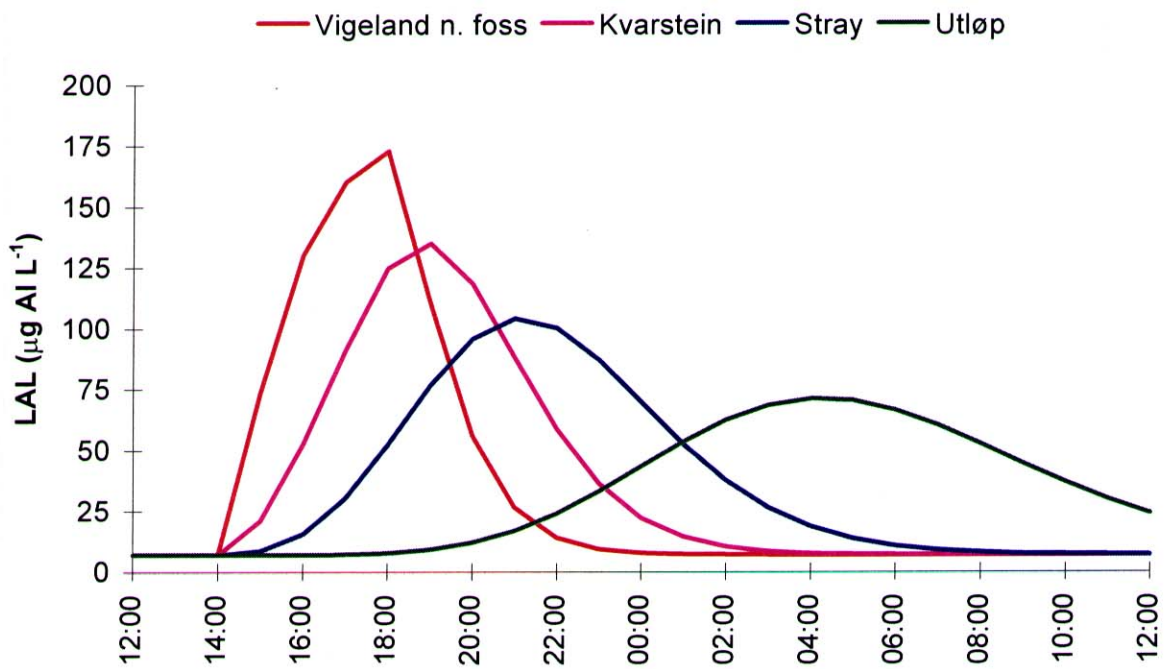


Konsekvens utredning laksedød Otra 1997



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel KONSEKVENSENS UTREDNING LAKSEDØD OTRA	Løpenr. (for bestilling) 3806 - 98	Dato DES 1997
	Prosjektnr. 0 - 9 7 1 3 8	Sider Pris 86
Forfatter(e) Karl Jan Aanes Espen Lydersen	Fagområde Vassdragsundersøk.	Distribusjon
	Geografisk område Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Otra Laxefiskelag	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Den 27 juli 1997 ble det sluppet ut ca 10 m³ av fellingskjemikaliet Hypax 18 (Al₂(OH)5Cl)_x i Otra. Utslippet skjedde like oppstrøms den lakseførende strekningen i vassdraget og medførte en betydelig fiskedød i elven. Foreliggende rapport gir innledningsvis en oversikt over den miljøbelastning som har vært og er bestemmende for vannkvaliteten på dette avsnittet av vassdraget og beskriver deretter årsakssammenheng for den fiskedød som oppstod og fremtidige konsekvenser for laksestammen i Otra. NIVA's vurdering bygger på materiale fra feltarbeide foretatt i vassdraget den 31/7 og 1/8 1997, samt på data om vannkvaliteten i perioden like etter fiskedøden, og på data fra det statlige programmet for forurensingsovervåking som pågår i Otra. Utslippet har påvirket vannkjemien i elva i ca ett døgn. Beregninger viser at konsentrasjon av total aluminium har variert fra maksimalt 1800 µg Al /L nær utslippet til ca 700 µg Al /L ved utløpet i Kristiansand. Tilsvarende har surheten i elva sannsynligvis vært nede i ca pH 5.2 oppe ved Vigeland, og ved utløpet ned mot pH ≈ 5.5. Akutt giftighet, som skyldes høye konsentrasjoner av løst uorganisk labilt aluminium (LAL), ble påvist i alle fall ned til broen ved Kvarstein, men vi kan ikke utelukke fiskedød på strekningen ned til utløpet, da vannkjemien også på denne strekningen ikke har vært optimal. Så langt det har vært mulig er det prøvd å gi en vurdering av omfanget av de skadene som oppstod på fiskebestandene og deres næringsgrunnlag på kort og på lang sikt.

Fire norske emneord 1. Forurensningsovervåking Otra 2. Giftutslipp 3. Laksedød 4. Polyaluminiumhydroksyklorid (Al ₂ (OH)5Cl) _x	Fire engelske emneord 1. Pollution monitoring in Otra, 2. Toxic effluents 3. Salmon killing 4. Polyaluminiumhydroksyklorid (Al ₂ (OH)5Cl) _x
--	---


 Karl Jan Aanes
 Prosjektleder

ISBN 82 - 557 - 3382 - 2


 Dag Berge
 Forskningsjef

Norsk institutt for vannforskning
Oslo

0 - 9 7 1 3 8

KONSEKVENNS UTREDNING

LAKSEDØD

OTRA

1997

Oslo

Prosjektleder :

Medarbeidere :

Desember 1997.

Karl Jan Aanes

Einar Kleiven

Anne-May Lien

Espen Lydersen

Torulv Tjomsland

Forord

Foreliggende rapport beskriver årsakssammenheng for fiskedød og fremtidige konsekvenser for laksestammen i Otra etter gift-utslipp fra Hunsfoss' fabrikkområde den 27 juli 1997.

NIVA's undersøkelse bygger på innsamlet materiale fra vårt feltarbeide foretatt i vassdraget den 31/7 og 1/8 1997. Vi har videre brukt tilgjengelige data om:

- I) Den fysisk - kjemiske vannkvaliteten fra vannprøver som ble hentet inn av lokale observatører i perioden like etter fiskedøden, og*
- II) På resultater fra veterinærmedisinske analyser foretatt på et utvalg av den døde fisken som ble samlet inn.*
- III) Det aktuelle vassdragsavsnittet av Otra hvor giftutslippet fant sted inngår i det statlige program for forurensingsovervåkning. Data herfra er benyttet i vår vurdering der det har vært aktuelt.*

Vår oppdragsgiver er Otra Laxefiskelag, og prosjektet ble gitt NIVA ved undertegnede den 30. juli av lagets formann Tønnes Sindland.

Under prosjektperioden har vi hatt svært god hjelp av Laxefiskelagets sekretær Svein Knutsen som har vært behjelpelig med å skaffe frem nødvendig underlagsmateriale og som veiviser langs vassdraget under feltarbeidet. I den sammenheng vil vi også rette en takk til Erling Sandø og Helge Foss. Disse var til stor hjelp under selve feltarbeidet blant annet ved valg av supplerende lokaliteter for prøvetaking utover det stasjonsnett som rutinemessig inngår i det statlige overvåkingsprogrammet for nedre deler av Otra. Feltarbeidet ble utført av Einar Kleiven ved NIVA's Sørlandsavdeling i Grimstad og Karl Jan Aanes NIVA, Oslo. Bunndyrmaterialet er utplukket og sortert av Anne-May Lien.

Under rapporteringen har vi hatt samarbeide med Veterinærinstituttet i Oslo ved Bjarne Bjørshol, Fylkesmannens miljøvern avdeling i Vest-Agder ved Tor Kviljo, Norsk Hydro ved Frode Vaksvik og Hunsfos Fabrikker AS ved Arnfinn Eidet. Videre har Torulf Tjomsland NIVA, Oslo vært behjelpelig under det hydrologiske modellarbeidet. Alle takkes for velvillig assistanse. Rapporten er skrevet av undertegnede med bidrag fra Espen Lydersen NIVA Oslo, som har vurdert og beskrevet de kjemiske forholdene i rapporten som fokuserer på aluminiumskjemi og giftighet overfor fisk.

Oslo, desember 1997

*Karl Jan Aanes
prosjektleder*

INNHOLDSFORTEGNELSE	Side :
Forord	3
Innholdsfortegnelse	4
1. Sammendrag og konklusjon	5
2. Innledning	9
2.1 Bakgrunn	9
2.2 Giftutslipp 28. juli 1997. Hendelsesforløp	10
2.3 Områdebeskrivelse	11
3. Vannkjemi	14
3.1 Generelt om den fysisk-kjemiske vannkvaliteten i Otra nedstrøms Venneslafjorden	14
3.1.1 Forsuring	14
3.1.2 Aluminium og forsuring	17
3.1.3 Organisk stoff	18
3.1.4 Næringssalter	19
4. Giftutslipp den 28. juli 1997.	
Sammenheng mellom kjemisk og biologiske effekter	22
4.1 Innledning - bakgrunnsinformasjon	23
4.2 Teoretisk beskrivelse av hendelsesforløpet	27
4.2.1 Bakgrunn for beregningene	27
4.2.2 Rekonstruksjon av hendelsesforløpet	32
4.3 Oppsummering	40
5 Biologiske forhold	42
5.1 Laksefiske Fangststatestikk og utvikling på 90 - tallet	42
5.2 Effekter av giftutslippet den 28. juli	43
5.2.1 Inntrykk fra fiskere om forholdene i elven dagene før utslippet	43
5.2.2 Registreringer av død fisk mandag den 28 juli og dagene etter.	45
5.2.3 Observasjoner i Otra av dykker i området ved Vigeland Hovedgård	46
5.3 NIVA's undersøkelser, materiale og metoder bunndyr og fisk	46
5.4 Fisk	48
5.4.1 Resultater	48
5.5 Bunndyr	50
5.5.1 Resultater	53
6 Diskusjon	61
6.1 Innledning	61
6.2 Skadeomfang	61
6.2.1 Effekter på næringsgrunnlaget for fisken i vassdraget	61
6.2.2 Effekter på oppvandret laks og sjøørret	62
6.2.3. Effekter på ungfiskbestandene av laks og sjøørret som var i vassdraget når utslippet fant sted	62
6.2.4 Effekter på fremtidig økonomisk avkastning av laksefiske i Otra	63
7 Referanser	64
8 Vedlegg	70

Sammendrag og konklusjon

Mandag den 28 juli 1997 ble det sluppet ut ca 10 m³ av fellingskjemikaliet Polyaluminiumklorid (Hypax 18) til Otra fra Hydrogas Norge AS' forsøksanlegg på bedriftsområdet til Hunsfos Fabrikker AS. Utslippet medførte en betydelig fiskedød i vassdraget nedstrøms utslippsområdet og effekten var etterhvert synlig mange km nedover i elven.

NIVA ble den 30 juli bedt om å assistere Otra Laxsefiskelag med å fastlegge omfanget av skadene i den lakseførende delen av vassdraget, samt beskrive årsakssammenhenger og fremtidige effekter for fiskestammene på dette vassdragsavsnittet. Feltarbeidet ble gjennomført den 31/7 og den 1/8.

NIVA's undersøkelse bygger på innsamlet materiale fra vårt feltarbeide foretatt i vassdraget etter giftutslippet. Vi har videre brukt tilgjengelige data om: Den fysisk - kjemiske vannkvaliteten fra vannprøver som ble hentet inn av lokale observatører i perioden like etter fiskedøden, og på resultater fra veterinærmedisinske analyser foretatt på et utvalg av den døde fisken som ble samlet inn. Det aktuelle vassdragsavsnittet av Otra hvor giftutslippet fant sted inngår i det statlige program for forurensingsovervåkning. Data herfra er benyttet i vår vurdering der det har vært aktuelt.

Det har de siste årene vært en betydelig innsats for å bedre vannkvaliteten i denne delen av Otra ved ulike rensetekniske tiltak. Samtidig har årsmiddel-pH i løpet av perioden 1992-1996 økt fra omkring pH 5,3 til rundt 5,8 dels som et resultat av at surheten i nedbøren i denne landsdelen de siste årene har avtatt noe. Rapporten gir en oversikt over den miljøbelastning som har vært og er bestemmende for vannkvaliteten på dette avsnittet av Otra. Deretter behandles effektene av forurensingsepisoden den 28. juli 1997.

Responser på de bedre forholdene i vannkvaliteten har blant annet vist seg ved at laks og sjørøret nå igjen har etablert seg på de tidligere lakseførende delene av Otra.

Vi har beregnet de vannkjemiske endringene i Otra som følge av HYPAX 18 utslippet, basert på gitte forutsetninger om vannføring (51.8 m³/sek ved Vigeland) og at det meste av utslippet fant sted mellom kl 1400 og 1800 samt de fysisk/kjemiske opplysningene vi har fått om HYPAX 18 (Al₂OHCl_{5x} - polymer), både gjennom produktbeskrivelsen og informasjon fra Hydrogass Norge AS.

Til å modellere hendelsesforløpet i Otra nedstrøms utslippet ved Hunsfos Fabrikker AS til utløpet i Kristiansandsfjorden (16,5 km), har vi benyttet oss av en simuleringsmodell for vannkvalitet i elver, QUAL2E (Tjomsland 1993).

Utslippet har påvirket vannkjemien i elva i ca ett døgn. Total aluminiumkonsentrasjon i elva har variert fra maksimalt 1800 µg Al /L nær utslippet til ca 700 µg Al /L ved utløpet.

Akutt giftighet er påvist i alle fall ned til Kvarstein bru. Dette skyldes høye konsentrasjoner av løst uorganisk labilt aluminium (LAL).

Surheten i elva har sannsynligvis vært nede i ca pH 5.2 oppe ved Vigeland, og noe høyere nedover i vassdraget, sannsynligvis en nedgang til pH ≈ 5.5 ved utløpet.

Vi kan ikke utelukke fiskedød på strekningen nedstrøms Stray hovedgård til elvemunningen, siden vannkjemien også på denne strekningen ikke har vært optimal.

Mest sannsynlig vil det meste av den fisken som ble påvirket av HYPAX 18, men ikke døde, relativt raskt reparere skadene og sannsynligvis være upåvirket av hendelsen etter noen dager.

Nedre Otra var tidligere en god lakseelv med registrerte årlige fangster av laks på opp mot 11 tonn. Fra 1955 og frem til 90 tallet har fangstene vært ubetydelige og den gamle bestanden av Otra laks ble utryddet på grunn av industriforurensinger og sur nedbør.

På slutten av åttitallet/begynnelsen av nittitallet ser det ut til å være et skifte i den fysisk-kjemiske vannkvaliteten som igjen gjør det levelig for laks og sjørret i nedre deler av Otra. Laksefiske tar seg opp og organisert salg av fiskekort tar til igjen i 1992. Det er i de siste årene i snitt solgt fiskekort for ca 250.000 kr, og fangststatistikken viser at det i perioden fra 1992 og frem til i dag igjen har vært fisket til dels betydelige mengder laks i Otra.

Før utslippet den 28. juli har fiskerne som regelmessig fisker i den lakseførende delen av Otra gitt oss den tilbakemelding at bestandene av fisk da var gode og at fisketettheten sammenlignet med tidligere år hadde økt. De fleste fiskerne ferdes i området fra Sødal til Vigeland og i hele dette området ble det registrert mye yngel og småfisk.

Den første observasjonen som tyder på at noe er galt gjøres kl 17 vel en time før tanken med polyaluminiumsklorid er helt "tømt". Vannet i Otra utenfor Vigeland Bruk er da turbid og grågrønt på farge. Klokken 1930 plukkes den første døde laksen opp fra elvebredden og det observeres at store mengder yngel/småfisk har samlet seg helt inne ved bredden og nærmest prøver å komme ut av vannet. Flere av disse dør etterhvert. Fisk som er i live kan lett plukkes opp av vannet med hendene. Reaksjonsmønsteret er typisk ved Al-forgiftning (kvelning).

Utover mandagskvelden registreres det stadig mere og mere død fisk av laks i alle størrelser samt en del død ørret og ål. En del større laks står i bakevjer og i roligere partier av elven og kan lett fanges med hendene. Den laksen som fortsatt er levende har gule/hvite gjeller og svømmer på skrå med hodet dels over vannflaten. Vannprøver tas ut kl 2130 i området på motsatt side av Vigeland Hovedgård. Vannprøver og noe død fisk leveres Miljøvernadv. i Vest-Agder tirsdag morgen.

I de optellingene som er gjort er det registrert mest død fisk på strekningen fra broen ved Kvarstein og opp til Vigeland. Denne elvestrekningen som nok også er det mest verdifulle produksjonsområde for laksen i Otra ble i dagene etter giftutslippet karakterisert av lokalkjente som død. Her hvor det før vrimlet av småfisk var det nå i dagene etter utslippet bare en og annen fisk å se. Borte var også det store vakbildet som var vanlig å se utover ettermiddagen og kvelden.

NIVA's feltarbeide i vassdraget den 31. juli og 1. august ble konsentrert om så langt det var mulig å beskrive de biologiske endringene som hadde funnet sted i vassdraget. Det ble fokusert på å få et godt bilde av I: Ungfiskbestandene av laks og ørret ved hjelp av elektrofiske på 10 stasjoner nedstrøms utslippspunktet, og II: eventuelle endringer i bunndyr-samfunnenes sammensetning for derved blant annet å kunne få opplysninger om eventuelle mulige fremtidige effekter på næringsgrunnlaget for fisken etter utslippet.

Før våre undersøkelser av fiskebestandene nedstrøms Vigelandsfossen var det av enkelte reist tvil om vannkvaliteten i Otra var så god at laks og ørret kunne reprodusere. Det er derfor viktig å understreke at våre undersøkelser bekrefter at laksen som gyter i Otra produserer avkom som greier å vokse opp i vassdraget frem til smoltifisering. Et annet viktig trinn for å kunne få egenprodusert laks tilbake til vassdraget er at smolten som vandrer ut må greie overgangen til et liv i saltvann. Dette er et viktig forhold det også er reist spørsmål om. Men med den fangststatistikken som en har f.eks fra sesongen 1997 mener vi det er sannsynlig å anta at store deler av denne fisken er produsert i Otra.

Sammenligner vi resultatene våre fra el-fiske den 31. juli og 1. august med tettheter for ungfisk av laks og ørret i andre sørlandselver er verdiene lave. I enkelte av områdene som ble avfisket var tilsvarende tetthet av laks 0 til 1 pr 100 m². Vanligvis regner man at den normale tettheten i et lakseførende vassdrag samlet for ungfisk av laks og ørret vil være mellom 30-50 stk /100 m² og på gode lokaliteter opp til 100 stk /100 m².

Bunndyrprøver som var samlet inn i forbindelse med den statlige rutine overvåkingen av vassdragsavsnittet nedstrøms Venneslafjorden 9. juli samme år er brukt som referanse for å kunne måle eventuelle endringer i bunndyrsamfunnene som en følge av giftutslippet på vassdragsavsnittet ved Vigeland Gård og ved Haus nedstrøms Kvarstein bro.

Resultatene fra bearbeidelsen av dette materialet viser at størst effekt har utslippet hatt i den øverste delen av den lakseførende strekningen hvor tettheten av bunndyr for de fleste gruppene har gått tilbake. Lengre nede i vassdraget ved Haus er det motsatte tilfelle. Det kan se ut som en del bunndyr har latt seg drive med vannet nedover og etablert seg på avsnitt noe lengre nede i vassdraget under og etter forurensingsepisoden.

Giftutslippet førte til en sterk reduksjon av ungfiskbestandene i vassdraget. For den fisken som overlevde giftutslippet skulle derimot næringstilbudet være tilstrekkelig. En reetablering av bunndyrsfaunaen utover sensommeren og høsten antas å gi et næringstilbud tilnærmet det som ellers ville ha vært uten utslippet, for den yngelen som blir klekket våren 1998.

Omfanget av de skadene som utslippet ga har både en kortsiktig og en langsiktig effekt hvor de siste er de mest alvorlige.

De kortsiktige effektene er knyttet til den laksen og sjørreten som hadde vandret opp i elven og som døde. Dette påvirket utbytte for de som fisket i elven i resten av sesongen 1997, den samlede fangststatistikken for dette året og derved rangeringen i den årlige sammenligningen med de andre norske lakseelvene. Videre kan giftutslippet ha ført til reduserte inntekter fra salget av færre fiskekort. Dette som følge av den negative omtalen denne episoden ga laksefisket i Otra og tvilen som ble reist om laksen som man eventuelt fikk var spiselig som menneskemat etter utslippet.

De langsiktige effektene er knyttet til at gytebestanden høsten 1997 trolig er mindre enn den kunne ha vært, og har en annen sammensetning enn den ville ha hatt uten giftutslippet. Dette vil gi en lavere yngelproduksjon som så igjen kan føre til en redusert oppgang av laks når denne årsklassen vender tilbake til vassdraget. Ved at den delen av gytebestanden som vandrer tidlig opp i Otra ble slått ut kan dette resultere i at vi får en senere oppgang av laks når den yngelen vender tilbake til vassdraget for å gyte. Mye av den laksen som døde var

førstegangsgytere, dette kan påvirke snittvekten ved at oppgangen av mellom og storlaks i årene som kommer blir mindre.

Uhellet ga en drastisk reduksjon i bestanden av ungfisk av laks og sjøørret. Dette har satt den restituerende av laksestammen som nå var påbegynt og godt igang et godt stykke tilbake noe som gjør at skadeomfanget av dette utslippet har betydelige konsekvenser for det fremtidige laksefisket i Otra. Flere årsklasser er rammet og effektene vil en se i en redusert tilbakevending av laks og sjøørret i årene som kommer. Tiden det vil ta å bygge opp laksestammen igjen til det den var før uhellet vil avhenge av hvor stor del av bestanden som er i havet.

I tillegg til de biologiske effektene vil skadene på laksestammen resultere i økonomiske tap i form av reduserte inntekter fra salg av fiskekort i 1997 og i årene fremover. Potensielle inntekter fra andre aktiviteter som har tilknytning til fritidsfiske (salg av utstyr, overnatting mm.) vil også bli påvirket. Uhellet vil føre til økte utgifter til kultivering mm for å motvirke skadene på laksestammen så mye som mulig. Merutgifter knyttet til en økt overvåkning i årene som kommer vil det også bli for å se i hvilken grad laksen klarer å restituere seg etter utslippet. Naturlig vil det være gunstig i tiden fremover å styrke elvens omdømme som lakseelv etter episoden med fiskedød i 1997.

2. Innledning

Mandag den 28 juli 1997 ble det sluppet ut ca 10 m³ av fellingskjemikaliet Polyaluminiumklorid med handelsnavn HYPAX 18 til Otra fra Hydrogas Norge AS' forsøksanlegg på bedriftsområdet til Hunsfos Fabrikker AS. Utslipet medførte en betydelig fiskedød i vassdraget nedstrøms utslippsområdet og effekten var etterhvert synlig mange km nedover i elven.

NIVA ble den 30 juli bedt om å assistere Otra Laxefiskelag med å fastlegge omfanget av skadene i den lakseførende delen av vassdraget, samt beskrive årsakssammenhenger og fremtidige effekter for fiskestammene på dette vassdragsavsnittet. Feltarbeidet ble gjennomført den 31/7 og den 1/8. I denne perioden ble det også gjennomført møter med de impliserte for gjensidig informasjon.

2.1 Bakgrunn

Det har de siste årene vært en betydelig innsats for å bedre vannkvaliteten i denne delen av Otra. Det er særlig tre forhold som har hatt stor betydning. Det ble i 1992 lagt en avskjærende lening fra Vennesla som samlet den kommunale kloakken mellom Kristiansand og Vennesla og ledet denne bort fra elva i en egen ledning. Videre fikk vi en betydelig bedring i vannkvaliteten fra 1995 da det ble investert store summer i en avløpsledning fra Hunsfos Fabrikker AS og ut til sjøen. Dette er de viktigste bidragene de siste årene til at vannkvaliteten er blitt bedre. Særlig har avløps-ledningen fra Hunsfos Fabrikker AS her hatt stor betydning. Men parallelt med dette viser våre målinger at surheten i nedbøren i denne landsdelen også har avtatt noe de siste årene (NIVA 1996).

Responser på de bedre forholdene i vannkvaliteten har blant annet vist seg ved at laks og sjøørret nå igjen har etablert seg i de nedre delene av Otra. Parallelt med bedringen i forurensingssituasjonen de siste årene har det også vært lagt ned en betydelig innsats for å legge forholdene til rette for friluftslivsaktiviteter langs elva.

Otra laxefiskerlag ble stiftet av fiskerettshavere langs elva i 1949. Allerede den gang var elva begynt å bli betydelig forurenset og mange fryktet nok den gang for laksens fremtid. Laksefiske fortsatte å avta og etter 1955 har fangstene vært ubetydelige. Laksestammen var da utryddet på grunn av den dårlige vannkvaliteten som følge av forurensningene i vassdraget. Den lakseførende delen av Otra var nå ikke lenger tjenlig som gyte- og oppvekstområde for laks (Rosseland 1968, Brabrand 1989). Den fisk som en sporadisk har kunnet fange i årene etter skyldtes feilvandring av laks fra andre elver og oppvandring av rømt oppdrettsfisk samt noe tilbakevandring fra utsetting av laksesmolt.

Med forventningene om en bedret vannkvalitet i den lakseførende delen av Otra, som følge av igangsetting av ulike rensetekniske tiltak, øker aktiviteten til Otra Laxefiskelag. Laget vitaliseres og omorganiseres, man tilrettelegger og organiserer fiskekortsalg og starter i samarbeid med de lokale fiskeforeningene et kultiveringsarbeide. Fangsttallene for elva øker og når i 1994 samlet for laks og sjøørret hele 4183 kg, og inntektene fra salg av fiskekort øker tilsvarende og når i 1995 kr 281.410,-. Årsmøtet i laget ga i 1995 styret fullmakt til å engasjere ekstern bistand til å utarbeide en driftsplan for Otrax lakseførende del. Den 1. okt. samme år ble Svein Knutsen ansatt for en periode på 3 år som prosjektleder for dette arbeidet.

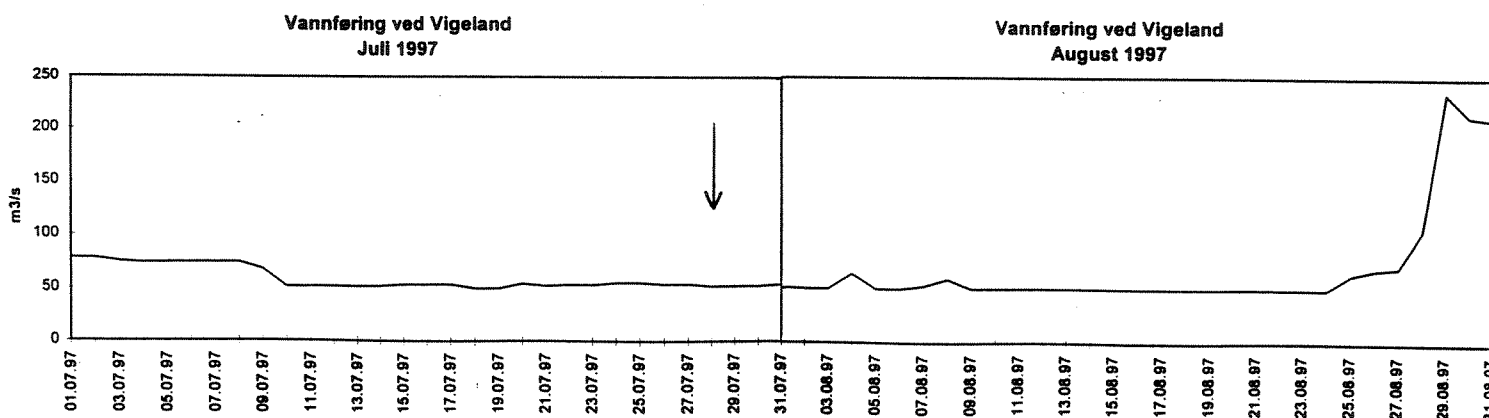
2.2 Giftutslipp 28. juli 1997

Hendelsesforløp

Hydrogas Norge AS hadde i perioden før utslippet gjennomført fellingsforsøk ved avløpsanlegget til Hunsfos Fabrikker AS for å bedre rensingen av bedriftens avløpsvann. Kjemikaliet som var benyttet har handelsnavnet Hypax 18 (cas nr 1327-41-9). Den aktive bestanddelen i dette produktet er: Polyaluminiumklorid. Kopi av produktdatabladet for Hypax er gitt i vedlegget bak i rapporten. Fellingsforsøket var avsluttet og mandag den 28. juli skulle utstyret demonteres og klargjøres for henting og transport. Hydrogas benyttet sine egne fagfolk til dette arbeidet. Ved ankomst mandag morgen viser det seg at bare ca. 20 av de opprinnelige 30 tonnene med 30% (vekt) aluminiumsklorid var brukt til forsøket og resten måtte tømmes før tanken kunne transporteres vekk. Dette var de ikke blitt informert om på forhånd. Den opprinnelige pumpen som var installert under forsøket var allerede demontert og sendt til Oslo. Det ble arbeidet med å finne en erstatningspumpe i samarbeide med Hunsfos Fabrikker AS uten at dette lyktes. Det ble også prøvd ved hjelp av hevert å tappe innholdet i tanken over i renseanlegget til bedriften uten at dette virket. Som en siste utvei ble det da av personalet fra Hydrogas Norge AS besluttet å lede Polyaluminiumskloriden fra tanken til avløpsanleggets overløp som går direkte til Otra. Hunsfos Fabrikker AS ble ikke rådspurt i denne sammenheng og ble først kjent med det som hadde funnet sted dagen etter.

Før denne løsningen ble valgt hadde Hydrogas sine folk på stedet beregnet at med den dimensjonering det var på avløpet fra tanken ville dette gi et tilsig av Polyaluminiumklorid til Otra på ca. 1 m^3 i timen. Vannføringen var da i Otra ved utslippsstedet ca. $51.8\text{ m}^3/\text{s}$ (fig.1) (Otteraaens Brukseierforening pers medl.). Dette ville gi en fortykning på ($1 : 1.864.800$) noe man antok ikke ville skape problemer i vassdraget. Utslippet pågikk i perioden fra kl 1130 til kl 1800. I perioden frem til kl 1300 ble tankens innhold forsøkt tømt via en hevert til overløpet, men virkningen her ga liten reduksjon i tanken. Etter å ha jobbet litt med denne løsningen ble det valgt å la utløpet fra tanken gå til etablert slange som munnet ut direkte i elven. Enkeltobservasjoner, i utslippsområdet mens tømmingen pågikk, tydet ikke på at utslippet skapte noen problemer så langt man kunne se.

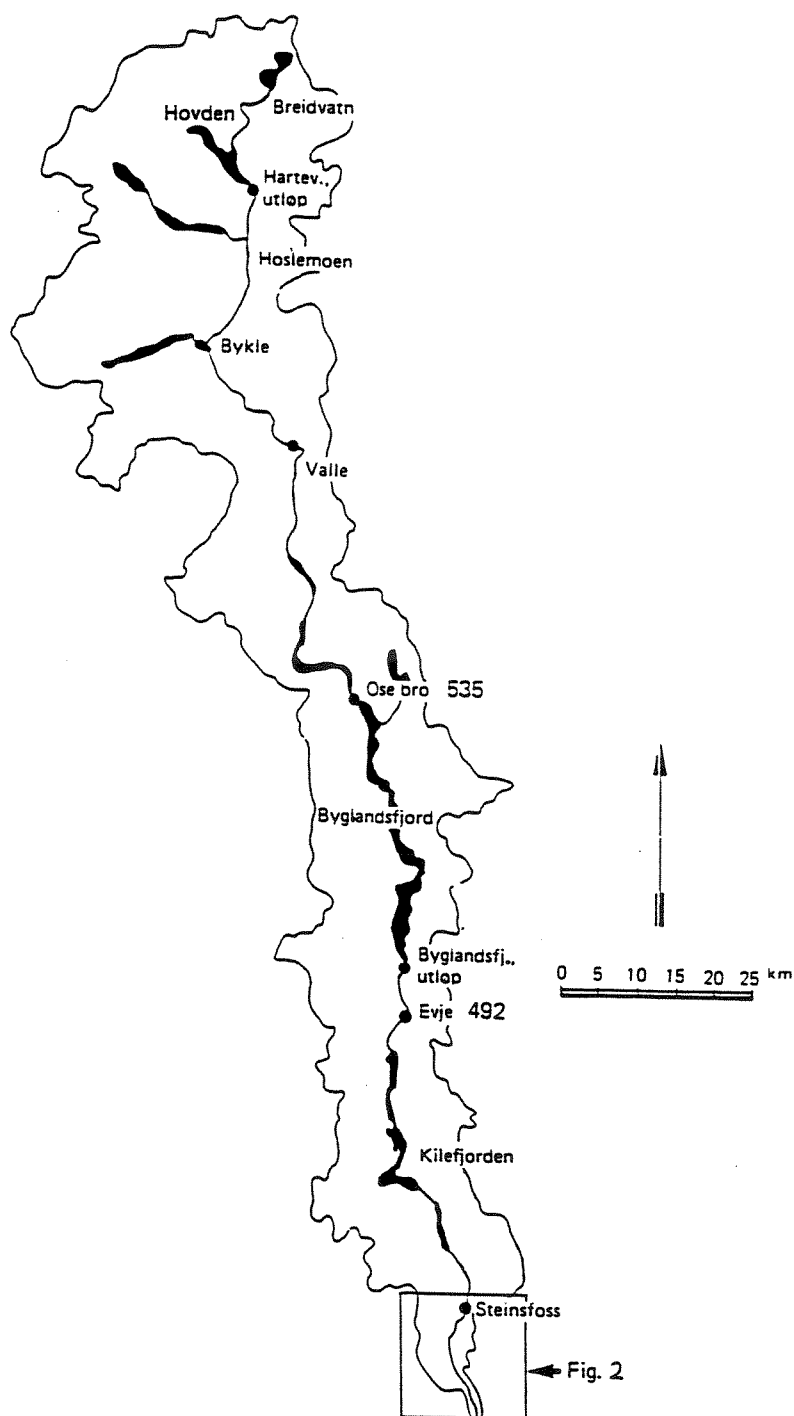
I ettertid viser det seg at firmaets datablad for produktet Hypax 18 ikke er dekkende når det gjelder informasjon om produktets akuttgiftighet for organismer i ferskvann. Uavhengig av dette er det klart at produktet er klassifisert som spesialavfall og burde vært behandlet deretter.



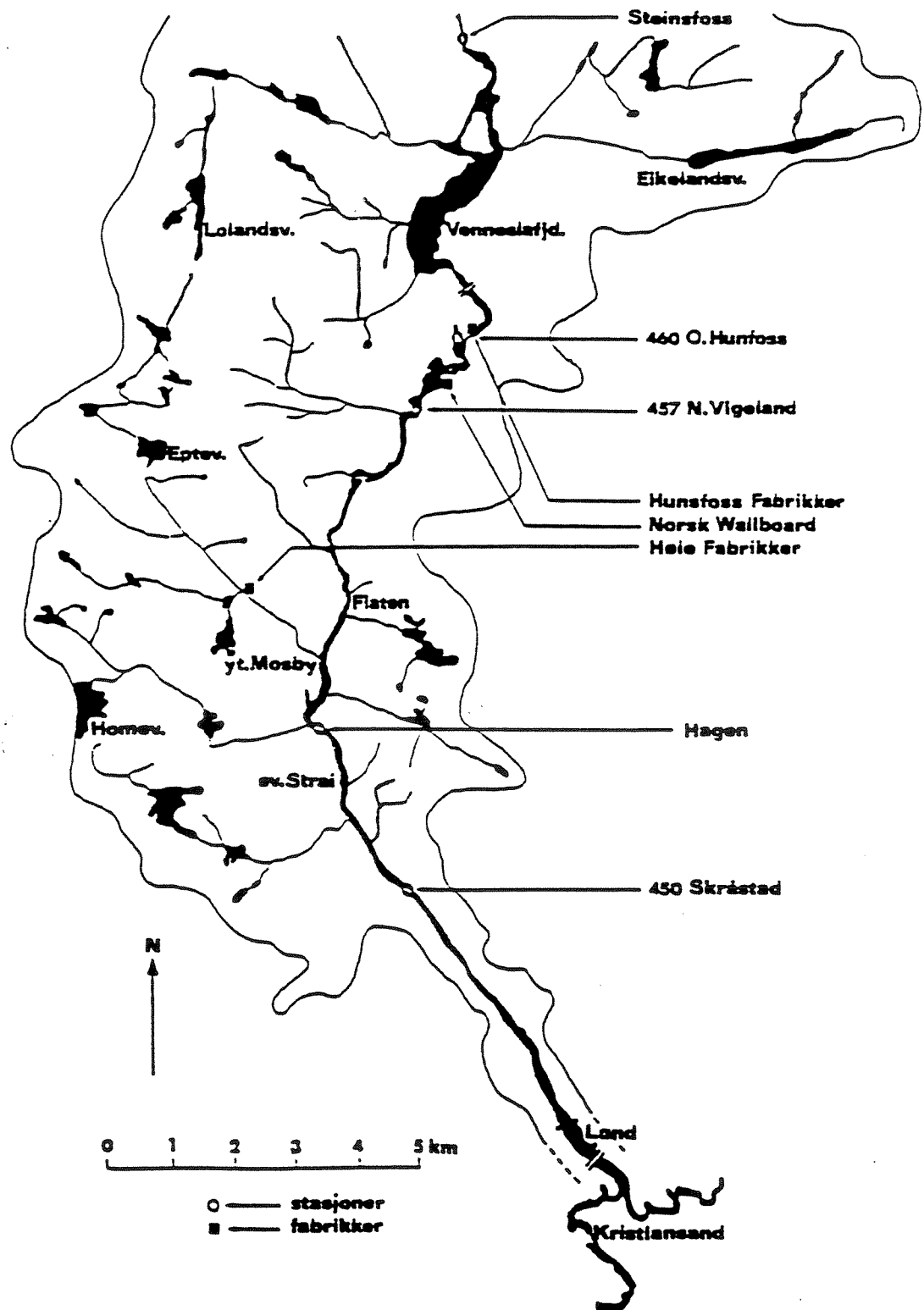
Figur 1. Vannføringskurve gitt som midlere daglig vannføring ved Vigeland i Otra for perioden juli - august 1997.

2.3 Områdebeskrivelse

Otravassdraget har et naturlig nedbørfelt på 3738 km² og er Sørlandets mest vannrike vassdrag. Fra kildeområdet nord for Hovden i Setesdalen og til utløpet i Kristiansandsfjorden er det en strekning på 240 km. Middelvannføringen er 117 m³/s ved utløpet av Byglandsfjorden og 155 m³/s ved utløpet i Kristiansandsfjorden. Figur 2a og b viser øvre og nedre deler av Otra med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.



Figur 2a. Otra med nedbørfelt. Stasjoner for vannkjemisk prøvetaking er inntegnet. Stasjonsnummer er valgt etter stasjonenes plassering i nord-sør-retning i UTM-nettet.



Figur 1b. Nedre Otra med nedbørfelt. Stasjoner for vannkjemisk prøvetaking er inntegnet. Stasjonsnummer er valgt etter stasjonenes plassering i nord-sør-retning i UTM-nettet.

Det går en geologisk grense gjennom Vatnedalen mellom Bykle og Hovden. Bergartene i nedbørfeltet sør for Vatnedalen består vesentlig av gneis og granitt, som gir saltfattig avrenningsvann og lav motstandsevne mot forsurening. Nord for Vatnedalen finnes metamorfe og sedimentære bergarter. Avrenningsvannet fra dette området er derfor mindre surt enn i resten av vassdraget. De sørligste delene av Otra, fra Mosby og sørover, ligger under den marine grense, mens resten av nedbørfeltet ligger i sin helhet over den marine grense, dvs. over ca. 40 moh. Påvirkninger av marine avsetninger betyr derfor minimalt for vannkvaliteten i Otra.

Regulering av vassdraget for kraftproduksjon fører til endret vannføring i hele Otra. Vannføringen om vinteren har økt, flommene er dempet og sommervannføringen er lav på flere elveavsnitt. Minstevannføringen ved Vigeland i nedre deler av Otra er $50 \text{ m}^3/\text{s}$ både sommer og vinter. Midlere daglig vannføringen ved Vigeland er vist i figur 1.

En fylligere områdebeskrivelse, samt en oversikt over brukerinteresser og forurensningskilder er gitt i NIVA rapporten for overvåkingen av Otra 1992 - 1995 (Kaste m. fl. 1996).

3 Vannkjemi

3.1 Generelt om den fysisk-kjemiske vannkvaliteten i Otra nedstrøms Venneslafjorden.

Innledningsvis vil vi gi en oversikt over den miljøbelastning som har vært og er bestemmende for vannkvaliteten på dette avsnittet av Otra. Forurensingskomponentene som her har betydning kan deles inn i miljøpåvirkning knyttet til organisk belastning (saprobiering), økt næringssaltbelastning (eutrofiering) og forsuring (sur nedbør - sure industriutslipp). Det er viktig å ha et godt bilde av den generelle forurensingssituasjonen i vassdraget når en senere skal diskutere effektene av forurensingsepisoden den 28. juli 1997.

Den statlige overvåkingen av vassdragsavsnittet fra utløpet av Venneslafjorden og til utløpet i Kristiansandsfjorden har bygget på data fra prøvetakingslokalitetene i Otra med st. nr. 460, 457 og 450. Stasjonenes lokalisering i vassdraget (Figur 2) og parameterutvalg er vist i tabellen nedenfor. Prøvetakingsfrekvensen er månedlig på samtlige stasjoner. En stasjon for kontinuerlig måling av pH har i perioden fra juni 1992 til og med desember 1996 vært plassert på dammen ved Vigeland.

Tabell 1. Målestasjoner for vannkjemi med analyseparametre.

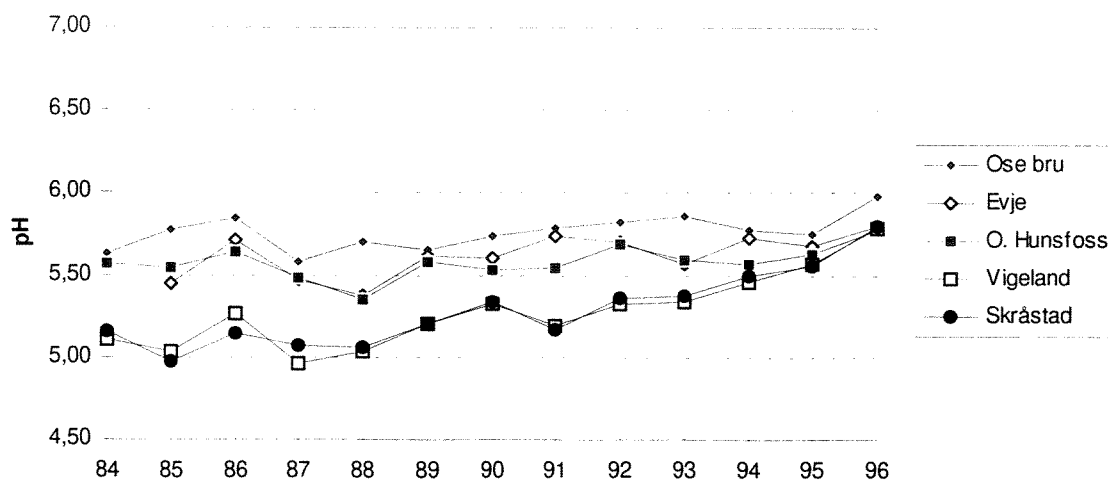
Nr	Målestasjon	Parametergruppe	Par. gruppe I	Par. gruppe II
460	Oppstr. Hunsfoss	I	pH	alkalitet
457	Vigeland	I	konduktivitet	Na og K
450	Skråstad	I + II	Ca, Mg	nitrat
			total fosfor	sulfat
			total nitrogen	klorid
			organisk stoff (KMnO ₄)	reaktivt Al
			TOC	ikke-løslig Al

3.1.1 Forsuring

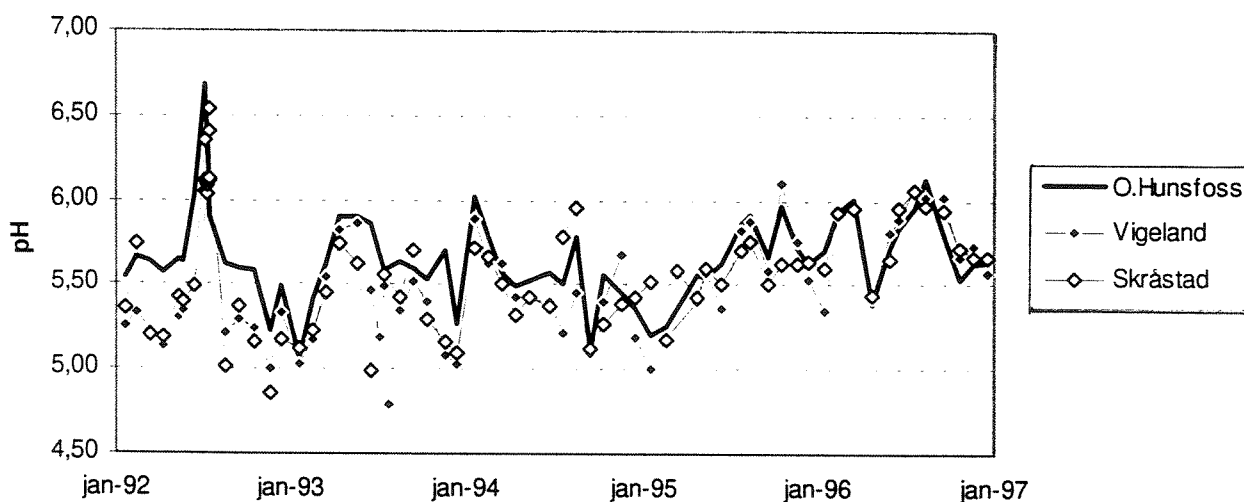
Ved Vigeland og Skråstad, som begge ligger nedenfor industribedriftene i Vennesla, har årsmiddel-pH i løpet av perioden 1992-1996 økt fra omkring pH 5,3 til rundt 5,8 (Figur 3). pH-verdiene i denne delen av vassdraget har med dette kommet opp på samme nivå som referansestasjonen rett oppstrøms industribedriftene, som også hadde 5,8 som årsmiddel i 1996. Etter at den avskjærende industriavløpsledningen ble tatt i bruk i juni 1995, blir alle syreutslipp fra industrien ledet utenom elva. Som det framgår av figur 4 har reduserte syreutslipp i perioden 1992-1996 medført at pH-kurvene for Vigeland og Skråstad gradvis har nærmet seg referansestasjonen oppstrøms Hunsfoss. Fra og med juli 1995 har pH-kurvene for referansestasjonen, samt Vigeland og Skråstad vært forholdsvis like.

Resultatene fra den kontinuerlige pH-overvåkingen ved Vigeland i 1996 viser at pH-verdiene generelt lå mellom 5,5 og 6,0 (figur 5). Det ble imidlertid i løpet av året registrert 5 episoder med pH-verdier under 5,0 og to episoder med pH opp mot 8,0. Det er uklart om de sure episodene skyldes støtutslipp fra industrien og/eller om andre forhold har spilt inn, som for eksempel feil ved elektroden. På grunn av kapasitetsproblemer på avløpsledningen fra Hunsfos Fabrikker AS vil det i perioder gå en delstrøm direkte i Otra. Under de periodene hvor det ble registrert unormalt lave pH verdier, som den 5/8 1996, er det ikke rapportert fiskedød i vassdraget. Tilsvarende er de episodisk høye pH-verdiene som ble målt (Fig. 5A) ved to anledninger i 1996 vanskelig å forklare med naturlige forhold. Både sure episoder og unaturlig høye pH-verdier i elva kan medføre stress på vannlevende organismer.

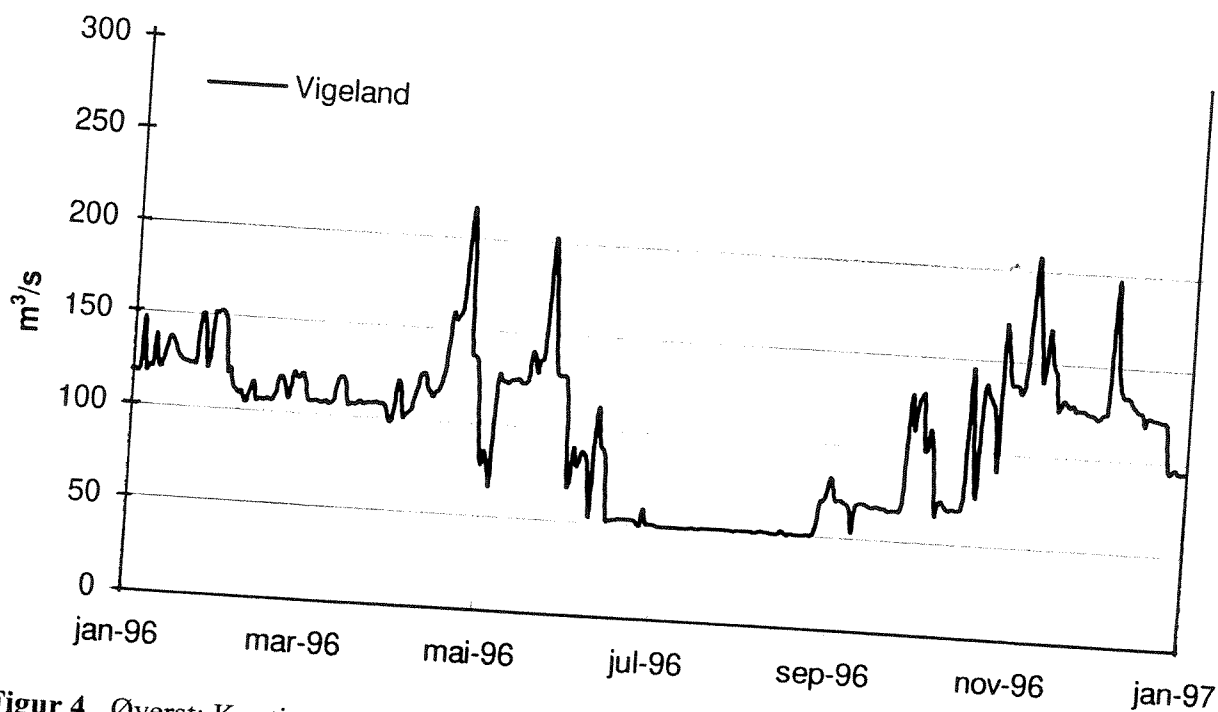
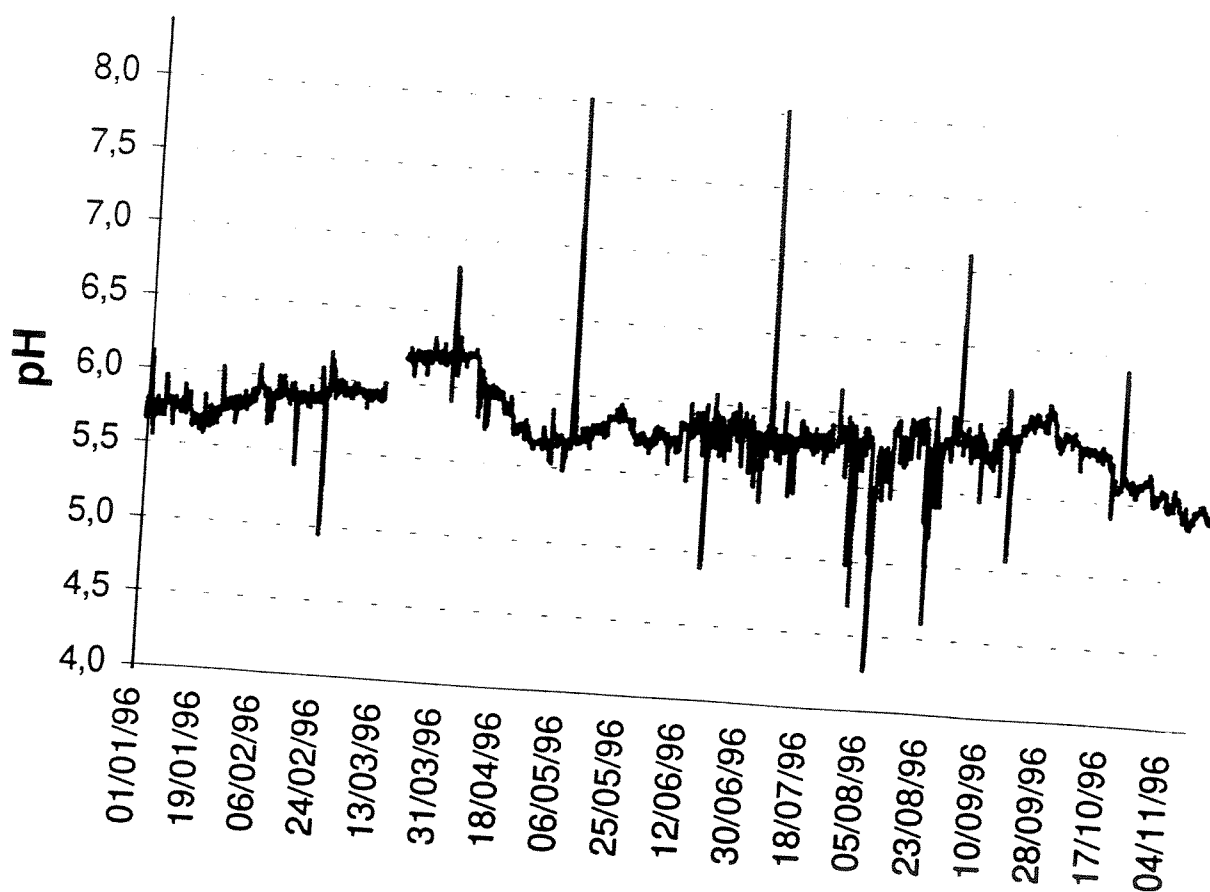
Den kontinuerlige pH-registreringen ved Vigeland avdekket i 1996 ingen ekstreme forsuringsepisoder ($\text{pH} < 5,0$) i løpet av den tiden laksen vanligvis smoltifiserer (mars-juni). Det generelle pH-nivået er imidlertid lavt og det har vært reist tvil om en kan forvente naturlig reproduksjon av laks i elva. Dette vil bli nærmere omtalt i avsnittet om laksen i Otra. De tydeligst avgrensede forsuringsepisodene i 1996 ble registrert ved lave vannføringer i slutten av juli og i august. Når det gjelder andre vannlevende organismer i elva enn laks, kan en fortsatt pga. den generelle forsuringen forvente en favorisering av forsuringstolerante arter.



Figur 2. Årsmiddel-pH på stasjonene Ose, Evje, Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad i perioden 1984-1996.



Figur 3. pH på stasjonene: Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad 1992-1996.

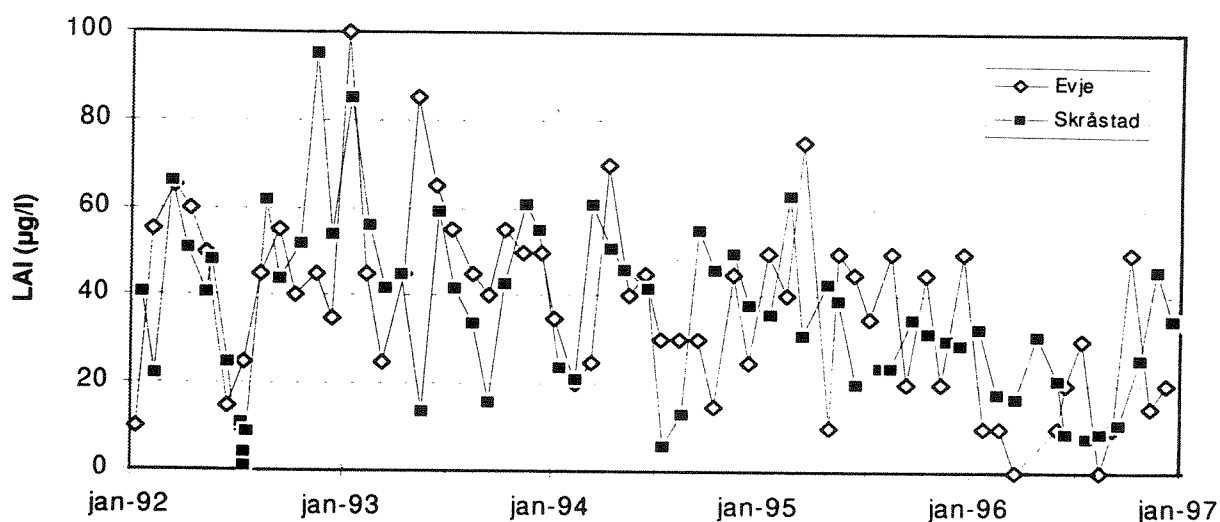


Figur 4. Øverst: Kontinuerlig måling av pH ved Vigeland 1996. Nederst: Vannføring ved NVEs målestasjon ved Vigeland i 1996 (NVE 1997).

3.1.2 Aluminium og forsurening

I Norge er aluminium sannsynligvis den viktigste enkeltårsak til forsureningsskader på vannlevende organismer. Den uorganiske labile fraksjonen (LAI), som øker ved synkende pH, har vist seg å være den giftigste aluminiumsformen. 50 µg LAI/l blir ofte brukt som en veiledende grenseverdi mht. skader på innlandsfiskebestander. Konsentrasjonen av labilt aluminium kan imidlertid ikke benyttes alene som mål på vannets eventuelle giftighet for fisk. Den må ses i sammenheng med andre viktige variable som surhet (pH), innhold av organisk stoff og oppløste salter i vannet. Eksperimentelle undersøkelser med laks har vist at denne arten setter betydelig høyere krav til vannkvaliteten enn innlandsfiskebestandene. Dette gjelder spesielt under smoltifiseringsperioden, da en LAI mellom 15 og 25 µg/l kan være kritisk ved pH under 6,0 (Kroglund *et al.* 1994, Staurnes *et al.* 1995).

På den lakseførende strekningen ved Skråstad ble det registrert LAI-konsentrasjoner på 20-30 µg/l under smoltifiseringsperioden om våren og opp mot 50 µg/l om høsten (Figur 6). I og med at aluminiumsmålingene er basert på månedlige stikkprøver, fanger målingene sannsynligvis ikke inn de virkelige maksimumsverdiene i elva. Dersom en sammenholder resultatene med kontinuerlige pH-data fra Vigeland vil en imidlertid få et forholdsvis godt bilde av situasjonen.

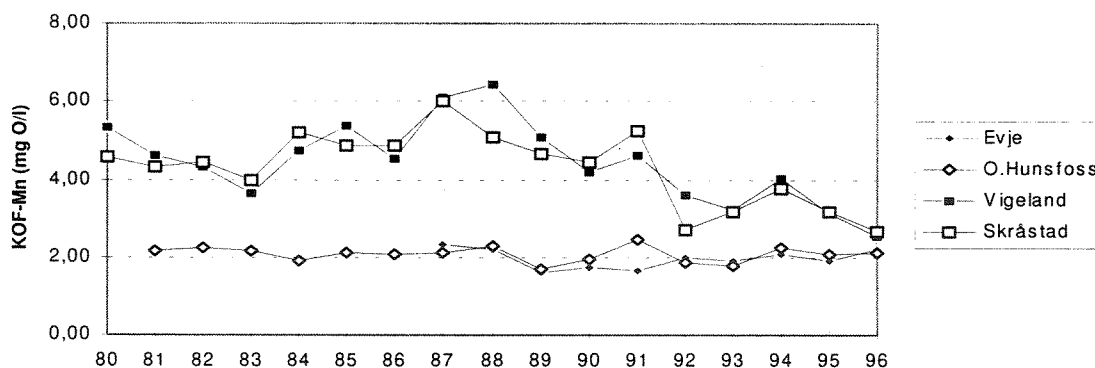


Figur 5. Variasjon av labilt aluminium (LAI) ved Evje og Skråstad 1992-1996.

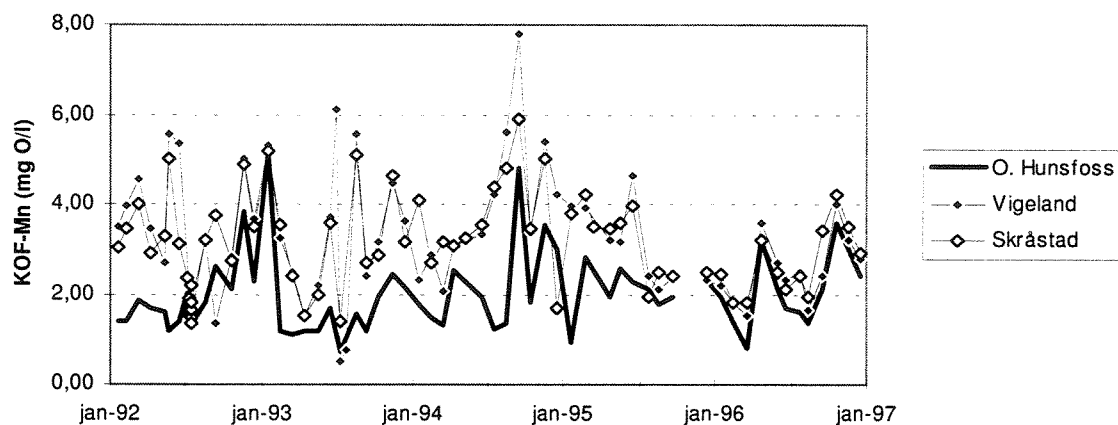
3.1.3 Organisk stoff

Konsentrasjonen av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF_{Mn}) har siden begynnelsen av 1980-tallet holdt seg relativt stabilt rundt 2 mg/l på stasjonene oppstrøms Hunsfoss (Figur 7). Denne verdien er tidligere brukt som et omtrentlig mål på det naturlige bakgrunnsnivået i elva (Hindar m. fl. 1993).

Nedstrøms industribedriftene i Vennesla har konsentrasjonene i tidsrommet 1980-1992 ligget betydelig over bakgrunnskonsentrasjone i elva. De høyeste årsmiddelkonsentrasjonene ble registrert i 1987 ved Vigeland og i 1988 ved Skråstad. I 1996 var den midlere konsentrasjonen for KOF ved Vigeland og Skråstad hhv. 2,6 og 2,7 mg/l, mens referansestasjonen oppstrøms Hunsfoss hadde 2,1 mg/l. Den organiske belastningen på de nedre delene av Otra blir derfor stadig mindre. Figur 8 viser tydelig effekten av tiltaket med å etablere en avløpsledning når denne blir tatt i bruk fra juli 1995. På grunn av begrenset kapasitet på Otra-ledningen, vil noe organisk materiale (KOF) fra Hunsfos Fabrikker AS fortsatt gå til Otra i noen tid fremover. Bedriften har som mål å redusere vannforbruket internt i bedriften, slik at alt prosessvann vil kunne gå i avløpsledningen i løpet av 1997. Det var i sammenheng med dette arbeidet at Hydrogas Norge AS hadde gjennomført tester med polyaluminiumklorid i bedriftens renseanlegg.



Figur 6. Årsmiddelkonsentrasjoner av organisk stoff, målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF) på stasjonene Evje, Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad 1980-1996.

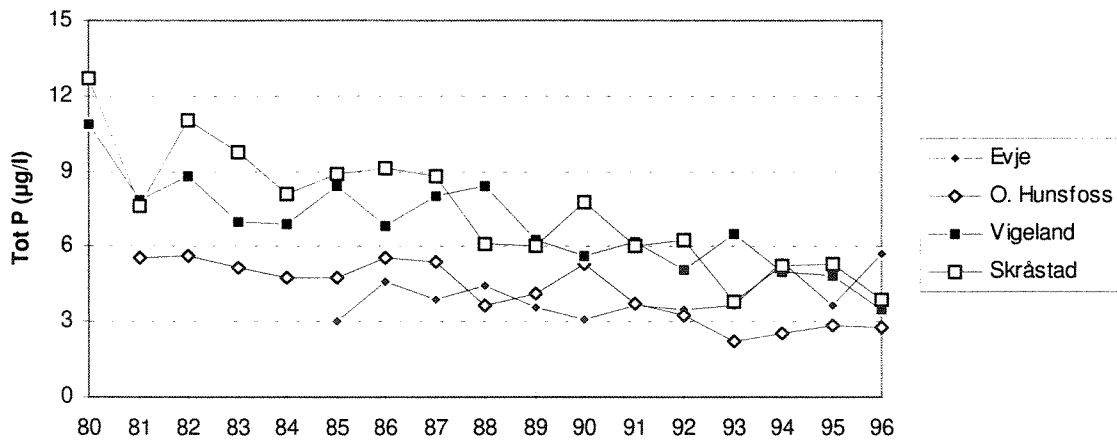


Figur 7. Konsentrasjon av organisk stoff, målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF) på stasjonene: Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad 1992-1996.

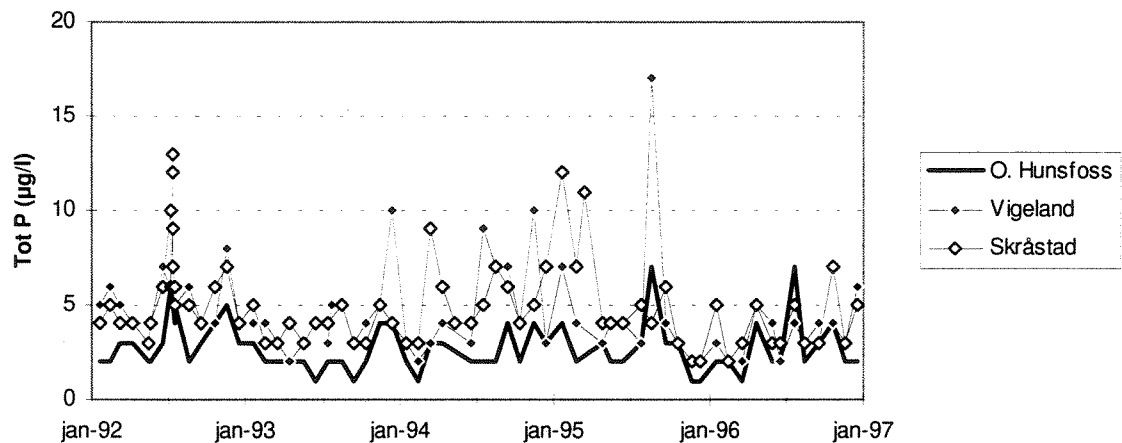
3.1.4 Næringsalter

I perioden 1980-1996 har det vært klare reduksjoner i fosfor-konsentrasjonen i Otra nedstrøms Venneslafjorden. Etter at det er gjennomført betydelige forurensningsbegrensende tiltak på kommunal sektor har årsmiddelkonsentrasjonen av total fosfor de siste 3-4 årene ligget omkring 3-5 $\mu\text{g/l}$ på st. Vigeland og Skråstad (se figur 9). Den naturlige bakgrunns-konsentrasjonen for fosfor på dette vassdragsavsnittet er (uten lokale forurensningskilder) antatt å ligge rundt 3 $\mu\text{g tot P/l}$ (Hindar et al.1993). På stasjonen oppstrøms Hunsfoss synes vannkvaliteten å ha stabilisert seg omkring 3 $\mu\text{g tot P/l}$ i de senere årene. Biologisk opptak og sedimentasjon bl.a. i Venneslafjorden er sannsynligvis viktige prosesser som forklarer den lave fosforkonsentrasjonen ved denne stasjonen.

I 1996 var det gjennomgående lave fosforkonsentrasjoner (< 5 $\mu\text{g/l}$) på de tre nederste stasjonene i vassdraget (Figur 10). Høyeste målte konsentrasjon var 7 $\mu\text{g/l}$. Dette er betydelig bedre enn i 1994 og 1995, da det tidvis ble registrert fosforkonsentrasjoner over 10 $\mu\text{g/l}$ ved Vigeland og Skråstad. Færre overløp/lekkasjer fra det kommunale ledningsnett er sannsynlig årsak til den forbedrede vannkvaliteten.

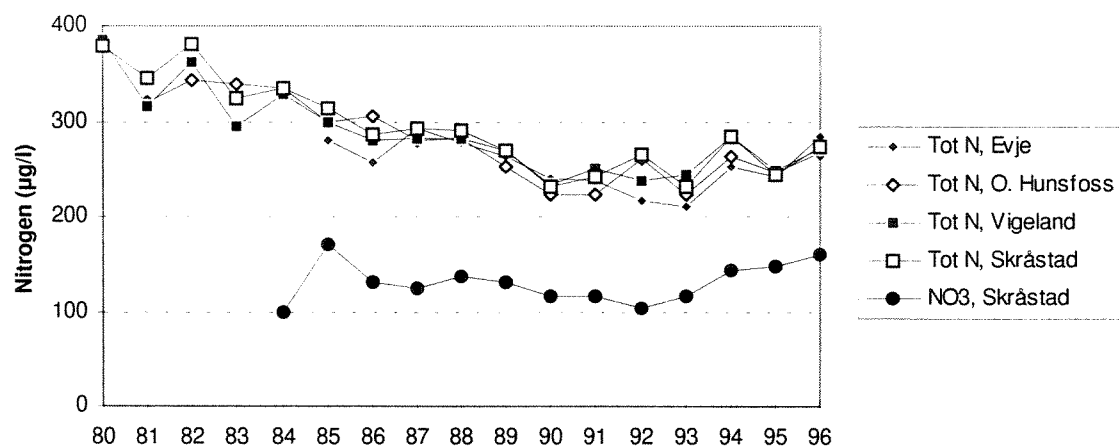


Figur 8. Årsmiddel-konsentrasjoner av total fosfor på stasjonene Evje, Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad i perioden 1980-1996.

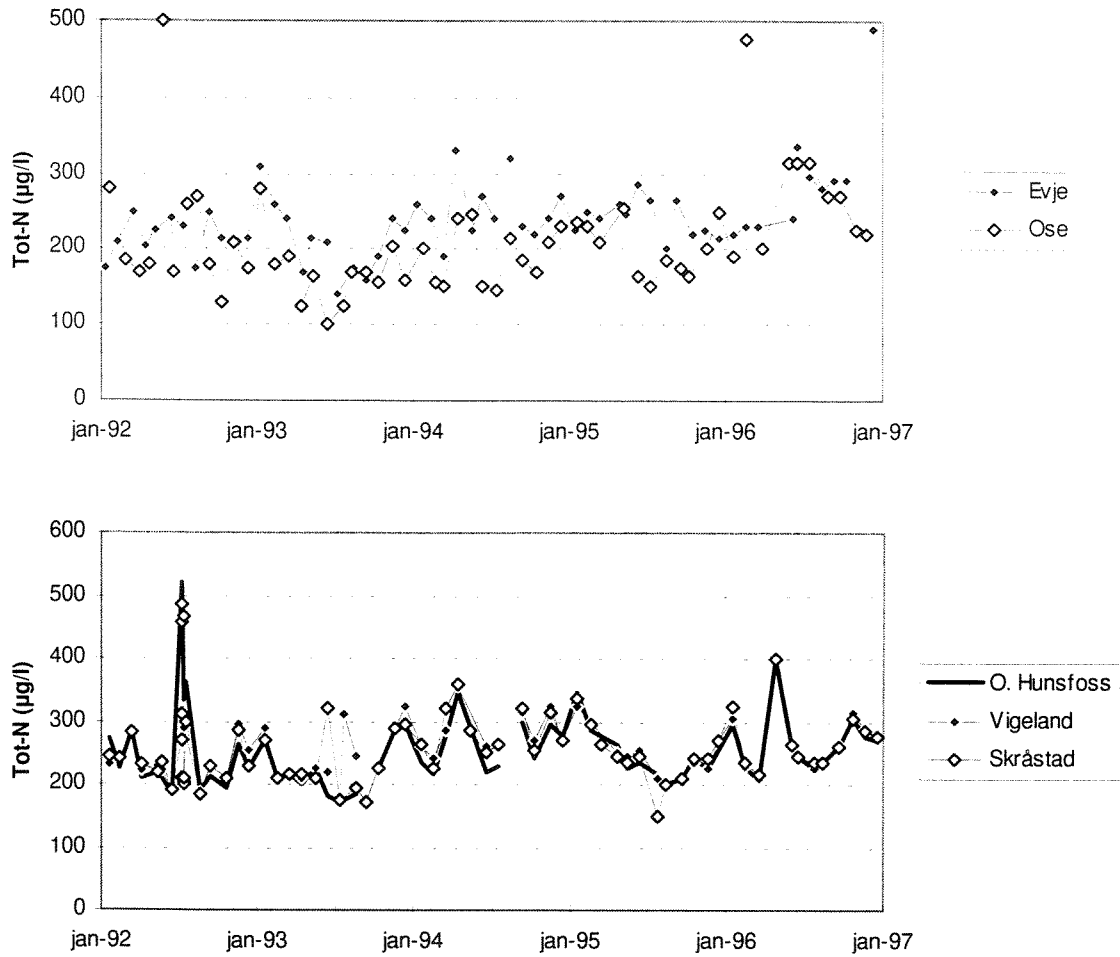


Figur 9. Konsentrasjon av total fosfor på stasjonene: Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad 1992-1996.

Etter at konsentrasjonene av total nitrogen gradvis sank på samtlige stasjoner i perioden 1980-1990, kan det synes å være en økende tendens igjen de 2-3 siste årene (Figur 11 og Figur 12). Den nye trenden understrekes også av økende nitratverdier. Økningen i total nitrogen og nitrat de senere årene kan ha sammenheng de høye nitrogenkonsentrasjonene i nedbøren (Skjelkvåle 1996), og en mulig økende nitrogen-lekkasje i nedbørfeltet. På strekningen fra Venneslafj. til Skråstad skjer det svært lite med nitrogenkonsentrasjonen i elva. Dette viser at bidraget fra lokale forurensningskilder er lite, relativt sett, i forhold til den totale nitrogentransporten i elva på denne strekningen.



Figur 10. Årsmiddelkonsentrasjon av total nitrogen på stasjonene Evje, Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad i perioden 1980-1996. Middelkonsentrasjonen av nitrat er vist for stasjonen Skråstad (nederste linje i figuren).



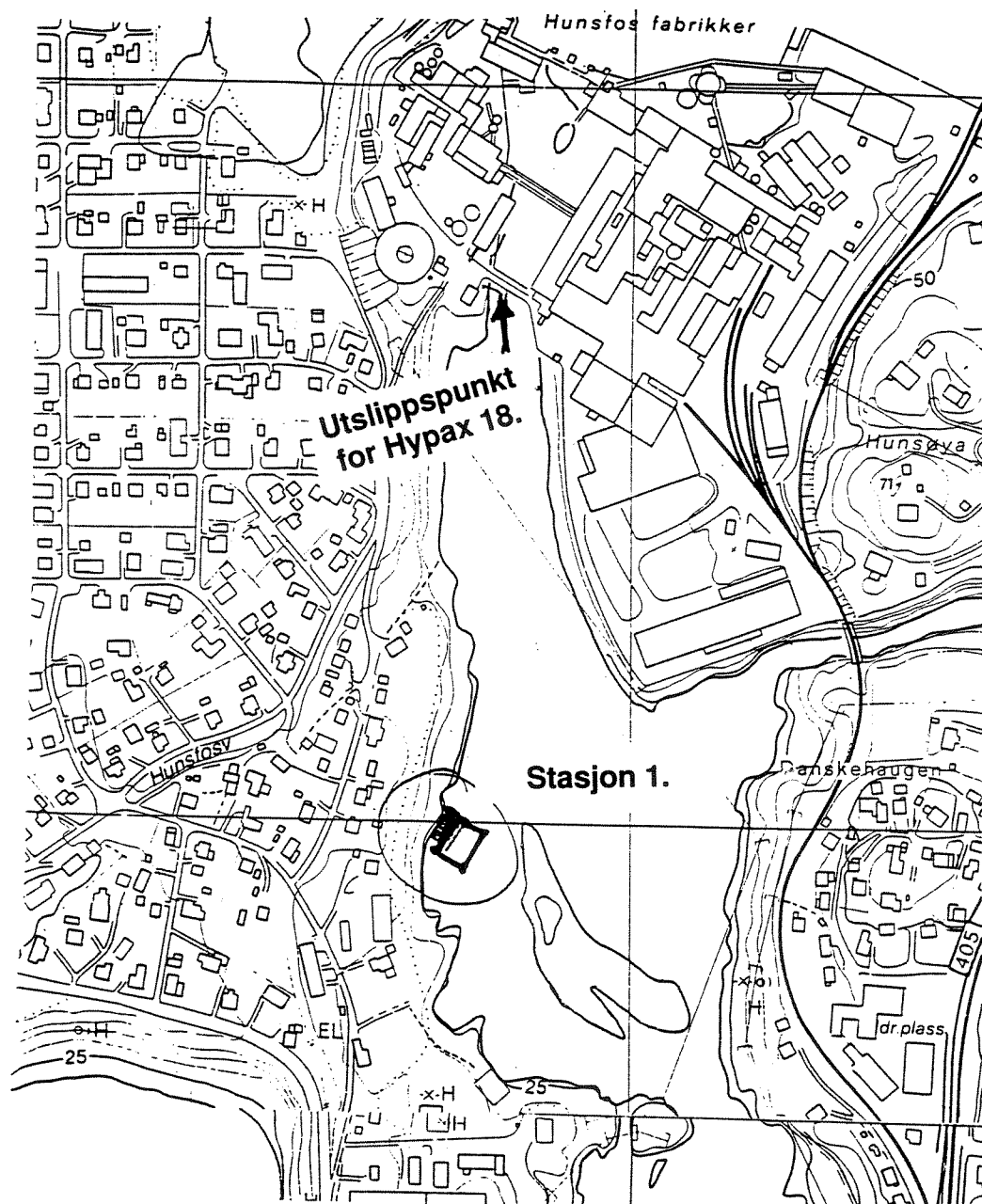
Figur 11. Konsentrasjoner av total nitrogen ved stasjonene: Oppstrøms Hunsfoss, Vigeland og Skråstad 1992-1996.

4. Giftutslipp den 28. juli 1997.

Sammenheng mellom kjemiske observasjoner og biologiske effekter.

Som nevnt innledningsvis ble det i tidsrommet fra kl 1130 til ca kl 1800 den 28 juli sluppet ut ca 10 m³ med fellingskjemikaliet: Polyaluminiumklorid fra bedriftsområdet til Hunsfos Fabrikker AS i Otra. Utslippspunktet er avmerket på figur 13. De første registreringer på at noe var annerledes i vassdraget ble gjort ca kl 17 av Kurt Jakobsen som da var på vakt på Vigeland Metal Refinery A/S. Han la merke til at Otra hadde skiftet farge. Vannet var nå blitt grågrønnt og elven var blitt ganske "stille", det var ingen vakende fisk å se lenger.

Som vi skal prøve i beskrive i neste kapittel var det på dette tidspunktet begynt å skje store endringer i vannkvaliteten ved Vigeland.



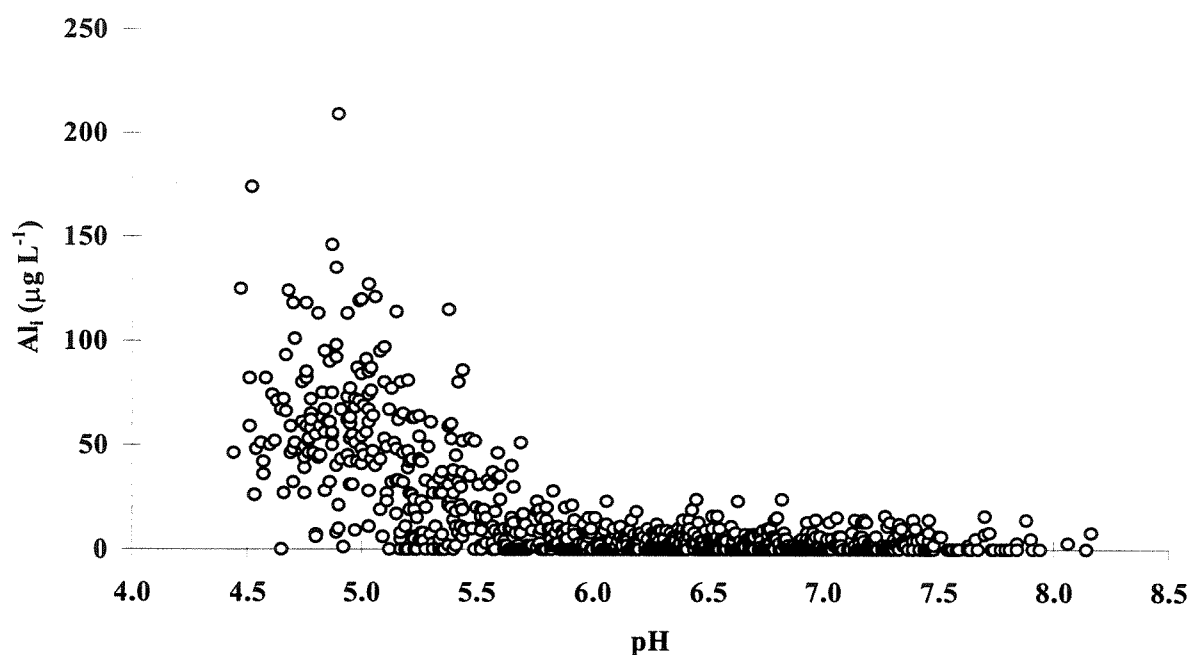
Figur 13. Kartutsnitt av Otra gjennom industriområdet til Hunsfos Fabrikker AS.

Utslippspunktet for Hypax 18 den 28. juli 1997 samt prøvetakingsst. 1 er avmerket.

4.1 Innledning og bakgrunnsinformasjon

Allerede på 30-tallet ble fiskedød som en følge av aluminium (Al) eksponering dokumentert (Ellis, 1937; Erichson Jones, 1939). I begge studier ble utfellinger av Al på gjellene relativt godt beskrevet. Erichson Jones beskrev så omfattende fellinger på fiskegjellene at vann som skulle passere gjennom gjellefilamentene ikke nådde frem til cellene på selve overflaten av gjellen. Fellingene var så omfattende at passasjen av vann gjennom gjelleapparatet var minimal, slik at vannet i stedet ble drevet ut igjen gjennom munnen, ofte med slik kraft at fisken ble drevet bakover. Dette medførte så store effekter på det respiratoriske system at fisken (Stingsild, *Gasterosteus aculeatus* L.) døde ekstremt raskt (ned mot 10-12 timer, for konsentrasjoner $> 500 \mu\text{g Al/L}$ og $\text{pH} < 5$). Dødsårsaken ble fastslått til hypoksi, d.v.s. surstoffmangel. I elva Audna, der en sur bekk ($\text{pH} 4.8$) med uorganisk Al ($250 \mu\text{g Al/L}$) rant ut i den kalkede hovedelva slik at ustabil Al-kjemi oppsto som en følge av pH -økningen (se ytterligere kommentarer om ustabil Al-kjemi senere), døde all laks (*Salmo salar* L.) innen 5-14 timer (Rosseland et al., 1992). Gjennomsnittet for surhetsgraden i dette området var $\text{pH} 5.8$ - 5.9 . Vanntemperaturen var i dette tilfellet rundt 20°C .

Rundt 1970, ble omfattende fiskedød dokumentert og satt i klar sammenheng med vannforsuring som følge av betydelig nedfall av sur nedbør, bl.a. annet på Sørlandet. Videre forskning dokumenterte at uorganisk Al var hovedårsaken til fiskedød (se bl.a. Schofield, 1977; Dickson, 1978). Økte konsentrasjoner av Al i overflatevann er en indirekte effekt av forsuring, fordi lavere pH bidrar til økt mobilisering av uorganisk aluminium fra berggrunn og løsmasser. Denne sammenhengen mellom pH og aluminium begynner primært å gjøre seg gjeldene fra $\text{pH} < 5.5$ (Figur 4.1).



Figur 4.1. Sammenhengen mellom pH og uorganisk Al (Al_i) i ca 1000 norske innsjøer prøvetatt høsten 1995. (Data fra Skjelkvåle et al., 1997)

Hovedårsaken til aluminiums giftvirkning på fisk skyldes primært kjemiske egenskaper på gjelleoverflatene. Fiskens gjelleoverflater er dekket med et beskyttende slimlag som bl.a. består av glykoproteiner hvor sialinsyre inngår som en svært viktig komponent. Sialinsyre har en pK_a -verdi < 3 (Clamp et al., 1978), noe som betyr at syren er totalt dissosiert i vann med $pH > 4$, noe som i praksis betyr at dette er tilfelle i alle naturlige overflatevann. Fullt dissosiert betyr at alle syregrupper i sialinsyre har avgitt sine protoner (H^+ -ioner), og derfor er negativt ladet. Under slimlaget ligger gjellemembranen som er en fosfor-lipid membran, rik på fosfatgrupper med sterke metallkomplekserende egenskaper. Dette betyr at både i slimet og på membranoverflaten av fiskegjellene finnes det betydelige mengder negativt ladete seter med stor evne til å binde positivt ladete komponenter som aluminium og andre metaller.

Lav pH i seg selv er også påvist å kunne medføre fiskedød (Se bl.a. Neville, 1985; McDonald et al., 1984), samtidig som pH er svært avgjørende for giftigheten til Al (Freeman & Everhart, 1971; Baker og Schofield, 1982; Cleveland et al., 1986; Skogheim et al., 1986a). De fleste arbeidene på den tiden dokumenterte betydelig nedgang av plasmaioner (som Na og Cl) i fiskens blod som hovedårsak til fiskedød. Dette mente de skyldes ionereguleringsforstyrrelser over gjellene som følge av at fiske ble eksponert til surt vann og/eller uorganisk aluminium. Muniz og Leivestad (1980) viste at i tillegg til nedgang i plasmaioner i blodet, var også O_2 -innholdet i blodet lavt, noe som også er blitt dokumentert senere (Se bl.a. Poléo, 1995; Witters et al., 1996). Vi har altså to hovedmekanismer som leder til fiskedød i surt vann som inneholder en hvis mengde uorganisk Al (Neville, 1985; Neville and Campbell, 1988):

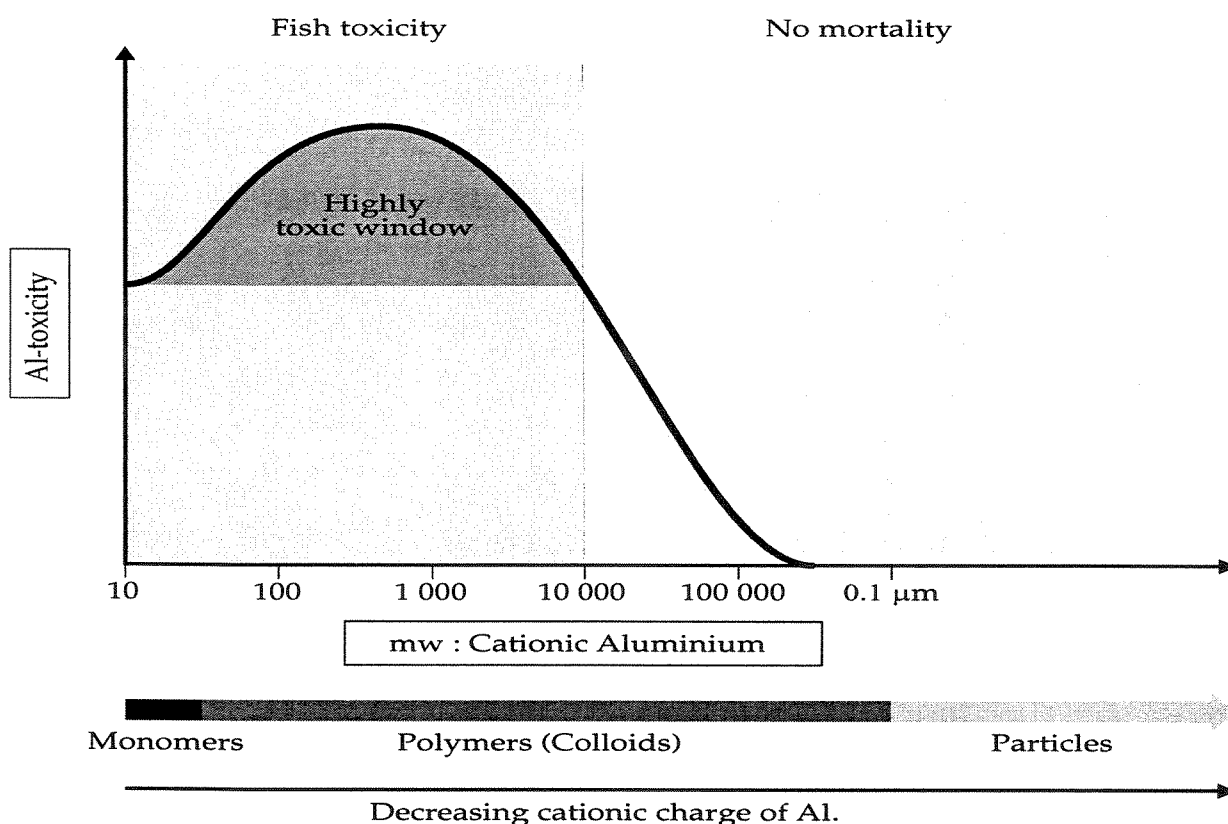
- A) Respirasjonsforstyrrelser som i ytterst konsekvens fører til kvelning (hypoksi)
- B) Ionereguleringsforstyrrelser, hvor plasmaionekonsentrasjonene til slutt blir så lave at fisken dør.

I pH området rundt 6.0 og høyere synes hovedårsaken til fiskedød å være hypoksi (Se bl.a. Neville, 1985; Cameron, 1976 og McDonald et al., 1984), primært som et resultat av rask og omfattende Al-akkumulering på fiskens gjeller. Ingen betydelig nedgang i plasmaioner er observert i slike tilfeller. I pH området 4.0-4.5 synes tap av plasmaioner å være den primære dødsårsaken (Se Neville, 1985; McDonald et al., 1984), hvor den høye H^+ konsentrasjonen er antatt å være hovedårsak. Ved intermedieære pH verdier (pH: 4.5-6.0), synes en kombinasjon av disse to mekanismer å lede til fiskedød (Neville, 1985). I de tilfeller hvor nedgang i plasmaioner synes å være primære dødsårsak synes dødeligheten å være langt mindre akutt enn i de tilfeller hvor hypoksi er hovedårsak til fiskedød. Siden tap av plasmaioner synes å være en langt mindre akutt, vil ofte ikke plasmaionefall kunne registreres i de tilfellene hvor hypoksi har medført en svært rask død. I tilfeller hvor hypoksi er primære dødsårsak, vil vanligvis de største fiskene dø først, da disse har relativt mindre gjelleoverflate i forhold til kroppsvekt enn mindre fisk. Dette betyr at de eldste/største fiskene raskere vil dø av oksygensvikt. I tilfeller hvor plasmaionefall er primære dødsårsak dør vanligvis de minste fiskene først, da de har størst gjelleoverflate i forhold til kroppsvekt. Siden ionetapet primært foregår over gjellene vil lekkasje av ioner raskere føre til kritiske plasmaionefall hos de minste fiskene.

Senere fisketoksikologiske studier viser at de mest giftige forhold inntreffer når følgende betingelser er oppfylte (Se bl.a. Weatherly et al., 1991; Rosseland et al., 1992; Poléo et al., 1994, Lydersen et al., 1994; Exley, 1994):

- i) Al kommer fra en sur kilde, hvor Al primært finnes som Al^{3+} ion;
- ii) pH øker i dette sure Al vannet (i) som en følge av at vannet eksempelvis renner ut i vann med høyere pH eller kalkes.

Når disse to betingelsene er oppfylte, oppstår det en ustabil Al-kjemi, fordi pH-økningen fører til en omfattende Al-polymerisering. Områder hvor dette skjer er ofte blitt kalt blandsoner. Omfattende studier av slike blandsoner har blitt utført i områder umiddelbart nedstrøms kalkingsanlegg i sure elver og der sure sideelver renner inn i en kalket hovedelv. I Norge startet vi med slike studier i elva Audna i Vest-Agder i 1989 (Rosseland et al., 1992). I naturlige vann kan omfattende Al-polymerisering finne sted i pH-området 5.0 - 7.0. Sterkest Al-polymerisering oppnåes hvis en starter med en sur løsning (pH < 4.5) og øker pH til det nivået hvor løseligheten til Al-hydroksidene er minst. Dette er svært avhengig av den temperaturen vi har i vannet (Se Tabell 4.1.). I tillegg vil utgangskonsentrasjonen av løst uorganisk Al være svært avgjørende for hvor omfattende polymerisering kan være.



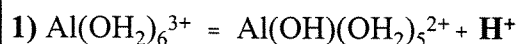
Figur 4.2. Teoretisk modell over sammenhengen mellom Al-giftighet i surtt vann og i blandsoner hvor ustabil aluminiumskjemi oppstår som følge av en pH økning. Giftighetsnivået i surtt vann angis der heltrukket kurve skjærer y-aksen, mens kurveforløpet angir giftigheten i en blandsoner etter vært som Al-polymeriseringen skrider frem.

Som antydnet i Figur 4.2. vil Al-polymerisering føre til at Al-kompleksene i løsningen vokser fra monomere former til kolloidale komplekser og videre til ekte partikler som er så store at tyngdekraften er i stand til å felle dem ut av løsningen. Siden en slik partikkelvekst kjemisk

Tabell 4.1. Oversikt over hvilke pH-verdier som gir minimal løselighet av aluminium ved ulike temperaturer.

Vann temperatur (° C)	2	5	10	15	20
pH	6.75	6.65	6.50	6.35	6.25

sett innebærer at Al-kompleksene avgir H^+ ioner (deprotonering) og vann (dehydrering) avtar den kationiske ladningen i Al-kompleksene etter vært som kompleksene vokser (Figur 4.3). Til slutt vil alt Al kunne være på uladet form, med molekylstrukturen $Al(OH)_3$. X-aksen i Figur 4.2. kan derfor også sees på som en tidsakse for polymerisering. Hvor liten kationisk ladning Al-kompleksene må ha for at de ikke lenger kan bindes til negative overflater på en fiskegjelle slik at deres giftvirkning opphører, er vanskelig å angi eksakt. Blandsonestudier har vist at den svært giftige Al-kjemien kun opptrer i en begrenset tidsperiode. Erfaringer vi har høstet gjennom blandsonestudier i naturlige vann med uorganisk Al-konsentrasjoner i området $100-400 \mu g Al L^{-1}$, er at akutt giftighet vanligvis opphører etter noen minutter. Vi har derfor anbefalt en oppholdstid på 30 minutter etter en pH-justering av surt Al-vann med moderate mengder uorganisk Al før fisk eksponeres til det behandlede vannet.



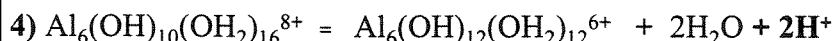
Denne likningen beskriver hydrolyse av monomere Al-former, d.v.s. Al-komplekser med kun ett Al-atom. Her er kun angitt første hydrolysetrinn av denne prosessen. Alle hydrolysetrinn for monomere Al-former medfører deprotonering (H^+ avgivelse) fra ett av vannmolekylene rundt Al-atomet.



Denne likningen beskriver dimerisering av monomere Al-former, d.v.s. at to enkle Al-atomer slår seg sammen. En dimer er første polymeriseringstrinn. Dette er kun en dehydreringsreaksjon (Kun avspalting av H_2O , ikke H^+).



Denne likningen beskriver sammenslåing av dimere Al-former til lange kjeder med Al-atomer. Slike reaksjoner er kombinerte dehydrering/deprotonerings reaksjoner.



Denne likningen beskriver ringdannelse fra kjedestrukturer, slik at seksringete Al-strukturer dannes. Slike seksringete strukturene kan igjen kombinere på mange ulike måter i et tredimensjonalt rom, med en ytterligere deprotonering/dehydrering som resultat.

Figur 4.3. Skjematisk oversikt over hydrolyse og polymerisering av aluminium når pH øker i et surt Al-holdig vann. Formlene inneholder både OH og H_2O som sitter i koordinatposisjoner rundt Al-atomene, slik at bl.a. Al^{3+} -ionet her er angitt på korrekt kjemisk form, $Al(OH_2)_6^{3+}$. Denne formelen brukes for å indikerer at 6 vannmolekyler finnes i koordinatposisjoner rundt et Al-atom. Det er disse vannmolekylene som er opphavet til H^+ og/eller H_2O som spaltes av under polymeriseringen. En avspalting av et H^+ ion fra et av vannmolekylene betyr at et negativt OH^- ion blir tilbake i denne koordinatposisjonen. På den måten reduseres Al-kompleksenes kationiske (positive) ladning.

Vi har derimot ingen erfaring med slike tidsgrenser for høyere Al-konsentrasjoner hvor i tillegg alt aluminium er på Al^{3+} form, slik som tilfellet var med tilførselen av HYPAX 18 til Otra. I tillegg har det naturlige Otra vannet svært begrensede mengder med aktuelle negativt ladete Al-kompleksbindere som naturlig organiske syrer (humus) eller leire, som kan kompleksbinde relativt store mengder av kationiske Al-former som eventuelt tilføres vannet. Alle disse spesielle faktorene, gjør at vi ikke vil angi hvor lang tid det kan ha tatt før akutt giftvirkning opphørte i Otra som en følge av utslippet av HYPAX 18. Mest sannsynlig har HYPAX 18 utslippet medført akutte effekter over en lengre tidsperiode enn det vi til nå har dokumentert i naturlige systemer med langt lavere Al konsentrasjoner.

At kationiske (positivt ladete) polymere er svært giftige er godt kjent (Biesinger et al., 1976; Biesinger and Stokes, 1986; Scott Hall and Mirenda, 1991). Dette er sannsynligvis en av hovedårsakene til at det i dag er forbud mot bruk av kationiske polymere på norsk sokkel i Nordsjøen, der slike polymere har vært brukt til å stabilisere boreslammet. Boreslam består i stor grad av leire som er en anionske (negativt ladete) polymere. Som for aluminium, ser det ut til å være et generelt trekk at de mest giftige kationiske polymerene er de med lav molekylvekt og høy kationisk ladning (Biesinger and Stokes, 1986; Scott Hall and Mirenda, 1991), noe som gir svært gode betingelser for sterke assosiasjoner til negativt ladete seter, som bl.a. dominerer på en fiskegjelle. Den patologiske beskrivelsen av fiskedød når fisk eksponeres til ulike kationiske polymere (Biesinger and Stokes, 1986) er tilnærmet identisk med den patologiske beskrivelsen av fiskedød når fisk blir eksponert til surt Al-holdig vann eller eksponert til en blandsonne etter at et slikt vann er tilsatt en eller annen form for base (se eksempelvis Rosseland et al, 1992). Dette har bl.a. ført til patent som går på å avgifte kationisk polymere med tilsetning av en anionisk polymer (German Patent Application, 1980). Klassisk anioniske polymere ute i naturen er leire og humus. Vi vet at når Al er bundet til organiske humuskomplekser er den akutte giftvirkning av Al helt eliminert (Baker and Schofield, 1982; Driscoll et al., 1980; Skogheim et al, 1986b; Lydersen et al., 1990). Sannsynligvis vil tilsetning av leire ha samme effekt, uten at dette er forsøkt.

4.2. Teoretisk beskrivelse av hendelsesforløpet

4.2.1. Bakgrunn for beregningene

Det er flere divergerende opplysninger i internrapporten til Hydrogass Norge A/S og SFT sin rapport omkring HYPAX 18 utslippet til Otra 28. august 1997. Med bakgrunn i opplysninger fra begge rapportene har vi gjort en skjønnsmessig antakelse omkring de faktiske forhold i forbindelse med utslippet til Otra. Følgende forutsetninger er lagt til grunn for videre beregninger/vurderinger:

- 1) Volumet på den tanken som ble benyttet til HYPAX 18 er 30 m^3 .
- 2) Tanken ble beskrevet å være tilnærmet halvfull om morgenen den 28 juli. Vi antar derfor at mengden HYPAX 18 i tanken før tømningen startet var $10\text{-}12 \text{ m}^3$.
- 3) Restinnholdet i tanken etter utslipp til Otra ble anslått til $1\text{-}2 \text{ m}^3$. Vi anta derfor at utslippet av HYPAX 18 til Otra har vært på 10 m^3 . Siden egenvekten til HYPAX 18 er angitt til 1.37, er 13.7 tonn. HYPAX 18 sluppet ut i elva.

- 4) Utslippet av HYPAX 18 (28. juli, 1997) har funnet sted fra klokken 11³⁰ til 18⁰⁰, d.v.s.maksimum i 6 timer og 30 minutter. Dette tilsvarer et gjennomsnittlig utslipp av HYPAX 18 til Otra på 25.6 L min⁻¹, eller 0.427 L sek⁻¹.
- 5) I Hydrogas Norge A/S sin egen internrapport framgår det at tømningen startet ca kl.11³⁰. Når de impliserte personer kom tilbake for å sjekke tanken ca. kl. 13⁰⁰, hadde forsøket med å tømme tanken etter "hevertprinsippet" ikke medførte noen registrerbar reduksjon av HYPAX 18 i tanken. Klokken 14⁰⁰ ble derfor en ny tømingsstrategi igangsatt.
- 6) **Vi antar derfor at hele volumet på 10 m³ ble sluppet ut i elva i løpet av perioden 14⁰⁰ - 18⁰⁰, d.v.s. i løpet av 4 timer.**
- 7) **Utslipp av 10 m³ HYPAX 18 på 4 timer betyr en gjennomsnittlig tømme hastigheten på 41.7 L/min, eller 0.694 L/sek.**
- 8) **Vannføringen i Otra utslippsdagen var 51.8 m³/ sek.**

I perioden like før utslippet finnes det ikke vannkjemiske data fra Otra. Derimot finnes det vannkjemiske data fra Skråstad den 16. juli og 31. juli, 1997. Disse prøvene viser svært lik vannkemi. Fordi vannstanden i elva og været var svært stabil i perioden fra utslippsdato 28. juli 1997 til 31. juli, 1997 (Figur 1), antar vi at sistnevnte prøve ved Skråstad (se Tabell 4.4.) er representativ for de vannkjemiske forhold i elva når utslippet fant sted.

Analyseresultatene fra Skråstad 31. juli 1997 er derfor brukt som vannkjemisk bakgrunnsverdier i Otra for den videre bearbejding og modellering av forholdene i vassdraget rundt utslippet.

Som angitt i Tabell 4.4. er også prøver merket Øvre Ferjested analysert. Den svært høye ledningsevnen (Kond_{25°C}) og de meget høye konsentrasjonene av natrium (Na⁺) og klorid (Cl⁻) dokumenterer at disse prøvene er tatt nær utløpet av Otra og derfor svært påvirket av sjøvann. Disse prøvene vil derfor ikke ble tolket ytterligere

Til å modellere hendelsesforløpet i Otra nedstrøms utslippet ved Hunsfos Fabrikker AS til utløpet i Kristiansand, har vi benyttet oss av en simuleringsmodell for vannkvalitet i elver, QUAL2E (NCASI, 1985, Tjomsland 1993). I modellen er vannføringen antatt å være konstant over hele elvestrekningen som inngår i simuleringen. Avstanden fra utslippspunktet til utløpet på 16.5 km er videre delt opp i 33 strekninger (elvestrekkninger) hver på 500 m, hvor vi har lagt inn høydeforskjeller og gjennomsnittlig bredde på elva i hvert enkelt segment. Elvedypet i hvert enkelt segment er deretter beregnet. Fysiske egenskaper til elvebunnen i alle segmentene er antatt å være like. I tillegg er det innlagt en diffusjonskonstant for en vannløselig komponent for å modellere konsentrasjonsutviklingen i ulike deler av elva over tid som en følge av HYPAX utslippet.

Tabell 4.2. Fysisk/kjemiske egenskaper for HYPAX 18

Egenskap/innhold	Verdi	Tilleggsopplysning
Egenvekt:	1.37	1 m ³ veier da 1.37 tonn
pH:	1.6	utslipp ingen effekt i elva
Vektprosent Al ₂ O ₃ :	18 ± 1	130.5 g Al L ⁻¹
Vektprosent Cl ⁻ :	21 ± 1	287.7 g Cl ⁻ L ⁻¹
Arsen (As):	< 5 ppm	utslipp ingen effekt i elva
Kvikksølv (Hg):	< 0.2 ppm	utslipp ingen effekt i elva
Kadmium (Cd):	< 0.5 ppm	utslipp ingen effekt i elva
Krom (Cr):	< 5 ppm	utslipp ingen effekt i elva
Bly (Pb):	< 5 ppm	utslipp ingen effekt i elva

Tabell 4.3. Konsentrasjoner av total aluminium, klorid (Cl⁻) og H⁺ (pH) i Otra før og etter utslippet av HYPAX 18. Beregningene er gjort under følgende forutsetninger: **1)** Lekkasje av Al-polymerløsningen til Otra var på 0.694 L sek⁻¹ (41.7 L min⁻¹); **2)** Vannføring i Otra var på 51.8 m³ sek⁻¹ (51.800 L sek⁻¹); **3)** Spontan innblanding av HYPAX 18 i elvevannet.

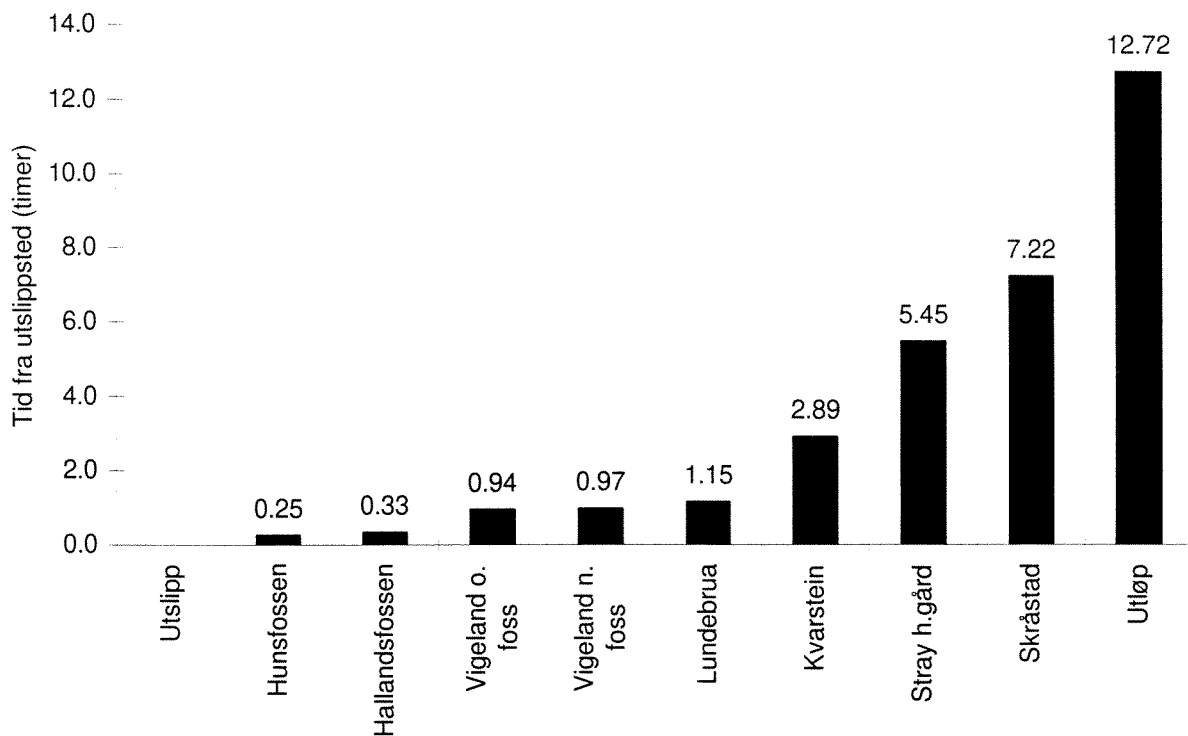
Komponent	Tilført via HYPAX 18	Konsentrasjon i Otra før utslippet	Konsentrasjon i Otra etter utslippet
Total aluminium	1748 µg L ⁻¹	74 µg L ⁻¹	1822 µg L ⁻¹
Cl ⁻	3.86 mg L ⁻¹	2.30 mg L ⁻¹	6.16 mg L ⁻¹
H ⁺	0.033 µeq L ⁻¹	0.724 (pH: 6.14)	0.757 (pH: 6.12)

Tabell 4.4. Konsentrasjoner av kjemiske hovedkomponenter nedstrøms Hunsfoss Fabrikker AS på ulike stasjoner i Otra i perioden 28-31 juli 1997. Øvre Ferjested er nær utløpet av Otra, og derfor svært påvirket av sjøvann. RAL: Total mengde aluminium; PAL: Partikulært aluminium som kun er suspendert i vann; ALA: Vannløselige, relativt kationiske (positivt ladete) Al-forbindelser; ILAL: Vannløselige organisk bundet Al-forbindelser; LAL; Vannløselige kationiske Al-forbindelser som er de Al-former som primært har akutt giftvirkning. De 4 prøvene fra Vigeland er tatt ulike steder i elven nær ved utløpet fra Vigelandsbassenget.

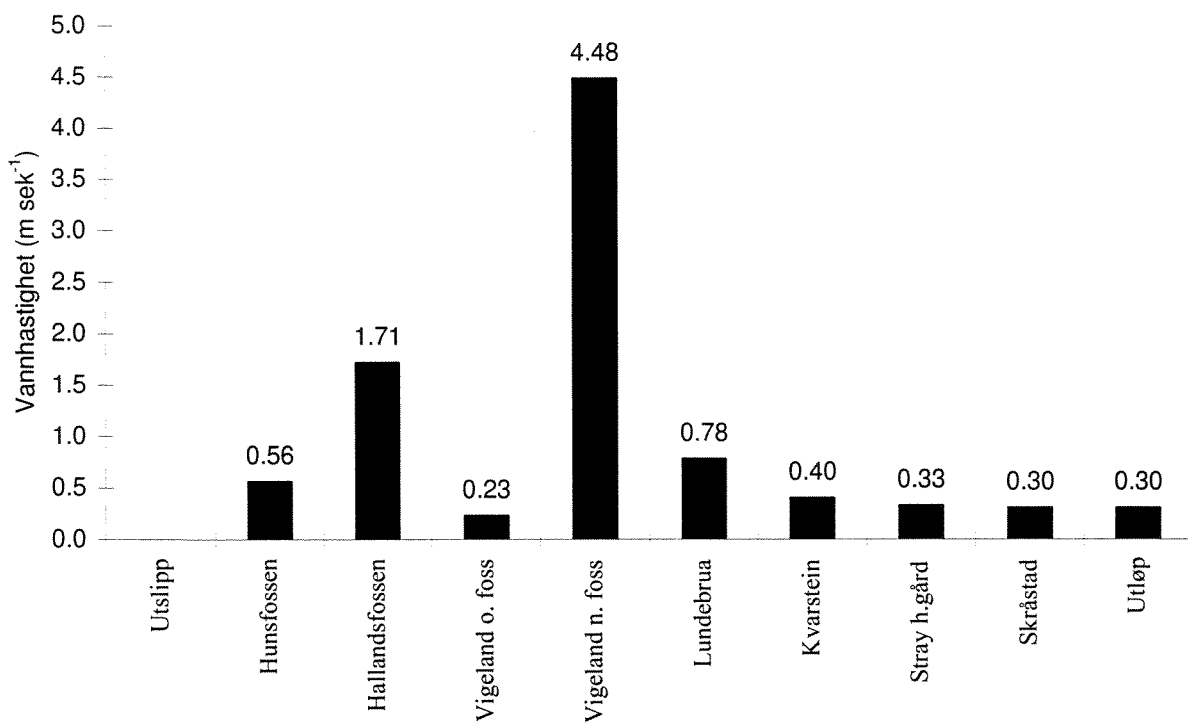
	Dato	28/07/97	28/07/97	28/07/97	28/07/97	31/07/97	29/07/97	31/07/97
	Kl.slett	21:30	21:30	21:30	21:30	11:45	11:00	11:00
Parameter	Stasjon	Vigeland 1316	Vigeland 1317	Vigeland 1318	Vigeland 1320	Skråstad Danmarks kaien	Øvre Ferjested	Øvre Ferjested
Kond _{25°C}	mS/m	2.60	2.19	2.14	2.26	2.43	318	222
pH	-log[H ⁺]	5.36	5.29	5.25	5.21	6.14	6.88	6.75
Ca ²⁺	mg/L	1.08	1.04	0.98	0.97	0.99	22.4	15.5
Mg ²⁺	mg/L	0.24	0.24	0.23	0.24	0.30	69.8	46.4
Na ⁺	mg/L	1.24	1.23	1.20	1.20	1.29	506	340
K ⁺	mg/L	0.22	0.22	0.21	0.22	0.24	19.3	13.1
RAL	µg/L	1560	610	481	2520	74	139	91
PAL	µg/L	1371	476	216	1983	61	85	58
ALA	µg/L	189	234	265	437	13	54	33
ILAL	µg/L	5	5	5	5	6	7	5
LAL	µg/L	184	229	260	432	7	47	28
SO ₄ ²⁻	mg/L	2.0	1.9	1.9	1.9	2.2	130	90
Cl ⁻	mg/L	3.7	3.7	3.6	3.5	2.3	970	650
Alkalin.	µmol/L	8.7	7.5	10.0	21.5	14.1	134.5	93.6
NO ₃ -N	µg/L	93	98	98	98	88	93	106
Tot-N	µg/L	350	240	190	415	240	310	240
TOC	mg C/L	3.8	1.9	1.6	5.6	2.2	2.2	2.0

Tabell 4.5. Navn og utstrekning på de ulike elvestrekningen (km) i Otra nedstrøms utslippet som inngår i elvesimuleringsmodellen.

Sted	Lengde		Avstand fra utløpet	Bredde Gj.snitt
	Fra	Til		
Hunsfoss	0.0	0.5	16.5 - 16.0	0.100
Hallandsfossen	0.5	1.0	16.0 - 15.5	0.025
Vigeland oppstr. fossen	1.0	1.5	15.5 - 15.0	0.250
Vigeland nedstr. fossen	1.5	2.0	15.0 - 14.5	0.010
Lundebrua	2.0	3.5	14.4 - 13.0	0.100
Kvarstein	3.5	5.5	13.0 - 11.0	0.100
Stra	5.5	9.5	11.0 - 7.0	0.100
Skråstad	9.5	16.5	7.0 - 0.0	0.120



Figur 4.4. Teoretisk beregning av den tid elvevannet tar fra utslippstedet ved Hunsfoss Fabrikker AS til ulike steder nedstrøms utslippet (timer) basert på elvesimuleringsmodellen QUAL2E (NCASI, 1985).



Figur 4.5. Beregnet gjennomsnittlig vannhastighet for de ulike elvestrekningene nedstrøms Hunsfoss Fabrikker AS.

Vi har videre slått sammen ulike segmenter med svært like hydrologiske egenskaper, slik at vi har fått 8 elvestrekninger angitt med geografisk navn, lengde og bredde. Total høydeforskjell fra utslippspunktet ved Hunsfos Fabrikker AS til utløpet er på ca 25 meter. Fallet fordeler seg ulikt over den totale elvestrekningen på 16.5 km. Dette betyr ulike oppholdstider i de ulike elvestrekningene. Vi har derfor gått inn å plassert de ulike geografiske navnene for de ulike geografisk angitte elvestrekningene på riktige geografiske steder langs elva og angitt teoretisk hvor lang tid elvevannet bruker fra Hunsfos Fabrikker AS til ulike geografisk steder langs elva (Figur 4.4.). Denne modellen viser at vannet i Otra i gjennomsnitt bruker ca 12.72 timer (12 timer 43 minutter) fra Hunsfos Fabrikker AS til utløpet med en vannføring på $51.8 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Fordi den største fallhøyden på denne strekningen er i området relativt nær utslippspunktet, er hastigheten størst i disse områdene. Usikkerheten i modellen må sies å være relativt stor, og spesielt stor usikkerhet vil det være i området rundt Vigeland, hvor vi har et innsjøliknende gjennomstrømningbasseng. Oppholdstiden i dette bassenget er ukjent, men vi har gitt denne strekningen (Figur 4.5.) den laveste vannhastigheten (0.23 m sek^{-1}) i modellen.

Modeller av denne typen har en viss tendens til å estimere litt for høye hastigheter og noe for raske responser av utslippet nedover i elvesystemet. Likefullt mener vi modellen er i stand til å rekonstruere det kjemiske hendelsesforløpet rundt HYPAX utslippet på en relativt god måte.

Kjemiske input data for å simulere de faktiske forhold i Otra i forbindelse med HYPAX utslippet har vært det som er angitt i pkt 6, 7, 8 (side 28), og bakgrunnskonsentrasjonen av ulike komponenter i elva er basert på analyseverdiene av prøven tatt ved Skråstad 31. juli 1997.

Til å kalkulere Al-kjemien i vassdraget, løselighet, polymeriseringsgrad m.m. har vi benyttet Al-specieringsprogrammet Alchemi Versjon 4.0 (Schecher og Driscoll, 1987, 1988).

4.2.2. Rekonstruksjon av hendelsesforløpet

Basert på forutsetningene angitt i pkt 6, 7 og 8 og de fysiske/kjemiske opplysningene vi har fått om HYPAX 18 ($\text{Al}_2\text{OHCl}_{5x}$ - polymer), både gjennom produktbeskrivelsen og informasjon fra Hydrogass Norge AS, har vi beregnet de vannkjemiske endringene i Otra som følge av HYPAX 18 utslippet. Om vi antar spontan fortykning med elvevannet (Tabell 4.3.), har total konsentrasjonen av aluminium i Otra nedstrøms utslippspunktet øket fra $74 \mu\text{g Al /L}$ til $1822 \mu\text{g Al /L}$, en økning på $1748 \mu\text{g Al /L}$. Av en total konsentrasjon av Al på $74 \mu\text{g Al /L}$ forut for utslippet (Tabell 4.4.), var kun $7 \mu\text{g Al /L}$ tilstede som giftige labile Al-forbindelser (LAL). En slik konsentrasjon har ingen effekt på de biologiske forhold i elva. Siden HYPAX 18 er en svært sur løsning Al-løsning (pH), vil i utgangspunktet alt aluminium fra utslippet foreligge på løste, akutt giftige uorganiske former (definert som labilt Al: LAL). For laks har vi god dokumentasjon på at dødelighet kan inntreffe allerede ved LAL-konsentrasjoner fra $20\text{-}40 \mu\text{g Al /L}$ (Se Rosseland og Hindar, 1991; Berntssen et al., 1997), mens ørret (sjøørret/ brunørret *Salmo trutta* L.) normalt er noe mer tolerante, $50\text{-}100 \mu\text{g Al /L}$ (Se bl.a. Rosseland og Skogheim, 1984). I tilfeller med svært ustabil Al-kjemi og LAL-konsentrasjoner på rundt $250 \mu\text{g Al /L}$ (pH 5.8-5.9, Vanntemperatur: ca 20°C), påviste Rosseland et al. (1992) svært raskt dødelighet (all fisk død etter 5-14 timer), og ingen signifikant forskjell i dødelighet mellom sjøørret og laks. At det ikke var forskjell i følsomhet mellom de to fiskeartene ble

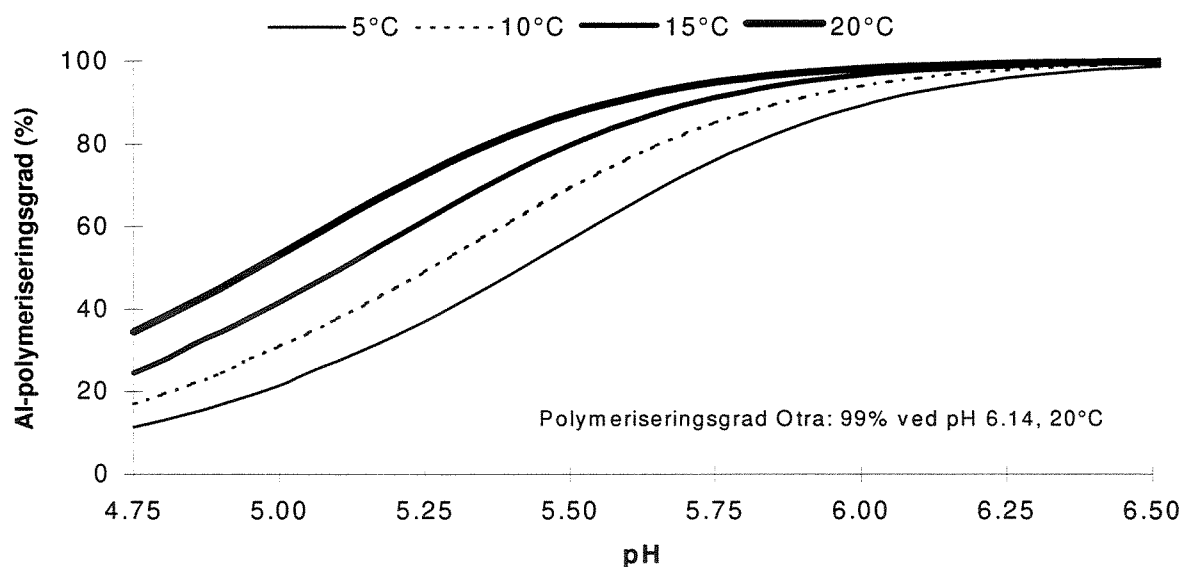
antatt å skyldes den svært toksiske aluminiumskjemien som er tilstede umiddelbart etter at surt vann med pH 4.8 og 250 µg Al /L (som LAL) blandet seg med ellevann med pH rundt 7. Et komparativt laboratoriestudie med 7 ulike norske ferskvannsfisk (Poléo et al., 1997) eksponert til 250-300 µg Al /L (pH ca 5.2) konkluderte med denne følsomhetskalaen mellom artene (den mest følsomme er nevnt først): Laks (*Salmo salar*), Mort (*Rutilus rutilus*) Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), Abbor (*Perca fluviatilis*), Harr (*Thymallus thymallus*), Brunørret (*Salmo trutta* L.), Røye (*Salvelinus alpinus*).

Utslipet av HYPAX 18 til Otra har sannsynligvis resultert i så høye konsentrasjoner av giftige Al-former at en skulle forvente at de fleste fiskearter ikke ville kunne overleve en slik eksponering særlig lenge. En viss bekreftelse på dette er funn av død ål, en fiskeart som er regnet for å være svært robust i forurensningssammenheng. Det bør likevel nevnes at det ikke er gjort konkrete studier på ål og aluminium eksponering.

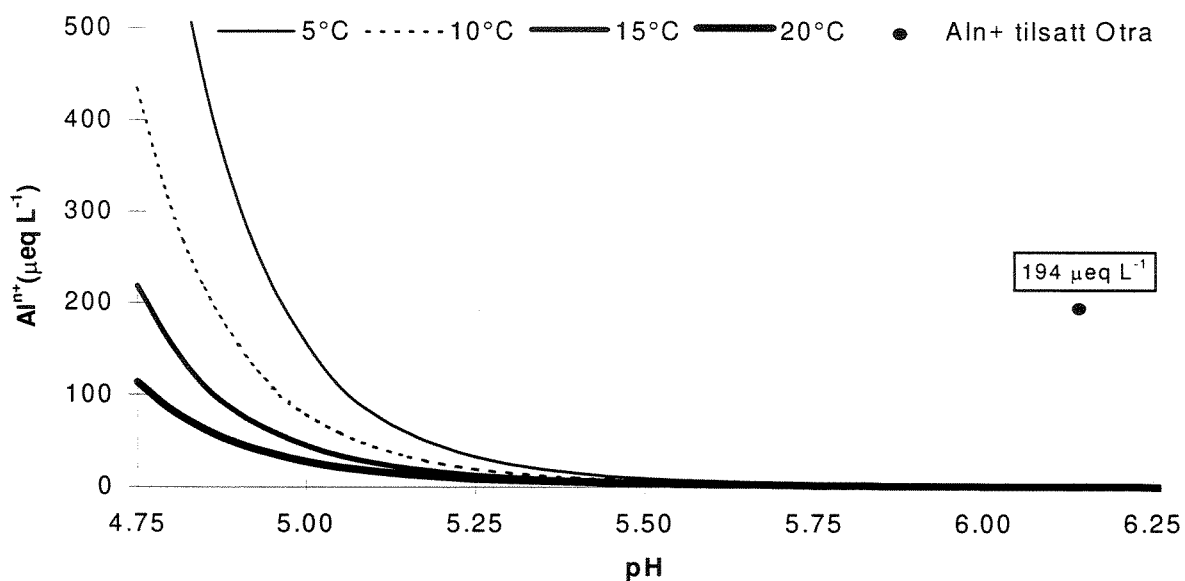
Syretilskuddet til elva fra HYPAX 18 har ikke kunnet medføre noen pH senkning av betydning i elva. Uten å ta hensyn til en viss pH-buffrende evne i elva ved pH 6.14, vil syretilskuddet alene kun bety at ellevannets pH vil synke fra 6.14 til 6.12 (Tabell 4.3.). Til tross for dette dokumenterer prøvene tatt nedstrøms Vigelandsfossen kl 21⁰⁰, samme dag som utslippet, at pH i Otra allikevel har gått betydelig ned som følge av utslippet. De 4 ulike prøvene viste pH-verdier fra 5.21 - 5.36. Dette skyldes utelukkende den betydelige aluminiums-polymerisering som finner sted etter utslippet av HYPAX 18. Mengden Al som er tilstede i elva etter utslippet er betydelig høyere enn hva som kan være i løsning ved den pH som var i elva hadde når utslippet fant sted (pH: 6.14). Utslipet har derfor medført en kraftig overmetning av aluminium. For å opprette kjemisk løselighetslikevekt igjen, vil de positivt ladete Al-ionene fra HYPAX 18 hydrolysere og polymerisere (Figur 4.6.), noe som betyr at de reduserer sin positive ladning betydelig (Figur 4.7.), samtidig som Al-ionene slår seg sammen. Til slutt vil denne sammenslåingen av Al-ioner (polymeriseringen) føre til så store Al-aggregater at de til slutt vil opptre som partikler med ubetydelig eller ingen positiv netto ladning. I stille vann vil slike komplekser sedimentere ut av løsningen. Som angitt i Figur 4.3., vil både hydrolysen og videre polymerisering avgi H⁺ ioner til ellevannet i en slik grad pH i elva vil synke. Fordi Otra har relativt liten pH-buffrende evne vil effekten av disse H⁺-produserende prosesser resultere i en betydelig pH-senkning i vassdraget. Vi har konkretisert disse prosessene med å anta at vi allerede nedstrøms Vigelandsfossen har oppnådd aluminium-kjemiske forhold i likevekt med en fast fase av Al(OH)₃ som vi kaller mikrokrystallinsk gibsitt. Løselighetsproduktet for dette stoffet (logK*) er 9.35. Før utslippet har vi beregnet mengden positive Al-ladninger til å være ca 0.33 µeq /L. Dette er omtrent den mengden positive Al-ladninger som også ble beregnet å være tilstede i Otra før utslippet ved en pH på 6.14, total organisk karbon (TOC) konsentrasjon på 2.2 mg /L og likevekt med mikrokrystallinsk gibsitt. HYPAX 18 utslippet resulterte i en spontan økning av positive ladninger (Al³⁺) på 194 µeq /L. Prøvene nedstrøms Vigelandsfossen ble tatt ca kl. 21⁰⁰, d.v.s. ca 3 timer etter at HYPAX 18 utslippet stanset. I tillegg har vi beregnet at ellevannet bruker ca 1 time fra utslippspunktet til stedet hvor vannprøvene ble tatt (Se Figur 4.4.). Om vi antar at likevekt med mikrokrystallinsk gibsitt har funnet sted allerede der vannprøvene ble tatt, har mengden positive Al-ladninger blitt redusert fra 194 µeq /L (ved utslippet) til 12 ± 1.2 µeq /L (n = 4) nedstrøms Vigelandsfossen. Reduksjonen av positive ladninger har altså vært betydelig på strekningen Hunsfoss Fabrikker AS - utløp Vigelandsfossen. Dette indikerer en betydelig avgivelse av H⁺ ioner til elva under polymersieringsprosessen. Dette er også godt dokumentert gjennom analysene av vannprøvene (Tabell 4.6.), hvor pH i elva nedstrøms Vigelandsfossen ble målt til 5.27 ([H⁺] : 5.32 ± 0.77 µeq /L). Dette er middelverdien for de 4

prøvene som ble analysert. Om vi forutsetter at aluminium fra HYPAX 18 allerede var i likevekt med mikrokrySTALLinsk gipsitt nedstrøms Vigelandfossen vil pH i elva vært 5.18 ($[H^+] = 6.60 \mu\text{eq/L}$). Dette er ikke signifikant forskjellig fra hva som ble målt i de aktuelle prøvene. Al-polymeriseringen forklarer altså pH-nedgangen i Otra som følge av HYPAX 18 utslippet.

Ser en derimot på målte totalkonsentrasjoner av aluminium i Tabell 4.4., og målte og beregnede konsentrasjoner av ulike Al-fraksjoner i Tabell 4.6., finner vi til dels svært divergerende verdier. Dette dokumenterer svært godt både problemer med prøvetaking og vanskelighetene med å få gode analyservedier under ustabile vannkjemiske forhold. Om vi forutsetter at maksimal mengde Al som følge av HYPAX 18 utslippet var som beregnet (RAL = $1748 \mu\text{g Al/L}$), har høyeste total konsentrasjon av aluminium i elva vært $1822 \mu\text{g Al/L}$ (som antydnet i Tabell 4.3.), om en forutsetter en total og spontan innblanding av HYPAX 18 i hele elveprofilen. De 4 prøvene tatt nedstrøms Vigelandfossen viser store variasjoner i RAL, fra 481 til $2520 \mu\text{g Al/L}$. Dette indikerer at mye av aluminiumet er tilstede som partikler i elva på dette stedet.



Figur 4.6. Al-polymeriseringsgrad (%) i pH-området 4.75 - 6.50. Al-polymeriseringsgraden er estimert som konsentrasjon (molar) av $\Sigma\text{AlOH}^{2+}, \text{AlOH}_2^+$ i forhold til $\Sigma\text{Al}^{3+}, \text{AlOH}^{2+}, \text{AlOH}_2^+$. Tilstedeværelsen av disse $\text{AlOH}^{2+}, \text{AlOH}_2^+$ er nødvendig for at polymerisering skal finne sted. Polymeriseringen er også avhengig av hvilken Al-konsentrasjon som er tilstede i vannmassene og hvilken fast fase som eventuelt bestemmer løseligheten. Vi har antatt en polymerisering i forhold til en likevekt med mikrokrySTALLinsk gipsitt ($\text{Al}(\text{OH})_3$), med et løselighetsprodukt, $\log K^* = 9.35$.



Figur 4.7. Mengde positive Al-ladninger som kan være tilstede i løsning i likevekt med mikrokrySTALLINSK gibsitt ($\text{Al}(\text{OH})_3$), med et løselighetsprodukt, $\log K^* = 9.35$. Utslippet av HYPAX 18 til Otra (1748 $\mu\text{g Al L}^{-1}$) medførte en tilførsel av 194 $\mu\text{eq L}^{-1}$ av positive ladninger (som Al^{3+} ioner) til Otra ved en vannføring på $51.8 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Som det framgår av figuren er omfattende Al-polymerisering (reduksjon av positive ladninger) allerede i gang ved pH 4.75 og vanntemperatur på 20°C under forutsetning av likevekt med mikrokrySTALLINSK gibsitt.

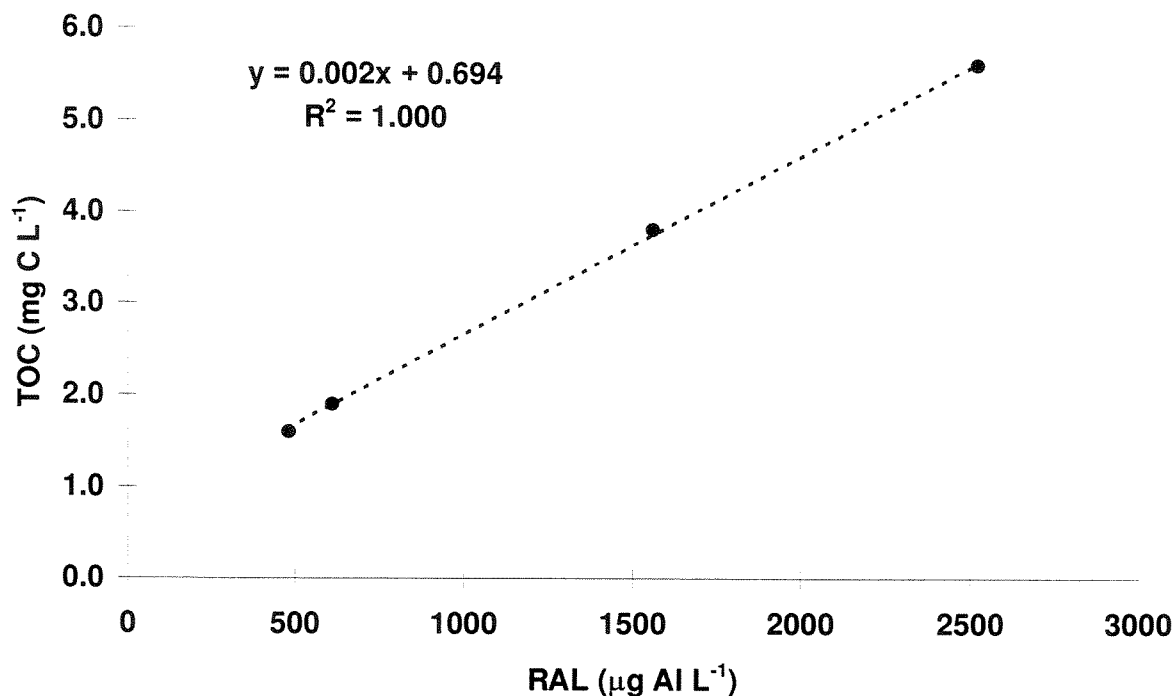
Mesteparten av aluminiumet er derfor sannsynligvis ikke lenger homogent fordelt i løsning. Dette vil kunne gi opphav til store konsentrasjonsvariasjoner avhengig av om vannprøven tas ute i hovedløpet eller i bakevjer. At konsentrasjonsforskjellene primært skyldes partikulære Al-forbindelse (PAL) er godt illustrert i Tabell 4.4., der PAL i de ulike prøvene varierer fra 216 - 1983 $\mu\text{g Al /L}$. Ser vi derimot på total mengden løste Al-former (ALA), finner vi ingen signifikante forskjeller mellom målte og estimerte konsentrasjoner av ALA. Middelverdiene er relativt like, men variasjonen, uttrykt med ett standard avvik ($\pm \text{SD}$), er som forventet langt større i målte prøver sammenliknet med de beregnede verdiene. Al-fraksjoneringen av ALA i ILAL og LAL, avdekker derimot store analytiske vanskeligheter. Ikke labilt aluminium (ILAL) er analytisk sett den mengde ALA som passerer igjennom en kationebytter, d.v.s. at de ikke har betydelig kationisk ladning (positivt ladet Al-forbindelser). ILAL vil derfor primært være aluminium bundet til organisk materiale i vann. Organisk materiale i vann som kan binde uorganisk positivt ladete Al-forbindelser er primært løste organiske syrer. Disse svake syrene har negative seter og fungerer som en flytende kationebytter i elva, hvor de bl.a. binder til seg kationer som aluminium. Vi har en hvis mengde organisk syrer i elva som inngår i analysen av TOC. At vi til tross for en TOC-konsentrasjon på 2.2 mg C /L, ikke finner noe mer ILAL enn deteksjonsgrensen for metoden ($\approx 5 \mu\text{g Al /L}$) kan skyldes flere analytiske faktorer som er irrelevant å gå inn på i denne rapporten. Siden LAL kun beregnes som differansen mellom ALA og ILAL, får dette selvsagt direkte innvirkning på mengden LAL som analyseres. Al-fraksjonene som måles i slike ustabile Al-løsninger blir derfor svært usikre og derfor også meget vanskelige å tolke.

Tabell 4.6. Målte og estimerte pH-verdier og konsentrasjoner av ulike Al-fraksjoner i Otra i vannprøver tatt nedstrøms Vigelandsfossen kl. 21⁰⁰, 3 timer etter at HYPAX 18 utslippet opphørte. Estimerte verdier er basert på aluminiumslikevekt med mikrokrystallinsk gibsitt.

	målt	estim.	målt	estim.	målt	estim.	målt	estim.
Stasjon	pH	pH	RAL	RAL	ILAL	ILAL	LAL	LAL
Vigeland 1316	5.36	5.25	189	261	5	97	184	164
Vigeland 1317	5.29	5.24	234	269	5	99	229	170
Vigeland 1318	5.25	5.20	265	300	5	106	260	193
Vigeland 1320	5.21	5.25	437	263	5	97	432	166
Middelverdi	5.27	5.23	281	273	5	100	276	173
± SD			108	18	0	4	108	14
Skråstad	6.14		13		6		7	

Konsentrasjonsvariasjonene i total mengde organisk karbon (TOC) i de 4 prøvene er også meget interessant. I disse prøvene tatt nedstrøms Vigelandsfossen, varierte verdiene for TOC fra 1.6 til 5.6 mg C /L, mens TOC konsentrasjonen i elva før utslippet var 2.2 mg C /L (Tabell 4.4.). To av prøvene hadde klart høyere TOC-verdier enn det som var i elva før utslippet. HYPAX 18 utslippet kan ikke ha forårsaket dette. Årsaken ligger i at det aluminiumet som er tilstede in den sure HYPAX 18 løsningen er svært effektivt til å felle/kompleksbinde seg til organiske anioner. Av den grunn er HYPAX 18 brukt som fellingskemikalium for humus i vann (organiske syrer). At det er et svært effektivt fellingsmiddel blir klart dokumentert ved den ekstremt god sammenhengen en finner mellom konsentrasjonene av total aluminium og konsentrasjonen av TOC i de 4 analyserte prøvene (Figur 4.8). Dette dokumenterer at mye organisk materiale er bundet til aluminium og i stor grad til aluminiumspartikler. Dette gjør at også TOC ikke lengre er homogent fordelt i elvevannet, men i stor grad følger partikulært aluminium.

Den sterke assosiasjonen mellom organiske anioner i vann (humus syrer) og aluminium er en nær parallell til hvordan aluminium virker på en fiskegjelle. Også fiskegjellers overflater er fulle av organisk anioner med sterke metallkomplekserende egenskaper (Flere detaljer i Kapittel 4.1.) Med de høye konsentrasjonene av meget positiv ladete Al-ioner (Al^{3+}) som ble tilført vassdraget gjennom HYPAX 18 utslippet, vil aluminium i stor grad bindes både til humus og overflatene på fiskegjeller. Dette er hovedårsaken til den svært akutte giftvirkningen vi fikk av HYPAX 18 utslippet, hvor hypoksi (oksygenmangel) sannsynligvis var den primære dødsårsak. Mye aluminium på gjelleoverflaten gjør at gjellene tettes til og mister mye av sin permeabilitet. Dette påvirker i stor grad opptaket av O_2 og frigivelse av CO_2 . Ekstra akutt blir dette ved høye vanntemperaturer, fordi mengden O_2 i vann da er lavt samtidig med at fiskens stoffskiftet er høyt (Se Lydersen et al., 1996). Fisken vil derfor raskere dø av O_2 mangel ved høye vanntemperatur under ellers like vannkemiske forhold.



Figur 4.8. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av total aluminium (RAL) og total organisk karbon (TOC) i 4 prøver tatt nedstrøms Vigelandfossen, ca 3 timer etter at HYPAX 18 utslippet opphørte.

Siden pH verdien i HYPAX 18 er så lav som pH: 1.6, vil aluminium primært være tilstede som Al^{3+} -ioner når aluminium kommer ut i elva. De vannkjemiske forhold i elva med relativt høy pH (pH: 6.14) gjør at det ikke ville være teoretisk mulig å ha Al^{3+} -ioner tilstede i vannmassene når systemet er i aluminiumslikevekt. Dette betyr at Al^{3+} -ionene må igjennom omfattende kjemiske endringer som skissert i Figur 4.3. Flere av disse prosessene er ikke spontane, d.v.s. det tar en viss tid. Siden giftigheten til aluminium avtar (Se Figur 4.2.) med tiden, etter vært som løsningen går mot en aluminiumslikevekt (en stabil situasjon), blir det å anslå tiden for slike prosesser svært viktig. Dette er derimot svært vanskelig, men samtidig helt sentralt for å avklare hvor langt nedstrøms Hunsfoss Fabrikker AS vi har hatt giftvirkning av aluminium utslippet. Andre viktige faktorer for vurdering av giftvirkningen er hvor lenge fisken har vært eksponert og hvor høye konsentrasjoner som har vært til stede ved ulike stasjoner nedover i vassdraget.

Vi har derfor 3 sentrale faktorer som må vurderes for å angi gifteffekten på ulike stasjoner i vassdraget:

- 1) Hvor lang tid det tar før aluminium fra HYPAX 18 utslippet ikke lenger har giftvirkning.
- 2) Hvor lenge fisken er blitt eksponert til giftig nivåer av aluminium.
- 3) Hvordan konsentrasjonene av giftige former har variert gjennom utslippsperioden.

Disse faktorene vil variere sterkt, avhengig av avstanden fra utslippet. I forsøk på å rekonstruere hendelsesforløpet har vi derfor benyttet en elvesimuleringsmodell, QUAL2E (NCASI, 1985).

Med bakgrunn i de forutsetningene som er lagt til grunn for beregningene (Se Kapittel 4.2.1.) har vi vurdert effektene av utslippet ved følgende 4 ulike steder i Otra nedstrøms utslippspunktet ved Hunsfos Fabrikker AS:

- 1) Utslippspunktet ved Hunsfos Fabrikker AS
- 2) Nedstrøms Vigelandsfossen
- 3) Kvarstein (ved Kvarsteinbrua)
- 4) Strekningen Stray (ved Stray hovedgård) til utløpet ved Kristiansand

I forbindelse med disse evalueringene henviser vi til Figurene 4.9., 4.10. og 4.11, basert på verdiene angitt i Tabell 4.7., 4.8. og 4.9., som finnes i vedlegget på side 71 til 73.

Hunsfoss

I området umiddelbart nedstrøms utslippet fra Hunsfoss Fabrikker AS, har konsentrasjonen av total aluminium vært maksimal, sannsynligvis oppe i $> 1800 \mu\text{g Al /L}$. I dette området har alt aluminium fra HYPAX 18 utslippet ($\approx 1750 \mu\text{g Al /L}$) vært på svært giftig form (-er). Fisk nedstrøms dette området har blitt eksponert for denne konsentrasjonen omtrent like lenge som utslippet fant sted, d.v.s. ca 4 timer.

Konsentrasjonen av giftige Al former i dette området har vært meget høy. Vi har ikke studier fra tilsvarende høye konsentrasjoner som kunne antydnet hvor lenge fisk som ørret, laks og ål ville kunne overleve en slik eksponering. Siden utslippet i alle fall har pågått i 4 timer, kan vi med stor sikkerhet si at dødeligheten har vært betydelig inne dette tidsintervallet, i alle fall for den fisken som har stått i hovedstrømmen for utslippet. Det som kan ha gjort forholdene noe mindre dramatiske, er at det umiddelbart nedstrøms utslippet vil være stor sannsynlighet for at HYPAX 18 ikke er homogent fordelt over hele elveløpet. Dette betyr at i området nær utslippet vil være stor sannsynlighet for at fisk har kunnet oppsøkt områder med langt bedre vannkvalitet, kanskje helt upåvirket. Vi har erfaringer fra tidligere som antyder at dette skjer, samtidig som vitne beskrivelser i forbindelse med dette utslippet har dokumentert at fisk oppsøkte sidebekker med bedre vannkvalitet mens utslippet pågikk. Dette betyr at fisk også kan ha overlevd i områder i umiddelbar nærhet til utslippet. Hvis så er tilfelle vil også Al-konsentrasjonen i de områder som ble sterkest påvirket av utslippet ha vært langt høyere enn det estimatet som er angitt over, som bygger på en total fortynning av utslippet i hele elva umiddelbart nedstrøms utslippet. Dette har sannsynligvis ikke hatt noen vesentlig betydning for giftighet så lenge Al-konsentrasjonene (selv med 100% fortynning med elvevannet) var ekstremt høy.

Vigeland

Fra utslippspunktet til området nedstrøms Vigelandsfossen har vi beregnet at elvevannet bruker ca 1 time. Elva har da passert Hallandsfossen og Vigelandsfossen, hvor elva kun har en bredde på fra ca 10 m til 25 m bred. Vi har derfor antatt at utslippet av HYPAX 18 er relativt homogent fordelt over hele elveprofilen nedstrøms disse fossene. Vannprøvene som ble tatt i

et par hundre meter nedstrøms dette området har vi valgt å benevne "Vigeland nedstrøms foss". Simuleringsmodellen angir at høyeste total Al-konsentrasjon (1749 µg Al /L) har inntruffet ca kl. 18⁰⁰, men vi antar at vannet har vært akutt giftig fra ca 15⁰⁰ - 23⁰⁰. Fordi aluminium fra HYPAX 18 utslippet gradvis blir mindre giftig over tid, har Al-formene ved denne stasjonen vært mindre giftige enn høyere oppe i vassdraget. Totalkonsentrasjonene av aluminium vil samtidig bli noe lavere enn ved utslippstedet. Som antydte tidligere i rapporten ser det ut til at vi har fått en tilnærmet likevekt med en fast aluminiumsfase (mikrokrystallinsk gibsitt) ved denne stasjonen. Dette betyr at Al-polymeriseringsprosessene i all hovedsak er over ved denne stasjonen. Utslippet bruker ca 1 time ned til denne stasjonen. I tillegg til selve Al-polymeriseringsprosessen som er svært giftig, har også de labile formene av Al (LAL) akutt giftvirkning. Hvilken konsentrasjon av LAL som kan være tilstede og i likevekt med den faste fasen (mikrokrystallinsk gibsitt) bestemmes primært av pH og vann-temperaturen. Siden vanntemperaturen antas å være like i hele elva, er LAL konsentrasjonen styrt av pH, d.v.s. at de høyeste LAL konsentrasjonene opptrer ved lavest pH. Ved Vigeland har vi estimert høyeste konsentrasjon av LAL til 173 µg Al /L ved en pH på 5.18. Disse vannkjemiske forhold, i tillegg til at vi fortsatt ikke helt kan utelukke noe Al-polymerisering, betyr at akutt giftighet sannsynligvis har vært tilstede i dette området fra 15⁰⁰ - 23⁰⁰, mest akutt i tidsrommet 15⁰⁰ til 17⁰⁰.

Kvarstein

Ved Kvarsteinbrua antar vi at all giftighet i forbindelse med selve polymeriseringen av aluminiumet er borte. Antatt maksimal konsentrasjon av total mengde aluminium ved denne stasjonen har vært ca 1365 µg Al /L, mens den maksimale LAL konsentrasjonen har vært ca 135 µg Al /L. Maksimal LAL konsentrasjon har vært tilstede rundt kl 19⁰⁰, og vi antar at akutt giftige nivåer av aluminium har vært tilstede ved denne stasjonen i tidsrommet 16⁰⁰ til 00⁰⁰, utslippsdagen. Laveste estimerte pH verdi har vært 5.25. Både pH og LAL konsentrasjon bygger på antakelser om fortsatt likevekt med mikrokrystallinsk gibsitt også ved denne stasjonen, og at vi antar at det ikke er vesentlige endringer i løselighetsbetingelsene videre nedover i elva. Dette bygger på tidligere studier som indikere at en likevekt med en fast fase inntreffer relativt raskt, mens en ny likevekt i forhold til en enda mindre løselig fast fase av aluminium, er en langt tregere prosess (Lydersen et al., 1991). Siden de estimerte LAL konsentrasjonene er relativt høye, antar vi at de vannkjemiske forhold fortsatt har resultert i en viss dødelighet i dette området av elva. Ved LAL-konsentrasjoner på 170-240 µg Al /L, er det tidligere påvist 50% dødelighet på laks og sjørret innen 7 timer (Rosseland et al., 1992).

Stray og utløpet ved Kristiansand

Kjemisk sett vil vi anta at akutt giftighet som følge av HYPAX 18 utslippet har vært minimal nedstrøms Kvarsteinbrua, i alle fall på strekningen fra Stray hovedgård og ned til munningen. Likefult viser de kjemiske beregningene at LAL konsentrasjonene har vært oppe i mellom 70-100 µg Al /L fra Stray hovedgård til utløpet av Otra. Vi kan derfor heller ikke her utelukke en viss dødelighet selv langs denne elvestrekningen, siden LAL konsentrasjonen har vært > 40 µg Al /L. Etter våre beregninger, har en slik LAL-konsentrasjon (> 40 µg Al /L) vært tilstede i ca 8 timer, i tidsrommet 18⁰⁰ - 02⁰⁰, i området ved Stray hovedgård, og i ca 18 timer, fra 00⁰⁰ - 10⁰⁰ (29 juli), ved utløpet. LAL konsentrasjoner mellom 20-40 µg Al /L er tidligere

påvist å kunne ha akutt giftvirkning på laks, hvor 50% dødelighet ble registrert etter 29-60 timers eksponering (Berntssen et al., 1997). Vi kan derfor ikke helt utelukke en viss dødelighet selv i dette området. Ved disse to stasjonene har sannsynligvis pH vært ned mot 5.35 (Stray hovedgård) og 5.50 (Utløp Otra). Selv om ikke akutt dødelighet har vært noe problem i dette området, har utslippet av HYPAX 18 sannsynligvis medført ikke optimale forhold også i den nederste delen av elva. Høy temperatur og et lavt oksygeninnhold i vannet natterstid som følge av respirasjon fra en betydelig plantebiomasse kan ha gitt en forverret situasjonen for fisken i vassdraget.

For fisk som har blitt påvirket men overlevd HYPAX 18 episoden, er det god grunn til å anta at disse fiskene vil overleve, fordi reparasjonsmekanismene på gjellene synes og være svært gode og relativt raske (Se Kjelsberg, 1997).

4.3. Oppsummering

Denne oppsummeringen baserer seg på de forutsetninger og beregninger/ konklusjoner som er fremsatt tidligere i dette kapittelet.

- * Hovedutslippet av HYPAX 18 har foregått fra kl. 14⁰⁰ til kl. 18⁰⁰ den 28. juli 1997.
- * Den totale aluminiumskonsentrasjonen i elva har variert fra maksimalt 1800 µg Al /L nær utslippet til ca 700 µg Al /L ved utløpet.
- * Høyere konsentrasjoner (> 1800 µg Al /L) skyldes sannsynligvis prøvetakingsusikkerhet på grunn av at aluminiumspartiklene i elvevannet ikke er homogent fordelt.
- * Giftigheten avtar betydelig fra utslippspunktet til utløpet, etter hvert som aluminiumsionene slår seg sammen (polymeriserer) slik at de mister betydelig kationisk karakter (positiv ladningstyrke) etter vært som polymerene vokser. Betydelig reduksjon av giftigheten til HYPAX 18 i den første timen etter utslippet. Lengre ned i vassdraget vil redusert giftighet også henge sammen med generelt lavere aluminiumskonsentrasjoner enn i nærheten av utslippet.
- * Fordi elva bruker ca 1 time fra utslippspunktet til nedstrøms Vigelandsfossen antar vi at den klart giftigste vannkjemien har vært tilstede på denne strekningen.
- * Akutt giftighet er påvist i alle fall ned til Kvarstein bru. Dette skyldes i mindre grad aluminiums polymerisering, men fortsatt relativt høye konsentrasjoner av løst uorganisk aluminium (LAL).
- * De forhøyede LAL-verdien henger sammen med at Al-polymeriseringsprosessen lengre oppe i vassdraget har medført en pH reduksjon i hele vassdraget.
- * Saltsyren fra HYPAX 18 utslippet har ikke bidratt til denne pH-senkningen

- * Surhetsgraden i elva har sannsynligvis vært nede i ca pH 5.2 oppe ved Vigeland, og noe høyere nedover i vassdraget, sannsynligvis ned til pH \approx 5.5 ved utløpet.
- * Vi kan ikke utelukke fiskedød på strekningen nedstrøms Stray hovedgård til elvemunningen, siden vannkjemien også på denne strekningen ikke har vært optimal.
- * Mest sannsynlig vil det meste av den fisken som ble påvirket av HYPAX 18, men ikke døde, relativt raskt reparere skadene og sannsynligvis være upåvirket av hendelsen etter noen dager.
- * Utslipet har påvirket vannkjemien i elva i ca ett døgn.
- * Ingen vannkjemisk effekt av utslippet ble registrert i vannprøve ved Skråstad, tatt ca 3 døgn etter utslippet.
- * Kjemikaliet som ble sluppet ut har kun giftvirkning i en kort tid (< 1 døgn), og klart mest giftig umiddelbart etter at det ble sluppet ut i elva.
- * Aluminiumet fra HYPAX 18 utslippet har mest sannsynlig sedimentert ut relativt nær utløpet av Otra. Dette sedimentet er helt ufarlig, og representerer ingen fare i framtiden.
- * Siden aluminium kun virker på gjelleoverflaten til vannboende organismer, har stoffet ingen bioakkumulerende evne. Oppkonsentrering i næringskjeden kan derfor utelukkes.
- * I produktdatabladet for HYPAX 18 står det i beskrivelsen av stoffets virkning på vannlevende organismer at: "Det forventes ikke at produktet har akutt-toksisk effekt på vannlevende organismer". Dette må endres i tråd med dagens kunnskap på feltet.
- * I en tilsvarende beskrivelse av et parallelt produkt: Redifloc 8210 (Eka Nobel, Sverige) beskriver man der under avsnittet akutt fisketoksitet at: "Produktet kan være giftig for vannorganismer dersom det ikke nøytraliseres før utslipp. Ved pH = 4,8 til 5.6 danner aluminium en kjemisk form som er svært fisketoksisk pga. dets virkning på gjellenes funksjon (kvelning)".
- * Hvis HYPAX 18 løsningen først hadde vært tilsatt base, slik at pH'en i løsningen hadde vært mellom pH 6 - pH 7 i 1 til 2 dager før det ble sluppet ut i elven, ville stoffets giftvirkning sannsynligvis vært helt eliminert.

5 Biologiske forhold

5.1 Laksefiske. Fangststatistikk og utvikling på 90-tallet

Nedre Otra var tidligere en god lakseelv med registrerte årlige fangster av laks på nær 11 tonn før århundreskiftet og vel 5 tonn etter 1945. Fra 1955 og frem til 90 tallet har fangstene vært ubetydelige og den gamle bestanden av Otra laks ble utryddet på grunn av forurensinger fra industrien. Sur nedbør ga etterhvert også en uheldig pH senkning i vassdraget.

Fiskeriinspektøren skriver i sin rapport for året 1959 om Otra at denne elven har på strekningen nedenfor Vigelandsfossen fra naturens side gode betingelser som lakse og sjøaureelv. Fiskebestanden har holdt seg oppe og var frem til ca. 1950 bedre enn i enkelte andre av Sørlandets lakseelver. Otra-laksen er kjent som en stor og velvoksen og meget verdifull laksetype, særlig som sportsfisk. Og han skriver videre, men i dag er det praktisk talt ikke laks og sjøaure i Otra. Innlandsauren og andre arter som gjerne finnes i Sørlandselvene synes også å være redusert eller borte i Otra, nedenfor Vigelandsfossen.

Fiske-undersøkelser på den tidligere lakseførende delen av vassdraget kunne i perioden fra 1957 til 1988 ikke påvise laks- eller aureunger på strekningen nedstrøms Vigeland (Rosseland 1968, Haraldstad 1986 og Brabrand 1989). På slutten av åttitallet/begynnelsen av nittitallet ser det ut til å være et skifte i den fysisk-kjemiske vannkvaliteten som igjen gjør det levelig for laks og sjørret i nedre deler av Otra. Laksefisket tar seg opp og organisert salg av fiskekort tar til igjen i 1992. I tabell 5.1 er det gitt en oversikt over oppfisket kvantum av laks og sjøaure for årene 1992 til 1997. I tabellen er det også tatt med en oversikt over inntekter ved salg av fiskekort for den lakseførende delen av Otra.

Tabell 5.1. Årlig statistikk for fangst av laks og sjørrett i Otra i perioden 1992 -1997, og opplysninger om inntekter fra salg av fiskekort i samme periode.

År	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Laks	Ingen	2642	4017	2419	1421	2041
Sjørret	fangstrap.	190	166	445	110	42
Sum	-	2832	4183	2864	1531	2083

År	1992	1993	1994	1995	1996	1997
*						
Salg av a:	46.500	143.730	125.370	183.320	177.800	Samlet
fiskekort b:	+ 85.890	+ 104.820	+ 91.980	+ 98.090	+ 98.415	for a og b
Sum	=132.390	= 276.120	= 217.350	= 281.410	= 276.215	=250.000

* **a:** Refererer seg til inntekter fra Otra Laxelag sitt kortsalg og **b:** tilsvarende for kortsalg på retten til Vigeland Brug. Prisene på fiskekort har ligget på fra kr 50.- til 150.- pr døgn.

Fangststatistikken viser at det i perioden fra 1992 og frem til i dag igjen vært fisket tildels betydelige mengder laks i Otra. Enkelte slengere av laks hadde også i perioden før blitt fisket i elven, men som følge av utslippene fra treforedlingsindustrien var den (etter en relativt kort stund på elven) ikke spiselig på grunn av dårlig smak. Når laksen etterhvert begynte å komme tilbake på 90 tallet antok man at dette ikke var fra laks som var produsert i Otra, men at det skyldes dels at det var laks som egentlig tilhørte andre lakseelver som hadde vandret feil, og dels at det var laks som hadde rømt fra oppdrettsanlegg.

Den siste utsettingen av laksesmolt ble gjort i perioden 1979 - 1983, men effekten av denne var svært liten. I 1982 ble det satt ut en del bekkerøye ved Vigeland Brug. Denne så ut til å greie seg noe bedre, men når fisken ikke lenger kunne spises sammen med den betydelige forurensingen som preget denne delen av Otra var vassdragets rekreasjonsverdi og interessen for sportsfiske borte.

Med den bedre vannkvaliteten en etterhvert fikk nedstrøms Hunsfoss og parallelt med at laksefiske tok seg opp har det ved flere anledninger fra Laxelaget sin side blitt reist et ønske om å få igang fiskeribiologiske undersøkelser i denne delen av vassdraget. Dette har de så langt ikke fått gehør for. Gjennom slike undersøkelser ville det ha vært mulig å samle kunnskap som kunne stadfeste om den gytelaksen som nå stod på elven var i stand til å produsere en ny generasjon laksunger. Interessant ville det også være å vite om disse lakseungene så greide å vokse opp, smoltifisere og vandre ut i sjøen, og slik bygge opp en ny stamme av Otra laks.

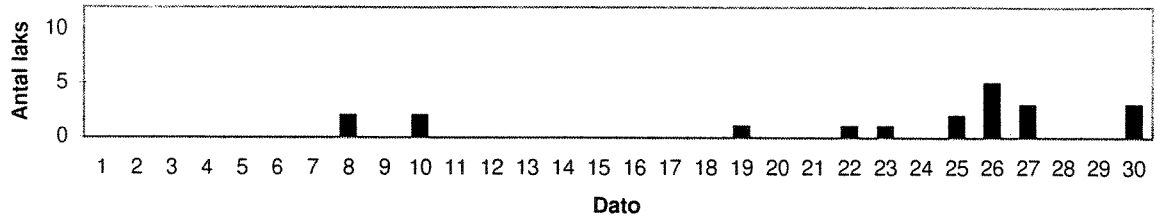
Mangelen på slike opplysninger om fiskestatusen i denne delen av vassdraget gjør at den oppgaven som vi nå skal utføre med å vurdere omfanget av skadene på laksestammen og fremtidige konsekvenser for laksefiske blir vanskelig når situasjonen før giftutslippet ikke kan dokumenteres.

5.2 Effekter av giftutslippet den 28. juli

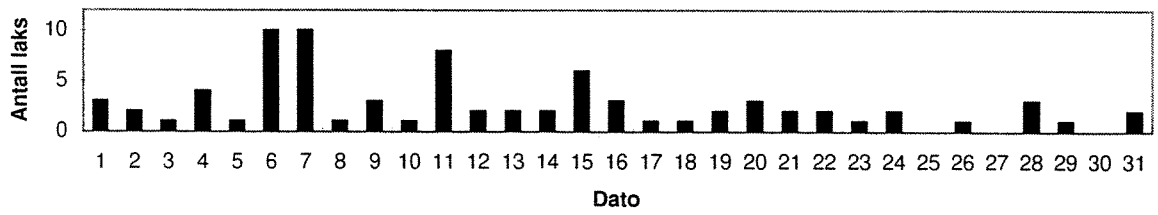
5.2.1 Inntrykk fra fiskere om forholdene i elven dagene før utslippet.

Før utslippet har fiskerne som regelmessig fisker i den lakseførende delen av Otra gitt oss den tilbakemelding at bestandene av fisk da var gode og at fisketettheten sammenlignet med tidligere år hadde økt. De fleste fiskerne ferdes i området fra Sødal til Vigeland og i hele dette området ble det registrert mye yngel og småfisk. Dette er observasjoner fiskerne gjør når de vader i elven og skremmer opp småfisk, og ved markfiske hvor småfisken etter en kort tid stikker av med agnet. Årets fiskesesong startet 1. juni og allerede samme dag ble det fanget 3 lakser hvorav den største veide 8.5 kg. Tidlig i sesongen hadde oppgangen av laks vært god noe som lovde godt for et spennende laksefiske utover i 1997. I løpet av juni og juli ble det fanget mye fisk og de ivrigste fiskerne var kommet opp i fangster på 20 til 30 lakser før giftutslippet. I figur 5.1 er det gitt en grafisk sammenstilling av fangsten av laks i 1997 gitt for hver dag i fiskesesongen. Laksens oppvandring stopper i Vigelandfossen. Oppstrøms denne og opp til Hunsfossen er det en utvidelse av elven hvor det har vært en fin bestand av ørret med til dels stor fisk (1 -2 kg), noe som er uvanlig lenger oppe i Otra. Det var i dette området fellingskjemikaliet polyaluminiumsklorid ble sluppet ut i Otra.

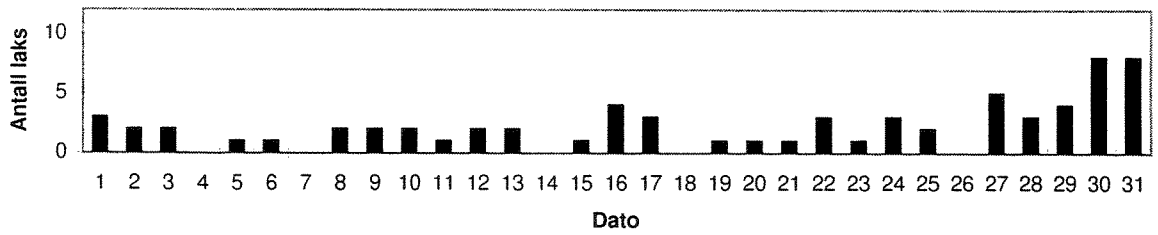
Fangst i juli



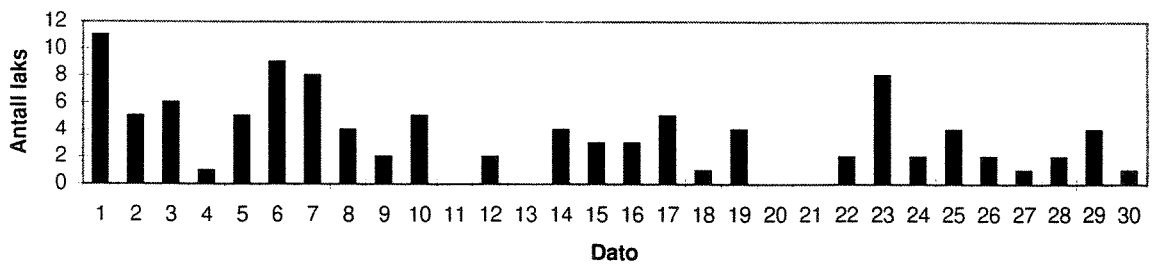
Fangst i juli



Fangst i august



Fangst i september



Figur 5.1. Daglig fangststatistikk for laks i Otra gjennom sesongen 1997.

5.2.2 Registreringer av død fisk mandag den 28 juli og dagene etter.

Den første observasjonen som tyder på at noe er galt gjøres kl 17 vel en time før tanken med polyaluminiumsklorid er helt "tømt". Vannet i Otra utenfor Vigeland Bruk er da turbid og grågrønt på farge. En og en halv time senere skjer det noe underlig, som aldri er observert tidligere, store mengder ål kommer nedover elven ved Vigeland. Klokken 1930 plukkes den første døde laksen opp fra elvebredden og det observeres at store mengder yngel/småfisk har samlet seg helt inne ved bredden og nærmest prøver å komme ut av vannet. Flere av disse dør etterhvert. Fisk som er i live kan lett plukkes opp av vannet med hendene.

Man skjønner at noe alvorlig er på gang og fiskeforvalteren for Vest-Agder kontaktes (er på ferie) og gir råd om hvordan vannprøver skal tas. Det blir også gjort forsøk på å få sluppet mere vann på elven, men det lykkes ikke å få tak i ansvarlig person som kan gi tillatelse til dette.

Utover mandagskvelden registreres det stadig mere og mere død fisk av laks i alle størrelser samt en del ørret og ål. En del større laks står i bakevjer og i roligere partier av elven og kan lett fanges med hendene. Ryktet om at fisken dør i Otra har spredd seg og flere observatører kommer til og begynner å plukke død laks på hele strekningen fra fossen ved Vigeland og ned til Ålestrømmen. Den laksen som fortsatt er levende har gule/hvite gjeller og svømmer på skrå med kroppen i en 40 graders vinkel mot vannflaten. Vannprøver tas ut kl 2130 i området på motsatt side av Vigeland Hovedgård. Vannprøver og noe død fisk leveres Miljøvernadv. i Vest-Agder tirsdag morgen.

Tirsdag morgen samles det inn mere død laks på strekningen mot Ravnås og Kvarstein. Flere fiskere observerer store mengder fisk på bunnen ved Møren (v. Kvarstein Gartneri). En plukker opp en halv bønne med lakseyngel, og dette er bare en brøkdel av hva som ligger i elven på dette området. Det observeres også at det er store ansamlinger av laksunger og enkelte større laks der det kommer sidebekker ut i Otra. Det registreres at fisk som har trukket opp i Lonabekken og Auglandsbekken trekker ut igjen i Otra på tirsdag kl 1300. Det registreres i dagene som kommer død laks som flyter opp og blir ført av strømmen nedover elven. Det observeres også en uvanlig stor aktivitet av måker på denne strekningen av Otra.

I de opptellingene som er gjort er det registrert mest død fisk på strekningen fra broen ved Kvarstein og opp til Vigeland. Denne elvestrekningen som nok også er det mest verdifulle produksjonsområde for laksen i Otra ble i dagene etter giftutslippet karakterisert av lokalkjente som død. Her hvor det før vrimlet av småfisk var det nå i dagene etter utslippet bare en og annen fisk å se. Borte var også det store vakkbildet som var vanlig å se utover ettermiddagen og kvelden.

Uken etter ble det gjennomført en spørreundersøkelse i regi av Otra Laxelag, Vennesla Jeger og Sportsfiskerforening og Kristiansand Jeger og Fiskerforening blant de som hadde plukket opp død fisk fra Otra (tabell 5.2). 18 personer leverte svar tilbake og samlet ga dette:

Tabell 5.2 Antall død fisk som ble plukket opp etter giftutslippet

Fisk:	Voksen laks	Ørret	Ål	Abbor (tryte)
Antall:	61	72	6	3

I tillegg kommer flere tusen yngel/småfisk av ørret og laks, hvor det trolig har vært en overvekt av småfisk av laks. Dette underbygges med de fisketellingene som NIVA gjorde i dagene etter, og det forhold at laks er mer følsom for denne type miljøpåvirkning enn ørret. Disse fiskeartene er igjen betydelig mer følsomme enn ål.

5.2.3 Observasjoner i Otra av dykker i området ved Vigeland Hovedgård

Kopi av dykkerrapporten er gitt i vedlegget på side 74.

5.3 NIVA's undersøkelser

NIVA ble kontaktet onsdag etter lunch den 30. juli og var på plass i vassdraget neste morgen. Etter et kort møte med oppdragsgiver og en representant fra Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Vest-Agder for gjensidig orientering startet feltarbeidet. Det var nå gått noen dager siden utslippet og forurensingspulsene hadde forlenget nådd sjøen. Fysisk-kjemisk prøvetaking var ikke lenger interessant så vårt arbeide ble konsentrert om så langt det var mulig å beskrive de biologiske endringene som hadde funnet sted i vassdraget. Det ble fokusert på å få et godt bilde av :

- 1) Ungfiskbestandene av laks og ørret på et utvalg stasjoner nedstrøms utslippunktet.
- 2) Eventuelle endringer i bunndyrsamfunnetes sammensetning og derved mulige fremtidige effekter på næringsgrunnlaget for fisken etter utslippet på denne strekningen av Otra.

Materiale og metoder

Bunndyr

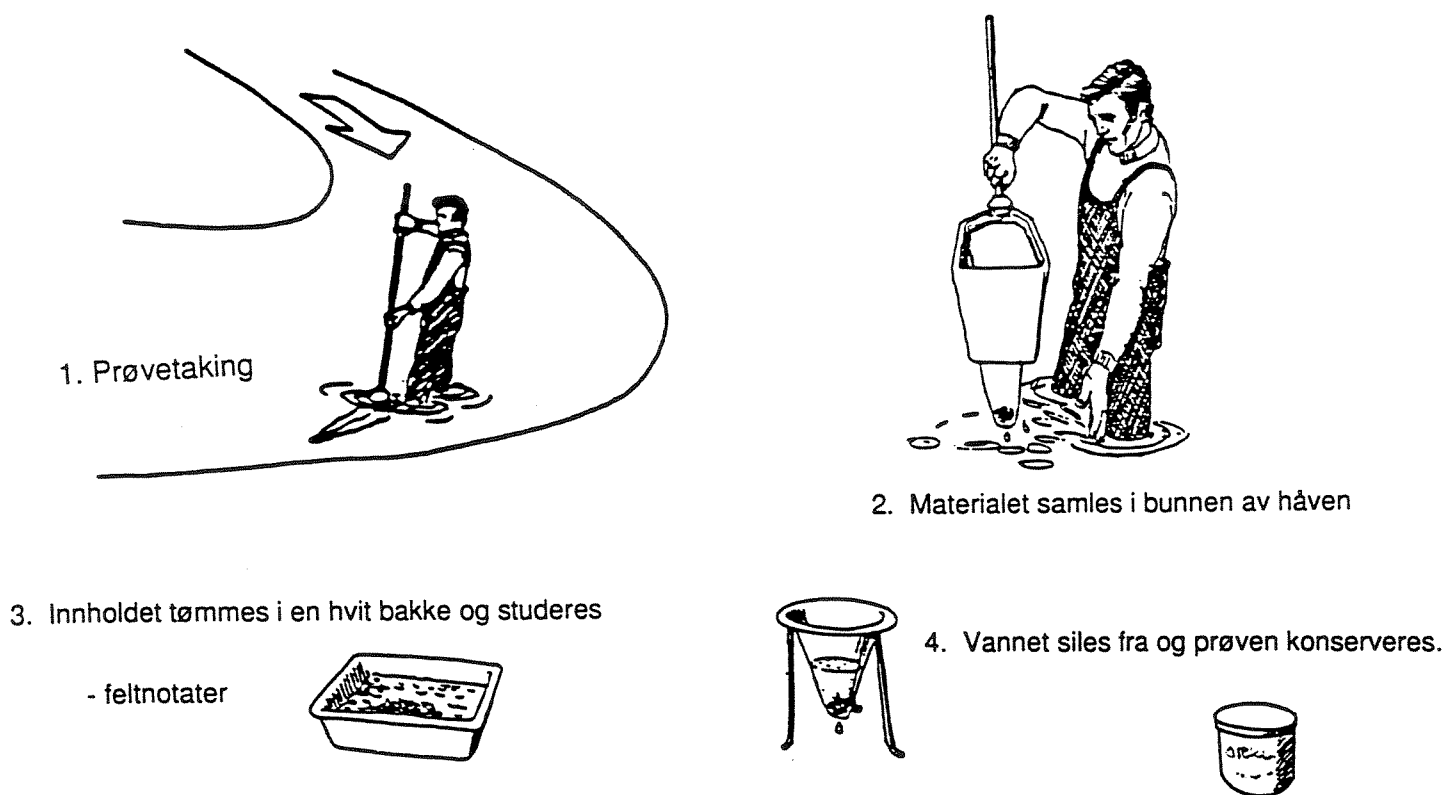
Undersøkelser av bunnfaunasamfunnet i det aktuelle området hadde vært foretatt tidligere i juli (9/7) i forbindelse med det statlige programmet for overvåkingen av Otra. Ved denne undersøkelsen, som gikk over dagene 31/7 og 1/8, ble disse stasjonene besøkt samtidig som undersøkelsen ble utvidet med 6 nye stasjoner (se fig. 5.3 side 51). Prøvetakningsmetoden, samt utstyr og prøvetaker var identisk med undersøkelsen tidligere i juli. I figur 5.2 er det gitt en enkel fremstilling av fremgangsmåten under prøvetakingen.

Bunndyrprøvene som er bearbeidet, vurdert og sammenstilt i denne rapporten ble samlet inn ved hjelp av en standardisert metode (Norsk Standard nr. 4719). Det ble brukt en elvehåv med maskevidde 250 µm og prøvetakingens varighet var 3 ganger ett minutt. Prøvene ble i felt konserveret i 70% etanol. Det innsamlete bunndyrmateriale er sortert og gruppert til hovedgrupper. Artsbestemmelse er gjort på larver fra gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Opptelling og bestemmelse av arter og grupper ble utført ved NIVA's laboratorium i Oslo.

Materialet er arkivert ved NIVA, Oslo og kan ved senere behov hentes frem for videre bearbeiding.

Fisk

På de samme stasjonene som det ble hentet inn prøver fra bunndyrsmfunnene ble det foretatt fiskeregistreringer. Dette ble gjort ved hjelp av et elektrisk fiskeapparat hvor vi avfisket et bestemt areal. Avfiskningen ble gjentatt 3 ganger på hver stasjon for å være sikre på at vi hadde fanget inn all den fisken som var på dette området. Metoden som ble brukt er en standard metode og operatøren som utførte fiske har mange års erfaring med denne metoden. Hensikten var å skaffe oss et bilde av fisketetthet, sammensetning og hvilke årsklasser som var representert på de ulike avsnittene av vassdraget fra Vigeland og ned til Hageodden. Etter registrering av fiskeart, lengde og årsklasse ble fisken sluppet levende tilbake til elven på samme sted som den var fanget inn.



Figur 5.2. Prinsippkisse for prøvetaking av bunndyrfaunaen i elv med elvehåv (NS 4719).

5.4 Fisk

5.4.1 Resultater

Vassdragsavsnittet av Otra nedstrøms Hunsfos Fabrikker AS og ned til Hageodden ble avfisket med el-fiskeappat på 10 stasjoner. Dette er stort sett de samme stasjonene som ble brukt under bunndyrinnsamlingen. Der hvor disse avviker er dette nevnt under stasjonsbeskrivelsen på side 52 og 53. Resultatene fra el-fiske er sammenstillt i tabell 5.3 som gir opplysning om tetthet av ungfisk av laks, ørret og eventuelt annen fisk som ble registrert. Ørret og laks er gruppert inn i årsklasser

Tabell 5.3. Resultater fra el-fiske i Otra den 31/7 og 1/8 1997.

Lokalitet	Avfisket areal m ²	Laks		Ørret		Sting sild	Ål	Antall laks /m ²	Antall ørret /m ²
		0+	1+	0	1+				
Hunsfos Fabr. st. 1	60	0	0	4	0	0	0	0.00	0.07
Vigeland Brug st. 2	75	4	1	0	0	0	2	0.07	0.00
Vigeland gård øst st. 3	70	3	0	2	0	0	0	0.04	0.03
Vigeland gård vest st. 4	75	1	0	2	0	0	0	0.01	0.03
Møren st. 5 (Kvarstein)	150	1	0	0	1	0	4	0.007	0.007
Haus st A	60	0	0	0	0	4	0	0.00	0.00
(st. 6) st B	75	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00
Stavsøyra st. 7	75	11	0	1	0	2	0	0.15	0.01
Ytre Mosby	75	8	0	0	0	1	1	0.11	0.00
Hagen st. 8	75	3	0	5	0	0	0	0.04	0.07

Etter fiskeundersøkelsene i 1987 har det, så langt vi har greid å bringe frem opplysninger, ikke vært foretatt undersøkelser av fiskebestandene nedstrøms Hunsfoss. Det er derfor vanskelig å si noe eksakt om hva vi burde ha forventet av tettheter av lakse- og ørretunger på det aktuelle vassdragsavsnittet. Med et slikt bakgrunnsmateriale ville vi hatt muligheten til å sammenligne det med våre resultater fra el. fiske den 31/7 og 1/8. Dette ville ha gitt oss muligheten til å dimensjonere skadene i vassdraget langt mere eksakt og derved omfanget av den reduksjonen som da fant sted i populasjonen av laks og ørret på grunn av utslippet.

Store mengder laks og ørret (tabell 5.2) ble plukket opp om kvelden den 28 juli og i dagene etter. Mye av fisken ble aldri plukket opp eller registrert fordi den ble sittende fast på bunnen eller ført langs bunnen på dypt vann og ut i sjøen. Det var også vanskelig å se den døde fisken om kvelden og natten etter uhellet. Betydning har nok også det forhold at det bare var en liten del av oppsitterne langs vassdraget som viste om utslippet til å begynne med. En må videre anta at en stor del av den døende/døde fisken ble et lett bytte for fugler og andre dyr og særlig da småfisken. Det ble registrert store ansamlinger av måser langs vassdraget som nok hadde en sammenheng med dette.

Før våre undersøkelser av fiskebestandene i dette området var det av enkelte reist tvil om vannkvaliteten i Otra var så god at laks og ørret kunne reprodusere. Det er derfor viktig å understreke at våre undersøkelser bekrefter at laksen som gyter i Otra produserer avkom som greier å vokse opp i vassdraget frem til smoltifisering. Et annet viktig trinn for å kunne få egenprodusert laks tilbake til vassdraget er at smolten som vandrer ut må greie overgangen til et liv i saltvann. Dette er et viktig forhold det også er reist spørsmål om. Men med den fangststatistikken som en har f.eks fra sesongen 1997 (fangsområde Vigeland) er det vanskelig så langt, ikke å anta at store deler av denne fisken er produsert i Otra. Av de 201 fiskene som her ble fanget var vel 75 % av dem smålaks (svele) med en vekt fra 1,0 til 2,9 kg.

Fiskeregistreringene etter giftutslippet viser svært lave tettheter av ungfisk av laks og ørret (tabell 5.3). På strekningen fra Vigeland Brug til Hageodden ble det totalt registrert 32 ungfisk av laks hvor 31 var klekket våren 1997 (0+) og en var fra året før (1+). Ut fra det areal som ble avfisket (730 m²) gir dette en tetthet for ungfisk av laks like etter utslippet på 4,4 pr. 100 m². Tilsvarende verdier for ungfisk av ørret er 1,5 pr.100 m². Dette er lave verdier da lokalitetene som er valgt skulle kunne gi ut fra en biotopvurdering meget gode oppvekstvilkår for laksefisk. Hvert område ble avfisket 3 ganger for å være sikre på at all fisk ble registrert. Under en slik forurensingsepisode vil fisken hvis den får mulighet til det prøve å finne lommer (bakevjer sidebekker ol.) opp- eller nedstrøms i vassdraget med en bedre vannkvalitet. Avhengig av elvestrengens utforming samt varighet, type og konsentrasjon av det som slippes ut kan derfor rester av fiskebestanden overleve slike forurensingsepisoder, men bestandene kan settes langt tilbake og det kan ta tid å bygge dem opp igjen.

Resultatene viser at det på de øverste stasjonene (st 2 og st. 3) ble fanget noen få ungfisk av laks som hadde overlevd forurensingsepisoden, mens det i den midtre del av vassdraget på stasjonene 4, 5 og 6 var ungfisk av laks så og si helt borte. På stasjon 5 Møren v. Kvarstein hvor det avfiskede område hadde svært gode egenskaper for produksjon av laksesmolt ble det etter å ha avfisket hele 150 m² bare fanget en 0+ av laks. Bemerkesverdig er det også at det på st. 6 Haus også et meget godt oppvekstområde for småfisk, ikke ble registrert en eneste ungfisk av laks eller ørret. Her ble det foretatt to separate avfiskninger som tilsammen dekket et areal på 135 m². I de nedre deler av vassdraget ble det registrert en noe høyere fisketetthet (tabell 5.3), men også her er tetthetene samlet for laks og ørret lavere enn en skulle kunne forvente var naturlig ut fra biotopens utforming.

Tabell 5.4. Ungfisktettheter gitt som gjennomsnittsverdier samlet for laks og ørret. Verdier pr. 100 m² fra året 1996 i noen Sørlandselver. (* bare ørret)

Storelva Vegår	Tovdals- elva *	Mandals- elva	Audna	Lyngna	Kvina	Otra 1997
56	26	19	44	32	26	6

Sammenligner vi resultatene fra el-fiske den 31 juli og 1 august med tettheter for ungfisk av laks og ørret i andre sørlandselver (Anon , 1997) er verdiene lave (se tabell 5.4). Vanligvis regner man at normaltettheten i et lakseførende vassdrag i snitt og samlet for ungfisk av laks og ørret vil være mellom 30-50 stk /100 m² og på gode lokaliteter opp til 100 stk /100 m².

5.5 Bunndyr

Innledning

Bunndyr er en gruppe organismer som omfatter arter med svært forskjellige egenskaper. Det finnes ekstreme rentvannsarter og det er arter som er meget tolerante overfor forurensninger. Dette er en viktig egenskap ved denne dyregruppen, men også en nødvendig forutsetning for å kunne bruke dem i overvåking og klassifisering av forurensede resipienter. Samfunnene av bunndyr er viktige for mange prosesser i vassdraget blant annet for omsetningen av organisk materiale i vassdraget og derved for vassdragets selvrensningsevne. Bunndyrene har også en viktig funksjon som næringsgrunnlag for den fisken som produseres i vassdraget.

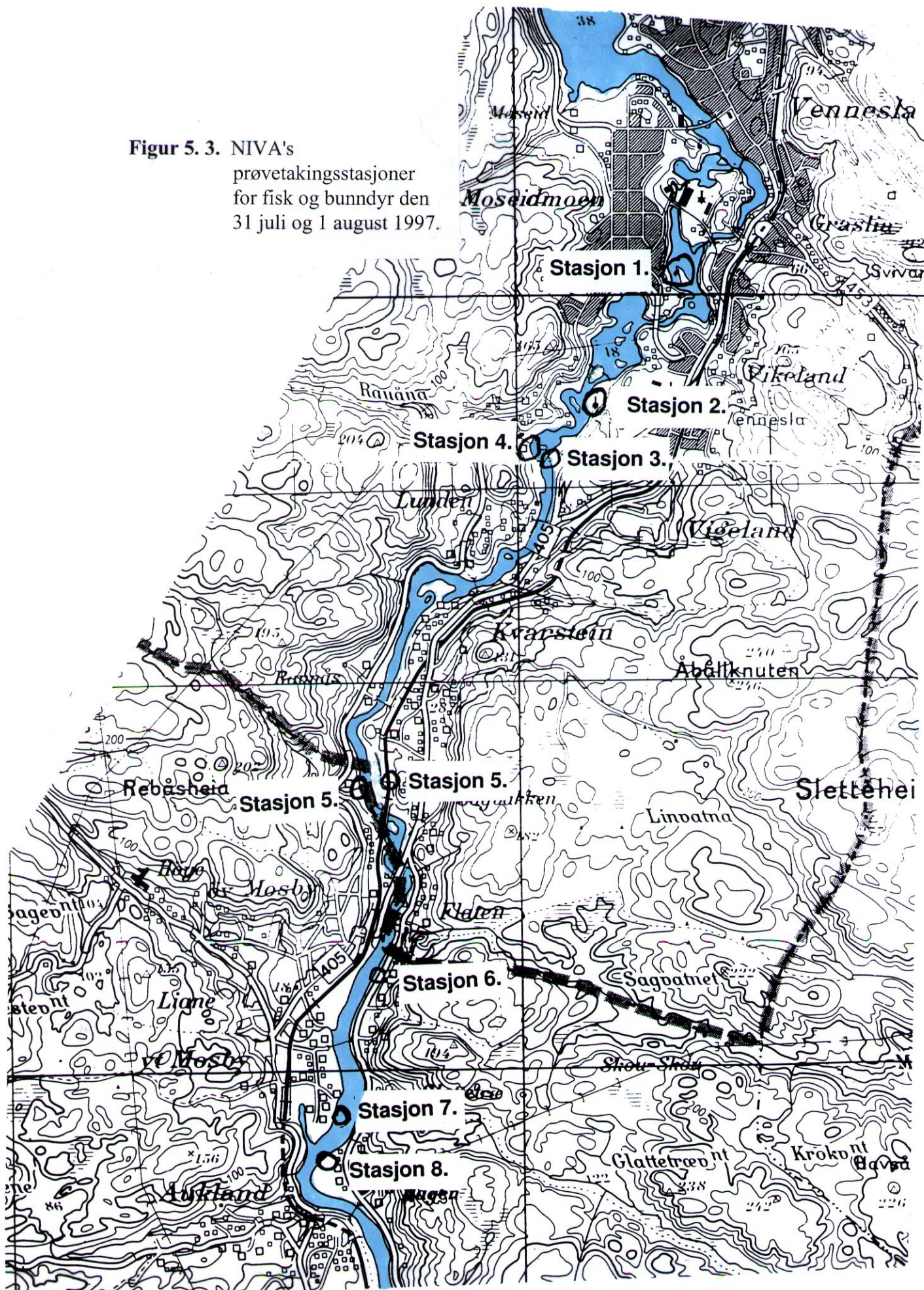
Sammensetningen av et dyresamfunn på elvebunnen er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når en eller flere av miljøparametrene endres, vil også bunndyrsamfunnet endres. Ved å analysere bunndyrsamfunnets sammensetning vil det derfor være mulig å få fram informasjon om påvirkningstype samt miljøpåvirkningens utstrekning og størrelse i resipienten (Aanes og Bækken 1989). Bunndyrene gir gjennom sitt livsløp et integrert bilde av forholdene i vassdraget over lengre tid. Vi får frem en samlet effekt av alle miljøfaktorene som påvirker vannkvaliteten på prøvetakingsstedet

Materiale og metode

Bunndyrprøvene som her er bearbeidet ble samlet inn på 8 stasjoner i Otra den 31/7 og 1/8 1997. Alle disse stasjonene er lokalisert nedstrøms utslippspunktet for Hypax 18 den 28. juli. To av prøvetakingsstedene (st. 3 og st. 6) er med i den statlige rutine overvåkingen av vassdragsavsnittet nedstrøms Venneslafjorden. Feltarbeidet i forbindelse med dette prosjektet ble gjennomført den 9. juli 1997. Resultatene fra bearbeidelsen av dette materialet er brukt som en referanse for å kunne måle eventuelle endringer i bunndyrsamfunnene som en følge av utslippet på vassdragsavsnittet ved Vigeland Gård (st. 3) og ved Haus (st.6) nedstrøms Kvarstein bro.

Dersom ikke annet er nevnt er lokaliseringen av stasjonene for el-fiske og bunndyrinnsamling sammenfallende. Prøvetakingsstedene som er benyttet i denne undersøkelsen er vist på kartskissen i figur 5.3 og nærmere beskrevet i stasjonsbeskrivelsen, som følger.

Figur 5.3. NIVA's
prøvetakingsstasjoner
for fisk og bunndyr den
31 juli og 1 august 1997.



Stasjonsbeskrivelse

St. 1 ligger inne på industriområdet til Hunsfos Fabrikker AS (Fig. 13, side 22). Stasjonen er lokalisert langs vestre elvebredd ca. 350-400 m nedstrøms utslippsstedet fra Hydro Gas's lagertank. Elva går her over et bunnsstrat av mindre stein, grus og sand, med en del innslag av alger og elvemose. Områdets nærhet til innsjøen oppstrøms gir et samfunn som i stor grad lever av å filtrere ut næringspartikler produsert i Vennesla-fjorden. Strømforholdene og substratet på st. 1 gir gode forhold for bunndyrproduksjon og oppvekst av småfisk.

St.2 ligger inne på industriområdet til Vigeland Brug AS. Stasjonen er lokalisert langs østre elvebredd ca. 200 m nedstrøms Vigelandsfossen hvor laksen i Otra stopper. Elva går her over et bunnsstrat av mindre blokker, stein, grus og sand, med en del innslag av alger, krypsiv og elvemose. Gode strømforhold sammen med et variert og rikt substrat gir meget gode produksjonsforhold for bunndyr og oppvekstområder for laksefisk.

St. 3 er den samme som benyttes i det statlige overvåkningsprogrammet for Otra for innsamling av prøver fra vassdragets bunnfauna. Lokaliteten er plassert nedstrøms Vigeland Hovedgård, langs østre elvebredd. Bunnsstratet består her hovedsakelig av mindre stein, grus og noe sand, samt en del mose. Lokaliteten som tidligere opp igjennom årene var karakterisert av fiberrester og en betydelig begroing av soppen *Fusarium sp.*, men ble fullstendig forvandlet etter at avløps-ledningen fra Hunsfos Fabrikker AS. ble lagt i 1995. Soppen var blitt borte, men substratet var nå i stor grad dekket av trådalger som utover sommeren oppnår stor mektighet. Dette betydelige innslaget av trådalger kjennetegnet stasjonen også under befaringene i 1997. Stasjonen for el-fiske ligger ca. 250 meter oppstrøms prøvetakingsstedet for bunndyr (figur 5.3).

St.4 er lokalisert på Otra's vestsida og på motsatt side av stasjon 3 og ved utløpet av sidebekken Rauåna. Stasjonen ligger dels inne i en bakevje og har et noe finere substrat (grus og sand/slam) enn st 3. Også her er det en del trådalger, men på grunn av en noe lavere strømhastighet finner vi her også innslag av andre vannplanter med blant annet markerte bestander av krypsiv.

St. 5. Møren. Lokaliteten for prøvetaking av vassdragets bunnfauna ligger på OTRAS vestsida like nedstrøms utløpet av Mørvoll-bekken, mens el-fisket ble gjennomført på motsatt bredd (figur 5.3). Stasjonen for bunndyr prøvetaking hadde et substrat som nok påvirkes noe av finmateriale fra bekken og at elvebunnen dels består av leire. Dette vil i utgangspunktet begrense bunndyrsamfunnets variasjon og mengde-messige sammensetning noe. El-fiske lokaliteten hadde derimot et langt bedre utforming som i utgangspunktet skulle kunne gi meget gode produksjonsvilkår for laksefisk. Ved senere bunndyr-undersøkelser i dette området bør disse gjøres på elva's østside.

St. 6. Haus. Stasjonen ligger ca 600 m nedstrøms Kvarstein bro langs elvas østside. Lokaliteten er den samme som i det statlige overvåkningsprogrammet for Otra for innsamling av prøver fra vassdragets bunnfauna. Stasjonen karakteriseres av gode strømforhold og et substrat bestående av mindre stein, grus og sand der ikke bunnen er dekket av banker med krypsiv og alger. Denne mosaikken av en elvebunn, dekket dels med steiner, grus og sand og dels med øyer av krypsiv (når disse ikke blir for dominerende) skulle kunne ha en positiv effekt både på produksjonen av fisk og bunndyr.

St. 7. Mosby. Stasjonen ligger ute i elven ved grusbanken Stausøyra. Nedre deler av elveløpet på østsiden av Stausøra ble benyttet til elfiske. Materialet for å beskrive bunndyrsamfunnets oppbygning ble samlet inn ca 50 m lengre nede. Stasjonen betegnes av gode strømforhold med et substrat bestående av mindre stein (grus) og sand. Endel innslag av alger og krypsiv. Gode produksjonsforhold for fisk og bunndyr.

St. 8. Hagen. Stasjonen ligger ute på Hageodden på Otras østside (Fig. 5.3) ca 8 km nedstrøms utslippsområdet. Stasjonen er noe påvirket av "flo og fjære" på grunn av den oppstuvning dette skaper i nedre deler av Otra, men lokaliteten påvirkes ikke av saltvann. Denne vannstandsvariasjonen sammen med at det i forhold til de stasjonene som ble undersøkt lengre oppe, fort blir endel dypere når en går ut fra land. Dette vil trolig gi en noe redusert tetthet av bunndyr på denne stasjonen. Substratet var karakterisert av mindre stener, grus, sand og lite alger.

5.5.1 Resultater - Bunndyr

Resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet som ble hentet inn i 1997 er sammenstillt i tabellene 5.5 til 5.11. Dataene er presentert sammen med tilsvarende resultater fra tidligere prøvetakinger der hvor vi har sammenfallende stasjoner med den statlige overvåkingen av nedre deler av Otra.

Situasjonen i vassdraget før utslippet av Hypax 18

Prøvene som ble hentet inn den 9. juli viser at den positive utviklingen har registrert i bunndyr-samfunnene har fortsatt etter at avløpsledningen fra Hunsfos Fabrikker AS ble tatt i bruk, og ved at det har vært en generell bedring i forsuren i vassdraget. Ved utløpet av Venneslafjorden ble to nye grupper registrert i materialet (tabell 5.6), og nedstrøms Vigeland Gård er antallet taxa blant insektgruppen vårfluer økt (tabell 5.9). Dette har sammenheng med den betydelige reduksjonen vi fikk etter 1995 i tilførselene fra Hunsfos Fabrikker AS til vassdraget, og videre at surhetsgraden i vassdraget de siste årene har hatt en positiv utvikling.

Bunndyrsamfunnene i vassdraget er inne i en suksessjon mot en ny likevekt tilpasset de nye miljøforholdene en har fått i denne delen av Otra, men restitueringen av bunnfaunaen ser ut til å ta mye lengre tid enn forventet når avløpsledningen ble bygget. Resultatene fra 1996 og 1997 avspeiler et bunndyrsamfunn som avviker tildels betydelig fra det som en vil anta ville være naturlig for dette vassdragsavsnittet. Dette er først og fremst et resultat av den belastningen elva fremdeles mottar av næringssalter og organisk materiale fra aktivitetene oppstrøms Vigeland (se figur 7 til 10). Lav pH har også en begrensende effekt på bunnfaunaen i denne delen av vassdraget.

Når de to gruppene fjærmygglarver og fåbørstemark (tabell 5.5 og 5.11) har en slik stor dominans i bunndyrsamfunnet er det en sterk indikasjon på at det er en betydelig overbelastning av selvrensingsprosessene i vassdraget og at dette skyldes stor tilførsel og produksjon av organisk materiale. Dette fører blant annet til at mange av de andre dyregruppene i bunndyrsamfunnet er slått ut.

Bunnfaunaens respons på utslippet den 28. juli.

Det er kun på to lokaliteter nedstrøms Hunsfoss hvor vi har resultater fra sammensetningen av bunndyrsamfunnene før og etter utslippet av Hypax 18 (tabell 5.7). Selvom dette er noe begrenset ligger disse stasjonene godt plassert og mulighetene for en effektiv vurdering på disse viktige vassdragsavsnittene skulle være gode. Når resultatene så sammenlignes viser 7 av de 9 hovedgruppene i bunnfaunen en tilbakegang på stasjon 3 nedstrøms Vigeland Gård. Bildet bearbeidelsen gir av tilsvarende prøver fra st 6 Haus er motsatt, her har tettheten innen de fleste bunndyrgruppene økt i tidsperioden mellom de to prøvetakingene.

For de andre stasjonene som ble undersøkt etter utslippet viser dataene små forskjeller mht variasjonen i bunnfaunaen. Det ble her registrert at 8 - 10 hovedgrupper var representert i materialet. Dette er bra, men bunnfaunaen er totalt dominert av dyregrupper som mark og fjærmygg. Disse synes å være overrepresentert i materialet og utgjør fra 84 % til 96 % (tabell 5.11c) av bunnfaunaen. Antallet taxa samlet for viktige dyregrupper som døgn-, stein- og vårfluer er lavt og varierte fra 3 til 5 pr stasjon (tabell 5.10). Når det gjelder tettheten av bunndyr på disse stasjonene varierer den en del. Dette har sammenheng med næringstilgang (organisk materiale produsert i vassdraget, tilført fra nedbørfeltet eller vassdragsavsnitt oppstrøms lokaliteten), substratets sammensetning og hvordan de ulike populasjonene i bunndyrsamfunnet reagerer på miljøendringer som i dette tilfelle et kortvarig fall i pH og ustabile Al komplekser.

I tillegg til at samfunnet i denne delen av Otra er bygget opp og avspeiler en betydelig tilførsel av næringssalter og derigjennom en organisk belastning viser samfunnet også tydelige tegn på skader på grunn av forsurening som vassdraget har vært og tildels ennå blir påvirket av. Dette innebærer at i denne delen av Otra har vassdraget et bunndyrsamfunn som er tilpasset episoder med en noe surere vannkvalitet. Derimot vil pulsen med ustabile Al-komplekser etter utslippet kunne ventes å ha samme gifteffekt overfor bunndyr (særlig de som puster med gjeller) som de har ovenfor fisk. Nå lever bunndyrene langt mere beskyttet enn fisken ute i selve vannmassen ved at de lever på substratet, inne i vegetasjonen og nede i selve substratet. Innslaget av organisk materiale (dødt og levende) er her også langt større noe som er med å redusere gifteffekten til Al-kompleksene. Flere av bunndyrene vil også prøve å unngå den giftige vannmassen ved å prøve å finne en bedre vannkvalitet. Noen arter vil vandre opp på substratet og la seg rive med av vannmassen i håp om å finne en bedre vannkvalitet lengre nede i vassdraget. Noen graver seg ned i substratet mens andre vil prøve å isolere seg fra det giftige vannet så lenge det er mulig. I tillegg til konsentrasjonen av reaktive Al-komplekser i vannmassen vil varigheten av den pulsen som går igjennom vassdraget derfor ha stor betydning for skadene på bunnfaunaen.

Ut fra resultatene som er fremkommet etter bearbeidelsen av bunndyrmaterialet samlet inn før og etter giftutslippet ser det ut til at vassdraget's bunnfauna bare i mindre grad har blitt skadet. Størst synes skadene å være på stasjonene like nedstrøms utslippsstedet. Endringene i bunnfaunaens variasjon og mengdemessige sammensetning vil trolig ikke gi et lavere næringstilbud for den fisken som er igjen etter giftutslippet. Ved at Venneslafjorden fungerer som en barriere for etablering av rennende vanns organismer og det forhold at utslippet fant sted øverst i dette vassdragsavsnittet kan det ta noe tid før forholdene i bunnfaunaen er restituert på stasjonene nedstrøms utslippsområdet.

Ved undersøkelsene i 1996 var det forventet en kraftig bedring i forurensingstilstanden nedstrøms Hunsfoss, og at vassdraget da var kommet betydelig nærmere det som vi forventer er naturtilstanden for bunnfaunaen på denne strekningen av Otra. Dette ville ha gitt en variert og rik bunndyrproduksjon som så kunne ha gitt et meget godt grunnlag for en videre utvikling av fiskebestandene i vassdraget. Slik var ikke forholdene i 1996, og noen større bedring er det heller ikke registrert i 1997.

Soppen som tidligere dekket elvebunnen var under befaringen i 1996 (Kaste m.fl. 1997) erstattet med lange trådalger som dekket elvebunnen nær 100% mange steder. Situasjonen var på mange måter lik den en hadde før bortsett fra at dyregruppen fåbørstemark som tidligere var begünstiget av store mengder lett nedbrytbart organisk materiale, sopp og bakterier nå var byttet ut med arter av fjærmygglarver som kunne finne skjul og mat i mattene av alger. Tilslamming og dårlig vannutskiftning i substratet fører nå som tidligere til at det er bare det aller øverste laget av substratet som er egnet for bunndyrproduksjon. Dette har også en negativ betydning for vassdragets selvrensningsevne.

Det bør arbeides videre med å finne frem til årsakene til at resipientforholdene ikke er blitt bedre i denne viktige delen av Otra.

Tabell 5.5. Bunndyrsamfunnets sammensetning den 31. juli og 1. august 1997 på stasjonene fra Hunsfos Fabrikker AS til Hageodden i Otra. Resultatene er gitt samlet for antall dyr pr 3 ganger 1 min. prøve. Metode NS 4719, 250µm.

	Huns fos Fab.	Vige land Brug.	Vige land gård øst	Vige land gård vest	Møren	Haus	Mosby	Hagen
Stasjon :	1	2	3	4	5	6	7	8
Rundmarker	804	156	252	192	157	145	169	108
Børstemark	337	637	151	120	275	301	404	124
Igler	6	39	1	9	4	1	13	2
Vannmidd	72	48	12	37		96	84	24
Døgnfluer				12				
Steinfluer	32	126	18	9	19	51	79	0
Vårfluer uten hus	50 *	117	22	43	12	65	21	30
Vårfluer med hus	12	12	15		15			1
Biller, larver	15		12	50	26	6	12	
Biller, voksne	12		2	4	1			4
Knott								
Fjærmygglarver	5179	3023	4915	2642	5574	6517	3053	1812
Fjærmyggpupper	77	15	12	38	27	68	65	36
Stankelbeinlarver	64	67	12	1	24	14	3	3
Sviknottlarver	2			2	30			13
Andre tovinger		38					1	
Sum	6669	4278	5424	3159	6164	7317	3904	2157
Antall gr.	10	9	9	11	9	8	10	8

* endel døde individer

Tabell 5.6. Utviklingen i bunndyrsamfunnet oppstrøms Hunsfos Fabrikker AS og Nedstrøms Vigeland i Otra i perioden 1987 - 1997. Metode : NS 4719 , 250µm..
 Prøvetakingsdatoer:12.08.87, 30.07.89, 30.07.90, 07.07.91, 06.07.92, 11.07 93, 08.07.94, 10.07.95, 13. 07. 96 og 09.07 97. Antall dyr pr 3 ganger 1 min.

Oppstrøms Hunsfoss - Utløp Venneslafjord										
År :	87	89	90	91	92	93	94	95	96	97a
Rundmarker	44	120	20	32	32	48	112	5	0	144
Børstemarket	108	72	24	56	96	176	176	83	246	105
Igler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vannmidd	104	304	108	152	272	160	288	131	195	50
Døgnfluer	120	72	8	40	0	8	0	1	8	5
Steinfluer	20	24	12	22	0	200	448	122	29	74
Biller, larver	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biller, voksne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Vårfluer	128	48	24	64	48	64	64	57	173	77
Knott	4	16	4	0	0	0	48	5	0	0
Fjærmygglarver	1248	3664	740	984	1152	944	2144	280	984	3991
Fjærmyggpupper	16	16	8	0	0	16	16	0	0	13
Andre tovinger	28	40	4	0	0	16	16	0	48	84
Sum	1820	4376	952	1350	1600	1632	3328	684	1683	4520
Antall gr.	9	9	9	5	8	8	8	8	7	10

Tabell 5.7. Bunndyrsamfunnets sammensetning ved Vigeland Gård (st. 3) og Haus (st. 6) i Otra den 31. juli og 1. august 1997 sammenlignet med tilsvarende resultater fra prøvetakingen den 9. juli samme år. Resultatene er gitt samlet for antall dyr pr 3 x.1 min. prøve. Metode NS 4719, 250µm.

	Vige land gård øst	Vige land gård øst	Haus	Haus
Dato	9. juli	1. aug.	9. juli	31. juli
Stasjon :	3	3	6	6
Rundmarker	198	252	92	145
Børstemarket	255	151	205	301
Igler	47	1	3	1
Vannmidd	36	12	18	96
Døgnfluer				
Steinfluer	47	18	50	51
Vårfluer uten hus	57	22	76	65
Vårfluer med hus	36	15	17	
Biller, larver	18	12	?	6
Biller, voksne		2		
Knott				
Fjærmygglarver	3338	4915	3401	6517
Fjærmyggpupper		12	36	68
Stankelbeinlarver	18	12	2	14
Sviknottlarver				
Andre tovinger				
Sum	4050	5424	3900	7317
Antall gr.	9	9	8	8

Tabell 5.8. Bunndyrsamfunnets sammensetning i Otra på st. 3 ved Vigeland Gård (østside) for prøver tatt i juli - august i perioden 1989 til 1997.

År :	89	90	91	92	93	94	95	96	97a	97b
Rundmarker	232	56	208	80	128	224	51	168	198	252
Børstemarker	1920	568	256	288	608	320	557	357	255	151
Igler	0	0	0	48	0	0	3	0	47	1
Vannmidd	152	28	48	32	288	128	167	192	36	12
Døgnfluer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinfluer	0	8	0	0	48	64	36	50	47	18
Billier, larver	0	0	192	112	112	0	6	0	18	12
Billier, voksne	16	8	0	16	16	0	12	0	0	2
Vårfluer	0	0	0	0	32	2	33	99	93	37
Knott	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0
Fjærmygglarver	344	1520	2048	1248	1440	7680	708	5550	3338	4915
Fjærmyggpupper	8	16	96	0	32	96	47	48	0	12
Andre tovinger	0	8	0	16	16	0	9	24	18	12
Sum	2680	2212	2848	1840	2720	8516	1629	6512	4050	5424
Antall gr.	5	7	5	8	8	6	9	8	19	9

97 a = 9. juli 1997. 97 b = 31/7 og 1/8 1997.

Tabell 5. 9. Døgn- stein- og vårfluearter funnet i materialet fra stasjonene oppstrøms Hunsfos Fabrikker AS og nedstrøms Vigeland i Otra 12.08.87, 30.07.89, 30.07.90, 07.07.91, 06.07.92, 11.07.93, 08.07.94, 10.07.95 og 13.07.96 samt i 1997: 09.07. (a) og 31. 0 7. - 01.08. (b). Antall dyr pr 3 x 1 min. sparkeprøve.

År :	Oppstrøms Hunsfoss - Utløp Venneslafjord									
	87	89	90	91	92	93	94	95	96	97a
Døgnfluer										
Leptohplebia vespertina	120	72	8	40	0	8	0	0	8	7
Paraleptophlebia sp.								1	0	0
Steinfluer										
Siphonoperla burmeisteri	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx nebulosa	0	0	0	0	0	8	16	0	0	0
Leuctra fusca	20	24	8	22	0	192	432	120	29	115
Vårfluer										
Oxyethira sp.	48	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia conspersa	48	16	16	0	0	16	0	0	16	0
Polycentropus flavomaculatus	32	16	0	40	48	40	56	23	87	68
Neureclipsis bimaculata	0	0	0	24	0	8	8	9	48	12
Hydropsyche sp.	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	22	2
Sum :	268	136	44	126	48	272	513	153	210	204
Antall taxa	5	5	5	4	1	6	5	4	6	5

97 a = 9. juli 1997.

År :	Nedstrøms Vigeland Gård øst side										
	87	89	90	91	92	93	94	95	96	97a	97b
Døgnfluer											
Leptohplebia vespertina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sp.								0	0	0	0
Steinfluer											
Siphonoperla burmeisteri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniopteryx nebulosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra fusca	8	0	8	0	0	48	64	35	50	47	18
Vårfluer											
Oxyethira sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0
Plectrocnemia conspersa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	0	16	1	2	10	43	25
Neureclipsis bimaculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0
Limnephilidae indet.	0	0	0	0	0	16	1	0	0	0	0
Athripsodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	22	57	8	1
Holoontropus sp.										3	0
Tinodes waeneri	0	0	0	0	0	0	0	9	0	21	11
Sum :	8	0	8	0	0	80	66	68	149	140	55
Antall taxa	1	0	1	0	0	3	3	4	4	6	4

97 a = 9. juli 1997. 97 b = 31/7 og 1/8 1997.

Tabell 5.10. Døgn-, stein- og vårfluearter funnet i materialet fra stasjonene på strekningen fra Hunsfos Fabrikker AS og ned til Hagen i Otra den 31 juli og 1 august 1997. Resultatene fra prøvetakingen den 9 juli 1997 på st. ved Haus er tatt med under kolonne 6a. Antall dyr samlet pr 3 ganger 1 min. prøve.

Stasjon :	Huns fos Fab.	Vige land Brug.	Vige land gård øst	Vige land gård vest	Møren	Haus 6a	6b	Mosby 7	Hagen 8
Døgnfluer									
Leptohplebia vespertina	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sp.									
Steinfluer									
Isoperla sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Siphonoperla burmeisteri									
Taeniopteryx nebulosa									
Leuctra fusca	32	124	18	9	19	50	51	79	0
Vårfluer									
Rhyacophila nubila	0	84	0	0	0	0	0	0	0
Oxyethira sp.	0	12	0	0	1	0	0	0	1
Plectrocnemia conspersa	36	0	0	0	0	0	3	0	0
Polycentropus flavomaculatus	7	32	25	43	6	71	54	20	6
Polycentropus sp	0	0	0	0	0	0	0	0	24
Neureclipsis bimaculata	0	0	0	1	3	6	8	1	0
Athripsodes sp.	0	0	1	0	14	4	0	0	0
Holoontropus sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes waeneri	0	0	11	1	0	0	0	0	0
Indet	0	0	0	0	0	12	0	0	1
Sum	75	255	55	66	43	142	116	99	32
Antall taxa	3	5	4	5	5	5	4	3	4

Tabell 5.11. Fjærmygglarver og børstemarkers prosentvise andel av bunnfaunaen på stasjonene: **a:** Oppstrøms Hunsfos, **b:** stasjon 3 nedstrøms Vigeland Gård for perioden 1987 til 1997 (97a) og **c:** på stasjonene prøvetatt den 31/7 og 1/8 97.

a : Oppstrøms Hunsfoss - Utløp Venneslafjord.

År	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997a
Fjærmygg larver	67 %	84 %	78 %	73 %	72 %	58 %	64 %	41%	58%	87%
Fåbørstemark	6 %	2 %	3 %	4 %	6 %	11 %	5%	12%	15%	2%
Samlet	73 %	86 %	81 %	77 %	78 %	69 %	69%	53%	73%	89%

b : Stasjon 3. Vigeland Gård (østside).

År	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997a
Fjærmygg larver	69 %	13 %	69 %	72 %	68 %	53 %	90 %	47%	86%	82%
Fåbørstemark	23 %	72 %	26 %	9 %	16 %	22 %	4%	34%	5%	6%
Samlet	92 %	74 %	95 %	81 %	84 %	75 %	94 %	81%	91%	88 %

c : Otra : 31juli og 1 august 1997.

Stasjon	st 1	st 2	st 3	st 4	st 5	st 6a	st 6b	st 7	st 8
Fjærmygg larver	79 %	71 %	91 %	84 %	91 %	88 %	89 %	80 %	85 %
Fåbørstemark	5 %	15 %	3 %	4 %	5 %	5 %	4 %	11 %	6 %
Samlet	84 %	86 %	94 %	88 %	96 %	93 %	93 %	91 %	91 %

6. Diskusjon

6.1 Innledning

Det har de siste årene blitt investert mange millioner kroner i rensetekniske tiltak nedstrøms Venneslafjorden for å fjerne/reducere tilførslene av kommunalt avløpsvann og i forurensinger fra industrien til Otra. Målet man har arbeidet mot har vært å normalisere de biologiske forholdene i vassdraget slik at laks og sjørret igjen kunne etablere seg i vassdraget. Parallelt med dette arbeidet har det også vært en reduksjon i nedfallet av sur nedbør i denne regionen noe som har gitt en tydelig heving av surhetsgraden i vassdraget. Resultatet har vært at laksen nå er kommet tilbake og er i gang med å etablere seg igjen i vassdraget.

Den naturlige lakse- og sjørretførende strekningen i Otra fra Vigelandsfossen og ut til Kristiansfjorden har et stort potensiale for produksjon av laksesmolt og sjørret. Dette viser fangststatistikken fra 1950 årene og tidligere. Rosseland (1968) har angitt tilgjengelig areal for laks og sjørret til ca. 1.2 mill. m². Dette arealet er for eksempel 20% større enn tilsvarende areal i den anerkjente Lærdalselven (Brabrand 1989). Rosseland påpeker videre at god vekst i Otra gir tidlig utvandringssklar smolt og at smoltproduksjonen derfor vil være meget god, men avslutter sin beretning med at vannkvaliteten på 60-tallet nå var blitt så dårlig på grunn av industriforurensing at dette produksjonsgrunnlaget først kan utnyttes når vannkvaliteten er bedret. Det ser ut at vi i dag langt på vei er kommet dit hvor laksestammen nå begynner å reetablere seg igjen i vassdraget.

6.2 Skadeomfang

Utslipet den 28. juli 1997 til vassdraget like ovenfor den lakseførende strekningen av Otra var meget beklagelig og kan ha påvirket Otralaksen og fiskeinteressene på flere måter.

6.2.1 Effekter på næringsgrunnlaget for fisken i vassdraget.

Størst effekt har utslippet hatt i den øverste delen av den lakseførende strekningen hvor tettheten av bunndyr for de fleste gruppene har gått tilbake. Lengre nede i vassdraget ved Haus (st. 6) er det motsatte tilfelle. Det kan se ut som en del bunndyr har latt seg drive med vannet nedover og etablert seg på avsnitt noe lengre nede i vassdraget under og etter forurensingsepisoden. Hvordan dette påvirker den videre restituering av bunnfaunan som nå pågår (etter den bedring vi har fått i forurensingstilstanden) er det vanskelig å si noe sikkert om. Situasjonen bør følges opp da næringstilbudet for fisken også er avhengig av at det er en tilstrekkelig variasjonen i bunnfaunaen for at fisken skal ha et tilstrekkelig tilbud av fødeorganismer gjennom hele året. Forsvinner noen arter fra bunndyrsamfunnet eller får en sterkt redusert tetthet kan resultatet bli perioder med dårlig næringstilgang og redusert tilvekst.

Giftutslippet førte til en sterk reduksjon av ungfiskbestandene i vassdraget, en antar derfor med den kunnskap en har om bunnfaunen at næringstilbudet for den fisken som overlevde burde være tilstrekkelig. Den reetablering av bunnfaunaen som vil finne sted gjennom sensommeren og høsten antar en skulle gi et næringstilbud våren 1998 for den yngelen som da klekkes, som er tilnærmet det som en ville ha hatt om ikke utslippet hadde funnet sted.

6. 2. 2. Effekter på oppvandret laks og sjøørret

Mye laks hadde på det tidspunktet giftutslippet fant sted vandret opp i Otra. Oppvandringen av laks i starter tidlig i juni i dette vassdraget og allerede den 8 juni ble de første laksene tatt på sportsfiskeredskap. Observasjoner under forurensingsepisoden og i dagene etter registrerte store mengder oppvandret fisk som hadde dødd. Dette er nærmere beskrevet i lagets egen rapport hvor en har prøvd å sammenstille opplysningene fra de som var med å plukke opp død fisk fra elven den 28/7 og i dagene etter (Sindland, Slettene og Grønberg, 1997).

At så store deler av den oppvandrete bestanden av laks og sjøørret blir slått ut har flere uheldige konsekvenser. Særlig er dette alvorlig for den oppbygningen av laksestammen som nå pågår i Otra, hvor skadene nok er mer omfattende enn om vi hadde hatt en etablert bestand av laks og sjøørret i balanse. Hvor langt denne prosessen nå er satt tilbake er vanskelig anslå, bare en nøye oppfølging i årene som kommer kan gi informasjon om dette.

Sentrale spørsmål når en skal vurdere fremtidige effekter er hvordan gytebestanden av laks og sjøørret som skal danne grunnlaget for neste års bestand av yngel blir påvirket av en slik alvorlig fiskedød. Antall gytelaks vil trolig bli noe lavere enn det som ellers ville ha vært tilfelle uten utslippet av Hypax 18. Resultatet av dette er at en trolig kan forvente en noe lavere yngelproduksjon våren 1998 enn det som ville ha vært mulig med en intakt gytebestand. Et annet viktig spørsmål det er naturlig å reise i denne sammenheng er hvordan denne fiskedøden påvirker den genetiske sammensetningen av gytebestanden, og hva dette vil ha å si for fremtidig oppvandring (fordeling i tid) og fiske (fordeling på fiskeplassene i elven).

For eksempel: Hvordan vil det fremtidig oppvandringsmønsteret av laks i Otra bli påvirket når det meste av den delen av gytebestanden som gikk opp tidlig i sesongen (juni og juli) ble slått ut i 1997. Vil oppvandringen som en følge av denne endringen i sammensetningen av gytebestanden føre til at laksen kommer senere på elven i fremtiden. Følgen av dette kan da bli at fiskesesongen kommer til å starte tilsvarende senere. Dette vil da påvirke elven's popularitet som fiskeelv, gi en kortere fiskesesong og derved reduserte inntekter fra utleie av fiskeretter. Omfanget av dette vil en først se om noen år når den laksen og sjøørreten som blir klekket våren 1998 skal tilbake til Otra.

Oppgang av oppdretts laks finner sted sent på sesongen og vil gi yngel som genetisk er styrt mot en sen oppvandring. Med mindre gytelaks på elven vil oppdrettslaksen i større grad kunne prege den yngelen som produseres i 1998 og føre til at laksen kommer opp i elven senere enn det som ville ha vært normalt, i allefall noen år fremover. Effekten av dette er avhengig av om det allerede er etablert en bestand av Otralaks, og som var i havet når utslippet fant sted. Denne delen av bestanden vil da fungere som en reserve, og vil etterhvert som den vandrer tilbake motvirke denne trenden mot en laksestamme som har en sen oppvandring i Otra.

6. 2. 3 Effekter på ungfiskbestandene av laks og sjøørret som var i vassdraget når utslippet fant sted.

Før giftutslippet var det registrert visuelt av fiskere og andre langs vassdraget et betydelig vakbilde av småfisk i hele den lakseførende delen av vassdraget. Den store tettheten av småfisk kunne en også observere ved mengden av fisk som flyktet unna når en vadet i elven

og når en fisket med agn. Den kunnskap en har om denne type forurensing (aluminiums-kvelning) viser at laks er langt mer følsom enn de andre fiskeartene som finnes i denne delen av Otra.

Ut fra våre registreringer etter giftutslippet var det meste av den ungfisken som ble registrert nedstrøms Vigelandsfossen laks. Dette underbygger den påstand om at det meste av den småfisken som stod på elven før utslippet var laks. Tettheten må da ha vært langt høyere enn den som ble registrert under el-fiske, som var til dels meget lav. Ungfisk av laks var da helt borte fra deler av vassdraget hvor en etter en biotopvurdering skulle ha registrert stor tetthet av ungfisk. Sammenlignet med andre vassdrag var kanskje tettheten etter utslippet bare en tiendedel av hva en ville ha forventet var situasjonen før utslippet.

Laksebestanden i Otra har de siste årene vært inne i en aktiv oppbygningsfase hvor begrensingen i denne veksten nok med all sansynlighet har vært knyttet til reproduksjon - yngelproduksjon. Den store dødligheten av ungfisk av laks og sjørret som følge av utslippet den 28. juli vil kunne få store konsekvenser for oppvandring av disse fiskeartene i årene som kommer. Det kan se ut som om to årsklasser av lakseyngel nå er radert ut (Jarl Slettene pers. meddel.), noe som selvfølgelig vil ha stor negativ virkning på den restituering av bestandene av laks og ørret som nå pågår i Otra. Prosessen har fått et tilbakeslag som det vil ta tid å hente igjen og avkastningen av fisket de nærmeste årene vil ikke bli så stor som dentrolig ville ha blitt.

6. 2. 4 Effekter på fremtidig økonomisk avkastning av laksefiske i Otra.

I tillegg til de biologiske effektene av giftutslippet den 28 juli 1997 kommer tap de økonomiske interessene lider som er knyttet til selve sportsfisket og til ulike aktiviteter som har en sammenheng med utøvelsen av laksefisket. Dette er effekter som ikke bare vil gjøre seg gjeldene det året fiskedøden fant sted, men trolig også ha en negativ effekt på det økonomiske potensiale som ligger i dette vassdragsavsnittet når det gjelder laksefiske i flere år fremover.

Laksen som ble drept som følge av giftutslippet hadde selvfølgelig stor verdi som sportsfisk for de mange fiskerne langs vassdraget i resten av fiskesesongen dette året. Det ble videre reist tvil om den laksen som var i elven/kom opp i vassdraget etter giftutslippet var egnet som mat for mennesker. Fylkesvetrinæren avkreftet denne faren noen dager etter utslippet, men denne usikkerheten kan ha påvirket elvens omdømme og interessen for å kjøpe kort for å fiske laks og sjørret i en periode etter fiskedøden.

I tillegg til tapte leieinntekter i perioden under og like etter gifteepisoden, kommer den negative omtalen og de virkningene dette kan ha påført Otra som lakseelv i fremtiden. I dag har vi en situasjon når det gjelder sportsfiske etter laks hvor det er en tildels betydelig tilbakegang i fisket i svært mange av våre beste lakseelver. Mange sportsfiskere leter etter nye elver hvor de kan fiske laks og sjørret. Derfor blir den plasseringen Otra får på den årlige fangststatistikken over lakseelvene i Norge viktig. Dette gir verdifull PR når det gjelder å tiltrekke seg nye sportsfiskere til Otra. Uheldig er det da at betydelige mengder laks og sjørret forgiftes og dør. Denne fisken vil ikke komme med i fangststatistikken for 1997 og gir elven derved en dårligere plassering enn den ellers ville hatt dette året og i flere år fremover på grunn av de effektene dette utslippet hadde på fiskebestandene i vassdraget.

7. Referanser

- Aanes, K.J. og Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. SFT/NIVA-rapport 2278.
- Anon, . 1997. red. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter i 1996. Direktoratet for naturforvaltning, DN - nota1997 - 1. 288 s.
- Baker, J.P., Schofield, C.L. (1982) Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.*, 18, 289-309.
- Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Rosseland, B.O., Wendelaar Bonga, S.E. (1997) Responses of skin mucous to aluminum exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 1939-1945.
- Biesinger, K.E., Lemke, A.E., Smith, W.E., Tyo, R.M. (1976) Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals. *Research J. Water Pollut. Cont. Fed.*, 48, 183-187.
- Biesinger, K.E., Stokes, G.N. (1986). Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms. *J. Water Poll. Cont. Federat.*, 58, 207-213.
- Brabrand, Å. 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden. LFI Oslo Rapport nr 114. 24 s.
- Bækken, T. og Aanes, K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 2A. Forsuring. SFT/NIVA-rapport 2491.
- Cameron, J.N. (1976) Branchial ion uptake in arctic grayling: Resting values and effects of acid-base disturbance. *J. Exp. Biol.*, 64, 711-725.
- Clamp, J.R., A. Allen, R.A. Gibbons, G.P. Roberts (1978). Chemical aspects of mucus. *Brit. Med. Bull.*, 34, 25-41.
- Cleveland, L., Little, E.E., Hamilton, S.J., Buckler, D.R., Hunn, J.B. (1986) Interactive toxicity of aluminum and acidity to early life stages of brook trout. *Trans.Am.Fish.Soc.*, 115, 610-620.
- Dickson, W. (1978) Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh.int.Verein.Limnol.*, 20, 851- 856.
- Driscoll, C.T., Jr., Baker, J.P., Bisogni, J.J., Schofield, C.L. (1980) Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature*, 284, pp. 161-164.
- Ellis, M.M. (1937) Detection og measurement of stream pollution. Bull no. 22, U.S. Bureau of Fisheries Bull.Bur.Fisheries.Bull., 48, 365-437.
- Environm. Pollut.*, 96, 129-139.
- Erichsen Jones, J.R. (1939). The relation between the electrolytic solution pressures of the metals og their toxicity to the stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.). *J. Exp. Biol.*, 16, 425-437.

- Exley, C., A.J. Wicks, R.B. Hubert, J.D. Birchall, 1994. Polynuclear aluminium and acute aluminium toxicity to fish. *J. Theor. Biol.*, 167, 415-416.
- Freeman, R.A., Everhart, W.H. (1971) Toxicity of aluminum hydroxide complexes in natural og basic media to rainbow trout. *Trans.Amer.Fish.Soc.*, 4, 644-658.
- German Patent Application 29-42-11 (1980). Process for the detoxification of water treated with polymeric cationic flocculation agents. (Mimeo).
- Grande, M. 1964. Water pollution studies in the river Otra, Norway. Effects on pulp and paper mill wastes on fish. *Int. J. Air. Wat. Poll.* Pergamon Press, 8: 77-88.
- Haraldsstad, Ø. 1986. Lakseundersøkelser i Otra, 1986. Notat Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv. 8 s.
- Hindar, A., Aanes, K.J og Bækken, T. 1991. Otra 1987-90. Tiltaksorientert overvåking. SFT/NIVA. Overvåkingsrapport 472/91. 68 s.
- Hindar, A., Aanes, K.J., Bækken, T. og Lindstrøm, E.A. 1993. Otra 1992. Tiltaksorientert overvåkning og konsekvensundersøkelse. SFT/NIVA. Overvåkingsrapport 535/93, NIVA-løpenr. 2951, 43 s.
- Kaste, Ø., Aanes, K.J. og Lindstrøm, E.A. 1995. Otra 1994. Tiltaksorientert overvåkning og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 606/95, NIVA-løpenr. 3290, 42 s.
- Kaste, Ø., Brandrud, T.E., Lindstrøm, E.A. og Aanes, K.J. og 1996. Otra 1992-1995. Tiltaksorientert overvåkning og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 657/96, NIVA-løpenr. 3479, 51 s.
- Kjelsberg, B. (1997) beskrivelse av restitueringssevne hos brunørret (*Salmo trutta*) eksponert til ustabil Al-kjemi. Cand. Sci. oppgave. Biologisk Inst., Avd. for Zoologi, Universitetet i Oslo.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Laake, M. 1976. Undersøkelser av forurensningsvirkninger i nedre Otra. Utført for vassdragsrådet for Nedre Otra, NIVA-rapport, O-12/73, 155 s.
- Lande, A. 1986. Nitrogenavrenning fra sprengstein i Øvre Otra. Vurdering av vannkvalitesendringer i forbindelse med anleggsvirksomheten. NIVA-rapport, løpenr. 1905, 39 s.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B.O. (1994) The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.*, 3: 357-365.
- Lydersen, E., Jensen, J.G., Tornsjø, B., Kjelsberg, B.M., Wiik Alstad, N., Poléo, A.B.S., Vøllestad, L.A. (1996) Relasjoner mellom mortalitet på brunørret og fysisk-kjemiske årstidsvariasjoner i en sur aluminiumsrik innsjø. Rapport O-95053, LNR 3516-96, 46 s + Appendiks.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Muniz, I.P., Salbu, B., Bjørnstad, H.E. (1990) The effects of naturally occurring high and low molecular weight inorganic and organic species on the yolk-sack larvae of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to acidic aluminium- rich lake water. *Aquatic Toxicology*, 18, 219- 230.

- Lydersen, E., Salbu, B., Poléo, A.B.S. (1991) Formation and dissolution kinetics of $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) in synthetic freshwater solutions. *Water Resour. Res.*, 27, 351-357.
- McDonald, D.G., Ozog, J.L., Simons, B.P. (1984) The influence of low pH on ion regulation in the larval stages of the anuran amphibian, *Rana clamitans*. *Can. J. Zool.*, 62, 2171-2177.
- Muniz, I.P., Leivestad, H. (1980) Effects of aluminum on the brown trout, *Salmo trutta* L. In: D. Drabløs og A. Tollan (eds.) Ecological impacts of acid precipitation, SNSF-project, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway, 292-293.
- NCASI (1985) Computer program for the enhanced stream water quality model QUAL"E. NCASI, Technical Bull. 471, New York.
- Neville, C.M. (1985) Physiological responses of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum - Prediction of field responses from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 2004-2019.
- Neville, C.M., Campbell, P.G.C. (1988) Possible mechanisms of aluminum toxicity in a dilute, acidic environment to fingerlings and other life stages of salmonids. *Water Air Soil Pollut.*, 42, 311-327.
- NVE 1997. Vannføring NVE-stasjonen Vigeland 1996. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- Poléo, A.B.S. (1995). Aluminium polymerisation - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquat. Toxicol.*, 31, 347-356.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D., Kvellestad, A. (1994) Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut.*, 75, 339-351.
- Poléo, A.B.S, Østbye, K., Øxnevad, S.A., Andersen, R.A., Heibo, E., Vøllestad, L.A. (1997) Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study.
- Rosseland, L. 1968. Otra. Notat Fiskeforskningen Vollebekk. 15 s. + vedlegg
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Ougthon, D.H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R.D. (1992) The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry og extreme toxicity for salmonids. *Environm. Pollut.*, 78, 3-8.
- Rosseland, B.O., Hindar, A. (1991) Mixing zone - A fishery management problem ? In: Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W.- and Porcella, D.B. (eds.) International Lake and Watershed Liming Practice. The Terrene Inst. Inc. Washington, D.C., 161-172
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K. (1984) A comparative study of salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one- and two-year-old fish. *Inst. Freshwater Res., Drottningholm, Report No. 61*, 186-194.
- Schecher, W.D., Driscoll, C.T. (1987) An evaluation of uncertainty associated with aluminum equilibrium calculations. *Water Resour. Res.*, 23, pp. 525-534.

- Schecher, W.D., Driscoll, C.T. (1988) An evaluation of the equilibrium calculations within acidification models: The effects of uncertainty in measured chemical compounds. *Water Resour.Res.*, 24, pp. 533-540.
- Schofield, C.L. (1977) Acid snow-melt effects on water quality og fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. Research Technical Completion Report A-072-NY (Office of Water Research og Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C., 27 sider.
- Scott Hall, W., Miranda, R.J. (1991). Acute toxicity of wastewater treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity. *J. Water Poll. Cont. Federat.*, 63, 895-899.
- SIFF 1976. Kvalitetskrav til vann. Statens institutt for folkehelse. 52 s.
- SIFF 1987. Kvalitetsnormer for drikkevann. G2. Statens institutt for folkehelse. 72 s.
- Sindland, T., J. Slettene og P. Grønberg. 1997. Utslipp av polyaluminiumsklorid på Hunsfoss i Vennesla 28 juli 1997. Konsekvenser for fiskebestandene vurdert ut fra observasjoner gjort ved elva dagene etter utslippet. Otra Laxefiskelag, Vennesla Jeger og Fiskerforening og Kristiansand Jeger og Fiskerforening. 7 s.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E., Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Rapport 677/96, 7.
- Skjelkvåle, B.L. (red.) 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - effekter 1995. Statens forurensningstilsyn (SFT), rapport 671/96, 193 s.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hoell, E., Kroglund, F. (1986a) Base addition to flowing acidic waters: effects on smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water Air Soil Pollut.*, 30, 587-592.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hoell, E., Kroglund, F. (1986b) Effects of humic acid on acute aluminium toxicity to smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic soft water. In: B.O. Rosseland and O.K. Skogheim (eds.) *Acidic soft water and neutralization: Effects on fish physiology, fish toxicology and fish populations*. Directorate for Nature and Management, Fish Research Division, Trondheim, Norway, 304 sider.
- Statens Helsetilsyn 1994. Nye kvalitetsnormer for friluftsbad. Rundskriv IK-21/94.
- Staurnes, M., Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water, Air, and Soil Pollut.* vol.85, no.2, 347-352.
- Tjomsland, T. A. Harby og T. H. Bakken. 1994. Utprøving av Vassdragssimulatoren i Haldenvassdraget. Simulering av vannkvalitet i Hølandselva med QUAL - 2E. SINTEF rapport nr. STF60 A94034. 30 s.
- Weatherly, N.S., Rutt, P., Thomas, S.P., Ormerod, S.J. (1991) Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. *Water Air Soil Pollut.*, 55, 345-353.

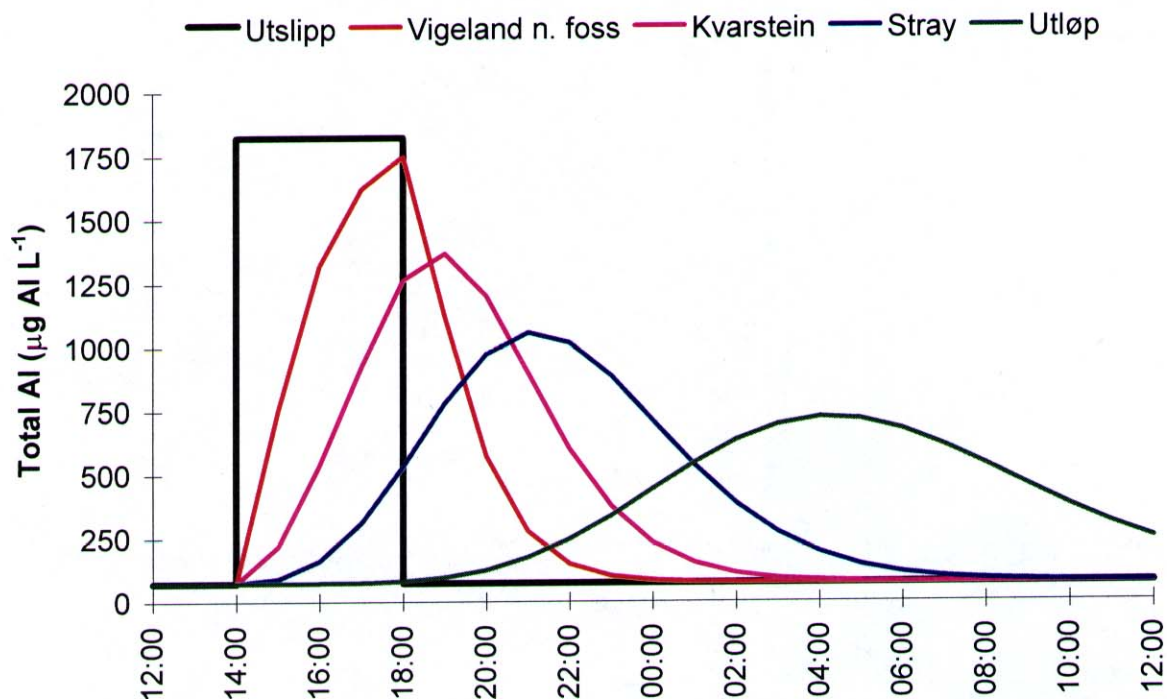
Witters, H.E., Van Puymbroeck, S., Stouthart, A.J.H.X., Wendelaar Bonga, S.E. (1996)
Physiochemical changes of aluminium in mixing zones: Mortality and physiological
disturbances in brown trout (*Salmo trutta* L.). Environ. Toxicol. Chem., 15: 986-996.

Overvåkingsrapporter fra Otra i perioden 1980-1994.

- 1981: Tryland, Ø. 1981. Nedre Otra. Undersøkelser av utslipp fra treforedlingsindustri, 1980. Overvåkingsrapport 13/81. NIVA-løpenr. 1312. 27 s.
- 1981: Wright, R.F. og Grande, M. 1981. Otra 1980. Rutineovervåking. SFT-overvåkingsrapport 6/81, NIVA-løpener. 1298, Oslo. 55 s.
- 1982: Grande, M., Wright, R. F., Brettum, P., Lindgaard, T. og Romstad, R. 1982. Otra 1981. Rutineovervåking. SFT-overvåkingsrapport 55/82, NIVA-løpenr. 1426, 74 s.
- 1983: Grande, M. og Wright, R.F. 1984. Otra 1983. Rutineovervåking. Overvåkingsrapport 145/84. NIVA-løpenr. 1655. 45 s.
- 1983: Wright, R. F. 1983. Øvre Otra. Samspill forsuring-regulering på strekningen Hartevatn-Sarvsfoss. Overvåkingsrapport 77/83. NIVA-løpenr. 1483, 23 s.
- 1983: Wright, R.F., Grande, M., Brettum, P., Løvik, J.E., Romstad, R. og Martinsen, K. 1983. Otra 1982. Rutineovervåking. SFT-overvåkingsrapport 89/83, NIVA-løpenr. 1500. 66 s.
- 1984: Boman, E., Høgberget, R., Romstad, R., og Sahlqvist, E.-Ø. 1984. Øvre Otra. Undersøkelse av terskelbasseng i Valle 1983. Overvåkingsrapport 146/84. NIVA-løpenr. 1653, 46 s.
- 1985: Boman, E. og Grande, M. 1985. Otra. Tiltaksorientert overvåking 1984. SFT-overvåkingsrapport 199/85, NIVA-løpenr. 1775. 49 s.
- 1985: Lande, A. og Grande, M. 1986. Otra 1985. Tiltaksorientert overvåking. SFT-overvåkingsrapport 249/86, NIVA-løpenr. 1912. 40 s.
- 1987: Hindar, A. og Grande, M. 1987. Otra 1980-86. Tiltaksorientert overvåking. SFT-overvåkingsrapport 292/87, NIVA-løpenr. 2056, 106 s.
- 1987: Traaen, T.S. og Johannessen, M. 1987. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Otravassdraget. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport 301/88. NIVA-løpenr. 2069, 29 s.
- 1991: Hindar, A., Aanes, K. J og Bækken, T. 1991. Otra 1987-90. Tiltaksorientert overvåking. SFT-overvåkingsrapport 472/91, NIVA-løpenr. 2657, 68 s.
- 1993: Hindar, A., Aanes, K. J., Bækken, T. og Lindstrøm, E.A. 1993. Otra 1992. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse. SFT-overvåkingsrapport 535/93, NIVA-løpenr. 2951, 43 s.
- 1994: Kaste, Ø., Aanes, K. J. og Lindstrøm, E.A. 1994. Otra 1993. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 576/94, NIVA-løpenr. 3109, 44 s.
- 1995: Kaste, Ø., Aanes, K. J. og Lindstrøm, E.A. 1995. Otra 1994. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 606/95, NIVA-løpenr. 3290, 42 s.
- 1996: Kaste, Ø., Brandrud, T.E., Lindstrøm, E.A. og K. J. Aanes. 1996. Otra 1992-1995. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 657/96, NIVA-løpenr. 3479, 51 s.
- 1997: Kaste, Ø., Skiple, A., Lindstrøm, E.A. og K. J. Aanes. 1997. Otra 1996. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. SFT-overvåkingsrapport 698/97, NIVA-løpenr. 3683, 39 s.

VEDLEGG

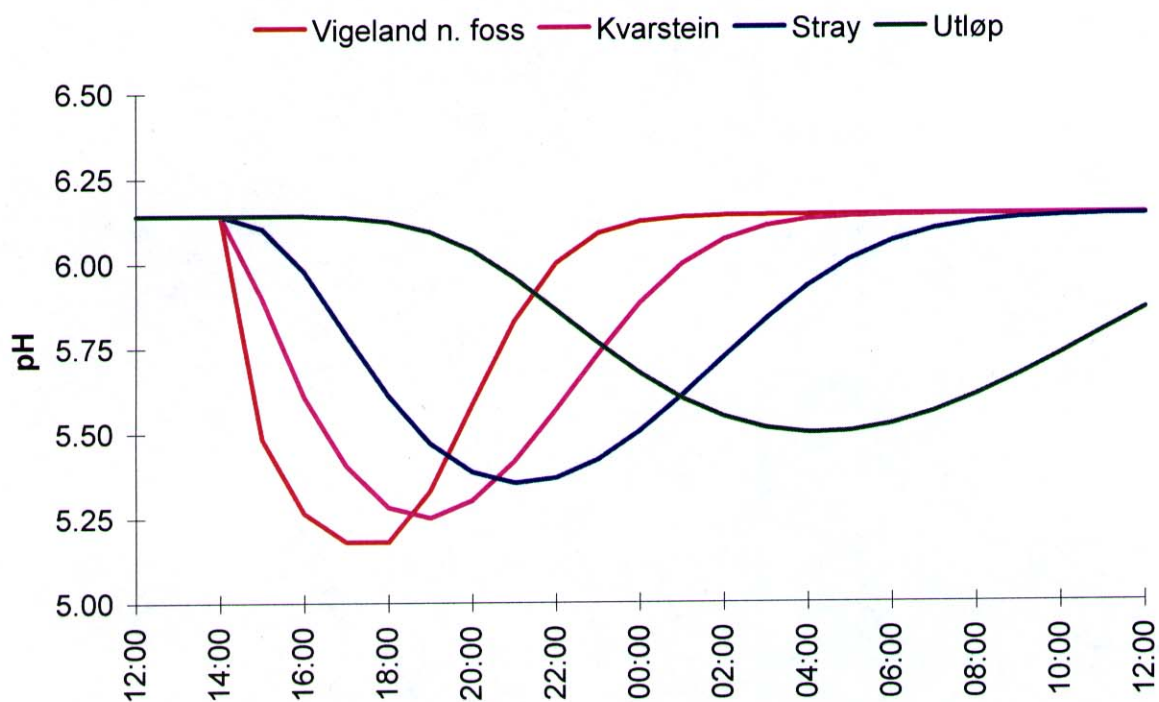
	Side :
Tabell 4.7. og Figur 4.9.	71
Tabell 4.8. og Figur 4.10.	72
Tabell 4.9. og Figur 4.11.	73
Dykkerrapport	74
Fangstrapport laks 1997. Vektfordeling	75
Informasjon fra Veterinærinstituttet, Oslo. Seksjon for fiskehelse	76
Brev fra Norges Landbrukshøgskole, Laboratorium for analytisk kjemi. Analyseresultater: Al og Fe i gjeller tatt fra død fisk i Otra	79
Kopi Yrkeshygienisk Produktdatablad Hypax 18	82



Figur 4.9. Estimering av totale aluminiumskonsentrasjoner i Otra ved fem stasjoner nedstrøms utslippet av HYPAX 18 fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ ved bruk av elvesimulerings-modellen OUAL2E (NCASI, 1985). Tabellverdiene er angitt i Tabell 4.7.

Tabell 4.7. Estimering av totale aluminiumskonsentrasjoner i Otra ved fem ulike stasjoner nedstrøms utslippsstedet for HYPAX 18. Beregningene er gjort for tidsperioden fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ og ved bruk av elvesimuleringsmodellen OUAL2E (NCASI, 1985). Bakgrunnskonsentrasjonen i elva var 74 µg Al L⁻¹. Høyeste konsentrasjon på hvert sted er angitt med uthevet skrift. Maksimal tidsopløsning: 1 time. Benevnning = µg Al L⁻¹.

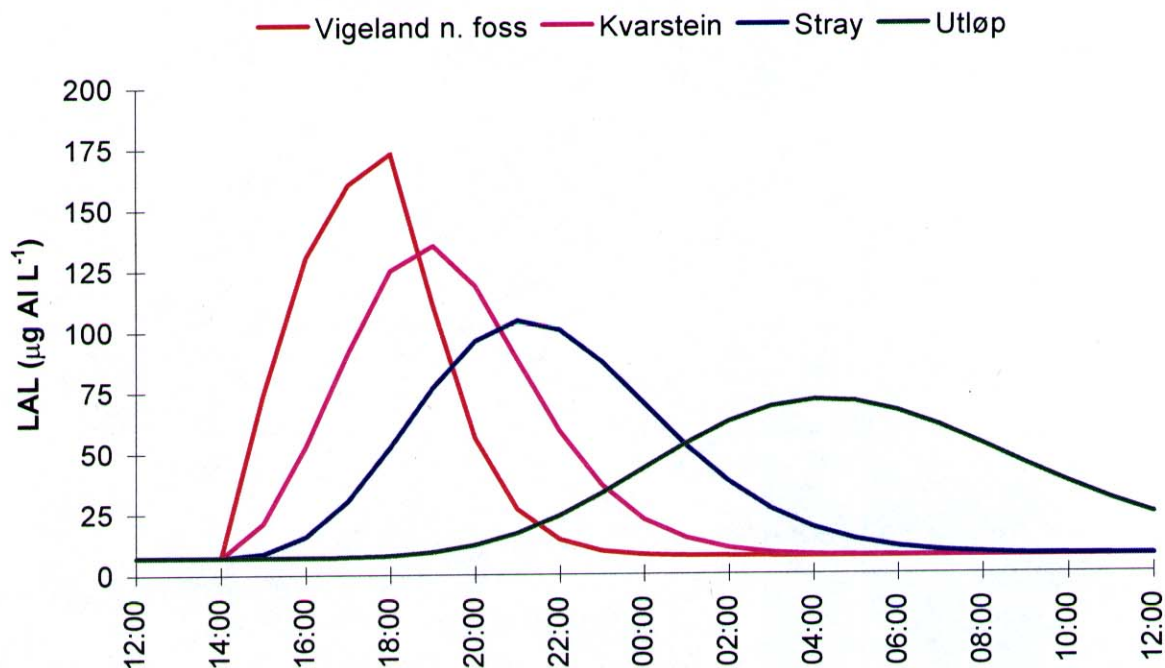
Dato	Kl.-slett	Utslipp Hunsfoss	Vigeland nedstr. foss	Kvarstein brua	Stray hovedgård	Kr.sand utløp
28-Jul-97	12:00	74	74	74	74	74
28-Jul-97	14:00	1822	74	74	74	74
28-Jul-97	15:00	1822	751	218	91	74
28-Jul-97	16:00	1822	1319	536	162	75
28-Jul-97	17:00	1822	1620	922	310	76
28-Jul-97	18:00	1822	1749	1264	532	82
28-Jul-97	19:00	74	1120	1365	778	97
28-Jul-97	20:00	74	569	1199	971	126
28-Jul-97	21:00	74	274	896	1054	175
28-Jul-97	22:00	74	147	597	1015	246
29-Jul-97	00:00	74	82	229	708	442
29-Jul-97	02:00	74	75	108	383	634
29-Jul-97	04:00	74	74	80	193	722
29-Jul-97	06:00	74	74	75	112	674
29-Jul-97	08:00	74	74	74	84	534
29-Jul-97	10:00	74	74	74	77	376
29-Jul-97	12:00	74	74	74	75	246



Figur 4.10. Estimering av pH i Otra ved ulike stasjoner nedstrøms utslippet av HYPAX 18 fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ ved bruk av elvesimuleringsmodellen OUAL2E (NCASI, 1985). Der er antatt å være likevekt med mikrokrystallinsk gipsitt ved alle stasjoner. pH-senkningen skyldes aluminiums-polymerisering som skjer for å oppnå likvekt med mikrokrystallinsk gipsitt. Tabellverdiene er angitt i Tabell 4.8.

Tabell 4.8. Estimering av pH i Otra ved ulike stasjoner nedstrøms utslippet av HYPAX 18 fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ ved bruk av elvesimuleringsmodellen OUAL2E (NCASI, 1985) og antatt likevekt med mikrokrystallinsk gipsitt ved alle stasjoner. Den høyeste H⁺ konsentrasjonen (lavest pH) ved de ulike stasjonene er angitt med uthevet skrift. Maksimal tidsopløsning: 1 time.

Dato	Kl.-slett	Vigeland nedstr. foss	Kvarstein brua	Stray hovedgård	Kr.sand utløp
28-Jul-97	12:00	6.14	6.14	6.14	6.14
28-Jul-97	14:00	6.14	6.14	6.14	6.14
28-Jul-97	15:00	5.48	5.90	6.10	6.14
28-Jul-97	16:00	5.27	5.61	5.98	6.14
28-Jul-97	17:00	5.18	5.41	5.79	6.14
28-Jul-97	18:00	5.18	5.28	5.61	6.12
28-Jul-97	19:00	5.33	5.25	5.47	6.09
28-Jul-97	20:00	5.59	5.30	5.39	6.04
28-Jul-97	21:00	5.83	5.42	5.35	5.96
28-Jul-97	22:00	6.00	5.57	5.37	5.86
29-Jul-97	00:00	6.12	5.88	5.51	5.67
29-Jul-97	02:00	6.14	6.07	5.72	5.55
29-Jul-97	04:00	6.14	6.13	5.93	5.50
29-Jul-97	06:00	6.14	6.14	6.06	5.52
29-Jul-97	08:00	6.14	6.14	6.12	5.61
29-Jul-97	10:00	6.14	6.14	6.13	5.73
29-Jul-97	12:00	6.14	6.14	6.14	5.86



Figur 4.11. Estimerte konsentrasjoner av løste uorganiske aluminiumsformer (LAL) i Otra ved ulike stasjoner nedstrøms utslippet av HYPAX 18 fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ ved bruk av elve-simuleringsmodellen OUAL2E (NCASI, 1985) og antatt likevekt med mikrokrystallinsk gipsitt. I tillegg til selve aluminiumspolymeriserings-prosessen representerer LAL akutt giftige aluminiumsforbindelser. Hvor akutt løsningen blir er avhengig av LAL-konsentrasjon, pH, vanntemperatur og oksygenmetning. Tabellverdiene er angitt i Tabell 4.9.

Tabell 4.9. Estimerte konsentrasjoner LAL i Otra ved ulike stasjoner nedstrøms utslippet av HYPAX 18 fra 28. juli kl. 12⁰⁰ til 29. juli kl. 12⁰⁰ ved bruk av elve-simuleringsmodellen OUAL2E (NCASI, 1985) og antatt likevekt med mikrokrystallinsk gipsitt. Høyeste konsentrasjon ved hver stasjon er angitt med uthevet skrift. Maksimal tidsoppløsning er 1 time. Benevning = µg Al L⁻¹.

Dato	Kl.-slett	Vigeland nedstr. foss	Kvarstein brua	Stray hovedgård	Kr.sand utløp
28-Jul-97	12:00	7	7	7	7
28-Jul-97	14:00	7	7	7	7
28-Jul-97	15:00	74	21	9	7
28-Jul-97	16:00	130	53	16	7
28-Jul-97	17:00	160	91	30	7
28-Jul-97	18:00	173	125	52	8
28-Jul-97	19:00	111	135	77	9
28-Jul-97	20:00	56	119	96	12
28-Jul-97	21:00	27	89	104	17
28-Jul-97	22:00	14	59	100	24
29-Jul-97	00:00	8	22	70	44
29-Jul-97	02:00	7	10	38	63
29-Jul-97	04:00	7	8	19	71
29-Jul-97	06:00	7	7	11	66
29-Jul-97	08:00	7	7	8	53
29-Jul-97	10:00	7	7	7	37
29-Jul-97	12:00	7	7	7	24

Dykkerrapport

Sigurd Paulsen

Okseviga 15
4770 HØVÅG
tlf 37274318
epost sigurdp@online.

30. juli 1997

Agder Skogeierlag
Svein Knutsen
postboks 519
4601 Kristiansand

RAPPORT ETTER BEFARING AV OTRA ELVEBUNN - BLÅ SONE

Bakgrunn

Tirsdag 29 juli var jeg tilfeldig opp ved Vigeland for å se på laksefiske. Jeg kom i kontakt med Øyvind Bakken som spurte om jeg kunne ta et dykkeroppdrag i forbindelse med den observerte laksedøden som var inntruffet i elva. Jeg svarte ja, men sa at jeg måtte hente utstyr i Høvåg innen oppdraget kunne starte.

Oppdrag

Jeg fikk i oppdrag å befare mest mulig av bunnen av elva fra **NORD** av stor holme i blå sone til under hengebru ved Vigeland. Død fisk skulle taes opp i den utstrekning det var mulig og jeg skulle prøve å telle antall fisk jeg så som var i live.

Resultat etter dykket

Jeg gikk i vannet ca klokken 1945 og svømte som avtalt på tvers over elva **NORD** for stor holme, **SYDOVER** i svingen og returnerte til **ØSTLIG** elvebredde. Deretter svømte jeg frem og tilbake langs bunne fra **ØST** til **VESTLIG** side av elvebredden ned til området rett **SYD** for hengebru. Bunnen var enkelte steder kupert med innslag av store stein og varierende dybder ned til ca 10-11 meter. Det var enkelte større dynger (størrelsesorden fra 4m³ - 20m³) av slimete gress i partier av elva hvor strømme kom i bakevje og stod stille. Ellers bestod bunnen av småstein dekket av grønnalger og sandbunn med liten/ingen vegetasjon. En del søkktømmer og enkelte partier med dumpede sykler var også å finne på bunnen.

Av levende fisk observerte jeg følgende:

10-12 større laks (mellom 4-6 kilo, hvor minst en var på størrelse 6-8 kilo). Fisken vist tydelige tegn til å mangle oksygen da gjellene var vidt åpne. Ingen av fiske stod i ro men beveget seg i strømfylte deler av elven på dybde 4 - 10 meter. En av laksene var mørk i fargen. Jeg klarte ikke å skille mellom laks og sjørøret da fiskene befant seg på avstand 2-5 meter fra meg.

3-5 mellomstore ørret på ca 1-2 kilo. Denne fisken så ut til å klare seg bedre enn laksen.

8-10 små ørret på under 1 kilo. Jeg kunne ikke observere svakhetstegn ved denne fisken.

5-6 ål i størrelsesorden 0,5 - 1 kilo. Ingen svakhetstegn.

Av døde fisk observerte og brakte jeg til overflaten følgende fisk:

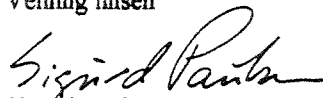
3 døde laks i størrelsesorden 2-3 kilo. 4-5 mindre laks og ørret ca 0,5 - 1 kilo. 1 abbor ca 0,5 kilo samt 10-15 småørret (yngel ca 10-15 cm store). Jeg observerte imidlertid en god del flere yngel som ikke ble tatt med til overflaten (ca antall 20-30 stk).

Dykket var avsluttet ca klokken 2115.

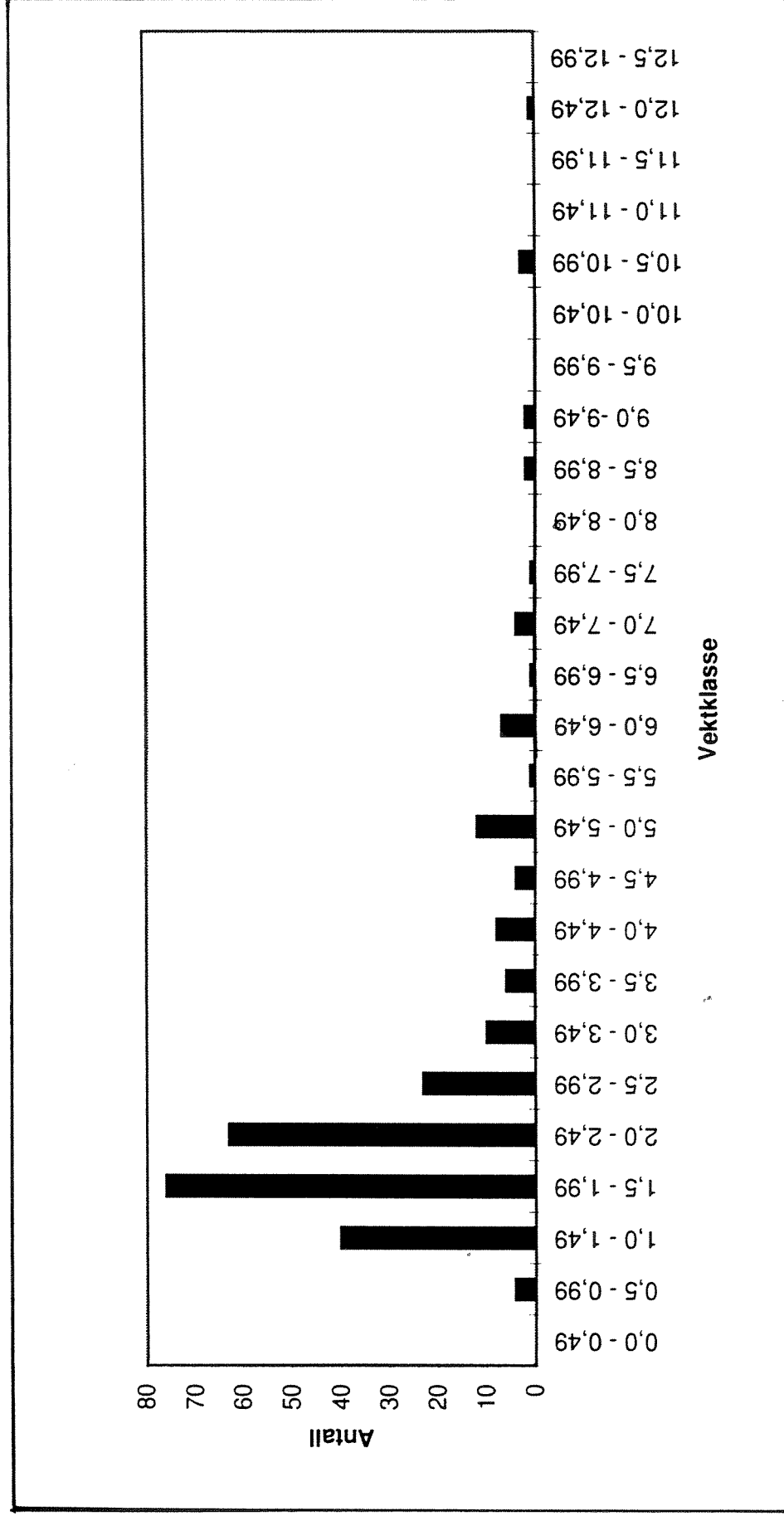
Konklusjon

Dykket avdekket at det var en del død fisk som i tillegg hadde mindre strømfylte deler av elven. Fisken så ikke ut til å ha vært død over lengere tid. Av levende fisk var det ikke meget, men dog en del fisk igjen i elva. Laksen som ble observert var tydelig i mangel av surstoff. Ørret kunne jeg ikke observere noe spesielt med. Mest alvorlig var det at det ikke ble observert noen levende yngel i denne delen av elva.

Vennlig hilsen


Sigurd Paulsen

Vedlegg: faktura på utført dykkeroppdrag



Figur 4. 12. Fangststatistikk for Otrå i 1997. Dataene representerer laks hvor det ble samlet inn skjellprøver gjennom sesongen. Oppfisket laks fordelt i størrelses grupper etter vekt.

Fylkesmannen i Vest-Agder
Miljøvernavdelingen
Tinghuset
4605 Kristiansand

Vårt jnr: 97/09/1080-83/1085-86/1093/BB Dato: 19.08.97

Episode med akutt fiskedød i Nedre Otra d. 28/7 1997.

Jeg viser til brev og følgeskriv datert 29/7 1997 fra Fylkesmannens miljøvernavdeling, hvor man redegjør for et tilfelle med akutt fiskedød i Nedre Otra. Dessuten viser jeg til flere telefonsamtaler, hvor vi har mottatt supplerende opplysninger.

I forbindelse med fiskedød i Nedre Otra har vi på Veterinærinstituttet, Seksjon for fiskehelse, mottatt følgende fiskemateriale:

1. Hel fisk (30/7/97). I alt ble innsendt 14 fisk.
1 laks (1,27 kg, j.nr.97/09/1080),
9 lakseunger (5-16 g, j.nr. 97/09/1081),
3 ørret (18 - 100 g, j.nr.97/09/1082),
1 sjøørret(2,6 kg, j.nr. 97/09/1083),
2. Formalinfiksert materiale (31/7/97). 2 glass med organer fra ørret (j.nr. 97/09/1085).
3 glass med organer fra røye (j.nr. 97/09/1086).
3. Formalinfiksert materiale (1/8/97). 1 glass med gjeller fra 2 storlaks (j.nr. 97/09/1093).

Obduksjon av innsendt fisk:

De to største fisk ble undersøkt m.h.p. evt. patologiske forandringer.

Laks (1,27 kg, j.nr. 97/09/1080) viste ingen større forandringer. Vi fant parasitten *Anisakis* sp. på lever og tarm, forstørret milt og slim i større mengder i gjeller.

Sjøørret (2,6 kg, j.nr. 97/09/1081) viste litt flere patologiske forandringer. Vi fant blodkoagel i hjertesekken, ruptur av atrieveggen i hjertet («akutt hjertesprekk», «akutt hjertedød»), serøs gullig væske i bukhulen, blødning i tarmveggen, sammenvoksninger i tarmavsnitt.

De øvrige fisk ble ikke obdusert.

Bakteriologi og virologi:

Følgende fisk er undersøkt bakteriologisk:

- 1 laks (j.nr. 97/09/1080),
- 3 lakseunger (j.nr. 97/09/1081),
- 1 ørret (j.nr. 97/09/1082),

1 sjøørret (j.nr. 97/09/1083).

De bakteriologiske undersøkelsene var alle negative.

De virologiske undersøkelsene er ikke ferdige. Tilleggsbesvarelse vil bli tilsendt når resultatene foreligger.

Histologi av formalinfiksert materiale:

Der ble valgt et representativt utsnitt av organer fra de tre innsendelser til histologisk undersøkelse. I alt ble det valgt ut 27 organer til histologisk undersøkelse fra de 3 forsendelser:

7 stk. gjeller

8 stk. hjerte

4 stk nyre

4 stk. lever

2 stk. pancreas

2 stk milt

Resultater av histologiske undersøkelser (H.E. standardfarging).

Det ble benyttet H.E. standardfarging m.h.p. påvisning av evt. patologiske forandringer.

Ved histologisk undersøkelse så vi store forandringer i gjelleepitelet. Gjelleepitelet var delvis ødelagt og borte. En del av gjelleepitelet var mindre skadet, men med «frynset» utseende. Organiseringen av lameller var ustrukturert og unormal.

Det var vanskelig å tolke de innledende histologiske undersøkelser, da kvaliteten av preparatene var relativ dårlig.

Vi har benyttet spesialfarging med hematein og berlinerblått for å avdekke evt. avleiringer av metaller i gjellevevet.

Resultater etter spesialfarging:

Det ble valgt 6 gjellesnitt til farging med hematein for aluminium og 2 gjellesnitt til farging med berlinerblått.

De 6 gjellesnitt farget med hematein var ikke tilfredsstillende. Farging med berlinerblått benyttes til påvisning av jernutfelninger. De 2 preparater farget med berlinerblått viste utfelninger av jern i lett grad og store forandringer i gjelleepitel. Gjelleepitelet var ødelagt og til dels borte og organiseringen av lameller i gjeller var ikke normal.

Da ovenstående hemateinfarging ikke var tilfredsstillende, ble det i stedet benyttet solochrome azurine farging og ny farging med berlinerblått. 7 gjellesnitt ble benyttet til denne fargeteknikk. Resultatene av farging med solochrome azurine og berlinerblått gav følgende resultat («Ø» = ørret, «L» = laks, «R» = røye, «G» = gjeller):

97/09/1085:

Ø1 G (solochrome): Sterk positiv reaksjon med akkumulering av store mengder metall mellom lameller.

Ø2 G (solochrome): Meget sterk positiv reaksjon med akkumulering av store mengder metall mellom lameller. Der ses «avtrykk» av lameller i det akkumulerte metall.

Ø1 G (berlinerblått): Uegnet.

Ø2 G (berlinerblått): Mindre utfelninger av jern.

97/09/1086:

R1 G (solochrome): Positiv reaksjon, men mindre utbredt.

R2 G (solochrome): Positiv reaksjon, men mindre utbredt.

R3 G (solochrome): Positiv reaksjon, men mindre utbredt.

R1 G (berlinerblått): Sporadisk antydning av jernutfelling i preparatet.

R2 G (berlinerblått): Positiv reaksjon, men sporadisk utfelling av jern i preparatet.

R3 G (berlinerblått): Positiv reaksjon, men sparsomt med jernutfelling i preparatet.

97/09/1093:

L1 G (solochrome): Sterk positiv reaksjon med akkumulering av store mengder metall mellom lameller.

L2 G (solochrome): Sterk positiv reaksjon med akkumulering av store mengder metall mellom lameller.

L1 G(berlinerblått): Positiv reaksjon med moderate mengder av jernutfelling.

L2 G(berlinerblått): Positiv reaksjon med mindre mengder av jernutfelling.

Sammendrag:

Generelt var gjelleepitelet ødelagt, sterkt beskadiget eller fraværende, men det kan ikke sikkert skilles mellom intravitale og postmortelle forandringer. Det ble påvist massive avleiringer av metall mellom gjellelameller. Avstøtt epitel var til dels innleiret i det akkumulerte metall mellom lamellene.

Diagnose: Metallforgiftning

Kommentar:

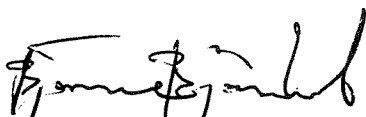
Sammenholdt med de foreliggende opplysninger finner vi det sannsynlig at dødeligheten skyldes utslipp av aluminiumforbindelser i elven med etterfølgende forgiftning.

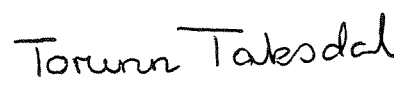
Solochrome azurine er en sikker, meget anvendelig og dyr fargeteknikk til påvisning av metall i gjeller. Imidlertid skjelner den ikke mellom de respektive metaller, og det er derfor nødvendig med supplerende analyser for å stadfeste tilstedeværelsen av aluminium.

Ved supplerende undersøkelser kan man benytte røntgenmikroanalyse, atomabsorpsjon, ICPMS (ICPES).

Vi vil den kommende tid etter oppfordring fra Fylkesmannens miljøvern avdeling benytte en av ovenstående analysemetoder for å stadfeste tilstedeværelsen av aluminium i gjeller hos fiskene.

Med vennlig hilsen


Bjarne Bjørshol
veterinær


Torunn Taksdal
veterinær

Deres ref:

Vår ref:

48/61

Dato:

29.1.98

Statens veterinær laboratorier
v/ Bjarne Bjørshol
Seksjon for fiskehelse
Postboks 8156 Dep
0033 Oslo

BESTEMMELSE AV ALUMINIUM OG JERN KONSENTRASJON I GJELLER TATT FRA DØD FISK I OTRA, AUG. 1997

Prøvemateriale: Gjelle materiale fra to storlaks, og 24 hele små fisk ble mottatt i frossen tilstand fra Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Vest Agder.

Opparbeiding: Prøvene, dvs gjellebue fra 2 laks (to paralleller) og hel gjelle uttatt fra 15 små fisk ble frysetørket, veid, løst i konsentrert syre ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) og fortynnet med dobbelt destillert ionebyttet vann (Milli-Q). Konsentrasjonen av Al og Fe i gjeller og blindprøver ble bestemt vha ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy). Standardløsninger med relevant matriks sammensetning ble benyttet til kalibrering.

Resultater og kommentar:

LAK har i 1997 analysert Al (og Fe) i mer enn 2000 gjeller fra fisk fanget i ferskvann (elver, innsjøer), estuarier, sjøvann, settefisk og oppdrettsanlegg. Ut fra foreliggende database kan noen generelle trender observeres. Konsentrasjonen av Al i gjeller fra annleggfsisk som ikke har blitt eksponerte til Al-rik eller surt vann ligger mellom $<0,005$ og $0,025$ mg/g tørrvekt (tv). I gjeller fra fisk tatt fra «normale» elv vann (ikke sur nedbør områder) måles konsentrasjoner opp til $0,1$ mg/g tv; og i gjeller fra levende fisk eksponerte til Al-rik vann (sur nedbør områder) opp til $0,8$ mg/g tv. Vi har imidlertid, ved svært få tilfeller, målt opp til 2 mg/g. Jernkonsentrasjon målt i gjellene blir noe påvirket av blodinnhold, og kan derfor variere p.g.a. prøvetakingen. Fe-nivå i fiskegjelle er som regel lavere enn $0,4$ mg/g tv. Det bør presiseres at resultatene er basert på fisk som avlives umiddelbart før prøvetaking av gjeller. Det antas at Al deponert på gjelleoverflaten (polymerisering) kunne tapes eller økes om død fisk oppbevares i vannet en tid før prøvetaking.

Table 1. Konsentrasjon av Al og Fe (mg/g tv.) i fiskegjeller tatt fra døde fisk i elven Otra.

Nr.	Species	Lengde cm	Al ^a mg/g	Fe mg/g
Stor laks ^b				
1 - a	Laks	92	1,51	1,70
1 - b	"		1,00	1,74
2 - a	Laks	87	1,16	1,19
2 - b	"		1,17	1,03
Små fisk				
1	Ørret	11,2	1,64	0,63
2	Laksparr	14,6	2,24	1,11
3	"	14,8	3,69	1,28
4	"	12,8	0,65	0,04
5	"	12,3	0,53	0,14
6	"	11,3	0,72	0,19
7	"	11,4	2,79	0,77
8	"	11,8	0,91	0,32
9	"	11,5	0,15	0,18
10	"	11,3	0,76	0,55
11	"	11,0	0,28	0,25
12	"	10,9	1,04	0,45
13	"	10,7	4,67	3,69
14	"	11,0	0,9	0,22
15	"	10,6	0,29	0,13

a - Bestemmelsensgrensen for prøve av 20 mg tv gjelle prøve, baserte på måling av blindprøver: 0,01 mg Al/g gjelle og 0,04 mg Fe/g gjelle tv. Usikkerhet i enkelte målinger varierer fra ± 5 % til ± 15 % avhengig av gjellevekt og Al konsentrasjoner; b - Laks 1 (7.00 kg/92 cm) funnet død ved Høyebekken/Haus; laks 2 (8.7 kg/87 cm) funnet død ved Mosby

Resultatene (mg/g tv.) viser at konsentrasjonen av Al og Fe i det foreliggende gjellemateriale er meget høye, og langt høyere enn forventet i vassdrag med ikke forurenset vannkvalitet. Høy konsentrasjon av Fe i gjelle kan skyldes blodkontaminering (blodige gjeller fra storlaks ved mottak).

I kontrollerte renneforsøk er det god korrelasjon mellom Al-eksponering i vann, Al-konsentrasjonen i gjeller (Al avsetning på gjelleoverflaten) og effekter på fisk. I ikke forurenset vann vil bakgrunnsverdier av Al i fiskegjeller være lav. Al konsentrasjon > 0,1 mg/g tv i gjeller indikere *risiko* for skade mhp respirasjonssvikt. Risiko for skade inklusivt fiskedød øker både med avsetning av Al på gjeller og avsetningshastigheten.

Konklusjon:

Konsentrasjon av Al (og Fe) i gjeller fra død fisk i Otra er uvanlig høye. Ut fra forventete bakgrunnsnivåer i fiskegjeller fra ikke-forurensete områder er det sannsynlig at Al-belastningen kan medføre skade på fisk inklusivt fiskedød.

Det bør presiseres at LAK ikke har hatt kontroll med innsamling av prøvene, og hvorvidt prøvematerialet er representativt kan derfor ikke vurderes. Det er heller ikke målt bakgrunnsnivåer av Al i gjelle fra friske fisk i vassdraget.

Med vennlig hilsen



Deborah H. Oughton
1. amanuensis, LAK

Hans-Christian Teien
Hans-Christian Teien
Vitenskaplig ass. LAK

Referanser:

NIVA. 1997a. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangdalselva. NIVA Rapport LNR 3714-97
NIVA. 1997b. Kalking av Ekso. Vann kjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA Rapport LNR 3738-97.
NFR. 1998. Endring av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkning på laks og marine organisme. Sluttrapport for NFR-prosjekt nr: 108102/122.

YRKESHYGIENISK PRODUKTDATABLAD

1 HANDELSNAVN

HYPAX 18

2 PRODUSENT/IMPORTØR, UTENLANDSK PRODUSENT

Norsk produsent/ Importør	HYDROGAS NORGE AS Pb. 23 Haugenstua 091.5 OSLO	Telefon 22 10 64 10
Utenlandsk produsent		Telefon

3 KJEMISK SAMMENSETNING

	CAS - nummer	Vekt - %	Administrativ norm
Åluminiumhydrokysylorid, (Al ₂ (OH)SCl) ₃	1327-41-9	ca. 38	2 mg/m ³
Vann	7732-18-5	ca. 62	

4 UTSEENDE, LUKT M.M.

Generelt:	Gulaktig, klar væske.
Lukterskæl:	
Konsistens:	VÆSKE

5 YRKESHYGIENISKE OG TOKSIKOLOGISKE DATA

Fareklasse (AT / SFT):	ETSENDE
Administrativ norm...:	
YL - tall.....:	YL - gruppe:
Toksikologiske data...:	

5 HELSERISIKO

Generelt: Løsningen virker etsende. Lungeødem vil kunne utvikles ved innånding av aerosoler inntil to dager etter eksponering. Kontakt med væsken kan gi etseskader, hvor grad av etsing er avhengig av kontakttiden. Ved kontakt med hypoklorittløsning utvikles giftig klorgass.

Innånding/svelging: INNÅNDING: Aerosoler virker irriterende og etsende i luftveier og lunger.
 SVELGING: Fare for etseskader med smerte i munnhule, svelg og spiserør. Kan gi diare.

Hud: Langvarig eller gjentatt kontakt med hud kan medføre ekssem/etseskader med etterfølgende arrdannelse.

Øyne: Ved sprut er det fare for alvorlige etseskader. Damp kan virke sterkt irriterende.

7 FØRSTEHJELP

Generelt:

Innånding / svelging: INNÅNDING: Frisk luft. Vanlig førstehjelp. Observasjon av lege/sykehus pga. fare for lungeødem.

SVELGING: FRAMKALL IKKE BREKNINGER. Gi øyeblikkelig vann eller melk å drikke. Kontakt lege/sykehus ved svelging av store mengder.

Hud: Fjern øyeblikkelig tilsøtt tøy og skyll samtidig med store mengder vann. Vask med såpe og vann til slutt.

Øyne: Skyll øyeblikkelig med rikelig vann, med åpen øyespalte. Fortsett med skylling til lege eller kvalifisert personell overtar.

8 INFORMASJON TIL HELSEPERSONALE

Generelt: Symptomatisk behandling, spesielt mht. frie luftveier, respirasjon, lungeødem. Forebyggende behandling: Kortikosteroider mot lungeødem som kan utvikle seg de nærmeste dagene. Ved svelging kan melk eller magnesiumoksid (MgO) løst i vann gis som syrenøytraliserende middel. Etseskader på hud behandles som brannskader. Øyeskader krever umiddelbar og vedvarende skylling med store mengder vann.

Helsekontroll:

9 VERNETILTAK

Forsiktighetsregler ved bruk, verneutstyr etc.: Øyevern, øyespylingsmuligheter, hansker og annet verneutstyr av motstandsdyktig materiale f.eks. neopren, naturgummi, nitril, PVC, eller Viton. Gassmaske med filter B (grått) ved lave gasskonsentrasjoner.

Forsiktighetsregler ved lagring: Oppbevares adskilt fra baser/alkaliske produkter. Lagres i bestandig beholder f.eks. titan, teflon, PVC, PE, PP, visse termoplaster, keramisk materiale eller glass. Korrodiert mot stål. Lagringstemperatur: 5-30gr.C.

10 REAKTIVITET, KORROSIVITET OG SPESIELLE FORHOLDSREGLER

Generelt: Produktet reagerer med baser/alkaliske forbindelser (f.eks. hypoklorittløsning) med utvikling av giftig klorgass (Cl₂). Løsningen angriper de fleste metaller.

Uitilstander som må unngås:

Skadelige nedbrytningsprodukter: Klorgass (Cl₂), hydrogenklorid (HCl).

Farlige polymerisering:

11 DESTRUKSJON OG RENGJØRING

Spesialavfall: JA Avfallsgruppe: **** Se spesialavfallsforskrift for RAK kode.
 Generelt: Produktet er klassifisert som etsende og skal således leveres som spesialavfall. Nøytralisert løsning bør kunne absorberes i sand/kalk for deponering på godkjent fyllmass etter avtale med miljøvernmyndighet. Ved deponi er det muligheter for økning i aluminiuminnhold i grunnvann.

12 TILTAK VED SØL OG LEKKASJE

Generelt: Ventiler og begrenns søl. Samle opp i bestandig emballasje. Tillat ikke avrenning til kloakk. Utslipp av større mengder nøytraliseres med kalk, soda (natriumkarbonat) eller natriumbikarbonat.

Utslipp til vann / sjø: Utslipp kan skade vannlevende organismer som følge av redusert pH. Det forventes ikke at produktet har akutt-toksisk effekt på vannlevende organismer (basert på tester med aluminiumkloridløsning).

Utslipp på gater / mark:

13 BRANN OG EKSPLOSJONSDATA

Generelt: Den vandige løsningen er ikke brennbar. Utvikler meget giftig/etsende gasser ved oppvarming > 200 gr.C. (klorgass, saltsyredamp, hydrogenkloridgass)

Fareklasse (DBE)	Eksplsjongrensener (vol%)	Tenn-temp. (°C)	Flammepunkt (°C)
nedre	avre		

Risiko / forebyggende tiltak: Kjøl ned beholdere og slå ned damp med vannduşj.

Brannslukkingsmidler: -

14 FYSIKALSKE DATA

Kokepunkt / Intervall (°C):	ca. 106	Metningskonsentrasjon:	
Smeltepunkt (°C):		Damptetthet (luft=1):	
Spesifikk vekt (g/cm ³):	ca. 1.4	pH i bruksløsning:	3.8 -
Damptrykk (mmHg):		Vannløselighet:	løselig


+ 5%-løsning.

Aluminiuminnhold (beregnet som Al₂O₃) ca. 19%. Klorinnhold ca. 21%.

15 TRANSPORTKLASSIFISERING

Klassifisert som farlig gods:	JA		
UN-klasse...:	nr.....: 2581	pakkegruppe..: III	
SJØ IMO-klasse: 8 -	IMDG-side: 8109	BC-appendix..:	BC nr:
VEI/JERNBANE ADR/RID kl: 8	siffer.....: 5 (c)	LUFT ICAO kl: 8	
Transportuhellskort			
Fargekode (rømerking):			
Emballasje:			

16 BRUKERMERKING

Risiko- og sikkerhetssetninger: Rtsende. Får man stoffet i øynene; skyll straks grundig med store mengder vann og kontakt lege. Får man stoff på huden, vask straks med store mengder vann. Bruk egnede vernehansker og vernebriller/ansiktskjerm.	Merkeplikt JA	
	Yt-gruppe Yt-tall	

17 ANVENDELSE

Rensing av drikkevann.

18 KILDE FOR OPPLYSNINGER

Datablad laget av: Hydro Rjukan v/ Eric Christensen Dato: 17.03.97 Sted: Rjukan
--

19 EGNE OPPLYSNINGER - FYLLES UT AV BRUKER

BRUKSSTED
Bruksmåte:
Spesielle forholdsregler:

LAGERSTED

LAGERSTED

20 GODKJENNING

Godkjenningsstatus: Godkjent Revisjonsnummer: 1	Revisjonsdato: 17.03.97	Inidaler: 092
--	-------------------------	---------------