

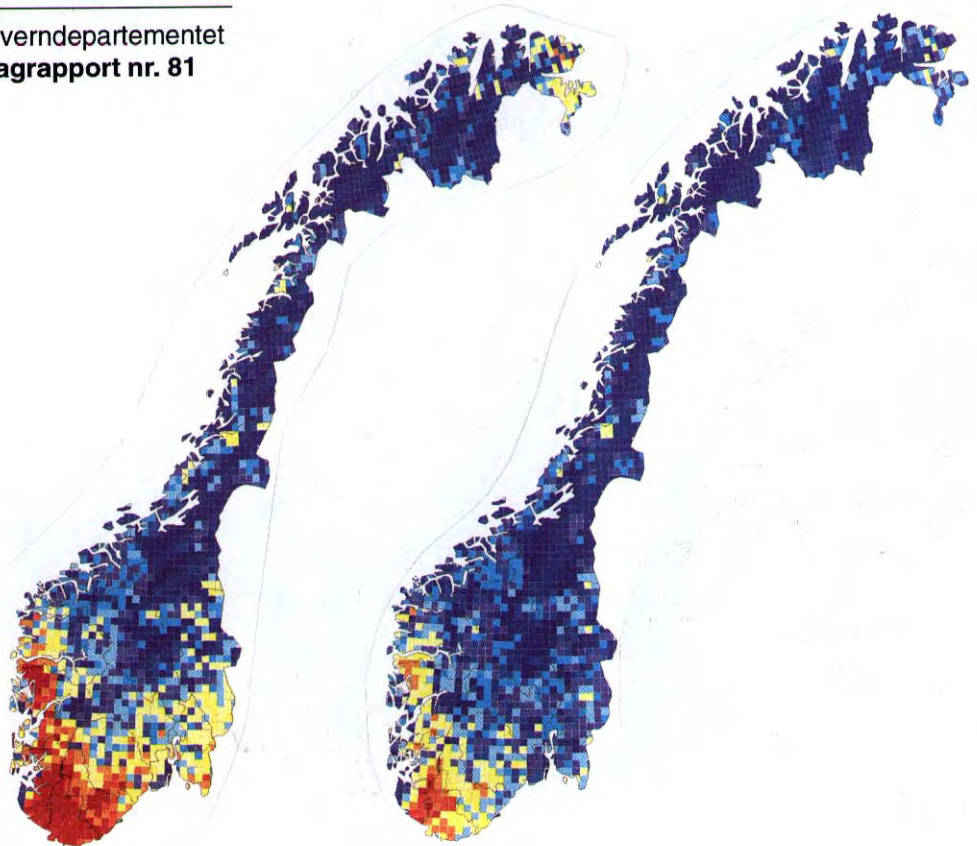
RAPPORT LNR 3528-96

Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og mottiltak

NATURENS
TÅLEGRENSER



Miljøverndepartementet
Fagrapport nr. 81



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-95261	
O-89210	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3528-96	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 1 4890 Grimstad	Rute 866 2312 Ottestad	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Forsuring av overflatevann - beregningemetodikk, trender og mottiltak	Dato: Oktober	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Arne Henriksen, NIVA Atle Hindar, NIVA Helge Styve, DNMI	Eirik Fjeld, NIVA Leif Lien, NIVA	Geografisk område: Norge
	Antall sider:	Opplag:

Oppdragsgiver: Direktorat for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt:

Begrepet "*naturens tålegrenser*" (eng. critical load) er idag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Det tallmaterialet som framskaffes gir grunnlag for og dermed muligheten til, via internasjonale forhandlinger, å fatte politiske beslutninger om miljømål som står direkte i forhold til tålegrensene. Denne rapporten sammenstiller de metoder som er utviklet og anvendt i Norge i arbeidet med tålegrenser for overflatevann og for kalking. Den presenterer ajourførte beregninger av tålegrenseoverskridelser og kalkkostnader idag og effektene av den nye svovelprotokollen som ble undertegnet i Oslo i juni 1994. Den inkluderer også det arbeidet som er gjort med å lage en skadefunksjon for forholdet mellom tålegrenseoverskridelser og fiskeskader.

4 emneord, norske

1. Tålegrenser
2. Sur nedbør
3. Overflatevann
4. Kalking

4 emneord, engelske

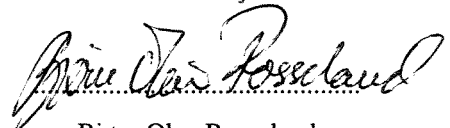
1. Critical load
2. Acid precipitation
3. Surface water
4. Liming

Prosjektleder



Arne Henriksen

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

82-577-3074-2

Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og mottiltak

Forfattere:

*Arne Henriksen
Atle Hindar
Helge Styve
Eirik Fjeld
Leif Lien*

Forord

Metodikk for å beregne tålegrenser for forsuring av overflatevann og scenarier ved endret utslippsnivå er utviklet gjennom prosjektarbeid over flere år. Finansiering har skjedd gjennom programmet "Naturens tålegrenser" (Miljøverndepartementet) og via Nordisk Råd. I 1993 og 1994 finansierte Direktoratet for naturforvaltning (DN) et arbeid der beregning av kalkbehov ble gjort på basis av tålegrenseoverskridelser.

I NIVAs prosjektforslag til DN av 17.02.95 ble det foreslått å videreføre dette arbeidet med revidering av det metodiske grunnlaget og nye beregninger av kalkbehov for fylkene. I DN-kontrakt 659 11/95 "Kalkingsstrategi basert på naturens tålegrenser" av 29.11.95 anføres det at det skulle tas hensyn til den spesielt tynne vannkvaliteten på Vestlandet ved innføring av variabel ANC_{limit} . Konsekvensvurdering av dette skulle gjøres basert på depositionsdata for perioden 1988-1992.

Den foreliggende rapporten er dels en rapportering av ovenfor nevnte DN-prosjekt, men samtidig en presentasjon av det reviderte beregningsgrunnlaget for tålegrensefastsettelse, overskridelser, scenarier og kalkbehov. Vi har også inkludert et arbeid med å komme fram til en skadefunksjon fordi dette er nært knyttet til det øvrige arbeidet. Statens forurensningstilsyn har finansiert dette i et eget prosjekt.

Oslo, juli 1996

Arne Henriksen

Innhold

1. Sammendrag	4
2. Innledning	6
3. Begreper og definisjoner	7
4. Forhandlinger om reduksjon av svovelutslipp i Europa - den nye svovelprotokollen	8
5. Beregningsmetoder for tålegrenser	10
5.1. Modeller	10
5.2. Tålegrenseberegninger med SSWC-modellen	10
5.2.1. Valg av biologisk indikator	11
5.2.2. Valg av kjemisk komponent og kritisk verdi	11
5.2.3. Metode ved bruk av variabel ANC_{limit}	12
5.2.4. Resultater	12
6. Metoder for kobling av tålegrenser for svovel og nitrogen	14
6.1. Bakgrunn	14
6.2. Modifisert SSWC-metode	14
6.3. FAB-modellen	14
6.4. Resultater ved bruk av SSWC-modellen	15
6.5. Resultater ved bruk av FAB-modellen	16
7. Utarbeidelse av en skadefunksjon for effekter av sur nedbør på fiskebestander	37
7.1. Bakgrunn	37
7.2. Metodikk	37
7.2.1. 1000-sjøers undersøkelsen 1986	37
7.2.2. Statistisk metode	37
7.3. Resultater og diskusjon	38
8. Kalkbehov og tiltaksstrategi	40
8.1. Bakgrunn	40
8.2. Metode ved bruk av SSWC-modellen	40
8.3. Kalk- og kostnadsbehov	41
8.4. Kalkingsstrategi	41
9. Konklusjoner og videre arbeid	43
10. Referanser	44

1. Sammendrag

Begrepet "naturens tålegrenser" (eng. critical load) er idag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Det tallmaterialet som framskaffes gir grunnlag for og dermed muligheten til, via internasjonale forhandlinger, å fatte politiske beslutninger om miljømål som står direkte i forhold til tålegrensene. Utvikling av tålegrensebegrepet og definisjoner knyttet til dette er en måte å operasjonalisere Brundtlandkommisjonens begrep "bærekraftig utvikling" på.

I rapporten sammenstilles de metoder som er utviklet og anvendt i arbeidet med tålegrenser for overflatevann og for kalking. Vi presenterer ajourførte beregninger av tålegrense-overskridelser og kalkkostnader. Vi har også funnet det nyttig å inkludere det arbeidet som er gjort med å lage en skadefunksjon for forholdet mellom tålegrenseoverskridelser og fiskeskader.

Det er FN's økonomiske kommisjon for Europa (UN-ECE) som organiserer de internasjonale forhandlingene om utslippsreduksjoner og utarbeider protokoller. Det vil kreve enorme reduksjoner av utslippene i de fleste landene for å nå nær full beskyttelse (5 prosentilen) i alle forsurede områder i Europa. Med dagens teknologi vil dette bli så dyrt at det ikke er politisk flertall for å oppnå dette. Det er derfor gjort beregninger (av IIASA) der miljømålet er redusert. De fleste landene har sagt seg villige til å redusere sine utslipp innen år 2010 slik at "60 % GAP-closure" (redukere tålegrenseoverskridelsene med 60 %) kan oppfylles. Reduksjonstallene er gitt i tabell 1.

De tålegrenseberegninger for overflatevann vi redegjør for er basert på SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry model) og den prosessorienterte FAB-modellen (First-order Acidity Balance model). FAB-modellen er basert på massebalanseprinsippet (steady state) som brukes i mange modeller for beregning av tålegrenser for skogsjord. Innlandsaure er valgt som biologisk indikator og ANC (Acid Neutralizing Capacity) som kjemisk variabel for tålegrenseberegningene. Tidligere ble det brukt

en fast kritisk verdi for ANC ($ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/L}$), men her presenteres en verdi som varierer med syredeposisjonen.

Vi har testet konsekvensene av å bruke en variabel ANC_{limit} for tålegrensene i Norge, Sverige og Finland og beregnet forskjellen i tålegrenseoverskridelsene (tabellen under).

Prosent areal (Norge) og prosent av innsjøer (Finland og Sverige) hvor tålegrensene er overskredet ved bruk av en variabel ANC_{limit} og en fast ANC_{limit} (20 $\mu\text{ekv/l}$).

Land	Fast ANC_{limit}	Variabel ANC_{limit}	Forskjell
Sverige	30,2	28,6	1,6
Finland	17,2	14,3	2,9
Norge	32,0	25,0	7,0

Den geografiske utbredelse av områder der tålegrensen idag er overskredet ved bruk av den variable ANC_{limit} er i bedre overensstemmelse med de områder der fiskebestandene er skadet enn ved å bruke en fast ANC_{limit} . Den variable ANC_{limit} blir nå brukt i det foreløpige arbeidet som skal gi grunnlag for en ny nitrogen-protokoll.

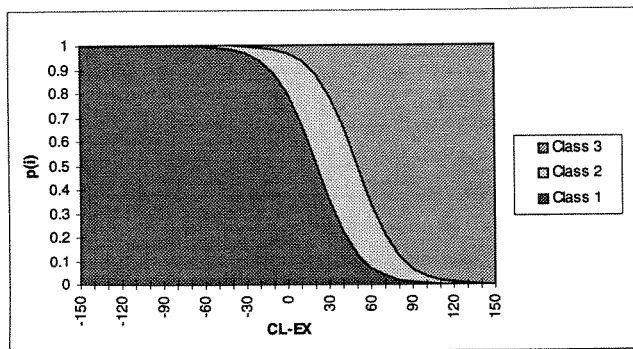
Vi har beregnet tålegrenseoverskridelsene i Norge for bare svovel og for svovel pluss dagens nitrogen-overskridelse (Tabellen under).

Forskjellen mellom overskredet areal for bare svovel og for både svovel og nitrogen er bare på ca. 9 %. Dette skyldes at nitrogen i stor grad bare øker overskridelsen der tålegrensen allerede er overskredet for svovel.

Data fra 1000 sjøers undersøkelsen er brukt til å utarbeide en skadefunksjon mellom tålegrenseoverskridelser og fiskeskader. Tilstanden (status) for hver fiskeart og generell fiskestatus i hver innsjø er angitt som en skadeindeks, enten god/uendret (1), redusert (2) eller tapt (3). Regresjonsanalysen viste at sannsynligheten for at en bestand skal finnes i skadeklasse 1 (uberørt), 2 (reduisert) eller 3 (utdødd)

Areal i Norge der tålegrensene for sterk syre er overskredet for to deposisjonsscenarioer og for fast og variabel ANC_{limit} . Overskridelsene er beregnet utfra bare svoveldeposisjon og fra svoveldeposisjonen og dagens nitratavrenning.

Deposisjonsår	$ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/l}$		Variabel ANC_{limit}	
	1985	1990	1985	1990
Overskredet areal				
Bare svovel	114500	99000	87700	71800
Svovel + nitrogen	119600	104200	95100	80000
Prosent forskjell	9,6	9,5	9,2	9,0



Sannsynligheten for forsuringsskader som funksjon av tålegrenseoverskridelser (CL_{EX}). Kurvene er basert på regresjonsmodellen. Sannsynligheten for forekomst av en skadeklasse ved en gitt verdi av CL_{EX} er lik høyden på de enkelte arealene.

kan beregnes ut fra gitte likninger og figuren over.

Ved å summere overskuddsyren for alle ruter der tålegrensen er overskredet i et gitt område (f.eks. et fylke eller en region) kan en beregne det totale årlige avsyringsbehovet og deretter kalkbehovet. For større vassdrag er det mere hensiktsmessig å se på delnedbørfelt enn ruter. Slike vassdragstilpassede beregninger er gjort for Tovdalsvassdraget og ajourførte beregninger er gitt i denne rapporten. Både overskridelser pga svovel og nitrogen tas med i disse beregningene.

Ved å avsyre overskridelsen av tålegrensen med kalk bringes vannkvaliteten opp til den kritiske verdi av den valgte kjemiske parameter (ANC_{limit}). Når en kalker endrer ikke dette på svoveldeposisjonen, slik at en fortsatt vil kunne ha samme aluminiummobilisering i jorda som tidligere. Derfor må en sørge for at den faktiske ANC-verdi en ønsker å oppnå er slik at sannsynligheten for at giftig aluminium er tilstede er liten. Dette tas i vare ved å bruke et variabelt buffertillegg. Beregning av kalkbehov er gjort på det grunnlaget. Resultatene fra beregningene ved bruk av SSWC-modellen er gitt nedenfor.

Beregningene av kalkbehov er utført for ulike utslippsscenarioer, der redusert nedfall direkte påvirker avsyringsbehovet. Det er imidlertid viktig å gjenta at redusert nedfall ikke umiddelbart behøver å gi bedret vannkvalitet. De kalkbehovene som refererer seg til år 2010 vil derfor være minimumsestimater. Den videre vannkvalitetsovervåkingen vil gi oss mer kunnskap om dette.

Beregningene gjør det mulig å komme fram til kalkbehovet i de forskjellige regioner, fylker og større

Oversikt over fylkesvise og totale kostnadsbehov, kalkbehov og prosentvis fylkesfordeling

Fylke	Behov Tonn/år		Behov % av totalt		Kostnader mill. kr./år	
	1990	2010	1990	2010	1990	2010
Østfold	7 090	470	1,7	0,2	5,7	0,38
Oslo/Akershus	5 690	0	1,3	0,0	4,7	0
Hedmark	9 730	550	2,3	0,3	7,8	0,44
Oppland	2 490	15,6	0,6	0,0	2,0	0,04
Buskerud	9 140	540	2,1	0,3	7,3	0,44
Vestfold	3 120	0	0,7	0,0	2,5	0
Telemark	35 040	8 280	8,2	4,1	28,0	6,6
Aust-Agder	57 250	21 580	13,4	10,8	45,8	17,3
Vest Agder	71 940	37 380	16,9	18,7	57,6	29,9
Pogaland	79 230	36 790	18,6	18,7	63,4	29,4
Hordaland	95 800	39 750	22,5	19,8	76,6	31,8
Sogn og Fjordane	48 510	16 990	11,4	8,5	38,8	13,6
Møre og Romsdal	880	0	0,2	0,0	0,7	0
Sør-Norge	425 890	200 400	100,0	100,0	341	130

vassdrag i dag og sannsynlig kalkbehov i framtida. Det kan være nyttig for miljøforvaltningen å kjenne til den sannsynlige utviklingen i forsuringssituasjon og kalkbehov. Det vil bedre mulighetene for langtidsplanlegging både på nasjonalt og regionalt nivå.

Vi vil anta at laksevassdragene må betraktes noe strengere fordi laksen har høyere krav til vannkvalitet enn innlandsauren. Det foregår for tiden forsknings- og utredningsarbeid i Norge på dette området.

Prognosene for effekten av den nye svovelprotokollen kan baseres enten på dagens nitrogenlekkasje eller på den maksimalt mulige lekkasje. Det er meget usikkert hvordan nitrogenlekkasjen vil utvikle seg fremover. Det er ikke sikkert at redusert N-deposisjon vil føre til redusert N-lekkasje på sikt. Det er nitrogenets rolle i forsuringssammenheng som er den mest usikre faktoren idag. Det er derfor meget viktig å få avklart dette elementets rolle i framtida, slik at prognoser for den videre forsuringsutvikling blir mer pålitelige.

Det er også viktig å være oppmerksom på at de beregninger og prognoser som er presentert i denne rapporten er basert på de metoder og de opplysninger som er tilgjengelige idag. Det vil alltid skje en utvikling, og når det foreligger endringer i metodikk og datagrunnlag vil disse bli brukt for å oppdatere beregningene.

2. Innledning

Begrepet "naturens tålegrenser" (eng. critical load) er idag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Selv om påvirkning av forurensninger bare er en av flere trusler mot det biologiske mangfoldet (Stenseth 1995), har en her klart å komme fram til relativt presise mål for et bærekraftig forureningsnivå for denne typen forurensninger. Videre kan vi kvantifisere den belastningen som overskrider tålegrensen i forskjellige områder.

Det tallmaterialet som framskaffes gir grunnlag for og dermed muligheten til, via internasjonale forhandlinger, å fatte politiske beslutninger om miljømål som står direkte i forhold til tålegrensene. Utvikling av tålegrensebegrepet og definisjoner knyttet til dette er en måte å operasjonalisere Brundtland-kommisjonens begrep "bærekraftig utvikling" på.

Det nasjonale programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1988 i regi av Miljøvern-departementet. Programmet gir bl. a. innspill til pågående aktiviteter under Konvensjonen for langtransporterte grenseoverskridende Luftforurensninger (Geneve-Konvensjonen). Mye av det internasjonale arbeidet med tålegrenser utføres i dag i regi av en "Task Force for Mapping the Critical Loads and areas where the Critical Loads are exceeded", opprettet av Executive Body som er styringsorgan for Langtransportkonvensjonen. Det norske arbeidet med tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann har foregått i nært samarbeid med "Task Force on Mapping" og med Effektgruppen under Nordisk Ministerråd.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har siden programmet ble startet deltatt aktivt i tålegrensarbeidet, spesielt med hensyn til tålegrenser for overflatevann. NIVA har bl. a. bidratt internasjonalt med utvikling av metoder for beregning av tålegrenser for både svovel og nitrogen, og utarbeidet tålegrensekart for hele Norge og Svalbard.

Tålegrensemetoden er brukt til å beregne kalkbehov for Norge idag og ved fremtidige depositions-scenarier, og resultatene av dette arbeidet brukes i forbindelse med kalkingsarbeidet som utføres i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Resultatene fra NIVA's arbeid er publisert i norske og engelske rapporter og i artikler i internasjonale tidsskrifter.

Tålegrensene for overflatevann er kartlagt for Norge, Sverige og Finland og i deler av Kolahalvøya og England og spredte steder ellers i Europa, og tålegrenseberegninger for jord foreligger for det meste av Europa. Det er utarbeidet foreløpige kart for tålegrenser og for overskridelser av tålegrenser for svovel for hele Europa (Hettelingh et al, 1993, Posch et al. 1995). Deposisjonsverdiene som brukes er basert på de data som samles inn under det Europeiske

overvåkingsprogram (EMEP, Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). Dette datagrunnlaget er brukt i de internasjonale forhandlingene for fastsettelse av den nye svovelprotokollen som ble undertegnet i Oslo i juni 1994.

Det internasjonale arbeidet med tålegrenser konsentrerte seg til å begynne med om svovel (Downing et al. 1993), og resultatene ble som nevnt ovenfor brukt som grunnlag for den nye svovelprotokollen. Etter at nitrogenets rolle for forsurening av jord og vann ble gjenstand for økende oppmerksomhet i slutten av 80-årene organiserte Nordisk Ministerråd og U.S. Environmental Protection Agency en "workshop" over dette tema i København i 1988 (Malanchuk og Nilsson 1989). Sikten med denne var å fastsette kunnskapsstatus for nitrogenets rolle i forsureningen av våre omgivelser. Selve grunnlaget for kartlegging av tålegrenser for nitrogen ble imidlertid lagt under en "workshop" arrangert av Nordisk Ministerråd i Løkeberg, Sverige i april 1992 (Grennfelt og Thörnelöf 1992). Her ble det gitt anbefalinger for hvordan en skulle beregne tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for nitrogen. Spørsmålet om hvor mye av det atmosfærisk tilførte nitrogenet som kan lekke ut av et nedbørfelt og hvor mye en kunne akseptere ble belyst med empiriske og prosessorienterte modeller.

I Løkeberg ble det presentert to modeller, en empirisk og en prosessorientert for å beregne tålegrenser for tilførsler av både svovel og nitrogen til overflatevann. Den empiriske modellen, Steady State Water Chemistry (SSWC) modellen, beregner tålegrenser for syre og dagens overskridelse av sure tilførsler, inkludert nitrogen. Den prosessorienterte modellen, First-order Acidity Balance (FAB) modellen, beregner samtidig tålegrensen for både svovel og nitrogen og deres overskridelser. FAB-modellen er basert på massebalanseprinsippet (steady state) som brukes i mange modeller for beregning av tålegrenser for skogsjord.

The Working Group on Strategies har basert sine beregninger på å redusere forskjellen mellom dagens nedfallsnivå og tålegrensen med minst 60% (60% "gap closure") i hver enkelt EMEP-rute (150x150 km), basert på den såkalte RAIN's modellen og med den mest kostnadseffektive fordeling av utslippsreduksjonene. Disse beregningene er basert på 5-prosentilen av tålegrenseverdiene innen hver EMEP-rute, dvs. at en i utgangspunktet ønsker å beskytte minst 95% av arealet (populasjonene) i ruten. Svovelprotokollen ble som nevnt undertegnet i juni 1994 i Oslo. På bakgrunn av de depositionsverdiene som denne svovelprotokollen gir kan vi beregne hvor og hvor mye tålegrenseoverskridelsene i Norge vil bli redusert. Vi

kan også dermed anslå kostnadene ved å nøytralisere disse overskridelsene.

Denne rapporten er en sammenstilling av de metoder som er utviklet og anvendt i arbeidet med tålegrenser for overflatevann og for kalking. Vi presenterer ajourførte beregninger av tålegrenseoverskridelser og kalkkostnader. Det er utarbeidet en skade-

funksjon på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) mellom nivået for overskridelse av naturens tålegrenser for sur nedbør i ferskvann og skader på fiskebestander og bunndyrfauna (Henriksen et. al 1996). Vi har funnet det naturlig å presentere denne her. Endelig gjøres en vurdering av det fremtidige behovet for arbeid innen forsuring og mottiltak.

3. Begreper og definisjoner

Innen det internasjonale tålegrensearbeidet er det en rekke begreper som brukes. En sammenstilling og en kort beskrivelse av innholdet i begrepene er gitt nedenfor.

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Slike anslag kan være basert på flere forskjellige metoder, og valget av metode avhenger i stor grad av den aktuelle *reseptor* og tilgang på relevante data for beregningene. Effekten på *biologiske indikatorer* brukes for å identifisere skader på økosystemer i ferskvann. En indikator er en organisme med en kjent følsomhet for den gitte forurensningskomponent eller indirekte effekter av

komponenten. Levende organismer er gode "integratorer" for de kjemiske forholdene i deres omgivelser. De kan derfor registrere effekter av kjemiske komponenter som endrer seg raskt og som kan være vanskelige å måle med tradisjonelle målemetoder. De metoder som brukes for å beregne tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til ferskvann bruker kjemiske data og er basert på antagelser om de vannkjemiske forholdene før den antropogene forsuringen fant sted. *Den kritiske kjemiske verdi* er basert på de kunnskaper vi har idag om følsomme organismers toleranse overfor vannkjemiske komponenter.

Definisjoner

Naturens Tålegrense (eng: Critical Load/Levels): Et mål for tilførsel av forurensninger som, utfra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet slik som reduserte fiskebestander/fiskedød og skogskader/skogsdød.

Miljømål (eng: Target Load): Nasjonalt fastsatte belastningsverdier som tar tekniske, økonomiske, sosiale og politiske hensyn og som kan ligge over (eller under) naturens tålegrense. Ideelt sett skal miljømålene reduseres til tålegrensen eller lavere over tid.

Syrenøytraliserende kapasitet (Acid Neutralizing Capacity, ANC): En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer.

Reseptor: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (F.eks. jord, grunnvann, overflatevann).

Biologisk indikator(er): 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).

Kritisk kjemisk verdi: Den høyeste eller laveste verdi for en kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f.eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

4. Forhandlinger om reduksjon av svovelutslipp i Europa - den nye svovelprotokollen

Det er FN's økonomiske kommisjon for Europa (UN-ECE) som organiserer internasjonale forhandlinger om og utarbeider protokoller for svovelreduksjoner. Norske fagmiljøer har utviklet metodikk og gjennomført beregninger som har ligget til grunn for disse forhandlingene. Tålegrensemetodikken er det redegjort for i den foreliggende rapporten. I dette kapittelet omtales en del av de øvrige metodene og resultatet av forhandlingene i Oslo i 1994.

Ved Det norske meteorologiske institutt (DNMI)

er det gjennomført beregninger av transport av luftforurensninger siden 1977 som en del av EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). Hovedformålet har vært å beregne avsetninger og konsentrasjoner av luftforurensninger og transport over landegrensene.

DNMI har utviklet en lagrangesk luftforurensningsmodell som beregner nedfall av bl.a. svovel og nitrogen i Europa. Nedfallet beregnes over EMEP-

Tabell 1. Nåværende og framtidige utslippsreduksjoner for svovel i europeiske land, Canada og USA. Tallene er gitt i 1000 tonn og som prosent reduksjon i forhold til 1980. (fra UN 1994).

Country	Emission levels ¹ kt SO ₂ per yr		Target emission levels ² kt SO ₂ per yr			Percentage emission reduction (base year 1980)		
	1980	1990	2000	2005	2010	2000	2005	2010
Austria	390	90	78			80%		
Belarus	740		456			38%		
Belgium	825	443	248	232	215	70%	72%	74%
Bosnia and Herzegovina								
Bulgaria	2050	2020	1374	1230	1127	33%	40%	45%
Canada (nat.)	4614	3700	3200			30%		
	3245		1750			45%		
Croatia	150	160	133			11%		
Cyprus	31	54	58	66	74	-87%	-113%	-139%
Czech Republic.	2257	1876	1128	902	632	50%	60%	72%
Denmark	448	190	90			80%		
Finland	584	260	116			80%		
France	3348	1202	(868)	800		(74%)	76%	
Germany	7494	5803	1300	990		83%	87%	
Greece	400	510	550	600	650	-38%	-50%	-63%
Hungary	1632	1010	894	915	652	45%	50%	60%
Iceland	6							
Ireland	222	168	155			30%		
Italy	3800		1330	1042		65%	73%	
Lichtenstein	0,8	0,2						
Luxembourg	24		10			58%		
Netherlands	466	207	106			77%		
Norway	140	54	34-36			74-76%		
Poland	4200	3210	2583	2273	1397	37%	47%	66%
Portugal	266	284	314	295		-18%	-7%	
Romania	1800	1504						
Russian Federation ²⁾	7161	4460	4440	4297	4297	38%	40%	40%
Slovakia	843	539	337	295	240	80%	65%	72%
Slovenia	235	195	130	94	71	45%	60%	70%
Spain	3319	2316	2143			35%		
Sweden	519	130	100			80%		
Switzerland	126	62	60			52%		
Turkey	860							
Ukraine			2310	2118	1695	40%	45%	55%
United Kingdom	4898	3780	2449	1470	(980)	50%	70%	(80%)
United States	23780	21060						
(Yugoslavia)								
European Community	25513		(9563)			(63%)		

Tabellen har følgende note:

"Figures in this schedule are provisional and the positions of Parties are reserved as to the values indicated for emission targets. The target emission levels give the commitment referred to in paragraph 2 of article 2 of this Protocol. Some Parties have not yet indicated any target emission levels. 1980 and 1990 emissions and percentage reductions listed in the table are for information purposes only.

rutenettet med ruter med størrelse 150 x 150 km. Modellen bruker bl.a. resultater fra den norske værvarslingsmodellen for hver 6. time og utslippstall fra hvert enkelt land i EMEP-rutenettet. Resultater fra denne forurensningsmodellen har dannet grunnlaget for utslippsreduksjonsforhandlinger mellom landene i Europa.

Rijksinstituut voor Volksgezondheit en Milieu-hygiene (RIVM) har utarbeidet kart over naturens tålegrenser for SO₂ over EMEP-rutenettet. Det kartet som benyttes i forhandlingene om svovelreduksjoner er et kart over 5 prosentilen.

The International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) har en modell som beregner hvor det lønner seg å redusere utslippene. I modellen beregnes det hvor mye hvert land må redusere sine utslipp for å nå et bestemt miljømål samtidig som de totale kostnadene skal være lavest mulig. IIASA's

modell bruker resultater fra EMEP's modell for året 1985 og for perioden 1987-91. Andre input-data er verdier for 5 prosentilen og kostnadsreduksjonskurver for hvert enkelt land.

Det vil kreve enorme reduksjoner av utslippene i de fleste landene for å nå 5 prosentilen i alle ruter i Europa. Med dagens teknologi vil dette bli så dyrt at det ikke er politisk flertall i Europa for å oppnå dette. IIASA har derfor gjort kjøring av sin modell der miljømålet er redusert. For hver EMEP-rute har de satt miljømålet til et veiet gjennomsnitt mellom dagens nedfall og verdien for 5 prosentilen. Det politisk vedtatte miljømålet "60 % GAP-closure" er et veiet gjennomsnitt med 60 % vekt på dagens nedfall og 40 % vekt på 5 prosentil verdien. De fleste landene har sagt seg villige til å redusere sine utslipp innen år 2010 slik at "60 % GAP-closure" kan oppfylles (tabell 1).

5. Beregningsmetoder for tålegrenser

5.1. Modeller

Det finnes flere metoder for beregning av forsuringsfølsomhet og tålegrenser for sur nedbør (Sverdrup et al. 1990). Hovedskillet går mellom de statiske (steady state) og de dynamiske beregningsmodellene. Modellene forsøker å beskrive matematisk sammenhengen mellom belastning med sur nedbør og jordkjemi eller vannkvalitet. Steady state modeller basert på massebalanse-beregninger er SSWC (Henriksen et al. 1990) og PROFILE (Sverdrup and Warfvinge 1992). Eksempler på dynamiske simuleringsmodeller er MAGIC (Cosby et al. 1985), SMART (deVries et al. 1989), SAFE (Warfvinge et al. 1992) og ILWAS (Gherini et al. 1985).

I denne rapporten omtales tålegrenseberegninger for overflatevann basert på SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry method) og den prosessorienterte FAB-modellen (First-order Acidity Balance Method). FAB-modellen er basert på massebalanseprinsippet (steady state) som brukes i mange modeller

for beregning av tålegrenser for skogsjord.

Dynamiske modeller har den fordelen at de kan beskrive endring og tidsutvikling i vannkjemi innen et enkelt nedbørfelt under gitte forutsetninger, f.eks. ved redusert syrenedfall, men også for andre inngrep som endring i skogdekke. For å gjøre slike beregninger må det skaffes data for nedbørfeltet og modellen må kalibreres. De prosessorienterte modellene vil derfor være lite egnet til regionalt bruk. En svakhet er også at de ikke fanger opp endringer av kort varighet, slik som episoder.

De empirisk baserte statiske modellene er godt egnet til regionalt bruk og kan beregne effekter av endret deposisjon for store områder. Men de tar ikke hensyn til at det kan være tidsforsinkelser i respons når endret syrepåvirkning inntreffer. Modellene beskriver heller ikke effektene av episoder.

5.2. Tålegrenseberegninger med SSWC-modellen

De empiriske modellene er "steady state modeller"

Den statiske vannkjemiske metode (SSWC)

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) brukes som kjemisk variabel i forhold til en biologisk indikator. ANC er definert som differansen mellom konsentrasjonene av ikke marine basekationer (BC^*) og sterke syrers anioner (AN^*), men er samtidig et uttrykk for de toksiske komponenter i vannet:

$$[ANC] = [BC]^* - [AN]^* = [HCO_3^-] + [A^-] - [H^+] - [Al^{n+}] \quad (1)$$

hvor $[HCO_3^-]$ er konsentrasjonen av hydrogenkarbonat, $[A^-]$ er konsentrasjonen av organiske anioner, $[Al^{n+}]$ er summen av alle positivt ladde aluminiumioner. De ikke marine bidrag er indikert ved en asteriks (*).

Tålegrensen for en innsjø er definert som den førindustrielle (opprinnelige) avrenning av basekationer $[BC]_0$ fra nedbørfeltet. Tålegrensen ($CL(Ac)$) for sterke syrer for en gitt indikator-organisme er gitt ved:

$$CL(Ac) = ([BC]_0^* - [ANC]_{limit}) \cdot Q - BC_{dep}^* \quad (2)$$

hvor $[BC]_0^*$ er den førindustrielle konsentrasjonen av ikke-marine basekationer, ANC_{limit} er den kritiske ANC-konsentrasjon for den aktuelle organisme, Q er årlig middelavrenning og BC_{dep}^* er dagens ikke-

marine basekation deposisjon. For å beregne tålegrensen må en verdi for BC_0^* finnes. Dagens vannkjemi er utgangspunktet for den beregningen (se Henriksen et al. 1990a).

Tålegrenseoverskridelsen for svovel CL_{ex} kan så beregnes ved å sammenlikne tålegrensen beregnet fra likning (2) med dagens ikke-marine sulfat-deposisjon, $SO_{4,dep}^*$.

$$CL_{ex} = SO_{4,dep}^* - CL(Ac) \quad (3)$$

Tar vi hensyn til at dagens nitrogenlekkasje også kan bidra til overskridelsen, får vi følgende likning (Henriksen et al. 1992):

$$Ex(Ac) = SO_{4,dep}^* + N_{le} - BC_{dep}^* - CL(Ac) \quad (4)$$

der N_{le} er dagens nitratavrenning. Denne kan bestemmes utfra dagens nitratkonsentrasjon i innsjøen og årlig avrenning. For å beregne N_{le} i likning 4 kan vi derfor bruke følgende formel:

$$N_{le} = (NO_{3,t} - NO_{3,0}) \cdot Q \quad (5)$$

der $NO_{3,t}$ er dagens nitratkonsentrasjon i $\mu\text{ekv}/l$, $NO_{3,0}$ er en anslått bakgrunnsverdi for innsjøer i ikke sur nedbør-påvirkede områder i Norge. Denne er satt til 0. Q er årlig middelavrenning.

som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser. Fordelen er at de derfor kan brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode, SSWC-metoden, er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al. 1992). Metoden er tidligere beskrevet (Henriksen et al. 1990). Basislikningene er gitt i boksen på foregående side.

5.2.1. Valg av biologisk indikator

For å beregne tålegrenser for overflatevann må en velge en biologisk indikator og en kjemisk komponent som påvirker den biologiske indikatoren. Dermed må en finne en kritisk verdi for den kjemiske komponenten. Siden innlandsaure har vist en klar følsomhet for surt vann og er sterkt rammet på regional basis, var det naturlig å velge denne som biologisk indikator. Status for aure i innsjøer er også relativt lett å kartlegge, enten via prøvefiske eller ved intervjuundersøkelser. Dessuten forelåg et omfattende materiale for fiskestatus i forsurede områder da arbeidet med tålegrenser ble satt igang.

Innlandsaure er antatt å være en svært sårbar organisme for forsurende komponenter og er dermed egnet som biologisk indikator for større regioner, men det finnes organismer som er mere følsomme. Grunnen til at de likevel ikke er valgt er manglende kunnskaper om sammenhengen mellom en kjemisk komponent som endres ved forsurening og respons eller det at arten har begrenset utbredelse. Både ertemusling (*Pisidium*), døgnfluen *Baetis rhodani* og fiskeartene mort og laks er antatt å være mer følsomme for surt vann enn innlandsaure.

Laks har en vesentlig mer komplisert livssyklus enn innlandsaure fordi den må omstilles fysiologisk både når den skal vandre ut i havet som smolt og når den kommer tilbake til elva som gytemoden voksen fisk. Spesielt som smolt stiller laksen svært strenge krav til vannkvalitet, se gjennomgang i Kroglund et al. (1994). Selv ved lave konsentrasjoner av løst uorganisk aluminium er det påvist både fysiologiske skader og skader på saltvannstoleranse. Skader på saltvannstoleranse kan indikere svekket tilpasning til marint liv, men hvilken økologisk eller bestandsmessig effekt dette har er ikke vist direkte.

Hvis aluminium i særlig lave konsentrasjoner er giftig kan det være tilstrekkelig at et sidevassdrag nær den lakseførende strekningen forsures og bidrar med løst uorganisk aluminium til hovedelva. Det kan også være at det oppstår ustabile kjemiske områder (Rosseland et al. 1992) der denne vannkvaliteten blandes sammen med hovedelvas vannkvalitet. Dette kan ytterligere forverre forholdene for en utvandrende smolt. En representativ ANC-verdi for hovedelva behøver ikke fange opp disse forholdene.

Det er etter dette usikkert hvor godt egnet ANC er som kjemisk komponent og innlandsaure er som biologisk indikator når laksevassdrag skal vurderes. Denne usikkerheten vil trolig gjøre seg mest gjeldende på Vestlandet, der forsureningsskadene er moderate, men der beregnet skadeareal kan bli vesentlig øket

hvis det stilles strengere krav til vannkvalitet.

5.2.2. Valg av kjemisk komponent og kritisk verdi

ANC (syrenøytraliserende kapasitet) er valgt som kjemisk komponent, men er i virkeligheten en kombinasjon av komponenter. Grunnen til at ANC er egnet er at den påvirkes direkte av endringer i sulfatkonsentrasjonen og dermed av belastningen med sur nedbør, men også at den inneholder de toksiske komponenter (se boks). Sammenhengen mellom ANC og fiskestatus er brukt for å anslå ANC_{limit} , dvs. den kritiske verdien for innlandsaure i Norge (Lien et al. 1992). ANC_{limit} for en innsjø settes på et nivå der det er sannsynlig at fiskebestanden ikke er skadet, men episodisk lavere ANC enn ANC_{limit} kan selvsagt forekomme i innsjøen.

Tålegrenseberegningen er meget følsom overfor valg av verdien for ANC_{limit} . $ANC_{limit} = 0$ $\mu\text{ekv/l}$ gir tålegrenseoverskridelse i 25% av Norges areal, mens en $ANC_{limit} = 20$ $\mu\text{ekv/l}$ gir en overskridelse på 36% når middel-deposisjonen for perioden 1983-1987 legges til grunn. De nordiske land har hittil brukt $ANC_{limit} = 20$ $\mu\text{ekv/l}$ som den kritiske kjemiske verdi for fisk i overflatevann (Henriksen et al. 1990). I Norge har dette skapt visse problemer. Den naturlige ANC i vann kan nemlig være lik eller mindre enn 20 $\mu\text{ekv/l}$ i områder med granitt og/eller gneiss i berggrunnen og med tynt jorddekke. Det gir en "negativ" tålegrense. For slike sjøer har en hittil satt tålegrensen til null, dvs. at de ikke tåler noen tilførsel av sur nedbør. Dette var tilfellet for 163 (16%) av innsjøene som var med i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986. For Sverige og Finland var de tilsvarende tall henholdsvis 18 (0.4%) av 4015 innsjøer og 4 (0.3%) av 1450 innsjøer. Årsaken til det relativt store antall innsjøer med "negativ" tålegrense i Norge er meget lav basekationkonsentrasjon og høy avrenning i mange norske innsjøer. Med dette utgangspunktet er det blitt utarbeidet en såkalt "variabel" ANC_{limit} som tar hensyn til ulempene med en fast verdi.

ANC_{limit} er en årlig veid middelveid (Henriksen et al. 1990). Det kan derfor forekomme episoder med lavere ANC enn grenseverdien i løpet av et år. En relativt høy verdi som 20 $\mu\text{ekv/l}$ ble valgt for at sannsynligheten for giftige episoder i sterkt belastede områder skulle være lav. I områder som mottar lite sur nedbør er imidlertid sannsynligheten for sure episoder som kan føre til fiskeskader svært liten selv om ANC er nær null. Det følger av dette at den kritiske ANC-verdien, ANC_{limit} , bør variere, f.eks. som en funksjon av tilførselene av sur nedbør til innsjøen. Den kan nærme seg null når tålegrensen er lav og øke til en øvre grense ved høyere tålegrense.

Det er gode biologiske grunner til å betrakte ANC_{limit} som en variabel (Henriksen et al. 1995). pH-området 5.5-6.0 er generelt sett på som sikkert under naturlige forhold for de fleste fiskearter. Et av de første forsøk på å sette et kritisk nivå for skader av sur nedbør på akvatiske organismer ble gjort i en svensk utredning (Swedens Case Study, 1971). Den kritiske verdien ble

satt til pH = 5.5 for salmonid fisk. På den tiden kjente en ikke til at uorganisk aluminium (Al) kunne være giftig, slik det senere ble påvist av Schofield (1977). Giftigheten av Al i pH-området 5.5-6.0 avhenger av konsentrasjonen og den kjemiske formen av Al, konsentrasjonen av kalsium (Ca) og av temperaturen (Brown 1982, Rosseland and Hindar 1991). Uorganisk Al virker giftig ved lave konsentrasjoner på unge livsstadier og voksen fisk av mange arter og også andre vannorganismer i pH-området 5.5-6.0 (Fivelstad and Leivestad 1984, Henriksen et al. 1984, Hultberg 1988).

I områder med relativt høy tålegrense kan redusert svoveldeposisjon til allerede forsuret jord føre til fortsatt lekkasje av Al. Dette vil føre til at en finner uorganiske former av Al i elver og innsjøer ved syredeposisjon nær tålegrensen så lenge jorda domineres av Al og H⁺ (Hultberg 1988). Redusert syretrykk kan også føre til en redusert konsentrasjon av basekationer. I en situasjon med vesentlig redusert syrenedfall kan en derfor ikke regne med en fullstendig bedring i vannkjemien før jordkjemien er i likevekt med syrenedfallet. Reversering av forsuringprosessen ved tålegrensen kan derfor være en langsom prosess.

I områder med relativt høye tålegrenser kan ANC-verdier opp til 50 µekv/l være nødvendig for å unngå skader på vannorganismer. ANC_{limit} = 20 µekv/l ble satt i forhold til ørret, den mest forekommende fiskeart i Norge. I andre land er andre arter mer hyppig og derfor synes en variabel ANC_{limit} å være nødvendig for å beskytte de fleste akvatiske organismer.

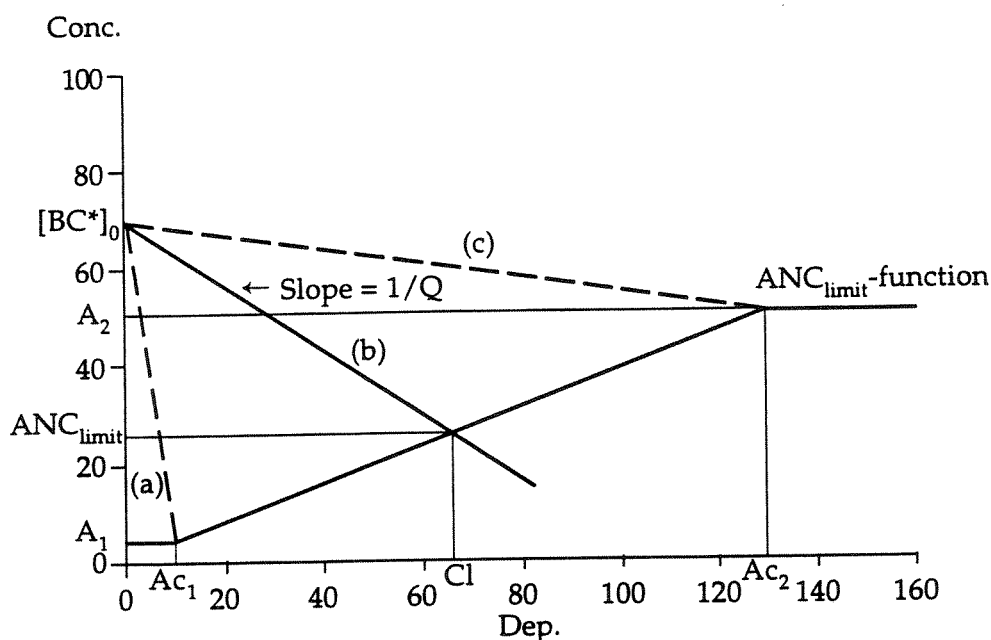
5.2.3. Metode ved bruk av variabel ANC_{limit}. For å utlede en likning for en variabel ANC_{limit} kan vi omskrive tålegrenselikningen på følgende måte:

$$[BC^*]_0 - CL(Ac)/Q = ANC_{limit} \quad (6)$$

Her er BC^{*}_{dep} satt = 0. Likningen kan anskueliggjøres ved å la y = [BC^{*}]₀ - x/Q skjære den horisontale linjen y = ANC_{limit} der y er konsentrasjonsaksen og x-aksen er deposisjonsaksen (figur 1). X-koordinaten for skjæringspunktet for disse to linjene er da tålegrensen. Denne måten å utlede tålegrensen på kan generaliseres for en ANC_{limit} som er en funksjon av deposisjonen, i.e. x. Tålegrensen regnes da ut fra skjæringspunktet for linjen y = [BC^{*}]₀ - x/Q med kurven y = ANC_{limit}(x) (se figur 1). Som diskutert ovenfor kan ANC_{limit} være lav i områder med lav deposisjon (bakgrunnsområder), mens den bør være høyere i områder med høy deposisjon. Den enkleste måten å uttrykke dette på er å anta en konstant ANC_{limit} under og over gitte deposisjonsverdier og en lineær sammenheng mellom disse to verdiene. Matematisk kan dette uttrykkes ved følgende likninger:

$$ANC_{limit} = \begin{cases} A_1 & \text{for } Ac_{dep} \leq Ac_1 \\ k \cdot Ac_{dep} + d & \text{for } Ac_1 < Ac_{dep} < Ac_2 \\ A_2 & \text{for } Ac_{dep} \geq Ac_2 \end{cases} \quad (7)$$

der $k = (A_2 - A_1)/(Ac_2 - Ac_1)$ og $d = A_1 - k \cdot Ac_1$. Hvis $A_{11} > 0$, det må imidlertid sikres at $[BC^*]_0 > A_1$.



Figur 1. Beregning av tålegrensen med en deposisjonsavhengig ANC_{limit} (likning 4). Tre tilfeller er mulig, avhengig av parametrene i funksjonen (Ac1, A1 and Ac2, A2), [BC^{*}]₀ og avrenningen Q (se teksten).

Avhengig av $[BC^*]_0$ og Q har vi tre tilfeller, og for hvert av dem kan vi sette opp eksplisitte formler for tålegrensen og ANC_{limit} (se figur 1):

(a) Hvis $Q^*([BC^*]_0 - A_1) \leq Ac_1$ har vi at:
 $CL(Ac) = Q^*([BC^*]_0 - A_1)$ og $ANC_{limit} = A_1$ (8a)

(b) Hvis $Q^*([BC^*]_0 - A_1) > Ac_1$ og $Q^*([BC^*]_0 - A_2) < Ac_2$ har vi at:
 $CL(Ac) = Q^*([BC^*]_0 - d)/(1 + k*Q)$ og $ANC_{limit} = (k*Q*[BC^*]_0 + d)/(1 + k*Q)$ (8b)

(c) Hvis $Q^*([BC^*]_0 - A_2) \geq Ac_2$ har vi at:
 $CL(Ac) = Q^*([BC^*]_0 - A_2)$ og $ANC_{limit} = A_2$ (8c)

Tålegrensen vi får ved å løse likning 3 etter å ha satt verdien for ANC_{limit} gitt ved likning 7, avhenger av parametrene i ANC -funksjonen (Ac_1 , A_1 , Ac_2 and A_2 , se likningene 8a-c), og som må utledes fra biologiske kriterier som diskutert ovenfor. Uttrykket for ANC_{limit} er ikke begrenset til den brutte lineære funksjon som definert i likning 7, men enhver monotont økende funksjon, som f. eks. en S-formet kurve. Da ville imidlertid likning 6 bli ikke-lineær og tålegrensen måtte da beregnes med en iterativ prosedyre.

Det skal påpekes at selv om ANC_{limit} ikke lenger er en fast verdi for alle innsjøer, vil hver innsjø ha sin egen verdi for alle deposisjonsnivåer og den er gitt ved innsjøens karakteristiske data ($[BC^*]_0$ og Q) og de valgte øvre og nedre grenser for S-deposisjonen.

5.2.4. Resultater ved bruk av SSWC-modellen

For å teste konsekvensene av en variabel ANC_{limit} for tålegrensene i Norge, Sverige og Finland har vi brukt

$A_1 = 0$ for $Ac_1 \leq 0$, og $A_2 = 50$ for $Ac_2 \geq 200$. Vi har brukt tålegrensedatabasene for de tre landene (Henriksen et al 1990), og beregnet forskjellen i tålegrense-overskridelsene (tabell 2).

Tabell 2. Prosent areal (Norge) og prosent av innsjøer (Finland og Sverige) for hvilke tålegrensene er overskredet ved bruk av en variabel ANC_{limit} og en fast ANC_{limit} (20 $\mu\text{eq/l}$).

Land	Fast ANC_{limit}	Variabel ANC_{limit}	Forskjell
Sverige	30,2	28,6	1,6
Finland	17,2	14,3	2,9
Norge	32,0	25,0	7,0

Effekten av en deposisjonsavhengig ANC_{limit} er større i Norge enn i Sverige og Finland, fordi antallet av forsuringfølsomme innsjøer er høyest her, som også påpekt ovenfor. Bruker vi en $ANC_{limit} = 20 \mu\text{eq/l}$ blir tålegrensen for dagens syretilførsel (1988-1992) til overflatevann overskredet i 32% av Norges areal. Den variable ANC_{limit} (0-50 $\mu\text{eq/l}$) reduserer dette arealet til 25%, og størstedelen av det reduserte arealet ligger i områder som mottar lite sur nedbør (Midt- og Nord-Norge). Den geografiske utbredelse av områder der tålegrensen idag er overskredet ved bruk av den variable ANC_{limit} er i bedre overensstemmelse med de områder der fiskebestandene er skadet enn ved å bruke en fast ANC_{limit} (Henriksen and Hesthagen, 1996). Vi har derfor valgt å bruke den variable ANC_{limit} slik som definert ovenfor i den offisielle tålegrensedatabasen for Norge. Denne blir nå brukt i det foreløpige arbeidet som skal gi grunnlag for en ny nitrogen-protokoll (se nedenfor).

6. Metoder for kobling av tålegrenser for svovel og nitrogen

6.1. Bakgrunn

Som nevnt innledningsvis ble det ved møtet i Løkeberg (Grennfelt og Thörnelöf 1992) presentert to modeller, en empirisk og en prosessorientert, for å beregne tålegrenser for tilførsler av både svovel og nitrogen til overflatevann. Den første modellen, Steady State Water Chemistry (SSWC) modellen, beregner tålegrenser for syre og dagens overskridelse av sure tilførsler, inkludert nitrogen. Den prosess-orienterte modellen, First-order Acidity Balance (FAB) modellen, beregner samtidig tålegrensen for både svovel og nitrogen og deres overskridelser. FAB-modellen er basert på massebalanseprinsippet (steady state) som brukes i mange modeller for beregning av tålegrenser for skogsjord.

6.2. Modifisert SSWC-metode

SSWC-metoden ble i Løkeberg modifisert til å inkludere både svovel og nitrogen slik at dagens nitrogenlekkasje (N_{leach}) ble tatt med i beregningen av tålegrenseoverskridelsen (dagens Ex_{Ac}):

$$\text{Dagens } Ex_{Ac} = S_{dep} + N_{leach} - BC_{dep}^* - CL_{Ac} \quad (9)$$

der S_{dep} er dagens S-deposisjon, $N_{leach} = N_{dep} - N_{upt} - N_{imm} - N_{den} - N_{ret}$ (N_{upt} : "høstet" N, N_{imm} : immobilisert N, N_{den} : denitrifisert N og N_{ret} : N retensjon i innsjøen). BC_{dep}^* er den sjøsalt-korrigerte atmosfæriske basekation-deposisjonen og CL_{Ac} er tålegrensen for sterke syrer (Henriksen et al. 1992).

For å prognosere fremtidige situasjoner må vi vite størrelsene av N_{imm} , N_{upt} , N_{den} and N_{ret} . Av disse er de to siste "rate-dependent", dvs. at de er avhengige av N-deposisjonen. SSWC-modellen antar imidlertid ingen "rate limitation". FAB-modellen, derimot, tar med "rate limited" beskrivelser av denitrifikasjon og N retensjon i innsjøer (Henriksen et al. 1993) og er derfor egnet til å prognosere effekten av nitrogenets forsuringsbidrag.

6.3. FAB-modellen

Når en ser på effektene av både svovel og nitrogen samtidig, kan en ikke forvente spesifikke tålegrenser for S og N, fordi en reduksjon i svoveldeposisjonen kan "tillate" en høyere nitrogendeposisjon uten "skadelige effekter". Fra en asiditetsbalanse kan en utlede følgende likning som beskriver en "byttehandel" mellom tålegrensene for svovel og nitrogen (Henriksen et al. 1993):

$$a_N CL(N) + a_S CL(S) = b_1 N_{upt} + b_2 N_{imm} + BC_{le,crit} \quad (10)$$

der $BC_{le,crit}$ er kritisk basekationlekkasje, og a_N , a_S , b_1 og b_2 er dimensjonsløse konstanter som bare er avhengige av innsjøens og nedbørfeltets egenskaper:

$$\begin{aligned} a_N &= (1-f_{de}(1-r))(1-\rho_N) \\ a_S &= 1-\rho_S \\ b_1 &= f(1-f_{de})(1-\rho_N) \\ b_2 &= (1-r)(1-f_{de})(1-\rho_N) \end{aligned}$$

Her er f fraksjonen av skogkledd areal i nedbørfeltet og r innsjø/nedbørfelt forholdet. Likning 10 tar ikke bare hensyn til opptak og immobilisering av N, men også denitrifikasjon og innsjø-retensjon av N and S. Alle tre er lineære funksjoner av netto tilførsel av N (resp. S) med proporsjonalitetskoeffisienter f_{de} , ρ_N og ρ_S , og leder til koeffisientene som er gitt ovenfor. Innsjø-retensjonskoeffisienten $-\rho_N$ modelleres ved hjelp av en kinetisk likning (Kelly et al. 1987):

$$\rho_N = s_N / (Q/r + s_N)$$

der s_N er netto "mass transfer" koeffisient for N (m/år). En analog likning gjelder for ρ_N . Endelig beregnes den kritiske basekationavrenningen fra nedbørfeltet fra vannkjemiske data ved hjelp av SSWC-modellen (Henriksen et al. 1992):

$$BC_{le,crit} = Q ([BC]_0 - [ANC]_{limit}) \quad (11)$$

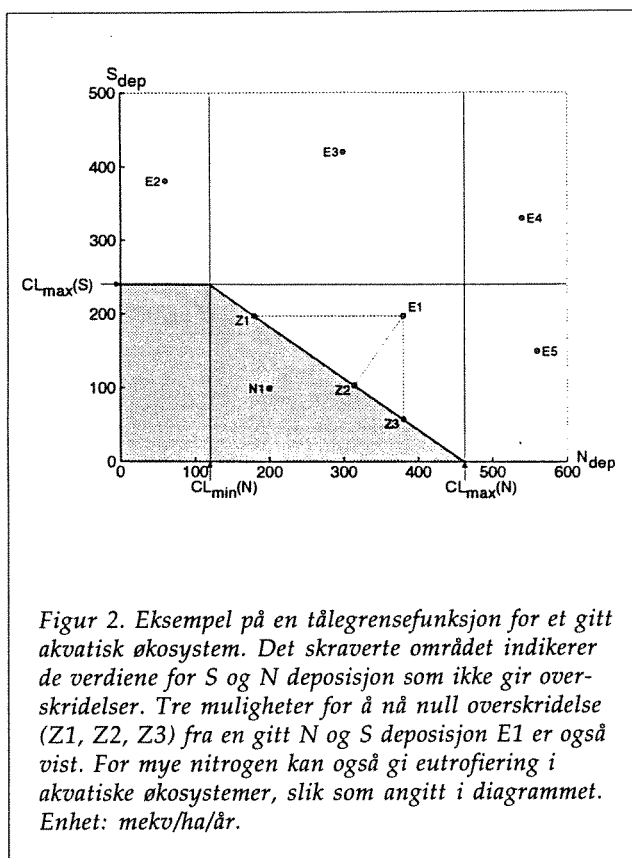
I tillegg til likning 2 er tålegrensen for S gitt ved følgende begrensning:

$$CL(S) \leq CL_{max}(S) = BC_{le,crit} / a_S$$

Likning 10 sammen med denne begrensning bestemmer den såkalte tålegrensefunksjonen ("critical load function") (Figur 2). Denne funksjonen skiller verdiene for N- and S-deposisjonene som forårsaker "skadelige effekter" (tålegrenseoverskridelse) fra de som ikke gjør det (ikke-overskridelse). Hver innsjø har en slik funksjon (diagram).

Som nevnt ovenfor beregner ikke FAB-metoden separate tålegrenser for S og N. Dette kan imidlertid være en fordel fordi den kan beregne (kost-)optimale reduksjoner i S og N deposisjoner. Hvis deposisjonen for en av komponentene er fast (gitt) kan imidlertid tålegrensen for den andre beregnes fra likning 10.

I tillegg til de parametre som er nødvendige i SSWC-modellen (likning 9), behøver FAB-modellen verdier for følgende parametre: N_{upt} , f , N_{imm} , f_{de} , s_N , s_S og r . Data for N_{upt} og f kommer fra de nasjonale skogforskningsinstitutter (Norsk institutt for skogforskning (NISK) for Norge). Den valgte verdien for N_{imm} (2 kgN/ha/år) er i den nedre del av et anbefalt område (Downing et al. 1993). f_{de} varierer mellom 0.1 and 0.8, avhengig av fraksjon myr i nedbørfeltet; verdiene for s_N (5 m/år) og s_S (0.5 m/år) er tatt fra litteraturen (Dillon and Molot 1990, Baker and Brezonik 1988); endelig er r tatt fra 1000-sjøers



undersøkelsen (Henriksen et al. 1988).

I FAB-modellen tas det hensyn til alle relevante kilder og sluk for svovel og nitrogen. De viktigste er formulert som såkalte "rate limited" prosesser, dvs. at størrelsen er avhengig av tilførselene. Det ligger implisitt i modellen at tålegrensene for svovel og nitrogen er avhengige av hverandre og definert ved en tålegrensefunksjon ("critical load function"). Av denne grunn kan ikke tålegrensen for en av komponentene defineres uten å fastsette nivået for den andre. Ved å sammenlikne dagens N og S deposisjon med tålegrensefunksjonen for hver enkelt innsjø (eller hver enkelt "tålegrenserute" i Norge) kan vi finne ut av hvilke områder (sjøer) der det: 1) er tilstrekkelig med bare svovelreduksjon, 2) N-reduksjoner alene er tilstrekkelig og 3) både N og S reduksjoner er nødvendige, men til en viss grad byttbare.

Spørsmålet om hvilken av de to komponentene som må reduseres for å komme ned til tålegrensen kan vurderes ved å betrakte hver enkelt innsjø tålegrensefunksjon. Som vist i figur 2. har vi seks mulige situasjoner: (a) Enten N-reduksjon alene eller S-reduksjon alene kan føre til ikke-overskridelse (E1), (b) bare S-reduksjon fører til ikke-overskridelse (E2), (c) S-reduksjon er nødvendig, men den kan delvis erstattes av N-reduksjon (E3), (d) både S- og N-reduksjoner er nødvendig for å oppnå ikke-overskridelse (E4), (e) hovedsakelig N (E5), (f) ingen reduksjoner nødvendige (N1).

Tre måter å komme til ikke-overskridelse fra

situasjon E1 er illustrert i figur 2. Bare S-reduksjon fører til punkt Z3, bare N-reduksjon fører til punkt Z. Punkt Z2 kommer en til ved å redusere både S og N. Her kan vurdering av kostnadseffektivitet angi hva som er mest lønnsomt økonomisk.

6.4. Resultater ved bruk av SSWC-modellen

Tålegrenseberegningene for overflatevann for Norge er basert på NILU-ruter for deposisjonen, og en oppdeling av ruteenheten 0.5° lengde og 1.0° bredde i 16 (4x4) underruter. Kart fra M 711-serien (1:50,000) ble brukt for å velge innsjøer og elver til å representere vannkjemien i hver rute, ialt 2305 ruter for hele Norge. Alle rutene er arealberegnet utfra det landareal de dekker. Langs kystlinjene er arealet av fastland og øyer beregnet. Langs riksgrensen er bare arealet av ruten som ligger i Norge tatt med. Dette gir grunnlag for å arealberegne områder med gitte tålegrenseverdier og i hvor store arealer tålegrensene er overskredet.

Tidligere beregninger for tålegrenseoverskridelser har vært basert på en fast verdi for ANC_{limit} (se kapittel 5) og på middelverdien for svoveldeposisjonene for årene 1983-1987. Deposisjonstall for perioden 1988-1992 viser at det har vært en klar reduksjon i svoveldeposisjonen på Østlandet og deler av Sørlandet, mens deposisjonen er den samme eller noe høyere på Vestlandet (SFT 1993).

Vi har beregnet tålegrenseoverskridelsene for bare svovel og for svovel pluss dagens nitrogen-overskridelse. Vi har videre sammenliknet overskredet areal ved bruk av svoveldeposisjonene i 1983-1987 (1985 i tabellene) og i 1988-1992 (1990 i tabellene) og med fast og variabel ANC_{limit} (tabell 3). Overskredet areal er klart avhengig av hvilket deposisjonsscenario og hvilken ANC_{limit} en bruker. Den variable ANC_{limit} reduserer overskridelsene i områder med liten belastning og 1990-deposisjonen reduserer overskridelsesarealene på Østlandet spesielt. Forskjellen mellom overskredet areal for bare svovel og for både svovel og nitrogen er bare på ca. 9%. Dette skyldes at nitrogen i stor grad bare øker overskridelsen der tålegrensen allerede er overskredet for svovel.

Tabell 3. Areal i Norge der tålegrensene for sterk syre er overskredet for to deposisjonsscenarioer og for fast og variabel ANC_{limit}. Overskridelsene er beregnet utfra bare svoveldeposisjon og fra svoveldeposisjonen og dagens nitratavrenning (se kapittel 5).

	ANC _{limit} = 20 µekv/l		Variabel ANC _{limit}	
Deposisjonsår	1985	1990	1985	1990
Overskredet areal				
Bare svovel	114 500	99 000	87 700	71 800
Svovel + nitrogen	119 600	104 200	95 100	80 000
Prosent forskjell	9,6	9,5	9,2	9,0

Iberegningene av tålegrenseoverskridelser, kalkbehov og ved alle andre beregninger har vi valgt å bruke den variable ANC_{limit} og depositionsverdiene for 1988-1992 (1990 i tabeller og figurer) som representative for dagens situasjon. NIVAs offisielle tålegrensedatabase er beregnet utfra disse dataene. De siste oppdaterte kart for tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for Norge er gitt i figurene 3-5, mens ajourførte kart for Tovdalsvassdraget er gitt i figurene 6-8.

Tabell 4 viser overskredet areal fylkesvis og for hele Norge ved bruk av de angitte scenarier og en variabel ANC_{limit} . Fylkene fra Telemark til Hordaland er de mest påvirkede, men også deler av Østlandet har store overskridelser. Når den nye svovelprotokollen får full effekt, vil imidlertid problemene på Østlandet bli meget små i forhold til i dag, mens Sørlandet og deler av Vestlandet fortsatt vil ha store overskridelser.

Tabell 4. Overskridelser av tålegrenser for to scenarier, dagens deponisjon (1990) og deponisjonen fra den nye svovelprotokollen (2010). Det er brukt en variabel ANC_{limit} (Henriksen et al. 1995)

Fylke	Areal km ²	Overskredet areal		Overskredet areal	
		km ²		Prosent	
		1990	2010	1990	2010
Østfold	4070	3020	390	74,3	9,6
Oslo/Akershus	5390	3120	0	57,9	0,0
Hedmark	27320	6620	550	24,2	2,0
Oppland	25190	1560	22	6,2	0,1
Buskerud	14940	4442	410	29,7	2,7
Vestfold	2180	1340	0	61,5	0,0
Telemark	15230	9950	3920	65,3	25,7
Aust-Agder	9170	9040	5880	98,5	64,1
Vest-Agder	7290	7290	6700	100,0	91,9
Rogaland	9150	7710	5600	84,3	61,2
Hordaland	15340	9700	5890	63,2	38,4
Sogn og Fjordane	18380	6880	3190	37,4	17,3
Møre og Romsdal	14940	185	0	1,2	0,0
Sør-Norge	168600	70860	32500	42,0	19,3
Nord-Norge	152100	9180	2050	6,0	1,3
Hele Norge	320700	80040	34550	25,0	10,8

Disse beregningene er basert på at nitrogen-deponisjonen og nitrogenlekkasjen ikke endrer seg fram mot år 2010. For å vurdere hvor mye nitrogen-deponisjonen maksimalt kan bidra til forsuringen ved forskjellige scenarier brukes FAB-modellen (se avsnitt 6.2.).

6.5. Resultater ved bruk av FAB-modellen

Vi har beregnet fire forskjellige scenarier for S og N deponisjon for Norge ved hjelp av FAB-modellen. Figur 9 viser i hvilke områder (E1-E5 og N1 Figur 2)

de forskjellige rutene i Norge faller i med dagens deponisjon (1990) for svovel og nitrogen. Figur 10 viser situasjonen for S-deponisjonen ved den nye svovelprotokollen og med dagens N-deponisjon. Figurene 11 og 12 viser 2 hypotetiske scenarier, ett med S-deponisjon i år 2010 og med 50% av dagens N-deponisjon og ett med 80% av dagens S-deponisjon og 50% av dagens N-deponisjon. Selv ved det siste scenariet vil tålegrensene fortsatt være overskredet i ca. 11% av arealet av Norge. Tabell 5 og 6 gir de beregnede arealene for de scenariene som er illustrert i figurene 9-12.

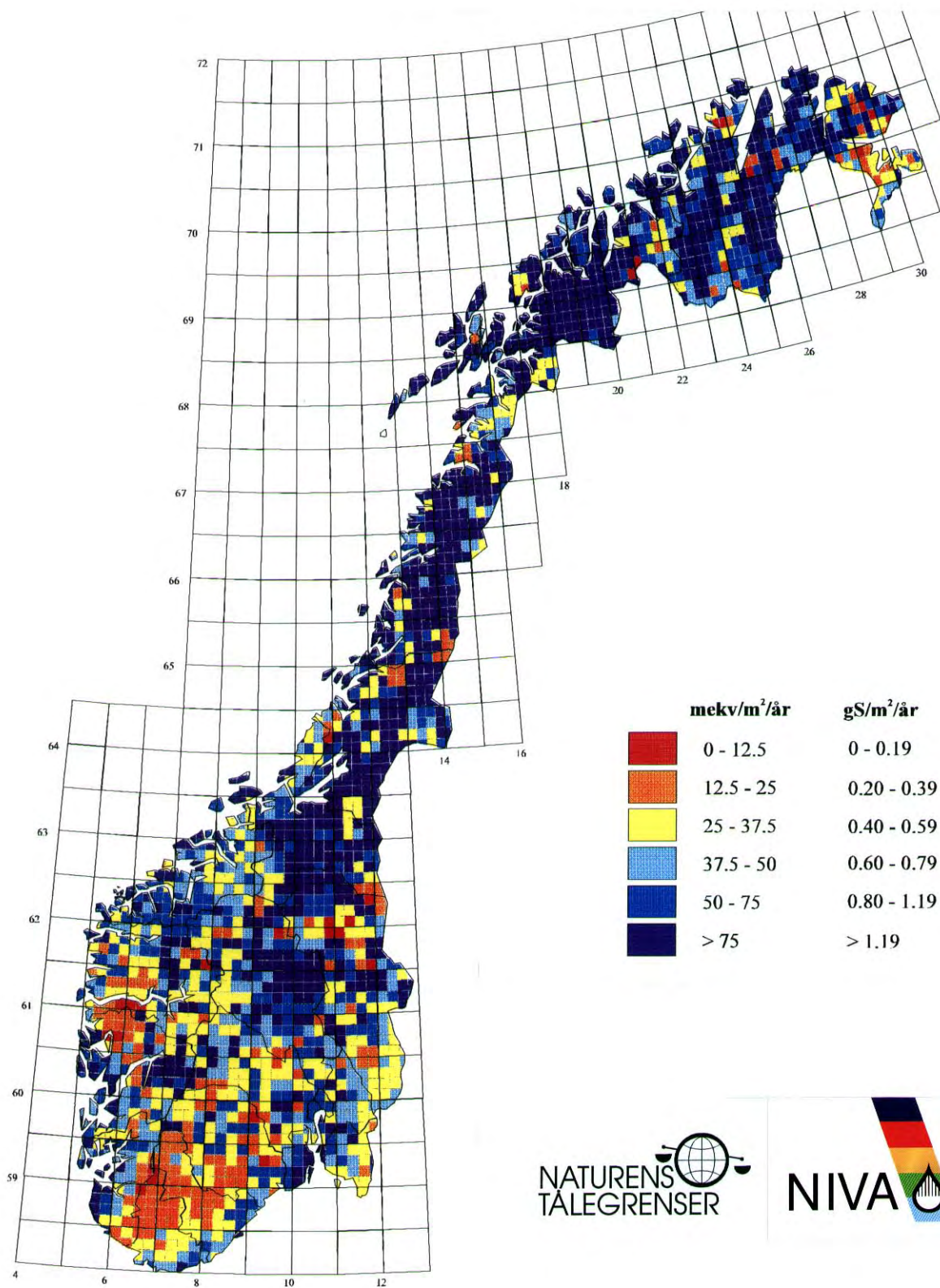
Idag er det bare 8 % av overskredet areal som skyldes bare N-deponisjon. I år 2010 med dagens N-deponisjon vil dette arealet øke til 50% av det overskredne areal. Dette illustrerer klart hvilken betydning N-deponisjonen vil ha i fremtiden uten reduksjoner.

Tabell 5, Prosent av Norges areal som faller i de forskjellige klasser (se figurene 9-12)

Reduksjonskrav	Ingen	N eller S	Bare-S	Både S og N	Bare N	Overskr. areal
Scenario						
S+N idag (1990)	63,3	13,2	3,8	16,8	2,9	36,7
S:2010, N idag	72,0	8,0	0,4	5,8	13,9	28,0
S,2010;N:-50%	82,8	9,3	0,2	5,2	1,8	17,2
S:-80%;N-50%	88,7	4,2	0,0	0,6	6,4	11,3

Tabell 6. Landareal (km²) for hver klasse fremstilt i figurene 9 og 10 ved to scenarier.

Reduksjonskrav	Dagens S+N-dep. km ²	S i år 2010, N som idag km ²
Ingen	203,000	230,700
N eller S	42,300	25,700
Bare S	12,200	1,300
Både S og N	53,900	18,600
Bare N	9,300	44,600
Sum	320,700	320,900
Overskredet areal	117,700 (36.7%)	90,000 (28.1%)

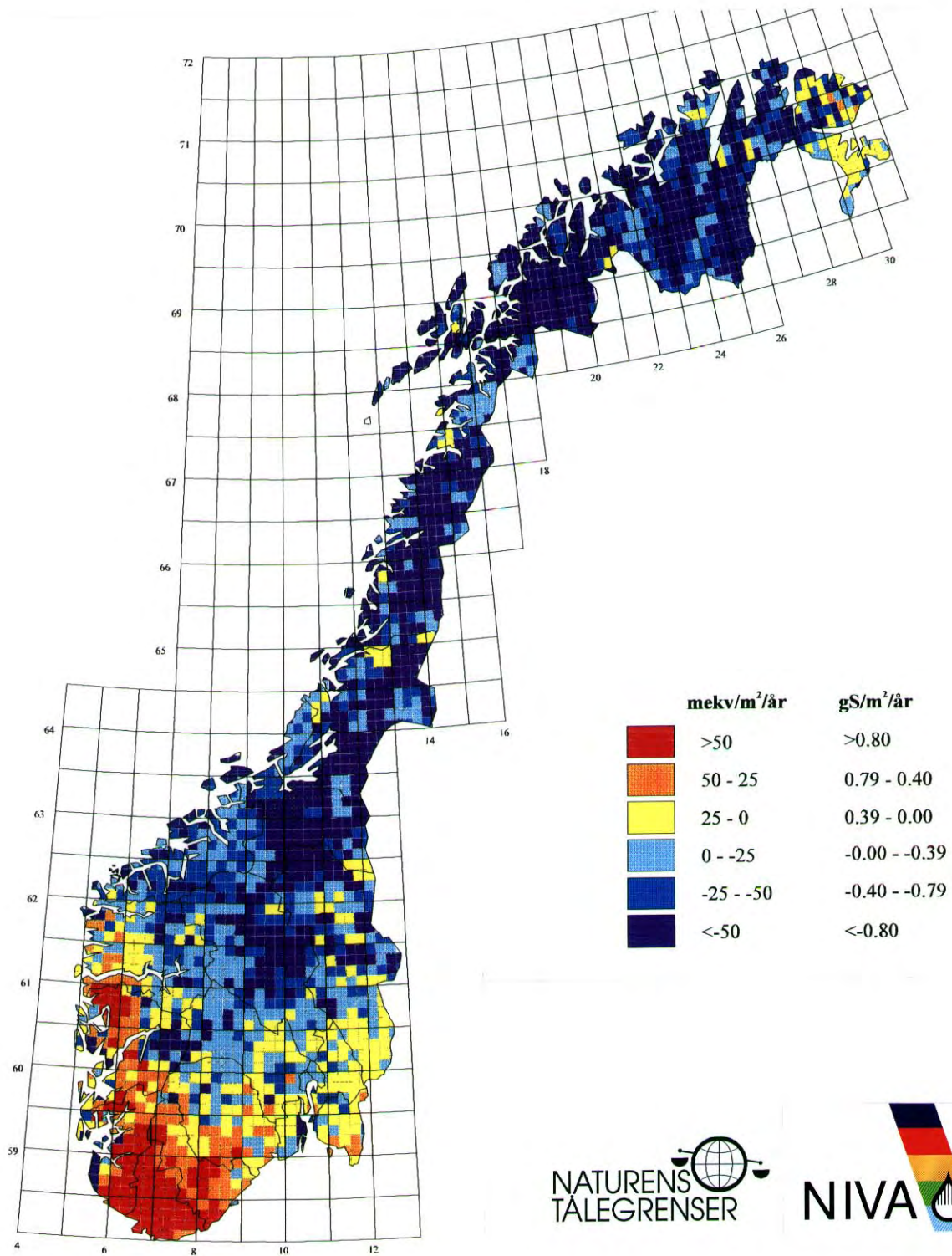


Tillatelse nr 1522 Statens Kartverk

NATURENS
TÅLEGRENSER



Figur 3. Tålegrenser for overflatevann i Norge. En variabel ANC_{limit} er brukt.

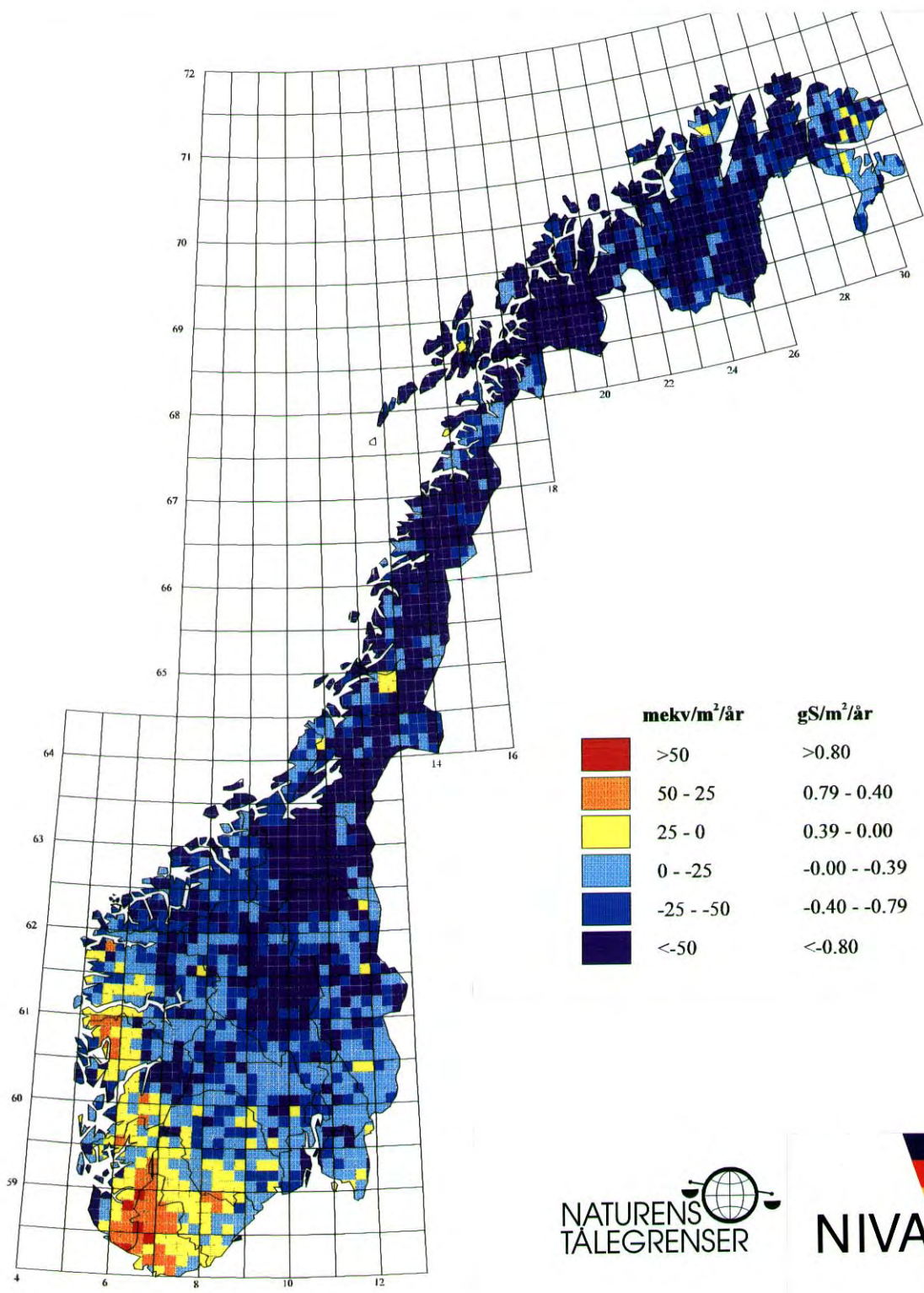


Tillatelse nr 1522 Statens Kartverk

NATURENS
TÅLEGRENSER



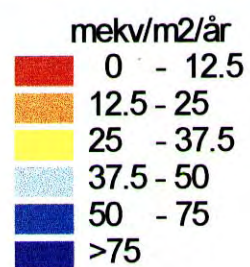
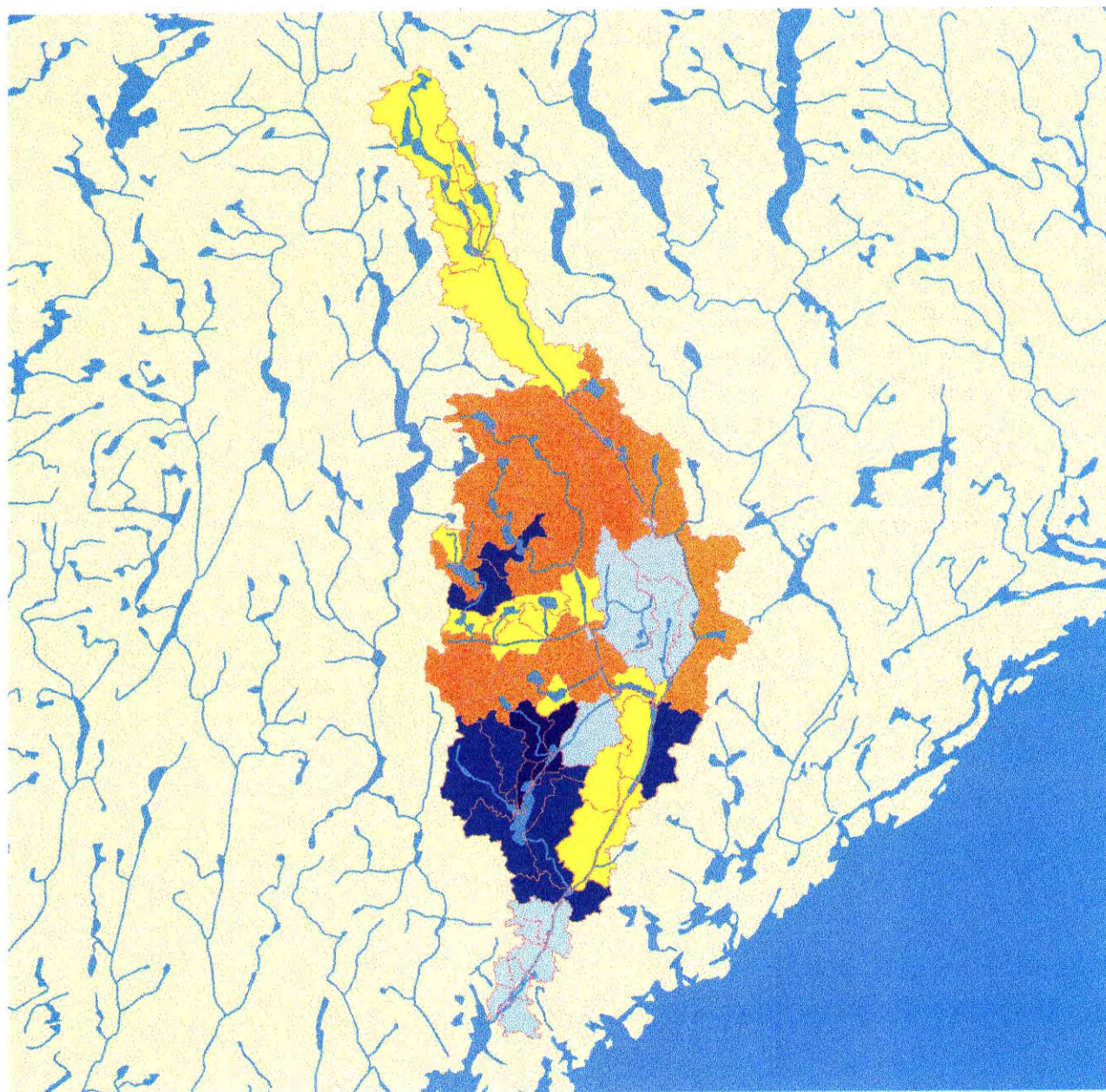
Figur 4. Overskridelse av tålegrenser for svovel og nitrogen i overflatevann i Norge i 1990.



Tillatelse nr 1522 Statens Kartverk



Figur 5. Overskridelse av tålegrenser for svovel og nitrogen i overflatevann i Norge i 2010. Svoveldeposisjon er beregnet etter den nye svovelprotokollen, N-deposisjon som idag.

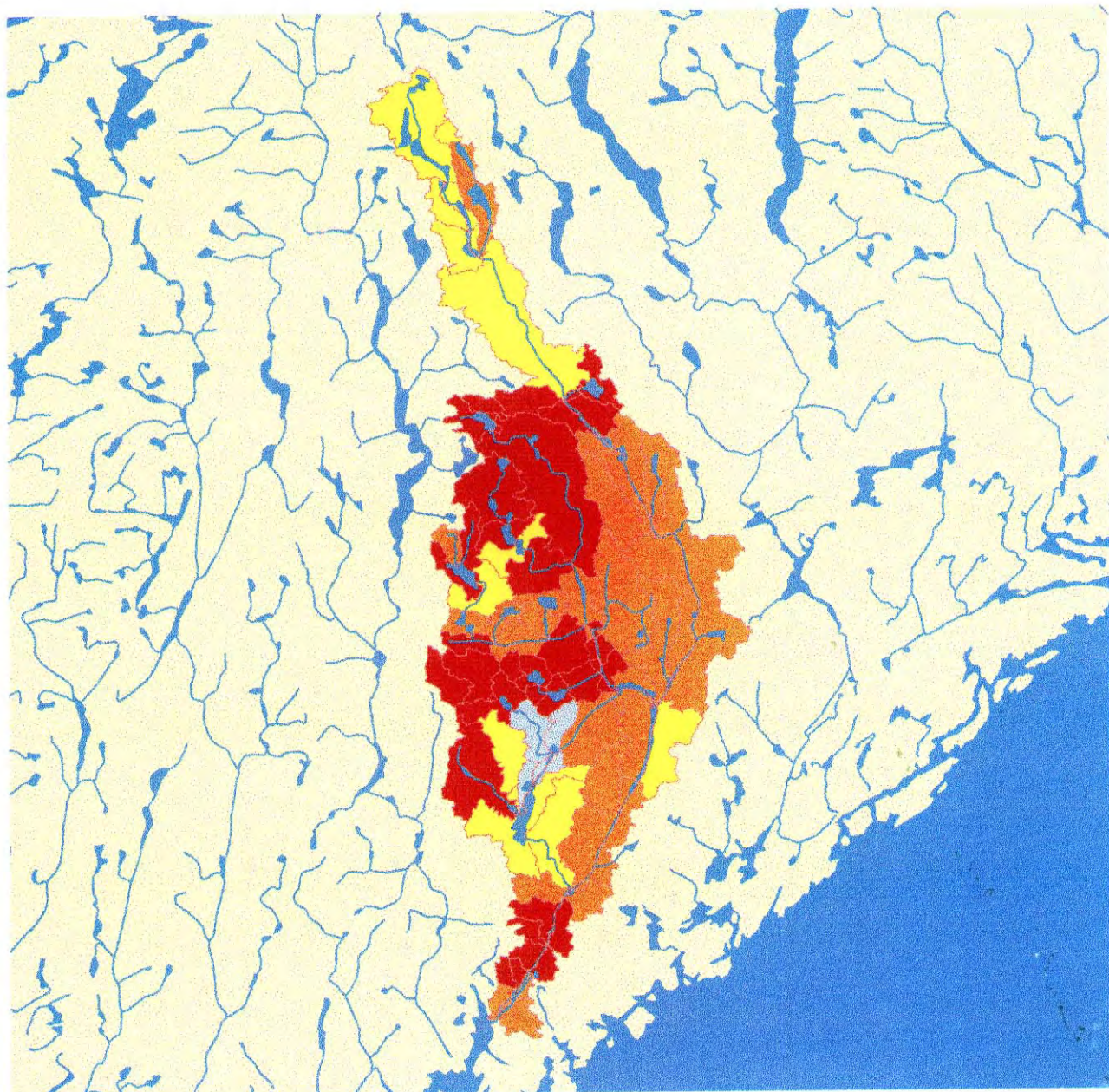


0 10 20 Kilometers

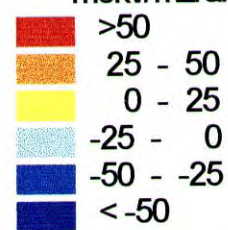
Temainformasjon : NVE-REGINE, NIVA



Figur 6. Tålegrenser for overflatevann i Tovdalsvassdraget. En variabel ANC_{limit} er brukt.



mekv/m²/år

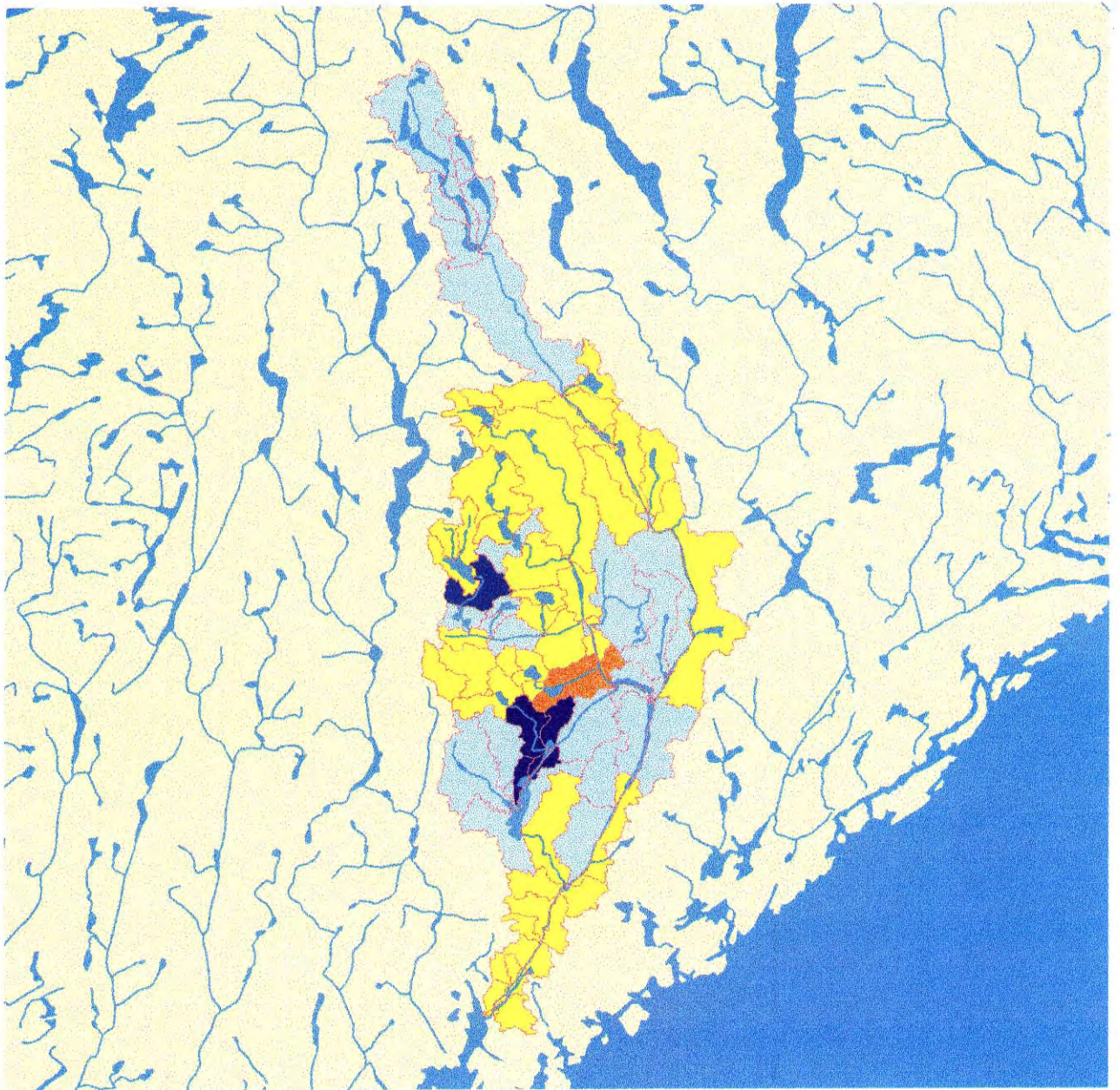


0 10 20 Kilometers



Temainformasjon : NVE-REGINE, NIVA

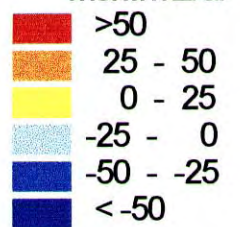
Figur 7. Overskridelse av tålegrenser for svovel og nitrogen i overflatevann i Tovdalsvassdraget i 1990.



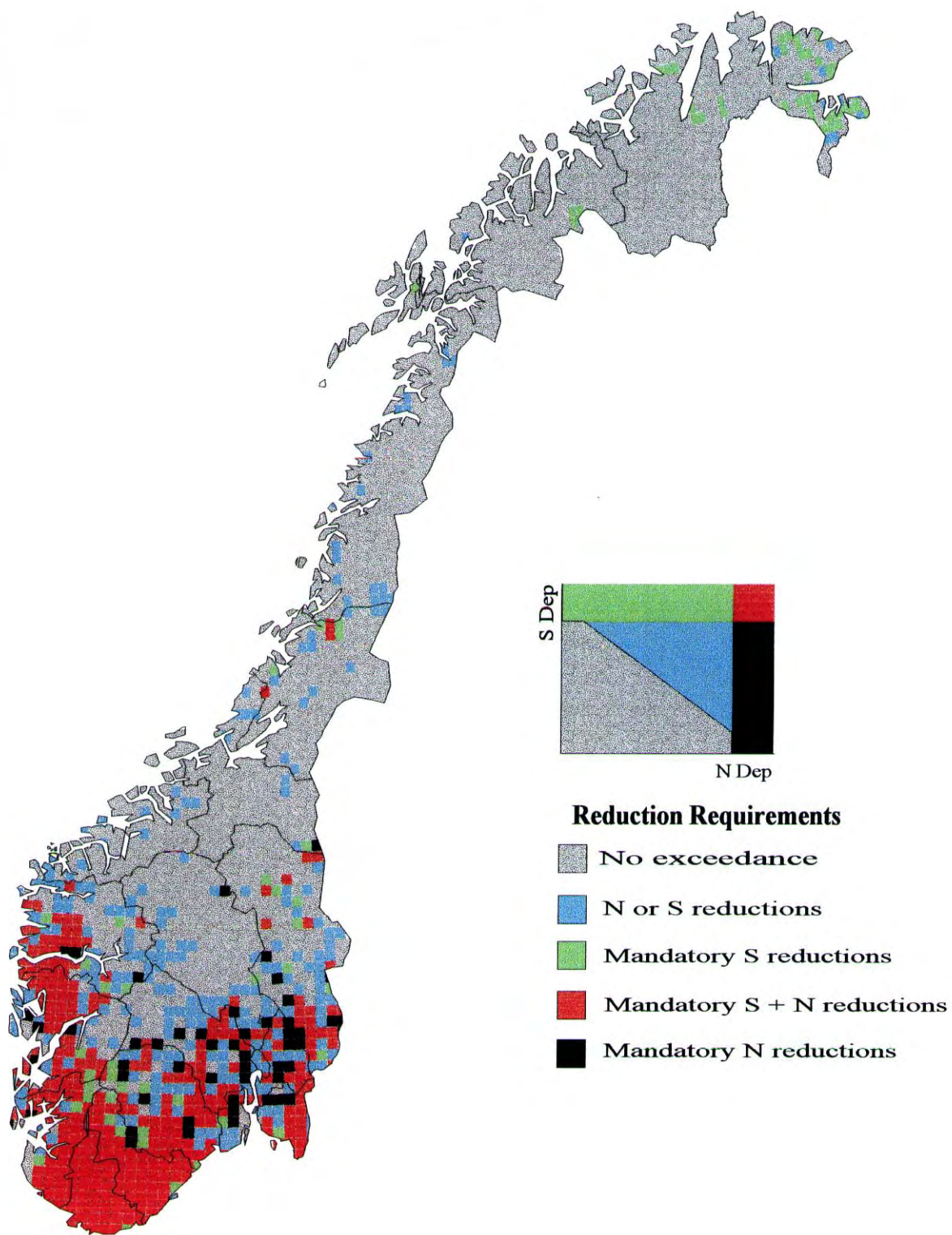
0 10 20 Kilometers

Temainformasjon : NVE-REGINE, NIVA

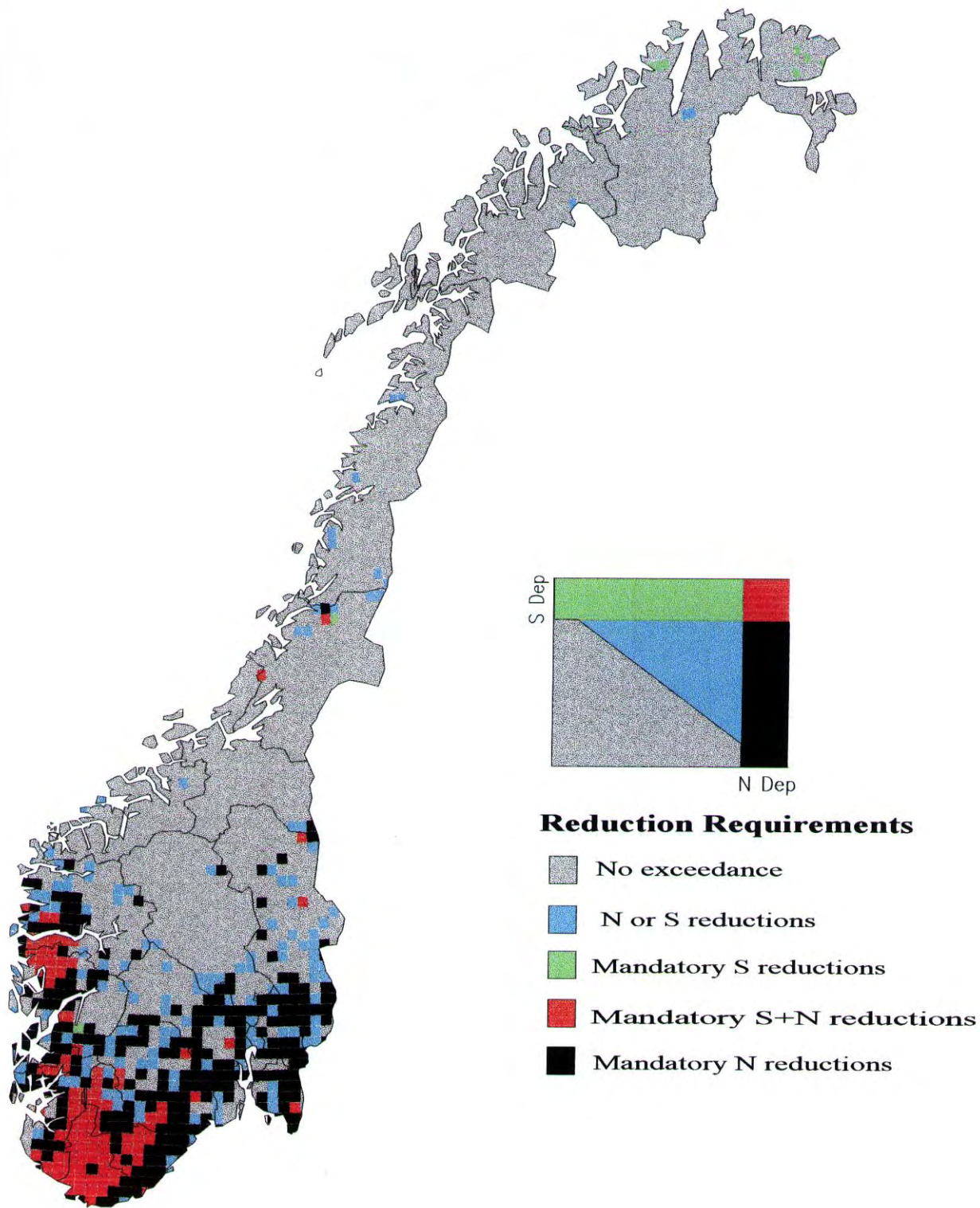
mekv/m²/år



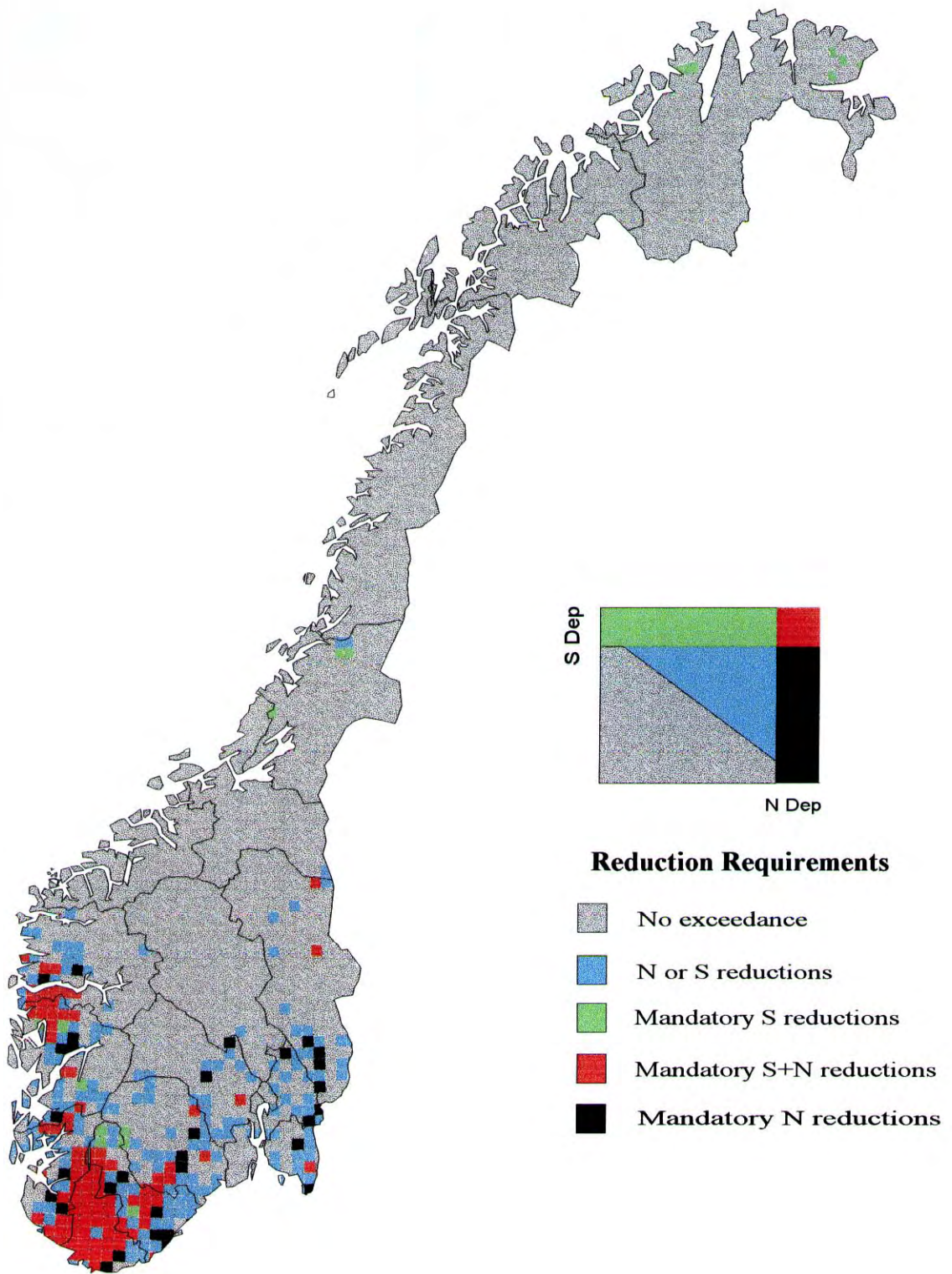
Figur 8. Overskridelse av tålegrenser for svovel og nitrogen i overflatevann i Tovdalsvassdraget i 2010. Svoveldeposisjon er beregnet etter den nye svovelprotokollen, N-deposisjon som idag.



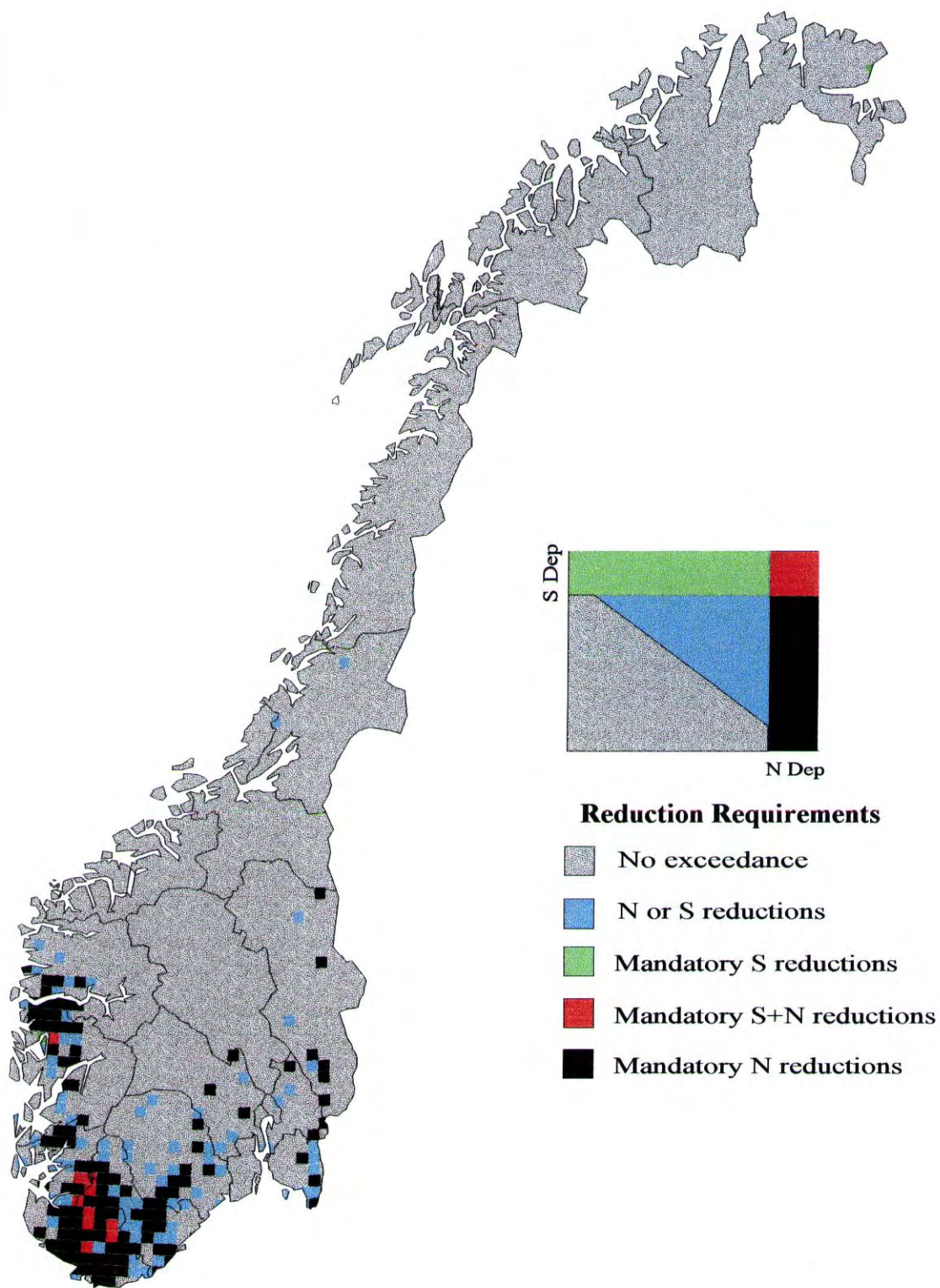
Figur 9. Overskridelser av tålegrenser for svovel og nitrogen 1990. Reduksjonskrav for å unngå overskridelser.



Figur 10. Overskridelser av tålegrenser for svovel og nitrogen i år 2010. Antar samme N-deposisjon som i 1990. Reduksjonskrav for å unngå overskridelser.



Figur 11. Overskridelser av tålegrenser for svovel og nitrogen i år 2010. Antar 50% reduksjon av N-deposisjon. Reduksjonskrav for å unngå overskridelser.



Figur 12. Overskridelser av tålegrenser for svovel og nitrogen med 80% reduksjon av S-deposisjon og 50 % av N-deposisjon. Reduksjonskrav for å unngå overskridelser.

7. Utarbeidelse av en skadefunksjon for effekter av sur nedbør på fiskebestander

7.1. Bakgrunn

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har kartlagt fiskeskadestatus for hele Norge basert på intervjuundersøkelser (Hesthagen et al. 1993, Hesthagen et al. 1995). Dataene er presentert kartmessig på samme måte som tålegrensekartene og viser en generell regional sammenheng mellom skader på fiskebestander og overskridelser av tålegrenser. De vannkjemiske data og fiskeopplysningene er imidlertid ikke basert på de samme sjøene, slik at en ikke kan bruke disse data for å utarbeide en skadefunksjon. For 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 foreligger det imidlertid vannkjemiske data og fiskestatus for de samme innsjøene (Henriksen et al. 1988, Henriksen et al. 1989). Disse dataene er brukt til å utarbeide en skadefunksjon mellom tålegrenseoverskridelser og fiskeskader. Denne skadefunksjonen er rapportert til SFT i egen rapport (Henriksen et al. 1996), men vi inkluderer deler av arbeidet i denne rapporten siden det har så sterk relevans til det øvrige innholdet.

7.2. Metodikk

7.2.1. 1000-sjøers undersøkelsen 1986

Høsten 1986 ble det tatt vannprøver fra 1005 innsjøer i hele Norge, og det ble samlet inn opplysninger om fiskestatus for de samme innsjøene. Vannprøvene ble tatt fra utløpet av innsjøene og analysert for alle hovedkomponenter og aluminiumfraksjoner. Fiskeopplysningene ble samlet inn av fylkenes miljøvernmyndigheter. Tilstanden (status) for hver fiskeart og generell fiskestatus i hver innsjø er angitt som en skadeindeks, enten god/uendret (1), redusert (2) eller tapt (3). Naturlig tynne bestander er klassifisert som uendret. Metoden er senere testet ved prøvefiske

i et stort antall innsjøer med fiskebestander av ulik status, og har vist seg statistisk holdbar (Hesthagen et al. 1993). Ved gjennomgang av databasen for 1000-sjøers undersøkelsen finner en at fiskeopplysningene er akseptable for 643 av innsjøene. Dataene for vannkjemiske data og fiskestatus for disse innsjøene er brukt i den videre bearbeidelsen.

7.2.2. Statistisk metode

Ved å plote frekvensfordelingene av fiskestatus mot tålegrenseoverskridelsene ser man at responsen på overskridelsene følger en tilnærmet s-formet (sigmoid) kurve (Fig. 13). Slike ulineære konsentrasjon-respons forhold er ikke uvanlige innenfor økotoksikologi. De kan modelleres ved hjelp av logistiske regresjoner som er i stand til å fange opp de ulineære forholdene i kurvens ytterområder. En logistisk regresjon kan uttrykkes med en funksjon der p_i beskriver sannsynligheten for at en gitt tilstand eller hendelse skal opptre, og kan generelt uttrykkes som følgende:

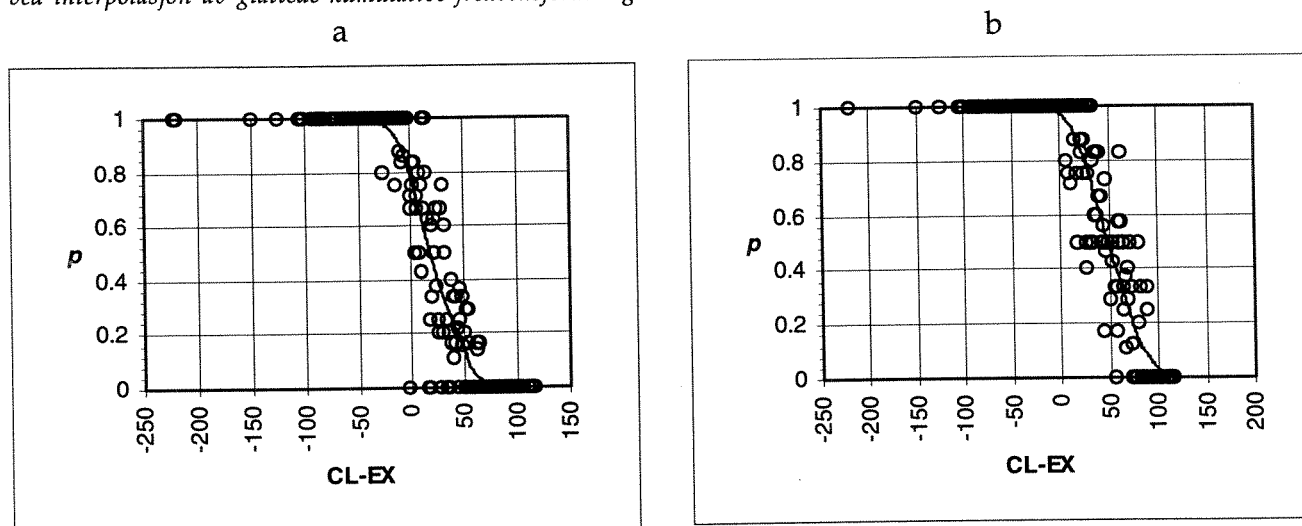
$$p_i = \frac{1}{1 + e^{-z}}$$

hvor z er et lineært uttrykk av formen $a_1x_1 + a_2x_2 + c$.

Regresjonskoeffesientene estimeres ved en "maximum likelihood" prosedyre (minimaliserer summen av de negative logaritmene til de observerte sannsynlighetene). For en introduksjon til logistiske regresjoner, se Hosmer og Lemeshow (1989).

I vår analyse klassifiserte vi fiskestatus som en ordinal (rangert) kategorisk avhengig variabel, med kategoriene uendret (1), redusert (2) og utdødd (3), mens ANC-overskridelsen (CL_{-EX}) ble klassifisert som en kontinuerlig forklaringsvariabel. Modellen blir derfor av typen ordinal logistisk regresjon.

Figur 13. Observerte sannsynligheter (p) for forekomst av skadeklasse 1 (figur a) og skadeklasse ≤ 2 (figur b) plottet mot ANC-overskridelsene (CL_{-EX} , ueq/l). Sannsynligheten for skadeklasse 3 er lik $1 - P_{s2}$. Kurvene er basert på data framskaffet ved interpolasjon av glattede kumulative frekvensfordelinger.



7.3. Resultater og diskusjon

Regresjonsanalysen viste at sannsynligheten for at en bestand skal finnes i skadeklasse 1 (uberørt), 2 (redusert) eller 3 (utdødd) kan beregnes ut fra følgende likninger:

$$1 \text{ (uberørt): } P_1 = \frac{1}{1 + e^{(-1,395 + 0,066 \cdot CL - EX)}}$$

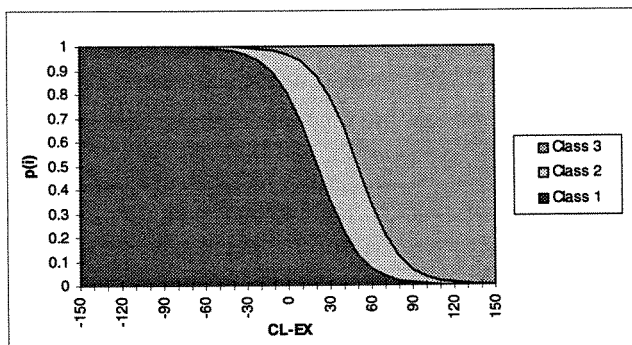
$$2 \text{ (redusert): } P_2 = \frac{1}{1 + e^{(-3,320 + 0,066 \cdot CL - EX)}} - P_1$$

$$3 \text{ (utdødd): } P_3 = 1 - \frac{1}{1 + e^{(-3,320 + 0,066 \cdot CL - EX)}}$$

Regresjonsmodellen var generelt godt tilpasset datasettet, og korrekt skadeklasse ble predikert for nær 70 % av de 679 innsjøene. Figur 14 viser en nær sammenheng mellom skadeindeks og overskridelse av tålegrensen. Når tålegrensen ikke er overskredet er det meget liten sannsynlighet for skader på fiskebestandene, men når tålegrensen overskrides øker også sannsynligheten for fiskeskader med økende overskridelse. Figur 14 viser også at det er vanskelig å predikere skadeklasse 2. Til det ligger profilene fra klasse 1 og 3 for nær hverandre. Grunnen til dette ligger i at en skadet bestand normalt ikke er en stabil tilstand. Den vil med tiden forsvinne hvis ikke belastningen avtar tilstrekkelig. Det er også vanskeligere å få presise opplysninger om denne tilstanden ved intervjuundersøkelser enn opplysninger om god bestand eller tapt bestand. Det er imidlertid relativt lett å predikere om en innsjø har skader på fiskebestandene eller ikke ved en gitt tålegrenseoverskridelse. I tabell 7 har vi gitt antallet korrekte og feilaktige modellprediksjoner.

Ved høy overskridelse er det imidlertid fortsatt endel innsjøer som ikke er skadet. Det kan være flere årsaker til dette (figur 14):

Figur 14. Sannsynligheten for forsuringsskader som funksjon av CL_{EX} . Kurvene er basert på regresjonsmodellen. Sannsynligheten for forekomst av en skadeklasse ved en gitt verdi av CL_{EX} er lik høyden på de enkelte arealene.



Tabell 7. Krysstabell som viser antall og prosent korrekte og feilaktige klassifikasjoner av skadeklassene. De uthevede tallene viser korrekte klassifiseringer.

Predikert skadeklasse	Observert skadeklasse			sum
	klasse 1	klasse 2	klasse 3	
klasse 1	248 83,2 %	49 30,4 %	15 6,3 %	312
klasse 2	30 10,1 %	48 29,8 %	36 15,1 %	114
klasse 3	20 6,7 %	64 39,8 %	187 78,6 %	271
sum	298	161	238	697

1. Intervjuundersøkelser viser generelt god overensstemmelse med prøvefiske av en innsjø, men usikkerhetene er selvsagt klart større enn ved prøvefiske (se nedenfor). Dette gjelder både tidsangivelser og intervjuerens vanskeligheter med å bekrefte om en fiskebestand er helt utdødd. Likeledes kan fiskeopplysningene være eldre enn de vannkjemiske data, spesielt for mer avsidesliggende innsjøer. I enkelte distrikter i Norge har også ferskvannsfisk mindre betydning enn i andre områder. Intervjuundersøkelser fra slike områder har også vært vesentlig mer usikre enn fra andre deler av landet. Data fra disse områdene er imidlertid tatt ut av materialet for figur 14.

2. Det tar lang tid fra en innsjø får en kritisk kjemisk sammensetning og til effekten viser seg i reduserte og tapte fiskebestander.

3. En ny undersøkelse i 1993 (Hesthagen et al. 1993) sammenliknet bestandsstatus fra 230 innsjøer basert på både prøvefiske og intervjuundersøkelser. Resultatene viste godt samsvar for utdødde bestander (99%). Det var vesentlig dårligere samsvar for uendrede (uskadde) bestander (71%). De resterende uskadde bestander ble hovedsakelig registrert som reduserte bestander under prøvefisket. For gruppen reduserte bestander var samsvaret bare 39%. De aller fleste av de intervjubaserte reduserte bestander ble registrert som utdødd under prøvefisket. Undersøkelsen viser at intervjuetoden generelt underestimerer skadene på fiskebestander som forårsakes av forsuring. Dette medfører at kurven i figur 14 bør forskyves noe mot høyre, og at den øvre del av kurven forskyves mest. Det foreligger imidlertid ikke godt nok datagrunnlag for å kvantifisere denne forskyvningen.

Skadefunksjonen (figur 14) er utarbeidet med basis i opplysninger om generell fiskestatus, ikke for spesielle arter. For alle innsjøer i det gitte datamaterialet er hovedartene gitt. Prinsipielt bør det være mulig å utarbeide slike funksjoner for forskjellige fiskearter.

Bruker vi bare data for ørret gir dette ikke noen signifikant forskjell i skadefunksjon. Dette er heller ikke å forvente fordi ørret er den mest forekommende arten i norske innsjøer. For andre arter er antall observasjoner for få til å gi grunnlag for en pålitelig skadefunksjon.

Evertebrater (virvelløse dyr) brukes også som en biologisk forsursindikator (Raddum and Fjellheim

1984) bl. a. i overvåkingssammenheng. En analyse av foreløpig tilgjengelige data viser at det er for liten spredning i de vannkjemiske dataene for de lokaliteter der forsursindeks foreligger til at en kan beregne en tilsvarende skadefunksjon for bunndyr som for fisk. Dette kan revurderes om nye data med større vannkjemisk spredning blir tilgjengelig.

8. Kalkbehov og tiltaksstrategi

8.1. Bakgrunn

Som en del av *miljøtiltak i vann* er kalking av vassdrag idag en omfattende aktivitet i Norge, og beløpene som anvendes har hittil økt for hvert år. Som nevnt er store områder i Norge forsuret på grunn av geologi og jordsmonn med lavt kalkinnhold. Kalking er i prinsippet å tilføre disse områdene det de mangler fra naturens side for å nøytralisere sur nedbør, nemlig mineraler som kan produsere basekationer. De kalsiumkonsentrasjoner en ender opp med i avrenningsvannet er ofte på samme nivå som de en finner i vann som ikke er sure. Tilføring av kalk til et vassdrag kan derfor oppfattes som et "kosttilskudd", og kalkingen må opprettholdes så lenge nedbørfeltet ikke selv kan produsere nok bufferstoffer i forhold til tilført sur nedbør.

I dette kapitlet bruker vi dataene fra tålegrense-beregningene til å beregne de totale kalkmengdene og kalkkostnader for å nøytralisere tålegrenseoverskridelsene. Både behovet i dagens situasjon og når effektene av den nye svovelprotokollen er inntrådt er beregnet.

8.2. Metode ved bruk av SSWC-modellen

Ved å summere overskuddsyren for alle ruter der tålegrensen er overskredet i et gitt område (f.eks. et

fylke eller en region) kan en beregne det totale årlige avsyringsbehov. For større vassdrag er det mere hensiktsmessig å se på delnedbørfelt enn ruter. Slike vassdragstilpassede beregninger er tidligere gjort for Tovdalsvassdraget (Hindar og Henriksen 1994) og ajourførte beregninger er vist i figur 15 og tabell 9 Både overskridelser pga svovel og nitrogen er tatt med i disse beregningene.

Ved å avsyre overskridelsen av tålegrensen med kalk bringes vannkvaliteten opp til den kritiske verdi av den valgte kjemiske parameter (ANC_{limit}). Når en kalker endrer ikke dette på svoveldeposisjonen, slik at en fortsatt vil kunne ha samme aluminium-mobilisering i jorda som tidligere. Derfor må en sørge for at den faktiske ANC-verdi en ønsker å oppnå er slik at sannsynligheten for at giftig aluminium er tilstede er liten. Dette tas i vare ved å bruke et variabelt buffertillegg. I sterkt påvirkede områder bør den totale bufferevnen (alkaliteten) være minst 50 $\mu\text{ekv/L}$ for all avrenning fra det arealet der tålegrensen er overskredet. I mindre påvirkede områder som har ANC_{limit} nær 0, kan den totale bufferevnen etter kalking være 30 $\mu\text{ekv/L}$.

En kan tenke seg fire ulike måter å beregne kalkbehovet på (resultater i tabell 8).

Den første metoden er brukt tidligere, mens vi i

1. Avsyring til fast ANC_{limit} (= 20 $\mu\text{ekv/l}$) + 30 $\mu\text{ekv/L}$ buffer
2. Avsyring til variabel ANC_{limit} + 30 $\mu\text{ekv/L}$ buffer
3. Avsyring til variabel ANC_{limit} + fast buffertilskudd opp til $ANC = 50 \mu\text{ekv/L}$
4. Avsyring til variabel $ANC_{limit} + S_{dep}$ -avhengig buffertilskudd opp til $ANC = 30\text{-}50 \mu\text{ekv/L}$

Tabell 8. Kalk- og kostnadsbehov ved fire ulike beregningsmetoder.

	1. Fast ANC_{limit} (20 $\mu\text{ekv/l}$) + 30 $\mu\text{ekv/L}$ buffer	2. Variabel ANC_{limit} + 30 $\mu\text{ekv/L}$ buffer	3. Variabel ANC_{limit} + fast buffertilskudd opp til 50 $\mu\text{ekv/L}$	4. Variabel $ANC_{limit} + S_{dep}$ - avhengig buffer- tilskudd opp til 30-50 $\mu\text{ekv/L}$
1990				
Kalkbehov, tonn/år	432 400	333 400	409 200	425 900
Kostnad, mill kr./år	346	267	327	341
2010				
Kalk-behov, tonn/år	250 200	149 600	200 400	162 400
Kostnad, mill kr./år	200	120	160	130

denne rapporten velger å bruke alternativ 4 med avsyring til variabel ANC_{limit} og et depositionsavhengig buffertilskudd.

8.3. Kalk- og kostnadsbehov

Avrenningen for hver enkelt tålegrenserute er funnet fra NVE's avrenningskart for perioden 1931-1960. Det totale avsyringsbehovet som framkommer er først beregnet som tonn $CaCO_3$ /år. Vi har så antatt at gjennomsnittskalken inneholder 90% $CaCO_3$ og videre at den midlere oppløsningen er 85 %. I beregningen av total kostnad har vi satt midlere tonnpris til kr. 800. Dette inkluderer transport, alle former for spredning/dosering og avgifter og er betraktet som en reell middelkostnad i dagens situasjon.

Resultatene fra beregningene ved bruk av SSWC-modellen er gitt i tabell 9. Beregningene er utført for ulike utslippsscenarioer, der redusert nedfall direkte påvirker avsyringsbehovet. Det er imidlertid viktig å gjenta at redusert nedfall ikke umiddelbart behøver å gi bedret vannkvalitet. Den modellen som er valgt for beregningene her kan ikke si noe om dynamikken i denne utviklingen. Vannkvaliteten vil innstille seg i et likevektsforhold med depositionsnivået først etter at jordas bufferegenskaper er gjenopprettet. Vi vet idag ikke hvor lang tid dette vil ta i de forskjellige områdene, men basert på resultater fra programmet for overvåking av langtransportert forurenset nedbør kan en forsinkelse på 15 år antydes. De kalkbehovene som refererer seg til år 2010 vil derfor være minimums-estimer. Den videre vannkvalitetsovervåkingen vil gi oss mer kunnskap om hvor raskt denne endringen går og illustrerer hvor viktig langsiktig overvåking vil være.

Figur 15 viser at det meste av kalken går med til å bygge opp buffersystemet i kalkingsobjektet i forhold til avsyringsbehovet. På landsbasis (Sør-Norge) er fordelingen 35/65 prosent. I de mest forsuredde fylkene gir naturlig nok avsyringsbehovet det høyeste relative bidraget, men det er bare Vest-Agder som viser høyere kostnader til avsyringsbehov enn til bufferoppbygging. Det ligger en mulig besparelse i å redusere buffertillegget, men da med en mer usikker kalkingseffekt. Vår vurdering er at en bufferevne etter kalking på 30-50 $\mu\text{ekv/l}$, avhengig av syredeposisjonen, synes som et akseptabelt kompromiss mellom sikring av tilfredsstillende kalkningseffekt og økonomi. I et fylke som Møre og Romsdal virker det imidlertid som modellen gir et urimelig stort buffertillegg. Det skyldes at overskridelsen er så liten, men at buffertillegget ligger fast på 30 $\mu\text{ekv/L}$.

8.4. Kalkingsstrategi

Beregningene gjør det mulig å komme fram til kalkbehovet i de forskjellige regioner, fylker og større vassdrag i dag og sannsynlig kalkbehov i framtida. Det må understrekes at scenarier for kalkbehov og kostnader er basert på tålegrenser og deposisjon. Selv om vannkvalitetsbedringen som følge av gjennomførte utslippsreduksjoner allerede er dokumentert, vil det

Tabell 9. Oversikt over fylkesvise og totale kostnadsbehov, kalkbehov og prosentvis fylkesfordeling

Fylke	Kostnader mill. kr./år		Behov tonn/år		Behov % totalt	
	1990	2010	1990	2010	1990	2010
Østfold	5,7	0,38	7 090	470	1,7	0,2
Oslo/Akershus	4,7	0	5 690	0	1,3	0,0
Hedmark	7,8	0,44	9 730	550	2,3	0,3
Oppland	2,0	0,04	2 490	15,6	0,6	0,0
Buskerud	7,3	0,44	9 140	540	2,1	0,3
Vestfold	2,5	0	3 120	0	0,7	0,0
Telemark	28,0	6,6	35 040	8 280	8,2	4,1
Aust-Agder	45,8	17,3	57 250	21 580	13,4	10,8
Vest-Agder	57,6	29,9	71 940	37 380	16,9	18,7
Rogaland	63,4	29,4	79 230	36 790	18,6	18,4
Hordaland	76,6	31,8	95 800	39 750	22,5	19,8
Sogn og Fjordane	38,8	13,6	48 510	16 990	11,4	8,5
Møre og Romsdal	0,7	0	880	0	0,2	0,0
Sør-Norge	341	130	425 890	200 400	100	100

ta en viss tid før vannkvaliteten i vassdragene er kommet i likevekt med deposisjonen. Vi har i dag for lite data fra "recovery"-perioden til å beregne tidspunkt for gitte vannkvalitetsbedringer. Beregningene for år 2010 er derfor "best case".

Vi mener det må være nyttig for miljøforvaltningen å kjenne til den sannsynlige utviklingen i forsuringssituasjon og kalkbehov. Det vil bedre mulighetene for langtidspanlegging både på nasjonalt og regionalt nivå. Det vil også være nyttig for politikere å se at tiltak mot forurensende utslipp har effekt og at kalkingstiltak til en viss grad er tidsbegrenset.

Scenariene viser at arealet med tålegrenseoverskridelser reduseres. I de områdene som i dag har, men som ikke vil ha overskridelser i 2010, er det et kalkbehov fordi det er for dårlig vannkvalitet for fisk og andre vannlevende organismer. I disse områdene er tålegrenseoverskridelsene moderate til lave, og det er derfor grunn til å tro at biodiversiteten er relativt høy (små til moderate biologiske skader). Det kan være en forvaltningsstrategi å kalke i disse områdene for å opprettholde det biologiske mangfoldet i den perioden det tar å redusere/eliminere tålegrenseoverskridelsen.

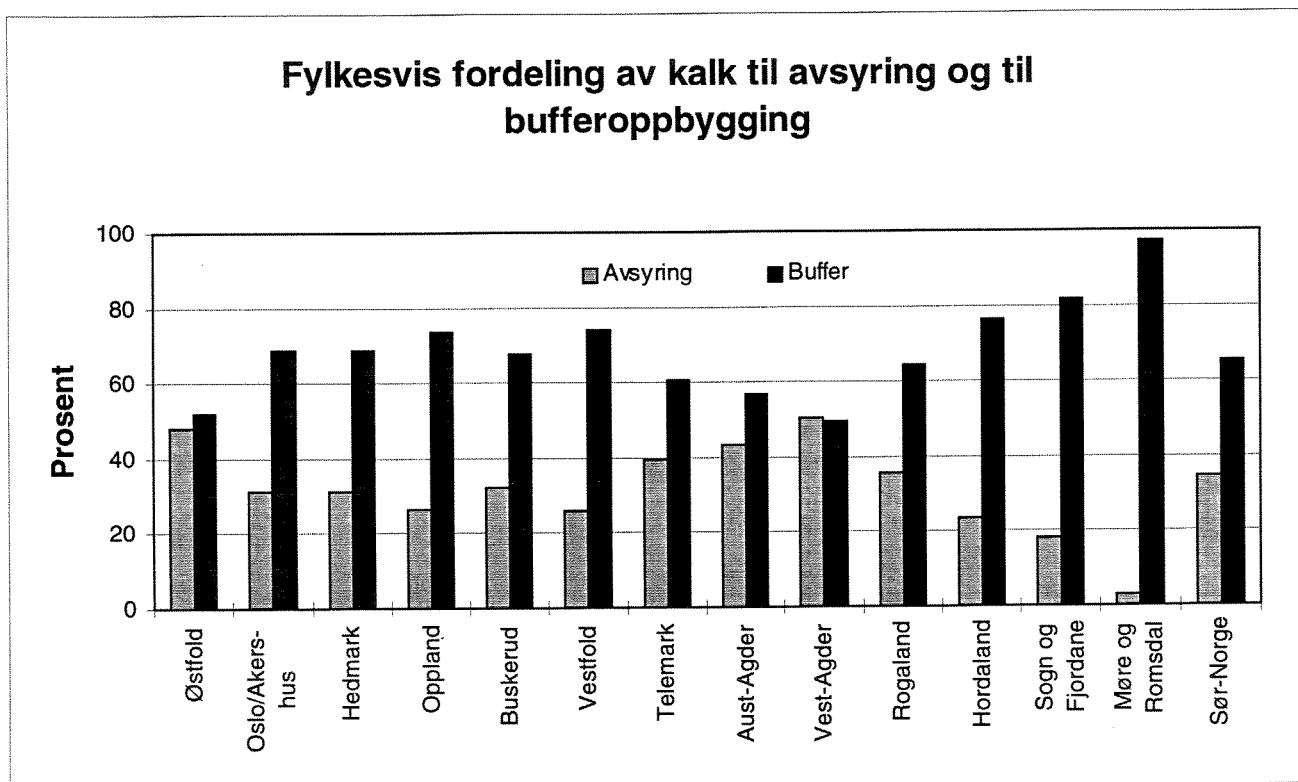
Scenariene viser også at tålegrenseoverskridelsene generelt blir mindre. Det vil si at kalkbehovet på sikt blir mindre i alle områder. Det vil derfor være viktig for forvaltningen å følge med på vannkvalitetsutviklingen gjennom nasjonale overvåkingsprogrammer, ved å måle vannkvaliteten regelmessig i de konkrete kalkingsområdene og å styre kalkdosering etter vannkvalitet. Det kan sikre en økonomisk optimal innsats.

I en del områder vil ikke vannkvalitetsbedringen på lang sikt være tilstrekkelig for sensitive akvatiske

organismer. Ved å gjennomføre overskridelsesberegninger basert på forventede eller ønskede utslippsreduksjoner kan disse områdene identifiseres. Forvaltningen kan vurdere kalkingsstrategien i slike områder annerledes fordi kalking bør betraktes som et nærmest permanent miljøtiltak.

Beregningene av tålegrenser, overskridelser og kalkbehov er basert på fiskestatus for innlandsaure (*Salmo trutta*). Siste års forskning i Norge tyder på at

laksen har vesentlig høyere vannkvalitetskrav, særlig som smolt. Dessuten er laks i større grad utsatt for vannkvalitetssvingninger, f.eks. sjøsaltepisoder. Kraftreguleringer kan påvirke disse forholdene negativt ved overføring av surt vann og ved å flytte vann fra elv til rør i deler av vassdraget. Vi vil derfor anta at laksevassdragene må betraktes noe strengere. Det foregår for tiden forsknings- og utredningsarbeid i Norge på dette området.



Figur 15. Fordeling av kostnadsbehov ved kalking for avsyring av overskuddsyre og for oppbygging av bufferevnen i vannet med et deposisjonsavhengig buffertillegg.

9. Konklusjoner og videre arbeid

Tålegrenseprinsippet har vist seg nyttig i forvaltningsmessig sammenheng, både nasjonalt og internasjonalt. Beregningene som er knyttet til tålegrenser viser konsekvensene av dagens og framtidig luftforurensning. Tålegrenser for jord og vann ligger til grunn for den nye svovelprotokollen, og forhåpentligvis også for en ny nitrogen-protokoll.

Dose/responsforholdet mellom vannkjemiske endringer og fiskeskader er idag klart dokumentert (se kapittel 9), men skogens respons på endringer i jordkjemier på langt nær så godt kjent og dokumentert. Skogen er utsatt for store variasjoner i klima, som frost og tørke, sykdom, parasitter og det er vanskelig å skille mellom effekter av naturlige variasjoner og menneskeskapt påvirkning. Fisk lever imidlertid i et mer stabilt fysisk miljø og blir ikke utsatt for dramatiske klimavariasjoner, selv i små innsjøer og elver. Hovedpåvirkningen for fisk er endringer i dens kjemiske omgivelser. I Norge er vi i den "heldige" situasjon at overflatevann er den mest sensitive reseptor, og årsak/virkningsforholdet er derfor lettere å dokumentere. Det er derfor lettere å prognosere fremtidige effekter av ulike depositions-scenarier. I de fleste land i Europa er jorda den mest sensitive reseptor, og skadevirkningene er derfor mer omdiskutert. Det er også vanskeligere å beregne effekter av endret ytre påvirkning.

Prognosene for effekten av den nye svovelprotokollen kan baseres enten på dagens nitrogenlekkasje eller på den maksimalt mulige lekkasje. Det er meget usikkert hvordan nitrogenlekkasjen vil utvikle seg fremover. Vi vet ikke om redusert svoveldeposisjon vil påvirke nitrogenlekkasjen ved samme nitrogendeposisjon. Det er heller ikke sikkert at redusert N-deposisjon vil føre til redusert N-lekkasje på sikt. Våre beregninger for kalkbehov er basert på at nitrogendeposisjonen ikke vil endre seg vesentlig de nærmeste 10-år og at nitrogenlekkasjen er stabil og ikke endrer seg når den nye svovelprotokollen er implementert. Hvis nitrogenlekkasjen øker vil kalkbehovet øke i forhold til våre beregninger. Så langt viser overvåkingsdataene ingen klare tendenser til økning eller reduksjon av nitrat i elver og innsjøer i Norge fra 1986. Det er nitrogenets rolle i forsuringssammenheng som er den mest usikre faktoren framover. Det er meget viktig å få avklart dette elementets rolle, slik at prognoser for den videre forsuringsutvikling blir mer pålitelige.

Det er viktig å være oppmerksom på at de beregninger og prognoser som er presentert i denne rapporten er basert på dagens metoder og de opplysninger som er tilgjengelige idag. Det vil alltid skje en utvikling, og når det foreligger endringer i metodikk og datagrunnlag vil disse bli brukt for å oppdatere våre beregninger.

10. Referanser

- Baker, L.A. and P.L. Brezonik 1988. Dynamic model of in-lake alkalinity generation. *Wat. Resour. Res.* 24: 65-74.
- Brown, D.J.A. 1982. The effect of pH and calcium on fish and fisheries. *Water Air and Soil Pollut.* 18, 343.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. and Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Res.* 21, 51-63.
- de Vries, W., Posch, M., and Kämäri, J. 1989. Simulation of the Long-Term Soil Response to Acid Deposition in various Buffer Ranges. *Water, Air and Soil Pollut.* 48, 349-390.
- Degerman, E., Fogelgren, J. E., Tengelin, B. and Törnölöv, E. 1986. Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality in small streams on the west coast of Sweden. *Water, Air and Soil Pollut.* 30, 665
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 20, 851.
- Dickson, W. 1983. Liming toxicity of aluminium to fish. *Vatten.* 30, 400.
- Dillon, P.J. and Molot, L.A. 1990. The role of ammonium and nitrate in the acidification of lakes and forested catchments. *Biogeochem.* 11: 23-43.
- Downing, R.J., Hettelingh, J-P. and de Smet, P.A.M. 1993. Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. RIVM Report No. 259101003.
- Economic Commission of Europe (ECE). 1990. Draft Manual for Mapping Critical Levels/Load. Prepared by the Task Force on Mapping, Umweltbundesamt, Berlin.
- Fivelstad, S. and Leivestad, H. 1984. Aluminium Toxicity to Atlantic Salmon (*Salmo Salar* L) and Brown Trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and Physiological Response. Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Report 61, 69.
- Gherini, S., Mok, J., Hudson, R.J.M., Davis, G.F. and Chen, R.A. 1985. The ILWAS model, formulation and application. *Water, Air and Soil Pollut.* 26. 425-459.
- Grahn, O. 1980, Fish-kills in Two Moderately Acid Lakes Due to High Aluminum Concentration, in: D. Drabløs and A. Tollan (eds.), *Ecological impacts of acid precipitation, SNSF-project, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway.* p 310.
- Grennfelt, P and Thörnelöv, E. (eds.) 1992. Critical loads for nitrogen, *Nord 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.*
- Henriksen, A. Forsius, M., Kämäri, J., Posch, M. and Wilander, A. 1993. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction requirements for Nitrogen and Sulphur deposition. *Acid Rain Research Report 32/1993. Norwegian Institute for Water Research (NIVA) Oslo, Norway.* 46 pp.
- Henriksen, A. and Hesthagen, T 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210 (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr. 43, Miljøverndep. 12s).*
- Henriksen, A., Fjeld, E. og Lien, L. 1996. Effekter av sur nedbør på fiskebestander (skadefunksjon). *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Rapport 96:01. Statens forurensningstilsyn, 10 pp.*
- Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L. and Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. *Norsk institutt for vannforskning. Rapport 92122 (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr. 36, Miljøverndep.),14s.*
- Henriksen, A. og Hesthagen, T. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i områder med lave overskridelser. *Norsk institutt for vannforskning (Naturens Tålegrenser, Fagrapport under trykking).*
- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M. and Wilander, A. 1992. Critical loads of acidity: Nordic surface waters. *Ambio* 21, 356-363..

- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M., Lövblad, G., Forsius, M. and Wilander, A. 1990. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. Nordic Council of Ministers. Miljørapport 1990:124.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I. S. and Brakke D.F. 1988. Lake acidification in Norway: Present and predicted chemical status. *Ambio* 17, 259-266.
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B.O., Traaen, T.S. & Sevaldrud, I.S. 1989. Lake acidification in Norway - present and predicted fish status. *Ambio* 18, 314-321.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210 (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr.34, Miljøverndep.), 29s.
- Henriksen, A., Posch, Hultberg, H. and Lien, L. 1995. Critical loads of acidity for surface waters - Can the ANClimit be considered variable? *Water, Air and Soil Pollut.* 85, 2419-2424.
- Henriksen, A., Skogheim, O. K. and Rosseland, B. O. 1984. Episodic changes in pH and aluminium speciation kill fish in a Norwegian salmon river. *Vatten*, 40, 225.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Norway due to acidification. *Aquacult. and Fish. Mgmt.* 22, 85-91.
- Hesthagen, T. og Henriksen, A. 1994. En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser og skader på fiskebestander. NINA, Oppdragsmelding 288, 14s. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr. 58)
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. and Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test fishing. *Nordic J. Freshwat. Res.* 68, 34-41.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. og Berger, H.M. 1994. Utviklingen i forsureningsskader på fiskebestander i Sør-Norge etter 1950. - NINA Forskningsrapp. 50, 16s.
- Hesthagen, T: og Henriksen, A. 1995. Analyse av overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer i Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 323 (Naturens Tålegrenser Fagrapport nr. 65, Miljøverndep.).
- Hindar, A. og Henriksen, A. 1995. Kalkingsstrategier for Tovdalsvassdraget basert på nåværende og framtidige overskridelser av naturens tålegrenser for sterk syre. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-93128. 42 pp.
- Hosmer, D.W. og Lemeshow, S. 1989. Applied logistic regressions. J. Wiley and Sons. NY. 207 s.
- Hultberg, H.: 1977, Thermally stratified acid water in late winter - a key factor inducing self-accelerating processes which increase acidification. *Water Air and Soil Pollut.* 7, 279.
- Hultberg, H.: 1988. Critical loads for sulphur to lakes and streams. In: Nilsson, J. and Grennfeldt, P.(eds.), *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*, NORD 1988: 15. Nordic Council of Ministers,.
- Jensen, K.W. og Snekvik, E. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout in southern Norway. *Ambio* 1, 223-225
- Kämäri, J., Jeffries, D.S., Hessen, D.O., Henriksen, A., Posch, M. and Forsius, M. 1992. Nitrogen Critical Loads and their Exceedance for Surface Waters. In: Grennfelt, P and E. Thörnelöf (eds.) 1992. *Critical loads for nitrogen*, NORD 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Hesslein, R.H., Schindler, D.W., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Gherini, S.A. and Heskey, R.H. 1987. Prediction of biological neutralization in acid sensitive lakes. *Biogeochem.* 3: 129-140.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. og Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1994-10. 97 s.
- Lien, L., Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water - fish and evertbrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Report O-89185. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr.21, Miljøverndep.), 29s.

- Lydersen, E., Fjeld, E. og Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr. 52. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-93172. 16 pp.
- Malanchuk, J.L. and Nilsson, J. (eds) 1989. The role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters, Nord 1989:92, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Poleo, A.B. S., Lydersen, E., Rosseland, B.O. Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D., and Kvellestad, A.: 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air and Soil Pollut.* 75, 339 - 351.
- Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 1973-1980.
- Rosseland, B.O. and Hindar, A.: 1991, 'Mixing Zones - A Fishery Management Problem', In: Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.(eds.), *Int. Lake and Watershed Liming Practices*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, ISBN I-8080786-00-7, p 161 - 172.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K. and Sevaldrud, I. 1986, Acid deposition and effects in nordic Europe. Damage to fish populations continue to apace. *Water Air and Soil Pollut.* 30, 65 - 74.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F. Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H. Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for Salmonids. *Environ Pollut.* 78, 3 - 8.
- Schofield, C.L.: 1977, Research Technical Completion Report A-072-NY, Office of Water Researched Technology, Dept. of the Interior, Washington D. C. , p 27.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979 - SNSF-prosjektet, IR 77/80. 95s.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O. and Sevaldrud, I. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in River Ognå, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 61, 195 - 202.
- Statens forurensningstilsyn (SFT) 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. *Overvåking av langtransporterte forurensninger. Årsrapport 1992. Rapport 533/93.* 296 s.
- Statens forurensningstilsyn (SFT) 1994. Statlig program for forurensningsovervåking. *Overvåking av langtransporterte forurensninger. Årsrapport 1993. Rapport 583/94.* 271 s.
- Stenseth, N.C. 1995. Naturens tålegrenser, s. 119-135. I: Lafferty, W. og Langhelle, O. (red.). *Bærekraftig utvikling. Om utviklingens mål og bærekraftens betingelser.* Ad Notam Gyldendal, Oslo.
- Sverdrup, H. and Warfvinge, P. 1990. The role of weathering and forestry in determining the acidity of lakes in Sweden. *Water, air and Soil Pollut.* 52, 71-78.
- Sverdrup, H., de Vries and Henriksen, A. 1990. Mapping Critical Loads. Nordic Council of Ministers. *Miljørapport 1990:14*, 124 pp.
- Sweden's Case Study 1971. UN Conference on the Human Environment in Stockholm 1972.
- Warfvinge, P., Holmberg, M., Posch, M. and Wright, R.F. 1992. The use of dynamic models to set target loads. *Ambio* 21. 369-376.
- UN. 1994. Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution on further reduction of sulphur emissions, Annex II. United Nations, Oslo.

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsurningsfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NOx og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsurningsfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.
- 14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i liryte. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.

- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringsfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringsfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3.
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6: 195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringsfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147.
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN 1993-2.
- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051.
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt . Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo, Rapport 144, 1993.

- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Rapport Gkogforsk 14/93. 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.)1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-1.
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord . Effekstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitut Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 055.
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288.
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitut Rapport nr. 86 - 1994.

- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.
- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Rapport Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.
- 63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.
- 64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.
- 65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 66 Sagmo Solli, I.M., Flatberg, K.I.F., Söderström, L., Bakken S. & Pedersen, B. 1996. Blanksigd og luftforurensningsstudier (in prep).
- 67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1996. Utredning om kunnskapsgrunnlaget for definisjon av tålegrenser i skog. Rapport Skogforsk (in prep).
- 68 Ogner, G. 1995. Tålegrenser for skog i Norge med hensyn til ozon. Aktuelt fra Skogforsk 3-95.
- 69 Thomsen, M., Nellemann, C. Frogner, T., Henriksen A., Tomter, S. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forurensning. Norsk institutt for skogforskning (NISK) (in prep).
- 70 Tomter, S. M. & Esser, J. 1995. Kartlegging av tålegrenser for nitrogen basert på en empirisk metode. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Rapport nr 10/95.
- 71 Pedersen, H.Chr. (red.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.
- 73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport fra Skogforsk 21/95.
- 74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport fra Skogforsk 1/96
- 75 Mortensen, L. 1993. Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.* 7: 129-138.
- 76 Mortensen, L. 1994. Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sciences* 8:91-97.
- 77 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1996. Lufttransporterte forurensninger - tilførsler, virkninger og tålegrenser. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 2/96.
- 78 Thomsen, M.G., Esser, J., Venn, K. & Aamlid, D. 1996. Sammenheng mellom træs vitalitet og næringsstatus i nåler og humus på skogovervåkingsflater i Sørøst-Norge (in prep).
- 79 Tørseth, K., Mortensen, L. & Hjellbrekke, A.-G. 1996. Kartlegging av bakkenær ozon etter tålegrenser basert på akkumulert dose over 40 ppb. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 12/96.
- 80 Esser, J.M. & Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS).

- 81 Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. Forsuring av overflatevann-
beregningemetodikk, trender og mottiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). RAPPORT LNR
3528-96.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3528-96.

ISBN 82-577-3074-2