

O~86233

# Fluorid i det akvatiske miljø

## Innhold i organismer og giftvirkning

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.: 0-86233
Undernummer:
Løpenummer: 1949
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning.	Dato: 22/1 1987
	Prosjektnummer: 0-86233
Forfatter (e): Jon Knutzen	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 25

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): Generelt
---	--

Ekstrakt: Det er sammenstilt litteraturdata om vannlevende planters og dyrs naturlige innhold av fluorid, samt utvalgte resultater av giftighetstester. Enkelte ferskvannsorganismer synes mest ømfintlige, med mulig skadegrense ned mot 1.5-2.5 mg F/l mot ca. 5 mg F/l i saltvann. Betydelig grad av akkumulering av fluorid er konstatert i skall og skjelett av dyr, mens økt konsentrasjon i bløtdeler ofte synes forklart ved diffusjon. Derimot er 5-10 dobling av fluoridkonsentrasjonen registrert i fastsittende marine alger ved mindre enn dobling av vannets fluoridinnhold. Opptak via føden er konstatert hos fisk, og kan medføre økt fluoridinnhold også i de spiselige delene. Både giftighet og opptak av fluorid er utilstrekkelig undersøkt.
---


4 emneord, norske:

1. Fluorid
2. Bakgrunnsnivåer
3. Akkumulering
4. Toksisitet

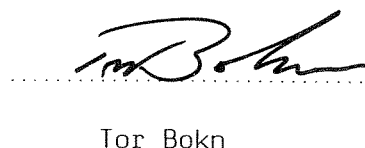
4 emneord, engelske:

1. Fluoride
2. Background levels
3. Accumulation
4. Toxicity

Prosjektleder:

  
Jon Knutzen

For administrasjonen:

  
Tor Bokn

ISBN 82-577-1179-9



# Statlig program for forurensningsovervåking

0-86233

## FLUORID I DET AKVATISKE MILJØ INNHold I ORGANISMER OG GIFTVIRKNING

Oslo, 22/1 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen  
For administrasjonen: Tor Bokn

## FORORD

Denne rapport er skrevet på oppdrag for Statens Forurensningstilsyn som et ledd i arbeidet med marine vannkvalitetskriterier (SFT-kontrakt 165/86, brev av 19/11 1986). Den kan også sees i sammenheng med en serie om "bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i akvatiske organismer. Av tidligere rapporter og publikasjoner over dette tema nevnes:

- P. Brettum, 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 0-85167. II 20/12-85, 25 s.
- J. Knutzen, 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN 1 (1983): 24-33.
- J. Knutzen, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091. 22/7 1985. 122 s.
- L. Lingsten, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvann og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167 I. 20/12-85, 15 s.
- J. Knutzen og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorete hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091. 20/3-84, 32 s.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Thais lapillus). NIVA-rapport 0-85167. Under trykking.

Videre er det foreløpig avtalefestet utredninger om metaller og klororganiske forbindelser i fisk og planlagt en sammenstilling av metalldata for høyere planter i vann.

Ved alle de ovennevnte rapporter har Berit Kramer og Turid Wichstrøm ved NIVAs bibliotek bistått med tilveiebringelse av litteratur. Uten adgang til denne service hadde arbeidet vært vesentlig mer tidkrevende.

Oslo, den 19. desember 1986

Jon Knutzen  
Prosjektleder

## INNHOOLD

	side
FORORD	1
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
3. FOREKOMST I VANN, SEDIMENTER OG AKVATISKE ORGANISMER	6
4. GIFTVIRKNINGER	10
4.1. Fysiologisk rolle og giftighetsmekanismer	10
4.2. Giftighetsnivåer	10
5. AKKUMULERING	17
6. KONSEKVENSER AV UTSLIPP	19
7. LITTERATUR	20

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Data fra litteraturen om fluoridinnholdet i vannlevende organismer og eksempler på fluoridkonsentrasjoner med giftvirkning er sammenstilt i tabellform (1-3).
- II Opplysningene er sparsomme både hva angår organismenes fluoridinnhold (tabell 1) og toleransegrenser (tabell 2-3). Jevnført med andre næringsmidler synes imidlertid spiselige akvatiske organismer stort sett å inneholde markert mer fluorid. De undersøkelser som er foretatt hittil viser bemerkelsesverdig liten forskjell i fluoridinnholdet i filet av ferskvannsfisk jevnført med saltvannsarter (kfr. tabell 1).
- III Resultater av giftighetstester og observasjoner fra ferskvannslokalteter med ekstremt høye fluoridkonsentrasjoner viser stor forskjell i toleransen mellom ulike arter. Til dels har også giftighetstester med samme art gitt forskjellige resultater (kfr. tabell 2, ørret og nær beslektede arter).
- Giftvirkningen overfor ferskvannsfisk har vist seg avtagende med vannets hårdhetsgrad (kfr. tabell 2).
- IV Generelt sett synes ferskvannsarter å være mer ømfintlige enn marine organismer, med negative effekter konstatert hos fisk ned mot (1.5)2.5-3 mg F/l (kfr. tabell 2). Hos marine organismer er laveste observerte skadegrense 5-7 mg F/l (tabell 3).
- V Fluorid akkumuleres i kalkholdig vev (ben, skall, tenner), og bl.a. fiskeben synes å være anvendelig som indikator på vannets fluoridinnhold. Forhøyede konsentrasjoner i filet av fisk og bløtdeler av muslinger og krepsdyr synes i de fleste tilfeller å kunne forklares ved diffusjon (omgivende vanns fluoridinnhold).

Resultatene av enkelte akkumuleringsstudier har tydet på at fluorid i det vesentlige tas opp fra vann, i bare mindre grad fra næring.

Imidlertid er det hos fisk også registrert noe forhøyet fluoridinnhold i både skjelett og filet ved opptak fra føde, mest i skjelettet.

- VI De meget få akkumuleringsstudiene i høyere planter har gitt delvis motstridende resultater, men i hvert fall foreløpig lite som tyder på binding av fluorid til plantevevet (mao. vesentlig diffusjon).

Derimot er det i fastsittende marine alger observert en tydelig anrikning (5-10 ganger "normalinnholdet"), selv ved forholds-  
messig liten økning i det omgivende vannets fluoridinnhold (1.5-2x bakgrunnsnivået).

- VII Bedømmelse av effekter fra fluoridbelastning på akvatiske samfunn hemmes av et generelt utilstrekkelig kunnskapsgrunnlag.

Før det kan gis bestemte anbefalinger om grenseverdier som ikke bør overskrides, er det påkrevet med flere resultater fra lang-  
tidseksperimenter med moderat økede konsentrasjoner. Dette gjelder både mht. opptak/akkumulering og giftighet. Ved tester på toksisk virkning vil dette måtte gjøres under noe forskjellige betingelser, dvs. i ferskvann med varierende hardhet og i ulike saltholdighetsmiljøer.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Skade fra fluorider på terrestriske planter og dyr er velkjent, likeledes på mennesker ved høyt innhold av fluorid i drikkevann eller mat (Årflot 1981). Også overfor vannlevende organismer er det observert skader eller hemmende effekter, til dels i konsentrasjoner mindre enn en størrelsesorden over naturlige nivåer (bl.a. Neuhold og Sigler 1960, Dave 1984). Imidlertid er akvatiske organismers toleranse fremdeles undersøkt i bare beskjedne grad.

Det er også forholdsvis sparsomt med observasjoner av fluoridinnholdet i planter og dyr som lever i vann. Dette forhold har en viss interesse i relasjon til risiko for fluorose (Siebert et al. 1981).

Marier og Rose (1971) og Borg (1976) nevner en rekke kilder for spredning av fluorid i omgivelsene: Aluminiumsverk, forbrenning av kull, produksjon og spredning av kunstgjødning, stålverk, keramisk industri, teglverk, sementindustri, fremstilling av fluss-syre og andre fluorforbindelser (herunder fluoriderte hydrokarboner), glassproduksjon, og glassfiberfremstilling. Av disse er det for norske forhold særlig aluminiumsproduksjon som er av interesse (se bl.a. Knutzen 1985, Baalsrud et al. 1986, Knutzen og Skei 1986), dernest utslipp fra kunstgjødsselfabrikker (Molvær et al. 1984) og muligens jernverk/stålverk. Sistnevntes eventuelle betydning som forurensningskilde i norsk akvatisk miljø har såvidt vites ikke vært undersøkt. Det samme gjelder sementproduksjon og keramisk industri.

På bakgrunn av sine egenskaper og spredningen i en del norske vannforekomster er fluorid med på den nylig foreslåtte listen over prioriterte miljøgifter i vann (Knutzen et al. 1986).

Formålet med den foreliggende sammenstilling av litteraturdata om forekomst og toleransegrenser hos akvatiske organismer er å tilveiebringe et grunnlag for miljøvernmyndighetenes arbeid med vannkvalitetskriterier. Materialet vil også kunne tjene som underlag ved vurdering av resultater fra overvåkingsstudier.



### 3. FOREKOMST I VANN, SEDIMENTER OG AKVATISKE ORGANISMER

Fluor utgjør omkring 0,06-0,1% av vekten av den øvre del av jord-skorpen (Borg, 1976 med referanser). Det meste av fluoriden er bundet i mineraler med ganske lav løselighet (fluor-apatitt, kryolitt, flusspat).

Midlere innhold av fluorid i verdens overflatevann er omkring 0,1-0,2 mg/l (Borg, 1976). Det er imidlertid store lokale variasjoner. Konsentrasjoner på omkring 1 mg/l er ikke uvanlig, og spesielt i vulkanske områder kan det være ekstremverdier på 10-100 mg/l eller til og med høyere (Kilham og Heckey, 1973). I Norge har de fleste overflatevann mindre enn 0,1 mg/l (SIFF 1976). Vanligvis inneholder grunnvann mer fluorid enn overflatevann.

Med mulige unntak for noen dyphavs bassenger (Brewer et al. 1970) har sjøvann med full saltholdighet en ganske konstant fluoridkonsentrasjon på 1,3-1,4 mg F/l (Rix et al. 1976). Omtrent halvparten av dette forekommer som frie  $F^-$ -ioner, den andre halvparten i forbindelser med magnesium som  $MgF^+$  (47%) pluss små mengder (3%) som kalsium- og natriumfluorider (Miller og Kester 1976).

Fluoridinnholdet i marine sedimenter varierer betydelig med kornstørrelse, innhold av organisk materiale og den mineralogiske sammensetningen i elveavleiringer. Bakgrunnsnivåer for å vurdere forurensningsnivåer må følgelig bedømmes ut fra lokale forhold. Det er gjort ganske få undersøkelser, men oseaniske sedimenter har vist et fluoridinnhold i størrelsesordenen 500-1000 mg/kg tørrvekt (Carpenter, 1969). Referanselokaliteter i en norsk fjord (muligens litt påvirket) hadde sedimentkonsentrasjoner i størrelsesordenen 500-700 mg/kg (Skei, 1981). I Akababukten (Rødehavet) er det målt delvis lavere konsentrasjoner: 100-800 mg/kg tørrvekt (Abu-Hilal 1985).

I dyr og planter er de høyeste fluoridkonsentrasjonene vanligvis forbundet med kalkholdig vev (ben, skjelett, inkrusteringer i planter). Noen eksempler på fluoridkonsentrasjoner i marine organismer fra uforurensede områder er listet nedenfor (Tab. 1).

Av tabellen ses bl.a. at Søvik og Brækkan (1979) konstaterte svært høyt naturlig fluoridinnhold i muskelvevet hos Antarktisk krill. Dette ville eventuelt medføre at krill var uegnet som mat og storskala proteinkilde (Søvik og Brækkan 1979, Siebert et al. 1981). Ved senere målinger er det observert vesentlig lavere konsentrasjoner i krillens spiselige deler (Christians et al. 1981, Szewielow 1981 (50-100 mg/kg tørrvekt), Boone og Manthey 1983). En i hvert fall delvis forklaring

på så forskjellige resultater synes å være at fluorid meget hurtig overføres fra skallet til muskulaturen ved lagring, idet Christians et al. (1981) observerte en 2-3 dobling av muskelvevets fluoridinnhold etter få timer.

Jevnført med annen mat (WHO 1984) inneholder spiselige akvatiske organismer jevnt over noe høyere konsentrasjoner av fluorid. Fra tabell 1 kan en merke seg at det ikke synes å være noen vesentlig forskjell mellom fileten av henholdsvis ferskvannsfisk og saltvannsfisk.

Det ses også at det er meget sparsomt med analysedata for planter, og at angivelsene for samme arter kan være sterkt avvikende (jfr. Danilova 1944 med Teulon 1967).

Utenom de data som er listet i tabell 1 angir Crisp (1969) og Barbaro et al. (1981) fluoridkonsentrasjoner i marine snegl og i en nær slektning av blåskjell (Mytilus galloprovincialis), men i begge tilfellene synes verdiene mindre tilforlatelige (avvikende høye).

Tabell 1. Fluoridkonsentrasjoner i akvatiske organismer fra tilnærmet upåvirkede områder, mg/kg. ~: Verdier som er avrundet eller omregnet.  
?: Avvikende eller usikre verdier.

Art/medium	Frisk vekt basis	Tørr vekt basis	Referanser
<u>Alger</u>			
<i>Chlorella vulgaris</i>		4.6	Malewicz et al. 1972
<u>Tang</u>			
Alle nedenfor		3-15(30)	
<i>Ulva lactuca</i> (sjøsalat)		6.9	Young & Langille 1958
<i>Laminaria digitata</i> (fingertare)		4-15	Knutzen 1983, Young and Langille 1958
<i>Ascophyllum nodosum</i> (grisetang)		3-12	"-
<i>Fucus vesiculosus</i> (blæretang)		4.9	Young & Langille 1958
<i>Fucus serratus</i> (sagtang)		5-15(30?)	Knutzen 1983
<i>Palmaria</i> ( <i>Rhodymenia</i> ) <i>palmata</i> (søl)		15	Young & Langille 1958
<i>Chondrus crispus</i> (krusflik)		8(73?)	"-
<i>Fucus distichus</i> (gjelvtang)		18 <sup>1</sup>	Hocking et al. 1980
<u>Frøplanter</u>			
<i>Eichhornia crassipes</i>		25/60	Rao et al. 1973
<i>Ceratophyllum demersum</i> (hornblad)	2.7	43	Danilova 1944
<i>Elodea canadensis</i> (vasspest)	6.7	49	"-
<i>Elodea canadensis</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Myriophyllum</i> sp.	0.6-0.7	12-13	Teulon 1967
<u>Krepsdyr</u>			
<i>Balanus amphitrite</i> (rur)			
Bløtdeler	~ 20	~140? 25-50?	Barbaro et al. 1978 Barbaro et al. 1981
<i>Daphnia</i> spp.		10-12	Cowgill 1976
<i>Euphausia superba</i> (Antarktisk krill)			
Hel		~2400	Søvik & Brækkan 1979
Skall		4260	"-
"	~350	~1400	Casalta et al. 1984
Bløtdeler	~ 35 <sub>2</sub>	~ 150	"-
Muskel	>100 <sup>2</sup>	570	Søvik & Brækkan 1979
Hel		~1000	Boone og Manthey 1983
Muskel	~ 15 <sup>2</sup>	70	"- -"
"-		~ 20	Christians et al. 1981
<i>Meganyctiphanes norvegica</i> (Atlantisk krill) Hel		1300-2300	Søvik & Brækkan 1979
<i>Pandalus borealis</i> (Dyphavsreke)			
Hele		20-90	Søvik & Brækkan 1979
Ryggskjold		~40-170	
Muskel		0.5-2	
<i>Penaeus indicus</i> (rekeart)			
Hele	~20-25		Hemens & Warwick 1972
<i>Leander serratus</i> (rekeart)			
Hele	~5-12		Hemens & Warwick 1972
Skall	~11±7		
Muskel	~2±1		
<i>Crangon vulgaris</i> (rekeart)			
Hele	~4±3		Wright & Davison 1974
<i>Carcinus maenas</i> (strandkrabbe)			
Hele	~2-12		Wright & Davison 1975
Skjelett (ryggskjold)	~5-25		
Muskel	~1-6		

Tabell 1, forts.

Callinectes sapidus (krabbeart)		~10	Moore 1971
<b>Muslinger</b>			
Alle nedenfor			
Bløtdeler	1-6	4-15	
Crassostera sp. (østers)			
Bløtdeler 1	~1-1.5	5-6 <sup>3</sup>	Moore 1969
Bløtdeler 2	~4	~15	
Ostrea angasi (østers)			
Bløtdeler	6.0	9.1 <sup>4</sup>	Stewart et al. 1974
Mytilus edulis (blåskjell)			
Bløtdeler	~1	4-6 2.5-3	Knutzen & Skei 1986 Berg 1981
Perna canaliculata			
Skall	13-48		Stewart et al. 1974
Venericardia purpurata			
Skall	151		-"-
<b>Snegl</b>			
Lymnaea stagnalis (damsnegl)			
Bløtdeler	2.5	15-20	Teulon 1967
Patella vulgata (albuskjell)			
Skall		40-120	Knutzen 1983
Bløtdeler		130-140	
<b>Fisk</b>			
Alle filet-verdier nedenfor	0.7-7		
Salmo trutta (ørret)			
Filet	2.2	10	Stewart et al. 1974
Salmo gairdneri (regnbuørret)			
Filet	3.0		Neuhold og Sigler 1960
Filet	~0.7	3.5	Grave 1981
Gadus morhua (torsk)			
Bein	20-70		Wright & Davison 1974,75
Filet	1-3		
Lever	1-5		
Filet	~2.5		Ke et al. 1970
Melanogrammus aeglefinus (Hyse)			
Bein	18-60		Wright & Davison 1974,75
Filet	2-4		
Lever	2-4		
Filet	5.1		Ke et al. 1970
Pleuronectes flesus (Skrubbe)			
Filet	~1.8		Wright & Davison 1974,75
Lever	2-4		-"-
Sprattus (Clupea) sprattus (Brisling)			
Filet	2-6		Wright & Davison 1974 1975
Clupea clupea (Sild)			
Filet	5.4		Ke et al. 1970
Anguilla dieffenbachii (Åleart)			
Filet	2.9	13	Stewart et al. 1974
Diverse fisk, filet	1.5-7		McClure 1949

<sup>1</sup> 0.5 km fra utslippskilden (noe økt fluoridinnhold?)

<sup>2</sup> Omregnet til friskvektsbasis her (kfr. Christians et al. 1983)

<sup>3</sup> Respektive 0.5 og 2.0 ppm F i vannet.

<sup>4</sup> Bemerkelsesverdig liten forskjell mellom konsentrasjonene på våtvekts- og tørrvektsbasis.

## 4. GIFTVIRKNINGER

### 4.1. Fysiologisk rolle og giftighetsmekanismer

En hovedbegrunnelse for å unngå frigjørelse og spredning av fluorid i omgivelsene er antagelsen om at fluor ikke har noen essensielle (livsviktige) funksjoner i stoffskiftet hos planter eller dyr. (Det ses i denne forbindelse bort fra den beskyttende virkning mot tannrøte). Imidlertid er dette ikke et fullt avklart spørsmål. Det har vært observert indikasjoner på at et minimum av fluor i næringen er gunstig (om ikke livsviktig) for mus og rotter (Messer et al. 1972 a, b, Schwartz 1974). Videre kan resultatene til Dave (1984) indikere et visst minimumsbehov også hos dafnier (vannlopper).

Fluorids giftighet skyldes at fluoridionet reagerer med metall-aktivatorene i flere enzymer. Spesielt viktig er den negative effekt på cellulær respirasjon. Andre enzymatiske prosesser som er følsomme for fluorid er omsetningen av karbohydrat, fosfat og kalsium. Årsaken til nedsatt enzymatisk aktivitet er at det dannes sterke komplekser mellom fluorid og den aktuelle metallaktivator (kalsium og andre).

Den hyppigste og mest kjente lagringsmekanismen er når fluorid erstatter hydroksylioner (og i mindre grad bikarbonat) i kalkholdig vev i vertebrater (bein, tenner). I ryggskjoldet hos krepsdyr (og skall av muslinger og snegler) kan utfellingen av kalsiumfluorid spille en stor rolle (Wright & Davison 1975).

### 4.2. Giftighetsnivåer

Landlevende planters og dyrs negative reaksjoner på fluorid er velkjent både fra felt- og laboratorieobservasjoner, mens derimot data for akvatiske organismer er sparsomme i forhold og delvis motstridende.

Utvalgte toksisitetsdata fra eksperimenter med ferskvanns- og marine arter vises i henholdsvis tabell 2 og 3. Tabellene foregir ikke å gi noe fullstendig oversikt mht. fluoridtester med akvatiske organismer. Det primære siktemål har vært å få frem eksempler på ømfintlige reaksjoner, dvs. så lave toleransegrenser at de har praktisk interesse ut fra konsentrasjoner som på noen måte kan forventes i resipienter for fluoridholdig avløpsvann. Dernest har det vært hensikten å få presentert resultater fra eksperimenter med ulike typer av organismer. Et tredje formål har vært å gi eksempler på divergerende resultater med samme eller nærstående arter.

Som eksempel på ekstrem høy toleranse kan nevnes at enkelte encellede dyr og hjuldyr skal ha trivdes og formerte seg i 1000 mg/l (Wantland 1956, sitert etter McKee og Wolf 1963).

Tabell 2. Eksempler på giftighet av fluorid overfor ferskvannsorganismer.

Organismer	kons. mg F/l	Parametre	Referanser	Kommentarer
<u>Alger</u>				
Chlorella pyrenoidosa	2-200	Vekst	Smith & Woodson 1964	Hovedsakelig økt latenstid ved 2 og 20 mg/l ? Markert redusert vekst ved 200 mg/l
Chlorella, Scenedesmus Dictosphaerium	100	Biomasse, celleantall	Malewicz et al. 1972	Ingen effekt på fotosyntese fra 50 mg/l
Scenedesmus quadricauda	45		Bringmann og Kühn 1959a, b	Hemmet celledeling
<u>Protozoer</u>				
Microregma hetero- stomata	226		Bringmann og Kühn 1959b	Hemmet nærings- opptak
<u>Krepsdyr</u>				
Daphnia magna (vann- loppe)	~4	Vekst, formering	Dave 1984	Økt dødelighet ved ca. 10 mg/l Hardt vann: 250 mg/l CaCO <sub>3</sub> . 21 døgns test.
	270		Bringmann og Kühn 1959a, b	2 døgns test, hemmet bevegelse
<u>Bløtdyr</u>				
Lymnaea stagnalis (damsnegl)	20	Dødelighet	Teulon 1967	50% døde etter 14 dager
<u>Fisk</u>				
Regnbueørret (Salmo gairdneri)	2.7-4.7	Dødelighet (LC <sub>50</sub> <sup>2</sup> 576 t)	Neuhold & Sigler 1960; se også Angelovic et al. 1961, Sigler og Neuhold, 1972	Ved lave Ca-og Mg- nivåer. Mindre toksisk i hardt vann. Toksisitet økende med høyere temperatur.
	6.0	LC <sub>50</sub> 120 t.	Neuhold og Sigler 1962	Høyere toleranse ved kloridpåvirk- ning
	8.5	LC <sub>50</sub> <sup>1</sup> 504 t.	Herbert & Schurben 1964	Ved 12 mg/l CaCO <sub>3</sub> (Alle overlevde 75 mg/l i 21 dager ved 45 mg/l CaCO <sub>3</sub> )
	200	LC <sub>50</sub> 96 t	Smith et al. 1985	Hardhet 23-62 mg/l CaCO <sub>3</sub>

Ørret ( <i>Salmo trutta</i> )	5.0	Dødelighet	Wright 1977	Yngel, 73 mg/l CaCO <sub>3</sub>
Ørret, rogn	1.5	Klekkeperiode	Ellis et al. 1948 (siteret fra Groth 1975).	Forsinket klekking
Laks, ørret, ( <i>Salmo salar</i> , <i>Salmo trutta</i> )	>100	Dødelighet	Vallin 1968	Overlevde i 5 dage
Karpe ( <i>Cyprinus carpio</i> )	75-91	Dødelighet	Newhold & Sigler 1960	
Abbor, mort ( <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Rutilus rutilus</i> )	10	Respirasjon	Octavian et al.	Økt oksygenforbruk
Sørv ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	25-50	Klekking, yngeltilstand	Vallin 1968	Forsinket klekking Skade på yngel etter 5 dager.
<i>Cichlasoma biocellatum</i> (Cichlide)	>2.5	Dødelighet	Hasselrot 1956	Yngeldødelighet. Virkning på klekking først ved 10 <sup>3</sup> mg/l.
"Porgy" (artsnavn ikke angitt)	23	Blodglukose	Kovaleva 1986	Forstyrret karbo- hydratomsetning, nedsatt acetyl- cholinesterase- aktivitet. Ikke signifikant utslag ved 9 mg/l.
<i>Catla catla</i>	3.2	Klekking	Pillai og Mane 1984	1-2 t. forsinket klekking i forhold til 6t i kontroll. Økt fluoridinnhold minsket vann og proteininnhold i egg.

<sup>1</sup> Ukjent om bare damsnegl eller sammen med Radix auricularia

<sup>2</sup> LC<sub>50</sub>: Konsentrasjon hvor 50% av testorganismene er døde innen en angitt tid.



Tabell 3. Eksempler på giftighet av fluorid overfor marine organismer. ? markerer usikkerhet mht. om observerte effekt ved angitt konsentrasjon er reell.

Organisme	Kons. mg F/l	Parametre	Referanser	Kommentar
<u>Alger</u>				
Amphidinium carteri	150	Vekst	Antia & Klut 1981	Tilpasning til 200 mg/l etter gjen-tatt eksponering
3 fytoplanktonarter	100		Oliveria et al. 1978	9 andre fyto-plankton arter upåvirket
<u>Krepsdyr</u>				
Grandidierella spp. (Amfipoder)	5-6	Formering, vekst	Connel & Airey 1982	Redusert formering og vekst. Tydelig stimu-lering ved 2-4 mg/l
Callinectes sapidus	20	Vekst	Moore 1971	~5% redusert veksthastighet
Munida gregaria	50?	Dødelighet	Pankhurst et al. 1980	Bare i industri-avløp, ikke i NaF
<u>Muslinger</u>				
Perna perna	<7	Dødelighet	Hemens & Warwick 1972	F konsentrasjon minsket fra 7.2 til 1.4 mg/l under 10-dagers testet
Mytilus edulis (blåskjell)	10	Dødelighet	Wright & Davison 1975	Alle individer døde etter 5 uker
<u>Fisk</u>				
Mulle (Mugil cephalus)	52	Helse-tilstand	Hemens & Warwick 1972	I dårlig helse-tilstand etter 52 dager
-"-	5.5-6?	Vekst	Hemens et al. 1974	Nedsatt vekst i eksperiment over 68 dg, ikke i tilsv. forsøk over 113 dg. Andre fak-torer enn fluorid mulig årsak.

Av andre resultat med ferskvannsararter bør det nevnes at Kuusisto et al. (1961) observerte forsinkelse i metamorfosen hos rumpetroll ned til 1 mg/l. Korrosjon på snegleskall ble observert av Lisicky (1973) i

omgivelsene til et aluminiumsmelteverk i Tsjekkoslovakia, men det er ikke oppgitt noen fluoridkonsentrasjoner i de observerte dammene.

At økende hardhet minsker fluorids giftighet ble også bekreftet av forsøkene til Pimentel og Bulkey (1983) med regnbueørret. På den annen side ble forsøkene til Dave (1984) - med så lav giftighetsgrense som ca. 4 mg F/l - utført med hardt vann.

Til tabell 3 kan tilføyes at hummer (Homarus americanus) ikke ble negativt influert av 4,5 mg F/l (Stewart & Cornick 1964), og rekearten Penaeus indicus ikke av 11 mg F/l over 20 døgn (McClurg 1984). Andre resultater fra undersøkelser gjort av Hemens & Warwick (1972) og Wright & Davison antyder at muslinger er en ømfintlig gruppe blant marine organismer. Hemens og Warwick (1972) observerte f.eks. at tre fiskearter og to rekearter tålte 100 mg F/l i korttids tester. (Minsket lengdevekst i mulle etter 60 dager i 6 mg/l (Hemens et al. 1975) var trolig forårsaket av andre faktorer). I testene som ble utført av Wright & Davison (1975) tolererte krabbene Carcinus maenas, Cancer pagurus og Portunus depurator 90 dager i 30 ppm fluorid. Til sammenligning ble de to testede muslingene negativt påvirket ved 10 ppm eller lavere (tab. 3). Imidlertid ses at toleransegrensen hos et par arter av amfipoder var lavest blant alle testede marine organismer (Connel og Airey 1982).

I nærheten av et industrielt fluoridutslipp til sjøvann registrerte Pankhurst et al. (1980) reduserte strandsamfunn opp til 400 m fra utslippet. Overskudd av fluorid var imidlertid bare målbart noen få meter fra kilden.

Fra tab. 2 og 3 ses at de laveste toleransegrensene er blitt observert blant ferskvannsarter, særlig fisk (og amfibier, Kuusisto et al., op.cit.).

Med forbehold for det sparsomme materiale kan en trekke den foreløpige konklusjon at ferskvannsføremønstre og estuarine lokaliteter generelt sett vil være mest ømfintlige for skade, spesielt i vann med lavt innhold av kalsium og magnesium.

Unntak fra den antatt lavere toleransen for fluorid i ferskvannsorganismer er kjent fra flere steder i verden. Et eksempel er tilpasningen til høye fluoridnivåer (>10 mg/l) hos ørret i enkelte vannforekomster i Yellowstone Park, USA (Sigler og Neuhold 1972). Et annet tilfelle er de ekstreme forholdene i noen innsjøer i vulkanske områder i Øst-Afrika. I det siste tilfellet har feltobservasjoner vist økologiske konsekvenser, bl.a. forandring i artssammensetningen i planktoniske samfunn (Kilham & Heckey 1973). Det er imidlertid verd å merke seg at slike forandringer bare er blitt dokumentert for eksepsjonelt

høye fluoridkonsentrasjoner (>500 mg/l). Fenomenet fortjener derfor utvilsomt mer oppmerksomhet.

Selv om ferskvannsorganismer i sin alminnelighet utsettes for lavere fluoridkonsentrasjoner enn marine arter, er disse utviklingshistorisk tilpasset et meget stabilt miljø. Slik sett kunne man muligens postulere at både de mest ømfintlige og mest tolerante arter ville være å finne i ferskvann.

## 5. AKKUMULERING

Den hyppigste og mest kjente lagringsmekanismen er at fluorid erstatter hydroksylioner (og i mindre grad bikarbonat) i kalkholdig vev i hvirveldyr (bein, tenner). I skallet til krepsdyr (og muslinger og snegler) kan også direkte utfelling av kalsiumfluorid spille en stor rolle (Wright & Davison 1975).

Lagringsmekanismene hos vannplanter synes ikke undersøkt, og for høyere planters vedkommende forekommer det bare et fåtall undersøkelser (jfr. tabell 1). I to av disse angis at fluorid kan anrikes i plantene ved høyere konsentrasjon i vannet (Teulon 1967, Rao et al. 1973). Teulon angir en økning til ca. 25/35 ganger "normalinnholdet" (tørrvektsbasis) etter henholdsvis 5 og 14 dagers opphold i 20 mg F/l. Med et vanninnhold i friskt plantevev på ca. 95%, lar økningen seg forklare ved enkel diffusjon (dvs. uten kjemisk binding til plantevevet). Det samme gjaldt den 50 gangers økning som ble konstatert etter 5 dager i 100 mg F/l.

I motsetning til dette observerte Hemens & Warwick (1972) ingen økt konsentrasjon i ålegress (Zostera capensis) eller grønnalgen Cladophora etter 10 uker i et medium med veldig høyt fluoridnivå (52 mg/l).

Tang fra resipienten for gassvaskeavløp fra et aluminiumsverk har gjennom en årrekke vist signifikant forhøyet fluoridinnhold (Knutzen 1980, 1985). Økningen har vært så mye som 5-10 ganger konsentrasjonen i tang fra referanseområdet, og mer enn 1:1 proporsjonalt med økningen i vannets fluoridinnhold. Også i en annen resipient for avfall fra aluminiumsverk er det registrert forhøyet fluoridinnhold i tang men i noe mindre grad (Baalsrud et al. 1986). I en encellet alge (Chlorella sp) ble det derimot ikke registrert større økning enn det som forklares ved enkel diffusjon (Malewicz et al. 1972).

Kalkholdig vev hos dyr (ben, skall og tenner) reflekterer omgivende fluoridkonsentrasjoner. Dette er blitt observert hos krabber av Moore (1971), Hemens et al. (1975) og av Wright & Davison (1975). Også skall hos muslinger viste høy grad av akkumulering når de ble eksponert for et overskudd av fluorid (Wright & Davison 1975).

Fiskebein synes å være en spesielt god indikator på fluoridnivåer (Neuhold & Sigler 1960, Sigler & Neuhold 1972). Den høye grad av akkumulering påkaller en viss oppmerksomhet når det gjelder mengden av fluorid i fiskeproteinkonsentrat (Ke et al. 1970).

Akkumulering i bløtvev hos vannlevende dyr er mer moderat (Wright &

Davison, Moore 1971, Hemens & Warwick 1975). Likevel er betydelig høyere nivåer enn normalt blitt observert i muskler i ulike krabbearter (Moore 1971, Wright & Davison 1975), i østers (Moore 1969) og i rur (Barbaro et al. 1978). Det meste eller alt overskuddsfluorid kan imidlertid forklares av fluoridinnholdet i kroppsvæskene, hvilket viser at ren diffusjon er den dominerende opptaksprosess.

I filet av regnbueørret og karpe observert Neuhold & Sigler (1960) en 7-foldig økning i det naturlige nivået (3 mg F/kg friskvekt) når fisken ble eksponert for 25 mg F/l (0.2 mg/l i kontrollen). Også i dette tilfellet kan mesteparten av fluorakkumuleringen forklares ved diffusjon fra mediet inn i kroppsvæsken. Hemens & Warwick (1972) og Hemens et al. (1975) analyserte hel fisk i sine akkumulasjonsstudier, og det er derfor ikke mulig å trekke bestemte konklusjoner om akkumulering i fiskefilet fra deres resultater.

Observasjonene til Hemens og Warwick (1972) og Hemens et al. (1975) ga som konklusjon at hos de testede muslinger, krepsdyr og fisk ble det meste fluorid tatt opp direkte fra vann, mens opptak fra føde spilte mindre rolle. Resultatene til Knutzen (1985) tyder heller ikke på akkumulering via føden hos albuskjell (albusnegl), idet bare liten konsentrasjonsøkning ble konstatert i denne arten under forhold som ga markert forhøyede konsentrasjoner i tang (og dermed sannsynligvis også i de alger som albuskjell beiter på).

Imidlertid er det også påvist at fisk kan få økt fluorinnhold særlig i skjelettet, mulgns også i filet ved inntak av næring rik på fluorider (Grave 1981, Tiews et al. 1982). Etter 3 års forsøk med krill (høyt fluorinnhold) som næring for regnbueørret fant Grave (1981) en 2-3-dobling av muskelvevets fluoridinnhold. Skjelettets fluoridkonsentrasjon økte forholdsmessig enda mer (3-7(10?) ganger. Hos regnbueørret var ikke utslagene i filet signifikante de første 2 årene med slik føde. 1 års krillfôr var derimot tilstrekkelig for at laks fikk høyere fluoridinnhold i fileten enn regnbueørret fikk etter 3 år (Grave 1981). Tiews et al. (1982) observert nær en 10-dobling av skjelettets fluoridinnhold hos regnbueørret på krillfôr over 4 måneder. Derimot syntes den økte fluoridkonsentrasjonen i fileten å være knyttet til skinn, sannsynligvis skjellene. I filet uten skinn ble det ikke konstatert økt fluoridinnhold. (Det fremgår ikke av Graves resultater om filetprøvene er analysert med eller uten skinn.)

## 6. KONSEKVENSER AV UTSLIPP

På bakgrunn av de delvis lave toleransegrensene som er referert til ovenfor, er det tydelig at utslipp av store mengder av fluorid kan representere en risiko for akvatisk liv i ferskvannslokaliteter med lavt naturlig fluorid- og kalsiuminnhold. Likeså representerer estuarer og sterkt ferskvannspregede fjorder ømfintlige vannforekomster. I slike tilfeller bør fluoridkonsentrasjonene utenfor primærfortynningssonen så vidt mulig ikke overstige 0,5-1 mg F/l; i estuarer/fjorder noe avhengig av saltholdigheten).

Siden det er lite som tyder på at fluoridkonsentrasjoner under 3 mg/l er skadelige for marine organismer (Tab. 3), er det rimelig å tro at en fordobling av det naturlige nivå kan tolereres av marine samfunn. Det bør imidlertid poengteres at ytterligere forskning behøves for å gi konkrete anbefalinger om grenser som kan beskytte det estuarine og marine miljø.

Et annet forhold av interesse er fluoridinnholdet i fôr eller fiske til mat. Som det er blitt vist i minst to norske smelteverksresipienter, tenderer alger til å akkumulere fluorid i betydelig grad. Det kan derfor være lite ønskelig å dyrke alger til fôr eller mat i områder som ligger nær utslippsstedene. De negativt påvirkede områdene synes dog å være av begrenset utstrekning. I de ovennevnte resipienter ville det trolig være nok med en sikkerhesssone på 1-5 km, beroende på lokale forhold og den påtenkte bruk av algene. Selv om fisk, muslinger og krepsdyr synes å akkumulere fluorid i mindre grad enn alger, bør heller ikke akvakulturanlegg for slike organismer legges til de nære omgivelsene av smelteverksutslipp.

## 7. LITTERATUR

- Abu-Hilal, A.H., 1985. Phosphate pollution in the Jordan Gulf of Aqaba. *Mar. Poll. Bull.* 16(7): 281-285.
- Angelovic, J.W., Sigler, W.F. og J.M. Neuhold, 1961. Temperature and fluorosis in rainbow trout. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 33(4): 371-381.
- Antia, N.J. og M.E. Klut, 1981. Fluoride addition effects on euryhaline phytoplankter growth in nutrient-enriched seawater at an estuarine level of salinity. *Bot. Mar.*, 24: 147-152.
- Barbaro, A., Francescon, A., Polo, B. og M. Bilio, 1978. Balanus amphitrite (Cirripedia, Thoracica) - a potential indicator of fluoride, copper, lead, chromium and mercury in North Adriatic lagoons. *Mar. Biol.*, 46: 247-257.
- Barbaro, A., Francescon, A. og B. Polo, 1981. Fluoride accumulation in aquatic organisms in the lagoon of Venice. *Fluoride* 14(3): 102-107.
- Berg, S., 1981. Resipientundersøkelse i Karmsundet. Rogalandsforskning, rapport T9/81. 43 s.
- Boone, R.J. og M. Manthey, 1983. The anatomical distribution of fluoride within various body segments and organs of Antarctic krill (Euphausia superba Dana). *Arch. Fisch.Wiss.* 34(1): 81-85.
- Borg, H., 1976. Ekologiska effekter av fluorider - en litteratur-översikt. SNV PM 707. Mars 1976, 60 s.
- Brewer, P.G., Spencer, D.W. og P.E. Wilkniss, 1970. Anomalous fluoride concentrations in the North Atlantic. *Deep-Sea Res.*, 17: 1-7.
- Bringmann, G. og R. Kühn, 1959a. Vergleichende wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen und Kleinkrebsen. *Gesundheits-Ingenieur*, 80(4): 115-120.
- Bringmann, G. og R. Kühn, 1959b. Wasser-toxikologische Untersuchungen mit Protozoen als Testorganismen. *Gesundheits-Ingenieur* 80(8): 239-242.
- Baalsrud, K., Green, N., Knutzen, J., Næs, K. og B. Rygg, 1986. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av utslipp fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86

- innen Statlig program for forurensningsovervåking. 133 s. ISBN 82-577-1083-0.
- Carpenter, R., 1969. Factors controlling the marine geochemistry of fluorine. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 33: 1153-1167.
- Christians, O., Leinemann, M. og M. Manthey, 1981. Neue Erkenntnisse über den Fluoridgehalt im Krill (Euphausia superba) Dana). *Infn. Fischw.* 28(2): 70-72.
- Connell, A.D. og D.D. Airey, 1982. The chronic effects of fluoride on the estuarine amphipods Grandidierella lutosa and G. lignorum. *Water Res.*, 16: 1313-1317.
- Cowgill, U.M., 1976. The chemical composition of two species of Daphnia, their algal food and their environment. *Sci. Total Envir.*, 6: 79-102.
- Crisp, D.J., 1969. Fluoride in sea water. *Mar. Poll. Bull.*, 1(8): 5-8.
- Danilova, V.V., 1944. The geochemistry of dispersed fluorine. II Determination of fluorine in plants. *Trav. Lab. Biogeochem. Acad. Sci. USSR*, 7: 83-85. (Russisk.)
- Dave, G., 1984. Effects of fluoride on growth, reproduction and survival in Daphnia magna. *Comp. Biochem. Physiol.*, 78C(2): 425-431.
- Ellis, M.M., Westfall, B.A. og M.D. Ellis, 1948. Determination of water quality. Research report no. 9, U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Int., Washington, D.C.
- Grave, H., 1981. Fluoride content of salmonids fed on antarctic krill. *Aquaculture* 24: 191-196.
- Groth, E., 1975. Fluoride pollution. *Environment* 17(3): 29-38.
- Hasselrot, T.B., 1956. En laboratoriefisk för giftförsök. *Svensk fiskeritidskr.*: 80-83.
- Hemens, J. and R.J. Warwick, 1972. The effects of fluoride on estuarine organisms. *Water Res.*, 6(11): 1301-1308.
- Hemens, J. Warwick, R.J. og W.D. Oliff, 1975. Effect of extended exposure to low fluoride concentration on estuarine fish and crustacea. *Prog. Wat. Tech.*, 7: 579-585.



- Herbert, D.W.M. og D.S. Shurben, 1964. The toxicity of fluoride to rainbow trout. Water Poll. Res. Lab. Paper. Water and Waste Treatment, Sept./Okt.: 141-142.
- Hocking, M.B., Hocking, D. og T.A. Smyth, 1980. Fluoride distribution and dispersion processes about an industrial point source in forested coastal zone. Water, Air and Soil Pollut., 14: 133-157.
- Ke, P.J., Power, H.E. og L.W. Regier, 1970. Fluoride content of fish protein concentrate and raw fish. J. Sci. Fd. Agric., 21: 108-109.
- Kilham, P. og R.E. Hecky, 1973. "Fluoride: Geochemical and ecological significance in East African waters and sediments." Limnol. Oceanogr., 18(6): 932-945.
- Knutzen, J., 1980. Effekter av fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgasser. S. 69-76 i K. Pedersen (red.) Norsk institutt for vannforskning, Årbok 1979. Oslo, 109 s.
- Knutzen, J., 1983. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. NIVA-rapport 0-68019 VI, 25/8 1983. 23 s. ISBN 82-577-0677-9.
- Knutzen, J., 1985. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1983-1984. NIVA-rapport 0-68019 VI, 6/8 1985, 25 s. ISBN 82-577-0942-5.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsenfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1984. NIVA-rapport 0-84019. 11/7 1986, 31 s. ISBN 82-577-1090-3.
- Knutzen, J., Green, N. og L. Lingsten, 1986. Forekomst av miljøgifter i norske vassdrag og fjorder. Rapport 1: Hovedrapport. NIVA-rapport 0-85281, 29/12 1986, 95 s.
- Kovaleva, G.I., 1986. Biochemical indices of sodium fluoride toxicity in experiments on porgy tissue. Hydrobiol. J., 21(5): 102-104.
- Kuusisto, A.N. og A. Telkka, 1961. The effect of sodium fluoride on the metamorphosis of tadpoles. Acta Odont. Scand., 19: 121-127.
- Lisicky, M., 1973. Bemerkungen zur Auswirkung der Fluorexhalationen auf die Malakofauna in der Umgebung von Ziar nad Hronom. Biologia (Bratislava), 28(11): 919-929.
- McClurg, T.P., 1984. Effects of fluoride, cadmium and mercury on the

- estuarine prawn Penaeus indicus. Water SA, 10(1): 40-45.
- Malewicz, B., Bojanowski, R. og C. Poplowski, 1972. The effect of fluoride on the growth of some green algae. Rozprawy, Wydz. III 2.9. G.T.N.: 215-222.
- Marier, J.R. og D. Rose, 1971. Environmental Fluoride. National Res. Council of Canada, NRC Nr. 12.226.
- McKee, J.E. og H.W. Wolf, 1963. Water Quality Criteria. Calif. State Water Resources Control Board. Publ. 3-A. (Reprint 1973).
- Messer, H.H., Armstrong, W.D. og L. Singer, 1972a. Fertility impairment in mice on a low fluoride intake. Science, 177: 893-894.
- Messer, H.H., Wong, K., Wegner, M., Singer, L. og W.D. Armstrong, 1972b. Effect of reduced fluoride intake by mice on hematocrit values. Nature New Biol., 240: 218-219.
- Miller, G.R. og D.R. Kester, 1976. Sodium fluoride ion pairs in seawater. Mar. Chem., 4: 67-82.
- Moore, D.J., 1969. A field and laboratory study of fluoride uptake by oysters. Water Resources Research Institute of the Univ. of N. Carolina. Rep. No. 20, 13 s.
- Moore, D.J., 1971. The uptake and concentration of fluoride by the blue crab, Callinectes sapidus. Chesapeake Sci., 12(1): 1-13.
- Neuhold, J.M. og W.F. Sigler, 1960. Effects of sodium fluoride on carp and rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc., 89: 358-370.
- Neuhold, J.M. og W.F. Sigler, 1962. Chlorides affect the toxicity of fluorides to rainbow trout. Science, 135: 732-733.
- Octavian, S., Miknea, R., Cuingioglu, E. og B. Icmel, 1972. Action du fluor comme elemente pollutant de l'eau de mer. Cercetari marine I.R.C.M., 3: 141-148.
- Oliveira, L., Antia, N.J. og T. Bisalputra, 1978. Culture studies on the effects from fluoride pollution on the growth of marine phytoplankters. J. Fish. Res. Board Can., 35: 1500-1504.
- Pankhurst, N.W., Boyden, C.R. og J.B. Wilson, 1980. The effect of a fluoride effluent on marine organisms. Environ. Poll. Ser. A, 23: 299-312.

- Pillai, K.S. og U.H. Mane, 1984. The effect of fluoride on fertilized eggs of a freshwater fish, Catla catla (Hamilton). *Toxicol. Letters*, 22: 139-144.
- Pimental, R. og R.V. Bulkley, 1983. Influence of water hardness on fluoride toxicity to rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2: 381-386.
- Rao, K.V., Khandekar, A.K. og D. Vaidyanadham, 1973. Uptake of fluoride by water hyacinth, Eichhornia crassipes. *Indian J. Exper. Biol.*, 11: 68-69.
- Schwartz, K., 1974. Recent dietary trace element research, exemplified by tin, fluorine and silicon. *Federation Proc.*, 33(6): 1749-1757.
- Siebert, G., Gabriel, E., Hannover, R., Heuschler, D., Karle, E.J., Kasper, H., Mack, M., Romen, W., Schmauck, R. og K. Trautner, 1981. Fütterungsstudie mit Krill an Ratten unter besonderen Berücksichtigung von Fluorid. S. 99-118 i H. Noelle (red.): *Nahrung aus dem Meer*. Springer, Berlin etc., 260 s.
- Sigler, W.F. og J.M. Neuhold, 1972. Fluoride intoxication in fish: a review. *J. Wildlife Diseases*, 8: 252-254.
- Skei, J., 1981. Bunn sedimentundersøkelser. Kap. 7 i Kirkerud, L. et al.: *Vefsenfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149, 2/7 1981. 175 s. ISBN 82-577-0433-4.*
- Smith, A.O. og B.R. Woodson, 1965. The effects of fluoride on the growth of Chlorella pyrenoidosa. *The Virginia J. Sci.*, 16: 1-8.
- Smith, L.R., Holsen, T.M., Ibay, N.C., Block, R.M. og A.B. De Leon, 1985. Studies of the acute toxicity of fluoride ion to stickleback, fathead minnow and rainbow trout. *Chemosphere* 14(9): 1383-1389.
- Steward, J.E. og J.W. Cornick, 1964. Lobster (Homarus americanus) tolerance for tris buffer, sodium fluoride and sea water extracts of various woods. *J. Fish. Res. Board Can.*, 21(6): 1549-1551.
- Stewart, D.J., Manley, T.R., White, D.A., Harrison, D.L. og E.A. Stringer. Natural fluorine levels in the Bluff area. *New Zealand J. Sci.*, 17: 105-113.
- Søvik, T. og O.R. Brækkan, 1979. Fluoride in Antarctic krill

(Euphausia antarctica) and Atlantic krill (Meganyctiphanes norvegica). J. Fish. Res. Bd. Can., 36: 1414-1416.

- Szewielow, A., 1981. Fluoride in krill (Euphausia superba Dana). Meeresforsch. 28(4): 244-246.
- Teulon, F., 1967. Choix de detecteurs biologiques pour la contamination des eaux par le fluor et l'uranium. Société française de radioprotection. Congres International sur la radioprotection du milieu, Toulouse, 1967: 597-607.
- Tiews, K., Manthey, M. og H. Kroops, 1982. The carry-over of fluoride from krill meal pellets into rainbow trout (Salmo gairdneri). Arch. Fish. Wiss., 32: 39-42.
- Vallin, S., 1968. Giftverkan av fluor på fisk. Vatten, 1: 51-52.
- Wantland, W.W., 1956. Effect of various concentrations of sodium fluoride on parasitic and free-living protozoa and rotifera. J. Dental Res., 35: 763.
- WHO (World Health Organization), 1984. IPCS International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 36 Fluorine and Fluorides. Geneve, 136 s.
- Wright, D.A., 1977. Toxicity of fluoride to brown trout fry. Environ. Pollut., 12: 57-62.
- Wright, D.A. og A.W. Davison, 1974. Fluoride in marine animals. Mar. Poll. Bull., 5(6): 119-121.
- Wright, D.A. og A.W. Davison, 1975. The accumulation of fluoride by marine and intertidal animals. Environ. Pollut., 8: 1-13.
- Young, E.G. og W.M. Langille, 1958. The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. Can. J. Bot., 36: 301-310.
- Årflot, O. 1981. Fluor og fluorider hos mennesker, dyr og planter. Landbruksforlaget, Oslo. 198 s.