

FAGRAPPOR NR 2

Tålegrenser for overflatevann

Kjemiske kriterier
for tilførsler av
sterke syrer

NATURENS TÅLEGRENSER

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt i gang høsten 1988 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Geneve-konvensjonen). I arbeidet under Geneve-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvaret for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) Norsk Polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Jon Jerre	- SFT, sekretær
Tor Johannessen	- SFT
Terje Klokk	- DN
Else Løbersli	- DN, sekretær
Fridtjof Mehlum	- NP

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	- Avdelingen for naturvern og kulturminner
Håvard Holm	Avdelingen for vannmiljø
Jan Thompson	Avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker

Henvendelser vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel.: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel.: (02) 57 34 00

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen-Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
0 – 89210
Undernummer:
Løpenummer:
2431
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Tålegrenser for overflatevann – Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer	Dato: 20. mars 1990
	Prosjektnummer: 0 – 89210
Forfatter (e): Arne Henriksen Leif Lien Tor S. Traaen	Faggruppe: Sur nedbør
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 49

Oppdragsgiver: Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Det er utarbeidet vannkjemiske kriterier for overflatevanns tålegrenser for tilførsler av sure forbindelser. Fullstendige data er tilgjengelig for alle fylker unntatt Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark utenom Sør-Varanger kommune. Det er fremstilt fargekart for Sør-Norge som angir kvantitative tålegrenser for tilførsler av sure komponenter, områder der tålegrensen er overskredet og den regionale avrenning av svovel. I ca. 30% av Sør-Norge er tålegrensen idag overskredet. Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland er de mest berørte fylkene.
--

4 emneord, norske:

1. Tålegrenser
2. Sur nedbør
3. Vannkjemi
4. Innsjøer

4 emneord, engelske:

1. Critical load
2. Acid deposition
3. Water chemistry
4. Lakes

Prosjektleder:


Arne Henriksen

For administrasjonen:


Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-1737-1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0 - 89210

TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN

**KJEMISKE KRITERIER
FOR TILFØRSLER AV STERKE SYRER**

Oslo, 20. mars 1990.

Forfattere:
Arne Henriksen
Leif Lien
Tor S. Traaen

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
SAMMENDRAG	6
1. BAKGRUNN	8
2. DEFINISJONER	9
3. TÅLEGRENSENER FOR SVOVEL OG NITROGEN I OVERFLATEVANN	9
3.1 Vannkjemiske forhold	9
3.2 Vannkjemisk tålegrense	13
4. BEREGNING AV TÅLEGRENSENER	15
5. UTARBEIDELSE AV TÅLEGRENSEKART	17
6. DATABEHOV	23
7. BESTEMMELSE AV TÅLEGRENSENER FOR SVOVEL I OVERFLATEVANN I NORGE	23
7.1 Generelt	23
7.2 Metode	25
7.3 Data	25
7.3.1 Nedbør	25
7.3.2 Vann	26
8. DATAPRESENTASJON	26
8.1 Avrenningsberegning	26
8.2 Årlig våtavsetning	28
8.3 Nedbørbetinget svovelavrenning	28
8.4 "Naturlig" tålegrense	29
8.5 Avvik fra tålegrense	29
9. RESULTATER	29
9.1 Kartfremstilling	29
9.2 Frekvensfordelingsdiagrammer	35
9.2.1 Sør-Norge	36
9.2.2 EMEP-ruter	38
9.2.3 Fylker	38
10. DISKUSJON	42
11. HENVISNINGER	44
12. DATAKILDER	45

SAMMENDRAG.

I forbindelse med arbeidet i the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Genève-Konvensjonen) er det opprettet en arbeidsgruppe for utarbeidelse av en manual for fremstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. NIVA har deltatt aktivt i denne arbeidsgruppen. Manualen ble diskutert på en workshop i Bad Harzburg 6-9 november 1989. Manualen angir tre spesifikke metoder for å beregne tålegrenser for overflatevann, grunnvann og jord: 1. Den statiske vannkjemiske metode, 2. Den statiske jordkjemiske metode, og 3. Den dynamiske modelleringsmetode.

Metode 1 er spesielt anvendbar for overflatevann, metodene 2 og 3 både for jord, grunnvann og overflatevann. De to første metodene er statiske, dvs. de beregner situasjonen ved likevekt, mens metode 3 også tar hensyn til tidsutviklingen ved forsuringsprosessene.

Den vannkjemiske metoden, som er utarbeidet ved NIVA er basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC - Acid Neutralizing Capacity). ANC er definert som differansen i konsentrasjonene av basekationer (kalsium, magnesium, natrium og kalium) og sterke syrers anioner (klorid, sulfat og nitrat). ANC er en funksjon av vannets innhold av bikarbonationer, hydrogenioner, uorganiske aluminiumioner og organiske anioner. Dersom tilførslene av svovel og nitrogen gjennom nedbør og tørravsetninger gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner enn konsentrasjonene av basekationer i avrenningsvannet blir ANC negativ. Praktisk sett anses da tålegrensen overskredet.

Basekationkonsentrasjonen i en innsjø er resultatet av en balanse mellom tilførsel gjennom forvittringsreaksjoner i nedbørfeltet, atmosfæriske tilførsler av basekationer og opptak i vegetasjonen. Tålegrensen for en innsjø er derfor direkte relatert til forvittringshastigheten i jorda i nedbørfeltet. Den integrerte forvittringshastighet for innsjøens nedbørfelt reflekteres i innsjøens kjemiske sammensetning og kan derfor beregnes på en enkel måte, og tålegrenser for tilførsler av syrer settes lik denne. Tålegrensen og avviket fra tålegrensen kan kvantifiseres ved å beregne transportmengder. Antar vi at de målte konsentrasjoner for en innsjø er lik eller nær dens veide årlige middelkonsentrasjoner, kan disse multipliseres med verdien for den årlige avrenning, og en får den årlige materialtransport.

Biologiske tålegrenser er relatert til de kjemiske betingelser for skader på biologiske indikatorer (fisk, evertebrater) ved ulike verdier for ANC. Den kritiske biologiske verdi er definert ved $[ANC]_1$ (1=limit).

Den vannkjemiske metoden er spesielt anvendbar i områder der overflatevann dominerer, slik som i glasierte områder med relativt tynne løsmasser. Avrenningsvannet fra et nedbørfelt gir et integrert resultat av de fleste prosesser i jorda, og sammensetningen av overflatevannet vil derfor reflektere jordas egenskaper og dermed stå i forhold til jordas tålegrenser. I slike områder vil normalt tålegrensen for vann være lavere enn tålegrensen for jord. I områder med tykke løsmasser der avrenningsvannet er dominert av grunnvann vil tålegrensen for jord være den laveste.

Det er utarbeidet fargekart for Sør-Norge som kvantitativt viser arealfordelingen av (1); tålegrenser for sterke syrer (forvittringshastighet), (2); dagens avvik fra tålegrensen, og (3); svovelavrenningen. Hver rute på 0.5^0 lengde x 1.0^0 bredde ble delt i 16 mindre ruter, og en representativ vannkjemi ble fastsatt for hver underrute utfra tilgjengelige data. Frekvensfordelingsdiagrammer viser at idag er tålegrensen ($ANC_1 = 0$) overskredet i 30% av landarealet i Sør-Norge. Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 som viste at ca. 22% av arealet i Sør-Norge var fisken forsvunnet eller skadet. Ca. 70% av arealet i Sør-Norge tåler mindre enn $80 \text{ keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ ($1,28 \text{ gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$) i tilførsler av sterke syrer. Hvis tilførslene var ca. $40 \text{ keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ ($0.64 \text{ gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$), ville vi finne fisketomme eller skadede vann i ca 40% av arealet. Idag er syretilførslene til de hardest belastede områdene på Sørlandet ca. $80 \text{ keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ ($1.28 \text{ gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$). Innsjøer og elver i store deler av Sør-Norge er meget forsuringfølsomme. En sammenlikning av svovelavsetningen og svovelavrenningen viser at sulfatinholdet i overflatevannet hovedsakelig skyldes de atmosfæriske tilførsler.

Agder-fylkene, Telemark, Akershus/Oslo og Buskerud har de laveste tålegrensene, mens Sør-Trøndelag, Hordaland og Oppland tåler mest sur nedbør. Vest-Agder mottar mest sur nedbør. Deretter kommer Aust-Agder og Telemark. Kombinasjonen av lav tålegrense og mye sur nedbør medfører at tålegrensene er overskredet i mer enn 95% av arealet i Agder-fylkene.

1. BAKGRUNN

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen til et økosystem ble av "the Critical Load Workshop" i Skokloster, Sverige, definert slik (Nilsson og Grennfelt, 1988):

"Den høyeste konsentrasjon av sure forbindelser som ikke vil forårsake kjemiske endringer som fører til skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon på lang sikt."

Denne definisjonen kan anvendes på forskjellige reseptorer: jord, grunnvann og overflatevann. Både svovel og nitrogenforbindelser bidrar til den totale tilførsel av sure forbindelser til et økosystem. Fordelingen mellom svovel og nitrogen kan dermed variere uten at tålegrensen for sure forbindelser endres.

Den tid det tar for å endre et økosystem på grunn av sure tilførsler kan dreie seg om minutter til dager; som f. eks. ved sure episoder i vassdrag, til tiår eller hundreår; som f. eks. ved jordforsuring.

Tålegrenser for forsuring av overflatevann er til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrenser for denne komponent forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. For nitrogen er grunnlaget vesentlig dårligere.

I forbindelse med arbeidet i the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Genève-konvensjonen) er det opprettet en arbeidsgruppe for utarbeidelse av en manual for fremstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. NIVA har deltatt aktivt i denne arbeidsgruppen. Manualen ble diskutert på en workshop i Bad Harzburg 6-9 november 1989 (ECE, 1990). Manualen angir tre spesifikke metoder for å beregne tålegrenser for overflatevann, grunnvann og jord:

1. The Steady State Water Chemistry Method (Den statiske vannkjemiske metode),
2. The Biogeochemical Mass Balance Method (Den statiske jordkjemiske metode),
3. The Dynamic Modelling Method (Den dynamiske modelleringsmetode).

Metode 1 er spesielt anvendbar for overflatevann, metodene 2 og 3 både for jord, grunnvann og overflatevann. De to første metodene er

statiske, dvs. de beregner situasjonen ved likevekt, mens metode 3 også tar hensyn til tidsutviklingen ved forsuringsprosessene. Metode 1 er utviklet ved NIVA.

Arbeidsgruppen for programmet Naurens Tålegrenser har gitt NIVA i oppdrag å utarbeide kart for tålegrenser for svovel og nitrogen i Norge og gi prognoser for forskjellige scenarier for reduksjon i utslipp av svovel og nitrogen. Den statiske vannkjemiske metoden er blitt anvendt for dette formål. Denne rapporten skal gi en kort beskrivelse av denne metoden og presentere dens anvendelse for å bestemme tålegrenser for svoveltilførsler til overflatevann i Norge.

2. DEFINISJONER

Noen begreper som er anvendt nedenfor er definert slik:

- a) Syrenøytraliserende kapasitet (Acid Neutralizing Capacity, ANC): En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer til et gitt nivå.
- b) Reseptor: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen (f. eks. jord, grunnvann, overflatevann).
- c) Biologisk indikator: Valgt(e) organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (f. eks. trær, fisk, bunndyr).
- d) Kritisk kjemisk verdi: Den høyeste verdi for en kritisk kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f. eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

3. TÅLEGRENSER FOR SVOVEL OG NITROGEN I OVERFLATEVANN

3.1 Vannkjemiske forhold

Forsuring av overflatevann skyldes tilførsler av sterke syrer anioner, i første rekke sulfat og nitrat, som tilføres nedbørfeltet med nedbør og tørravsetninger. Sulfationet er normalt et mobilt anion, dvs. at det følger nedbørvannet gjennom nedbørfeltet og virker forsurende på overflatevannet. Nitrat og ammonium er gjødsel for

vegetasjonen. Derfor vil det meste av nitrogenforbindelsene som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger oftest tas opp av trær og planter. Kommer det mer nitrogen enn det vegetasjonen behøver, vil overskuddet renne ut i vassdragene, hovedsakelig som nitrat, og virke forsurende på samme måte som sulfat. Det er derfor summen av sulfat og nitrat som må vurderes.

Kjemisk forvitring og ionebytterprosesser gir de fleste ioner i innsjøer og elver. I næringsfattige upåvirkede klarvannsjøer er vanligvis kalsium og magnesium hovedkationene og bikarbonat hovedanionet. I områder nær kysten vil også natrium og klorid bidra vesentlig til ionesammensetningen. Bikarbonat kommer fra oppløst CO_2 i jordvannet. Hovedkilden for kalsium og magnesium er berggrunn og løsmasser i nedbørfeltet, mens natrium og spesielt klorid kommer fra sjøsprut som tas ned av nedbøren.

I områder med tilførsler av luftforurensninger tilføres nedbørfeltene også betydelige mengder av hydrogen-, sulfat-, nitrat- og ammoniumioner gjennom nedbør og tørravsetninger. For å anslå endringer i overflatevann som skyldes andre atmosfæriske kilder enn sjøvann, er det hensiktsmessig å trekke fra de ionene som skyldes sjøsaltsprut. For dette formål antar en at alt klorid i vannet kommer fra sjøsaltsprut, og at alle sjøsaltskomponentene transporteres i samme forhold som en finner i sjøvann. Sjøsaltskorrigerte verdier merkes med en asterisk (*).

$$\text{Uttrykt i mg/l} \quad [\text{Ca}^*] = [\text{Ca}] - 0.021 \cdot [\text{Cl}] \quad (1)$$

$$[\text{Mg}^*] = [\text{Mg}] - 0.067 \cdot [\text{Cl}] \quad (2)$$

$$[\text{Na}^*] = [\text{Na}] - 0.556 \cdot [\text{Cl}] \quad (3)$$

$$[\text{K}^*] = [\text{K}] - 0.020 \cdot [\text{Cl}] \quad (4)$$

$$[\text{SO}_4^*] = [\text{SO}_4] - 0.140 \cdot [\text{Cl}] \quad (5)$$

$$\text{Uttrykt i } \mu\text{eq/l} \quad [\text{ECa}^*] = [\text{ECa}] - 0.037 \cdot [\text{ECl}] \quad (6)$$

$$[\text{EMg}^*] = [\text{EMg}] - 0.198 \cdot [\text{ECl}] \quad (7)$$

$$[\text{ENa}^*] = [\text{ENa}] - 0.858 \cdot [\text{ECl}] \quad (8)$$

$$[\text{EK}^*] = [\text{EK}] - 0.018 \cdot [\text{ECl}] \quad (9)$$

$$[\text{ESO}_4^*] = [\text{ESO}_4] - 0.103 \cdot [\text{ECl}] \quad (10)$$

Ionebalansen i overflatevann uttrykkes ved følgende likning:

$$\begin{aligned} & [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + ([\text{H}^+] + [\sum \text{Al}^{n+}]) = \\ & [\text{HCO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-] + [\text{A}^-] \end{aligned} \quad (11)$$

Her er $[A^-]$ konsentrasjonen av organiske anioner. $[A^-]$ kan anslås enten ved å multiplisere TOC-konsentrasjonen med en empirisk bestemt faktor, eller fra ionebalansen ved å anta at ingen andre ioner enn de som er gitt i likning (11) bidrar til ionebalansen.

$[\Sigma Al^{n+}]$ er summen av alle positivt ladde aluminiumioner. Ladningen av løst Al er en funksjon av pH og varierer fra 3+ ved pH 4 til 0 ved en pH omkring 5.

Antar en nå at klorid bare kommer fra sjøvann, kan vi korrigere konsentrasjonene i likning (11) ved hjelp av likningene (6)-(10):

$$[BC^*] \text{ (ikke marine basekationer) } = [Ca^{*2+}] + [Mg^{*2+}] + [Na^{*+}] + [K^{*+}] \quad (12)$$

$$[AN^*] \text{ (ikke marine sure anioner) } = [SO_4^{*2-}] + [NO_3^-] \quad (13)$$

Ved å omarrangere og å sette inn i likning (11) får vi:

$$[BC^*] - [AN^*] = [HCO_3^-] + [A^-] - ([H^+] + [\Sigma Al^{n+}]) \quad (14)$$

Høyre side av likningen tilsvarer en generell definisjon av alkalitet (engelsk: ANC = Acid Neutralizing Capacity). Legge merke til at organiske anioner ($[A^-]$) er inkludert i denne definisjonen. Den generelle definisjonen er slik (Reuss og Johnson, 1986):

$$[ANC] = [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] + [OH^-] + [A^-] - [H^+] - [Al^{3+}] - [AlOH^{2+}] - [Al(OH)_2^+] \quad (15)$$

For norske vannkvaliteter faller normalt CO_3^{2-} , OH^- og NH_4^+ bort. Summerer vi alle uorganiske Al-ioner blir ANC slik den er definert på høyre side i likning (14).

Vi har nå:

$$[BC^*] - [AN^*] = [ANC] \quad (16)$$

$[ANC]$ gir derfor et mål for et kjemisk avvik fra en "kritisk situasjon" (kritisk kjemisk verdi) for en innsjø eller elv. Denne differansen gir ikke et kvantitativt mål for hvor mye tålegrensen er overskredet, bare om en kritisk verdi er overskredet eller ikke. For kvantitative beregninger må en regne i transportmengder eller flukser (se nedenfor). Praktisk sett anses tålegrensen for overskredet når $BC^* < AN^*$.

(Når en bare skal beregne ANC etter likning (16) er det ikke nødvendig å korrigere for sjøsalter, da alle sjøsaltbidragene finnes på venstre side i likningen. For beregning av forvittringshastigheten og relaterte størrelser må en imidlertid korrigere for sjøsalter.)

I likning (14) finnes organiske anioner ($[A^-]$) og uorganisk aluminium på høyre side. Dette innebærer at disse opptre mer som en buffer enn en syre ved tilførsler av sterke syrer. Sammen med bikarbonat er det disse ioner som bestemmer pH i vannet. Ved en gitt $[ANC]$ vil derfor pH være bestemt av forholdet mellom konsentrasjonene av bikarbonat og organiske anioner, idet uorganisk Al normalt er ubetydelig når $[ANC]$ er positiv unntatt ved høye TOC-verdier. Dette kan synes paradoksalt, fordi en ofte forbinder biologiske skadegrenser med pH-verdien. Det er imidlertid observert at når innholdet av humusstoffer øker (økende $[A^-]$), tåler fisk og andre organismer lavere pH-verdier. Det er derfor mer relevant å relatere tålegrensen til en $[ANC]$ -verdi istedenfor til en pH-verdi.

En innsjøes tålegrense for tilførsler av sure komponenter er derfor direkte koblet til dens innhold av basekationer. Hvis tilførslene av svovel og nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner (sulfat og nitrat) enn konsentrasjonene av basekationer, blir innsjøen sur.

De kjemiske forhold i innsjøen vil bestemme de biologiske effekter på livet i sjøen. For å angi de biologisk betingede tålegrenser må derfor de kjemiske betingelser for skader på de biologiske indikatorer av interesse (bunndyr, fisk etc.) fastsettes. Dette kan f. eks. gjøres ved å se på fordelingen av arter i innsjøer i forhold til deres vannkjemi (Lien et al. 1990). Den viktigste vannkjemiske parameteren er ANC. En må derfor anslå verdien av denne for hver gitt biologisk organisme. Denne kritiske biologiske verdi kan vi kalle $[ANC_1]$ (l=limit), slik at:

$$\Delta CC = [ANC] - [ANC_1] \quad (17)$$

hvor ΔCC er avvik fra tålegrensen. Negative verdier for ΔCC betyr at tålegrensen er overskredet. Ved å kombinere likningene (16) og (17) får vi:

$$\Delta CC = [BC^*] - [AN^*] - [ANC_1] \quad (18)$$

Likning (18) gir bare en indikasjon på avviket fra tålegrensen, ikke et kvantitativt uttrykk for avviket. Kvantitativ beregning av denne størrelsen er angitt nedenfor.

3.2. Vannkjemisk tålegrense

Det tilføres også basekationer gjennom nedbør og tørravsetninger, både fra antropogene og naturlige kilder. Disse vil bidra til basekationavrenningen fra et nedbørfelt (BC_t^*). Denne er et resultat av nedbørmengde, balansen mellom tilførsler gjennom forvittringsreaksjoner (BC_w), ionebytterprosesser (BC_i) atmosfærisk ikke-marint nedfall (BC_d^*), og utførsel gjennom opptak i biomasse (BC_u).

En innsjø's følsomhet overfor sure forbindelser er direkte relatert til forvittringshastigheten i nedbørfeltet, og denne kan uttrykkes slik:

$$BC_w = BC_t^* - BC_i + BC_u - BC_d^* \quad (19)$$

Alle parametre i likning (19) er uttrykt i årlige arealtransportverdier (f. eks. $\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$).

Antar vi at BC_u er neglisjerbar får vi:

$$BC_w = BC_t^* - BC_d^* - BC_i \quad (20)$$

Her kan BC_t^* bestemmes fra dagens basekation-konsentrasjon ($BC_t^* = Q \cdot [BC^*]$), BC_d^* fra tilførselsdata og BC_i ved hjelp av F-faktormetoden (Henriksen 1984, Brakke et al. 1990). En antar at BC_i skyldes endringer i tilførsler av sure anioner (ΔAN^*). Setter vi $BC_i = \Delta BC^*$, får vi en faktor, F, som er definert slik:

$$F = \frac{\Delta BC^*}{\Delta AN^*} \quad (21)$$

Denne definisjonen er basert på at en endring i atmosfæriske tilførsler av sulfat og nitrat vil medføre en endring av konsentrasjonene av basekationer i avrenningsvannet. "Opprinnelig" basekationavrenning (BC_0^*) er da summen av BC_w og BC_d^* , idet en antar at BC_d^* ikke har endret seg. Vi får (i konsentrasjoner):

$$[BC_t^*] = [BC_0^*] + [\Delta BC^*] \quad (22)$$

$$\text{dvs. } [BC_t^*] = [BC_0^*] + F \cdot [\Delta AN^*] \quad (23)$$

Hvis en anser NO_3 's betydning for liten i "førforureningstid", får en følgende likning for "opprinnelig" basekation-konsentrasjon:

$$[BC_0^*] = [BC_t^*] - F \cdot [\Delta SO_4^*] \quad (24)$$

Nå er:

$$[\Delta SO_4^*] = [SO_{4t}^*] - [SO_4^*_0] \quad (25)$$

der $[SO_{4t}^*]$ er dagens konsentrasjon av ikke-marin sulfat og $[SO_4^*_0]$ er "opprinnelig" sulfatkonsentrasjon eller bakgrunnskonsentrasjon. For å anslå $[BC_0^*]$ må en derfor ha verdier for F og $[SO_4^*_0]$.

Verdien for F som er en funksjon av basekation-konsentrasjonen, ligger normalt mellom 0 og 1 (Henriksen, 1984). F kan variere over tid i en gitt innsjø. F nærmer seg null i de tynneste sjøene og går mot 1 ved høye konsentrasjoner av basekationer. Det finnes ingen absolutte tall for F , den må anslås ved bruk av tilgjengelige data. Et rimelig anslag synes å være (Brakke et al., 1990):

$$F = \sin \left(\frac{BC^*}{400} \right) \quad (26)$$

Dette betyr at $F = 0$ ved $[BC^*] \approx 0$ og $F = 1$ når $[BC^*] \geq 400 \mu\text{eq/l}$.

Det gjenstår nå å anslå $[SO_4^*_0]$, bakgrunnskonsentrasjonen av sulfat. Denne antas å bestå av en atmosfærisk bakgrunnstilførsel og en geologisk betinget tilførsel. En analyse av kjemiske data for innsjøer fra områder på Vestlandet og i Nord-Norge som mottar lite sur nedbør, gir denne relasjonen:

$$[SO_4^*_0] = 15 + 0.16 \cdot [BC^*] \quad (\mu\text{ekv/l}) \quad r = 0.38, n = 143 \quad (27)$$

Selv om det er en relativt svak regresjon, antyder denne likningen at det er et atmosfærisk bakgrunnsbidrag av $[SO_4^*]$ som gir gjennomsnittlig $15 \mu\text{ekv/l}$. I tillegg er det et geologisk bidrag som er proporsjonalt med konsentrasjonen av basekationer. Ved $[BC^*] = 100$ er for eksempel $[SO_4^*_0] = 31 \mu\text{ekv/l}$. I mangel av en bedre metode er denne brukt for å anslå bakgrunns-konsentrasjonene av sulfat, og resultatene nedenfor antyder at metoden er anvendbar. Følgende likning kan nå

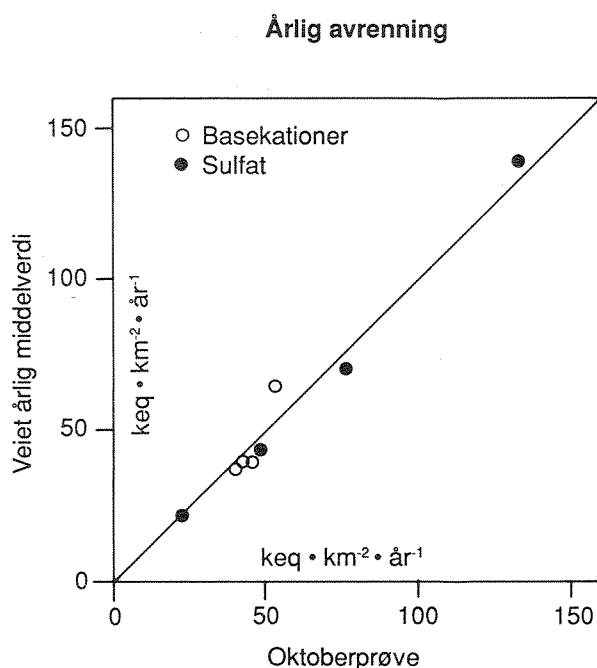
defineres for å anslå opprinnelig basekation-konsentrasjon i Norge. (I andre land kan disse relasjoner være anderledes):

$$[BC_0^*] = [BC_t^*] - \sin\left[\frac{BC_t^*}{400}\right] \cdot ([SO_{4t}^*] - 15 - 0.16 \cdot [BC_t^*]) \quad (28)$$

Ved å bruke denne likningen antar en at konsentrasjonene av nitrat $[NO_3]$ og organiske anioner $[A^-]$ ikke endrer seg ved endringer i konsentrasjonen av sulfat.

4. BEREGNING AV TÅLEGRENSER

Tålegrenseberegningene kan kvantifiseres ved å beregne flukser eller transportmengder. Antar vi at konsentrasjonene som er gitt for en innsjø er lik eller nær dens veide årlige middelkonsentrasjoner, kan disse multipliseres med verdien for den årlige avrenning (Q). Dette er en rimelig antakelse (se fig. 1). Vi får da:



Figur 1. Sammenlikning av veide årlige middelkonsentrasjoner (52 prøver) og konsentrasjonene i en prøve tatt i oktober for basekationer og sulfat. Dataene er fra feltforskningsområdene Birkenes, Storgama, Langtjern og Kårvatn.

$$[BC_0^*] \cdot Q = BC_1 = BC_w + BC_d^* - BC_u \quad (29)$$

Omorganiserer vi denne likningen får vi et estimat av den integrerte forvittringshastighet for innsjøens nedbørfelt:

$$BC_w = [BC_0^*] \cdot Q - BC_d^* + BC_u \quad (30)$$

Dette er en enkel måte for å beregne forvittringshastigheten for større områder, og meget enklere enn direkte metoder som fordrer omfattende prøvetakingsprogrammer og analyser. Sammenlikninger er gitt i bakgrunnsdokumentet til workshopen i Bad Harzburg 6-10 november 1989 (Sverdrup et al. 1989).

For å beregne kvantitativt en innsjø's tålegrense kan vi bruke den definisjonen som er gitt i likning (16); at tilførselene av sure komponenter til en innsjø ikke skal overskride basekationutvaskingen (BC_1) fra nedbørfeltet og holde innsjøen på et biologisk forsvarlig ANC-nivå. Tålegrensen ($CL_H = \text{Critical Load}$) m.h.p. sterke syrer for en gitt biologisk indikator er derfor gitt ved likningen:

$$CL_H = BC_w - [ANC_1] \cdot Q \quad (31)$$

ved å substituere BC_w fra likning (30) og anta at BC_u er nær null ved "steady state", får vi:

$$CL_H = ([BC_0^*] - [ANC_1]) \cdot Q - BC_d^* \quad (32)$$

I andre land kan forholdet H^+/SO_4 i nedbøren være lavere enn 1. Når dette skyldes at endel av SO_4 er balansert med basekationer (som f. eks. i Finland), og det er omtrent like mye nitrat som ammonium, kan en sette: $H^+ = SO_4^* - BC_d^*$. I likning (32) vil da BC_d^* falle bort, slik at vi får:

$$CL_S = ([BC_0^*] - [ANC_1]) \cdot Q \quad (32a)$$

Denne likningen gir egentlig tålegrensen for summen av sterke syrer. Da forholdet H^+/SO_4 i nedbør i Norge er ca 1, og vi antar at bakgrunnskonsentrasjonene for nitrat er neglisjerbare, gir denne likningen tålegrensen for sulfat i Norge. Legg merke til at tålegrensen for svovel i Norge kan beregnes fra likning (32), men ikke tålegrensen for nitrogen.

Vi har nå det nødvendige verktøyet for å beregne kvantitativt tålegrenser for svovel i Norge, og for å beregne hvor mye tålegrensene

for sure komponenter er over/underskredet. De nødvendige likninger er likning (31) og følgende likning utledet fra likning (31) og (32):

$$\Delta CL = BC_w - ([AN_t^*] - [ANC_1]) \cdot Q \quad (33)$$

$$\text{dvs: } \Delta CL = ([BC_0^*] - [AN_t^*] - [ANC_1]) \cdot Q - BC_d^* \quad (34)$$

5. UTARBEIDELSE AV TÅLEGRENSEKART

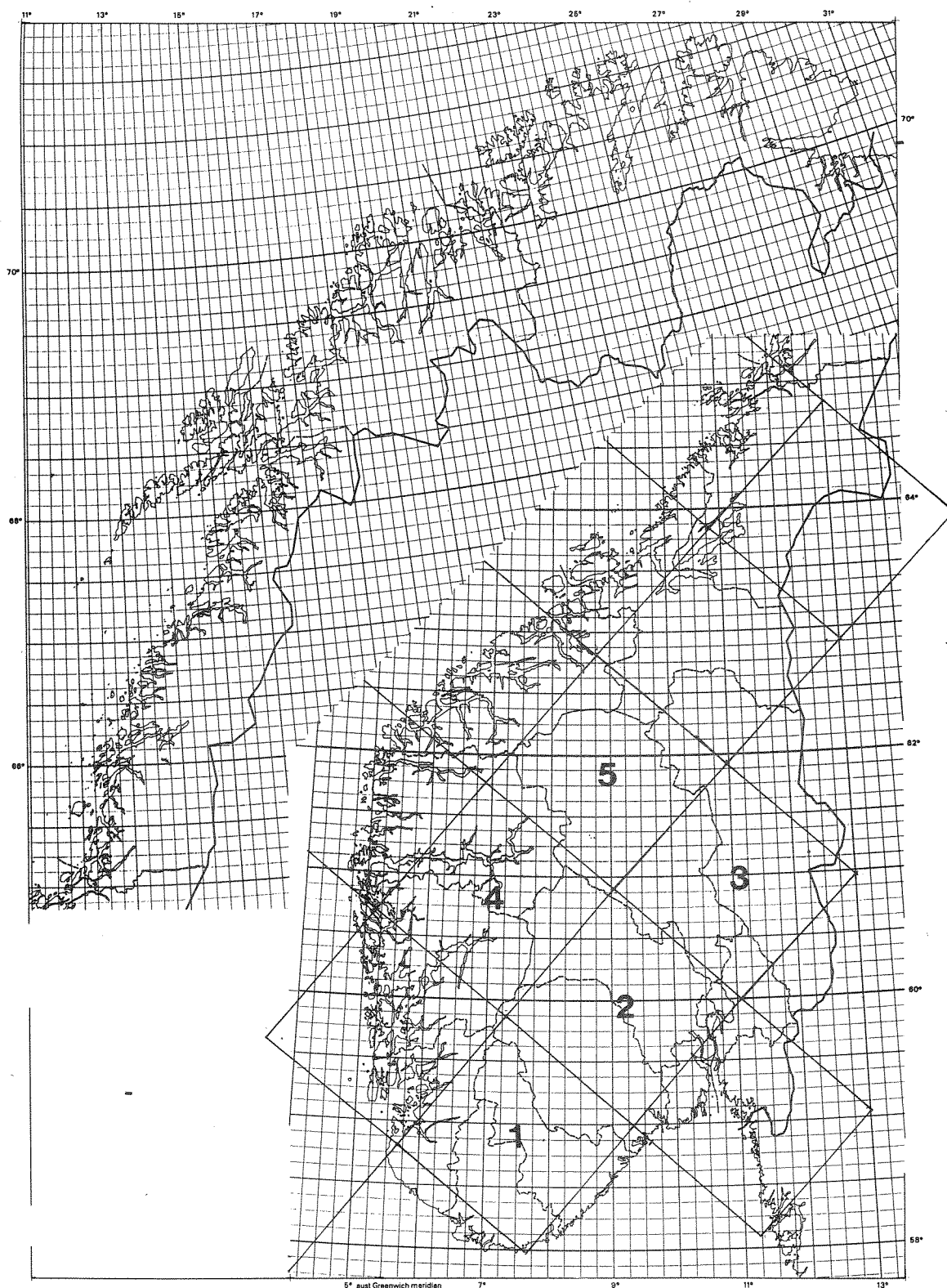
"Workshop on mapping" i Bad Harzburg 6-9 november 1989 har foreslått hva slags kart som bør utarbeides og hvordan de skal fremstilles (ECE, 1990). Følgende kart anbefales fremstilt:

- Reseptorkart for vegetasjon, jord, grunnvann, innsjøer og elver.
- Deposisjonskart for forsuringskomponenter (H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- og NH_4^+).
- Tålegrensekart.
- Kart for overskridelser av tålegrenser.

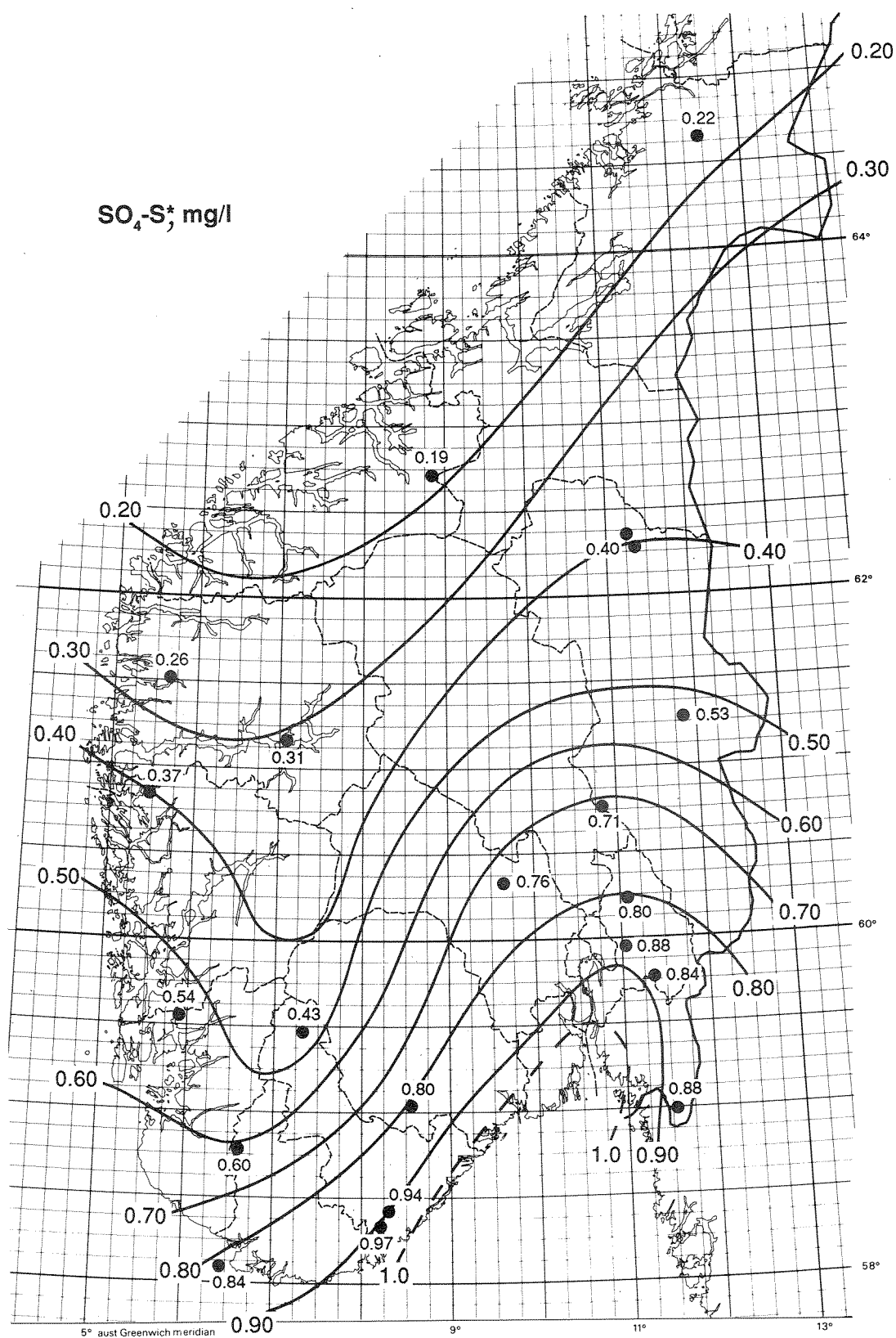
Kartoppløsningen er foreslått fleksibel, slik at hvert land kan arbeide i en skala som passer til deres data. Hovedkartene anbefales imidlertid ikke å ha en oppløsningsgrad større enn 0.5^0 lengde og 1.0^0 bredde (ca. 50×60 km i sentral-Europa og ca. 50×50 i den sydlige del av Norge). Disse rutene kan deles opp i mindre enheter etter ønske, avhengig av datatettheten for det enkelte land. For deposisjonskart er det akseptert å bruke EMEP-rutenettet, som er basert på 150×150 km² ruter.

Innen hver enhetsrute kan tålegrensen for den gitte reseptor bestemmes på forskjellige måter: Veide arealverdier, mest sensitiv reseptor, subjektivt anslått representativ verdi etc.

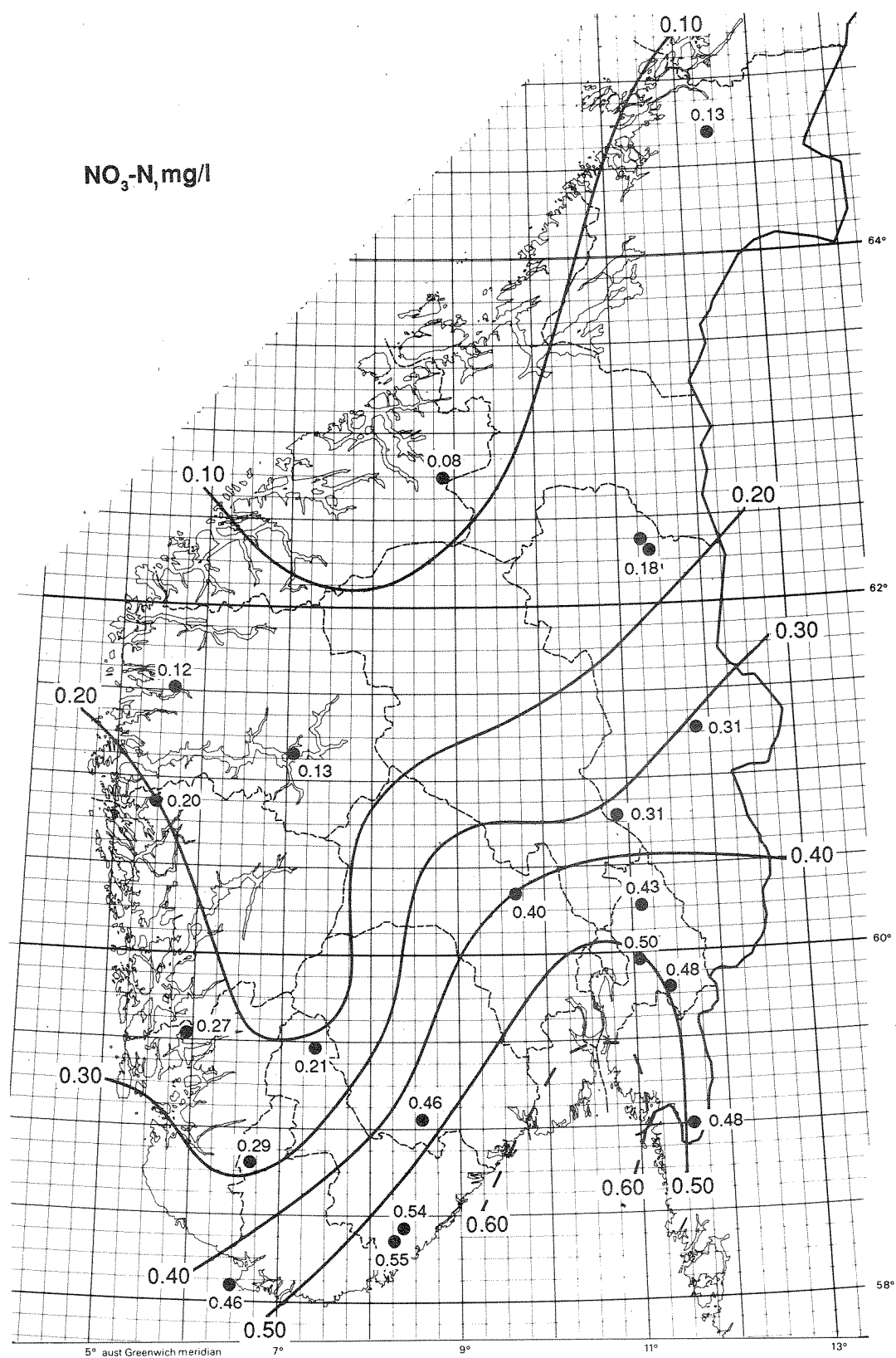
For Norge har vi valgt å dele opp $0.5^0 \times 1.0^0$ -ruten i 16 mindre ruter (figur 2.). EMEP-rutene for Sør-Norge er også tegnet inn i figur 2. Hver rute vil da dekke et areal på ca. 12×12 km² i Sør-Norge. Denne grunnenhet er brukt for alle kart. For de kart og beregninger der deposisjonsdata er brukt, er deposisjonsverdier anslått for hver enkelt under rute utfra isolinjekart for de aktuelle forurensningskomponenter (se figurene 3-6).



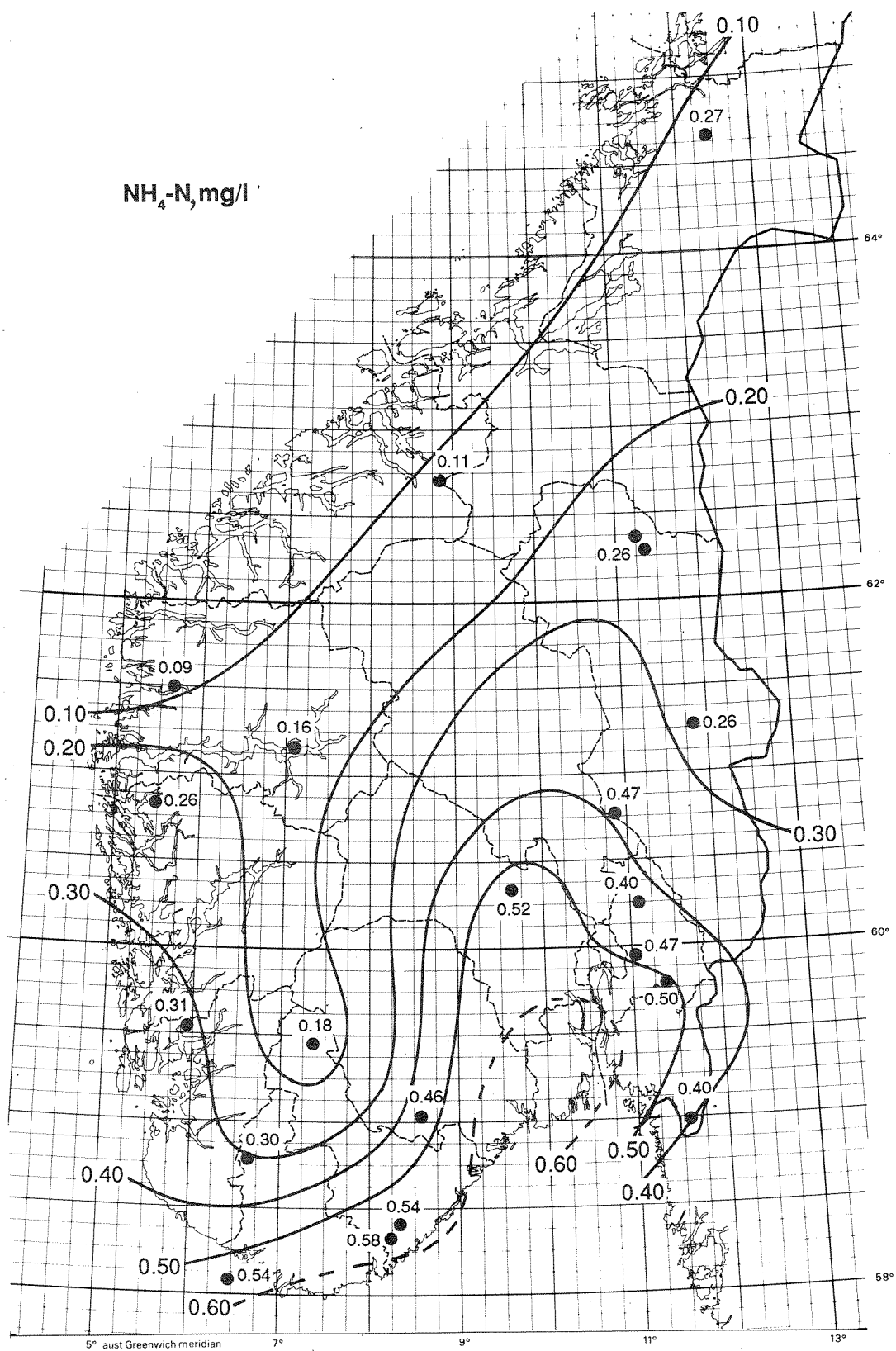
Figur 2. Kart over Norge med rutenett for utarbeidelse av vannkjemiske tålegrenser. Hver rute med dimensjon 0.5° lengde x 1.0° bredde er delt i 16 underruter. De såkalte EMEP-ruter ($150 \times 150 \text{ km}^2$) som dekker Sør-Norge er også tegnet inn i kartet. Romertallene referer til bruk i figur 14.



Figur 3. Middelskonsentrasjoner i nedbør av sulfat (ikke-marin) på norske bakgrunnsstasjoner for perioden 1985-1988 (SFT, 1989).



Figur 4. Middelkonsentrasjoner i nedbør av nitrat på norske bakgrunnstasjoner for perioden 1985-1988 (SFT, 1989).



Figur 5. Middelskonsentrasjoner i nedbør av ammonium på norske bakgrunnstasjoner for perioden 1985-1988 (SFT, 1989).

6. DATABEHOV

Et anslag av gjennomsnittlig vannkjemi for hver rute med egnede statistiske metoder kan gjøres hvis vannkjemien for alt overflatevann i ruten er kjent. Dette er imidlertid sjelden tilfelle, og en må derfor bruke tilnærmede metoder.

For ruter der data ikke er tilgjengelige, eller ikke pålitelige, kan en samle inn data fra innsjøer eller elver som anses som tilstrekkelig representative for den aktuelle ruten. Ved valg av lokaliteter kan skjønn eller statistiske metoder komme til anvendelse.

Data for følgende kjemiske komponenter bør foreligge: pH, Kond, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO_4 , NO_3 , Alk, Labilt Al, TOC.

7. BESTEMMELSE AV TÅLEGRENSER FOR SVOVEL I OVERFLATEVANN I NORGE

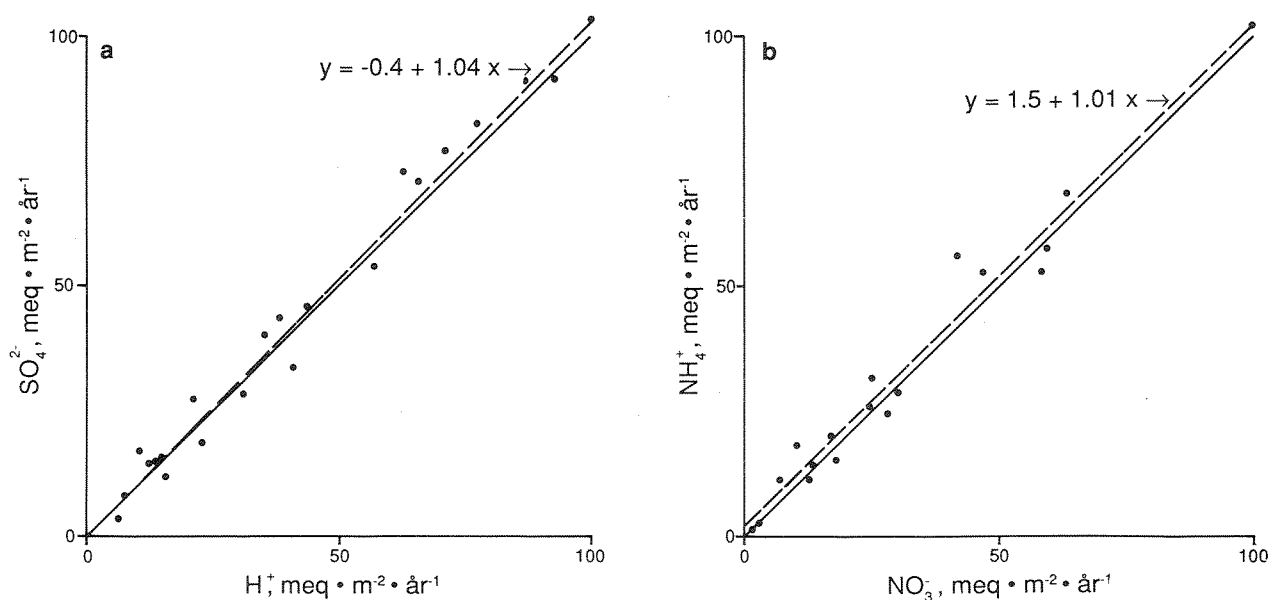
7.1 Generelt

Den angitte metoden (Metode 1) er spesielt anvendbar i områder der overflatevann dominerer, slik som i glasierte områder med relativt tynne løsmasser. Da avrenningsvannet fra et nedbørfelt gir et integrert resultat av de fleste prosesser som finner sted i jorda, vil sammensetningen av overflatevannet reflektere jordas egenskaper og dermed stå i forhold til jordas tålegrenser.

I områder med tykke løsmasser der avrenningsvannet er dominert av grunnvann, kan det være vanskeligere å anvende metoden. Her kan jorda være mer følsom enn avrenningsvannet. En slik situasjon er neppe aktuell mange steder i Norge, i deler av Sverige, England og U.S.A., Finland og Canada, men er sannsynlig i de fleste områder i sentral-Europa. Det er imidlertid uklart i hvilken grad jorda er mer følsom enn avrenningsvannet der overflatevannet viser liten følsomhet på grunn av geologisk gunstige forhold. Slike områder finnes i Norge, og dette bør vurderes nærmere.

Den vannkjemiske metoden er basert på at sulfat er et mobilt anion og at nedbørens asiditet er ekvivalent med nedbørens konsentrasjon av sulfat, dvs. at det er like mange H^+ -ioner som SO_4 -ioner i nedbøren slik tilfelle er i Norge (fig. 7a). Som en følge av dette kan nedbørens asiditet spores direkte gjennom sulfat-konsentrasjonen i avrenningsvannet. I andre land er forholdet mellom disse ionene i nedbøren annerledes (fig. 8a), og dette må tas hensyn til ved anvendelse av den vannkjemiske metoden i slike områder.

Nedbør Norge

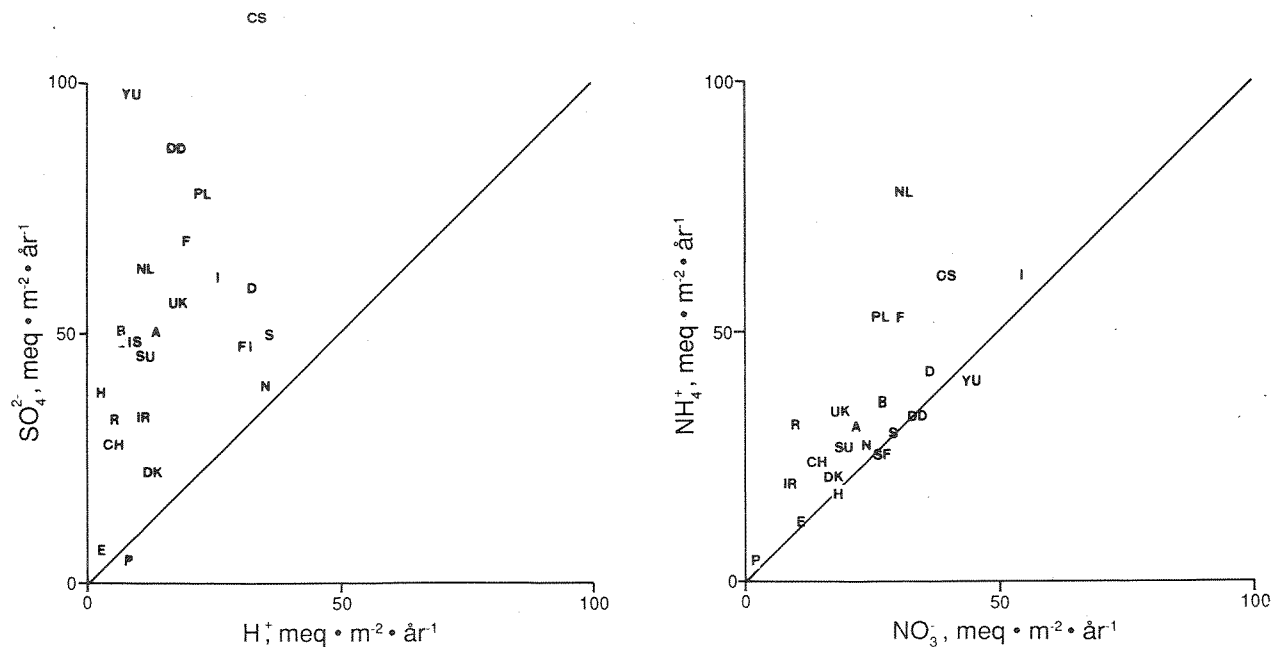


Figur 7. a): Forholdet mellom hydrogen (H^+) og sulfat (SO_4^-) i nedbøren i Norge.

b): Forholdet mellom ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-) i nedbøren i Norge.

Punktene er basert på middelerverdier for perioden 1985-1988 (SFT, 1989).

Nedbør, Europa



Figur 8. a): Forholdet mellom hydrogen (H^+) og sulfat (SO_4^-) i nedbøren i Europa.

b): Forholdet mellom ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-) i nedbøren i Europa.

Punktene er basert på middelerverdier for 1986 (Schaug et al. 1988)

7.2 Metode

Hver 0.5⁰ bredde- og 1.0⁰ lengdegrad rute ble delt i 16 underruter (figur 1). Kartserien M 711 (1:50 000) ble brukt som basis for valg av innsjøer og elver. Hver hovedrute dekker 4 M 711-kart, slik at underrutene er lette å identifisere på disse kartene.

For å anslå overflatevannets kjemi i en underrute ble vannkjemien av innsjøer og elver med akseptable data sammenliknet. Kjemien for den innsjøen som ble vurdert som mest representativ, ble valgt til å representere ruten. Ved større variasjoner innen en underrute ble det mest følsomme område valgt til å representere underruten, hvis det representerte mer enn 25% av rutens areal. Følsomheten ble vurdert ut fra en kombinasjon av vannkjemi, topografi og berggrunnsgeologi. Tabell 1 illustrerer at variasjonen i kjemi er liten innen en rute. I den angjeldende rute var data for åtte innsjøer tilgjengelige. Tabellen viser middelverdier og standardavvik for de åtte innsjøene sammenliknet med verdiene for den innsjøen som ble valgt.

Tabell 1. Sammenlikning av middelverdier for åtte innsjøer i en rute (58.30-7-2) med verdiene for den valgte innsjø.

	pH	Ca	Mg	Cl	SO ₄	NO ₃	TOC
MiddeI	4.85±.10	.27±.06	.11±.11	1.1±.2	2.1±.1	159±41	.6±.1
Innsjø	4.81	.32	.11	1.1	2.1	175	.5

	Na	RAL	ILAL	ANC
MiddeI	.68±.05	134±25	11±1	-36±7
Innsjø	.65	123	10	-36

Tabellen viser at den valgte innsjøen gir representative verdier for de forskjellige komponentene for den aktuelle rute.

7.3 Data

7.3.1. Nedbør

Nedbørdataene er tatt fra årsrapportene for overvåkingsprogrammet (SFT 1989). De veide middelverdier for årene 1985-1988 er midlet for hver nedbørstasjon, og det ble i samarbeid med Norsk institutt for luftforskning (NILU) laget kart med isolinjer for hver komponent av

interesse (figur 3-6). Konsentrasjonsverdier for nedbørkomponentene ble interpolert mellom isolinjene for hver enkelt rute og lagt inn i databasen.

7.3.2. Vann

Data fra 1000-sjøers undersøkelsen og overvåkingsprogrammet ble brukt sammen med data fra rapporter fra NIVA og andre institusjoner (se 12. datakilder). Data fra prøver samlet inn om høsten etter vannsirkulasjonen, ble fortrinnsvis brukt, men for enkelte ruter er det også anvendt data for prøver tatt på andre årstider. Dette gjelder ruter med liten følsomhet for sur nedbør i områder med små tilførsler av sur nedbør.

Dataene fra hver underrute er lagret på en ND-5100 PC i RESA (RESearchers Archive)-systemet som opprinnelig ble utviklet ved NIVA. I tillegg til de kjemiske data for vann og nedbør er avrenningstall og geologitype for hver rute også lagret. Den midlere årlige avrenning er lest av fra NVE's avrenningskart. Geologien er avlest fra NGU's geologiske kart over Norge (1:1.000.000).

8. DATAPRESENTASJON

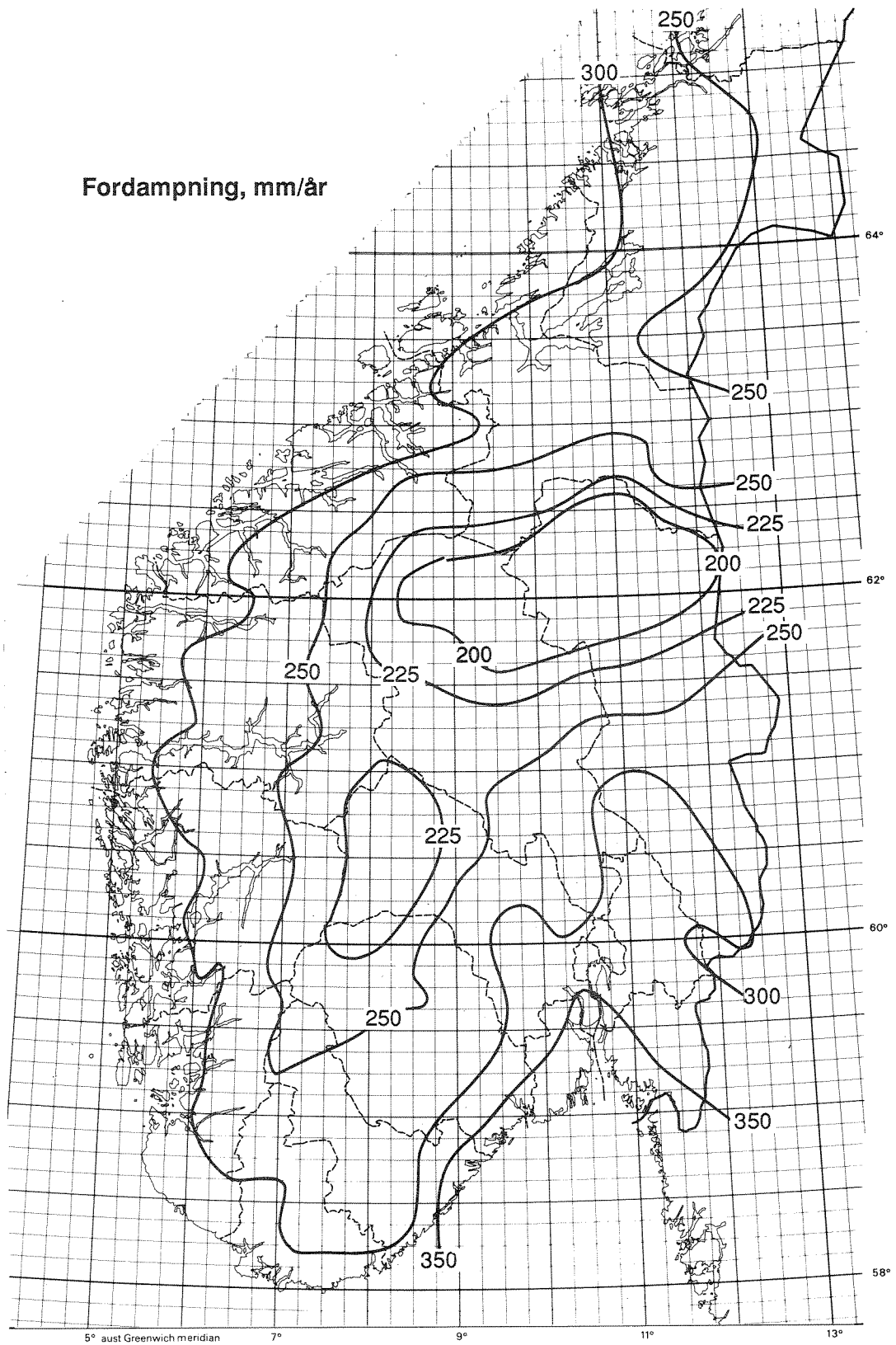
8.1 Avrenningsberegning

For å kvantifisere tålegrenser og over/underskridelser av tålegrenser og tilførselsdata må en ha data for arealtilførsler og arealavrenning for de forskjellige komponentene.

For tilførselsberegninger må en ha data for årsnedbør for hver rute. Slike data er ikke lett tilgjengelige. Nedbørmengden kan imidlertid anslås fra følgende likning:

$$\text{Avrenning (Q)} = \text{Nedbør (N)} - \text{Fordampning (F)} \quad (34)$$

Avrenningstallene har vi, en behøver derfor data for fordampning over hele landet for å kunne anslå nedbørmengden i hver rute. Det finnes ett tilgjengelig kart over fordampningsverdier for Sør-Norge (Søgnen, 1967) (fig. 9), og dette er brukt for å anslå fordampningen i hver underrute, og verdiene er lagt inn på databasen. Nedbørmengden kan nå beregnes fra likning (34). Multipliseres nedbørmengden med veid årlig middelkonsentrasjon i nedbøren får en et anslag for midlere våtavsetning av den aktuelle komponent i hver rute.



Figur 9. Årsverdier for fordampning (evaporasjon) i Sør-Norge (Søgne, 1967).

Det er en stor gradient i avrenning i Norge, fra $150 \text{ l} \cdot \text{sek}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ i deler av Vestlandet til omkring $10 \text{ l} \cdot \text{sek}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ i deler av Finnmark og Østlandet. Det er derfor hensiktsmessig å beregne alle data fra hver underrette i avrenningstall pr. år. Disse fås ved å multiplisere konsentrasjonene i innsjøene ($C \text{ } \mu\text{eq/l}$) med avrenningen ($Q \text{ l} \cdot \text{sek}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$). Den årlige avrenningen blir da:

$$R_{\text{keq}} = C \cdot Q \cdot 0.0315 \text{ keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1} \quad (35)$$

R_{keq} er hensiktsmessig å bruke når en skal sammenlikne forskjellige komponenter, f.eks. SO_4 og NO_3 med basekationer og med hverandre.

Tilførsler av svovel via nedbør og tørravsetninger uttrykkes oftest i form av $\text{gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$. I dette tilfelle får en:

$$R_s = 0.016 \cdot R_{\text{keq}} \quad (36)$$

8.2 Årlig våtavsetning

For å beregne årlig våtavsetning av en nedbørkomponent (C), må vi multiplisere veid årlig middelkonsentrasjon i $\mu\text{ekv/l}$ med nedbørmengden (N) omregnet til liter pr. år. Dette kan gjøres på følgende måte:

$$C \cdot N = C \cdot (Q + F) \text{ der } F \text{ er fordampningen.}$$

F er normalt oppgitt i mm/år . Nedbørmengden uttrykt i $\text{l} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{sek}^{-1}$ blir:

$$N = Q + 0.0317 \cdot F \quad (37)$$

og vi får

$$C_{\text{dep}} (\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 0.015 \cdot C (\mu\text{eq/l}) \cdot N (\text{l} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{sek}^{-1}) \quad (38)$$

8.3. Nedbørbetinget svovelavrenning

For å sammenlikne svoveltilførsler gjennom nedbør og tørravsetninger med avrenning fra nedbørfeltene, må en korrigere avrenningstallene med den ev. geologisk betingede sulfatavrenning. Denne er gitt ved likning (28). Vi får da nedbørbetinget sulfatkonsentrasjon i avrenningsvannet:

$$[SO_{4n}] = [SO_{4t}^*] - 0.16 \cdot [BC_t^*] \quad (39)$$

Uttrykt i årlig avrenning får vi:

$$S\text{-flux}_1 (\text{gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 5.04 \cdot 10^{-4} \cdot [SO_{4n}] \cdot Q \quad (40)$$

$$S\text{-flux}_2 (\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 3.15 \cdot 10^{-2} \cdot [SO_{4n}] \cdot Q \quad (41)$$

8.4 "Naturlig" tålegrense

Denne størrelsen (CL) beregnes fra likning (32):

$$CL = ([BC_0^*] - [ANC_1]) \cdot Q - BC_d^* = [TL] \cdot Q - BC_d^* \quad (42)$$

der $[TL] = ([BC_0^*] - [ANC_1])$, og $[BC_0^*]$ beregnes fra likning (28).

Uttrykt i årlig avrenning får vi:

$$CL\text{-flux}_1 (\text{gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 5.04 \cdot 10^{-4} \cdot [TL] \cdot Q - BC_d^* \quad (43)$$

$$CL\text{-flux}_2 (\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 3.15 \cdot 10^{-2} \cdot [TL] \cdot Q - BC_d^* \quad (44)$$

8.5 Avvik fra tålegrense

Denne størrelsen beregnes slik:

$$\Delta CL = ([BC_0^*] - [AN_t] - [ANC_1]) \cdot Q = [DL] \cdot Q \quad (45)$$

der $([BC_0^*] - [AN_t] - [ANC_1]) = [DL]$. Hvis tålegrensen er overskredet, vil verdien bli negativ, hvis den ikke er overskredet, vil verdien bli positiv.

Uttrykt i årlig avrenning får vi:

$$\Delta CL\text{-flux}_1 (\text{gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 5.04 \cdot 10^{-4} \cdot [DL] \cdot Q \quad (46)$$

$$\Delta CL\text{-flux}_2 (\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}) = 3.15 \cdot 10^{-2} [DL] \cdot Q \quad (47)$$

9. RESULTATER

9.1 Kartfremstilling

Det er hensiktsmessig å bruke farger når en skal gi en regional fremstilling av tålegrenser og hvor disse er overskredet. Vi har valgt å dele verdiene for de aktuelle parametre i ti intervaller og gi hvert intervall sin farge fra rødt til blått (fig.10 til 12). Her er ANC_1 satt lik 0. Rødt betegner den laveste tålegrense eller den høyeste overskridelse, mens blått angir de beste forhold. Alle verdier er uttrykt både i $kek \cdot km^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ og i $gS \cdot km^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ men med felles fargekoder. Arbeidskart ble fremstilt av firma Business Graphics, Oslo ved hjelp av datagrafikk, mens de endelige fargekartene og rutegrunnet er utarbeidet og trykket i samarbeid med Statens Kartverk.

SØR-NORGE – TILFØRSLER AV STERKE SYRER.**FARGEKART FOR TÅLEGRENSER, SVOVELAVRENNING
OG OVERSKRIDELSER AV TÅLEGRENSER.**

Fargekartene er vist på de tre neste sidene.
Figurtekstene er gitt nedenfor.

Figur 10. Tålegrenser for tilførsler av sterke syrer i Sør-Norge. Tålegrensene er beregnet ut fra $[ANC_1] = 0$, dvs. at de biologiske indikatorer tåler konsentrasjoner av $[ANC_1]$ ned til null. Settes $[ANC_1]$ høyere, vil tålegrensene bli lavere enn angitt i figuren. Settes f.eks. $[ANC_1] = 10 \mu\text{eq/l}$, vil tålegrensen bli ca. $10 \text{ keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($0.16 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$) lavere i områder med ca. 1000 mm årlig nedbør. Ved lavere/høyere nedbørmengder vil fradraget bli lavere/høyere enn $10 \text{ keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($0.16 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$).

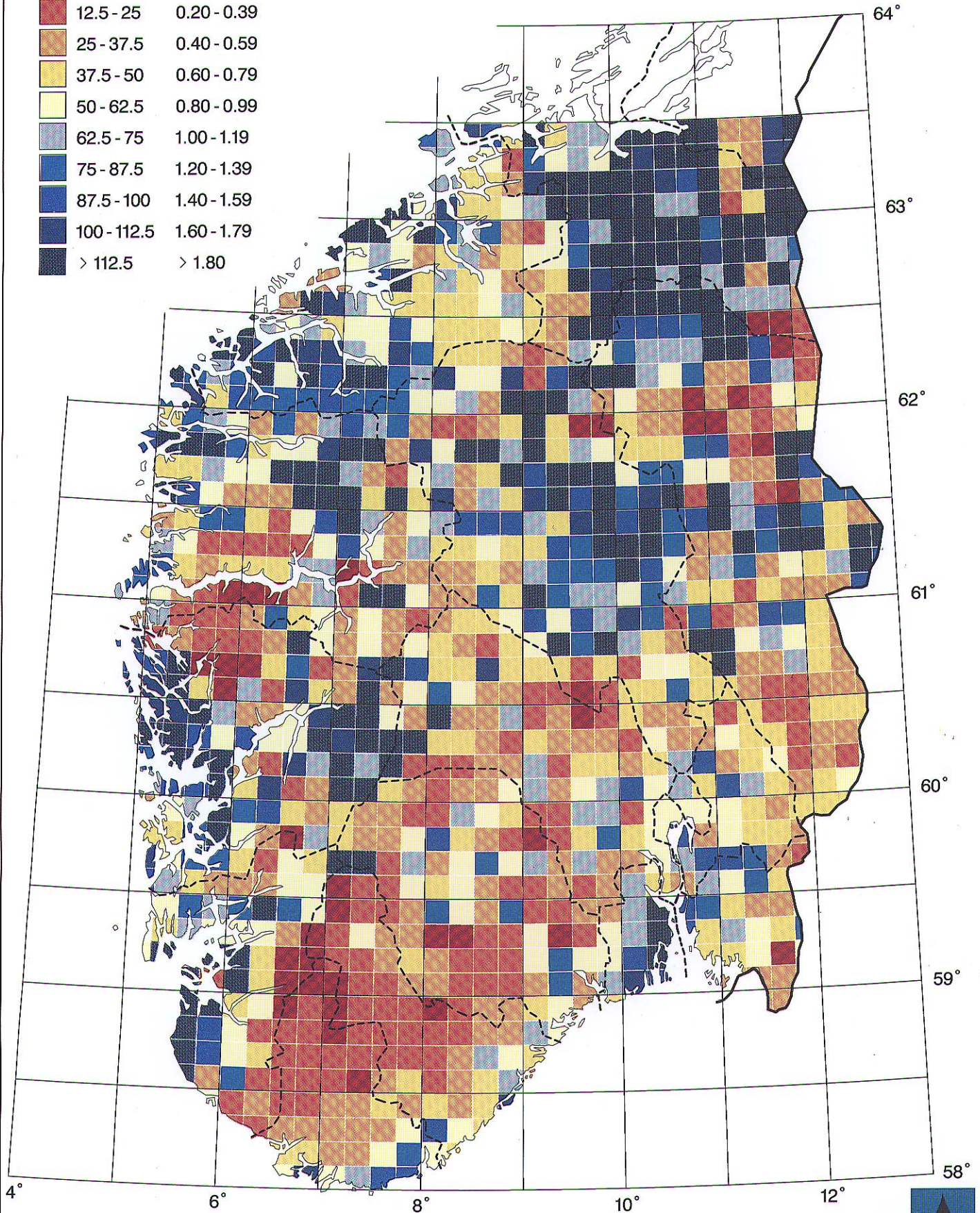
Figur 11. Svovelavrenning i Sør-Norge.

Figur 12. Områder i Sør-Norge der tålegrensen er (gul-rød)/ikke er (lys blå-mørk blå) overskredet. Dette kartet fremgår ved differansen mellom figur 11 og figur 10.

Tålegrenser - overflatevann

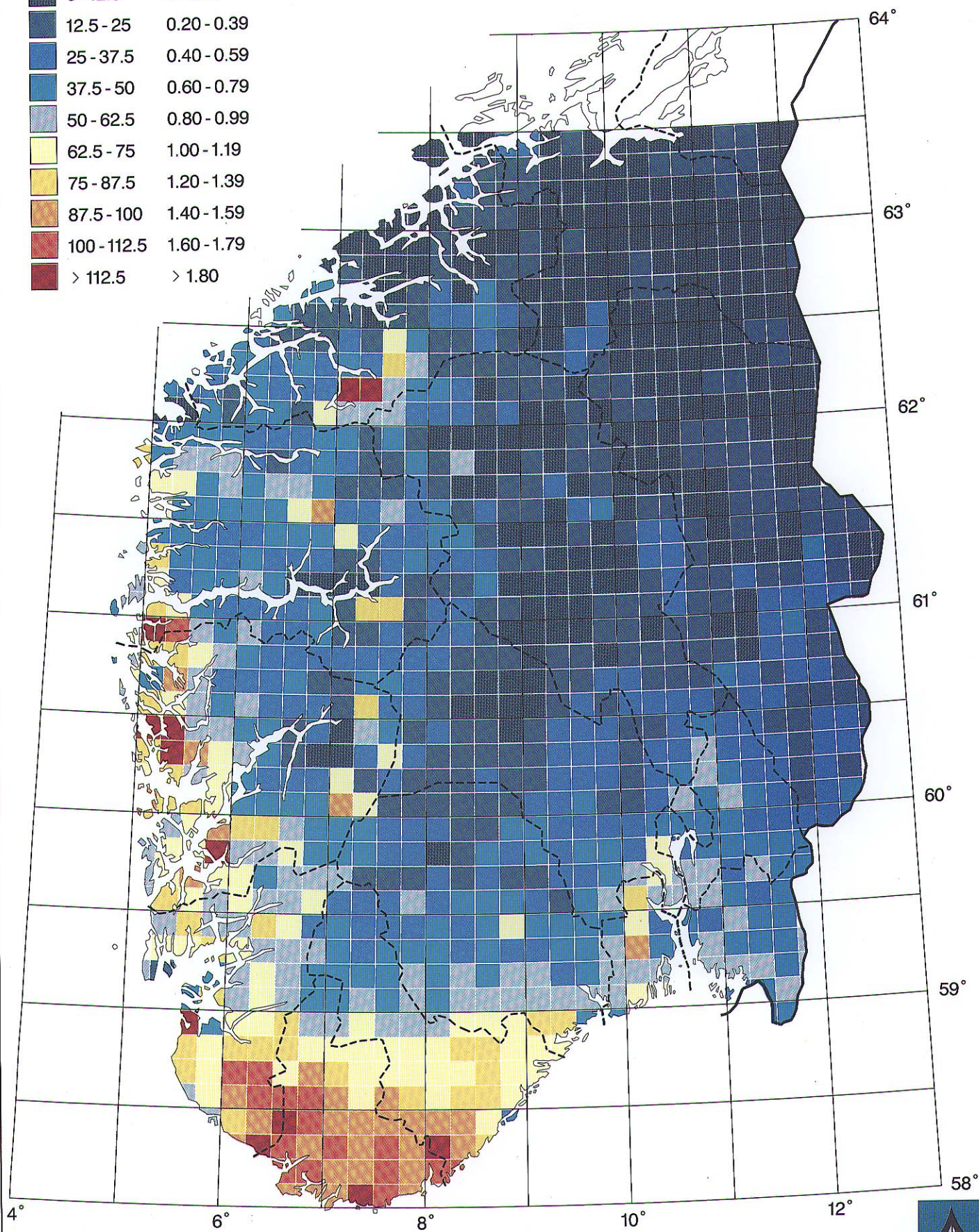
kek \cdot km $^{-2}$ \cdot år $^{-1}$ gS \cdot m $^{-2}$ \cdot år $^{-1}$

0 - 12.5	0 - 0.19
12.5 - 25	0.20 - 0.39
25 - 37.5	0.40 - 0.59
37.5 - 50	0.60 - 0.79
50 - 62.5	0.80 - 0.99
62.5 - 75	1.00 - 1.19
75 - 87.5	1.20 - 1.39
87.5 - 100	1.40 - 1.59
100 - 112.5	1.60 - 1.79
> 112.5	> 1.80



Svovellavrenning - overflatevann

kekv · km ² · år ⁻¹	gS · m ² · år ⁻¹
0 - 12.5	0 - 0.19
12.5 - 25	0.20 - 0.39
25 - 37.5	0.40 - 0.59
37.5 - 50	0.60 - 0.79
50 - 62.5	0.80 - 0.99
62.5 - 75	1.00 - 1.19
75 - 87.5	1.20 - 1.39
87.5 - 100	1.40 - 1.59
100 - 112.5	1.60 - 1.79
> 112.5	> 1.80

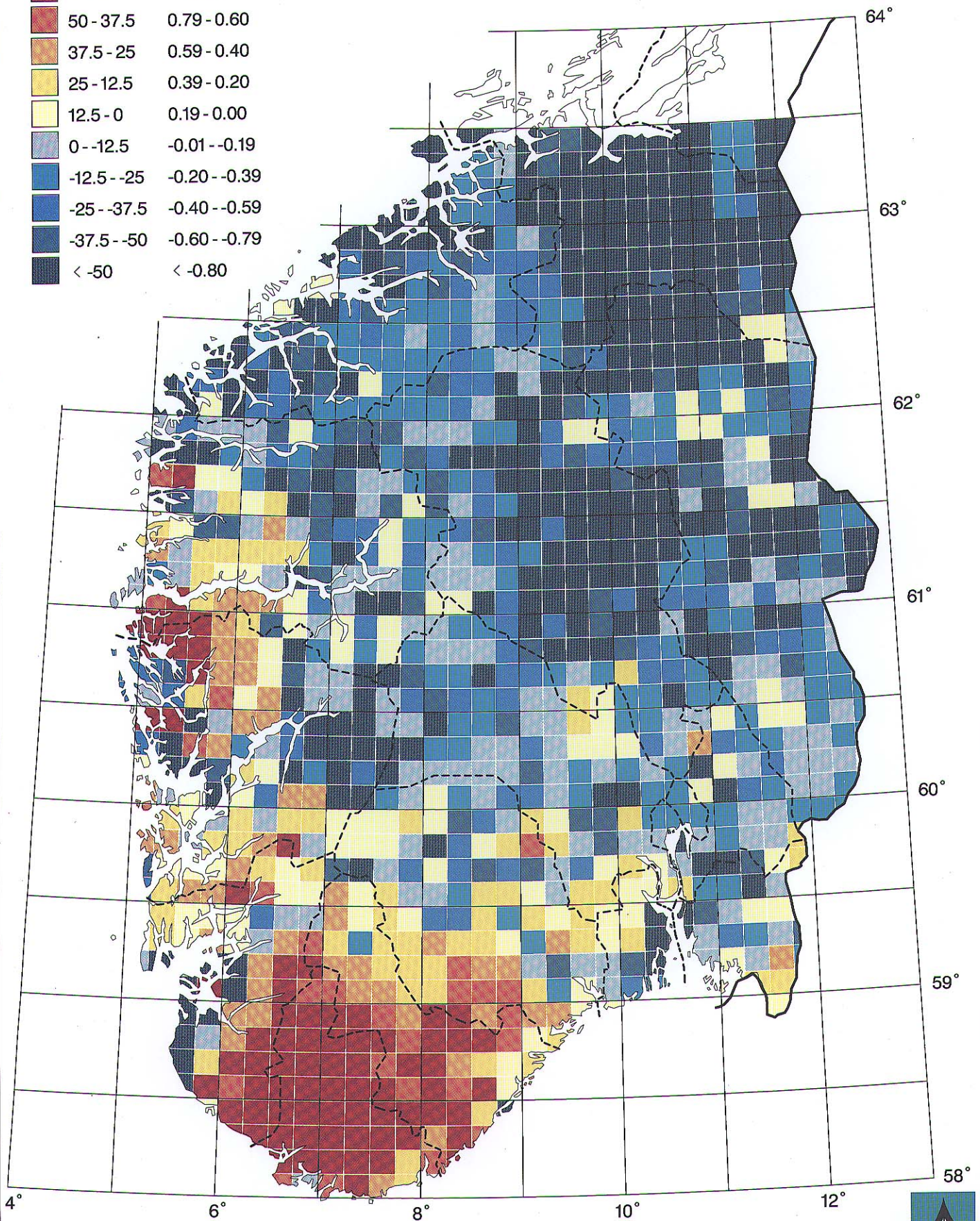
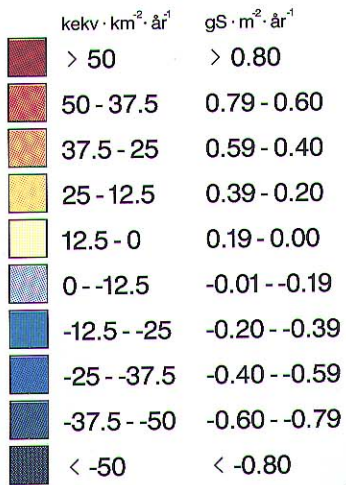


0 100 200 km



Overskridelser av tålegrenser

- overflatevann



0 100 200 km

Kartet er produsert og trykt i Statens kartverk 04-90

NIVA



Tålegrensene for tilførsler av sure forbindelser er lave over store deler av Syd-Norge (figur 10). Spesielt er Sørlandet og store deler av Vestlandet og Østlandet meget følsomme for tilførsler av sur nedbør. Indre Østlandet og Sør-Trøndelag er mindre følsomme.

Svovelavrenningen i Syd-Norge har en klar sammenheng med svoveltilførslene gjennom nedbøren (figur 11). Den største avrenningen finner vi på Sørlandet og på Vestlandet. Svovelavrenningen er mindre på Østlandet, noe som skyldes vesentlig lavere nedbørmengder. Ser en på konsentrasjonene i nedbøren (figur 3) er imidlertid disse like høye på Østlandet som i deler av Sørlandet og Vestlandet. Det finnes enkelte ruter med meget høy svovelavrenning (f. eks. en rute i 59.30° n. bredde, 8° ø. lengde). Dette skyldes at den "geologiske" korrelasjon (likning (27)) ikke fungerer tilfredstillende for de aktuelle lokaliteter. Det er spesielt hvor avrenningsvannet er påvirket av isbreer dette avviket gjør seg gjeldende. De høye verdiene for svovelavrenningen skyldes også større nedbørmengder på breer. Det er imidlertid meget få ruter det dreier seg om, og i den store sammenhengen betyr dette lite.

Kombinerer vi tålegrensekartet med svovelavrenningskartet får vi et kart som illustrerer hvor og hvor mye tålegrensen er overskredet eller ikke (figur 12). Det er spesielt Sørlandet og deler av Vestlandet overskridelsene er størst, mens det er mye å gå på i indre deler av Østlandet og i Sør-Trøndelag. Dette kartet samsvarer meget godt med det kartet som er utarbeidet for skader på fiskebestander i Sør-Norge (SFT 1988).

9.2 Frekvensfordelingsdiagrammer

For prognoser om endringer i tilførsler av luftforurensninger brukes oftest EMEP-ruter. Disse er ca. 150×150 km² og dekker ca 115 underruter (se figur 2). Det er bare fire av EMEP-rutene som helt ligger innen Norges grenser, de øvrige omfatter også hav eller deler av Sverige. Da vannkjemien for hver enkelt underrute representerer arealet av denne, kan vi bruke forskjellige grafiske metoder for å fremstille EMEP-rutenes egenskaper. Frekvensfordelingsdiagrammer f. eks. vil gi arealfordelingen av de kjemiske egenskapene innen hver EMEP-rute ved å summere over alle underruter. Den samme fremgangsmåte kan brukes for hele Sør-Norge, regioner og fylker. Data for fylkene kan være av interesse i flere sammenhenger.

Vi har valgt å illustrere bruken av denne metoden for hele Sør-Norge, fem av EMEP-rutene i Norge og fem fylker (Aust- og Vest-Agder, Telemark, Buskerud og Oppland (se figur 2)). For hver enkelt EMEP-rute

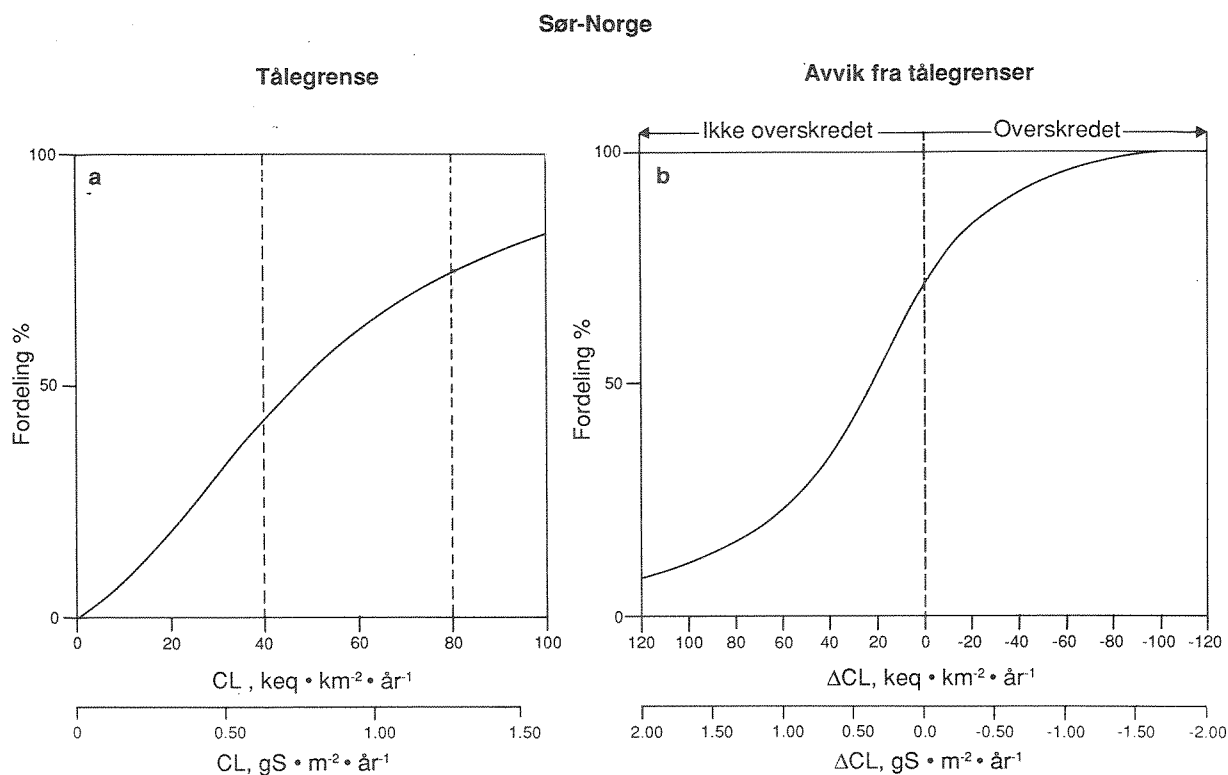
og fylke har vi beregnet tålegrensen og avviket fra tålegrensen og kumulert disse. Vi har også beregnet svovelavrenningen for hver enkelt EMEP-rute og fylke og sammenliknet denne med de tilførte mengder av svovel gjennom nedbøren.

9.2.1. Sør-Norge

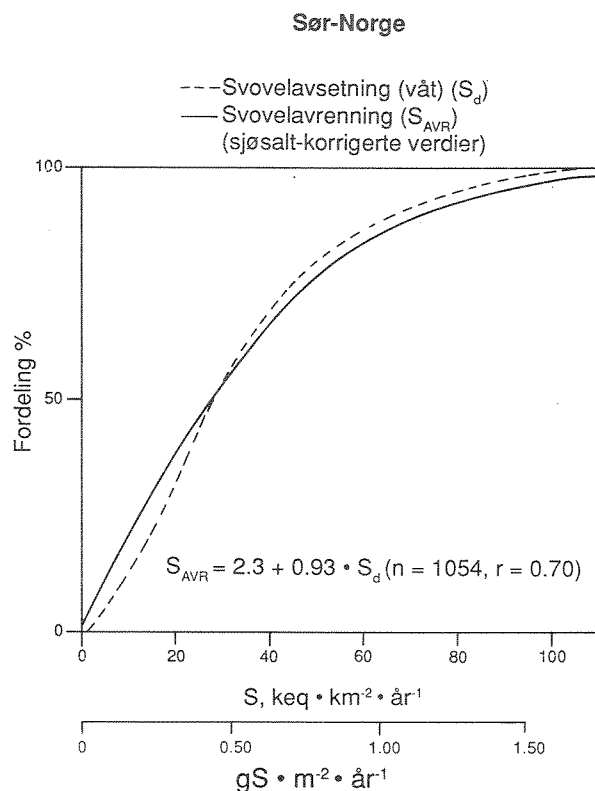
Figur 13a viser arealfordelingen av tålegrensen for syretilførsler. Ca. 70% av Syd-Norges areal tåler mindre enn $80 \text{ keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($1.28 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$) i tilførsler av sure komponenter (f. eks. svovel), og i ca. 40% av arealet ville vi finne fisketomme vann hvis tilførslene av syre var $40 \text{ keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($0.64 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$). Idag er syretilførslene til de hardest belastede områdene på Sørlandet ca. $80 \text{ keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($1.28 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$) slik at med denne belastningen av syre ville fiskebestandene i innsjøer og elver i ca. 70% av Syd-Norge være forsvunnet eller hardt skadet. Dette viser at overflatevannet i store arealer i Syd-Norge er meget forsuringfølsomme.

Figur 13b viser fordelingen av ΔCL (likn. 45) i avrenningsvannet i Sør-Norge. For 70% av arealet er tålegrensen ikke overskredet, dvs. at for 30% av arealet i Sør-Norge er tålegrensen for sure tilførsler overskredet. Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra 1000-sjøers undersøkelsen som viste at i ca. 22% av arealet i Sør-Norge var fisken borte eller skadet (SFT 1988). En sammenlikning av tålegrenseoverskridelseskartet (figur 11) og fiskeskadepkartet (SFT 1988) viser også en meget god overensstemmelse mellom lokaliseringen av områder der tålegrensen er overskredet og der fisken er borte eller skadet. Dette viser at to forskjellige kartlegginger gir samme resultat. Dette styrker påliteligheten av den vannkjemiske metoden.

Figur 14 viser svovelavrenningen i Sør-Norge sammenliknet med tilførslene av svovel gjennom nedbøren. Regresjonslikningen antyder at det er en klar sammenheng mellom tilført svovel gjennom nedbøren og svovel i avrenningen for hver enkelt rute. Frekvensfordelingskurvene er meget like (figur 13). Under 50%-punktet ligger avsetningskurven under avrenningskurven; dvs. at det renner av mer svovel enn det tilføres. For høye svoveltilførsler, derimot renner det mindre svovel av enn det tilføres. Avvikene er imidlertid relativt små. Det er usikkert om de er reelle. Tatt i betraktning usikkerhetene i beregningene, spesielt tilførselsverdiene, der en usikker fordampningsverdi er involvert, er kurvene forbausende like. Denne kurven indikerer derfor klart at sulfatinholdet i avrenningsvannet i Sør-Norge hovedsakelig skyldes tilført svovel gjennom nedbøren.



Figur 13. Frekvensfordelingsdiagrammer for tålegrenser i Sør-Norge. a) angir arealfordelingen av tålegrensene, b) angir fordelingen av arealer der den er over/underskredet. (se figur 10 og 12).



Figur 14. Frekvensfordelingsdiagrammer for svovelavsetning og svovelavrenning i Sør-Norge (se figur 11).

For resten av Norge er det foreløpig dårlig dekning, unntatt Sør-Varanger kommune i Finnmark. Dette området er sterkt forurenset fra to punktkilder i Sovjet-Unionen (Nikkel og Zapoljarny), som sender ut store mengder svovel (ca. 280 000 tonn pr. år). Området ble godt dekket under 1000-sjøers undersøkelsen i 1986, og flere innsjøer er blitt undersøkt siden i sammenheng med overvåkingsprogrammet og arbeidet i forbindelse med den nylig inngåtte avtalen om miljøsamarbeide i grenseområdene mellom Norge og Sovjet Unionen.

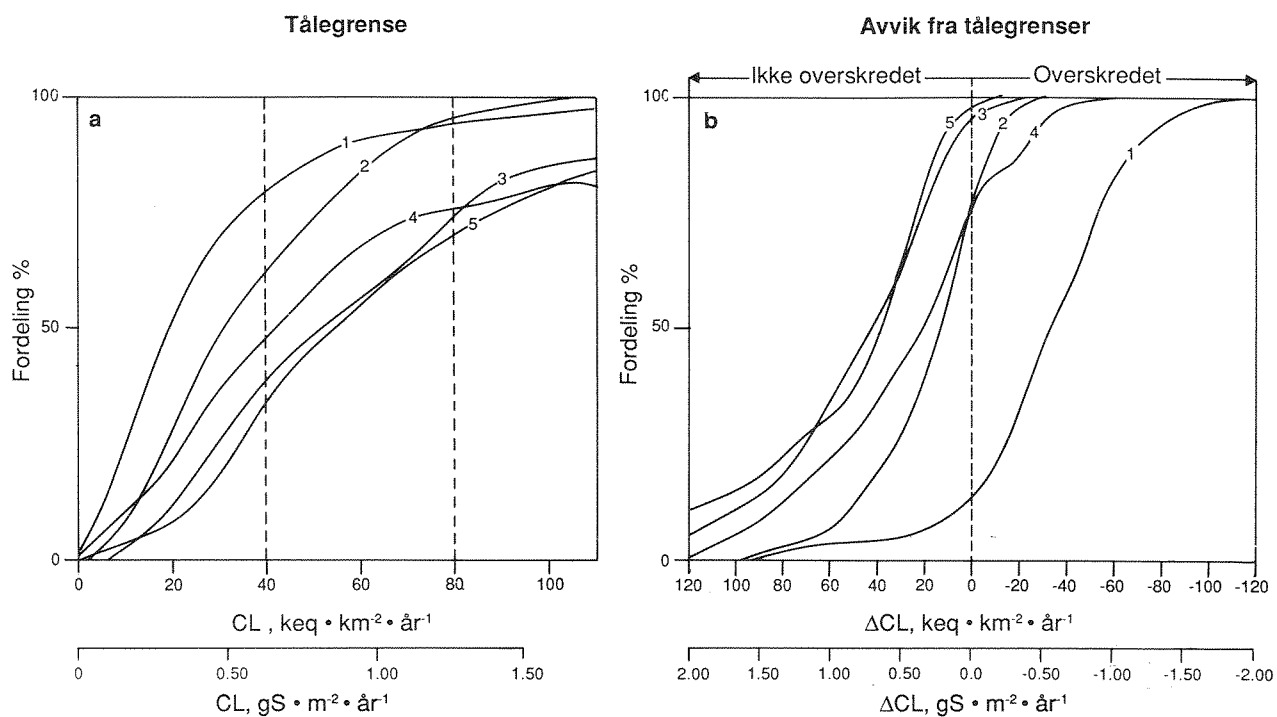
9.2.2. EMEP-ruter

Vi har beregnet tålegrenser og over/underskridelser av tålegrenser for fem EMEP-ruter i Norge. Disse er avmerket med sine respektive nummer i figur 15 (se også figur 1). Tålegrensene varierer fra rute til rute. Rute 1 ("Birkenes-ruten") og rute 2 ("Oslo-ruten") er de klart mest følsomme overfor sur nedbør (figur 14a). Mer enn 90% av arealet i disse rutene tåler ikke syretilførsler over $80 \text{ keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ ($1.28 \text{ gS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$). De øvrige EMEP-rutene er klart mindre følsomme. Setter vi tålegrensen til $\text{ANC} = 0$, er rute 1 overskredet i ca. 90% av arealet. For de øvrige rutene er arealet med overskridelser av tålegrensen vesentlig mindre. Birkenesruten er av myndighetene valgt som "modellrute" for å vurdere virkninger av reduserte tilførsler av sur nedbør. Denne ruten er vel egnet for dette formål, både fordi den i utgangspunktet har den laveste tålegrense for sur nedbør, og fordi tilførslene av sur nedbør er størst i denne ruten. Scenarier for reduserte tilførsler som gir politisk akseptable forhold i denne ruten, vil mest sannsynlig medføre at resten av landet også får akseptable forhold.

9.2.3. Fylker

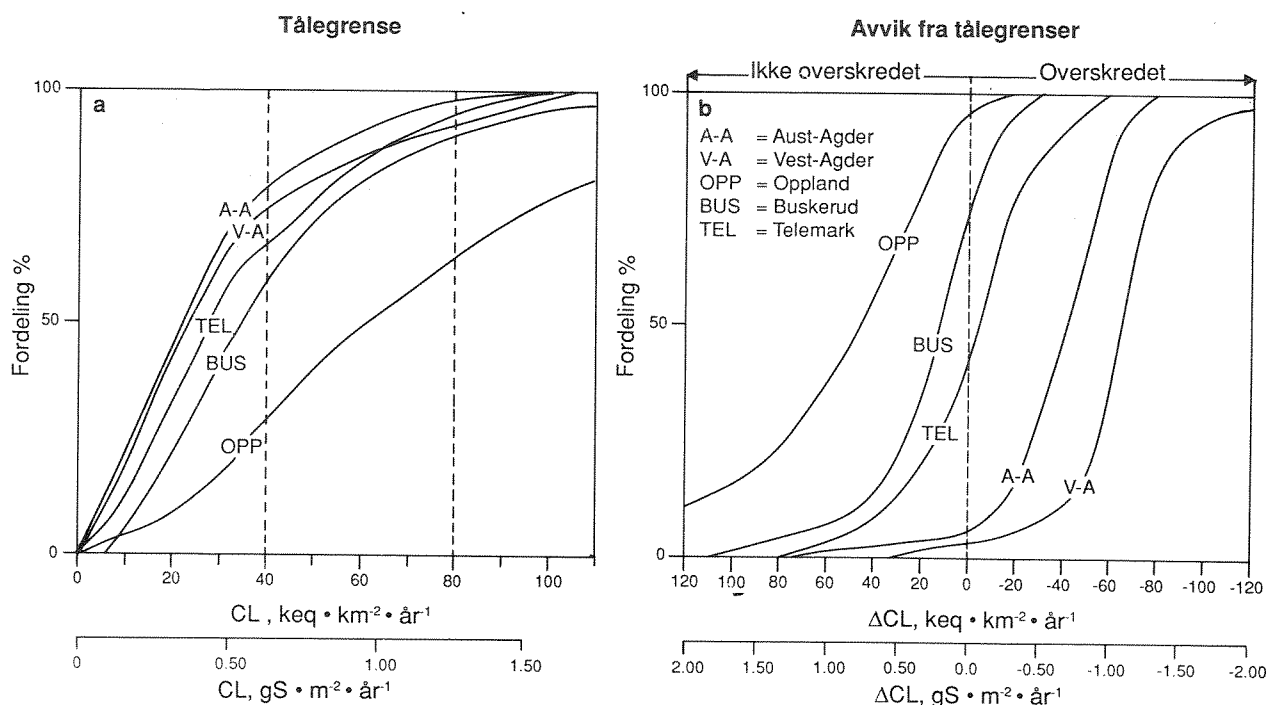
Frekvensfordelingsdiagrammene for de fem fylkene, Aust-Agder, Vest-Agder, Oppland, Buskerud og Telemark (figur 15) viser at Agder-fylkene har de laveste tålegrensene (figur 15a), og at Oppland tåler mest sur nedbør. Figur 16b viser at Vest-Agder mottar mest sur nedbør, deretter kommer Aust-Agder, Telemark, Buskerud og til sist Oppland. Kombinasjonen av lav tålegrense og høy tilførsel av svovel medfører at tålegrensene er overskredet i det meste av arealene i Agder-fylkene. I forhold til disse fylkene står Oppland sterkt med høye tålegrenser og lav svoveltilførsel.

EMEP-RUTER



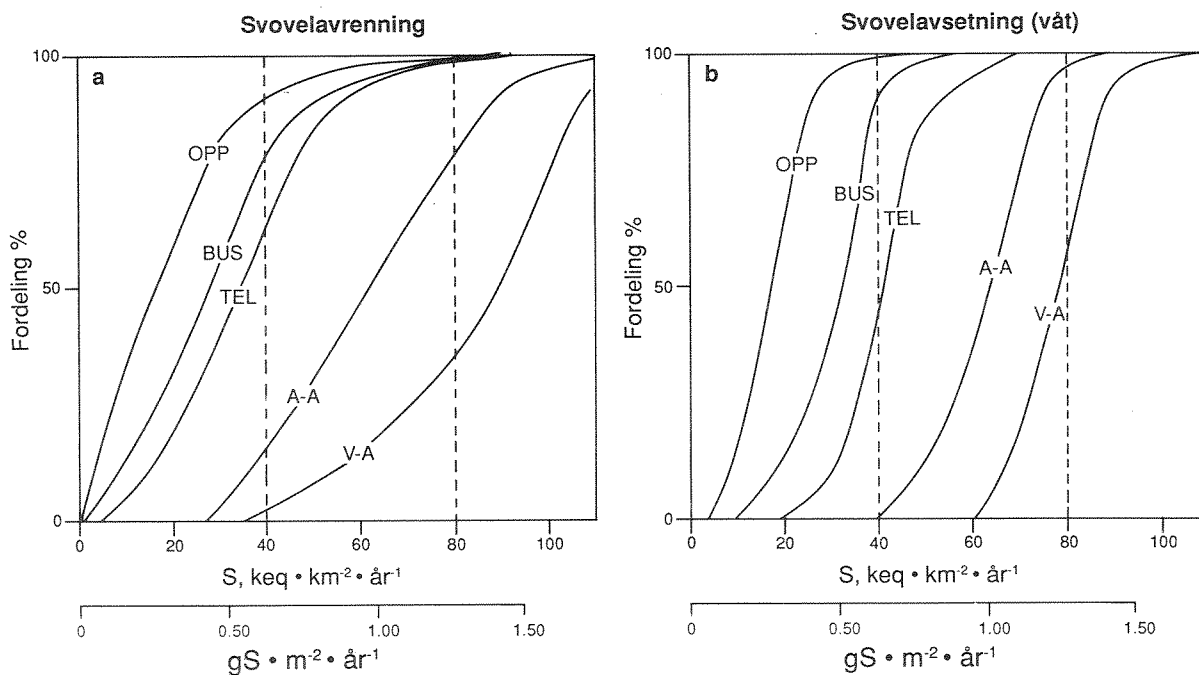
Figur 15. Frekvensfordelingsdiagrammer for tålegrenser i fem EMEP-ruter i Sør-Norge (se figur 2). a) angir arealfordelingene av tålegrensene, b) angir fordelingen av arealer der den er overskredet.

Fylker i Sør-Norge



Figur 16. Frekvensfordelingsdiagrammer for tålegrenser i fem fylker i Sør-Norge (se figur 2). a) angir arealfordelingen av tålegrensene, b) angir fordelingen av arealer der den er overskredet.

Fylker i Sør-Norge



Figur 17. Frekvensfordelingsdiagrammer for svovelaavrenning (a) og svovelaavsetning med nedbøren (b) i fem fylker i Sør-Norge.

En relativ sammenlikning av forholdene i alle fylker i Sør-Norge og Sør-Varanger kommune i Finnmark er gitt i tabell 2. De to første kolonnene gir prosent areal der tålegrensen er overskredet når tålegrensen er gitt med ANC-verdier på henholdsvis 0 og 10 keq·km⁻²·år⁻¹. En ser at for noen fylker (f. eks. Agder-fylkene og Vestfold) er forskjellene i arealverdier mellom de to kriteriene små, mens for andre (f. eks. Sør-Varanger, Buskerud, Sogn og Fjordane) er forskjellen vesentlig større. For den siste gruppen er det betydelige arealer som ligger på "vippen"; i Buskerud, f. eks., ligger ANC i ca. 27% av arealet mellom 0 og 10. Enda større er forskjellen i Sør-Varanger kommune, der arealet er ca. 35%. For denne gruppe fylker vil derfor arealanslagene i tabell 2 være noe usikre i forhold til anslagene for den første gruppen.

Tabell 2. Tålegrensedata for fylker i Sør-Norge og Sør-Varanger kommune i Finnmark.
 Enhet: $\text{gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$.

Tålegrenser				
Fylke	% areal overskredet		% areal med tålegrense under	
	ANC \leq 0	ANC \leq 10	0.64	1.28
Vest-Agder	97	97	75	92
Aust-Agder	95	96	80	98
Rogaland	72	78	42	74
Vestfold	54	69	25	74
Østfold	42	67	45	86
Telemark	61	70	70	96
Hordaland	46	59	35	61
Akershus/Oslo	22	47	40	92
Sogn og Fjordane	33	56	40	77
Buskerud	20	47	60	90
Hedmark	8	24	50	75
Oppland	5	17	29	65
Møre og Romsdal	3	7	20	71
Sør-Trøndelag	2	4	22	46
Sør-Norge	33	40	43	74
Sør-Varanger	15	50	68	99

De to siste kolonnene i tabell 2 gir prosent areal innen hvert fylke med tålegrenser under henholdsvis 0.64 og 1.28 $\text{gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$. I Vest-Agder er midlere svovelavsetning (våt) ca. $1.3 \text{ gS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ (figur 3). Hvis hele Sør-Norge hadde denne atmosfæriske svoveltilførsel angir siste kolonne i tabell 2 hvor store arealer i hvert fylke tålegrensen hadde vært overskredet. Agder-fylkene, Telemark, Akershus/Oslo og Buskerud er de mest "følsomme" fylkene, mens Sør-Trøndelag, Hordaland og Oppland er de minst følsomme fylkene. Sør-Varanger kommune er spesielt følsom, i 99% av arealet ville tålegrensen vært overskredet med en svovelavsetning som i Vest-Agder. Ifølge NILU (pers. komm.) var svovelavsetningen i Vest-Agder i 1985 gjennomsnittelig ca. 95 $\text{keq}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ($1.5 \text{ g S}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$), mens den i Sør-Varanger var ca. 55

$\text{keq} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$ ($0.9 \text{ g S} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$) i de østligste delene. En økning av svovelavsetningen i dette området vil ha store konsekvenser for fiskebestandene i elver og innsjøer. Imidlertid er den sannsynlige utvikling for utslippskildene på den andre siden av grensen slik at svovelavsetningen antagelig vil bli lavere i fremtiden.

10. DISKUSJON

Naturens tålegrenser er et begrep som kan tolkes på mange måter. Det er mer generelt og mer omfattende enn det engelske uttrykket "Critical load" som oftest brukes i internasjonal sammenheng. I denne rapporten har vi konsentrert oss om tålegrensen for tilførsler av sterke syrer til overflatevann. I denne sammenheng faller begrepet tålegrense og "critical load" godt sammen, idet en uten videre tenker på en kritisk belastning når en sier tålegrense for sterke syrer.

Som tidligere nevnt er det tålegrensen for den totale tilførte syremengde en skal bestemme. Nedbør og tørravsetninger inneholder både svovelsyre og salpetersyre. Siden vi ikke kan følge de tilførte syreionene direkte gjennom nedbørfeltet og ut i avrenningsvannet, har vi brukt indirekte metoder. Syren som tilføres nedbørfeltene kommer hovedsakelig fra antropogen produksjon av SO_2 og NO_x . Dette medfører at sulfat og nitrat er sterkt korrelert til den tilførte syre. Følgelig må en overføre en anslått reduksjon i tilførte syrer til en tilsvarende reduksjon i tilført svovel og nitrogen. Figur 7a viser at forholdet mellom H^+ og SO_4 i nedbøren i Norge er ca 1:1, dvs. at sulfat-ionene kan oppfattes som en tracer for tilførte syrer. Av denne grunn kan vi bruke den vannkjemiske metoden for å anslå tålegrensen for svovel. Når det gjelder tålegrensene for tilført nitrogen er problemet større. Figur 7b viser at forholdet mellom NO_3 og NH_4 i nedbøren i Norge er ca. 1:1. Når begge disse ionene opptas av vegetasjonen i nedbørfeltet vil det ikke komme ut noen ioner i avrenningsvannet. Når ikke alt nitrogen opptas vil overskuddet finnes igjen i avrenningsvannet som nitrat. Da nitrat også er et anion av en sterk syre, vil det virke forsurende på samme måte som sulfat. Da bare en del av det tilførte nitrogen finnes igjen i avrenningsvannet som nitrat, kan ikke konsentrasjonen av dette ion brukes som tracer for den tilførte salpetersyre. Derfor er det ikke mulig å bruke samme fremgangsmåte som for svovel for å bestemme tålegrensen for nitrogen. En må angripe denne problemstillingen fra andre vinkler. Disse vil bli vurdert i et annet prosjekt.

ANC-verdien for en vannmasse er pr. definisjon gitt ved differansen mellom summen av basekationene og summen av sterke syrer anioner. For å få gode data må analyseresultatene være gode. Dette kan

kontrolleres ved å sjekke ionebalansen. En må derfor også ha data for alkalitet labilt aluminium og organiske anioner, selv om disse ikke inngår i beregningen av ANC.

Tålegrenser må relateres til biologiske organismer, selv om det er de kjemiske forhold som bestemmer tålegrensen. Denne må derfor uttrykkes som mengde eller konsentrasjon av en eller flere kjemiske parametre som normalt vil være gitt ved en konsentrasjons- eller mengdeskala som går fra negative til positive verdier. Tålegrensen for en bestemt biologisk organisme vil da ligge et sted på denne skala. Ulike organismer vil ligge ulike steder på skalaen. Den kjemiske verdien for en gitt organismes tålegrense kan bestemmes ved en kombinasjon av empiriske data og eksperimentelle forsøk. Parameteren ANC synes å være egnet som kjemisk kriterium for biologiske indikatorer i overflatevann. En vurdering av forholdet mellom ANC i overflatevann og de biologiske indikatorene fisk og evertebrater er gitt i egen rapport (Lien et al. 1990).

For hver enkelt rute i fargekartene er det valgt en vannlokalitet som representativ for ruten. For Aust- og Vest-Agder og andre begrensede områder i Sør-Norge er antall sjøer med kjemiske data så mange at en kan sammenlikne den valgte innsjøens kjemi med de øvrige innsjøene i ruten (tabell 1). En foreløpig vurdering av et begrenset antall ruter viser at den valgte innsjøen er representativ. For store deler av Sør-Norge har vi imidlertid bare få data for hver rute. For det videre internasjonale samarbeidet er det viktig å kunne dokumentere representativiteten av verdiene som danner grunnlaget for de utarbeidede fargekart.

En viktig anvendelse av det datagrunnlaget som nå foreligger er for prognoser av effekter av endringer i tilførsler av svovel og nitrogen gjennom nedbør og tørravsetninger. Både enkle empiriske modeller og mer kompliserte matematiske modeller kan brukes for dette formål. Resultatene fra slike beregninger kan presenteres på flere måter. Fargekart kan være egnet når en ønsker å illustrere hvor tålegrensene er overskredet ved et endret tilførselsmønster, mens frekvensfordelingskart kan være mer egnet når arealmessige endringer er av interesse. En videreføring av tålegrensearbeidet i 1990 vil være å utarbeide slike prognoser.

11. HENVISNINGER

- Brakke, D.F., Henriksen, A. og Norton, S.A.. 1990. A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24 (In press).
- ECE, 1990. DRAFT MANUAL on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded. Prepared by the Workshop and Task Force on Mapping with the assistance of the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe (UN-ECE).
- Henriksen, A. 1984. Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 692-98.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. og Fjellheim, A.. 1990. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Naturens Tålegrenser, NIVA O-89185. Fagrapport nr. 3.
- Nilsson, J. og Grennfelt, P. (eds.). 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen - Report from a Workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988. UN-ECE and Nordic Council of Ministers, Nord 1988:15.
- Reuss, J.O. og Johnson, D.W.. 1986. Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. (Springer, New York, 1986).
- Schaug, J., Skjelmoen, J.E., Walker, S.E., Harstad, A., Nodop, K. og Pacyna, J.M.. 1988. Co-operative Programme on Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP). Data Report 1986, Part 2: Monthly and seasonal summaries. Norsk institutt for luftforskning (NILU), Lillestrøm.
- SFT, 1988. 1000-sjøers undersøkelsen 1986 - fiskestatus. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 313/88. NIVA.
- SFT, 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 375/89.

Sverdrup, H.U., de Vries, W. og Henriksen, A. 1990. Mapping Critical Loads. Criteria, calculation methods, input data, and calculation examples for mapping critical loads and areas where they have been exceeded. Background document prepared for the Workshop and Task Force on mapping critical loads and levels, at Bad Harzburg November 6-9, 1989.

Søggen, R., 1967. Nedbør, tilløp og fordunstning. Vassdragsdirektoratet. Hydrologisk avdeling Rapport nr. 14/67.

12. DATAKILDER

I tillegg til vannkjemiske data hentet fra litteraturen og listet opp nedenfor, har Fylkesmannens Miljøvernavdelinger i Buskerud og Hedmark stilt upubliserte data til disposisjon for undersøkelsen. Ikke tidligere publiserte vannanalyser fra NIVA er også blitt benyttet.

Arnekleiv, J.V., Bongard, T. og Koksvik, J.I. 1988. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapp. Zool. Serie 1988-5. LFI. Rapp. 74.

Berge, D., Traaen, T., Rognerud, S. og Høgberget, R. 1988. Planktonisk primærproduksjon i en arktisk innsjø på 71.2°N. Produksjonens døgnfordeling under midnattsol. NIVA, O-87065, E-87701.

Bjerke, G. og Halvorsen, G. 1982. Hydrografi og evertebrater i innsjøer og elver i Hemsedal 1979. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo. Rapp. 49.

Bongard, T. og Arnekleiv, J.V. 1988. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapp. Zool. Serie 1988-1. LFI. Rapp. 70.

Brettum, P. 1979. Planteplankton som indikator på trofinivå i norske innsjøer, NIVA XB-07.

Drabløs, D. og Sevaldrud, I. 1980. Forsuringstendensar, endringar i bruk av utmark og sur nedbør i utvalde område i Nord-Hedmark. SNSF, IR 59/80.

- Eidnes, T., Johnsen, G. og Waatevik, E. 1987. Kartlegging av innsjø-lokaliteter i Sunnhordland og i "Bergens-regionen" med hensyn på egnethet for oppdrett av laksesmolt i mæ. NIVA 0-85250, 0-85229.
- Eie, J.A. 1982. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Grimsvassdraget, Oppland og Hedmark. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo. Rapp. 37.
- Eie, J.A. 1982. Atnavassdraget. Hydrografi og evertebrater - en oversikt. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo. Rapp. 41.
- Fagernes, K.E. 1987. Begroingsundersøkelser i Åbjøra/Tisleia og Reina-vassdragene. Oppland og Buskerud fylker. Vassdragsforsk. Oslo. Rapp. 118.
- Fjeld, E., Blakar I.A. og Cram, K. 1989. Forsuringsstatus og kalkingsplan for Vestfold. Fylkesmannen i Vestfold. Miljøvernavdelingen.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i 355 innsjøer i Norge. Niva, 0-87124.
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1981. Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1980. NIVA, 0-62042.
- Gulbrandsen, T.R., Johannessen, M., Kildahl, T., Kjellsen, A. og Kullsvehagen, Y. 1986. Forsurningssituasjonen på Hardangervidda. Kjemisk vannkvalitet og fiskestatus. Fylkesmannen i Telemark. Miljøvernavdelinga. Rapp. 2/86.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i øvre Glommaområdet. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo. Rapp. 78.
- Halvorsen, G. og Blakar I.A. 1982. Del I: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Joravassdraget, Oppland, 1980. Del II: Kjemisk-fysiske forhold i Joravassdraget (Dovrefjell) med hovedvekt på ionerelasjoner. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo. Rapp. 38.
- Henriksen, A. og Andersen, S. 1982. Forsuringssituasjonen i Oslomarkas vann. NIVA F-80408.
- Henriksen, A. og Lien, L. 1986. Regionale undersøkelser av store innsjøers kjemi i Sør-Norge vinteren 1986. NIVA (upubl. data).

- Holtan, H. 1984. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Lømsen, Østre Dyn, Granavatn og Nesvatn i Nord-Trøndelag. NIVA O-83069.
- Holtan, H., Brettum, P., Hals, B. og Holtan, G. 1982. Glåma i Hedmark. Delrapport om innsjøer. Undersøkelser i tidsrommet 1978-1980. NIVA O-78045 IV.
- Holtan, H. og Langeland, A. 1971. Ottavassdraget, Sjoa og Gudbrandsdalslågen. Orienterende fysisk-kjemisk og biologisk undersøkelse. Sommeren 1970. NIVA O-71/70.
- Jonsson, N. og Blakar, I.A. 1988. Kjemisk overvåking av norske vassdrag 1987. Direktoratet for naturforvaltning. Fiskeforskningen. Rapp. 1988-3.
- Joranger, E.A., Henriksen, A., Kiland, H., Lysholm, C., Muniz, I.P., Sevaldrud, I.H. og Svalastog, D. 1980. Luft- og nedbørkjemi i Finnmark 1976-79. Naturgrunnlag, vannkjemi og fiskeforhold i Jergul feltforskningsområde, 1977. SNSF IR 76/80.
- Joranger, E., Henriksen, A., Raddum, G., Fjellheim, A., Hesthagen, T., Sevaldrud, I. og Ousdal, J.O. 1984. Vikedalsvassdraget - Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser 1981-1983. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 123/84. NIVA O-80006-03 III.
- Kristoffersen, T., Romstad, R. og Tjomsland, T. 1980. Osenvassdraget. Vurderinger av resipientforhold. NIVA O-80063.
- Lien, L., Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Raddum, G. og Sevaldrud, I. 1986. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 248/86. NIVA O-80006-03. 4.
- Lien, L., Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Larsen, B.M., Raddum, G. og Sevaldrud, I. 1988. Naustavassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1985/86. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 315/88. NIVA O-80006-03.
- Lien, L., Arnekleiv, J.V., Brettum, P. og Koksvik, J.I. 1988. Tiltaksorientert overvåking av Snåsavatn 1984-1987. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 322/88. NIVA O-8000237.

- Lingsten, L. 1981. Dokka/Etna-vassdraget. Undersøkelser i forbindelse med plan om kraftverksutbygging. Vannkvalitet. Virkninger av reguleringsinngrep. Forslag til minstevannføringer. NIVA 0-77102.
- Lingsten, L. og Holtan, H. 1976. Raumavassdraget. Behov for undersøkelser i forbindelse med eventuelle vassdragsreguleringer. NIVA 0-123/75.
- Lingsten, L., Holtan, H., Løvik, J.E. og Tjomsland, T. 1978. Forberedende undersøkelser i Stryne-, Lo- og Jostedalsvassdragene i forbindelse med Breheimreguleringen. NIVA 0-52/76.
- Oppegård, B., Wilberg, J.H. og Pedersen, H.B. 1990. Aksjon '88. Vannkjemi og fiskestatus i vassdrag i Akershus. Akershus Jeger- og Fiskerforbund. (Rapport under arbeid.)
- Raddum, G.G. 1980. Fysisk-kjemiske data fra utvalgte sjøer i Sør-Norge. SNSF TN 55/80.
- Sevaldrud, I.H. og Hegge, O. 1987. Fiskestatus i forsuringfølsomme områder i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen Rapp. 8 1987.
- Skogheim, O.K., Sevaldrud, I., Henriksen, A., Svalastog, D., og Hesthagen, T. 1984. Vannkvalitet og fiskestatus i utvalgte områder på Hardangervidda i 1983. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Fiskeforskningen. Rapp. 1984. 4.
- Skulberg, O., Kotai, J., Aanes, J., Balmér, P. og Tjomsland, T. 1977. Naustdalsvassdraget, Augedalsvassdraget og Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. Vassdragsundersøkelser 1975-1976. NIVA 0-48/74.
- Statens forurensningstilsyn. 1986. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 256/86.
- Statens forurensningstilsyn. 1987. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 296/87.
- Statens forurensningstilsyn. 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 282/86. NIVA.

- Tjomsland, T., Alsaker-Nøstdahl, B., Kristoffersen, T. og Romstad, R. 1980. Austefjordsvassdragene. Vurdering av resipientforholdene. NIVA O-80064.
- Traaen, T.S. 1987. Forsuring av innsjøer i Finnmark. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 299/87. NIVA O-8000603.
- Traaen, T.S., Arnekleiv, J.V., Bongard, T., Grande, M., Lindstrøm, E.-A. og Lingsten, L. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Gaula, Sør-Trøndelag, 1986-1987. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 337/88. NIVA O-8000238.
- Traaen, T., Asvall, R.P., Brettum, P., Heggberget, T.G., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Rørslett, B. og Aagård, K. 1983. Basisundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-82. Hovedrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 68/83. NIVA O-80002-16 II.
- Traaen, T.S. og Henriksen, A. 1989. Overvåking av innsjøer rundt Mongstad. NIVA O-88162.
- Vik, R. (ed.) 1978. The lake Øvre Heimdalsvatn, a subalpine freshwater ecosystem. *Holarct. Ecol.* 1: 81-320.
- Walseng, B. og Halvorsen, G. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen, limnologisk oversikt. Vassdragsforsk. Oslo. Rapp. 95.
- Walseng, B., Brittain, J.E. og Halvorsen, G. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - Limnologiske befaringer september 1985 og juli 1986. Vassdragsforsk. Oslo. Rapp. 104.
- Wright, R.F. 1988. RAIN-project. Annual report for 1987. NIVA O-82073.
- Wright, R.F., Dale, T., Henriksen, A., Hendrey G.R., Gjessing, E.T., Johannessen, M., Lysholm, C. and Støren, E. 1977. Regional surveys of small Norwegian lakes. October 1974, March 1975, March 1976 and March 1977. SNSF IR 33/77.
- Aanes, K.J., Brettum, P., Holtan, G. og Lindstrøm, E.-A. 1986. Oselvassdraget. Basisundersøkelser 1982-1984. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 261/86. NIVA O-8000230.
- Aanes, K.J., Lien, L. og Brettum, P. 1987. Resipientsituasjonen i Finsevatn - vurderinger av behovet for rensetiltak. NIVA O-85130.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577 -1737-1