

327

OPPDRAKSMELDING

Utslipp fra vannrense-
anlegg i Tavlåa,
Namsos kommune i
Nord-Trøndelag
Effekter på ferskvanns-
økosystemet

Hans Mack Berger



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Utslipp fra vannrense-
anlegg i Tavlåa,
Namsos 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 Tavlåa, Namsos kommune i Nord-Trøndelag. Effekter på ferskvannøkosystemet. - NINA Oppdragsmelding 327: 1-21.

Trondheim, mars 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0540-8

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

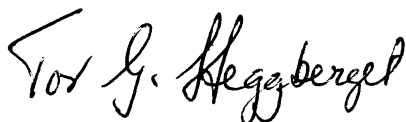
Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13140

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Namsos kommune

Fylkesmannen i Nord-Trøndelag

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Berger M., Hans. 1994. Utslipp fra vannrenseanlegg i Tavlåa, Namsos kommune i Nord-Trøndelag. Effekter på ferskvannssøkosystemet. - NINA Oppdragsmelding 327: 1-21.

Effekter på akvatisk liv som følge av utslipp av aluminiumshydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$) fra vannbehandlingsanlegg er studert i Tavlåa, et lite sidevassdrag til Namsen i Namsos kommune, Nord-Trøndelag. Denne rapporten sammenfatter resultatene fra en undersøkelse av vannkvalitet, bunndyr- og fiskefauna i Tavlåa nedstrøms og oppstrøms vannbehandlingsanlegget til Namsos kommune. Undersøkelsen er iverksatt etter pålegg fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen i forbindelse med videre utslippstillatelse og omlegging av anlegget til utslipp direkte til Namsenfjorden. Resultatene viser at Tavlåa er naturlig moderat sur ($\text{pH} < 5,7$) og fattig på elektrolytter ovenfor vannbehandlingsanlegget. Vannkvaliteten gjenspeiler nedbørsfeltet som i hovedsak består av fattige grunnfjellsområder med magert jordsmonn i øvre deler. I de nedre deler av Tavlåa er det rikere jordsmonn med innslag av or og andre lauvtreslag. Vannkvaliteten her påvirkes imidlertid av utslipp fra vannbehandlingsanlegget. I august var pH-verdien ($\text{pH}=6,45$) noe høyere nedenfor enn oppstrøms anlegget ($\text{pH}=5,61$), og det er høyere innhold av kalsium ($1,57 \text{ mgCa/l}$ mot $0,45 \text{ mgCa/l}$). Innholdet av totalt reaktivt aluminium ($\text{TR-Al} > 500 \mu\text{g/l}$) var 5-10 ganger høyere enn ovenfor utslippet. Innholdet av fosfat ($\text{PO}_4 \leq 2,5 \mu\text{g/l}$) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N} \leq 270 \mu\text{g/l}$) er lavt. Fravær av elvemose (*Fontinalis antipyretica*) kan være naturlig eller skyldes høye verdier av aluminium. Det er påvist lave tettheter og få arter av bunndyr nedstrøms vannbehandlingsanlegget. Aure (anadrom) er dominerende fiskeart i nedre del av vassdraget, men tettheten av årsyngel ($0+$; 4 individer pr. 100m^2) og eldre ungfisk ($\geq 1+$; 22,3 individer pr. 100m^2) er lav. Tettheten av laksunger er svært lav ($0+$; 0,5 individer pr. 100m^2) og eldre ungfisk ($\geq 1+$; 2,9 individer pr. 100m^2). I tillegg finnes enkelte eksemplarer av skrubbeflyndre. Området ovenfor vannbehandlingsanlegget er mer eller mindre uegnet som habitat for fisk og i tillegg nærmest uttørret i perioder med lav vassføring. Aure er eneste fiskeart oppstrøms vannbehandlingsanlegget. Det er overveiende sannsynlig at utslippene av aluminiums-hydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$) har påvirket ferskvannsfaunaen i Tavlåa nedstrøms Namsos kommunes vannbehandlingsanlegg etter at dette kom i gang i 1986. Det er videre sannsynlig at en nedlegging av anlegget og overføring til direkteutslipp i fjorden vil påvirke vannkvaliteten i Tavlåa slik at det i sure perioder vil bli utløst

aluminiumsforbindelser fra sedimenterne som kan være skadelig for bunndyr og fisk, spesielt presmolt av laks. Endring av anleggsdriften vil likevel virke positivt på ferskvannssystemet på lengre sikt.

Abstract

Berger M., Hans 1994. Effluents from water treatment plant in Tavlåa, Namsos municipality, Central Norway. Effects upon the freshwater ecosystem. - NINA Oppdragsmelding 327: 1-21.

benthic invertebrates. The long term effects of the change in operations will, however, be positive.

The impacts upon water quality and aquatic life from effluents of aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) from a water treatment plant was studied in the river Tavlåa. Tavlåa is a part of the Namsen river watercourse in Namsos municipality, Central Norway. The plant in Tavlåa was started in 1986. After 1995 the spillwater will be sent directly into the Namsen fjord. The results show that Tavlåa is naturally slightly acid ($\text{pH} < 5,7$) and poor in electrolytes upstream the plant. The water quality reflects the geology in the catchment area. The bedrocks mainly consist of granitic minerals, with little soil cover in the upper parts. Further downstream the area is richer with deciduous woods. The water quality in this area is impacted by the effluents from the water treatment plant. The pH-level in August was higher downstream the water treatment plant than upstream, ($\text{pH} = 6,45$ vs. $\text{pH} = 5,61$, respectively). There was also a higher content of calcium, ($1,57 \text{ mgCa/l}$ vs. $0,45 \text{ mgCa/l}$). The content of total reactive aluminium (TR-Al) was high ($>500 \text{ } \mu\text{g/l}$), 5 -10 times higher than upstream the effluent. The contents of phosphate and nitrate were low; ($\text{PO}_4 < 3,0 \text{ } \mu\text{g/l}$ and $\text{NO}_3\text{-N} < 270 \text{ } \mu\text{g/l}$) respectively. The total lack of the river moss (*Fontinalis antipyretica*) can be natural or possibly be due to high contents of aluminium. There were low densities and few species of benthic invertebrates downstream the water treatment plant. Anadromous brown trout (*Salmo trutta* L.) was the dominating fish species in the lower part of Tavlåa, but the densities were low; yearlings (0+); 4 individuals per 100m^2 and juveniles ($\geq 1+$); 22,3 individuals per 100m^2 . The densities of Atlantic salmon (*Salmo salar*) were extremely low; yearlings (0+); 0,5 individuals per 100m^2 and juveniles ($\geq 1+$); 2,9 individuals per 100m^2 . In addition some individuals of flounder (*Platichthys flesus*) were observed. The river upstream the water treatment plant is less suitable as habitat for fish due to very little or no water in dry periods. Only one specimen of brown trout was found in this area. There are indications that effluents of aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) from the water treatment plant have impacted the freshwater fauna in river Tavlåa. After the operation of the water treatment plant is changed, and the sediment and water is transported directly into the Namsen fjord, there might still be some leaking of aluminium out of the river sediments. Together with the acidic natural river water this may result in less suitable conditions for anadromous fish species and

Forord

I 1986 etablerte Namsos kommune et vannbehandlingsanlegg ved Tavlåa i Namsos. Vannet tilføres fra Smørauga og Tavlåvatnet og anlegget er hovedvannkilde for Namsos og Spillum og betjener årsforbruket for 10 000 -12 000 mennesker. Hensikten med anlegget er å rense drikkevannet for humuspartikler ved å bruke aluminiumssulfat (AlSO_4) som fellingsmiddel. Som restprodukt får en slam med høyt innhold av aluminiumshydroksyd (AlOH_4). I tillegg blir vannet tilført kalsium for å heve pH. Avfallsvannet fra vannbehandlingen (rejektvannet) har blitt ført urensset ut i elva Tavlåa. Det slippes årlig ut 400 000 - 500 000 m³ spylevann og 200 000 - 250 000 m³ filtrat fra Namsos vannverk's anlegg til Tavlåa. Utslippene kommer satsvis, og aluminiumsbelastningen er størst i spylevannet, særlig i starten av utslippet. Det doseres 100 000 - 110 000 m³ aluminiumssulfat (AlSO_4) i året, dvs. omlag 20 000 kg aluminium pr. år. Det foreligger nå konkrete planer om å føre utslippene til nytt avløpsrenseanlegg på Spillumstranda, med videre avløp til Namsenfjorden (25 m. dyp).

Dette prosjektet er kommet i stand etter forespørsel fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen ved Karstein Kjølstad. Det er flere vannbehandlingsanlegg i Norge som er basert på rensing av humusstoffer ved bruk av aluminiumssulfat (AlSO_4) som fellingsmiddel. Det vanlige hittil har vært at avfallsstoffene fra rensingen, som i hovedsak består av vann innholdende humusstoffer og aluminiumshydroksyd (AlOH_4), er spylt direkte ut i det samme, eventuelt et tilgrensende vassdrag nedstrøms anlegget. Det er gjort få undersøkelser av konsekvensene av slike utslipp på vannkvaliteten og akvatiske organismer i resipienten. I forbindelse med ny utslippstillatelse for spillvann fra vannrensingen har Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen pålagt Namsos kommune å studere effektene på akvatisk liv i Tavlåa. Denne rapporten omhandler resultatene fra undersøkelsene i Tavlåa, Namsos kommune, i 1994. Prosjektet i Tavlåa er finansiert av Namsos kommune. Det er samtidig foretatt en tilsvarende undersøkelse i Leksa i Stjørdal kommune i forbindelse med oppstart av et tilsvarende vannbehandlingsanlegg.

Etter som 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 vesentlig av undertegnede.

Anton Rikstad ved Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen og Terje Nøst ved NINA har bistått ved innsamling av materialet. Arne Bretten har bistått ved bearbeiding av bunndyrmaterialet og Bjørn Mejdell Larsen med fiskedelen. 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 Odd Terje Sandlund, Bengt Finstad, Karstein Kjølstad og Terje Nøst som har kommet med nyttige kommentarer til rapporten.

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
Innhold	6
1 Innledning	6
2 Områdebeskrivelse	8
3 Materiale og metoder	10
3.1 Vannkvalitet	10
3.2 Mose	10
3.3 Bunndyr	10
3.4 Fisk	10
4 Resultater	11
4.1 Vannkvalitet	11
4.2 Mose	11
4.3 Invertebrater	11
4.4 Fisk	11
Gjelleundersøkelser:	11
5 Diskusjon	15
6 Konklusjon	16
7 Litteratur	16
Vedlegg	18

1 Innledning

Mindre elver og vann er normalt mer sårbare overfor forurensningsutslipp enn større innsjøer og elver fordi de har mindre fortynningsvannmengder til rådighet (SFT 1989). Kunnskaper om konsentrasjonsnivåer og biologiske virkninger er mangelfulle også for metaller. 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 forsurede områder i Norge er aluminiumslekkasje fra jordsmonnet ut i vann og vassdrag imidlertid det største problemet for ferskvannsorganismer (Overrein et al. 1980). Aluminiumsskjem i 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 $Al(OH)^-$, og andre vannfattigere anioner. Aluminiumshydroksyd har utpreget adsorberende egenskaper og brukes derfor som adsorbsjonsmiddel i forbindelse med vannrensing, spesielt i forbindelse med fjerning av humus. Det er dette prinsippet som benyttes ved vannbehandlings-anlegget til Namsos 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.

Ved vannbehandlingsanlegget i Namsos spyles alt "avfall" fra vannbehandlingen ut i Tavlåa, et lite sidevassdrag til Namsen. Ved et tilsvarende anlegg i Stjørdal separeres avfallet slik at fortykket slam føres inn på kloakknettet. Det dekanterte vannet som inneholder 1-5% av det utskilte slamtørrestoffet føres ut i elva Leksa. Her er det funnet små skader på ferskvannsfaunaen som følge av utslippene av aluminiumshydroksyd. (Berger 1995). Effektene på miljøet kommer imidlertid an på hvordan vassføringen og vannkvaliteten er i resipienten.

I forbindelse med forsurede 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 pH > 7 på grunn av utslipp av aluminasjoner (Howells et al. 1990). Løseligheten til aluminiums-hydroksider 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 gifteeffekten av uorganisk aluminium høyest når den er i ionisk form (Al^{3+} og diverse aluminiumhydroksyioner) (Mc Donald et al. 1989, Statens Naturvårdsverk 1991). Løseligheten og gifteeffekten 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-hydroksyd 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).

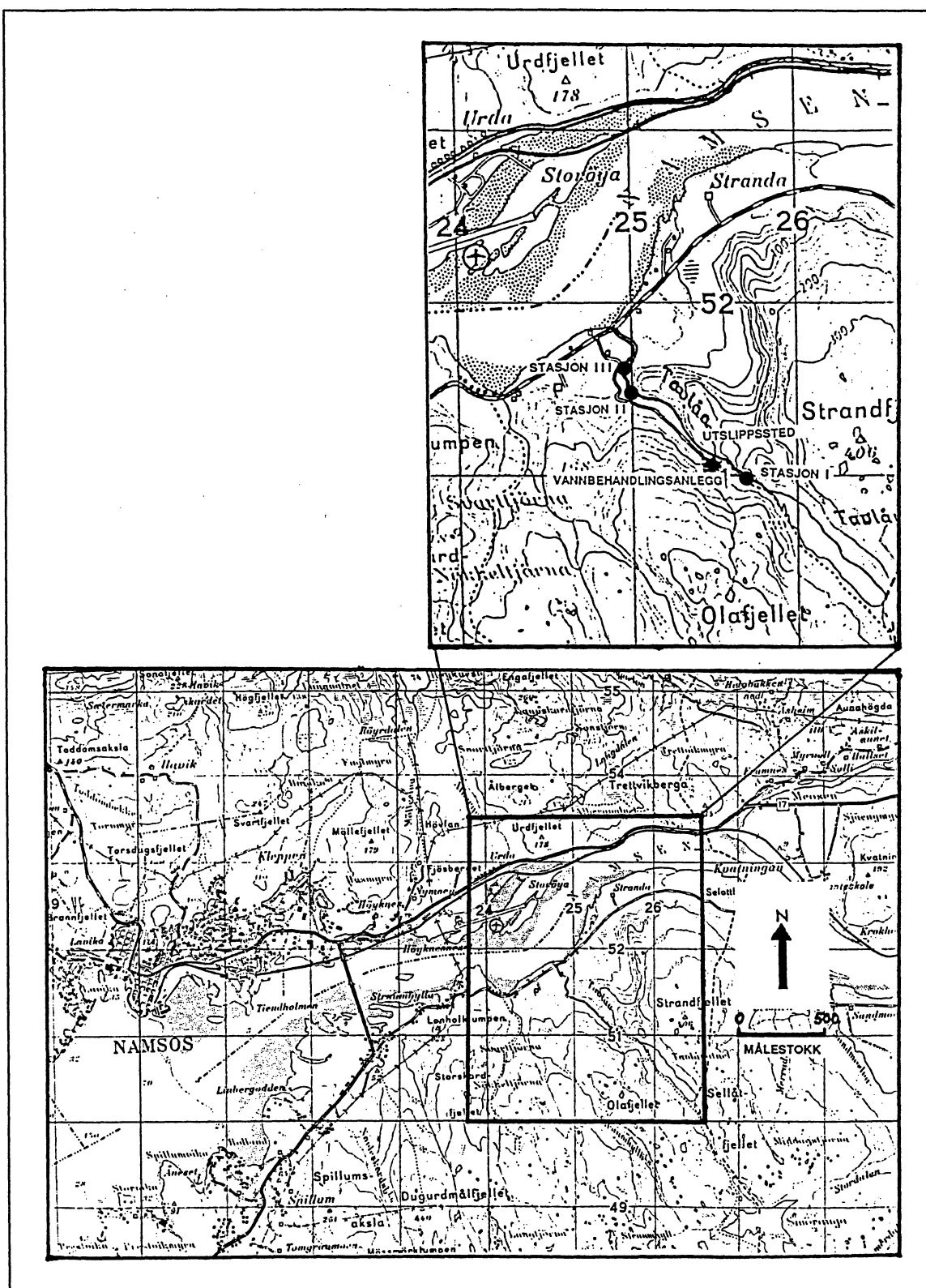
Vannkvaliteten i vassdrag varierer, ofte over korte tidsintervall. I forsuredde vassdrag har en eksempler på at fisk tåler noen dager med lavere pH og høye aluminiumskonsentrasjoner, men fiske-bestanden kan ta skade ved gjentatte sjokk-påvirkninger. Laks er mer sensitiv enn aure i mht respons på surt 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 gifteeffekten overfor ferskvannsorganismer blir lavere. Totalaluminiums-innholdet 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 (F.eks Holmvatn i Åmot, Hesthagen et al. 1992). Gifteeffekten 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 gjør de giftige effektene seg utslag i forstyrrelser i ionebalansen og forstyrrelser i åndingen over gjellene.

Elvemoser (*Fontinalis* spp.) 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. Verdien 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).

2 Områdebeskrivelse

Tavlåa er en liten sideelv til Namsen i Namsos kommune i Nord-Trøndelag (**figur 1**). Nedbørsfeltet består i hovedsak av fattige grunnfjellsområder med magert jordsmonn. Vegetasjonen består i hovedsak av lyngrabber med røsslyng og blåbær, med furu, gran og bjørk som dominerende treslag. I de nederste delene av vassdraget er det noe rikere jordsmonn med lauvskog og or som dominerende treslag. De nederste omlag 500 m av Tavlåa før utløp i Namsen er relativt flat med dominans av grus og finpartikler samt en god del alloktont organisk materiale. Ovenfor dette partiet slynger elva seg og veksler mellom mindre kulper og strykpartier. Substratet blir grovere etter hvert, og allerede nedenfor utslippstedet fra vannbehandlingsanlegget kommer de første fossene som hindrer oppgang av anadrome fiskearter (laks og sjøaure). Videre oppover forbi vannbehandlingsanlegget er elva preget av fosser og strie strykpartier bestående av fast fjell, granittblokker og lite finsubstrat. Disse områdene er mer eller mindre uegna som habitat for fisk. Lenger oppe flater elva ut mot inntaksbassenget for vannbehandlingsanlegget. Aure er eneste fiskeart oppstrøms vannbehandlingsanlegget.



Figur 1 Oversiktskart over nedre del av Namsen med Tavlåa og de enkelte prøvestasjoner. (Stasjon I-III)

3 Materiale og metoder

Det er innsamlet materiale fra tre hovedstasjoner i Tavlåa, en 250 m ovenfor vannbehandlingsanlegget (stasjon I), en ca. 600 m nedstrøms vannbehandlingsanlegget (nedenfor utslippsted) (stasjon II), og en ca 750m nedstrøms vannbehandlingsanlegget (stasjon III) (figur 1). Det er innsamlet materiale i mai og august. En oversikt over materialet og nærmere beskrivelse av stasjonene er vist i tabell 1.

3.1 Vannkvalitet

Vannprøver ble tatt på 2 stasjoner, en ovenfor vannbehandlingsanlegget (stasjon I) og en nedenfor (stasjon III). I mai ble det bare tatt vannprøve nedenfor anlegget (stasjon III). 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 forsøkt innsamlet elvemose (*Fontinalis* spp.). Det ble imidlertid ikke funnet eksemplarer av den aktuelle elvmosen (*Fontinalis antipyretica*), og denne delen av undersøkelsen bortfaller.

3.3 Bunndyr

Det ble samlet inn bunndyrmateriale på 3 stasjoner (stasjon I, II og III). I mai ble det bare innsamlet materiale fra stasjon III. Materiale for kvalitative studier ble innsamlet ved roteprøver, (Frost et al. 1971). En håv 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 måle

aluminiumsinnhold i bunndyr. Materiale for kvantitative målinger ble innsamlet ved en "surberhenter" (Surber 1937, 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 og nærmere systematisert etter (Arnekleiv 1994, Quigley 1977).

3.4 Fisk

Kvantitative målinger av fiskefaunaen ble foretatt ved avfisking av deler av vassdraget ved bruk av elektrisk fiskeapparat (type S. Paulsen). Det ble avfisket ialt 5 prøvefelter, hvorav 2 ovenfor og 3 nedenfor vannbehandlingsanlegget. 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). All fisk fra hver stasjon ble innsamlet, fiksert i 70% etanol, og tatt med for nærmere arts- og aldersbestemmelse.

Gjelleprøver: For å avklare eventuelle aluminiumsskader på fisk i Tavlåa 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. Gjellebuen ble raskt overført til en perforert plast-brikett og plassert i en pulverflaske inneholdende en formaldehydoppløsning (10%) med fosfatbuffer. Etter skylling og vending av flasken 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 askorbin-solokromsyre (ASA), som farger positivt aluminium på gjelleoverflaten etter en viss eksponeringstid. Ved mikroskopering avdekkes eventuell fusjon og fortykning av gjellelamellene og filamentene, noe som opptrer i surt aluminiumsrikt vann og i blandsoner.

Tabell 1 Oversikt over materialet fra Tavlåa 1994

Tabell 1 Oversikt over materialet fra Tavlåa 1994									
							x = Antall prøver		
							S = Surberprøver	G = Gjelleprøver av fisk, E = Elfiske	
Dato	Stasjon	Stasjonsbeskrivelse	Prøvetype			R = Roteprøver 1 minutt (R1) og 5 minutt (R5)			
			Vann	Mose	Bunndyr	Fisk	Kommentarer		
31.05.94	II & III	600 - 750m nedenfor anlegget	xx		0 R1,R5,3*S	G	Elva gråbrun, middels vassføring. Finfordelt slam i kulper.		
09.08.94	I	250m ovenfor anlegget			0 R1,R5,3*S	E	30m nedstrøms gammeldam. Grovt, storsteinet substrat og fast fjell.		
09.08.94	I	200m ovenfor anlegget	xx		0 R1,R5,3*S	E	Like ovenfor gammeldam. olig parti med grus og sand, mye algevekst.		
09.08.94	II	600m nedenfor anlegget			0 R1,R5,3*S	E	Nedenfor liten foss. Storsteinet strykparti.		
09.08.94	II	650m nedenfor anlegget			0 R1,R5,3*S	E	Ved vegsving. Middels storsteinet stryk, med planterester.		
09.08.94	III	750m nedenfor anlegget	xx		0 R1,R5,3*S	E	Ved vegbom. Grussubstrat med planterester.		

4 Resultater

4.1 Vannkvalitet

Resultatene av de mest sentrale vannkjemiske parametrene er vist i vannkvalitetsmålingene i **tabell 2**.

pH-verdien og innholdet av kalsium i Tavlåa ovenfor vannbehandlingsanlegget er relativt lav, (pH=5,7) og (Ca < 0,5mg/l). Nedenfor vannbehandlingsanlegget varierte pH-verdiene mellom 5,7-6,45, med tilsvarende Ca-verdier 0,85-1,57mg/l, med de laveste verdiene i mai. Verdiene for andre salter er relativt lave. Innholdet av totalt reaktivt aluminium (TR-Al) er markert høyere (5-10 ganger) nedstrøms anlegget enn ovenfor. Det er imidlertid mindre relative forskjeller mellom øvre og nedre deler mht den uorganiske (giftige) fraksjonen (UM-Al). Det synes således som at aluminiumet er i kolloid, tungt løselig form, dvs. bundet til organiske partikler (humus).

4.2 Mose

Det ble ikke funnet vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) i Tavlåa hverken oppstrøms eller nedstrøms vannbehandlingsanlegget.

4.3 Invertebrater

De fleste gruppene en skulle forvente å finne var representert. Fjærmyggglarver (*Chironomidae* sp) dominerer bunndyrfaunaen både ovenfor og nedenfor vannbehandlingsanlegget (stasjon I og IA), sammen med døgnfluer (*Trichoptera* sp.) og steinfluer (*Plecoptera* sp.) (**figur 2**). Det er færre bunndyrgrupper nedstrøms vannbehandlingsanlegget enn ovenfor (**figur 2, vedlegg II**). Døgnfluearten (*Baetis rhodani*) som regnes som følsom i forsurede vassdrag ble funnet på alle stasjonene. Vårfluearten (*Ryacophila mobila*) ble påvist både ovenfor og nedenfor utslippstedet. Dette er forøvrig den vanligste frittlevende vårfluearten i rennende vann i Norge (Arne Bretten pers. medd.).

På stasjonene nedstrøms vannbehandlingsanlegget er tettheten av invertebrater svært lav i forhold til oppstrøms (**figur 3**).

4.4 Fisk

Resultatet fra elfiske- registreringen er vist i **tabell 3** og **figur 4**. Det ble ikke fanget fisk ovenfor

vannbehandlingsanlegget, men en voksen aure ble observert. Oppgangshinder like nedenfor utslippsstedet fra vannbehandlingsanlegget, stopper mulig oppvandring av fisk fra sjøen; laks, sjøaure og skrubbeflyndre. Tetthetene av laks, aure og skrubbe var lave, spesielt av laks. Den gjennomsnittlige tettheten av årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks var henholdsvis (0,4 og 2,9 individer pr. 100m²). Tilsvarende tetthet av årsyngel (0+) av aure var også lav (3,9 individer pr. 100m²), mens forekomsten av eldre ungfisk av aure var noe bedre (22,3 individer pr. 100m²). Det ble ikke fanget kjønnsmodne individer av hverken laks eller aure. Nærmere data om ungfiskundersøkelsen fremgår av **vedlegg III**.

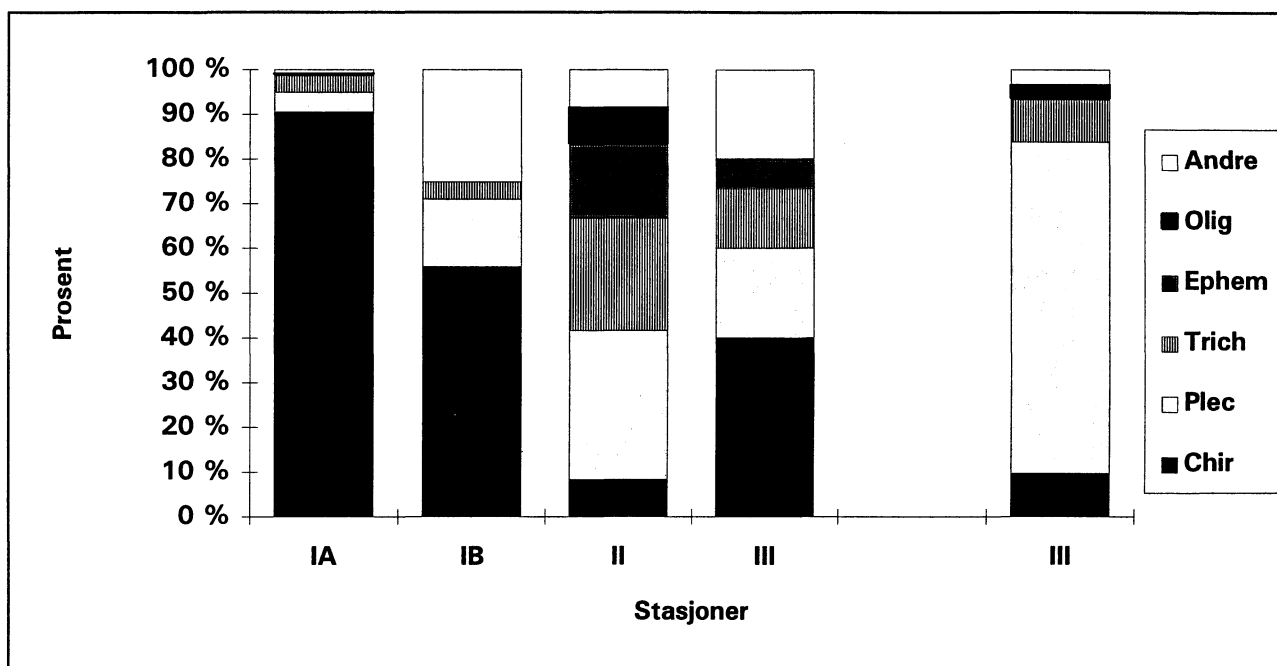
Gjelleundersøkelser:

Det ble påvist små forandringer på gjelleepitelet både hos laks og aure i Tavlåa nedstrøms vannbehandlingsanlegget (**tabell 4**). Noe hypertrofiske (fortykkede) epitelceller på sekundær-lamellene samt moderat løsning av epitel hos halvparten av de undersøkte aurene kan tyde på aluminiumsskade hos enkeltfisk. Av de fire lakseungene som det var mulig å ta gjelleprøver av ga to for dårlige snitt for vurdering av eventuell skade.

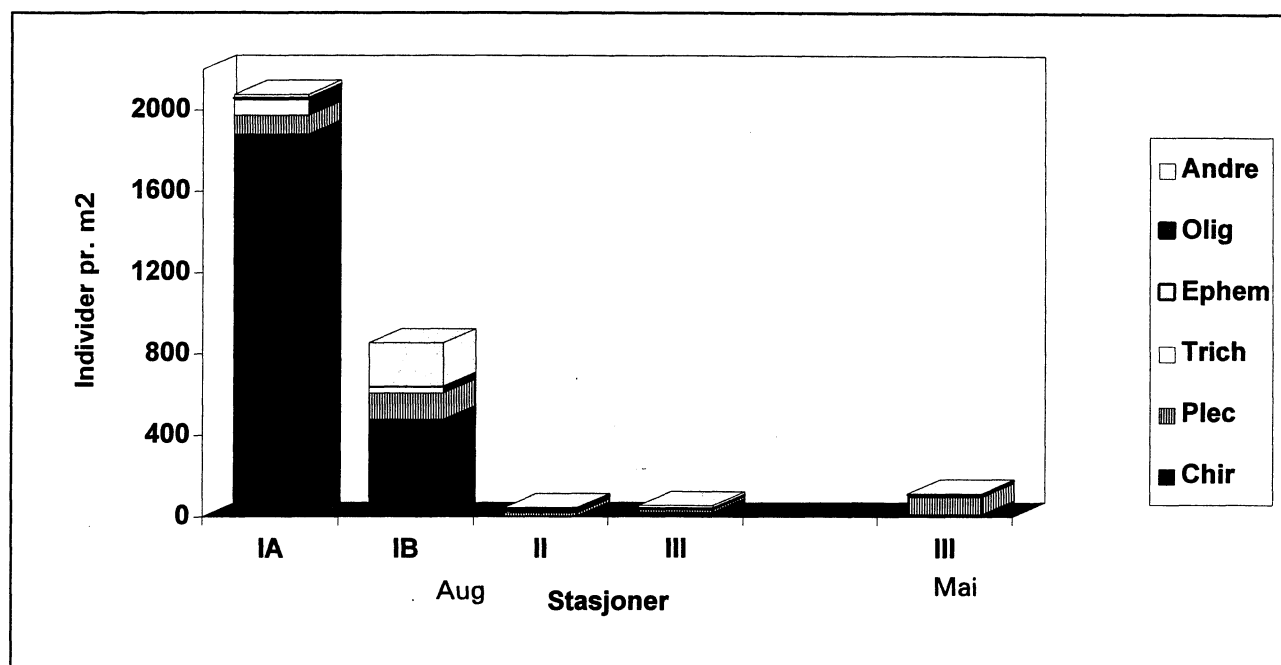
Tabell 2 Vannkvaliteten i Tavlåa oppstrøms og nedstrøms vannbehandlingsanlegget ved målingene i mai og august 1994.

Dato	Stasjon	Turb FTU	Farge mgPt/l	Kond µs/cm	pH	Alk µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Si mg/l
31.05.94	III	4,8	38	32,6	5,7	30	0,84	0,44	3,83	0,26	2,07	6,97	0,67
10.08.94	I	0,52	41	27,6	5,61	4	0,45	0,39	3,54	0,22	1,55	6,2	0,43
10.08.94	III	2,5	27	33,3	6,45	52	1,57	0,37	3,57	0,23	2,21	6,34	0,42

Dato	Stasjon	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	PO ₄ µg/l	Tot-P µg/l	TR-AI µg/l	TM-AI µg/l	OM-AI µg/l	UM-AI µg/l	PK-AI µg/l
31.05.94	III	15	220	3,0	6,0	534	65	52	13	469
10.08.94	I	37				116	34	32	2	82
10.08.94	III	0	270	2,5	4,0	>1000	33	26	7	>900



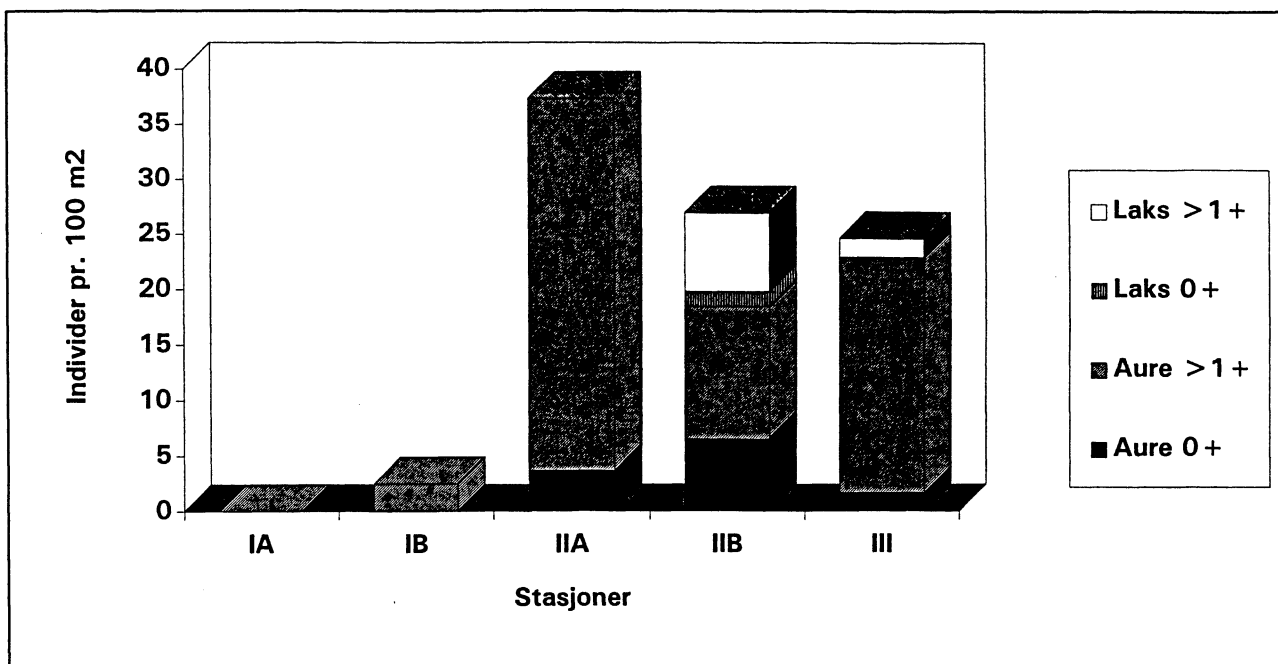
Figur 2 Prosentvis fordeling av ulike bunndyrgrupper på de enkelte stasjoner (IA; IB; II & III) i Tavlåa mai og august 1994. Chir=Chironomidae, Plec=Plecoptera, Trich=Trichoptera, Ephem=Ephemeroptera, Olig=Oligochaeta, Andre=øvrige bunndyrgrupper.



Figur 3 Beregnet tetthet av bunndyr (individer pr. m²) på de enkelte stasjoner (IA, IB, II & III) i Tavlåa mai og august 1994. Chir=Chiromidae, Plec=Plecoptera, Trich=Trichoptera, Ephem=Ephemeroptera, Olig=Oligochaeta, Andre=øvrige bunndyrgrupper.

Tabell 3 Fangst av aure og laks på de enkelte stasjonene (IA, IB, IIA, IIB & III).

Aure 0+								
Stasjon	Areal m ²	C1	C2	C3	Y	N	P	CI
IA	130	0	0	0	0	0		
IB	40	0	0	0	0	0		
IIA	54	2	0	0	2	3,7	1	0,0
IIB	80	3	2	0	5	6,5	0,7	1,7
III	135	1	0	1	2	1,7	*	
Aure > 1+								
IA	130	0	0	0	0	0		
IB	40	1	0	0	1	2,5	1	0,0
IIA	54	14	4	0	18	34	0,8	1,5
IIB	80	6	2	1	9	12	0,6	2,8
III	135	9	9	3	21	21	0,4	
Laks 0+								
IIA	54	0	0	0	0	0		
IIB	80	0	1	0	1	1,4	*	
III	135	0	0	0	0	0		
Laks > 1+								
IIA	54	0	0	0	0	0		
IIB	80	1	3	1	5	7,1	*	
III	135	1	0	1	2	1,7	*	



Figur 4 Tetthet (individer pr. 100m²) av laks og laks på de 5 elfiskestasjonene i Tavlåa august 1994.

Tabell 4 Gjelleundersøkelser av presmolt av laks og laks fra Tavlåa mai 1994.

Tabell Gjelleprøver av fisk fra Tavlåa 31.05.94. Prøvene er analysert av Halvor Hektoen ved Veterinærinstituttet i Oslo.																
Løpenr	Art	Lengde	Vekt	Alder	Kommentarer											
TaA-1	Aure				Ingen forandringer på gjelleepitelet											
TaA-2	Aure				Ingen forandringer på gjelleepitelet											
TaA-3	Aure				Ingen forandringer på gjelleepitelet											
TaA-4	Aure				Fortykkete(hypertrofiske) epitelceller på sekundærlamellene. Moderat løsning av epitel											
TaA-5	Aure				Fortykkete(hypertrofiske) epitelceller på sekundærlamellene. Moderat løsning av epitel											
TaA-6	Aure				Fortykkete(hypertrofiske) epitelceller på sekundærlamellene. Moderat løsning av epitel											
Løpenr	Art	Lengde	Vekt	Alder	Kommentarer											
TaL-1	Laks				Moderat epitelcellehypertrofi											
TaL-2	Laks				Moderat epitelcellehypertrofi og kloridcellehypertrofi											
TaL-3	Laks				Dårlige snitt											
TaL-4	Laks				Dårlige snitt											
Generell kommentar:																
Det er relativt små forandringer på gjellene. Noe hypertrofiske epitelceller kan tyde på gjelleirritasjon hos enkeltfisk.																

5 Diskusjon

Lavere pH og Ca-verdier i Tavlåa om våren enn om sensommeren er naturlig og har sammenheng med snøsmeltingen. Det er sannsynlig at høyere verdier nedstrøms anlegget i Tavlåa skyldes tilsetning av kalsiumkarbonat (CaCO_3) ved vannbehandlingsanlegget, noe som bekreftes av Namsos kommunes egne målinger av pH fra 13.04.94 og 09.05.94. Verdiene for Ca, Mg, K, Si er alle lavere i Tavlåa enn målingene i Namsen ved Selægghylla. Verdiene for sulfat (SO_4) er på samme nivå som Bjøra, og noe høyere enn i Namsen ved Selægghylla (SFT 1983). Innholdet av totalt reaktivt aluminium (TR-Al) er markert høyere (5-10 ganger) nedstrøms anlegget enn ovenfor. Dette gjelder både målinger foretatt av Namsos kommune (13.04 og 09.05.94). Det er imidlertid den uorganiske delen (UM-Al) som er giftig for ferskvannsorganismer (Driscoll et al. 1980, Leivestad et al. 1976). I Tavlåa er det målt høyere innhold av uorganisk aluminium (UM-Al) nedstrøms vannbehandlingsanlegget, 7-13 $\mu\text{g/l}$ mot 2 $\mu\text{g/l}$ oppstrøms. Selv om det altså går mye aluminium ut i Tavlåa fra vannbehandlingsanlegget, er hovedandelen sannsynligvis i form av aluminiumshydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$) i kolloid form (polymerisert); dvs. bundet til organiske og uorganiske partikler. I rennende vann vil en del av disse kolloidene og partiklene sedimenteres og/eller transporteres ut til nedenforliggende vassdrag. Generelt er løseligheten for aluminium størst i pH-intervallet 5,2-5,4, og gifteeffekten av uorganisk aluminium høyest. Løseligheten og gifteeffekten avtar sterkt ved lavere og høyere pH-verdier. Det er ikke funnet direkte sammenhenger mellom giftige effekter av aluminium på fisk ved pH > 6,5 (Howells et al. 1992). Det er imidlertid påvist skadelige effekter av giftig aluminium basert på utslipp av aluminiumshydroksyd ($\text{Al}(\text{OH})_3$) fra vannbehandlingsanlegg på egg, yngel og ungfisk av regnbueørret ved konsentrasjoner: TM-Al < 500 $\mu\text{g/l}$ og pH > 7,0 (Howells et al. 1992). Verdiene for total aluminium i vann fra Tavlåa (TR-Al) overstiger 500 $\mu\text{g/l}$ ved begge målingene nedstrøms anlegget. Konsentrasjonen av uorganisk aluminium, UM-Al < 13 $\mu\text{g/l}$ nedstrøms anlegget og pH > 6,4 på grunn av kalktilsetning fra vannbehandlingen. Det skulle således teoretisk være levelig for fisk nedstrøms anlegget. Dersom det i perioder imidlertid ikke tilsettes kalk til avløpsvannet fra anlegget, vil bakgrunns-pH i Tavlåa-vannet være ned mot pH=5,5, og således kunne frigjøre en del av den giftige uorganiske fraksjonen av aluminium som ligger lagret i sedimentene nedstrøms anlegget. Dette kan teoretisk være skadelig for fisk og andre ferskvannsorganismer. Fiskedød på ørret og laksunger inntreffer normalt når konsentrasjonen av

uorganisk aluminium er 50-100 $\mu\text{g Al/l}$ (0.05-0.1 mg Al/l). Resultater fra Vosso 1994 viser at ved pH = 6 og UM-Al < 10 $\mu\text{g/l}$ kan medføre subletale skader som fører til redusert overlevelse i sjøvann for presmolt. Det er også vist at ørreten er mer tolerant enn laksen (Kroglund et al. 1993). I Tavlåa ovenfor utslippstedet med pH = 5,61 og UM-Al = 2 $\mu\text{g/l}$ skal en ikke vente og finne skadelige effekter. Nedenfor utslippstedet med varierende pH-verdier fra 5,7-6,45 og UM-Al mellom 7-13 $\mu\text{g/l}$ (tabell 2), skal en imidlertid kunne forvente subletale effekter på presmolt av laks.

Det er ingen referanseundersøkelser på ferskvannsfaunaen i Tavlåa før anlegget ble satt i drift i 1986. Normalt skulle en finne høyere tettheter av laks og aureunger i Tavlåa sammenlignet med andre små sidevassdrag til Namsen (Anton Rikstad pers. medd.). Etter at vannbehandlingsanlegget kom i gang er det rapportert fiskedød i Tavlåa, som er satt i forbindelse med de store utslippene av aluminiumshydroksyd (Anton Rikstad pers. medd.).

Fravær av elvemose (*Fontinalis sp.*) og svært lav tetthet av bunndyr nedenfor utslippstedet medførte at vi ikke fikk materiale til å foreta målinger av innhold av aluminium. Det var imidlertid klare forskjeller i tetthet ovenfor og nedenfor utslippstedet. Lav tetthet av aure (< 25 individer pr. 100 m^2) og laks (< 5 individer pr. 100 m^2) nedstrøms anlegget, sammen med lave tettheter av bunndyr, styrker antagelsen om at de høye utslippene av aluminium fra vannbehandlingsanlegget har påvirket såvel vegetasjon, bunndyr og fisk i Tavlåa. Denne undersøkelsen viser at det fortsatt er restbestander av både aure og laks i Tavlåa, men dette kan være fisk som har vandret opp fra Namsen. Bestandene i Tavlåa har sannsynligvis vært skadelidende av utslippene fra vannbehandlingsanlegget. Det er uvisst hva som skjer når utslippene opphører. Samtidig med at vassføringa i Tavlåa blir redusert, vil pH gå tilbake til bakgrunnsnivå (5,5 eller lavere). Dette vil fortsatt gi reduserte muligheter som gyte og oppvekstområde for laks- og sjøaure.

6 Konklusjon

Høyt innhold av aluminium i vannprøvene, lav artsdiversitet og tetthet av bunndyr, lave tettheter av laks og aure gir grunnlag for å konkludere med at utslipp fra vannbehandlingsanlegget i Tavlåa har skadet ferskvannsøkosystemet nedstrøms anlegget. Når utslippene til Tavlåa opphører i 1995 vil det være bare surt vann fra restfeltet som utgjør vanntilførselen til elva. Dette kan føre til frigjøring av giftige aluminiumsforbindelser fra sedimentene i Tavlåa, som kan føre til mer skadelige konsekvenser for bunndyr og fisk nederst i vassdraget. På lengre sikt vil trolig opphør av utslippene være positivt.

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. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. Ibid. 1980-6: 1-82.
- Arnekleiv, J.V. 1994. Bestemmelsesnøkkel til norske døgnfluelarver (*Ephemeroptera larvae*). - Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. 47 s.
- Berger, H.M. 1987. Fisk og forurensning i sidebekker til Stjørdalselva, Gråelva og Langsteinelva. 87 s. + vedl.
- Berger, H.M. 1988. Fisk og forurensning i Stjørdal kommune. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernadv. Rapp. nr 7- 1988. 28 s. + vedl.
- Berger, H.M. 1995. Utslipp fra vannrensaneanlegg i Leksa, Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag. Effekter på ferskvannsøkosystemet. - NINA Oppdragsmelding 328 s. 1-25.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och øring - synspunkter och recommendasjoner.- Information från Sötvattenslaboratoriet, 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 forsurening? 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.
- 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).
- 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.
- Quigley, M. 1977. Invertebrates of Streams and Rivers, - a key to identification. Edward Arnold (Publ.) Ltd., London. p 1-84.
- 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.
- SFT 1983. Namsenvassdraget, basisundersøkelser 1981-1982. Statlig program for forurensnings-overvåking. - Rapport 113/83.
- Statens Naturvårdsverk 1991. Forsurning och kalkning av svenska vatten. - Monitor 12. 144s.
- Surber, E.W. 1937. Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. - Trans. Am. Fish. Soc. 66: 193-202.
- 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

Vedlegg I Kommentarer til vannkjemiske metoder og analyseresultater.

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's 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 analysing 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 tilkopleet 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 Autoburette 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's salter (SSS) ble bestemt konduktivimetrisk etter ionebytting av prøvene etter en modifisert metode (Mackereth 1963) tilpasset FIA Star 5020 Analyzer. 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.

Vedlegg I fortsetter

Sulfat (SO_4) ble beregnet ut fra SSS, Cl og NO_3 (alle i $\mu\text{ekv/l}$) etter formelen:

$\text{SO}_4 = \text{SSS} - (\text{Cl} + \text{NO}_3)$. SO_4 er deretter omregnet og angitt i mg/l. Nedre deteksjonsgrense for SO_4 er satt til 0,40mg/l. SO_4 , Cl og NO_3 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-Al, TM-Al, OM-Al, UM-Al & PK-Al) 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-Grafitovn; Perkin-Elmer 1100 B med HGA 700-AS 70 etter NS 4781. Alle målinger på Alpkem Superflow 3590, mhp. selve den kolorimetrisk bestemmelsen, er etter NS 4799. Forbehandlingen av prøvene er etter egen metode ved NINA-lab.

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

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

OM-Al Organisk monomerisk aluminium - som TM-Al, 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-Al Uorganisk monomerisk aluminium - (= TM-Al ÷ OM-Al)

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

Prøver analysert ved Gauldalsregionens kjøtt og næringsmiddelkontroll :

Fosfat (PO_4) 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 II Oversikt over bunndyrmaterialet (rot R1 og R5) og surberprøver (SI, SII og SIII) fra Tavlåa 1994.

Vedlegg II		TAVLÅA 1994																																		
		Date: 09.08.94												Date: 09.08.94																						
		Stasjon III				Stasjon IA				Stasjon IB				Stasjon II				Stasjon IIC				Stasjon III														
Grupper		R1	SI	SII	SIII	Sum: SI-SII	Surber ind pr m2 %	Surber Metode	Surber Metode	R1	SI	SII	SIII	Sum: SI-SII	Surber ind pr m %	Surber Metode	Surber Metode	R1	SI	SII	SIII	Sum: SI-SII	Surber ind pr m2 %	Surber Metode	Surber Metode	R1	SI	SII	SIII	Sum: SI-SII	Surber ind pr m2 %					
Hydrula																																				
Turbellaria																																				
Nematoda																																				
Oligochaeta	2	0	0	1	1	2	7,4	0,4	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0		1	1	1	1	3,7	8,3						0,0	0,0						
Hirudinea																																				
Phyllophora																																				
Ostracoda																																				
Gammaridae																																				
Ephemeroptera																																				
Odonata																																				
Plecoptera	23	14	8	1	23	85,2	74,2	9	9	13	3	25	92,6	4,5	17	17	11	7	35	129,5	15,1	1	1	2	4	14,8	33,3	1	3	11,1	20,0					
Heteroptera																																				
Megaloptera																																				
Corixidae																																				
Coloptera larvae																																				
Dytiscidae ad.																																				
Gyrinidae ad.																																				
Hydrophilidae ad																																				
Trichoptera	6	1	2	0	3	11,1	9,7	10	5	12	5	22	81,5	3,9	2	4	2	3	9	33,3	3,9	3	3	11,1	25,0	1	1	1	2	7,4	13,3					
Diptera ad.																																				
Diptera larvae indet.	3	1	0	0	1	3,7	3,2					1	1	3,7	0,2														1	3,7	6,7					
Simuliidae																																				
Ceratopogonidae																																				
Chironomidae	2	1	1	1	3	11,1	9,7	197	142	219	147	508	1881,3	90,6	147	50	29	129	477,3	55,8	1	1	1	3,7	8,3	2	4	6	22,2	40,0						
Tipulidae																																				
Lymnaeidae																																				
Planorbidae																																				
Hydracarina																																				
Larver indet.																													1	0,0	0,0	1	1	2	7,4	13,3
Egg indet.																																				
Elmidae																																				
Alle arter	36	17	11	3	31	114,8	100,0	217	158	247	156	561	2077,6	100,0	176	84	77	70	231	855,5	100,0	3	5	4	3	12	44,4	100,0	2	4	6	5	15	55,6	100,0	

Vedlegg III Oversikt over ungfiskmaterialet i Tavlåa 1994.

						Aure									
						1.omg		2.omg		3.omg		Totalt		Tetthet ind/100m2	
Dag	Mnd	Aar	Stasjon	Areal	m2	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+
9	8	94	IA	65*2m	130	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
9	8	94	IB	20*2m	40	0	0	0	0	0	0	0	1	0,0	2,5
			IIA	12*4,5m	54	2	14	0	4	0	0	2	18	3,7	33,3
			IIB	20*4m	80	3	6	2	2	0	1	5	9	6,3	11,3
			III	30*4,5m	135	1	9	0	9	1	3	2	21	1,5	15,6
			Sum		439	6	30	2	15	1	4	9	49		
			II+III		269	6	29	2	15	1	4	9	48		
						Laks									
						1.omg		2.omg		3.omg		Totalt		Tetthet ind/100m2	
Dag	Mnd	Aar	Stasjon	Areal	m2	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+	0+	>1+
9	8	94	IIB	20*4m	80	0	1	1	3	0	1	1	5	1,3	6,3
9	8	94	IIA	12*4,5m	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
9	8	94	III	30*4,5m	135	0	1	0	0	0	1	0	2	0,0	1,5
			II+III		269	0	2	1	3	0	2	1	7		

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0540-8

327

**NINA
OPPDRAKS-
MELDING**

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

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**