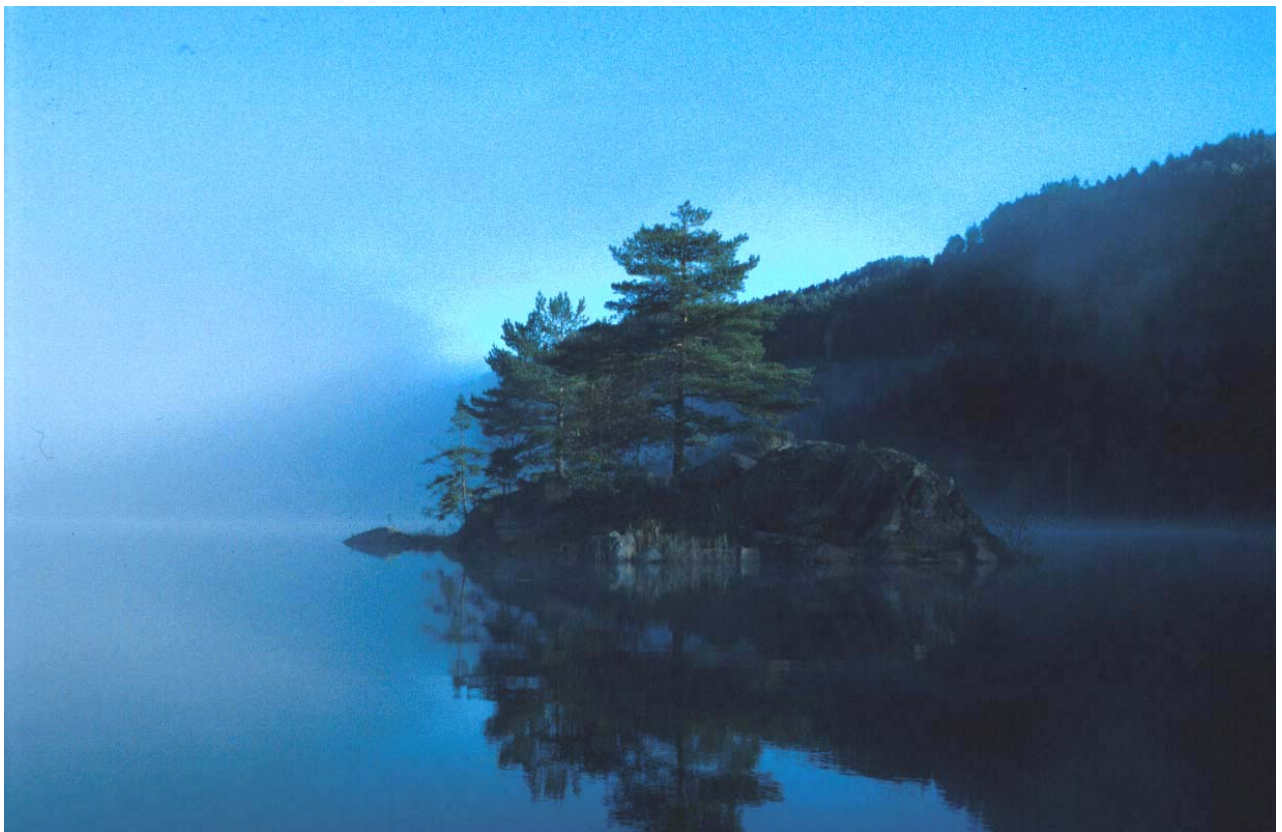




RAPPORT LNR 4334-2001

Miljøgifter i innsjø- sedimenter og fisk i Agder



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

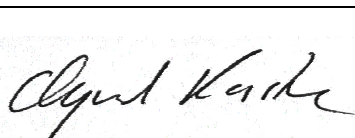
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder. <i>(Environmental contaminants in lake sediments and fish in the Agder counties)</i>	Løpenr. (for bestilling) 4334-2001	Dato Jan. 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-99070	Sider Pris 52 Kr 100,-
Forfatter(e) Kaste, Øyvind Fjeld, Eirik Rognerud, Sigurd	Fagområde Miljøgifter, ferskskv.	Distribusjon
	Geografisk område Agder	Trykket NIVA

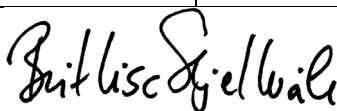
Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Vest-Agder, Fylkesmannen i Aust-Agder, Saint Gobain Ceramic Materials AS, Elkem ASA Silicon, Elkem ASA Carbon, Falconbridge Nikkelverk AS, Elkem Aluminium ANS Lista, Aust-Agder fylkeskommune, Vest-Agder fylkeskommune, Kristiansand kommune og Farsund kommune.	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>8 innsjøer i Agder, hvorav 6 er antatt å være påvirket av lokale industrikilder (nær Arendal, Kristiansand og Lista) er undersøkt for å dokumentere konsentrasjonsnivåer av miljøgifter i sedimenter og fisk. Langtransporterte luftforurensninger er generelt en viktig kilde for avsetning av både metaller og organiske mikroforurensninger i sjøene, men analyser av metaller i sedimentkjerner som går tilbake til midten av 1800-tallet indikerer imidlertid også at bidragene fra lokal industri langs Sørlandskysten har vært betydelige. Vatnebuvatn ved Arendal hadde relativt høye konsentrasjoner av både kvikksølv og PCB i kjøtt av ørret. Kvikksølvnivået i blandprøver av ørret fra sjøen lå like over omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg, som er satt av Statens næringsmiddeltilsyn. Analyser av enkeltfisk viser at konsumgrensen for Hg ikke ble oversteget før fisken var over 1 kg. Summen av PAH-metabolitter i galle fra fisk var klart høyere i innsjøene nær Arendal og Kristiansand sammenlignet med referansesjøene lenger inne i landet, men det finnes foreløpig ikke datagrunnlag nok til å vurdere om nivåene kan ha betydning for fiskens helse.</p>

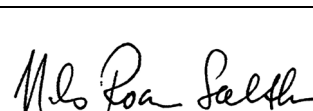
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Industri Sedimenter Fisk 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Micropllutants Industry Sediments Fish
--	--



Øyvind Kaste
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningssjef

Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder

Oppfølgende undersøkelser i antatt belastede innsjøer

Forord

Regionale undersøkelser av miljøgifter i innsjøsedimenter gjennomført i perioden 1994-1996 viser høye konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger og tungmetaller langs kysten i Agderfylkene. For å kartlegge dette nærmere, ba Fylkesmennene i Aust- og Vest-Agder NIVA om å utarbeide et foreløpig forslag til et lokal oppfølgingsprosjekt. Dette ble sendt Fylkesmennene 5.10.98. Fylkesmennene brukte notatet som grunnlag for å søke penger fra SFT til prosjektet, og dette ble innvilget våren 1999.

Endelig prosjektbeskrivelse ble utarbeidet 21.4.99, med en ramme som også inkluderte finansiering fra lokale bedrifter, fylkeskommuner og kommuner. Disse har vært: Saint Gobain Ceramic Materials AS, Elkem ASA Silicon, Elkem ASA Carbon, Falconbridge Nikkelverk AS, Elkem Aluminium ANS Lista, Aust-Agder fylkeskommune, Vest-Agder fylkeskommune, Kristiansand kommune og Farsund kommune. Fylkesmannen i Vest-Agder ved Frode Rosland (Dag Petter Sødal f.o.m. august 2000), Fylkesmannen i Aust-Agder ved Ingvild Skjong samt NIVA ved Øyvind Kaste har vært styringsgruppe for prosjektet, mens de øvrige finansørene har fungert som referansegruppe.

Feltarbeidet ble gjennomført av Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld og Øyvind Kaste, i september/oktober 1999. Alle analyser bortsett fra sedimentdateringene er foretatt ved NIVAs laboratorium i Oslo. Sedimentdateringene er gjennomført og rapportert av dr. Peter Appleby, University of Liverpool. Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld har skrevet hhv. sediment- og fiske-delen i rapporten.

Vi takker for velvillig innstilling fra grunneiere i forbindelse med gjennomføring av prøvefiske i de ulike sjøene. Takk også til Per Øyvind Gustavsen (FM Aust-Agder), Torje Karsten Grindheim og Gladys Tønnessen (Farsund kommune) for hjelp til prøvefiske i hhv. Vatnebuvatn, Grindheimsvatn og Hallandsvatn. Bedriftene takkes for å ha stilt nåværende og historiske data om produksjon, produksjonsprosesser og luftutslipp til disposisjon for prosjektet.

Grimstad, januar 2001



Øyvind Kaste

Innhold

Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn og mål	9
1.2 Tidligere undersøkelser	9
1.3 Generelt om miljøgifter og kilder	9
2. Materiale og metoder	11
2.1 Lokaliteter	11
2.2 Vannkjemi	13
2.3 Sedimentundersøkelser	13
2.4 Fiskeundersøkelser	14
2.5 Utslipp fra industri langs Sørlandskysten	15
3. Vannkjemi	16
4. Sedimenter	18
4.1 Datering	18
4.2 Metaller	18
4.3 Årlige avsetninger og konsentrasjoner av Σ PAH og Σ PCB ₇ i sedimentene.	26
5. Fisk	28
5.1 Kvikksølv i fisk	28
5.2 Organiske miljøgifter	30
6. Referanser	34
Vedlegg A. Analysedata, vannkjemi	36
Vedlegg B. Analysedata, sedimenter	37
Vedlegg C. Analysedata, fisk	41
Vedlegg D. Industridata	47

Sammendrag

Tidligere landsomfattende undersøkelser av miljøgifter i innsjøsedimenter har vist høye konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger og tungmetaller/sporelementer langs kysten i Agderfylkene. Atmosfæriske avsetninger fra fjerntliggende kilder synes å være hovedårsakene til de forhøyede konsentrasjonene av miljøgifter, men luftutslipp fra tungindustrien langs kysten kan også ha vært medvirkende. For å få et klarere bilde av forurensningssituasjonen, ble det i 1999 gjennomført oppfølgende undersøkelser av sedimenter og fisk i 8 innsjøer i Agder, hvorav seks er antatt å være påvirket av lokale industrikilder (nær Arendal, Kristiansand og Lista). Målet med undersøkelsene har vært å:

- dokumentere konsentrasjonsnivåer av miljøgifter i sedimenter og fisk fra innsjøer i ulik avstand fra lokale utslippskilder,
- anslå hvor stor andel forurensningen som skyldes lokale utslipp hhv. langtransport,
- undersøke om fisken påvirkes negativt av forurensningene, og om forurensningene reduserer fiskens egnethet som menneskeføde.

Metallinnhold i sediment

Avsetningen av bly (Pb) i referansesjøen Grindheimsvatn (Audnedal) de siste 170 årene stemmer godt overens med historiske Pb-utslipp i Europa. Avsetninger av Pb ledsages oftest av andre metaller, og det er derfor grunn til å anta at sedimentkjernen fra Grindheimsvatn gir et godt bilde på historiske avsetninger av atmosfærisk langtransporterte metallforurensninger.

I Vatnebuvatn (Arendals-området) var årlig avsetning av Pb forskjellig fra den en kan forvente hvis langtransporterte forurensninger var eneste kilde. Konsentrasjonene av Pb, kobber (Cu), krom (Cr) og vanadium (V) økte allerede før tungindustrien ved Eydehavn ble etablert omkring 1910, og det er derfor antatt at andre lokale kilder må ha vært årsaken til dette. Etter starten på industrivirkomhetene ved Eydehavn, skjedde det en klar økning i avsetningene av kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), sink (Zn) og Pb fram til ca. 1930, hvorefter nivåene flatet ut fram til slutten av andre verdenskrig. Det er antatt at verkene ved Arendal var en viktig kilde for disse metallene på denne tiden. Med unntak av Cd, var avsetningene rundt 1990 nær de en kan forvente ut fra langtransporterte forurensninger alene. Konsentrasjonen av Cd i nylig avsatte sedimenter i Vatnebuvatn er de høyeste som er registrert i denne regionen, noe som kan tyde på at industrien i området fortsatt har betydelige utslipp av Cd til luft.

I Grovatn og Storvatn (Kristiansand) viser sedimentprofilene den betydning virksomheten ved Falconbridge Nikkelverk AS har hatt for atmosfæriske avsetninger av nikkel (Ni), Cu og arsen (As) i regionen, særlig etter 2 verdenskrig. Forhøyede konsentrasjoner av Pb allerede fra siste halvdel av 1800-tallet indikerer at også andre kilder enn tungindustrien har hatt betydning i området. Siden tungindustrien i Kristiansand startet opp rundt 1910 har imidlertid de årlige avsetningene av Hg, Pb og Cd vært større i Grovatn enn i Grindheimsvatn. Avsetningene av Cu og Ni steg da i takt med produksjonsøkningen og de var i 1986 henholdsvis ca. 3,5 og 6 ganger høyere enn det en kan forvente dersom langtransporterte avsetninger var eneste forurensningskilde. På 1990-tallet har avsetningene avtatt, muligens som følge av rensiltak eller produksjonsendringer i industrien. Årlig sedimentasjon av Hg følger samme forløp som Ni og Cu. Dataene viser at årlig avsetning er høy også i dag, og at konsentrasjonen i toppsjiktet av Grovatn er blant de høyeste som er målt i nylig avsatte sedimenter her i landet. Det er derfor rimelig å anta at det fortsatt er en klar Hg-kilde blant industrien i regionen.

Konsentrasjonsprofilene for metaller i Hallandsvatn (Lista) var relativt lik metallprofilene i Grindheimsvatn, med unntak av As, Cd og Zn som hadde høyere verdier i de øverste 2-7 cm. Det er tidligere registrert forhøyede konsentrasjoner av disse elementene i sedimenter fra innsjøer rundt aluminiumsverk, og det er derfor ikke urimelig å anta at forholdet kan skyldes luftutslipp fra Elkem

Aluminium ANS Lista i verkets tidligste fase 1970-1985. Siden har konsentrasjonene avtatt fra 2-3 cm og opp til overflaten av sedimentet, sannsynligvis på grunn av rensetiltak i bedriften og reduserte avsetninger av atmosfæriske forurensninger.

PAH og PCB i sediment

Den årlige gjennomsnittlige avsetningen av Σ PAH (sum av PAH-forbindelser) i Vatnebuvatn (Arendal) var nær den samme i perioden 1942-1970 som i perioden 1970-1991 og noe lavere enn i Grovatn (Kristiansand) for perioden 1955-1981. Dersom avsetningene av Σ PAH følger tidsutviklingen i metallavsetninger, skulle en forventet en nedgang de siste 10 årene. Vi mangler data for dette, i og med at hver enkelt PAH-prøve dekker en 20-30 års periode (2 cm sjikt), mens metallprøvene har bedre tidsoppløsning (1 cm sjikt). En slik samvariasjon mellom PAH- og metallavsetninger er observert i andre undersøkelser. Dersom dette er tilfelle også for innsjøene i denne undersøkelsen, vil de årlige PAH-avsetningene i de antatt belastede sjøene den siste 10-års perioden være nær de verdier som ble observert i referansesjøen Grindheimsvatn for perioden 1988-1999. Dette indikerer i så fall at det i dag er kilder utenfor landets grenser som er hovedårsaken til avsetninger av PAH i innsjøsedimenter langs Sørlandskysten.

Konsentrasjonene av Σ PAH var høyest i sjiktet 2-4 cm i Storvatn (Kristiansand) og Mindrebøvatn (referanse), samt på 0-2 cm i Grovatn (hvor de øverste 2 cm av sedimentet ikke ble prøvetatt). Med forbehold pga. lite datamateriale indikerer dette at avsetningene av Σ PAH var større i perioden etter krigen fram til ca. 1980 enn i perioden etter 1980. Konsentrasjonene i sjiktet 0-2 cm var nær de samme i Hallandsvatn på Lista som i referanseinnsjøene Mindrebøvatn og Grindheimsvatn, men et klart lavere innhold av organisk materiale i Hallandsvatn gjør at avsetningene av organiske mikroforurensninger antagelig har vært større på Lista enn lenger inn i landet. Forutsatt at de lokale kildene langs kysten ikke påvirker avsetningene av Σ PAH ved Grindheimsvatn og Mindrebøvatn nevneverdig, så er det likevel rimelig å anta at langtransporterte PAH-forbindelser fra kilder utenfor landets grenser er viktigste årsak til forhøyet innhold av disse forbindelsene på Sørlandet.

Konsentrasjonene av Σ PCB (sum av PCB-forbindelser) var klart høyest i innsjøene fra Kristiansandsområdet. Sedimentene fra Grovatn og Storvatnet kan karakteriseres som moderat til markert forurenset ut fra SFTs tilstandsklasser for forurensete sedimenter. Det er derfor rimelig å anta at det har vært (og er?) lokale utslipp til luft i Kristiansand som øker avsetningene av PCB over det nivået som bare skyldes langtransport. Nivåene i sedimentene fra innsjøene ved Arendal og på Lista kan karakteriseres som moderat forurenset. De var noe høyere enn i referansesjøene, og vi antar at dette skyldes en noe større avsetning av langtransporterte PCB-forbindelser ved kysten enn lenger inn i landet, selv om et lite lokalt bidrag ikke kan utelukkes.

Kvikksølv i fisk

Det ble målt kvikksølvkonsentrasjoner i blandprøver fra ørret i alle innsjøene samt fra abbor i Vatnebuvatn, Mårvatn (Arendalsområdet), Grovatn og Grindheimsvatn. De høyeste nivåene ble funnet i ørret fra Vatnebuvatn (0,55 mg Hg/kg). Dette var noe høyere enn omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg, som er satt av Statens næringsmiddeltilsyn. Abbor i Vatnebuvatn og Mårvatn hadde kvikksølvnivåer i området 0,30-0,35 mg Hg/kg, noe som var 2 ganger høyere enn nivået i Grovatn og 6-7 ganger høyere enn nivået i Grindheimsvatn. Nivåene i ørretbestandene utenom Vatnebuvatn var imidlertid forholdsvis lavt, 0,05-0,11 mg Hg/kg. Kvikksølvkonsentrasjonene øker som regel med fiskens størrelse, og analyser av individuell fisk fra Vatnebuvatn viser at kvikksølv-konsentrasjonen sannsynligvis ikke vil overstige konsumgrensen på 0,5 mg Hg/kg før fisken blir over 1 kg.

Klororganiske miljøgifter i fisk

Konsentrasjonen av Σ PCB7 (summen av 7 ulike PCB-forbindelser) i blandprøver av ørret (muskelvev) varierte fra 0,88-26,25 μ g/kg våtvekt. Tilsvarende tall for abbor var 0,16-2,86 μ g/kg. De høyeste nivåene ble i likhet med kvikksølv funnet i ørret fra Vatnebuvatn. Sammenlignet med data fra

tilsvarende undersøkelser i Norge var nivået i ørret fra Vatnebuvatn overraskende høyt. Nivåene av Σ PCB7 i ørret fra Mårvatn og Grovatn (6,2 og 9,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$) var også noe forhøyet i forhold til det vanlig forekommende bakgrunnsnivået. Det er ikke kjente, lokale punktilførsler av PCB til hverken Vatnebuvatn, Mårvatn eller Grovatn. De høye nivåene i disse lokalitetene kan derfor tyde på at de atmosfæriske tilførslene av PCB til områdene omkring Arendal og Kristiansand er relativt høye sammenliknet med andre områder i Norge.

Innholdet av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD fulgte noe av det samme variasjonsmønsteret som PCB-forbindelsene, men nivåene var innenfor den variasjonsbredden en kan forvente i fisk fra innsjøer uten større punktkilder. Innholdet av andre utvalgte klororganiske forbindelser, som penta- og hexa-klorbenzen, alfa- og gamma-hexacyclohexan (Lindan), oktaklorstyren, var gjennomgående lavt, og lå ofte under deteksjonsgrensen. Totalt sett var innholdet av klororganiske miljøgifter såvidt lavt at det ikke har noen betydning for spiseligheten til fisken, eller at det skulle påføre fisken skader.

Nedbrytningsprodukter av PAH i galle fra fisk

Det ble funnet kvantifiserbare mengder av tre ulike nedbrytningsprodukter (metabolitter) av PAH. Forholdet mellom metabolittene varierte til dels betydelig mellom bestandene, men den totale summen av PAH-metabolitter var markert høyest i lokalitetene nær Arendal og Kristiansand. Dette tyder på de vannlevende organismene er mest eksponert for PAH i disse lokalitetene. Det er foreløpig usikkert om nivåene kan ha betydning for fiskens helse. Dette er forholdsvis nylig introduserte analyser og nivåene er derfor ennå ikke relatert til biologiske effekter.

Forslag til videre oppfølging

Arbeidet i dette prosjektet ble konsentrert om relativt få innsjøer (8), og pga. kostbare analyser ble det datert sedimentkjerner fra kun tre av innsjøene. For å få mer utfyllende informasjon om miljøgift-status i innsjøer nær større industrisentra langs Sørlandskysten, foreslås følgende oppfølging:

- Datering av en sedimentkerne fra Hallandsvatn på Lista. Dette er det eneste av hovedområdene i undersøkelsen hvor det ikke er foretatt sedimentdatering i én av sjøene.
- Nye sedimentundersøkelser i sjøer rundt Kvinesdal og Lillesand, som har smelteverksbedrifter med betydelig kortere historie (1960-1970 tallet) enn de i Arendal- og Kristiansandsområdet. Data fra disse områdene kan sannsynligvis gi mye utfyllende informasjon om bidrag fra lokale kilder kontra langtransporterte luftforurensninger.
- Innsamling av et større fiskemateriale fra landsdelen med tanke på kvikksølvanalyser.

Summary

Title: Environmental contaminants in lake sediments and fish in the Agder counties

Year: 2001

Authors: Kaste, Ø., Fjeld, E. & Rognerud, S.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-3968-5

Sediments and fish from 8 lakes in the Agder counties, of which 6 expected to be influenced by emissions from industry in the Arendal, Kristiansand and Lista regions, are examined with respect to environmental contaminants. Long-range transported air pollutants seemed to be important for deposition of both metals and organic micropollutants in the area, but analyses of metals in sediment cores dated back to ~1850 also indicate significant contribution from local industry.

In lake Vatnebuvatn, near Arendal, the stock of brown trout had relatively high concentrations of PCB and a mercury level exceeding the limit value of 0,5 mg Hg/kg set by the food control authorities in Norway. Analyses of individual fishes indicate that the limit value was exceeded when fish weights exceeded 1 kg. The sum of PAH metabolites in the gall bladder of fish were significantly higher in lakes near Arendal og Kristiansand compared to upland reference lakes. Due to few investigations showing dose/repose-relationships between PAH metabolites and fish health, the biological significance of the measured levels can not yet be evaluated.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og mål

Tidligere landsomfattende undersøkelser av miljøgifter i innsjøsedimenter har vist høye konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger og tungmetaller/sporelementer langs kysten i Agderfylkene (Rognerud & Fjeld 1993, Rognerud et al., 1997a, 1997b, 1999). Flere av innsjøene hadde konsentrasjoner av PAH over 20000 µg/kg tørrvekt sediment, og på det meste ble det registrert 90 000 µg/kg (Austlandsvatn, Grimstad). Ved slike høye konsentrasjoner kan det ikke utelukkes negative effekter, for eksempel på vannlevende organismer. Atmosfæriske avsetninger fra fjerntliggende kilder synes å være hovedårsakene til de forhøyede konsentrasjonene av miljøgifter i innsjøsedimentene på Sørlandet, men luftutslipp fra tungindustrien langs kysten kan også være en medvirkende årsak.

For å få et klarere bilde av forurensningssituasjonen mht. miljøgifter i innsjøsedimenter i Agderfylkene, ble det i 1999 gjennomført en oppfølgende undersøkelse som omfattet både sedimenter og fisk i innsjøer som er antatt å være påvirket av lokale industrikilder. Undersøkelsen har hatt følgende mål:

- å dokumentere konsentrasjonsnivåer av miljøgifter i sedimenter og fisk fra innsjøer i ulik avstand fra lokale utslippskilder,
- å anslå hvor stor andel forurensningen som skyldes lokale utslipp hhv. langtransport,
- å undersøke om fisken påvirkes negativt av forurensningene, og om forurensningene reduserer fiskens egnethet som menneskeføde.

1.2 Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført tre større, landsomfattende undersøkelser av miljøgifter og tungmetaller/sporelementer i ferskvannssedimenter. Disse er listet i **Tabell 1** med angivelse av antall innsjøer (på landsbasis og i Agder), årstall og hvilke parametre som er inkludert.

Tabell 1. Tidligere undersøkelser.

	Undersøkt år	Innsjøer totalt	Antall i Agder	Parametre	Referanse
A	1986-1988	210	21	Hg, Pb, Cd, Ni	Rognerud & Fjeld 1990
	"	27	6	Hg i fisk	"
B	1994-1996	69	14	PAH, PCB	Rognerud et al. 1997a
	"	102	14	13 metaller/sporelementer	Rognerud et al. 1997b
C	1996-1997	231	34	39 metaller/sporelementer	Rognerud et al. 1999

1.3 Generelt om miljøgifter og kilder

I denne rapporten er begrepet miljøgifter brukt som en fellesbetegnelse for metaller og organiske mikroforurensninger. Metaller med tetthet over 5 g/cm³ kalles ofte tungmetaller. I denne undersøkelsen er følgende tungmetaller undersøkt: Arsen (As), kadmium, (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (Va) og sink (Zn). De organiske mikroforurensningene kan deles opp i to hovedgrupper: Aromatiske hydrokarboner og klor/brom forbindelser. De aromatiske hydrokarbonene består i hovedsak av disykliske eller polysykliske aromatiske forbindelser (PAH). Klor/brom forbindelsene omfatter blant annet polyklorerte bifenyler (PCB), ulike sprøytemidler (pesticider) samt ulike biprodukter som dannes i industriprosesser.

Metaller

Metaller tilføres innsjøene enten via naturlig forvitring i nedbørfeltet, menneskeskapte utslipp til jord og vann i nedbørfeltene, eller via atmosfæriske avsetninger. De atmosfæriske avsetningene kan enten stamme fra lokale luftutslipp, eller fra langtransporterte forurensninger (**Tabell 2**). Med unntak av kvikksølv, som kan foreligge på gassform, er tungmetaller i atmosfæren knyttet til små partikler som føres med luftstrømmene. Hvor langt denne transporten kan gå, er avhengig av partikkelstørrelsen og de meteorologiske forholdene. Konsentrasjonene av metaller i sedimentet er influert av ulike forhold som nedbørfeltens geologi, løsavsetninger, nedbørmengde, nedbørkjemi, vannkjemi, innsjøegenskaper og sedimenttyper.

Tabell 2. Oversikt over aktuelle elementer og kilder i lokale luftutslipp og i langtransporterte forurensninger (utdrag fra Rognerud et al. 1997b).

Forurensningskilde	Elementer	Kommentar
Lokale luftutslipp	Cu, Ni, Hg, Co, Be	Ulike typer smelteverk og prosessindustri
Langtransport	Pb, As, Cd, Hg, V, Sb, Cu	Indirekte kilder: blytilsetning i bensin, forbrenning av fossilt brensel og søppel

Organiske mikroforurensninger

De organiske mikroforurensningene er i hovedsak skapt av mennesker og har ofte negative effekter på miljøet. Mange er bestandige (persistente) i miljøet og kan akkumuleres i organismer og i næringskjeder. De organiske mikroforurensningene er generelt lite vannløselige, selv om enkelte av de lavmolekylære kan sies å være relativt løselige. Forbindelsene bindes imidlertid i stor utstrekning til partikler. Atmosfæren er generelt den viktigste spredningsveien til ferskvann.

PAH dannes i hovedsak ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale (for eksempel fossilt brensel) og som biprodukt i industrielle prosesser (aluminium- og ferromangan-verk). Skogbrann er en betydelig naturlig kilde. PAH består av en rekke enkeltforbindelser hvorav noen kan være kreftfremkallende. Forbindelsene er fettløselige og kan akkumulere til høye nivåer i enkelte grupper av organismer, men virveldyr, deriblant fisk, har god evne til å bryte ned og skille ut PAH. Det er derfor ikke noen sterk tendens til oppkonsentrering i næringskjeder. Informasjon om fisk som har vært eksponert for PAH kan man få gjennom å analysere nedbrytningsprodukter (metabolitter) i gallen.

PCB har siden 1930 vært brukt til mange industrielle formål, for eksempel i transformatoroljer, som tilsetningsstoff i maling, fugemasse og isolasjonsmateriale. Ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980. PCB er sterkt fettløselig og har stor evne til oppkonsentrering i næringskjedene. Forbindelsene kan være akutt giftige, påvirke immunforsvaret og hormonbalansen, være kreftfremkallende og gi nerveskader. Klorerte forbindelser finnes også i sprøytemidlene DDT og lindan, som fortsatt brukes i enkelte land, særlig i tropiske og subtropiske områder. Andre forbindelser kan forekomme som biprodukter av industrielle prosesser, slik som klorerte benzener (HCB, 5-CB), oktaklorstyren (OCS) og dioksiner.

Mer informasjon om miljøgifter og kilder er gitt i Rognerud et al. (1997ab), Rognerud et al. (1999) og Næs et al. (2000).

2. Materiale og metoder

Prosjektet baseres i stor grad på metodikk og erfaringer fra prosjektene ”Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter” (Rognerud et al. 1997ab) og ”Miljøgiftundersøkelser i havner på Agder” (Næs et al. 2000).

2.1 Lokalteter

Det er valgt 8 innsjøer ut fra følgende kriterier:

- ◆ 6 innsjøer nær lokale forurensningskilder,
- ◆ maks-dyp over 10 meter
- ◆ helst minst to fiskearter.
- ◆ 2 referansesjøer, beliggende i god avstand fra betydelige punktkilder

Innsjølokalitetene er konsentrert om tre regioner langs kysten (Arendal, Kristiansand og Lista), samt et referanseområde i Audnedalen/Mandalen (**Figur 1, Tabell 3**). Det er valgt relativt små innsjøer (<1 km²) med liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Mårvatn og Ulgjelvatn var også med i regionalundersøkelsen gjennomført av Rognerud et al. (1997ab), mens Mindrebøvatn tidligere har vært med i to større metallundersøkelser (Rognerud & Fjeld 1990, Rognerud et al. 1999) (**Tabell 1**). Tre av innsjøene er kalket (Storvatn, Ulgjelvatn og Mindrebøvatn). Vannstanden i Storvatn ble hevet omkring 2-3 meter tidlig på 1960-tallet, i forbindelse med utnyttning av innsjøen til drikkevannsformål (Trond Johanson, Kr.sand kommune, pers. medd.). Vatnebuvatn og Grindheimsvatn ble loddet opp i forbindelse med prosjektet – i de øvrige er maksimalt dyp lokalisert ved hjelp av ekkolodd. Prøvetakingsstedet for sedimenter ble lagt til den dypeste delen av innsjøene.



Figur 1. Lokalisering av undersøkte innsjøer.

Tabell 3. Undersøkte innsjøer, med opplysninger om høyde over havet, innsjøareal (Ai), nedbørfeltareal (An), avrenning og prøvetakingsdyp for sedimenter. Referansesjøene er markert med R.

Navn	Kommune	Fylke	Hoh m	Ai km ²	An km ²	Avr m/år	P.dyp m
Vatnebuvatn	Arendal	Aust-Agder	7	0,34	ca 2,8	0,70	27
Mårvatn	Froland	Aust-Agder	78	0,24	1,2	0,82	32
Storvatn	Kr.sand	Vest-Agder	49	0,12	ca 1,8	0,95	19
Grovatn	Kr.sand	Vest-Agder	26	0,34	ca 2,6	1,04	35
Hallandsvatn	Farsund	Vest-Agder	33	0,44	ca 4,8	1,07	35
Ulgjelvatn	Farsund	Vest-Agder	210	0,19	1,5	1,13	26
Grindheimsvt, R	Audnedal	Vest-Agder	117	0,42	8,9	1,42	21
Mindrebøvt, R	Marnardal	Vest-Agder	160	0,30	11,5	1,27	35

De antatt belastede innsjøene er lokalisert i fremherskende vindretning fra store, lokale industribedrifter som har, eller har hatt store utslipp av forurensninger til luft (**Tabell 4**). Fremherskende vindretninger i Lista-området er nordvest (17%) og omkring øst (14%), mens de ved Torungen er sørvest (21%) og nordøst (12%) (**Tabell 5**). Det er antatt at Torungen-dataene også er representative for Kristiansand-området.

Tabell 4. Nærhet til ulike industri-kilder. SG=Saint Gobain Ceramic Materials AS Arendal, FA=Falconbridge Nikkelverk AS, ES=Elkem ASA Silicon, EC=Elkem ASA Carbon, EL=Elkem Aluminium ANS Lista og ØY=Øye Smelteverk Kvinesdal. Tabellen angir avstand til nærmeste større industribedrift og i hvilken retning innsjøen ligger i forhold til kilden.

Navn	Industri- kilde(r)	Avstand km	Retning
Vatnebuvatn	SG	8	NØ
Mårvatn	SG	12	V
Storvatn	FA / ES+EC 4 / 3		SV / V
Grovatn	FA / ES+EC 7 / 8		NNV
Hallandsvatn	EL	7	NV
Ulgjelvatn	EL	9	NV
Grindheimsvatn	ØY	37	NØ
Mindrebøvatn	ØY / FA	37 / 38	NØ / NV

Tabell 5. Frekvens av ulike vindretninger på Lista fyr og Torungen fyr utenfor Arendal, basert på 1961-1990 normalen (DNMI 1999). Fremherskende vindretninger er antydnet med fete typer.

	N	n-nø	ø-nø	Ø	ø-sø	s-sø	S	s-sv	v-sv	V	v-nv	n-nv
Lista	4,2	3,8	7,6	13,8	11,3	5,0	4,6	4,4	6,1	8,8	17,1	9,7
Torungen	9,2	11,8	10,9	4,5	1,5	4,9	6,1	9,9	20,9	7,4	2,9	9,0

2.2 Vannkjemi

For å få en enkel vannkjemisk karakteristikk av innsjøene, ble det tatt en stikkprøve i utløpene av innsjøene i september/oktober 1999. Prøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo med hensyn på pH, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen, totalt organisk karbon, alkalitet, samt reaktivt og ikke-labilt aluminium.

2.3 Sedimentundersøkelser

Konsentrasjoner av metaller og PAH/PCB er undersøkt i sedimenter fra hhv. 5 og 6 innsjøer i 1999, hvorav sedimentkjerner fra tre innsjøer er datert (**Tabell 6**). I Mårvatn og Ulgjelvatn ble det ikke tatt nye sedimentprøver i forbindelse med dette prosjektet, i og med at vi har data på metaller og PAH/PCB fra før (Rognerud et al. 1997ab). I Mindrebøvatn foreligger det metalldata fra før (Rognerud & Fjeld 1990, Rognerud et al. 1999), men det ble tatt nye prøver for PAH/PCB-analyser.

Tabell 6. Utvalgte lokaliteter for analyse av metaller, PAH og PCB i 1999.

Navn	Datering	Metaller	PAH	PCB7***
		0-10 cm+ref*	0-4 cm**	0-2cm
Vatnebuvatn	x	x	x	x
Mårvatn				
Storvatn		x	x	x
Grovatn	x	x	x	x
Hallandsvatn		x	x	x
Ulgjelvatn				
Grindheimsvatn	x	x	x	x
Mindrebøvatn			x	x

* Sjikt av 1 cm tykkelse

** Sjikt av 2 cm tykkelse

*** Summen av 7 ulike PCB-forbindelser

Sedimentene ble samlet inn med en modifisert KB-corer som har utskiftbare plastrør av 75 cm lengde og 6,5 cm indre diameter. Nedsenkingen av sedimenthenteren ble kontrollert med et ekkolodd slik at den kunne sendes sakte ned nær sedimentoverflaten. Dette er helt nødvendig for å forsøke å hindre tap av overflatesediment (Blomqvist 1991). Sedimentet ble seksjonert i én centimeter tykke sjikt og overført til plastbeger like etter prøvetaking. Dette ble siden tørket, homogenisert og sendt til kjemiske analyser og dateringsanalyser (gjort av dr. Peter Appelby ved University of Liverpool). Dateringene viste at toppsedimentet var intakt og uforstyrret i Grindheimsvatn, mens i Vatnebuvatn og Grovatn var det øverste sjiktet (henholdsvis 0-1 og 0-2 cm) blåst av ved prøvetakingen. Dette sistnevnte skyldtes en kombinasjonen av at sedimentet i disse innsjøene er svært løstflytende (høyt vann- og organisk innhold) og at sterk vind med drift av båten ved prøvetakingen førte til at toppsedimentet ble skjøvet til side før sedimenthenteren trengte ned i sedimentet. I vindstille vær i november 2000 ble det imidlertid innhentet nye kjerner fra disse to innsjøene. En sammenlikning av konsentrasjonsgradientene for disse kjernene, og de som ble tatt tidligere, indikerte at de siste kjernene hadde toppsedimentet intakt. Vi benyttet derfor data fra disse til å beregne årlig sedimentasjon av metaller for de øverste 0-1 og 0-2 cm i henholdsvis Vatnebuvatn og Grovatn. De kjemiske prøvene ble analysert på NIVA ved hjelp av ICP og ICP-MS etter oppslutning med salpetersyre. Vanninnhold og glødetap (gløding ved 520 grader i 2 timer) ble bestemt på NIVAs Østlandsavdeling. Dateringsanalysene er basert på analyser av ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs og ^{241}Am (metodebeskrivelse gitt i Appleby et al. 1986, og 1992), forholdet mellom de sistnevnte isotopene (Appleby et al. 1991) og bruk av CRS modellen (Appleby & Oldfield 1978).

2.4 Fiskeundersøkelser

Det ble høsten 1999 prøvefisket i 8 innsjøer, hvorav alle hadde ørretbestander og fire også hadde abborbestander (**Tabell 7**). Det ble lagt opp til å ta prøver av inntil 20 individer av hver art der hvor fangstene tillot dette. For Vatnebuvatn, som inneholdt en fåtallig ørretbestand, ble antallet ørret fanget under prøvefisket ikke mer 9. Primærdata på fisken er gitt i **Vedlegg C**.

Det ble tatt prøver av fisken for følgende analyser:

- Kvikksølv i muskelvev
- PCB i muskelvev
- PAH-metabolitter i galle

Tabell 7. Lokalteter og fisk som ble prøvetatt.

lokalitet	fangstdato	ørret antall	abbor antall
Vatnebuvatn	21.09.99	9	17
Mårvatn	23.09.99	15	20
Storvatn	22.09.99	20	0
Grovatn	22.09.99	19	20
Hallandsvatn	23.09.99	20	0
Ulgjellvatn	14.10.99	20	0
Mindrebovatn	05.10.99	19	0
Grindheimsvatn	05.10.99	20	20

Under prøvetakingen ble fisken målt og veid, og kjønn og modningsstadium ble registrert. Under kontrollerte, ukontaminerte (rene) forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjellet muskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. Det ble preparert en blandprøve fra hver bestand, samt at det i tillegg ble tatt en individuell muskelprøve fra hver fisk.

Blandprøvene besto av jevnstore vevsprøver fra hvert individ, og ble lagret på glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie. De individuelle muskelprøvene ble pakket inn i ren aluminiumsfolie, som igjen ble lagt inn i en tette plastposer med lynlås. Alle prøvene ble oppbevart nedfrost ved -18°C inntil de ble sendt laboratoriet for analyse. Muskelprøvene ble analysert for kvikksølv og klororganiske forbindelser.

Det ble også tatt prøver av galle fra de individene som hadde tilstrekkelig fylt galleblære. Dette viste seg å være vanskelig for flere av bestandene, da mange individer hadde tømt galleblæra i forbindelse med fødeopptak. Galleprøvene ble tatt med rene engangssprøyter, og ble oppbevart i små plasttuber. Prøvene ble oppbevart nedfrost ved -18°C inntil de ble sendt laboratoriet for analyse.

Kvikksølvanalysene ble gjort ved NIVAs laboratorium med NIVA-metode "E 4-3: Bestemmelse av kvikksølv i vann, slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin –Elmer FIMS-400". Deteksjonsgrensen på metoden er 0,005 mg Hg/kg.

Analysene av klororganiske mikroforurensninger ble gjort ved NIVAs laboratorium med NIVA-metode "H 3-4: Ekstraksjon og opparbeiding av klororganiske forbindelser i biologisk materiale." Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende (samvirkende) stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved

bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider (tilbakeholdelsestider) på to kolonner med ulik polaritet (ladning). Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Galleprøvene ble analysert for PAH-metabolitter etter at gallen var spaltet enzymatisk. Proteinene i prøvene ble felt med en alkohol, og det ble analysert direkte på supernatanten (den overliggende væsken) ved hjelp av HPLC fluorescence-deteksjon. En PAH-forbindelse ble benyttet som indre standard.

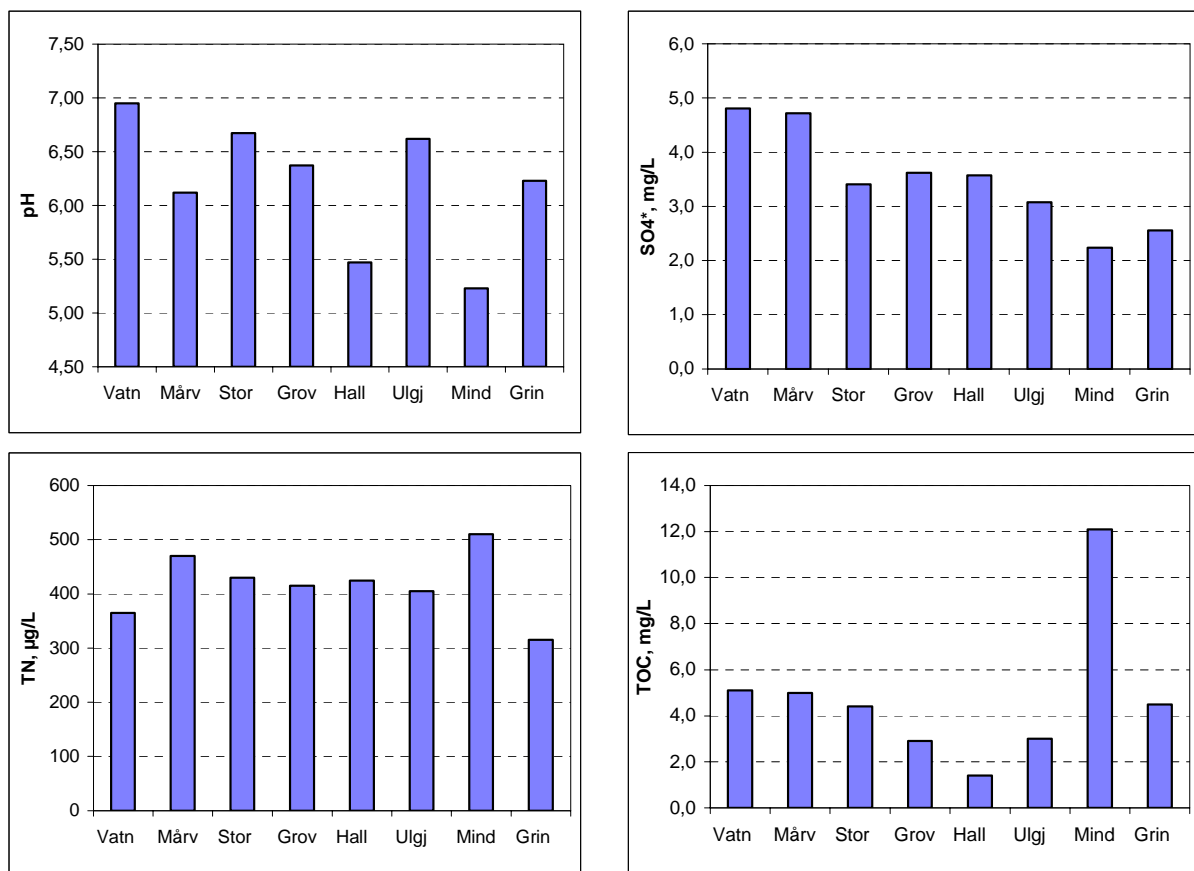
Det ble valgt å analysere for PAH-metabolitter i galle, da fisk er i stand til å nedbryte PAH slik at konsentrasjonene av PAH i muskelvev og organer oftest er svært lavt og ikke nødvendigvis står i noe direkte forhold til belastningen de er utsatt for.

2.5 Utslipp fra industri langs Sørlandskysten

En historisk oversikt over produksjon, råstoffer, prosesser, rensing og utslipp til luft er angitt i **Vedlegg D**.

3. Vannkjemi

Surhetsnivået i de undersøkte innsjøene varierte fra pH 5,25 (Mindrebøvatn) til pH 6,95 (Vatnebuvatn) i stikkprøvene som ble tatt under feltarbeidet høsten 1999 (**Figur 2**). Alle sjøene er påvirket av langtransportert forurenset luft og nedbør, noe som har ført til forsuring av mange innsjøer i Sør-Norge. Graden av påvirkning kan i stor grad identifiseres som konsentrasjon av sjøsaltkorrigert sulfat (SO_4^*)¹. De to innsjøene i Arendalsområdet hadde de høyeste konsentrasjonene av SO_4^* , noe som er i tråd med regionale overvåkingsdata for svovelnedfall (SFT 1999). Det meste av svovelnedfallet skyldes langtransporterte forurensninger, men skipstrafikk samt lokal tungindustri bidrar også til den totale forsuringbelastningen på landsdelen. Refereansesjøene hadde de laveste SO_4^* -verdiene, noe som skyldes at den langtransporterte forurensning avtar med avstand til kysten.



Figur 2. pH, sjøsaltkorrigert sulfat (SO_4^*), total nitrogen (TN) og totalt organisk karbon (TOC) i utløpet av de undersøkte innsjøene. Basert på én stikkprøve fra hver lokalitet, tatt i tidsrommet september/oktober 1999. Øvrige vannkjemiske data er gitt i **Vedlegg A**.

¹ Sjøsaltkorrigert sulfat: Målt konsentrasjon av sulfat i vannet fratrukket antatt bidrag fra sjøsalter. Sjøsaltbidraget beregnes ut fra kloridkonsentrasjonen i innsjøen.

Noen av innsjøene har naturlig bufferevne mot forsuring, enten på grunn av at de ligger under marin grense (Vatnebuvatn), eller de ligger i områder med gunstig berggrunnsgeologi (Grindheimsvatn). I Storvatn, Uljelvatn og Mindrebøvatn er vannet kunstig avsyret ved hjelp av kalking. De to førstnevnte er kalket direkte, mens det sistnevnte er kalket via en doserer oppstrøms innløpet.

Det er noe landbruk og bebyggelse rundt noen av innsjøene, men konsentrasjonene av nitrat og total nitrogen ligger likevel innenfor den naturlige variasjonsbredden en finner i sjøer beliggende i rene utmarksområder i landsdelen (Skjelkvåle et al. 1997) (**Figur 2, Vedlegg A**). Dette illustrerer at vannkvaliteten ikke er nevneverdig påvirket av menneskelig forurensning innenfor de lokale nedbørfeltene. Høyeste konsentrasjon av total nitrogen (510 µg/L) ble målt i referanselokaliteten Mindrebøvatn. Denne innsjøen var også kraftig humuspåvirket, med en TOC-konsentrasjon på hele 12,1 mg/L. Dette var over dobbelt så høyt som i de andre sjøene, som hadde TOC-verdier i området 1.4-5.1 mg/L. Av disse hadde Hallandsvatn lavest konsentrasjon og dermed det klareste vannet. TOC-konsentrasjonen i vannet gir vanligvis en god indikasjon på størrelsen av den organiske fraksjonen (glødetapet) i innsjøsedimentet.

4. Sedimenter

Sedimentene avsettes i hovedsak kronologisk i de dypeste områdene av innsjøen og dannes av partikler som både er produsert i innsjøen og tilført via nedbørfeltet (Norton og Kahl 1992). Partiklene inneholder metaller som har sitt opphav i geologisk materiale og atmosfæriske avsetninger. Konsentrasjonene av metaller i berggrunn og løsavsetninger kan variere betydelig. En prøve fra dypere liggende sjikt i sedimentet, før atmosfæren var nevneverdig forurenset av metaller, vil imidlertid gi en god indikasjon på nivået av naturgitt innhold av metaller i nedbørfeltet. I denne undersøkelsen er referanseprøvene hentet fra ca. 40 centimeters dyp i sedimentet og er beregnet til å være avsatt rundt år 1450, dvs. før atmosfæren var nevneverdig forurenset. I tillegg til referanseprøvene har vi analysert prøver for hver centimeter fra overflaten og ned til 15 centimeter i sedimentet. Dette sjiktet er avsatt i løpet av siste ca. 150 år og vil følgelig gi en indikasjon på områdets forurensningshistorie fra før den industrielle revolusjon og fram til i dag.

Hensikten med undersøkelsen var å skille bidraget fra lokale forurensningskilder fra det som skyldes langtransporterte forurensninger. For å løse en slik målsetning har vi undersøkt konsentrasjoner av metaller og organiske mikroforurensninger i daterte sedimentkjerner og samholdt disse resultatene med historiske data fra noen av de mest betydningsfulle industribedriftene i regionen. I tillegg har vi målt konsentrasjoner av metaller i sedimentet fra Storvatn nær industrien i Kristiansand og Hallandsvatn, som ligger nær aluminiumsverket Elkem Aluminium ANS Lista.

4.1 Datering

På bakgrunn av dateringsanalysene kan sedimentasjonshastighetene beregnes til mellom 0,6 og 2,0 mm pr. år for alle tre innsjøene (**Vedlegg B**). Dette er i god overensstemmelse med de verdier som er vanlig å finne i nordiske skogssjøer (oppsummert i Rognerud & Fjeld, 2001). I Vatnebuvatn var det en høyere sedimentasjonshastighet (nær det dobbelte) mellom 1890 og 1940, enn i tiden før og etter denne perioden. Årsaken til dette vet vi ikke. Det førte imidlertid ikke til endringer av andelen organisk materiale. I Grovatn har sedimentasjonshastigheten variert relativt lite siste 150 år med verdier fra 0,6 til 0,9 mm pr. år, mens Grindheimsvatn har hatt en klart høyere sedimentasjonshastighet (2-3 ganger) i de øverste 5 cm enn lenger ned i kjernen. Selv om noe av dette skyldtes et høyere vanninnhold i de øverste lagene så var årlig sedimentasjon i sjiktet 0-5 cm nær dobbelt så høy som i de eldste sjiktene.

4.2 Metaller

I **Figur 3-5** har vi vist de beregnede årlige sedimentasjon av metaller for de tre innsjøene der sedimentene ble datert. Dateringsmetoden (^{210}Pb) kan bare brukes til å beregne sedimentasjonshastigheter tilbake til ca. 1870. For sedimenter avsatt før dette har vi antatt en årlig sedimentasjon tilsvarende den som er beregnet for den eldste delen av kjernen.

Felles for alle innsjøene er at konsentrasjonene av særlig Pb, men også Hg, Cd, As, og Zn var betydelig høyere i sedimentet fra ca. 15 cm enn i referansen (ca. 40 cm). Dateringene viser at 15 cm sjiktet er avsatt på midten av 1800 tallet, mens referansen antagelig er fra midten av 1400-tallet. Dette indikerer at de atmosfæriske avsetningene av disse elementene besto av en klar andel av forurensninger allerede på midten av 1800-tallet. Oppholdstiden i atmosfæren for Cd, As, Zn er 6-12 dager, mens for Hg er den ca ett år. Det er derfor klart at atmosfæren kan være en viktig spredningsvei av forurensninger fra andre deler av Europa til Norge. Renberg et al. (2000) har vist at europeisk gruvedrift og metallurgisk industri har ført til atmosfæriske avsetninger av blyforurensninger over sydlige deler av Skandinavia helt siden 1200-tallet. Det er ikke urimelig å anta at denne virksomheten også kan ha ført til økte atmosfæriske avsetninger av Hg, Cd, As og Zn i den samme perioden. Det er derfor mulig at naturgitte bakgrunnsverdier i sedimentene i de fleste i innsjøer langs kysten i Sør-

Norge først kan forventes i materiale som i dag befinner seg ved ca. 50 cm dybde i sedimentet. Pb knyttes sterkt til partikler og betraktes som tilnærmet immobilt i sedimentet. Ved diskusjon av konsentrasjonsgradienter kan det derfor være gunstig å ta utgangspunkt i Pb-profilen.

Avsetningsprofiler i Grindheimsvatn.

Grindheimsvatn antas i hovedsak å være påvirket av atmosfæriske avsetninger av langtransporterte atmosfæriske forurensninger og i liten grad å være påvirket av lokale luftutslipp fra industrien langs kysten. Denne lokaliteten betraktes derfor som en referanse på mønsteret i avsetninger av langtransporterte metallforurensninger. Atmosfæriske avsetninger av Pb-forurensninger i Europa er relativt godt dokumentert ved hjelp av studier i innsjøsedimenter (Renberg et al. 1994, 2000) og ombrogene myrer (Weiss et al. 1999). Blyprofilen i Grindheimsvatn (**Figur 3**) stemmer godt overens med resultatene fra disse undersøkelsene. Dette indikerer at sedimentkjernen i Grindheimsvatn kan være en representativ kerne for studier av tidligere atmosfæriske avsetninger av også andre metaller.

I korthet viser blyavsetningene en gradvis økning fra 1840 og fram til 1915 (**Figur 3**). Dette skyldtes i hovedsak økende kullfyring i Europa (Weiss et al. 1999). Etter 1915 overtar olje mer som energikilde, og avsetningene reduseres noe før de stiger igjen etter andre verdenskrig som følge av økt industrialisering, energiforbruk og en sterk økning i forbruk av bensin tilsatt alkyl-bly. Avsetningen av bly kuliminerer rundt 1980 som følge av restriksjoner og forbud mot blytilsetning i bensin. Siden har avsetningene sunket som følge av en gradvis reduksjon i forbruk av blybensin, reduserte utslipp etter kommunismens fall i Øst-Europa og økte rensetiltak i Europeisk industri.

Mønsteret for de andre elementene er nær det samme som for bly, men lite utpreget for Ni og Cr (**Figur 3-5**). Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra en nasjonal sedimentundersøkelse som viste at det regionale mønsteret i forurensningsgraden av Pb i nylig avsatte sedimenter var svært likt det en også fant for en rekke andre metaller (Rognerud & Fjeld 2001).

Avsetningsprofiler i Vatnebuvatn

Den årlige sedimentasjonen av Pb i Vatnebuvatn var nær den samme som i Grindheimsvatn fra midten 1800-tallet og til 1880 årene (**Figur 3**). Deretter økte avsetningene betydelig i Vatnebuvatn, spesielt fra 1913 til midten av 1930 årene. Siden sank de gradvis frem til slutten av 1980-årene. De siste 10 årene har de avtatt raskere og de er i dag på nivå med de som er beregnet for Grindheimsvatn.

Den første økningen startet før etableringen av nåværende Saint Gobain Ceramic Materials sin silisiumkarbid-fabrikk og Nitriden i Arendal. Det er derfor rimelig å tro at økt forbrenning av kull eventuelt annen industriaktivitet i regionen kan være en årsak, men økt langtransport kan også være medvirkende. Etter etableringen av de to verkene i 1912 steg imidlertid både avsetningene og konsentrasjonene til omtrent det dobbelte på kort tid og avtok først etter midten av 1930-tallet. Dette sammenfaller godt med produksjons-kurvene ved verkene i denne tidsperioden (**Vedlegg D1**). I 1926 ble det bygget et renseanlegg ved Nitriden. Dette innebar at avgassene fra stekeriet ble ledet gjennom tanker der vann ble sprøytet gjennom dyser (**Vedlegg D2**). Det er mulig at dette kan ha reduserte luftutslippene. Etter 2 verdenskrig økte produksjonen betydelig ved begge verkene. Konsentrasjonene i sedimentet fortsatte da også å stige frem til 1963, men på grunn av en lavere sedimentasjon av materiale sank årlig akkumulert mengde Pb. Det er en betydelig større usikkerhet i bestemmelsen av sedimentasjon av materiale enn i analyser av metaller. Det kan derfor mulig at de atmosfæriske avsetningene har fortsatt å øke frem til 1970 årene slik som konsentrasjonsøkningen tilsier. Etter dette avtar imidlertid både konsentrasjonene og sedimentasjonen av bly. Dette må skyldes reduksjon i atmosfæriske avsetninger som følge av nedleggelsen av Nitriden i 1975 og eventuelle rensetiltak ved Saint Gobain CM, Arendal. Etter midten av 1980-årene avtar også de langtransporterte atmosfæriske avsetningene (ref. Grindheimsvatn). I dag er de årlige blyavsetningene nær de samme som de er i Grindheimsvatn og på nivå med de en hadde på slutten av 1800-tallet. Dette viser at det er ubetydelige lokale Pb-kilder i Arendalregionen i dag

As, Cd og Zn hadde en utvikling i årlig sedimentasjon som likner Pb, men med to unntak. Økningen skjedde i hovedsak etter etableringen av verkene i 1912 og avtaket etter toppen på midten av 1930-tallet har vært ubetydelig for Cd og moderat for Zn og As. Det er derfor rimelig å anta at verkene er årsak til de økte atmosfæriske avsetningene helt frem til 1980-tallet. I dag er avsetningene på nivå med de som observeres i Grindheimsvatn for Zn og As, men betydelig høyere for Cd. Konsentrasjonen av Cd i nylig avsatte sedimenter i Vatnebuvatn er de høyeste som er registrert i denne regionen (Rognerud et al. 1997b). Dette kan tyde på fortsatt klare lokalt luftutslipp av Cd, og Saint Gobain CM er en mulig kilde.

Årlige avsetninger av Hg økte også klart etter etableringen av verkene fram til midten av 1930-tallet for så å avta fram til midten av 1970-tallet. Det synes derfor klart at verkene har vært årsak til de økte Hg avsetningen lokalt i perioden 1930-1970. Etter 1970 har avsetningene vært nær de som er beregnet for referanselokaliteten (Grindheimsvatn) og betydningen av lokale Hg forurensninger er liten i dag. Det var generelt en svak konsentrasjonsøkning oppover i sedimentkjernen for Cu, Ni og Cr. Dette betyr at det antropogene bidraget av de atmosfæriske avsetningene er beskjedne for disse elementene. Variasjonene i årlige mengde sedimentert materiale er relativt større. Variasjonen i sedimentasjon av Cr, Cu, og Ni skyldtes derfor i hovedsak årlig variasjonen i mengden sedimentert materiale. Med de usikkerheter som er knyttet til beregningen av sedimentert materiale vil vi være tilbakeholdne med å diskutere variasjonen i årlige avsetninger for disse elementene.

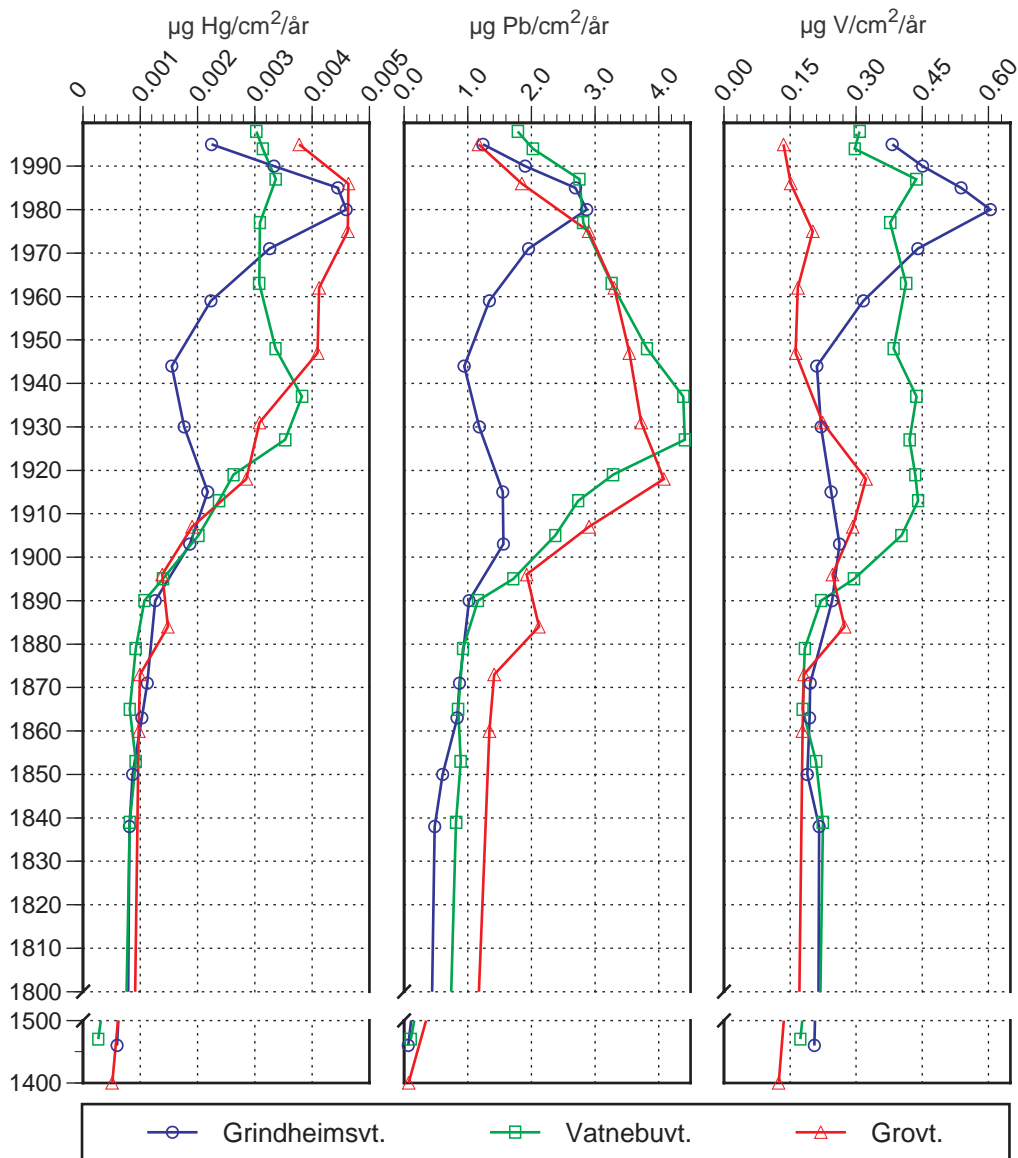
Avsetningsprofiler i Grovatn

Diskusjonen av sedimentprofilene tar utgangspunkt i oppstartingen av smeltingen av Cu/Ni malm ved Flaconbridge i Kristiansand i 1912. Produksjonen ved dette verket var av beskjeden karakter frem til slutten av andre verdenskrig (< 5000 tonn Ni), men økte da gradvis fra ca. 5000 tonn til ca. 60 000 tonn Ni i dag (**Vedlegg D3**). Den årlige sedimentasjon av Cu og Ni økte først etter krigen i Grovatn. Det er rimelig å anta at den første virksomheten ved verket i hovedsak førte til økt nedfall av Cu- og Ni-holdige partikler nær verket. Grovatn som ligger 7-8 km i nordøstlig retning ble først berørt etter den betydelig økningen i produksjon og derav følgende utslipp etter krigen. Avsetningene av Cu og Ni steg da i takt med produksjonsøkningen og de var i 1986 henholdsvis ca. 3,5 og 6 ganger høyere enn det en kan forvente dersom langtransporterte avsetninger var eneste forurensningskilde (vurdert ut fra resultater for Grindheimsvatn og Vatnebuvatn). Dette viser den betydning virksomheten ved Falconbridge Nikkelverk AS har hatt for atmosfæriske avsetninger av Ni og Cu i Kristiansandsregionen, særlig etter 2 verdenskrig. På 1990-tallet har avsetningene avtatt muligens som følge av rensetiltak eller produksjonsendringer (opphør av matteluting og produksjon av svovelsyre).

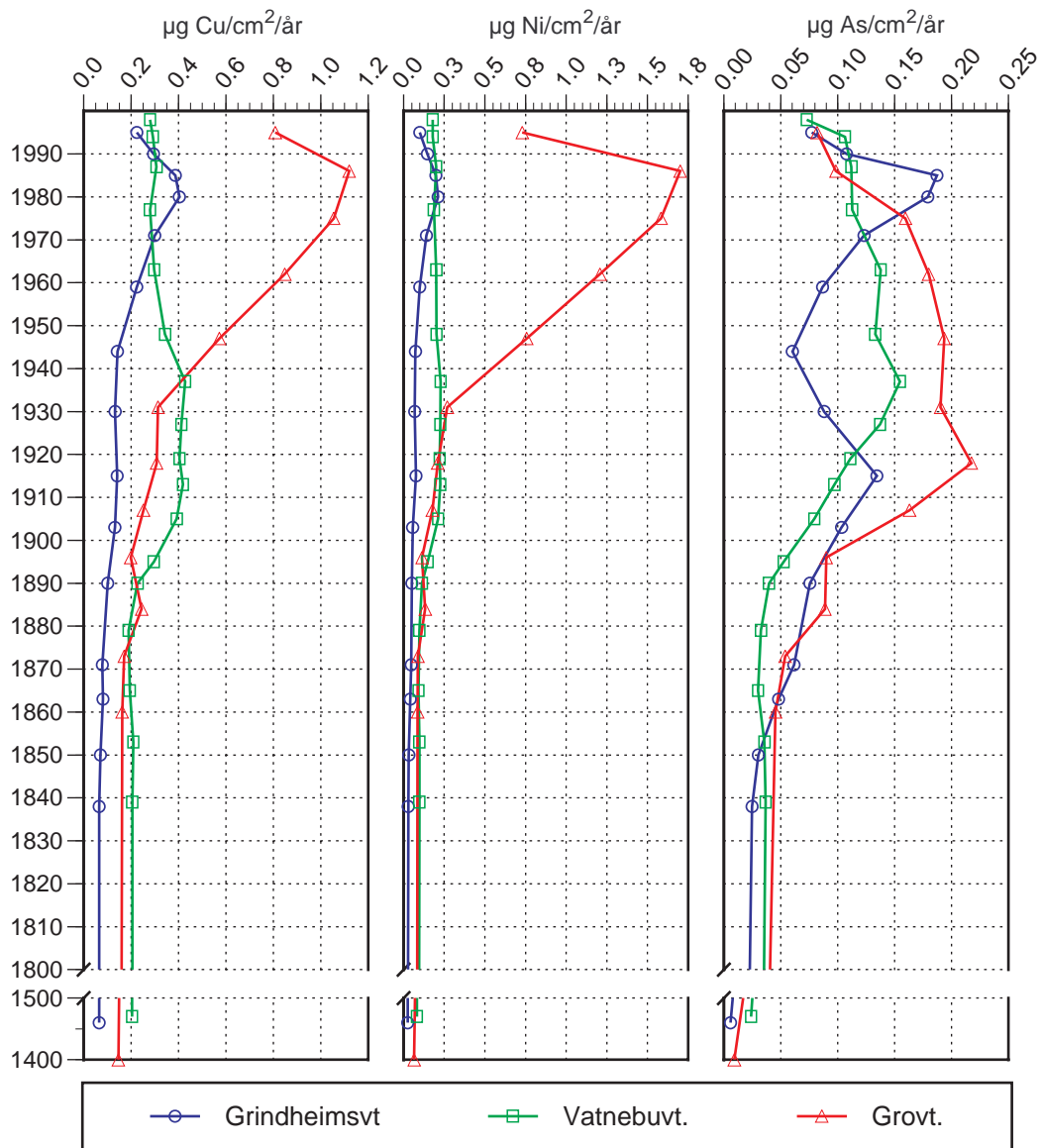
Årlig sedimentasjon av Hg følger samme forløp som Ni og Cu. Årlig avsetning er høy i dag, og konsentrasjonen i toppsjiktet er blant de høyeste som er målt i nylig avsatte sedimenter i landet. Det er derfor rimelig å anta at det fortsatt er en klar Hg kilde blant industrien i Kristiansandsområdet.

Mønsteret i årlige avsetninger av Pb avviker fra de som ble beregnet for Hg, Ni og Cu. Konsentrasjonene og beregnede årlige avsetninger i sedimentet på midten av 1800-tallet var 20 ganger høyere enn i referansen fra ca. 1450. Dette viser at regionen allerede på den tiden mottok betydelig atmosfæriske forurensninger av bly, antagelig fra utslipp i metallurgisk industri i Nord-Europa. Dette er i overensstemmelse med resultatene for Vatnebuvatn og med resultatene til Renberg et al. (2000) som viste at forurensningen av bly fra atmosfæren har en lang historie i sydlige deler av Skandinavia. En betydelig økning i Pb-avsetningene skjedde også i perioden 1896-1917, dvs. før etableringen av Elkem ASA Carbon, Elkem ASA Silicon og før Falconbridge Nikkelverk AS hadde nevneverdig produksjon (**Vedlegg D4 og D5**). Det samme skjedde i Vatnebuvatn. Enten skyldes dette økte forurensninger fra utlandet, eller så må det ha vært lokale luftutslipp av bly i Kristiansandsområdet. Den synkende trenden i årlige avsetninger siden 1920-tallet er avvikende fra det en finner i referansesjøen Grindheimsvatn, som bare er påvirket av langtransporterte forurensninger. Dette kan derfor tyde på lokale kilder. Mønsteret for årlige avsetninger av As, Zn og Cd likner Pb, men

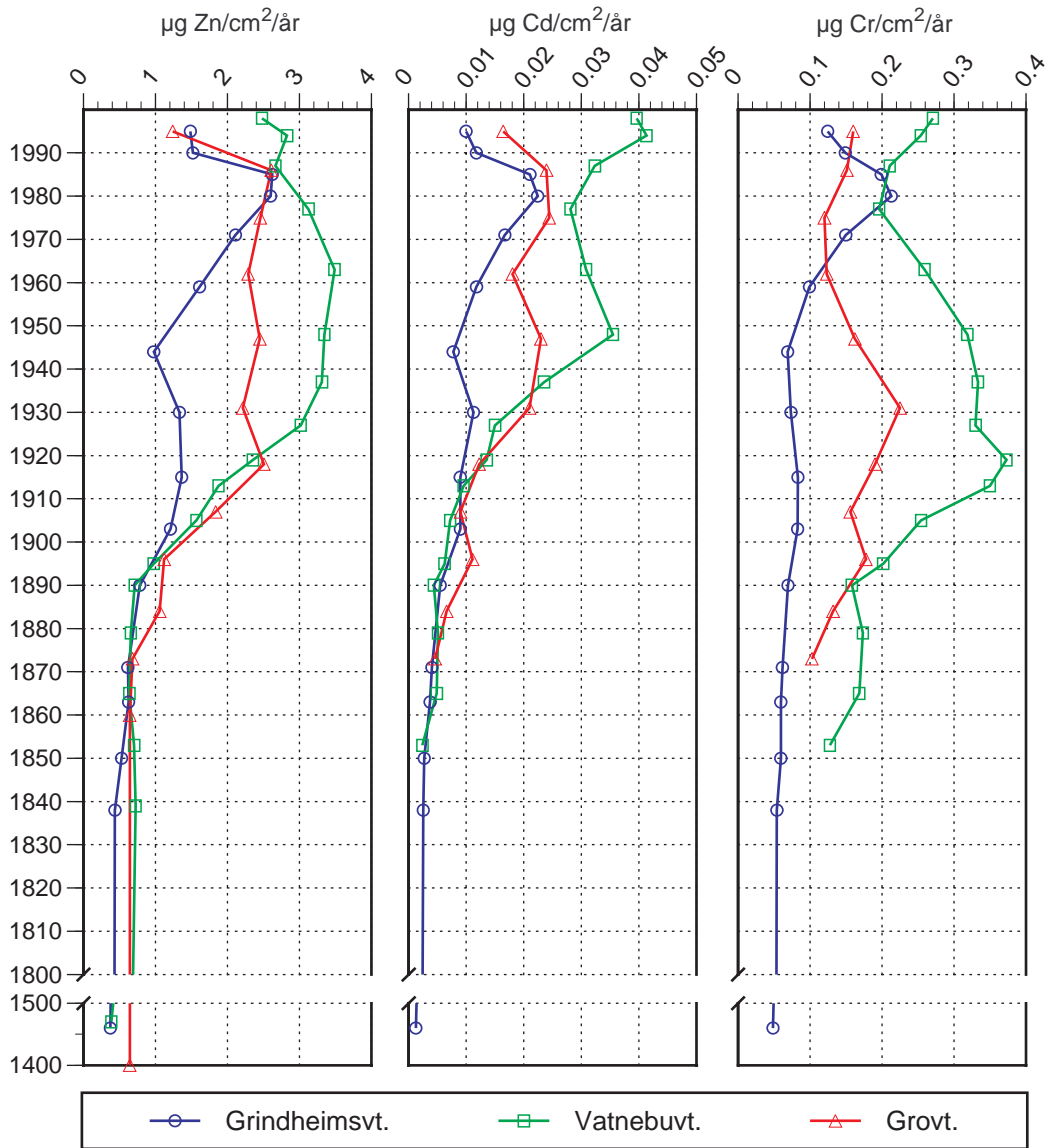
avsetningene øker først på slutten av 1800-tallet. Forurensningshistorien i denne regionen er derfor betydelig kortere for As, Zn og Cd enn for Pb.



Figur 3. Årlige avsetninger til sediment av kvikksølv (Hg), bly (Pb) og vanadium (V) i Grindheimsvatn, Vatnebuvt. og Grovt. i tidsperioden ca. 1840 og frem til vår tid. I tillegg er midlere årlige avsetninger i en 10 års periode rundt år 1450 vist som en indikasjon på årlige avsetninger i en periode før atmosfæren var nevneverdig forurenset av metaller.



Figur 4. Årlige avsetninger til sediment av kobber (Cu), nikkel (Ni) og arsen (As) i Grindheimsvatn, Vatnebuvt. og Grovt. i tidsperioden ca. 1840 og frem til vår tid. I tillegg er midlere årlige avsetninger i en 10 års periode rundt år 1450 vist som en indikasjon på årlige avsetninger i en periode før atmosfæren var nevneverdig forurenset av metaller.



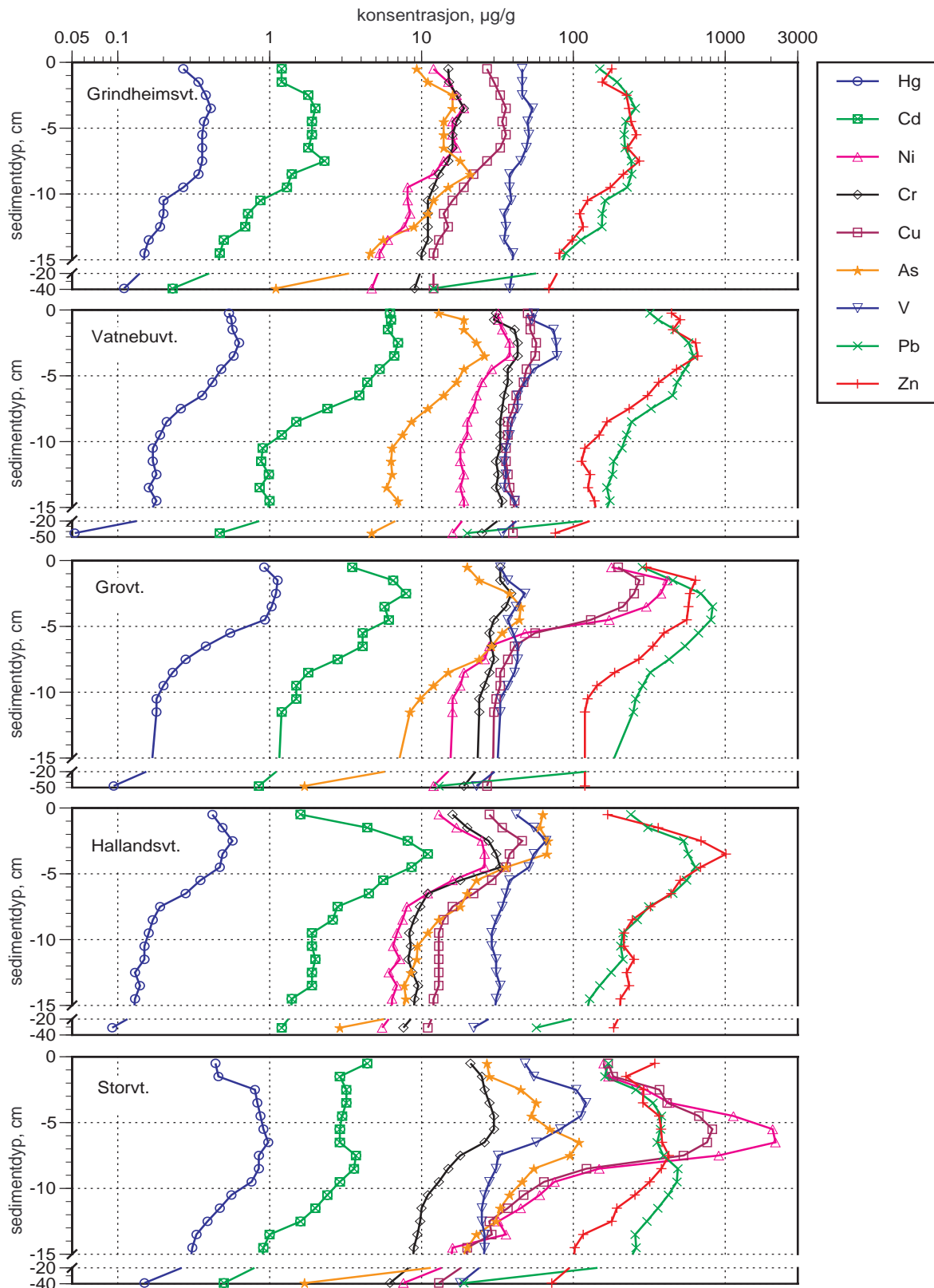
Figur 5. Årlige avsetninger til sediment av sink (Zn), kadmium (Cd) og krom (Cr) i Grindheimsvatn, Vatnebuvt. og Grovt. i tidsperioden ca. 1840 og frem til vår tid. I tillegg er midlere årlige avsetninger i en 10 års periode rundt år 1450 vist som en indikasjon på årlige avsetninger i en periode før atmosfæren var nevneverdig forurenset av metaller.

Konsentrasjonsprofiler i Storvatn og Hallandsvatn

Konsentrasjonsprofilene for alle innsjøene er vist i **Figur 6**. Det er viktig å understreke at de samme sjiktene kan representere ulike tidsperioder i de ulike innsjøene. Det har ikke vært satt av midler til å datere kjernene fra Storvatn og Hallandsvatn, og resultatene for disse innsjøene kan derfor ikke tidfestes og sammenholdes med oppbyggingen av smelteverksindustrien i nærheten. Storvatn har vært kalket i senere tid og dette kan være årsaken til et noe lavere innhold av organisk materiale i overflatesedimentet. Kalkinnholdet i toppsedimentet vil kunne bidra til å senke konsentrasjonene av metaller og organiske mikroforurensninger.

Storvatn har betydelige konsentrasjonsøkninger av Ni, Cu og As fra ca. 10 cm og opp til 6 cm sedimentdyp. Det er spesielt konsentrasjonene av Ni som er svært høye. Denne utviklingen er i overensstemmelse med resultatene fra Grovatn og kan skyldes opptrappingen av produksjonen etter krigen. Storvatn ligger nær Falconbridge Nikkelverk AS og det er rimelig å anta at de høyere konsentrasjonene skyldes større årlige atmosfæriske avsetninger enn ved det noe fjernere beliggende Grovatn. Kurveforløpet i Storvatn kan indikere at de største avsetningene skjedde rundt 1980. Dersom dette er riktig, kan avtaket i konsentrasjoner fra 6 cm og opp til 2 cm av disse elementene i Storvatn muligens indikere effekter av rensiltak i bedriften. Konsentrasjonene av Hg og Cd i de to innsjøene var høye sett i forhold resultatene fra andre sedimenter i andre norske innsjøer (Rognerud et al. 1999).

Konsentrasjoner av metaller i toppsediment fra Hallandsvatn var nær de som ble observert i Grindheimsvatn, med unntak av As som var klart høyere i Hallandsvatn. Dette indikerer at, med unntak av As, er betydningen av lokale luftutslipp i dag marginale for de metallene som er undersøkt. Konsentrasjonsprofilene i de to sjøene var også sammenliknbare, med unntak av Cd, Zn og As som hadde betydelig høyere konsentrasjoner i sjiktet 2-7 cm i Hallandsvatn. Det er tidligere registrert forhøyde konsentrasjoner av disse elementene i sedimenter fra innsjøer rundt Arendal og ved Karmøy. Disse områdene har vært påvirket av utslipp fra aluminiumsverk i nærheten (Rognerud et al 1997a, 1999). Dette er derfor ikke urimelig å anta at situasjonen i Hallandsvatn kan skyldes luftutslipp fra Elkem Aluminium ANS Lista i verkets tidligste fase 1970-1985 (**Vedlegg D6**). Denne forklaringen kan være usikker da såkalt "sub-surface maksima" i sedimenter for Cd og Zn i enkelte tilfeller kan skyldes vandring i en red-oks gradient (Carignan og Tessier 1985, Tessier et al. 1989). Profilene for Cd og Zn samvarierer imidlertid godt med profilene for Pb og Hg. Disse sistnevnte elementene er sterkt bundet til organisk materiale og vandrer ikke i sedimentet i nevneverdig utstrekning. Dersom disse metallene følges ad i produksjonen så kan tidligere lokal utslipp ha vært hovedgrunnen til den betydelige konsentrasjonsøkningen fra 7 til 3 cm sedimentdyp for Cd, Zn og As. Siden har konsentrasjonene avtatt fra 3cm og opp til overflaten på grunn av rensiltak i bedriften. Dersom denne antagelsen er riktig, vil bedriften ha startet rundt 1985, samtidig med den generelle reduksjonen i atmosfæriske avsetninger av metaller i Norge (Berg og Steinnes 1997, Steinnes et al. 1997).



Figur 6. Konsentrasjonsprofiler for kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), nikkel (Ni), krom (Cr), kobber (Cu), arsen (As), vanadium (V), bly (Pb), og sink (Zn) i ulike sjikt av sedimentet. Metallene er gruppert etter stigende konsentrasjoner i en logaritmisk akse. Konsentrasjoner for hvert enkelt metall i de ulike innsjøene kan sammenliknes vertikalt i figuren.

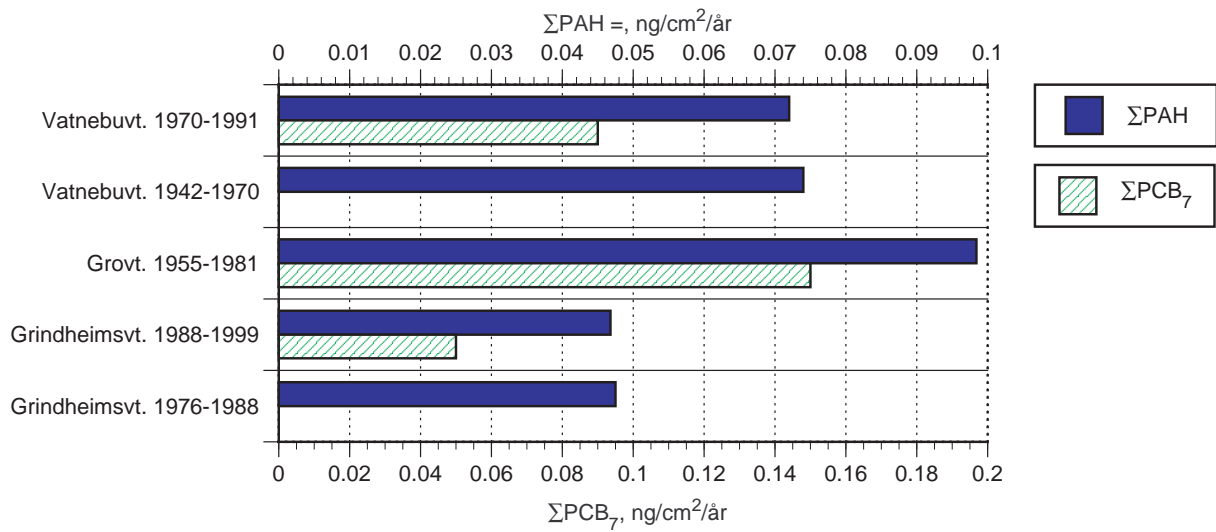
4.3 Årlige avsetninger og konsentrasjoner av Σ PAH og Σ PCB₇ i sedimentene.

Resultatene av disse undersøkelsene er gitt i **Figur 7** og **Figur 8**. En økning av organisk andel i sedimentet fører vanligvis til økte konsentrasjoner av Σ PAH og Σ PCB₇ i sedimenter (Rognerud et al. 1997a). Dette kan skyldes en kombinasjon av mer effektiv sedimentasjon i humusrike sjøer og lavere egenvekt i sedimenter med økt organisk andel. Innholdet av organisk materiale var imidlertid relativt likt og høyt i alle innsjøene (ca. 50% glødetap) med unntak av Hallandsvatn som lå betydelig lavere (ca. 35% glødetap). En sammenlikning med hensyn på betydning av forurensningskilder ut fra konsentrasjoner i sedimentet er derfor mulig. For Hallandsvatn må det tas hensyn til at et lavere innhold av organisk materiale kan gi lavere konsentrasjoner i sedimentet selv om årlige avsetninger av forurensninger er like stor som i de andre sjøene.

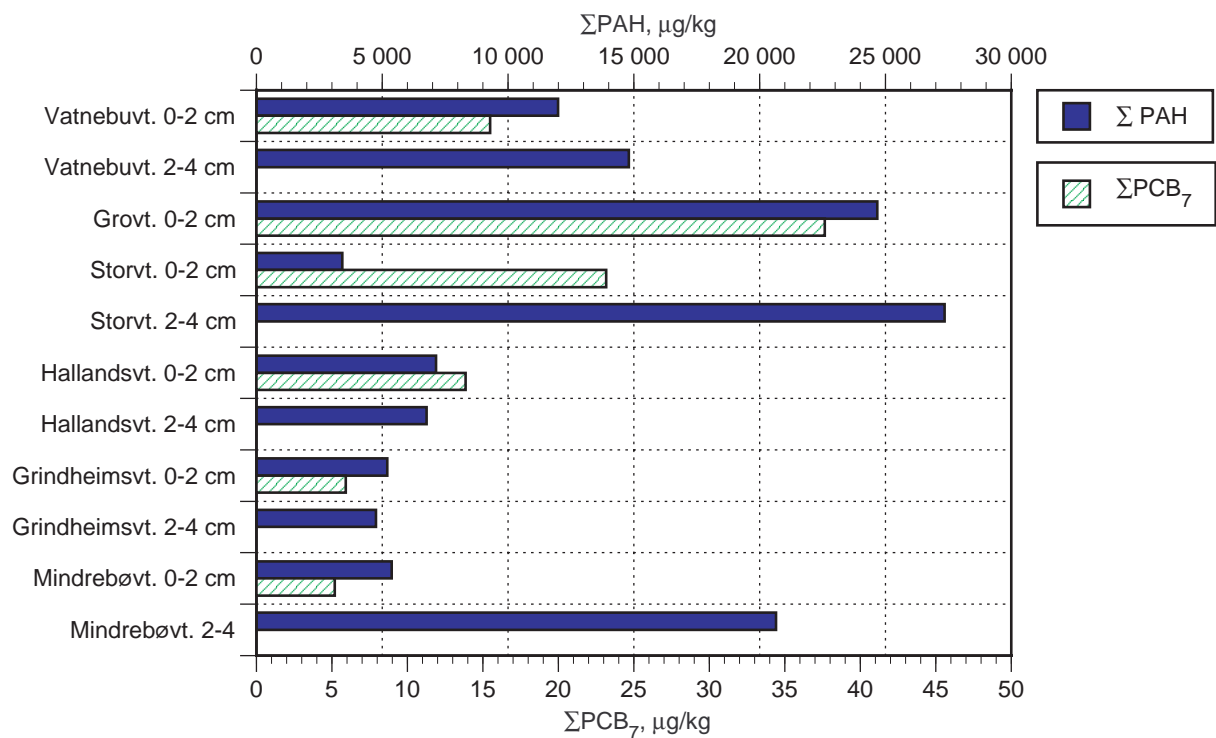
Den årlige gjennomsnittlige avsetningen av Σ PAH i Vatnebuvatn var nær den samme i perioden 1942-1970 som i perioden 1970-1991, og noe lavere enn i Grovatn for perioden 1955-1981 (**Figur 7**). Dersom avsetningene av Σ PAH følger tidsutviklingen i metallavsetninger, skulle en forventet en nedgang de siste 10 årene. Vi mangler data for dette, i og med at hver enkelt PAH-prøve dekker en 20-30 års periode (2 cm sjikt), mens metallprøvene har bedre tidsopløsning (1 cm sjikt). En slik samvariasjon mellom PAH- og metallavsetninger er observert i andre undersøkelser (Rognerud et al. 1997a). Dersom dette er tilfelle også for innsjøene i denne undersøkelsen, vil de årlige PAH-avsetningene i de antatt belastede sjøene den siste 10-års perioden være nær de verdier som ble observert i referansesjøen Grindheimsvatn for perioden 1988-1999 (**Figur 7**). Dette indikerer i så fall at det i dag er kilder utenfor landets grenser som er hovedårsaken til avsetninger av PAH i innsjøsedimenter langs Sørlandskysten.

Konsentrasjonene av Σ PAH var størst i sjiktet 2-4 cm i Storvatn og Mindrebøvatn, samt på 0-2 cm i Grovatn (hvor de øverste 2 cm av sedimentet ikke ble prøvetatt). Med forbehold pga. lite datamateriale indikerer dette at avsetningene av Σ PAH var større i perioden etter krigen fram til ca. 1980 enn i perioden etter 1980. De lave verdiene i overflatesedimentet fra Storvatn skyldes antagelig fortynningseffekten av uorganisk materiale (sannsynligvis uopløste kalkpartikler). Konsentrasjonene i sjiktet 0-2 cm var nær de samme i Hallandsvatn på Lista som i referanseinnsjøene Mindrebøvatn og Grindheimsvatn, men et klart lavere innhold av organisk materiale i Hallandsvatn gjør at avsetningene av organiske mikroforurensninger antagelig har vært større på Lista enn lenger inn i landet. Regresjoner mellom konsentrasjoner av PAH og glødetap for innsjøer langs kysten viser at det neppe er en stor lokal PAH-kilde som er hovedårsak til avsetningene i Hallandsvatn. Forutsatt at de lokale kildene langs kysten ikke påvirker avsetningene av Σ PAH ved Grindheimsvatn og Mindrebøvatn nevneverdig, så er det rimelig å anta at langtransporterte PAH forbindelser fra kilder utenfor landets grenser er viktigste årsak til forhøyet innhold av disse forbindelsene i innsjøer på Sørlandet.

Konsentrasjonene av Σ PCB var klart høyest i innsjøene fra Kristiansandsområdet. Sedimentene fra Grovatn og Storvatnet kan karakteriseres som moderat til markert forurenset ut fra SFTs tilstandsklasser for forurensete sedimenter (Rognerud et al. 1997a). Det er derfor rimelig å anta at det har vært (og er?) lokale utslipp til luft i Kristiansand som øker avsetningene av PCB over det nivået som bare skyldes langtransport. Nivåene i sedimentene fra innsjøene ved Arendal og på Lista kan karakteriseres som moderat forurenset. De var noe høyere enn i referansene (Grindheimsvatn og Mindrebøvatn), og vi antar at dette skyldes en noe større avsetning av langtransporterte PCB-forbindelser ved kysten enn lenger inn i landet, selv om et lite lokalt bidrag ikke kan utelukkes.



Figur 7. Gjennomsnittlige årlige avsetninger av ΣPAH og ΣPCB₇ for tre daterte sedimentkjerner.



Figur 8. Konsentrasjoner av ΣPAH og ΣPCB₇ i sjiktet 0-2 cm i alle undersøkte innsjøer. I fire av innsjøene er også sjiktet 2-4 cm analysert.

5. Fisk

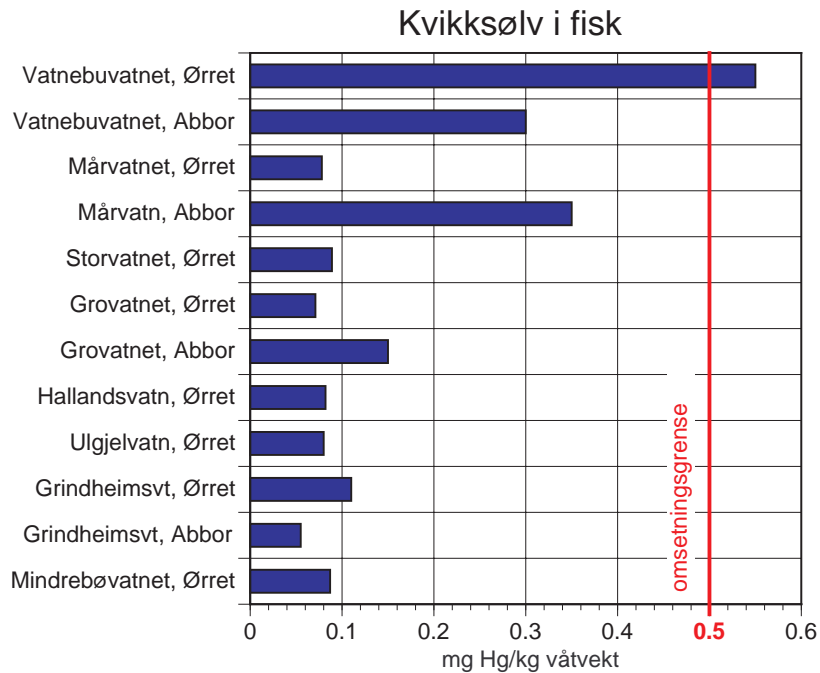
5.1 Kvikksølv i fisk

Det ble målt kvikksølvkonsentrasjoner i blandprøver fra både abbor og ørret der bestander av begge artene fantes (Vatnebuvatn, Mårvatn, Grovatn og Grindheimsvatn). For de andre lokalitetene ble det kun målt i blandprøver av ørret. For Vatnebuvatn ble det i tillegg målt kvikksølv i individuelle prøver av ørret. Det ble tilstrebet å ta prøver av 20 individer fra hver bestand der hvor fangstene tillot dette.

Konsentrasjonene i blandprøvene er vist i **Figur 9**. I referanselokalitetene Mindrebøvatn og Grindheimsvatn, lå konsentrasjonene i ørret omkring 0,09–0,11 mg Hg/kg. Dette er omlag det samme nivået som fantes for ørret i Mårvatn, Storvatn, Grovatn, Hallandsvatn og Ulgjelvatn, hvor konsentrasjonene lå i området 0,07–0,09 mg Hg/kg. Konsentrasjonen i Vatnebuvatn skilte seg imidlertid markant fra de andre med 0,55 mg Hg/kg.

For abbor ble de høyeste konsentrasjonene funnet i Vatnebuvatn og Mårvatn, med henholdsvis 0,30 og 0,35 mg Hg/kg. Dette var mer enn 2 ganger høyere enn nivået for abbor i Grovatn (0,15 mg Hg/kg) og omlag 6 ganger høyere enn nivået i Grindheimsvatn (0,055 mg Hg/kg).

Som ledd av et felles EU-reglement har Statens næringsmiddeltilsyn satt en maksimal grense på 0,5 mg Hg/kg for fisk (abbor og ørret) som skal omsettes for konsum. Blandprøven av ørret fra Vatnebuvatn overskred denne grenseverdien.



Figur 9. Konsentrasjoner av kvikksølv i fisk. Analysene er basert på homogeniserte blandprøver fra flere individer. Omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg refererer til grenseverdien som Statens næringsmiddeltilsyn har satt for fisk som omsettes for konsum.

Kvikksølvkonsentrasjonene øker som regel med fiskens størrelse, noe som er vanlig for miljøgifter som oppkonsentreres i næringskjedene (biomagnifisering). Ved en vurdering av nivåene bør derfor fiskens lengde og vekt tas i betraktning. I **Tabell 8** har vi oppgitt kvikksølvnivåene sammen med

gjennomsnittlig lengde og vekt på fisken. Ørreten fra Vatnebuvatn var forholdsvis storvokst sammenliknet med utvalget de andre bestandene (gjennomsnittsvekt på omlag 900 g mot 100-250 g). Abborren fra Vatnebuvatn var også noe større enn utvalget fra de andre abborbestandene (gjennomsnittsvekt på 195 g mot 55-105 g). De høye konsentrasjonene i Vatnebuvatn må derfor sees i lys av at fisken herfra også var større.

Det høye kvikksølvnivået i blandprøven av ørret fra Vatnebuvatn – og den store variasjonsbredden i fiskestørrelse – gjorde det interessant å undersøke forholdet mellom fiskens lengde og kvikksølvnivå. Det ble derfor også gjort kvikksølvanalyser av individuell fisk, og forholdene er framstilt i **Figur 10**. Ut fra kurvene kan det sees at ved en størrelse på omlag 1 kg vil kvikksølv-konsentrasjonen sannsynligvis overstige konsumgrensen på 0,5 mg Hg/kg. Høyeste konsentrasjon var 1,94 mg Hg/kg og ble funnet i et storvokst individ på 71 cm/2,9 kg. Dette er et betydelig nivå, og er faktisk høyere enn det som kan finnes i sammenlignbar storørret fra Mjøsa (Fjeld et al. 1999). Fisk i denne størrelsen er med all sannsynlighet fiskepisere, og er derfor særlig utsatt for effektene av oppkonsentrering av miljøgifter i næringskjedene (biomagnifisering).

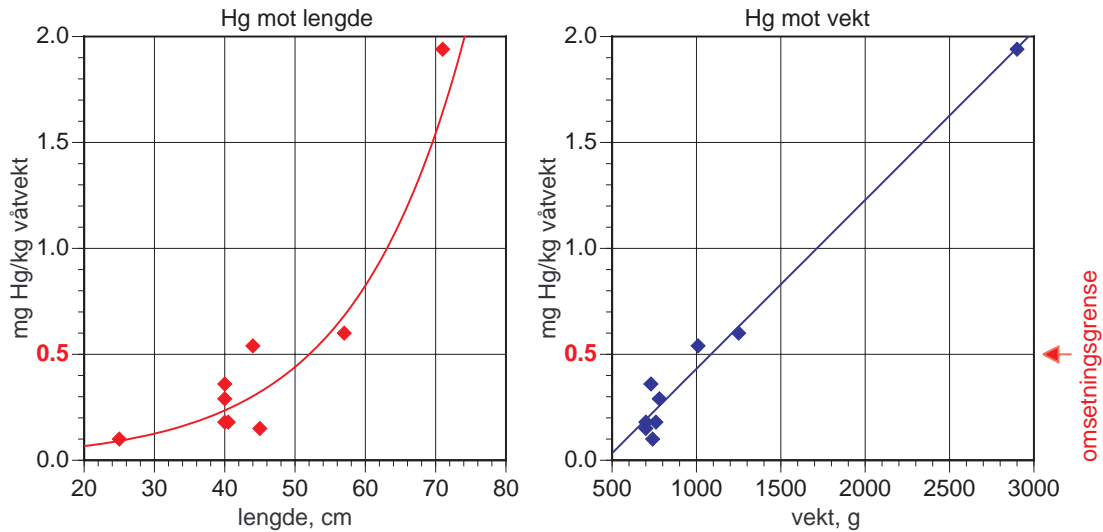
I Mjøsa ble det fram til 1970-tallet sluppet ut betydelige mengder kvikksølv fra treforedlingsindustrien. Lokale utslipp er imidlertid ikke kjent for Vatnebuvatn, og analyser av sedimenter tyder heller ikke på slikt. De høye nivåene i Vatnebuvatn skyldes derfor trolig atmosfæriske avsetninger av kvikksølv og oppkonsentrering via næringskjedene.

Kurvene antyder imidlertid at konsentrasjonene i mindre ørret fra Vatnebuvatn ikke skiller seg betydelig fra de konsentrasjonene som ble funnet i blandprøvene av ørret fra de andre lokalitetene (0,07-0,11 mg Hg/kg ved middellengder på 21-30 cm). Det er derfor ikke usannsynlig at eventuell stor, fiskepisende ørret over 1 kg fra også disse lokalitetene kan ha konsentrasjoner som er høyere enn konsumgrensen på 0,5 mg Hg/kg.

Tabell 8. Konsentrasjoner av kvikksølv i blandprøver av fisk. Antall individer blandprøvene er basert på, samt midlere lengde og vekt av fisken er også gitt (\pm standard avvik).

bestand	antall	kvikksølv, mg Hg/kg	middel lengde, cm	middel vekt, g
Vatnebuvt. ørret	9	0,55	44,7 \pm 12,8	906 \pm 851
Vatnebuvt. abbor	17	0,30	23,5 \pm 5,2	195 \pm 178
Mårvt. ørret	15	0,078	28,7 \pm 5,3	252 \pm 148
Mårvt. abbor	20	0,35	17,6 \pm 1,7	55 \pm 18
Storvt. ørret	20	0,089	30,0 \pm 3,0	246 \pm 68
Grovt. ørret	19	0,071	27,8 \pm 2,8	223 \pm 62
Grovt. abbor	20	0,15	20,1 \pm 0,8	85 \pm 12
Hallandsvt. ørret	20	0,082	21,3 \pm 2,9	91 \pm 34
Ulgjellsvt. ørret	20	0,080	25,9 \pm 3,2	168 \pm 56
Grindheimsvt. ørret	20	0,11	23,9 \pm 1,5	118 \pm 35
Grindheimsvt. abbor	20	0,055	19,4 \pm 2,6	105 \pm 17
Mindrebovt. ørret	19	0,087	24,5 \pm 3,6	150 \pm 53

Kvikksølv i ørret, Vatnebuvatnet



Figur 10. Kvikksølvkonsentrasjonen i ørret fra Vatnebuvatn som funksjon av fisken lengde og vekt. Kurvene er basert på lineære regresjoner: $\ln Hg = -3,954 + 0,0627 \text{ lengde}$, $r^2 = 0,79$; $Hg = -0,365 + 0,000797 \text{ vekt}$, $r^2 = 0,98$; $n = 9$

5.2 Organiske miljøgifter

Konsentrasjonen av klororganiske miljøgifter ble bestemt i blandprøver av muskelfilet av ørret, samt av abbor der hvor denne arten fantes. Resultatene er framstilt i **Tabell 9** og **Figur 11**. For tolkningen av disse dataene er det viktig å være klar over at klororganiske miljøgifter er ekstremt fettløselige forbindelser som biomagnifiseres oppover i de økologiske næringskjedene. De oppkonsentreres derfor i særlig grad i fettrik og fiskespisende rovfisk.

Verdiene av ΣPCB7 i blandprøver av ørret fra referanselokalitetene Mindrebøvatn og Grindheimsvatn, var henholdsvis 0,88 og 4,23 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt. Konsentrasjonen fra referanselokalitetene skilte seg imidlertid lite fra nivåene i ørret fra Storvatn, Hallandsvatn og Ulgjelvatn, som var henholdsvis 1,72; 2,26 og 3,25 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt. Til sammenlikning ligger dagens bakgrunnsnivå i muskelfilet av ikke-fiskespisende ørret ofte i området 0,8-3,5 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt (E. Fjeld, NIVA, upubliserte data).

I Grovatn og Mårvatn var konsentrasjonene av ΣPCB7 henholdsvis 9,94 og 6,23 $\mu\text{g/kg}$, det vil si noe forhøyet sammenliknet med et vanlig forekommende bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen i ørret fra Vatnebuvatn skilte seg imidlertid markant fra de andre med 26,25 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt.

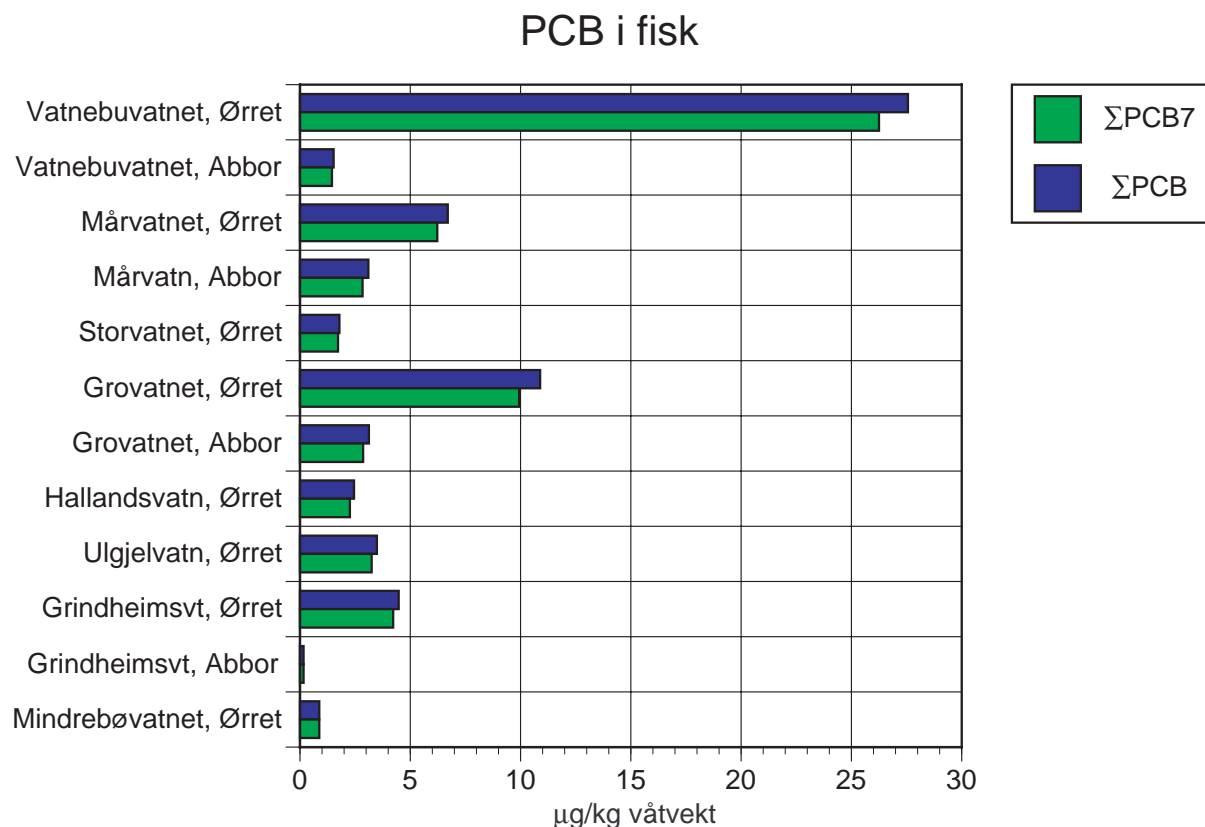
For større fiskespisende ørret er det få analyser av PCB-nivåene, men undersøkelser fra Randsfjorden i Oppland (Fjeld 1999) viser at storørreten herfra har et gjennomsnittlig innhold av ΣPCB7 på 24 $\mu\text{g/kg}$, dvs. omlag samme konsentrasjon som ørreten fra Vatnebuvatn. Randsfjorden regnes som forholdsvis upåvirket av lokale PCB-tilførsler. Den analyserte fisken fra Randsfjorden var imidlertid vesentlig større enn fisken fra Vatnebuvatn (gjennomsnittsvekt på 2,5 kg) - og var i tillegg spesialiserte fiskespisere (sto på et høyt nivå i næringskjedene). Sett i lys av dette er nivåene i ørret fra Vatnebuvatn overraskende høyt.

Det er ikke kjent lokale punktilførsler av PCB til Vatnebuvatn, Mårvatn eller Grovatn. De høye nivåene i disse lokalitetene kan derfor tyde på at de atmosfæriske tilførslene av PCB til områdene omkring Arendal og Kristiansand er relativt høye sammenliknet med andre områder i Norge.

Innholdet av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD (sum DDT) fulgte noe av det samme variasjonsmønsteret som PCB-forbindelsene (**Tabell 9**). Konsentrasjonene var høyest i ørret fra Vatnebuvatn, deretter fulgt av ørret i Mårvatn. Nivåene var innenfor den variasjonsbredden en kan forvente i fisk fra innsjøer uten større punktkilder.

Innholdet av andre utvalgte klororganiske forbindelser, som penta- og hexa-klorbenzen, alfa- og gamma-hexacyclohexan (Lindan), oktaklorstyren, var gjennomgående lavt, og lå ofte under deteksjonsgrensen (**Tabell 9**). De fleste av disse forbindelsene er industrielle bi-produkter eller industrikjemikalier, unntatt Lindan som er et pesticid (sprøytemiddel) som ikke lenger brukes i Norge. Nivåene av Lindan syntes å være høyest i de kystnære lokalitetene, men for de andre forbindelsene kunne det vanskelig spores noen konsentrasjonsgradienter.

Innholdet av klororganiske miljøgifter var imidlertid såvidt lavt at det ikke har noen betydning for spiseligheten til fisken, eller at det skulle påføre fisken skader. Til sammenlikning finner man i lever av lake fra Mjøsa konsentrasjoner av ΣPCB7 på omlag 2000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Fjeld et al. 1999), og dette er nivåer som gjør fisken uegnet til konsum.

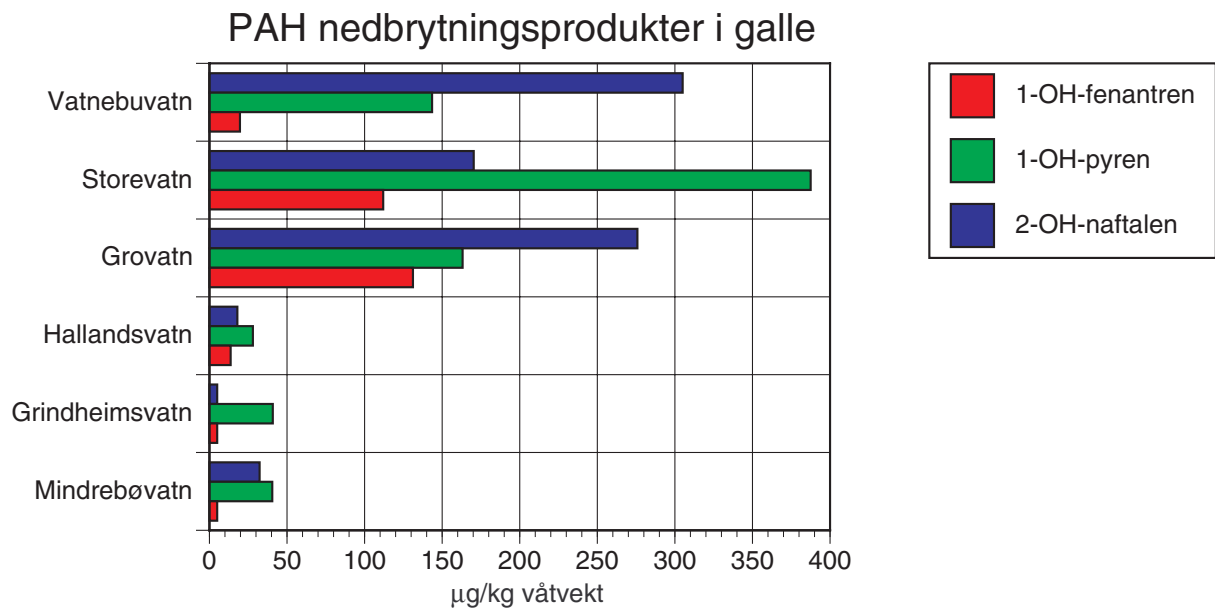


Figur 11. Konsentrasjoner i av PCB i blandprøver av muskelfilet av fisk. Antall fisk i hver blandprøve og gjennomsnittsstørrelse er gitt i Tabell 8. For spesifisering av de ulike PCB-forbindelsene (enkelte kongenerer), se Tabell 9.

Tabell 9. Konsentrasjoner av utvalgte klororganiske miljøgifter of fettinnhold i fisk. Analysene er gjort på blandprøver av muskelfilet. Alle konsentrasjonene er oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, unntatt fettinnholdet som er oppgitt i prosent. De enkelte PCB-kongenerene er navngitt med deres IUPAC-nummer. ΣPCB7 er summen av kongenerene markert med *. DDT er summen av DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD. Analysedata merket *m* betyr at resultatene var maskert på kromatogrammet. Antall fisk i hver blandprøve og gjennomsnittstørrelse er gitt i Tabell 8.

NIVA kode	komponent	Vatnebu- vt.		Mårvt.		Storvt.		Grovt.		Hal- landsvt.	Ulgjelvt.	Grind- heimsvt.		Mindre- bøvt.
		Ørret	Abbor	Ørret	Abbor	Ørret	Ørret	Abbor	Ørret			Abbor	Ørret	
Fett %	Fett %	1.59	0.50	2.27	0.53	0.44	1.27	0.76	1.02	0.81	1.07	0.88	1.41	
CB28 B	PCB28*	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.04	<0.1	<0.06	<0.06	<0.06	
CB52 B	PCB52*	0.15	<0.06	0.1	<0.06	<0.06	0.1	<0.06	<i>m</i>	<0.1	<0.06	<0.06	<0.06	
CB101 B	PCB101*	1.2	0.11	0.45	0.12	0.11	0.54	0.2	0.12	0.14	0.27	<0.06	0.07	
CB118 B	PCB118*	1.9	0.15	0.58	0.2	0.19	1.1	0.41	0.2	0.29	0.37	<0.06	0.11	
CB105 B	PCB105	0.64	0.07	0.26	0.08	0.07	0.45	0.16	0.07	0.11	0.13	<0.06	<0.06	
CB153 B	PCB153*	9.9	0.5	2.1	0.97	0.62	3.3	0.9	0.8	1.2	1.5	0.09	0.31	
CB138 B	PCB138*	7.6	0.44	1.9	0.83	0.49	3	0.88	0.65	0.89	1.3	0.07	0.24	
CB156 B	PCB156	0.67	<0.06	0.21	0.12	<0.06	0.35	0.11	0.08	0.13	0.12	<0.06	<0.06	
CB180 B	PCB180*	5.5	0.25	1.1	0.72	0.31	1.9	0.47	0.49	0.73	0.79	<0.06	0.15	
CB209 B	PCB209	<0.06	<0.06	<0.06	0.06	<0.06	0.15	<0.06	0.04	<0.1	<0.06	<0.06	<0.06	
sumPCB B	sumPCB	27.56	1.52	6.7	3.1	1.79	10.89	3.13	2.45	3.49	4.48	0.16	0.88	
sumPCB7 B	ΣPCB7	26.25	1.45	6.23	2.84	1.72	9.94	2.86	2.26	3.25	4.23	0.16	0.88	
QCB B	penta-klorbenzen	<0.03	<0.03	0.03	<0.03	<0.03	0.03	<0.03	<0.02	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	
HCHA B	alfa- hexakl.cyclohex.	<0.08	<0.08	0.09	<0.06	<0.06	<0.08	<0.08	<0.04	<0.1	<0.08	<0.08	<0.08	
HCB B	hexa-klorbenzen	0.22	0.06	0.37	0.07	0.08	0.28	0.07	0.17	0.1	0.33	0.06	0.37	
HCHG B	gamma- hexakl.cyclohex.	0.19	0.08	0.23	<0.06	<0.06	0.18	0.09	0.1	<0.1	0.08	<0.08	<0.08	
OCS B	oktaklorstyren	<0.03	<0.03	0.05	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	
DDEPP B	4,4'-DDE	14	0.89	4.5	1.5	0.59	2.7	1.1	1.2	1	3	0.18	0.73	
TDEPP B	4,4'-DDD	0.99	0.17	0.61	0.15	<0.1	0.25	<0.15	<0.1	<0.2	0.39	<0.15	<0.15	
DDTPP B	4,4'-DDT	0.71	<0.2	0.6	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.4	0.35	<0.2	<0.2	
sum DDT B	ΣDDT	15.7	1.06	5.71	1.65	0.59	2.95	1.1	1.2	1	3.74	0.18	0.73	

Det ble også analysert for nedbrytningsprodukter av PAH i galle fra fisk. For flere bestander fantes det ikke nok galle i galleblæra til at det kunne tas prøver (galleblæra tømmes i forbindelse med fødeinntak). Vi har derfor måtte begrense resultatene til å omhandle ørret fra 6 av innsjøene. Det ble funnet kvantifiserbare mengder av tre ulike metabolitter (**Figur 12**). Forholdet mellom metabolittene varierte tildels betydelig mellom bestandene, men den totale summen av PAH-metabolitter var markert høyest i lokalitetene nær Arendal og Kristiansand. Dette tyder på de akvatiske organismene er mest eksponert for PAH i disse lokalitetene. Det er foreløpig usikkert om nivåene kan ha betydning for fiskens helse. Dette er forholdsvis nylig introduserte analyser og nivåene er derfor ennå ikke relatert til biologiske effekter.



Figur 12. Konsentrasjoner av PAH-metabolitter i galle av ørret. Konsentrasjonene er gjennomsnittlige nivåer basert på prøver av flere fisk (se **Vedlegg C**). Verdier mindre enn deteksjonsgrensen er byttet ut med halve deteksjonsgrensen.

6. Referanser

- Appleby, P.G. & Oldfield, F. 1978. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5: 1-8.
- Appleby, P.G., Nolan, P.J., Gifford, D.W., Godfrey, M.J., Oldfield, F., Anderson, N.J. & Battarbee, R.W. 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141: 21-27.
- Appleby, P.G., Richardson, N. & Nolan, P.J. 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B*, 71: 228-233.
- Appleby, P.G., Richardson, N. & Nolan, P.J. 1991. ^{241}Am dating of lake sediments. *Hydrobiologia*, 214: 35-42.
- Berg, T. & Steinnes E. 1997. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Sci. tot. Environ.* 208: 197-206.
- Blomqvist, S. 1991. Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72: 295-304.
- Carignan, R. & Tessier, A. 1985. Zinc depositions in acid lakes: the role of diffusion. *Science* 228: 1524-1526.
- DNMI 1999. Frekvens av ulike vindretninger på Lista fyr og Torungen fyr utenfor Arendal, basert på 1961-1990 normalen. Det Norske Meteorologiske Institutt, Oslo.
- Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA-rapport Inr 4073. 29 s.
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N. & Brevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA-rapport Inr 4072. 28 s. + vedlegg.
- Karstensen, R., Skancke, A., Vikse, O. & Løseth, H. 1997. Kontroll av PAH i utslipp til luft og vann fra Søderbergverk i Hydro Aluminium og Elkem Aluminium. Rapport fra samarbeidsprosjekt mellom Elkem Al Mosjøen, Elkem Al Lista, Hydro Al Karmøy og Hydro Al Årdal, 13 s + vedlegg.
- Nestaas, I., Mjelde, A. & Olsen, H. 1997. Måling av utslipp til luft fra Arendal Smelteverk. Det Norske Veritas, Rapport 97-3121, 15 s.
- Norton, S.A. & Kahl, J.S. 1992. Paleolimnological evidence of metal pollution from atmospheric deposition. In: Verry, Elon S. and S.J. Vermette, (Eds); 1991 oct.8. Philadelphia, P.A. Gen. Tech. Rep. NC-150. St. Paul, MN: US Dept. of Agricul., Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 171 p.
- Næs, K., Knutzen, J., Håvardstun, J., Kroglund, T., Lie, M.C., Knutsen, J.A. & Wiborg, M.L. 2000. Miljøgiftundersøkelser i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. NIVA-rapport Inr 4232, 139 s.
- Renberg, I., Brännvall, M-L., Bindler, R. & Emteryd, O. 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AC) in Sweden. *Ambio* 29:150-156.
- Renberg, I., Persson, M.W. & Emteryd, O. 1994. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368: 323-326.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT-rapport 426/90, 79 s + vedlegg.

- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* 22: 206-212.
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J.E. 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 759/99.
- Rognerud, S., Fjeld, E. & Løvik, J.E. 1997a. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. SFT-rapport 712/97, NIVA-rapport Inr 3699, 37 s + vedlegg.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E. & Skotvold, T. 1997b. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. SFT-rapport 713/97, NIVA-rapport Inr 3880, 44 s + vedlegg.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *AMBIO* 30: 11-19.
- SFT 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1998. SFT-rapport 781/99, 240 s.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn, rapport 677/96, 73 s.
- Steinnes, E., Berg, T., Vadset, M. & Røyset, O. 1997. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1995. SFT-rapport.
- Tessier, A., Carignan, R., Dubreuil, B. & Rapin, F. 1989. Partitioning of zinc between the water column and oxic sediments in lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 53: 1511-1522.
- Tveit, H. & Myrhaug, E. 2000. Materialbalanse for tungmetaller ved Elkems Si- og FeSi-verk i Norge. Teknologisenter-Ovnsdrift. Teknisk rapport 25 s.
- Weiss, D., Shotyk, W., Appelby, P. G., Kramers, J.D. & Cheburkin, A.K. 1999. Atmospheric pb deposition since the Industrial revolution recorded by five Swiss Peat Profiles: Enrichment factors, fluxes, Isotopic composition, and sources. *Environ. Sci. Technol.* 33. 1340-1352.

Vedlegg A. Analysedata, vannkjemi

A1. Vannkjemi i utløpet av sjøene

Forkortelser:

Kond	Konduktivitet	Na	Natrium	SO4*	Sulfat - sjøsaltkorrigert	RAI	Reaktivt aluminium
ALK	Alkalitet	K	Kalium	NO3-N	Nitrat	ILAI	Ikke-labilt aluminium
Ca	Kalsium	Cl	Klorid	TOT-N	Total nitrogen	LAI	Labilt aluminium
Mg	Magnesium	SO4	Sulfat	TOC	Totalt organisk karbon		

Lokalitet	Pr. dato	pH	Kond mS/m	ALK mmol/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO4 mg/L	SO4* mg/L	NO3N µg/L	Tot-N µg/L	TOC mg/L	R-Al µg/L	IL-Al µg/L	L-Al µg/L
Vatnebuvatn	27.09.99	6,95	6,93	0,164	3,80	1,29	6,31	0,66	10,7	6,3	4,8	74	365	5,1	20	16	4
Mårvatn	23.09.99	6,12	3,85	0,059	1,84	0,74	3,20	0,73	4,9	5,4	4,7	144	470	5,0	67	61	6
Storvatn	22.09.99	6,67	4,98	0,105	3,03	0,66	4,50	0,35	7,8	4,5	3,4	170	430	4,4	75	66	9
Grovatn	22.09.99	6,37	4,46	0,071	2,18	0,66	4,13	0,36	7,0	4,6	3,6	190	415	2,9	53	33	20
Hallandsvatn	23.09.99	5,47	6,64	0,034	1,48	1,12	6,99	0,42	13,1	5,4	3,6	300	425	1,4	63	22	41
Ulgjellvatn	14.10.99	6,62	5,91	0,113	3,41	0,78	5,76	0,26	10,2	4,5	3,1	210	405	3,0	39	36	3
Mindrebøvatn	05.10.99	5,23	2,73	0,039	1,63	0,36	2,24	0,40	3,3	2,7	2,2	140	510	12,1	263	207	56
Grindheimsvatn	05.10.99	6,23	2,62	0,070	1,85	0,38	2,34	0,28	3,2	3,0	2,6	106	315	4,5	86	76	10

Vedlegg B. Analysedata, sedimenter

B1. Akkumulasjonsrater av metaller

	Periode år	vann %	GT %	Akk, g/cm ² /år	Fe mg/g	Mn µg/g	Hg µg/g	Hg µg/cm ² /år	Cu µg/g	Cu µg/cm ² /år
Grind 1-2 cm	1988-1993	94,6	51,8	0,0108	39,8	179	0,34	0,00367	30	0,3240
Grind 2-3 cm	1983-1988	94,3	50,9	0,0112	43,0	196	0,38	0,00426	33	0,3696
Grind 3-4 cm	1976-1983	93,8	49,9	0,0088	45,6	222	0,41	0,00361	36	0,3168
Grind 4-5 cm	1967-1976	93,5	49,1	0,0062	40,7	194	0,37	0,00229	34	0,2108
Grind 5-6 cm	1952-1967	92,7	48,9	0,0043	40,1	192	0,36	0,00155	36	0,1548
Grind 6-7 cm	1936-1952	93,0	50,2	0,0049	39,8	194	0,36	0,00176	33	0,1617
Grind 7-8 cm	1922-1936	93,2	51,9	0,0064	40,0	176	0,36	0,00230	27	0,1728
Grind 8-9 cm	1909-1922	92,7	50,3	0,0069	40,7	169	0,34	0,00235	22	0,1518
Grind 9-10 cm	1897-1909	92,7	50,0	0,0063	40,7	165	0,27	0,00170	19	0,1197
Grind 10-11 cm	1884-1897	91,8	50,5	0,0056	36,2	160	0,20	0,00112	16	0,0896
Grind 11-12 cm	1870-1884	93,0	50,9	0,0054	38,9	162	0,20	0,00108	14	0,0756
Grind 12-13 cm	1857-1870	93,6	53,7	0,0054	38,0	179	0,19	0,00103	15	0,0810
Grind 13-14 cm	1844-1857	93,1	55,2	0,0054	30,9	170	0,16	0,00086	13	0,0702
Grind 14-15 cm	1831-1844	92,9	53,7	0,0054	37,9	167	0,15	0,00081	12	0,0648
Grind 38-40 cm	ca.1460	90,8	55,8	0,0054	27,4	210	0,11	0,00059	12	0,0648
Vatn 0-0,5 cm	1996-2000	95,5	51,7	0,0056	29,1	990	0,54	0,00302	50	0,2800
Vatn 0,5-1 cm	1992-1996	95,5	51,3	0,0056	27,7	761	0,56	0,00314	52	0,2912
Vatn 1-2 cm	1984-1992	95,4	50,2	0,0059	38,3	1020	0,57	0,00336	52	0,3068
Vatn 2-3 cm	1971-1984	93,5	49,8	0,0049	33,0	762	0,63	0,00309	57	0,2793
Vatn 3-4 cm	1956-1971	92,6	50,2	0,0053	30,4	775	0,58	0,00307	56	0,2968
Vatn 4-5 cm	1943-1956	92,2	51,3	0,0070	25,1	732	0,48	0,00336	49	0,3430
Vatn 5-6 cm	1932-1943	92,7	52,0	0,0091	24,3	775	0,42	0,00382	47	0,4277
Vatn 6-7 cm	1924-1932	92,4	52,1	0,0098	21,9	702	0,36	0,00353	42	0,4116
Vatn 7-8 cm	1917-1924	92,9	53,1	0,0101	22,0	743	0,26	0,00263	40	0,4040
Vatn 8-9 cm	1910-1917	93,3	54,1	0,0113	20,1	698	0,21	0,00237	37	0,4181
Vatn 9-10 cm	1903-1910	93,4	54,6	0,0106	18,2	632	0,19	0,00201	37	0,3922
Vatn 10-11 cm	1896-1903	93,5	55,5	0,0082	18,5	695	0,17	0,00139	36	0,2952
Vatn 11-12 cm	1886-1896	93,4	55,5	0,0063	17,8	655	0,17	0,00107	36	0,2268
Vatn 12-13 cm	1874-1886	93,5	55,1	0,0051	18,5	644	0,18	0,00092	37	0,1887
Vatn 13-14 cm	1860-1874	93,2	55,9	0,0051	17,4	593	0,16	0,00082	38	0,1938
Vatn 14-15 cm	1847-1860	93,5	58,0	0,0051	18,4	617	0,18	0,00092	41	0,2091
Vatn 15-16 cm	1834-1847	93,6	58,3	0,0051	17,3	580	0,16	0,00082	40	0,2045
Vatn 42-44 cm	ca.1470	91,4	52,0	0,0051	46,0	157	0,052	0,00027	40	0,2040
Grov 0-1 cm	1991-2000	96,3	58,9	0,0041	10,7	156	0,92	0,00377	197	0,8077
Grov 1-2 cm	1981-1991	95,9	53,7	0,0041	22,8	163	1,13	0,00463	273	1,1193
Grov 2-3 cm	1969-1981	95,5	53,1	0,0042	52,8	161	1,10	0,00462	251	1,0542
Grov 3-4 cm	1955-1969	95,3	50,6	0,0040	26,3	154	1,03	0,00412	212	0,8480
Grov 4-5 cm	1939-1955	93,4	48,8	0,0044	22,7	173	0,93	0,00409	130	0,5720
Grov 5-6 cm	1924-1939	93,1	43,8	0,0056	28,1	201	0,55	0,00308	56	0,3136
Grov 6-7 cm	1912-1924	92,9	43,7	0,0075	30,9	206	0,38	0,00285	41	0,3075
Grov 7-8 cm	1902-1912	92,8	44,1	0,0068	30,2	214	0,28	0,00190	37	0,2516
Grov 8-9 cm	1890-1902	93,2	46,3	0,0060	27,7	203	0,23	0,00138	33	0,1980
Grov 9-10 cm	1879-1890	93,0	46,1	0,0074	26,9	224	0,20	0,00148	33	0,2442
Grov 10-11 cm	1867-1879	93,0	45,4	0,0055	25,8	212	0,18	0,00099	31	0,1705
Grov 11-12 cm	1854-1867	93,3	44,6	0,0054	23,7	212	0,18	0,00097	30	0,1620
Grov 46-48 cm	ca.1400	91,3	48,0	0,0054	34,5	166	0,094	0,00051	27	0,1458

B1. (forts.)

	Periode år	Zn µg/g	Zn µg/cm ² /år	As µg/g	As µg/cm ² /år	Cd µg/g	Cd µg/cm ² /år
Grind 1-2 cm	1988-1993	155	1,6740	11	0,1188	1,2	0,01296
Grind 2-3 cm	1983-1988	224	2,5088	16	0,1792	1,8	0,02016
Grind 3-4 cm	1976-1983	232	2,0416	16	0,1408	2,0	0,01760
Grind 4-5 cm	1967-1976	240	1,4880	14	0,0868	1,9	0,01178
Grind 5-6 cm	1952-1967	260	1,1180	14	0,0602	1,9	0,00817
Grind 6-7 cm	1936-1952	227	1,1123	14	0,0686	1,8	0,00882
Grind 7-8 cm	1922-1936	272	1,7408	18	0,1152	2,3	0,01472
Grind 8-9 cm	1909-1922	213	1,4697	21	0,1449	1,4	0,00966
Grind 9-10 cm	1897-1909	175	1,1025	15	0,0945	1,3	0,00819
Grind 10-11 cm	1884-1897	124	0,6944	12	0,0672	0,87	0,00487
Grind 11-12 cm	1870-1884	110	0,5940	11	0,0594	0,72	0,00389
Grind 12-13 cm	1857-1870	116	0,6264	8,9	0,0481	0,69	0,00373
Grind 13-14 cm	1844-1857	98	0,5292	5,6	0,0302	0,50	0,00270
Grind 14-15 cm	1831-1844	81	0,4374	4,6	0,0248	0,47	0,00254
Grind 38-40 cm	ca.1460	69	0,3726	1,1	0,0059	0,23	0,00124
Vatn 0-0,5 cm	1996-2000	443	2,4808	13	0,0728	6,2	0,03472
Vatn 0,5-1 cm	1992-1996	505	2,8280	19	0,1064	6,3	0,03528
Vatn 1-2 cm	1984-1992	452	2,6668	19	0,1121	6,0	0,03540
Vatn 2-3 cm	1971-1984	638	3,1262	23	0,1127	7,0	0,03430
Vatn 3-4 cm	1956-1971	658	3,4874	26	0,1378	6,6	0,03498
Vatn 4-5 cm	1943-1956	478	3,3460	19	0,1330	5,3	0,03710
Vatn 5-6 cm	1932-1943	364	3,3124	17	0,1547	4,4	0,04004
Vatn 6-7 cm	1924-1932	308	3,0184	14	0,1372	3,9	0,03822
Vatn 7-8 cm	1917-1924	233	2,3533	11	0,1111	2,4	0,02424
Vatn 8-9 cm	1910-1917	166	1,8758	8,6	0,0972	1,5	0,01695
Vatn 9-10 cm	1903-1910	148	1,5688	7,5	0,0795	1,2	0,01272
Vatn 10-11 cm	1896-1903	119	0,9758	6,4	0,0525	0,90	0,00738
Vatn 11-12 cm	1886-1896	113	0,7119	6,3	0,0397	0,88	0,00554
Vatn 12-13 cm	1874-1886	129	0,6579	6,4	0,0326	0,99	0,00505
Vatn 13-14 cm	1860-1874	125	0,6375	5,9	0,0301	0,86	0,00439
Vatn 14-15 cm	1847-1860	138	0,7038	7,0	0,0357	1,0	0,00510
Vatn 15-16 cm	1834-1847	142	0,7242	7,2	0,0367	0,96	0,00490
Vatn 42-44 cm	ca.1470	76	0,3876	4,7	0,0240	0,47	0,00240
Grov 0-1 cm	1991-2000	302	1,2382	20	0,0820	3,5	0,01435
Grov 1-2 cm	1981-1991	636	2,6076	24	0,0984	6,5	0,02665
Grov 2-3 cm	1969-1981	585	2,4570	38	0,1596	7,9	0,03318
Grov 3-4 cm	1955-1969	572	2,2880	45	0,1800	5,7	0,02280
Grov 4-5 cm	1939-1955	557	2,4508	44	0,1936	6,1	0,02684
Grov 5-6 cm	1924-1939	395	2,2120	34	0,1904	4,1	0,02296
Grov 6-7 cm	1912-1924	334	2,5050	29	0,2175	4,1	0,03075
Grov 7-8 cm	1902-1912	270	1,8360	24	0,1632	2,8	0,01904
Grov 8-9 cm	1890-1902	187	1,1220	15	0,0900	1,8	0,01080
Grov 9-10 cm	1879-1890	143	1,0582	12	0,0888	1,5	0,01110
Grov 10-11 cm	1867-1879	124	0,6820	9,8	0,0539	1,5	0,00825
Grov 11-12 cm	1854-1867	119	0,6426	8,4	0,0454	1,2	0,00648
Grov 46-48 cm	ca.1400	119	0,6426	1,7	0,0092	0,85	0,00459

B1. (forts.)

	Periode år	Pb µg/g	Pb µg/cm ² /år	Cr µg/g	Cr µg/cm ² /år	Ni µg/g	Ni µg/cm ² /år	V µg/g	V µg/cm ² /år
Grind 1-2 cm	1988-1993	194	2,0952	15,2	0,1642	15	0,1620	46	0,4968
Grind 2-3 cm	1983-1988	230	2,5760	17	0,1904	17	0,1904	46	0,5152
Grind 3-4 cm	1976-1983	256	2,2528	19	0,1672	19	0,1672	54	0,4752
Grind 4-5 cm	1967-1976	222	1,3764	17	0,1054	16	0,0992	50	0,3100
Grind 5-6 cm	1952-1967	216	0,9288	16	0,0688	16	0,0688	51	0,2193
Grind 6-7 cm	1936-1952	219	1,0731	16	0,0784	17	0,0833	49	0,2401
Grind 7-8 cm	1922-1936	241	1,5424	15	0,0960	14	0,0896	45	0,2880
Grind 8-9 cm	1909-1922	242	1,6698	13	0,0897	12	0,0828	38	0,2622
Grind 9-10 cm	1897-1909	226	1,4238	12	0,0756	8,1	0,0510	38	0,2394
Grind 10-11 cm	1884-1897	162	0,9072	11	0,0616	8,1	0,0454	39	0,2184
Grind 11-12 cm	1870-1884	155	0,8370	11	0,0594	8,4	0,0454	35	0,1890
Grind 12-13 cm	1857-1870	154	0,8316	11	0,0594	7,7	0,0416	36	0,1944
Grind 13-14 cm	1844-1857	112	0,6048	11	0,0594	6,0	0,0324	35	0,1890
Grind 14-15 cm	1831-1844	89	0,4806	10	0,0540	5,3	0,0286	40	0,2160
Grind 38-40 cm	ca.1460	12	0,0648	9,0	0,0486	4,7	0,0254	38	0,2052
Vatn 0-0,5 cm	1996-2000	319	1,7864	31	0,1736	32	0,1792	55	0,3080
Vatn 0,5-1 cm	1992-1996	361	2,0216	30	0,1680	32	0,1792	53	0,2968
Vatn 1-2 cm	1984-1992	467	2,7553	41	0,2419	34	0,2006	74	0,4366
Vatn 2-3 cm	1971-1984	574	2,8126	43	0,2107	38	0,1862	77	0,3773
Vatn 3-4 cm	1956-1971	615	3,2595	43	0,2279	38	0,2014	78	0,4134
Vatn 4-5 cm	1943-1956	545	3,8150	37	0,2590	29	0,2030	55	0,3850
Vatn 5-6 cm	1932-1943	482	4,3862	37	0,3367	25	0,2275	48	0,4368
Vatn 6-7 cm	1924-1932	450	4,4100	35	0,3430	23	0,2254	43	0,4214
Vatn 7-8 cm	1917-1924	325	3,2825	34	0,3434	22	0,2222	43	0,4343
Vatn 8-9 cm	1910-1917	242	2,7346	33	0,3729	20	0,2260	39	0,4407
Vatn 9-10 cm	1903-1910	224	2,3744	33	0,3498	20	0,2120	38	0,4028
Vatn 10-11 cm	1896-1903	209	1,7138	33	0,2706	18	0,1476	36	0,2952
Vatn 11-12 cm	1886-1896	184	1,1592	31	0,1953	18	0,1134	35	0,2205
Vatn 12-13 cm	1874-1886	181	0,9231	32	0,1632	19	0,0969	36	0,1836
Vatn 13-14 cm	1860-1874	166	0,8466	31	0,1581	18	0,0918	35	0,1785
Vatn 14-15 cm	1847-1860	174	0,8874	34	0,1734	19	0,0969	41	0,2091
Vatn 15-16 cm	1834-1847	160	0,8160	33	0,1683	19	0,0969	44	0,2244
Vatn 42-44 cm	ca.1470	20	0,1020	25	0,1275	16	0,0816	34	0,1734
Grov 0-1 cm	1991-2000	285	1,1685	33	0,1353	178	0,7298	33	0,1353
Grov 1-2 cm	1981-1991	451	1,8491	33	0,1353	415	1,7015	37	0,1517
Grov 2-3 cm	1969-1981	690	2,8980	39	0,1638	377	1,5834	48	0,2016
Grov 3-4 cm	1955-1969	825	3,3000	36	0,1440	302	1,2080	42	0,1680
Grov 4-5 cm	1939-1955	804	3,5376	30	0,1320	172	0,7568	37	0,1628
Grov 5-6 cm	1924-1939	665	3,7240	28	0,1568	48	0,2688	40	0,2240
Grov 6-7 cm	1912-1924	544	4,0800	29	0,2175	28	0,2100	43	0,3225
Grov 7-8 cm	1902-1912	427	2,9036	30	0,2040	26	0,1768	43	0,2924
Grov 8-9 cm	1890-1902	321	1,9260	28	0,1680	19	0,1140	41	0,2460
Grov 9-10 cm	1879-1890	286	2,1164	26	0,1924	18	0,1332	37	0,2738
Grov 10-11 cm	1867-1879	257	1,4135	24	0,1320	16	0,0880	33	0,1815
Grov 11-12 cm	1854-1867	248	1,3392	24	0,1296	16	0,0864	33	0,1782
Grov 46-48 cm	ca.1400	13	0,0702	19	0,1026	12	0,0648	23	0,1242

B2. Konsentrasjoner av metaller i udaterte kjerner

	GT	Fe mg/g	Mn µg/g	Hg µg/g	Cu µg/g	Zn µg/g	As µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cr µg/g	Ni µg/g	V µg/g
Storv 0-1 cm	50,3	72,1	139	0,44	169	344	27	4,4	170	21	158	48
Storv 1-2 cm	45,2	55,5	163	0,46	183	222	28	2,9	161	25	170	55
Storv 2-3 cm	63,4	59,3	132	0,80	369	289	45	3,2	258	26	299	104
Storv 3-4 cm	63,4	72,2	141	0,83	414	287	57	3,2	334	28	428	121
Storv 4-5 cm	62,8	68,0	150	0,87	670	367	53	3,0	380	30	1130	112
Storv 5-6 cm	60,8	53,4	163	0,91	821	378	70	2,9	374	30	2050	82
Storv 6-7 cm	61,7	46,8	147	0,98	760	384	109	2,9	356	26	2140	57
Storv 7-8 cm	62,9	33,5	118	0,85	531	425	95	3,7	391	18	906	32
Storv 8-9 cm	64,1	36,0	124	0,85	122	379	55	3,6	487	15	148	31
Storv 9-10 cm	64,7	38,6	121	0,76	64	318	46	2,9	480	13	75	28
Storv 10-11 cm	63,7	36,3	122	0,56	47	254	38	2,4	422	11	60	26
Storv 11-12 cm	64,2	30,4	120	0,47	37	193	33	2,0	360	10	45	25
Storv 12-13 cm	63,6	33,2	124	0,39	28	179	31	1,6	305	9,8	32	25
Storv 13-14 cm	65,6	33,8	124	0,33	29	116	23	1,0	255	9,4	36	26
Storv 14-15 cm	65,6	33,0	134	0,31	20	102	20	0,91	259	8,9	16	26
Storv 38-40 cm	68,4	24,0	145	0,15	13	72	1,7	0,50	19	6,2	7,6	18
Hallv 0-1 cm	35,8	190,6		0,42	28	168	63	1,6	239	16	13	42
Hallv 1-2 cm	37,0	15,8	21900	0,49	34	362	60	4,4	310	20	17	55
Hallv 2-3 cm	35,5	126	12600	0,57	46	692	68	8,1	532	27,7	25	66
Hallv 3-4 cm	36,2	120	18800	0,49	38	1010	67	11	570	31	26	55
Hallv 4-5 cm	38,6	82,2	11600	0,47	36	688	36	8,6	634	33	26	51
Hallv 5-6 cm	38,8	102	10200	0,35	29	505	23	5,6	557	18	16	38
Hallv 6-7 cm	36,8	118	12100	0,28	22	440	20	4,5	451	11	11	36
Hallv 7-8 cm	36,7	82,3	9100	0,19	16	322	18	2,8	313	9,8	8	34
Hallv 8-9 cm	36,0	59,2	7600	0,17	14	244	13	2,6	263	8,9	7,5	31
Hallv 9-10 cm	34,4	85,7	7900	0,16	13	216	11	1,9	212	8,3	6,9	29
Hallv 10-11 cm	35,1	95,9	7700	0,15	13	215	9,4	1,9	205	8,5	6,5	29
Hallv 11-12 cm	32,3	111	9400	0,15	13	251	9,3	2,0	212	8,2	7,2	31
Hallv 12-13 cm	32,9	69,1	7100	0,13	13	224	8,5	1,9	177	8,7	6,1	31
Hallv 13-14 cm	32,1	76,1	6800	0,14	13	233	7,7	1,9	149	9,5	6,9	33
Hallv 14-15 cm	30,5	117	8100	0,13	12	204	7,9	1,4	128	9,0	6,4	31
Hallv 30-32 cm	32,5	67,8	855	0,092	11	184	2,9	1,2	57	7,6	5,5	22

Vedlegg C. Analysedata, fisk

C1. Fisk, primærdata (Kjønn: 1= hann, 2 = hunn)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Grindheimsvatnet	Abbor	1	20.3	122	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	2	20.5	123	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	3	21.7	123	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	4	20	117	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	5	22.3	133	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	6	21.5	131	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	7	22.7	133	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	8	22.5	143	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	9	21.8	129	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	10	22	133	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	11	21	130	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	12	21.5	124	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	13	19.7	103	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	14	18.8	86.5	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	15	19.8	104	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	16	22	116	2	3
Grindheimsvatnet	Abbor	17	15.2	44.5	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	18	15.3	43	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	19	15	40	1	3
Grindheimsvatnet	Abbor	20	15.2	39.5	2	2
Grindheimsvatnet	Ørret	1	25.3	157	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	2	25.5	138	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	3	25.5	130	2	2
Grindheimsvatnet	Ørret	4	25	128	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	5	24.7	144	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	6	22	117	2	5

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Grindheimsvatnet	Ørret	7	24.2	120	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	8	23.8	118	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	9	22.5	105	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	10	22.3	107	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	11	21.2	92.5	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	12	24.5	117	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	13	24.3	113	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	14	26.3	122	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	15	25	139	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	16	25.3	105	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	17	22.5	102	1	5
Grindheimsvatnet	Ørret	18	21.8	96.5	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	19	23	100	2	5
Grindheimsvatnet	Ørret	20	23.2	114	2	5
Mårvatnet	Ørret	1	23.2	114.5	1	5
Mårvatnet	Ørret	2	25.7	166	1	5
Mårvatnet	Ørret	3	37.2	503	2	5
Mårvatnet	Ørret	4	32.8	366	2	5
Mårvatnet	Ørret	5	28.3	209.5	2	5
Mårvatnet	Ørret	6	28	203	2	5
Mårvatnet	Ørret	7	36.6	495	1	5
Mårvatnet	Ørret	8	31	281	2	5
Mårvatnet	Ørret	9	28.3	213	1	5
Mårvatnet	Ørret	10	38.5	528	2	5
Mårvatnet	Ørret	11	24.7	144	1	5
Mårvatnet	Ørret	12	25.5	168	2	5

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Mårvatnet	Ørret	13	23.3	123.5	1	5
Mårvatnet	Ørret	14	24	141	1	5
Mårvatnet	Ørret	15	23.6	127	1	5
Mårvatnet	Abbor	1	19.5	86	1	3
Mårvatnet	Abbor	2	19.6	81.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	3	19.7	76	1	3
Mårvatnet	Abbor	4	20.5	94	1	3
Mårvatnet	Abbor	5	18.6	57.5	2	3
Mårvatnet	Abbor	6	18.8	68	1	3
Mårvatnet	Abbor	7	17.8	54.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	8	17.5	54	1	3
Mårvatnet	Abbor	9	17.4	48.3	1	3
Mårvatnet	Abbor	10	17.2	46.5	2	3
Mårvatnet	Abbor	11	18.8	58.5	2	3
Mårvatnet	Abbor	12	18.5	56.5	2	3
Mårvatnet	Abbor	13	16.2	41	2	3
Mårvatnet	Abbor	14	17.6	49.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	15	16.4	41.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	16	16	39	1	3
Mårvatnet	Abbor	17	16.5	45.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	18	15.7	38.5	1	3
Mårvatnet	Abbor	19	15.2	33	2	3
Mårvatnet	Abbor	20	14.3	28	2	3
Hallandsvatnet	Ørret	1	25.8	158	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	2	18.3	68	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	3	19.5	63	2	7.2
Hallandsvatnet	Ørret	4	21.7	79	1	7.2
Hallandsvatnet	Ørret	5	19.5	66	1	7.2
Hallandsvatnet	Ørret	6	23.5	112	1	5
Hallandsvatnet	Ørret	7	20.5	80	2	5

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Hallandsvatnet	Ørret	8	23.8	117	1	5
Hallandsvatnet	Ørret	9	19.2	58	2	2
Hallandsvatnet	Ørret	10	18.6	57	2	2
Hallandsvatnet	Ørret	11	18.3	52	1	2
Hallandsvatnet	Ørret	12	15.5	42	2	2
Hallandsvatnet	Ørret	13	27.6	165	1	5
Hallandsvatnet	Ørret	14	23	115	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	15	21.8	94	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	16	23.4	119	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	17	23.7	125	1	5
Hallandsvatnet	Ørret	18	21.2	88	1	5
Hallandsvatnet	Ørret	19	20.6	79	2	5
Hallandsvatnet	Ørret	20	20.5	81	2	5
Storvatnet	Ørret	1	30.8	243	2	7.2
Storvatnet	Ørret	2	27	189	1	5
Storvatnet	Ørret	3	29.2	219	1	7.2
Storvatnet	Ørret	4	30.5	257	1	7.2
Storvatnet	Ørret	5	34.5	367	1	5
Storvatnet	Ørret	6	32.5	281	1	5
Storvatnet	Ørret	7	36.3	425	1	5
Storvatnet	Ørret	8	25.7	172	1	5
Storvatnet	Ørret	9	30.4	262	2	5
Storvatnet	Ørret	10	32.3	311	2	5
Storvatnet	Ørret	11	28	205	2	5
Storvatnet	Ørret	12	31.5	280	1	5
Storvatnet	Ørret	13	32	254	2	7.2
Storvatnet	Ørret	14	25	146	1	7.2
Storvatnet	Ørret	15	28.2	217	2	5
Storvatnet	Ørret	16	25	172	2	5
Storvatnet	Ørret	17	29.9	248	1	7.2

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Storvatnet	Ørret	18	32.4	232	2	7.2
Storvatnet	Ørret	19	30.2	271	2	5
Storvatnet	Ørret	20	27.6	174	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	1	32.5	298	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	2	28.8	201	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	3	32.5	283	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	4	32.8	282	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	5	24.6	141	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	6	25.8	152	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	7	26.4	170	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	8	25.2	149	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	9	23.8	141	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	10	24	138	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	11	25.2	152	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	12	23.7	141	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	13	26.4	181	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	14	25.3	152	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	15	25.5	164	2	5
Ulgjellvatnet	Ørret	16	24.5	147	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	17	23	127	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	18	22.6	110	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	19	23	114	1	5
Ulgjellvatnet	Ørret	20	23.3	120	1	5
Grovatnet	Ørret	1	27.6	230	1	5
Grovatnet	Ørret	2	29.4	266	1	5
Grovatnet	Ørret	3	34.2	359	1	5
Grovatnet	Ørret	4	22.4	117	2	2
Grovatnet	Ørret	5	26.8	217	2	5
Grovatnet	Ørret	6	29.3	235	1	5
Grovatnet	Ørret	7	32.3	329	2	5

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Grovatnet	Ørret	8	30.8	288	1	5
Grovatnet	Ørret	9	28.3	251	2	5
Grovatnet	Ørret	10	28.4	234	1	5
Grovatnet	Ørret	11	25.2	165	1	5
Grovatnet	Ørret	12	28.4	209	1	7.2
Grovatnet	Ørret	13	26.5	174	1	7.2
Grovatnet	Ørret	14	24.3	137	2	5
Grovatnet	Ørret	15	25	162	1	7.2
Grovatnet	Ørret	16	26.5	193	1	5
Grovatnet	Ørret	17	29.5	272	2	5
Grovatnet	Ørret	18	27.5	203	1	5
Grovatnet	Ørret	19	27	213	1	5
Grovatnet	Abbor	1	19.2	76	2	3
Grovatnet	Abbor	2	20.5	89	2	3
Grovatnet	Abbor	3	19.4	79	2	3
Grovatnet	Abbor	4	20	85	2	2
Grovatnet	Abbor	5	21.1	102	2	3
Grovatnet	Abbor	6	20.7	86.5	2	3
Grovatnet	Abbor	7	19.1	70.5	2	3
Grovatnet	Abbor	8	19.3	67	1	3
Grovatnet	Abbor	9	20.2	84.5	1	3
Grovatnet	Abbor	10	19	75.5	2	3
Grovatnet	Abbor	11	20.3	83	2	3
Grovatnet	Abbor	12	21.2	108.5	2	3
Grovatnet	Abbor	13	20.4	81.5	2	3
Grovatnet	Abbor	14	20.3	79	2	3
Grovatnet	Abbor	15	19.8	88	2	3
Grovatnet	Abbor	16	21.6	111	2	3
Grovatnet	Abbor	17	19.4	75.5	2	3
Grovatnet	Abbor	18	18.8	70.5	1	3

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Grovatnet	Abbor	19	20.6	90	2	3
Grovatnet	Abbor	20	21	101.5	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	1	37	681	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	2	34.5	580	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	3	29.7	366	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	4	25.6	238	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	5	23.5	155	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	6	22.3	119	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	7	21.8	122	1	3
Vatnebuvatnet	Abbor	8	21.5	118	1	3
Vatnebuvatnet	Abbor	9	21	114	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	10	20.3	102	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	11	21.2	100	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	12	20	106	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	13	20.5	108	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	14	20.3	103	1	3
Vatnebuvatnet	Abbor	15	21.2	120	1	3
Vatnebuvatnet	Abbor	16	20.5	101	2	3
Vatnebuvatnet	Abbor	17	19.7	92.5	1	3
Mindrebuvatnet	Ørret	1	24	135	2	2
Mindrebuvatnet	Ørret	2	27.5	189	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	3	25	164	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	4	30.2	268	1	5
Mindrebuvatnet	Ørret	5	28	190	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	6	25.3	152	2	2
Mindrebuvatnet	Ørret	7	28	215	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	8	27.8	185	1	2
Mindrebuvatnet	Ørret	9	26.7	174	2	2
Mindrebuvatnet	Ørret	10	25.7	168	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	11	27.2	176	1	2

C1. (Forts.)

Lokalitet	Art	LNr	Lengde, cm	Vekt g	Kjønn	Stadium
Mindrebuvatnet	Ørret	12	26	155	1	5
Mindrebuvatnet	Ørret	13	25.2	156	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	14	22.6	121	2	5
Mindrebuvatnet	Ørret	15	20.2	98	1	5
Mindrebuvatnet	Ørret	16	20	90	1	5
Mindrebuvatnet	Ørret	17	21	101	1	2
Mindrebuvatnet	Ørret	18	18.2	60.5	1	2
Mindrebuvatnet	Ørret	19	17.5	58	1	2
Vatnebuvatnet	Ørret	1	71	2900	1	7.2
Vatnebuvatnet	Ørret	2	45	700	-9	-9
Vatnebuvatnet	Ørret	3	57	1250	1	7.5
Vatnebuvatnet	Ørret	4	40	760	1	7.5
Vatnebuvatnet	Ørret	5	44	1010	2	7.5
Vatnebuvatnet	Ørret	6	40	780	2	7.5
Vatnebuvatnet	Ørret	7	25	40	1	5
Vatnebuvatnet	Ørret	8	40	730	2	5
Vatnebuvatnet	Ørret	9	40.5	700	2	5

C2. PAH-metabolitter i galle hos fisk

Lokalitet	Art	Pr mrk	2-OH- naftalen, µg/kg v.v	1-OH- fenantren µg/kg v.v	1-OH-pyren, µg/kg v.v
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø1	59.5	54	155
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø2	44.4	16.9	43.6
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø3	33.9	42	45.7
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø4	<10	<10	13
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø5	<16	<16	<8
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø6	<10	<10	<5
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø7	29.2	<4	9
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø8	<15	<15	<10
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø9	<10	<10	<5
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø10	<10	<10	<5
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø11	<16	<16	<8
Hallandsvatn	Ørret	HA Ø12	<10	<10	11.8
Storevatn	Ørret	ST Ø1	141	33.2	444
Storevatn	Ørret	ST Ø2	<10	<10	22.2
Storevatn	Ørret	ST Ø3	89.3	91	221
Storevatn	Ørret	ST Ø4	85.3	83.6	409
Storevatn	Ørret	ST Ø5	232	148	295
Storevatn	Ørret	ST Ø6	<10	<10	<5
Storevatn	Ørret	ST Ø7	129	184	242
Storevatn	Ørret	ST Ø8	322	231	584
Storevatn	Ørret	ST Ø9	632	257	1110
Storevatn	Ørret	ST Ø10	95	71.3	180
Storevatn	Ørret	ST Ø11	<10	<10	<5
Storevatn	Ørret	ST Ø12	764	384	1310
Storevatn	Ørret	ST Ø13	65.7	49.1	79.9
Storevatn	Ørret	ST Ø14	218	111	586
Storevatn	Ørret	ST Ø15	<10	<10	43
Storevatn	Ørret	ST Ø16	89.1	110	213
Storevatn	Ørret	ST Ø17	.	231	1320

C2. (forts.)

Lokalitet	Art	Pr mrk	2-OH- naftalen, µg/kg v.v	1-OH- fenantren µg/kg v.v	1-OH-pyren, µg/kg v.v
Storevatn	Ørret	ST Ø18	.	64.2	275
Storevatn	Ørret	ST Ø19	.	96.9	191
Storevatn	Ørret	ST Ø20	13.1	73.5	208
Grovatn	Ørret	GR Ø1	.	86.7	259
Grovatn	Ørret	GR Ø2	.	174	201
Grovatn	Ørret	GR Ø3	471	175	221
Grovatn	Ørret	GR Ø4	<10	<10	16.8
Grovatn	Ørret	GR Ø5	347	89.4	96.9
Grovatn	Ørret	GR Ø6/7	708	254	339
Grovatn	Ørret	GR Ø8	418	162	175
Grovatn	Ørret	GR Ø9	414	165	493
Grovatn	Ørret	GR Ø10	198	57.9	95.8
Grovatn	Ørret	GR Ø11	320	202	161
Grovatn	Ørret	GR Ø12	283	264	135
Grovatn	Ørret	GR Ø13	204	264	158
Grovatn	Ørret	GR Ø14	38	54.2	54.1
Grovatn	Ørret	GR Ø15	<10	72.7	59.6
Grovatn	Ørret	GR Ø16	129	106	78.9
Grovatn	Ørret	GR Ø17	266	32.4	245
Grovatn	Ørret	GR Ø18	540	198	167
Grovatn	Ørret	GR Ø20	41.6	46.8	63.7
Grovatn	Ørret	GR Ø21	173	195	176
Grovatn	Ørret	GR Ø22	138	52.9	81.4
Grovatn	Ørret	GR Ø24	540	95.4	148
Grindheimsvatn	Ørret	Gr 1Ø	<10	<10	<5
Grindheimsvatn	Ørret	Gr 2Ø	<10	<10	93.2
Grindheimsvatn	Ørret	Gr 3Ø	<10	<10	<5
Grindheimsvatn	Ørret	Gr 5Ø	<10	<10	56.8
Grindheimsvatn	Ørret	Gr 10 Ø	<10	<10	38.6

C2. (forts.)

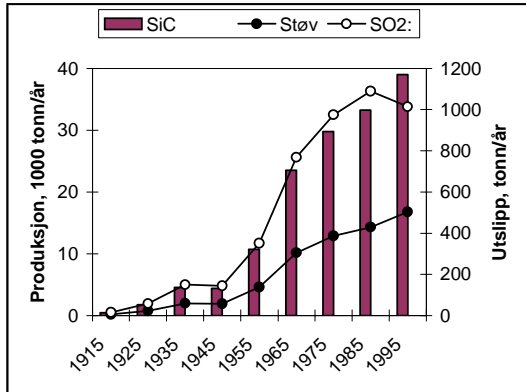
Lokalitet	Art	Pr mrk	2-OH- naftalen, µg/kg v.v	1-OH- fenantren µg/kg v.v	1-OH-pyren, µg/kg v.v
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø1	.	30.2	48.4
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø3	<10	<10	28.6
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø4	.	67.2	179
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø5	<10	<10	51
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø6	991	<10	229
Vatnebuvatn	Ørret	VB Ø7	219	<10	325
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø1	<10	<10	20.7
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø2	176	<10	51
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø3	<10	<10	13.6
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø4	47.8	<10	32.2
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø5	<10	<10	58.8
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø6	36.7	<10	29.1
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø7	.	<10	33.9
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø8	<10	<10	29.7
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø9	<10	<10	85.9
Mindrebøvatn	Ørret	MI Ø10	<10	<10	50.3

C3. Kvikksølvkonsentrasjoner i individuell fisk (ørret) fra Vatnebuvatnet

Art	Lengde, cm	Vekt, g	Hg, mg/kg v.v.
Ørret	71	2900	1.94
Ørret	45	700	0.15
Ørret	57	1250	0.6
Ørret	40	760	0.18
Ørret	44	1010	0.54
Ørret	40	780	0.29
Ørret	25	740	0.1
Ørret	40	730	0.36
Ørret	40.5	700	0.18

Vedlegg D. Industridata

D.1 Saint Gobain Ceramic Materials AS (tidligere Norton), Arendal



Etablert: 1912

Produkter: Silisiumkarbid (SiC).

Råstoffer: Petrolkoks, kvartssand

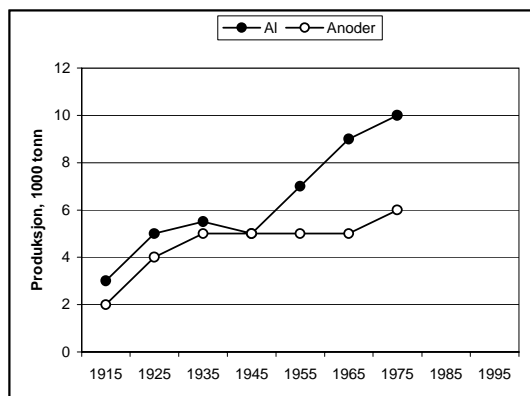
Prosesser: SiC produseres i åpne elektriske ovner, med avgang av gass og støv til atmosfæren i ovnshuset. Før igangsetting blir ovnene fylt med ferdigblandet masse. Det legges en grafittkjerne midt i massen, som forbindelse mellom elektroder i begge ender. SiC dannes rundt kjernen etter at strøm er satt på og temperaturen i ovnen heves til ca 2500 °C. Under prosessen utvikles CO, som delvis brenner av på overflaten til CO₂. Svovelet i petrolkoksen vil unngå fra ovnen, dels som SO₂ og dels i form av andre forbindelser. Prosessen kan deles inn i fire faser; oppvarming, rolig drift, blåsefase og riving. Det er de to sistnevnte fasene som bidrar med de største røyk/støv-utslippene.

Rensing: 1998: Støvrenseanlegg i ovnshall B installert. Ovnshall A og C lavere enn 60% av kapasitet.

Utslipp: Støv, SO₂, PAH, metaller (alfabetisk): Cd, Cr, Hg, Pb, Zn

Referanser: Bedriften + Nestaas et al. (1997)

D.2 Nitriden, Arendal



Etablert: 1912 (nedlagt 1975)

Produkter: Aluminium (Al), anodekull

Råstoffer: Kryoloitt (Na_3AlF_6 , Al_2O_3), bek, petrolkoks

Prosesser: Anodeproduksjon: Bek og petrolkoks ble bakt sammen, presset til staver og stekt.

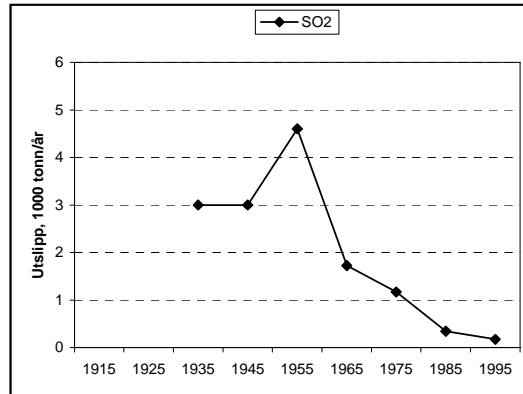
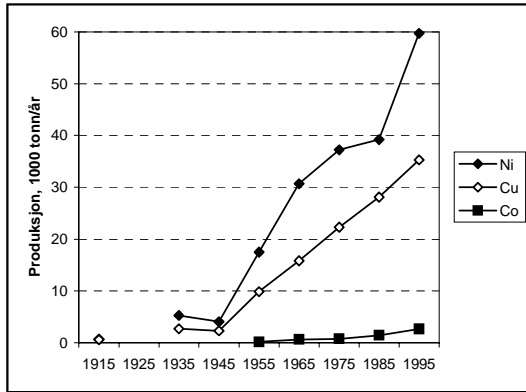
Aluminium ble framstilt med forbakte anoder, som ble forbrukt i prosessen hvor Al-oksidi (bauxitt/"lerjord") løses i smeltet kryolitt ved 1000°C . Under elektrolysen samles råaluminium i bunnen av ovnene (katoden) og tappes av etter hvert. Fluorid og oksygen spaltes av på anodene.

Rensing: 1926: Renseanlegg bygget. Avgasser fra stekeriet ble ledet gjennom tanker der vann ble sprøytet inn gjennom dyser.

Utslipp: Antatt omlag samme sammensetning som Elkem Aluminium ANS Lista.

Referanser: Saint Gobain Ceramic Materials AS (tidligere Norton), Fylkesmannen i Aust-Agder

D.3 Falconbridge Nikkelverk AS, Kristiansand



Etablert: 1910

Produkter: Elektrolytisk nikkel (Ni), kobber (Cu) og kobolt (Co)

Råstoffer: Nikkel-kobber sulfid ("matte") og diverse metallkonsentrater.

Prosesser: 1910-1975: Hybinette-prosess basert på roasting av matte, svovelsyreluting med etterfølgende Cu-elektrolyse, smelting av residue og fremstilling av Ni-anoder med etterfølgende elektrolytisk raffinering. Produksjon av kobolt startet i 1953.

1967-83 Ca. 20% av nikkelproduksjonen basert på ML-prosessen; luting av matte med saltsyre, koboltekstraksjon, fremstilling av nikkelklorid med etterfølgende konvertering til oksid som ble redusert med hydrogen til metallisk nikkel (granulat).

1975-: KL-prosessen basert på klorluting av matte, ekstraksjon av kobolt fra kloridopløsning og diverse rensetrinn før elektrolytisk fremstilling av nikkel og kobolt. Uløst materiale fra klorluting rostes med etterfølgende svovelsyreluting før kobberelektrolyse. Residuet fra kobberluting behandles i en rekke prosessstrinn, inkludert en smelteoperasjon for oppkonsentrering av edelmetaller.

Rensing: ca. 1930: Sykloner for fjerning av støv fra rosteovngass

1938: Renseanlegg (sykloner og elektrofiltre) og fabrikk for produksjon av flytende SO₂ fra rosteovngass

1955: Renseanlegg for smelteovngass, (vasketårn, elektrofiltre og sjøvannsvasker)

1953-56: Div. scrubbere for rensing av klorholdige avgasser.

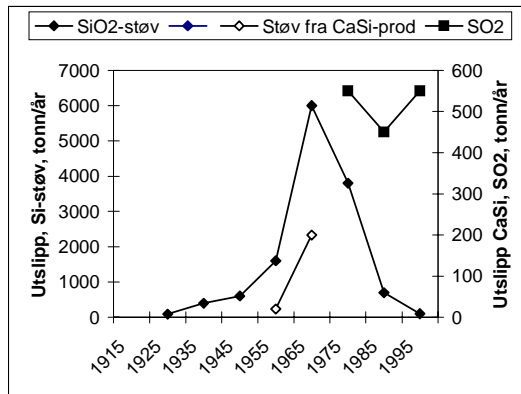
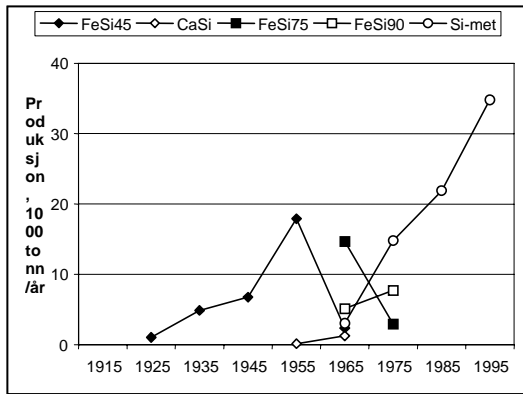
1978: Nytt rosteanlegg basert på fluid bed ovner, (utslipp av urensset rosteovngass over skorstein eliminert)

1987/88: Svovelsyrefabrikk med nytt gassrenseanlegg erstattet produksjonen av flytende SO₂

Utslipp: SO₂, Cl₂, HCl, VOC, metaller (alfabetisk), As, Co, Cu, Ni, Pb,

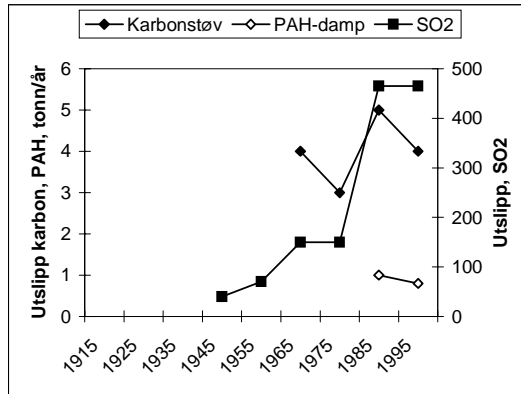
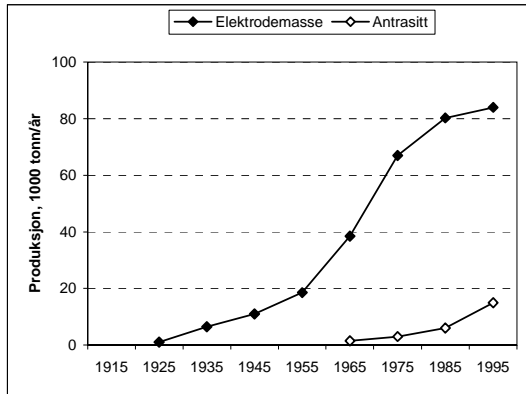
Referanser: Bedriften

D.4 Elkem ASA Silicon, Kristiansand



- Etablert: 1917 (kun forsøksdrift de første årene)
- Produkter: Ferrosilisium (FeSi 45, 75 og 90%), silisium metall (99%), kalsium-silisium (CaSi)
- Råstoffer: Jernskrap, pellets, kvarts, kull, koks, treflis
- Prosesser: Smelting av FeSi-produkter i elektriske ovner. Kull, koks eller treflis benyttes som reduksjonsmateriale (til å trekke O₂ fra kvarts).
- Rensing:
 - 1966: Elektrostatfilter for en av fire ovner settes i drift
 - 1971: Posefilter 1 for ovn 10 settes i drift
 - 1976: Posefilter 2 for ovn 9 settes i drift
 - 1980: Ovn 9 bygges om og posefilter 2 har kapasitet til å rense gasser fra 2 ovner.
 - 1985: Posefilter 1 bygges om og filteret har kapasitet til å rense gasser fra 2 ovner. Utslippene er dermed fullrenset fra og med 1985
- Utslipp: SiO₂-støv og støv fra CaSi-produksjonen (1950-1979), SO₂, PAH, metaller (alfabetisk): As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
- Referanser: Bedriften, Nestaas et al. (1997), Tveit & Myrhaug (2000)

D.5 Elkem ASA Carbon, Kristiansand



Etablert: 1919 (kun forsøksdrift de første årene)

Produkter: Elektrodemasse, antrasitt*

Råstoffer: Antrasitt, Bindemiddel: tjærebek (til 1974), flytende steinkulltjærebek (fra 1974)

Prosesser: Prosess 1: Elektrisk kalsinering av antrasitt: Antrasittens kull gjøres elektrisk ledende ved temperaturer opptil 2500 °C. Det drives av fuktighet, flyktige komponenter og svovel som reagerer til SO₂

Prosess 2: Blanding av Søderbergs elektrodemasse: Består av kalsinert antrasitt og bindemiddel som er steinkulltjærebek. Dette blandes batchvis i blandemaskiner. Blandeprosessen har gitt utslipp av karbonstøv PAH-komponenter.

Prosess 3: Transport av kalsinert antrasitt: Foregår i lukkede anlegg tilknyttet filteranlegg. Fra disse avgis rensert luft med en viss konsentrasjon av finfordelt karbonstøv.

Rensing: Ca. 1950: Vasking av støv

Ca. 1960: Rensing av karbonstøv

1974: Forbedret rensing av karbonstøv. Innføring av flytende bindemiddel.

1992: Montert renselanlegg på lagertanker for flytende bek

Utslipp: Karbon-støv, tjærebekstøv (til 1970), SO₂, PAH**, metaller (ikke spesifisert)

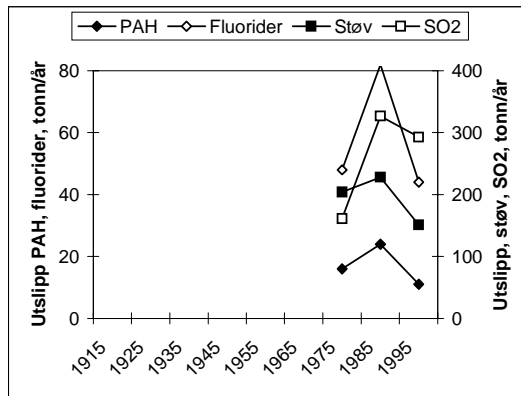
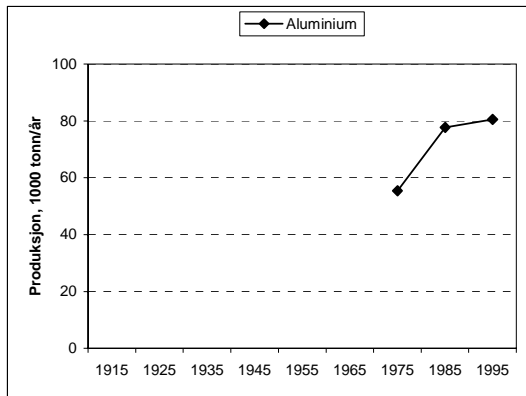
Referanser: Bedriften

Merknader:

* Spesielt gammelt kull med høy karbonandel, lav flyktighet og svovel <1%. Leveres vasket og derav fuktig.

** PAH-utslipp: Både partikulært og i gassform. Før 1974 foregikk prosessering av steinkulltjære i form av smelting og blanding. Ved overgang til flytende bek og lagring ved 150 °C er utslipp av partikler fra lossing og transport av fast bek redusert. Noe damp fra tankanlegg frem til 1992. Utslipp av PAH er antatt å være høyere i perioden 1980-90. Tall før 1980 kan ikke gis, men det antas at andel partikulært PAH var høyere tidligere. Totale utslipp må antas å ha vært lavere, da produksjonen var vesentlig lavere

D.6. Elkem Aluminium ANS Lista



Etablert: 1970

Produkter: Aluminium (Al), anodemasse

Råstoffer: Kryoloitt (Na_3AlF_6 , Al_2O_3)

Prosesser: Søderbeg elektrolyseanlegg. Primærproduksjon av Al

Rensing: 1983: Innføring av anodemasse med mindre bek og økt mantelhøyde

1983: Innføring av knivbrytere på alle ovnene for åpning (nedslag)

1993: Bedre rensing av SO_2 for to el.lysehaller

1995: Lukking av 1/3 av ovnene med anodedeksler

1997: Installert punktmatere på 1/3 av ovnene

Utslipp: Støv, SO_2 , PAH, fluorider, metaller (alfabetisk): As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn

Referanser: Bedriften, Karstensen et al. (1997)