



Statens vegvesen

# Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger -en litteraturgjennomgang

**RAPPORT**

Teknologiavdelingen

Nr. 2535



Geoteknikk- og skredseksjonen  
Dato: 2008-10-30



**Statens vegvesen**

## TEKNOLOGIRAPPORT nr. 2535

Tittel

### **Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger -en litteraturgjennomgang**

Vegdirektoratet  
Teknologiavdelingen

Postadr.: Postboks 8142 Dep  
0033 Oslo

Telefon: (+47 915) 02030

www.vegvesen.no

Utarbeidet av

Prosjektleder Carl Einar Amundsen (Bioforsk), Helen French (Bioforsk), Ståle Haaland (Bioforsk), Per Anker Pedersen (UMB), Gunnhild Riise (UMB) og Roger Roseth (Bioforsk)

Dato:

2008-10-30

Saksbehandler

K. Wike

Prosjektnr:

601945

Kontrollert av

J. Arntsen, A. Skrindo, I. Solfjeld og K. Wike

Antall sider og vedlegg:

98

#### Sammendrag

I litteraturundersøkelsen er det gjort en gjennomgang av litteratur innen hvilke miljøskader bruk av avisingskjemikalier i vinterdriften kan gi overflatevann (flora og fauna), grunnvann, på planter og i jord. Det gis vurderinger av de mest aktuelle alternativene til natriumklorid. Det gis også en oversikt over håndtering av salt overvann fra veg.

#### Summary

This review focus on environmental damages on surface water (flora and fauna), ground water, terrestrial plants and soil caused by using deicing chemicals in winter road maintenance . An evaluation of the most actual alternatives to sodium chloride is given. An overview of how to handle salt storm water from roads are also given.

#### Emneord:

Avisingskjemikalier, natriumklorid, NaCl, veier, jord, grunnvann, overflatevann, biologiske effekter, overvannshåndtering, planter og vegetasjon

# Forord

---

Det er gjort mange undersøkelser av miljøkonsekvensene ved vegsalting. I denne litteraturgjennomgangen er litteratur innen miljøkonsekvensene i overflatevann (flora og fauna), grunnvann, på planter og i jord nasjonalt og internasjonalt samlet.

Litteraturstudiet er gjennomført av Bioforsk Jord og miljø, i samarbeid med Universitet for miljø- og biovitenskap (UMB), med Bioforsk som hovedansvarlig. Forskere fra Danmark, Sverige og Finland har deltatt i en nordisk referansegruppe som har kommet med innspill til et foreløpig utkast av rapporten og bidratt med litteratur og kunnskap fra disse nordiske landene.

Resultatene fra litteraturgjennomgangen finnes i to rapporter:

1. Hovedrapport (Teknologirapport nr. 2535) som refererer og oppsummerer litteraturen som er brukt og som gir konklusjoner og anbefalinger for videre arbeid innen de fire hovedtemaene for rapporten: overflatevann, grunnvann, flora og fauna og overvannshåndtering og andre tiltak mot spredning og effekter av veisalt.
2. Referanserapport (Teknologirapport nr. 2540) hvor alle sammendrag eller abstracts av litteraturreferanser er gjengitt. Sammendragene er listet alfabetisk og finnes derfor i samme rekkefølge som i referanselisten i hovedrapporten.

Carl Einar Amundsen i Bioforsk har vært hovedansvarlig for litteratursammenstillingen. Jørn Arntsen og Kjersti Wike har vært kontaktpersoner ved Statens vegvesen. Rapporten er i sin helhet skrevet av Bioforsk.

# Innhold

---

1.	Sammendrag .....	5
2.	Definisjoner og ordforklaringer .....	10
3.	Innledning .....	13
3.1	Bakgrunn .....	13
3.2	Inndeling og gjennomføring av litteraturstudiet .....	13
3.3	Leserveiledning .....	13
4.	Oversikt over avisingskjemikalier .....	15
4.1	Innledning .....	15
4.2	Kloridbasert avisingskjemikalier .....	15
4.3	Organisk baserte avisingskjemikalier .....	16
5.	Effekter av avisingskjemikalier på jord .....	17
5.1	Effekter av avisingskjemikalier som inneholder klorid .....	17
5.1.1	Effekter på næringsbalansen i jord .....	17
5.1.2	Effekter på jordstruktur .....	17
5.1.3	Økt kolloidal transport i jord .....	18
5.1.4	Mobilisering av tungmetaller .....	18
5.1.5	Redusert hydraulisk ledningsevne i jord .....	19
5.2	Nedbrytning av organiske avisingskjemikalier .....	19
5.2.1	Generelt .....	19
5.2.2	Nedbrytningshastigheter .....	19
5.2.3	Oksygenforbruk .....	21
5.3	Avisingskjemikalier som inneholder acetat .....	21
5.4	Avisingskjemikalier som inneholder formiat .....	21
5.5	Propylenglykol .....	22
5.6	Urea .....	22
5.7	Karbohydrater .....	22
5.8	Tålegrenser for avisingskjemikalier i jord .....	23
5.9	Diskusjon og konklusjoner .....	24
6.	Effekter av avisingskjemikalier på vegetasjon langs vei .....	25
6.1	Innledning .....	25
6.2	Effekter på planter .....	25
6.2.1	Symptomer .....	25
6.2.2	Primære og sekundære effekter av høye saltnivåer .....	26
6.3	Opptak og transport av natriumklorid i planter .....	27
6.4	Fysiologiske mekanismer .....	27
6.5	Tilpasning til høye saltkonsentrasjoner .....	28
6.6	Betydning av endringer i jord .....	28
6.7	Testing av salttoleranse hos planter .....	28
6.7.1	Variasjon i salttoleranse mellom arter .....	28
6.7.2	Genetisk variasjon innen arter .....	29
6.8	Effekter som følge av naturlig saltpåvirkning .....	30
6.9	Skader på vegetasjon langs saltede veier .....	30
6.9.1	Sprutskader .....	30
6.9.2	Skader som følge av høyt saltinnhold i jorda .....	31
6.9.3	Endringer i den lokale artssammensetningen .....	33
6.10	Samspilleffekter .....	33
6.11	Diskusjon .....	34
6.12	Effekter av andre avisingskjemikalier på planter .....	36
6.13	Konklusjoner og anbefalinger .....	37
7.	Effekter av avisingskjemikalier på kulturplanter .....	38
7.1	Skader av natriumklorid langs vei .....	38
7.2	Relativ salttoleranse for kulturplanter .....	38
7.3	Diskusjon og konklusjoner .....	39
8.	Effekter av natriumklorid på fauna i jord .....	40

8.1	Innledning .....	40
8.2	Effekter av natriumklorid på virvelløse dyr i jord .....	40
8.3	Tålegrenser for natriumklorid hos jordfauna .....	41
8.4	Diskusjon og konklusjoner .....	41
9.	Andre økologiske effekter av natriumklorid.....	42
9.1	Effekter på pattedyr og fugler .....	42
9.2	Endringer i artssammensetning .....	42
9.3	Diskusjon og konklusjon.....	43
10.	Avisingskjemikalier i grunnvann .....	44
10.1	Miljøkonsekvenser .....	44
10.1.1	Egnethet som drikkevann .....	44
10.1.2	Oksygenforhold .....	45
10.1.3	Korrosjon .....	45
10.2	Transportegenskaper til avisingskjemikalier .....	45
10.3	Bruk av modeller i forbindelse med spredningsstudier .....	46
10.3.1	Spredning fra veg .....	46
10.3.2	Spredning i jord og grunnvann .....	47
10.4	Massebalansmodeller .....	48
10.5	Statistisk vurdering av sårbarhetsområder .....	49
10.6	Fysiske baserte modeller for spredning av avisingskjemikalier i jord og grunnvann .....	51
10.6.1	Avanserte numeriske modeller .....	53
10.7	Krav til data for modell simuleringer - usikkerhet.....	54
10.8	Eksempler på bruk av modeller .....	55
10.9	Tiltak.....	56
10.10	Vurdering av metodikk i forhold til norske forhold .....	57
11.	Kjemiske og biologiske effekter av avisingskjemikalier på overflatevann .....	60
11.1	Endringer i vannkvalitet over tid som følge av salting av vei .....	60
11.2	Effekt av natriumklorid på sirkulasjon i overflatevann .....	61
11.3	Effekt av natriumklorid på metallinnhold i vann .....	61
11.4	Effekter av natriumklorid på organisk materiale i vann .....	62
11.5	Konsentrasjoner av natriumklorid i overflatevann .....	62
11.6	Natriumklorid og effekter på akvatisk flora og fauna .....	63
11.6.1	Generelt .....	63
11.6.2	Akutte effekter .....	63
11.6.3	Akutte effekter for aktuelle norske arter .....	65
11.6.4	Langtidseffekter (kroniske effekter) .....	66
11.7	Oppsummering: akutte og kroniske effekter .....	67
11.8	Effekter av andre avisingskjemikalier .....	68
11.9	Ferskvannsarters tålegrenser for natriumklorid.....	70
11.10	Diskusjon og konklusjoner .....	70
12.	Tiltak mot effekter av avisingskjemikalier og overvannshåndtering .....	72
12.1	Vegsalting og konsentrasjoner av salt i overvann.....	72
12.2	Dagens overvannshåndtering .....	72
12.3	Tiltak mot saltforurensning .....	76
12.4	Tekniske renseløsninger .....	77
12.4.1	Destillering .....	78
12.4.2	Omvendt osmose .....	78
12.4.3	Elektrodialyse .....	78
12.4.4	Membrandestillasjon .....	78
12.5	Rensedammer og salt.....	78
12.6	Alternative avisingskjemikalier og rensedammer .....	82
12.6.1	Vurdering av oksygenforbruk (eller lignende overskrift) .....	83
12.7	Sammenfattende diskusjon overvannshåndtering og veisalt .....	83
13.	Referanser .....	85

# 1. Sammendrag

---

## Bakgrunn

Litteraturundersøkelsen fokuserer på hvilke miljøskader veisalt (natriumklorid) kan gi i overflatevann (flora og fauna), grunnvann, på vegetasjon (naturlige- og kulturplanter), samt i jord. Det gis også vurderinger av de mest aktuelle alternativene til vanlig veisalt (natriumklorid) brukt til avisning på vei. På bakgrunn av litteraturen som finnes gis vurderinger av tålegrenser for arter og naturtyper og det gis en beskrivelse av hvordan salt avrenning fra vei kan håndteres.

## Avisingskjemikalier som vurderes

To hovedgrupper avisingskjemikalier vurderes i rapporten: kloridbasert og organisk baserte kjemikalier. Blant de kloridbasert vurderes natriumklorid, kalsiumklorid og magnesiumklorid. Blant de organisk baserte vurderes natriumacetat, kaliumacetat, kalsiummagnesiumacetat, kaliumformiat, natriumformiat, propylenglykol og urea.

## Hovedresultater

### Jord

Natriumklorid gir endringer i jordstruktur og i sammensetningen av kationer på ionebyttesteder i jorda og i jordvæske. Dette kan resultere i endringer i pH i jord og jordvæske, samt endringer i den biogeokjemiske syklusen til forurensninger i jord (for eksempel økt mobilitet og tilgjengelighet av tungmetaller). Utvasking av kalsium og magnesium fra jord som følge av bruk av natriumklorid i vinterdriften fører til økt potensial for kolloid transport i jord, med mulig redusert hydraulisk ledningsevne ettersom porer blir blokkert av partikler. Økt mobilitet av organiske og uorganiske kolloider fører til økt mobilitet og utvasking av tungmetaller som bly og kobber fra forurenset overflatejord, mens tilførsel av klorid gir økt mobilitet av bl.a. kadmium og sink på grunn av dannelse av løselige kloridkomplekser.

Kalsiummagnesiumacetat inneholder kalsium og magnesium som er med på å stabilisere leirpartikler og dermed økt drenering og forbedret lufttilgang i jord (generelt bedre jordstruktur). Fordelen med kalsiummagnesiumacetat framfor natriumacetat eller kaliumacetat er at kalsium og magnesium bindes sterkere til jord enn natrium og kalium og gir lavere utlekking til grunnvannet. Høye nivåer av kalsium kan imidlertid føre til redusert tilgjengelighet av magnesium og kalium for planter.

Nedbrytning av acetat og andre organisk baserte avisingskjemikalier kan føre til oksygenmangel i jord fordi det forbrukes oksygen under nedbrytning. Dette kan gi økt transport av bl.a. jern og mangan fordi utfelte oksiderte forbindelser av jern og mangan reduseres, løses opp og blir mer mobile. Dette kan også føre til økt utvasking av tungmetaller fra jord.

For jord er det mer relevant å lage følsomhetsindeks eller fareindekser i stedet for tålegrenser. I slike sammenhenger er det nødvendig å forstå sammenhengen mellom jordtyper langs vei, egenskaper ved disse (for eksempel leirinnhold) og evt. endringer i sammensetningen over tid. Et slikt kriterium kan være forholdet mellom mengden natrium på ionebyttekomplekset og leirinnholdet i jord. På veistrekningslinjer som tilføres natriumklorid periodevis og som har et høyt leirinnhold, vil risikoen være høy for negative effekter i jord.

Mer detaljert kunnskap om sammenhengen mellom bruk av avisingskjemikalier på vei og effekter på flora og fauna er nødvendig for å utvikle tålegrenser for jord.

Analyser av jordkjemi (totalt- og vannløselig) langs vei bør utføres i større grad fordi dette gir rom for å skille mellom kort- og langtidseffekter av kjemikaliebruk i vinterdriften (direkte sprut vs. endrede vekstvilkår i jord). Endringer i jordegenskaper over tid ved bruk av alternative avisingskjemikalier er lite undersøkt i Norge. Slike undersøkelser vil være nyttig når anbefalinger til alternative avisingsmidler i vinterdriften skal lages.

## Mikroorganismer og fauna i jord

Mikroorganismer i jord i store områder langs sterkt trafikkerte veier som tilføres kan være skadet av natriumklorid. I jordøkosystemet er mikroorganismer, fauna og flora avhengig av hverandre og det er i dag uklart hvordan dette systemet påvirkes av ulike avisingskjemikalier eller kombinasjoner av kjemikalier.

Kroniske effekter på spretthaler i jord er påvist ved konsentrasjoner ned til 480 mg natriumklorid (eller 280 mg Cl/l), mens meitemark har vist seg å tåle noe mer natriumklorid. Som for organismer i vann inntreffer kroniske og subletale effekter ved saltkonsentrasjoner som er betydelig lavere enn ved de konsentrasjoner akutte effekter oppstår. Ved gjennomføring av effektstudier er det derfor viktig at kroniske og subletale effekter måles og ikke kun akutte.

Det er uklart hvor tålegrensen for klorid går for fauna i jord.

Dersom nedbrytningen av organiske avisingskjemikalier baseres på infiltrasjon i jord (og ikke oppsamling og rensing i dammer) er det viktig å undersøke hvilke jordtyper som vil kunne fungere som rensedium og hvilke som er uegnet som dette. Kombinasjoner av kloridholdige og organiske avisingskjemikalier kan medføre en dårligere nedbrytningskapasitet i jord av organiske kjemikalier. Slike mulige samspillseffekter må undersøkes nærmere.

## Planter

Registreringer av saltskade langs norske veier og laboratorieforsøk viser store forskjeller i toleranse hos furu (*Pinus silvestris*), gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula pendula*) når det gjelder saltopptak gjennom røttene. Overfor sprut derimot er alle tre arter temmelig følsomme. Hos furu og bjørk er sprutskader vanlige, men rotopptak gir sjelden store skader. Blant en del grasarter som er vanlige i grøntanlegg er følgende rangering gjort: flerårig raigras (mest tolerant) > rødsvingel > krypkvein > stivsvingel > engrapp > sauesvingel > engkvein (minst tolerant). Også blant disse grassortene er det forskjeller mellom sortene innen artene. Også blant stauder (for eksempel Geranium) er det vist å være betydelige forskjeller mellom sorter og enkelte sorter bør ikke brukes selv i områder med moderat natriumklorid eksponering.

I flere undersøkelser (også norske) er det vist at avsetningen av lufttransportert natriumklorid avtar eksponentielt med økende avstand fra veibanen og de største sprutskadene finnes vanligvis innenfor en sone på ca. 10 meter fra veien, unntaksvis noe mer. Det meste av denne spredningen skjer via avrenning og ikke via luft. Skog langs veien er vist å være effektiv til å fange opp saltsprut og på denne måten redusere spredningen fra vei. Variasjon i lokale jord- og klimaforhold er avgjørende for omfanget av saltskader på vegetasjon.

Endringer i artssammensetningen langs veg er en naturlig konsekvens av tilførsel av natriumklorid og undersøkelser tyder på at gran vil bli utkonkurrert langs enkelte veistrekninger. Alternative avisingskjemikalier har også effekter på planter, men flere undersøkelser tyder på at effektene er mindre enn ved bruk av natriumklorid. Det er behov for mer inngående dokumentasjon av disse effektene før det kan gis klare anbefalinger vedrørende bruk av alternative avisingskjemikalier langs norske veier.

I bysentra er fartsgrensene lave og risiko for saltsprutskader er små. Saltskader på grunn av opptak fra jorda er imidlertid et alvorlig problem. Det kan ta lang tid før skadesymptomene opphører i et slikt miljø hvis saltingen opphører. Trolig skyldes dette forsinket utvasking av salt pga faste dekker som asfalt og stein.

Tålegrensen for salt kan angis ved å relatere vekstforstyrrelser eller omfang av skadesymptomer til konsentrasjon av klorid eller natrium i blader, jord, jordvæske og evt konsentrasjoner i vanningsvann eller tålegrensen kan relateres til dosering av en viss mengde natriumklorid til jord.

Det er imidlertid problematisk å fastsette tålegrenser som er anvendelige i en gitt feltsituasjon fordi skadeomfanget avhenger av en rekke flere faktorer. Symptomutvikling og konsentrasjonsendring i plantevevet kan foregå ulikt over tid og forholdet mellom dem vil derfor avhenge av tidspunktet for prøvetaking. Natriumklorid gir skade på planter både ved opptak gjennom røttene og ved direkte sprut/avsetning og det er ikke nødvendigvis sammenheng mellom toleranse overfor sprut og rotopptak.

Det anbefales at det i størst mulig grad benyttes planter som tolerer forhøyde saltnivåer og at det ved valg av planteslag tas hensyn til hvilken eksponeringsmåte som er dominerende på stedet. Det er behov for ytterligere dokumentasjon av effekter og utvalg av saltolerante planteslag til bruk langs saltede veier og dokumentasjon av de store variasjonene i skader på grunn av saltsprut.

## Overflatevann

Innsjøer i Norge som er påvirket av bruk av natriumklorid i vinterdriften har utviklet saltgradienter (forskjellen mellom vann fra overflatesjiktet og bunnsjiktet > 10 mg Cl/l). I bunnvannet til saltpåvirkede innsjøer fører oksygenvinn til høyere konsentrasjoner av jern og mangan i vannfasen. Bruk av kloridsalter kan medføre økte konsentrasjoner av tungmetaller og basekationer (bl.a. Ca og Mg) i overflatevann.

Tilførsel av natriumklorid til jord fører til høyere ionestyrke i jordvæska som gir redusert løselighet av humusstoffer og dermed lavere humusinnhold i vann. Dette resulterer i dårligere buffersystemer og innsjøens lys- og temperaturforhold vil kunne endres.

Kloridkonsentrasjonen i norske innsjøer ligger i all hovedsak i området 1 - 10 mg/l, selv om kystnært overflatevann kan ha et noe høyere innhold (30 mg/l). Konsentrasjoner av salt i veiavrenning kan være opp mot 10 gram per liter.

Akutte effekter ved eksponering <4 dager, akutte effekter ved eksponering 1 uke og kroniske effekter oppstår ved Cl-konsentrasjoner på hhv. (ca.) 6000 mg/l, 1100 mg/l og 560 mg/l dersom det tillates effekter på 50 % av organismene (EC<sub>50</sub>) (fisk, krepsdyr, alger). Dersom det tillates effekt på bare 5% av organismene kan kroniske effekter oppstå ved Cl-konsentrasjon på ca. 200 mg/l (basert på kanadiske undersøkelser). Endringer i artssammensetning og fysiologiske endringer hos enkeltarter (kroniske effekter) oppstår med andre ord ved langt lavere konsentrasjoner enn akutte effekter. Den generelle trenden i en rekke undersøkelser er at de kloridbaserte avisingskjemikalierne er mindre giftig overfor vannlevende organismer (fisk, krepsdyr, alger) enn de som er basert på acetat. Natriumklorid synes å være det minst giftige kjemikaliet blant de kloridbaserte, mens kalsiummagnesiumacetat er minst giftig blant de acetatbaserte.

Tas i betraktning at de organiske forbindelsene (formiat, acetat) brytes ned i umettet sone i jord, er det imidlertid mindre sannsynlig at disse vil medføre negative effekter i vann. Dette vil naturlig nok avhenge av at de organiske avisingskjemikalierne infiltrerer i jord og ikke renner direkte ut i overflatevann.

Internasjonale sammenstillinger viser at sammenhengen mellom kloridnivåer i ferskvann og akutte og kroniske effekter på fisk, krepsdyr og alger er relativt godt kjent (se over) og tålegrenser for fisk og invertebrater kan trolig etableres i dag ved å gå grundigere inn i det datamaterialet som finnes. Det må imidlertid diskuteres hvilke organismer og naturtyper som er de mest følsomme og hvor godt beskyttet det er ønskelig (og økonomisk tilrådelig) at disse skal være. Det finnes betydelig mindre data tilgjengelig når det gjelder effekter av andre avisingskjemikalier enn natriumklorid og tålegrenser for disse vil være beheftet med større usikkerhet.

## Grunnvann

Nedbrytning av organiske avisingskjemikalier øker med temperaturen, og næringstilskudd (N+P) øker nedbrytningshastighetene. Det er derfor viktig å sikre nok oppholdstid i umettet sone for å sikre at



kjemikaliene brytes ned før smeltevannet når grunnvannet. Sommeren har høyere jordtemperaturer og vil sannsynligvis øke nedbrytningshastighetene.

Organiske avisingskjemikalier har ulikt oksygenforbruk, men generelt er det slik at nedbrytning av disse ofte medfører økte jern- og mangankonsentrasjoner i grunnvann fra belastede jordprofiler og kan gi ulemper i forhold til bruk som drikkevann. Bruk av organiske avisingskjemikalier er også vist å kunne gi økte konsentrasjoner av bl.a. magnesium, sink, barium, kalsium og natrium, samt høyere pH i grunnvann. Nedbrytning av propylenglykol under anaerobe forhold kan gi dannelse av giftige merkaptaner, som gir en rotten lukt.

En rekke modeller kan benyttes for å beregne tålegrense under gitte forutsetninger. I tillegg til innhold av natrium og klorid er det relevant å se på andre elementer enn dem som benyttes som avisingskjemikalie. Årsaken er at kjemikaliene vil brytes ned til andre stoff som for eksempel kan måles som TOC, eller det kan skje kjemiske ionebyttereaksjoner som vasker ut andre elementer fra jorda,. Jern og mangan er elementer som typisk opptrer med høyere konsentrasjoner der det skjer en nedbrytning av organiske stoffer.

For å hindre uheldig påvirkning av grunnvann er fortykning av avrenning fra veg et viktig tiltak. For å beregne fortykningspotensialet for det nasjonale veinettet, kan ulike massebalansemodeller benyttes sammen med informasjon om salt-tilførsler og overskuddsnedbør (infiltrasjon). Det kreves gode meteorologiske data og data om grunnforhold i slike beregninger. Andre tiltak kan være å hindre infiltrasjon langs sårbare strekninger (oppsamling av overvann), velge nedbrytbare avisingskjemikalier eller kombinasjoner av avisingskjemikalier, eller manipulere grunnvannsstrømning slik at sårbare resipienter eller installasjoner (brønner) ikke får tilsig fra veg.

## Overvannshåndtering

Forurensning og miljøproblemer knyttet til natriumklorid og andre avisingskjemikalier kan delvis avhjelpes gjennom en resipienttilpasset overvannshåndtering. Iverksetting av tiltak forutsetter at det er utført en kartlegging av resipientene langs vegen med hensyn til sårbarhet for tilførsel av vegsalt. Siden vegsalt, og spesielt klorid, vanskelig lar seg rense, vil de viktigste tiltakene være (1)fortynning og (2)bortledning av vann med høye konsentrasjoner av vegsalt.

Overvannssystemene som bygges langs motorveger i Norge har i hovedsak en utforming som skal bidra til å samle opp overvann langs lengre vegstrekninger og føre dette kontrollert til utslipp (og eventuelt behandling) i nærmest lavpunkt. Bortledning av saltholdig overvann fra sårbare resipienter er tatt i bruk for å sikre grunnvannsressurser brukt til drikkevann. I Sverige, Finland og Norge er det eksempler på ulike løsninger for oppsamling og bortledning av overvann. Aktuelle løsninger for oppsamling kan være (1)kantstein og sluk langs asfaltkant og (2)bruk av tette membraner i veggrofter. Effekten av tiltakene øker med graden av oppsamling.

Tilrettelegging for lokal infiltrasjon av saltholdig overvann langs veglinja vil bidra til å redusere saltkonsentrasjonene tilført sårbare bekker, tjern og innsjøer. Tiltaket fordrer løsmasser med en viss vannledningsevne og infiltrasjon kan ikke utføres der det er sårbart grunnvann. Løsninger for optimalisert infiltrasjon i vegetasjonskledde veggrofter er en vanlig håndteringsstrategi internasjonalt og er også utprøvd i Norge.

I Norge er rensedammer det vanligst brukte tiltaket for behandling av overvann før utslipp til resipient. Veisaltet fjernes ikke, men undersøkelser viser at høye konsentrasjoner blir utjevnet. Avhengig av utforming og dimensjonering vil det dannes saltsjiktning i rensedammer som vil kunne påvirke oppholdstid og renseprosesser i dammen. Forholdene knyttet til disse prosessene og hvilke utforming og dimensjonering av rensedammene som er mest miljømessig gunstig med hensyn til salt og andre forurensninger er komplekse, og må undersøkes nærmere.

Avhengig av vinterklima og snøfall vil snøbrøyting og snøsmelting kunne bety mye for utlekking og transport av salt og andre forurensninger fra veg. Selektiv utsmelting fra snø vil føre til at salt og andre vannløselige komponenter i hovedsak vil følge det første smeltevannet ut, mens partikler, PAH og

oljeforbindelser vil frigjøres først ved det siste smeltevannet. Sårbare områder vil kunne beskyttes mot salt og forurensning gjennom bortkjøring av brøytesnø, for deponering på lokaliteter med egnede tiltak og lite sårbare resipienter. Brøyting med fresing av snø ut på større kantarealer langs veggen kan være et enkelt tiltak for økt infiltrasjon og fortynning av vegsalt i snøen.

Bruk av andre avisingskemikalier er vurdert i forhold til mulige tiltak knyttet til overvannshåndtering. Knyttet til rensedammer forventes kalsium- og magnesiumklorid å gi små endringer i forholdene sammenlignet med natriumklorid, men midlene kan øke flokkulering og sedimentasjon. Alle de ulike organiske avisingsmidlene vil ha potensiale til å skape oksygenfrie forhold i bunnvannet i rensedammene, og spesielt dersom saltsjiktning opprettholdes utover våren og sommeren. Dette vil kunne bidra til mobilisering av forurensning fra sedimentert slam.

## 2. Definisjoner og ordforklaringer

---

### Vann

Grunnvann: Vann under jordens overflate i den mettede sonen i grunnen.

Overflatevann: Innsjøer, elver, bekker og andre vannansamlinger som ligger åpent i dagen og er i direkte kontakt med atmosfæren.

Ferskvann: Overflatevann med lite innhold av oppløste salter (deriblant NaCl), i motsetning til brakkvann og saltvann.

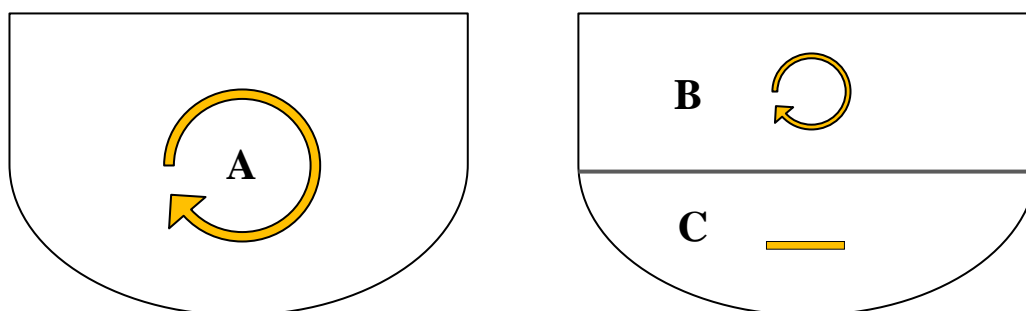
Holomiktisk innsjø: Innsjø med vannmasser som sirkulerer vertikalt (fra topp til bunn) en eller flere ganger i året (Figur 1). Hovedårsaken til dette er utjevning av vannets tetthetsforskjeller i hele vannmassen, slik at hele vannsøylen kan sirkulere vertikalt ved hjelp av vind. Sirkulering av vannmassene er viktig for fordeling av kjemiske forbindelser (for eksempel næringsstoffer og ulike gasser) og termisk energi. Manglende sirkulering kan medføre oksygenvinn og frigjøring av fosfor og metaller som jern og mangan fra sedimentoverfalder.

Meromiktisk innsjø: Innsjø der vannmassene ikke blander seg (ikke sirkulerer) fullstendig i løpet av året (Figur 1). Meromiktiske innsjøer har et oksygenfattig bunnsjikt med høy konsentrasjon av salter. Det finnes flere typer meromiktiske innsjøer, klassifisert etter hvordan de meromiktiske innsjøene har blitt dannet (for eksempel ved indre eller ytre påvirkning). En stor andel av kjente meromiktiske innsjøer i Europa er lokalisert i Sørøstnorge. Grunnet spesiell akvatisk flora og fauna, som har utviklet seg over lang tid, anses flere naturlige meromiktiske innsjøer som verneverdige.

Monimolimnion: Dette er det stagnerte bunnlaget i meromiktiske innsjøer som ikke sirkulerer.

Mixolimnion: Det øvre laget i en meromiktisk innsjø som sirkulerer. Dette sjiktet kan ha en noe forhøyet saltkonsentrasjon, men er ellers kvalitetsmessig forholdsvis lik en holomiktisk innsjø.

Kjemoklin: Markant vertikal tetthetsgradient (endringer i saltkonsentrasjonen nedover i dypet) i en innsjø.



Figur 1: Tverrsnitt av to hovedtyper innsjøer mhp sirkulasjonsmønster. (A) Holomiktisk innsjø der hele vannmassen sirkulerer en eller flere ganger i året, samt en meromiktisk innsjø med et topplag (B - mixolimnion) som sirkulerer, og et bunnlag (C - monimolimnion) som ikke sirkulerer (er stagnert). Dette bunnlaget er ofte anriktet med salter og næringsstoffer. C har også som regel lite oksygen og kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av karbondioksid og/eller jern, mangan og hydrogensulfid (giftig). Overgangen mellom B og C har gjerne et skarpt kjemisk skille (en markant kjemoklin).

Tålegrense (dose begrepet): Som oftest satt med bakgrunn i dose-respons forsøk, der effekter på organismer blir vurdert etter at organismene har blitt utsatt for en viss konsentrasjon (for eksempel NaCl i ferskvann) over en gitt tidsperiode. Det er viktig å skille begrepet dose fra begrepet konsentrasjon. I litteraturen er begrepet "Lethal concentrations" ofte brukt, men da sammen med et tidsaspekt (for eksempel at forsøket varte i 4 dager). LC50 (dødelig konsentrasjon, der 50% av organismene dør) må derfor ikke tolkes slik at dette er den konsentrasjonen som fører til at halvparten av organismene dør momentant eller i det lange løp; LC50 er alltid knyttet til et helt spesifikt tidsrom som vil variere mellom forsøksoppsettene. Vi har forsøkt å tilstrebe en konsistens i dette ved også å oppgi tidsrommene. Det finnes i tillegg begrep som LD50 (dødelig dose der 50% av organismene dør), men her opererer man med konsentrasjon per kroppsvekt av organisme - noe som ofte er upraktisk i naturen (alger, blomster etc.). Begrepet LC50t, (dødelig konsentrasjon for 50% av organismene etter eksponering over tidsrommet t), er også brukt og tilsvarer LC50 når vi oppgir tidsperioden for forsøket. Det finnes standardorganismer (ISO standarder) som testes mot eksponering av kommersielle produkter, men det vil alltid være avvik mellom vannforekomster og standardorganismer vil ofte falle utenfor lokale interesser.

Tålegrense (dødelig vs skadelig): Det er viktig å skille på grad av effekt; "dødelig" er ikke det samme som "skadelig". I denne sammenhengen er begrepene LC50 (se avsnittet over) og EC50 (effektiv konsentrasjon) mye benyttet. EC50 er den konsentrasjonen av et stoff (for eksempel et avisningsmiddel) som gir en spesifikk effekt under testbetingelser etter en bestemt tid i 50 % av organismene som testes. Her kan det for eksempel være snakk om den konsentrasjonen (over en bestemt tidsperiode) som skal til for at halvparten av en bestemt fiskeart skal vise synlige effekter av ett eller annet slag, for eksempel redusert svømmekapasitet. EC50 er som regel vesentlig lavere enn LC50 (LC må betraktes som et mål på en ytterste konsekvens, hvor en andel av organismene faktisk dør). En skal også være klar over at det ikke trenger å være 50% som benyttes i disse tålegrensebegrepene, men 50% er ofte benyttet.

PNEC - Predicted no effect concentration. Konsentrasjoner lavere enn PNEC er ikke forventet å ha negative effekter.

EC50 - konsentrasjon som medfører effekt på 50% av organismene.

LC50,20 - konsentrasjon som medfører at hhv. 50 og 20 % av organismene dør.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) er et mål på mengde oksygen (mg O<sub>2</sub>/l) som er nødvendig for å bryte ned en organisk forbindelse kjemisk. Nedbrytningen skjer oftest ved bruk av KMNO<sub>4</sub>, av og til med K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> som er et sterkere oksidasjonsmiddel.

Biologisk oksygenforbruk (BOF) er et mål på mengde oksygen (mg O<sub>2</sub>/l) som er nødvendig for å bryte ned en organisk forbindelse biologisk. BOF måles vanligvis over 5 (BOF<sub>5</sub>) eller 7 dager (BOF<sub>7</sub>).

## Jord

Kationbyttekapasiteten (CEC-cation exchange capacity, mmolc kg<sup>-1</sup>): et mål på den totale mengden kationer som en jord kan binde/adsorbere. CEC måles vanligvis ved å ekstrahere jord med en løsning som inneholder stort overskudd av NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (for eksempel 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) eller Ba<sub>2</sub><sup>+</sup>(1M BaCl<sub>2</sub>). I naturlig norsk jord er det vanligvis H<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> og Mg<sup>++</sup> som er de kvantitativt viktigste kationene som er bundet til jord, mens mengden K<sup>+</sup> og Na<sup>+</sup> er lavere.

Basemetningsgraden (BS-base saturation, %) beskriver andelen utbyttbare basekationer (Ca, Mg, K, Na) i forhold til total mengde utbyttbare kationer som er bundet i jorda (Ca, Mg, K, Na, H, Al, Fe).

I forbindelse med høye saltnivåer i jord (både naturlig og etter tilførsel fra vei) er to begreper brukt for å beskrive innholdet av salt i jord og jordvæske:

Exchangeable sodium percentage (ESP-definert som (Na/CEC)\*100) er et uttrykk for hvor stor prosentandel av ionebyttekomplekset i jord som er besatt av natrium.

Sodium adsorption ration (SAR- definert som  $(Na/(Ca+Mg))^{1/2}$ , mmolc l<sup>-1</sup>) er et uttrykk for forholdet mellom natrium og kalsium+magnesium i jordvæsken.

SHI - salt hazard index = ESP (exchangeable sodium percentage) x leirinnhold i jord (%). Dette er en indeks som kan brukes for å uttrykke faren for erosjon som følge av økt innhold av natriumklorid i jord.



mindre undersøkelser i vitenskapelige tidsskrifter, mens mye av litteraturen finnes som rapporter og brosjyrer hvor eksempler på tiltak er beskrevet.

Felles for de fleste kapitler er at de avrundes med diskusjon og konklusjon. I denne delen av sammenstillingen legges det vekt på diskusjon av tålegrenser for natriumklorid og alternative avisingskemikalier. I kapitler hvor dette er relevant diskuteres spesielt hvordan opplysningene fra litteratursammenstillingen kan brukes i forhold til utarbeidelse og etablering av tålegrenser.

## 4. Oversikt over avisingskjemikalier

### 4.1 Innledning

Natriumklorid har vært og er det mest brukte kjemikalie som brukes i Norge og flere andre land for å forebygge og fjerne is fra veibanen. Skadevirkninger på miljøet, korrosjon på veikonstruksjoner og kjøretøyer har ført til økt fokus på alternativer til natriumklorid. Grovt kan disse deles inn i kloridbaserte produkter og organisk baserte produkter (tabell 1). En del av disse er utprøvd på vei, enten separat eller i kombinasjon med natriumklorid. Produkter som propylenglykol er mye brukt på flyplasser i Norge og andre land, men lite brukt på vei.

De to gruppene avisingskjemikalier (klorid og organisk baserte) har to ulike hovedvirkningsmekanismer. Klorid involverer i første rekke kjemiske og fysiske prosesser, mens de organiske midlene i tillegg involverer mikrobiologiske prosesser i jord og vann. Selv om virkningsmekanismene er forskjellige kan imidlertid effektene i noen sammenhenger være like. Dette kommer tydelig fram bl.a. i kapittel 5.

Tabell 1: Oversikt over avisingskjemikalier aktuelle for bruk på vei.

Gruppe	Primær bestanddel	Kjemisk betegnelse	<sup>1)</sup> Kjemisk oksygenforbruk (KOF)/Biologisk oksygenforbruk (BOF) <sup>2)</sup>
Kloridbaserte	Natrium klorid	NaCl	0
	Magnesium klorid	MgCl <sub>2</sub>	0
	Kalium klorid	KCl	0
Organisk baserte	Kaliumformiat (K-formiat)	KCOOH	0,35/0,27
	Natrium formiat (Na-formiat)	NaCOOH	
	Kalsium-magnesium-aceat (CaMg-acetat)	CaMg(CH <sub>3</sub> COO) <sub>4</sub>	1,07/0,7
	Natrium magnesium acetat (NaMg-acetat)	NaMg(CH <sub>3</sub> COO) <sub>3</sub>	
	KaliumAcetat (K-acetat)	KCH <sub>3</sub> COO	
	Natriumacetat (Na-acetat)	NaCH <sub>3</sub> COO	
	Monopropylen glykol (MPG)	CH <sub>3</sub> CHOCH <sub>2</sub> OH	1,69/0,9
	Fruktose/glukose/natriumklorid	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub> / C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub> /NaCl	
Andre	Urea	(H <sub>2</sub> N) <sub>2</sub> CO	2,13 <sup>3)</sup> /2,0

1) Oksygenbehov ved fullstendig nedbrytning av 1 mg/l avisingskjemikalium. 2) g KOF, BOF/g avisingskjemikalium; 3) 2,13 er teoretisk oksygenforbruk ved nedbrytning til NH<sub>4</sub>.

Nedenfor gis en kort beskrivelse av avisingskjemikalier som er nevnt i tabell 1 og som ansees å være de viktigste i vinterdriften av vei i Norge.

### 4.2 Kloridbasert avisingskjemikalier

Natriumklorid er det dominerende kjemikalie brukt i vinterdriften og inneholder 40% natrium og 60% klorid (vektprosent). I tillegg inneholder det mindre mengder kalsium, magnesium og sulfat (Amundsen og Roseth 2007). Kalsiumklorid og magnesiumklorid brukes også til avising, men i mindre grad enn natriumklorid. Både kalsiumklorid og magnesiumklorid brukes til støvbinding på grusvei. Kaliumklorid brukes i svært liten grad i vinterdriften av vei.



Kloridsaltene er lett vannløselige og dissosierer (går i oppløsning) når de brukes på vei. Kationene  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$   $\text{Ca}^{2+}$  har forskjellige kjemiske, fysiske og biologiske egenskaper og gjør at effektene av disse i jord og vann vil være forskjellige. Dette blir nærmere diskutert i kapitlene under.

### 4.3 Organisk baserte avisingskjemikalier

Acetat ( $-\text{CH}_3\text{COO}$ ) og formiat ( $-\text{COO}$ ) er lett nedbrytbart, er vannløselig og har generelt lav giftighet i vann. Bioakkumulering er ikke forventet. Både acetat og formiat opptrer naturlig i jord og potensialet for adsorpsjon er liten pga. negativ ladning. KOF/BOF for acetat og formiat er hhv. 1,07/0,7 og 0,35/0,27. Nedbrytningen av formiat er med andre ord mindre oksygenkrevende enn acetat.

De vanligste avisingskjemikalier som inneholder acetat er kalsiummagnesium acetat, natriumacetat, kaliumacetat og natriummagnesium acetat, mens de mest vanlige formiatbaserte avisingskjemikaliene er kaliumformiat og natriumformiat. Som for de kloridbaserte avisingskjemikaliene vil en vesentlig del av forskjellene i miljøkonsekvenser mellom disse være bestemt av egenskapene til kationene i saltet.

Propylenglykol er lett biologisk nedbrytbart, har ikke potensiale for bioakkumulering, er fullstendig løselig i vann og har meget lav toksisitet. KOF/BOF for nedbrytning av PG er 1,69/0,9 dvs. det kreves noe høyere enn acetat og formiat (tabell 1).

Urea består av amidnitrogen  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  og er et hvitt fast stoff som er lett løselig i vann (1080 g/l ved 20 °C). Urea transporteres med sigevannet gjennom jord fordi det er et uladet molekyl. Urea har meget lav toksisitet, er bioakkumulerbar og brytes lett ned. Det teoretiske oksygenbehovet for nedbrytning av urea er beregnet til 2,13/2,0 mg/l (tabell 1).

Ulike (bi)produkter fra landbruket er en gruppe organiske stoffer som kan brukes til avising på vei. Dette er ulike produkter av hydratisert stivelse som alle har lav giftighet men som forbruker oksygen ved nedbrytning i jord.

Det er viktig å være oppmerksom på at KOF/BOF verdiene for avisingskjemikaliene (tabell 1) er basert på fullstendig nedbrytning av løsning med konsentrasjon 1 mg/l og at kjemikaliene kan brukes i andre konsentrasjoner enn dette. Verdiene i tabell 1 egner seg derfor kun som en sammenligning mellom kjemikalier.

# 5. Effekter av avisningskjemikalier på jord

---

## 5.1 Effekter av avisningskjemikalier som inneholder klorid

Både uorganisk ( $Cl_{uorg}$ ) og organisk ( $Cl_{org}$ ) klorid finnes i vann, jord og luft (Svensson *et al.* 2007).  $Cl_{uorg}$  er mye brukt som tracer i hydrologiske studier fordi det er antatt at  $Cl_{uorg}$  er inert. Studier de siste 10 årene viser imidlertid at  $Cl_{uorg}$  deltar i en kompleks biogeokjemisk syklus hvor jord kan opptre både som kilde og lager for  $Cl_{uorg}$  (Svensson *et al.* 2007). Undersøkelser av nedbør, jord og avrenning i et lite nedbørfelt i Sverige viste bl.a. at jorda er dominert av  $Cl_{org}$  og at mengden  $Cl_{uorg}$  som går inn og ut av nedbørfeltet er bare ca. 3 % av den totale mengden klor ( $Cl_{org} + Cl_{uorg}$ ) som er lagret i systemet. Avrenningen fra området var dominert av  $Cl_{uorg}$ . Avrenningen av  $Cl_{org}$  viste klare sesongvariasjoner og Svensson *et al.* 2007 mener det er behov for ytterligere forskning på hvordan klorid oppfører seg i jord og nedbørfelt for å kunne estimere betydningen av veisalt i slike systemer.

Effektene av natriumklorid på jord kan oppsummeres i følgende hovedgrupper (Green *et al.* 2008):

1. Effekter på jordstruktur og endringer i sammensetningen av kationer på ionebyttesteder i jorda og i jordvæske. Dette kan resultere i endringer i pH i jord og jordvæske, samt endringer i den biogeokjemiske syklusen til forurensninger i jord (for eksempel økt mobilitet og tilgjengelighet)
2. Økt potensial for kolloid transport i jord
3. Økt mobilitet av tungmetaller i jord
4. Mulig reduksjon i hydraulisk ledningsevne i jord ettersom porer blir blokkert av partikkel og kolloid transport
5. Endringer mot mer salttolerant mikroflora og mikrofauna i jord

### 5.1.1 Effekter på næringsbalansen i jord

Flere undersøkelser viser at andelen  $Na^+$  som er bundet i jord langs saltet vei har økt med tiden og at andelen Ca er redusert (for eksempel Norrström og Jacks 1998; Norrström og Bergstedt 2001; Czerniawska-Kusza *et al.* 2004). Dette viser at  $Na^+$  bytter ut  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $NH_4^+$  og andre kationer fra ionebyttekomplekset og kan føre til at innholdet av næringsstoffer reduseres.

Utvasking av Ca fra jord fører til lavere basemetningsgrad (BS) i jord, samtidig som tilgangen på luft og vann reduseres når aggregatstabiliteten reduseres. Dette vil gi dårligere vekstvilkår for planter (Norrström og Bergstedt 2001).

Veistøv inneholder vanligvis relativt store mengder Ca og Mg slik at overflatejord ved vei ofte har en relativt høy basemetningsgrad som avtar med økende avstand til veien (Bernhardt-Römermann *et al.* 2006). Dette vil imidlertid være en effekt som gjelder i det øverste jordlaget. Jord lenger ned i profilet hvor veistøvet ikke tilføres vil være mer utsatt for utvasking av Ca og Mg, med påfølgende redusert BS, lufttilgang og vanntilførsel.

### 5.1.2 Effekter på jordstruktur

Jord som inneholder leire og silt er avhengig av Ca (og til dels Mg) for å danne stabile aggregater. Når konsentrasjonen av Ca blir for lav går aggregatene i oppløsning og leirpartikler og kolloider i jord blir mer utsatt for spredning med vann (dispergering av kolloider). En annen årsak til økt dispergering av kolloider i jord er at Na-ionet er omgitt av et vannlag som virker dispergerende. Norrström og Jacks (1998) viste at utvaskingen av Ca var sterkere nær veien og at utvasking også skjedde i dypere lag av jorda (ned mot 0,5 m).

Bruk av kalsium- og magnesiumklorid i blanding med natriumklorid vil redusere eller oppheve den negative effekten Na har på jordstruktur.

### 5.1.3 Økt kolloidal transport i jord

I utgangspunktet vil økt saltinnhold stabilisere kolloider (mindre elektrostatisk frastøtning), men på grunn av utvasking av Ca og Mg som er viktige for stabilisering av aggregater i jord (Norrström 2005; Norrström og Bergstedt 2001; Bäckström *et al.* 2004), vil salttilførselen øke den kolloidale transporten. Dette gjelder særlig i nedbørepisoder hvor jord på forhånd er tilført salt. I leirjord som inneholder mye 2:1-leirmineraler (for eksempel montmorillonitt) vil tilførsel av natriumklorid også kunne føre til svelling og i enkelte sammenhenger kan denne utbyttingen gi økt fare for kvikkleire.

Spredningen av kolloider i jord er en funksjon av hvor stor andel av kationene på ionebyttestedene i jorda som finnes som Na (ESP) og ionestyrken eller saltinnholdet i jordvæsken. Norrström og Bergstedt (2000) refererer til et klassifiseringssystem utviklet av Shainberg og Letey (1984) hvor forholdet SAR/ESP og ledningsevnen i vann ble brukt for å klassifisere risikoen for kolloidal transport (SAR er et uttrykk for forholdet mellom natrium og kalsium+magnesium i jordvæsken). Ifølge dette systemet vil jord med ledningsevne lavere enn 0,2 mS/cm i jordvæsken og forhold SAR/ESP 0 til 3 være utsatt for kolloidal transport. Dette gjelder for eksempel jord som over tid er tilført mye natriumklorid og som tilføres nedbør som har lav ionestyrke. Norrström og Bergstedt (2000) fant at denne klassifiseringen stemte noenlunde bra med transporten av Pb i jorda (kolonnetester), men at dette ikke alltid var tilfelle. En av forklaringene er at systemet som Shainberg og Letey (1984) utviklet var basert på andre jordtyper med andre pH-verdier enn de som ble brukt i forsøkene til Norrström og Bergstedt (2000).

pH er viktig for stabiliteten til kolloider i jord fordi ladningen til mange jordkolloider er pH-avhengig og negativt ladete kolloider antas å være mer mobile enn positivt ladete kolloider. pH endrer overflateladningen til leirmineraler, Al- og Fe-oksider. Oksider er vanligvis positivt ladet ved pH-verdier under 7 og negativt ladet ved verdier over 7. Dette vil variere med type leirmineral og hvor krystallinske oksidene er. pH i veistøv er vanligvis rundt 8 (Amundsen *et al.* 1999).

### 5.1.4 Mobilisering av tungmetaller

Midlertidig senkning av pH pga ionebytteprosesser (Bäckström *et al.* 2004; Appelo og Postma, 1996) vil resultere i økt mobilisering av metaller. Undersøkelser av jordvann (tatt med Prenart tensjonslysimetere) ved to veier i Sverige viste at mobiliseringen av kadmium og sink først og fremst kan forklares med forsurnings- og ionebytteprosesser. Mobiliseringen av Pb ble funnet å være svært lav, noe Bäckström *et al.* (2004) forklarte med enten svært god binding i jord eller at den mobile fraksjonen av Pb i jorda allerede var vasket ut.

Generelt synes økt utvasking av kolloider (både uorganiske og organiske) å resultere i økt mobilitet av Pb og Cu (Norrström 2005; Bäckström *et al.* 2004). Transporten av kolloider ser ut til å skje etter saltingssepisoder med påfølgende tilførsel av nedbør (eller generelt vann med lavt elektrolyttnivå).

Kadmium og sink danner klor- og hydroksidkomplekser og flere har vist at salting fører til økte konsentrasjoner av disse metallene i væskefasen i jord (Norrström 2005; Amrhein *et al.* 1992; Bauske og Goetz 1993).

Granato *et al.* (1995) rapporterte om økte konsentrasjoner av kalsium, magnesium, kalium, mangan, barium, strontium, jern og sink i grunnvann nedstrøms veier som var tilført kjente mengder natriumklorid, kalsiummagnesiumacetat og kalsiumklorid. I forsøket ble det utført målinger av grunnvannskonsentrasjoner av en rekke elementer samt pH i grunnvann oppstrøms og nedstrøms en motorvei. Grunnvannsstrømningen var vinkelrett på veien som ble tilført og fire ulike områder ble overvåket. Resultatene viste ulik grad av utjevning gjennom året, fra årlige sykluser med en variasjon på mellom ca. 50 - 600 mg Cl/l, til mer stabile konsentrasjoner som varierte mellom 50-100 mg Cl/l. Selv om tilsatt salt tilsvarte mer enn 70 ganger ionebyttekapasiteten (CEC) i området, gav

ionebyttereaksjoner en merkbar endring i vannkjemi. Det ble også observert en nedgang i pH tilsvarende en fordobling i antall frie H<sup>+</sup> ioner. Dette skjer selv om det skjer en pH økning i umettet sone (i dette tilfelle ca.6m dyp).

### **5.1.5 Redusert hydraulisk ledningsevne i jord**

Mobilisering av kolloider i det øvre jordsjiktet langs veien kan føre til redusert hydraulisk ledningsevne dersom kolloidene feller ut lenger ned i jordprofilen. Er teksturen i jorda grov, som den er i de fleste veitraseer vil kolloidene kunne transporteres ned til grunnvannet. Redusert hydraulisk ledningsevne vil føre til redusert vanntransport og dårligere vekstvilkår for planter. Redusert lufttilgang for røtter i jord vil også være en effekt av at aggregater kollapser og kolloider transporteres i jordprofilen (Environment Canada 2001).

## **5.2 Nedbrytning av organiske avisingskjemikalier**

### **5.2.1 Generelt**

Fullstendig nedbrytning (det vil si nedbrytning til karbondioksid og vann) av organiske forbindelsene krever at en viss mengde oksygen eller andre oksyderende stoffer (mangan- og jernoksyder, sulfat, nitrat) er tilgjengelige. I umettet sone er det mer oksygen tilgjengelig fordi porene i jorda ikke er fullstendig fylt med vann, mens lufttilgangen i mettet sone normalt er langt lavere. Fordi diffusjonen av oksygen ned i grunnvannet er langsam vil det lettere kunne oppstå oksygenmangel i denne sonen.

Hvordan jord langs vei vil fungere som rensemedium for organiske forbindelser i avisingskjemikalier er avhengig av flere faktorer enn oksygentilgang. Viktige forhold vil være:

- tilgjengelighet av næringsstoffer (nitrogen, fosfor)
- temperatur
- kornstørrelse og strømningforhold i jorda
- oppholdstid i umetta sone over grunnvannsnivå

Naturlig nedbrytning vil foregå i vegetasjonsdekket, i jordsmonn og underliggende løsmasser. Nedbrytningen vil i hovedsak foregå på våren etter vårsmelting og teleløsning. Nedbrytningskapasiteten må vurderes avhengig av vegetasjonsdekket, næringstilstanden i jorda, løsmassenes sammensetning og tykkelse over underliggende grunnvann.

For å vurdere skjebnen til omsettbare avisingskjemikalier i grunnen er det tre faktorer som er viktige å vurdere i forhold til miljøkonsekvenser:

- Nedbrytningshastigheter
- Oksygenforbruk
- Transportegenskaper (binding til jordoverflater eller ikke)

Nedbrytningshastigheter for organiske avisingskjemikalier og oksygenforbruk blir behandlet her, mens transportegenskaper har vi funnet mest hensiktsmessig å behandle i forbindelse med kapittelet om grunnvann (kapittel 10).

### **5.2.2 Nedbrytningshastigheter**

Organiske avisingskjemikalier som K-formiat, Na-acetat, CaMg-acetat, Natrium-magnesium-acetat, Natriumformat, Kaliumformat, og prolynglykol er vannløselige og den organiske delen fungerer som karbonkilde for vekst av sopp og bakterier i jord og vil dermed brytes ned. Noen av disse har i lengre

tid vært brukt ved norske lufthavner blant annet p.g.a. krav i forhold til hindring av korrosjon. En oppsummering av nedbrytningshastigheter for den organiske delen av stoffene nevnt over er beregnet fra både felt og laboratorieforsøk er gitt i French *et al.*, (2002), men er her også vist sammen med resultat av nyere nedbrytningsforsøk (tabell 2).

Tabell 2: Halveringstider for ulike organiske avsningskjemikalier i jord.

Kjemisk komponent	Halveringstid, (døgn)	Sted	Utgangskonsentrasjon, (g/l)	Temperatur, °C	Referanse
Propylenglykol	15-45	Felt	15-100	0-10	1)
		Lab.			2)
Formiat	18-34	Felt	273	3-8 (0)	3)
	7	Lab			4)
	0,5 - 4,5	Lab	0,50-1,50 (g format-C/l)	8-20	5)
Acetat	34	Felt	105	0-10	1)
	4-18	Lab.			0,5 - 5
Acetat med N+P tilskudd	2-5	Lab.	5	20	1)

1) French *et al.*, 2002; 2) Linjordet 2007; 3) Beregnet på grunnlag av data funnet i Hellstén *et al.*, 2005a, K-formiat ble tilsatt over en lengre periode, det er derfor gitt en høy og lav verdi, den laveste halveringstiden er beregnet på grunnlag av kortest oppholdstid; 4) Omregnet fra Roseth *et al.* 1998; 5) Oslo lufthavn, 2001.

Oppsummeringen (tabell 2) viser at nedbrytningen øker med temperaturen, og at næringstilskudd (N+P) øker nedbrytningshastighetene. Det er derfor viktig å sikre nok oppholdstid i umettet sone for å sikre at kjemikaliene brytes ned før smeltevannet når grunnvannet (French *et al.*, 2001). Sommeren har høyere jordtemperaturer og vil sannsynligvis øke nedbrytningshastighetene. Alle forsøkene det er referert til i tabell 2, viser en økning i manganverdier fra belastede jordprofiler. Dette kan best forklares ved at manganoksyder benyttes som elektronakseptorer for nedbrytningen, dette reduserer manganoksid til vannløselig  $Mn^{2+}$ .

I forsøkene til Hellstén *et al.* (2005b) ble kaliumformiat tilsatt et feltlysimeter (1.7 m totaldybde) gjennom en normal vinter med snødekke i Finland. I tillegg til diskusjonen knyttet til tabell 2 ovenfor, viste forsøkene økt utvasking av magnesium (Mg), sink (Zn), barium (Ba), kalsium (Ca), natrium (Na), og en høyere pH. Totalt organisk karbon (TOC) er fortsatt forhøyet ved slutten av forsøket, noe som indikerer at nedbrytningen er ufullstendig. Det nevnes videre at vegetasjonen på lysimeteret ikke tålte den høye belastningen som ble benyttet i forsøket. Vegetasjonen her var representativ for typisk skogbunn vegetasjon i området inneholdt bl.a. mose, tyttebærlyng, små bjørk (Hellstén *et al.* 2005b). Det rapporteres for øvrig at forsøkene med formiat fortsatt pågår i Finland langs flere vegstrekninger, og det etter 6 vintersessonger enda ikke er observert formiat i grunnvannsprøver (Salminen, pers. medd.).

Det kan i denne forbindelse også nevnes at vegetasjon som mottok de høyeste dosene av propylenglykol og acetat i forsøkene på Gardermoen også ble brunsvidd.

### 5.2.3 Oksygenforbruk

I forsøk med propylenglykol og acetat tilsatt et naturlig jordsmonn på Gardermoen, fant man en økt konsentrasjon av løst jern og mangan (French *et al.*, 2001), en videre transport ned til grunnvannet er observert (Øvstedal, pers.medd.). Dersom kjemikalierne brytes ned i mettet sone er økte verdier av løst jern og mangan sannsynlig og kan gi ulemper i forhold til bruk som drikkevann. I forsøk med anaerob nedbrytning av propylenglykol konkluderer Jaesche *et al.*, (2006) med at man bør sikre aerob nedbrytning av PG for å unngå opphopning av propionat (nedbrytningsprodukt), samt mobilisering av jern og mangan for videre transport ned til grunnvannet. I forhold til vurdering av ulike organiske avisingskjemikalier og urea er det derfor viktig å se på tall for teoretisk oksygenforbruk, rapportert i tabell 1. Stoffene har lav giftighet, er vannløselige og har nokså like transportegenskaper, derfor kan lavest mulig oksygenbehov være et godt utvalgs-kriterium. Når det gjelder propylenglykol kan nedbrytning under anaerobe forhold gi dannelse av giftige merkaptaner, som gir en rotnen lukt.

Den relative forskjellen i oksygenbehov målt som KOF og BOF til ulike avisingskjemikalier er vist i tabell 1.

## 5.3 Avisingskjemikalier som inneholder acetat

Nedbrytningen av acetat er sterkt temperaturavhengig og ved lave temperaturer kan kalsiummagnesiumacetat konsentrasjonen i vann bli så høy at negative effekter kan oppstå som følge av O<sub>2</sub>-mangel (Ihs og Gustafson 1996).

Når det gjelder effekter i jord nevner Fischel (2001) følgende faktorer:

#### *Positive effekter i jord*

- Kalsium og magnesium fører til stabilisering av leirpartikler og dermed økt drenering og forbedret lufttilgang i jord (generelt bedre jordstruktur).
- Fordelen med CaMg-acetat framfor Na-acetat eller K-acetat er at Ca og Mg bindes sterkere til jord enn Na og K og gir lavere utlekking til grunnvannet.

#### *Negative effekter i jord*

- Høye nivåer av kalsium kan imidlertid føre til redusert tilgjengelighet av magnesium og kalium
- CaMg-A kan føre til økt mobilisering av spormetaller i jord.
- Nedbrytning av acetat kan føre til oksygenmangel i jord.
- Nedbrytning av acetat ved temperatur over 10 °C skjer i løpet av 2 uker, mens ved temperaturer under 2 °C brytes acetat langsomt ned noe som øker potensialet for utlekking til grunnvann.

Bruk av natriumacetat og kaliumacetat vil ikke ha samme positive effekt på stabilisering av leirpartikler som bruk av kalsiummagnesiumacetat.

## 5.4 Avisingskjemikalier som inneholder formiat

Rasa *et al.* 2006 viste i forsøk hvor jord ble inkubert med kaliumformiat og natriumklorid at kaliumformiat førte til et lavere innhold av lett tilgjengelig (biotilgjengelig) Cd i jord. En av årsakene til dette er at inkubering med kaliumformiat medførte redusert redox-potensiale i jord og heving av pH (4 til 7). Økning av pH vil føre til at bindingen av Cd til oksidoverflater øker (mer negative overflater på grunn av større grad av dissosiering funksjonelle grupper). I inkuberingsforsøket med kaliumformiat var mer enn 80 % av Cd bundet i jord bundet til oksider etter inkubering. Inkubering med natriumklorid økte andelen lett tilgjengelig Cd på grunn av økt innhold av Cd-Cl-komplekser og ionebytteeffekter

(Rasa *et al.* 2006). Etter inkuberingen med natriumklorid var så mye som 24%-39% av total Cd vannløselig, mest sannsynlig på grunn av lav bindingskapasitet for ulike Cd-Cl-komplekser.

Hellstén og Nystén (2003) fant også at organiske avisningsvæsker basert på acetat og formiat fører til økt pH og alkalitet i jord, i forhold til avisningsvæsker som inneholder klorid. I kolonneforsøkene som ble gjennomført med 1m og 3,5 meter høye søyler, ble 70% av tilsatt acetat og 82% av tilsatt formiat brutt ned i 1 m søyle (etter 5 uker), mens innholdet av klorid i avrenningen var relativt lik innløpsvannet (ingen binding i jord). Etter 5 måneders behandling av søylene ble formiat funnet kun i kolonnen med sandig grus som ikke hadde toppjord med organisk materiale.

Kolonneforsøkene viste at mer metall ble ekstrahert ut ved bruk av natriumklorid enn ved bruk av formiat og acetat. Konsentrasjonene av Mn og Cd var for eksempel 6-7 ganger høyere i eluatet fra kolonnene ved bruk av natriumklorid enn ved bruk av rent vann. CaMg-acetat resulterte i høyere utlekking for As, Pb, Ni og Zn sammenlignet med formiat, mens formiat mobiliserte større mengder Cr og Mo enn acetat og klorid i disse forsøkene. Innholdet av Mn og Na i avrenningen fra søylene overskrider drikkevannkriteriene som er satt for disse parametrene i Sverige (Hellstén og Nystén 2003).

## 5.5 Propylenglykol

Propylenglykol brytes ned via andre organiske forbindelser som melkesyre og pyrodruesyre under aerobe forhold. Mellomproduktene ved aerob nedbrytning anses også å ha lav giftighet og brytes lett ned. Dersom propylenglykol brytes ned under anaerobe forhold kan mellomprodukter som n-propanol, propionat, acetat, merkaptaner og metan dannes. Av disse mellomproduktene er merkaptan mest uheldig fordi dette er en giftig gass som kan gi luktulempet (råtten løk).

## 5.6 Urea

Urea som tilføres jord vil brytes ned (hydrolysere) til ammoniakk og karbondioksid under påvirkning av jordenzymet urease. I overflatejord er ureaseaktiviteten normalt svært høy, og urea har kort levetid. Ved tørre forhold vil det ikke skje hydrolyse av urea.

Urea brukt til baneavising om vinteren (flyplasser) og til avising på vei vil hydrolysere vesentlig langsommere pga. lave temperaturer og kortvarig kontakt med overflatejord som har høy ureaseaktivitet. Swendsen (1997) påviste imidlertid både hydrolyse av urea og etterfølgende nitrifikasjon av ammonium når urea ble vasket nedover i sandjord under snøsmelting.

Bruk av urea gir et stort oksygenforbruk i jord/resipienter som følge av nitrifikasjon og er det organiske avisingskjemikaliet som forbruker mest oksygen ved nedbrytning i jord (tabell 1). I resipienter med høy pH (over 7,5) kan det etter hydrolyse av urea dannes ammoniakk som er svært giftig for fisk og andre vannlevende organismer.

Mange faktorer påvirker omsetning av urea i jord, men mulighetene for optimalisering av prosessen knytter seg helst til kalking, et velutviklet og tett vegetasjonsdekke samt fosforgjødsling. For lav pH (under 5,5) vil kunne hindre/hemme en effektiv nitrifikasjon av ammonium.

De beste forhold for å bryte ned urea oppnås ved pH 6-7, tilførsel av P-gjødsel og etablere et tett og varig vegetasjonsdekke.

## 5.7 Karbohydrater

Forsøk fra Sverige (Gustafsson og Gabrielsson 2006) med innblanding av glukose/fruktose-løsning i saltløsning viser at det ut ifra friksjonshensyn er mulig å erstatte 25 % av saltmengden med glukose/fruktose. Tilsvarende ble det vist at blanding 50% råsukker og 50% natriumklorid hadde samme effekt friksjonen som bruk av 100% natriumklorid på strekningen som ble testet. Ifølge Gustafsson og Gabrielsson (2006) bør forsøkene følges opp med nye forsøk og målinger.

Utvaskingsforsøk i felt og av jord pakket i kolonner viste at sukkerløsning (26,5 gram sukker per liter) medførte et lavere O<sub>2</sub>-nivå i utlekkingsvann (eluat) med tiden enn natriumklorid (Thunqvist 2007). Den totale mengden bly og jern som ble transportert fra jord (kolonnetestene) var ikke vesentlig forskjellige fra kolonner hvor salt (0,1M natriumklorid) og sukker ble brukt, men det var klare forskjeller i utlekkingsmønsteret. Fra kolonner som ble vannet med natriumklorid var utvaskingen av metaller størst mot slutten av forsøket, mens utvaskingen var mer jevnt fordelt over forsøksperioden ved vanning med sukkerløsning. Organisk materiale binder bly og jern godt - også kobber vaskes ut etter samme mønster som disse metallene ved vanning med sukkerløsning. Økt utvasking av bly og jern mot slutten av forsøket (destillert vann de siste 4 dager) skyldes at natrium bytter ut kalsium og magnesium fra ionebytteposisjoner i jorda, noe som fører til redusert stabilitet av kolloider og økt dispersjon og dermed økt transport når ionestyrken reduseres (destillert vann).

Utvaskingen av kadmium og sink er høyere ved bruk av natriumklorid enn ved bruk av sukkerløsning. Dette skyldes som nevnt at disse metallene danner løselige kloridkomplekser i jord (Amrhein *et al.* 1992; Bauske og Goetz 1993).

En mulig negativ effekt ved bruk av sukker er at sukker i veibanen eller som legger seg på vegetasjon langs veien, kan til trekke seg dyr. Det er vist at salt har denne effekten. Forsøk gjennomført i Sverige hvor salt- og sukkerstener ble utplassert langs vei viste at det var en tendens til at både elg og ku slikket mer på sukkerstener enn på saltstener (Hedin 2006). Forsøkene sier imidlertid ingenting om hvorvidt utplasseringen av sukkerstener øker antall dyr langs veien.

Eksempler på andre typer karbohydrater som brukes til avisning og veivedlikehold er ulike organiske biprodukter (på væskeform) fra jordbruket (for eksempel Ice Ban, 50 % Ice Ban + 50 % MgCl<sub>2</sub>, <http://www.meltsnow.com/pdf/iceban.pdf>). Det er sannsynlig at slike produkter vil brytes ned i jord og evt. føre til mobilisering av jern- og mangan evt. andre metaller (se over).

Generelt vil det være slik at jordas kapasitet til å bryte ned organiske avisingskjemikalier bestemmer i hvilken grad de organiske stoffene vil kunne nå overflatevann og eventuelt føre til oksygenmangel.

## 5.8 Tålegrenser for avisingskjemikalier i jord

For å kunne lage tålegrenser for jordkjemiske parametere må kunnskapen om sammenhengen mellom kjemiske og fysiske parametere i jord på den ene siden og biologisk respons på den andre, være kjent. Per i dag har man ikke nok kunnskap om dette til at tålegrenser for kjemisk eller fysisk sammensetning av jord (enkeltparametere eller kombinasjoner av parametere) kan lages.

Tilførsel av salt er sesongbetont og enkelte endringer som skjer i jord i forbindelse med tilførsel om vinter og vår vil være reversible. Dette innebærer for eksempel at nedbrytningskapasiteten for organisk baserte avisingskjemikalier i jord kan øke gjennom sommer og høst slik at potensialet for nedbrytning ved neste tilførsel (neste vinter) har økt i forhold til avslutningen av forrige saltingssesong. Hvordan nedbrytningsraten evt. endrer seg med tiden kan undersøkes nærmere.

Hvorvidt eller i hvilken grad jorda "regenererer" etter tilførsel av kloridholdige (spesielt natriumklorid) avisingskjemikalier er også uvisst. Slik kunnskap er nødvendig for å kunne utarbeide tålegrenser for jord.

For jord er det mer relevant å lage følsomhetskriterier eller fare-indeks for stedet for tålegrenser. I slike sammenhenger er det nødvendig å forstå sammenhengen mellom jordtyper langs vei, egenskaper ved disse (for eksempel leirinnhold) og evt. endringer i sammensetningen over tid. Et eksempel på dette er salt hazard index (SHI) (Environment Canada 1999) definert som

SHI = ESR (exchangeable sodium ratio) x leirinnhold i jord (%)

Jord som mottar salt periodesvis og som har et høyt leirinnhold vil ha en høy SHI. Som nevnt over vil disse områdene være spesielt utsatt for effekter som økt kolloidal transport til grunnvann, redusert hydraulisk ledningsevne og redusert lufttilgang, og også evt økt erosjon som følge av dårligere aggregatstabilitet i jorda. Ved å måle ESR over tid og bestemme leirinnhold i jord langs norske veier, kan en slik indeks (eller tilsvarende indeks) også være nyttig i Norge. En tilsvarende nyttig indikator



som kan brukes sammen med ESR, er å måle forholdet mellom Na og Ca+Mg i jordvannet og samtidig måle jordas ledningsevne (se over).

Tålegrensen for sterk syre i skogsjord er satt for å sørge for at forholdet mellom basekationer og aluminiumsioner i jordvannet skal være større enn 1 (Larssen og Høgåsen 2003). Da utvasking av Ca og Mg er en effekt av veisalting, kan dette forholdet også brukes for arealer som tilføres natriumklorid. Mer detaljert kunnskap om sammenhengen mellom ESR og effekter på flora og fauna er nødvendig for å utvikle SHI fra en følsomhetsindeks til tålegrense.

## 5.9 Diskusjon og konklusjoner

Effekten av natriumklorid er størst nærmest veien hvor konsentrasjonen av Na i jord er vist å øke over tid. Dette medfører redusert hydraulisk ledningsevne, redusert permeabilitet og dermed redusert tilgang på vann og luft for planter som lever langs vei. Bruk av kalsiumklorid, magnesiumklorid og kalsiummagnesiumacetat er mer gunstige med tanke på å unngå redusert hydraulisk ledningsevne i jord og økt kolloidal transport. På denne bakgrunn vil for eksempel en blanding av natriumklorid og  $\text{CaCl}_2$  eller  $\text{MgCl}_2$  også være mer gunstig for å opprettholde både næringsbalansen i jord og den fysiske tilstanden.

Både kloridholdige og organisk baserte avisingskjemikalier har vist å føre til økt mobilitet av tungmetaller i jord. For kloridholdige avisingskjemikalier skyldes dette både økt kolloidal transport som følge av redusert aggregatstabilitet og økt mengde løste kloridkomplekser (spesielt viktig for Cd og Zn), mens effekten av de organiske avisingskjemikaliene først og fremst skyldes økt kolloidal transport på grunn av reduksjon av Fe- og Mn-oksider, samt at en del organiske forbindelser kan kompleksbinde tungmetaller og dermed gi økt mobilitet. På grunn av økt pH ved nedbrytning av organiske avisingskjemikalier er det i flere sammenhenger imidlertid også registrert redusert mobilitet av tungmetaller.

Målinger av jordkjemi (totalt- og vannløselig innhold i jord) bør utføres i større grad over tid på flere lokaliteter fordi dette gir mulighet for å skille mellom kort- og langtidseffekter av salting (saltsprut vs. endrede vekstvilkår i jord). Nedbrytning av organiske midler (både acetat og formiat) i ulike jordtyper bør inngå i slike forsøk.

# 6. Effekter av avisingskjemikalier på vegetasjon langs vei

---

## 6.1 Innledning

Tilførsel av store mengder natriumklorid gir skader på planter. Dette er velkjent i kystområder, men også i forbindelse med vintersalting ble det allerede for mange år tilbake registrert skader på trær langs veier i Skandinavia (Hedvard 1972, Sanda 1973, 1976). Forøvrig foreligger tallrike rapporter fra andre deler av Europa og Nord-Amerika. En rekke av disse er omtalt av Horntvedt (1975). Saltskader på trær langs veier har vært observert i Norge allerede for mer enn 50 år siden, men disse skadene skyldtes kalsiumklorid (Traaen 1958). I Nord-Amerika rapporteres om skader på grunn av vintersalting med natriumklorid tilbake til 1950- og -60-tallet (Lacasse og Rich 1964, Baker 1965).

Skadene langs veier har vært variable både i sted og tid og mellom arter. Det er kanskje derfor ikke så underlig at betydningen av skadene har vært noe omstridt. Saltpåvirkning langs veier er imidlertid beskrevet av en rekke forfattere og særlig har trær langs bygater blitt påført tydelige skader. I bymiljø i Norge synes veisalting å være en av hovedårsakene til mistrivsel og redusert vekst hos bytrær (Sanda 1973, P.A. Pedersen 1984, 1990, Fostad og P.A. Pedersen 1997a). Også i naturområder er det påvist skader både internasjonalt og i Norge. I løpet av de siste 20 årene har antall saltede veistrekninger og mengden utstrødd salt pr strekning økt. Statens vegvesen finansierte derfor et flerårig tverrfaglig prosjekt med undersøkelser av vintersaltingens miljøeffekter både i feltstudier og dyrkingsforsøk under kontrollerte forhold (P. A. Pedersen og Fostad 1996, Røhr 1996, Åstebøl og Soldal 1996). Det ble også foretatt en gjennomgang av relevant litteratur om effekter på vegetasjon (P.A. Pedersen og Gjems 1996). En kortfattet presentasjon av resultatene fra prosjektet er gitt i Åstebøl *et al.* (1996). I kjølvannet av prosjektet ble det foretatt overvåkning av et mindre skogsområde med store skader (P. A. Pedersen *et al.* 2002).

Litteraturgjennomgangen og resultatene fra de norske undersøkelsene nevnt over tillegges stor vekt i litteratursammenstillingen som presenteres her. I flere sammenhenger vises det til eldre litteratur. Eldre litteratur gir en grundig og god beskrivelse av virkningsmekanismer på planter og dekker dermed godt de temaene vi anser som relevante for litteratursammenstillingen.

## 6.2 Effekter på planter

### 6.2.1 Symptomer

Symptomene varierer med planteslag og om saltet påføres direkte på overjordiske plantedeler eller tas opp via rotsystemet. Symptomer er beskrevet av mange forfattere (Holmes 1961, Sauer 1967, Walton 1969, Sanda 1973, Hofstra *et al.* 1979, Menlove 1973, Bäckman og Folkesson 1995, P. A. Pedersen og Fostad 1996, Randrup og L. B. Pedersen 1996, L. B. Pedersen og Ingerslev 2007), og kan oppsummeres slik for trær:

Direkte saltsprut gir misfarging av nåler og bladverk, ofte bare på den ene siden av treet. Etterhvert utvikles nekroser (dødt vev) i de misfargete delene. Nekrosene utvikles ofte i bladranda, men kan også være nokså uregelmessig. Brune, nekrotiske nåler faller etterhvert av. I forbindelse med veisalting rammes særlig nåletrær og vintergrønne arter som har utviklet bladmasse i saltingssesongen, men også lauvfellende arter kan skades betydelig. Både knopper og kambium kan bli skadd eller drept med forsinket lauvsprett eller døde greiner som resultat. Direkte saltsprut fra vei gir vanligvis ensidig skade hos større individer både av vintergrønne og lauvfellende arter, mens små individer kan drepes

fullstendig. I Norge er det i de siste årene registrert ganske omfattende skader langs enkelte veistrekninger på Østlandet forårsaket av saltsprut (P. A. Pedersen 2007).

Saltopptak fra jorda gir misfarging (klorose) i bladrande som gradvis blir nekrotisk. Nekrosen følger bladrande og øker i bredde eller omfatter hele bladet ved sterk eksponering. Hos nåletrær brunfarges nålene fra spissen mot basis og faller senere av. Ved sterke skader kan alle eldre nåler bli drept, mens årsskuddene er grønne.

Ved saltopptak gjennom røttene er skaden i trekrone sjelden typisk ensidig slik som ved saltsprut, men kan i enkelte tilfeller følge et spiralmønster eller rammer enkelte greiner særlig sterkt trolig pga ulik eksponering av de enkelte hovedrøttene (nevnt hos P. A. Pedersen og Fostad 1996). Slike skader forverrer seg vanligvis utover sommeren, særlig under tørre forhold. Ved langvarig eller særlig sterk påvirkning dør greiner av økende størrelse og i verste fall hele treet.

### **6.2.2 Primære og sekundære effekter av høye saltnivåer**

Effektene av natriumklorid på planter avhenger av type eksponering, saltkonsentrasjon og eksponeringstid. Levitt (1980) grupperer virkningsmekanismene slik:

#### *a. Primær direkte saltskade*

Direkte saltskade som skyldes plutselige konsentrasjonsøkninger som gir varig skade på cellemembranene. Direkte skade er imidlertid vanskelig å skille fra indirekte skade.

#### *b. Primær indirekte saltskade*

Redusert vekst og utvikling inntreffer som følge av metabolske forstyrrelser i fotosyntese, respirasjon, proteinmetabolisme, nukleinsyredannelse, enzymaktivitet samt dannelse av giftige mellomprodukter.

Sekundært saltstress kan deles inn i:

#### *a. Osmotisk stress*

Høyt saltinnhold i jorda kan føre til redusert vannopptak i plantene fordi det osmotiske potensialet blir for lavt i forhold til plantevevet, såkalt fysiologisk tørke.

#### *b. Ionekonkurransen*

Næringsmangel kan oppstå eller forsterkes som følge av konkurranse mellom ionene i løst natriumklorid og næringsstoffene i jorda.

Virkning av salt på planter avhenger av saltets sammensetning og konsentrasjon. Natriumklorid har liten giftighet i små og moderate konsentrasjoner, men gir skade på mange planteslag i høye konsentrasjoner. Levitt (1980) skiller derfor mellom saltstress og ionestress. Ionestress inntreffer selv ved lave konsentrasjoner av salter som inneholder giftige ioner, mens saltstress inntreffer som en osmotisk forstyrrelse når vannpotensialet senkes betydelig i plantene. Effektene av natriumklorid er derfor knyttet til saltstress. Saltstress kan være av primær og sekundær karakter. Skader som følge av osmotiske forstyrrelser i selve plantevevet betraktes som primære, mens problemer med vannopptak pga. lavt vannpotensiale i jorda og eventuelle endringer i jordstruktur pga. utbytting av kalsium med natrium er av sekundær karakter. Tilførsel av natriumklorid medfører dessuten økt pH (kationbytte-reaksjoner) som igjen kan påvirke løseligheten og dermed tilgjengeligheten av plantenæringsstoffer.

Osmotiske forstyrrelser skjer ved svært høye saltkonsentrasjoner i jorda eller etter akkumulering i bladverket over tid. Lavere saltkonsentrasjoner kan imidlertid også virke forstyrrende på plantevekst fordi ionene konkurrerer med nødvendige næringselementer om opptak i planterøttene (Schachtshabel *et al.* 1982).

### 6.3 Opptak og transport av natriumklorid i planter

Transporten av natrium og klorid i planter varierer mellom plantearter. Begge elementer tas lett opp i røttene, men transporten videre er ulik. I særlig salttolerante planter (halofytter) transporteres mye natrium ut i bladene mens denne transporten er liten hos saltømfintlige planter (Poljakoff-Mayber og Gale 1975). Hos sistnevnte plantegruppe holdes natriumet ofte tilbake i røtter eller stamme/stengel. Forholdet mellom klorid og natrium varierer imidlertid mellom arter som betraktes som saltømfintlige. Fostad og P. A. Pedersen (2000) fant høyere Cl/Na - forhold i spisslønn enn i gran. Hos sukkerlønn er det funnet fra 8 til 250 ganger høyere innhold av klorid enn av natrium i bladene, avhengig av eksponeringsgrad (Baker 1965).

Bladprøver fra lauvtrær under ulik salt-eksponering viser vanligvis stabilt lavt innhold av natrium, mens kloridinnholdet i større grad varierer (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Det foreligger en rekke undersøkelser som dokumenter at saltskader først og fremst skyldes akkumulering av klorid i bladverket. Mange av disse er referert i Levitt (1980). Stort sett korresponderer derfor kloridinnholdet i bladene bedre med skadeomfanget enn natriuminnholdet (Baker 1965, Walton 1969, Lumis *et al.* 1976). Fuhrer og Erismann (1980) fant at arealet av nekrotisk vev på blader av hestekastanje var direkte proporsjonalt med kloridinnholdet i intervallet 1-1.6 % av tørrvekta. De fant dessuten at kloridinnholdet økte omtrent lineært med bladenes alder opp til ca. 100 dager for deretter å flate ut. Betydningen av eksponeringstiden presiseres også av Fostad og P. A. Pedersen (2000) som i et dyrkingsforsøk med gran fant langt mindre skadeomfang i november, 4 mnd etter tilførsel av salt, enn i juli påfølgende år. Rains (1972) gir for øvrig en omfattende litteraturoversikt om salttransport i planter.

Bogemans *et al.* (1988) viste at natriumkonsentrasjoner i greiner hos gran som ble eksponert for natriumklorid avtok når det ble tilsatt kalsium. De påviste også redusert kloridopptak ved høye kloriddoser hvis det samtidig ble tilført kalsium. God kalsiumtilgang ga økt K/Na-forhold hvilket anses for positivt for plantenes helsetilstand. De peker forøvrig på at stort kloridopptak beslaglegger mye K<sup>+</sup> for å balansere Cl<sup>-</sup> under translokasjon hvilket kan gi indirekte kaliummangel.

lonekonkurransen er nærmere beskrevet hos Salisbury og Ross (1992). Kaliummangel kan være et problem for planter som utsettes for høye konsentrasjoner av natrium. Konsentrasjonene av kalsium er imidlertid avgjørende for plantenes evne til å ta opp kalium i konkurranse med natrium. Hvis kalsium tilføres planten før natrium, er det vist at de negative konsekvensene av natriumtilførsel kan elimineres. Det antas at dette skyldes at kalsium beskytter cellemembranen mot natrium og Ca/Na-forholdet i rotmiljøet.

### 6.4 Fysiologiske mekanismer

Inngående beskrivelse av de fysiologiske mekanismene som utløser skade ved høye nivåer av natriumklorid ligger utenfor målsettingen til denne litteratursammenstillingen. Effektene av høye saltkonsentrasjoner er imidlertid inngående presentert og diskutert i Strogonov (1973) og Jennings (1976). Strogonov (1973) oppsummerer mekanismene slik: Senking av det osmotiske potensialet i cellene gir dehydrering av protoplasmaet. Dette påvirker enzymene og metabolismen og fører til dannelse av giftige forbindelser. Giftige forbindelser dannes i stor grad som følge av forstyrrelser i nitrogenomsetningen som igjen fører til akkumulering av bl.a. ammonium, enkelte aminosyrer, pigmenter og svovelforbindelser, på den annen side dannes også mellomprodukter som har beskyttende evne.

Fedina *et al.* (1994) fant at natriumklorid-eksponering ga økt produksjon av det osmotisk aktive prolin i erteplanter. De fant også at tilførsel av hormonet abscisinsyre (ABA) eliminerte den hemmende effekten av natriumklorid på fotosyntesen. De anser derfor evne til å danne økt mengde av hormonet ABA som en tilpasning til saltstress hos planter.

Kayama *et al.* (2003) undersøkte en rekke fysiologiske parametre hos to granarter (*Picea abies* og *P. glehnii*) som var plantet langs en saltet vei og fant reduksjon i transpirasjon, fotosyntese og redusert ektomyorrhiza - infeksjon på røttene.

## 6.5 Tilpasning til høye saltkonsentrasjoner

I mange maritime (sjøvannsnære) og aride (vannfattige) miljøer er nivåene av natriumklorid eller andre salter generelt høye. I Salisbury og Ross (1992) beskrives de ulike mekanismene for å overleve ved høye saltkonsentrasjoner: *Saltakkumulerende planter* tar opp store mengder salt, men tåler dette. Vanligvis lagres saltionene i vakuolen (blærer inne i cellen). *Saltregulerende planter* har evnen til å ekskludere salt, slik at rotopptaket reduseres og konsentrasjonen i planten holdes moderat. Osmotisk balanse opprettholdes gjennom produksjon av organiske forbindelser, f.eks. prolin. *Sukkulenter* fortynner saltkonsentrasjonen ved samtidig å ta opp mye vann. *Rasktvoksende planter* har evne til å holde saltkonsentrasjonen nede ved stadig å danne nye celler. Eldre plantedeler som har akkumulert mye salt, kan evt. planten kvitte seg med ved gradvis felling av blader. *Saltutskillende planter* reduserer saltinnholdet ved å transportere saltet ut i overflaten av planta hvor det blir liggende som belegg som vaskes av i regn eller samles i spesielle blærer. På biokjemisk nivå kan tilpasning skje ved at plantene bryter ned skadelige stoffer som dannes under saltstress eller har særlig robuste enzymsystemer.

Siden tilpasningsmekanismene er ulike vil det heller ikke alltid være god sammenheng mellom skadeomfang og innhold av f.eks. klorid i planten. Hos ulike arter busker langs norske veier inntreer skader ved nokså forskjellige kloridinnhold, også innen samme art (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Dette illustrerer at plantene har ulik evne til å uskadeliggjøre eller forhindre skadelige effekter av saltets ioner etter at de er tatt opp.

Tilpasningsmekanismene har begrensninger i forhold til eksponeringsgraden. Levitt (1980) viser til undersøkelser hvor det er påvist at planterøtter kan ekskludere saltioner bare opp til en viss konsentrasjon. Når denne konsentrasjonen overstiges øker opptaket dramatisk og skade oppstår.

## 6.6 Betydning av endringer i jord

Effekter i jord behandles mer inngående i et annet kapittel, her tas med noen hovedpunkter av relevans for planter. Tilførsel av store mengder natriumklorid til jorda påvirker ionesammensetningen og vil føre til at kalsium og magnesium som er bundet i jorda til en viss grad frigjøres og erstattes med natrium. Dette er særlig uheldig på leirjordarter som får dårligere struktur og lettere slammes igjen når kalsium byttes ut (Schachschabel *et al.* 1982). Generelt vil denne prosessen bidra til at plantenæring lekker nedover i jordprofilen og ut av rekkevidde for røttene. Det er imidlertid påvist redusert pH i jordvann nær veibanen i en norsk undersøkelse (Røhr 1996). Endringer i jordkjemiske forhold forårsaket av natriumklorid som følge av sjøsprøyt er dessuten tidligere påvist i Danmark, hvor det ble funnet endringer i aluminiumkonsentrasjoner og nedgang i kalsium/aluminiumforhold og pH i salteksponerte områder (L. B. Pedersen 1993). I denne undersøkelsen forklares reduksjonen i pH med at utbyttet aluminium hydrolyserer slik at protoner frigjøres. Inntil riksvei 2 i Hedmark fylke i Norge, er det påvist relativt høye konsentrasjoner av fritt aluminium i jordvæska, (ca. 2-8 mg/l (Røhr 1996). Aluminiumkonsentrasjoner på dette nivået gir vekstendringer hos gran (Göransson & Eldhuset 1991). Langs den nevnte veistrekningen er det funnet kalsiumkonsentrasjoner på ca. 100-140 mg/l (Røhr 1996). Dette gir et Ca/Al-forhold på ca. 10-30 hvilket ligger langt over det Eldhuset (1988) refererer som minimumskrav for normal rotutvikling hos trær. Det er derfor ikke grunn til å tro at utløsning av aluminium som følge av veisalt har gitt skade på skogen i dette området. Effekter av natriumklorid på forholdene i jord er for øvrig nærmere beskrevet i en litteratursammenstilling av Røhr (1995).

## 6.7 Testing av salttoleranse hos planter

### 6.7.1 Variasjon i salttoleranse mellom arter

I mange undersøkelser er ulike arter testet under varierende salteksponering, og det finnes flere litteratursammenstillinger med rangering av arter mht. salttoleranse. Slike rangeringer har store feilkilder fordi artene har vært testet under ulike betingelser, det er benyttet data fra både felt- og laboratorieundersøkelser og det er kanskje ikke tatt hensyn til om eksponeringen har skjedd via luft

eller jord. Dessuten er det sjelden tatt hensyn til variasjonen innen den enkelte art. Basert på litteratur (både feltregistreringer og kontrollert salttilførsel) har Sanda (1973) laget lister med rangering av artenes salttoleranse. Seinere er det laget nye sammenstillinger (Dobson 1991, Barker *et al.* 2003.). Randrup og L. B. Pedersen (1996) presenterer en omfattende liste med referanser til en rekke arter og forsøker også å konkludere for den enkelte art. De presiserer imidlertid de betydelige feilkildene i rangeringen. Under refereres enkelte undersøkelser hvor testing er utført under kontrollerte forhold.

Basert på laboratorieforsøk fant Townsend og Kwolek (1987) at av 13 furu-arter var *Pinus thunbergii*, *Pinus ponderosa* og *Pinus nigra* mest tolerante mot natriumklorid-sprut. Minst tolerante mot saltsprut var: *P. strobus*, *P. banksiana*, *P. cembra*, *P. peuce* og *P. densiflora*. Artene *P. strobiformis*, *P. aristata*, *P. parviflora*, *P. resinosa* og *P. silvestris* var intermediære. I et forsøk utført av Fostad og Pedersen (2000) var furu den klart mest tolerante av de fire artene gran, hengebjørk, furu og spisslønn. Gran var særlig ømfintlig. De viste dessuten at skadeomfanget varierte sterkt med jordart.

Townsend (1984) undersøkte toleranse hos frøplanter av 6 arter og fant at de mest tolerante artene var *Ginkgo biloba* (kinesisk tempeltre), *Gleditsia triacanthos* (korstorn=johannesbrødtre) og *Sophora japonica* (japansk pagodetre), mens de mest sensitive artene overfor natriumklorid var *Platanus occidentalis* (platanlønnart) og *Cornus florida* (blomsterkornell). *Pinus strobus* (weymouthfuru) var moderat tolerant mot salt i forhold til de andre artene i dette forsøket. Paludan-Müller *et al.* (2002) tilførte natriumklorid til fire arter lauvtrær både til jord og direkte på knopper og bark (for å simulere saltsprut). De fant at salteksposering direkte på trærne førte til forsinket knoppsprett og fant at hestekastanje var mest tolerant mot saltsprut og bøk var mest følsom. Lind tok imidlertid opp mest salt fra jorda.

Thompson og Rutter (1986) behandlet 11 arter busker med ulike konsentrasjoner av natriumklorid som direkte sprut eller tilført jorda. Den mest tolerante arten var *Hippophaë rhamnoides* og den mest sensitive var *Crataegus monogyna*. De fant ingen klar sammenheng mellom toleranse mot natriumklorid tilført som sprut og til jord.

Salttoleranse i gras har blitt undersøkt av Sanda (1978). Han undersøkte 29 forskjellige grassorter og rangerte dem i forhold til salttoleranse. Den mest tolerante grassorten var *Festuca rubra* '18 DP' og den minst tolerante sorten var *Agrostis canina* 'Barbella'. Det viste seg at sorter av *Festuca rubra* (rødsvingel) generelt var salttolerante. Sanda fant at det var ingen direkte sammenheng i salttoleranse mellom grassorter under spiring og som utvokse planter. Arten *Lolium perenne* (raigras) viste seg å være mest tolerant under spiring og var også den arten som spirte raskest. Aamlid og Hanslin (2006) påpeker at gras er mest saltømfintlig i spire- og etableringsfasen og basert på dyrkingsforsøk rangerer de artene som brukes i grøntanlegg slik: Flerårig raigras (mest tolerant) > rødsvingel > krypkvein > stivsvingel > engrapp > sauesvingel > engkvein (minst tolerant). De minner også om at det er sortsforskjeller innen artene.

Effekter av natriumklorid på stauder er svakt dokumentert. Søyland (2006) påviste imidlertid betydelige forskjeller i salttoleranse mellom arter som benyttes i grøntanlegg langs veier. Eksempelvis hadde *Geranium macrorrhizum* (storknebb), som brukes mye som markdekker, relativt god salttoleranse mens *Geranium magnificum* var lite tolerant og frarådes brukt selv ved moderat natriumklorid-eksponering.

### 6.7.2 Genetisk variasjon innen arter

Som påvist av Sanda (1978) kan maritime økolyter ha større salttoleranse enn kontinentale økolyter av en art. Imidlertid kan det ofte påvises variasjon selv om det er uklart hvorvidt det har skjedd en forutgående seleksjon. Dochinger og Townsend (1979) studerte responsen på ozon og natriumklorid hos tre avkomsgupper av rødlønn (*Acer rubrum*) og konkluderte med at genetiske forskjeller og miljøbestemte faktorer var avgjørende for responsen.

I enkelte undersøkelser er det funnet svært varierende innhold av natrium og klorid i blader hos ulike individer av samme art under tilsynelatende like forhold (Baker 1965). Dette indikerer at det er

betydelig genetisk variasjon i evne til å ta opp og translokere salt. Han fant at bladskadene var korrelert med kloridinnhold, men ikke med natriuminnhold. Han fant også eksempler på høye natriumverdier i uskadde trær og lave verdier i skadde trær. Dette tyder på at evnen til å ta opp natrium varierer uavhengig av evnen til å ta opp klorid. Valg av frøkilde kan altså ha betydning for treslag som anses som saltømfintlige. Fostad og P. A. Pedersen (2000) fant tydelige forskjeller i halvsøskenfamilier av spisslønn (*Acer platanoides*) og vanlig gran (*Picea abies*).

## 6.8 Effekter som følge av naturlig saltpåvirkning

Vegetasjonen langs kysten tilføres store mengder natriumklorid ved sjøsprøyt forårsaket av sterk pålandsvind. Sviskader opptrer derfor regelmessig i varierende avstand fra havet langs vestkysten av Norge. Siden de kraftigste stormene vanligvis inntreffer i vinterhalvåret er det på vintergrønn vegetasjon, særlig bartrær, skadene som regel blir sterkest.

Etter orkanen vinteren 1992 oppsto tydelige skader på gran på østsiden av Trondheimsfjorden, flere hundre meter fra fjorden (P. A. Pedersen 1993). Våren 1990 ble det funnet betydelige skader på gran forårsaket av salt. Store skader ble funnet både i de helt ytre områdene og inne i fjordarmene (f.eks. Jølster). Skadeområdet var korrelert med kloridinnholdet i nålene (Aamlid 1995). Selv om det vanligvis er bartrær som rammes sterkest vil det etter stormer i den delen av sesongen trærne har blader på også kunne oppstå skader på lauvtrær. Også i mindre utsatte deler av kysten er det funnet tydelige saltskader pga. sjøsprøyt. I august 1988 ble en rekke arter trær og busker skadd i Hvaler i Østfold, og det ble funnet forhøyde konsentrasjoner av natrium og klorid i bjørkeblader helt inn til 30 km fra havet (Horntvedt og Aamlid 1989).

Saltmengden som blir transportert i uvær varierer sterkt med vindstyrken. I følge Boyce (1954) gir økning av vindstyrken fra 7 til ca. 13 m/s nesten 6 ganger så stor saltavsetning på vegetasjon.

I danske granbestand med store saltskader ca. 10 km fra kysten er det funnet natriumkloridverdier på opptil 2.2 meq/kg jord, dvs. 129 mg/kg jord (L. B. Pedersen 1993). Disse verdiene ligger klart lavere enn det som er funnet nær norske veier (P. A. Pedersen og Fostad 1996).

## 6.9 Skader på vegetasjon langs saltede veier

Det er foretatt mange ulike typer undersøkelser av vegetasjonsskader forårsaket av veisaltning, både i urbane miljøer og i skog. Ofte har spesielle episoder med lokalt store skader vært utgangspunkt for undersøkelsene og resultatene gir derfor svært stedsbundet og klimaavhengig informasjon. I noen tilfeller blir det fokusert på effektene av saltsprut, mens rototptak vektlegges i andre tilfeller.

### 6.9.1 Sprutskader

Trafikken virvler opp saltholdig vann fra veibanen. Dette vannet spres som aerosoler over større eller mindre avstander avhengig av fartsgrense, trafikk tetthet og klimaforhold. Lumis *et al.* (1976) fant i sin undersøkelse at saltinnholdet i kvister langs saltede veier varierte med temperatur og nedbør i prøvetakingsperioden. McBean og Al-Nassri (1987) fant at den maksimale spredningsavstanden for saltet var proporsjonal med kjørehastigheten. I norske undersøkelser langs veier utenfor tettbygde strøk er det observert hyppige sprutskader ut til 5-8 m fra veien, unntaksvis ut til 15 m eller mer (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Skadene var dessuten vanligvis begrenset til ca. 2-4 m over veien. Dette er i overensstemmelse med Bäckman (1980) som i hovedsak fant skader ut til 10 m. I flere undersøkelser er det vist at avsetningen av lufttransportert natriumklorid avtar eksponentielt med økende avstand fra veibanen (Blomqvist og Johansson 1999). Undersøkelser av saltavsetningen i ulik avstand fra norske veier viser at det aller meste av salt nedfallet skjer innen ca. 7 m fra veien. Det synes imidlertid å være bare en mindre del av saltet som spres gjennom luft, trolig ca. 10-25 % (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Blomqvist og Johansson (1999) konkluderte imidlertid med at 20-63 % av det tilførte saltet ble transportert gjennom luft og avsatt 2-40 m fra veibanen. Avsetning av lufttransportert natriumklorid er også beskrevet av L. B. Pedersen *et al.* (2000) som også beskriver tiltak for å beskytte vegetasjonen.

De fant en liten, men målbar effekt av beskyttelse ved hjelp av halmmatter. I en flerårig undersøkelse påviste imidlertid L. B. Pedersen og Krag (2005) betydelig reduksjon i innholdet av natriumklorid i øvre 25 cm jordlag i rabatter som var beskyttet av halmmatter (70-90 cm høye) etter saltingssesongen, sammenlignet med ubeskyttede rabatter.

Spredning av salt ved sprut påvirkes av vegetasjonen på stedet. Bäckman (1980) fant at saltinnholdet i jord avtok raskere med økende avstand fra veien i tett skog enn i glisne områder. Det påpekes derfor at skog nær veien gir en beskyttelse mot saltsprut. Trolig er vegetasjonens evne til å fange opp saltsprut årsaken til at Thompson *et al.* (1986) fant 50 % mer natrium i jorda under busker enn i åpen jord på en midtrabatt. Etter vinteren 1993/94 ble det imidlertid registrert uvanlig omfattende saltskader på vegetasjon langs E20 og Rv48 i Skaraborg i Sør-Sverige. Her ble det funnet sprutskader ut til minst 50 m fra veien. Slike skader oppsto bare på steder uten beskyttende vegetasjon nærmere veien (Bäckman og Folkesson 1995). De fant 1.7 % natrium og 2.0 % klorid i døende furunåler. Det er mer enn dobbelt så høye verdier som P. A. Pedersen og Fostad (1996) fant langs en norsk vei. En forklaring på dette kan være at mye av saltet ligger uten på nålene og dermed ikke avspeiler reelle tålegrenser. Dette er også trolig forklaringen på at innholdet av natrium i nålene er så høyt. Eldre nåler av bartrær som har vært eksponert for saltsprut har et høyere Na/Cl-forhold enn siste års nåler (Bäckman og Folkesson 1995, P. A. Pedersen og Fostad 1996, Viskari og Kärenlampi 1999). I en nyere undersøkelse på Østlandet, Norge er det påvist skader i større avstand enn tidligere. Det ble funnet betydelige sprutskader på bjørk 70m fra veien ved fartsgrense 80- 100km/t, men også andre arter var skadd i relativt stor avstand. Det ble observert påfallende store lokale forskjeller i skadeomfanget som var størst på åpne steder og som antas å avhenge av lokale vindforhold (Pedersen 2007). Generelt var bjørk svært utsatt for skader, men også hassel, gråor, svartor, bøk, agnbøk og vanlig furu syntes å være meget ømfintlige. Sølvpoppe, spisslønn, alm og ask var lite ømfintlige. Knoppene ble først skadd, deretter kambiet og ungt ledningsvev.

Kelsey og Hootman (1992) hevder i en amerikansk undersøkelse at saltspruten langs hovedveier når opp til en høyde av minst 15 m ut til ca. 70 m fra veien. Han fant saltsprutskader på furu (*Pinus strobus*) i en avstand av hele 277 m fra veien og antok til og med at barskader på furu 378 m fra veien skyldtes saltsprut fra veien. Natriumverdien i nålene var imidlertid nokså lave, ca. 1000 ppm (ca. 0,1 %). Denne undersøkelsen ble utført i et område som var påvirket av et omfattende veisystem med parallelle veier og mange kjørefelt. Så høy eksponering er lite sannsynlig i Norge. Omfanget av skader dvs. opp til en høyde på 15m og ut til 70m er imidlertid i samme størrelsesorden som er registrert i Norge.

Bäckman og Folkesson (1995) observerte skader på en rekke arter, både bartrær og lauvtrær. Hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) synes imidlertid å være temmelig tolerant. I denne undersøkelsen ble det funnet høye natriumverdier i eldre nåler, opptil ca. 8 m over veien og deretter sterkt avtagende verdier opp til ca. 18 m. Kloridverdien avtok langt svakere, hvilket ikke er overraskende siden opptaket av klorid fra jorda fører til høye verdier også i større høyder. Bäckman og Folkesson (1995) antok at utstrøing av salt på et seint tidspunkt var en hovedårsak til de uvanlig store skadene i Sverige.

Skadeomfanget pga. sprut avhenger av plantenes størrelse. Store trær får ofte skade bare på nedre deler av krona, mens små planter drepes. Sprutskader er derfor et problem for hekker langs veien, særlig vintergrønne. En hekk bør være tett og frisk også nederst, men dette kan være vanskelig å oppnå nær saltede veier. Lumis *et al.* (1973) registrerte saltsprutskader på 75 arter som var plassert 8-40 m fra veier i Canada. Spisslønn (*Acer platanoides*) og hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) var blant de uskadde lauvfellende artene, mens bjørkearten hadde betydelig skade. Blågran (*Picea pungens*) og buskfuru (*Pinus mugo*) hadde minst skade blant bartrærne.

### **6.9.2 Skader som følge av høyt saltinnhold i jorda**

Saltskader på trær i byområder har vanligvis vært forårsaket av opptak gjennom røttene, og det er gjort en rekke registreringsarbeider i bysentra for å kartlegge toleranseforskjeller mellom ulike arter (Hedvard 1972, Sanda 1976, Liebert 1978, Simini og Leone 1986, Leh 1990, 1992, Fostad og P. A. Pedersen 1997b).



Langs veier i naturområder er det gjort færre undersøkelser. I Sverige ble det observert tydelige skader på gran i slutten av 70-tallet (Bäckman 1980). Selv om hovedårsaken til disse skadene ble antatt å være saltsprut, var konsentrasjonene i jord i enkelte tilfeller så høye (opptil ca. 400 ppm Na og ca. 700 ppm Cl) at skader på grunn av rotopptak ikke kan utelukkes.

I Norge ble det gjennom flere år observert betydelige skader på skog nær E6 og Rv2 i Hedmark (P. A. Pedersen og Fostad 1996). I undersøkelsen ble det konkludert bla. med følgende:

- skadene hadde oppstått på spesielle steder hvor dreneringen var dårlig og terrenget lå lavere enn veibanen
- vanlig gran var sterkest skadd og i flere tilfeller inntraff barkbilleangrep etter at saltskader hadde oppstått
- bjørk syntes å være nokså tolerante mot høyt saltinnhold i jord, men var ømfintlig mot sprut
- blåbær hadde et høyt opptak av klorid og ble sterkt skadd
- vanlig furu var ikke skadd som følge av rotopptak, men var ømfintlig mot sprut
- saltinnholdet i øvre jordsjikt hadde en tendens til å øke ut til en viss avstand fra veien
- skadene var mer omfattende på Østlandet enn i Rogaland
- på Østlandet var saltinnholdet i jorda høyere om høsten enn om våren/forsommeren, mens det motsatte var tilfelle i Rogaland

I den nevnte studien ble det også funnet sterkt varierende nivåer av salt i jorda avhengig av jordart og år. I mer detaljerte undersøkelser av Røhr (1996) ble det bekreftet at jordsmonnet på steder med særlige sterke skader hadde tette sjikt som ga muligheter for ansamling av temporært grunnvann i eller nær trærnes rotsone. Dette temporære grunnvannet var klart saltpåvirket (se også Røhr 1995). Han fant eksempler på stor variasjon i saltnivåene nedover i jordprofilen. På grunn av slike forhold ble det enkelte steder funnet skader mer enn 50 m fra veien (P. A. Pedersen og Fostad 1996). I supplerende undersøkelser på en lokalitet med særlig store skader (ved E6 Norvimarka i Stange) ble det seinere funnet skader på gran i en avstand av 100 m avstand fra veien og det ble påvist høye kloridnivåer i øvre jordsjikt i stor avstand fra veien. Temporært grunnvann på stedet hadde høye konsentrasjoner av natriumklorid (P. A. Pedersen *et al.* 2002).

I USA er det rapportert ekstreme tilfeller hvor saltholdig grunnvann har strømmet ut i dagen 200-300 m fra veien og gitt skade på skog (Jordan 1986).

Bäckman og Folkesson (1995) fant natrium- og kloridnivåer i jord ut til 8 m fra veien på inntil 800-1000 og 900 ppm hvilket er på nivå med de mest belastede stedene i Norge. De fant i likhet med Røhr (1996) endringer i saltnivåene nedover i jordprofilen. Nivåene kunne være både økende og avtakende.

Variasjon i lokale jord- og klimaforhold er avgjørende for omfanget av saltskader på vegetasjon. Bäckman (1980) fant f.eks. liten sammenheng mellom skadeomfang, saltnivåer i jord og utstrødd mengde. Det viser at tilfeldige stikkprøver for å kartlegge saltbelastningen kan gi et skjevt bilde av situasjonen. Prøvene bør tas og analyseresultatene vurderes med utgangspunkt i forholdene på stedet. Lokale forhold er uten tvil avgjørende for hvordan konsentrasjonen i jord varierer gjennom året. I en britisk undersøkelse fant Thompson *et al.* (1986) de høyeste saltverdier i jord nær vei i mars-mai og klart avtagende verdier utover høsten. På flere norske lokaliteter er det imidlertid funnet høye og tildels økende verdier om høsten (P. A. Pedersen og Fostad 1996, Røhr 1996). I slike tilfeller utsettes vegetasjonen for kontinuerlig høye verdier og sannsynlighet for skade er stor.

I bymiljøer vil salttransporten i jord avhenge av vegtrekniske forhold. L. B. Pedersen og Holgersen (2006) hevder at heving av midtrabatt i et tilfelle har gitt nær 80 % reduksjon i saltkonsentrasjonen i jordvæsken.

Saltskadene langs veier som følge av opptak fra jord varierer sterkt mellom ulike arter. Eksempelvis betraktes eik som et relativt tolerant treslag overfor høyt saltinnhold i jord (Shaw og Hodson 1981). Zolg og Bornkamm (1983) fant ingen akkumulering av natrium og klorid i blader av eik (*Quercus robur*) ved saltet vei, mens hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) og krimlind (*Tilia euchlora*) hadde betydelig opptak av klorid. Trockner og Albert (1986a) påpeker at salttoleransen avhenger av treets evne til å holde saltet tilbake i rot og stamme. De fant at arter av bjørk og eik hadde liten saltakkumulering i bladene og hevder at arter fra varmt og tørt klima tåler saltstress best.

Gatetrær kan oppnå svært høye kloridkonsentrasjoner. I sterkt skadde blad av hestekastanje og bøk fant Dragsted (1977) kloridinnhold på henholdsvis 2.23 og 1.75 % i bladtørrstoffet.

### 6.9.3 Endringer i den lokale artssammensetningen

Vegetasjonen i kystområder er tilpasset både vind og sjørøkk gjennom lang tid. Dette har ført til en spesiell artssammensetning med særlig salttolerante arter i strandområdene, men det har også skjedd en genetisk tilpasning innen de enkelte arter. F.eks. viste Sanda (1978) at økotyper av gras som vokste nær havstrand var mer salttolerant enn innlandstyper. Dette indikerer at kystvegetasjon skades mindre enn innlandsvegetasjon under likt saltstress.

Sterk salteksponering vil endre de enkelte artenes konkurransevne i et vegetasjonssamfunn, og det kan forventes at artssammensetningen endres. L. B. Pedersen og Ingerslev (2007) refererer kilder som beskriver eksempler på dette. I Norge er det eksempelvis funnet strandkjempe (*Plantago maritima*) langs E6 i Hedmark (P. A. Pedersen *et al.* 2002). Det er imidlertid ikke opplagt at forekomst av arter som normalt vokser i strandsonen skyldes økte saltnivåer. Mange slike arter opptrer også som ugras på dyrket mark. Stadig forstyrrelse av jordoverflaten i forbindelse med veivedlikeholdet må også forutsettes å være en viktig grunn til at en spesiell vegetasjonssammensetning oppstår nær veibanen.

Wilcox (1986a,b) studerte effekten av saltpåvirkning fra en lagringsplass for salt på myr-vegetasjon i Indiana, USA. Salteksponeringen hadde vart i 10 år og medført at nesten alle de stedlige artene var forsvunnet og blitt erstattet med innvandret vegetasjon dominert av dunkjevle (*Typha angustifolia*). Saltnivåene var i dette tilfellet meget høye, 468 mg/l Na og 1215 mg/l Cl i vann i torva. Tilsvarende nivåer er imidlertid funnet i Norge i plantetilgjengelig grunnvann nær rv 2 i Akershus (Røhr 1996). I løpet av de fire årene etter at eksponeringen opphørte og konsentrasjonen sank til det halve reetablerte mange stedlige arter seg, men flere av de nye artene fortsatte å ekspandere. I laboratorieforsøk påviste Wilcox (1984) redusert vekst hos torvmose (*Sphagnum recurvum*) ved kloridnivåer ned til 300 mg/l i vannløsning. Også (Buzio *et al.* 1977) undersøkte effekter av saltpåvirkning fra et lagringssted for natriumklorid. 29 arter invaderte arealer som hadde en konsentrasjon i jorda under 5000 ppm natriumklorid, mens bare 6 arter invaderte områdene hvor konsentrasjonen lå mellom 20 000 og 25 000 ppm. De hevder at arten *Puccinella distans* (tunsaltgress) kan fungere som indikatorplante for ekstremt saltholdige områder. I en undersøkelse av et våtmarksområde i USA konkluderer Richburg *et al.* (2001) med at vesalting med natriumklorid medførte invasjon av takrør (*Phragmites*) og reduksjon av artsantallet. Konsentrasjonene i jordvannet var inntil 390 mg/l Na og 275mg/l Cl hvilket er å nivå med sterkt saltpåvirkede arealer i Norge (Røhr 1996, Pedersen *et al.* 2002).

## 6.10 Samspilleffekter

Det er tidligere nevnt hvordan natriumklorid kan påvirke planter både primært og sekundært. De sekundære effektene er blant annet beskrevet som jordkjemiske endringer og forverring av jordstrukturen (se kap. 5).

Salteksponering kan imidlertid også gi økt angrep av skadeorganismer. Braun og Flückiger (1984) fant økt mottakelighet for angrep av eplebladlus hos hagtorn etter spraying med natriumklorid. Det ble brukt 20 og 100g pr liter i vannløsning dvs. mer enn i sjøvann (her er det mao studiet av virkningsmekanismene som er viktig). De fant økt aminosyreinnhold, bl.a. aspargin og glutamin samt økt sukkerinnhold som de antar kan ha gitt lusa bedre vilkår. Trockner og Albert (1986b) påviste også

økt glutamininnhold i saltskadede trær, men totalt sett redusert aminosyreinnhold. Braun og Flückiger (1984) viser forøvrig til flere andre undersøkelser hvor det er påvist sammenheng mellom skadedyrangrep og salteksposering. I Norge er det observert flere eksempler på at saltskadd granbestand i større grad rammes av barkbilleangrep enn uskadede bestand i umiddelbar nærhet (P. A. Pedersen og Fostad 1996).

Det er også funnet økt angrep av sopp hos salteksposerte trær. Northover (1987) fant positiv korrelasjon mellom natrium og klorid og soppangrep hos ferskentrær ved vei. I visse tilfeller kan det tenkes at saltskader gir inngangsmuligheter for skadelige sopper (Gibbs og Burdekin 1983).

Saltstress synes å kunne påvirke vinterherdigheten hos planter. Det er funnet sterkt redusert frosttoleranse hos hvetepanter som har vært utsatt for saltstress (Tyler *et al.* 1981).

## 6.11 Diskusjon

Tålegrensen for salt kan angis ved å relatere vekstforstyrrelser eller omfang av skadesymptomer til konsentrasjon av klorid eller natrium i blader, jord, jordvæske, næringsløsning og vanningsvann. Tålegrenser kan også relateres til skadesymptomer ved dosering av en viss mengde natriumklorid til jord. Det er viktig å være oppmerksom på at klorid er langt mer mobilt i jord enn natrium og at kloridnivåene varierer sterkt gjennom året og mellom år. Lave verdier av klorid i øvre jordlag betyr ikke nødvendigvis at eksponeringen har vært liten, snarere at utvaskingen har vært stor. I Pedersen og Fostad (1996) og Pedersen *et al.* (2002) er det vist en rekke eksempler på at spredningskurvene for klorid i jord er langt mer uregelmessige enn spredningskurvene for natrium.

Det er problematisk å fastsette tålegrenser som er anvendelige i en gitt feltsituasjon fordi skadeomfanget avhenger av en rekke faktorer. Symptomutvikling og konsentrasjonsendring i plantevevet kan foregå ulikt over tid og forholdet mellom dem vil derfor avhenge av tidspunktet for prøvetaking (Sanda 1976, P. A. Pedersen 1990, P. A. Pedersen og Fostad 1996). Det vil ta en viss tid fra skadelig konsentrasjon foreligger til symptomer oppstår. Dette representerer imidlertid en enda større usikkerhet ved målinger av saltinnhold i jord, særlig i kortvarige forsøk. Fostad og P. A. Pedersen (2000) viste at skader hos bl.a. gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula pendula*) etter natriumklorid-dosering ble stadig sterkere over en periode på 12 måneder. Det må også tas hensyn til at den genetiske variasjonen i salttoleranse innen artene er betydelig. Relatering av skadeomfang til konsentrasjoner i jordvæske er heller ikke uproblematisk fordi disse konsentrasjonene er avhengig av vannmetningen i jorda. I en norsk feltundersøkelse viste konsentrasjonen en stadig avtagende tendens (Røhr 1996), mens skadeomfanget hos gran på stedet var stadig økende (P. A. Pedersen og Fostad 1996). I et dyrkingsforsøk med vanlig gran og furu oppsto store skader på gran ved et innhold i dyrkingsmediet (torv) på henholdsvis ca 500 mg Cl/l torv og ca 600 mg Na/l torv. Furu var noe skadd ved disse nivåene, men ble like sterkt skadd som gran først ved konsentrasjoner i jord på ca 1200 mg Cl/l torv og ca 100 mg Na/l torv (Fostad og P. A. Pedersen 1997b). I skogsområder i Norge hvor gran er tydelig skadd ligger nivåene av natrium og klorid i øvre jordlag på ca. 100- 400 mg/ l jord (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Som nevnt tidligere kan imidlertid nivåene være høyere i dypere jordlag på slike lokaliteter.

Siden saltopptaket er avhengig av transpirasjonsraten, og saltkonsentrasjonen i bladene samtidig avtar med økende vekst, synes en nøyaktig fastsettelse av tålegrense å være vanskelig.

Horntvedt (1975) gir i sin litteraturstudie en oversikt over kloridinnhold i blader relatert til skadeomfang hos en rekke arter. Generelt synes konsentrasjoner høyere enn 0.5-1 % tørt plantemateriale å gi betydelige skader avhengig av bl.a. art. Hos ikke eksponerte trær ligger innholdet normalt på 0.1 % eller lavere.

P. A. Pedersen og Fostad (1996) fant sikker sammenheng mellom kloridinnhold og skadeomfang hos gran generelt, men likevel stor overlapping mellom de ulike skadeklasser (tabell 3). Disse trærne var eksponert for både sprut og salt i jorda og analysene avslører ikke hvor stor andel av saltet som lå utenpå nålene. I samme undersøkelse fant de forøvrig at skadeomfanget ved ca. 1 % klorid varierte fra ubetydelig til meget sterkt hos lauvfellende arter. Bäckman (1980) fant at nåler av sterkt skadd gran

inneholdt 0,5 % klorid eller mer. Kayama *et al.* (2003) fant klar sammenheng mellom nålenes overlevelsessevne og deres innhold av natrium og klorid. Ved nivåer på ca 150 µmol/g tørrstoff var overlevelsen sterkt redusert. Tilsvarende nivåer i nålene (0,5% av tørrstoff) ga sterke skader på vanlig gran i norske forsøk (Fostad og P. A. Pedersen 2000).

Tabell 3: Sammenheng mellom synlig skade på vanlig gran (*Picea abies*) langs saltede veier på Østlandet, Norge og innhold av natrium og klorid i nålene (%) 0= uskadd, 9= totalskadd (P. A. Pedersen og Fostad 1996)

Antall prøver	Skade (0-9)	Na (%)	Cl (%)
24	Ingen (0)	0,07 (0,02-0,10)	0,16 (0,06-0,36)
13	Meget svak (1)	0,12 (0,05-0,22)	0,14 (0,09-0,27)
11	Svak til moderat (2-3)	0,17 (0,05-0,37)	0,30 (0,10-0,54)
7	Sterk (4-8)	0,19 (0,08-0,36)	0,49 (0,24-1,05)

Som nevnt i kapittel 6.9.1 og 6.9.2 gir natriumklorid skade på planter både ved opptak gjennom røttene og ved direkte sprut/avsetning. Det er ikke nødvendigvis sammenheng mellom toleranse overfor sprut og rotopptak. Thompson og Rütter (1986a,b) har påvist dette gjennom kontrollert besprutning og vanning med natriumklorid. Spisslønn (*Acer platanoides*) synes å være tolerant mot sprut (Lumis *et al.* 1976), men tåler lite salt i jorda (Fostad og P. A. Pedersen 2000). Som nevnt er det i flere undersøkelser slått fast at avsetningen av lufttransportert salt avtar sterkt med økende avstand fra veien og at saltsprutskadene på vegetasjon dermed også avtar når avstanden øker (Blomqvist 2001 med flere). Omfanget av saltsprutskader synes å være avhengige av klimaforholdene ved eksponering (Viskari og Karenlampi 1999). Tålegrensene kan tenkes angitt som avstandsintervaller hvor ulike skadegrader forutsettes å inntreffe ved gitte saltingsrutiner og trafikkmønstre. De lokale variasjonene synes imidlertid å være meget store (P. A. Pedersen 2007) og gjør det vanskelig å forutsi hvor store skader som kan oppstå.

Registreringer av saltskade langs norske veier og laboratorieforsøk viser store forskjeller i toleranse hos furu (*Pinus silvestris*), gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula pendula*) når det gjelder saltopptak gjennom røttene. Overfor sprut derimot er alle tre arter temmelig følsomme. Hos furu og bjørk er sprutskader vanlige, men rotopptak gir sjelden store skader. Hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) derimot ansees for å tåle mye sprut, trolig fordi knoppene er dekket av et harpikslignende stoff (Lumis *et al.* 1973). Dette samsvarer med danske observasjoner vinteren 1995/96 hvor sprutskader var omfattende, men hestekastanje greide seg godt (Olsen pers. medd.) og forsøk med kontrollert salttilførsel (Paludan-Müller *et al.* 2002). I praksis blir imidlertid hestekastanje ofte skadd ved høyt saltinnhold i jord (Sanda 1976, Fostad og Vike 1991).

I bysentra er fartsgrensene lave og risiko for saltsprutskader er små. Saltskader på grunn av opptak fra jorda er imidlertid et alvorlig problem. Det kan ta lang før skadesymptomene opphører i et slikt miljø hvis saltingen opphører. Trolig skyldes dette forsinket utvasking av salt pga faste dekker som asfalt og stein. I Danmark er matter benyttet i vinterhalvåret for å beskytte rabatter mot saltsprut, men undersøkelser av L. B. Pedersen *et al.* (2000) tyder på at effekten av slike tiltak er relativt små. Trolig er kontroll med avrenningen fra veibanen et mer effektivt tiltak.

Effekter på større arealer og økosystemer vil, som nevnt i forrige kapittel, avhenge sterkt av lokale forhold relatert til jordart, topografi, nedbør og vind. Basert på resultatene fra det tverrfaglige prosjektet for Statens veivesen på nittitallet og seinere oppfølging (P. A. Pedersen og Fostad 1996, Røhr 1996, Fostad og P. A. Pedersen 2000, Pedersen *et al.* 2002) kan det slås fast at saltet på enkelte lokaliteter hopper seg opp og at skadeomfanget øker over tid. Dette skjer der vertikal transport av salt er lite effektiv og nedbørhøyden er lave. På slike lokaliteter overskrides tålegrensene med hensyn til opptak fra jord for flere arter under de aktuelle saltingsprosedyrene som har vært fulgt. På slike arealer er det observert betydelig horisontal transport, og det er observert eksempel på at en åpen

grøft har hatt stor effekt på saltnivået i øvre jordlag (P. A. Pedersen og Fostad 1996). Det er for øvrig vist i flere dyrkingsforsøk at plantene er mer utsatt for saltskader hvis de dyrkes i sandige jordarter enn hvis de dyrkes i mer finkornede jordarter eller organisk tory (Sanda 1977, Townsend 1984, Fostad og P. A. Pedersen 2000). I felt derimot, vaskes saltet lettest ut på grovkornede jordarter og store skader på grunn av rotopptak er mindre sannsynlig.

Konsekvensene av stor salttilførsel er svært forskjellig langs kysten og i innlandet. I kystområder er nedbøren generelt høy og bidrar til at saltet vaskes effektivt. I innlandet er nedbøren lav og det er i lange perioder et nedbørunderskudd, dvs. at fordampning fra bakken og transpirasjon fra vegetasjonen er større enn nedbøren. Innlandsområder vil derfor være ømfintlige for ekstra salttilførsel. I Norge er det påvist at saltnivået i jorda langs saltede veier på Østlandet har økt i løpet av sesongen mens det har avtatt i Rogaland (P. A. Pedersen og Fostad 1996).

Den genetiske variasjonen som er funnet med hensyn til salttoleranse mellom og innen arter tilsier at kystvegetasjonen er bedre tilpasset høye saltnivåer enn innlandsvegetasjonen. Saltskader på trær langs kysten skyldes imidlertid i stor grad saltsprut, og slike skader ledsages ikke nødvendigvis av høye nivåer i jord. Siden sjøsprøyt ofte forårsaker skade på stedegen vegetasjon langs kysten og mange av artene som naturlig vokser langs kysten ikke kan betraktes som spesielt salttolerante, indikerer det at salteksponeringen ikke er stor nok til å medføre sterk seleksjon. Salteksponeringen nær veibanen langs mange veistrekninger er trolig langt større enn langs kysten, og det vil neppe være mulig å unngå skade på vegetasjon langs veier ved å benytte kystøkotyper med mindre det plantes helt spesielle arter som vokser helt nede i strandkanten og som er tilpasset høyt innhold i jorda.

Endringer i artssammensetningen er en naturlig konsekvens av veisalting. I enkelte undersøkelser er det fokusert på endringer i vegetasjonssamfunn som følge av saltpåvirkning av jord og jordvann (for eksempel Wilcox 1986a,b). De store skadene som er funnet på gran som følge av salt i jord (Fostad og P. A. Pedersen 1996, P. A. Pedersen *et al.* 2002) tyder på at gran vil bli utkonkurrert langs enkelte veistrekninger. Også saltsprut fra vei vil forventes å påvirke artssammensetningen lokalt. Siden saltsprutskadene er mest omfattende nær bakken (men over snødekket) vil etableringsfasen være kritisk for ømfintlige treslag, f.eks bjørk og furu, ut til en viss avstand fra veien.

Alternative avisingskjemikalier vil også ha effekter på planter. Midlene er imidlertid svært ulike og vil ha ulike påvirkningsmekanismer. Organiske midler påvirker oksygenforholdene i jorda når de brytes ned (kapittel 5.2). Alternative uorganiske salter vil nødvendigvis påvirke næringsopptak og løseligheten av plantenæringsstoffer i jorda ved ionekonkurranse og ionebytting på jordkolloidene. Det foreligger foreløpig begrenset dokumentasjon av effektene av alternative midler på planter.

## 6.12 Effekter av andre avisingskjemikalier på planter

Robidoux og Delisle (2001) undersøkte effekten av natriumklorid, natriumformiat og kalsiummagnesiumacetat på meitemark (*Eisenia fetida*) og fire planterarter: karse (*Lepidium sativum*), bygg (*Hordeum vulgare*), gress (*Festuca rubra* og *Poa pratensis*). De fant at kalsiummagnesiumacetat var noe mindre giftig enn natriumformiat, som igjen var omtrent like giftig som natriumklorid. Effekter på planter (med *Poa pratensis* som den mest følsomme) var større enn på meitemark. Resultatene fra forsøkene viser at gjennomsnittskonsentrasjoner av natriumklorid som finnes i snø (ca. 10000 mg natriumklorid/l) hadde effekt på begge grasartene, samt karse, mens bygg ikke ble påvirket ved disse konsentrasjonene. Konsentrasjoner av natriumklorid i gammel snø (opp mot 30 000 mg natriumklorid/l) ga imidlertid også effekt på spring hos bygg.

Da det vil være nødvendig å bruke større mengder NaFo og CaMg-acetat for å oppnå samme saltingseffekt, antar Robidoux og Delisle (2001) at effektene av disse avisingskjemikaliene på planter og meitemark vil være omtrent de samme som for natriumklorid.

I lysimeterforsøk gjennomført med kaliumformiat døde alle planter trolig som en følge av høy pH i kaliumformiat-løsningen (pH 10,6-11,4) (Hellstén og Nystén 2003).

Fischel (2001) gir en oversikt over studier hvor effekten kalsiummagnesiumacetat er testet på vegetasjon. Resultatene fra undersøkelsene viser at effekten av kalsiummagnesiumacetat på de fleste planter (trær, busker) var liten eller neglisjerbar ved doseringer som er vanlig ved bruk. I undersøkelser hvor effekter av kalsiummagnesiumacetat er sammenlignet med effekter av natriumklorid, synes det som om effektenene av kalsiummagnesiumacetat er betydelig mindre.

## 6.13 Konklusjoner og anbefalinger

Natriumklorid forårsaker tydelige skader på busker og trær langs saltede veier og gater. Skadene innebærer redusert pryddverdi, vekst og overlevelsessevne. Symptomer og skadeomfang varierer med eksponeringsmåte, miljøforholdene på stedet og de enkelte planteslagenes salttoleranse. Ofte er det ingen sammenheng mellom den enkelte artens toleranse mot saltsprut og toleranse mot saltpåvirkning ved rottopptak. De artene som vokser langs veier i Norge, både spontan og plantet vegetasjon, er generelt forholdsvis følsomme overfor høye saltnivåer, men utviser likevel betydelig variasjon.

Det anbefales derfor at det i størst mulig grad benyttes planter som tolerer forhøyde saltnivåer og at det ved valg av planteslag tas hensyn til hvilken eksponeringsmåte som er dominerende på stedet. Det er behov for ytterligere dokumentasjon av effekter og utvalg av salttolerante planteslag til bruk langs saltede veier.

Omfanget av saltskader avtar generelt med økende avstand fra veien (særlig saltsprut-skader), men betydelige skader kan forventes i stor avstand (mer enn 50 m) i enkelte situasjoner. En bør unngå planting av planteslag som er følsomme for saltsprut nærmere enn ca 10-15 m fra hvit stripe ved fartsgrenser 80-100 km/t. Det bør tas hensyn til lokale forhold i planleggingen av grøntanlegg, og ved oppgradering av grøntanlegg/supplering i plantefelt nær vei må erfaringene fra stedet vektlegges. Årsakene til de store variasjonene i skader på grunn av saltsprut burde dokumenteres bedre.

I byer er fartsgrensene lave og skadene forårsakes hovedsakelig av saltopptak via røttene. Generelt anbefales det å plante i forhøyde rabatter slik at saltavrenning direkte til rotsonen unngås. Kontrollert bortledning av overvann fra veibanen i saltingssesongen er et viktig tiltak. I planleggingen av overvannshåndteringen fra bysentra generelt bør transporten av salt til trærnes rotsone inkluderes som problemstilling.

Skadeomfanget på skogsvegetasjon langs saltede veier avhenger sterkt av lokale jordbunnsforhold, nedbørsforhold og hellingsforholdene i terrenget. Et fellestrekk for lokaliteter med stort skadeomfang er at det finnes tette sjikt i jorda som hindrer nedvasking av saltet og at nedbørsmengden er relativt liten. Jordundersøkelser viser at saltet under slike forhold spres ut til store avstander nedstrøms veien og gir høye nivåer i trærnes rotsone opptil 100m fra veien. Under slike forhold vil gran bli utkonkurrert og det vil skje store endringer i artssammensetningen.

For å redusere saltpåvirkningen av slike følsomme arealer bør overvannet ledes bort fra området i et grøftesystem med godt fall. Spesiell utforming av veigrøfta med tetting av grøftesidene kan være aktuelt for å kontrollere overvannet best mulig. Tilleggsgrøfting utenfor veigrøfta kan være et mulig tiltak for å avskjære horisontal salttransport ut i sideterrenget. Problemene på slike arealer har vist seg å øke over tid, og det burde gjennomføres overvåking av utvalgte områder for å dokumentere utviklingen over tid.

Det er påvist skadelige effekter også av alternative avisingskemikalier på planter, og det er behov for mer inngående dokumentasjon av disse effektene.

# 7. Effekter av avisingskjemikalier på kulturplanter

---

## 7.1 Skader av natriumklorid langs vei

Saltskader langs veier er hyppigst rapportert for trær og busker, og i litteraturen skilles det ikke nødvendigvis mellom kulturplanter og planter i skogsmiljø og kulturlandskap. Mulige effekter av veisalting på jordbruksproduksjon er lite undersøkt. Persson og Røyselund (1981) undersøkte effekter av veisalting på grønnsakproduksjon langs veier i Vestfold, Norge, men kunne ikke dokumentere redusert vekst nær veien. Fra USA rapporterer Berkheimer *et al.* (2006) at saltsprut fra vei er en sannsynlig årsak til omfattende knoppdød hos storfruktet blåbær (*Vaccinium corymbosum*). Også Eaton *et al.* (1999) påviste skade på blomsterknopper og avlingsreduksjon av blåbær langs saltet vei (*Vaccinium angustifolium*).

I tørre og semi-tørre områder (for eksempel Australia, enkelte Middelhavsland), kan høyt saltinnhold i jord og vanningsvann være et betydelig problem i landbruket. Årsaken til dette er at salt og næringsstoffer som tilføres via nedbør, gjødsel og vanning ikke vaskes ut fra jord, men akkumulerer i det øvre jordsjiktet (Brady 1984). I disse områdene vil ofte vannstrømmen gå mot overflaten på grunn av evapotranspirasjon. I områder langs saltet vei er det vist at innholdet av natriumklorid i jord, grunnvann og overflatevann kan øke som følge av saltingen (se hhv. kapittel 5.1, 10 og 11). Indirekte skader på avling som følge av dårlig jordstruktur og vannhusholdning, samt sviskader på avling som følge av vanning med vann som har et høyt innhold av natriumklorid på grunn av veggsalting kan ikke utelukkes. Effektene på hhv. jord og planter som følge av bruk av natriumklorid og andre avisingskjemikalier er beskrevet i kapittel 5 og 6.

## 7.2 Relativ salttoleranse for kulturplanter

Høyt saltinnhold i jord kan redusere vannopptaket, redusere rotveksten, medføre sviskader, inhibere blomstring, redusere frøspiring, og redusere avling (frukt og grønnsaker). Nedenfor er vist et utdrag av en oversikt over salttoleranse for ulike kulturvekster som er laget ved Colorado State University (tabell 4). En slik liste gir kun en indikasjon på hvordan følsomheten vil være mellom artene. Lokale klimatiske forhold og jordbunnsforhold kan endre noe på dette bildet. Ledningsevnen som er oppgitt (tabell 4) er ledningsevnen i jord. Oversikten gir med andre ord ingen informasjon om hvordan plantene tåler saltvann til vanning (evt. sviskader).

Tabell 4: Oversikt over salttoleranse for en del kulturplanter. For en fullstendig liste se <http://www.ext.colostate.edu/mg/files/gardennotes/224-SalineSoils.html>

Ikke-tolerant (0-2mS/cm)	Noe tolerant (2-4 mS/cm)	Moderat tolerant (4-8 mS/cm)	Tolerant (6-16 mS/cm)
Gulrot	Eple	Brokkoli	Asparges
Løk	Kålhode	Tomat	Bladbete
Erter	Seleri	Spinat	Oliven
Reddik	Agurk	Squash	Einer
Jordbær	Salat	Raigras	
Furu	Potet	Krysantemum	
Sukkerrør			

Relativ salttoleranse (basert på saltinnhold i jord) mellom kornarter indikerer at bygg er mer tolerant enn havre og hvete (for eksempel Carter (1981)).

Vi har ikke funnet tilsvarende oversikter for andre aktuelle kjemikalier i vinterdrift av veg.

### 7.3 Diskusjon og konklusjoner

Salting (natriumklorid) av vei foregår i en tid på året hvor det ikke dyrkes mat- og forvekster, slik at sannsynligheten for sprutskader som følge av vanning med vann som er tilført vegsalt er liten i Norge.

Effekter på kulturplanter som dyrkes langs vei som følge av endringer i jordstruktur og næringsbalanse i jord kan ikke utelukkes (se kap. 5 for beskrivelse av slike effekter). Dyrket jord blir regelmessig harvet eller pløyd slik at saltet som tilføres blir blandet inn i et større jordvolum enn i jord hvor slik bearbeiding ikke skjer. Da jordbearbeiding vil være med på å fortynne tilført natriumklorid, er det sannsynlig at dette vil bidra til å redusere korttidseffektene av salt. Samtidig tilføres dyrket jord både gjødsel og kalk, slik at en del av de effektene som observeres i jord som tilføres natriumklorid vil bli mindre eller forsvinne helt.

Det er ikke gjennomført undersøkelser av hvordan avisingskjemikalier brukt i vinterdriften av vei påvirker dyrket jord i Norge og det er derfor vanskelig å anslå hvilken effekt dette har på bl.a. jordkvalitet og avlingsutbytte over tid.



## 8. Effekter av natriumklorid på fauna i jord

---

### 8.1 Innledning

Veistøv fra 7 norske byer (28 prøver) ble analysert kjemisk og fysisk og en rekke økotoksikologiske tester som involverte meitemark, spretthaler, bakterier og planter ble utført på veistøvet (Amundsen *et al.* 1999). En av hovedkonklusjonene var at det ikke var mulig å tilskrive observerte effekter til noen/enkelte forurensninger, men at effektene skyldes en kombinasjon av påvirkning fra mange forurensninger. Det var imidlertid en tendens at testblandinger med et kloridinnhold større en 60 mg/kg (+ andre forurensninger) medførte betydelige hemming av salatspring, samt overlevelse og reproduksjon hos meitemark og spretthaler. Salt var den eneste kjemiske faktoren i veistøvet som kunne korreleres noenlunde til biologisk effekt.

Jordorganismer har en rekke mekanismer som gjør at de kan overleve perioder med ugunstige leveforhold i jorda: de krøller seg sammen som en ball (reduserer overflaten), blir inaktive, de slutter å spise og slutter å reproducere. Dette er en av årsakene til at dødelighet av organismer er en mindre god parameter for å måle effekter av kjemikalier. Målinger av subletale og kroniske effekter oppstår ofte ved lavere konsentrasjoner enn akutte effekter (dødelighet). Dette er tydelig for organismer både i jord og vann.

### 8.2 Effekter av natriumklorid på virvelløse dyr i jord

Studier av effekter på jordlevende organismer er ikke utført i samme grad som i vann. Den mest omfattende undersøkelsen av effekter av salt på jordorganismer som vi har funnet er rapportert av Addison (2002). Her ble effekter av natriumklorid på jordlevende organismer (4 arter meitemark, 6 arter spretthaler) gjennomført. Blant disse organismene var spretthaler (*F. candida*) de mest følsomme og 50 % reduksjon av reproduksjon ble funnet ved konsentrasjoner fra 480 til 940 mg natriumklorid/kg (litt avhengig av jordtype og vanninnholdet i jord). For meitemark (*E. fetida*) ble det for eksempel målt 50 % reduksjon i kokongproduksjon ved konsentrasjoner på ca. 1800 mg natriumklorid/kg jord.

Forsøkene viser at effektene av avisningskjemikalier er avhengig av jordtype. For eksempel reduseres effektene ved økende innhold av organisk materiale i jorda.

Dødeligheten hos meitemark og spretthaler (målt som LC<sub>20</sub>) ble registrert ved betydelig høyere konsentrasjoner (3000-15000 mg natriumklorid/kg jord) (Addison 2002). Dette indikerer at dødelighet er et lite følsomt endepunkt også for negative effekter av veisalt.

En annen observasjon som ble gjort var at rent natriumklorid var mer giftig enn veisalt (trolig sjøsalt) for noen arter (Addison 2002). Denne effekten sees også for vannlevende organismer og forklares ved at det i veisalt finnes en lang rekke andre kationer og anioner (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) som vil redusere virkningen av Na og Cl. Dersom andre ioner finnes tilgjengelig i væskefasen danner disse sammen med Na og Cl trolig en mer "fysiologisk riktig" sammensetning av vannfasen. Tilstedeværelsen av Ca, Mg etc. kan også føre til redusert gifteffekt som følge av komplekseringsreaksjoner med klorid.

De Barros Amorim *et al.* (2005) fant i forsøk for å studere effekt av CuCl<sub>2</sub> på Enchytraeus (liten hvit rundorm som lever i jord) og spretthaler (*Folsomia candida*), at kloridionet hadde effekt på reproduksjon av disse dyrene i enkelte jordtyper.

Bongers *et al.* (2004) fant at Pb-nitrat var mer giftig en Pb-klorid for spretthalen *Folsomia candida* i jord. Etter at jorda som var tilsatt Pb-saltene var vasket med vann og anionene vasket ut, var det ingen forskjell i giftighet mellom disse to saltene.

Schrader *et al.* (1998) fant at konsentrasjoner på 2400 mg natriumklorid/kg jord eller 2800 mg  $\text{CaCl}_2/\text{kg}$  jord hadde negative effekter på eggutvikling hos *Poecilus cupreus* (bille) og *Folsomia candida* (spretthale).

Resultatene fra disse forsøkene kan ikke brukes for å estimere ved hvilke konsentrasjoner av klorid effekter oppstår. Den klare effekten klorid har på flere jordlevende organismer tilsier at ved bruk av kloridsalter i toksisitetstesting (for eksempel bruk av  $\text{PbCl}_2$ ,  $\text{CuCl}_2$  etc) må kontrolltester gjennomføres for å skille effekten av klorid fra effekten av det giftige kationet (dette kan gjøres for eksempel ved utvasking av klorid eller ved bruk av  $\text{KCl}$  som referanse).

### 8.3 Tålegrenser for natriumklorid hos jordfauna

Environment Canada (2001) refererer undersøkelser som viser at følsomme bakterier langs vei blir moderat inhibert ved konsentrasjoner av natriumklorid på 150 mg natriumklorid/kg (tilsvarende hhv 60 og 90 mg Na og Cl/kg). Nitrifikasjon i jord blir påvirket ved konsentrasjoner på 250 mg/kg. I Canada er det vist at konsentrasjoner av natriumklorid i jord nærmere enn 30 m fra veg har en konsentrasjon høyere enn 60 mg/kg i jord, mens konsentrasjoner av klorid høyere enn 200 mg/kg er funnet så langt vekk som 200 m fra vei. Dette viser at mikroorganismer i jord i store områder rundt sterkt trafikkerte veier kan være påvirket av saltbruk.

Det er uklart hvor tålegrensen for klorid går for fauna i jord. Kroniske effekter av natriumklorid er påvist ved konsentrasjoner ned til 480 mg natriumklorid (eller 280 mg Cl/kg) (spretthaler), mens meitemark har vist seg å være noe mindre følsom.

### 8.4 Diskusjon og konklusjoner

Som for organismer i vann inntreffer kroniske og subletale effekter ved saltkonsentrasjoner som er betydelig lavere enn ved de konsentrasjoner akutte effekter oppstår. Ved gjennomføring av effektstudier er det derfor viktig at kroniske og subletale effekter måles og ikke kun akutte.

Ved bruk av organiske avisingskjemikalier er nedbrytning i jord langs veien viktig for hvilke miljøeffekter som kan oppstå. Mikroorganismer står for det aller meste av denne nedbrytningen og disse vil tilpasse seg vekstvilkårene og det substratet (avisingskjemikallet) som tilføres på stedet. I et velfungerende økosystem er mikroflora, fauna og flora avhengig av hverandre og det er uklart om eller i hvilken grad renseevnen til jord reduseres dersom enkelte deler av økosystemet blir borte.

Dersom man baserer nedbrytningen av organiske avisingskjemikalier på infiltrasjon i jord (og ikke oppsamling og rensing i dammer) er det derfor viktig å undersøke hvilke jordtyper som vil kunne fungere som rensemedium og hvilke som er uegnet som dette.

## 9. Andre økologiske effekter av natriumklorid

---

### 9.1 Effekter på pattedyr og fugler

Natriumklorid kan ha både en direkte (toksisk) og mer indirekte effekt på villlevende pattedyr og fugler.

En viktig effekt veisalting har på terrestriske dyr er at salt lokker til seg dyr som trenger dette i dietten (Hedin 2006). Dyrene blir på denne måten mer utsatt for ulykker. Undersøkelser fra Ontario, Canada, viser at kollisjoner mellom bil og dyr er størst i den perioden hvor behov for salt er størst, ikke i perioden hvor biltrafikken er størst. Undersøkelser referert i Environment Canada (2001) viser også at det er langt flere påkjørsler i områder hvor salt overvann (pga veisalting), finnes i forhold til andre områder (uavhengig trafikk tetthet). Dette gjelder først og fremst for større dyr (elg, hjort etc), men andre undersøkelser indikerer at dette kan være tilfelle også for mindre dyr.

Fugler blir tiltrukket av miljøet rundt en vei fordi det finnes lett tilgjengelig mat (døde dyr og insekter) og sand, men også fordi det i perioder finnes salt som fuglene trenger. Mineau og Brownlee (2005) diskuterer resultater fra flere undersøkelser eller rapporter om fugledød i forbindelse med salting av vei. Her refereres også til en studie hvor akutt toksisitet av natriumklorid overfor gråspurv ble undersøkt. Endepunkter som dødelighet eller endringer i fjærdrakt, elektrolyttnivå i hjerne og plasma ble målt etter foring med natriumklorid. Dødelig oral dose ble funnet å være 3-3,5 gram per kg kroppsvekt og et mulig ikke-effekt-nivå ble anslått til 2 gram/kg kroppsvekt. Dersom fuglene ble holdt borte fra vann i 6 timer etter eksponering, økte dødeligheten. Mineau og Brownlee (2005) mener inntaket av salt på en del veier og for enkelte organismer generelt er et underestimert problem.

Environment Canada (2001) refererer også til flere undersøkelser som viser at det er en sammenheng mellom salting av vei og dødelighet av fugler. Det kommer imidlertid ikke fram i hvilken grad denne dødeligheten har betydning for bestanden, selv om det refereres til arter som er vernet.

Fischel (2001) gir en oversikt over giftig oral dose (dødelig dose-LD<sub>50</sub>) for rotter for ulike avisingskjemikalier (tabell 5). Magnesiumklorid er det minst giftige kjemikaliet, mens kaliumacetat er det mest giftige. Ifølge referanser gitt i Fischel (2001) er verdier høyere enn 5000 mg/kg regnet for å være ikke-toksisk.

Tabell 5: Akutt oral giftighet for rotte for utvalgte avisingskjemikalier (referert i Fischel 2001).

Avisingskjemikalium	LD <sub>50</sub> (mg/kg)
Magnesiumklorid	8100
Kalsiummagnesiumacetat	5000
Kalsiumklorid	4000
Natriumklorid	3750
Kaliumacetat	3250

### 9.2 Endringer i artssammensetning

De kjemiske og mikrobiologiske endringene som skjer i jord og vann langs vei som følge av salting, kan også føre til endringer i artssammensetning i plantesamfunn langs vei (Båtvik *et al.* 2001). Dette er bl.a. vist fra Canada hvor man mener at veisalting, grøfting, kombinert med gjødsling i jordbruket har ført til at takrør har spredt seg raskt i en del områder (Jodoin *et al.* 2008).

I enkelte områder kan salting føre til økt erosjon, både fordi planter dør og på grunn av dårligere aggregatstabilitet på grunn av utvasking av Ca og Mg. I slike områder kan økt mengde suspendert stoff føre til akutte eller kroniske effekter i vann og det kan på sikt gi endringer i artsammensetning.

### 9.3 Diskusjon og konklusjon

I hvilken grad bruk av avisingskemikalier på vei medfører et tilleggsproblem for landlevende dyr og fugler er ikke klart selv om enkelte fuglearter tilsynelatende kan få i seg dødelige doser natriumklorid. Vi mener det er sannsynlig at den eventuelle "tilleggsbelastningen" bruk av avisingskemikalier utgjør er svært liten i forhold til den belastningen veien allerede utgjør for disse dyregruppene. Nærmere undersøkelser av problemstillingen bør ikke prioriteres i arbeidet med utvikling av saltstrategier i Norge.

# 10. Avisingskjemikalier i grunnvann

---

I dette kapitlet er det sammenstilt en del generell informasjon basert på lærebokstoff, her er ikke nødvendigvis referanser tatt med. Mer konkrete eksempler og resultater forskning er beskrevet med referanser til litteraturen.

## 10.1 Miljøkonsekvenser

Hvilke bio-geokjemiske interaksjoner som påvirkes av tilførsler av avisingskjemikalier i jord og grunnvann generelt (umettet og mettet sone) er beskrevet i kapittel 5. I dette avsnittet fokuseres det på konsekvenser i den mettede sonen og spesielt i forhold til bruken av grunnvann som vannkilde.

Ulike avisingskjemikalier vil ha ulike miljøkonsekvenser, følgende kriterier kan settes opp:

- egnethet som drikkevann (toksisitet)
- oksygenforhold
- korroderende egenskaper

### 10.1.1 Egnethet som drikkevann

Drikkevannsforskriften har oppgitt en del grenseverdier som kan være av relevans for vurdering av vannkvalitet i forbindelse med bruk av ulike avisingskjemikalier (tabell 6). Grenseverdien for norsk drikkevann er på 200 mg/l for både Na<sup>+</sup> og Cl<sup>-</sup>, verdier over denne gir smak på vannet. For personer med lav-natrium kosthold er denne grensen også for høy. Anbefalt nivå for natrium er satt til 20-25 mg/l (anbefalt grense i Norge). Grenseverdiene kan variere noe fra land til land (Brod, 1998). Grunnen til at det er relevant å se på andre elementer enn selve avisingskjemikaliene er at kjemikaliene vil brytes ned til andre stoffer som for eksempel kan måles som TOC, eller det kan skje kjemiske ionebytte reaksjoner som vasker ut andre elementer fra jorda, slik det er beskrevet tidligere. Jern og mangan er elementer som typisk opptrer med høyere konsentrasjoner der det skjer en nedbrytning av organiske stoffer. Selv om drikkevannsforskriften setter viktige grenser er dette ikke å regne som tålegrenser i forhold til jord/grunnvannsmiljøet som helhet. I forhold til vurdering av utstrømningsområder for grunnvann (kilder), har Williams *et al.* (1999) foreslått et biologisk indekssystem for å vurdere organismers tålegrense for klorid.

Tabell 6: Grenseverdier i Drikkevannsforskriften.

Elementer	Enhet	Relevans i forhold til bruk av følgende avisingskjemikalier
Klorid (Cl)	200 mg Cl/l	NaCl
Natrium (Na)	200 mg Na/l	NaCl
Glykoler	10 µg C/l	Bruk av glykoler (etylen-, proylen-) disse brukes allerede på biler vinterstid.
Kjemisk oksygen forbruk (COD-Mn)	5 mg O/l	Organiske avisingskjemikalier
Konduktivitet	250 mS/m	Organiske avisingskjemikalier og NaCl
Mangan	0.05 mg Mn/l	Organiske avisingskjemikalier
Nitritt (NO <sub>2</sub> )	0.05 mg N/l	Urea
Nitrat	10 mg N/l	Urea
Totalt organisk karbon	5 mg C/l	Organiske avisingskjemikalier

### 10.1.2 Oksygenforhold

Oksidasjonsprosesser som for eksempel nedbrytning av organiske avisingskjemikalier (propylenglykol, kaliumacetat, kaliumformiat, karbohydrater) og omsetning av urea til nitrit og nitrat, fører til lavere oksygenkonsentrasjon i grunnvannet. Dette fører igjen til reduksjon av jern og mangan, som blir vannløselige i denne formen. Vann med høye jern og mangan verdier kan ikke brukes til vannforsyning med mindre det blir oksydert på forhånd. Høye verdier av Fe(+II) og Mn(+II) i grunnvannet er uønsket fordi: 1) oksiske forhold vil føre til utfelling av jern (ferric) og mangan (manganic) og gi vannet en henholdsvis rødlig eller brun /svart farge; 2) slike utfellinger kan gi vannet en metallisk smak; 3) de samme forholdene som frigir jern og mangan i grunnvannet kan også frigjøre hydrogensulfid, noe som igjen kan gi vannet en smak av svovel; 4) utfelling av jern- og manganoksider kan tette rørsystemer. Mer om disse prosessene samt tiltak for å behandle grunnvann med reduserende forhold er beskrevet av blant andre Søvik (2003). NaCl vil ikke ha konsekvenser i forhold til oksygennivå i grunnvannet, men kan virke inn på pH verdien. Ved Oslo lufthavn, Gardermoen (OSL), har kjemisk oksygenforbruk (KOF, se tabell 1) vært et viktig kriterie for valg av avisingskjemikalie på rullebaner. Fordi man observerte økte jern og manganverdier i umettet og mettet sone gikk man derfra fra kaliumacetat til kaliumformiat etter noen års drift ved OSL (Øvstedal pers. medd).

### 10.1.3 Korrosjon

Ulike avisingskjemikalier kan øke korrosjonsevnen til vannet. Natriumklorid virker mest korroderende etterfulgt av urea og de organiske avisingskjemikaliene. De kommersielle avisingskjemikaliene er ofte tilsatt anti-korrosjonsmidler (se for eksempel Fischel 2001).

Korroderende egenskaper til avisingskjemikalier blir ikke behandlet her.

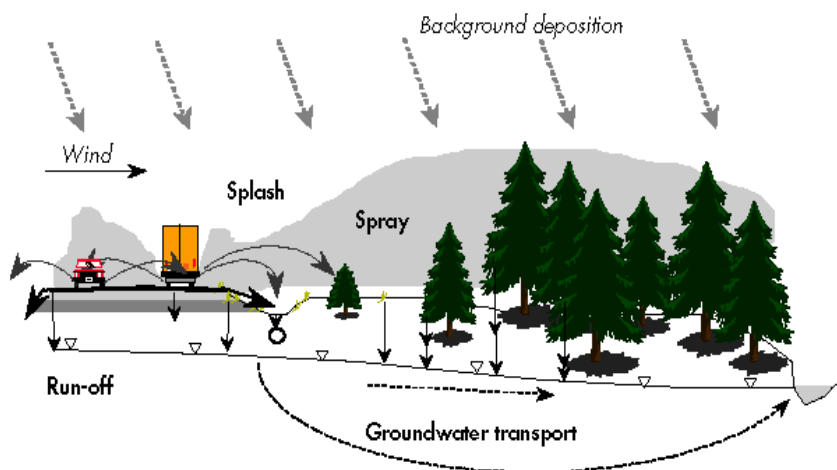
## 10.2 Transportegenskaper til avisingskjemikalier

Generelt er transportegenskapene til ulike elementer avhengig av: ladning på elementet, affinitet til ulike jordtyper, reaksjon med andre stoffer i jorda, for eksempel kompleksiering, vannløselighet. Bindingsgrad til jord beskrives gjerne med en fordelingskoeffisient ( $K_d$  verdi) som er avhengig av jordtype og saltkonsentrasjon i vannet.

Dette er en viktig parameter å kjenne til dersom man skal beregne hvor raskt elementet vil forflytte seg sammenliknet med rent vann. De ulike saltene som er beskrevet vil opptre på ioneform i vannet. De positive ionene,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  og  $\text{Ca}^{2+}$ , vil forsinkes mer enn de negative ionene fordi jorda har større kationbyttekapasitet enn anionbytte kapasitet. Komponentene  $\text{Cl}^-$ , acetat og formiat vil derfor transporteres med en hastighet tilnærmet lik den for vann, (for transporthastighetene til kalium, acetat og PG se for eksempel French *et al.* 2001). Det er mulig å finne  $K_d$  verdier fra litteraturen for liknende jordtyper, men det er også utviklet enkle metoder å måle dette i labforsøk (batch- og kolonneforsøk). Mer generell informasjon om prosesser og metoder kan finnes for eksempel i Appelo og Postma (1996).

### 10.3 Bruk av modeller i forbindelse med spredningsstudier

For å kunne modellere spredning av avisingskjemikalier fra vei er det nødvendig å kartlegge alle mekanismer som påvirker spredningen (vind, sprut, snøbrøyting, avrenning samt videre transport i umettet og mettet sone, figur 2).



Figur 2: Spredningsmekanismer for avisingskjemikalier fra veg til omgivelsene, figur hentet fra Blomqvist (2001).

Formål med modeller kan være å:

- optimalisere salting i forhold til friksjonskrav og bar-veistrategi
- optimalisere salting i forhold til å ikke overstige "tålegrenser" til omliggende miljø det være seg planter, dyr, krav til drikkevann m.m.

I begge tilfeller vil det være nødvendig å beregne massebalanse, det vil si føre et regnskap for mengder vann og avisingskjemikalier. Har vi oversikt over massebalansen for salt og vann kan man beregne hvor mye vann som er tilgjengelig for blanding med saltet før det når en følsom resipient. I de neste avsnittene er ulike typer modeller beskrevet, samt eksempler på bruk av noen av disse modellene.

#### 10.3.1 Spredning fra veg

Tre transportmekanismer er viktige for saltspredning fra vei:

- Spredning i luft (sprut og spray)
- Spredning ved snøbrøyting
- Spredning med avrenning

Disse spredningsmekanismene har innvikling på hvilke miljøfaktorer som blir påvirket, og hvordan den videre spredningen i jord og grunnvann skjer.

Følgende likninger kan settes opp for å beskrive de ulike transportkomponentene (Lundmark, 2008):

$$\begin{aligned}
 q_{Cl_a} &= k_a \cdot S_{Cl} & S_s < S_{pm} \\
 q_{Cl_a} &= k_a \cdot S_{Cl} + k_p \cdot S_{Cl} & S_s > S_{pm} \\
 q_{Cl_r} &= k_r \cdot q_w \cdot C_{Cl}
 \end{aligned}
 \tag{Lign 1}$$

Der  $S_{Cl}$  er saltlager ( $\text{mg m}^{-2}$ ),  $q_{Cl_a}$  og  $q_{Cl_r}$  er henholdsvis spredningsrate i luft og med avrenning ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ),  $q_w$  er overflate avrenning (mm),  $C_{Cl}$  er klorid konsentrasjon.  $S_s$  er snømengde på vei (vannekvivalenter, mm), dersom snømengden overstiger  $S_{pm}$  brøytes veien.  $k_a$ ,  $k_p$ ,  $k_r$  ( $\text{d}^{-1}$ ), er spredningskoeffisienter for luft, brøyting og avrenning.

Det finnes ulike modellkonsept for å beregne transport og spredning av avisingskjemikalier fra en vei til omgivelsene. Annika Lundmark studerte både spredningsmekanismer i luft, i avrenning og i grunnen i sitt nylig avsluttede doktorgradsarbeid (Lundmark, 2008).

For å beregne spredningssonen langs vei, foreslo Blomqvist (1999) at følgende empirisk baserte modell benyttes:

$$D(x) = a_{\text{splash}} \cdot e^{-0,5x} + a_{\text{spray}} \cdot e^{-0,05x} + a_b
 \tag{Lign 2}$$

der  $D(x)$  er spredningsfunksjon  $\text{mg/m}^2/\text{dag}$  som funksjon av avstand fra vei  $x$ ,  $a_{\text{splash}}$  og  $a_{\text{spray}}$  er maksimale spredningsavstander som følge splash (større volumer sørpe/snø), og spray (spredning i små dråper). I forsøkene utført av Lundmark, ble følgende verdier beregnet:  $a_{\text{splash}} = 8000 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ ,  $a_{\text{spray}} = 120 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ , samt bakgrunnsdeposisjonen  $a_b = 3 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ . Videre ble det beregnet at den luftbårne spredningen beskrevet ovenfor tilsvarer 45 % av tilført klorid på veien. Dersom denne omsettes i akkumulerte prosentandeler blir fordelingen 30 % innen første meter fra vei, opptil 90% ut til 10 m og resten 10% ut til 100m fra veikant. Disse konstantene er tilpasset målinger utført langs E4 ca. 10 km nord for Stockholm, hvor saltbelastningen er omlag 8 tonn NaCl/km vei. I en videreutviklet versjon av modell (2) (Gustafsson & Blomqvist, 2004), er også vindstyrke, retning og antall passerende bilder inkludert, men likningen er ikke fullstendig dokumentert og vises derfor ikke her, se også publikasjonene Blomqvist og Gustafsson, (2006) og Blomqvist (2002), som også et rammeverk for vurdering av risiko for veinær vegetasjon. Lundmark (2003) gir i et litteraturstudium flere eksempler på spredningsstudier og liknende spredningsmodeller som er bygd på samme prinsipp som modellene beskrevet over. Disse er derfor ikke beskrevet i mer detalj her.

### 10.3.2 Spredning i jord og grunnvann

Når forurensningen har blitt tilført jordas overflate begynner den videre transporten enten som overflateavrenning til bekk, elv og vann, eller avisingskjemikalierne infiltrerer grunnen og vil først måtte strømme gjennom umettet sone, hvor både luft og vann finnes i porene. Dette gir gode nedbrytningsforhold fordi oksygen er lettere tilgjengelig enn det som kan være tilfelle i grunnvannssonen, der alle porene er fylt med vann. Strømningen i umettet sone er stort sett vertikal, man kan derfor argumentere med at en en-dimensjonal modell er tilstrekkelig. Tilsettes en puls med en forurensning vil det skje en fortykning med annet vann i strømningsretningen og på tvers av denne, det er derfor også noe spredning i horisontal retning avhengig av hvor heterogen jorda er. Generelt kan vi si at jo mer variabel jorda er jo større spredning kan man forvente. I modellering og feltforsøk i umettet sone på Gardermoen, der det er heterogen grov sand, var spredningen i horisontal retning ca 40 cm etter 1.5 m vertikal transport (French *et al.*, 2001). I finere jordarter vil den horisontale spredningen kunne være større. Dersom utstrekningen med høy belastning langs veibanen er stor, vil spredning i horisontal retning ha mindre betydning for fortykningen i umettet sone. Det skjer også en fortykning i fronten av en støtbelastning med avisingskjemikalie. En tommelfingerregel er at



spredningen i hovedstrømningsretningen er ca 10 ganger høyere enn spredningen på tvers av strømningsretningen (f.eks. Domenico og Schwartz, 1998). På Gardermoen viste feltforsøk og simuleringer i en ustrukturert men svært heterogen jord ca. 5-20 ganger større spredning langs strømningsretningen enn på tvers av strømningsretningen avhengig av infiltrasjonsrater og dybde til grunnvannet (French, 1999). Numeriske simulering av oppholdstider i umettet sone viser at den mest sensitive variabelen er infiltrasjonshastighetene (Kitterød, 2008). Heterogeniteter fører til fokuseringseffekter (Kitterød 1997, French og Binley, 2004,). Dette bidrar til at transporthastighetene øker samtidig som potensialet for nedbrytning blir mindre (Kitterød, 2008, French *et al.*, 2001). Når avisingkskemikaliene eventuelt når grunnvannet, vil hovedstrømningsretningen være horisontal, og det er også i denne retningen at den største fortynningen vil skje. Dersom det er svært høye konsentrasjoner av salt (natriumklorid), vil man kunne få tetthetsdrevet strømning, og det vil kunne synke ned i akviferen. Dersom det finnes terskler i grunnen, vil det eventuelt kunne oppstå områder med opphopning av saltere grunnvann, Nystén (1998) kunne ikke dokumentere slik synking i sine studier, mens en teoretisk studie av Niemi (1998) gir en generell oversikt over hvilke kombinasjoner av gradienter og løsmassetyper der man kan forvente synkeeffekter (tabell 7).

Tabell 7: Situasjoner der saltvanns-synking kan forventes basert på ulike hydrauliske gradienter og ledningsevner og en effektiv porøsitet på 38-47% (Niemi, 1998)

Sr = gravel                      Sr Khk = coarse sand              KHk Hk = sand                              Hk Hhk = fine sand                      HHk Si = silt                                      Si HkMr = sandy moraine                      HkMr						
$\frac{dh}{dx} \backslash K [m/s]$	$10^{-1}$	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-5}$	$10^{-6}$
- 0,0001	-	++	++	++	+	+
- 0,001	-	-	-	+	+	+
- 0,01	-	-	-	-	-	-
- 0,1	-	-	-	-	-	-

- concentration maximum remains in the uppermost layer (no sinking)  
 + long term salt input may cause density effects  
 ++ density effects and sinking observed already after one year salt input

## 10.4 Massebalansemodeller

En enkel massebalanseberegning er vist av Åhnberg og Knecht (1996), for en strekning av E20 i Sverige ved Brännebrona der det er en rekke breelavsetninger. De benyttet nedbørfeltets areal (3 km<sup>2</sup>) og avrenningskart for område (250 mm/år) samt årlig saltforbruk for veistrekningen innenfor feltet (8 kg pr m vei, 1,5 km vei), og beregnet en årlig gjennomsnittskonsentrasjon på 16 mg/l, i realiteten ble det på enkelt dager målt konsentrasjoner langs det aktuelle området på flere hundre mg/l (Bäckman, 1980). Det er ikke overraskende at man får et avvik her ettersom masse-balanseberegningene utjevner fortynningen over et helt år noe som langt fra er tilfellet. Selv om estimerte gjennomsnittskonsentrasjoner er langt under de som er målt ved enkelttilfeller, viser metoden en enkel måte å få frem regionale forskjeller i potensiell belastning. Thunqvist (2003b) foreslår en videreutvikling av metodikken koblet til et GIS system basert på stasjonære betingelser (dvs. ingen

endring over tid basert på lengre tids belastning med årlige gjennomsnittsverdier). Kloridkonsentrasjonen i grunnvannsmatingen,  $[Cl^-]_{RE}$ , kan estimeres ved bruk av denne linkningen:

$$[Cl^-]_{RE} = \frac{M_{Cl} \sum (L_{WC} S_{WC})}{M_{NaCl} (P - E) A} \quad (\text{Lign 3})$$

der  $A$  er del-nedbørfeltarealet som veien krysser,  $M_{Cl}$  er molekylvekten til Cl,  $M_{NaCl}$  er molekylvekten til natriumklorid,  $L_{WC}$  er lengden på veien som går gjennom del-nedbørfeltet,  $S_{WC}$  er salttilførselen på veistrekningen,  $P$  er nedbør, og  $E$  evapotranspirasjon.

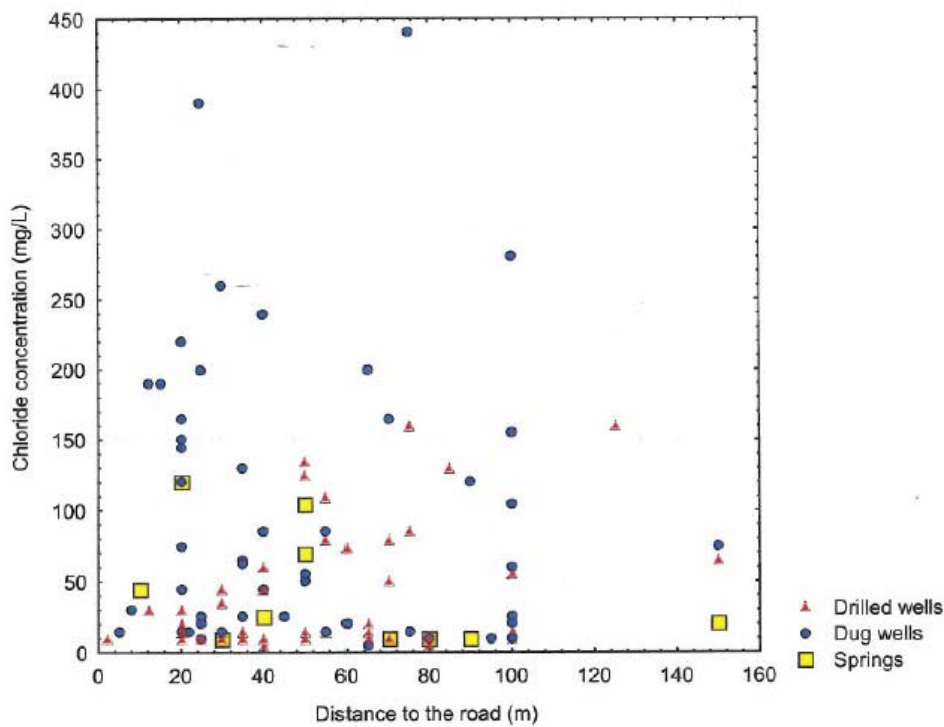
Videre kan den totale kloridkonsentrasjonen  $[Cl^-]_{DIS}$  ved utstrømningspunktet for et større nedbørfeltet beregnes ved og i tillegg ta med vann som tilføres oppstrøms, likningen blir da:

$$[Cl^-]_{DIS} = \frac{M_{Cl} \sum \left( \frac{m_{salt}}{(P - E) A} \right) A_i}{\sum A_i} \quad (\text{Lign 4})$$

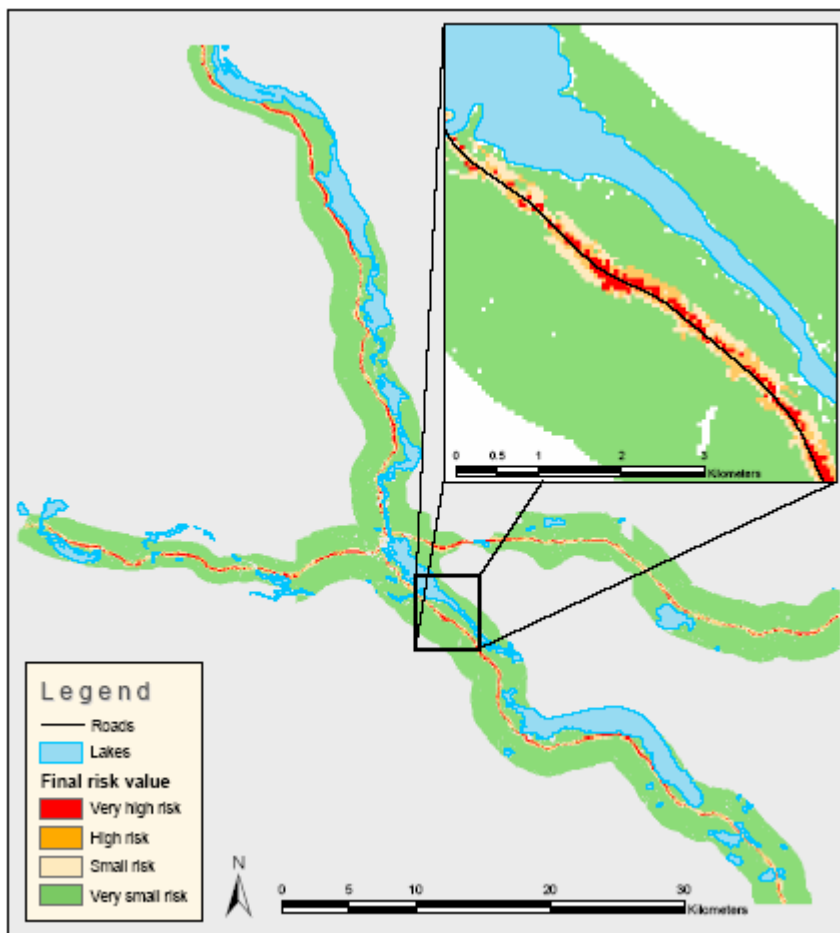
der  $m_{salt}$  er mengden salt i kg, der  $i$  referer seg til del-nedbørfelt.

## 10.5 Statistisk vurdering av sårbarhetsområder

Flere svenske studier (Lindberg *et al.*, 1996; Gontier og Olofsson, 2003) har benyttet en "Risk Variable Method" i et GIS rammeverk. Gontier og Olofsson (2003) benyttet vannprøvedata fra ca 100 brønner innenfor 150 m fra vei i Småland i Sverige for å kartlegge risikosoner langs et veinett i Småland. Det utført en statistisk analyse av sammenhengen mellom kloridkonsentrasjoner og nærhet til vei, topografiske faktorer, høyde på brønn, geologi ved brønnen, dominerende geologi i området, brønndyp, m.m. Kloridkonsentrasjon i brønner er vist i forhold til avstand fra vei i figur 3. Det er stor spredning i dataene og ikke lett å se noen klar sammenheng med avstand fra vei. Ved å gjøre en ANOVA analyse på dataene har man likevel kommet frem til gruppering av brønnene som relaterer seg til faktorene nevnt ovenfor. De ulike faktorene (avstand til vei, topografi osv.) ble lagt inn i et GIS system og klassifisert i henhold til risikoklasser, de digitale kartene hadde en oppløsning på 50x 50 m. Etter at temakartene er klassifisert i henhold til risiko blir disse summert og man får frem et risikokart basert på en total vurdering (figur 4). Fire risikoklasser er definert: Veldig lav risiko, Lav risiko, Høy risiko og Veldig høy risiko.



Figur 3: Kloridkonsentrasjoner i brønner med ulik av stand fra veg (Gontier og Olofsson, 2003).

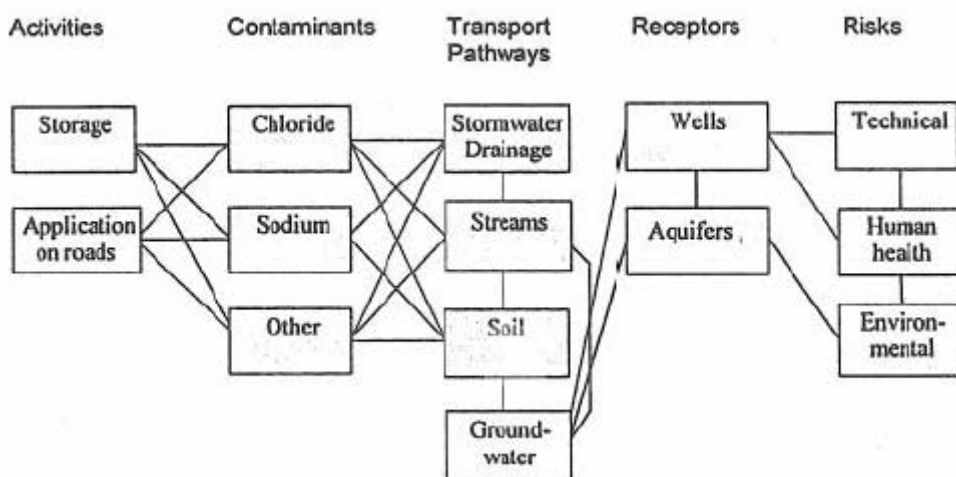


Figur 4: Sårbarhetskart basert på en totalvurdering bestående av en konseptuell vurdering av faktorer og klasseinndeling hentet fra digitale databaser (GIS) og en eksponentiell spredning av salt fra veg.

I et liknende risikoverktøy utviklet i Finland (Kivimäki, 1994) tok man utgangspunkt i miljøfaktorer forelått av Jones *et al.* (1992): areal og volum på akvifer, dyp til grunnvann, retning og hastighet på grunnvannsstrøming, jordtype/geologi, avstand fra vei til akvifer, veiens dreneringssystem, saltrater og mengder, vannmengder pumpet ut av akviferen og grad av saltsjiktning i området. Antall grunnvannsmagasiner av betydning ble talt opp innenfor ulike delområder i Finland og disse ble klassifisert i henhold til summen av risikofaktorer nevnt ovenfor. Overvåkningsprogrammet er rapportert på finsk, men det finnes også et engelsk sammendrag:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=70810&lan=fi>. Forøvrigt publiserer det finske miljøforskningsinstituttet (The Finnish Environment Institute, SYKE) på dette tema kan finnes her: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=11902&lan=en>

Et godt rammeverk for risikovurdering i forhold til forurensning er beskrevet av Rosén (1998), se figur 5. Denne artikkelen illustrerer hvordan man ved bruk av enkle modeller (som analytiske løsninger beskrevet senere) kan gjøre følsomhetsvurderinger/usikkerhetsanalyser i forhold til valg av parametere og hvordan dette kan brukes i den videre risikovurderingen.



Figur 5: Mulig hendelsesforløp for identifisering av risikofaktorer fra akviferer og grunnvannsbrønner fra avising av veier Rosén (1998).

## 10.6 Fysiske baserte modeller for spredning av avisingskjemikalier i jord og grunnvann

Strømning i jord og grunnvann er basert på Darcy's lov eller en modifikasjon av denne for å kunne beskrive hydraulisk ledningsevne som funksjon av vanninnhold i umettet sone ( $K(\theta)$ ). Modellering av strømning i umettet sone er generelt mer komplisert enn i grunnvann fordi vannledningsevnen i jord er avhengig av vanninnholdet, det betyr at hastigheten på forurensninger og vann er avhengig av hvor mye vann som finnes i jorda. For mer detaljert beskrivelse av strømningslinkningene som inngår i modeller for mettet og umettet sone vises til for eksempel Bear og Verruijt (1992), og til brukermanualene til de ulike modellene omtalt etter hvert.

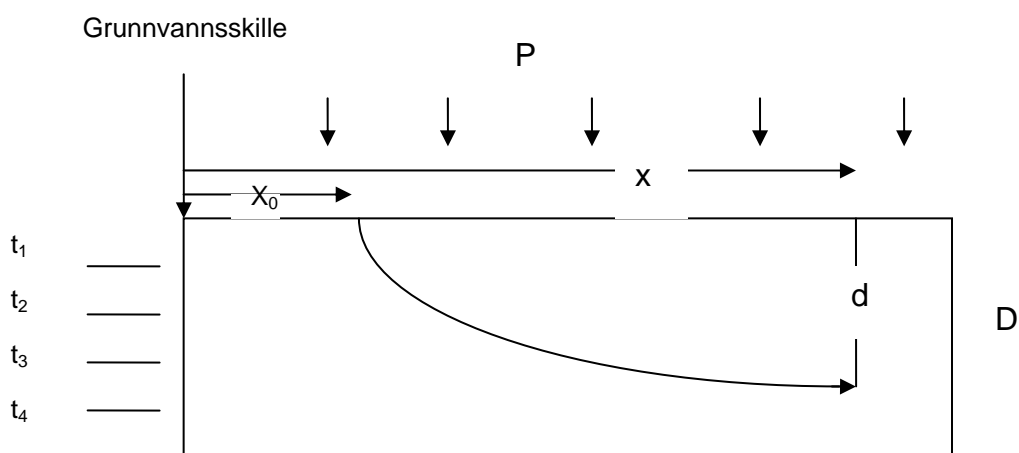
I de neste avsnittene vil det bli gitt en oversikt over enklere modeller som kan benyttes for å beregne grove estimat på transporthastigheter, spredning og fortykning.

For å få et røft estimat av vertikal hastighet i umettet sone,  $v$ , kan man benytte likning 5 (Appelo og Postma, 1996) som forutsetter stasjonære forhold, det vil si infiltrasjon og vanninnhold er konstant over tid:

$$v = \frac{P}{n_w} \quad (\text{Lign 5})$$

der  $P$  er nedbørsoverskuddet (m/år) (det som infiltrerer og transporteres videre nedover, dvs. nedbør-evapotranspirasjon), og  $n_w$  er vannfylt porevolum. Estimerer basert på denne likningen er veldig omtrentlig, forutsetningen om stasjonaritet er så å si aldri tilfelle i umettet sone. I jordarter med lav infiltrasjonsevne vil i mange tilfeller nedbøren ikke infiltrere men danne overflateavrenning slik at det blir vanskeligere å finne et godt estimat på  $P$ , dette er diskutert mer i en senere paragraf.

I mettet sone er forutsetningen om stasjonære forhold mer realistiske, spesielt i litt større systemer (elveavsetninger, større breelvasetninger). I slike systemer kan det være små fluktuasjoner i grunnvannstand i forhold til utstrekningen av akviferen. Appelo og Postma (1996) beskriver en enkel boksmodeell for strømning i et homogent åpent grunnvannsmagasin (figur 6). Metoden er basert på at man kjenner grunnvannsmating ( $P$ ) og avstand til grunnvannsskille, samt det effektive porevolumet ( $n_e$ , den aktive delen av porevolumet som vannet strømmer gjennom).



Figur 6: Et vertikalt tverrsnitt gjennom et homogent grunnvannsmagasin. Man kan for enkelthetskyld tenke seg at dette er en skjematisk fremstilling av systemet i figur 2 og at veien ligger ved  $X_0$ .

For systemet i figur 1 kan følgende likning beskrive hastigheten  $v_w$  ved  $x$ :

$$v_w = \frac{dx}{dt} = \frac{Px}{n_e} \quad \text{Lign 6}$$

$dx/dt$  avstand per tidsenhet,  $n_e$  er effektivt porevolum (dvs. den delen av porevolumet som tar aktiv del i transporten, denne er alltid mindre eller lik det totale porevolumet). Alternativt kan vi anta et grunnvannssystem der strømmingen betraktes som en-dimensjonal og benytte Darcy's likning, vi må da kjenne til grunnvannshelningen ( $dh/dx$ ), den mettede hydrauliske ledningsevnen i akviferen ( $K_s$ ) og den effektive porøsiteten i området vi ønsker å beregne porevannshastigheten:

$$v_w = \frac{-K_s \frac{dh}{dx}}{n_e} \quad \text{Lign 7}$$

For å beregne konsentrasjon  $C(x,z,t)$  ved et gitt tidspunkt ( $t$ ) i punktet ( $x,z$ ) kan man benytte ulike analytiske likninger, der porevannshastigheten ( $v_w$ ) er kjent og vi betrakter et vertikalsnitt gjennom en

akvifer. En modifisert form av Domenico og Robbins' likning gjengitt i Domenico and Shwartz (1998) gir:

$$C(x, z, t) = C_0 \left( \frac{1}{4} \right) \operatorname{erfc} \left[ \frac{R_f x - v_w t}{2(\alpha_x v_w t R_f)^{1/2}} \right] \operatorname{erfc} \left[ \frac{z}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right] \quad \text{Lign 8}$$

der  $C_0$  er tilførselskonsentrasjonen,  $t$  er tid,  $\alpha_x$  og  $\alpha_z$  er spredningskoeffisientene i henholdsvis  $x$  og  $z$  retningene,  $v_w$  er porevannshastigheten (kan beregnes fra likningene 6 eller 7 eller ved bruk av en mer avansert strømningsmodell),  $R_f$  er retardasjonsfaktor,  $\operatorname{erfc}$  (matematisk uttrykk for "complimentary error function").

Dersom stoffet vi er interessert i adsorberes, slik tilfelle er for kation delen av avisingkjemikaliene, kan retardasjonsfaktor  $R_f$  beregnes fra:

$$R_f = 1 + \left( \frac{1-n}{n} \right) \rho_s K_d \quad \text{Lign 9}$$

der  $K_d$  er fordelingskoeffisienten og  $\rho_s$  er tettheten av jorda,  $n$  er porøsitet.

En annen enkel analytisk løsning for å beregne konsentrasjon  $C_{Na, Cl}$  i en gitt brønn er beskrevet i Åstebøl *et al.* (1996):

$$C_{Na, Cl} = \frac{1}{3.15 \cdot 10^7 T (dh/dl) + LN} M 10^3 \quad \text{Lign 10}$$

der  $M$  er salmengde per år (kg/m),  $T$  er transmissivitet ( $m^2/s$ ),  $dh/dl$  er hydraulisk gradient,  $L$  er avstand mellom vei og brønn (m),  $N$  er grunnvannsmating per år ( $m/år$ ) dvs.  $N-E$  som beskrevet i tidligere likninger.

### 10.6.1 Avanserte numeriske modeller

Skal man kartlegge strømming omkring konkrete sensitive områder, f.eks. drikkevannsbrønn, vannverk, kan det være nødvendig å gjøre mer nøyaktige studier der man tar hensyn til geologisk oppbygning og grunnvannsstrømming. Da kan det være aktuelt å bruke numeriske modeller der man kan beskrive faktorer som påvirker grunnvannet, både de naturlige og tiltak som kan settes i verk for å hindre negative konsekvenser (fjerning av overflatevann fra veg, manipulering av grunnvannsstrømming ved bruk av pumpebrønner m.m.). Vi har ikke funnet eksempler i litteraturen på bruk av pumpebrønner for å hindre tilførseler av salt fra veg til brønner, men dette er metodikk som brukes i forhold til andre punktforurensninger. Vi har ikke tatt med eksempler på det her. Den finnes mange modeller å velge mellom internasjonalt, både kommersielle og gratis programmer. Noen av disse er kort beskrevet i dette avsnittet, og referanser til Web-adresser for de ulike modellene er listet opp i tabell 8. Modeller som kun er utviklet for å beskrive det som skjer i den øverste delen av jordsmonnet som ofte har med plantevekst, næringsopptak osv. er ofte en-dimensjonale, dvs. de beskriver kun en vertikal søyle, og all transport og omsetning skjer i denne retningen. Eksempler på 1 D modeller er: Coup (Jansson & Moon, 2001) og SWAP (Van Dam *et al.* 1997; and Kroes *et al.* 2008). Coup er utviklet i Sverige og den har derfor også med fryse- og tineprosesser samt snøakkumulering og smelting. Lundmark (2008) benyttet denne modellen for å beskrive saltmengder ( $mg\ m^{-2}$ ) i ulike avstand fra vei. Ut fra et ønske om å betrakte spredningen i vei/sideareal systemet vil en todimensjonal modell være bedre. Et todimensjonalt modellstudie med bruk av Hydrus (beskrevet nedenfor) viste at vann som infiltreres langs veibanen, kan trekke inn under veibanen, dette kan for eksempel være med på å erodere materialer som ligger i fundamentet til veien (Apul *et al.*, 2007), noe som potensielt kan gi en ekstra forurensningsbelastning til grunnvannet.

Eksempler på modeller som tar vann og stofftransport i både to og tredimensjonale umettede og mettede systemer er SUTRA\_2D3D (Voss and Provost, 2003), Hydrus ([http://www.pc-progress.cz/Fr\\_Hydrus.htm](http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm)), Feflow (<http://www.wasy.de/english/produkte/feflow/index.html>). Med Hydrus er det standard å kunne modellere flere forurensninger samtidig for eksempel både salt og kalium formiat, men man kan ikke modellere tetthetsstrømning, dvs. strømning som skyldes at vann f.eks. med høyt saltinnhold synker under vannet med lavere tetthet. SUTRA kan modellere denne tetthetsstrømningen, men kun en forurensningskomponent om gangen, for eksempel enten Na<sup>+</sup> eller Cl<sup>-</sup> eller formiat. En mye brukt modell for grunnvannsstrømning er Modflow ([http://www.swstechnology.com/software\\_product.php?ID=12](http://www.swstechnology.com/software_product.php?ID=12)) som modellerer både vann- og stofftransport (flere komponenter samtidig) et av de meste brukte brukergrensesnittene er VisualModflow. Det er mange eksempler på at denne er benyttet både for norske og utenlandske grunnvannssystemer. Det er også denne modellen som benyttes som styringsverktøy for å opprettholde grunnvannsbalansen på Oslo lufthavn, Gardermoen (Jarl Øvstedal pers.med.). De fleste av modellene nevnt over har ikke med effekten av frost som kan føre til redusert vannledningsevne (K) i jorda og større avrenning på overflaten.

Tabell 8: Webadresser til modeller nevnt i teksten

Modell	Webadresse
Coup	<a href="http://www.lwr.kth.se/vara%20datorprogram/CoupModel/index.htm">http://www.lwr.kth.se/vara%20datorprogram/CoupModel/index.htm</a>
SWAP	<a href="http://www.swap.alterra.nl/">http://www.swap.alterra.nl/</a>
SUTRA2D-3D	<a href="http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/sutra.html">http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/sutra.html</a>
Hydrus	<a href="http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm">http://www.pc-progress.cz/Fr_Hydrus.htm</a>
Visual Modflow	<a href="http://www.swstechnology.com/software_product.php?ID=12">http://www.swstechnology.com/software_product.php?ID=12</a>
FeFlow	<a href="http://www.wasy.de/english/produkte/feflow/index.html">http://www.wasy.de/english/produkte/feflow/index.html</a>

## 10.7 Krav til data for modell simuleringer - usikkerhet

Før man går i gang med modellering er det viktig å vite hva man ønsker svar på, noe som er avgjørende for valg av modell. I dette inngår blant annet en spesifisering av relevant oppløsning i tid og rom; Gjelder det for eksempel beregning av aktuelle konsentrasjoner i en drikkevannsbrønn som ligger 50 m fra vei? Eller virkninger på et kildeutspringsområde noen kilometer nedstrøms veien? Eller gjelder det hensyn til flora og fauna i veiens nærområde, eller tilgrensende jordbruksarealer? Eller ønsker man å fremstille faren for uheldig salt (avsiningskjemikalier) påvirkning langs veinettet i hele Norge?

Som vist av likningene ovenfor er det nødvendig med gode data for klimatiske forhold, infiltrasjon (nedbør, evapotranspirasjon, overflateavrenning og grunnvannsmating) og modellparametere (hydraulisk ledningsevne, spredningskonstanter, porøsitet, fordelingskoeffisienter, nedbryningskonstanter) som beskriver den fysiske sammensetningen av veiens underlag/omgivelser. Skal det lages et landsdekkende følsomhets kart i forhold til salting vil det være av stor betydning for sikkerheten i modellberegningene at man har gode data på infiltrasjonen i ulike områder, dette vil være en stor utfordring fordi meteorologiske data som samles inn kun representerer et relativt lite område. Derfor må dette vurderes i det videre arbeidet (sett opp mot ønsket oppløsning i tid og rom). Hvilken tidsoppløsning som kreves vil avhenge av hvor stort system man ønsker å kartlegge. I en studie utført av Rutter og Thompson (1986) av saltspredning fra vei, anbefalte man å bruke døgnverdier for tilførsler av vann og salt. For systemet som Eliasson (2000) studerte benyttet man døgnverdier, men konkluderte at den utjevne effekten av en mektig umettet sone ville gjort det tilstrekkelig å benytte ukes verdier, dette ville gjort simuleringstiden kortere. I Sverige der flere av studiene i denne litteraturstudien referer til benyttes i følge Lundmark (2003) værdata fra SMHI og VViS, som er det

svenske vei-vær informasjonstjenesten. De har om lag 600 stasjoner som hver halvtime måler nedbør, vind (hastighet og retning), temperatur i luft og på veibanen.

Som beskrevet tidligere er det avgjørende for avisingskjemikalienes sjebne etter de har forlatt veien, hvor mye vann dette kan fortynnes med, og for grunnvannet sin del hvor mye vann det er som infiltrerer. Det finnes ulike metodikk for å beregne nedbørsoverskuddet, (dvs. nedbør - evapotranspirasjon), og en mye brukt modell for å bestemme evapotranspirasjon er å bruke Penmans linkning (Penman, 1948) eller en mer sammensatt modell som for eksempel Coup (Jansson og Moon, 2001), disse vil, basert på input om nedbør, lufttemperatur, global stråling, vind, vekster (og jordtype, kun for Coup) estimere nedbørsoverskuddet. Coup kan i tillegg gi et estimat på fordeling av overskuddsvann på overflateavrenning, grøfteavrenning og grunnvannsmating. Det finnes også andre liknende modeller for å beregne den lokale vannbalansen, men kun få har med prosesser som frysing, tining og snøakkumulasjon/smelting.

For valg av fysiske parametere vil kartgrunnlag som dekker for eksempel topografi, kvartærgeologi, grunnvann, vegetasjon og arealbruk være viktig. Skal man modellere effekten av ulike avisingsstrategier i forhold til en konkret strekning er det sannsynligvis nødvendig å utføre lokale målinger av både fysiske parametere, og avhengig av nærhet til en meteorologisk stasjon, eventuelt gjøre tilleggsmålinger lokalt, samt samle inn data som kan benyttes for å validere modellen. Igjen kan vi se på hva som er tilgjengelig av denne typen data i Sverige. Lundmark (2003) benyttet arealbrukskart basert på EUs CORINE arealbruksprosjekt, med en oppløsning på 1-25 Ha. Digitale jordartskart finnes med 50 x 50 m oppløsning, og hydrogeologiske kart dekker stort sett hele Sverige, og man har digitale høydemodeller med en oppløsning på 50 x 50 m.

## 10.8 Eksempler på bruk av modeller

Lundmark (2008) har beregnet fluktuasjoner i kloridkonsentrasjoner i øverste 0.2 m av jordprofil i ulike avstander fra vei (1, 5 og 10m) ved å kombinere spredningsmodellen til Blomqvist (1999, se lign 2) og Coup modellen. Resultat av denne modelleringen viser konsentrasjoner som varierer mellom 0-300 g Cl<sup>-</sup>/m<sup>2</sup> (1m fra vei), 0-80 g Cl<sup>-</sup>/m<sup>2</sup> (5 m fra vei) og 0-15 g Cl<sup>-</sup>/m<sup>2</sup> (10 m fra vei), disse resultatene er sammenliknbare med målinger. Studiene ble utført ved Kista, ca. 10 km nord for Stockholm, langs E4, med et årlig forbruk av natriumklorid på ca. 16 tonn/km.

For å beregne kombinasjon av vertikal strømning i umettet sone og horisontal transport i grunnvannssonen, benyttet Lundmark (2008) en kombinasjon av Coup modellen og en enkel dreneringsmodell (Hooghoudt, 1940), samt hydrogeologisk kart for det aktuelle område for å bestemme retningen på grunnvannsstrømningen. De ulike beregningene ble integrert i et GIS verktøy slik at den potensielle kloridkonsentrasjoner i ulike avstand fra vei kunne estimeres. Beregningene for Kista (beskrevet ovenfor) viste maksimale konsentrasjoner på ca. 600 mg Cl<sup>-</sup>/l. Modellkonseptet utviklet av Lundmark (2008) er en forbedring av modellen utviklet av (Gontier og Olofsson, 2003), fordi den sistnevnte ikke tar hensyn til retningen på grunnvannsstrømningen. Modellkonseptet utviklet av Lundmark (2008) er tenkt brukt for å kartlegge risikoområder for høy saltkonsentrasjon langs det svenske veinettet. Studiene til Lundmark (2008) viste at jordtype hadde størst betydning for saltkonsentrasjonene i rotsonene, mens vegetasjon hadde størst betydning for vannbalansen. De høyeste konsentrasjonene i jord ble modellert rett før snøsmelting, og laveste konsentrasjoner ble beregnet i oktober/november etter fortynning med høstnedbøren. Dette er i samsvar med feltobservasjoner og simuleringer av transport av avisingskjemikalier på Gardermoen (French *et al.*, 2002)

Howard og Maier (2007) illustrerer effekten av utbygging av urbane områder på natriumklorid-konsentrasjonen i grunnvannet i nærheten av Lake Ontario. Det er flere overliggende grunnvannsmagasin i området. Visual Modflow ble benyttet i disse beregningene og her summeres bare resultatene for den øverste akviferen (åpen akvifer). Saltbruken varierer mellom 20-250 tonn natriumklorid pr. km vei (fra tofelts til mangefelts motorveier). Langtidssimuleringer viser at med referanse situasjonen kan man forvente en stabilisering av saltkonsentrasjonen i den øverste akviferen etter ca. 700 år, og en maksimal konsentrasjon i området på 5000 mg natriumklorid/l langs motorveien med høyest belastning.



En utbygging økte arealet med påvirket grunnvann (maksimale konsentrasjoner på noe over 200 mg natriumklorid/l), og en stabilisering av konsentrasjonen etter ca. 100 år. Det er viktig å merke seg at dette er veldig stedsspesifikke beregninger som ikke på noen måte kan overføres til norske forhold. Det interessante med studien generelt sett er at den illustrerer hvor lang tid det kan ta før konsentrasjonene stabiliserer seg, og at man får et eksempel på hvordan en slik modell kan benyttes i forhold til konkrete lokaliteter med høy følsomhet, for eksempel i forbindelse med drikkevannsforsyning, sårbare biotoper langs kildehorisonter osv. Granlund og Nystén (1998), benyttet også transportmodulen som finnes i Visual Modflow, MOC til å simulere saltspredning i Finland. I den siste studien ble modellen også integrert med GIS verktøy.

Åhnberg og Knecht (1996) utførte i tillegg til de enkle massebalanseberegningene omtalt tidligere, også modellering med SUTRA. De understreker at denne typen verktøy er viktig i forhold til testing av hypoteser om systemet og økt prosessforståelse.

Niemi (1998) modellerte kloridkonsentrasjonen i ulike typer akviferer i Finland, ulike scenarier og størrelser på akviferer ble simulert, resultatet viste at størrelsen av akviferen var av størst betydning.

I en modellstudie fra Nybroåsen i Sverige (Eliasson, 2000) konkluderes det med at utbygging av E22 kan gi kloridverdier over den svenske drikkevannsnormen på 100 mg/l ved enkelte av de lokale brønnene ved ekstreme nedbørsepisoder. Studien beregner oppholdstiden for salt fra vei til enkelte av brønnene på 35 dager for slike enkeltepisoder. Eliasson (2000) benyttet modellen FeFlow i sine studier. I denne studien konkluderes det med at tungmetaller som er lagret i jorda fra tidligere belastning fra eksisterende vei kan vaskes ned til grunnvannet på grunn av økt salttilførsel.

For å modellere transport og nedbrytning av organiske avisingskjemikalier på Gardermoen ble SUTRA benyttet (French *et al.*, 2000; 2001). I dette tilfelle ble en Monte-Carlo prosedyre benyttet for å få frem usikkerheten i transporthastigheter som skyldes variabilitet i jorda. Flesjø (2007) benyttet også SUTRA for å modellere salttransport i mettet og umettet sone langs Rv35 som følge av ulike infiltrasjonsforhold. Modellen ble også benyttet for å teste om salttransporten ble påvirket av tetthetseffekter.

Brommeland (2006), brukte Visual Modflow til å beregne mulighet for å sette ned en ekstra drikkevannsbrønn ved Kroksjøen vannverk ved Eidskog. Her var potensiell saltpåvirkning fra riksveg 2 også en problemstilling, som er fulgt opp i en senere masteroppgave ved UMB (stipulert ferdig i 2008).

Ostendorf *et al.* (2006) fikk godt samsvar mellom modellerte og observerte saltkonsentrasjoner i grunnvannet omkring et saltlager.

## 10.9 Tiltak

Tiltak for å redusere negative konsekvenser av avisingskjemikalier er beskrevet i eget kapittel, her beskrives kort noen med speisell fokus på beskyttelse av grunnvann. For å hindre uheldig påvirkning av grunnvann og samtidig opprettholde friksjonskrav på vegen, kan ulike tiltak være aktuelle. Selvsagt forutsatt at mekanisk fjerning av snø og is er optimalisert slik at behovet for kjemisk avising er så lite som mulig:

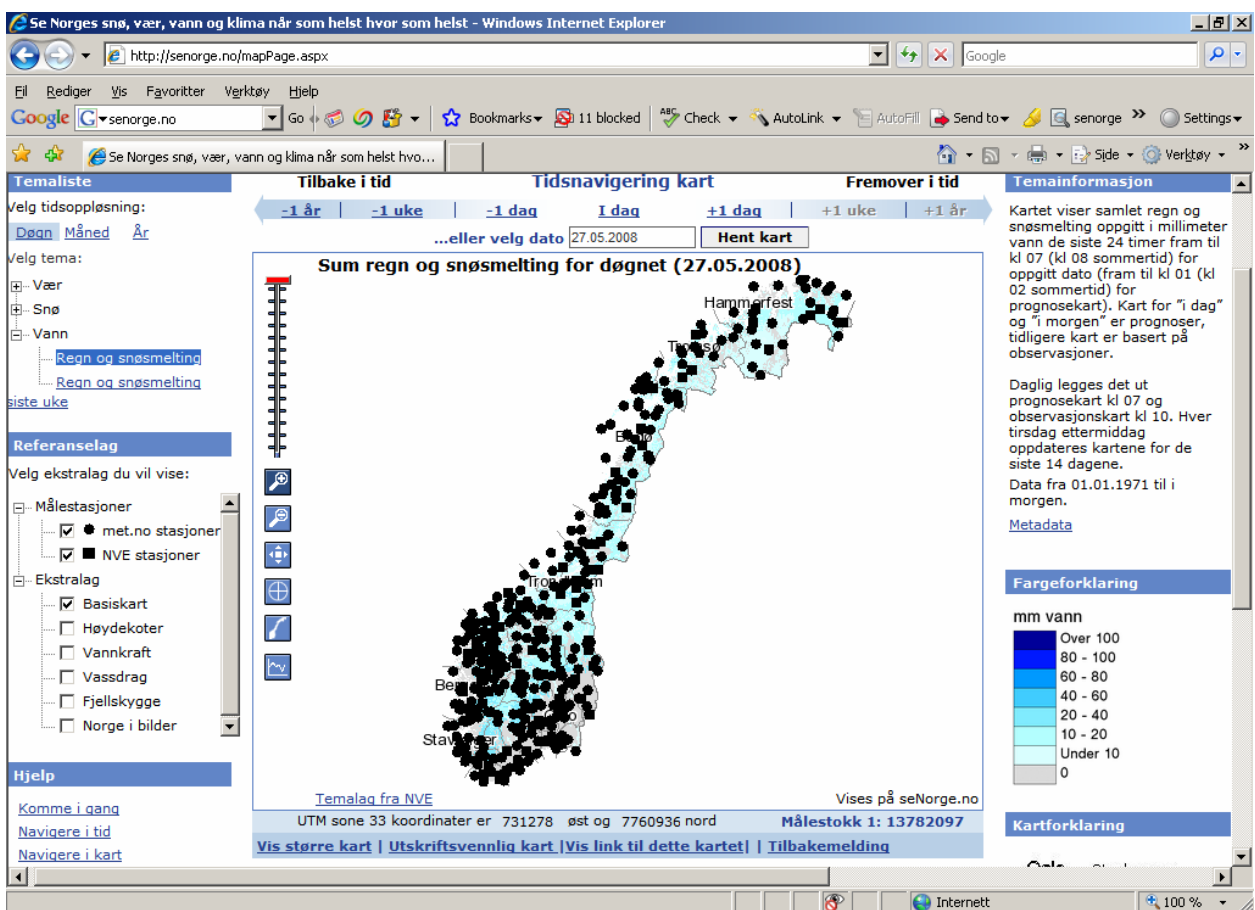
1. Hindre infiltrasjon langs sårbare strekninger ved at all oavrenning fra veg samles opp (se kap. 12)
2. Velge nedbrytbare avisingskjemikalier (kap.5.2) og evt. optimalisere nedbrytningen av disse gjennom gjødsling med nitrogen og fosfor.
3. Velge en kombinasjon av ulike avisingskjemikalier, for eksempel urea og organiske avisingskjemikalier for å oppnå gjødslingseffekten som nevnt under pkt.2. Det er ikke funnet konkrete eksempler på at dette er gjort andre steder.
4. Manipulere grunnvannsstrømning slik at sårbare resipienter eller installasjoner (brønner) ikke får tilsig fra veg. Dette er utført i forbindelse med forurensede lokaliteter, men vi har ikke funnet referanser på at dette er gjort langs veg.

## 10.10 Vurdering av metodikk i forhold til norske forhold

I denne delen har vi påpekt en del faktorer som bør tas hensyn til dersom man vil benytte seg av modelstrategiene beskrevet i de foregående avsnittene for norske forhold.

Når det gjelder overføring av spredningsslikningene omtalt i del 10.3 til norske forhold bør parameterene benyttes med forsiktighet og bare som en indikator på mulig spredningsmønster. Stedbestemte konstanter vil være avhengig av saltforbruk og vindforhold langs veien.

Massebalanseberegninger som dem som er nevnt under kap. 10.4, vil være nyttige for en regional vurdering av mest belastede områder. På denne måten kan områder hvor det er nødvendig med tiltak lettere identifiseres eller områder hvor det kan være nødvendig med mer detaljerte studier (for eksempel nedbør, evapotranspirasjon og grunnforhold) kan kartlegges. For å bruke slike regionale beregningsverktøy er det viktig at man har lokale data for ulike meteorologiske parametere som nedbør, temperatur, vind, global stråling osv. Potensiell evapotranspirasjon er i noen tilfeller beregnet for en enkelt målestasjon, men dette er ikke alltid tilfelle, slik at i lign. 4 vil denne variabelen være mer usikker enn selve nedbøren. Det er i henhold til Meteorologisk institutts hjemmeside: met.no kun 223 operative værstasjoner i Norge, i tillegg finnes det værstasjoner i forbindelse med NVE og Bioforsk's målenett, og Vegvesenets egne værstasjoner. NVE har et overvåkingsnett bestående av ca 64 måleområder for overvåking av grunnvannsstand (totalt 81 målepunkter). På 55 av disse områdene



Figur 7: Skjermbilde fra seNorge.no som viser målestasjoner i Norge som ligger til grunn for beregning av regn og snøsmelting på kvadratkilometer nivå for hele landet.

måles det i tillegg grunnvannstemperatur. Ved 15 steder overvåkes markvannsparementene (jordtemperatur, markfuktighet og teledyp), disse er det Bioforsk som driver. På nettsiden seNorge.no finnes også døgninformasjon om snømengder, nedbør, temperatur og tilgjengelig vann (kombinasjon

av snøsmelting og nedbør). I figur 7, vises utbredelsen av målestasjoner fra NVE og met.no. På grunnlag av dette beregnes vær-situasjon for hver kvadratkilometer i Norge.

Der det ikke finnes lokale meteorologiske stasjoner i nærheten vil det være nødvendig å estimere verdier for disse områdene. Det finnes ulike nedskaleringsmetoder for å gjøre slike beregninger som tar hensyn til lokal topografi, høyde over havet m.m. (se for eksempel Srinivasa, 2006). Slike metoder er ikke gjennomgått her. Beregning av evapotranspirasjon gjøres i liten grad, men er en særdeles viktig variabel og ta hensyn til i forhold til hvor mye vann som faktisk bidrar til grunnvannsmatingen og dermed avgjørende for fortyningseffekten. Avrenningssituasjon, som for eksempel is på frossen mark, vil også påvirke hvordan og hvor mye vann og avisingskjemikalium som infiltrerer i et bestemt område.

I tillegg til saltet som kommer fra vei, er det viktig å ta hensyn til den naturlige salttilførselen som skyldes nærhet til havet eller naturlige saltkilder i lokale sedimenter.

Statistiske verktøy (kap. 10.5) kan ikke brukes i prediktiv sammenheng. Det er utviklet for en type område (geologi og naturforhold). Det er derfor ikke mulig å overføre klassifiseringssystemet direkte til andre lokaliteter. En annen svakhet ved metodikken er at saltmengder og klimatiske faktorer ikke inngår i risikovurderingen. I et annet studie vises det til målinger av kjemiske partameterer i 13000 brønner i Sverige (Olofsson og Andström, 1998), Norge har også mange registrerte brønner (Granada databasen, se [www.ngu.no](http://www.ngu.no)), men ettersom vi har et mer komplekst grunnvannssystem, med vann i fjell og vann i løsmasser og store topografiske forskjeller er det mulig at det ikke vil være nok brønner til å utføre tilsvarende analyse i Norge.

Når det gjelder valg av alternative avisingskjemikalier, er de som er omtalt her mobile og nedbrytbare, og kan derfor være et gunstig alternativ til salt i nærheten av sårbare grunnvannsressurser. Dybde til grunnvann må da være tilstrekkelig for at kjemikaliene brytes ned før de når grunnvannet noe som er avhengig av infiltrasjonsmengder og konsentrasjon. En rekke modeller kan benyttes for å beregne tålegrense (maksimal belastning langs en vegstrekning) under gitte forutsetninger, for eksempel geologisk forhold, topografi, vannbalanse og strømningsretning. Noen konkrete eksempel på problemstillinger der detaljert modellering kan være aktuelt:

- 1) Et vannverk ligger nær veg, de ønsker å øke vannuttaket, hvor kan de sette ned en ytterligere brønn?
- 2) En grunneier har for høye saltkonsentrasjoner i sin brønn, hvor sannsynlig er det at dette stammer fra veg?
- 3) Kan grunnvannstrømmingen endres lokalt for å hindre tilførsel av salt fra veg?
- 4) Hvilken konsentrasjon av organiske avisingskjemikalier kan brytes ned før de når grunnvannet?

Fortynning er viktigste tiltak for å redusere konsentrasjoner av veisalt. For å beregne fortyningspotensialet for det nasjonale veinettet, kan ulike massebalanse modeller benyttes sammen med informasjon om salt-tilførsler og overskuddsnedbør (infiltrasjon). Ulike risikoverktøy er utviklet for å gjøre slike beregninger, risikoverktøy basert på geologiske og topografiske forhold er også utviklet. Mer detaljerte modeller som kan simulere vanntransport, fortyning og nedbrytning, vil være nyttige der man har spesielt verdifulle grunnvannsressurser. Det kreves da gode meteorologiske data og data om grunnforhold.

Ved all type modellering, landsdekkende eller lokal, er det viktig å ta hensyn til usikkerheten i både input verdier og parametere som beskriver grunnforholdene. I en slik vurdering inngår bl.a. en sensitivitetsanalyse. Dette innebærer at man systematisk endrer inputverdier eller fysiske parametere og ser hvilket utslag dette gir på resultatene. Ved å gjøre en slik analyse kan vi bestemme hvilke data som er viktigst å kartlegge bedre. Vanlig prosedyre ved modellering er at modellen kalibreres mot målte data. Den kan senere valideres mot uavhengige data, enten fra et annet felt eller ved å teste modellen mot en senere eller tidligere tidsserie enn det modellen er kalibrert for. Dersom modellen fungerer bra også på en annen felt lokalitet der man også har målinger å sammenlikne med, kan man bruke modellen i umålte felt. Også da vil det være nødvendig å gjøre en usikkerhets analyse, man kan

gjøre dette enten ved Fuzzy logics metoden. Det vil si at man bruker en kombinasjon av mer eller mindre kjente ekstremverdier av fysiske parametere (minimums- og maksimumsverdier) og kjentmannsverdier eller ved Monte Carlo-simuleringer. Den siste metoden innebærer at man kjører modellen med et stort antall realisasjoner av grunnforholdene (for eksempel ulik variasjon av Ks verdier, porøsitet osv.) i tillegg til at man kan teste effekten av usikkerhet i inputverdier (inngangsvariable for eksempel klimaforhold).

# 11. Kjemiske og biologiske effekter av avisingkjemikalier på overflatevann

---

## 11.1 Endringer i vannkvalitet over tid som følge av salting av vei

Ramakrishna og Viraraghavan (2005) trekker frem tre hovedpunkter for kjemisk endring i innsjøer: 1) Endringer i tetthetsgradienter, 2) Økt kloridkonsentrasjon, og 3) Endra sirkulasjonsmønster pga økt e saltkonsentrasjoner. Det har blitt publisert en hel rekke artikler som påviser sammenhengen mellom økte saltkonsentrasjoner i innsjøer og veisalting. Store regionale undersøkelser i USA, der kjemisk sammensetning i flere tusen innsjøer har blitt studert, viser en klar sammenheng mellom tetthet av bebyggelse og kloridkonsentrasjoner i innsjøer (Langen og Prutzman 2006; Mattson *et al.* 1992; Munson og Gherini 1993). Flere lokaliteter med rennende overflatevann (bekker og elver) i Nord-Europa og i USA har også vist en økende trend i kloridkonsentrasjonen over de siste tiårene, og den primære forklaringsvariabel er i all hovedsak veisalt (Albright 2005; Godwin *et al.* 2003; Goldman og Lubnow 1992; Heisig 2004; Interlandi og Crockett 2003; Kattner *et al.* 2000; Koller 2008; Nedjai og Rovera 2001; Peters og Turk 1981; Ramakrishna og Viraraghavan 2005; Rosenberry *et al.* 1999; Ruth 2003; Scott 1981). Store områder i Nord-Amerika har derfor utfordringer knyttet til overflatevannkvaliteten mhp akvatiske organismer og drikkevannsforskyning (Howard og Maier 2007). I England (Windmere - English Lake District) har veisalting økt konsentrasjonen av både natrium og klorid med opp til 100 ganger i enkelte bekker som naturlig kun får tilført lave konsentrasjoner med sjøsalter via nedbør og jordsmonn (Sutcliffe og Carrick 1983a; b).

I forhold til antall publikasjoner relatert til saltproblematikk i innsjøer i USA, blir antall publiserte artikler fra nordiske vann og vassdrag mer beskjedent. Det har allikevel blitt publisert en del nordiske studier. Wike (2006) så på effekten av veisalt (natriumklorid) på vannkjemien i Skånetjern på Gardermoen. Konsentrasjonen av klorid har økt betraktelig de siste 35 årene pga tilførsel av natriumklorid, men det har ikke blitt registrert endringer i horisontale gradienter eller ført til permanente sjikninger av vannmassene. Thunqvist (2003a; 2004), som har skrevet doktoravhandling om emnet (Thunqvist 2003b), har gjort betydelige undersøkelser av langtidseffekter av veisalt på miljøet i Sverige. Thunqvist har også jobbet frem beregningsmodeller for kloridkonsentrasjoner i overflatevann (Thunqvist 2000; 2003b). Modellen er enkel og tar høyde for tilført natriumklorid via veisalting fra ulike delfelter og fortynningsgrad via tilført nedbør (minus evaporasjon). Modellen tar ikke høyde for konsentrasjonen av klorid i nedbør, som kan variere betydelig med avstand fra havet, men ser ut til å fungere bra i de områdene den har blitt testet og der klorid fra vei er den klart største kilden.

Bækken og Haugen (2006) studerte 59 innsjøer i Norge basert på et datamateriale på om lag 1200 innsjøer. Dette er den største undersøkelsen av påvirkning av veisalt mhp vannkvalitet i norske innsjøer per dags dato. De utvalgte 59 innsjøene lå mindre enn 200 meter fra saltet vei, og et tilsvarende antall kontrollinnsjøer nær disse ble brukt som referanser. Det ble dokumentert at 18 av de 59 saltpåvirkede innsjøene hadde fått tydelige utvikla saltgradienter (forskjellen mellom vann fra overflatesjiktet og bunnsjiktet > 10 mg Cl/l), og 17 av disse hadde også klare utviklede oksygengradienter om høsten med lavere oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet enn i toppsjiktet (forskjeller på > 6 mg O<sub>2</sub>/l mellom bunnvann og vann fra toppsjiktet). De analyserte også på en del andre metaller (Fe, Mn, Cu, Cd, Zn, Pt, Cr, Rh, Ni og Ca), samt på polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i vannfasen. Forskjellene mellom kvaliteten på vann fra øvre lag i gruppen med saltpåvirka innsjøer kontra kontrollgruppen viste som ventet signifikante konsentrasjonsforskjeller mhp natrium og klorid. Studiet fant spesielt store forskjeller på Østlandet, noe som kanskje kan tilskrives de utvalgte referanseinnsjøer som synes å ligge noe lenger fra havet enn de veisaltpåvirkede innsjøene.

Med de kloridkonsentrasjonene det ble målt i overflatevannet i de saltpåvirkede innsjøene (< 40 mg Cl/l) (Bækken og Haugen 2006) kan sjøsalter med nedbør også tenkes bidra til signifikante økte

konsentrasjoner av natrium og klorid i forhold til referanseinnsjøene. I bunnvannet til saltpåvirkede innsjøer fører oksygenvinn også til høyere konsentrasjoner av jern og mangan i vannfasen. Årsdøntrafikk (ÅDT) ble også funnet godt relatert til saltmengden i innsjøer. Det er i utgangspunktet trolig ikke noe som skal tilsi at det er en direkte sammenheng mellom ÅDT og saltavrenning, men ÅDT kan trolig settes i relasjon til saltmengde brukt på vei, som igjen kan relateres til økt avrenning av salt til bekker og innsjøer.

I Norge er kanskje de mest kjente eksemplene som omhandler veisalt (i første rekke natriumklorid) og en innsjøes stabilitet knyttet til Padderudvann og Svinesjøen, meromiktiske innsjøer nær Asker (Bækken og Færøvik 2004; Færøvik *et al.* 2005; Kjensmo 1997). Padderudvann har de siste tiårene fått en kraftig stabilitetsøkning pga veisalttilførsler. Svinesjøen har i motsetning fått redusert stabilitet i vannmassene. For Svinesjøens vedkommende er dette fordi de øvre delene av det stasjonære tunge bunnlaget (monomolimnion) i Svinesjøen har fått høyere innhold av salter fra veisalting, slik at det stabiliserende momentet har blitt redusert. En litteraturgjennomgang av fenomenet stabilitet og meromiksis i innsjøer er å finne i doktorgraden til Hongve (2004). Hongve (2004) beskriver ulike sirkulasjonsmønstre og hvordan ulike parametere som vind (kinetisk energi), overflateareal og totaldyp (stabiliserende moment; gravitasjonspunkt) påvirker sirkulasjonsmønsteret. Hver innsjø vil ha sine morfometriske særegenheter, som igjen vil virke inn på sirkulasjonsmønsteret.

## 11.2 Effekt av natriumklorid på sirkulasjon i overflatevann

Om en innsjø skal opprettholde gode oksygenforhold og stabile næringsstoffinnhold i vannmassene, er vertikal sirkulasjon viktig. Saltkonsentrasjoner i innsjøen påvirker stabilitetsforholdene (for eksempel Rimmer *et al.* 2005), og endra tetthetsgradienter og sjiktningsstabilitet har i lengre tid blitt påpekt å være en potensiell konsekvens ved bruk av veisalt (Gibbson og Stewart 1972; Judd 1970; van de Voorde *et al.* 1973). Dersom en innsjø får tilført salter utenifra vil dette potensielt føre til mer permanent kjemoklin (kjemisk sjiktning) i innsjøen (Goldman og Lubnow 1992). Hakala (2004) har studert meromiksis i relasjon til flere prosesser, og nevner spesielt fire forløp som fører til meromiksis. 1) Tilførsel av saltholdig vann. 2) Tilførsel av næringsrikt / turbid vann. 3) Tilførsel av grunnvann. 4) Begrensede sirkulasjonsmuligheter pga innsjøens morfologi og/eller nedbørfeltets topografi. Tilførsler fra veisalting faller hovedsakelig under kategori 1, men vil ha elementer av de andre kategoriene også. Bekker og elver vil ikke utvikle kjemiske sjiktninger slik som en innsjø. De vil også ha en vesentlig hurtigere endring i vannkvalitet, relatert til veisalt (for eksempel Demers og Sage 1990), men saltkonsentrasjonene fortynnes nedstrøms saltkilden grunnet tilførsler av mer saltfattig vann fra andre deler av nedbørfeltet. Større elver vil generelt ha lavere konsentrasjoner og relativt mindre variasjon i kloridkonsentrasjoner pga større fortynningseffekt av salttilførslene.

## 11.3 Effekt av natriumklorid på metallinnhold i vann

Bækken og Haugen (2006) fant generelt vesentlig mindre forskjeller mellom veisaltpåvirkede innsjøer og kontrollinnsjøer mhp konsentrasjonen av PAH og andre metaller enn natrium. Löfgren (2001) studerte effekten av natriumklorid i bekkevann i fem nedbørfelt i Sør-Sverige, og han fant derimot at tilført sjøsalt som avisningsmiddel førte til betydelige kationebyttereaksjoner i nedbørfeltet, der natrium hovedsakelig byttet ut kalsium og magnesium i jordsmonnet. På samme måte som naturlige sjøsaltepisoder kan føre til forsurende episoder ved ionebytting med hydrogen og aluminium i sure jordsmonn (for eksempel Hindar *et al.* 1995), eller økte konsentrasjoner av metaller og basekationer som kalsium, kalium og magnesium fra jord med høyere basemetning, kan bruken av natriumklorid eller sjøsalt som avisningskjemikalium føre til det samme. Löfgren (2001) registrerte også kationebytte mellom natrium og hydrogenioner, sink og kadmium. Dette medførte bla økte konsentrasjoner av sink og kadmium i noen av innsjøene. Signifikante korrelasjoner mellom målte konsentrasjoner av natriumklorid og sink i nordiske overflatevann har også blitt rapportert av andre (Ruth 2003). Mason *et al.* (1999) viste at bruken av natriumklorid førte til økte konsentrasjoner av kalsium, kalium og magnesium, i tillegg til Na og Cl. De fant også de høyeste konsentrasjonene av basekationer både ved snøsmelting og under høstregnflommer. Dette tilsier at natriumklorid fra veisaltingen i dette området

tydeligvis har holdt seg i systemet over lengre perioder, slik at det er tid nok til at det opprettes likevekter mellom utbyttable kationer i jorda og Na fra veisaltet (Mason *et al.* 1999). Natrium blir i større grad enn klorid holdt tilbake i nedbørsfeltet via kationebytte i nedbørsfeltet (for eksempel Rhodes *et al.* 2001), og kan bli vasket ut flere måneder etter siste veisalting (Cherkauer 1975). Anrikning av veisalt i jord har også vist å kunne bidra med stadig høyere konsentrasjoner i elve- og bekkevann via oppkonsentrering, trolig grunnet en økt metning av salter i jordsmonnet (Kelly *et al.* 2008; Werner og Dipretoro 2006).

## 11.4 Effekter av natriumklorid på organisk materiale i vann

En forholdsvis ny problemstilling, som i motsetning til økt kloridkonsentrasjon og kjemisk sjiktning i innsjøer ikke har blitt særlig diskutert i litteraturen mhp veisalting og vannkvalitet, er om endringer av konsentrasjoner av naturlig organisk materiale (humus) i relasjon til tilførsler av klorid til et nedbørsfelt. Det har i senere tid blitt påvist sammenhenger mellom sjøsaltepisoder og humuskonsentrasjonen i vann (Haaland 2008; Monteith *et al.* 2007). Høyere kloridkonsentrasjoner fører til høyere ionestyrke i jordvæska og reduserer løseligheten til humusstoffene. Vannene blir klarere. Dette er analogt til hva som har blitt observert i forbindelse med forsurningsprosessen i norske overflatevann de siste tiårene. Humus felles ut (flokkulerer) og innsjøen mister et viktig buffersystem. Innsjøens lysforhold og temperaturforhold vil også kunne endres. Vi vet foreløpig lite om hvilken rolle avisingkjemikalier kan spille i denne sammenhengen.

## 11.5 Konsentrasjoner av natriumklorid i overflatevann

Avrenning fra veisaltdeponier i USA har vist å kunne inneholde meget høye konsentrasjoner av klorid, og konsentrasjoner på mer enn 10 000 mg Cl/l har blitt målt (Evans og Frick 2001). Dette er ekstreme kloridkonsentrasjoner i ferskvannssammenheng. Til sammenlikning er kloridkonsentrasjonen i Bottenviken om lag 3000 mg/l, og havet inneholder i gjennomsnitt cirka 19 000 mg Cl/l. Slike høye konsentrasjoner har blitt målt meget lokalt i bekker i forbindelse med snøsmelteepisoder. I flere elver i USA har kloridkonsentrasjoner på mer enn 200 mg/l pga veisalting ofte blitt rapportert (for eksempel Heath 2004). Ekstreme konsentrasjoner i bekker og elver har blitt målt i forbindelse med mye nedbør og høy avrenning ved snøsmelting om vinteren, og kloridkonsentrasjoner over 1000 mg/l har blitt målt (Erickson og Arnason 2004; Evans og Frick 2001). Dette er enten på lokaliteter nær saltkilden (oppkonsentrert veisalt i snø) eller noe lenger unna, og som regel kun over kortere perioder på timer til få dager. Til sammenlikning er kloridkonsentrasjonen i norske innsjøer i all hovedsak i området 1 - 10 mg/l. Kystnært overflatevann har derimot naturlig et høyere innhold av klorid pga sjøsalter i nedbøren, men sjelden høyere konsentrasjoner av klorid enn 30 mg/l. Av ekstreme sjøsaltepisoder i Norge peker vinteren 1993 seg ut (Andersen 2002), og det ble i forbindelse dette notert høye klorid og natriumkonsentrasjoner i bekker og elver flere måneder etter selve episoden. Konsentrasjonene av klorid kommer allikevel ikke i nærheten av hva som har vært målt lokalt nær deponier av veisalt (jf. Evans og Frick 2001), og holder seg i all hovedsak godt under 50 mg/l.

Kloridkonsentrasjoner i innsjøer i Norge og i andre land, er generelt forklart med avstanden til havet og om lokaliteten drenerer marine sedimenter eller ikke - altså om lokaliteten ligger over eller under marin grense (for eksempel Smart *et al.* 2001). Bruken av natriumklorid, kalsium- og magnesiumklorid, havsalt og liknende som veisalt, har modifisert dette bildet betraktelig for en del berørte lokaliteter (Bækken og Haugen 2006; Granato *et al.* 2004; Jackson og Jobbågy 2005; Kaushal *et al.* 2005; Ramstack *et al.* 2004; Siegel og Livermore 1984; Siver *et al.* 1996). Det har blitt påvist saltgradienter i kunstige små innsjøer i nedbørsfelt der kjøpesentre og asfaltdekke utgjør store deler av nedbørsfeltet og store mengder natriumklorid og kalsiumklorid brukes som avisningskjemikalier (Cherkauer og Ostenso 1976). Dette er et enkelt poeng som understreker det faktum at noen akvatiske lokaliteter kan i større grad være preget av veisalting i motsetning til andre. Direkte avrenning til innsjøer som ligger helt inntil vei vil være et problem. Avstander opp mot 100 meter eller mer vil trolig variere betydelig i respons og konsekvensene er mer usikre som følge av avrenning av veisalter.

## 11.6 Natriumklorid og effekter på akvatisk flora og fauna

### 11.6.1 *Generelt*

Biologiske effekter som følge av salting kan måles på flere måter. Direkte målinger i laboratoriet hvor "nøkkelorganismer" eksponeres for ulike konsentrasjoner av salt (saltgradienter) er en måte å bestemme effektnivåer på, observasjoner i felt er en annen mer tidkrevende, men oftest mer økologisk relevant måte å bestemme effekter på.

Når det gjelder akutte effekter måles disse generelt i tester som varer mindre enn 4 dager (96 timer). De mest vanlige tidsrammene for akutte tester er 24 timer, 48 timer, 72 timer og 96 timer. Vanligvis ønsker en å bruke resultater fra tester som foregår over lengst mulig tid, slik at tester med varighet 96 ofte foretrekkes når PNEC (predicted no effect concentration) nivåer skal etableres. Resultatene fra akutte tester er relevante å bruke når korttidseffekter av salting skal vurderes (snøsmelting, avrenningsepisoder etc).

Testing av kroniske effekter foregår over lengre tidsrom (mer enn 5 dager). Disse testene er mer relevante og nødvendige når langtidseffekter av salt i overflatevann skal vurderes.

En potensiell stor påkjenning for akvatiske økosystemer i rennende overflatevann (bekker og elver) vil være pulser relatert til høy avrenning om vinteren (Ramakrishna og Viraraghavan 2005). Eksponeringstiden er her viktig å vurdere i dose-respons sammenheng. Ved lang eksponeringstid vil lavere konsentrasjoner føre til skade.

### 11.6.2 *Akutte effekter*

Sanzo og Hecnar (2006) gjennomførte akutte (96-timer) og kroniske (90 dager) laboratorietester med rumpetroll av skogsfrosk (*Rana sylvatica*) som er blant de mest vanlige amfibiene i Nord-Amerika. De akutte forsøkene ble gjennomført med konsentrasjoner fra 0 til 9750 mg/l, mens i de kroniske forsøkene varierte konsentrasjonene fra 0 til 1030 mg/l. Dette konsentrasjonsintervallet ble også målt i overflatevann i området før forsøkene startet (Sanzo og Hecnar 2006). De akutte effektene oppstod i konsentrasjonsintervallet 2636-5109 mg/l. Dødelighet og unormal adferd oppstod relativt raskt (<24 timer). De fleste rumpetroll både i de akutte og kroniske testene reagert på salt ved fysiske- og adferdsendringer. Resultatene fra de kroniske testene viste at økende saltkonsentrasjon (0-1030 mg natriumklorid/l) reduserte overlevelse, førte til redusert aktivitet og vekt hos rumpetroll, samt økende grad av fysiske endringer. Sanzo og Hecnar (2006) konkluderte med at natriumklorid hadde toksiske effekter på rumpetroll av skogsfrosk ved konsentrasjoner som finnes i vann i nærheten av saltet vei.

Kefford *et al.* (2004) har sammenlignet testsystemer for å måle salttoleranse hos invertebrater i ferskvann. Blant organismene som ble testet var albueskjell (*Burnupia stenochorias*), reke (*Cardina nilotica*), døgnflue (*Euthraulius elegans*) og vannbille (*Micronecta piccanina*). Det var til dels store forskjeller i følsomhet mellom disse artene. Vannbille hadde LC50-verdier på ca. 1000 mg/l, mens reke tålte langt mer salt (natriumklorid) dvs. ca. 15000 mg/l). LC50-verdier for albueskjell og døgnflue var ca. 6000 mg/l og 7000 mg/l. Resultatene fra prosjektet viste at det ikke var noen signifikante forskjeller i testresultater mellom bruk av stillestående vann og rennende vann i testsystemene, samt at bruk av rent natriumklorid i testene medførte større effekter enn bruk av kunstig sjøsalt som inneholder mer av andre salter, bl.a. kalsium og magnesium).

En del av resultatene i referansene over er oppsummert i tabell 9.



Tabell 9: Oversikt over effektkonsentrasjoner for vannlevende organismer (se tekst over).

Navn på organisme	Vitenskapelig navn	Varighet	LC <sub>50</sub> (mg natriumklorid/l)	Referanse
Skogsfrosk	<i>Rana sylvatica</i>	96 timer	2636-5109	Sanzo og Hecnar (2006)
		90 dager		
Albueskjell	<i>Burnupia stenochorias</i>	96 timer	~6000	Kefford <i>et al.</i> (2004)
Reke	<i>Cardina nilotica</i>	96 timer	~15000	Kefford <i>et al.</i> (2004)
Døgnflue	<i>Euthraulius elegans</i>	96 timer	~7000	Kefford <i>et al.</i> (2004)
Vannbille	<i>Micronecta piccanina</i>	72 timer	~1000	Kefford <i>et al.</i> (2004)
Vårflue	<i>Limnephilidae</i>	96 timer	3526	Blasius og Merritt (2002)
Krepsdyr	<i>Gammarus</i>	96 timer	7700	Blasius og Merritt (2002)
Døgnflue	<i>Hexagenia limbata</i>	96 timer	2400	Blasius og Merritt (2002)
	<i>Hexagenia limbata</i>	96 timer	6300	Blasius og Merritt (2002)
	<i>Tricorytus sp.</i>	96 timer	2200-4500	Blasius og Merritt (2002)
	<i>Lepidostoma sp.</i>	96 timer	6000	Blasius og Merritt (2002)
	<i>Callibaetis fluctuans</i>	96 timer	>5000	Benbow og Merritt (2004)
Krepsdyr	<i>Chaoborus americanus</i>	96 timer	>10000	Benbow og Merritt (2004)
	<i>Hyallolela aztec</i>	96 timer	>10000	Benbow og Merritt (2004)
Snegl	<i>Physella integra</i>	96 timer	>10000	Benbow og Merritt (2004)
Fisk, regnbueørret	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 timer	20380	Vosylienè <i>et al.</i> (2006)

Blasius og Merritt (2002) påpeker at det finnes en lang rekke akvatiske insekter som er godt tilpasset livet i brakk- og saltvann. Blasius og Merritt (2002) har også utført en relativt omfattende gjennomgang av effektstudier på makroinvertebrater (de fleste i laboratoriet) med natriumklorid i rennende vann. Saltdoser på 10 000 mg natriumklorid/l over perioder på 96 timer har som regel vist ingen eller liten effekt på makroinvertebrater i bekker, men unntak finnes (jf. tabell 9).

Effektstudier på yngel av regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) gav LC<sub>50</sub>-verdier på 20380 mg natriumklorid/l (Vosyliené *et al.* 2006). Effekter på en del blodparametere ble også målt og viste at konsentrasjoner av klorid på 180 mg/l førte til reduserte antall røde blodlegemer og økt innhold av hematokritt i blodet, men ikke signifikante effekter på for eksempel hemoglobininnhold (Vosyliené *et al.* 2006). Selv om sammenhengen mellom antall røde blodlegemer og helsetilstanden hos fisk ikke er klar, tyder resultatene på at fysiologiske endringer skjer ved langt lavere konsentrasjoner enn ved det som medfører død.

Benbow og Merritt (2004) kom stort sett til de samme konklusjonene ved gjennomføring av laboratorieforsøk og microcosmosforsøk i felt: effektnivåer (LC<sub>50</sub>, 96 timer) på døgnfluer (*Callibaetis fluctuans*, *Chaoborus americanus*, *Physella integra*) og snegle (*Hyallela aztec*) var alle i konsentrasjonsområdet >5000 mg natriumklorid/l. Også kroniske tester (15 dager) viste at disse organismene tålte store mengder salt. Sammenlignes disse effektnivåene med gjennomsnittlige verdier for innholdet av klorid i overflatevann i Michigan (18-2700 mg Cl/l, median 128 mg Cl/l), er det lite som tyder på at konsentrasjonene i vann nær saltet vei vil utgjøre en trussel mot disse organismene.

### 11.6.3 Akutte effekter for aktuelle norske arter

Generelt sett ser det ut til at over en relativ kort tidsperiode, skal det skal høye konsentrasjoner av natriumklorid til for at dosen skal være dødelig (Benbow og Merritt 2004). De fleste arter av akvatiske fauna har LC<sub>50</sub> verdier på godt over 2000 mg natriumklorid/l med en varighet fra 1 - 4 døgn (tabell 10). Forsøk i Canada med fiskearter tilsvarende de vi har i Norge, indikerer tålegrenser på over 500 mg Cl/l med over en ukes eksponeringstid (Evans og Frick 2001). Laksefisk (ørret og regnbueørret) ser ut til å være mer sensitiv enn abborfisk og karpefisk, men det vil trolig være stor variasjon i toleranse innen de ulike fiskefamiliene. De fleste ferskvannsartene har generelt høy toleranse for klorid og ser ut til å tåle konsentrasjoner langt over hva som er vanlig å finne i de fleste elver og innsjøer i Norge. Plankton og makroinvertebrater ser ut til å være noe mindre tolerante for høye kloridkonsentrasjoner sett i forhold til fisk (Evans og Frick 2003; Evans 2004, tabell 10). Ferskvannsplanter toleranse er ofte i området 250 - 1000 mg Cl/l (Evans og Frick 2001; Evans 2004). Generelt har en overgang fra holomixis til meromixis har av flere blitt påvist å være skadelig og/eller dødelig for bunndyr (Hauser 2004). Få studier har sett på effekter av avisingskjemikalier på planteplankton, særlig for arter tilpasset ionefattige innsjøer Effektkonsentrasjoner (EC<sub>50</sub> - den konsentrasjonen som gir 50 % reduksjon i vekstrespons) av klorid for slike norske planteplanktonarter, viser til dels stor spredning, med 5 mg Cl/l forkiselalgen *Aulacoseira distans* til mer enn 5000 mg Cl/l for grønnalgen *Selenastrum capricornutum* (Færøvik 2006). For å unngå skade på mer enn 90 % av planteplanktonartene må ikke kloridkonsentrasjonen overskride 25 mg/l (Færøvik 2006).

Tabell 10: Effektkonsentrasjoner (dødelig, LC<sub>50</sub>) for akvatisk fauna og flora aktuell for Norge. Varierende eksponeringstid. Fauna: 1 - 4 dager. Flora (planteplankton): 5 dager. Data på forsøksdyr i stadier fra nybefruktede egg og frem til voksne eksemplarer. Fisker opp til juvenilt (ungfisk) stadium. Ål i både glassål og ålefaring stadium. Standardavvik for forsøkene er angitt. Data fra PAN pesticide database (<http://www.pesticideinfo.org/>).

Navn på organisme	Vitenskapelig navn	LC <sub>50</sub> mg natriumklorid/l	LC <sub>50</sub> standardavvik	Antall forsøk	Kategori
<b>Leddormer</b>					
Igle	<i>Erpobdella sp.*</i>	8000	1000	5	Ikke akutt giftig
Fåbørstemark	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	6381	595	8	Ikke akutt giftig
Fåbørstemark	<i>Nais variabilis</i>	2569	-	1	Ikke akutt giftig
<b>Krepsdyr</b>					
Skrukke troll	<i>Asellus sp.*</i>	7095	1731	11	Ikke akutt giftig
<b>Fisk</b>					
Ål	<i>Anguilla rostrata*</i>	19665	1785	2	Ikke akutt giftig
Gullfisk	<i>Carassius auratus</i>	8170	1218	53	Ikke akutt giftig
Karuss	<i>Carassius carassius</i>	13750	-	1	Ikke akutt giftig
Regnbueørret	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	6778	684	4	Ikke akutt giftig
<b>Insekter</b>					
Fjærmygglarve	<i>Cricotopus trifasciatus</i>	6221	-	1	Ikke akutt giftig
Stikkemygglarve	<i>Culex sp.</i>	10350	150	2	Ikke akutt giftig
Vårfluelarve	<i>Hydropsyche sp.</i>	9000	-	1	Ikke akutt giftig
<b>Muslinger</b>					
Hjertemusling	<i>Cerastoderma edule**</i>	66000	-	1	Ikke akutt giftig
Lungesnegl	<i>Lymnaea sp.</i>	3400	12	2	Ikke akutt giftig
<b>Nematoder</b>					
Nematode	<i>Caenorhabditis elegans*</i>	21721	4096	9	Ikke akutt giftig
<b>Planteplankton</b>					
Kiselalge (Diatomer)	<i>Nitzschia linearis</i>	2430	-	1	Ikke akutt giftig
<b>Dyreplankton</b>					
Hjuldyr (Rotifera)	<i>Brachionus calyciflorus</i>	3664	-	1	Ikke akutt giftig
Vannloppe	<i>Daphnia magna</i>	4879	1166	16	Ikke akutt giftig
Vannloppe	<i>Daphnia pulex</i>	2260	790	2	Ikke akutt giftig

\* Arten brukt i forsøket finnes ikke hos oss i Norge, men vi har tilsvarende og nært beslektede arter.

\*\* Høy verdi (outlier) innenfor gruppen, dvs at denne verdien kan være for høy til å representere andre nært beslektede arter.

#### 11.6.4 Langtidseffekter (kroniske effekter)

Konsentrasjonsendringer av natriumklorid forekommer raskt i urbane bekker og elver (Ruth 2003), og korreleres ofte med endringer i drift (bunndyr i elv som slipper seg ut i vannmassene for å slippe unna ugunstige forhold) (Evans og Frick 2001). Det har også blitt påvist en sammenheng mellom økt kloridkonsentrasjon i bekker og elver og endringer i makroinvertebratsamfunn (Evans og Frick 2001). Økt kloridkonsentrasjon ser ut til å redusere artssammensetningen, men det finnes også eksempler på at enkelte arter klarer seg bedre og øker i antall (Novak og Bode 2004). Over tid vil trolig et mindre antall av salttolerante arter konkurrere ut mer saltintolerante, analogt til hvordan det er i estuarier (områder der ferskvann møter havvann), der vi ofte finner en redusert artssammensetning desto

nærmere vi kommer havet med ditto høyere saltinnhold i elva (Bulger *et al.* 1993). Innsjøer som går over til å bli meromiktiske har også blitt påvist å få endra struktur i det akvatiske økosystemet (Judd *et al.* 2005). Smoll *et al.* (1983) så ved å bruke mikrofossilanalyser av diatomeer (kiselalger) og chrysophyta i sedimenter fra en veisaltpåvirket og nå merokitisk innsjø i USA, en endra artsammensetning og et større innslag av arter som trives bedre i næringsfattige innsjøer. Både oksygenvinn og økte konsentrasjoner av næringsstoffer og salter gjør monimolimnion til et uegnet habitat for de fleste planter og dyr, og kun spesielt tilpassede arter overlever i dette sjiktet.

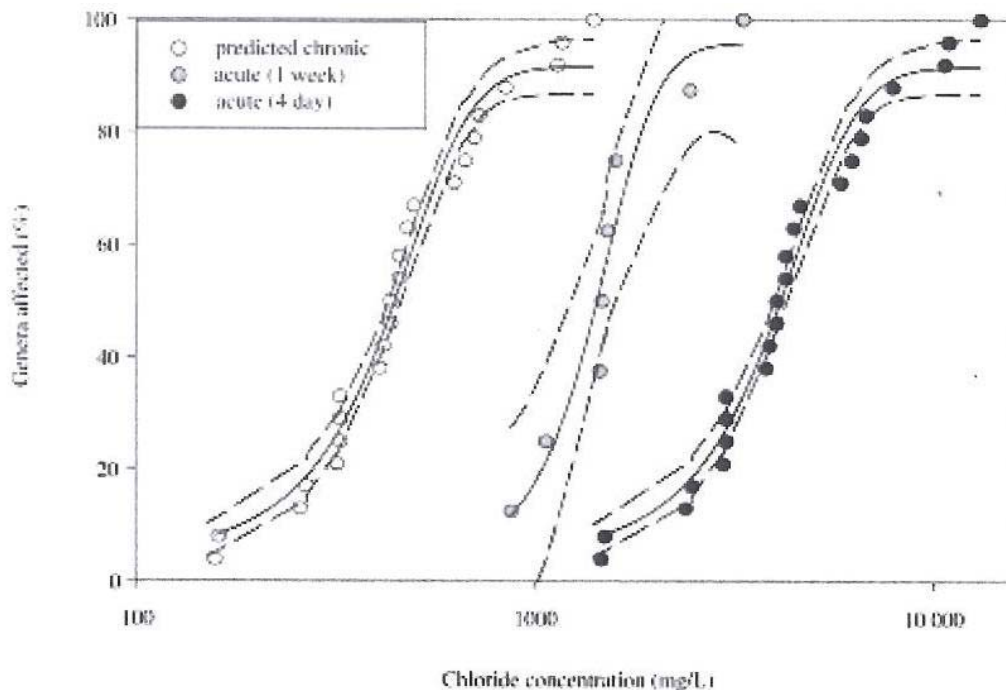
For innsjøer som i tillegg til salttilførsler får tilført næringsstoffer fra kloakk og landbruk, kan det være vanskelig å vurdere effekten av veisalting på fauna og flora. Vegsalt vil i utgangspunktet føre til mindre næringsrike vannmasser i mixolimnion, mens kloakk og avrenning fra landbruk vil føre til en eutofiering. Et slikt eksempel har vi bl.a. i Padderudvann nær Asker (jf. Bækken og Færøvik 2004).

Horrigan *et al.* (2005) brukte multivariate statistiske metoder (bl.a. "Artificial neural networks"-ANN) for å estimere toleransen eller følsomheten til ulike grupper av invertebrater overfor ledningsevne i vann og for å lage en salinitetsindeks som kobler endringer i salinitet til endringer i sammensetningen av invertebrater. Grunnlaget for å gjøre dette var at det fantes omfattende registreringer av mange ulike invertebrater (50-60 for to ulike habitater). Resultatene fra dette arbeidet var at det ved relativt lave verdier for ledningsevne (0,8-1,0 mS/cm eller ca. 1000 mg natriumklorid/l) kunne registreres endringer i makroinvertebrat-samfunn dvs. mer salttolerante arter overtar med økende saltkonsentrasjoner i vann. Det er viktig å være klar over at dette arbeidet som er gjennomført i Australia, ikke omhandler endringer i saltinnhold som følge av veisalting, men skyldes naturlige endringer i saltnivåer (som er et vanlig problem i Australia).

Buckler og Granato (1999) viser i en litteraturgjennomgang til 15 undersøkelser hvor biologiske effekter av avsningskjemikalier er undersøkt. De viser bl.a. til undersøkelser hvor kroniske effekter (økt vandring av bunnorganismer) ble observert ved konsentrasjoner av klorid over 1000 mg/l. I feltforsøk (også referert av Buckler og Granato 1999) hvor en bekk ble tilsatt natriumklorid (1000 mg/l) ble forekomst og diversitet av alger redusert, mens bakterietettheten økte som følge av redusert mengde predatorer.

## 11.7 Oppsummering: akutte og kroniske effekter

Environment Canada (2001) oppsummerer resultatene fra undersøkelsene som er referert over (akutte og kroniske), samt resultater fra en rekke andre undersøkelser (figur 8).



Figur 8: Eksperimentelle data fra akutte tester (akutte tester <4 dager -mørke symboler, akutte tester 1 uke - grå symboler (midt) og predikert kronisk toksisitet (åpne sirkler til venstre).

Figur 8 viser at akutte effekter (eksponering <4 dager), akutte effekter ved eksponering 1 uke og kroniske effekter oppstår ved Cl-konsentrasjoner på hhv. (ca.) 6000 mg/l, 1100 mg/l og 560 mg/l dersom vi tillater effekt på 50 % av organismene. Dersom man tillater effekt på bare 5% av organismene vil kroniske effekter oppstå etter få dager ved en Cl-konsentrasjon i området 200 - 250 mg/l (US EPA 1988; Environment Canada 2001).

US EPA (1988) utviklet følgende vannkvalitetskriterier for klorid:

- 4-dagers gjennomsnitt av klorid (når det var assosiert med natrium) skal ikke overskride 230 mg/l mer enn 1 gang hvert 3 år i gjennomsnitt.
- 1-times gjennomsnitt av klorid skal ikke overskride 860 mg/l mer enn 1 gang hvert 3 år

USEPA nevner i denne sammenheng at disse nivåene ikke gir fullstendig beskyttelse dersom klorid er assosiert med K, Mg eller Ca. Evans og Frick (2001) fant at kaliumklorid og magnesiumklorid var mer giftig enn natriumklorid. Fisk ser ut til å være mindre følsom for kalsiumklorid enn for natriumklorid, mens det motsatte tilsynelatende er tilfelle for invertebrater.

## 11.8 Effekter av andre avisingskjemikalier

Fischel (2001) har gjort en relativt grundig gjennomgang av litteraturen for å sammenligne kloridbaserte (natriumklorid, kalsiumklorid og magnesiumklorid) og acetatbaserte (kaliumacetat, natriumacetat, kalsiummagnesiumacetat og en blanding av kaliumacetat og kalsiummagnesiumacetat) avisingskjemikalier. Sammenligningen ble gjort med hensyn på flere parametere, bl.a. effekter på vannkvalitet og akvatiske organismer.

Fischel (2001) rangerte avisingskjemikaliene med hensyn på giftighet overfor ørret, vannlopper og vannplanter (tabell 11). Den generelle trenden er at de kloridbaserte avisingskjemikaliene er mindre giftig overfor disse vannlevende organismene enn de som er basert på acetat. Natriumklorid er det minst giftige kjemikaliene blant de kloridbaserte, mens kalsiummagnesiumacetat er det minst giftige

blant de acetatbaserte. Ice Ban+magnesiumklorid og kaliumacetat er basert på resultatene for de fire testorganismene i vann, de mest giftige avisingskjemikaliene.

Tabell 11: Rangering av avisingskjemikalier med hensyn på giftighet for ørret, vannfluer og alge. Data fra Fischel (2001).

	Akutt giftighet Regnbueørret ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	Akutt giftighet Vannloppe ( <i>Ceriodaphnia</i> )	Kronisk giftighet Vannloppe ( <i>Ceriodaphnia</i> )	Veksthemming Alge ( <i>Selenastrum</i> )
1 (minst giftig)	NaCl (23%)	NaCl (23%)	NaCl (23%)	NaCl (23%)
2	CMA (25%)	MgCl <sub>2</sub> +Caliber	CaCl <sub>2</sub>	MgCl <sub>2</sub>
3	CaCl <sub>2</sub>	CMA (25%)	MgCl <sub>2</sub> +Caliber	CaCl <sub>2</sub>
4	CMAK	CaCl <sub>2</sub>	MgCl <sub>2</sub>	Ice Ban+MgCl <sub>2</sub> (50:50)
5	MgCl <sub>2</sub> +Caliber	MgCl <sub>2</sub>	CMA (25%)	CMA (25%)
6	MgCl <sub>2</sub>	NaAc	CMAK	MgCl <sub>2</sub> +Caliber
7	NaAc	CMAK	KAc	CMAK
8	KAc	KAc	Ice Ban+MgCl <sub>2</sub> (50:50)	KAc
9 (mest giftig)	Ice Ban+MgCl <sub>2</sub> (50:50)	Ice Ban+MgCl <sub>2</sub> (50:50)		

NaCl-natriumklorid; CaCl<sub>2</sub>-kalsiumklorid; MgCl<sub>2</sub>-magnesiumklorid; MgCl<sub>2</sub>+Caliber-magnesiumklorid+karbohydrat fra mais; CMA-kalsiummagnesiumacetat; CMAK-kalsiummagnesiumacetat+kaliumacetat; KAc-kaliumacetat; NaAc-natriumacetat; Ice Ban+MgCl<sub>2</sub>-biprodukt fra landbruk (karbohydrat)+magnesiumklorid

De relativt klare trendene i giftighet av kloridbaserte og acetatbaserte avisingskjemikalier som er oppsummert av Fischel (2001) bekreftes av undersøkelser rapportert av Joutti *et al.* (2003). Her ble effekten av natriumklorid, kalsiumklorid, magnesiumklorid, kaliumformiat, kaliumacetat og kalsiummagnesiumacetat på rotforlengning hos løk (*Allium cepa*), veksthemming av andemat (*Lemna*), enzymaktivitet ("reverse electron transport test", RET) og effekt på bakterier (*Vibrio fischeri*) (dvs. andre organismer enn de som Fischel (2001) la vekt på i sin litteraturgjennomgang). Plantene (løk og andemat) var de mest følsomme organismene og hadde de laveste EC<sub>50</sub>-verdiene for de organiske avisingsmidlene, mens RET var mer følsomme for kloridsaltene. Generelt var avisingskjemikaliene svært giftige eller giftige for de organismene som ble testet. Tas i betraktning at de organiske forbindelsene (formiat, acetat) brytes ned i umettet sone, er det imidlertid mindre sannsynlig at det vil oppstå effekter i vann (Joutti *et al.* 2003). Dette vil naturlig nok avhenge av at de organiske avisingskjemikaliene infiltrerer i jord og ikke renner direkte ut i overflatevann.

En del studier har vist at kalsiummagnesiumacetat kan være bra alternativer til natriumklorid mhp effekter på planteplankton (for eksempel Goldman og Lubnow 1992). De fant ingen negative biologiske effekter ved bruken av kalsiummagnesiumacetat. Trolig kan kalsiummagnesiumacetat allikevel ha en negativ konsekvens ved at nedbrytningen av acetat forbruker oksygen, slik at bruken i enkelte lokaliteter kan føre til oksygenvinn (Albright 2005).

## 11.9 Ferskvannsarters tålegrenser for natriumklorid

Naturens tålegrense er et anslag på hvor mye naturen kan motta av et forurensende stoff uten å påføres skade (Larssen og Høgåsen 2003). I Norge er det utarbeidet tålegrenser for forurensning fra sterke syrer (svovel- og salpetersyre) til overflatevann og skogsjord og for overgjødning (eutrofiering) av terrestrisk vegetasjon med nitrogen.

For overflatevann er tålegrensen satt for å opprettholde en selvreproduserende ørretbestand.

Skal vi tenke i disse baner for veisalt må sammenhengen mellom salt, nivåer av salt og ulike effekter være kjent og det må skilles mellom akutte, kroniske og evt. subletale effekter. Basert på internasjonal sammenstilling av data om giftighet av klorid ser slike sammenhenger ut til å være relativt godt kjent (se over) og tålegrenser for fisk og invertebrater kan trolig etableres i dag ved å gå grundigere inn i det datamaterialet som finnes.

Det må imidlertid diskuteres hvilke organismer og naturtyper som er de mest følsomme og hvor godt beskyttet det er ønskelig (og økonomisk tilrådelig) at disse skal være.

Det finnes betydelig mindre data tilgjengelig når det gjelder effekter av andre avisingkjemikalier enn natriumklorid og tålegrenser for disse vil være beheftet med større usikkerhet.

## 11.10 Diskusjon og konklusjoner

Det er gjort en vurdering av hvordan tilførsel av forhøyede konsentrasjoner av natriumklorid påvirker vannlevende flora og fauna. I undersøkelser har det blitt dokumentert at giftigheten av avrenning fra vei økte i vintermånedene, parallelt med økt tilførsel av veisalt. Økt giftighet kunne ikke forklares kun med konsentrasjonene av klorid, og skyldes nok også mobilisering, økt biotilgjengelighet og økt giftighet av andre trafikkskapt forurensningskomponenter. EPA har etablert grenseverdier for kronisk toksisitet av klorid på 230 mg Cl/l og akutt toksisitet på 860 mg Cl/l. I praksis vil fisk kunne tåle korttids klorideksponeringer opp til ca. 6000 mg Cl/l.

I en samlet vurdering skaper veisalt større miljømessige problemer i ferskvann knyttet til klorid og økt giftighet av andre forurensningskomponenter i veisalt. Faren for miljømessige effekter av klorid og mobiliserte forurensningskomponenter vurderes å øke knyttet til overvannssystemer som gir akkumulering av veisalt. De miljømessige effektene kan reduseres ved redusert og tilpasset bruk av veisalt samt etablering av overvannssystemer som ikke akkumulerer veisalt med fare for utvasking i toksiske konsentrasjoner.

Flere fiskearter, inkl. gjedde (*Esox lucius*), abbor (*Perca fluviatilis*) m.fl., kan fiskes i estuariesoner. Det kreves trolig en tilvenning over tid for hver enkeltart. Episoder med høye konsentrasjoner av salter kan trolig derfor ha en effekt på organismer som ikke har tilpasset seg høye saltkonsentrasjoner. Ferskvannsarter som er adaptert til kystnære strøk vil trolig også tåle effekter fra veisalting bedre. Smoltifiseringsprosessen hos anadrom laksefisk, som foregår om våren, vil trolig også overlape i tid med snøsmeltingsperioden i nedbørsfeltet til en del elver. Laksefisk i smoltifiseringsstadiet er vesentlig mer sensitiv for endringer i vannkjemi enn laksefisk i parrstadiet, som det refereres til i tabell 9 (jf. i.e. Berntssen *et al.* 1997).

Generelt sett ser det ut til at tålegrenser (basert på akutte effekter) for akvatiske organismer er meget høy. Konsentrasjoner på over 2 000 mg natriumklorid/l er i forsøk vist å være typiske verdier for hva organismene kan tåle før de begynner å dø ut (jf. tabell 7 og 8). Konsentrasjonene ser ut til å være høye i forhold til hva som vanligvis er å finne i overflatevann i Norge. Effektkonsentrasjoner kan være betydelig lavere. Nedbør langs kysten kan i enkelte tilfeller inneholde konsentrasjoner av klorid på opp til 30 mg/l, og områder som drenerer marine leirer vil også ha naturlig høyere konsentrasjoner av klorid enn i høyereliggende strøk. Selv om dette er lave konsentrasjoner i forhold til hva som har blitt målt som saltstøt under snøsmelting i enkelte bekker og elver, vil det trolig generelt være færre effekter på flora og fauna i kystnære innsjøer i forhold til innsjøer som naturlig har lav saltkonsentrasjon. Evans og Frick (2001) gjennomførte et litteratursøk for overflatevann i Canada og fant få eller ingen effekter av natriumklorid på kystnære bekker og elver. Fauna i små bekker der

konsentrasjonen og dosene lokalt kan bli veldig høye, vil allikevel trolig være mest utsatt. Planteplankton er trolig generelt ikke så utsatt i surstøtperioder pga den lave primærproduksjonen under snøsmeltingsperioder her i Norge. En generell økning i saltkonsentrasjonen i innsjøer vil sannsynligvis være av større betydning (Færøvik 2006).

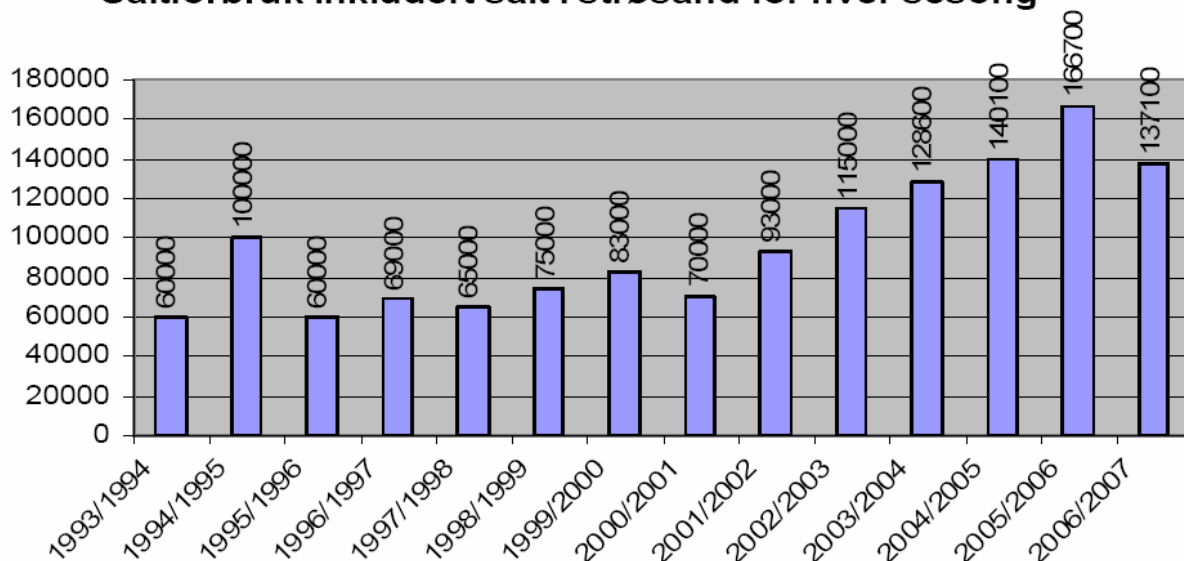


# 12. Tiltak mot effekter av avisingskjemikalier og overvannshåndtering

## 12.1 Vegsalting og konsentrasjoner av salt i overvann

Mengdene av salt brukt på det norske veinettet har økt kraftig de siste årene. På de siste 8 årene har saltmengden brukt på det norske veinettet blitt mer enn fordoblet (figur 9).

**Saltforbruk inkludert salt i strøsand for hver sesong**



Figur 9: Viser forbruk av veisalt hver sesong fra 1993/94 fram til 2006/07 (Sivertsen 2008).

Økt saltforbruk vil gi en økning i saltmengdene som transporteres i overvann fra vei. Målinger utført i perioden 1998 til 2007 har periodisk vist høye konsentrasjoner av klorid i overvann fra vei (Røhr og Åstebøl 2002, Åstebøl og Coward 2005, Amundsen og Roseth 2004, Bækken *et al.* 2005 og Roseth 2006). Målingene har vist at normale konsentrasjoner av klorid ligger i intervallet 50-1000 mg Cl/l mens høye konsentrasjoner kan ligge i intervallet 3000-5000 mg Cl/l.

Behovet for tiltak for å redusere utslipp av avisingskjemikalier fra veg bør vurderes ut fra en samlet sammenstilling over sårbarhet og mulige effekter for resipienter og grunnvann langs den nye veilinja. Vurderingen bør omfatte vassdrag nedstrøms vei fram til et punkt hvor fortynningen vurderes til å være så god at ingen effekter kan påregnes. Siden veisalt, og særlig klorid, er et konservativt element som vanskelig lar seg fjerne, må tiltakene rette seg mot bortledning av avrenning til mindre sårbare områder eller fortynning til konsentrasjoner som ikke gir fare for skadeeffekter.

## 12.2 Dagens overvannshåndtering

Nye motorveier anlegges alltid med et overvannssystem. Normalt består overvannssystemet av åpne grøfter (ofte grasdekte) i midtdeler og på hver side av veien. Overvann fra veien samles i grøftene og ledes til inntakskummer som ligger med intern avstand 60-100 m. I veigrøftene vil det kunne skje infiltrasjon, fordampning og sedimentasjon avhengig av utforming og avrenning. Fra inntakskummene og sandfang føres oppsamlet overvann inn i hovedrør drenering. Dreneringsrøret fører overvannet fram til et lavpunkt for utslipp eller til behandling i renseløsning for overvann.

Moderne veibygging i Norge og internasjonalt omfatter alltid systemer for behandling og disponering av overvann fra veien (Marsalek 2003 og Åstebøl 2006). I Norge har tiltakene knyttet til overvannshåndtering i stor grad fokusert på metaller, olje og organiske forurensninger i overvannet, og i mindre grad på veisalt. Aktuelle tiltak for å rense og utjevne overvann i Norge er (Åstebøl 2006):

- Rensedammer (rensebassenger)
- Infiltrasjonsløsninger
- Våtmark
- Sandfilter/rensefilter
- Vegetative metoder

Av disse er det særlig rensedammer som er brukt ved bygging av nye motorveier i Norge, men det er også eksempler på bruk av infiltrasjon i graskledde forsengkninger i områder med permeabel jord og vannfylte rensegrøfter langs veien. Knyttet til anlegging av ny E6 Gardermoen - Biri planlegges det infiltrasjon av overvann i tilrettelagte grøfteløsninger langs veien. Motivasjonen for løsningen er å kunne redusere de samlede utlippene fra vei samt gi en vesentlig redusert vannmengde til vassdrag i en flomsituasjon. På steder der sterkt trafikkerte veier krysser over grunnvannsressurser av regional betydning for vannforsyning, har det blitt utført en fullstendig tetting av overvannssystemet slik at det overvann med veisalt har blitt ført ut av det sårbare området. Et slikt tiltak er gjennomført der E6 krysser over en grunnvannsforekomst ved Sannom brukt til vannforsyning i Lillehammer.

I det følgende er det vist figurer og fotografier av ulike systemer for overvannshåndtering anvendt i Norge (figur 10-15). Når det gjelder rensedammer, som er det mest anvendte tiltaket, så er det stor variasjon i utformning og hydraulisk funksjon. Utforming av sedimentasjonskammer, vanddyp og uttappingsdyp for behandlet overvann kan gi forskjeller i hydraulisk funksjon.



*Figur 10: Rensedam for behandling av overvann E6 ved Taraldrud i Ski kommune med helstøpt sedimentasjonskammer og vanddyp i hovedbasseng 2,5 m (Foto: Roger Roseth).*



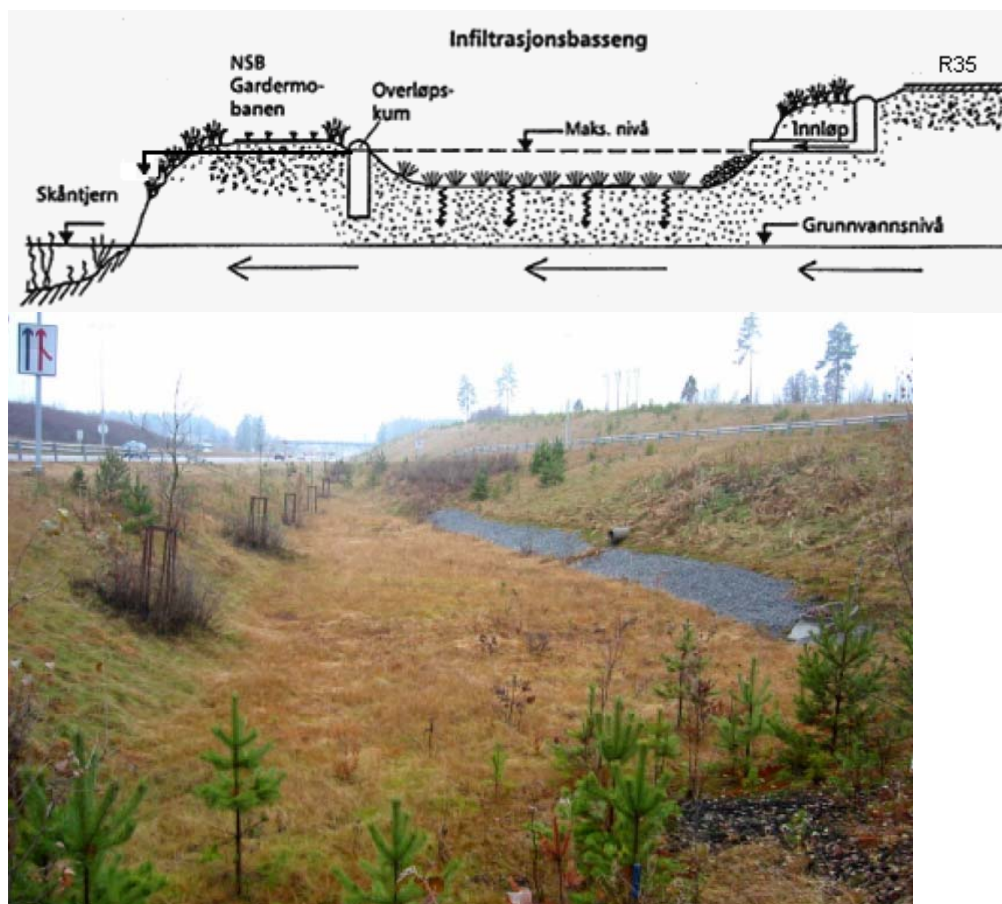
Figur 11: Rensedam ved E6 Skullerud i Oslo med helstøpt og lukket sedimentasjonskammer og vanddyb 1,5 m (Fra Åstebøl og Coward 2005).



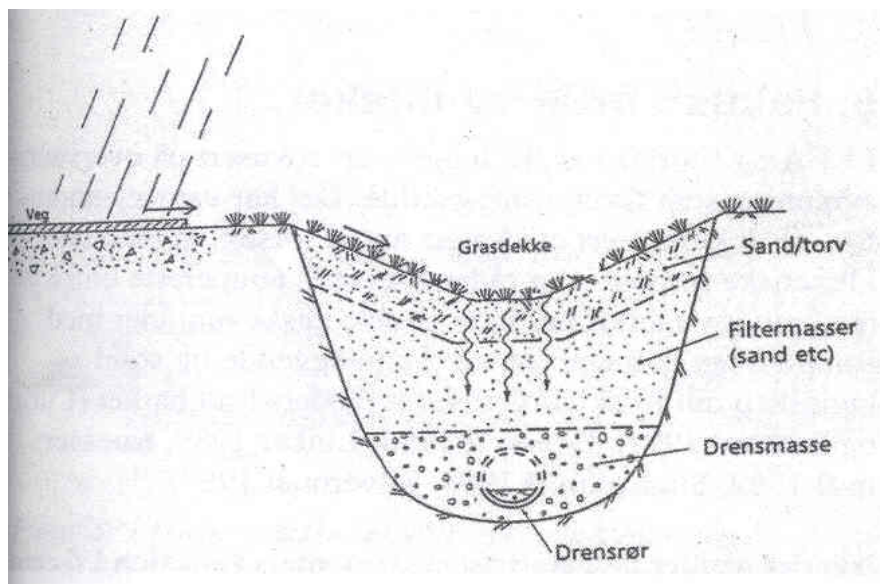
Figur 12: Rensedammer ved E6 i Råde som består av et eget sedimentasjonsbasseng med hard bunn etterfulgt av et grunt våtmarksfilter (0,5 m) med overløp til bekk (Foto: Roger Roseth).



Figur 13: Vannfylt rensegrøft med lokale terskler/demninger for infiltrasjon og sedimentasjon av tilført overvann.



Figur 14: Graskledd forsenkning for infiltrasjon av overvann ved avkjøring E6 mot Oslo lufthavn (Fra Åstebøl 2006).



Figur 15: Prinsipp infiltrasjonsgrøft (fra Åstebøl 2006).

Sterkt trafikkerte veier gjennom urbane områder byr på særdeles store problemer knyttet til håndtering av forurensning og veisalt i overvann. Stor grad av tette flater langs veien gjør at storparten av trafikkskapt og andre urbant skapt forurensninger vaskes til overvann ved nedbør og snøsmelting. I urbane områder er det små arealer tilgjengelig for å bygge renseløsninger og i mange tilfeller er vassdragene som mottar overvann av stor rekreasjonsverdi. Åstebøl (2007) har gitt en gjennomgang og presentasjon av kompakte renseløsninger som kan være aktuelle å bruke i byområder. Rapporten

fokuserer ikke på veisalt, men vurderer rensing av andre forurensningskomponenter i veiavrenning. Her beskrives renseløsninger basert på forbehandling for magasiner og fjerning av partikler etterfulgt av ulike renseløsninger. Også for disse renseløsningene vil det være nødvendig å vurdere effekter av veisalt og saltsjiktning for rensesprosessene og om foreslåtte renseløsninger vil kunne bidra til å påvirke eller utjevne saltpulser tilført med overvann eller selektiv utsmelting fra snø.

### 12.3 Tiltak mot saltforurensning

Det finnes ikke enkle og kostnadseffektive rensemetoder som kan fjerne veisalt (natriumklorid) i overvann fra vei før dette tilføres grunnvann, bekker eller dammer og innsjøer. Særlig vanskelig er det å fjerne klorid, som er et konservativt element vanlig brukt som tracer for å studere strømning av vann. Under transport i jord vil natrium kunne fjernes eller holdes tilbake gjennom ionebytteprosesser, men prosessen kan gi mobilisering av andre og miljøproblematisk metall.

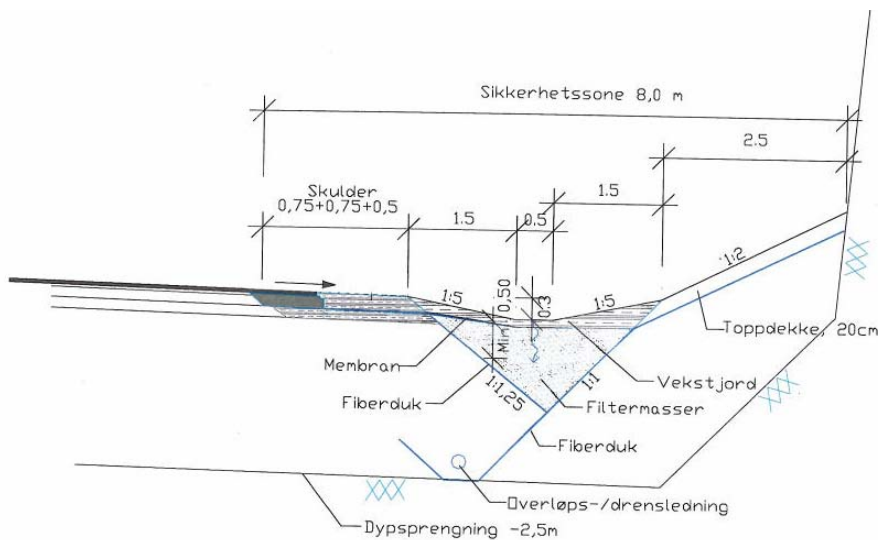
Nedenfor følger en liste med tiltak som kan bidra til å forebygge uheldige effekter av veisalt:

- Fortynning - hydrotekniske tiltak som bidrar til ønsket fortynning av tilført veisalt i jord, grunnvann, terreng, større vassdrag eller i rensedammer
- Oppsamling og bortledning - hydrotekniske tiltak som samler opp salt overvann fra veistrekninger med avrenning eller infiltrasjon til sårbare og verdifulle resipienter (grunnvann, verdifulle bekker og innsjøer sårbare for salt) og fører dette til utslipp i mindre sårbare områder (større vassdrag, utslipp til sjø eller infiltrasjon i lite sårbare områder).
- Redusert bruk av veisalt - anvendt mengde veisalt vil kunne reduseres gjennom en optimalisering av rutiner for spredning, pålagt mengde, optimalisering av spredeutstyr, økt bruk av snøbrøyting også ved mindre snøfall med mer.
- Fjerning og deponering av saltholdig brøytesnø - i byer er det begrenset plass for lokal lagring av brøytet snø. Deler av den saltholdige brøytesnøen blir kjørt til deponier som bør anlegges slik at de har avrenning til lite sårbare resipienter. For motorveier utenfor tettbygd strøk kan en vurdere å frese brøytesnø til arealer med økt avstand til vei og veigrøft for å øke lokal infiltrasjon.
- Alternative friksjonsmidler - vurdere bruk av alternative friksjonsmidler på veistrekninger med sårbare resipienter. De alternative friksjonsmidlene har ulike egenskaper i forhold til avrenning og vannmiljø, og hvilke middel som bør anvendes må vurderes ut fra lokale forhold.
- Tekniske renseløsninger - det finnes en rekke tekniske rensemetoder utviklet for avsalting av sjøvann, hvorav de mest vanlige er destillasjon, omvendt osmose, elektrodialyse og membrandestillasjon. Med utgangspunkt i kjent teknologi vurderes metodene som lite aktuelle for avsalting av større mengder overvann fra vei. Dette som følge av samlede kostnader knyttet til energiforbruk, investeringer og vedlikehold. Kommersielt tilgjengelige renseløsninger for drikkevann basert på omvendt osmose eller destillasjon kan brukes for å fjerne salt ved lokal drikkevannsforsyning.
- Kontrollert drenering av saltholdig bunnvann - i noen tjern, dammer og innsjøer langs sterkt trafikkerte veier er det påvist saltsjiktning, med fare for permanent oksygenfrie forhold i bunnvannet. Slike effekter kan sannsynligvis forebygges ved å tilrettelegge for en kontrollert utledning av det saltholdige bunnvannet, noe som i noen tilfeller kan utføres uten bruk av energi ved et hevertprinsipp.

Av nevnte tiltak er det noen som er tatt i bruk eller som planlegges tatt i bruk i Norge.

Kontrollert fortynning av overvann med veisalt kan skje gjennom infiltrasjon langs kanten av veien, dvs. at det tilrettelegges for infiltrasjon i veikanter, grøfter og rensegrøfter langs veien. Anvendelse av tiltaket forutsetter lokale løsmasser med tilstrekkelig vannledningsevne og at veien ikke ligger over en sårbar grunnvannsressurs eller med sårbar vegetasjon nedstrøms veien.

Ved anleggning av ny E6 ved Biri (Statens veivesen 2007) beskrives det en løsning hvor infiltrasjon i veigrøft først skjer gjennom filtermasser, for økt rensegrad av andre trafikkskape forurensningskomponenter (figur 16). Infiltrasjonsgrøfta er bygd opp slik at det skjer en oppstuvning og forøket infiltrasjon før vannet går i overløp inn i overvannssystemet som fører vannet til utslipp i lavbrekk. Ved ekstrem avrenning som overstiger hydraulisk kapasitet til overvannssystemet føres overskuddet av vann til utslipp via åpen grøft. Herunder kan det vurderes om det kan være aktuelt å kutte ut et tradisjonelt overvannssystem i en slik løsning.



Figur 16: Skisse til infiltrasjonsgrøft E6 Gardermoen - Biri (Statens vegvesen 2007).

For beskyttelse av verdifulle grunnvannsressurser brukt til drikkevann har det for mindre områder blitt gjort tiltak for å lede bort overvann med veisalt til mindre sårbare resipienter.

Slike tiltak er iverksatt for å beskytte grunnvann brukt som drikkevann for Lillehammer på E6 ved Sannom og for et tilsvarende område langs E4 i Sverige (figur 17). Løsningene er forskjellige ved at den ene baserer seg på tetting av selve veigrøftene, mens den andre fanger opp saltholdig vann som renner av veien på veikanten gjennom en kombinasjon av kantstein og sluk.



Figur 17: Oppsamling av saltholdig avrenning fra veibanen gjennom kantrenner og sluk på E4 ved Begraåsen i Sverige for beskyttelse av grunnvannsressurs brukt til drikkevann (Lundmark, 2008).

## 12.4 Tekniske renseløsninger

Det er utviklet en rekke tekniske renseløsninger for avsalting av saltvann til drikkevann. Metodene er utviklet for å avsalte vannet så billig og effektivt som mulig. Miller (2003) har laget en sammenstilling

av tekniske løsninger for å fjerne salt. De viktigste og mest anvendte løsningene er også beskrevet av Habimana (2006). I det følgende er det gitt en kort beskrivelse av de mest aktuelle tekniske løsningene for avsalting og fjerning av salt og klorid i vann (12.4.1-12.4.4).

### 12.4.1 Destillering

Salt vann kokes og vanndampen kondenseres. Energibehovet er anslagsvis 620 kWh per m<sup>3</sup> ferskvann produsert. Alternativt kan vannet varmes til 100 °C under trykk og føres til en tank uten trykk der det skjer en rask ekspansjon av vannet med dannelse av vanndamp som kondenseres til ferskvann. Metoden heter multiple stage flash evaporation (MSF), og er mindre energikrevende enn vanlig destillering, rundt 103,5 kWh per m<sup>3</sup> ferskvann.

### 12.4.2 Omvendt osmose

Salt vann føres gjennom en membran under høyt trykk. Salt blir filtrert bort. Energiforbruket vil variere med saltkonsentrasjonen i vannet, og er anslått å variere fra 4-9 kWh per m<sup>3</sup> ferskvann dannet at sjøvann. I avrenning og grunnvann som inneholder veisalt vil saltkonsentrasjonen være lavere noe som vi påvirke energiforbruket knyttet til omvendt osmose. Omvendt osmose er kommersielt tilgjengelige i små filterløsninger tilpasset rensing av drikkevann for spredt bebyggelse.

### 12.4.3 Elektrodialyse

Elektroseparasjon av ioner og vann. Energiforbruket vil variere med saltinnholdet i vannet. Ved lav saltkonsentrasjon er det et energibehov på 3-8 kWh per m<sup>3</sup> ferskvann.

### 12.4.4 Membrandestillasjon

Vanndamp presses mot en porøs hydrofobisk membran der bare vanndamp slipper gjennom. Ferskvann som dannes ved kondensering på den andre siden av membranen kan ikke renne tilbake til det salte vannet, da membranen er ugjennomtrengelig for vann. Metoden har lav produksjonskapasitet for ferskvann, og vurderes ofte som lite aktuell på grunn av dette.

I en samlet vurdering av de aktuelle metodene anbefales omvendt osmose som den mest aktuelle for produksjon av ferskvann fra saltvann. Mindre kommersielle enheter basert på omvendt osmose eller destillasjon er tilgjengelig for bruk til privat drikkevannsforsyning.

## 12.5 Rensedammer og salt

Rensedammer eller overvannsbassenger er i dag nærmest en standardisert løsning for rensing og utjevning av overvann fra store nybygde motorveier i Norge (Åstebøl 2006). Undersøkelser har vist at rensedammene kan gi en effektiv fjerning av mange trafikkskapte forurensningsstoffer som tungmetaller, PAH og olje (Åstebøl og Coward 2005, Bækken *et al.* 2005 og Semandeni-Davies 2005). Dette gjelder særlig forurensingskomponenter knyttet til partikler som kan sedimenteres ut i dammene.

Dersom overvannet fra veien skal håndteres i en rensedam er det normalt et ønske om at mest mulig av overvannet skal føres fram til dammen. Det er også ønskelig at anlagte rensedammer håndterer overvann fra en så lang veistrekning som mulig.

Intuitivt gir en slik dreneringsstrategi fare for uheldige effekter av vegsalt i sårbare resipienter, men dette er lite undersøkt og det finnes ingen sikker dokumentasjon av at det har oppstått uheldige effekter i sårbare resipienter som følge av slike forhold. Intuitivt vil aktiv drenering av overvann kunne føre en større andel av utspredd veisalt fram til resipient, og i høyere konsentrasjoner enn om veisaltet ble transportert gjennom terrenget via vegetasjon, jord og grunnvann.

Flere undersøkelser har vist at det kan dannes relativt stabile saltsjiktninger i dype rensedammer gjennom vinteren (Marsalek 2003, Semandeni-Davies 2005, Bækken 2005 og Roseth 2007). Tetthetsforskjellene vil kunne påvirke strømning og oppholdstid i dammen. Overvann med lavt saltinnhold vil kunne renne gjennom dammen i det lite saltholdige overflatesjiktet (Marsalek 2003). Kombinasjonen av redusert oppholdstid og saltsjiktning vil kunne påvirke sedimentasjonen av partikler med trafikkskapt forurensningskomponenter, og resultere i dårligere renseeffekt. Vann med et middels saltinnhold vil kunne renne av i et mellomsjikt i dammen, dvs. i sjiktet rett over det saltholdige og stabile bunnvannet. Saltere vann vil kunne lagres inn som salt bunnvann med lang oppholdstid.

Forurensningsholdige partikler som lagres inn med salt bunnvann forventes derfor å kunne få lang oppholdstid og god tid til å sedimentere.

Vinterstid vil slam som har bunnfelt i rensedammen eksponeres for økte saltkonsentrasjoner. Flere undersøkelser har vist at økt innhold av salt kan bidra til å mobilisere miljøproblematisk metaller slik at disse får en økt biotilgjengelighet og giftighet (Oberts *et al.* 2000 og Amrhein *et al.* 1992).

Ved UMB har denne problemstillingen blitt undersøkt i to mastergrader, der en ble ferdigstilt i 2007 (Leistad 2007) og en er under ferdigstillelse. I begge disse undersøkelsene har sediment fra rensedammer langs E6 i Oslo og Akershus blitt eksponert for vann med ulike saltkonsentrasjoner ved riste- og søyleforsøk. Analyseresultatene viste ingen klare endringer i metallkonsentrasjoner i væskefasen som følge av mobilisering av metaller fra fast fase ved eksponering høye saltkonsentrasjoner.

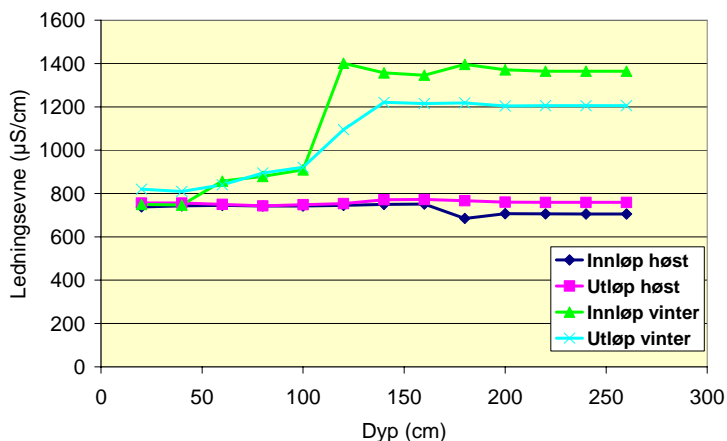
Utforming og dimensjonering av rensedammer viser stor variasjon. I de fleste tilfeller etableres dammene med en sedimentasjonsdam eller et sedimentasjonskammer i innløpet som er helstøpt eller som har hard bunn. For å sikre en best mulig sedimentasjon har disse strukturene alltid utløp over en fast kant i god høyde over bunnen av bassenget. Tilsvarende blir oppsamlet overvann ført inn høyt oppe slik at innløpsrøret ikke skal bli begravet i tilført sediment. Med en slik utforming tilrettelegger sedimentasjonskammeret for dannelse av saltsjiktning, noe som kan påvirke sedimentasjonseffektiviteten både positivt og negativt. Positivt for partikler som transporteres i vann med høyt innhold av veisalt og negativt for partikler som transporteres i vann med lavt saltinnhold. Stabiliteten av sjiktningen vil avhenge av størrelsen og utformingen av sedimentasjonskammeret i forhold til tilført mengde overvann. Større avrenningsepisoder med dannelse av turbulens vil vaske med seg stabilt innlagret salt vann.

Videre består rensedammene av et dypt hovedbasseng eller et grunnere våtmarksfilter. I dammer med dype hovedbassenger har det blitt laget ulike utløpsordninger. Noen løsninger gir utløp av bunnvann og noen har utløp av overflatevann ved overløp eller utløp på toppen av bassenget. Utformingen vil kunne ha betydning både for rensegrad og for transporten av veisalt gjennom renseanlegget. Det er usikkert hva som er den beste løsningen både med hensyn til renseeffekt og utslipp av veisalt videre til resipient.

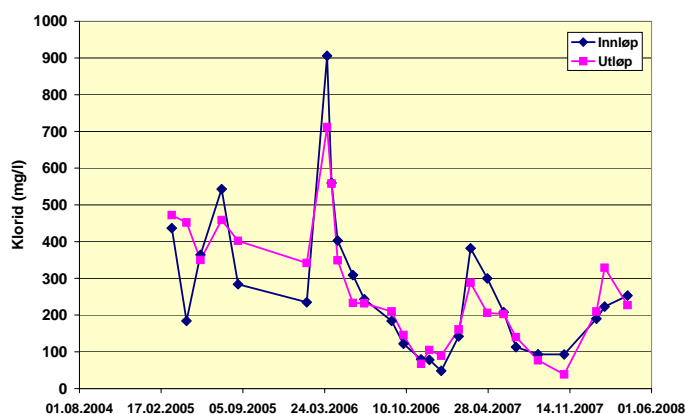
Dype og store rensedammer med avrenning i strukturer nær overflaten vil tilrettelegge for stabil saltsjiktning og vil kunne lagre inn salt vann gjennom vinteren. Dersom det oppstår turbulent strømning i hele anlegget ved vårflom, vil det salte bunnsjiktet kunne vaskes ut i en puls. Alternativt kan det skje en langsom og gradvis utvasking utover våren, sommeren og høsten. Hvilke av disse hendelsene som er mest miljøoptimal for vassdrag nedstrøms rensedammen er usikkert og vil kunne variere med lokale resipientforhold.

På oppdrag fra Statens vegvesen utfører Bioforsk miljøovervåking av utvalgte rensedammer bygget langs ny E6 Oslo grense til Svinesund. For to rensedammer klarlegges inn- og utløpskvalitet gjennom uttak av vannproporsjonale blandprøver. Undersøkelsene av en rensedam ved E6 Taraldrud i Ski viser at det oppstår saltsjiktning i dammen vinterstid (figur 18). Analysene av klorid i blandprøvene fra dammen viste små forskjeller mellom innløp og utløp, selv om de høyeste verdiene ble funnet i innløpsprøvene (figur 19). De laveste utløpskonsentrasjonene av salt finner vi først på senhøsten, rett før oppstart av ny saltingssesong (figur 19 og 22).





Figur 18: Viser at det oppstår saltsjiktning i rensedam ved E6 Taraldrud i Ski vinterstid. Innlagret tungt saltvann fortynnes og vaskes ut gjennom sommeren og på høsten var det ikke forskjell på saltinnhold i bunn- og overflatevann (Roseth 2008, ikke publisert).



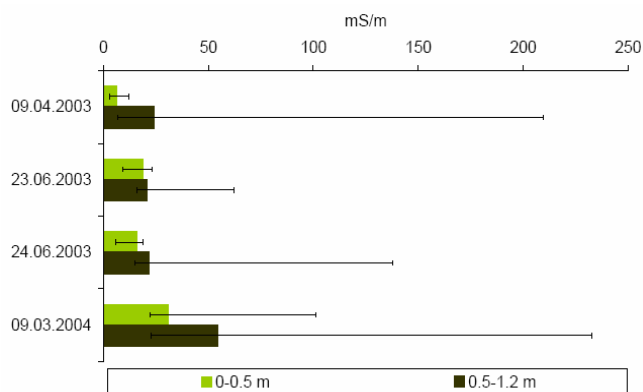
Figur 19: Konsentrasjoner av klorid i inn og utløpsvann fra dyp rensedam for behandling av overvann fra E6 ved Taraldrud i Ski (Roseth 2008, ikke publisert).

Våtmarksfilter bygges med et vanddyb på maksimalt 0,5 m og vurderes foreløpig å være lite utsatt for saltsjiktning (Semani-Davies 2005).

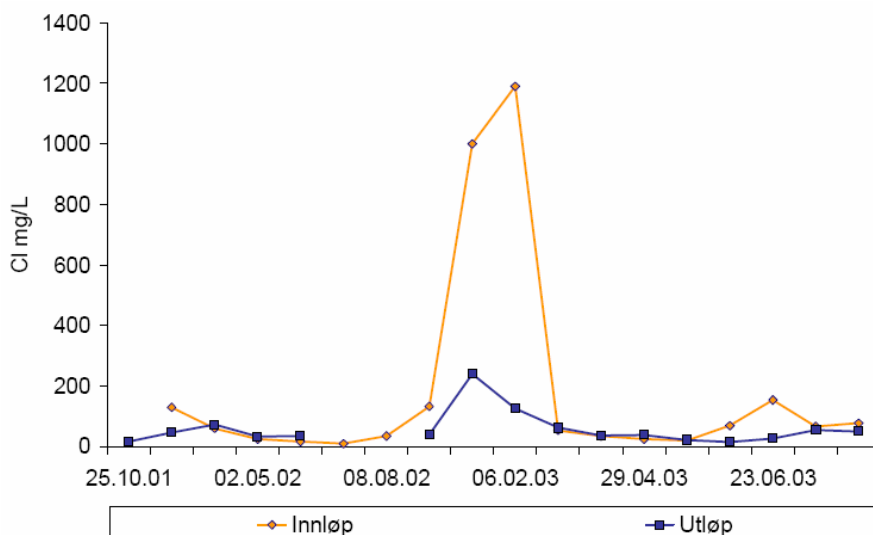
Semani-Davies (2005) har studert funksjon og renseseffekt av et rensedbasseng for behandling av overvann i et byområde. Undersøkelsen viste at tilførsel av veisalt hadde en sterk påvirkning på strømningsforholdene i bassenget. En markant saltsjiktning oppsto etter en selektiv utsmelting av salt fra snø, og opp mot 80 % av tilført klorid ble lagret inn i bunnvannet i bassenget. Innlagret klorid ble vasket ut igjen senere på våren ved større avrenningsepisoder. Undersøkelsen viste også at renseseffektiviteten for bly, sink og partikler ble nesten halvert vinterstid, mens renseseffekten for kobber og kadmium ble opprettholdt på omtrent samme nivå. Også andre undersøkelser har vist redusert renseseffekt i slike bassenger vinterstid. Isdekke, lav vanntemperatur og tilførsel av veisalt vurderes som mulige forklaringer på redusert renseseffekt om vinteren.

Bækken *et al.* (2005) har studert renseseffekt og transport av veisalt gjennom et rensedbasseng anlagt langs ny E18 i Vestfold. Undersøkelsene viste at vann med høyt innhold av veisalt la seg langs bunnen av bassenget (figur 20). De høyeste saltkonsentrasjonene ble funnet i bunnen av bassenget for sedimentasjon. Innlagring av salt bunnvann bidro til å utjevne konsentrasjonene av veisalt i avrenningen fra rensedbassenget, ved at noe av bunnvannet stadig ble blandet inn i tilført vann. Utover våren og sommeren ble innlagret salt vann porsjonert til resipient gjennom innblanding i avrenning gjennom bassenget (figur 21). Undersøkelsene indikerte at reell oppholdstid for tilført overvann var lavere enn teoretisk oppholdstid, og at bare deler av vannmassen i bassenget ble utnyttet som aktivt

rensevolum. Ved framtidig bygging av rensebasseng ble det anbefalt å vurdere etablering av våtmarksløsninger som supplement til bassengløsninger.

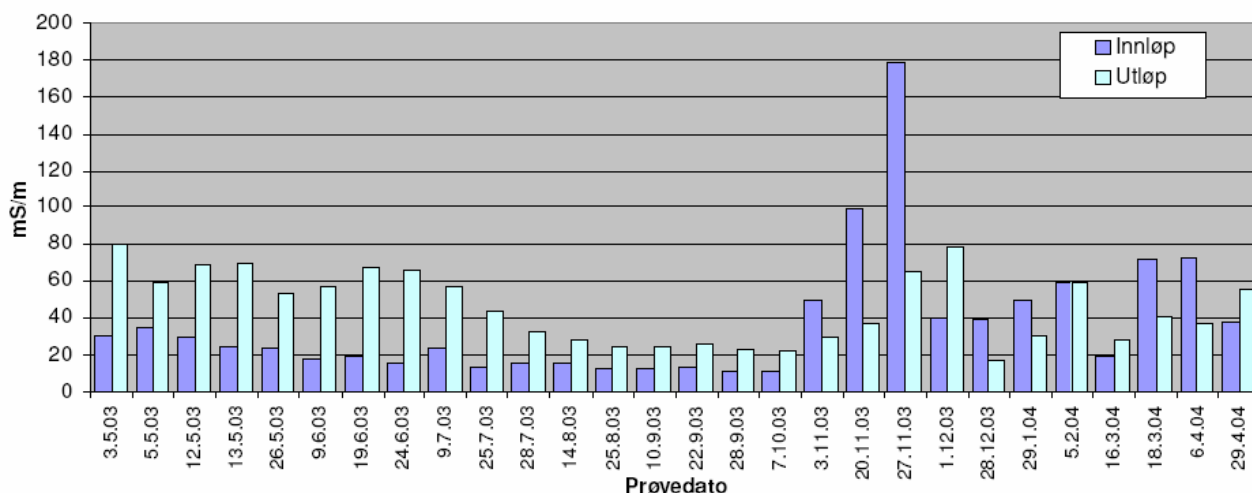


Figur 20: Viser fordeling av salt mellom øvre (0-0,5 m) og nedre (0,5-1,2 m) sjikt i rensebasseng langs ny E18 i Vestfold. Angir gjennomsnittsverdier for hele bassenget med maksimums- og minimumsverdier ved hver dato (fra Bækken et al. 2005).



Figur 21: Viser inn- og utløpskonsentrasjoner av klorid i undersøkelser av rensebasseng langs ny E18 i Vestfold (fra Bækken et al. 2005).

Åstebøl (2005) overvåket et rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo med hensyn til avrenningsmengder, hydraulisk funksjon, rensegrad og konsentrasjoner av veisalt i innløp og utløp. Undersøkelsen dokumenterte god rensegrad for alle viktige trafikkskapt forurensninger (60 - 90 %), og rensegraden ble ikke vesentlig redusert gjennom vinteren som følge av isdekke og saltsjiktning. Undersøkelsen fokuserte ikke på veisalt, men ledningsevne ble målt for alle blandprøver fra inn- og utløp (figur 22). Noen av prøvene ble analysert for klorid. Den høyeste målte kloridkonsentrasjonen i innløpet til dammen var 1830 mg Cl/l og den høyeste i utløpet var 1810 mg Cl/l (05.02.04). En sammenligning av resultater for målt ledningsevne og klorid indikerer at maksimal kloridkonsentrasjon tilført dammen har vært vesentlig høyere, og sannsynligvis over 5000 mg Cl/l. Resultatene for ledningsevne i blandprøver fra rensedammen demonstrerer svært høye konsentrasjoner av veisalt i innløpet for noen blandprøveperioder knyttet til kombinasjon av salting og snøsmelting. Basert på ledningsevne virker konsentrasjonene av tilført veisalt å være utjevnet i utløpsvann fra rensebassenget. Resultatene indikerer også at salt akkumulert i bassenget gjennom vintersesongen slippes gradvis ut gjennom sommeren og bidrar til å opprettholde forhøyede saltkonsentrasjoner fram til utgangen av juli. Den laveste ledningsevnen i utløpet ble funnet i oktober, rett før oppstart av ny avisingsesong.



Figur 22: Viser ledningsevne i blandprøver fra inn- og utløp av rensedbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo i 2003 og 2004 (Fra Åstebøl 2005).

Mange publikasjoner beskriver avrenningsmønster og stofftransport knyttet til snøsmelting (Marsalek *et al.* 2003). I snø vil det skje en selektiv utsmelting av ioniske, polare og vannløselige forbindelser. Storparten av veisaltet og løselige forurensningskomponenter i snøen vil derfor vaskes gjennom snøen og renne av med det første smeltevannet. Dette første smeltevannet (first flush) har et høyt innhold av salt og vannløselige forurensningskomponenter, men har også en høy tetthet. Tilført kummer og rensedamner vil slikt salt smeltevann kunne bidra til å danne en stabil saltsjiktning.

Upolare forbindelser som PAH og olje samt forurensede partikler vil lagres i brøytesnø fram til slutten av snøsmeltingen og vil først mobiliseres med det siste smeltevannet. En stor andel av de trafikkskaptene forurensningskomponentene lagret inn i snø vil derfor kunne transporteres ut med ionefattig overvann i slutten av snøsmeltingen. I et klima hvor snøsmelting utgjør en dominerende del av avrenningen på våren vil kombinasjonen av saltsjiktning i rensedamner og stor forurensningstransport i vann med lav ledningsevne kunne utgjøre en utfordring i forhold til effektiv rensing av forurensningstilførselene.

## 12.6 Alternative avisingskjemikalier og rensedamner

I Norge er det foreløpig utført få forsøk med utprøving av alternative friksjonsmidler på vei. I samarbeid med aktuelle entreprenører har SVV utført praktiske forsøk med veisalt tilsatt magnesiumklorid ([www.vegvesen.no](http://www.vegvesen.no)) eller magnesiumklorid i kombinasjon med organiske "sirupsaktige" forbindelser (Vegen og vi 17/06). Mesta utførte forsøkene med "sirup" (maisstivelse) i kombinasjon med magnesiumklorid på E6 nord for Oslo sesongen 06/07.

I et utprøvningsprosjekt som har gått over 5 år har vanlig veisalt (NaCl) brukt på Ring 3 i Oslo blitt tilsatt 3 vektprosent med magnesiumklorid. Med bakgrunn i gode erfaringer planlegges det rutinemessig bruk av veisalt tilsatt magnesiumklorid på en del veistrekninger. En slik praksis forventes kun å gi mindre endringer knyttet til funksjon og rensegrad i rensedamner sammenlignet med bruk av ordinært veisalt. Økt tilførsel av magnesium vil evt kunne gi mindre endringer i sedimentasjonsegenskapene til partikler, i form av økt flokkulering og økt fjerning/sedimentasjon av partikler. Magnesium er en mer effektiv ionebytter enn natrium, og økt mengde magnesium i avrenning fra vei vil teoretisk kunne mobilisere trafikkskaptene tungmetaller fra partikler langs veien til overvann (se kapittel om avisingskjemikalier og jord). Gjennomført prosjekt har ikke omfattet innsamling av miljøinformasjon knyttet til eventuelle endringer i overvannskvalitet. På E6 nordover fra Oslo har det blitt utført utprøving av magnesiumklorid i kombinasjon med "sirup" fra maisproduksjon. Foreløpige resultater indikerer at denne kombinasjonen kan redusere det samlede saltforbruket. Det har ikke blitt gjort undersøkelser av endringer av sammensetningen av overvann. Overvannet vil forventningsvis inneholde økte mengder lett nedbrytbart organisk stoff, noe som vil kunne gi anaerobe forhold i rensedamner, og

spesielt ved saltsjiktning som opprettholdes en stund utover forsommeren. Dette vil kunne påvirke mobilisering av trafikkskapt forurensningsstoffer i slam sedimentert i rensedammene.

Knyttet til bruk av baneavisingkjemikalier på norske flyplasser har det blitt gjort vurderinger av miljømessige konsekvenser ved bruk av ulike typer av baneavisingkjemikalier, herunder urea, acetat- og formiatbaserte midler. I en samlet vurdering for norske lufthavner har en valgt å bruke formiatbaserte baneavisingkjemikalier, og dette er i hovedsak motivert ut fra at formiat har det laveste oksygenforbruket ved nedbryting i jord og vann mens det bruksmessig har egenskaper som er sammenlignbare med acetat. Tidligere var urea dominerende baneavisingmiddel, men brukes ikke lengre pga høyt oksygenforbruk knyttet til nedbryting og nitrifikasjon samt dårligere korrosjonsegenskaper enn midlene basert på formiat og acetat.

Internasjonalt er CMA (kalsiummagnesiumacetat) det mest brukte alternativet til veisalt og det er gjennomført en rekke studier av effekter både på friksjon og miljø.

I Sverige har det også blitt gjort forsøk med tilsats av organiske stoffer (avfallsprodukt fra sukkerproduksjon) for å øke virkningstiden av vanlig veisalt og gjøre det mer holdbart mot utvasking (Gustafsson og Gabrielsson 2006 og Thunqvist 2007).

### 12.6.1 Vurdering av oksygenforbruk

I det følgende avsnittet er det gjort en enkel vurdering av oksygenforbruk og fare for oksygenfrie forhold i rensedammer og resipienter med utgangspunkt i bruk av formiat- og acetatbaserte friksjonsmidler. Vurderingen er gjort med utgangspunkt i erfaringer med bruk av disse kjemikaliene til baneavising på flyplasser.

Brukt til avising av rullebane påføres det normalt 5000 liter Aviform L50 (50 % KFo) på 2,5 km rullebane. Bruksløsningen inneholder 26 % formiat. Her brukes det dermed rundt 500 kg rent formiat per km ved utlegging. En rullebane er rundt 50 m bred, mens en 4 felt motorvei har en samlet asfaltbredde på rundt 20 m. Omregnet vil en med dette forvente utlegg på rundt 200 kg formiat per km. Fortynnet i 10 mm nedbør vil overvannet fra veien teoretisk inneholde 1000 mg formiat per liter, noe som tilsvarer et teoretisk oksygenforbruk på 340 mg/l og et biologisk oksygenforbruk på 270 mg/l. Dette regnestykket tar utgangspunkt i at formiat brukes i tilsvarende mengder som for å holde "svart bane" på en flyplass. Brukt på veg kan utlegget av formiatbasert friksjonsmiddel bli mindre.

Dersom formiat brukes slik at konsentrasjonene tilsvarer dagens lavere konsentrasjoner av klorid, vil en forvente konsentrasjoner på 100-200 mg formiat i overvann fra vei. Oksygenforbruket knyttet til formiat i overvann vil med dette være rundt 30 mg/l eller høyere, og overstige normalt oksygeninnhold tilgjengelig for nedbryting i stillestående vann (12-15 mg oksygen/l). Formiat vil med dette kunne skape oksygenfrie forhold i rensedammer, og spesielt i et bunlag med stabilt innlagret saltvann. Faren for oksygenfrie forhold vil være størst på våren, med høyere vanntemperaturer som gir en raskere omsetning av tilført formiat.

Acetat har et høyere oksygenforbruk enn formiat (1,07 mot 0,34 mg oksygen/mg stoff), og vil utgjøre en større trussel i forhold til oksygenforbruk og anaerobe forhold gitt at de påføres veien i sammenlignbare mengder. Erfaringer fra bruk på flyplasser indikerer at forbruket av formiat og acetat er sammenlignbart.

## 12.7 Sammenfattende diskusjon overvannshåndtering og veisalt

Gjennomgangen av overvannshåndtering og veisalt har satt fokus på følgende problemstillinger:

- Dagens praksis for overvannshåndtering og effekter i resipienter sårbare for tilførsel av salt
- Utforming av rensbassenger og effekter på innlagring og utvasking av salt
- Saltsjiktning i rensbassenger og effekt på oppholdstid og rensprosesser
- Beskyttelsestiltak knyttet til spredning og fortynning eller bortledning av salt overvann

- I hvilke grad tar konsekvensutredninger og miljøoppfølgingsplaner for nye sterkt trafikkerte veier hensyn til veisalt og muligheter for å forebygge saltskapt resipienteskader
- Muligheter for å fjerne og utjevne saltpulser i urbane omgivelser
- Rensebassenger, resipienter og bruk av friksjonsmidler med organisk nedbrytbare komponenter.

## 13. Referanser

---

- Aamlid, D. 1995. Sea-salt injuries to conifers along the Western coast of Norway. *Aktuelt fra Skogforsk* 4(95):68-71.
- Aamlid, T.S. og Hanslin, H.M. 2006. Salttoleranse hos gras i etableringsfasen. *Park og anlegg* 6:15-17.
- Addison, J.A. 2002. Derivation of matrix soil standards for salt under the British Columbia contaminated sites regulation. Addendum C: Soil invertebrate toxicity tests: lessons and recommendations. Report to the British Columbia Ministry of water, Land and Air Protection, Ministry of Transportation and Highways, British Columbia Buildings Corporation, and the Canadian Association of Petroleum Producers.
- Albright, M. 2005 Changes in water quality in an urban stream following the use of organically derived deicing products. *Lake and Reservoir Management*, 21:119-124.
- Amrhein, C., Strong, J.E. og Mosher, P.A. 1992. Effects of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental science and technology* 26(4).
- Amrhein, C., Mosher, P.A. og Strong, J.E. 1993. Colloid-assisted transport of trace metals in roadside soils receiving deicing salts, *Soil Science Society of America Journal*, 57(5):1212-1217.
- Amundsen, C.E. og Roseth, R. 2004. Utslippsfaktorer fra vei til vann og jord i Norge. Beregning og verifisering av utslippsfaktorer. Rapportnr UTB 2004/08. Statens veivesen, Vegdirektoratet, Pb 8142 Dep, 0033 Oslo.
- Amundsen, C.E. og Roseth, R. 2007. Tilsetningsstoffer i veisalt. Miljø- og helseeffekter av heksacyanoferrat ( $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$ ). Rapportnr UTB 2008/XX. Bioforsk. Statens veivesen, Vegdirektoratet, Pb 8142 Dep, 0033 Oslo.
- Amundsen, C.E., Andersen, S., Hartnik, T., Krogh, P.H., Linjordet, E., Nordal, O. og Warner, B. 1999. Kjemisk og økotoksikologisk karakterisering av veistøv. Jordforsk-rapport 84/99. Bioforsk, Fredrik A Dahlsvei 20, 1430 Ås. ISBN 82-7467-349-2.
- Andersen, D.O. 2002. Chemistry of a limed lake and its tributaries. Potential impacts of climate change. Dr. Philos. thesis. University of Oslo. 131 sider.
- Appelo, C.A.J. og Postma, D. 1996. *Geochemistry, groundwater and pollution*, A.A. Balkema, Rotterdam, 536pp
- Apul, D.S, Gardner, K.H. og Eighmy, T.T. 2007, Modelling hydrology and reactive transport in roads: The effect of cracks, the edge, and contaminant properties, *Waste Management*, 27:1465-1475
- Bäckman, L. og Folkesson, L. 1995. The influence of de-icing salt on vegetation. *Groundwater and soil along highways*. VTI, Sweden. VTI-rapport nr. 775.
- Bäckman, L. 1980. Vintervägsaltets miljøpåverkan. VTI-Rapport nr 197.
- Backstrom, M., Karlsson, S., Backman, L., Folkesson, L. og Lind, B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38:720-732.
- Baker, J. H. 1965. Relationship between salt concentrations in leaves and sap and the decline of sugar maples along roadsides. *Bulletin / Massachusetts Agricultural Experiment Station*, no. 553. 16 pp.
- Barker, A.V, Cox, D.A, Ebdon, J.S, Bryson, G.M, Hamlin, R.L. 2003. Deicing salts, salt-tolerant vegetation and calcium sulphate. Massachusetts highway department.
- Bauske, B. og Goetz, D. 1993. Effects of deicing-salts on heavy-metal mobility. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 21:38-42.
- Benbow, M.E. og Merritt, R.W. 2004. Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands*, 24:68-76.

- Berkheimer, S.F., Potter, J.K., Andresen, J.A. og Hanson, E.J. 2006. Flower bud mortality and salt levels in Highbush blueberry fields adjacent to Michigan highways treated with deicing salt. *Hort. technology*, 16:508-512.
- Bernhardt-Römermann, M., Kirchner, M., Kudernatsch, T., Jacobi, G. og Fischer, A. 2006. Changed vegetation composition in coniferous forests near to motorways in Southern Germany: the effects of traffic-born pollution. *Environmental Pollution* 143:572-581.
- Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Rosseland, B.O. og Wendelaar Bonga, S.E. 1997. Responses of skin mucous cells to aluminium exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:1039-1045.
- Bear J. og Verruijt, A. 1992. Theory and applications of transport in porous media. Modelling Groundwater flow and pollution. D.Reidel Publishing Company, Luwer, Dordrecht, 414pp.
- Blasius, B.J. og Merritt, R.W. 2002. Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 120:219-231.
- Blomqvist, G. 2001. The response of Norway spruce seedlings to roadside exposure of de-icing salt. In: Blomqvist, G.: De-icing salt and the roadside environment: Air-borne exposure, damage to Norway spruce and system monitoring. PhD thesis. Dept. of Civil and Environmental Engineering, Kungl. Tekniska Högskolan. Stockholm.
- Blomqvist, G. 2002. De-icing salt and roadside environment -Strategies for impact analysis. 2002. VTI Sweden. XITH PIARC international winter road congress 2002. World road association.
- Blomqvist, G. og Johansson, E-L. 1999. Airborne spreading and deposition of de-icing salt - a case study. *Sci. Tot. Environ.*, 235:161-168.
- Blomqvist, G. og Gustafsson, M. 2006. The environmental sub-model of the Swedish winter model from real world data to a modelled scenario, VTI notat 19A-2006:33-42
- Bogemans, J., Neirinckx, L. og Stassart, J.M. 1988. Effect of deicing chloride salts on ion accumulation on spruce (*Picea abies* (L.) sp.). *Plant and Soil* 113:3-11.
- Bongers, M., Rusch, B. og van Gestel, C.A.M. 2004. The effect of counterion and percolation on the toxicity of lead for the springtail *Folsomia candida* in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:195-199.
- Boyce, S.G. 1954. The salt spray community. *Ecological Monographs* 24: 29-67.
- Brady, N.C. 1984. Nature and properties of soil. Macmillan Publishing Company, USA.
- Braun, S. og Flückiger, W. 1984. Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 2 - The effect of drought and deicing salt. *Environmental Pollution (series A)* 36:261-270.
- Brod, H-G. 1998. Assessing the risk of using deicing salts on groundwater. XTH PIARC international winter road congress, Luleå Sverige, 355-364.
- Brommeland, T. 2006, Kartlegging av uttakskapasiteten til akviferen på gaustadmoen, Kroksjø vannverk Eidskog commune, Masteroppgave , Institutt for matematiske og tekniske fag, Universitetet for miljø og biovitenskap, 101 pp.
- Buckler, D.R. og Granato, G.E. 1999. Assessing biological effects from highway-runoff constituents. Open-File Report 99-240. US Geological Survey, Northborough, Massachusetts, US.
- Bulger, A.J., Hayden, B.P., Monaco, M.E., Nelson, D.M. og McCormick-Ray, M.G. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. *Estuaries*, 16(2):311-322.
- Buzio, C.A., Burt, G.W. og Foss, J.E. 1977. Deicing salt movement and its effect on soil parameters and vegetation. *Agronomy Journal* 69(6):1030-1032.
- Bækken, T. og Færøvik, T.J, 2004. Effekter av vegforurensning på vannkvalitet og biologi i Padderudvann. Rapport 106. Statens vegvesen. 89 sider.
- Bækken, T., Avolio, C.M, Veidel, A. og Willberg, M. 2005. PORECA. Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken. NIVA-rapport 4935-2005: 69 sider. ISBN 82-577-4627-4.

- Bækken, T. og Haugen, T. 2006. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og OAH. Rapport UMT 2006/06. Statens vegvesen. 91 sider.
- Båtvik, J., Ingar, I. Kristiansen, M. og Løfall, B.P. 2001. Veikanter i Østfold, verdier og skjøtsel. Sluttrapport fra prosjektet "Skjøtsel av vegetasjon langs europa-, riks- og fylkesveier i Østfold. Statens veivesen Østfold, Moss, 124s. ISBN 82-7925-007-7.
- Carter, D.L. 1981. Salinity and plant productivity. CRC Handbook Series in Nutrition and Food. Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio, USA.
- Cherkauer, D.S. 1975. Urbanization impact on water quality during a flood in small watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 11(5):987-998.
- Cherkauer, D.S. og Ostenso, N.A. 1976. The effect of salt on small, artificial lakes. *Journal of the American Water Resources Association* 12(6):1259-1267.
- Czerniawska-Kusza, I., Kusza, G. og Duzynski, M. 2004. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the opole region. *Environmental Toxicology*, 19:296-301.
- de Barros Amorim, M.J., Römbke, J., Schallnass, H.-J. og Soares, A.M.V.M. 2005. Effect of soil properties and aging on the toxicity of copper for *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus luxuriosus*, and *Folsomia candida*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:1875-1885.
- Demers, C.L. og Sage, R.W. 1990. Effects of road deicing salt on chloride levels in four Adirondack streams. *Water, Air, & Soil Pollution* 49(3-4).
- Dobson, M.C., 1991. De-icing salt damage to trees and shrubs. *Forestry Commission Bulletin* 101.
- Dochinger, L.S. og Townsend, A.M. 1979. Effects of roadside deicer salts and ozone on red maple progenies. *Environmental Pollution* 19:229-237.
- Domenico, P.A. og Schwartz, W.A. 1998. Physical and chemical hydrogeology, Second edition, John Wiley og Sons, Inc. New York, 506pp
- Dragsted, J., 1977. Optøningssaltets betydning for vegetationsskader. *Ugeskrift for agronomer, hortonomer, forstkandidater og licentiater* 122(3):27-30.
- Eaton, L. J., Hoyle, J. og King, A. 1999. Effects of deicing salt on lowbush blueberry flowering and yield. *Can. J. Plant Sci.* 79:125-128.
- Eldhuset, T. B., 1988. Virkninger av aluminium på høyere planter ved lav pH. En litteraturoversikt. *Medd. NISK* 40.8. 19 pp.
- Eliasson, Å. 2000. Groundwater impact assessment and protection -predictive simulations for decision aid. Licentiate thesis, KTH.
- Environment Canada 2001. Canadian Environmental protection act 1999. Priority substances list assessment report - road salt. Environment Canada, Canada.
- Erickson, E.K. og Arnason, J.G. 2004. Fate and transport of road de-icing chemicals in the Patroon Creek watershed. In: Hauser, E. (Ed.) *Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings*. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.14.
- Evans, M. og Frick, C. 2001. The effects of road salts on aquatic ecosystems. Environment Canada. Water Science and technology Directorate.
- Evans, M. 2004. Road salt and its effects on aquatic ecosystems: a Canadian environmental protection act assessment. In: Hauser, E. (Ed.) *Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings*. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.8.
- Fedina, J. S., Tsonev, T. D. og Guleva, E.J. 1994. ABA as a modulator of the response of *Pisum sativum* to salt stress. *J. Plant Physiol.* 143:245-249.
- Fischel, M. 2001. Evaluation of selected deicers based on a review of the literature. Colorado department of transportation.
- Fitch, G.M. og Roosevelt, D.S. 2000. Environmental implications of the use of "ice ban" as prewetting agent for sodium chloride. *Transportation research record- Journal of the transportation research board* no 1700. P32-37.



- Flesjø, K. 2007 Infiltrasjon og strømming av vegsalt i grunnvannet ved et infiltrasjonsanlegg langs Rv35 på Gardermoen, Masteroppgave, Institutt for plante og miljøvitenskap, Universitetet for miljø og biovitenskap, 80pp.
- Fostad, O. og Pedersen, P.A. 1997a. Vitality, variation, and causes of decline of trees in Oslo Center (Norway). *J. Arboric.*, 23(4):155-165.
- Fostad, O. og Pedersen, P.A. 1997b. Absorbition, distribution, and dose response patterns in *Picea abies* (L.) Karst. And *Pinus sylvestris* L. exposed to soil applied sodium chloride. In: Fostad, O.: Roadside vegetation - growth problems, causes of decline, and variation among and within some species. Dr. Scientiarum theses 1997: 19. Dept. of Horticulture and Crop Sciences, Agricultural University of Norway.
- Fostad, O. og Vike, E. 1991. Trær i Oslo. Hovedoppgave, Norges landbrukshøgskole. 92 pp.
- Fostad, O. og Pedersen, P.A. 2000. Container - grown seedling responses to sodium chloride applications in different substrates. *Environ. Pollut.*, 109:203-210.
- French H.K. 1999. Transport and Degradation of Deicing Chemicals in a Heterogeneous Unsaturated Zone, PhD Thesis, Department of Soil and water Sciences, Agricultural University of Norway, ISBN: 82-575-0394-0, 136p
- French, H.K., Bakken L. og van der Zee, S.E.A.T.M. (2002), Natural attenuation of airport pollutants in the unsaturated zone - studies at Gardermoen, Norway , In: Current problems of hydro-geology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres, Eds: Ken W.F. Howard and Rauf I. Israfilov, Nato Advanced Research Workshop/ 29.05 - 01.06, 2001/Baku, Azerbaijan, Nato Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences, IV/Vol.8/2002, Kluwer Academic Publishers Dordrecht, The Netherlands, ISBN 1-4020-0601-2, p 437-456
- French, H.K., Van der Zee, S.E.A.T.M. og Leijnse, A. 2000. Prediction uncertainty of plume characteristics derived from a small number of measuring points, *Hydrogeology Journal* 8(2):188-199.
- French, H.K., Van der Zee, S.E.A.T.M. og Leijnse, A. 2001. Transport and degradation of propyleneglycol and potassium acetate in the unsaturated zone. *Journal of Contaminant Hydrology*, 49:23-48.
- French, H.K. og Binley, A. 2004. Snowmelt Infiltration: Monitoring Temporal and Spatial Variability using Time-Lapse Electrical resistivity. *Journal of Hydrology*, 297(1-4):174-186
- Fuhrer, J. og Erisman, K.H. 1980. Tolerance of *Aesculus hippocastanum* L. to foliar accumulation of chloride affected by air pollution. *Environmental pollution (series A)* 21:249-254.
- Færøvik, P.J. 2006. Vegsalt og planteplankton i innsjøer. Rapport UTM 2006/04. Statens vegvesen. 43 sider.
- Færøvig, P.J., Bækken, T. og Jørgensen, T. 2005. The impacts of road salt and other highway pollution on the water quality circulation conditions in Lake Padderudvann. Nordic road and transport research. Nr.1.
- Gibbs, J. N. og D.A. Burdekin, 1983. De-icing salt and crown damage to London plane. *Arboricultural Journal* 6:227-237.
- Gibson, C.E. og Stewart, D.A. 1972. Changes in the water chemistry of Lough Neagh over a 10-year period. *Limnology and Oceanography* 17:633-635.
- Godwin, K. S., Hafner, S. D. og Buff, M. F. 2003. Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution*, 124:273-281.
- Goldman, C.R. og Lubnow, F.S. 1992. Seasonal influence of calcium magnesium acetate on microbial processes in 10 Northern Californian lakes. *Resources Conservation and Recycling* 7:51-67.
- Gontier, M. Olofsson, B. 2003. Arell sårbarhetsbedömning för grundvattenpåverkan av vägföroreningar. TRITA-LWR. Report 3011, KTH, 96pp
- Göransson, A., og Eldhuset, T.D. 1991. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. *Trees* 5:136-142.

- Granato, G.E. Church, P.E. Stone, V.J. 1995. Mobilization of major and trace constituents of highway runoff in groundwater potentially caused by deicing chemical migration. Transportation research record. 1483:92-103.
- Granato, G.E., Kostick, D.S. og Cazenaz, P. 2004. Overview of chloride in the environment. In: Hauser, E. (Ed.) Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.5.
- Granlund K. og Nystén, T. 1998. The effects of road salt on the Miekkamäki aquifer in Central Finland - simulation by a two-dimensional groundwater model. Deicing and dustbinding - risk to aquifers. Symposium, Helsinki, Finland, Oct 14-16. NHP Report No. 43. ISBN 952-11-0348-5, ISSN 0900-0267.
- Green, S.M., Machin, R. og Cresser, M.S. 2008. Effects of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. Environmental Pollution 152:20-31.
- Gustafsson, M. og Blomqvist, G. 2004. Modeling exposure of roadside environment to airborne salt, case study, Transportation research circular E-C063: Snow removal and ice control technology, SNOW04-018, 296- 306
- Gustafsson, A. og Gabrielsson, G. 2006. Vinterdrift. Sockerproduktion i kombination med natriumklorid. Vägverket produktion.
- Haaland, S. 2008. The effects of precipitation on runoff of dissolved organic matter - With emphasis on studies from Southern Norway. PhD thesis. Norwegian University of Life Sciences (UMB). 167pp.
- Habimana, L. N. 2006. Hydrogenproduksjon i ørken. Semesteroppgave 04.04.06 i kurset TEP4150 - Energiforvaltning og -teknologi. NTNU.
- Habron, G.B., Kaplowitz, M.D. og Levine, R.L. 2004. A soft systems approach to watershed management: A road salt case study. Environmental Management 33:776-787.
- Hakala, A. 2004. Meromixis as a part of lake evolution - observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. Boreal Environment Research 9:37-53.
- Hauser, E. (2004) Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. Available on: <http://www.hres.org/RSLABS.pdf>
- Heath, D. 2004. Road salt impacts to lakes and streams from Interstate 93 and adjacent roads in Southern New Hampshire. In: Hauser, E. (Ed.) Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.16.
- Hedin, F. 2006. Är det nya sockerinblandade vägsaltet mer attraktivt än det traditionella vägsaltet för elg? Examensarbete, SLU.
- Hedvard, T. 1972. Saltskader på vejtræer. Stadsgartneres kontor, Kobenhavns kommune. 137 pp.
- Heisig, P. 2004. Chloride concentrations in stream base flow and local road salt usage - Croton and Pepacton Watersheds, New York. In: Hauser, E. (Ed.) Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.15.
- Hellstén, P. og Nystén, T. 2003. Migration of alternative de-icers in unsaturated zone of aquifers - in vitro study. Water Science and Technology 48(9):45-50.
- Hellstén, P., Kivimäki, A-L., Miettinen, I.T., Mäkinen, R.P., Salminen, J.M. og Nystén, T.H. 2005a. Degradation of potassium formate in the unsaturated zone of a sandy aquifer. Journal of Environmental Quality 34(5):1665-1671. ISSN 0047-2425.
- Hellstén, P., Salminen, J. M., Jorgensen, K. S. og Nystén, T.H. 2005b. Use of potassium formate in road winter deicing can reduce groundwater deterioration. Environmental Science og Technology, 39, 5095-5100.
- Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø. og Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small atchments in southwestern Norway associated with a sea-salt episode. Water, Air, & Soil Pollution 85(2):547-552.
- Hofstra, G., Hall, R. og Lumis, G. P. 1979. Studies of salt-induced damage to roadside plants in Ontario. Journal of Arboriculture 5(2):25-31.

- Holmes, F. W. 1961. Salt injury to trees. *Phytopathology* 51:712-718.
- Hongve, D. 2004. Endogenic meromixis. Studies of Nordbytjernet and other meomictic lakes in the Upper Romerike Area. Dr. philos. thesis. University of Oslo.
- Hornthvedt, R. og D. Aamlid, 1989. Saltskader etter storm og sjørøkk ved Hvaler. *Norsk skogbruk* 4/1988: 32-33.
- Hornthvedt, R., 1975. Saltskader på trær og busker langs veier. *Tidsskrift for skogbruk* 83(4):371-379.
- Horrigan, N., Choy, S., Marshall, J. og Recknagel, F. 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Marine and Freshwater Research* 56:825-833.
- Howard, K.W.F. og Maier, H. 2007. Road de-icing salt as a potential constraint on urban growth in the Greater Toronto Area, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology* 91:146-170.
- Ihs, A. og Gustafson, K. 1996. Calcium magnesium acetate (CaMg-acetat) - an alternative deicing agent. A review of the literature. VTI Sweden. Statens vaeg- og transportforskningsinstitut.
- Interlandi, S.J. og Crockett, C.S. 2003. Recent water quality trends in the Schuylkill River, Pennsylvania, USA: a preliminary assessment of the relative influences of climate, river discharge and suburban development. *Water Research* 37(8):1737-1748.
- Jackson, R.B. og Jobbagy, E.G. 2005. From icy roads to salty streams. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:14487-14488.
- Jaesche, P.J., Totsche, K.U. og Kögel-Knabner, I. 2006. Transport and anaerobic biodegradation of propylene glycol in gravel-rich soil materials, *Journal of Contaminant Hydrology*, 85:271-286.
- Jansson, P-E. og Moon, D.S., 2001. A coupled model of water, heat and mass transfer using object orientation to improve flexibility and functionality. *Environmental Modelling and Software* 16:37-46.
- Jennings, D. H. 1976. The effects of sodium chloride on higher plants. *Biol. Rev.* 51:453-486.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J. og Belzile, F. 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 45:459-466.
- Jones, P.H., Jeffrey, B.A., Walter, P.K. og Hutcon, H. 1992. Environmental impact of road salting, In: *Chemical Deicers and the Environment* (Ed. F.M. D'Itri) Lewis Publishers, Michigan, USA, 1-116
- Jordan, H. W., 1986. Saltztote Baume als Indikatoren von Bodenverunreinigungen. *Holz-Zentralblatt*, 112, nr. 87/88: 1275-1276.
- Joutti, A., Schultz, E., Pessala, P., Nystén, T og Hellstén, P. 2003. Ecotoxicity of Alternative De-icers. *J Soils & Sediments* 3(4):221-292.
- Judd, J.H. 1970. Lake stratification caused by runoff from street deicing. *Water research* 4(8):521-530
- Judd K.E., Adams H.E., Bosch N.S., Kostrzewski J.M., Scott C.E., Schultz B.M., Wang D.H. og Kling G.W. 2005. A case history: Effects of mixing regime on nutrient dynamics and community structure in Third Sister Lake, Michigan during late winter and early spring 2003. *Lake and reservoir management* 21(3):316-329.
- Kattner, E., Schwarz, D. og Maier, G. 2000. Eutrophication of gravel pit lakes which are situated in close vicinity to the river Donau: Water and nutrient transport *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 30(3):261-270.
- Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Likens, G.E., Belt, K.T., Stack, W.P., Kelly, V.R., Band, L.E. og Fisher, G.T. 2005. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:13517-13520.
- Kayama, M., Quoreshi, A. M., Kitaoka, S., Kitahashi, Y., Sakamoto, Y., Maruyama, Y., Kitao, M. og Koike, T. 2003. Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* Karst., and *Picea glehnii* Masters planted along roadsides in northern Japan. *Environmental Pollution* 124:127-137.

- Kefford, B. J., Palmer, C. G., Pakhomova, L. og Nugegoda, D. 2004. Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water Sa*, 30:499-506.
- Kelly, V.R., Lovett, G.M., Weathers, K.C., Findlay, S.E.G., Strayer, D.L., Burns, D.J. og Likens, G.E. 2008. Long-term sodium chloride retention in a rural watershed: Legacy effects of road salt on streamwater concentration. *Environmental Science og Technology* 42(2):410-415.
- Kelsey, P. D. og Hootman, R.G. 1992. Deicing salt dispersion and effects on vegetation along highways. In: F. M. D'Jtri (Ed.) *Chemical deicers and the environment*. Lewis publishers inc. Michigan. pp 253-281.
- Kitterød, N.O. 1997. Stochastic estimation and simulation of heterogeneities important for transport of contaminants in the unsaturated zone, PhD thesis, University of Oslo, Institute of geophysics
- Kitterød, N.O. 2008. Focused flow in the unsaturated zone after surface ponding of snowmelt, *Cold Regions Science and Technology* 53:42-55.
- Kivimäki, A-L. 1994. Road salting and groundwater - results of the national risk assessment project. Suokko, T., Soveri, J. (Eds.). *Future groundwater resources at risk*. Poster papers of the International Conference, Helsinki, Finland, 13-16 June, 1994. pp. 47-54.
- Kjensmo, J. 1997. The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjoen, southeastern Norway. *Hydrobiologia*, 347:151-158.
- Koller, U. 2008. Feinstaubquelle streusalz? - Pro und contra in einatz gegen schnee und glatteis. Available on: [www.helmholtz-muenchen.de/presse](http://www.helmholtz-muenchen.de/presse)
- Kroes, J.G., van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A. og Jacobs, C.M.J. 2008. SWAP version 3.2. Theory description and user manual. Alterra-report 1649, 262 pp, Alterra, Research Institute, Wageningen, The Netherlands.
- Lacasse, N.L. og Rich, A.E. 1964. Maple decline in New Hampshire. *Phytopathology* 54:1071-1075.
- Langen, T.A. og Prutzman, H. 2006. The effects of chemical road deicers on surrounding boreal forest and lakes. In: *Environmental impacts of winter road management at the Cascade Lakes and Chapel Pond*. Clarkson centre for environmental research - Report #1, p.16-27.
- Larssen, T.H. og Høggåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. *Naturens tålegrenser*, Fagrapport nr. 116. ISBN 82-577-4392-5.
- Leh, H.O. 1990. Untersuchungen fiber die auswirkungen des tausalzfreien winterdienstes auf den gesundheitszustand der strassenbäume in Berlin. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 42: 134-142.
- Leh, H.O. 1992. Auswirkungen innerstädtischer stressfaktoren auf strassenbäume. *Gesunde Pflanzen* 44(9):283-291.
- Leistad, A.M. 2007. Rensebasseng for veiavrenning - tilbakeholdelse av miljøgifter i sedimenter. Mastegrad UMB.
- Levitt, J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. II. Water, radiation, salt and other stresses. *Physiological Ecology*. 607 pp.
- Liebert, H. P., 1978. Zi r schädigenden wirkung der auftausalze bei strassenbäumen. *Archiv für Naturschutz and Landschaftsforschung* 18(1):45-47.
- Lindberg, J., Olofsson, B. og Gumbricht, T. 1996, Riskmapping of groundwater salinization using Geographical Information Systems. 14<sup>th</sup> Saltwater intrusion meeting (SWIM-96). Swedish geological Survey (SGU) Reports and Notes 87:188-197.
- Linjordet, R. 2005, Anaerob nedbrytning av propylenglykol, laboratorieforsøk med jord fra mettet sone. *Jordforsk rapport nr. 80/05,Lukket*, 26pp.
- Lumis, G. P., Hofstra, G. og Hall, R. 1973. Sensitivity of roadside trees and shrubs to aerial drift of deicing salt. *Hort Science* 8(6):475-477.
- Lumis, G. P., Hofstra, G. og Hall, R. 1976. Road side woody plant susceptibility to sodium and chloride accumulation during winter and spring. *Canadian Journal of Plant Science* 56:853-859.

- Lundmark, A. 2003. Predicting environmental impact of deicing salt - a modelling approach, Report 2003-10-23, Department of land and water resources engineering, Royal institute of technology (KTH), Stockholm, Sweden
- Lundmark, A. 2008. Monitoring transport and fate of de-icing chemicals in the roadside environment - modelling and field measurements, PhD thesis, Department of land and water resources engineering, Royal institute of technology (KTH), Stockholm, Sweden
- Lundmark, A. og Olofsson, B. 2007. Chloride deposition and distribution in soils along a deiced highway - Assessment using different methods of measurement. *Water Air and Soil Pollution* 182:173-185.
- Löfgren, S. 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 130:863-868.
- Marsalek, J. 2003. Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology* 48:61-70.
- Marsalek, J., Oberts, G., Exall, K. og Viklander, M. 2003. Review of operation of urban drainage systems in cold weather: water quality considerations. *Water Science and Technology* 48(9):11-20.
- Mason, C.F., Norton, S.A., Fernandez, I.J. og Katz, L. E. 1999. Deconstruction of the chemical effects of road salt on stream water chemistry. *Journal of Environmental Quality* 28:82-91.
- [Mattson, M.D.](#), [Godfrey, P.J.](#), [Walk, M.F.](#), [Kerr, P.A.](#) og [Zajicek, O.T.](#) 1992. Regional Chemistry Of Lakes In Massachusetts. *Water Resources Bulletin* 28(6):1045-1056.
- Mcbean, E. og Al-Nassri, S. 1987. Migration pattern of de-icing salts from roads. *Journal of environmental management* 25(3): 231-238.
- Menlove, H.O. 1973. NaCl contamination in pine trees determined by neutron activation techniques. *Water, Air and Soil Pollution* 2:119-123.
- Miller, J.E. 2003. Review of Water Resources and Desalination Technologies. Sand Report 2003-0800. Sandia National Laboratories.
- Mineau, P. og Brownlee, L. J. 2005. Road salts and birds: an assessment of the risk with particular emphasis on winter finch mortality. *Wildlife Society Bulletin* 33:835-841.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L, Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopaček, J. og Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450:537-541.
- [Munson R.K.](#) og [Gherini S.A.](#) 1993. Analysis Of The Mineral Acid-Base Components Of Acid-Neutralizing Capacity In Adirondack Lakes. *Water Resources Research* 29(4):881-890.
- [Nedjai R.](#) og [Rovera G.](#) 2001. Salting of roads and sodium chloride runoff in the Luitel lagoon (Massif de Belledonne, Alpes du Nord). *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 6-7:79-82
- Niemi, A. 1998. Modelling of chloride transport in aquifers due to salt from highway de-icing - Representative example conditions in Finnish aquifers. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland October 14 - 16, 1998. Nordic Hydrological Programme, NHP Report No. 43 Helsinki 1998. ISBN 952-11-0348-5, ISSN 0900-0267.
- Norrström, A.C og Jacks, G. 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment*, 218, 161-174.
- Norrström, A.C. 2005. Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20, 1907-1919.
- Norrström, A.C. og Bergstedt, E. 2001. The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water Air and Soil Pollution*, 127:281-299.
- Northover, J., 1987. NaCl injury to dormant roadside peach trees and its effect on the incidence of infections by *Leucostoma* spp. *Phytopathology* 77(6):835-840.
- Novak, M. og Bode, R. 2004. 30-year trends in water quality of Hudson River tributaries, base don macroinvertebrate data. In: Hauser, E. (Ed.) Rising salt concentrations in tributaries of the Hudson River Estuary proceedings. Altamont, NY. Hudson River Environmental Society. p.12.

- Nystén, T. 1998. Transport processes of road salt in Quaternary formations. Deicing and dustbinding - risk to aquifers. Symposium, Helsinki, Finland, Oct 14-16. NHP Report No. 43. ISBN 952-11-0348-5, ISSN 0900-0267.
- Oberts, G.L., Marsalek, J. og Viklander, M. 2000. Review of water quality impacts of winter operation of urban drainage. *Water Qual. Res. J. Canada* 35(4):781-808.
- Oslo Lufthavn A.S., 2001., Nedbrytning av formiat i jord, Konsulentrapport av Jordforsk og Interconsult, K-417182, VP2001.
- Ostendorf, David W., Erich S. Hinlein, Camelia Rotaru, Don J. DeGroot 2006 Contamination of groundwater by outdoor highway deicing agent storage, *Journal of Hydrology*, 326,1-4,109-121.
- Paludan-Müller, G., Saxe, H., Pedersen, L.B. og Randrup, T.B. 2002. Differences in salt sensitivity of four deciduous species to soil or airborne salt. *Physiologia Plantarum*, 114:223-230.
- Pedersen, L.B. 1993. Changes in Soil Water Chemistry Encouraged by High Sea Salt Deposition. A Possible Reason for the Dieback of Norway spruce in Denmark. *Forest og Landscape Research* 1:35-49.
- Pedersen, L. B. og Holgersen, S. 2006. Hævet vejrabat dæmper saltskader. *Grønt Miljø*, 2, 10-11.
- Pedersen, L.B. og Ingerslev, M. 2007. Alternativer til vejsalt som tømiddel i glatførebehandling. - litteraturundersøgelse over miljøeffekter, med særlig henblik på jord og planter. Arbejdsrapport Skov og Landskab nr. 36-2007. Center for Skov, Landskab og Planlægning. 49 s.
- Pedersen, L.B., Ingerslev, M. og Randrup, T.B. 2000. Effects of Road distance and Protective measures on de-icing NaCl deposition and soil solution chemistry in planted median strips. *Journal of Arboriculture* 26:238-244.
- Pedersen, L.B. og Krag, M.M., 2005. Rapport over tilsaltning af jord anvendt i midterrabat på Holte Stationsvej, 1997-2005. 21s.
- Pedersen, P.A. 2007. Skader på træer forårsaket av saltsprut - registreringer i Østlandsområdet våren 2003 og 2006. Rapport nr 2007/15. Utbyggingsavdelingen, Vegdirektoratet. 19s.
- Pedersen, P.A. og Gjems, L.S. 1996. Effekter av veisalt (natriumklorid) på planter. Litteraturundersøkelse. Forskningsparken i Ås. Rapport 1:96. 27pp.
- Pedersen, P.A. og Fostad, O. 1996. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Hovedrapport del I: Undersøkelser av jord og vegetasjon. Institutt for plantefag, Norges Landbrukshøgskole/ Forskningsparken i Ås ÅS.
- Pedersen, P.A. 1984. Vegetasjon i trafikkmiljø. Hovedoppgave, Norges landbruksskole. 96 pp.
- Pedersen, P.A. 1990. Trafikkforurensning og vegetasjon. Doctor scientarum theses 1990:2. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for hagebruk, Ås-NLH.
- Pedersen, P.A. 1993. Effekter av veislting på jord, vann og vegetasjon. Jord- og vegetasjonsundersøkelser i 1992. Rapport 3/93. Forskningsparken i Ås. 36 pp.
- Pedersen, P.A., Åstebøl, S.O. og Røhr, P.K. 2002. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Rapport for perioden 1998-2001. Institutt for plantefag, NLH og Interconsult ASA (ansvarlig).41s.
- Penman, H.L. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London* 194:120-145.
- Persson, A. og Røyseland, J. 1981. Skader på omliggende grønnsakareal ved bruk av natriumklorid på vintervei. Stensiltrykk nr 136, Inst. for grønnsakdyrking, Norges landbrukshøgskole. ISBN 82-576-5596-1. 29 pp.
- [Peters N.E.](#) og [Turk J.T.](#) 1981. Increases in sodium and chloride in the Mohawk River, New-York, from the 1950s to the 1970s attributed to road salt. *Water Resources Bulletin* 17(4):586-598.
- Poljakoff-Mayber, A. og Gale, J. 1975. Plants in saline environments. *Ecological studies* 15.
- Rains, D.W. 1972. Salt transport by plants in relation to salinity. *Annual review of plant physiology* 23:367-388.

- Ramakrishna, D.M. og Viraraghavan, T. 2005. Environmental impact of chemical deicers - A review. *Water Air and Soil Pollution* 166:49-63.
- Ramstack, J.M., Fritz, S.C. og Engstrom, D.R. 2004. Twentieth century water quality trends in Minnesota lakes compared with presettlement Variability. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61:561-576.
- Randrup, T. B. og Pedersen, L.B. 1996. Veisalt, træer og buske. En litteraturundersøgelse om NaCl's effekter på vedplanter langs veje. Rapport nr 64. Vejdirektoratet. 69 s.
- Rasa, K., Peltovuori, T. og Hartikainen, H. 2006. Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. *Science of the Total Environment*, 366, 819-825.
- Rhodes, A.L., Newton, R.M. og Pufall, A. 2001. Influences of land use on water quality of a diverse new England watershed. *Environmental Science & Technology* 35(18):3640-3645.
- Richburg, J. A., Patterson III, W.A. og Lowenstein, F. 2001. Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a Western Massachusetts calcareous lake- basin fen. *Wetlands* 21(2):247-255.
- Rimmer, A., Aota, Y., Kumagai, M. og Eckert, W. 2005. Chemical stratification in thermally stratified lakes: a chloride mass balance model. *Limnology and Oceanography* 50(1):147-157
- Robidoux, P.Y. og Delisle, C.E. 2001. Ecotoxicological evaluation of three deicers (NaCl, NaFo, CMA) - Effect on terrestrial organisms. *Ecotoxicology and Environmental safety* 48(2):128-139.
- Rosen, L. 1998. Risk analysis and pollution prevention, Eds. Nysten and Suokko, Deicing and dustbinding - risk to aquifers. Symposium, Helsinki, Finland, Oct 14-16. NHP Report No. 43. ISBN 952-11-0348-5, ISSN 0900-0267, 93-110.
- Rosenberry, D.O., Bukaveckas, P.A., Buso, D.C., Likens, G.E., Shapiro, A.M. og Winter, T.C. 1999. Movement of road salt to a small New Hampshire lake. *Water Air and Soil Pollution*, 109(1-4):179-206.
- Roseth, R. 2006. Overvåking av rensedammer E6 Oslo grense til Vinterbro i 2005 og 2006. Bioforsk-notat 27.03.2006.
- Ruth, O. 2003. The effects of de-icing in Helsinki urban streams, Southern Finland. *Water Science and Technology*, 48:33-43.
- Røhr, P.K. 1995. Veisaltets virkninger i jord. Litteraturoversikt. Rapport 1/95. GEOfuturum as/ Forskningsparken i Ås AS.
- Røhr, P.K. 1996. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Hovedrapport del II. Jordsmonnundersøkelser og salteffekter i utvalgte typeområder. GEOfuturum as/ Forskningsparken i Ås AS. Mitra nr 02/96. 38 pp.
- Salisbury, F. B. og Ross, C.W. 1992. *Plant physiology*. 4th ed. Wadsworth International. 682 pp.
- Sanda, J. E. 1973. Saltskade på vegetasjonen. Hovedoppgave, Inst. for dendrologi og planteskoledrift, Norges Landbrukshøgskole. 114 pp.
- Sanda, J. E. 1976. Virkninger av NaCl og CaCl<sub>2</sub> på jord og vegetasjon langs veier. *Forskning og forsøk i landbruket* 27: 781-796.
- Sanda, J. E. 1977. Virkninger av salting, gjødsling og utvasking på jord og planter. *Forskning og forsøk i landbruket* 27: 365-382.
- Sanda, J. E. 1978. Salttoleranse i gras. *Forskning og forsøk i landbruket* 29:61-72.
- Sanzo, D. og Hecnar, S.J. 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140:247-256.
- Sauer, G., 1967. Über Schaden an der Bepflanzung der Bundesfernstrassen durch Auftausalze. *Nachr. Bi. Dtsch. Pfl. Sc. Dienst. Braunschweig* 19: 81-87. Referanse i Sanda 1973 (se over).
- Schachtschabel, P., H. P. Blume, K. H. Hartge og U. Schwertmann, 1982. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 442 pp.
- Schindler, D.W. 2000. Aquatic problems caused by human activities in Banff National Park, Alberta, Canada. *Ambio* 29(7):401-407.

- Schrader, G., Metge, K., Bahadir, M. 1998. Importance of salt ions in ecotoxicological tests with soil arthropods. *Applied Soil Ecology* 7:189-193.
- Scott, W.S. 1981. An Analysis of Factors Influencing De-Icing Salt Levels in Streams. *Journal of Environmental Management* Vol 13, No 3, p 269-287.
- Semandeni-Davies, A. 2005. Urban snowmelt processes - current research and modelling needs. *Proceeding: Stormwater management in cold climates. Planning, design and implementation, Portland, Maine.*
- Shaw, L.J. og Hodson, M.J. 1981. The effect of salt dumping on roadside trees. *Arboricultural Journal* 5(4): 283-289.
- Siegel, D.I. og Livermore, D. 1984. A chloride budget for the Mississippi River, headwaters to mouth. *Journal of the American Water Resources Association* 20(4).
- Simini, M. og Leone, J.A. 1986. Studies on the effekts of de-icing salts on roadside trees. *Arboric. J.*, 10: 221-231.
- Siver, P.A., Canavan IV, R.W., Field, C.K., Marsicano, L.J. og Lott, A-M. 1996. Historical Changes in Connecticut Lakes Over a 55-Year Period. *J Environ Qual*, 25:334-345.
- Smoll, J.P., Brown, S.R. og McNeely, R.N. 1983. Cultural disturbances and trophic history of a small meromictic lake from central Canada. [Hydrobiologia](#) 103(1):125-130.
- Smart, R., White, C.C., Townend, J. og Cresser, M.S. 2001. A model for predicting chloride concentrations in river water in a relatively unpolluted catchment in north-east Scotland. *Science of the Total Environment*, 265:131-141.
- Søyland, M. 2006. Salttoleranse hos stauder. Mastergradsoppgave. Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB.
- Statens veivesen. 2007. E6-prosjektet Gardermoen - Biri. Infiltrasjon av overvann i grøft. Utkast 2.
- Strogonov, B.P. 1973. Structure and function of plant cells in saline habitats. Ed.: B. Gollek. Halstead Press, John Wiley og Sons, New York. 284 pp.
- Sutcliffe, D.W. og Carrick, T.R. 1983a. Relationships between chloride and major cations in precipitation and streamwaters in the Windermere catchment (English Lake District) *Freshwater Biology* 13(5):415-441
- Sutcliffe, D.W. og Carrick, T.R. 1983b. Chemical composition of water-bodies in the English Lake District: relationships between chloride and other major ions related to solid geology, and a tentative budget for Windermere. *Freshwater Biology* 13(4):323-352.
- Svensson, T., Sanden, P., Bastviken, D. og Oberg, G. 2007. Chlorine transport in a small catchment in southeast Sweden during two years. *Biogeochemistry*, 82:181-199.
- Søvik, A.-K. 2003. Sekundæreffekter i grunnvann som følge av organiske forurensninger - en litteraturgjennomgang av prosesser og restaureringstiltak. *Jordforsk rapport nr.34.*, ISBN: 82-7467-459-6 18 pp
- Thompson, J.R. og Rutter, A.J. 1986. The salinity of motorway soils. IV. Effects of sodium chloride on some native british shrub species, and the possibility of establishing shrubs on the central reserves of motorways. *Journal of Applied Ecology* 23: 299-315.
- Thompson, J.R., Rutter, A.J. og Ridout, P.S. 1986. The salinity of motorway soils. II. Distance from the carriageway and other sources of local variation on salinity. *Journal of Applied Ecology* 23:269-280.
- Thunqvist, E-L. 2000. Long-term effects of deicing salt on the roadside environment part II: Groundwater and surface water. Ninth maintenance management conference, Alaska.
- Thunqvist, E-L. 2000. Pollution of groundwater and surface water by roads -with emphasis on the use of deicing salt. KTH Sweden.
- Thunqvist, E-L. 2002. Predicting steady state concentration of chloride in ground water and surface water. XITH PIARC international winter road congress 2002, Sapporo Japan.



- Thunqvist, E-L. 2003a. Increased chloride concentration in a lake due to deicing salt application. *Water Science and Technology*, 48:51-59.
- Thunqvist, E-L. 2003b. Estimating chloride concentration in surface water and groundwater due to deicing salt application, PhD thesis, Department of land and water resources engineering, TRITA-LWR PHD 1006, Royal institute of technology (KTH), Stockholm, Sweden
- Thunqvist, E-L. 2004. Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the Total Environment* 325:29-37.
- Thunqvist, E-L. 2007. Effekt på mark- och vattenmiljö vid användning av glukos/fruktos i kombination med salt som avisningsmedel. Vägverket konsult.
- Townsend, A.M. og Kwolek, W F. 1987. Relative susceptibility of thirteen pine species to sodium chloride spray. *Journal of Arboriculture*. 13(9):225-228.
- Townsend, A.M., 1984. Effect of sodium chloride on tree seedlings in two potting media. *Environmental Pollution (series A)* 34:333-344.
- Traaen, A.E., 1958. Undersøkelser over skade av kalsiumklorid på gran langs vei. *Medd. Det norske skogforsøksvesen* 15:333-374.
- Trockner, V. og Albert, R. 1986a. Ionenverteilung and inhaltsstoffmuster in blättern streusalzbelasteter Wiener alleebäume. I. Ionengleichgewicht. *Flora* 178: 369-390.
- Trockner, V. og Albert, R. 1986b. Ionenverteilung and inhaltsstoffmuster in blättern streusalzbelasteter Wiener alleebäume. II. Stickstoff and lösliche kohlenhydrate. *Flora* 178: 391-408.
- Tyler, N. J., Fowler, D.B. og Gusta, L.V. 1981. The effect of salt stress on the cold hardiness of winter wheat. *Can. J. Plant. Sci.*, 61:543-548.
- US EPA 1988. Ambient water quality criteria for chloride. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- Van Dam, J.C., Huygen, J., Wesseling, J.G., Feddes, R.A., Kabat, P., van Walsum, P.E.V., Groenendijk, P. og van Diepen, C.A. 1997. Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Report 71, Subdep. Water Resources, Wageningen University, Technical document 45, Alterra Green World Research, Wageningen.
- van de Voorde, H., Nijs M. og van Duck, P.J. 1973. Effects of road salt in winter. *Environmental Pollution* 5(3):213-218.
- Viskari, E. L. og Karenlampi, L. 1999. Roadside Scots pine as an indicator of deicing salt use - A comparative study from two consecutive winters. *Water Air and Soil Pollution*, 122:405-419.
- Voss, C. I. og Provost, A.M., 2003. A model for saturated-unsaturated, variable-density groundwater-flow with solute or energy transport [computer program]. U.S. Geological Survey: Water-Resources Investigation Report 02-4231.
- Vosylienė, M.Z., Baltrėnas, P. og Kazlauskienė, A. 2006. Toxicity of road maintenance salts to rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ekologija*, 2:15-20.
- Walton, G.S. 1969. Phytotoxicity of NaCl and CaCl<sub>2</sub> to Norway maples. *Phytopathology* 59:1412-1415.
- Werner, E. og Dipretoro, R.S. 2006. Rise and fall of road salt contamination of water-supply springs. *Environmental Geology* 51(4):537-543.
- Wike, K. 2006. Effekter av vegsalt på vannkjemien i et grunnvannspåvirket tjern på Gardermoen. Masteroppgave 60 STP. 2006. Institutt for plante- og miljøvitenskap, Universitet for miljø- og biovitenskap, 1432 Ås.
- Wilcox, D.A. 1984. The effects of NaCl deicing salts on *Sphagnum recurvum* P. Beauv. *Environmental and Experimental Botany* 24:295-304.
- Wilcox, D.A. 1986a. The effects of deicing salts on vegetation in pinhook-bog, Indiana. *Canadian Journal of Botany* 64(4):865-874.
- Wilcox, D.A. 1986b. The effects of deicing salts on water chemistry in Pinhook Bog, Indiana. *Water Resources Bulletin* 22:57-65.

- Williams, D. D., Williams, N. E. og Cao, Y. 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research*, 34:127-138.
- Zolg, M. og R. Bornkamm, 1983. Über die auswirkung von streusalz auf einige blatthaltsstoffe verschiedener strassenbaumarten. *Flora* 174: 285-302.
- Åhnberg, A. og Knecht, M. 1996. The dispersion of deicing salt in ground water and methods to estimate highway capacity. Uppsala universitet, Institutionen foer geovetenskap, Hydrologi.
- Åstebøl, S.O. 2002. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Rapport for perioden 1998-2001. Statens veivesen.
- Åstebøl, S.O. 2006. Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Statens vegvesen. Utkast veileder - Håndbok 261. ISBN 82-7207-579-2.
- Åstebøl, S.O. 2007. Rensing av overvann i byområder - Kompakte renseløsninger. Rapport Statens veivesen. UTB 2007/2: 55 sider.
- Åstebøl, S.O., Pedersen, P.A., Røhr, P.K., Fostad O. og Soldal, O. 1996. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Sammendragsrapport. Institutt for plantefag, Norges Landbrukshøgskole/ GEOfuturum / Forskningsparken i Ås.
- Åstebøl, S. O. og Coward, J. E. 2005. Overvåking av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. Rapport Statens vegvesen. UTB 2005/02: 29 sider
- Åstebøl, S.O. og Soldal, O. 1996. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Hovedrapport del III: Undersøkelser av overvann/ drensvann og grunnvann. GEOfuturum as/ Forskningsparken i Ås AS.
- Åstebøl, S.O. og Røhr, P. K. 2002. Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Rapport for perioden 1998-2001. Statens vegvesen.



**Statens vegvesen**

Statens vegvesen Vegdirektoratet  
Postboks 8142 Dep  
N - 0033 Oslo

Tlf. (+47 915) 02030  
E-post: [publvd@vegvesen.no](mailto:publvd@vegvesen.no)

ISSN 1504-5005