

FAGRAPPOR NR. 19

Tålegrenser for overflatevann -
evertebrater
og fisk

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

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

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

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

Tor Johannessen	-	SFT
Jon Barikmo	-	DN
Else Løbersli	-	DN
Per Espen Fjeld	-	NP

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø og avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker.

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til :

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

eller

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

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

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

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

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

Prosjektnr.:

0-89185

Undernummer:

2

Løpenummer:

2658

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Tålegrenser for overflatevann -
evertebrater og fisk

Dato:

28. november 1991

Prosjektnummer:

0-89185

Forfatter (e):

Leif Lien
Gunnar G. Raddum
Arne Fjellheim

Faggruppe:

Sur nedbør

Geografisk område:

Norge

Antall sider (inkl. bilag):

46

Oppdragsgiver:

Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser

Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):

Ekstrakt:

Vannkjemiske beregninger av innsjøers evne til å motstå sur nedbør er beskrevet ved deres syrenøytraliserende kapasitet (ANC = acid neutralization capacity). Ferskvannsfisk og bunndyrs evne til å overleve er vurdert i forhold til vannets ANC.

Det registreres betydelige forskjeller i tålegrenser for ulike fiskearter. Abbor er den arten som tolererer lavest ANC-verdier, mens laks synes å være mest følsom av de undersøkte artene. Laks og ørret foreslås som indikatorarter for fisk på surt vann i Norge.

ANC-konsentrasjon på 20 $\mu\text{eq/l}$ foreslås som akseptabel tålegrense for fisk og evertebrater i våre ferskvann.

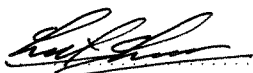
4 emneord, norske:

1. Tålegrenser
2. Ferskvannsfisk
3. Evertebrater
4. Sur nedbør

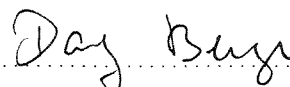
4 emneord, engelske:

1. Critical load
2. Freshwater fish
3. Invertebrates
4. Acid precipitation

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-2010-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0-89185

TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN – EVERTEBRATER OG FISK

Oslo,

Forfattere:

Leif Lien	(Fisk)	NIVA
Gunnar G. Raddum	(Evertebrater)	LFI, UiB
Arne Fjellheim	(Evertebrater)	LFI, UiB

FORORD

Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser har bedt Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Universitetet i Bergen, om å relatere "kjemiske tålegrenser" i vann til kritiske grenser for henholdsvis fisk og evertebrater.

Det er tidligere utarbeidet en forprosjekt-rapport med tittel: "Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer" (Lien et al. 1989). Rapporten som nå presenteres er en videreføring av denne med en betydelig mer omfattende beskrivelse av tålegrenser for en del ferskvannsfisk og evertebrater i forhold til surt overflatevann. For at denne siste rapporten skal kunne leses uavhengig av den første, er deler og avsnitt gjentatt fra den første.

NIVA er ansvarlig for rapporteringen av de delene som omhandler fisk, og LFI, Bergen, er ansvarlig for evertebrater. Arthur J. Bulger har utført de statistiske bearbeidelsene av fiskematerialet.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
Forord	3
Sammendrag	5
1. INNLEDNING	6
2. MATERIALE OG METODER	7
3. TÅLEGRENSER FOR EVERTEBRATER	10
3.1 Evertebrater og forsuringsindeks	10
3.2 Vannkjemi og evertebrater	14
3.3 Endringer i forsuringsindeks i forhold til ANC	18
4. TÅLEGRENSER FOR FISK	19
4.1 Vannkjemi og fiskestatus	19
4.2 Korrelasjoner mellom fiskestatus og fysisk-kjemiske parametre	21
4.3 Endringer i fiskestatus relatert til ANC	22
4.4 Tålegrenser for laks	27
4.5 Usikkerheter og variasjoner i forholdet mellom fiskestatus og ANC	28
4.6 Forskjeller i tålegrenser mellom ulike fiskearter	29
5. INDIKATORARTER. FISK OG EVERTEBRATER	32
6. SVOVELREDUKSJONER – ENDRINGER I STATUS FOR ØRRET OG EVERTEBRATER	34
7. FORSLAG TIL TÅLEGRENSER FOR FISK OG EVERTEBRATER	40
8. LITTERATUR	42
VEDLEGG	46

SAMMENDRAG

Det er utarbeidet vannkjemiske kriterier for overflatevanns tålegrenser mot sur nedbør basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet ANC = acid neutralization capacity). ANC er definert som differansen mellom ikke marine basekationer og sterke syrers anioner. Dersom langtransporterte tilførsler av svovel og nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner (sulfat og nitrat) enn konsentrasjonene av basekationer, blir vannet surt. ANC er vesentlig enklere å bruke enn f.eks. pH ved prognoser for endringer av sure tilførsler og effekter på vannlevende organismer.

Regresjonsanalyser for forskjellige fysisk-kjemiske parametre viser omlag like høye korrelasjonskoeffisienter for ANC, pH og labilt aluminium i forhold til fiskebiologiske data. For evertebratfaunaen er korrelasjonene best for ANC og PH. Kalsium- og TOC-innholdet virker modifierende på tålegrensene og må tas i betraktning når skadene skal vurderes.

ANC-målinger fra omkring 1100 ferskvannslokalteter er sammenholdt med endringer i status for de fiskearter som lever (levde) der. Status for laks, ørret, røye, sik, abbor, gjedde, mort og ørekyt er gruppert til (1) uendret, (2) redusert - skadet av sur nedbør og (3) utdødd på grunn av sur nedbør.

Det registreres betydelige forskjeller i tålegrenser for ulike fiskearter. Abbor er den arten som tåler lavest ANC-konsentrasjoner, mens laks synes å være mest følsom av de undersøkte artene. Laks og ørret foreslås som indikatorarter for fisk på surt vann i Norge.

Det er undersøkt 165 vannforekomster med hensyn på ANC og evertebrater. Evertebratsamfunnenes status er gruppert til (1) liten skade, (0.5) tydelig skadet, (0.25) betydelig skadet og (0) sterkt skadet. Statusen fastsettes ut fra forekomsten av forsuringfølsomme arter, først og fremst innen gruppene snegl, døgnfluer, steinfluer og vårfluer.

ANC-konsentrasjon på 20 μ ekv/l foreslås som akseptabel tålegrense for fisk og evertebrater i våre ferskvann.

1. INNLEDNING

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen er definert som den høyeste tilførsel som ikke gir varige skader på noen deler av økosystemet (Nilsson og Grennfelt 1988).

Forsuring av overflatevann skyldes tilførsler av sterke syrers anioner, i første rekke sulfat og nitrat som tilføres nedbørfeltet med nedbør og tørravsetninger. Sulfationet er normalt et mobilt anion, dvs. at det følger nedbørvannet gjennom nedbørfeltet og virker forsurende på overflatevannet. Nitrat og ammonium er gjødsel for vegetasjonen. Vanligvis vil derfor nitrogenforbindelsene som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger, tas opp av trær og planter. Kommer det mer nitrogen enn det vegetasjonen behøver, vil overskuddet renne ut i vassdragene hovedsakelig som nitrat og virke forsurende på samme måte som sulfat. Tålegrenser for forsuring av overflatevann er til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrenser for denne komponenten forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann der også andre deler av næringskjeden er påvirket. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. For nitrogen er grunnlaget vesentlig dårligere.

Tålegrenser for tilførsler av sure forbindelser (sulfat og nitrat) må settes i relasjon til vannlevende organismer. For overflatevann vil tålegrensen settes i forhold til fisk eller evertebrater. Tålegrenser for vannvegetasjon vil bli vurdert i en annen rapport. Biologiske tålegrenser må settes i relasjon til visse kjemiske kriterier i overflatevannet. Det har vært vanlig å sette kriterier for skader på fisk i forhold til flere kjemiske komponenter. pH, kalsium, labilt aluminium og humusinnhold er oftest brukt. For eksempel er en kombinasjon som pH ca. 5.0, Ca < 1.0 mg/l og labilt Al ca. 30 µg/l brukt som en nedre grense for ørret. For arbeidet med beskrivelser av tålegrenser i form av kart vil det være vanskelig å fremstille slike kombinasjoner på en oversiktlig måte. En mer hensiktsmessig metode ved slik kartlegging er bruk av vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC = acid neutralization capacity).

Vannkjemiske tålegrensekart er utarbeidet for hele Norge. Landet er delt inn i et rutenett. Rutenes størrelse er 1/16 av 0.5 breddegrad x 1.0 lengdegrad. I hver rute er det valgt ut en vannlokalitet som er representativ for minst 25 % av ruten som er antatt å være minst motstandsdyktig mot sur nedbør.

Vannkjemiske data sammen med nedbørkjemiske målinger og avrenningsdata dannet grunnlaget for kartleggingen av svovelavrenning, kjemiske tålegrenser og overskridelser av kjemiske tålegrenser for overflatevann i forhold til nedbørfeltene syrenøytraliserende kapasitet (ANC).

2. MATERIALE og METODER

Denne rapporten beskriver tålegrensen for fisk og evertebrater ved hjelp av vannkjemiske parametre utregnet som ANC (Henriksen et al. 1990).

Undersøkelsen er basert på opplysninger om vannkjemi fra 1095 innsjøer og status på 1917 fiskebestander fra de samme innsjøene. Vannkjemisk er de fleste innsjøene beskrevet på grunnlag av en vannprøve hentet fra utløpsoset etter høstsirkulasjonen. Fiskeopplysningene er samlet inn hovedsakelig ved intervjuundersøkelser. Materialet er hentet fra hele landet. Mye av fiskedataene stammer fra 1000-sjøers undersøkelsen (SFT 1987, 1988a), mens deler også er hentet fra en rekke andre undersøkelser (Drabløs og Sevaldrud 1980, Lien et al. 1986, Sevaldrud og Hegge 1987, Lien et al. 1988, Fjeld et al. 1989 SFT 1988b, 1989, Oppegård et al. 1990).

Evertebratdataene bygger på hovtrekk av plankton, kvalitative og i noen grad kvantitative bunnprøver fra innsjøenes strandsone, utløpsos og utløpselv (100-200 m nedenfor utløp).

Dataene for evertebratene er for en stor del samlet inn under prosjektet "Naturens Tålegrenser". I tillegg er det benyttet data fra undersøkelsene nevnt ovenfor og fra overvåkingsprogrammet for langtransportert forurensert luft og nedbør fra perioden 1987-1990 (SFT 1987a, 1988b, 1989, 1991).

Vannkjemisk er innsjøene karakterisert ved ANC. ANC er for de fleste innsjøene beregnet som

$$\begin{aligned} \text{ANC} &= \text{basekationer} \div \text{sterke syrers anioner} \\ &= \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} \div \text{SO}_4^{2-} \div \text{Cl}^{-} \div \text{NO}_3^{-} \end{aligned}$$

For lokaliteter hvor det vannkjemiske datagrunnlaget er mangelfullt eller synes usikkert, er ANC beregnet som

$$\text{ANC} = \text{HCO}_3^{-} + \text{A}^{-} \div \text{H}^{+} \div \Sigma \text{Al}^{n+}$$

hvor A^- er organiske anioner og ΣAl^{n+} er summen av alle positivt ladde aluminiumsioner. For nærmere beskrivelse av utregninger av ANC se Henriksen et al. 1990 og Lien et al. 1989.

Datagrunnlaget fra 1000-sjøers undersøkelsene (SFT 1987b, 1988a) er revurdert og supplert spesielt for fiskeopplysningene. Fiskeopplysningene i 1000-sjøers undersøkelsen var hovedsakelig basert på intervjuundersøkelser. Et 50-talls av disse innsjøene er senere prøvefisket, og resultatene er justert i forhold til intervjuundersøkelsen. Av nesten 900 innsjøer med opplysninger om fisk fra 1000-sjøers undersøkelsen er omkring 700 brukt videre i dette arbeidet. De øvrige er forkastet, vesentlig på grunn av manglende informasjon om endringer i fiskestatus eller på grunn av unøyaktige/usikre fiskeopplysninger generelt. For noen av de forkastede innsjøene er det foretatt inngrep som nylig har endret de kjemiske forholdene (reguleringer, kalking m.m.).

Fra annen litteratur er det innhentet opplysninger om endringer i fiskestatus og vannkjemi fra ca. 400 innsjøer, slik at det totale datasettet er på 1095 lokaliteter. Oppgavene over fiskestatus fra disse andre kildene er også hovedsakelig intervjuundersøkelser, mens 50 innsjøer er prøvefisket det siste 10-året.

I tillegg til dette er det innhentet opplysninger fra 30 lakseelver om vannkjemi og laksestatus. All informasjon er tatt fra publisert litteratur.

Alle opplysninger om fisk blir presentert som endringer i forhold til tidligere år. Dette gjelder de generelle endringer i fiskestatus, som omfatter alle fiskeartene som er - eller har vært - tilstede i en innsjø, og det gjelder for hver enkelt art som omtales nærmere (ørret Salmo trutta, abbor Perca fluviatilis, røye Salvelinus alpinus, sik Coregonus lavaretus, gjedde Esox lucius, mort Rutilus rutilus, ørekyt Phoxinus phoxinus og laks Salmo salar).

Endringer i generell fiskestatus er karakterisert i 4 grupper:

- 1: Uskadet.
- 2: Lettere skadet - fortsatt fisk, men minst én avtakende bestand.
- 3: Sterkt skadet - fortsatt fisk, men minst én tapt bestand.
- 4: Totalt skadet - fisketomt.

For de enkelte fiskeartene er endringer i status definert til tre grupper:

- 1: Uskadet.
- 2: Skadet - fortsatt fisk, men bestanden er redusert.
- 3: Totalt skadet - bestanden er utdødd.

Med skader, både i generell fiskestatus og for de enkelte artene, forstås her skader forårsaket bare som følge av surt vann. I innsjøer hvor fiskearter er redusert av mulige andre årsaker (utfisking, utsetting av konkurrerende arter, rotenonbehandling osv.), eller hvor vannkjemien er endret (kalking, nyreguleringer) er ikke tatt med i den videre bearbeiding av dette materialet. Dette gjelder spesielt datasettet fra 1000-sjøers undersøkelsen (SFT 1987b, 1988a) hvor også en del innsjøer med usikre fiskeopplysninger er tatt ut etter de tidligere vurderinger av ANC og fiskestatus (Lien et al. 1989).

3. TÅLEGRENSER FOR EVERTEBRATER

3.1 Evertebrater og forsuringsindeks

Vår kunnskap om evertebratenes tålegrenser med hensyn på forsuret vann bygger på en stadig økende database, påbegynt under SNSF-prosjektet i 1976. Hoveddelen av databasen består av vannkjemiske og faunistiske data fra Vestlandet og Sørlandet. Gjennom prosjektet Naturens Tålegrenser er det også hentet data fra andre deler av Norge. Artenes tålegrenser er bestemt ved hjelp av laboratorieeksperimenter og feltobservasjoner (Raddum 1979, Raddum og Fjellheim 1984 og 1987, Fjellheim og Raddum 1990). Verifisering/justering av disse grensene pågår kontinuerlig, eksempelvis i forbindelse med overvåkingsprogrammet for langtransportert forurenset luft og nedbør.

Det er utviklet en forsuringsindeks for vurdering av skader på evertebrater i ferskvann, basert på kunnskapen om artenes tålegrenser (SFT 1985, Raddum et al. 1988, Fjellheim og Raddum 1990). Forsuringsindeksen angis med et tall mellom 0 og 1. Indeks 1 betyr at lokaliteten inneholder en eller flere arter med lav toleranse til surt vann (tåler pH ned til 5.5). Når disse artene finnes i lokaliteten, indikerer det liten forsuringssskade. Ved indeks 0.5 er ingen av de mest følsomme artene til stede, men lokaliteten inneholder moderat forsuringsfølsomme arter (tåler pH ned til 5.0). En slik faunasammensetning får betegnelsen tydelig skadet. Forsuringsindeks 0.25 indikerer betydelig skade og gis dersom lokaliteten mangler alle følsomme arter nevnt over, men inneholder arter med toleranse ned til pH 4.7. De sterkt forsuringssskadete lokalitetene inneholder bare organismer med meget høy toleranse for surt vann (tåler pH < 4.7). Disse lokalitetene får verdien 0. Tålegrensene er i utgangspunktet basert på pH. Som senere vist (tabell 4.2-2) er det meget god sammenheng mellom pH og ANC. Forsuringsindeksen kan derfor også bli benyttet mot ANC.

Tabell 3.1-1 viser hvilke arter med forsuringsverdi som inngår i vurderingen av forsuringssskader. Listen inneholder en del sjeldne arter hvor kunnskapen om forsuringsstoleransen er liten. Disse artene er gitt forsuringsverdi 0. Feil i forsuringsverdien hos sjeldne arter vil i meget få tilfeller få innflytelse på bestemmelsen av surhetstilstanden i en lokalitet da de vanligste artene nesten alltid avgjør dette.

Tabell 3.1-1 Forsuringsindeks for ulike arter av evertebrater.

Arter/grupper	Indeks	Arter/grupper	Indeks
Turbellaria:		Plecoptera:	
<i>Crenobia alpina</i> (Dana)	0.5	<i>Arcynopteryx compacta</i> (McL.)	0.5
<i>Otomesostoma auditivum</i> (Pless.)	0.5	<i>Diura nanseni</i> (Kempny)	0.5
		<i>Diura bicaudata</i> (L.)	0.5
Bivalvia:		<i>Isoperla grammatica</i> (Poda)	0.5
<i>Anodonta</i> sp.	1	<i>Isoperla obscura</i> (Zett.)	0.5
<i>Margaritana margaritifera</i> L.	1	<i>Dinocras cephalotes</i> (Curt.)	0.5
<i>Sphaerium</i> spp.	0.5	<i>Siphonoperla burmeisteri</i> (Pict.)	0
<i>Pisidium</i> spp.	0.25	<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (L.)	0
		<i>Brachyptera risi</i> (Mort.)	0
Gastropoda:		<i>Amphinemura standfussi</i> (Ris)	0
<i>Lymnaea peregra</i> (Muller)	1	<i>Amphinemura borealis</i> (Mort.)	0
<i>Planorbis</i> spp.	1	<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stph.)	0
		<i>Nemoura cinerea</i> (Retz.)	0
Hirudinea:		<i>Nemoura avicularis</i> Mort.	0
<i>Hellobdella stagnalis</i> (L.)	0.5	<i>Nemurella picteti</i> Klap.	0
<i>Theromyzon tessulatum</i> (O.F. Muller)	1	<i>Protonemura meyeri</i> (Pict.)	0
<i>Glossiphonia complanata</i> (L.)	1	<i>Capnia atra</i> Mort.	0.5
<i>Haemopis sanguisuga</i> (L.)	1	<i>Capnia pygmaea</i> (Zett.)	0.5
		<i>Leuctra digitata</i> Kempny	0
Crustacea:		<i>Leuctra fusca</i> (L.)	0
<i>Lepidurus arcticus</i> Kroyer	1	<i>Leuctra hippopus</i> Kempny	0
<i>Gammarus lacustris</i> Sars	1	<i>Leuctra nigra</i> (Oliv.)	0
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)	0.5		
<i>Daphnia magna</i> Straus	0.5	Trichoptera:	
<i>Daphnia longispina</i> O.F. Muller	0.5	<i>Rhyacophila nubila</i> (Zett.)	0
<i>Bosmina</i> sp.	0	<i>Glossosoma intermedium</i> Klap.	1
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	0	<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton	0.5
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	0	<i>Oxyethira</i> spp.	0
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	0	<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan)	0.5
<i>Diaphanosoma</i> sp.	0	<i>Tinodes waeneri</i> (L.)	0.5
<i>Cyclops</i> sp.	0.5	<i>Cyrnus flavidus</i> McL.	0
		<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curtis)	0
Rotatoria:		<i>Holocentropus dubius</i> (Rambur)	0
<i>Keratella</i> sp.	0	<i>Holocentropus picicornis</i> (Steph.)	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	0	<i>Neureclipsis bimaculata</i> (L.)	0
<i>Keratella hiemalis</i> (Carlin)	0	<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis)	0
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	0	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pict.)	0
<i>Conochilus</i> sp.	0	<i>Polycentropus irroratus</i> (Curtis)	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis)	0.5
<i>Asplanchna</i> sp.	0	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis)	0.5
		<i>Hydropsyche siltalai</i> Dohler	0.5
Ephemeroptera:		<i>Agrypnia obsoleta</i> Hagen	0
<i>Ameletus inopinatus</i> Eaton	0.5	<i>Agrypnia varia</i> (Fabr.)	0
<i>Siphonurus aestivalis</i> (Eaton)	0.5	<i>Agrypnia pategana</i> Curtis	0
<i>Siphonurus lacustris</i> Eaton	0.5	<i>Phryganea grandis</i> L.	0
<i>Siphonurus linnaeanus</i> (Eaton)	0.5	<i>Micrasema gelidum</i> McL.	0
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet)	1	<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabr.)	0.5
<i>Baetis fuscatus</i> (L.)	1	<i>Apatania zonella</i> (Zett.)	0.5
<i>Baetis lapponicus</i> (Bengt.)	1	<i>Apatania stigmatella</i> (Zett.)	0.5
<i>Baetis macani</i> Kimmins	1	<i>Annitella obscurata</i> (McL.)	0
<i>Baetis muticus</i> (L.)	1	<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabr.)	0
<i>Baetis niger</i> (L.)	1	<i>Limnephilus centralis</i> Curtis	0
<i>Baetis scambus</i> Eaton	1	<i>Limnephilus extricatus</i> McL.	0
<i>Baetis subalpinus</i> Bengts.	1	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabr.)	0
<i>Baetis vernalis</i> Curtis	1	<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis	0
<i>Centropilum luteolum</i> (Muller)	1	<i>Limnephilus rhombicus</i> (L.)	0
<i>Heptagenia sulphurea</i> (Muller)	0.5	<i>Limnephilus stigma</i> Curtis	0
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (Retz.)	0	<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabr.)	0
<i>Heptagenia dalecarlia</i> Bengts.	1	<i>Nemotaulius punctatolineatus</i> (Retz.)	0
<i>Leptophlebia vespertina</i> (L.)	0	<i>Halesus radiatus</i> (Curtis)	0
<i>Leptophlebia marginata</i> (L.)	0	<i>Micropterna lateralis</i> (Steph.)	0
<i>Ephemerella aurivillii</i> (Bengt.)	1	<i>Potamophylax cingulatus</i> (Steph.)	0
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengt.)	0	<i>Potamophylax latipennis</i> (Curtis)	0
<i>Ephemerella ignita</i> Bengts.	0	<i>Stenophylax permistus</i> McL.	0
<i>Caenis horaria</i> (L.)	1	<i>Notidobia ciliaris</i> (L.)	0
		<i>Sericostoma personatum</i> (K & Sp.)	0.5
		<i>Molanna angustata</i> Curtis	0
		<i>Molannodes tinctus</i> (Zett.)	0
		<i>Adicella reducta</i> McL.	0
		<i>Athripsodes aterrimus</i> (Steph.)	0
		<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis)	0
		<i>Mystacides azurea</i> (L.)	0

Det kan være store variasjoner i forekomst av arter innenfor de ulike kategoriene. Dette skyldes andre faktorer enn forsureningseffekten. Viktigst i denne sammenheng er andre fysisk/kjemiske faktorer (trofigrad, geografisk beliggenhet mm.) og biologiske interaksjoner (predasjon, fødetilgang, konkurranse mm.). En sentral kjemisk parameter er kalsiumkonsentrasjonen. Flere evertebrater begrenses av denne. For eksempel oppgir Økland (1979) og Økland og Økland (1986) at snegl forsvinner når konsentrasjonen blir $< 1 \text{ mg Ca/l}$ selv om pH er 5.5-6.2. Ved økende pH kan enkelte av disse artene tåle lavere kalsiuminnhold og vise versa.

I tabell 3.1-2 viser vi faunavariasjonen fra 71 lokaliteter på Vestlandet ved ulike vannkvaliteter. Faunaen i lokaliteter med forsuringsindeks 1, men med relativt mye eller lite kalsium kan variere betydelig. Når kalsiumkonsentrasjonen øker, stiger vanligvis artsantallet av snegl, muslinger, igler og døgnfluer. Se også Økland og Økland (1986). Faunaen varierer derfor betydelig i uforsurede lokaliteter, avhengig av kalkinnholdet. I en tydelig forsuret lokalitet (forsuringsnivå 0.5) kan også artsantallet variere, men mindre enn i uforsurede lokaliteter. Ved betydelig og sterk forsurening snevres det mulige artsantallet ytterligere inn og variasjonen blir enda mindre. Med andre ord, pH blir den kjemiske faktoren som i størst grad avgjør faunasammensetningen ved økende surhet. Foreligger det gode biotopopplysninger, kan en med stor sikkerhet forutsi faunaen i de sureste lokalitetene siden kalkinnhold har liten eller ingen innvirkning på faunaen ved forsuringsnivå 0.

Som nevnt kan pH og kalsiumkonsentrasjonen ha synergistiske virkninger på tålegrensene for evertebrater. Innhold av organisk materiale kan også modifisere grensene (se Hobæk og Raddum 1980, Sutcliffe et al. 1986, Hämäläinen og Huttunen 1990). De ulike kjemiske faktorene som kan modifisere tålegrensene, blir imidlertid tatt hensyn til ved bruk av ANC som parameter. På grunn av dette, og at ANC er vesentlig enklere å bruke ved prognoser vedrørende endringer i sure tilførsler og effekter på vannkvalitet, vil vi hovedsakelig fokusere på ANC og faunasammensetning.

Tabell 3.1-2 Forekomst av evertebrater ved forsurningsnivå 1 med mye (>0.7 mg Ca/l) og lite kalk og ved forsurningsnivå 0.5 og 0 uavhengig av kalknivå.

Forsurningsnivå	1 mye kalk	1 lite kalk	0.5 varierende kalknivå	0
Art/gruppe				
Margaritana margaritifera	x			
Pisidium spp	x	x	x	
Lymnaea peregra	x			
Gyraulus sp	x			
Hellobdella stagnalis	x			
Glossiphonia complanata	x			
Baetis rhodani	x	x		
Baetis fuscatus	x			
Baetis niger	x			
Heptagenia fuscogrisea	x	x	x	x
Heptagenia sulphurea	x	x	x	
Leptophlebia sp.	x	x	x	x
Ephemerella aurivilli	x	x		
Caenis horaria	x			
Diura nanseni	x	x	x	
Taeniopteryx nebulosa	x	x	x	x
Brachyptera risi	x	x	x	x
Amphinemura sulcicollis	x	x	x	x
Amphinemura borealis	x	x	x	x
Nemoura cinerea	x	x	x	x
Protonemura meyeri	x	x	x	x
Leuctra nigra	x	x	x	x
Isoperla sp.	x	x	x	
Leuctra hippopus	x	x	x	x
Leuctra fusca	x	x	x	x
Rhyacophila nubila	x	x	x	x
Philopotamus montanus	x			
Neureclipsis bimaculata	x	x	x	x
Plectrocnemia conspersa	x	x	x	x
Polycentropus flavomaculatus	x	x	x	x
Polycentropus irroratus	x	x	x	x
Hydropsyche pellucidula	x		x	
Hydropsyche siltalai	x		x	
Lepidostoma hirtum	x			
Notidobia ciliaris	x	x	x	x
Limnephilus sp.	x	x	x	x
Oxyethira sp.	x	x	x	x
Athripsodes sp.	x	x	x	x
Hydroptila sp.	x			
Itytrichia lamellaris	x			
Apatania sp.	x	x	x	
Tinodes waeneri	x	x	x	
Glossosoma intermedium	x			

3.2 Vannkjemi og evertebrater

Datasettet for evertebrater og vannkvalitet består av materiale fra 71 lokaliteter i noen større vassdrag på Vestlandet (Lien et al. 1986 og 1988, SFT 1987a) og fra 100-sjøersprosjektet (hele Sør-Norge). For den senere diskusjonen er det hensiktsmessig å behandle materialet som 1) det totale materialet og 2) 100-sjøene separat. Videre vil vi og trekke inn resultater fra "overvåkingsprosjektet: Langtransportert forurenset luft og nedbør".

Grunnen til oppdelingen er at materialet under punkt 1 vesentlig kommer fra lokaliteter i rennende vann, beliggende i ionefattige vassdrag på Vestlandet med utelukkende klart vann. Denne typen av lokaliteter veier uforholdsmessig mye når de slås sammen med 100-sjøers materialet. Lokalitetene i 100-sjøers undersøkelsene er i første rekke knyttet til innsjøer. Dette materialet er samlet fra mange regioner av landet og inneholder et bredere spekter av vannkvaliteter. Materialet fra "overvåkingsprosjektet" er gjennomsnittsverdier fra mange stasjoner og kan av den grunn ikke slås sammen med det øvrige materialet.

Forholdet mellom faunasammensetningen som gir forsuringsindeksene 1, 0.5, 0.25 og 0 og vannkjemiske parametre er vist i figur 3.2-1 til 3.2-8. Standard feil er markert for å vise spredningen i materialet. Grad av overlapp eller mangel i overlapp av standard feil, indikerer forklaringsgrad mellom kjemisk parameter og forsuringsindeks. Forsuringsindeks 1 finnes ved gjennomgående lavere ANC-verdier i totalmaterialet enn i 100-sjøers materialet (fig. 3.2-1 og 3.2-2). Tilsvarende er gjennomsnittlig pH og kalsium ved indeks 1 noe høyere i totalmaterialet enn i 100-sjøers materialet (fig. 3.2-3 til 3.2-6). Kalsiuminnholdet er meget likt i 100-sjøene uansett forsurningsnivå (fig. 3.2-6). Resultatene viser at faunaen i totalmaterialet, som domineres av klarvannslokalitetene, er mer følsom enn faunaen i 100-sjøene (sammenlign middelverdiene for pH og ANC). Videre trenger klarvannslokalitetene (totalmaterialet) gjennomgående mer kalsium for å unngå skade.

Korrelasjonen mellom ANC og forsuringsindeks er vist for gjennomsnittsverdier på data fra overvåkingsprosjektet for langtransportert forurenset luft og nedbør, figur 3.2-9. (NIVA 1991). Her er det beregnet en korrelasjonskoeffisient på $r = 0.88$. Tilsvarende analyse på totalmaterialet gir en dårligere korrelasjon, $r = 0.63$. Dette skyldes at sammenhengen mellom ANC og forsuringsindeks følger en sigmoid kurve og at datasettet i dette tilfellet inneholder mange ANC-verdier som ligger til side for området for en lineær korrelasjon (ANC-verdier > 30 og < -30 $\mu\text{ekv/l}$).

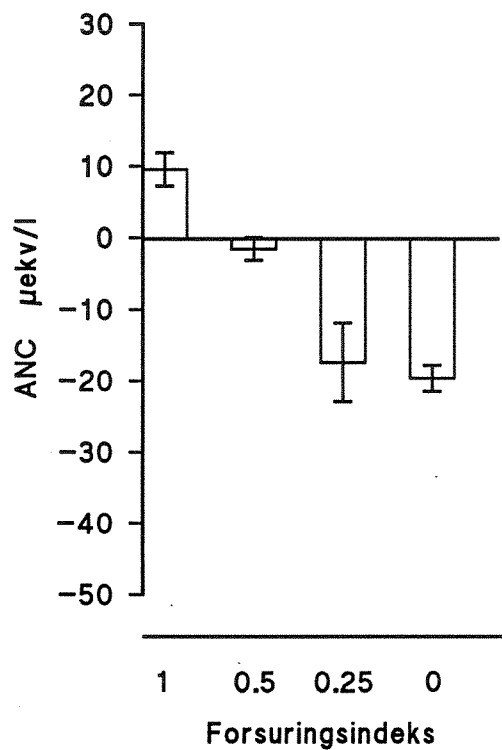


Fig. 3.2-1 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig ANC-konsentrasjoner på totalmaterialet.

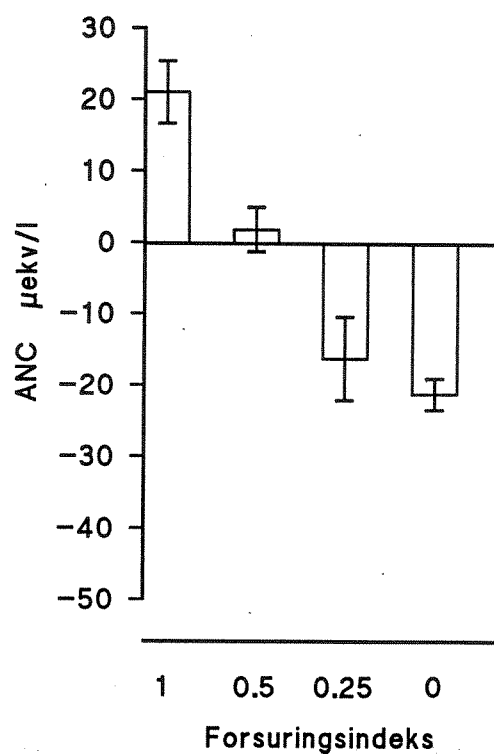


Fig. 3.2-2 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlige ANC-konsentrasjoner på 100-sjøers materialet.

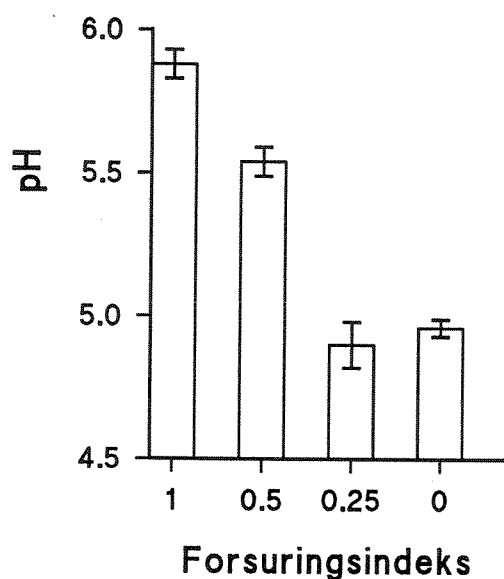


Fig.3.2-3 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig pH på totalmaterialet.

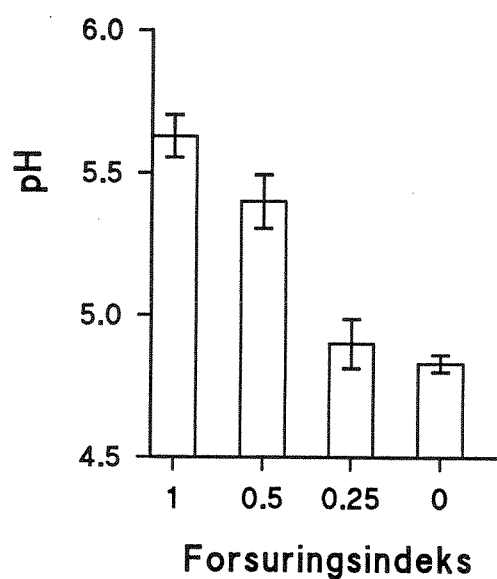


Fig. 3.2-4 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig pH på 100-sjøers materialet.

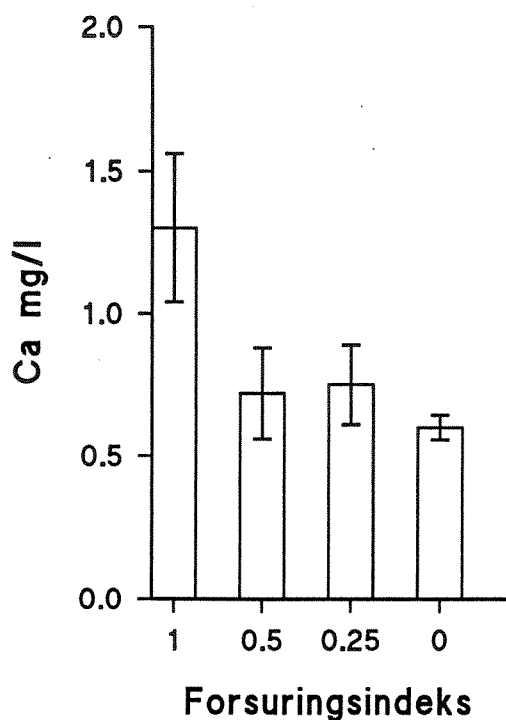


Fig. 3.2-5 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig kalsiuminnhold på totalmaterialet.

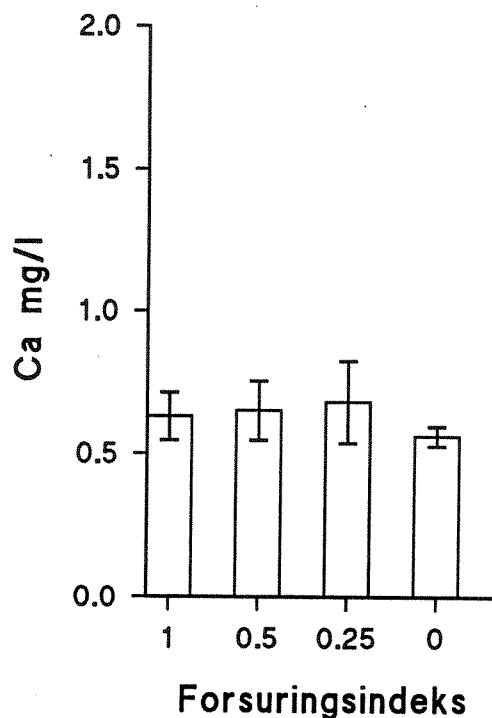


Fig. 3.2-6 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig kalsiuminnhold på 100-sjøers materialet.

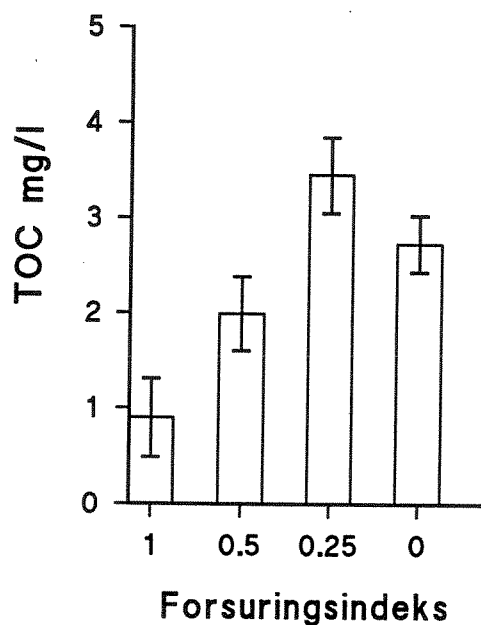


Fig. 3.2-7 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig TOC (Total Organisk Carbon) på 100-sjøers materialet.

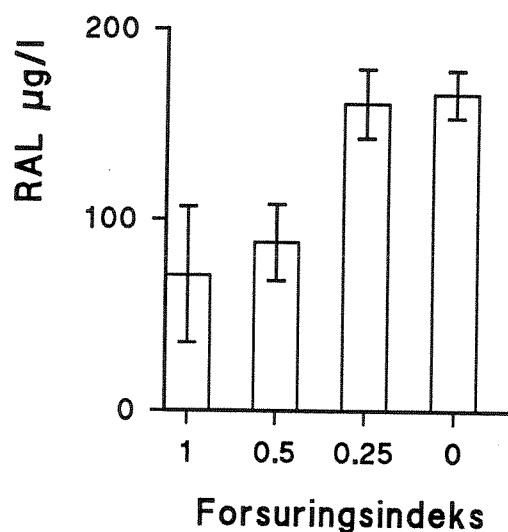


Fig. 2.3-8 Forsuringsindeks for evertebrater i relasjon til gjennomsnittlig RAL (Reaktivt Aluminium) på 100-sjøers materialet.

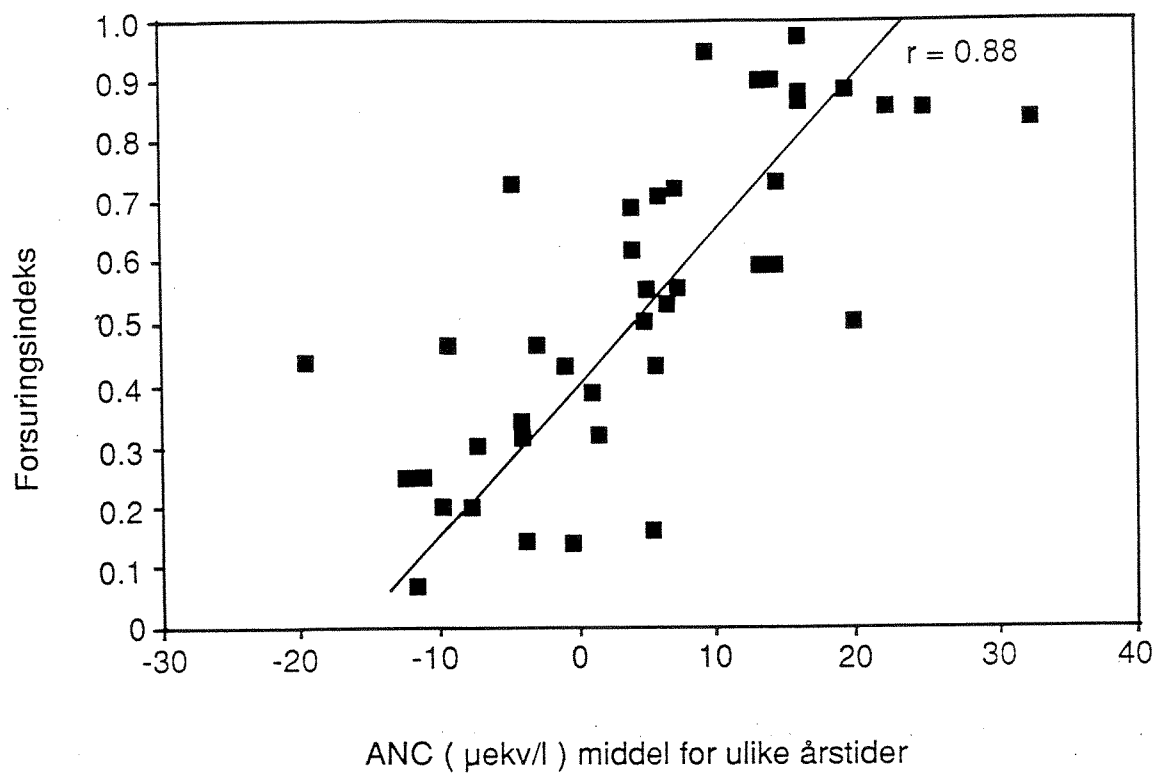


Fig. 3.2.-9 Korrelasjon mellom forsuringsindeks og ANC i overflatevann. Evertebrater og vannprøver innsamlet i samme periode.

3.3 Endringer i forsuringsindeks i forhold til ANC

For å illustrere endringer i forsuringsindeks og ANC er lokalitetene gruppert i ANC-intervaller på 10 $\mu\text{ekv/l}$. For hvert av disse intervallene er det summert antall lokaliteter med de ulike forsuringsindeksene. Den kumulative prosentvise fordelingen av forsuringsindeks 1, 0.5 og 0 (0.25 og 0 slått sammen), er vist i figur 3.3-1. Figuren viser at ved ANC < -30 $\mu\text{ekv/l}$ har alle lokalitetene en faunasammensetning som indikerer sterk forsuringskade (indeks 0). Indeks 0.5 finnes i ANC-området -30 til 30 $\mu\text{ekv/l}$. Liten forsuringskade (indeks 1) er registrert ned til ANC -5 $\mu\text{ekv/l}$, mens ved ANC > 30 $\mu\text{ekv/l}$ har alle lokaliteter liten skade. Sammenlignes figur 3.3-1 med tilsvarende figur bare for Vestlandet (fig. 3.3-2 fra Lien et al. 1989), ser vi at kurvene for Vestlandet spenner over en litt mindre del av ANC-skalaen enn for totalmaterialet.

Av figurene går det tydelig frem at ANC gir en god avgrensning av ulike forsuringsnivå. I klarvannlokalitetene (Vestlandet) har de med forsuringsindeks 1 høyest kalkinnhold. Dette indikerer at evertebratene har større følsomhet for forsurening i klarvannlokaliteter. Når humusrike lokaliteter trekkes inn i materialet, tåler de følsomme evertebratene i gjennomsnitt litt lavere pH. Forholdene nevnt ovenfor forklarer hvorfor de ulike forsuringsindeksene blir registrert over en litt bredere skala når data fra hele Sør-Norge trekkes inn.

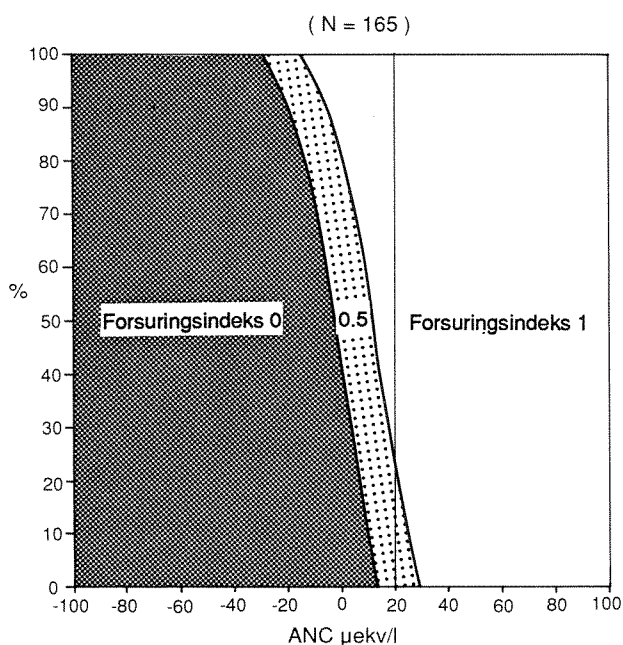


Fig. 3.3-1 Forsuringsindeks for evertebrater sett i forhold til ANC i vannlokaliteter fra hele Sør-Norge.

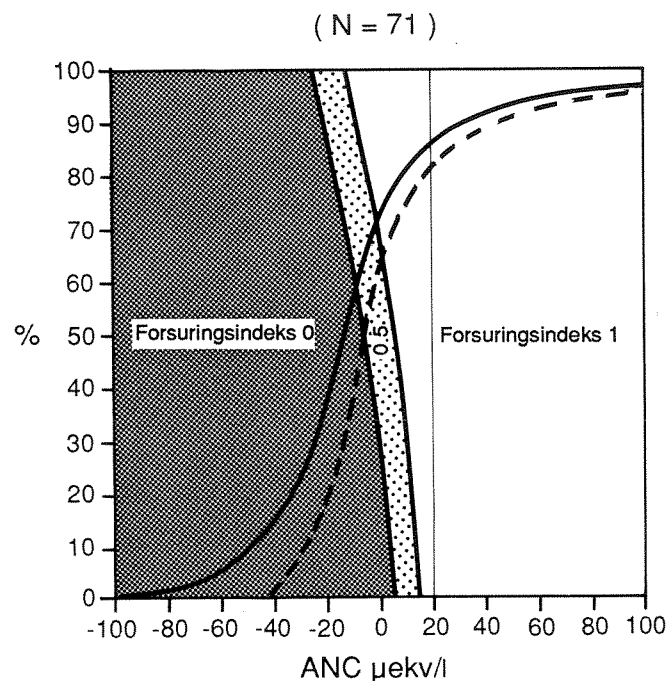


Fig. 3.3-2 Forsuringsindeks for evertebrater sett i forhold til ANC i vannlokaliteter på Vestlandet.

4. TÅLEGRENSER FOR FISK

4.1 Vannkjemi og fiskestatus

Forholdet mellom endringer i fiskestatus og noen kjemiske verdier fra innsjøene hvor de ulike fiskeartene er registrert, er vist i figur 4.1-1. Middelveiden pluss/minus to ganger standard feil er satt opp for ANC, pH, kalsium og labilt aluminium for de ulike fiskeartene og samlet for alle fiskeartene. For laks er fiskestatus bare illustrert for ANC, og data for laks er ikke inkludert i de videre beregningene for grupperingen "Alle fiskearter". Fra status 1 og oppover til 3 (4) får vi en gradvis reduksjon i middelveidene for ANC, pH og kalsium og samtidig en økning av labilt aluminium. Dette gjelder for alle fiskeartene som er godt representert i alle statusgruppene, og det gjelder for alle fiskeartene samlet.

Middelveidene av de ulike kjemiske parametrene pluss/minus to ganger standard feil viser en spredning i materialet som kan nyttes til å sammenligne de ulike kjemiske parametrene og å antyde hvilke av kjemiparametrene som gir høyeste forklaringsgrad i forhold til fiskestatusgruppe. Graden av overlapping (av to ganger standard feil) av en kjemisk komponent mellom de forskjellige fiskestatusgruppene kan vurderes visuelt. Ved å sammenligne status 1, 2 og 4 for "alle arter", og status 1, 2 og 3 for ørret og abbor, er det ingen overlapping for noen av de kjemiske parametrene (fig. 4.1-1). Ved tilsvarende sammenligning for røye og gjedde, hvor datagrunnlaget er mindre, finner vi overlapping for kalsium og også aluminium. Hvor datagrunnlaget blir enda svakere, ørekyt, mort og sik, finner vi gradvis større og større overlappinger for kalsium, aluminium og etter hvert også pH og tilslutt ANC. Dette at ANC synes å skille best mellom ulike statusgrupper, og spesielt når antall prøver reduseres, gjør at ANC synes å være velegnet for å differensiere mellom fiskebiologiske effekter av surt vann.

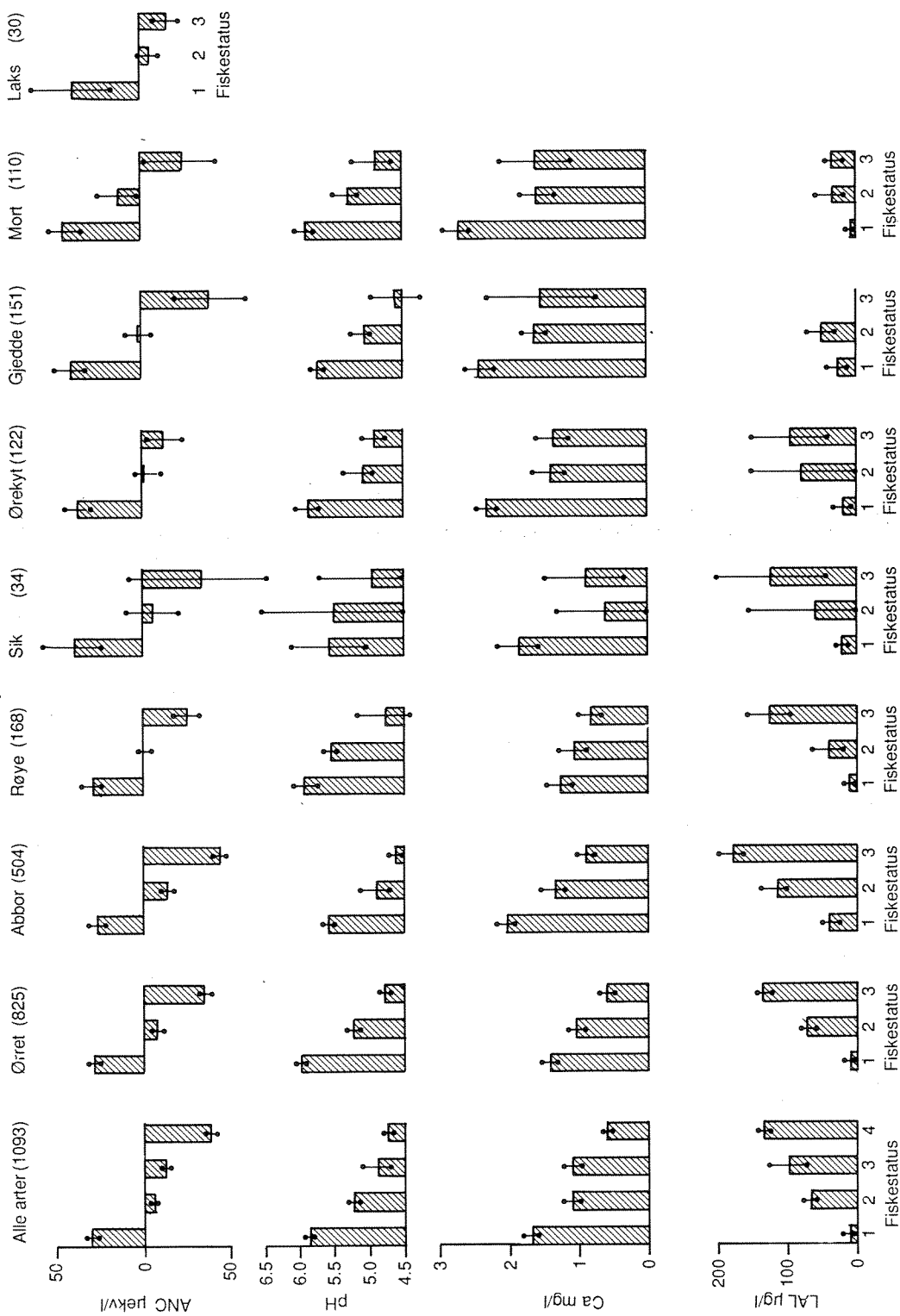


Fig. 4.1.-1 Vannkjemiske parametre sett i relasjon til fiskestatus for ørret, abbor, røye, sik, ørekyt, gjedde, mort og alle artene samlet. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC), pH, kalsium og labilt aluminium er vist som middelverdier pluss/minus to ganger standard

feil. Status for laks er sammenholdt bare med ANC. Fiskestatus er: 1 = uendret, 2 = redusert og 3 = utdødd. For gruppen "alle fiskearter" er 1 = uendret, 2 = redusert, 3 = sterkt redusert og 4 = utdødd.

4.2 Korrelasjoner mellom fiskestatus og fysisk-kjemiske parametre

Hvilke fysisk/kjemiske parametre har størst korrelasjon (sammenheng med, forklaringsgrad) med fiskestatus? For å besvare spørsmålet ble det foretatt regresjonsanalyser for de forskjellige fysisk-kjemiske parametrene mot ulike grupper av fiskestatus for ørret, abbor og samlet for alle fiskeartene. Resultatene er satt opp i tabell 4.2-1.

Tabell 4.2-1 Korrelasjonskoeffisienter er beregnet på grunnlag av lineære regresjoner mellom fiskestatusgruppene for ørret, abbor og samlet for alle fiskeartene og pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC), labilt aluminium (LAI), kalsium (Ca), totalt organisk karbon (TOC) og illabilt aluminium (IIAI).

	pH	ANC	LAI	Ca	TOC	IIAI
Ørret	÷.80	÷.76	.72	÷.37	÷.04	.07
Abbor	÷.63	÷.60	.69	÷.37	÷.36	.01
Alle arter	÷.79	÷.73	.74	÷.39	÷.12	.01

Negativt fortegn foran en koeffisient viser omvendt korrelasjon. F.eks. ÷0.80 for pH for ørret tilsier lav pH ved høy fiskestatus (status 2 og 3 - skadet og utdødd). Det er høye korrelasjonskoeffisienter mellom alle grupperinger av fiskestatus og pH, ANC og LAI. For ørret er den høyest for pH, abborstatus er best korrelert med LAI, mens samlet for alle artene har pH den høyeste korrelasjonen. Forskjellene mellom disse tre parametrene er imidlertid ikke store, og i praktisk sammenheng vil alle tre kunne benyttes med tilnærmet samme resultat.

Det er også korrelasjon mellom fiskestatus og kalsium, men vesentlig lavere enn for de tre første kjemiske parametrene. Det er også en viss negativ korrelasjon mellom abborstatus og TOC (høy TOC - lav fiskestatus - og omvendt). Det var forventet at høy TOC som binder opp mye aluminium, ville ha en positiv effekt for overlevelse av fisk. At dette bare gjelder abbor, kan ha sammenheng med at i dette materialet er det abbor som hovedsakelig forekommer naturlig utbredt i myrvannsjøer med høy TOC. Det er tidligere vist at TOC over 6 mg/l gir tydelige positive effekter for overlevelse av abbor (SFT 1988a).

Det ble også foretatt en korrelasjonsanalyse mellom de fysisk-kjemiske

parametrene og resultatene er satt opp i tabell 4.2-2.

Tabell 4.2-2 Korrelasjonskoeffisienter mellom fysisk-kjemiske parametre benyttet for beskrivelse av vannkvaliteten i innsjøene med registrert fiskestatus.

	pH	ANC	LA1	Ca	TOC	IIA1
pH	1					
ANC	.86	1				
LA1	÷.77	÷.73	1			
Ca	.48	.62	÷.19	1		
TOC	0.01	.31	÷.07	.42	1	
IIA1	÷.18	.02	.16	.33	.68	1

Tabell 4.2-2 viser en meget høy korrelasjon mellom pH og ANC. Det betyr at ANC kan benyttes i stedet for pH, f.eks. i forbindelse med angivelser av fiskestatus, når dette er mer hensiktsmessig. Det er også høye korrelasjoner mellom pH og labilt aluminium og mellom ANC og labilt aluminium. Ingen av de nevnte korrelasjonene var uventet.

Det er videre høy korrelasjon mellom TOC og illabilt aluminium. Dette har sammenheng med at i vannforekomster med høy TOC er den reaktive aluminiumsfraksjonen bundet til TOC som illabilt aluminium. Ved lavere TOC blir det mindre muligheter for bundet aluminium. Korrelasjoner mellom fiskestatus og vannkjemi for dette materialet er omfattende statistisk behandlet av Bulger et al. (In manus.)

4.3 Endringer i fiskestatus relatert til ANC

For å illustrere sammenhengen mellom endringer i fiskestatus og ANC ble innsjøene gruppert i ANC-intervaller på 10 µekv/l. Innen hvert intervall ble det sortert på antall vann med de forskjellige statusgruppene og for hver fiskeart. Den prosentvise fordelingen av fiskestatus innen hvert ANC-intervall er tegnet opp for hver fiskeart

(fig. 4.3-1A til 1H) og for alle fiskeartene samlet (fig. 4.3-2).

I alt 827 ørretbestander er registrert med hensyn på endringer i fiskestatus og ANC i innsjøene de lever (levde) i. Av disse var 266 bestander dødd ut, 198 var skadet og 363 var rapportert uskadd. Fordelingen av ørretstatus i forhold til ANC (fig. 4.3-1A) viser at ved ANC lavere enn ± 40 $\mu\text{ekv/l}$ er alle ørretbestandene dødd ut. Ved ANC høyere enn 30 $\mu\text{ekv/l}$ er det ikke rapportert ørretskader som følge av surt vann. Ved ANC=0 er nesten 10% av ørretbestandene utdødd, 40% redusert og ca. 50% uskadd. På ANC=20 $\mu\text{ekv/l}$ er 90% uskadd, 10% redusert og ingen bestander er registrert utdødd.

I undersøkelsen er det med 169 røyebestander. Materialet er vesentlig mindre enn for ørret, men endringene i fiskestatus i relasjon til ANC synes ligge i det samme området som for ørret (fig. 4.3-1B).

Abbor (fig. 4.3-1C) skiller seg betydelig ut fra ørret og røye. Den tolererer vannkvaliteter med vesentlig lavere ANC enn de to andre. Reduserte abborbestander opptrer først etter at ørret og røye har dødd helt ut når vi går nedover på ANC-skalaen (sammenligning av fig. 3.3-1A og B med C). Kurvene for abbor bygger på et stort materiale på 504 innsjøer.

Sik (fig. 4.3-1D) synes å være plassert et sted på ANC-skalaen mellom ørret og abbor. Materialet er imidlertid sparsomt, bare 34 lokaliteter, og de stiplede linjene på fig. 4.3-1D kan lett bli forskjøvet ved et økt antall registreringer.

Antall gjeddevann synes betryggende stort, 151, men antallet utdødde og til dels reduserte lokaliteter er lite og skillelinjen mellom utdødde og reduserte bestander er derfor stiplet på fig. 4.3-1E. Et mindre antall gjeddebestander er rapportert redusert ved forholdsvis høye ANC-verdier mellom 20 og 40 $\mu\text{ekv/l}$. Samtidig synes gjedde å tåle like lave ANC-konsentrasjoner som abbor før bestandene dør ut.

Mort og ørekyt er representert med henholdsvis 110 og 122 bestander i materialet. Antall utdødde og reduserte bestander av mort er lite, og skille mellom disse statusgruppene er stiplet i figur 4.3-1G. Et lite antall mortebestander er rapportert skadet ved høye ANC-konsentrasjoner opp mot 60 $\mu\text{ekv/l}$, for øvrig er kurvene for mort og ørekyt ganske like (fig. 4.3-1G og F) og ligger i samme området som ørret og røye.

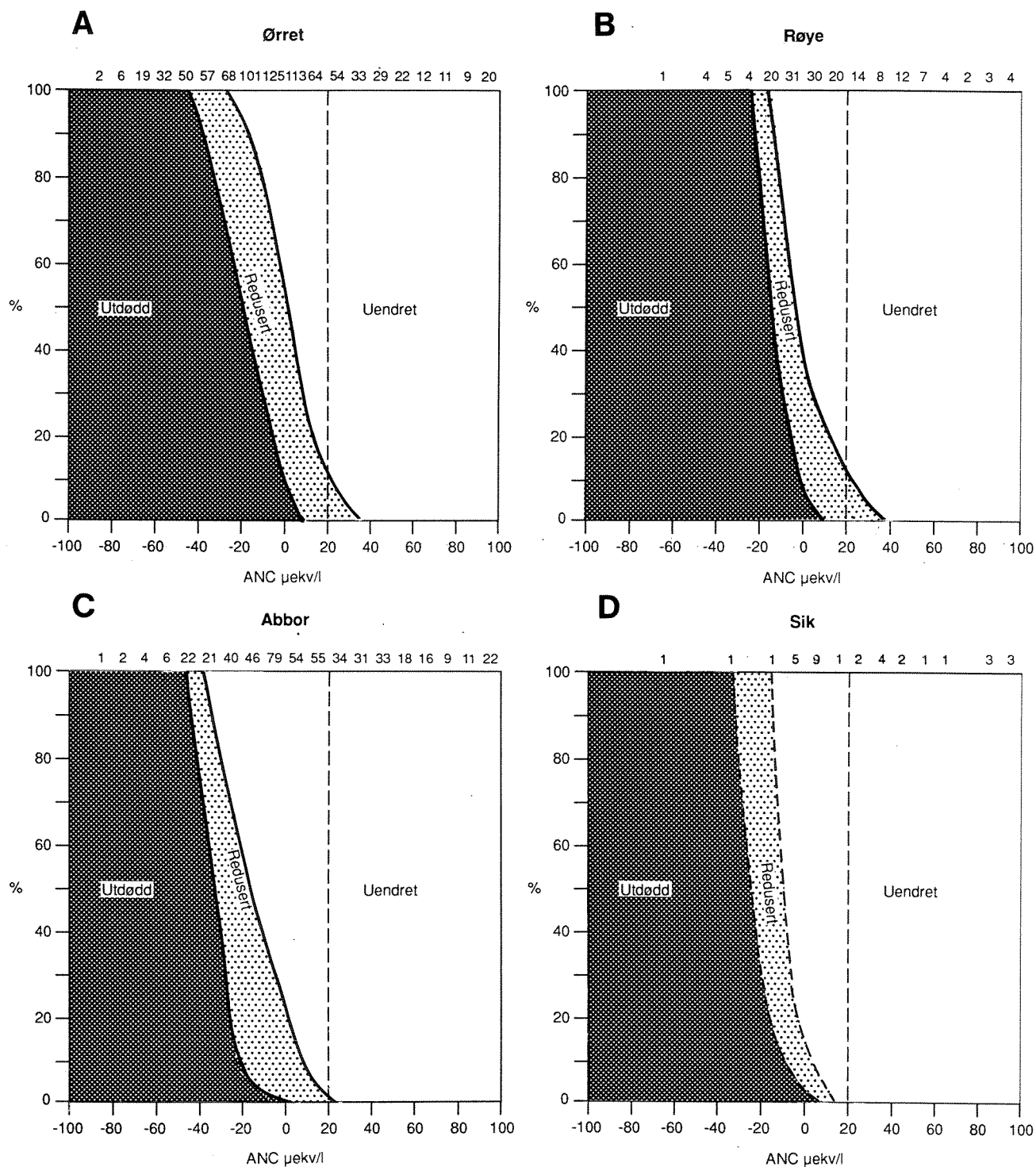


Fig. 4.3-1 Endringer i fiskestatus i relasjon til ANC-kon-sentrasjoner for A-ørret (827 bestander), B-røye (169), C-abbor (504), D-sik (34), E-gjedde (151), F-ørrekyt (122) og G-mort (110). Mørkt skyggelagt - utdødd, lyst skyggelagt - reduserte bestander og ikke skyggelagt - uendrede bestander.

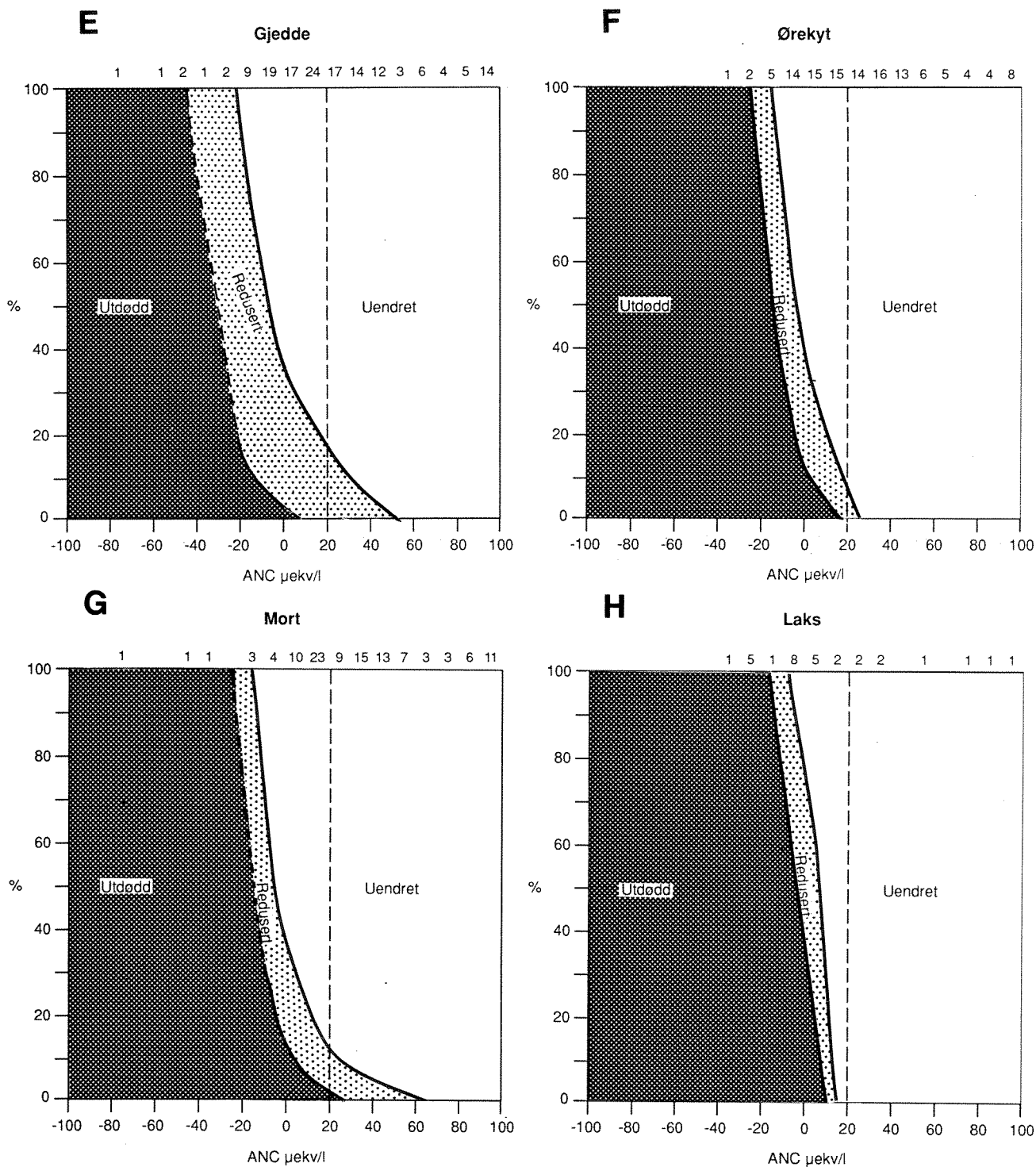


Fig. 4.3-1H Endringer i status for lakse relasjon til ANC i 30 elver. Skyggelegging som for fig. 4.3-1A-G.

Endringer i fiskestatus for laks i relasjon til ANC i elvene er også illustrert i figur 4.3-1H. Av de undersøkte fiskene er laks den arten som synes å være mest sårbar ovenfor ANC-konsentrasjonen mellom 0 og 10 $\mu\text{ekv/l}$. Laks blir nærmere beskrevet i kapittel 4.4.

I figur 4.3-2 er endringer i status for alle de undersøkte fiskeartene, unntatt laks, satt sammen for 1095 innsjøer. Ialt 1917 fiskebestander er tatt med fordelt på 827 ørret, 504 abbor, 169 røye, 151 gjedde, 122 ørekyt, 110 mort og 34 sik. Figur 4.3.2 vil derfor være sterkt influert av statusfordelingene av spesielt ørret og abbor. Ørret og abbor er blant de mest vanlige fiskeartene i Norge. Det er ikke foretatt noen opptelling av alle fiskearter i norske innsjøer, men i denne sammenheng kan det antas at fordelingene av fiskearter i figur 4.3-2, kan være representativ for de forsurede områdene i landet.

Figuren viser at ved ANC-konsentrasjoner lavere enn $\pm 40 \mu\text{ekv/l}$ er det meget få fiskebestander i live. Ved $\text{ANC} = +40 \mu\text{ekv/l}$ er alle i live og meget få er redusert. Ved $\text{ANC} = 0$ er omkring 10% av fiskebestandene døde ut og 40 er skadet, mens ved $\text{ANC} = +20 \mu\text{ekv/l}$ er ingen utdøde og bare 10% er skadet.

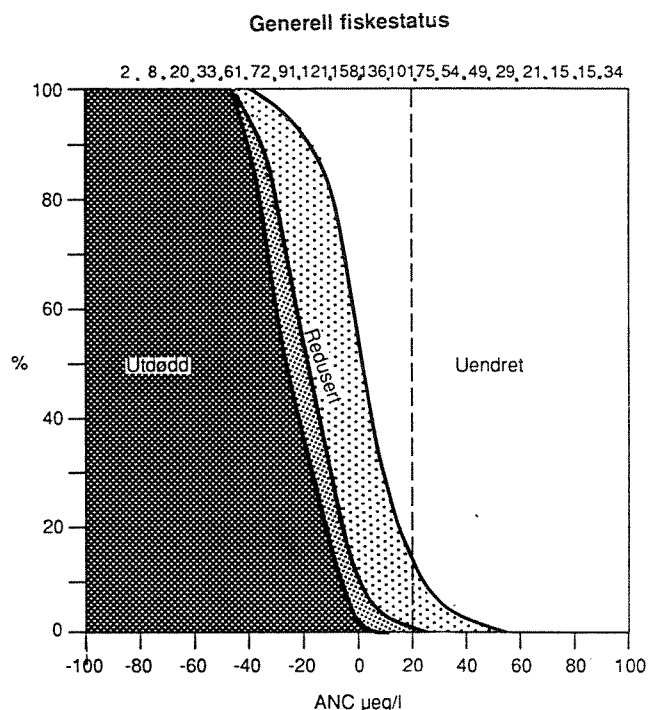


Fig. 4.3-2 Endringer i fiskestatus i forhold til innsjøenes ANC-koncentrasjon.

- | | |
|--------------------|--------------------------------------------------------------|
| Ikke skyggelagt | - uendrede bestander. |
| Lyst skyggelagt | - en eller flere arter redusert. |
| Mørkere skyggelagt | - en eller flere utdødde arter, men fortsatt noe fisk igjen. |
| Mørkt skyggelagt | - all fisk dødd ut. |

4.4 Tålegrenser for laks

Laks er en av de mest følsomme fiskeartene for surt vann (Grande et al. 1978, Hindar & Lien 1988). Den er utbredt i kystnære elvestrekninger over hele landet, og det er en fiskeart som tillegges stor oppmerksomhet. Laksen er derfor meget godt egnet som en biologisk indikator på surt vann.

Opplysninger om endringer i fiskestatus for laks er hentet fra offisielle laksestatistikker (Statistisk Sentralbyrå 1970, 1970-1988), fra Hesthagen & Larsen (1987) og Sivertsen (1989). Lakseelvenes ANC-verdier er beregnet som et årsmiddel hovedsakelig for 1987, og det kjemiske datagrunnlaget er hentet fra SFT (1988b) og Jonsson & Blakar (1988). De enkelte elvene, laksestatus og de beregnede ANC-verdiene er listet i vedlegg 1.

Tålegrensekartene (Henriksen et al 1990) ble basert på en vannprøve etter høstsirkulasjonen. Denne høstprøven ble funnet å være et representativt årsmiddel for innsjøenes vannkjemi. ANC-konsentrasjonene for lakseelvene er basert på minst 1 prøve pr. måned og utregnet som årsmidler. ANC-verdiene i de to prøvesettene er derfor sammenlignbare. ANC-verdiene som danner grunnlag for tålegrensekartene, er imidlertid basert vesentlig på innsjøer som ligger høyt oppe i vassdragene og ikke de lavereliggende elvestrekningene som lakseelvene representerer. Tålegrensene for laks kan derfor ikke uten videre vurderes mot de landsomfattende kartene som er tegnet for de kjemiske tålegrensene.

Figur 4.3-1H viser fordelingen av de enkelte statusgruppene for laks sett i forhold til elvenes ANC-konsentrasjoner. Sammenlignet med statusfordelingene for de andre fiskeartene (fig. 4.3-1) er spredningen i forhold til ANC-konsentrasjonen vesentlig mindre for laks enn for de øvrige artene. Dette skyldes flere forhold; ANC-beregningene for laks er representert ved minst 12 målte verdier (årsmiddel) i motsetning til ANC-verdiene for de andre fiskeartene som er basert på én høstprøve. Fiskestatus for laks er vurdert ut fra offisielle statistikker og andre publiserte arbeidet og er derfor trolig sikrere enn intervju-undersøkelsene som de andre fiskeartene hovedsakelig er basert på. Statusfordelingen for laks er tegnet opp på grunnlag av bare 30 lokaliteter, mens det for de fleste andre artene foreligger data for 100-800 lokaliteter. Spredningen i ANC-fordelingen kunne muligens også vært større for laks, dersom det hadde vært flere skadde og utdødde lakseelver i Norge.

4.5 Usikkerheter og variasjoner i forholdet mellom fiskestatus og ANC

Biologiske-fysiologiske tålegrenser for de enkelte fiskeartene antas å være vesentlig snevrere enn de grensene som fremkommer av dette datamaterialet av flere årsaker:

1. Vannprøvene tatt etter fullsirkulasjon på høsten representerer et godt vannkjemisk årsmiddel for lokaliteten, men viser ikke de lave ekstremverdiene for lokaliteten som har størst negativ innvirkning på fiskebestanden.

I områder med lite sur nedbør vil fiskebestandene være lite påvirket, selv i vann med lav syrenøytraliserende kapasitet. Lignende vannforekomster med mye sur nedbør kan ha store fiskeskader.

Vi velger likevel å beholde høstprøven som representativ for en vannlokalitet fordi (a) de viser et godt årsmiddel, (b) vannkjemisk kartlegging av hele landet er foretatt med høstprøvene, og (c) sårbare områder som i dag ikke mottar de store mengdene sur nedbør, forventes å få tilsvarende negative biologiske reaksjoner ved økning i sure belastninger.

2. Intervjuundersøkelser viser vanligvis god overensstemmelse med prøvefisking av en innsjø, men usikkerhetene er noe større enn ved prøvefiske. Dette gjelder både tidsangivelser og intervjuenes vanskeligheter med f.eks. å bekrefte hvorvidt en fiskebestand er helt utdødd (stadium 3), eller om det i en del av innsjøen fortsatt fins en restbestand.
3. Vannkjemiske og andre påvirkninger av en lokalitet i tillegg til sur nedbør kan ha hatt innvirkning på fiskebestandene. Dette kan være reguleringer, overføringer, kalkinger, fiskeutsettinger, lokalforurensninger blant mye annet. Slike lokaliteter er tatt ut av datasettet, men det kan fortsatt være noen igjen, som vil øke spredningen i materialet.
4. Forskjellige populasjoner av en og samme art kan ha ulik toleranse for surt vann. En undersøkelse, som er under arbeid, antyder at nettopp dette kan være tilfelle for ørret (Rosseland et al. 1990). Slike forhold vil også være med på å øke spredningen av ANC-tålegrensene i materialet.

4.6 Forskjeller i tålegrenser mellom ulike fiskearter

Figur 4.6-1 viser frekvensfordelingen av ANC-verdier mellom uendrede og skadde bestander av de fiskeartene som er representert i størst antall i materialet, samt laks. Abbor er den arten som tolererer lavest ANC-konsentrasjon av disse, mens laks synes å være mest følsom.

Figur 4.6-1 viser også frekvensfordelingen av ANC-verdier mellom reduserte og utdødde bestander av de samme fiskeartene. Abbor er igjen den arten som tolererer lavest ANC-konsentrasjoner, og også gjedde synes å tolerere nesten like lave verdier. Den mest følsomme er laks, deretter følger ørekyt, mort og røye, mens ørreten tåler i mange tilfeller noe mer enn disse før den dør ut.

En intervjuundersøkelse på fisk vil ventelig oppnå forskjellig grad av nøyaktighet for de ulike artene. Attraktiv sports- og matfisk som laks

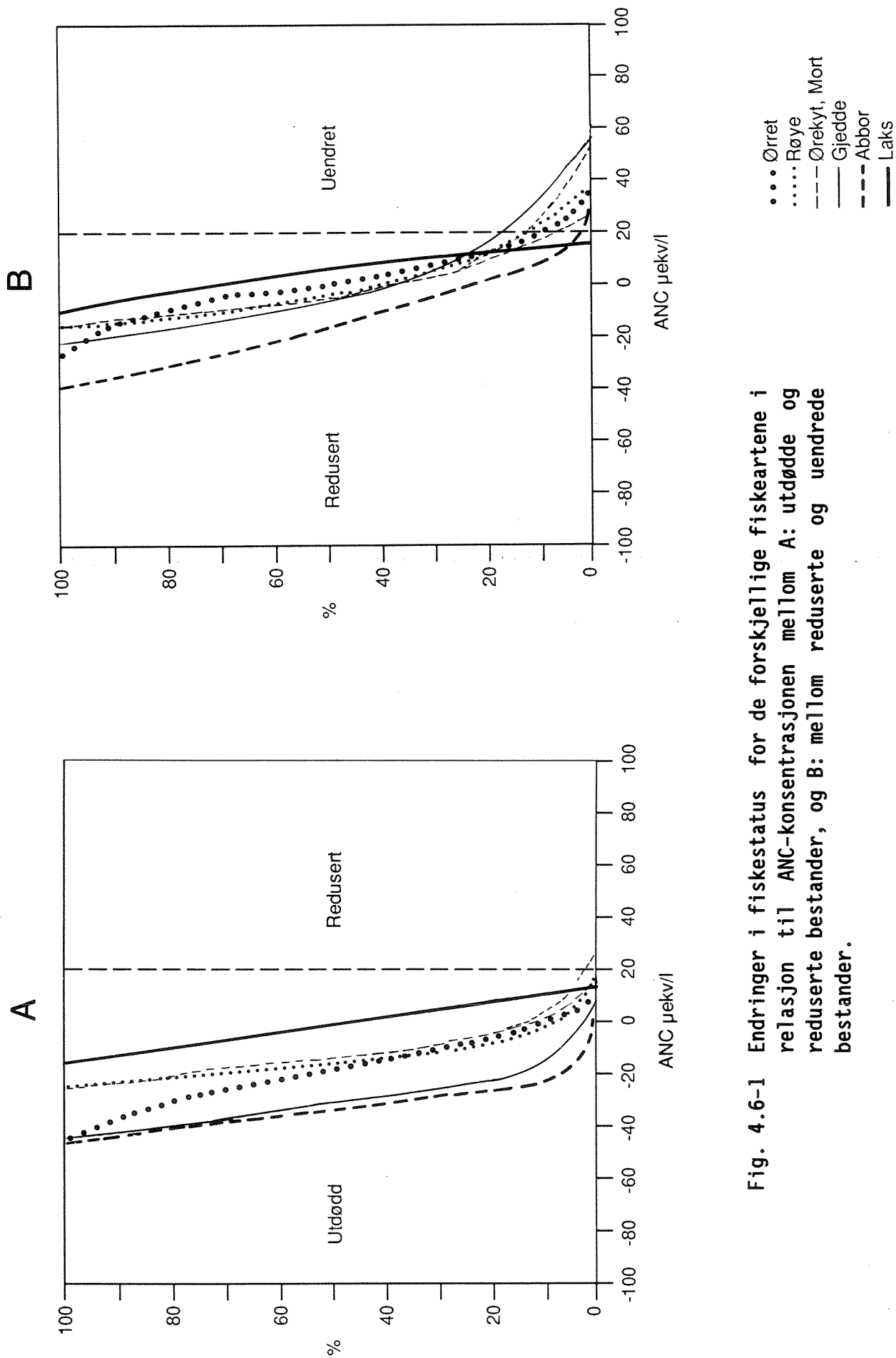


Fig. 4.6-1 Endringer i fiskestatus for de forskjellige fiskeartene i relasjon til ANC-konsentrasjonen mellom A: utdødde og reduserte bestander, og B: mellom reduserte og uendrede bestander.

og ørret, men også røye, sik, abbor og gjedde vil være gjenstand for større oppmerksomhet og dermed kunne gi nøyaktigere informasjon til en intervjuundersøkelse enn f.eks. mort og ørekyt. Dette vil særlig være tilfelle for mindre bestandsendringer, f.eks. en reduksjon av karpefisker som følge av surt vann vil ikke så lett bli lagt merke til. Det kan derfor ventes at grenselinjen mellom uskadet og skadet fisk kan forskyves mot høyre både for mort og ørekyt.

I tabell 4.6-1 er alle 8 undersøkte artene satt opp. ANC-konsentrasjonene hvor henholdsvis 25% og 50% av bestandene er skadet, er listet opp sammen med de tilsvarende prosentene for utdødde bestander. ANC-verdiene er avlest fra figurene 3.3-1A-H og avrundet til nærmeste hele fem prosent.

Tabell 4.6-1 ANC-konsentrasjonen ($\mu\text{ekv/l}$) for ulike fiskearter hvor henholdsvis 25% og 50% av bestandene er redusert eller dødd ut. (Tallene i parentes er usikre verdier.)

	% redusert		% utdødd		n
	25 %	50 %	25 %	50 %	
Laks	+10	+ 5	+ 5	0	30
Ørret	+10	0	÷10	÷20	827
Røye	+10	÷ 5	÷10	÷15	169
Gjedde	+10	÷ 5	(÷15)	(÷30)	151
Ørekyt	+ 5	÷ 5	÷ 5	÷15	122
Mort	+ 5	÷ 5	÷ 5	(÷15)	110
Sik	(÷ 5)	(÷10)	(÷15)	(÷20)	34
Abbor	÷ 5	÷15	÷30	÷35	504

Tabell 4.6-1 viser forskjeller i ANC-tålegrenser mellom de ulike fiskeartene, og tabellen angir også en rangering mellom artene. Når 25% og/eller 50% av bestandene viser tegn på reduksjoner, er laks den arten som er minst tolerant, deretter følger ørret, røye og gjedde, ørekyt og mort, sik, abbor. Når 25% og/eller 50% av bestandene er utdødd, er rekkefølgen mellom noen av artene endret, men laks er fortsatt den mest sårbare, mens abbor tåler mest.

Ved fastsettelse av tålegrenser for fisk vil det være av større interesse å vurdere når skadene oppstår enn når bestander dør helt ut. Ved rankeringen av artene i tabell 4.6-1 er det hovedsakelig tatt hensyn til ANC-konsentrasjoner ved reduksjoner av bestandene. ANC-

verdiene for utdødde deler av bestandene er nyttet til rangeringen i tabellen hvor ANC-verdiene for reduserte bestander var like.

Tålegrenser for ulike fiskearter kunne vært utarbeidet bare på grunnlag av laboratoriestudier. Dette ville imidlertid være heftet med usikkerheter, spesielt ved overføringer av stabile og kontrollerte laboratorieresultater til svært vekslende og ustabile forhold for fiskebestander i forsuredde innsjøer. Det ville også vært nødvendig (men meget tidkrevende) å gjennomføre store deler av livssyklus for alle interessante arter.

De presenterte tålegrensene for de ulike fiskeartene i denne undersøkelsen ville det trolig vært mulig å avgrense bedre ved supplerende laboratorieundersøkelser. Bl.a. ville sammenlignende tester av rognutvikling og yngeloverlevelse ventelig kunne skilt bedre mellom disse fiskeartene.

5. INDIKATORARTER. FISK OG EVERTEBRATER

De egenskaper som ønskes av en god indikatorart, er som følger:

1. Følsom for de miljøfaktorene vi ønsker å måle.
2. Utbredt over hele undersøkelsesområdet.
3. Generelt gode kunnskaper om arten.

Den mest følsomme fiskearten for lave ANC-konsentrasjoner i denne undersøkelsen var laks, deretter fulgte ørret, røye, mort, ørekyt og gjedde. Ørret, mort og røye var kanskje de mest følsomme av disse, selv om forskjellene varierte noe etter hvilke kriterier som ble lagt til grunn (fig. 4.6-1, tabell 4.6-1). Det er videre vist fra andre studier at regnbueørret (*Salmo gairdnerii*) kan være mer følsom for surt vann enn både ørret og laks (Grande et al. 1978, Hindar og Lien 1987).

Av de ialt åtte undersøkte fiskeartene er det seks som har begrenset utbredelse i Norge. Dette er særlig mort (i tillegg til regnbueørret), men også gjedde, abbor, sik og ørekyt, og til dels også laks. Gjedde, abbor, sik og ørekyt forekommer ikke på det mest sur nedbør-belastede Sør- og Vestlandet og er derfor sammen med mort og regnbueørret ikke interessante som indikatorarter på surt vann for hele landet. Både ørret og røye forekommer over hele Norge, men i forsuringsfølsomme og forsuringsutsatte områder finnes eller fantes ørret i langt flere lokaliteter enn røye. Ørret er også svært vanlig i rennende vann, hvor røye sjelden finnes. Ørret er også å foretrekke fremfor røye m.h.t. de

generelle kunnskapene vi nå har om disse fiskene.

Vi står da igjen med to mulige indikatorarter, ørret og laks. Ørreten har en betydelig større utbredelse enn laks, mens laksen er mer følsom for surt vann enn ørret. Når laksen ikke foreslåes som (eneste) indikatorfisk for hele landet, har det sammenheng med en begrenset utbredelse. Bare en liten del av våre ferskvannslokaliteter i innlandet har laks. Den finnes som kjent utbredt langs hele norskekysten, men forekommer bare så høyt opp i vassdragene som den klarer å vandre. Dette blir de nedre delene av vassdraget som vanligvis også har den beste vannkvaliteten for fisk m.h.p. surt vann. Til tross for dette er laksen dødd ut i de fleste sørlandselvene.

Ørret foreslås benyttet som indikatorfisk på surt vann for hele landet. I tillegg foreslås laks som indikatorfisk for de potensielt lakseførende delene av våre vassdrag.

Det pågår for tiden flere undersøkelser som indikerer at ulike stammer av ørret viser forskjellig toleranse for surt vann (Rosseland et al. 1990). Det er imidlertid for tidlig å si noe om utsetninger av de mest tolerante stammene vil endre figur 4.3-1A i nevneverdig grad. Flere av de undersøkte stammene er hentet fra frittlevende ørretbestander som er tatt med i denne undersøkelsen. Det er også rimelig å anta at ulike stammer av laks har forskjellige tålegrenser for surt vann.

De enkelte artene av følsomme evertebrater har forskjellig respons på ulik vannkvalitet. I klarvannslokaliteter med kalkinnhold <0.7 mg/l begrenses mange følsomme evertebrater. Imidlertid kan enkelte snegl og følsomme døgnfluer forekomme i så kalkfattige lokaliteter. Den mest vanlige arten som gir forsuringsindeks 1, er døgnfluen Baetis rhodani. Arten er som regel den siste som forsvinner før forsuringsnivå 0.5 opptrer. Arten er med andre ord den mest tolerante av de følsomme formene. Dette betyr at kurvene som skiller nivåene 1 og 0.5 også gjelder som toleransegrense for B. rhodani. Øker kalk- og humusinnholdet, kan flere følsomme arter overleve nær nedre grenseverdi. Sneglen Lymnea peregra er mest fremtredende blant disse i vårt materiale. De fleste muslinger og de øvrige sneglene samt marflo (Gammarus lacustris) og skjoldkreps (Lepidurus arcticus) vil ha pH og kalsium henholdsvis >6.0 og >1 mg/l (Økland og Økland 1986). ANC-kurver for disse organismene vil derfor ligge lenger til høyre enn kurvene vist i figurene 3.3-1 og 3.3-2. I områder hvor disse dyrene forekommer hyppig, er det derfor mulig å nyansere skadenivået "liten skade" (forsuringsindeks 1) ved nærmere analyse av de mest følsomme artene.

På forsurningsnivå 0.5 er det ofte flere arter som bestemmer nivået. Som oftest er det steinfluene Diura nanseni og Isoperla grammatica samt arter av vårfluene Hydropsyche spp. og Apatania spp. som er utslagsgivende. Våre data tyder på at kurven som skiller nivåene 0.25 og 0.5 også gjelder for disse artene. Kalkinnholdet synes ikke å innvirke på steinfluene, men for de nevnte vårfluene må det tas et forbehold om dette.

Mange evertebrater har ettårig livssyklus. Ofte avsluttes en generasjon om våren eller sommeren, mens en ny starter om høsten. Overvåkingen av evertebratene har vist flere eksempler på at tålegrensene for enkelte arter har vært overskredet under vårsmeltingen, mens høstsituasjonen har vært bedre og gitt mulighet for rekolonisering av følsomme arter (SFT 1988b, 1989, 1991).

6. SVOVELREDUKSJONER – ENDRINGER I STATUS FOR ØRRET OG EVERTEBRATER

Det pågår internasjonale forhandlinger om reduksjonen av svovel- og nitrogenutslipp til atmosfæren. 30% og 50% reduksjoner av svovel er foreslått, og tilsvarende prosenttall er også nevnt for nitrogen. For tiden har vi muligheter til å beregne effekter på overflatevann bare ved reduksjoner av svovel.

Det er tegnet et rutenettkart over Sør-Norge som viser overskridelser av tålegrenser for surt overflatevann (Henriksen et al. 1990). Med det samme datagrunnlaget er det beregnet en kumulativ frekvensfordelingskurve for konsentrasjonene av ANC for det samme rutenettet. Kurven er fremstilt i figur 6.1. Her er også vist en kumulativ frekvensfordeling ved 50% reduksjon i svoveltilførslene, jevnt fordelt over Sør-Norge. Ved ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$ vil det bli meget små prosentvise endringer for hele Sør-Norge.

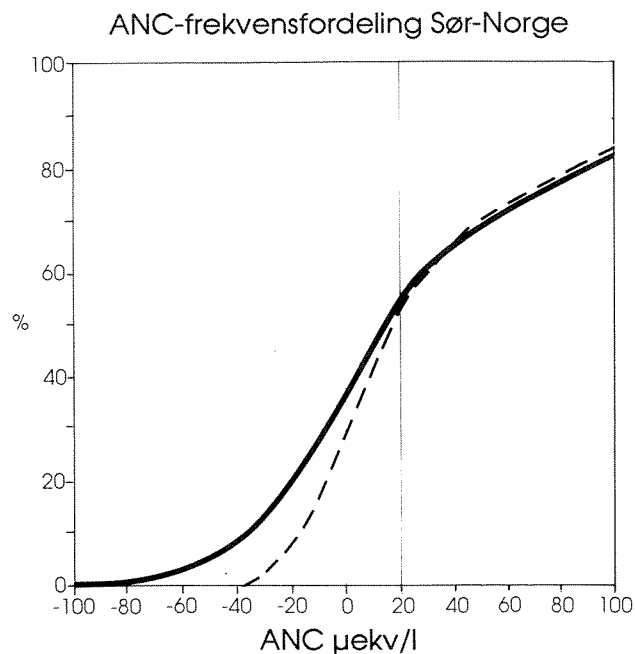


Fig. 6.-1 Kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjonen i Sør-Norge (heltrukken linje). Stiplet linje viser frekvensfordelingen ved 50% reduksjon i svoveltilførslene.

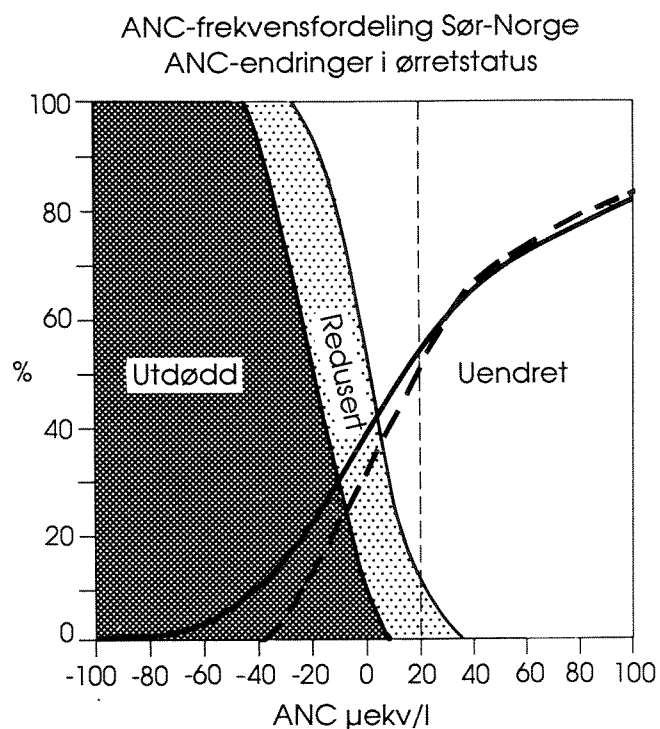


Fig. 6.-2 Sammenstilling av figurene 4.3-1A og 6.-1 Endringer i ørretstatus i relasjon til innsjøenes ANC-konsentrasjoner og kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjonen i Sør-Norge ved nåværende belastninger (heltrukket) og ved 50% svovelreduksjoner (stiplet).

Dersom den kumulative frekvensfordelingskurven for Sør-Norge sammenholdes med endringer i ørretstatus - ANC-konsentrasjonen (fig. 4.3-1A) vil ca. 5% av de skadde ørretvannene i Sør-Norge kunne bli restaurert ved en 50% reduksjon i svoveltilførslene (fig. 6.2) Figur 3.8-2 viser også at rundt 5% av de utdødde ørretvannene kunne få igjen ørret. Slike ørretvann ville trolig være avhengig av gjentatte utsetninger og/eller kalkinger for å kunne huse tilnærmet stabile bestander.

En kumulativ frekvensfordelingskurve for konsentrasjonene av ANC er også beregnet for de enkelte fylkene i Sør-Norge. Dette er vist i figur 6.-3, hvor også 50% svovelforbedringer er stiplet inn. Det er her til dels meget store forskjeller mellom de enkelte fylkene.

Østfold og Akershus har en ganske jevn fordeling av ANC-konsentrasjoner i innsjøene og en 50% svovelforbedring vil medføre nesten en halvering av forsuringsskadde innsjøer ved ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$. Sett i forhold til endringer i ørretstatus, vil antall skadde innsjøer i Akershus gå ned fra omkring 40% til under 20% og, antall utdødde sjøer vil kunne reduseres fra 25% til under 10% (fig. 6.-4). Også i Østfold kunne forbedringene bli betydelige, omkring en halvering av antall skadde og utdødde ørretlokaliteter.

Hedmark og Oppland har relativt få forsuringsskadde innsjøer og mange vann med ANC over 100 $\mu\text{ekv/l}$. 50% svovelforbedringer ville bare medføre forbedringer mellom 5 og 10% av de skadde innsjøene. Dette gjelder både i forhold til ANC = 20 og i forhold til endringer i ørretstatus.

Buskerud, og i større grad Telemark, har mange forsuringsskadde innsjøer og få lokaliteter med høy ANC (fig. 6.-3). 50% svovelforbedringer ville føre til ca. 15% forbedring av de fiskeskadde innsjøene, både sett i forhold til ANC = 20 og ørretstatus.

Agderfylkene har meget store forsuringsskader, og ANC-konsentrasjonene er for det meste lavere enn null (fig. 6.-3). Begge fylkene har fra naturens side meget lav bufferkapasitet, og de mottar store mengder langtransportert svovel. 50% svovelforbedring vil bedre ANC-fordelingene til dels betydelig, men virkningene på bunndyr og fisk vil bli beskjedne. Ved ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$ vil det praktisk talt ikke bli forandringer, mens i følge ørretstatus ville 10-15% av de skadde innsjøer kunne huse levedyktige ørretstammer etter en halvering av svoveltilførselen (fig. 6.-5).

Rogaland har store forsuringsskadde områder, mens deler av fylket har høye ANC-konsentrasjoner. Effektene av en 50% svovelforbedring blir imidlertid like begrenset som for Agderfylkene.

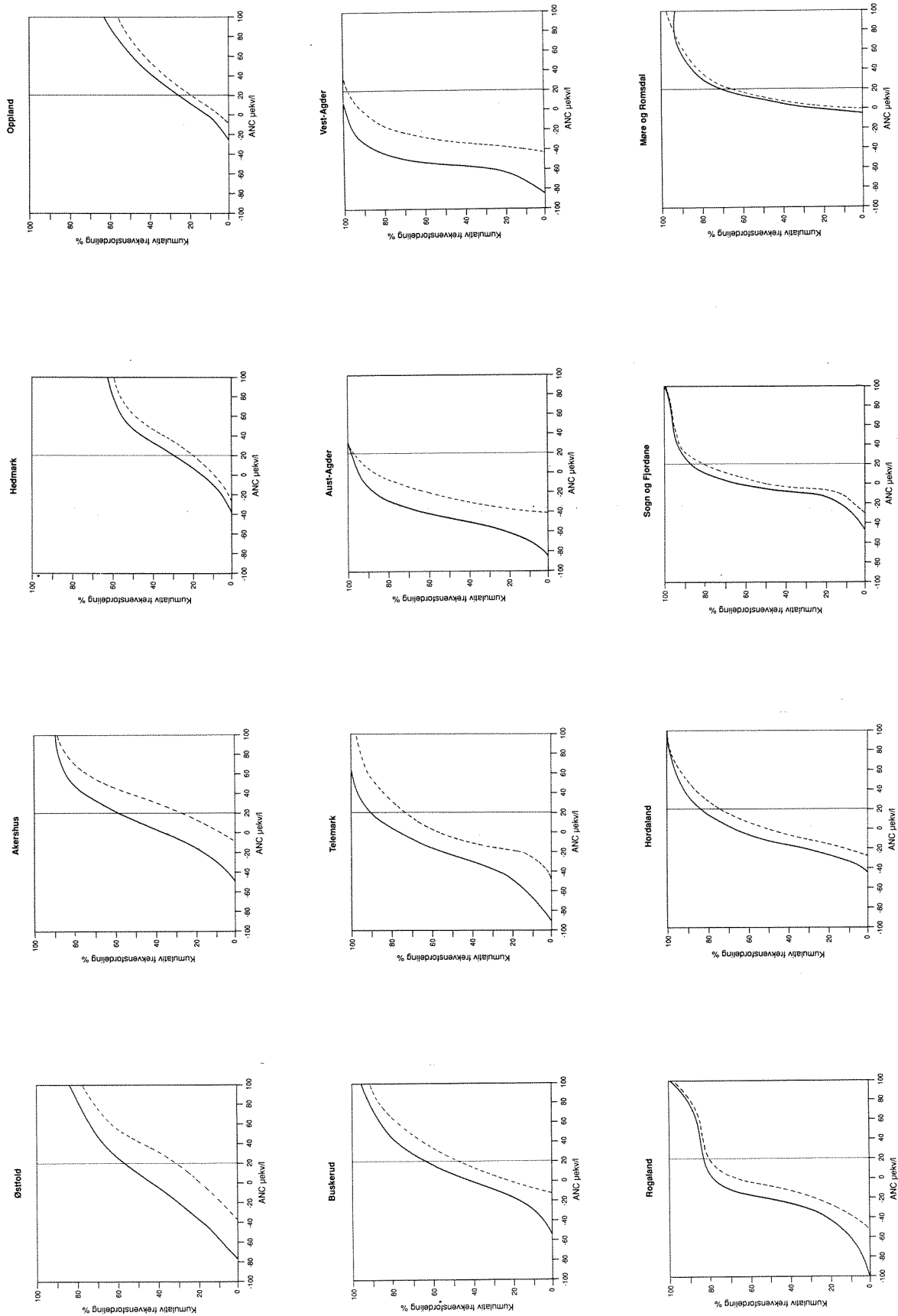


Fig. 6.-3 Kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjonen i sør-norske fylker med nåværende belastninger (heltrukket) og ved 50% svovelreduksjoner (stiplet).

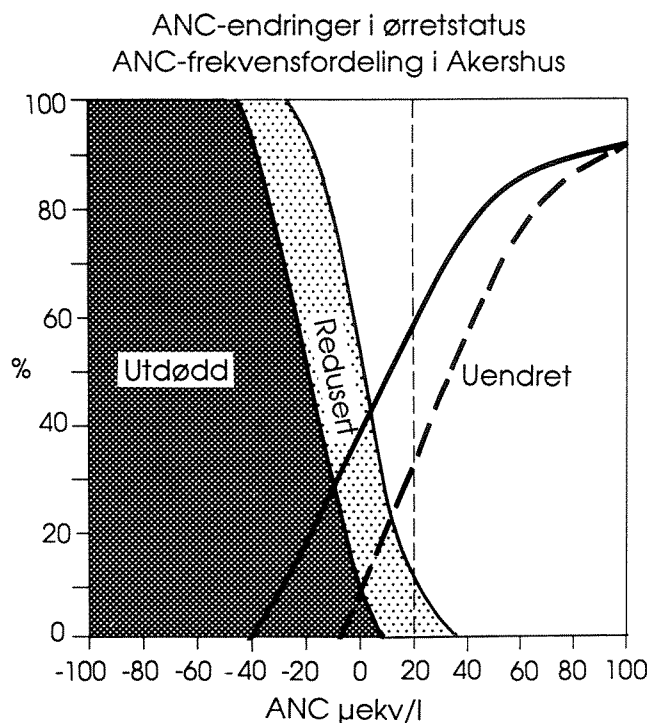


Fig. 6.-4 Sammenstilling av figurene 4.3-1A og 6.-3 Akershus. Endringer i ørretstatus i relasjon til innsjøenes ANC-konsentrasjoner, og kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjonen i Akershus ved nåværende belastninger (heltrukket) og ved 50% svovelreduksjoner (stiplet).

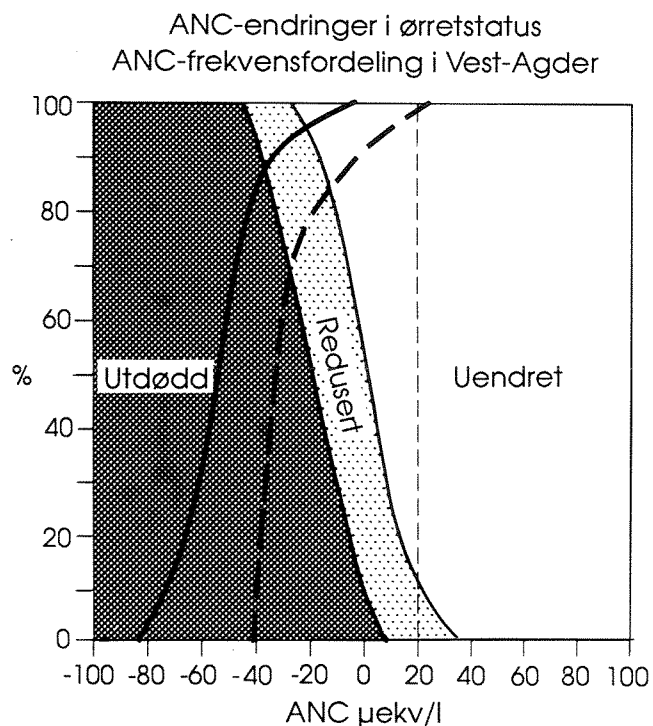


Fig. 6.-5 Sammenstilling av figurene 4.3-1A og 6.-3 Vest-Agder. Endringer i ørretstatus i relasjon til innsjøenes ANC-konsentrasjoner, og kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjonen i Vest-Agder ved nåværende belastninger (heltrukket) og ved 50% svovelreduksjoner (stiplet).

Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal har i nevnte rekkefølge avtagende svoveltilførsler. Virkningene av en eventuell 50% svovelreduksjon vil dermed også reduseres, fra omkring 10% i Hordaland til 2-3% i Møre og Romsdal.

Vi har også beregnet den kumulative frekvensfordeling av ANC i ferskvann på Vestlandet (Sør-Norge vest for 70° øst) (fig. 6.-6 heltrukken linje) og satt denne fordelingen sammen med forsuringssindeksene for det samme området. Kurven for indeks 0 krysser ANC-kurven ved ca. 60%, hvilket indikerer at 60% av de undersøkte vannforekomstene er sterkt skadet. Likeledes krysser kurvene for ANC og forsuringssindeks 1 ved omtrent 75%. Dette tilsier at ca. 25% av innsjøene er lite forsuringsskadet. For denne landsdelen er det også foretatt beregninger av ANC ved en 50% reduksjon av svovelledfall (stiplet linje). Andelen av henvoldsvis sterk forsuringsskade og liten skade vil da bli henholdsvis 50% og 35%, en forholdsvis beskjeden bedring. For hele Sør-Norge vil de tilsvarende prosenttallene bli henholdsvis 30 og 55, og bedringen for evertebratene vil bli minst like beskjeden (fig. 6.-7).

Som for fisk vil forbedringen i forsuringssituasjonen for evertebrater variere betydelig avhengig av området og forsuringssnivået. Reduksjonen i skade på evertebratfaunaen vil i hovedsak være likt det som er beskrevet for fisk. Ser vi på enkelte fylker, synes Akershus å oppnå størst forbedring ved en reduksjon på 50% svovel da de aller fleste vann vil få en høyere ANC enn grenseverdiene for sterk og moderat skade. Minst effekt vil en reduksjon ha i Aust- og Vest-Agder.

For Sør-Norge sett under ett synes 50% svovelreduksjon i de fleste tilfeller å medføre forholdsvis små forbedringer både for evertebrater og fisk. Dette har flere årsaker: De sørlige fylkene, Aust- og Vest-Agder, Rogaland og Telemark mottar store mengder langtransporterte forsuringskomponenter. Disse fylkene har også meget lav bufferkapasitet. Tålegrensene overskrides derfor meget lett selv ved små tilførsler. Den lave bufferkapasiteten i regionen viser også at selv uten forsuringstilførsler, ville det fra naturens side være mange innsjøer som ikke ville nå opp mot 20 µekv/l ANC.

De omtalte 50% reduksjonene gjelder bare svovel. Vi vet at nitrogentilførslene er betydelige, de er økende i forhold til svovel, og de bidrar med inntil 40% av forsuringen i de mest utsatte områdene. Det er derfor ikke overraskende at 50% reduksjoner av bare svovel ville få begrensede virkninger.

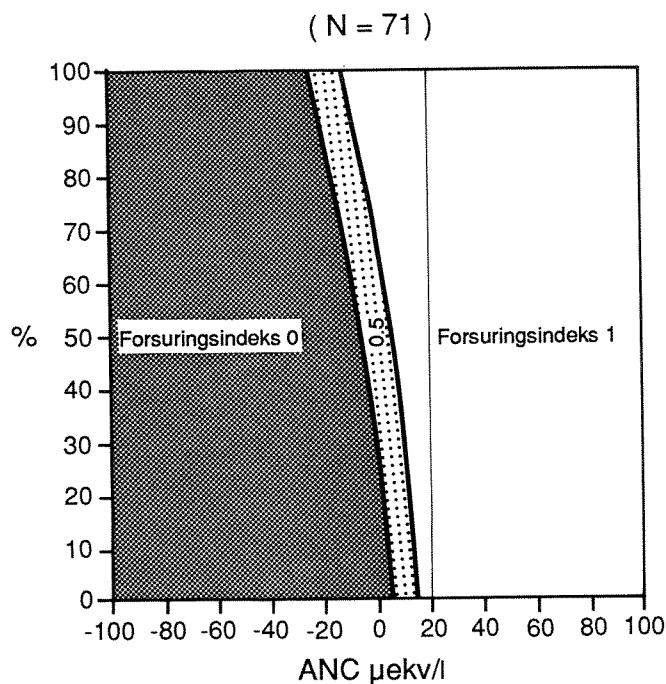


Fig. 6.-6 Forsuringsindeks for evertebrater i forhold til ANC i vannlokaliteter på Vestlandet satt sammen med kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjoner på Vestlandet (heltrukket linje) og ved 50% svovelreduksjon (stiplet linje).

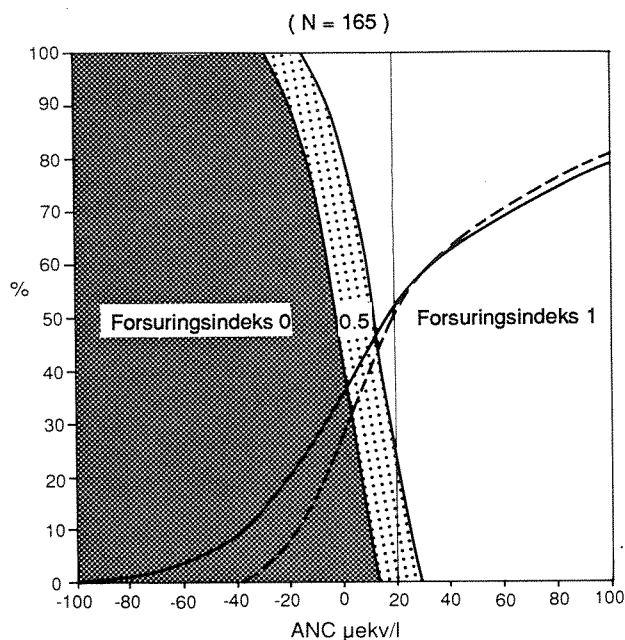


Fig. 6.-7 Forsuringsindeks for evertebrater i forhold til ANC i vannlokaliteter i Sør-Norge satt sammen med fig. 6.-1: Kumulativ frekvensfordeling for overskridelser av ANC-konsentrasjoner i Sør-Norge (heltrukket linje) og ved 50% svovelreduksjon (stiplet linje).

7. FORSLAG TIL TÅLEGRENSER FOR FISK OG EVERTEBRATER

En internasjonalt akseptert definisjon av tålegrenser er:

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

Denne definisjonen (Nilsson & Grennfelt 1988) kan benyttes for overflatevann og fisk hvor både svovel- og nitrogenforbindelser bidrar med tilførsler av sure forbindelser til elver og innsjøer.

Det er utarbeidet kriterier for beregninger av kjemiske tålegrenser ved tilførsler av sterke syrer til overflatevann i Norge (Henriksen et al. 1990). Det er også foretatt beregning og tegnet kjemiske tålegrensekart over Norge. Tålegrensene er beregnet ut fra ANC-konsentrasjonen lik null. Det vil si at det ble antatt at økosystemene - overflatevann (elver, innsjøer) - kunne tåle konsentrasjoner ned mot null uten at de ble påført skadelige effekter.

Ved kalking av forsurede svenske lokaliteter er målsetningen å oppnå ANC-konsentrasjoner i elver og innsjøer på over 50 $\mu\text{ekv/l}$.

Ved å sammenholde de to ANC-konsentrasjonene 0 og 50 $\mu\text{ekv/l}$ med empiriske data for ferskvannsfisk og evertebrater fra Sør-Norge (fig. 3.3-1 og fig. 4.3-2) er det åpenbart at ANC = 0 medfører betydelige skader. Figur 3.3-1 og figur 4.3-1 viser at evertebratsamfunnet og alle undersøkte fiskearter blir skadelidende. Ved ANC = 50 er det ikke registrert skade på evertebrater og bare ubetydelige eller ingen bestandsreduksjoner hos fisk.

Kapittel 6 viste at 50% reduksjoner i svoveltilførslene til Sør-Norge som helhet bare hadde begrenset effekt på overskridelsene av tålegrensene (fig. 6.-1). Lokalt i Sørøst-Norge kunne det imidlertid bli en betydelig bedring i levevilkårene for fisk og evertebrater, sammenholdt med deres respektive tålegrenser (fig. 6.-3 og fig. 6.-4).

Som vist i figur 6.-1 og også i figur 6.-3 er det nødvendig med betydelig større svovelreduksjoner enn de foreslåtte 50% for å oppnå en vannkvalitet med ANC = 0 i store deler av Sør-Norge. Reduksjoner i nitrogentilførslene ville selvfølgelig også være med på å heve ANC-konsentrasjonene, og det måtte trolig betydelige reduksjoner til også av nitrogen for å heve ANC til verdier rundt null i de mest utsatte områdene.

Beregninger fra forsurede regioner og målinger fra lite påvirkede områder viser en vannkvalitet som fra naturens side er nær ANC = 0. For å restaurere forsurede områder med ANC = 0 må teoretisk sett alle langtransporterte sure forbindelser stanses. Dette er i dagens situasjon ikke praktisk mulig, og det må forsøkes valgt en ANC-konsentrasjon som det er realistisk å oppnå samtidig som den kan forsvares biologisk.

Figur 4.3-2 beskriver endringer i generell fiskestatus i relasjon til ANC. Her viser en grense på ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$ at ingen fiskearter er rapportert utdødd på grunn av forsurening. 10% av fiskebestandene er imidlertid redusert ved denne ANC-konsentrasjonen. Sett i forhold til dagens forurensningssituasjon, og sett i forhold til tekniske, økonomiske og politiske muligheter for svovel- og nitrogenreduksjoner vil det være tilfredsstillende for våre fiskebestander om man kunne oppnå reduksjoner som ville heve ANC-konsentrasjonene til 20 $\mu\text{ekv/l}$ for forsurede områder som fra naturens side hadde så høye verdier tidligere. ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$ er en konsentrasjon hvor det heller ikke er registrert store skader på evertebratfaunaen (fig. 3.3-1 og 6.-6). En

ANC-verdi på 20 $\mu\text{ekv/l}$ kan derfor også forsvares for evertebrater.

Basert på det samme datamaterialet som denne rapporten bygger på, er en ANC-konsentrasjon på 20 $\mu\text{ekv/l}$ allerede foreslått som akseptabel tålegrense for ferskvannsfisk i Norden (Henriksen et al. in prep.).

8. LITTERATUR

- Bulger, A.J., Lien, L. and Henriksen, A. (In manus.) Trout status and chemistry from the Norwegian Tousand Laske Survey: Statistical Analysis.
- Drabløs, D. og Sevaldrud, I. 1980. Forsuringstendensar, endringar i bruk av utmark og sur nedbør i utvalde område i Nord-Hedmark. SNSF, IR 59/80.
- Fjeld, E., Blakar I.A. og Cram, K. 1989. Forsuringsstatus og kalkingsplan for Vestfold. Fylkesmannen i Vestfold. Miljøvernnavdelingen.
- Fjellheim, A. and Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. - The science of the Total Environment 96, 57-66.
- Grande, M., Muniz, I.P. and Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 2076-2084.
- Hämäläinen, H. and Huttunen, P. 1990. Estimation of acidity in streams by means of benthic invertebrates: Evaluation of two methods. In: Kauppi, P., Anttila, P. and Kenttämies, K. (Eds.) Acidification in Finland, pp. 1051-1070. Speinger Verlag Berlin.
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 2. NIVA 0-89210.
- Henriksen, A. Kämäri, J. and Posch, M. (in prep.) Critical Loads to Surface Waters in Finno-scandia Intra- and Inter-grad Variability of Critical Loads and their Exceedance.
- Hesthagen, T. and Larsen, B.M. 1987. Acidification and Atlantic Salmon in Norway. International Council for the Exploration of the Sea. C.M 1987/M: 28.

- Hindar, A. og Lien, L. 1988. Overvåking av Vikedalselva i forbindelse med kalking i 1987. Kalkingsrapport 1/88. NIVA, 0-87087.
- Hobæk, A. and Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified regions of South Norway. SNSF-prosjektet IR 75/80, 132 pp.
- Jonsson, N. og Blakar, I.A. 1988. Kjemisk overvåking av norske vassdrag 1987. DN-rapport 1988-3.
- Lien, L., Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Raddum, G. og Sevaldrud, I. 1986. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 248/86. NIVA 0-80006-03.
- Lien, L., Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Larsen, B.M. Raddum, G. og Sevaldrud, I. 1988. Naustavassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1985/86. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapp. 315/88. NIVA 0-80006-03.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 3, NIVA 0-89185.
- Nilsson, J. and Grennfelt, P. (eds.). 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. - Report from a Workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988. UN-ECE and Nordic Council of Ministers, Nord 1988: 15.
- NIVA (Norwegian Institute for Water Research) 1991. Convention on long-range transboundary air pollution. International co-operative programme on assessment and monitoring of acidification in rivers and lakes. The three year report. Summary and results 1987-1989. NIVA, Oslo.
- Oppegård, B., Wilberg, J.H. og Pedersen, H.B. 1990. Aksjon '88. Vannkjemi og fiskestatus i vassdrag i Akershus. Akershus Jeger- og Fiskerforbund.
- Raddum, G.G. 1979. Virkninger av lav pH på insektlarver. SNSF-prosjektet IR 45/79, 58 pp.

- Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G. and Fjellheim A. 1987. Effects of pH and aluminium on mortality, drift and moulting of the mayfly (Baetis rhodani). - Anns. Soc. r. zool. Belg. - 117 Suppl. 1: 77-87.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Hesthagen, T. 1988. Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 2291-2297.
- Rosseland, B.O., Lien, L., Kroglund, F., Sadler, K. and Dalziel, T. 1990. Strains of Brown Trout (Salmo Trutta L.). Stocking and testfishing 1988 and 1989. Field and laboratory toxicity experiments. NIVA 0-87178.
- Sevaldrud, I.H. og Hegge, O. 1987. Fiskestatus i forsuringsfølsomme områder i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen. Rapp. 8, 1987.
- Sivertsen, A. 1989. Forsuringstruede anadrome laksefiskbestander og aktuelle mottiltak. NINA, Utredning 10.
- Statistisk Sentralbyrå. 1970. Laks- og sjøaurefiske i elvane 1876-1968. Norges offisielle statistikk.
- Statistisk Sentralbyrå. 1970, 1971 1988. Laks- og sjøaurefiske 1969, 1970 1987. Norges offisielle statistikk.
- Statens forurensningstilsyn. 1985. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984. Statens Forurensningstilsyn. Rapport 201/85.
- Statens forurensningstilsyn. 1987a. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 296/87.
- Statens forurensningstilsyn. 1987b. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 282/87.
- Statens forurensningstilsyn. 1988a. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Fiskestatus. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 313/87.

- Statens forurensningstilsyn. 1988b. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1987. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 333/88.
- Statens forurensningstilsyn. 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking. Årsrapport 1988. Rapp. 375/89.
- Statens forurensningstilsyn. 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1989. Statens forurensningstilsyn. Rapport 437/91.
- Sutcliffe, D.W., Carrick, T.R., Charmier, A.C., Gladhill, T., Jones, J.G., Marker, A.F.H. and Willoughby, L.G. 1986. Effects of airpollution on aquatic ecosystems. Proc. workshop from Royal Norwegian Scientific Council, pp. 37-77, Sandefjord, Norway.
- Økland, J. 1979. Kalkinnhold, surhetsgrad (pH) og snegler i norske innsjøer. - Fauna 32: 96-111.
- Økland, J. and Økland, K.A. 1986. The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. - Experientia 42: 471-486.

VEDLEGG 1.

Endringer i fiskestatus for lakselver som følge av forsuring. ANC er satt opp som årsmiddel. (Status 1 - uendret, status 2 - redusert, status 3 - utdødd.)

Elv	Status	ANC	Elv	Status	ANC
Gaula	1	5	Gjerstadelva	3	-1
Lærdalselva	1	35	Storelva	3	-5
Ørstaelva	1	53	Nidelva	3	-14
Øyensåa	1	32	Tovdalselva	3	-25
Numedalslågen	1	75	Sogndalselva	3	1
Etneelva	1	27	Mandalselva	3	-25
Driva	1	131	Lygna	3	-22
Stryneelva	1	25	Kvina	3	3
Eidselva	1	13	Sokndalselva	3	-36
Årdalselva	1	11	Hellelandselva	3	-22
Ekso	1	7	Dirdalselva	3	-8
Stjørdalselva	1	94	Frafjordelva	3	-29
			Modalselva	3	-6
Vikedalselva	2	-8			
Ogna	2	-6			
Nausta	2	5			
Rødneelva	2	-8			
Bjerkreimsåna	2	-6			

Naturens tålegrenser

Rapportoversikt

1. Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon - en litteraturstudie. Norsk institutt for skog-forskning (NISK), Ås.
- Unummerert.
Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo
2. Henriksen, A., L. Lien & T. S. Traaen, 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89210.
3. Lien, L., A. Henriksen, G. Raddum & A. Fjellheim, 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89185.
4. Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU) (under trykking).
5. Pedersen, H. C. & S. Nybø, 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x 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. & K. Aagaard, 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., H. Mack Berger & L. Kvenild, 1990. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), (under trykking).
9. Pedersen, U., S. E. Walker & A. Kibsgaard, 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., A. Stuanes, J. O. Reuss & M. B. Flaten, 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 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), rapport O-89153.
12. Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
13. Flatberg, K. I., B. Foss, A. Løken & S. M. Saastad, 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking)
14. Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
15. Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning(NINA) Oppdragsmeld. 69.
16. Mortensen, L.M. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
17. Wright, R.F., Stuanes, A.O., & Frogner, T. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i trykk.
18. Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.
19. Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185/2.

Henveldelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2010-0