

328

OPPDRAKSMELDING

Utslipp fra vannrense-
anlegg i Leksa,
Stjørdal kommune i
Nord-Trøndelag
Effekter på ferskvanns-
økosystemet

Hans Mack Berger



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Utslipp fra vannrense-
anlegg i Leksa,
Stjørdal kommune i
Nord-Trøndelag
Effekter på ferskvanns-
økosystemet

Hans Mack Berger

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Berger M., Hans. 1994 Utslipp fra vannrenseanlegg i Leksa, Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag. Effekter på ferskvannøkosystemet. - NINA Oppdragsmelding 328: 1-25

Trondheim, mars 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0541-6

Forvaltningsområde:

Norsk:

Engelsk:

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon: Odd Terje Sandlund & Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout: Siri Aftret

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 100

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13110

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Stjørdal kommune

Fylkesmannen i Nord-Trøndelag

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Berger M., Hans. 1994. Utslipp fra vannrensaneanlegg i Leksa, Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag. Effekter på ferskvannskosystemet. - NINA Oppdragsmelding 328: 1-25.

Effekter på akvatisk liv som følge av utslipp av aluminiumhydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$) fra vannbehandlingsanlegg er studert i Leksa, et sidevassdrag til Stjørdalselva i Stjørdal kommune, i Nord-Trøndelag. Rapporten sammenfatter resultatene fra en undersøkelse av vannkvalitet, bunn- og fiskefauna nedstrøms og oppstrøms vannbehandlingsanlegget. Anlegget ble satt i drift med midlertidig utslippstillatelse av spylevann til Leksa i 1994. Undersøkelsen er iverksatt etter pålegg fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen, i forbindelse med videre utslippstillatelse. Resultatene viser at Leksa har vannkvalitet i forhold til det en skulle forvente i vassdrag under marin grense i Trøndelag, med pH-verdier $>7,0$, høy alkalinitet ($287\text{-}621\mu\text{ekv/l}$) og ledningsevne ($49\text{-}92\mu\text{S/cm}$). Dette skyldes bl.a. høyt innhold av kalsium, magnesium, natrium og kalium. Relativt høye naturlige konsentrasjoner av totalt reaktivt aluminium ($27\text{-}123\mu\text{gTR-Al/l}$) og svovel ($3,38\text{-}4,58\text{mgSO}_4/\text{l}$) skyldes drenering gjennom marin leire og alunskifer. Høyt fargetall ($34\text{-}46\text{mgPt/l}$) skyldes humuspartikler fra flere større myr- og barskogsområder i nedbørfeltet. Det ble målt dobbelt så høye konsentrasjoner av totalt aluminium i skuddspisser av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*; $4000\text{-}9000\text{ppm}$, tørrvekt) som i bunndyr ($3000\text{-}5000\text{ppm}$; hele dyr, tørrvekt). Det var lavere konsentrasjoner av aluminium i elvemose nedenfor utslippet fra vannbehandlingsanlegget ved alle tre målingene. Dette var også tilfelle for innhold av aluminium i vannprøvene fra mai og juli. Høyere innhold av aluminium i vannet nedenfor utslippstedet i august skyldes sannsynligvis at vannprøven ble tatt like etter utslipp fra vannbehandlingsanlegget. Innholdet av aluminium i bunndyr varierte mellom de tre stasjonene, men det var ingen av stasjonene som hadde generelt høyere eller lavere verdier enn de to øvrige. Det var lavere tettheter av bunndyr på stasjonen nedenfor utslippsstedet ved to av de tre prøvetakingsrundene. Det var ingen klare forskjeller i tetthet av ungfisk av aure ovenfor ($7,6\text{-}10,2$ individer pr. 100m^2) og nedenfor ($6,7\text{-}10,0$ individer pr. 100m^2) utslippsstedet. Sammenliknet med tidligere undersøkelser var det normale tettheter av laks (>50 individer pr. 100m^2) og aure (>40 individer pr. 100m^2) ved den nederste stasjonen (III). Det ble likevel påvist sannsynlig aluminiumsskade på ungfisk av aure i nedre del av vassdraget.

Det er foreløpig ikke påvist sterkt skadelige effekter på vannkvaliteten og ferskvannsfaunaen i Leksa som

følge av utslipp fra vannbehandlingsanlegget. Det bør likevel vurderes å følge utviklingen i vassdraget nedstrøms anlegget. Aluminiumsskader på gjellene til presmolt av laks og aure og vannkvaliteten bør følges ved å måle aluminium i vann og i skuddspisser av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) ved de samme prøvetakings-tidspunktene.

Abstract

Berger M., Hans 1994. Effluents from the water treatment plant in the river Leksa, Stjørdal municipality, Central Norway. Effects on the freshwater ecosystem. - NINA Oppdragsmelding 328: 1-25.

The impacts upon aquatic life from effluents of aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) from a water treatment plant was studied in the river Leksa. Leksa is part of the Stjørdalselva river watercourse in Stjørdal municipality, Central Norway. This report presents the results from a study of water quality, benthic invertebrates and fish fauna in the river Leksa upstream and downstream the effluent from the water treatment plant. The results indicates that the water quality in Leksa is similar to other rivers in this area. The pH-level is above 7,0, alkalinity is high (287-621 $\mu\text{eqV/l}$) and the water is rich in electrolytes; conductivity 49-92 $\mu\text{S/cm}$. The water quality in Leksa reflects the soils and bedrock in the catchment area. In the lower part, clay deposits dominate; with high contents of calcium, manganese, potassium and sodium. The dominating bedrock is slate containing pyrite, rich in aluminium and sulphur. In the upper parts moorland and coniferous forest dominate, resulting in a high humic content (watercolour 34-46 mgPt/l). The total content of aluminium was between 27-123 $\mu\text{gTR-Al/l}$ whereas the inorganic toxic part was between 1-15 $\mu\text{gUM-Al/l}$. The highest content of inorganic monomeric aluminium (15 $\mu\text{g/l}$) was found in August, immediately following a spill from the water treatment plant. Total aluminium content in the river moss (*Fontinalis antipyretica*) were twice those in benthic invertebrates; 4000-9000 ppm vs. 3000-5000 ppm respectively. The contents of aluminium in mosses were generally lower at the sampling site just downstream the effluent from the water treatment plant (st. II). The content of aluminium in the water was also lower at this sampling site in May and July, but higher in August. There was no general trend in the content of total aluminium in benthic invertebrates. The densities of benthic invertebrates were lower at the sampling site II both in May and July. The water mites (Acaridae) were missing at sampling site II. The density of brown trout (*Salmo trutta L.*) was low both upstream and downstream the effluent from the water treatment plant (st. I & II), whereas the densities of brown trout and Atlantic salmon (*Salmo salar*) were moderate and similar to earlier studies at sampling site III, two kilometers downstream. No significant effects on aquatic life from the effluent of the water treatment plant were detected. A possible monitoring of the situation may be restricted to the content of aluminium in mosses and monitoring of possible detrimental effects on juvenile brown trout and Atlantic salmon.

Forord

I 1993/94 etablerte Stjørdal kommune et nytt vannbehandlingsanlegg på Julan i Lånke. Vannet tilføres fra Rennsjøene og anlegget er hovedvannkilde for Lånke, Skatval og Stjørdal sentrum, og skal betjene årsforbruket for omlag 15000 mennesker. Hensikten med anlegget er å rense drikkevannet for humuspartikler ved å bruke aluminiumsulfat (AlSO_4) som fellingsmiddel. Som restprodukt får en slam med høyt innhold av aluminiumhydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Mesteparten av slammene blir ført til deponi, mens restene fra prosessen (rejektvannet) blir ført ut i elva Leksa omlag 200m nedstrøms Julfossen. Dette prosjektet er kommet i stand etter forespørsel fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen ved Karstein Kjølstad. Det er flere vannbehandlings-anlegg i Norge som er basert på rensing av humusstoffer ved bruk av aluminiumsulfat (AlSO_4) som fellingsmiddel. Det vanlige hittil har vært at avfallsstoffene fra rensingen, som i hovedsak består av vann innholdende humusstoffer og aluminiums-hydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$), er spylt direkte ut i det samme, eventuelt et tilgrensende vassdrag nedstrøms anlegget. Det har vært få undersøkelser av hvilke konsekvenser slike utslipp medfører for vannkvaliteten og akvatiske organismer i resipienten. I forbindelse med ny utslippstillatelse for spillvann fra vannrensing har Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen pålagt Stjørdal kommune å studere forholdene i elva Leksa i forbindelse med prøvedrift i kommunens nye vannbehandlingsanlegg i Lånke. Denne rapporten omhandler resultatene fra under-søkelsene i Leksa, Stjørdal kommune, i 1994. Prosjektet i Leksa er finansiert av Stjørdal kommune. En lignende undersøkelse er gjennomført i Tavlåa, Namsos kommune, der det har vært et tilsvarende anlegg i drift i flere år. Ettersom effekter fra vannbehandlingsanlegg er lite studert i Norge har Direktoratet for Naturforvaltning, avdeling for naturinngrep og Vassøkologisk avdeling, gitt støtte til prosjektene i Leksa og Tavlåa med kr. 20 000 for 1994. Kontaktperson i DN har vært John P. Denstad ved Avdeling for Naturinngrep. Prosjektet er tilrettelagt og gjennomført i vesentlig grad av undertegnede. Helen Guldseth ved NINA har bistått ved innsamling av materialet. Arne Bretten har bistått ved bearbeiding av bunndyrmaterialet. Bengt Finstad ved NINA og Halvor Hektoen ved Veterinærinstituttet har bearbeidet og analysert gjelleprøvene av fisk. Sissel Wolan, Eli Jakobsen og Syverin Lierhagen ved NINA's kjemilaboratorium har analysert prøvene av vann, og målt innholdet av aluminium i mose og bunndyr. En spesiell takk til Bengt Finstad, Trygve Hesthagen, Karstein Kjølstad, John P. Denstad og Terje Nøst som har kommet med nyttige kommentarer til rapporten.

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	4
Innhold	5
1 Innledning	5
2 Områdebeskrivelse	7
3 Materiale og metoder	9
3.1 Vannkvalitet	9
3.2 Mose	9
3.3 Bunndyr	9
3.4 Fisk	9
4 Resultater	10
4.1 Vannkvalitet	10
4.2 Mose	11
4.3 Bunndyr (invertebrater)	11
4.3.1 Aluminium i bunndyr	11
4.4 Aluminium i vann, mose og bunndyr	12
4.5 Fisk	13
4.5.1 Gjelleundersøkelser	14
5 Diskusjon	14
6 Konklusjon	16
7 Litteratur	16
Vedlegg	19

1 Innledning

Det finnes normalt store mengder aluminium i våre bergarter og mineraler. Aluminium er vårt vanligste grunnstoff og forekommer som silikatforbindelser og i vanlige mineraler som leire, feltspat og glimmer. Normalt er aluminium ikke noe problem for levende organismer. I forbindelse med sur nedbør og i forsuringssområder i Norge er aluminiumslekkasje fra jordsmonnet ut i vann og vassdrag imidlertid det største problemet for ferskvannsorganismer (Overrein et al. 1980). Aluminiumsskjemi er komplisert på grunn av at aluminium har amfotære egenskaper. Dette betyr at aluminium reagerer både som syre og som base, og løses såvel av sterke syrer som av sterke baser. Med syre dannes salter som inneholder Al^{3+} , med baser fås aluminater som inneholder aluminatet $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, og andre vannfattere anioner. Aluminiums-hydroksyd har utpreget adsorberende egenskaper og brukes derfor som adsorpsjonsmiddel i forbindelse med vannrensing, spesielt i forbindelse med fjerning av humus. Det er dette prinsippet som benyttes ved vannbehandlingsanlegget til Stjørdal kommune. Høyt humusinnhold i vannet filtrerer aluminiumsforbindelser ut av vannet og danner tungtløselige komplekser. Slippes disse forbindelsene ut i rennende vann vil en del av disse kolloidene og partiklene sedimenteres og/eller transporteres nedstrøms.

I Stjørdal er det bare spylevann fra vannbehandlingsanlegget som føres ut i Leksa, i motsetning til et tilsvarende anlegg i Namsos kommune, der alt "avfall" fra vannbehandlingen spyles ut i Tavlåa, et lite sidevassdrag til Namsen. Effektene på miljøet kommer imidlertid an på hvordan vassføringen og vannkvaliteten er i resipienten. Mindre elver og vann er normalt mer sårbare overfor forurensningsutslipp enn større innsjøer og elver fordi de har mindre fortynningsvannmengder til rådighet (SFT 1989).

I forbindelse med forsuring er det den uorganiske delen (UM-Al) som er giftig for ferskvannsorganismer (Driscoll et al. 1980, Howells et al. 1990). Fra litteraturen er ikke funnet noen direkte sammenheng mellom pH og aluminiumsforgiftning av ferskvannsorganismer ved pH-verdier mellom 6,5 - 7,8 (Howells et al. 1990). I forbindelse med utslipp fra vannrenseanlegg er det imidlertid grunnlag for å se på aluminiumsgiftighet ved $\text{pH} > 7$, på grunn av utslipp av aluminater (Howells et al. 1990). Løseligheten til aluminiumhydroksider er svært avhengig av hvor krystallinsk stoffet er og av hvilken pH og temperatur som foreligger (Lydersen et al. 1990, Lydersen 1994). Generelt er løseligheten for aluminium størst i pH-intervallet 5,2-5,4, og gifteffekten av uorganisk aluminium høyest når den er i ionisk form (Al^{3+} og

diverse aluminiumhydroksoy- ioner) (Mc Donald et al. 1989, Statens Naturvårdsverk 1991). Løseligheten og gifteffekten av aluminium avtar sterkt ved lavere og høyere pH-verdier (Howells et al. 1992). På grunn av høy affinitet binder aluminiumsioner seg til uorganiske partikler (f.eks. leire) og organiske partikler(ligander). I ionisk form kan aluminium bli tatt opp og lagres i ulike organ i akvatiske organismer. Fisk og endel bunndyr får problemer med oksygenopptaket over gjellene på grunn av at aluminium felles ut som aluminiums-hydroksoyd på gjellelamellene. Gjellene blir skadet og fisken får redusert oksygentilskudd, noe som kan medføre fisken dør ved "kvelning" (Muniz & Leivestad 1980b , Rosseland 1980). I tillegg forstyrres utvekslingen av salter med omgivelsene gjennom hudoverflaten (Leivestad et al. 1976, Overrein et al. 1980).

Vannkvaliteten i vassdrag varierer ofte sterkt og ofte over korte tidsintervall. I forsurede vassdrag har en eksempler på at fisk tåler noen dager med lavere pH og høye aluminiumskonsentrasjoner, men fiskebestanden kan ta skade ved gjentatte sjokk-påvirkninger. Laks er mer sensitiv enn aure i mht. respons på surt aluminiums-rikt vann (Muniz & Leivestad 1980a, Overrein et al. 1980). Selv om laksunger overlever under stressede forhold i ferskvann, får de problemer når de som smolt skal vandre ut fra ferskvann til saltvann (Kroglund et al. 1992, 1993, 1994). Ved høyt humusinnhold bindes mye av de giftige aluminiumsforbindelsene opp og gifteffekten overfor ferskvanns-organismer blir lavere. Total-aluminiumsinnholdet kan således være svært høyt i brunvannssjøer/elver, og ved raske pH- endringer (sur nedbør), kan en betydelig del av av det bundne giftige aluminiumet (UM-Al) frigjøres og føre til fiskedød (eks. Holmvatn i Åmot, Hesthagen et al. 1992). Gifteffekten av metaller på akvatisk liv er imidlertid mindre ved høyere innhold av kalsium (Alabaster & Lloyd 1982). Det foreligger dokumentasjon på at konsentrasjoner <1mg Al/l er giftig (Howells et al. 1992). Fiskedød er dokumentert hos regnbueaure ved 400-500µgAl/l. For følsomme organismer i vann bør tålegrensene mht konsentrasjonen av vannløselig uorganisk aluminium settes lavt, antakelig lavere enn 10-20µg/l, som grovt tilsvarer pH-verdier omkring 6,0 (Muniz & Aagaard 1990). Fiskedød på ørret og laksunger inntreffer normalt når konsentrasjonen av uorganisk aluminium er 50-100µgUM- Al/l (0.05-0.1mg UM-Al/l) (Howells et al. 1992, Muniz & Aagaard 1990). Skadelige effekter (subletale) på fisk kan imidlertid forventes ved 10-20 µgUM-Al/l (F. Kroglund, pers. medd.). Bunndyr er lite undersøkt mht aluminiums-forgiftning i forhold til fisk. I vann med Tot-Al-konsentrasjoner på 150-200µg/l er det målt inntil 8mg/g(=8000ppm, tørrvekt; hele dyr). Selv om det skjer en akkumulering, ser det ut som mye dekomponeres og legges tilbake i exuviene

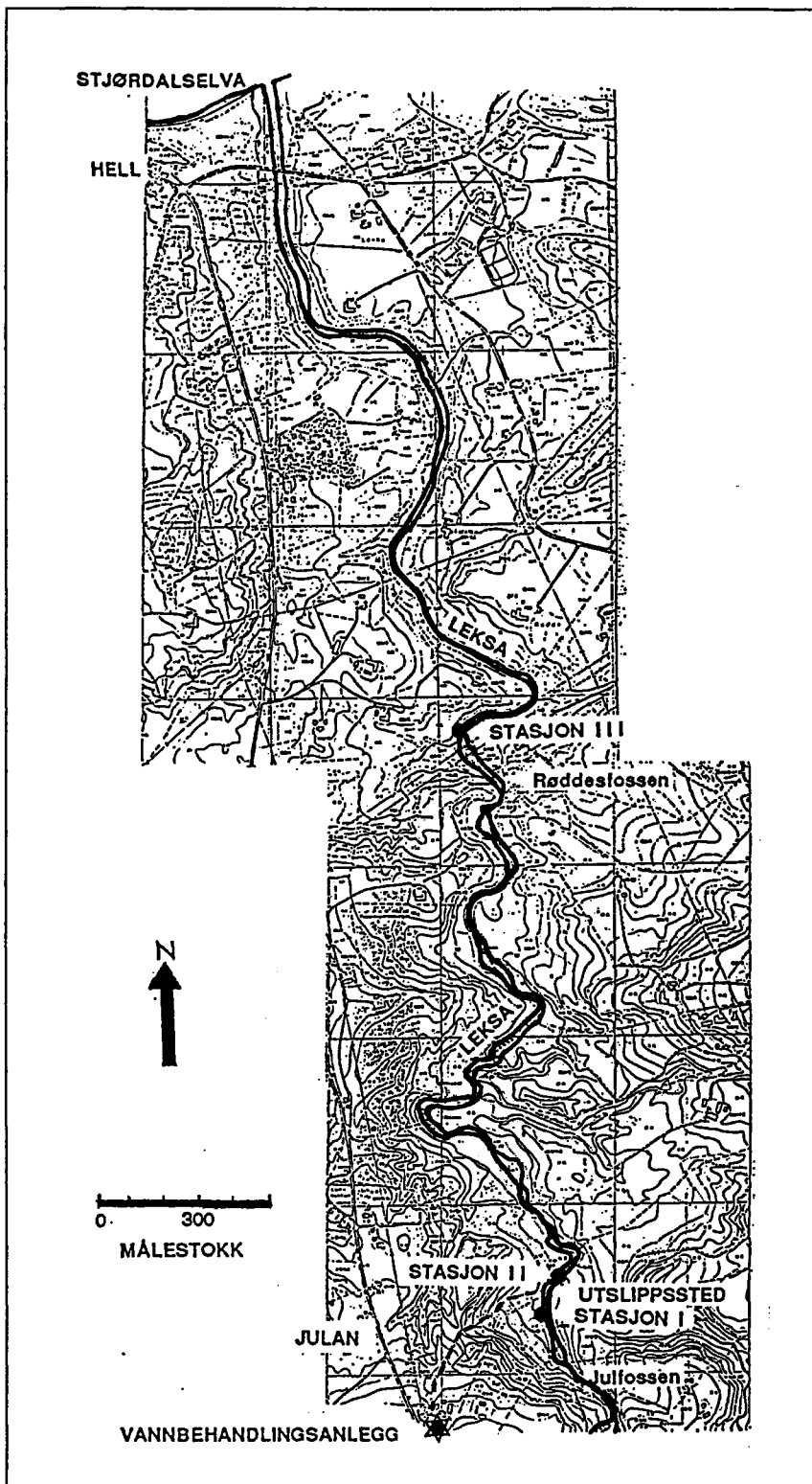
(skallrestene) når dyrene klekkes (Muniz & Aagaard 1990). I likhet med hos fisk gir de giftige effektene seg utslag i forstyrrelser i ionebalansen og forstyrrelser i åndingen over gjellene.

Elvemoser (*Fontinalis sp.*) tar all næring direkte opp fra vannet og fungerer nærmest som et filter i vannmassene. Elvemoser har generell utbredelse i norske vassdrag, akkumulerer lett metallforbindelser fra vannet og er derfor brukt som bioindikator i forbindelse med forurensningsovervåkning (Lingsten 1985, Lithner 1989, Halleraker 1992). Elvemosen svarer raskt på miljøforandringer. Ved å måle innholdet av metaller i skuddspissen av mosen får en metallbelastningen for siste vekstsesong. Verdiene av metaller i mose varierer mindre over tid enn metallinnholdet i vann og gir således mer pålitelige måleresultater når en skal sammenlikne belastning på forskjellige steder i samme vassdrag (Lithner 1989).

På denne bakgrunn ble effektene av utslipp fra vannbehandlingsanlegget undersøkt ved å analysere vannprøver, prøver av elvemose og bunndyr, og ved å undersøke fisken i elva.

2 Områdebeskrivelse

Leksa er en sideelv til Stjørdalselva i Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag og munner ut ved Hell (**figur 1**). Det totale nedbørfeltet er 120 km². Vassdraget drenerer gjennom berggrunn bestående av fylitt, gråvakke og grågrønn skifer (Wolff 1976). Store deler av nedbørfeltet ligger under marin grense med rike forekomster av marin leire (Ofteidal 1981). Det er flere større skiferbrudd i nedbørfeltet og mange nedlagte gruver og skjerp med pyritt (svovelkis) (Foslie 1925). Det er tildels stor jord- og skogbruksaktivitet i nedbørfeltet, noe som i perioder fører til høye tilførsler av nitrat og fosfat. Jordbruksarealet utgjør 6% av nedbørfeltet, og er konsentrert til nære og nedre deler av vassdraget (Andreassen 1986, Berger 1987,1988, Krogstad 1994). Vassdraget er laks og sjøaureførende i nedre del opp til Røddesfossen. Det er bare omlag 300 m gytestrekning for anadrom fisk (Berger 1987,1988). Ovenfor Røddesfossen er aure eneste fiskeart, med noe forekomst av 3pigget stingsild.



Figur 1 Oversiktskart over Leksa med vannbehandlingsanlegget, utslippsstedet og de enkelte prøvestasjoner inntegnet

3 Materiale og metoder

Det er innsamlet materiale fra tre hovedstasjoner i vassdraget, en 50m ovenfor vannbehandlingsanlegget (stasjon I), en like nedenfor utslippstedet (stasjon II) og en nedenfor Røddesfossen (stasjon III) (figur 1). Det er innsamlet prøver i mai, juli og i månedsskiftet juli/august. En oversikt over materialet og nærmere beskrivelse av stasjonene er gitt i tabell 1.

3.1 Vannkvalitet

Vannprøver ble tatt på alle tre stasjonene og i tillegg ble det tatt en vannprøve nedstrøms utslippet like etter at utslipp av avløpsvann var foretatt 28.07.94. Vannprøvene er analysert for 20 parametre ved NINA's hovedlaboratorium i Trondheim etter standard målemetoder (vedlegg I). I tillegg er innhold av nitrat, fosfat og total-fosfor målt ved Gauldalsregionens kjøtt- og næringsmiddelkontroll etter standardiserte målemetoder (vedlegg I).

3.2 Mose

For å måle aluminiumsinnhold i vannvegetasjon ble det innsamlet elvemose (*Fontinalis sp.*), to uavhengige prøver fra hver stasjon ved hver av de tre prøvetakingsrundene. Det var relativt lett å finne den aktuelle elvemosen (*Fontinalis antipyretica*). Mose som var neddykket i vann ble revet løs fra underlaget, skylt i elvevannet på prøvetakingsstedet og overført til plastbokser. De ble deretter frosset ned. Etter svak opptining ble skuddspisser klippet av og overført til plastbeger for aluminiumsanalyse. Prøvene ble frysetørret og oppsluttet og senere analysert ved

NINA's laboratorium i Trondheim etter standard målemetoder (vedlegg II).

3.3 Bunndyr

Det ble samlet inn bunndyrmateriale på 3 stasjoner (stasjon I, II og III). Materiale for kvalitative studier ble innsamlet ved roteprøver (Frost et al. 1971). En hov med kvadratisk ramme på 25*25cm og dukmaskevidde 250 μ ble brukt. Det ble tatt én roteprøve à 1 minutt på hver stasjon. I tillegg ble det tatt én roteprøve à 5 minutt på hver stasjon for å samle materiale til å måle aluminiumsinnhold i invertebrater. Alle bunndyr fra hver stasjon ble samlet i spesialplastbegre, frysetørret og analysert på tilsvarende måte som mosematerialet. Materiale for kvantitative målinger ble innsamlet med en "surberhenter" (Macan 1958); en kvadratisk metallramme på 30*30cm og totalt areal 0,09m². Det ble tatt 3 surberprøver på hver stasjon. Bunndyrmaterialet ble sortert til grupper ved bruk av stereolupe.

3.4 Fisk

Kvantitative registreringer av fiskefaunaen ble foretatt ved avfisking av deler av vassdraget ved bruk av elektrisk fiskeapparat (type S. Paulsen). Det ble avfisket ialt 6 prøvefelter, to på hver av hovedstasjonene (I, II og III). Hvert prøvefelt ble avfisket 3 ganger med omlag 20 minutters pause mellom hver omgang. Tettheten av årsyngel (0+) og ungfisk ($\geq 1+$) ble beregnet etter Zippins metode (Zippin 1958, Bohlin 1984, Bohlin et al. 1989). All fisk fra hver stasjon ble innsamlet, fiksert i 70% etanol, og tatt med for nærmere arts- og aldersbestemmelse.

Tabell 1 Oversikt over materialet fra Leksa 1994

Tabell 1. Oversikt over materialet fra Leksa 1994											
x = Antall prøver											
S = Surberprøve/ G = Gjelleprøve av fisk, E = Eifiske											
R = Roteprøver 1 minutt (R1) og 5 minutt (R5)											
Dato	Stasjon	Stasjonsbeskrivelse	Prøvetype	Vann		Mose	Bunndyr	Fisk	Vanntemp	Kommentarer	
			Vann	Prøvenr							
18.05.94	I	30m ovenfor utslipp	xx	1	xx	R1,R5,3*S	G	5,9	Sol, rim på bakken		
18.05.94	II	50m nedenfor utslipp	xx	2	xx	R1,R5,3*S	G	5,9			
18.05.94	III	Nedstr. Røddesfoss	xx	3	xx	R1,R5,3*S	G	5,0			
07.07.94	I	30m ovenfor utslipp	xx	4	xx	R1,R5,3*S		17,5	Sol, fantastisk, varmt vær		
07.07.94	II	50m nedenfor utslipp	xx	5	xx	R1,R5,3*S		17,5	Lite utslipp fra røret, men gråbrunt bunnfall i kulpen ved utslippstedet		
07.07.94	III	Nedstr. Røddesfoss	xx	6	xx	R1,R5,3*S		17,3			
28.07.94	I	30m ovenfor utslipp					E	19,4			
28.07.94	II	50m nedenfor utslipp	xx	7			E	19,4			
28.07.94	III	Nedstr. Røddesfoss					E	19,2			
10.08.94	I	30m ovenfor utslipp	xx	8	xx	R1,R5,3*S		14,8	Sol, pent vær (20 C)		
10.08.94	II	50m nedenfor utslipp	xx	9	xx	R1,R5,3*S		14,8	Mye utslipp fra røret Elva farget gråbrun		
10.08.94	III	Nedstr. Røddesfoss	xx	10	xx	R1,R5,3*S		14,9			

For å avklare eventuelle aluminiumsskader på fisk i Leksa ble det i mai innsamlet gjelleprøver fra ungfisk av laks og aure. Andre gjellebue på venstre side (sett fra buksiden) ble klippet løs umiddelbart etter at fisken var avlivet ved et stikk av en skalpell gjennom hjertet. Gjellebuen ble raskt overført til en perforert plastbrikett og plassert i en formaldehydoppløsning (10%) med fosfatbuffer. Etter skylling og vending av flaske ble prøvene plassert kjølig. Prøvene ble oversendt Veterinærinstituttet for nærmere analyse av aluminiumsskader. Aluminium på gjellene ble undersøkt ved ASA-farging (Denton & Oughton 1993); farging med HE og askorbinsolokrom-syre (ASA), som farger positivt aluminium på gjelleoverflaten etter en viss eksponeringstid. Ved mikroskopering avdekkes eventuell fusjon og fortykning av gjelle-lamellene og filamentene, noe som opptrer i surt aluminiumsrikt vann og i blandsoner.

4 Resultater

4.1 Vannkvalitet

Resultatene av vannkvalitetsmålingene er vist i **tabell 2**. Mer detaljerte opplysninger om vannkjemiske forhold fremgår av **vedlegg I**.

Vannkvaliteten i Leksa er relativt god, med pH>7,0, høy alkalinitet (287-621 μ ekv/l), ledningsevne (49-92 μ s/cm) og høye verdier for kalsium (5,57-11,71mgCa/l), magnesium (0,71-1,13mgMg/l) og natrium (2,29-3,30mgNa/l). Innholdet av nitrat (NO₃) og fosfat (PO₄) er relativt høyt og indikerer gode næringsforhold. Høyere verdier i juli har sammenheng med økte tilførsler fra landbruket i perioder. Leksa er naturlig humuspåvirket med fargetall på 30-46 mgPt/l. Det er små forskjeller i innholdet av totalt reaktivt aluminium (TR-Al) nedstrøms utslippsstedet (stasjon II) i forhold til de oppstrøms (stasjon I) og langt nedstrøms utslippsstedet (stasjon III). Det er også små forskjeller mellom de tre stasjonene mht den uorganiske (giftige) fraksjonen, UM-Al. Det er lavere innhold av UM-Al ved stasjonen nedstrøms utslippsstedet ved målingene i mai og juli se **figur 6** s. 13 og **vedlegg II**.

Tabell 2 Vannkvaliteten i Leksa oppstrøms og nedstrøms utslippsstedet

Vannprøver fra Leksa 1994																									
PNr	PDATO	Stasjon	FTU	mgPt/l	us/cm		uekv/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	uekv/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l			
			Turb	Farge	Kond	pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	SSS	SO4	Cl	Si	NO3-N	ANC	Tot-N	PO4	Tot-P	TR-Al	TM-Al	OM-Al	UM-Al	PK-Al
1	24.May.94	I	0,98	40	50,2	7,33	296	5,76	0,74	2,36	0,47	194	4,14	3,81	0,9	4	269	370	3	4,5	58	18	13	5	40
2	24.May.94	II	0,98	42	49,1	6,98	287	5,59	0,71	2,3	0,47	185	3,38	3,86	0,98	80	264	280	2,5	5,5	55	11	9	2	46
3	24.May.94	III	1,1	42	49	7,05	287	5,57	0,71	2,29	0,48	182	3,53	3,83	0,98	5	266	350	3,5	7,5	79	21	16	5	58
4	07.Jul.94	I	2,3	34	78	7,03	509	9,79	1,12	2,88	0,77	223	3,94	4,48	1	201	502	660	6	11	31	13	2	11	18
5	07.Jul.94	II	1,7	35	78,6	7,23	506	9,93	1,12	2,9	0,79	229	4,03	4,49	0,99	255	505	820	20	31	27	10	5	5	17
6	07.Jul.94	III	1,9	36	81,4	7,21	526	9,54	1,17	3,03	0,94	235	4,07	4,76	0,93	221	493	570	9	16	44	22	9	13	22
7	28.Jul.94	II	1,9	30	92	7,35	621	11,71	1,33	3,18	0,94	247	4,54	4,75	1,17	258	609				38	18	7	11	20
8	19.Aug.94	I	1,6	44	73	7,44	500	9,09	1,06	2,88	0,62	215	4,16	4,16	1,11	153	467	400	5	7,5	50	19	18	1	31
9	10.Aug.94	II	1,3	44	73,9	7,34	495	9,35	1,03	2,86	0,58	227	4,08	4,7	1,12	130	463	400	5	10	123	33	18	15	90
10	10.Aug.94	III	1,8	46	74	7,39	508	9,53	1,13	2,92	0,63	228	4,58	4,3	1,13	158	483	440	5	9	58	21	12	9	37

4.2 Mose

Det ble funnet vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) i Leksa på alle tre hovedstasjonene. Innholdet av total-aluminium i elvemose var generelt høyt. Verdiene var mellom 5418 og 9544 ppm på stasjon I, mellom 4202 og 7564 ppm på stasjon II og mellom 4653 og 8466 ppm på stasjon III (**figur 2**), **vedlegg II**. Det var stor variasjon mellom målingene av parallelle prøver fra hver stasjon. Forskjellene i innhold av aluminium i elvemose mellom stasjoner var ikke større enn variasjonene mellom parallelle måleresultater fra den enkelte stasjon og ved hver enkelt prøvetakingsrunde. Gjennomsnittsverdiene var imidlertid noe lavere ved stasjonen nedenfor utslippsstedet ved alle tre måletidspunktene.

4.3 Bunndyr (invertebrater)

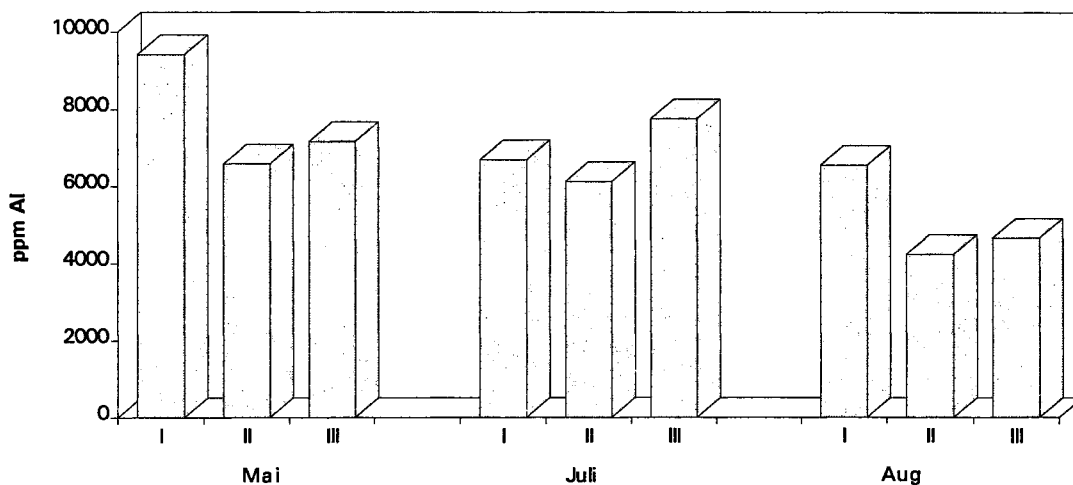
De kvantitative målingene av invertebrater (Surberprøvene) på de forskjellige tidspunkter og prøvestasjoner er vist som relative andeler i prosent i **figur 3** og som beregnede tettheter (antall individer pr. m²) i **figur 4**. Mer detaljerte opplysninger om bunndyrmaterialet fremgår av vedlegg III.

Alle bunndyrgruppene som en skulle forvente å finne i lavereliggende vassdrag i Midt-Norge ble funnet i Leksa (Arnekleiv 1980, Berger 1994). Det var noe lavere tettheter av bunndyr nedstrøms utslippsstedet enn på de to øvrige stasjonene ved to av de tre prøvetakingperiodene. Fjærmygglarver (*Chironomidae*

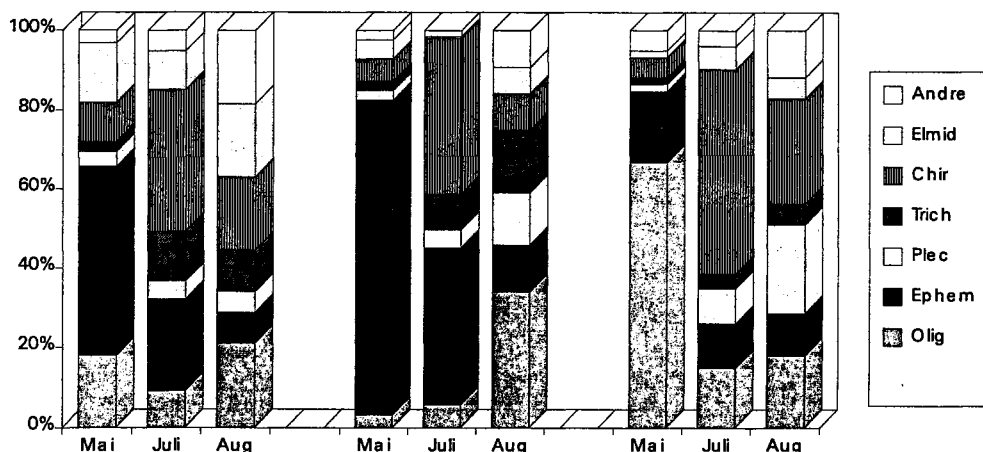
sp.) var dominerende bunndyrgruppe på alle tre stasjoner med de høyeste tetthetene i juli. Vårfluer (*Ephemeroptera sp.*) forekommer i relativt høye tettheter ved alle stasjoner i mai og juli, og her er de høyeste tetthetene funnet på stasjon II, like nedenfor utslippsstedet. Fåbørstemark (*Oligochaeta sp.*) forekom i relativt store mengder, spesielt ved stasjon III. Døgnfluer (*Trichoptera sp.*) er ikke så tallrik, men forekommer på alle stasjoner. *Baetis rhodani* er den vanligste døgnfluearten på alle tre stasjonene. Steinfluene (*Plecoptera sp.*) ble funnet i større antall i august enn i mai og juli. Bunndyrgruppen vannmidd (*Acaridae sp.*), ble funnet på stasjon I og III, men ikke påvist på stasjon II (nedenfor utslippsstedet). Denne gruppen kan imidlertid ha en diskontinuerlig utbredelse i samme vassdrag (T. Nøst pers. medd.). Det var totalt sett betydelig lavere tettheter av bunndyr i august, noe som har sammenheng med årssyklus for de enkelte artene.

4.3.1 Aluminium i bunndyr

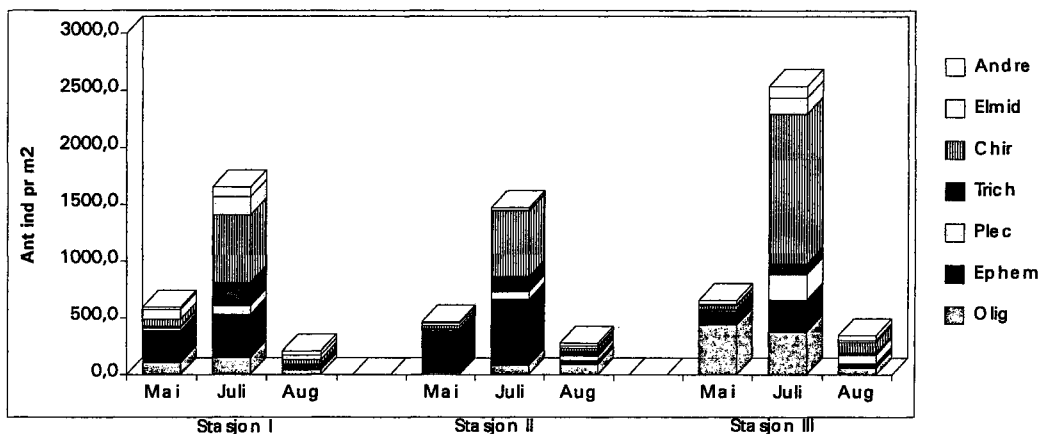
Det var generelt lavere innhold av total-aluminium i invertebrater i forhold til mose ved alle tre prøvestasjonene (**figur 5**). Verdiene var mellom 1889 og 4761 ppm ved stasjon I, mellom 2313 og 2995 ppm ved stasjon II og mellom 2094 og 5182 ppm ved stasjon III. Aluminiums-innholdet i bunndyr varierte betydelig fra stasjon til stasjon og det var ingen av stasjonene som hadde spesielt høyere eller lavere konsentrasjoner enn de andre.



Figur 2 Innholdet av total-aluminium i vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) ved de enkelte stasjoner i Leksa i mai, juli og august 1994.



Figur 3 Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper i Leksa på de enkelte stasjoner i mai, juli og august 1994. Elmid=Elmidae, Chir= Chironomidae, Trich=Trichoptera, Plec=Plecoptera, Ephem=Ephemeroptera, Olig=Oligochaeta

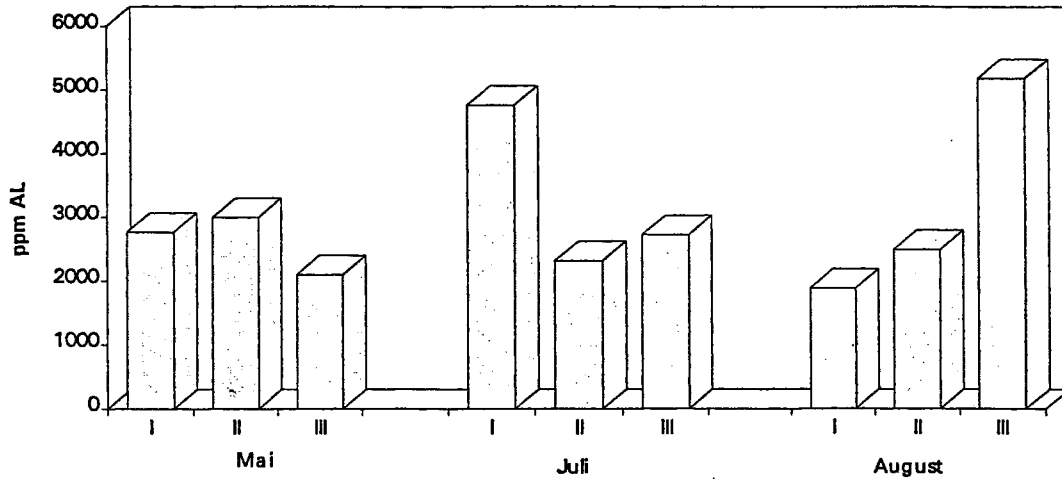


Figur 4 Bergenet tetthet av bunndyr (individer pr. m² i Leksa på de enkelte stasjoner i mai, juli og august 1994. Elmid=Elmidae, Chir=Chironomidae, Trich=Trichoptera, Plec=Plecoptera, Ephem=Ephemeroptera, Olig=Oligochaeta

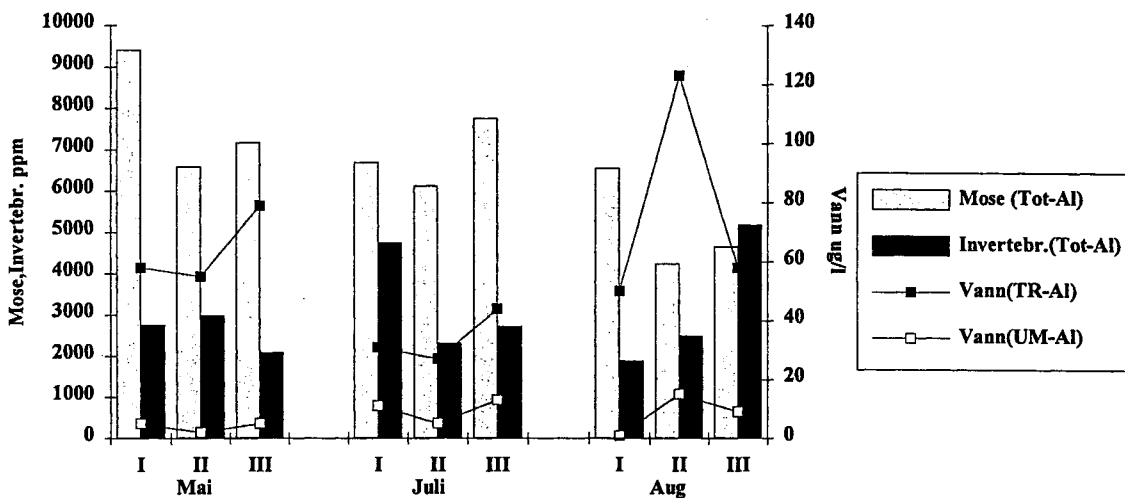
4.4 Aluminium i vann, mose og bunndyr

En sammenstilling av resultatene for innhold av aluminium i vann, mose og bunndyr er vist i **figur 6**. Det er betydelig høyere konsentrasjoner av aluminium i moser og bunndyr i forhold til vann. Verdiene i bunndyr varierer sterkt fra prøveperiode til prøveperiode og mellom de enkelte stasjoner. Aluminiumsinnholdet i vann og mose viser samme hovedmønster for de prøveperiodene, med unntak

for stasjon II i august. Høyere verdier for aluminium i vann ved stasjon II falt sammen med utslipp fra vannbehandlingsanlegget (jfr. tabell 1).



Figur 5 Innhold av total-aluminium i bunndyr i Leksa på de enkelte stasjonene i mai, juli og august 1994.



Figur 6 Sammenstilling av aluminiumsmålinger i vann, mose og bunndyr (invertebrater) fra Leksa ved de tre stasjonene i mai, juli og august 1994.

4.5 Fisk

Aure er dominerende fiskeart i Leksa mellom Røddesfossen og Julfossen. I tillegg ble det fanget trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Nedenfor Julfossen er det både laks og aure, og det ble også påvist skrubbeflyndre (*Platichthys flesus*). Resultatet fra elfiske-registreringen med beregnede tettheter av aure og laks er vist i tabell 3 og figur 7.

Det var høye tettheter av både årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks og aure på stasjon III. På stasjon I og II var tetthetene av aure lav både for årsyngel og eldre fisk. Det var imidlertid ingen klare forskjeller mellom stasjonene nedenfor og ovenfor utslippsstedet fra vannbehandlingsanlegget (figur 3). Mer detaljer om fiskeregistreringene fremgår av vedlegg IV.

Tabell 3 Fangst av aure og laks på de enkelte stasjonene (IA; IB; IIA; IIB; IIIA og IIIB) ved de tre elfiskeomgangene (C1, C2 og C3). Y er totalt fangst, N er beregnet fisketetthet i antall individer ppr 100 m², P er fangsteffektivitet og Ci er konfidensintervallet.

Aure 0+

Stasjon	Areal m ²	C1	C2	C3	Y	N	P	CI
IA	255	0	0	1	1	0,4	*	
IB	225	0	0	0	0	0		
IIA	300	0	0	0	0	0		
IIB	210	1	1	1	3	1,6	*	
IIIA	140	52	18	9	79	60,1	0,61	5,1
IIIB	90	14	1	3	18	20,8	0,66	2,6

Aure >1+

IA	255	13	8	4	25	12	0,43	4,6
IB	225	9	5	3	17	9,3	0,43	4,5
IIA	300	21	6	3	30	10,4	0,65	1,1
IIB	210	7	1	3	11	6,4	0,44	3,6
IIIA	140	0	0	0	0	0	0	
IIIB	90	9	0	1	10	11,2	0,82	0,6

Laks 0+

IIIA	140	20	4	5	29	22,4	0,58	3,6
IIIB	90	2	3	3	8	10,2	*	

Laks >1+

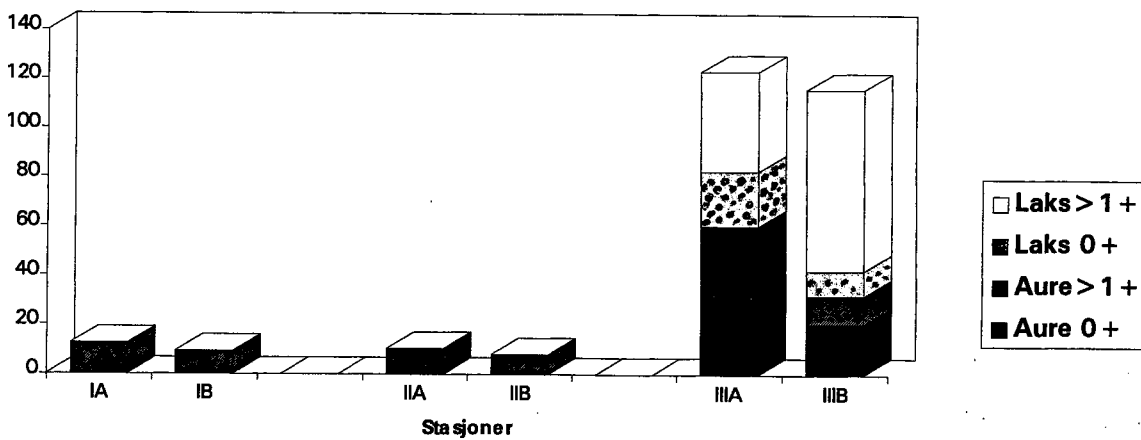
IIIA	140	23	8	11	42	40,8	0,36	18,3
IIIB	90	26	13	11	50	73,8	0,37	27,9

4.5.1 Gjelleundersøkelser

Det ble påvist skader på gjelleepitelet både på laks og aure i Leksa nedstrøms vannbehandlings-anlegget (tabell 4). Generelt viser gjelleundersøkelsene at det er relativt små forandringer på gjellene, spesielt hos laksungene. Noe fortykkede (hypertrofiske) epitelceller kan tyde på gjelleirritasjon hos enkeltfisk. Celleproliferasjon som hos Ø-4 tyder på kraftigere (og kanskje mer kronisk) påkjenning. I snitt farget for aluminium gav Ø-4 positivt utslag.

Tabell 4 Gjellprøver fra aure og laks fra Leksa i mai 1994.

Løpenr	Art	Kommentar
Ø-1	Aure	Ingen forandringer på gjelleepitelet
Ø-2	Aure	Moderat fortykket(hypertrofisk) epitel og løsnning av epitel
Ø-3	Aure	Moderat fortykket(hypertrofisk) epitel og løsnning av epitel
Ø-4	Aure	Kraftig celleproliferasjon mellom sekundærlamellene, NB! Mulig aluminium positiv
Ø-5	Aure	Lite forandringer på gjelleepitelet
Ø-6	Aure	Dårlige snitt.
L-1	Laks	Moderat hypertrofisk epitel og kloridceller
L-2	Laks	Noenområder med celleproliferasjon
L-3	Laks	Lite forandret gjelleepitel
L-4	Laks	Lite forandret gjelleepitel
L-5	Laks	Lite forandret gjelleepitel
L-6	Laks	Ikke forandret gjelleepitel



Figur 7 Tetthet (individer pr.100m²) av aure og laks på de 6 prøvefeltene i Leksa august 1994.

5 Diskusjon

Konsentrasjonen av totalt- (TR-Al) og uorganisk aluminium (UM-Al) i Leksa var lavere ved målingene i mai og juli på stasjonen like nedenfor utslippsstedet enn ved målingen i august. Høyere aluminiumsinnhold ved denne målingen har sammenheng med utslipp fra vannbehandlings-anlegget (**tabell 1**). Humusinnholdet, målt som vannfargen, gir en indikasjon på hva bakgrunnsverdien for aluminium normalt bør være. Fargetall på 20 og 50 mgPt/l gir bakgrunnsverdier i vannet på henholdsvis 35 og 60 µg/l (Lithner 1989). Bakgrunnsverdien for total-aluminium (TR-Al) i Leksa med fargetall mellom 30 og 46 mgPt/l ble målt til 55 µg/l (**tabell 2**). Med unntak av målingen ved stasjon II i august, som falt sammen med utslipp fra vannbehandlingsanlegget, er de målte verdier i samsvar med forventet bakgrunnsverdi. Det er den uorganiske delen (UM-Al) som er giftig for ferskvannsorganismer (Driscoll et al. 1980), men konsentrasjonene av UM-Al i Leksa er imidlertid ikke så høye at de skulle være dødelig for fisk (Howells et al. 1990). I Leksa varierte verdiene fra 2-15 µg UM-Al/l og ifølge Muniz & Aagaard (1990) og Kroglund (pers. medd.), kan en forvente skadelige (subletale) effekter på akvatiske organismer ved 10-20 µg UM-Al/l. Utslipp fra vannbehandlingsanlegget i Lånke kommer som punktutslipp over kort tid. Når utslippene skjer på høy eller normal vassføring i Leksa, er det sannsynlig at eventuelle skader på miljøet blir mindre enn ved utslipp på lav vassføring og ved høy temperatur. Vannforbruket og behovet for rensing er sannsynligvis størst i varmeperioder og en kan således få flere og større utslipp til Leksa i perioder ved lav vassføring. Bunndyr (akvatiske invertebrater) er lite undersøkt mht aluminiums-forgiftning i forhold til fisk. I vann med Tot-Al-konsentrasjoner på 150-200 µg/l er det målt inntil 8 mg/g (=8000 ppm, tørrvekt; hele dyr). Selv om det skjer en akkumulering, ser det ut som mye dekomponeres og legges tilbake i exuviene (skallrestene) når dyrene klekkes (Muniz & Aagaard 1990). Som hos fisk gir de giftige effektene seg utslag i forstyrrelser i ionebalansen og forstyrrelser i åndingen over gjellene. I Leksa med Tot-Al konsentrasjoner mellom 27 og 123 µg TR-Al/l varierte innholdet av totalt-aluminium i mose fra (4202 -9544 ppm) og i bunndyr fra (1889-5182 ppm, tørrvekt). De store variasjonene i aluminiumsinnhold i bunndyr har sammenheng med at målingene er foretatt på alle bunndyrgruppene samlet. Det er sannsynlig at ulike bunndyrgrupper med forskjellig livsmønster har forskjellig "opptaksevne" av aluminium. En ville fått bedre resultater ved å måle aluminiumsinnholdet i steinfluer (*Plecoptera sp.*) eller vårfluer (*Ephemeroptera sp.*), to grupper som regnes som

ømfintlig overfor metallbelastning (Yakovlev, 1982). Sammen med høyt innhold av humus, (fargetall 30-46 mgPt/l), har relativt høyt naturlig innhold av aluminium i mose og bunndyr sannsynligvis en sammenheng med generelt høye bakgrunnsverdier for aluminium i Leksa. Leire og alunskifer er dominerende løsmasse og berggrunn i nedbørfeltet til Leksa og inneholder normalt høye konsentrasjoner av aluminium (Wolff 1976, Oftedal 1981). Høy pH (6,98-7,5) og høyt innhold av kalsium (5,59-11,71 mgCa/l) i Leksa, vil være med å dempe gifteffekten av eventuelt utslipp av forhøyet giftig aluminium (UM-Al) fra vannbehandlingsanlegget. Ved utslipp av aluminiums-forbindelser fra vannbehandlingsanlegg der pH>7,0 forekommer aluminium vesentlig som giftige aluminiumshydroksyd ioner ($Al(OH)_4^-$) (Howells et al. 1992).

6 Konklusjon

Det er ikke påvist skadelige effekter på bunndyr og fiskefaunaen i Leksa som følge av utslipp av spylevann fra Stjørdal kommunes vannbehandlingsanlegg. Det er imidlertid målt verdier for aluminium som kan være giftig for akvatiske organismer på stasjonen nedstrøms utslippsstedet i forbindelse med utslipp. Eventuelle skadelige effekter på ferskvannøkosystemet i Leksa kan eventuelt ventes ved utslipp på lav vassføring og ved høy temperatur. Forvaltningsmyndighetene bør derfor vurdere en eventuell oppfølgingsundersøkelse, hvor det spesielt legges vekt på nærmere undersøkelser av effekter av aluminium i gjeller av fisk og målinger av aluminium i vann og i vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*).

7 Litteratur

- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd ed. Butterworth scientific publ. London.
- Andreassen, S.A. 1986. Stjørdal kommune, Forurensningstilstanden i vassdrag 1986. 19s + vedl.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 1980. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. Ibid. 1980-6: 1-82.
- Berger, H.M. 1987. Fisk og forurensning i sidebekker til Stjørdalselva, Gråelva og Langsteinelva. 87s + vedl.
- Berger, H.M. 1988. Fisk og forurensning i Stjørdal kommune. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernnavd. Rapp. nr 7- 1988. 28s + vedl.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och øring - synspunkter och recommendasjoner. - Information från Søtvattenslaboratoriet, Drottningholm. Nr. 4, 1984.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - Hydrobiologia 173: 9-43.
- Denton, J. & Oughton, D.H., 1993. The use of acid solochrome azurine stain to detect and assess the distribution of aluminium in Sphagnum moss. Ambio vol 22. 19-21.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J. & Schofield, C.L. 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute an acidified waters. Nature (London) 284: , 161-64.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - Can. J. Zool. 49: 167-173.
- Foslie, S. 1925. Kart over Norges gruber og malmforekomster i Sør-Norge. M 1: 1.000.000.
- Halleraker, J.H. 1992. Elvemose (*Fontinalis* sp.) som bioindikator på tungmetaller i grenseområdene Norge/Russland. Hovedoppgave NLH Ås.

- Hesthagen, T, Berger, H.M, Larsen, B.M., Nøst, T. & Sevaldrud, I.H. 1992. Abundance and population structure of perch (*Perca fluviatilis* L.) in some acidic Norwegian lakes. *Environ. Poll.* 78: 97-101.
- Howells, G & Dalziel T.R.K. 1992. Restoring acid waters: Loch Fleet 1984-1990. Elsevier science publishers ltd. 421pp.
- Kroglund, F., Lydersen, E. & Rosseland, B.O. 1993a. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann-områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. TLVF og Naturens Tålegrense-seminar, Stjørdal, februar 1993: 45-47.
- Kroglund, F., Staurnes, M. & Kvellestad, A. 1993b. Vannkvalitetskriterier for laks. Eksempler fra den kalkede Vikedalselven. I Kalking i vann og vassdrag - Seminarreferat, DN-Notat 1993-9, s 43-50.
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. & Rosseland, B.O. 1993c. Er laksen truet selv ved moderat forurening? Eksempler fra Vosso, Hordaland 1993, - NIVA-Rapport O-93087. 38s.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G., Staurnes, M., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur Nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. Utredning fra DN, Nr. 10-1994. 97s.
- Krogstad, K. 1994. Forurensning i bekker og elver i Stjørdal kommune. - Rapport fra prosjektarbeid over 3 år ved Ole Vig videregående skole.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. - In: Brække, F.H.(ed.), Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway, p 87- 111, SNSF-project, FR 6/76.
- Lingsten, L. 1984. Moser som metallindikator i noen norske vannforekomster (0-80076-02), Norsk institutt for vannforskning.
- Lingsten, L. 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og muligheter for bruk av moser som indikatorer på organiske miljøgifter. (0-85167), Norsk institutt for vannforskning.
- Lithner, G. 1989. Bedømningsgrunder for sjøar och vattendrag - Bakgrunnsdokument 2, Metaller (3628), Statens Naturvårdsverk.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh waters at different temperatures. *Nordic Hydrol*, 21: 195-204.
- Lydersen, E., Kroglund, F., Pedersen, M.N, Pole'o, A.B.S., Rosseland, B.O., Riise, G. & Salbu, B. 1994. The importance of «in situ» measurements to reveal the extreme toxicity to fish when pH is raised in acid-rich fresh-waters.(Submitted).
- Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. -Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.8: 1-21
- McDonald, D.G, Reader, J.P. and Dalziel, T.R.K. 1989. The combined effects of pH and trace metals on fish ionoregulation, pp. 221-42 in Acid Toxicity and Aquatic Animals (eds. R.Morris, E.W. Taylor, D.J.A. Brown and J.A.Brown), SEB Seminar Series, 34. Cambridge University Press, Cambridge, 282pp.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980a. Acidification - effects on freshwater fish. In: Drabløs, D. & Tollan, A.(eds.): Ecological impacts of acid precipitation, p 84-92, SNSF- project
- Muniz, I.P & Leivestad, H. 1980b. Toxic effects of aluminium on the brown trout(*Salmo trutta* L.). - In: Drabløs, D. & Tollan, A.(eds.): Ecological impacts of acid precipitation, p 320-321, SNSF-project.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av endel sporelementer og aluminium. NINA - Utredning 13: 1-64.
- Oftedahl, K. 1981 Norges geologi. - Tapir forlag, Trondheim.
- Overrein, L.N., Seip, H.M., Tollan, A.(eds.) 1980. Acid precipitation - Effects on forest and fish. - Final report of the SNSF-project 1972-1980. 175 pp.
- Rosseland, B.O. 1980. Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout, *Salmo trutta* L., and brook trout, *Salvelinus fontinalis* Mitchill. In Drabløs, D & Tollan, A.(eds.): Ecological impact of acid precipitation, p 336-337, SNSF-project.
- Statens Naturvårdsverk. 1991. Monitor 12.

Wolff, F. Chr. 1976. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart TRONDHEIM 1:250.000. Norges geologiske undersøkelse.

Yakovlev, V. 1992. Benthic invertebrates, zooplankton and phytoplankton communities in relation to pollution of waters in the Kola Peninsula, pp 165-167. - In: Tikkanen, E., Varmola, M. & Katermaa, T.(eds.) : Extended abstracts, Symposium on the State of the Environment and Environmental Monitoring in Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula, Oct. 6-8, 1992, Rovaniemi, Finland.

Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - J. Wildl. Manage. 22: 82-90.

Vedlegg

Kommentarer til vannkjemiske metoder og analyseresultater (vedlegg I):

Vannprøvene som er analysert ved NINA's kjemilaboratorium er analysert på følgende parametre: Turbiditet, farge, konduktivitet, pH, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, nitrat, silisium, aluminiums-fraksjoner. I tillegg er SSS (sum av sterke syrer salter) og ANC (syre-nøytraliserings- kapasiteten) beregnet.

MERK! Deteksjonsgrenser: Det er kun noen få parametre hvor det er snakk om verdier under deteksjonsgrensen (< - verdier). Det er ikke lagt inn < - verdier, derfor må alle verdier som er under de grensene som her oppgis, ikke behandles som reelle tall.

Følgende metoder ble benyttet ved analysering av prøvene:

Turbiditet (Turb) ble målt nefelometrisk med et HACH Model 2100 A turbidometer. Verdiene ble avlest etter oppristing og evakuering av vannet (Blakar & Odden 1986); (NS 4723). Verdiene er angitt i FTU. Turbiditet er et grovt mål for vannets innhold av partikulært materiale og kan i vid forstand karakteriseres som den nedsatte siktbarheten en forårsaket av disse partiklene. Nedre deteksjonsgrense 0,2 FTU.

Farge ble bestemt spektrofotometrisk på membranfiltrert vann (0,45µm), med Shimadzu UV-160 ved 410 nm i en 5 cm gjennomstrømningskuvette. Fargeverdiene (mgPt/l) ble deretter beregnet som beskrevet av Hongve (1984); (NS 4787). Fargen er et grovt mål på vannets innhold av humuspartikler. Nedre deteksjonsgrense 5 mgPt/l.

Konduktivitet (Kond) ble målt med en platinaelektrode tilkople et radiometer CDM 80. Verdiene er angitt i µS/cm ved 25 C; (NS 4721). Konduktivitet er et mål på vannets totale ionekonsentrasjon.

pH ble målt potensiometrisk med et Radiometer PHM 84 med separat glass- og calomelektrode; (NS 4720). pH er definert som $-\log(H^+)$ og er altså omvendt proporsjonal med hydrogenion-konsentrasjonen.

Alkalitet (Alk) ble målt ved automatisk titrering til $pH=4,5(Alk_{4,5})$ ved hjelp av Radiometer Titrator TTT 80, Radiometer ABU 80 Autobytte og Radiometer PHM 84; (NS 4754). Alkaliteten i µekv/l ble deretter beregnet som beskrevet av Henriksen (1982):

$$Alk = (Alk_{4,5} - 31,6) + 0,646 * \sqrt{(Alk_{4,5} - 31,6)}$$

I surt vann ($pH < 5,5$) er alkaliteten vanligvis negativ. I vannprøver med positiv alkalitet er pH vesentlig bestemt av bikarbonatsystemet (forholdet mellom HCO_3 og CO_2). Alkaliteten er et mål på vannets bufferkapasitet (evne til å nøytralisere tilførsel av syre).

Kalsium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) og Kalium (K) ble analysert på et Perkin-Elmer 1100 B atomabsorpsjons-spektrofotometer og verdiene angitt i mg/l; (NS 4776 & NS 4775). Deteksjonsgrensen for disse saltene er henholdsvis 80, 3, 5 og 25 µg/l. Tilsammen utgjør Ca, Mg, Na og K vannets vesentlige katione-innhold.

Sterke syrer salter (SSS) ble bestemt konduktivimetrisk etter ionebytting av prøvene etter en modifisert metode (Mackereth 1963) tilpasset FIA Star 5020 Analyser. Verdiene er angitt i µekv/l.

Klorid (Cl) ble bestemt ved Alpkem Superflow 3590 etter NS 4769. Verdiene er angitt i mg/l, og nedre deteksjonsgrense 0,20 mg/l.

Nitrat (NO_3) ble bestemt med Alpkem Superflow 3590 etter NS 4745. Verdiene er angitt i µg NO_3 -N/l. Verdier under 10 µg NO_3 -N/l er under deteksjonsgrensen og må derfor anses som usikre.

Sulfat (SO₄) ble beregnet ut fra SSS, Cl og NO₃ (alle i $\mu\text{ekv/l}$) etter formelen:

$\text{SO}_4 = \text{SSS} - (\text{Cl} + \text{NO}_3)$. SO₄ er deretter omregnet og angitt i mg/l. Nedre deteksjonsgrense for SO₄ er satt til 0,40mg/l. SO₄, Cl og NO₃ utgjør de viktigste av vannets innhold av anioner.

Silisium (Si) ble bestemt ved hjelp av Alpkem Superflow 3590 etter Alpkem applikasjon P/N 000293. Verdiene er angitt i mg/l. Deteksjonsgrensen for Si er 50 $\mu\text{g/l}$.

Aluminium (TR-AI, TM-AI, OM-AI, UM-AI & PK-AI) er bestemt ved AAS-flamme-analyser med Perkin Elmer 1100 B etter NS 4772. Verdiene er angitt i $\mu\text{g/l}$. Deteksjonsgrensen er satt til 10 $\mu\text{g/l}$. En del av prøvene med lave Al -verdier er også målt med AAS-Grafittovn; Perkin -Elmer 1100 B med HGA 700-AS 70 etter NS 4781. Alle målinger på Alpkem Superflow 3590, mhp. selve den kolorimetriske bestemmelsen, er etter NS 4799. Forbehandlingen av prøvene er etter egen metode ved NINA-lab.

TR-AI Totalt syrereaktivt aluminium - Prøve er syrgjort til 0,1M med HCL i minimum 2 døgn.

TM-AI Totalt monomerisk aluminium - Ukonservert prøve, uten forbehandling, bestemt etter S4799.

OM-AI Organisk monomerisk aluminium - som TM-AI, med unntak av at prøva ionebyttes etter Driscoll (1980) med ionebyttemasse Amberlik Mesh 120; 99% Na⁺ + 1% H⁺, i ei kolonne på 15 cm med volum 1 ml. Ionebytterhastighet: ca 2,5ml prøve / ml ionebyttemasse / min.

UM-AI Uorganisk monomerisk aluminium - (= TM-AI ÷ OM-AI)

PK-AI Summen av polymeriske/kolloidale Al-forbindelser - (= TR-AI ÷ TM-AI).

Prøver analysert ved Gauldalsregionens kjøtt og næringsmiddelkontroll :

Fosfat (PO₄) ble bestemt etter NS 4724. Nedre deteksjonsgrense 2 $\mu\text{g/l}$.

Totalt fosforinnhold (Tot-P) ble bestemt etter NS 4725. Nedre deteksjonsgrense 2 $\mu\text{g/l}$.

Totalt nitrogeninnhold (Tot-N) ble bestemt etter NS 4743. Nedre deteksjonsgrense 20 $\mu\text{g/l}$.

Vedlegg I Vannprøveresultater fra Leksa 1994 med middel-, maks-, minverdier samt standardavvik fra middelveiiden

Vedlegg I. Vannprøveresultater fra Leksa 1994 med middel-, maks-, minverdier samt standardavvik fra middelveiiden.																										
PNr	PDATO	Stasjon	Turb	FTU	mgPt/l	us/cm	pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	SSS	SO4	CJ	Si	NO3-N	ANC	Tot-N	PO4	Tot-P	TR-AI	TM-AI	OM-AI	UM-AI	PK-AI
1	24.May.94	I	0,98	40	50,2	7,33	296	5,76	0,74	2,36	0,47	194	4,14	3,81	0,9	4	269	370	3,0	4,5	58	18	13	13	5	40
4	07.Jul.94	I	2,3	34	78,0	7,03	509	9,79	1,12	2,88	0,77	223	3,94	4,48	1	201	502	660	6,0	11,0	31	13	2	11	18	
8	10.Aug.94	I	1,6	44	73,0	7,44	500	9,09	1,06	2,88	0,62	215	4,16	4,16	1,11	153	467	400	5,0	7,5	50	19	18	1	31	
	Stasj. I	mean	1,63	39	67,1	7,27	435	8,21	0,97	2,71	0,62	211	4,08	4,15	1	119	413	476,7	4,67	7,7	46	17	11	6	30	
		max	2,3	44	78,0	7,44	509	9,79	1,12	2,88	0,77	223	4,16	4,48	1,11	201	502	660	6	11,0	58	19	18	11	40	
		min	0,98	34	50,2	7,03	296	5,76	0,74	2,36	0,47	194	3,94	3,81	0,9	4	269	370	3	4,5	31	13	2	1	18	
		stdev	0,66	5	14,8	0,21	120	2,15	0,2	0,3	0,15	15	0,12	0,34	0,11	103	126	159,5	1,53	3,3	14	3	8	5	11	
2	24.May.94	II	0,98	42	49,1	6,98	287	5,59	0,71	2,3	0,47	185	3,38	3,86	0,98	80	264	280	2,5	5,5	55	11	9	2	46	
5	07.Jul.94	II	1,7	35	78,6	7,23	506	9,93	1,12	2,9	0,79	229	4,03	4,49	0,99	255	505	820	20,0	31,0	27	10	5	5	17	
9	10.Aug.94	II	1,3	44	73,9	7,34	495	9,35	1,03	2,86	0,58	227	4,08	4,7	1,12	130	463	400	5,0	10,0	123	33	18	15	90	
	Stasj. II	mean	1,33	40	67,2	7,18	429	8,29	0,95	2,69	0,61	214	3,83	4,35	1,03	155	411	500	9,17	15,5	68	18	11	7	51	
		max	1,7	44	78,6	7,34	506	9,93	1,12	2,9	0,79	229	4,08	4,7	1,12	255	505	820	20	31,0	123	33	18	15	90	
		min	0,98	35	49,1	6,98	287	5,59	0,71	2,3	0,47	185	3,38	3,86	0,98	80	264	280	2,5	5,5	27	10	5	2	17	
		stdev	0,36	5	15,9	0,18	123	2,36	0,22	0,34	0,16	25	0,39	0,44	0,08	90	129	283,5	9,46	13,6	49	13	7	7	37	
3	24.May.94	III	1,1	42	49,0	7,05	287	5,57	0,71	2,29	0,48	182	3,53	3,83	0,98	5	266	350	3,5	7,5	79	21	16	5	58	
6	07.Jul.94	III	1,9	36	81,4	7,21	526	9,54	1,17	3,03	0,94	235	4,07	4,76	0,93	221	493	570	9,0	16,0	44	22	9	13	22	
10	10.Aug.94	III	1,8	46	74,0	7,39	508	9,53	1,13	2,92	0,63	228	4,58	4,3	1,13	158	483	440	5,0	9,0	58	21	12	9	37	
	Stasj. III	mean	1,6	41	68,1	7,22	440	8,21	1	2,75	0,68	215	4,06	4,3	1,01	128	414	453,3	5,83	10,8	60	21	12	9	39	
		max	1,9	46	81,4	7,39	526	9,54	1,17	3,03	0,94	235	4,58	4,76	1,13	221	493	570	9	16,0	79	22	16	13	58	
		min	1,1	36	49,0	7,05	287	5,57	0,71	2,29	0,48	182	3,53	3,83	0,93	5	266	350	3,5	7,5	44	21	9	5	22	
		stdev	0,44	5	17,0	0,17	133	2,29	0,25	0,4	0,23	29	0,53	0,47	0,1	111	128	110,6	2,84	4,5	18	1	4	4	18	
		Alle pr	mean	1,52	40	67,5	7,22	435	8,24	0,98	2,71	0,64	213	3,99	4,27	1,02	134	412	476,7	6,6	11,3	58	19	11	7	40
		Alle pr	max	2,3	46	81,4	7,44	526	9,93	1,17	3,03	0,94	235	4,58	4,76	1,13	255	505	820	20,0	31,0	123	33	18	15	90
		Alle pr	min	0,98	34	49,0	6,98	287	5,57	0,71	2,29	0,47	182	3,38	3,81	0,9	4	264	280	2,5	4,5	27	10	2	1	17
		Alle pr	stdev	0,46	4	13,8	0,17	109	1,96	0,2	0,3	0,16	21	0,35	0,37	0,08	90	110	173	5,4	8,1	29	7	6	5	23
7	28.Jul.94	II	1,9	30	92,0	7,35	621	11,71	1,33	3,18	0,94	247	4,54	4,75	1,17	258	609				38	18	7	11	20	

Kommentarer til Aluminiumsanalyser u mose og bunndyr (Vedlegg II):

Prøvene ble frysetørret i ca. 24 timer til et trykk på 0,05 mbar ved +53°C ble oppnådd. Det ble benyttet en frysetørrer av modell CHRIST LDC. Omkring 0,4 g. frysetørret materiale ble veid inn og 4-5 ml. konsentrert HNO₃ (Supra Pure) ble tilsatt. Prøvene ble oppsluttet i bomber av type MDR-300/Rotorsystem vha. en mikrobølgeovn (Milestone MLS 1200) under maksimumstrykk på 10. respektive 20 bar i 10 min.

Perkin-Elmer model 1100 B, utstyrt med høysensitiv nebulizer (flammeteknikk) og grafittovn HGA 700 med autosampler AS 70 ble benyttet for analysering av aluminium. Deteksjonsgrense ppm.

Vedlegg II Aluminium (ppm) i mose og bunndyr i Leksa 1994. Av tabellen fremgår også målte verdier for sink (Zn), kopper (Cu) og Nikkel (Ni), uten at disse er videre omtalt i denne rapporten

MOSE:											Tørr- ppm i fast materiale, tørrvektbasis				
Lab-	Prosj					Type	Type	Tørr-	ppm i fast materiale, tørrvektbasis						
lpnr	lpnr	Dato	Stasjon	prøve	Art	organ	i gram	anal.	FL	GR	FL	FL	FL	GR	
									AL	< AL	< ZN	CU	< NI	< NI <	
2249	22	18.05.94	IA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,47	9544			104	20	31		
2250	23	18.05.94	IB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,457	9274			97	18	30		
2251	24	18.05.94	IIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,472	5607			90	18	19		
2252	25	18.05.94	IIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,474	7564			76	20	22		
2253	26	18.05.94	IIIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,382	5865			59	16	17		
2254	27	18.05.94	IIIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,424	8466			88	19	23		
2228	1	07.07.94	IA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,457	7965			103	21	33		
2229	2	07.07.94	IB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,153	5418			138	22	44		
2230	3	07.07.94	IIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,407	4793			73	17	21		
2231	4	07.07.94	IIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,501	7457			102	22	34		
2232	5	07.07.94	IIIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,593	8036			74	20	25		
2233	6	07.07.94	IIIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,466	7481			87	21	27		
2234	7	10.08.94	IA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,346	6075			94	20	34		
2235	8	10.08.94	IB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,37	7023			101	18	34		
2236	9	10.08.94	IIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,273	4202			61	18	25		
2237	10	10.08.94	IIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,254	4273			65	18	25		
2238	11	10.08.94	IIIA	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,225	4662			62	18	22		
2239	12	10.08.94	IIIB	Mose	<i>Fontinalis antipyretica</i>	skuddsp.	0,249	4653			68	18	23		
BUNNDYR:															
											Tørrvekt				
Lab-	Prosj-					Type	Type	anal.	FL	GR	FL	FL	FL	GR	
lpnr	lpnr	Dato	Stasjon	prøve	Art/gruppe	organ	i gram	AL	< AL	< ZN	CU	< NI	< NI <		
2246	19	18.05.94	I	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,173	2761			346	31	9		
2247	20	18.05.94	II	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,053	2995			328	66	6		
2248	21	18.05.94	III	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,492	2094			190	23	7		
2240	13	07.07.94	I	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,182	4761			303	23	17		
2241	14	07.07.94	II	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,23	2313			281	27	11		
2242	15	07.07.94	III	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,237	2724			209	18	10		
2243	16	10.08.94	I	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,282	1889			241	41	10		
2244	17	10.08.94	II	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,206	2491			238	32	10		
2245	18	10.08.94	III	Bunn	Alle grupper	Hele org.	0,186	5182			89	20	18		

Vedlegg III Oversikt over invertebratmaterialet (rot (R1) og surberprøver (SI; SII; SIII)) fra Leksa.

Grupper	Dato: 19.05.94						Dato: 19.05.94						Dato: 19.05.94						
	Stasjon 1			Surber			Stasjon 2			Surber			Stasjon 3			Surber			
	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr				
	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	
Hydroida																			
Turbellaria																			
Nematoda																			
Oligochaeta	3	12	16	1	29	107,4	0	2	2	0	4	14,8	13	39	16	64	119	440,7	
Hirudinea																			
Phyllophoda																			
Ostracoda																			
Gammaridae																			
Ephemeroptera	20	23	27	27	77	285,2	35	88	7	5	100	370,3	27	14	8	10	32	118,5	
Odonata																			
Plecoptera	3	1	2	3	6	22,2	5	1	2	0	3	11,1	3	3	0	0	3	11,1	
Heteroptera																			
Megaloptera																			
Corixidae																			
Colcoptera larvae:																			
Dytiscidae ad.																			
Gyrinidae ad.																			
Hydrophilidae ad																			
Trichoptera	8	3	0	1	4	14,8	3	1	2	1	3	11,1	11	0	2	1	3	11,1	
Diptera ad.																			
Diptera larvae indet:	1	0	0	0	0	0,0	1	0	0	0	0	0,0	0	3	0	0	3	11,1	
Simuliidae	0	1	0	0	1	3,7	1	2	1	0	3	11,1	2	3	0	3	6	22,2	
Ceratopogonidae	0	0	0	3	3	11,1	1	0	0	0	0	0,0							
Chironomidae	4	8	2	6	16	59,3	1	2	2	3	7	25,9	4	1	1	7	9	33,3	
Tipulidae																			
Lymnaeidae																			
Planorbidae																			
Hydracarina	0	1	0	0	1	3,7													
Larver indet.																			
Egg indet.																			
Elmidae	5	0	7	1	8	88,9	0	2	0	0	2	22,2	2	1	1	1	3	11,1	

Grupper	Dato 07.07.94						Dato 07.07.94						Dato 07.07.94						
	Stasjon 1			Surber			Stasjon 2			Surber			Stasjon 3			Surber			
	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr	Metode	Sum:	Ind pr				
	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	SI	S II	SIII	SI-SIII	m2	
Hydroida																			
Turbellaria																			
Nematoda																			
Oligochaeta	7	15	24	2	41	151,8	19	11	4	*	15	83,3	12	21	30	51	102	377,7	
Hirudinea																			
Phyllophoda																			
Ostracoda																			
Gammaridae																			
Ephemeroptera	41	23	23	57	103	381,4	44	62	43	*	105	583,3	55	38	21	18	77	285,2	
Odonata																			
Plecoptera	0	7	2	11	20	74,1	0	6	6	*	12	66,7	21	48	5	8	61	225,9	
Heteroptera																			
Megaloptera																			
Corixidae																			
Colcoptera larvae:																			
Dytiscidae ad.																			
Gyrinidae ad.																			
Hydrophilidae ad																			
Trichoptera	1	7	8	41	56	207,4	5	14	5	*	19	105,5	22	7	4	14	25	92,6	
Diptera ad.																			
Diptera larvae indet:	2	5	2	2	9	33,3	0	3	1	*	4	22,2	4	0	4	5	9	33,3	
Simuliidae	0	0	1	7	8	29,6							3	4	1	10	15	55,6	
Ceratopogonidae																			
Chironomidae	13	43	49	68	160	592,5	15	83	41	*	124	688,8	54	100	135	119	354	1311,0	
Tipulidae																			
Lymnaeidae																			
Planorbidae																			
Hydracarina	0	1	5	0	6	22,2							0	0	1	2	3	11,1	
Larver indet.																			
Egg indet.																			
Elmidae	4	12	27	4	43	159,2	2	0	1	*	1	5,6	17	15	18	6	39	144,4	

Vedlegg III fortsetter

Grupper	Dato 10.08.94					Dato 10.08.94					Dato 10.08.94							
	Stasjon I		Surber		Stasjon 2		Surber		Stasjon III		Surber		Surber					
	Metode		Sum:	Ind pr	Metode		Sum	Ind pr	Metode		Sum	Ind pr	Metode					
	R1	S1	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	S1	S II	SIII	SI-SIII	m2	R1	S1	S II	SIII	SI-SIII	m2
Hydroida																		
Turbellaria																		
Nematoda																		
Oligochaeta	0 *	5	3	8	44,4	5	5	6	15	26	96,3	2	5	1	11	17	63,0	
Hirudinea																		
Phyllophoda																		
Ostracoda																		
Gammaridae																		
Ephemeroptera	7	0	3	3	16,7	19	6	2	1	9	33,3	8	4	2	3	10	37,0	
Odonata																		
Plecoptera	1 *	1	1	2	11,1	1	2	1	7	10	37,0	18	10	6	5	21	77,8	
Heteroptera																		
Megaloptera																		
Corixidae																		
Coleoptera larvae:																		
Dytiscidae ad.																		
Gyrinidae ad.																		
Hydrophilidae ad																		
Trichoptera	1 *	3	1	4	22,2	3	2	3	7	12	44,4	3	0	3	2	5	18,5	
Diptera ad.																		
Diptera larvae Indet:	2 *	1	5	6	33,3	0	5	0	1	6	22,2	4	3	0	2	5	18,5	
Simuliidae												0	0	1	0	1	3,7	
Ceratopogonidae												0	1	0	1	2	7,4	
Chironomidae	0 *	3	4	7	38,9	7	2	3	2	7	25,9	3	4	9	12	25	92,6	
Tipulidae																		
Lymnaeidae	1 *	1	0	1	5,6	1	0	1	0	1	3,7							
Planorbidae																		
Hydracarina	3 *	0	0	0	0,0							3	0	0	0	3	11,1	
Larver Indet.																		
Egg Indet.																		
Elmidae	0 *	1	6	7	38,9	0	3	1	1	5	18,5	0	0	2	3	5	18,5	

Vedlegg IV Oversikt over ungfiskmaterialet i Leksa 1994

Aure																
						1.omg		2.omg		3.omg		Totalt		Tettlind/100m2		
Dag	Mnd	Aar	Stasjon	Areal	m2	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	Totalt
28	7	94	IA	15*17m	255	0	13	0	8	1	4	1	25	0,4	9,8	10,2
28	7	94	IB	15*15m	225	0	9	0	5	0	3	0	17	0,0	7,6	7,6
28	7	94	IIA	25*12m	300	0	21	0	6	0	3	0	30	0,0	10,0	10,0
28	7	94	IIB	14*15m	210	1	7	1	1	1	3	3	11	1,0	5,7	6,7
28	7	94	IIIA	14*10m	140	52	0	18	0	9	0	79	0	56,4	0,0	56,4
28	7	94	IIIB	14*5m	90	14	9	1	0	3	1	18	10	12,9	11,1	31,1
Sum					1220	67	59	20	20	14	14	101	93			
III A+B					230	66	9	19	0	12	1	97	10			
Laks																
						1.omg		2.omg		3.omg		Totalt		Tettlind/100m2		
Dag	Mnd	Aar	Stasjon	Areal	m2	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	Totalt
28	7	94	IIIA	14*10m	140	20	23	4	8	5	11	29	42	20,7	30,0	50,7
28	7	94	IIIB	14*5m	90	2	26	3	13	3	11	8	50	5,7	55,6	64,4
III A+B					230	22	49	7	21	8	22	37	92			
I tillegg ble det fanget følgende fiskearte						Skrubbe				3p Stingsild						
						Stasjon III 2:				Stasjon I 1stk						

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0541-6

328

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**