

0-85314

**Biologiske tester og kjemiske
analyser av avfallsstoffer fra
Unger Fabrikker**

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 53 20

Prosjektnr.:	85314
Undernummer:	
Løpenummer:	1771
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Biologiske tester og kjemiske analyser av avfallsstoffer fra Unger Fabrikker	Dato: 1.11.1985
	Prosjektnummer: 85314
Forfatter (e): Torsten Källqvist Magne Grande	Faggruppe:
	Geografisk område: Østfold
	Antall sider (inkl. bilag): 17

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Det er foretatt biologiske tester med fisk (aure) og alger av avfallsprøver fra Unger Fabrikker. Akutt giftvirkning av filtersyre ble funnet i konsentrasjoner over 5 mg/L, 4d LC ₅₀ for aure var 9.5 mg/L. Alger var mindre følsomme enn fisk. Giftvirkningen skyldes primært overflateaktive stoffer. Vannprøver fra Glomma utenfor fabrikkområdet viser forurensning med overflateaktive stoffer, men på grunn av spredning og fortynning kan kun lokale biologiske skadevirkninger påregnes.
--

4 emneord, norske:
1. Tensider (surfaktanter)
2. Filtersyre
3. Industriavløpsvann
4. Toksisitet (giftvirkning)

4 emneord, engelske:
1. Surfactants (detergents)
2. Industrial waste water
3. Toxicity
4. Fish

Prosjektleder:

Torsten Källqvist

For administrasjonen:

R.F. Wijk

ISBN 82-577-0966-2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0-85314

**BIOLOGISKE TESTER OG KJEMISKE ANALYSER AV
AVFALLSSTOFFER FRA UNGER FABRIKKER**

Oslo, 4. november 1985

Saksbehandler: Torsten Källqvist
Medarbeider : Magne Grande
For administ-
rasjonen : Richard F. wright

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. SAMMENDRAG	2
2. INNLEDNING	3
3. METODER	4
3.1 Test med aure	4
3.2 Test med alger	5
3.3 Kjemiske analyser	5
4. RESULTATER	6
4.1 Tester med fisk	6
4.2 Algetester	8
4.3 Kjemiske analyser av vannprøver	9
5. DISKUSJON	11
6. REFERANSER	15

1. SAMMENDRAG

Prøver av innhold fra nedgravde avfallstønner på Unger Fabrikkers område er blitt testet med hensyn til effekter på fisk og alger. Tester med fisk ble også utført på fersk filtersyre fra fabrikkens.

Resultatene av de biologiske testene viste at filtersyreavfall (prøve "14-15-16") var akutt giftig for fisk (aure) ved konsentrasjoner over 5 mg/l. 4d LC_{50} (den konsentrasjon som dreper 50% av fisken i løpet av 4 døgn) var 9,5 mg/l. Effekter på fiskens inntak av fôr ble registrert ned til 0,5 mg/l. Fiskens forgiftnings symptomer tyder på at dødeligheten primært skyldes overflateaktive stoffer (surfaktanter), men ved høye konsentrasjoner blir også pH-verdien for lav for at fisken skal overleve. Kjemisk analyse viste at prøven "14-15-16" inneholdt 69% anioniske overflateaktive stoffer.

Prøven merket "blå tønne" var basisk og inneholdt 24% anioniske surfaktanter. LC_{50} -verdien for aure var 40 mg/l. Forgiftnings symptomene var de samme som for filtersyreprøvene. pH-verdien hadde ingen betydning for de observerte effektene av denne prøven på fisk.

Filtersyreprøven "VI-ref" inneholdt 63% anioniske overflateaktive stoffer. LC_{50} verdien for denne prøven var 13 mg/l.

Testen av filtersyreprøven "14-15-16" med alger viste at veksten ble hemmet med 20% ved konsentrasjon 10 mg/l. 50% reduksjon av veksthastigheten (EC_{50}) var ved 16 mg/l. Giftvirkningen skyldes primært vannets surhetsgrad. En test med nøytralisert prøve viste svak veksthemming ved 33 mg/L. EC_{50} -verdien kan anslås til 100-150 mg/l.

Testresultatene med fisk og alger er i samsvar med hva som er kjent fra litteraturen om effekter av overflateaktive stoffer på vannlevende organismer. Det var ingen indikasjoner på andre effekter enn de som kan forklares av prøvenes innhold av alkylarylsulfonsyrer.

De kjemiske analysene av vannprøver viste meget høye konsentrasjoner av anioniske overflateaktive forbindelser i dammer på fabrikkområdene ved Sellebakk og Nabbetorp (over 20 g/l). Ved utløpet av en slik dam i Glomma er det funnet høye konsentrasjoner (opp til 2 g/l) av overflateaktive stoffer i et begrenset område langs elvebredden. Det materiale som foreligger herfra tyder på at fortynningen i Glomma er

effektiv. En prøve fra 10 m og 40 m nedstrøms utløpet ved Sellebakk viste henholdsvis 0.1 mg/l og 0.03 mg/l.

To vannprøver tatt langs elvebredden utenfor oppgravd område ved Nabbetorp viste forurensning med overflateaktive stoffer, men konsentrasjonene var forholdsvis lave (1.7 mg/l resp. 0.15 mg/l). Fortynningsforholdene på dette stedet kan antas likedan som ved Sellebakk.

Ut fra hva som er kjent om effekter av overflateaktive stoffer i vann, er det ikke grunn til å regne med at konsentrasjoner i området 0.05 - 0.1 mg/l eller lavere vil gi biologiske effekter i Glommas hovedvannmasser.

Med forbehold om at de vannprøver som er tatt i Glomma gir et representativt bilde av spredningen, synes bare meget begrensede områder å være påvirket med giftige konsentrasjoner av tønneavfallet. For Glomma-arealet som helhet vil forurensningen derfor neppe være av betydning, men lokale skadevirkninger (på stedbundne planter og dyr) må påregnes ved Sellebakk og eventuelt ved Nabbetorp.

En vet idag neppe tilstrekkelig om samvirket mellom små (subletale) konsentrasjoner av forskjellige giftstoffer. Glomma har idag tilførsler fra mange forurensningskilder og selv om disse enkeltvis ikke overskrider terskelnivået for giftvirkning bør en stadig ha for øyet at de til sammen kan utgjøre en trussel for miljøet.

2. INNLEDNING

Statens forurensningstilsyn (SFT) henvendte seg til NIVA 12. september 1985 med forespørsel om å få undersøkt effekter på fisk av filtersyreavfall fra Unger Fabrikker. Etter samråd med SFT ble to prøver (merk: "Blå tønne" og "14-15-16") av nedgravd avfall valgt ut for testing. Senere ble det også tatt en prøve av filtersyre (merk: "VI-ref") fra fabrikken som ble testet på fisk.

I forbindelse med undersøkelsene som SFT foretok på fabrikkens område, ble det også tatt prøver av vann fra en oppsamlingsdam og fra bredden av Glomma. Disse prøvene ble analysert for innhold av sulfonsyrer (overflateaktive anioniske stoffer) for å gi holdepunkter for en vurdering av forurensningspåvirkning i Glomma.

3. METODER

3.1 Test med aure

Forsøkene ble utført med årsyngel av aure (Salmo trutta L.) middelvekt på ca. 1.3 g, som var akklimatisert til testvannet. Stoffene som skulle testes ble veiet opp direkte og løst i vann. Det ble benyttet semistatisk system, d.v.s. at løsningene ble skiftet hvert døgn i løpet av forsøksperioden. Testakvariene var av glass og det ble benyttet 3 L løsning med 3 fisk for hver konsentrasjon. Temperaturen under forsøket var 9-1⁰C. Vannet som ble benyttet til fortynning av kjemikaliene var overflatevann som pumpes inn fra Maridalsvatnet. Vannet kan karakteriseres ved følgende data:

pH	6.7
Konduktivitet, mS/m	3.2
Farge, mg Pt/l	21
Organisk stoff (perm.tall), mgO/l	4.0
Ca, mg/l	3.7
Mg, mg/l	0.41

Etter dosering av kjemikaliene ble pH-verdiene målt. Oksygenkonsentrasjonen ble målt før og etter skifting av løsningene. Det ble ikke foretatt lufting av akvariene eller foring av fisken under forsøkene, som foregikk i 4 døgn. Fisken ble observert flere ganger daglig og tidspunkt for eventuell dødelighet notert. Den mediane overlevingstid i hver testkonsentrasjon er beregnet etter en grafisk metode og 4-d LC-50 (den konsentrasjon som dreper 50% av fisken i løpet av 4 døgn) er angitt. I sin helhet er metoden en noe modifisert utgave, tilpasset laksefisk, av den standardiserte metode for sebrafisk (Brachydanio rerio).

Ved to konsentrasjoner hvor det ikke ble funnet dødelighet i løpet av 4 døgn ble fisken foret og observert videre i 8 døgn.

Vannprøver som inneholdt 10 mg/l av de ulike prøvene ble analysert på innhold av anioniske overflateaktive stoffer etter en metode som er beskrevet under avsnitt 4.

3.2 Test med alger

Effekten av prøven "14-15-16" på veksten av alger ble undersøkt med og uten nøytralisering til pH 7.0. Som testalge ble grønnalgen Sele-nastrum capricornutum benyttet. Prøven ble fortynnet til forskjellige konsentrasjoner i et vekstmedium (10% Z8, se Källqvist 1984). Det ble brukt tre paralleller for hver konsentrasjon. Testalgen ble tilsatt og kulturene inkubert ved 20⁰ C på et gyngebord med kontinuerlig belysning (130 µE/ms). Veksten ble fulgt ved telling av algeceller i kulturene ved starten og etter 24, 48, 72 og 96 timer. Veksthastigheten under de 3 første døgnene ble beregnet ved eksponensiell regresjonsanalyse av vekstkurvene. EC₅₀-verdien (Den konsentrasjon som reduserte veksthastigheten med 50%) ble beregnet ved interpolering etter plotting av veksthastigheten som prosent av kontrollkulturens veksthastighet mot konsentrasjon av teststoffet i et konsentrasjon/responsdiagram.

Testmetoden er i samsvar med OECD Guidelines for Testing of Chemicals (Test nr. 201, Toxicity algae).

3.3 Kjemiske analyser

Vannprøver som ble tatt på tre forskjellige tidspunkt i Glomma og i en dam ved Sellebakk ble analysert for anioniske overflateaktive forbindelser etter en metode som er Finsk standard (SFS 3012, UDK 543.3, Forslag 1974-10). Metodens prinsipp er følgende:

Metylenblått danner en blåfarget forbindelse med anioniske overflateaktive stoffer, som lar seg ekstrahere med kloroform. Absorpsjonen av ekstraktet måles ved bølgelengden 652 nm. Som standard brukes Natrium dodecyl sulfat.

Vannprøver som inneholdt 10 mg/l av de testede stoffene ble også analysert for å finne konsentrasjonen av anioniske overflateaktive stoffer.

pH ble målt med et Radiometer pH-meter og oksygenkonsentrasjoner med et YSI (Yellow Springs Instruments) oksygenmeter.

4. RESULTATER

4.1 Tester med fisk

pH-verdier ved de benyttede konsentrasjonene av kjemikaliene er fremstilt i tabell 1. Effekten på fisk fremgår av figur 1, hvor den mediane overlevingstid er plottet mot konsentrasjonen.

Kontrollmålinger av oksygenkonsentrasjonen før vannutskifting viste konsentrasjoner ned til 8.5 mg O/l og høyere. Dette er tilstrekkelig for at laksefisk skal trives.

Prøve "14-15-16"

Som det fremgår av figuren var giftvirkningen størst av prøven "14-15-16", hvor dødelighet ble registrert ned til konsentrasjonen 10

Tabell 1. pH-verdier ved testede konsentrasjoner av prøvene

"14-15-16"		"blå tønne"		"VI ref."	
mg/l	pH	mg/l	pH	mg/l	pH
0.5	-	10	6.59	5	-
1	6.45	25	6.69	10	5.34
5	6.10	40	-	15	4.72
10	5.49	50	6.89	25	4.21
15	4.75	75	-	50	-
20	4.50	100	7.30		
25	4.32	200	-		
50	3.81	1000	9.85		
100	-	10000	-		
1000	2.30		11.60		
10000	1.27				

mg/l. Ved 5 mg/l døde ingen fisk i løpet av 4 døgn. Over 10 mg/l minket overlevingstiden raskt med økende konsentrasjon. 4d LC₅₀ var 9.5 mg/l. pH-verdien ved begynnende giftvirkning (pH 5.49 ved 10 mg/l) er noe lavere enn i fortynningsvannet, men ikke så lav at den kan forklare den observerte dødeligheten. Fisk som overlevet ved konsentrasjonene 0.5 og 5 mg/l spiste ikke ved foring 12 døgn etter forsøkets start, mens fisk i kontrollakvariet spiste normalt. Forgiftningssymptomene var gapende munn og sprikende gjeller (som

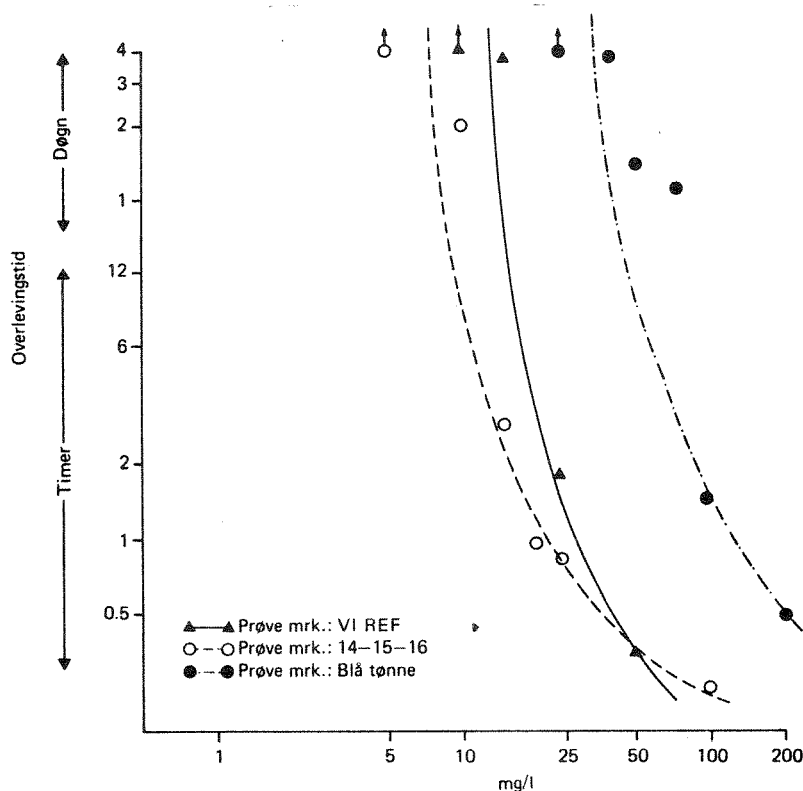
ved kveling) og utfelling av slim på fiskenes overflate (hvit farge). Innholdet av anioniske overflateaktive stoffer var 69%.

Prøve "blå tønne"

I prøven merket "blå tønne", ble dødelighet registrert ned til 40 mg/l i løpet av 4 døgn, mens all fisk overlevet ved 25 mg/l. 4-d LC_{50} var 40 mg/l. Prøven, som var basisk, ga en pH-verdi på 6.89 ved konsentrasjonen 50 mg/l. Dødeligheten skyldes derfor ikke pH-effekter. Fisk som overlevet i konsentrasjonen 40 mg/l spiste ikke ved foring etter 4 døgn. Ved 25 mg/l spiste 2 av 3 fisk. Innholdet av anioniske overflateaktive stoffer var 24%.

Prøve "VI ref."

I denne prøven ble dødelighet registrert ned til 15 mg/l i løpet av 4 døgn. 4-d LC_{50} -verdien kan settes til 13 mg/l. pH-verdien ved 25 mg/l var 4.21 og dødeligheten kan for denne og de sterkere konsentrasjonene forklares ved en syrevirkning. Forskjellen i virkning av denne prøven og prøve 14-15-16 er relativt liten. pH-verdiene er også temmelig like. Kjemisk analyse viste at prøven inneholdt 63% anioniske overflateaktive stoffer.



Figur 1. Median overlevingstid til aure i forskjellige konsentrasjoner av avfallskjemikalier fra Unger Fabrikker

Testene har vist en begynnende akutt giftvirkning av de sure prøvene "14-15-16" og "VI ref" ved pH-verdier som isolert ikke kan forklare den observerte effekten. Ved de høyere testede konsentrasjonene, var pH-verdien så lav at også denne kan ha medvirket til dødeligheten. I den basiske prøven merket "blå tønne", var pH-verdien i det aktuelle konsentrasjonsområdet uten betydning for den observerte giftvirkning.

Forskjellen i giftvirkning mellom de tre prøvene er stort sett i samsvar med innholdet av anioniske overflateaktive stoffer, som var lavest i "blå tønne" og høyest i "14-15-16". LC_{50} -verdiene beregnet på basis av prøvenes innhold av tensider er angitt i tabell 2.

4.2 Algetester

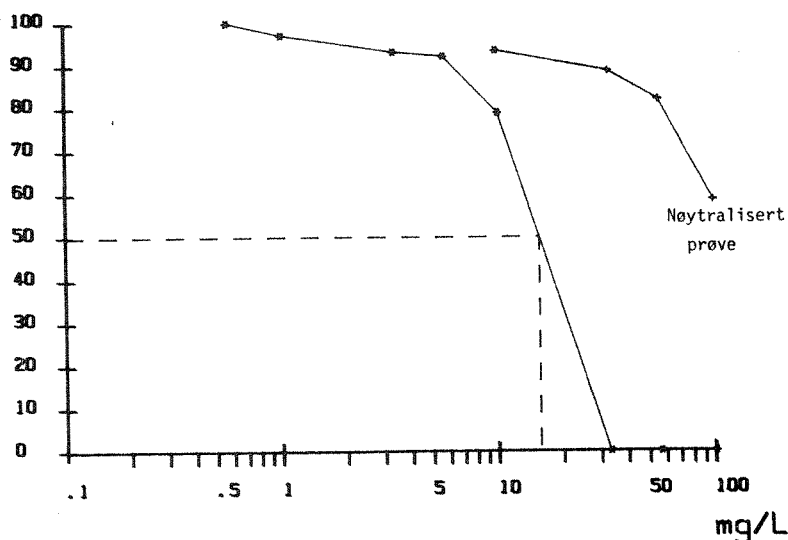
Algenes veksthastighet og pH-verdier ved forskjellige konsentrasjoner av prøven "14-15-16" uten nøytralisering er sammenstilt i tabell 3. Effekten av prøven på algenes veksthastighet er også vist i form av et konsentrasjon/responsdiagram i figur 2.

Tabell 2. 4d- LC_{50} -verdier av de testede prøvene beregnet på totalt stoffinnhold og på innhold av overflateaktive stoffer

Prøve	Tensidinnhold %	4-d LC_{50} total	mg/L tensid
14-15-16	69	9.5	5.9
VI-ref.	63	13	8.2
Blå tønne	24	40	9.6

Uten nøytralisering var algenes veksthastighet redusert med ca. 20% ved konsentrasjonen 10 mg/l. Veksten var helt hemmet ved 33 mg/l og høyere konsentrasjoner. EC_{50} -verdien var 16 mg/l. Testalgen er kjent for å vokse dårlig ved pH-verdier under 5.5 og surheten kan derfor forklare den observerte veksthemmingen.

AV KONTROLL



Figur 2. Konsentrasjon/responsdiagram som viser effekten av filtersyre "14-15-16" på veksthastigheten til grønnalgen *Selenastrum capricornutum*. EC_{50} -verdien er 16 mg/l uten nøytralisering og over 100 mg/l i nøytraliserte prøver.

I nøytraliserte prøver var giftvirkningen klart redusert. En svak veksthemming ble registrert ved 33 mg/l, og ved 100 mg/l var hemningen 42%. Testen omfatter ikke tilstrekkelig høye konsentrasjoner for å beregne EC_{50} -verdien, men forløpet av kurven i figur 2 tyder på at denne er mellom 100 og 150 mg/l.

4.3 Kjemiske analyser av vannprøver

Resultater av analyser av vannprøver fra Glomma og dammer på fabrikkens område er gjengitt i tabell 4.

Resultatene av de kjemiske analysene viser at det er meget høye konsentrasjoner av overflateaktive stoffer i avrenningsvann fra fabrikkområdene ved Nabbetorp og Sellebakk. Dette ser ut til å sige ut i Glomma, særlig ved utløpet fra en dam ved Sellebakk. Like utenfor elvebredden hvor vann fra dammen renner ut i elven, er det lokalt funnet meget høye konsentrasjoner (Prøvene SI-1 og SI-2). Konsentrasjonene minker imidlertid raskt med avstanden fra dette punkt. Ved prøvetakingen 25.9. ble det tatt 4 prøver i området nedstrøms utløpet fra dammen. Prøve IV, ble tatt ved bredden ca. 10 m nedstrøms, og de øvrige, I, II og III ca. 5 m ut i elven og ca. 20, 30 resp. 40 m nedstrøms utløpet. (Avstandene er anslått etter en kartskisse fra prøvetakingen). I dette området varierer konsentrasjonene av overflateaktive stoffer fra 0.10 mg/l 10 m fra utløpet til 0.03 mg/l ca. 40 m fra utløpet. Den siste verdien er nær analysemetodens deteksjonsgrense og også lik den som ble funnet i prøve SI-13 ca. 100 m oppstrøms utslippstedet ved Sellebakk.

Tabell 4. Innhold av anioniske overflateaktive forbindelser (overflateaktive stoffer) i vannprøver.

Prøve merket	Dato 1985	Anioniske over- flateakt. forb. (mg/l)
SI-2 Sellebakk, Glomma, elvebredd ved dam.	5.9.	2300
SI-3 Sellebakk, Glomma, elvebredd ved dam, 3 m nedstrøms.	5.9.	32
SI-4 Sellebakk, Glomma, elvebredd ved dam, 3 m oppstrøms.	5.9.	730
SI-7 Sellebakk dam	5.9.	22400
SI-13 Glomma ved Sellebakk, 100 m nedstr.	16.9.	0.03
I Glomma ved Sellebakk, 20 m nedstr. utlønsd.	25.9.	0.08
II " " " 30 " "	25.9.	0.05
III " " " 40 " "	25.9.	0.03
IV " " " 10 " "	25.9.	0.10
SI-11 Nabbetorp, Glomma elvebredd utenfor gravd område.	4.9.	1.7
SI-12 Nabbetorp, dam på gravd område	4.9.	64000
SI-14 Glomma ved Nabbetorp, elvebredd utenfor oppgravd område.	16.9.	0.15
SI-15 Vik nedenfor Nabbetorp	16.9.	0.05

De to prøvene fra elvebredden utenfor oppgravd område ved Nabbetorp (SI-11 og SI-14) viser 1.7 resp. 0.15 mg/l, d.v.s. forholdsvis lave konsentrasjoner, men allikevel klare indikasjoner på at overflateaktive stoffer fra området kommer ut i elven.

5. DISKUSJON

De kjemiske analysene har vist at de prøver, som er blitt testet m.h.t. effekter på fisk og alger inneholdt anioniske overflateaktive forbindelser, og at slike også spres fra lagringsplassene ved Unger fabrikker og kan påvises i Glomma.

En kjemisk karakterisering av prøver fra nedgravde tønner og vann fra området er utført av Senter for Industrieforskning (SI). (Sporstøl og Voat 1985). De analyserte avfallsprøvene inneholdt alkylarvl-sulfonsvrer, rettkjedede og forgrenede. Alkylbenzylsulfonsvrer ble også påvist i vannprøver fra elvebredden utenfor Sellebakk. Det foreliggende materialet tyder altså på at overflateaktive stoffer er den viktigste forurensningskomponenten fra fabrikkområdet.

Resultatene av de biologiske testene tyder ikke på at andre faktorer enn overflateaktive stoffer (og delvis lav pH-verdi) har medvirket til de effekter som er funnet på fisk og alger. En sammenligning med data fra tidligere tester av denne type forbindelser viser at giftvirkningen er i samsvar med hva som er kjent. I en sammenstilling av biologiske effekter av syntetiske vaskemidler, refererer Abel (1974) til 10 tester av effekter av lineære alkylbensensulfonater. LC_{50} -verdiene for fisk og evertebrater varierte fra 0.6 - 6.4 mg/l (middelverdi 2.9). For grenede alkylbensensulfonater (ABS) var LC_{50} -verdiene i 19 refererte undersøkelser 2.1 - 22 mg/l (middelverdi 9.9).

Effekten av prøve "14-15-16" på algen Selenastrum capricornutum etter nøytralisering kan sammenlignes med hva som er funnet ved en ringtest av algetestmetoder, hvor tensiden Natrium lauryl sulfat ble benyttet (Källqvist et al 1981). Den testmetode som ble brukt ved undersøkelsen av Unger-prøvene, ga for Natrium lauryl sulfat en EC_{50} -verdi på 110 mg/l. EC_{50} -verdien for nøytralisert filtersyreprøve ("14-15-16") kan anslås til 60-100 mg/l regnet som aktiv substans.

Det er imidlertid stor variasjon i følsomheten mellom forskjellige alger på overflateaktive stoffer og ved den nevnte ringtesten ble EC_{50} -verdier for Natrium laurylsulfat på ned til 2 mg/l funnet for en

marin alge. Cairns (1964) påviste 20% reduksjon av veksten til en ferskvannskiselalge (Nitzschia linearis) ved konsentrasjonen 1 mg/l av ABS.

Ved en vurdering av de konsekvenser som den påviste forurensningen av Glomma kan tenkes å ha må også andre tenkbare effekter enn direkte dødelighet av fisk trekkes inn. Vanligvis vil subletale effekter inntreffe ved lavere konsentrasjoner enn de som gir letalitet ved korttidstester. Ved de her rapporterte testene ble det f.eks. observert at fisken etter eksponering til subletale konsentrasjoner (5 og 0.5 mg/l) ikke tok til seg for.

Subletale effekter av overflateaktive stoffer er mindre undersøkt enn letaleffekter, men det finnes en del eksempler. Deufel (1965) rapporterer om økt forekomst av hudparasitter hos fisk i oppdrettsanlegg som følge av forurensning med overflateaktive stoffer. Konsentrasjonene var i området 0.1 - 1.7 mg/l i innløpsvannet og 0.05 - 0.4 i utløpsvannet.

Lemke og Mount (1963) fant ingen subletale effekter av alkylbensensulphonat på Bluegill (Lepomis macrochirus) ved konsentrasjonen 3 mg/l. I en undersøkelse av effekter på kjemoreseptorene (luktorganene) hos yellow bullhead (Ictalureas natalis) fant Bardach et al. (1965) at disse ble ødelagt ved en konsentrasjon av 0.5 mg/l av grenede og lineære sulfonsyrer (ABS og LAS). Svømme- og spiseadferden ble også påvirket. Skadet fisk ble ikke helt restituert i løpet av 6 uker i rent vann.

Abel (1974) refererer til flere undersøkelser som viser at fiskens foropptak reduseres ved subletale konsentrasjoner av overflateaktive stoffer. Dette kan ha sammenheng med de nevnte effektene på luktorganene og er for øvrig i samsvar med observasjonene ved testen av filtersyreavfall.

Pickering og Thatcher (1970) studerte kroniske effekter av LAS på fisk (Pimephales promelas) over en hel reproduksjonssykel. Det ble ikke funnet effekter på vekst eller klekking ved konsentrasjonen 2.7 mg/l, men overlevingen av yngel ble påvirket. Ved lavere konsentrasjoner ble det ikke påvist noen effekter og "no-effekt level" ble angitt til mellom 0.6 og 1.2 mg/l.

Av undersøkelser av subletale effekter på hvirvelløse dyr kan nevnes kroniske tester med LAS på marflo (Gammarus pseudolimnaeus), og to sneglearter (Campeloma decisum og Physa integra) (Arthur 1970). På

grunnlag av tester over tre generasjoner ble 0.2 - 0.4 mg/l foreslått som "acceptable level" for marflo. Tilsvarende verdi for sneglen C. decisum var 0.1 - 1 mg/l. For den andre sneglen ble det ikke funnet effekter i konsentrasjoner opp til 4 mg/l.

Av andre eksempler på subletale effekter på evertebrater, referert av Abel (1974) kan nevnes effekter på svømmeaktiviteten og respirasjonsbevegelsene til rur (Balanus balanoides) ved eksponering til LAS i 100 timer (Swedmark 1971) og reduksjon av vekst og overleving av larvene til et skjell (Mercenaris mercenaria) og østers larver i området 0.1 - 3 mg/l av ulike alkyl aryl sulphonater og alkyl sulphate. (Hidu 1965). Calabrese og Davis (1967) påviste effekter på befruktning av egg av østers ned til konsentrasjonen 0.025 mg/l av LAS. Utviklingen av blåskjell i overgangsstadiene forsinkes av 0.3 mg LAS/L og effekter på fertiliteten er funnet i konsentrasjoner over 0.05 mg/l (Granmo 1972).

Sammenfatningsvis kan man si at subletale effekter er konstatert ned til konsentrasjoner av overflateaktive stoffer (hovvedsakelig LAS) ned til konsentrasjoner av størrelsesorden 10 ganger lavere enn de som er akutt dødelige, men variasjonene er store avhengig av hvilke organismer som er undersøkt og andre forhold ved undersøkelsene. Det er få rapporter om effekter under 0.1 mg/l, men på marine organismer er det funnet effekter ned til 0.025 mg/l.

Ved en vurdering av eventuelle effekter av forurensningen med sulfonsyrer i Glomma bør også noen andre forhold trekkes inn. De lineære sulfonsyrene, som har den høyeste akutte gifteffekten, vil etter fortykning i resipienten raskt bli brutt ned til mindre giftige forbindelser. Brown et al. (1978) fant at giftigheten av metylenblå aktiv substans er 3-4 ganger lavere etter blanding med kloakk fra et aktivslam-anlegg enn før. Lignende resultater ble funnet av Swisher et al. (1964). Dette betyr at den kjemiske metoden for kvantifisering av overflateaktive stoffer i vann ikke gir noe entydig bilde av faren for giftvirkninger.

Nedbrytning av de mest skadelige forbindelsene kan kanskje også være forklaringen på at det ikke ble funnet noen skadelige effekter på fisken eller dens næringsdyr ved konsentrasjoner fra 2-4 mg/l i en undersøkelse av en forurenset elv i England (Hynes and Roberts, 1962), men det er også funnet eksempler på at fisk kan akklimatisere seg til lave konsentrasjoner av overflateaktive stoffer slik at de får lavere sensitivitet. (Lemke & Mount 1963, Hokanson & Smith 1971).

Glomma mottar forurensninger fra mange forskjellige kilder og muligheten for at sulfonsyreforurensningen kan forsterke effekter av andre forurensningskomponenter bør derfor også vurderes. Det er funnet bl.a. av Dugan (1967), Solon et al. (1969) og Solon & Nair (1970), at eksponering til overflateaktive stoffer kan øke fiskens følsomhet overfor noen pesticider. Årsaken er trolig at surfaktantene endrer opptakraten for disse miljøgiftene ved at permeabiliteten i membranene påvirkes.

EIFAC (1980) rapporterer om effekter av surfaktanter i kombinasjon med tungmetallforurensning. Det oppgis at effekten ved kombinasjon er mer enn additiv for kobber og kvikksølv, additiv for sink, og mindre enn additiv for krom. Dette gjelder imidlertid bare i konsentrasjoner hvor effekter er påvist for metallene alene.

Vannkvaliteten påvirker effekten av mange giftstoffer ved at forskjellige stoffer i vannet innvirker på giftstoffenes tilgjengelighet. For Natrium laurylsulfat er det f.eks. funnet at effekten på fisk er større i hardt enn i bløtt vann. (Towell et al. 1974). Ved en undersøkelse av effekter på alger var marine alger gjennomgående mer følsomme for Natrium laurylsulfat enn ferskvannsalgene (Källqwist 1981).

Ved et lokalt utslipp som det i Glomma er det grunn til også å se på organismenes evne til å unngå de forurensede området. Fisk har ofte evnen til å sanse lave konsentrasjoner av giftstoffer og reagere med unnvikelse. Sprague et al. (1969) viste at regnbueaure har evne til å oppdage og unnvike subletale konsentrasjoner på 0.37 mg ABS/l eller høyere. I letale konsentrasjoner, i dette tilfelle over 10 mg/l, viste fisken imidlertid ikke unnvikelsesreaksjoner.

På grunn av variasjoner i toksiske effekter mellom forskjellige typer av overflateaktive stoffer, samt betydningen av en rekke abiotiske og biotiske faktorer for surfaktantenes virkning i miljøet, er det ikke mulig å fastlegge et eksakt konsentrasjonsnivå for begynnende giftvirkninger. Av de undersøkelser som her er referert til, synes det imidlertid som det er lite grunn til å vente biologiske effekter i Glomma ved konsentrasjoner under 0.05 - 0.1 mg/l av overflateaktiv substans, d.v.s. ca. 100 ganger lavere konsentrasjon enn hva som ble funnet å gi akutt dødelighet ved testen med fisk.

Av de analyseresultater som foreligger fra Glomma ser det ut til at kun et meget begrenset område ved utløpet av dammen ved Sellebakk er belastet med konsentrasjoner over 0.1 mg/l. Konsentrasjoner over 0.05 mg/l er funnet ned til ca. 40 m nedstrøms utslippet fra dammen ved

prøvetaking 5 m fra land.

Ved Nabbetorp foreligger analyseresultater fra to prøver ved elvebredden utenfor det oppgravde området. Konsentrasjonene er her mye lavere enn de høyeste ved Sellebakk, men utbredelsen av området med konsentrasjoner over 0.5 - 0.1 mg/l er ikke kjent. Fra målingene ved Sellebakk kan man vente at forurensningen av filtersyre som siger ut fra det oppgravde området følger elvebredden nedstrøms og forholdsvis raskt fortynnes ned til konsentrasjoner som ikke vil gi påvisbare effekter.

På grunn av de gunstige fortynningsforholdene og store vannmassene i Glomma er det neppe grunn til å regne med at filtersyreforurensningen vil gi biologiske skadevirkninger i estuaret som helhet, selv når muligheten for additive effekter med andre forurensningskomponenter i området trekkes inn. Lokale skadevirkninger ved elvebredden må imidlertid påregnes ved Sellebakk og eventuelt ved Nabbetorp.

En vet idag neppe tilstrekkelig om samvirket mellom små (subletale) konsentrasjoner av forskjellige giftstoffer. Glomma har idag tilførsler fra mange forurensningskilder og selv om disse enkeltvis ikke overskrider terskelnivået for giftvirkning bør en stadig ha for øyet at de til sammen kan utgjøre en trussel for miljøet.

6. REFERANSER

- Abel, P.D., 1974: Toxicity of synthetic detergents to fish and aquatic invertebrates. J. Fish Biol. Vol. 6, pp. 276-298.
- Arthur, J.W., 1970: Chronic effects of linear alkylate sulphonate detergent on *Gammarus pseudolomnaeus*, *Campeloma decisum* and *Physa integra*. Wat. Res. Vol. 4, pp. 251-257.
- Bardach, J.E., Fujiya, M. and Holl, A., 1975: Detergents: effects on the chemical senses of the fish *Ictalurus natalis* (le Seur). Science, N.Y. Vol. 148, 1605-1607.
- Brown, V.M., F.S.H. Abram and L. Collins, 1978: The acute lethality to rainbow trout of an LAS surfactant and of its residues and degradation products. Tenside Detergents 15: 57-59.
- Cairns, J., A. Scheier, and N.E. Hess, 1964: The effects of alkylbenzene sulphonate on aquatic organisms. Ind. Wat. Wastes, Vol. 9, pp. 22-28.

- Calabrese, A. and H.C. Davies, 1967: Effects of soft detergents on embryos and larvae of the American oyster. Proc. natn. Shellfish Ass. Vol. 57, pp. 11-16.
- Deufel, J. 1965: Schaden in Forellenzuchtanstalten durch subletale Mengen waschaktiver Substanzen. Der Fischwirt Vol. 15, pp. 169-171.
- Dugan, P.R., 1967: Influence of chronic exposure to anionic detergent on the toxicity of pesticides to fish. J. Wat. Pollut. Control. Fed. Vol. 39, pp. 63-71.
- EIFAC, 1980: Water quality criteria for freshwater fish. Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water. EIFAC Tech. Pap. 37, 49 pp.
- Granmo, Å, 1972: Development and growth of eggs and larvae of *Mytilus edulis* exposed to an linear dodecylbenzene sulphonate. Mar. Biol. Vol. 15, pp. 356-358.
- Hidu, H., 1965: Effects of synthetic surfactants of the larvae of clams (*mercenaria mercenaria*) and oysters (*Crassostrea virginica*). J. Wat. Pollut. Control Fed., Vol. 37, pp. 262-270.
- Hokanson, K.E. F. and L.L. Smith, 1971: Some factors influencing the toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) to the bluegill. Trans. Am. Fish. Soc. Vol. 100, pp. 1-12.
- Hynes, H.B.N. and Roberts, F.W., 1962: The biological effects of synthetic detergents in the River Lee, Hertfordshire. Ann.appl. Biol, 50. 779-90. From Jones, J.R.E. 1964: Fish and river pollution. Butterworths, London 1964, 203 pp.
- Källqvist, T., K. Ormerod and O. Sortkjær, 1981: Miljøgifters virkning på planktonalger og andre, heterotrofe mikroorganismer. NORDFORSK Ekotoxikologiska metoder för akvatisk miljö. Rapport 25, 55 pp.
- Källqvist, T., 1984: Biotester. I K. Vennerød (red.): Vassdragsundersøkelser, en metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, pp. 252-267.
- Lemke, A. E. and D.I. Mount, 1963: Some effects of alkylbenzene sulphonate on the bluegill, *Lepomis macrochirus*. Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 92, pp. 373-378.

- Pickering, Q.H. and T.O. Thatcher 1970: The chronic toxicity of linear alkylate sulphonate (LAS) to *Pimephales promelas* Rafinesque. *J.Wat. Pollut. Control Fed.* Vol. 42, pp. 243-254.
- Solon, J.M., J.L. Lincer and J.H. Nair, 1969: The effects of sublethal concentrations of LAS on the acute toxicity of various insecticides to the fathead minnow (*Pimephales promelas* Raphinesque). *Wat. Res.* Vol. 3, pp. 767-775.
- Sporstøl, S. og N. Vogt, 1965: Kjemisk analyse av prøver fra Unger Fabrikker. Senter for Industrieforskning rapport nr. 455 1001-1, 48 pp.
- Sprague, J.KB. and D.E. Dury, 1969: Avoidance reactions of salmonid fish to representative pollutants. In: Jenkins, S.H. (ed.): *Advances in Water Pollution Research. Proc. 4th. Int. Conf., Prague.*
- Swedmark, M., B. Braaten, E. Emanuelsson and Å. Granmo, 1971: Biological effects of surface-active agents on marine animals. *Mar. Biol.* Vol. 9, pp. 183-201.
- Swisher, R.D., J.T.O. Rourke and H.D. Tomlinson, 1964: Fish bioassays of linear alkylate sulphonates (LAS) and intermediate biodegradation products. *J. Amer. Oil Chem. Soc.* Vol. 41, pp. 746-752.
- Towel, P.W.A., C. Newsome and D. Mowes, 1974: Effect of water hardness on the toxicity of anionic detergents to fish. *Wat. Res.* Vol. 8, pp. 291-296.