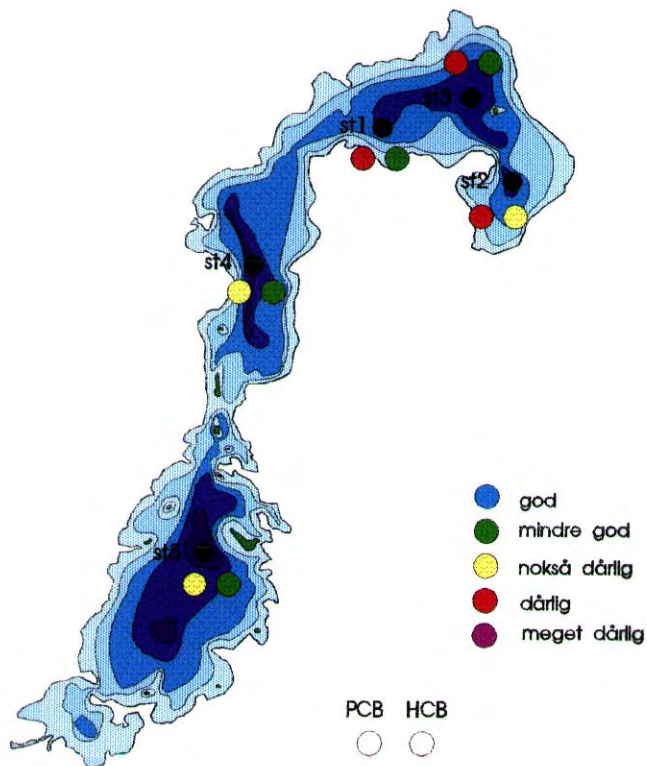




O-93270

Miljøgifter i Frøylandsvatnet



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3187	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Miljøgifter i Frøylandsvatnet	Dato: 1. februar	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Torleif Bækken Magne Grande	Geografisk område: Jæren, Rogaland	
	Antall sider: 40	Opplag: 25

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Rogaland	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt: Frøylandsvatnet på Jæren i Rogaland har i lang tid vært tilført forurensninger fra industri og jordbruk. I foreliggende rapport er forurensningstilstanden vurdert i tre tilløpsbekker, i innsjøsedimentene og i ørretfilet og lever. Stikkprøver av de vannkjemiske forholdene i bekkene viste stort sett lave verdier av tungmetaller. Akkumulering i elvemose i bekkene viste forhøyede verdier av enkelte tungmetaller i Øksnevadmyrbekken, av klororganiske forbindelser i alle bekkene, spesielt PCB og Lindan i Øksnevadmyrbekken, og av DDT i Kvernlandsbekken. Det var forholdsvis høye konsentrasjoner av tungmetallene sink og bly, samt av PCB i sedimentene i de nordre delene av innsjøen. Ørretpopulasjonene i Frøylandsvatnet og Salvatnet hadde stort sett lave konsentrasjoner av tungmetaller i filet og lever. Klororganiske stoffer ble funnet i høye konsentrasjoner i ørret fra Frøylandsvatnet enn i Salvatnet. På fettbasis var innholdet av PCB og DDT i ørretfilet omkring det dobbelte av "antatt høyt bakgrunnsnivå". Totalt sett er det registrert bare små endringer i forhold til tilstanden for 10 år siden. Mulig nedgang i tilførsler ble registrert i moseprøvene, men ikke registrert i sedimentprøvene.

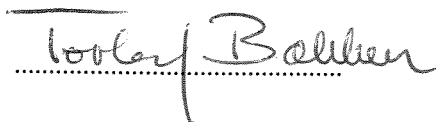
4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. Elvemose
3. Sedimenter
4. Ørret

4 emneord, engelske

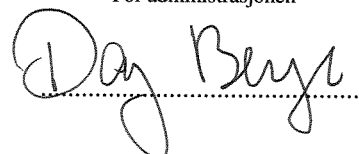
1. Micropollutants
2. Fontinalis
3. Sediments
4. Trout

Prosjektleder



Torleif Bækken

For administrasjonen



.Dag Berge

ISBN82-577-2686-9

NIVA

O-93270

Miljøgifter i Frøylandsvatnet

Torleif Bækken og Magne Grande

Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse	2
Forord.....	3
1. Innledning	4
2. Materiale og metode.....	4
2.1 Stedsbeskrivelse	4
2.2 Prøvetaking.....	8
2.3 Parameterbeskrivelse og analyse.....	9
2.3.1 Tungmetaller	9
2.3.2 Klororganiske miljøgifter.....	9
2.3.3 Vurderingssystem for vann, mose og sedimenter.....	10
3. Resultater og diskusjon	11
3.1 Vannkjemi i tilløpsbekker.....	11
3.3 Akkumulering i elvemose fra tilløpsbekker	11
3.3.1 Tungmetaller	11
3.3.2 Klororganiske forbindelser.....	12
3.2 Akkumulering i sedimenter i Frøylandsvatnet og Salvatnet	14
3.2.1 Tungmetaller	14
3.2.2 Klororganiske miljøgifter.....	17
3.3 Akkumulering i fisk fra Frøylandsvatnet og Salvatnet	20
3.3.1 Tungmetaller	20
3.3.2 Klororganiske miljøgifter	23
4. Vurdering og konklusjoner	26
5. Litteratur	27
6. Vedlegg	29

Forord

Frøylandsvatnet har vært påvirket av miljøgifter tilført blant annet fra industrivirksomhet i nedbørfeltet. En undersøkelse av miljøgifter i Frøylandsvatnet i 1986/87 viste tildels en betydelig påvirkning av sedimenter og bekkevann. Miljømyndighetene i tilgrensede kommuner samt hos Fylkesmannen i Rogaland ønsket ny vurdering av tilstanden i 1994. NIVA ble i den forbindelsen bedt om å komme med forslag til en ny undersøkelse av miljøgifter i Frøylandsvatnet med særlig vekt på akkumulering i fisk.

NIVA retter en takk til miljøvernleder Vidar Ausen i Time kommune for organisering av lån av båt på Frøylandsvatnet og Salvatnet, og for organisering av ekstra prøvefiske etter stor ørret i Frøylandsvatnet. Båteiere og lokale fiskere takkes for lånet og for innsatsen.

Undersøkelsen er finansiert av SFT ved Fylkesmannen i Rogaland, Klepp og Time kommuner og Kverneland Klepp A/S. Kontaktpersoner hos Klepp og Time kommuner har vært Svein Oftedal og Vidar Ausen, og hos Kverneland Klepp A/S Håkon Johnsen. Saksbehandler for prosjektet hos Fylkesmannen i Rogaland har vært Einar Haualand.

NIVA 31/1 1995



Torleif Bækken

1. Innledning

Frøylandsvatnet på Jæren i Rogaland har i mange år vært utsatt for forurensninger både fra jordbruk og industri. Dette har blant annet medført en sterk eutrofiering av vatnet, med tilhørende oppblomstringer av giftproduserende alger. Det har også medført muligheter for tilførsler av miljøgifter som DDT og Lindan fra jordbruket samt tungmetaller og organiske miljøgifter fra industrivirksomheter.

Vi har ikke full oversikt over hvilke stoffer som har kommet fra industrien. Vi kjenner heller ikke til i hvilken grad utslippene har gått direkte til innsjøen eventuelt via bekker. Deponier med diverse industriavfall har vært anlagt på flere steder. Noen av disse ligger på området mellom Kverneland Klepp A/S, avd. Øksnevad (Klepp kommune) og Frøylandsvatnet og dreneres av Øksnevadmyrbekken. Det er også deponert industriavfall ved Frøyland Idrettsbane. Denne drenerer til Frøylandsvatnet via Frøylandsåna. I tillegg er det deponert industriavfall langs strandsonen ved Kverneland Klepp A/S, avd. Kverneland (Time kommune). Alle disse deponiene har avrenning til den nordre delen av innsjøen, og alle er klassifisert som avfallsfyllinger med behov for undersøkelser (NGU og Berdal Strømme 1989). Deponier med miljøfarlig avfall kan bidra med forurensningstilførsler i lang tid.

En undersøkelse av miljøgifter i Frøylandsvatnet i 1986/87 konkluderte med at de to undersøkte tilførselsbekkene var tungmetallpåvirket og at sedimentene inneholdt høye konsentrasjoner av flere tungmetaller samt den klororganiske miljøgiften PCB (polyklorerte bifenyler) (Lingsten 1992). Kildene til forurensningene er tildels ukjente. Ny bruk av PCB ble imidlertid forbudt i 1980 og stadig strengere krav settes til utslipp fra industrien.

Miljøvernmyndighetene hos Fylkesmannen i Rogaland fylke samt Klepp og Time kommune ønsket å undersøke tilstanden og utviklingen med hensyn til miljøgiftene i Frøylandsvatnet, spesielt med tanke på eventuell akkumulering i ørret.

Undersøkelsesopplegget baserer seg delvis på opplegget for undersøkelsen i 1986/87 (Lingsten 1992).

Den foreliggende rapporten inneholder en registrering av miljøgifter i tre tilløpsbekker, en registrering av miljøgifter i sedimentene på 5 lokaliteter i Frøylandsvatnet samt en undersøkelse av miljøgifter i ørret fra Frøylandsvatnet og et referansevatn..

2. Materiale og metode

2.1 Stedsbeskrivelse

Frøylandsvatnet deles på langs mellom Time og Klepp kommune, med Bryne tettsted ved sørenden og Kverneland tettsted i nordenden (figur 1, bilde 1). Frøylandsvatnet er omkring 6 km langt, har en største bredde på omkring 1 km og et innsjøareal på omkring 5 km². Største registrerte dyp er 29 m. Stor deler av vatnet er imidlertid ganske grunt og det midlere dypet er 5,3 m (figur 2). Sedimenter ble tatt fra fem stasjoner i Frøylandsvatnet, tre i nordre enden, én i sør og én ca midt på (figur 2). Prøvene ble tatt på noe forskjellig dyp; st1: 12 m, st 2: 10 m, st3: 10 m, st4: 15 m, st5: 25 m.

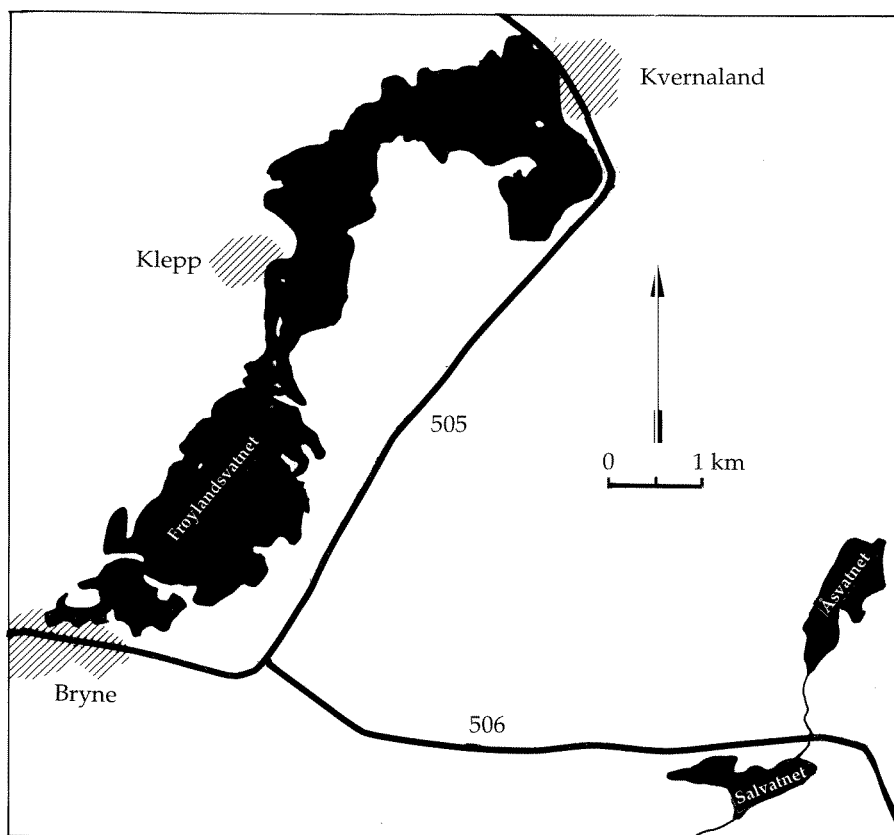
Salvatnet ble valgt som referansevatn (figur 1, bilde 2). Det ligger ca 5 km øst for Frøylandsvatnet i Time kommune. Salvatnet er ca 1,5 km langt og det har en største bredde på omkring 200 m. Her er det ikke gjort dybdemålinger, men vatnet er ganske grunt og har

trolig et største dyp omkring 10-12 m. Sedimentprøver ble tatt på 10 m dyp ca midt i innsjøen.

Tre bekker med utløp i Frøylandsvatnet ble undersøkt: Frøylandsåna, Øksnevadmyrbekken og Kvernalandsbekken (figur 2). Kvernalandsbekken ble brukt som referansebekk (bilde 5). Prøvene herfra ble tatt i et moserikt parti i den 2. østlige greina like før den tar av ganske bratt i lia mot Njåfjellet. Nedbørfeltet oppstrøms prøvetakingsstasjonen har et eldre granplantefelt.

Frøylandsåna er en liten elv og det største tilløpet til Frøylandsvatnet. Den renner ut i nordenden av vatnet og drenerer et areal på nærmere 20 km² med dominans av skog, myr og dyrket mark (Faafeng et al 1985). Elva renner inntil en industrifylling ved Frøyland Idrettsbane. Prøvetakingsstasjonen i Frøylandsåna ble plassert rett nedstrøms idrettsplassen (figur 2, bilde 3).

Øksnevadmyrbekken renner også ut i nordenden av Frøylandsvatnet. Bekken drenerer myr- og industriområder med flere avfallsdeponier. Blant annet kjenner en til deponering av oljekloakk-slam, deponering av askeavfall fra forbrenning av lakk samt oppsamling av drensvann fra aktiv industri i området (NGU og Berdal Strømme 1989). I Øksnevadmyrbekken ble prøvene tatt nederst i bekken (bilde 4).



Figur 1. Beliggenheten av Frøylandsvatnet og Salvatnet.



Bilde 1. Nordre delen av Frøylandsvatnet sett fra sør-øst. Kverneland A/S til høyre i bildet. Prøvetakingsstasjon 2 ligger ca midt på vannet i venstre billedkant. Stasjon 3 ligger litt bakenfor øya ca midt i bildet.



Bilde 2. Salvatnet sett fra fjellet på nordsiden. Sedimentprøver tatt i vatnet ca midt i bildet, utenfor granskogen.



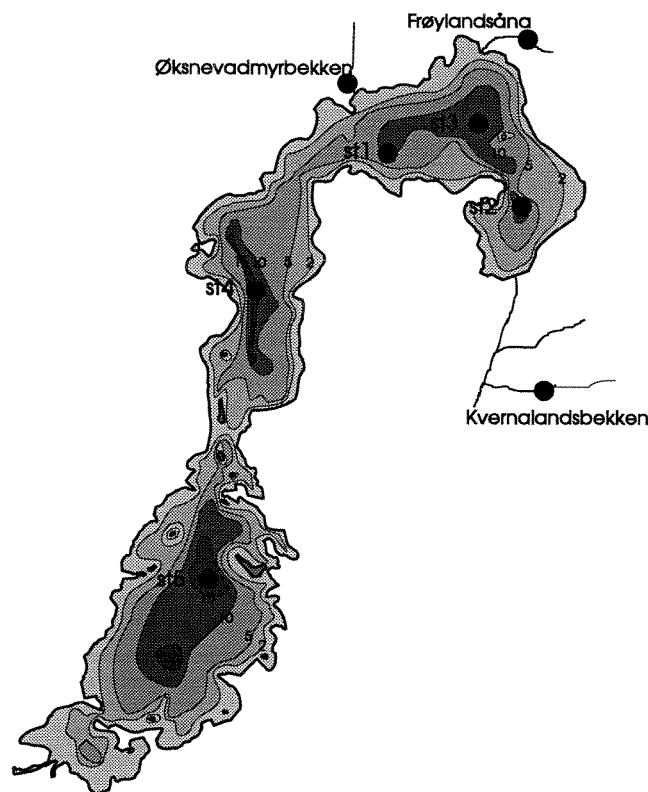
Bilde 3. Frøylandsåna ved idrettsplassen.



Bilde 4 Øksnevadmyrbekken. Utløpet til Frøylandsvatnet sett nordfra.



Bilde 5. Kvernalandsbekken. Referansebekk.



Figur 2. Dyp og stasjonsplasseringer i Frøylandsvatnet.

2.2 Prøvetaking

Vannprøver fra Øksnevadmyrbekken og Frøylandsåna for tungmetallanalyser ble hentet i perioden 18-20. april 1994. Det ble samtidig satt ut elvemose (*Fontinalis antipyretica*) i disse bekkene for akkumulering av tungmetaller og klororganiske forbindelser. Mosene ble hentet fra Kvernalandsbekken (referansebekk) på nordøstsiden av vannet. Etter tre uker (9.mai) ble toppskuddene samlet inn og umiddelbart pakket inn i aluminiumsfolie.

Vannprøver viser konsentrasjonene slik de var i det øyeblikk prøven ble tatt. Moseprøvene integrerer konsentrasjonene over den perioden de har stått ute og gir derfor et bilde på gjennomsnittskonsentrasjonene over denne perioden. Elvemosen har vist seg å være en god indikator på tungmetallforurensninger (Lithner 1989) og har vært mye anvendt også i norske vassdragsundersøkelser. Vannmoser har også vist seg å være godt egnet som bioindikator for innholdet av klororganiske forbindelser, men metoden er ikke systematisert, og har vært lite brukt i Norge (Lingsten 1985, Mouvet et al. 1985). NIVA har gjort enkelte undersøkelser med mose og klororganiske forbindelser (Rognerud et al.1993, Kjellberg 1994).

Overflatesedimenter ble tatt på fem stasjoner i Frøylandsvatnet og en referansestasjon i Salvatnet. På stasjon 4 i Frøylandsvatnet ble det i tillegg tatt ut prøver på flere sedimentdyp: 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-12 og 12-14cm, for om mulig å spore en konsentrasjonsutvikling for krom og bly. På stasjon 1 ble det tatt ut en referanseprøve fra 16-18cm sedimentdyp og i Salvatnet en referanseprøve fra 14 cm. Det ble anvendt en rørprøvetaker med diameter 9,5 cm og med muligheter for prøveuttak for hver centimeter (Limnos sedimentprøvetaker).

NIVA fortok prøvefiske natt til 19. og 20. april 1994. Utbyttet av stor ørret ble imidlertid for dårlig. Lokale fiskere engasjert av miljøvernmyndighetene på stedet skaffet til veie den øvrige fisken. Fisken ble pakket i aluminiumsfolie og frosset ned. Filetprøver og leverprøver ble senere tatt ut ved laboratoriet på NIVA.

2.3 Parameterbeskrivelse og analyse

2.3.1 Tungmetaller

Det ble analysert på tungmetallene kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn) i vann fra bekkene, elvemoser, sedimenter, fiskefilet og fiskelever. I tillegg ble det i fiskefilet analysert på kvikksølv (Hg). Bly, kadmium og kvikksølv kan ha alvorlige giftvirkninger og akkumuleres i organismer. Kvikksølv kan danne meget giftige organiske forbindelser (metylkvikksølv). Det akkumuleres i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene. Kobber, nikkel, sink og krom er giftige for mange organismer, men er nødvendige sporstoffer som i en viss grad kan reguleres av organismene. Kvikksølv, bly, kadmium og kobber er av SFT klassifisert som et betydelig miljøproblem i Norge (Gruppe I-stoffer) (Dons & Beck 1993). Nikkel og sink er rangert som Gruppe II-stoffer av SFT og anses derved som et miljøproblem i Norge, mens krom på landsbasis anses å være et mindre miljøproblem (Gruppe III-stoffer).

Prøvene ble oppsluttet i salpetersyre. Kadmium, krom, kobber, nikkel, bly og sink ble analysert med atomabsorpsjon, atomisering i grafittovn eller flamme. Kvikksølv ble analysert ved kalddamp atomabsorpsjon.

2.3.2 Klororganiske miljøgifter

Klororganiske forbindelser ble analysert i elvemose, sedimenter, fiskefilet og fiskelever.

PCB (polyklorerte bifenyler) betegner en gruppe klorerte organiske forbindelser som er giftige, tungt nedbrytbare, og som akkumuleres i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. Stoffene settes i sammenheng med reproduksjons- og adferdsforstyrrelser og nedsetting av immunforsvaret. PCB synes å ha liten virkning på arvestoffet DNA, men lavklorerte forbindelser kan ha mutagene egenskaper og gi DNA-skader. PCB er av SFT klassifisert som et betydelig miljøproblem i Norge (Gruppe I-stoffer) (Dons & Beck 1993). PCB - holdige oljer har blant annet blitt brukt som isolasjonsmateriale og kjølemiddel i elektrisk utstyr som store kondensatorer og transformatorer og som tilsetning i hydrauliske oljer og maling. Det er også rapportert om bruk av PCB i endel tettemasser i betongsiloe, med lekkasje av PCB til siloforet via organiske syrer. Særlig fra 1940 årene og til 1970 ble det registrert høyt innhold av PCB i endel av denne type tettemasse i U.S.A og Europa (Hansen 1987). Omfanget av dette er ikke kjent i Norge. Ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980.

Ved PCB analysen fokuseres det på 7 av de vanligste PCB forbindelsene ("Seven Dutch") av i alt 209 mulige. Vanligvis utgjør disse 40-60% av PCB blandingen som finnes igjen i miljøet. De omfatter PCB med IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemists) nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. I tillegg analyseres 3 PCB forbindelser med IUPAC nr 105, 156 og 209. Utfra enkelte undersøkelser synes det å være et forhold mellom tot PCB og "Seven Dutch" på omkring 2. Dette forholdet er brukt for å beregne antatt konsentrasjon av total PCB i denne undersøkelsen.

Ved analyser av PCB tas det også med endel andre klororganiske stoffer som penta- og heksaklorbenzen, α og γ (Lindan) heksaklorsykloheksan, oktaklorstyren samt nedbrytningsprodukter av DDT som p,p-DDE og p,p-DDD. Alle disse stoffene er tungt nedbrytbare. Heksaklorbenzen, DDT og oktaklorstyren akkumuleres i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene. Heksaklorbenzen er mulig kreftfremkallende. Lindan er et

plantevernmidler som oppkonsentreres i næringskjedene og som også er påvist å være kreftfremkallende. Alle disse stoffene er av SFT ansett som et miljøproblem i Norge (Gruppe II- stoffer) (Dons & Beck 1993)

Prøvene ble analysert ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor (GC/ECD).

2.3.3 Vurderingssystem for vann, mose og sedimenter

For å vurdere om de målte konsentrasjonene av ulike stoffer er lave eller høye er det utviklet kriterier og klassifiseringssystemer. Vannprøvene er vurdert i henhold til SFT's kriterier (Holtan og Rosland 1993). Fordi det ikke er utviklet et kriteriesystem for elvemose og ferskvannssedimenter i Norge, har vi i denne undersøkelsen anvendt de svenske klassifiseringssystemene for tungmetaller i elvemose og for ferskvannssedimenter i innsjøer (Lithner 1989). Tilstandsbegrepene anvendt i det svenske systemet er tilpasset de norske begrepene. For PCB og HCB i sedimenter har vi anvendt det norske klassifiseringssystemet for marine sedimenter (Knutzen et al 1993). Klassifiseringssystemene anvender tilstandsklasser som angir om målte verdier er høye eller lave i forhold til antatt høyt bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning uavhengig av om det er naturlig betingede verdier (metaller) eller tilførte forurensninger. Ved angivelse av forurensningsgrad beregnes overkonsentrasjoner i forhold til målt eller estimert bakgrunnsverdi. I denne rapporten er hovedvekten i presentasjonen lagt på tilstandsklassifiseringen. Klassifiseringssystemet for sedimenter er satt opp i tabell 1.

Tabell 1. Tilstandsklasser med fargemarkering av metaller (Lithner 1989), PCB og HCB (Knutzen et al. 1993) satt opp i forhold til tørrstoffkonsentrasjoner i sedimenter. Metallene er angitt som mg/kg, PCB og HCB er angitt som µg/kg.

Tilstandsklasse		1	2	3	4	5
Fargemarkering		God Blå	Mindre god Grønn	Nokså dårlig Gul	Dårlig Rød	Meget dårlig Fiolett
Kvikksølv	Hg	≤0,05	0,05-0,15	0,15-0,3	0,3-1,0	>1
Kadmium	Cd	≤0,2	0,2-0,7	0,7-2,0	2,0-5,0	>5,0
Krom	Cr	≤10	10-25	25-75	75-300	>300
Bly	Pb	≤5	5-30	30-100	100-400	>400
Kobber	Cu	≤10	10-25	25-50	50-150	>150
Nikkel	Ni	≤10	10-30	30-75	75-300	>300
Sink	Zn	≤70	70-175	175-300	300-1000	>1000
Tot-PCB		≤5	5-25	25-100	100-300	>300
HCB		≤0,5	0,5-2,5	2,5-10	10-50	>50

3. Resultater og diskusjon

3.1 Vannkjemi i tilløpsbekker

pH verdiene i de tre undersøkte tilløpsbekkene lå mellom ca 6,5 og 7 med høyest verdi i Frøylandsåna (tabell 2). Den spesifikke ledningsevnen var høyest i Øksnevadmyrbekken med ca 22 mS/m og lavest i Kvernalandsbekken med ca 7 mS/m. Alle verdiene er innenfor normale nivåer. Konsentrasjonene av kadmium var høyest i Frøylandsåna, mens krom, jern og nikkel hadde høyere konsentrasjoner i Øksnevadmyrbekken. For de andre metallene var verdiene nokså like.

Konsentrasjonene var relativt lave for de fleste metallene i begge bekkene. Bare jern fantes i så store mengder i Øksnevadmyrbekken at tilstanden ble klassifisert som "dårlig" i klassifiseringssystemet for vannkvalitet (tabell 2). Det ble registrert betydelige jernutfellinger i bekken. Også i Frøylandsåna ble det funnet relativt mye jern. Sannsynligvis kommer mye naturlig fra myrområder i nedbørfeltet, men noe kan også renne av fra deponiet ved idrettsplassen.

Tabell 2. Vannkjemiske forhold og tilstandsklasser i Øksnevadmyrbekken og Frøylandsåna 20. april 1994.

	konsentrasjoner			tilstandsklasser	
	Øksnevadmyr- bekken	Frøylandsåna	Kvernalands- bekken	Øksnevadmyr- bekken	Frøylandsåna
pH	6,75	6,93	6,48		
Ledn.evne mS/m	22,2	11,7	6,69		
Cd µg/l	<0,01	0,1		1	2
Cr	2,67	0,85		2	1
Cu	1,1	0,98		1	1
Fe	1229,5	297,5		5	3
Ni	0,9	<0,5		1	1
Pb	0,44	0,45		1	1
Zn	10,67	11,36		2	2

3.3 Akkumulering i elvemose fra tilløpsbekker

3.3.1 Tungmetaller

Tungmetallkonsentrasjonene i elvemose fra Frøylandsåna var stort sett høyere enn i mose fra Kvernalandsbekken (referanse) (tabell 3). Dette gjaldt særlig for krom og bly, men også for sink ble det registrert høyere verdier i Frøylandsåna. Dette skyldes sannsynligvis større menneskelig aktivitet i dette området, med tettbebyggelse og biltrafikk, og en ukjent mengde avrenning fra avfallsdeponiet ved idrettsplassen.

Med unntak av kadmium var konsentrasjonene i moser fra Øksnevadmyrbekken tildels betydelig høyere enn i elvemose både fra Frøylandsåna og Kvernalandsbekken. Kadmium

hadde omtrent samme konsentrasjoner på alle lokalitetene. Krom ble funnet i høyest konsentrasjon i elvemosen fra Øksnevadmyrbekken med 33 ganger høyere verdier der enn i Kvernalandsbekken. Sett i forhold til svenske tilstandsklasser var det kromverdiene i Øksnevadmyrbekken som skilte seg mest ut med klasse 4, "dårlig tilstand". Sink på samme lokalitet hadde moderat høyt innhold som tilsvarer tilstandsklasse "nokså dårlig". Det samme gjaldt kobber i alle tre lokalitetene, mens de øvrige metallene blir ansett å finnes i moderate mengder. Tallene fra moseprøvene bekrefter og forsterker inntrykket fra vannprøvene av at det foregår en viss tungmetall-lekkasje via Øksnevadmyrbekken, kanskje spesielt av krom og jern, men også av kobber, nikkel, bly og sink. En mer spesifikk kildeangivelse er det vanskelig å gi. Selve Øksnevadmyrbekken går delvis i rør med tilførsler fra flere steder. Fra Kverneland Klepp A/S kommer det kjølevann. Det har imidlertid vært funnet feil i ledningssystemene som kan ha medført lekkasje også av prosessvann/skyllevann til Øksnevadmyrbekken, noe som kan ha gitt større tilførsler av enkelte tungmetaller. Dette er nå rettet på. Forøvrig ligger det i området som dreneres av Øksnevadmyrbekken flere deponier med mer eller mindre ukjent innhold.

Sett i forhold til prøvene fra 1987, synes det å ha vært en vesentlig nedgang i konsentrasjoner av de fleste metallene i både Frøylandsåna og Øksnevadmyrbekken (angitt som bekk ved Kverneland Klepp A/S). Vi kjenner ikke til årsakene til dette, om det er resultat av tiltak, tilfeldige konsentrasjonsfluktasjoner eller uttømte kilder.

De foreliggende data gir ikke grunnlag for å estimere stofftransporten i Øksnevadmyrbekken. Vi kan imidlertid gjøre grove overslag for å peile inn nivået. Dersom vi antar gjennomsnittlig kromkonsentrasjon på 3 µg/l og vannføring på 10 l/s gir det en transport ut i Frøylandsvatnet i størrelsesorden 1 kg/år. En så lav tilførsel kan ikke forklare konsentrasjonene i sedimentene. Tilsvarende resonnement kan gjøres for de andre metallene. Vi må derfor anta 1) at hovedkildene for tungmetallforurensningene er andre steder 2) at estimatene for Øksnevadmyrbekken er meget for lave (f.eks. store utspylinger ved flommer) eller 3) at de store kildene har opphørt.

3.3.2 Klororganiske forbindelser

Også PCB ble funnet i klart høyest konsentrasjoner i Øksnevadmyrbekken. Med konsentrasjoner av Sum PCB10 på 103 µg/kg i elvemosen må bekken ansees som sterkt påvirket. Overkonsentrasjonen av Sum PCB10 i forhold til Kvernalandsbekken var ca 5 ganger. Det må imidlertid påpekes at også verdiene i Frøylandsåna og referansebekken er høye i forhold til andre undersøkelser av elvemose og PCB. Rognerud m. flere (1993) fant verdier for Sum PCB10 på 1,2 µg/kg og lavere i elva Terninga ved Elverum i Hedmark. Kjellberg (1994) registrerte opptil 3,4 µg/kg Sum PCB10 på påvirket lokalitet og under deteksjonsgrensen på referanselokalitetene ved avfallsplassen på Elvegårdsmoen i Narvik. Det er sannsynlig at forskjellen mellom den foreliggende referanseprøven og de refererte prøvene fra Norge skyldes et større diffust atmosfærisk nedfall i området ved Frøylandsvatnet. Vi kjenner lite til deponeringsmengder og fordeling av langtransportert PCB, men det er sannsynlig at den følger fordelingsmønsteret for annen langtransportert forurensning. Sør-vestlandet vil derfor være mer utsatt enn det indre Østlandet og Nord-Norge.

Plantevernmidlene Lindan (γ-HCH) og ΣDDT (sum av nedbrytningsproduktene p,p-DDE og p,p-DDD) ble også akkumulert i betydelige mengder med konsentrasjoner på opptil 157 µg Lindan/kg og 78 µg ΣDDT/kg mose i henholdsvis Øksnevadmyrbekken og Kvernalandsbekken. I tilsvarende målinger i Terninga ved Elverum ble det registrert opptil 0,8 µg/kg Lindan, mens DDT innholdet ikke var over deteksjonsgrensen. I foreliggende undersøkelse fulgte Lindan fordelingen til PCB, mens DDT ble funnet i størst konsentrasjoner i Kvernalandsbekken. Begge stoffene er insektbekjempningsmidler brukt i

jord og skogbruk. Bruken av DDT på de fleste bruksområder opphørte i 1969. Bruk av DDT i skogplanteskoler ble forbudt i 1988. Bruk av Lindan i Norge har også opphørt, men har vært i bruk inntil nylig. Store mengder Lindan har vært brukt mot granbarkbiller på tømmervelter. Avrenningsvann fra eldre barkdeponier er påvist å inneholde høye konsentrasjoner (Løvik 1993). Ellers er Lindan blant annet brukt til beising av diverse grønnsakfrø og såkorn.

Stoffene tilføres også som langtransportert forurensning, men det usikkert i hvor stort omfang dette skjer. De forliggende dataene antyder imidlertid at det også er lokale kilder for Lindan i nedbørfeltet til Øksnevadmyrbekken og for DDT i nedbørfeltet til Kvernelandsbekken. DDT har i utstrakt grad vært brukt for å hindre billeangrep på nyplantet gran. Kvernelandsbekken har granplantinger i nedbørfeltet. De største feltene er imidlertid ca 80 år gamle. Det er derfor usannsynlig at granplantingen er forklaringen på den forhøyede konsentrasjonen av DDT her.

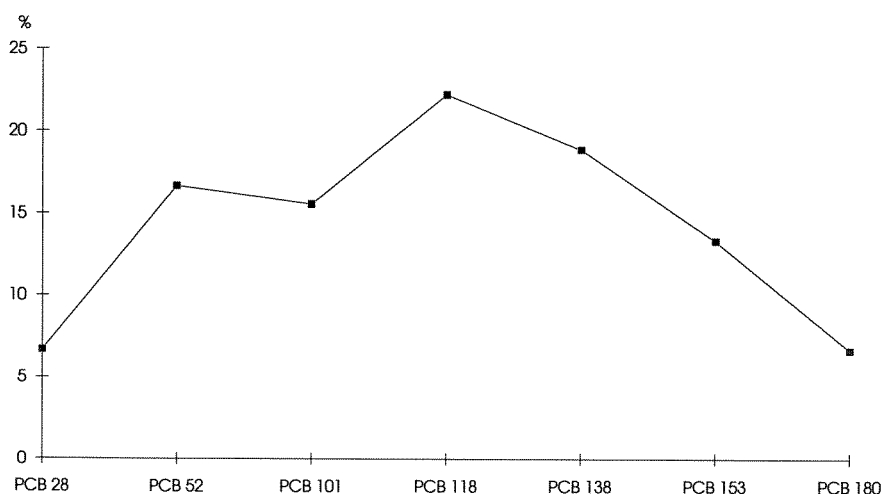
Det er heller ikke for de øvrige klororganiske forbindelsene mulig å angi kilder. De kan ha vært dumpet i tilfeldige fyllinger. Som nevnt i kapittel 2.2 har PCB vært blandet inn i flere typer produkter fra tettemasse i betongsiloer til transformatoroljer. Kverneland Klepp A/S opplyser at de ikke kjenner til at det noen gang har vært bruk av PCB holdige oljer i noen del av produksjonen. Det har imidlertid vært brukt tjære for å tjærebre takene på fabrikk. Tomfatene ble gravd ned. En kan ikke utelukke PCB i disse oljene. Som for tungmetallene kan det være flere kilder selv om PCB-profilen i sedimentene antyder det motsatte eller i allefall én type hovedkilde.

Tabell 3. Konsentrasjoner av tungmetaller og PCB samt plantevernmidlene DDT (sum p,p-DDE og p,p,-DDD) og Lindan i elvemose (*Fontinalis antipyretica*) på tre lokaliteter. Tilstandsklasser i henhold til svenske kriterier er angitt for tungmetallene (Lithner 1989). Metaller er angitt som mg/kg tørrvekt og klororganiske stoffer som µg/kg tørrvekt.

	konsentrasjoner, mg/kg eller µg/kg tørrvekt					tilstandsklasser		
	Øksnevad- myrbekken		Frøylandsåna		Kverna- lands- bekken	Øksnevad myr- bekken	Frøyland- såni	Kverna- lands- bekken
	1994	1987	1994	1987	1994			
Cd	0,48	2,97	0,5	4,0	0,61	2	2	2
Cr	25,3	41,58	2,82	6,01	0,76	4	2	1
Cu	31,9	68	16,1	16	13	3	3	3
Ni	6,28	14,7	3,05	16,1	2,09	2	2	2
Pb	11	211,0	8,15	14,9	3,19	2	2	2
Zn	264	950	74,6	680	52,2	3	2	2
Sum PCB10	103		13		20			
tot PCB	180		26		40			
ΣDDT	15		30		78			
Lindan	157		75		44			

Fordelingen av Sum PCB7 forbindelser (Seven Dutch) i mosen i Øksnevadmyrbekken viser høyest innhold av 5 og 6-klorerte forbindelser (figur 3). Vi kjenner ikke til hvordan PCB akkumuleres i mose, i hvilken grad opptaket er selektivt med hensyn til PCB-forbindelser eller om det foregår noen form for nedbrytning. Vi vet derfor heller ikke hvordan PCB-sammensetningen i mosen avspeiler sammensetningen i vannet.

Konsentrasjonene av tot PCB i vannprøver fra Frøylandsåna i 1986 (Linlandsbekken st II) (Lingsten 1992) var høye, mens det for Øksnevadmyrbekken (bekk fra Kverneland Klepp A/S) ble funnet lave verdier. Dette mønsteret ble ikke bekreftet i denne undersøkelsen, men snarere synes det å være omvendt. Det ble dengang antydnet feil ved analysen fordi konsentrasjonene var uvanlig høye. Også utilsiktet forurensning av prøver kan være et problem ved vannprøver og organiske mikroforurensninger fordi det er svært små mengder det analyseres på. Eventuelle analysefeil den gangen kan hverken bekreftes eller avkreftes. Innsamlingsrutiner og analysemetodene for klororganiske stoffer er betydelig forbedret de siste årene.



Figur 3. Fordeling av PCB forbindelser (seven Dutch) i elvemose i Øksnevadmyrbekken.

3.2 Akkumulering i sedimenter i Frøylandsvatnet og Salvatnet

3.2.1 Tungmetaller

Konsentrasjonene av tungmetaller var forholdsvis høye på alle stasjonene i Frøylandsvatnet. Konsentrasjonene i overflatesedimentet (0-2cm) varierte mellom 1,17 og 2,33 mg/kg for kadmium, 28,1 og 39,9 mg/kg for krom, 34,4 og 39,5 mg/kg for kobber, 18,7 og 34,5 mg/kg for nikkel, 52,3 og 104 mg/kg for bly og 290 og 490 mg/kg for sink (tabell 4).

Dypsedimentene på stasjon 1 inneholdt, med unntak av nikkel, tilnærmet like eller høyere konsentrasjoner av metaller enn overflaten. På stasjon 4 var bildet omtrent det samme.

Alderen på de ulike sedimentlagene er det vanskelig å uttale seg om. Det er avhengig av sedimentasjonshastigheten og mineraliseringen av det organiske materialet, samt tilførsler av erosjonsmateriale fra omgivelsene. Anslagsvis kan en sedimentasjonshastighet ligge mellom 1.5- 5 mm/år.

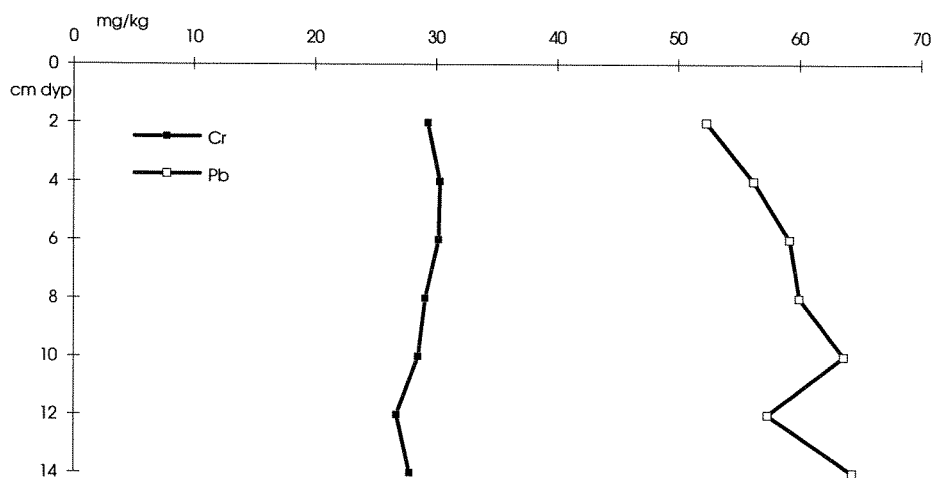
Det ble bare påvist en svak og usikker endring i kromkonsentrasjonene nedover i sedimentlagene ved stasjon 4 (figur 4). De høyeste konsentrasjonene ble påvist på 4 og 6 cm dyp med svakt avtagende konsentrasjon mot overflaten. For bly var det en mer markert gradient med

den klart laveste konsentrasjonen i overflatesedimentet og økende ned til 10 cm dyp. Etter en markert lavere konsentrasjon på 12 cm var det ytterligere en økning ned til 14 cm dyp. Fordi det er prøver fra bare et sted skal vi være forsiktige med å dra bastante konklusjoner. Vi kan imidlertid anta at endringene i kromdeponering gjennom den epoken sedimentet beskriver har vært liten i dette området av Frøylandsvatnet, og at det gjennom lengre tid har vært avtagende blydeponering i sedimentene. Den kraftige knekken på blykurven på 12 cm ble fulgt opp av en tilsvarende, men svak knekk for kromkurven. De observerte endringene kan skyldes reelle endringer i forurensningstilførsler til Frøylandsvatnet f.eks. på grunn av produksjonsendringer eller nedleggelse av industri, men vi kan heller ikke utelukke at endringene skyldes tilfeldigheter i materialet. Dersom vi antar en høy sedimentasjonshastighet (5 mm/år) kan også redusert bruk av blyholdig bensin være en medvirkende årsak den reduserte tilførselen.

Tabell 4. Konsentrasjoner av tungmetaller i sedimenter i Frøylandsvatnet og Salvatnet. mg/kg tørrstoff. TGT angir totalt glødetap i prøven. Svenske bakgrunnsverdier er angitt i henhold til Lithner (1989).

	dyp	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	TGT %
Lithner, bakgrunn		0,4	20	20	30	10-50	175	
Frøylandsvatnet								
st1	2cm	1,71	39,3	35,3	34,5	95,2	450	23,7
	16cm	2,34	37,5	34,4	17,7	125	500	23
st1 1986	2cm			34		123	412	
st2	2cm	1,59	36,5	36,5	18,9	89,8	410	24,4
st2 1986	2cm			24		140	243	
st3	2cm	1,63	39,9	34,4	27,1	104	430	25,2
st3 1986	2cm			33		162	325	
st4	2cm	1,17	29,3	35,4	18,8	52,3	290	16,0
	4cm		30,3			56,2		16,7
	6cm		30,2			59,2		16,6
	8cm		29,1			60,0		16,3
	10cm		28,5			63,7		17,4
	12cm		26,7			57,4		15,6
	14cm		27,8			64,4		17,4
st5	2cm	2,33	28,1	39,5	18,7	95,1	490	26,1
Salvatnet	2cm					31,4		21,4
	14cm					26,3		14,9

Stasjon 4 skilte seg fra de øvrige stasjonene ved å ha et langt lavere innhold av organisk materiale (tabell 4:TGT). Det er uvisst hva grunnen til dette kan være. En mulighet er større deponering av uorganisk erosjonsmateriale. Det vil i såfall også kunne influere på metallkonsentrasjonene i sedimentet og medføre lavere verdier.



Figur 4. Konsentrasjoner av krom og bly på ulike dyp i sedimentene på stasjon 4.

I Salvatnet ble det bare analysert på bly i overflatesedimentet og på 14 cm dyp. Konsentrasjonen i overflatesedimentet var ca 31 mg/kg noe som var markert lavere enn i Frøylandvatnet. På 14 cm sedimentdyp var konsentrasjonen enda noe lavere. Tallene antyder forholdsvis høye bakgrunnsverdier i området. Rognerud og Fjeld (1990) viste at Sør- og Vestlandet hadde høyere referanseverdier (dypeste del av sedimentkjernen) enn de øvrige delene av landet med en middelværdi på omkring 30 mgPb/kg for Vestlandet og 45 mgPb/kg for Sørlandet. Overflatesedimentene fra samme undersøkelse var imidlertid langt mer forurenset og viste middelværdier over 200 mg/kg på Sørlandet og over 100 både på Vest- og Østlandet. Det var imidlertid store variasjoner.

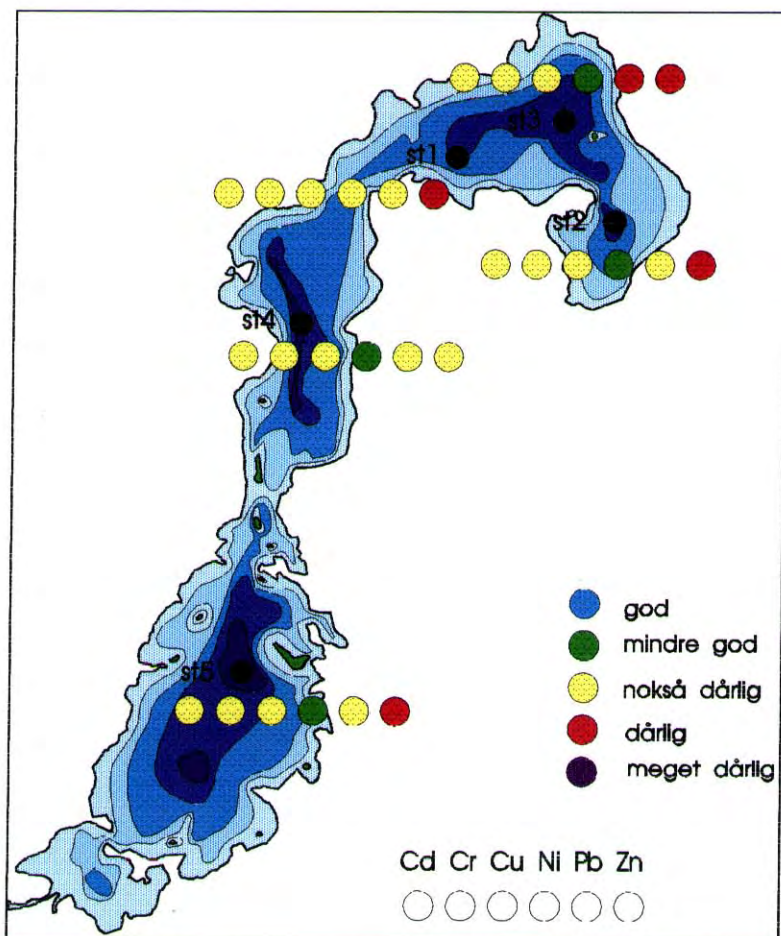
Selv om det er funnet høye blynivåer i overflatesedimenter grunnet diffus/langtransportert belastning over Sør og Vestlandet, synes det også å være/har vært lokale kilder til blyforurensningen i Frøylandvatnet. Det støttes av den avtagende konsentrasjonen av bly i sedimentene over lang tid, sannsynligvis også i perioder med høyt blyutslipp fra trafikk, og av at det er et langt lavere blynivå i sedimentene i Salvatnet.

Alder på sedimentene er en avgjørende faktor ved bruk av trafikk og redusert blybensin som forklaring til redusert blytilførsel til sedimentene. Ved høy sedimentasjonshastighet (5 mm), vil starten på blyreduksjonen på begynnelsen av 1980 tallet ligge nederst i skiktet 4-6 cm. Ved en sedimentasjonshastighet på halvparten av dette (2,5 mm) vil imidlertid blyreduksjonen være en medforklaring til reduksjonen i sedimentene bare for de to øverste lagene.

Sett i forhold til det svenske klassifikasjonssystemet for ferskvannssedimenter var tilstanden med hensyn på sink dårligst (figur 5). Tilstanden på alle tre stasjonene i nordenden samt stasjon 5 i sør ble klassifisert som dårlig (klasse 4). Det samme var tilfellet for bly ved stasjon 3 i nord. Med unntak av stasjon 1 var tilstanden for nikkel i sedimentene klassifisert som mindre god (klasse 2) med forholdsvis lave verdier. For de andre metallene/stasjonene ble tilstanden i sedimentene klassifisert som nokså dårlig (klasse 3). Samlet sett for tungmetallene var tilstanden best ved stasjon 4. Sett i forhold til svenske bakgrunnsverdier er det imidlertid relativt størst anrikning av kadmium med ca 5 ganger.

I prøvene tatt i 1986 var konsentrasjonene i overflatesedimentene omtrent de samme eller lavere enn i foreliggende prøveserie for kobber, tildels betydelig høyere for bly og noe lavere for sink. Det støtter resultatene om en mulig nedgang i tilførselene av bly vist i

sedimentkjernene ved stasjon 1 og 4, men det antyder at sinktilførselen har økt siden 1986. En stopp eller drastisk reduksjon i tilførselene burde kunne registreres i sedimentene i løpet av 10 år. Disse vurderingene er imidlertid usikre fordi metallkonsentrasjoner i sedimentene kan variere betydelig innenfor små områder og resultatene er basert på et lite antall prøver.



Figur 5. Tilstandsklasser for tungmetaller i overflatesedimenter i Frøylandsvatnet 1994.

3.2.2 Klororganiske miljøgifter

Konsentrasjonene av PCB i overflatesedimentene fra Frøylandsvatnet var forholdsvis høye. Den høyeste verdien for total PCB var ca 227 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og ble registrert ved stasjon 3, og den laveste ved stasjon 4 med ca 70 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tabell 5). Sett i forhold til prøvene tatt i 1986, har det ikke vært noen nedgang i konsentrasjonene. I denne undersøkelsen har vi antatt at total konsentrasjon av PCB er det dobbelte av "Seven Dutch" PCB. Det betyr at dagens PCB-konsentrasjoner i sedimentene på stasjon 1 og 3 er omtrent de samme som i 1986, mens konsentrasjonen ved stasjon 2 er klart høyere enn ved målingene i 1986. Som for metallene er disse vurderingene usikre fordi konsentrasjoner i sedimentene kan variere betydelig innenfor små områder og resultatene er basert på et lite antall prøver.

Det er lite kunnskap angående PCB-konsentrasjoner i ferskvannssedimenter i Norge. Fordi PCB er et kunstig fremstilt stoff er det naturlige bakgrunnsnivået 0. På grunn av diffus/langtransportert forurensning finnes det imidlertid PCB i lave konsentrasjoner i de fleste sedimenter. Høyt bakgrunnsnivå i marine områder er satt til 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen et al 1993). Anvendt i Frøylandsvatnet gir det en

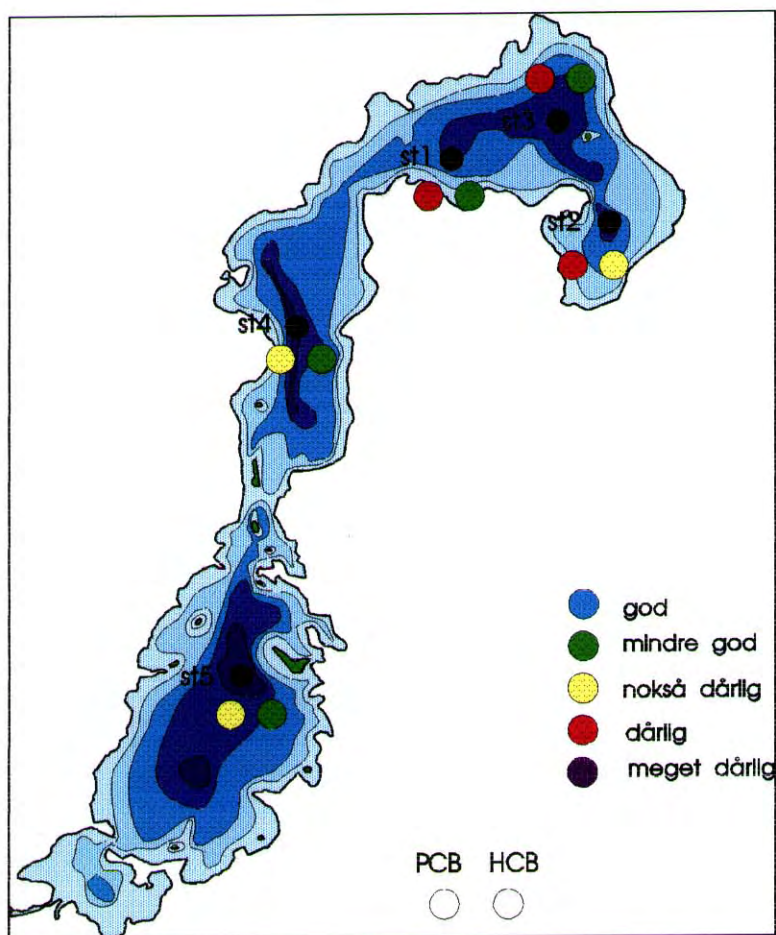
overkonsentrasjon på ca 45 ganger på stasjon 3. Sedimenter fra industripåvirkede resipienter som Drammenselva og Akerselva i Oslo, hadde tilnærmet samme konsentrasjoner eller litt høyere PCB-verdier (Bækken og Lien 1994, Bækken 1994).

Det var også forhøyede konsentrasjoner av HCB (heksaklorbenzen) og DDT i sedimentene. Vi kjenner ikke størrelsen på det diffuse bakgrunnsnivået i området. For HCB er antatt høyt bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning angitt til 0,5 µg/kg i SFT's klassifisering av marine sedimenter (Knutzen et al 1993). Konieczny et al (1994) anvendte 0,5 µg/kg som bakgrunnsnivå for DDT i sedimenter i indre delene Drammenfjorden. Lierelva renner ut i dette området og drenerer et område med stor jordbruksaktivitet der det har vært anvendt DDT. De høyeste konsentrasjonene utenfor utløpet av Lierelva var i samme størrelsesorden som i Frøylandsvatnet. Dersom vi antar et bakgrunnsnivå på 0,5 µg/kg, gir det overkonsentrasjoner på mellom 6 og 10 ganger i Frøylandsvatnet. Som nevnt i kapitlet om moser, vil den langtransporterte tilførselen sannsynligvis gi større nedfall også av organiske miljøgifter på Sør-vestlandet enn ellers i landet. Vi vet imidlertid ikke hvor stort nedfallet er og derfor heller ikke hvor mye av den observerte konsentrasjonen som skyldes langtransport eller lokale punktkilder/diffuse kilder.

Tabell 5. Konsentrasjoner av PCB, HCB og ΣDDT (p,p-DDE + p,p-DDD) i sedimenter i Frøylandsvatnet i 1994 og 1986.

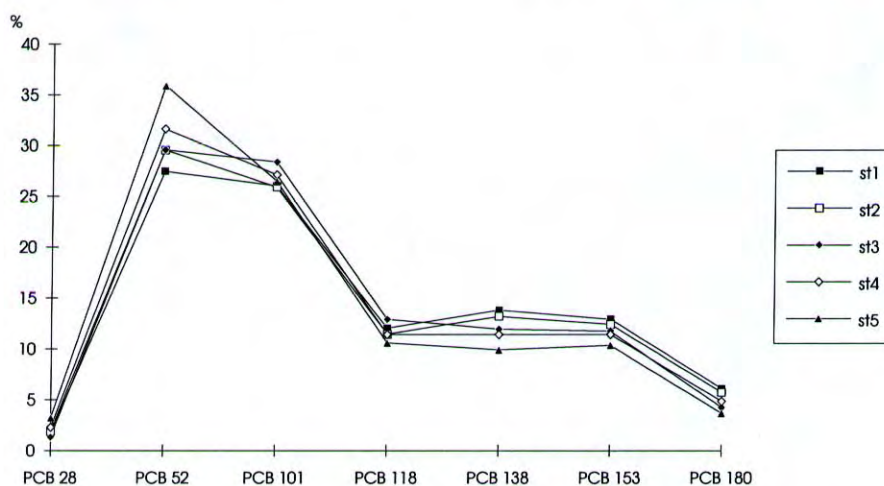
	dyp	total PCB µg/kg	HCB µg/kg	ΣDDT µg/kg
Frøylandsvatnet				
st1	2cm	111,6	1,7	3,7
st1 1986	2cm	104		
st2	2cm	126	2,7	4,1
st2 1986	2cm	36		
st3	2cm	226,6	2	5,2
st3 1986	2cm	236		
st4	2cm	70,2	0,7	2,9
st5	2cm	87	2,4	4,1

Sett i forhold til klassifiseringssystemet for marine sedimenter var tilstanden med hensyn på PCB "dårlig" på alle stasjonene i den nordre enden av vatnet (figur 6). De to andre stasjonene ble klassifisert som nokså dårlig. For HCB var tilstanden bedre med stasjon 2 klassifisert som "nokså dårlig" og de øvrige som "mindre god".



Figur 6. Tilstandsklasser for total PCB og HCB i overflatesedimenter i Frøylandsvatnet 1994. Vurdert i henhold til norske kriterier for marine sedimenter.

Den prosentvise fordelingen av PCB forbindelser (PCB-profilen) viser at forbindelsene med 4 og 5 klor dominerer i sedimentene (figur 7). Det var ingen forskjeller mellom stasjonene. Dette antyder at også kilden(e) domineres av tilsvarende forbindelser.



Figur 7. Fordelingen av PCB forbindelser (seven Dutch) i overflatesedimenter i Frøylandsvatnet.

3.3 Akkumulering i fisk fra Frøylandsvatnet og Salvatnet

3.3.1 Tungmetaller

Ørretfilet fra Salvatnet hadde noe overraskende signifikant høyere konsentrasjoner av bly og sink enn ørretfilet fra Frøylandsvatnet (Vedlegg 2). Konsentrasjonene var imidlertid for begge vannene lave med middelverdier i Salvatnet på 0,038 mg bly/kg og 6,175 mg sink/kg mot 0,02 mg bly/kg og 4,20 mg sink/kg i Frøylandsvatnet (tabell 6). For de andre metallene var forskjellen mellom konsentrasjonene i filet fra de to populasjonene ubetydelig.

Kvikksølvkonsentrasjonen i fileten var noe høyere i Frøylandsvatnet enn i Salvatnet. Forskjellen synes imidlertid liten. Kvikksølv ble bare målt i én blandprøve fra fiskene fra hvert vatn slik at det ikke kan testes om forskjellen er statistisk signifikant.

Kvikksølv i ørretfileten lå i samme konsentrasjonsområde som tidligere observert i flere ørretpopulasjoner både på Øst-, Sør- og Vestlandet (Rognerud og Fjeld 1990). Konsentrasjonene lå også innenfor tidligere anslåtte normalintervaller for kvikksølv i ferskvannsfisk på 0,02 - 0,2 mgHg/kg filet (Grande 1987) (tabell 6). Også for de fleste andre metallene var de observerte middelkonsentrasjonene både i filet og lever innenfor normalintervallene for ferskvannsfisk. Middelkonsentrasjonen av kobber i lever spesielt fra Salvatnet, men også fra Frøylandsvatnet, var imidlertid godt utenfor normalintervallet.

I leveren var konsentrasjonene av de fleste metallene som normalt langt høyere enn i fileten. Forskjellen mellom populasjonen i Frøylandsvatnet og Salvatnet var signifikant for kadmium og kobber (Vedlegg 2). Igjen ble det funnet høyest konsentrasjoner i fisk fra Salvatnet. Middelkonsentrasjonen i lever for henholdsvis kadmium og kobber var for Salvatnet 0,15 mg/kg og 104 mg/kg og for Frøylandsvatnet 0,06 mg/kg og 48 mg/kg (tabell 6).

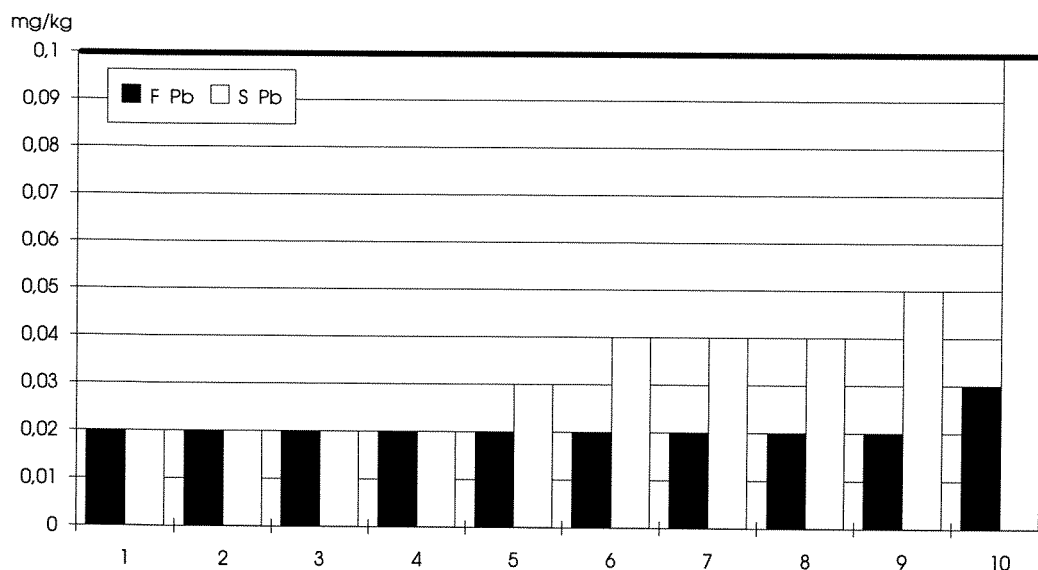
Det var en betydelig individuell variasjon i metallkonsentrasjonene innenfor populasjonene. Særlig gjaldt det populasjonen i Salvatnet (figur 8-12, Vedlegg 1 og 3). Dersom vi ser på fiskene enkeltvis viser det seg at noen individer kan ligge utenfor normalintervallet selv om middelverdien ligger innenfor. For Frøylandsvatnet gjaldt dette i 1 av 10 tilfeller for kobber og nikkel i filet, i 3 av 10 tilfeller for kobber i lever (også middelverdien utenfor) og i 4 av 10 tilfeller for sink i lever. For Salvatnet var det tilsvarende i 1 av 10 tilfeller for bly og 2 av 10 tilfeller for sink i filet, i 8 av 10 tilfeller for kobber i lever (også middelverdien utenfor) og i 3 av 10 tilfeller for sink (figur 8-12, Vedlegg 3).

Innsjøenes trofigrad kan ha betydning for akkumuleringen av tungmetaller, og kan være en del av forklaringen til den observerte forskjellen mellom Frøylandsvatnet og Salvatnet (Grahnet al 1977). I en mer næringsrik innsjø er det en fortykningseffekt idet flere organismer "konkurrerer" om opptak av metaller. Forsuring vil øke tilgjengeligheten til metallene. Det synes imidlertid ikke å være vesentlige forskjeller i pH nivåene mellom de to innsjøene.

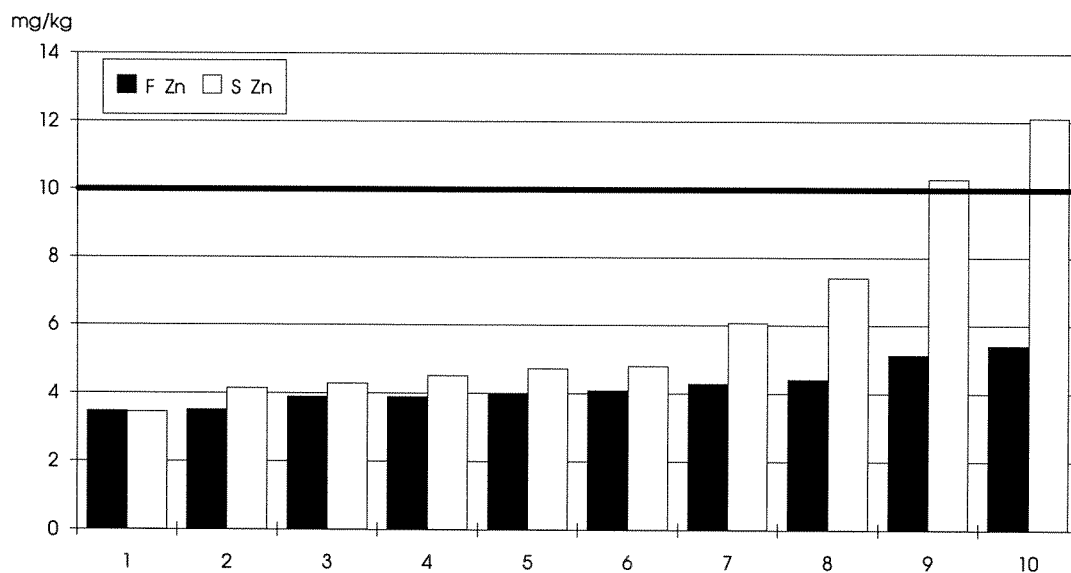
Knutzen og Skei (1990) har sammenfattet endel utenlandske grenseverdier for innhold av blant annet tungmetaller i fisk. I følge disse grensene er ingen av metallkonsentrasjonene funnet i ørret i denne undersøkelsen så høye at det utgjør en fare ved konsum. For kobber er det ikke angitt noen grense. Kobber er imidlertid lite giftig for mennesker og de relativt høye verdiene i Salvatnet representerer ingen fare ved konsum. Det er imidlertid til enhver tid helsemyndighetenes ansvar å vurdere risiko ved konsum av næringsmidler.

Tabell 6. Middelvekt av fisken og middelkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) av tungmetaller i filet og lever av 10 ørreter fra Frøylandsvatnet og Salvatnet våren 1994.

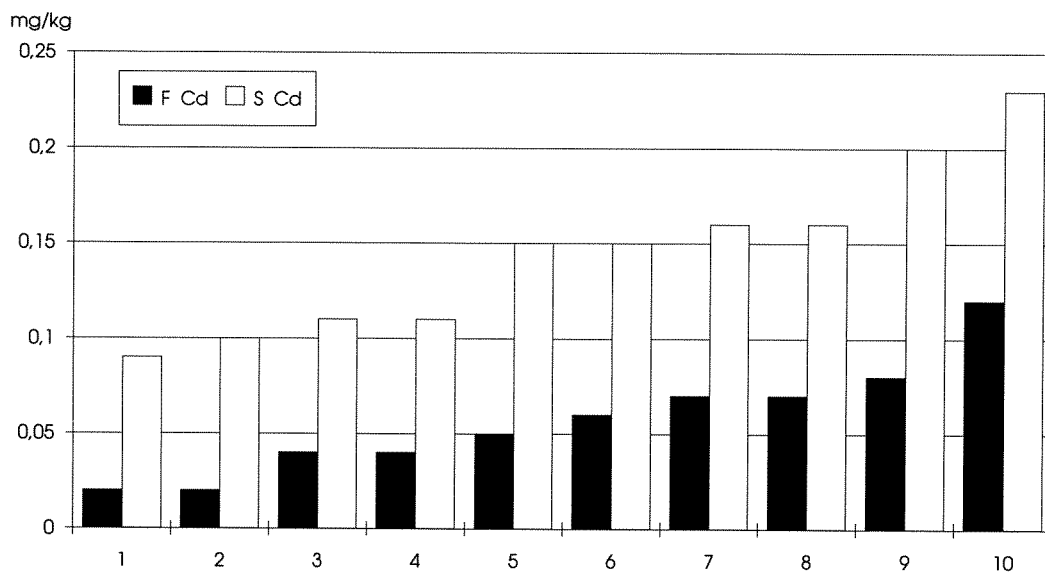
	Vekt g	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Hg mg/kg
FILET								
Frøylandsvatnet middelverdi	711	0,002	0,020	0,42	0,06	0,02	4,20	0,16
Salvatnet middelverdi	398	0,003	0,020	0,339	0,051	0,038	6,18	0,12
Normalintervall for ferskvannsfisk (Grande 1987)		0,002 -0,01	0,002 -0,1?	0,1 -0,8	0,05 -0,1	0,002 -0,1?	1 -10	0,02 -0,2
LEVER								
Frøylandsvatnet middelverdi	711	0,06	0,03	47,66	0,26	0,04	74,56	
Salvatnet middelverdi	398	0,15	0,03	104,1	0,27	0,03	64,39	
Normalintervall for ferskvannsfisk (Grande 1987)		0,03 -0,3	0,01 -0,2	1 -40		0,02 -0,2	20 -80	



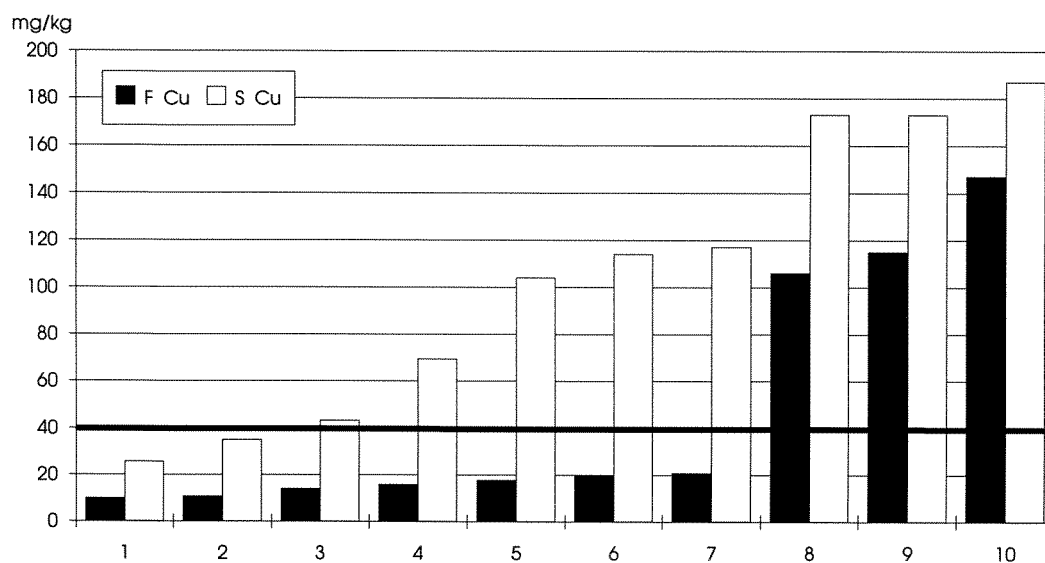
Figur 8. Konsentrasjon av bly i filet på hver av 10 ørreter i Frøylandvatnet (F, svart søyle) og Salvatnet (S, hvit søyle). Forskjellen mellom de to vatna er signifikant. Øvre grense for antatt bakgrunnsnivå angitt med tykk strek.



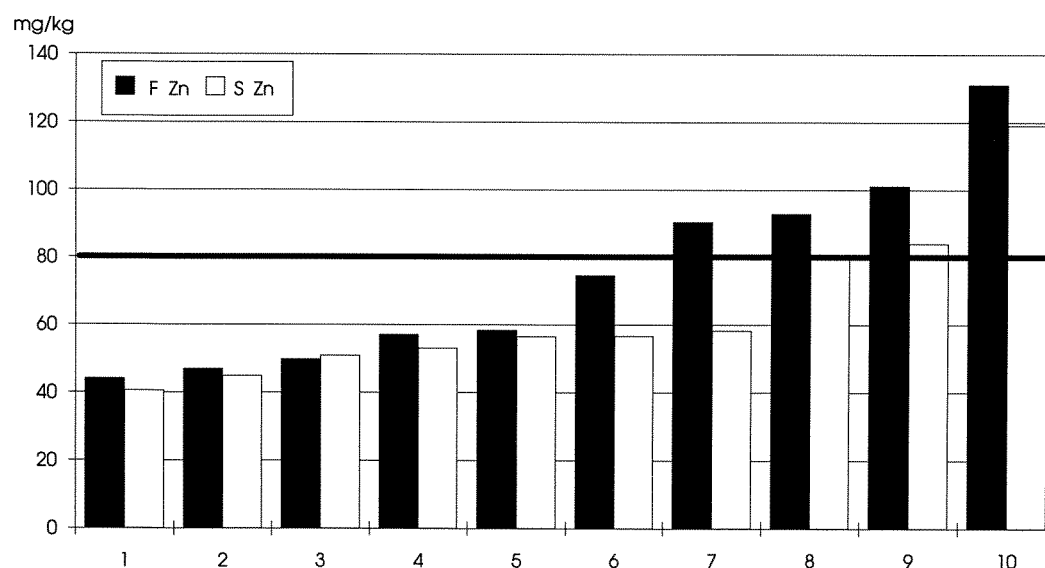
Figur 9. Konsentrasjon av sink i filet på hver av 10 ørreter i Frøylandvatnet (F, svart søyle) og Salvatnet (S, hvit søyle). Forskjellen mellom de to vatna er signifikant. Øvre grense for antatt bakgrunnsnivå angitt med tykk strek.



Figur 10. Konsentrasjonen av kadmium i lever på hver av 10 ørreter i Frøylandvatnet (F, svart søyle) og Salvatnet (S, hvit søyle). Forskjellen mellom de to vatna er signifikant. Øvre grense for antatt bakgrunnsnivå ligger utenfor figuren (0,3 mg/kg).



Figur 11. Konsentrasjon av kobber i lever på hver av 10 ørreter i Frøylandsvatnet (F, svart søyle) og Salvatnet (S, hvit søyle). Forskjellen mellom de to vatna er signifikant. Øvre grense for antatt bakgrunnsnivå angitt med tykk strek.



Figur 12. Konsentrasjon av sink i lever på hver av 10 ørreter i Frøylandsvatnet (F, svart søyle) og Salvatnet (S, hvit søyle). Forskjellen mellom de to vatna er ikke signifikant. Øvre grense for antatt bakgrunnsnivå angitt med tykk strek.

3.3.2 Klororganiske miljøgifter

Middelkonsentrasjonen av total PCB i filet og i lever var vesentlig høyere i Frøylandsvatnet enn i Salvatnet. Det samme var tilfellet også for HCB (heksaklorbenzen) og DDT (tabell 7). Ørret fra Frøylandsvatnet synes altså å være mer belastet av organiske miljøgifter enn ørret fra Salvatnet. Konsentrasjonene av total PCB var 10,5 og 1,29 µg/kg i filet fra henholdsvis Frøylandsvatnet og Salvatnet. PCB akkumulerer først og fremst i fettvev. På fettbasis var

konsentrasjonene henholdsvis 4200 og 860 µg/kg.

Det er meget sparsomt med data på PCB-akkumulering i ørret i Norge. Abborfilet og abborlever fra en innsjø på Sør-østlandet hadde et gjennomsnitt på henholdsvis ca 0,5 µg/kg og 7 µg/kg (Brevik 1994 pers.kom.). Abborfilet er langt magrere enn ørretfilet slik at beregnet i fettvev var konsentrasjonene i abbor fra denne undersøkelsen høyere enn i Frøylandsvatnet. Innsjøen har tidligere vært tilført DDT fra en planteskole. Innholdet av DDT (p,p-DDE + p,p-DDD) i abborfilet fra to ulike deler av innsjøen var henholdsvis ca 0,8 og 4 µg/kg og i abborlever henholdsvis omkring 20 og 200 µg/kg. Innholdet i abborfileten var derfor i samme størrelsesorden som for ørretfilet i Frøylandsvatnet, men langt høyere beregnet i fettvev. I abborfilet fra Akersvatnet i Vestfold ble det funnet DDT konsentrasjoner på 20 µg/kg (Grande et al 1994). Akersvannet ligger i et utpreget jordbruksområde der det med stor sannsynlighet har vært brukt DDT.

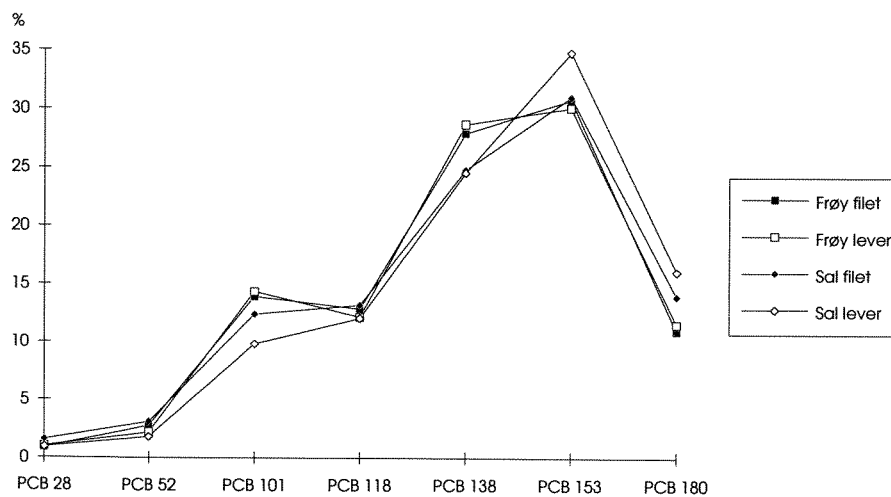
Knutzen og Skei (1990) angir vanlige konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i diverse ferskvannsfisk fra områder med ulike grader av diffus belastning. Dersom vi antar (som for sedimenter) at totalverdier ligger 2 ganger høyere enn "Seven Dutch" PCB, vil konsentrasjonene av total PCB beregnet på fettbasis i ørretfilet fra Frøylandsvatnet komme over angitt "høyt bakgrunnsnivå" for laksefisk (tabell 7). Det samme gjelder for HCB og DDT. Beregnet i forhold til fileten ligger imidlertid alle verdiene langt under antatt "høyt bakgrunnsnivå". Det må imidlertid understrekes at de antatte bakgrunnsnivåene er meget usikre p.g.a. manglende referansedata basert på moderne analysemetoder, spesielt fra Norge.

Knutzen og Skei (1990) har sammenfattet endel utenlandske grenseverdier for blant annet klororganiske stoffer i konsumfisk. I følge disse er hverken PCB, HCB eller DDT i ørret funnet i så høye konsentrasjoner at det utgjør en fare ved konsum.

Den prosentvise fordelingen av PCB forbindelser (PCB-profilen) viser at de 6-klorete forbindelsene dominerer i både filet og lever (figur 13). Mønsteret var nokså likt i begge innsjøene, men forskjellig fra sedimentene. Forskjellen mellom sediment og fisk antyder at det foregår en selektiv akkumulering av de ulike PCB forbindelsene i fisk.

Tabell 7. Middelkonsentrasjoner av total PCB, HCB og ΣDDT (p,p-DDE + p,p-DDD) i filet og lever fra 10 ørreter fra Frøylandsvatnet og Salvatnet. Andelen fett i filet og lever er angitt samt konsentrasjonene beregnet på fettbasis. Enheten er µg/kg våtvekt.

	Filet/lever			% Fett	Fett		
	TotPCB	HCB	DDT		Tot PCB/fett	HCB/fett	DDT/fett
FILET							
Frøylandsvatnet	21	0,27	4,52	0,5	4200	54	904
Salvatnet	2,58	0,08	0,88	0,3	860	27	293
Antatt høyt bakgrunnsnivå laksefisk (Knutzen og Skei 1990)	50?	2?	20?		2000?	50?	500?
LEVER							
Frøylandsvatnet	100,4	1,7	19,4	4,2	2390	40	462
Salvatnet	44,8	0,6	14,7	4	1120	15	368



Figur 13. Fordelingen av PCB forbindelser (Seven Dutch) i ørretfilet og lever i Frøylandsvatnet og Salvatnet.

4. Vurdering og konklusjoner

Stikkprøvene av de vannkjemiske forholdene i tilløpsbekkene viste stort sett ganske lave verdier av tungmetaller. Akkumulering av tungmetaller og klororganiske forbindelser i elvemose viste klart høyere konsentrasjoner av de fleste tungmetallene, PCB og plantevernmidlet Lindan i Øksnevadmyrbekken enn i Frøylandsåna og Kvernlandsbekken. Konsentrasjonene av tungmetaller i mose i 1986/87 var noe høyere enn i 1994 og antyder en nedgang i tilførslene. DDT ble funnet i forholdsvis høye konsentrasjoner i Kvernlandsbekken, men noe mer moderat i de to andre bekkene. Sett i forhold til andre undersøkelser av klororganiske forbindelser i elvemose i Norge, var også de laveste verdiene i denne undersøkelsen forholdsvis høye. En del av dette skyldes antagelig høyere belastning med langtransporterte forurensninger på Sør-vestlandet enn på Østlandet, men forskjellen var så stor at mye sannsynligvis skyldes lokale kilder i Frøylandsvatnets nedbørfelt.

Det er vanskelig å peke ut konkrete kilder til de forhøyede konsentrasjonene. Øksnevadmyrbekken har imidlertid tilførsler fra flere områder og industri, blant annet drenerer bekken områder med avfallsdeponier. De observerte tungmetallkonsentrasjonen i denne bekken er imidlertid ikke tilstrekkelig til å forklare tungmetallkonsentrasjonene i sedimentene.

Tungmetallkonsentrasjonene i sedimentene viste forholdsvis høye konsentrasjoner, særlig i den nordlige delen av innsjøen. Det samme var tilfelle for PCB som i enda mer utpreget grad var konsentrert til dette området. Sedimentene her ble klassifisert som "dårlig" med hensyn på PCB, sink og delvis bly. Endringene i forhold til undersøkelsene i 1986/87 var små. Analyse av bly i en sedimentprofil antyder likevel at blytilførslene har vært avtagende over en lengre tid. Plantevernmidlet DDT ble registrert med en overkonsentrasjon på ca 5-10 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå", som imidlertid er usikkert. Kildene vil i noen grad være langtransportert luftforurensning, men det er også sannsynligvis lokale kilder. De høye DDT verdiene i referansebekken antyder også det.

Ørrepopulasjonene i Frøylandsvatnet og Salvatnet hadde stort sett lave konsentrasjoner av tungmetaller både i filet og lever. Der forskjellen mellom populasjonene var signifikant ble de høyeste verdiene funnet i Salvatnet. Med unntak av kobber i lever for fisk i Salvatnet, lå konsentrasjonene av tungmetaller stort sett innenfor normalintervaller for bakgrunnsnivåer. Enkelte fisker ble imidlertid registrert med høyere nivåer.

For de klororganiske stoffene ble det registrert klart høyere konsentrasjoner i ørret fra Frøylandsvatnet enn fra Salvatnet. Det samsvarer med de øvrige indikasjonene på betydelig større belastning med disse stoffene på Frøylandsvatnet. På fettbasis var innholdet av PCB og DDT i ørretfilet fra Frøylandsvatnet omkring det dobbelte av "høyt bakgrunnsnivå" (som imidlertid er usikkert)

Totalt sett er det registrert bare små endringer i forhold til tilstanden for 10 år siden. Mulig nedgang i tilførsler er registrert i moseprøvene, men ikke funnet i sedimentprøvene.

5. Litteratur

- Bækken, T. 1994. Miljøgifter i sedimenter fra nedre deler av Akerselva. - NIVA notat til Oslo kommune, Vann og avløpsverket.
- Bækken, T og Lien, L. 1994. Konsekvensanalyse "Lukket løsning Bragernes". Konsekvensanalyse for Drammenselva - trinn 1. Sedimentundersøkelser. - NIVA Rapport 3137.
- Dons, C. og Beck, P.Å. 1993. Miljøgifter i Norge. - SFT-Rapport nr. 93:22.
- Faafeng, B., Brabrand, Å., Bretteum, P., Gulbrandsen, T., Løvik, J.E., Rørslett, B., Saltveit, S.J. og Tjomsland, T. 1985. Overvåkning av Orrevassdraget. Hovedrapport 1979-83. - NIVA Rapport 1755.
- Grahn, O., Hultberg, H. og Jerneløv, A. 1977. Kvicksilverets fördelning i olika trofinivåer - en översiktlig studie av tre västsvenska sjöar. JVL. B. publ. 292: 19 s.
- Grande, M. 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. - NIVA Rapport 1979.
- Grande, M. Andersen, S. and Berge, D. 1994. Effects of pesticides on fish. Experimental and field studies. - Norwegian J. of Agric. Sci. Suppl. No. 13: 195-209.
- Hansen, L.G. 1987. Environmental toxicology of polychlorinated biphenyles. - Environmental Toxin Series, Vol. 1, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg 1987.
- Holtan, H. og Rosland, D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. - SFT- Veiledning nr. 92:06.
- Kjellberg, G. 1994. Undersøkelser av eventuelle økologiske effekter av avrenning fra avfallsplassen på Elvegårdsmoen, Narvik kommune. Rapport for undersøkelser utført i 1993. -NIVA Rapport 3123
- Knutzen, J. og Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpig forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. - NIVA Rapport 2540.
- Knutzen, J., Rygg, B. og Théliin, I. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. - SFT- veiledning nr. 93:03.
- Konieczny, R., Bruskeland, O., Brønstad, G., Helland, A. og Hovde, L.R. 1994. - Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993. - NIVA Rapport 3034.
- Lingsten, L. 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og muligheter for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. - NIVA Rapport 1839.
- Lingsten, L. 1992. Supplerende undersøkelser i Orrevassdraget. Metaller og PCB i Frøylandsvatnet. - NIVA Rapport 2730.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2. Metaller. -Statens Naturvårdsverk, Rapport 3628.
- Løvik, J.E. 1993. Insektmidlet lindan i avrenning fra eldre barkdeponier på Hedemarken. - NIVA-Rapport 2968.

NGU og Berdal Strømme 1989. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn. - NGU Rapport nr. 89.148.

Rognerud, S. og Fjeld E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. - SFT, TA 714/1990.

Rognerud, S., Kjellberg, G. og Ingebrigtsen, K. 1993. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Treningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. - NIVA Rapport 2882.

6. Vedlegg

Vedlegg 1. Konsentrasjoner av tungmetaller i filet fra ørret i Frøylandsvatnet og Salvatnet.

Fiske nr	Vekt	Cd kjøtt mg/kg	Cr kjøtt mg/kg	Cu kjøtt mg/kg	Ni kjøtt mg/kg	Pb kjøtt mg/kg	Zn kjøtt mg/kg	Hg kjøtt mg/kg
Frøylandsvatn								
1	739	0,003	<0,02	0,96	0,09	0,02	3,89	
2	884	<0,002	<0,02	0,68	0,11	0,02	3,89	
3	752	<0,002	<0,02	0,21	<0,04	<0,02	4,08	
4	848	<0,002	<0,02	0,23	<0,04	<0,02	3,5	
5	573	<0,002	<0,02	0,36	<0,04	<0,02	3,47	
6	597	<0,002	<0,02	0,68	0,09	<0,02	5,12	
7	708	0,002	<0,02	0,2	<0,04	<0,02	3,98	
8	678	<0,002	<0,02	0,22	<0,04	0,02	5,41	
9	742	0,004	<0,02	0,31	<0,04	0,02	4,4	
10	586	<0,002	<0,02	0,37	<0,04	0,03	4,28	
middel	710,7	0,002	0,02	0,42	0,06	0,02	4,20	0,164
Salvatn								
11	368	0,002	<0,02	0,21	<0,04	0,04	6,06	
12	354	<0,002	<0,02	0,29	<0,04	0,03	3,45	
13	341	0,006	<0,02	0,22	<0,04	0,04	4,72	
14	341	<0,002	<0,02	0,24	<0,04	0,02	4,14	
15	581	0,002	<0,02	0,26	<0,04	0,05	4,28	
16	432	0,006	<0,02	0,33	0,05	0,1	12,1	
17	429	0,002	<0,02	0,57	<0,04	<0,02	10,3	
18	400	<0,002	<0,02	0,32	0,05	0,02	4,8	
19	356	<0,002	<0,02	0,45	0,09	0,02	7,39	
20	382	0,002	<0,02	0,5	0,08	0,04	4,51	
middel	398,4	0,003	0,020	0,339	0,051	0,038	6,175	0,123

Vedlegg 2. Testresultater. Konsentrasjoner av tungmetaller i filet i ørret. Variabel 1 er fisk fra Frøylandsvatnet og variabel 2 er fisk fra Salvatnet.

Cd

t-Test: Paired Two-Sample for Means		
	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,0023	0,0028
Variance	4,56E-07	2,84E-06
Observations	10	10
Pearson	-0,23426	
Correlation		
Pooled Variance	-2,7E-07	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	-0,80757	
P(T<=t) one-tail	0,220079	ikke sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,440158	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Cr

t-Test: Paired Two-Sample for Means		
	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,02	0,02
Variance	1,93E-19	1,93E-19
Observations	10	10
Pearson	1	
Correlation		
Pooled Variance	1,34E-35	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	0	
P(T<=t) one-tail	0,5	ikke sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	1	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Ni

t-Test: Paired Two-Sample for Means		
	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,057	0,051
Variance	0,000779	0,000343
Observations	10	10
Pearson	-0,29436	
Correlation		
Pooled Variance	-0,00015	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	0,502331	
P(T<=t) one-tail	0,313747	ikke sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,627495	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Pb

t-Test: Paired Two-Sample for Means		
	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,021	0,038
Variance	1E-05	0,000596
Observations	10	10
Pearson	0,028796	
Correlation		
Pooled Variance	2,22E-06	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	-2,19266	
P(T<=t) one-tail	0,028003	sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,056007	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Cu

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,422	0,339
Variance	0,068173	0,015699
Observations	10	10
Pearson	-0,35146	
Correlation		
Pooled Variance	-0,0115	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	0,802888	
P(T<=t) one-tail	0,221363 ikke sign	
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,442725 ikke sign	
t Critical two-tail	2,262159	

Zn

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	4,202	6,175
Variance	0,403862	8,394272
Observations	10	10
Pearson	0,413516	
Correlation		
Pooled Variance	0,761378	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	-2,31313	
P(T<=t) one-tail	0,023 sign	
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,046001 sign	
t Critical two-tail	2,262159	

Vedlegg 3. Konsentrasjoner av tungmetaller i lever fra ørret fra Frøylandsvatnet og Salsvatnet.

Fisk nr	Vekt	Cd lever mg/kg	Cr lever mg/kg	Cu lever mg/kg	Ni lever mg/kg	Pb lever mg/kg	Zn lever mg/kg
Frøylandsvatn							
1	739	0,07	0,04	147	0,52	0,03	90,4
2	884	0,02	0,02	10,7	<0,18	0,03	44
3	752	0,02	<0,02	19,7	<0,21	0,03	58,3
4	848	0,07	<0,03	20,8	<0,27	<0,03	56,9
5	573	0,08	<0,02	15,8	<0,23	0,04	49,7
6	597	0,04	<0,02	14	<0,2	0,03	46,9
7	708	0,05	<0,03	115	<0,25	0,04	92,8
8	678	0,12	<0,02	17,7	<0,23	0,05	101
9	742	0,04	<0,03	9,9	<0,26	0,13	131
10	586	0,06	0,05	106	<0,24	<0,02	74,6
middel	710,7	0,06	0,03	47,66	0,26	0,04	74,56
Salvatn							
11	368	0,11	<0,02	43,2	<0,22	<0,02	58,2
12	354	0,16	<0,03	104	<0,29	<0,03	44,8
13	341	0,15	0,04	117	<0,24	<0,02	84
14	341	0,23	<0,05	173	<0,45	0,09	50,8
15	581	0,2	<0,02	187	<0,22	0,03	56,6
16	432	0,15	<0,03	25,5	<0,25	<0,03	40,5
17	429	0,1	<0,03	114	<0,26	<0,03	119
18	400	0,09	<0,02	69,4	<0,25	<0,02	53
19	356	0,11	<0,03	34,9	<0,27	<0,03	80,6
20	382	0,16	<0,02	173	<0,23	<0,02	56,4
middel	398,4	0,15	0,03	104,1	0,27	0,03	64,39

Vedlegg 4. Testresultater. Konsentrasjoner av tungmetaller i lever i ørret. Variabel 1 er fisk fra Frøylandsvatnet og variabel 2 er fisk fra Salvatnet.

Cd

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,057	0,146
Variance	0,000912	0,002027
Observations	10	10
Pearson Correlation	-0,11604	
Pooled Variance	-0,00016	
Hypothesized Mean Difference	0	
df	9	
t	-4,93346	
P(T<=t) one-tail	0,000405	sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,000809	sign
t Critical two-tail	2,262159	

Zn

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	74,56	64,39
Variance	817,936	562,3699
Observations	10	10
Pearson Correlation	0,472761	
Pooled Variance	320,6362	
Hypothesized Mean Difference	0	
df	9	
t	1,183011	
P(T<=t) one-tail	0,133556	ikke sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,267112	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Cu

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	47,66	104,1
Variance	2794,156	3612,307
Observations	10	10
Pearson Correlation	0,003005	
Pooled Variance	9,547778	
Hypothesized Mean Difference	0	
df	9	
t	-2,23319	
P(T<=t) one-tail	0,026211	sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,052423	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Ni

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,259	0,268
Variance	0,009166	0,004573
Observations	10	10
Pearson Correlation	-0,12219	
Pooled Variance	-0,00079	
Hypothesized Mean Difference	0	
df	9	
t	-0,22993	
P(T<=t) one-tail	0,411643	ikke sign
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,823286	ikke sign
t Critical two-tail	2,262159	

Pb

t-Test: Paired Two-Sample for Means

	<i>Variable 1</i>	<i>Variable 2</i>
Mean	0,043	0,032
Variance	0,001001	0,00044
Observations	10	10
Pearson	-0,06027	
Correlation		
Pooled Variance	-0,00004	
Hypothesized	0	
Mean Difference		
df	9	
t	0,891892	
P(T<=t) one-tail	0,197835 ikke sign	
t Critical one-tail	1,833114	
P(T<=t) two-tail	0,39567 ikke sign	
t Critical two-tail	2,262159	

Vedlegg 5. Analysedata for klororganiske forbindelser i elvemose (*Fontinalis antipyretica*), sedimenter, ørretfilet og lever. Frøylandsvatnet og Salvatnet våren 1994

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILFROY
 Oppdragsnr. : 93270
 Prøver mottatt : 10.05.94
 Lab.kode : CPP1-3
 Jobb.nr. : 94/98
 Prøvetype : Mose
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 29.09.94
 Analytiker : EMB

1: CPP1,Frøyl.vatn,Ref.bekk 4:
 2: CPP2,Frøyl.åni, 5:
 3: CPP3,Øksnevadmyrbekken 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<3	<3	6			
a-HCH	7	<3	<3			
HCB	4	6	5			
g-HCH	44	75	157			
PCB 28	6	4	6			
PCB 52	4	3	15			
OCS	<3	<3	<3			
PCB 101	7	<3	14			
p,p-DDE	13	5	3			
PCB 118	<3	3	20			
p,p-DDD	65	25	12			
PCB 153	3	3	12			
PCB 105	<3	<3	10			
PCB 138	<3	<3	17			
PCB 156	<3	<3	3			
PCB 180	<3	<3	6			
PCB 209	<3	<3	<3			
SUM PCB	20	13	103			
SUM SEVEN DUTCH PCB	20	13	90			
%Fett						
%Tørrstoff	8.3	9.5	12.4			

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILFROY
 Oppdragsnr. : 93270
 Prøver mottatt : 21.04.94
 Lab.kode : CIQ1-5
 Jobb.nr. : 94/87
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 5.09.94
 Analytiker : EMB

1: CIQ1,St.1
 2: CIQ2,St.2
 3: CIQ3,St.3
 4: CIQ4,St.4
 5: CIQ5,St.5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	3.2	4.1	4.1	1.9	5.3	
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.9	
HCB	1.7	2.7	2	0.7	2.4	
g-HCH	<0.5	Mask	Mask	Mask	Mask.	
PCB 28	1	1.2	1.5	0.8	1.4	
PCB 52	15.3	18.6	33.5	11.1	15.6	
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
PCB 101	14.5	16.3	32.1	9.5	11.5	
p,p-DDE	1.9	2.1	2.2	1.5	2.7	
PCB 118	6.7	7.2	14.6	4	4.6	
p,p-DDD	1.8	2	3	1.4	1.4	
PCB 153	7.2	7.8	13.3	4	4.5	
PCB 105	1.9	2	3.8	1.1	1.2	
PCB 138	7.7	8.3	13.5	4	4.3	
PCB 156	1.4	1.3	2	0.6	0.7	
PCB 180	3.4	3.6	4.8	1.7	1.6	
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
SUM PCB	59.1	66.3	119.1	36.8	45.4	
SUM SEVEN DUTCH PCB	55.8	63	113.3	35.1	43.5	
%Fett						
%Tørrstoff						

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILFROY
 Oppdragsnr. : 93270
 Prøver mottatt : 16.06.94
 Lab.kode : DHC1-4
 Jobb.nr. : 94/111
 Prøvetype : Bio.mat
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 30.11.94
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: DHC1,Frøylandsv.,filet 4: DHC4,Salvatnet,lever
 2: DHC2,Frøylandsv.,lever 5:
 3: DHC3,Salvatnet,filet 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.02	0.2	0.02	<0.2		
a-HCH	0.07	0.3	0.04	0.2		
HCB	0.27	1.7	0.08	0.6		
g-HCH	0.19	0.9	0.13	0.7		
PCB 28	0.09	0.5	0.02	0.2		
PCB 52	0.29	1.1	0.04	0.4		
OCS	0.04	0.2	0.02	0.3		
PCB 101	1.46	7.2	0.16	2.2		
p,p-DDE	3.73	17	0.81	13.9		
PCB 118	1.35	6.1	0.17	2.7		
p,p-DDD	0.79	2.4	0.07	0.8		
PCB 153	3.23	15.1	0.4	7.8		
PCB 105	0.43	2.3	0.05	0.8		
PCB 138	2.93	14.4	0.32	5.5		
PCB 156	0.3	1.9	0.05	0.9		
PCB 180	1.15	5.8	0.18	3.6		
PCB 209	0.02	0.3	<0.02	0.2		
SUM PCB	11.25	54.7	1.39	24.3		
SUM SEVEN DUTCH PCB	10.5	50.2	1.29	22.4		
%Fett	0.5	4.2	0.3	4		
%Tørrstoff	20.7	22	20.8	20.5		



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2686-9