

Miljøgifter i fisk fra høyfjellssjøer - resultater fra EU prosjektene AL:PE, AL:PE 2 og MOLAR.

Bjørn Olav Rosseland

Forfatteren er forskningsleder for miljøgifter ved Norsk institutt for vannforskning og professor i økotoksikologi ved Norges Naturvitenskapelig Universitet (NTNU).

Sammendrag

Gjennom EU prosjektene AL:PE, AL:PE 2 og MOLAR, har fisk fra totalt 17 innsjøer blitt undersøkt mht. bestandsstruktur og innhold av miljøgifter som tungmetaller og persistente organiske miljøgifter (POP). Utvalget av sjøer dekker området fra Svalbard og Russland i nord til Spania og Portugal i sør, og fra Irland og Scotland i vest til Slovakia og Slovenia i øst. Prøvefisket og prøvetakingen har blitt gjennomført etter egne manualer, og analysene har i hovedsak blitt utført på spesiallaboratorier rundt i Europa, der NIVA har analysert tungmetallene. Fiskens følsomhet i ionefattig høyfjellssjøer, høy alder og akkumuleringspotensial for forurensninger, gjør den velegnet som objekt for miljøgiftundersøkelser. Konsentrasjonene av kvikksølv i muskel og bly og kadmium i nyre og lever viser relasjoner til størrelse (alder, lengde, vekt), men Partial

Principal Component Analysis (PPCA) demonstrerte signifikant forhold til sted og region. Hg innholdet var høyest i vestlige lokaliteter og Svalbard, mens innholdet av Pb og Cd var høyest i sentral og østlig Europa. Av de organiske mikroforurensningene var det klare forskjeller i geografisk fordeling mellom industri produserte forbindelser (PCB, HCB) og pesticider (DDT, DDE). Det er funnet en signifikant selektiv "cold trapping" av lavflyktige PCB forbindelser (dvs. høyere kongener) i sediment og fisk fra høyfjellssjøer i Europa, som står i kontrast til den "Globale Destilasjonsteori" som påviser anriking primært av høyflyktige POP-forbindelser (eks. lave kongener av PCB) i arktiske områder. Funn av PAH forurensning i fisk fra et "uberørt referanseområde" i Norge aktualiserer regionale undersøkelser. Artikkelen diskuterer forvaltning av fiskebestander i høyfjellet i lys av miljøgift-

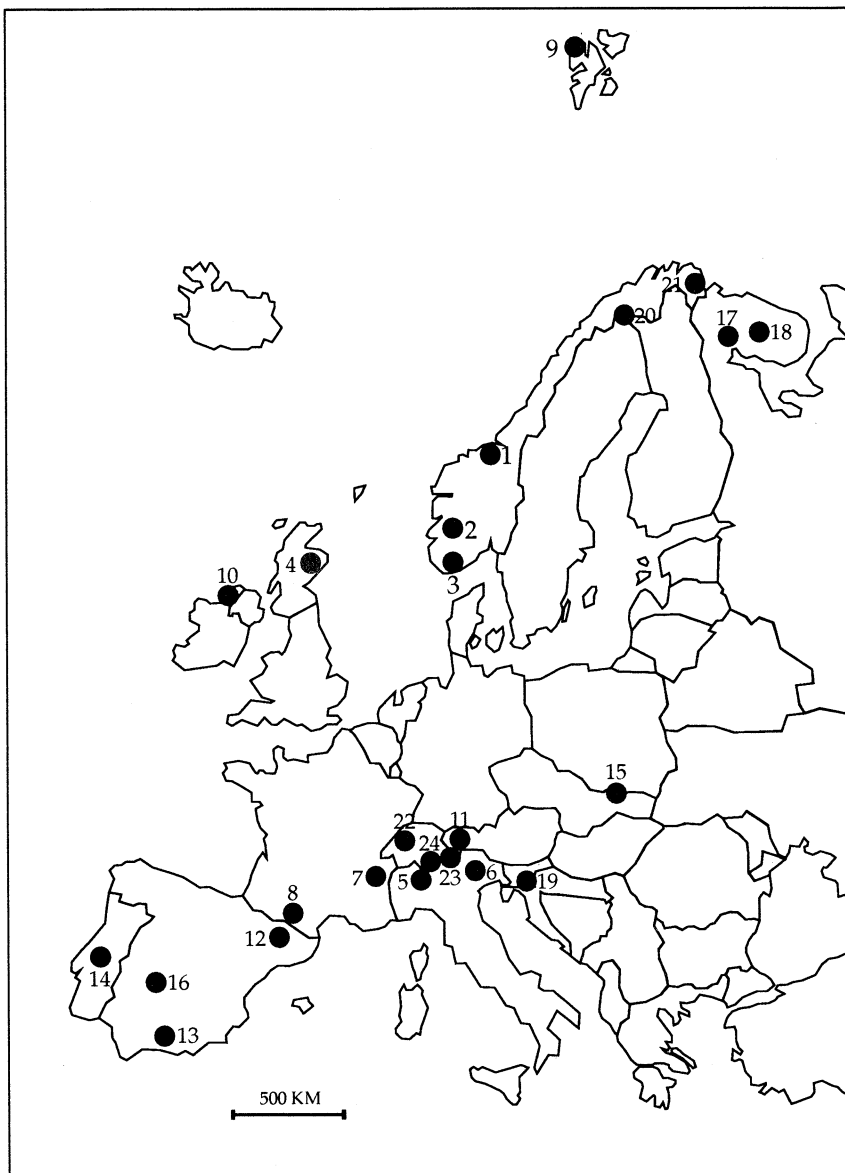
resultatene og utsettingspolitikk ved valg av fiskeart og fiskestamme og dennes plassering i næringskjeden.

Innledning

Gjennom en serie på tre EU forskningsprosjekter (AL:PE, AL:PE 2 og MOLAR) har man i perioden 1991-1999, undersøkt langtransporterte tilførsler av forsurede komponenter og miljøgifter, og de vannkjemiske og økologiske forholdene i tilsammen 37 europeiske innsjøer fra arktiske og alpine områder (Wathne m.fl. 1995, 1997, Wathne 1999). Typisk for utvalget av innsjøer er at ingen har lokale forurensningskilder, slik at alle miljøforstyrrende komponenter har sin bakgrunn i atmosfærisk langtransport. NIVA har i alle prosjektene vært vitenskapelige koordinator for totalprosjektene, og i tillegg hatt hovedansvaret og databaseansvaret for den vannkjemiske delen (i samarbeid med Italia) og fiskeundersøkelsene. Innsjøenes geografiske spredningen dekker områdene fra Svalbard og Russland i nord til Spania og Portugal i sør, og fra Irland og Scotland i vest til Slovakia og Slovenia i øst, figur 1. Innsjøer med fisk teller 17 stk., fordelt på 10 land (Norge (inkludert Svalbard), Russland, Polen, Scotland, Irland, Østerrike, Italia, Frankrike, Spania og Portugal). Innsjøene har en eller flere fiskebestander, og disse er blitt undersøkt mht bestandsstruktur og påvirkning av ulike miljøgifter (Wathne m.fl. 1995, Rosseland m.fl. 1997a, Grimalt m.fl. 1999, Rognerud m.fl. 1999).

Hvorfor fiskebestander i arktiske og alpine områder er av spesiell interesse i forurensnings-sammenheng

Ferskvannsfisk er i prinsippet "en sekk med ioner" som svømmer i et tilnærmet "ionefritt" medium. Fiskens kroppsvæske har en osmolalitet ca. 300 mOsm, der ca. 75% av saltene utgjøres av NaCl, mens det vannet som omgir fisken har tilnærmet fra ca. 0 - 10 mOsm. Dette medfører utfra ren osmose, at vann vil søke å trenge inn i fisken. Til tross for fiskeslimets beskyttelse, og gjellemembranens store evne til å holde på salter og redusere vannopptak, trenger vann inn. For å kompensere for denne indre fortynningen, utskiller fisken vann gjennom en svært fortynnet urin. Men de salter som likevel tapes, må aktivt tas opp fra vannet. Spesielle celler på gjelleoverflaten, i hovedsak såkalte kloridceller med spesialiserte enzymsystemer (Na-K-ATPase, Mg-ATPase og karbonsyre anhydrase), håndterer det energikrevende saltopptaket. Nøkkelfaktorer for dette er vannets innhold av salter, dvs. at jo høyere ionestyrke eller ledningsevne vannet har, jo enklere er det å opprettholde saltbalansen og mindre energi brukes. Lilekedes er vannets kalsiuminnhold (Ca) sentralt for alle "vannpustende" organismer, fordi Ca har en unik rolle i biologiske membraner bl.a. ved å sørge for stabilitet og evne til å holde på salter og holde vann ute. Dette gjør at vann i bl.a. høyfjellet, med sitt ekstremt lave saltinnhold,



Figur 1. Innsjøer som har blitt undersøkt i AL:PE, AL:PE 2 og MOLAR prosjektene. Fra Wathne (1999)

i utgangspunktet kan være begrensende for om fisk kan overleve selv i et totalt uforurenset miljø.

Surt vann, som var utgangspunktet i AL:PE og som fortsatt er et stort problem for ferskvannsfisk i Norge (Hesthagen m.fl. 1999), er et godt eksempel på de forurensninger som påvirker gjelle og saltbalansen til fisken. H⁺ ioner (pH) og aluminum virker direkte på gjellemembranen og øker saltlekasjen samtidig som saltopptaket hemmes (se oversikt i Rosseland og Staurnes 1994). Som et eksempel på dette, ligger de norske innsjøer som først ble fiske-tomme pga. surt vann i høyfjellet (Henriksen m.fl. 1989). Reproduksjonsproblemer, er det typiske fenomen som forårsaker fiskens forsvinning i i forsurede områder (Rosseland m.fl. 1980). Men det er nå dokumentert at reproduksjonssvikt og lavt saltinnhold i blodet også kan oppstå under ekstremt ionefattige forhold uten en yttre forurensning. Ørret kan få problemer der Ca-konsentrasjoner i lange perioder er under 0.5 mgCa/L (Massabuau et al. 1995). I MOLAR prosjektet har vi vist at det foreligger artsforskjeller i toleranse også for lav Ca, i det røye kan tolerer langt lavere Ca konsentrasjoner enn ørret (Massabuau 1999). Det betyr at våre fiskearter i høyfjellet og områder med lav konduktivitet, i utgangspunktet kjemper en evig kamp for overleving, og at enhver "miljøgift" som påvirker gjellens funksjoner for ioneregulering, tidlig blir synlig i slike områder.

Kombinasjonen med "enkle" næringskjeder og få fiskearter ofte med høy

alder (lang integreringstid for miljøgifter), gjør fisk i høyfjellsområder til en utmerket indikator for miljøforurensning.

Fiskeundersøkelsene i AL:PE, AL:PE 2 og MOLAR

Fiskeundersøkelsene har fulgt et standard undersøkelsesprogram som i utgangspunktet ble utviklet i Norge under SNSF-prosjektet (Sur nedbørs virkning på skog og fisk), Rosseland m.fl. 1979, Rosseland m.fl. 1980. Et standard garnfiske på høsten med garnlenker av ulik maskevidde, såkalte oversiktsgarn (SNSF-serien) og Nordiske prøvegarnserien (Appelberg m.fl. 1995), sørget for å gi et kvalitativt mål for alderssammensetningen. I AL:PE (Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology, 1991-93) var karakteriseringen av bestandene mht. art, alder og vekst det viktigste elementet fordi prosjektet fokuserte på forurensningspåvirkning. I AL:PE 2 (Remote Mountain Lakes as Indicators of Air Pollution and Climate Change, 1993-95), ble det fokusert på mer sonderende men kvalitative undersøkelser for å se om miljøgifter var et problem i høyfjellsjøer. Der tok en et lite utvalg prøver (fem fisk fra hver innsjø) av vev for bestemmelse av kvikksølv (Hg) i muskel, og kobber (Cu), kadmium (Cd) sink (Zn) og bly (Pb) i lever og nyre. I tillegg ble klororganiske forbindelser (PCB, DDT/DDE etc.) analysert i muskel og lever. Prøvetakingen i AL:PE 2 ble til en viss grad foretatt av nasjonale laboratorier med bruk av beskrevne manualer. Med

unntak av Russland og Østerrike som analyserte tungmetaller nasjonalt, ble alle andre tungmetallanalyser foretatt ved NIVA. Alle organiske miljøgifter ble analysert ved Universitetet i Barcelona, Spania.

IMOLAR prosjektet (Mountain Lake Research. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake eco-systems to environmental change, 1996-99), gikk man ett skritt videre mht. fisk, ved at man gikk grundigere inn i 7 sjøer for å få et større statistisk materiale. Samtidig inkluderte hovedprosjektet nye innsjøer for å få et bedre datagrunnlag for vurdering av klimaendringer. Fiskeundersøkelsene ble utvidet til ikke bare å dekke nivåer av miljøgifter, men også til undersøkelse av fysiologi (i hovedsak ioneregulering med måling av blod plasma ioner og enzymaktivitetsmålinger i lever) og histologi av gjellevev, nyre og lever. I tillegg ble det innsamlet galle for analyse av nedbrytningsprodukter av bl.a. PAH.

Fisk integrerer miljøgifter

I arktiske og alpine sjøer, vil lav gjennomsnitts temperatur, kort isfri periode og kort vekstsesong, ofte føre til at fisken kan bli svært gammel (> 30 år). Fisk er derfor en usedvanlig god indikator for miljøgifter ved å integrere opptak over lang tid. Korrekt aldersbestemmelse er imidlertid meget kritisk både for vurdering av reproduksjon, vekst og akkumuleringsgrad for alderskorrelerte miljøgifter. I AL:PE 2 og MOLAR har derfor kun én person, tilknyttet en nor-

disk interkalibreringsgruppe for aldersanalyser (Einar Kleiven, NIVA Sørlandet), bestemt alder i fisk fra samtlige innsjøer. Innsjøene har i hovedsak hatt bestander av ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*). I Syd Europa og Øst Europa har enkelte innsjøer hatt bestander av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*). Tilvekst og alderssammensetning av ørret, bekkerøye og regnbueørret har vært sammenliknbare (6-13 år), mens innsjøer med røye har hatt bestander med enkeltindivider mellom 25-32 år (Italia og Svalbard), Wathne m.fl. 1995, Rosseland m.fl (1997a).

Det finnes en mengde arbeider som dokumenterer opptak av miljøgifter i fisk, men få har et innsjøutvalg, prøvetakingsprogram og analysestrategi som gjør et større materiale direkte sammenliknbart. For å sikre dette, ble det i MOLAR gjennomført en felles øvelse der alle deltakende grupper (fiskeprøvetakere fra 5 land) i detalj måtte demonstrere sine spesielle prøvetakingsmetoder og selv trenes i all prøvetaking av blod og vev under realistiske feltforhold. Enkelte metoder og prosedyrer ble etter øvelsen modifisert, og de endelige metoder for fiskeprøvetaking samlet i en MOLAR Manual (Rosseland m.fl. 1997b). Prøvetakingen ble videofilmet i detalj, og en videokopi utlevert til hver gruppe forut for feltarbeid.

For å sikre sammenliknbare analyseverdier, ble analyseansvaret fordelt mellom ulike spesialist laboratorier i Europa. NIVA fikk hovedansvaret for analyser av alle tungmetallene i mus-

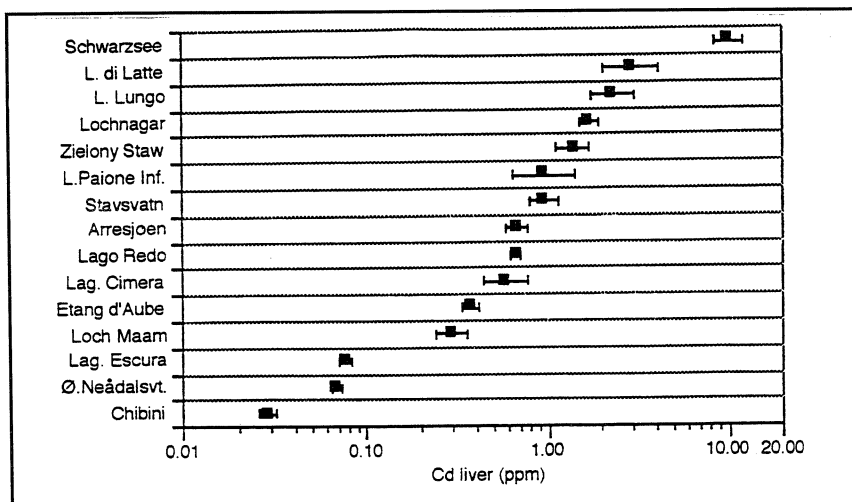
kel, lever og nyre. Histologi av lever, nyre og deler av gjellevevet, samt målinger av enzymaktivitet i lever ble utført ved Universitetet i Innsbruck, Østerrike. Blodplasma analyser og elektronmikroskopi av gjellevev ble utført ved Universitetet i Bordeaux, Frankrike og alle organiske miljøgifter samt analyse av galle, ble utført av Universitet i Barcelona, Spania. I enkelte innsjøer var det klare indikasjoner på at det forekom fiskespisende individer. Det medfører enda et trinn på næringskjeden, og at mange miljøgifter ytterligere kunne oppkonsentreres i disse fiskene. Det er vist at en kan få en indikasjon på hvilken plass den enkelte fisk har i næringskjeden ved å studere forholdet mellom nitrogenisotopene N14/N15 i muskelvev, idet forholdet kan varierer med 3,3 ‰ mellom planktonspisende og fiskespisende fisk i samme innsjø (Minagawa and Wada 1984). Den relative fordelingen mellom disse kan dermed brukes som en kontinuerlig variabel, som muliggjør et tidsintegrert mål for assimilert føde uavhengig av å måle dietten til den enkelte fisk. Dette er særlig viktig der det er umulig eller vanskelig å måle innholdet av miljøgifter i de lavere trinn i næringskjeden. Nitrogenisotopene ble analysert av Universitetet i Stocholm, Sverige. Det medførte at kroppsdeler og blodplasma fra hver enkelt fisk ble sendt til 6 ulike laboratorier i like mange land.

Dataene fra MOLAR er fortsatt under bearbeiding og publisering, men enkelte av hovedresultatene vil bli vist her.

Tungmetaller i lever, nyre og muskel

Resultatene fra AL:PE 2 demonstrerte klart at det foreligger ulike konsentrasjoner av kadmium og bly i lever og nyre og kvikksølv i muskel hos fisk i de ulike innsjøene. Figur 2 viser kadmiumkonsentrasjonen i lever, og demonstrerer at Joint Monitoring Group kriterier (JMG 1995) for Cd i lever på 0.5 µg/g (se figur 2) våt vekt overskrides i mange sjøer (Rosseland m. fl. 1997a). Selv om noen av forskjellene kan tilskrives forskjeller i lengde, alder og vekt mellom bestandene, viser statistiske tester (Principal Components Analysis (PCA)) at hovedforskjellene var relatert til forskjeller mellom sted og region. Pb og Cd, som fulgte samme mønster, viste lavest konsentrasjon i nord og størst konsentrasjon i Sentral og Øst Europa (figur 3). Hg forekom i størst konsentrasjon i vestlige områder nær Atlanterhavet og på Svalbard. I AL:PE 2 ble det funnet konsentrasjoner av Pb som overskrider anbefalte grenseverdier i kun en innsjø i Østerrike (Schwarzsee ob Sölden), mens det ellers ikke ble funnet noen tilfeller av Hg som overskred kostholdskriterier. Overskridene konsentrasjoner av Cd var særlig høye i Scotland, Alpene og den polske delen av Tatrafjellene, jmf. figur 2.

MOLAR prosjektet konsentrerte undersøkelsene av fisk til 7 innsjøer fra det opprinnelige AL:PE 2 utvalget. For hver innsjø ble det analysert tungmetaller fra 20-30 fisk, fordelt på ulike alder og størrelsesgrupper. Det muliggjør



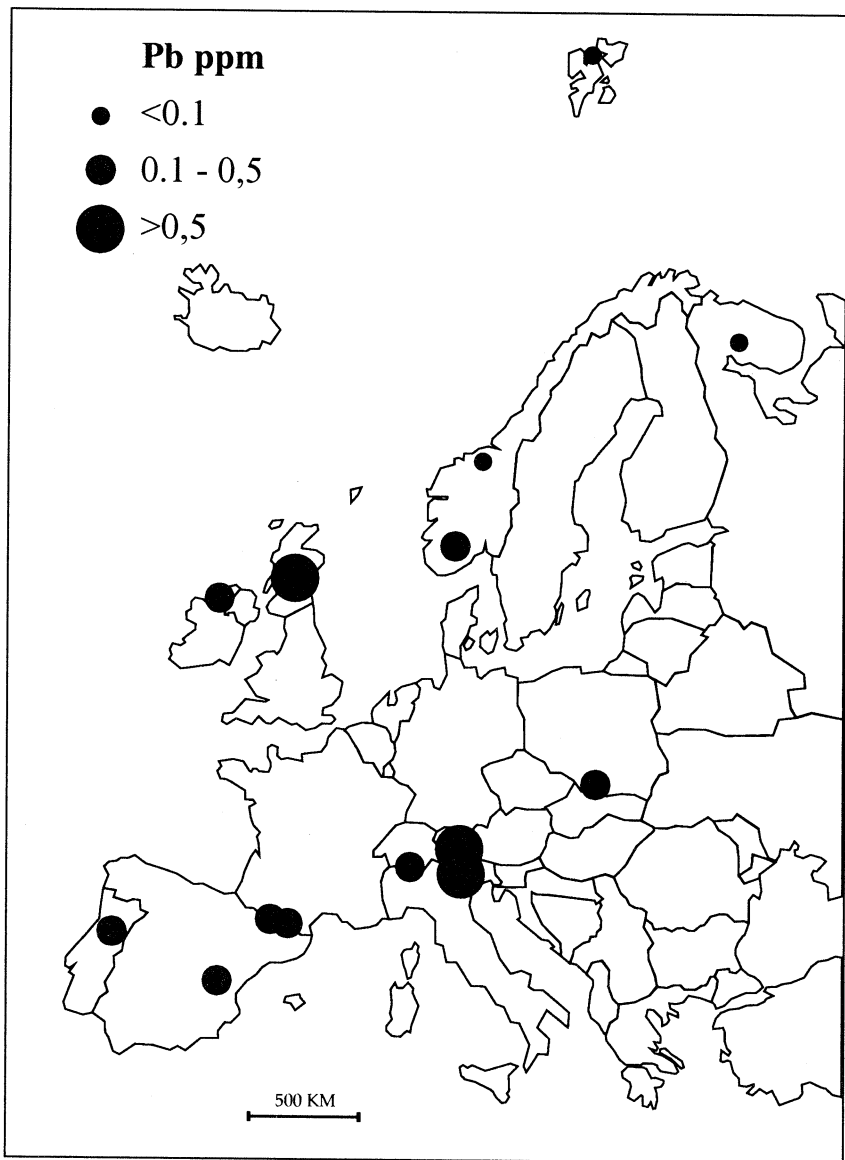
Figur 2. Konsentrasjonen av kadmium i lever fra fisk i AL:PE 2 innsjøene. JMG (1995) kriterier for Cd i lever er på 0.5 µg/g våt vekt (ppm). Etter: Rosseland m.fl. (1997a).

beregninger av såkalte "standard fisk" av en definert størrelse, for sammenlikning innsjøene i mellom. I en av de norske innsjøene, Arresjøen på Svalbard, har tidligere undersøkelser vist at røye i en alder av 10-14 år går over til fiskediett (Svenning og Borgstrøm 1995). Ulik grad av kannibalisme kan være forklaringen på at røye i samme aldersklasse har tildels store forskjeller i Hg konsentrasjon (figur 4). Datene som kobler nivåer av tungmetaller og organiske miljøgifter med trofisk nivå vha. nitrogenisotopforholdet N14/N15, er under publisering (Rognerud m.fl. 1999).

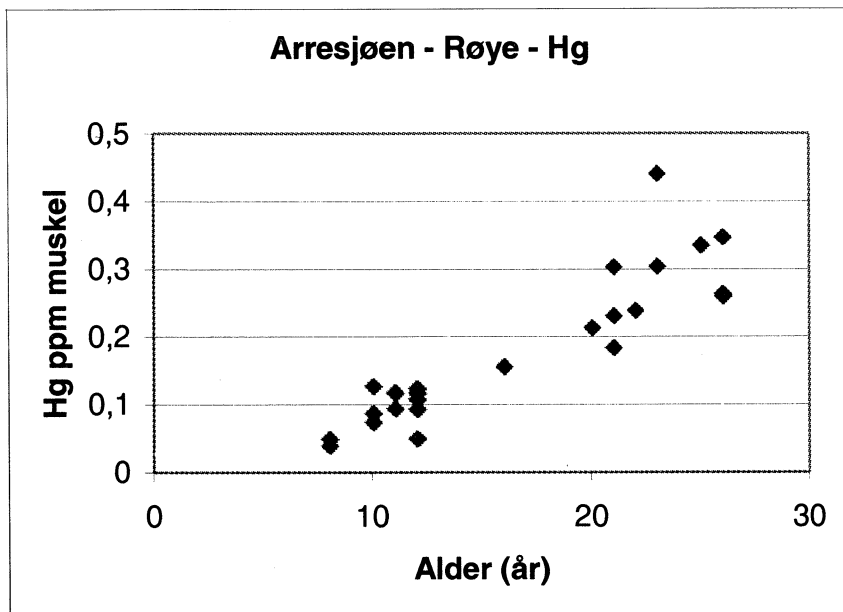
Organiske miljøgifter

Fiskekjøtt fra 14 AL:PE 2 sjøer ble analysert for en serie klororganiske forbindelser som: hexaklorbenzene (HCB),

total polyklorerte bifenyl (PCBs), DDT derivater (DDTs), og heksaklor-sykloheksaner (HCHs) (Rosseland m.fl. 1997a). Resultatene viste en forskjell i geografisk mønster over Europa mht. de klororganiske forbindelsene fra industrikilder (PCB og HCB) og forbindelser brukt som pesticider (DDT og HCH). De første viste tilsynelatende bare små forskjeller mellom lokalitetene, mens de andre hadde konsentrasjonsvariasjoner i størrelsesorden 2-3 tierpotenser med de høyeste verdier i Østerrike. Det var for alle forbindelser god overensstemmelse mellom konsentrasjoner i sediment og fisk, og verdiene var i overensstemmelse med konsentrasjoner funnet i andre deler av Europa som ikke mottar direkte utslipp til resipienten. Dette bekrefter at forbindelsene overføres til økosystemer via atmosfærisk transport.



Figur 3. Forekomsten av bly i lever hos fisk i AL:PE 2 innsjøene.
Etter: Rosseland m.fl. (1997a).

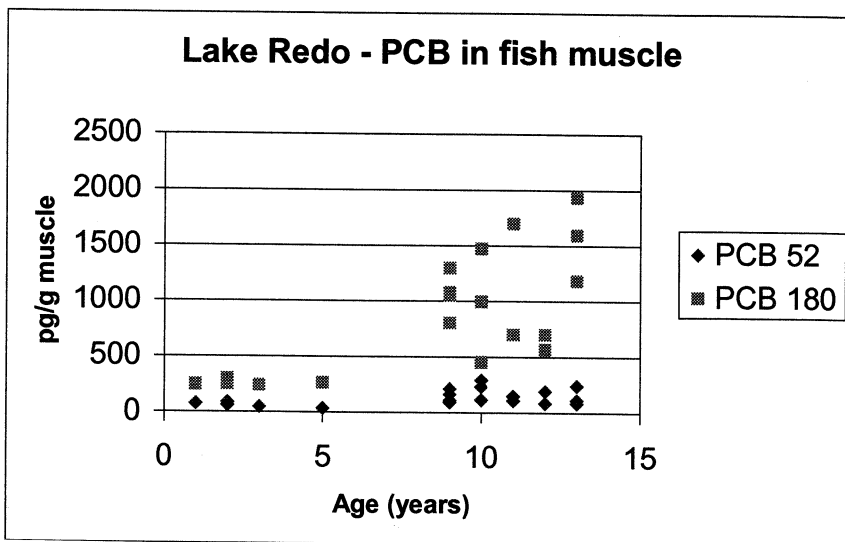


Figur 4. Innhold av Hg i muskel hos røye fra Arresjøen, Svalbard, som funksjon av alder. Fra Wathne (1999) og Rognerud m.fl. (1999).

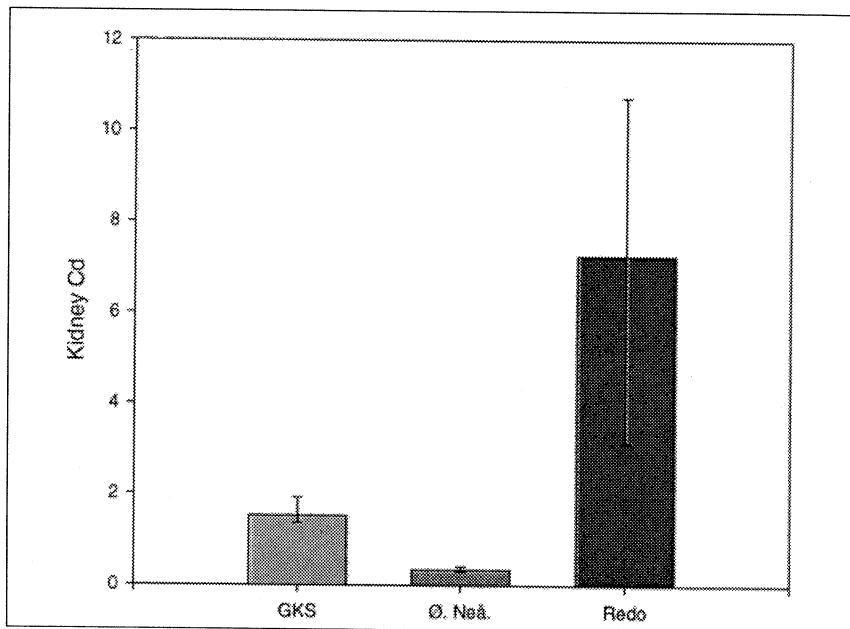
Analyse av organiske miljøgifter har vist at disse anrikes i sedimenter og fisk i innsjøer i arktiske og alpine områder. I MOLAR prosjektet, der disse miljøgiftene ble studert i et større materiale pr. vann, kom det frem nye interessante data. Det synes å være en klar sammenheng mellom konsentrasjonen av de lavflyktige forbindelsene av PCB (dvs. de høyere kongener) og DDE i sedimenter og fisk, og høyde over havet og/eller lav årsgjennomsnitt i temperatur (målt som isfri periode), Grimalt m.fl. (1999). Dette er av spesiell interesse i forhold til den såkalte "Globale destillasjonsteori", som i utgangspunktet fokuserte på anrikingen av de høyflyktige organiske forbindelsene (bl.a. de lave kongener av PCB) i arktiske områder

(Wania og Mckay 1993). I et utvalg AL:PE og MOLAR sjøer, økte konsentrasjonen av PCB180 i fisk mellom 40-60 ganger i en høyde-gradient fra ca. 500 til 2800 m.o.h. (Grimalt m.fl. 1999). MOLAR resultater viser også betydningen av alder for oppkonsentreringen, illustrert for ørret med alder opptil 13 år fra den spanske innsjøen Redo, figur 5. Figuren viser også de tydelige forskjellene som ligger mellom den mer høyflyktig PCB52 og den lavflyktige PCB180.

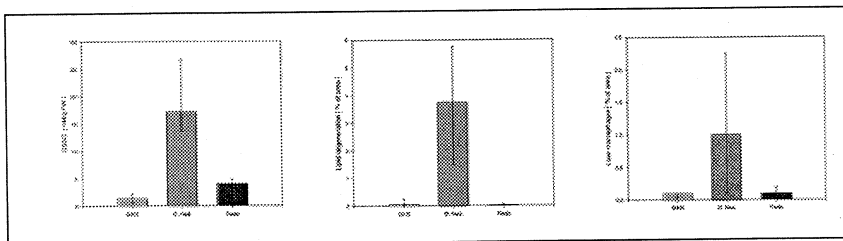
MOLAR prosjektet har også demonstrert at selv den antatt minst forurensede innsjøen vurdert utfra de laveste konsentrasjoner av tungmetaller og forurensende komponenter, dvs. den norske referansesjøen Øvre Neådalsvatn i



Figur 5. Konsentrasjonen av PCB 52 og PCB 180 i muskel fra ørret fra Redo, Spania. Primærdata på PCB er hentet fra Grimalt m.fl. (1999).



Figur 6. Konsentrasjonen av Cd i nyre fra ørret i henholdsvis Gossenköllesee (Østerrike), Øvre Neådalsvatn (Norge) og Redo (Spania).



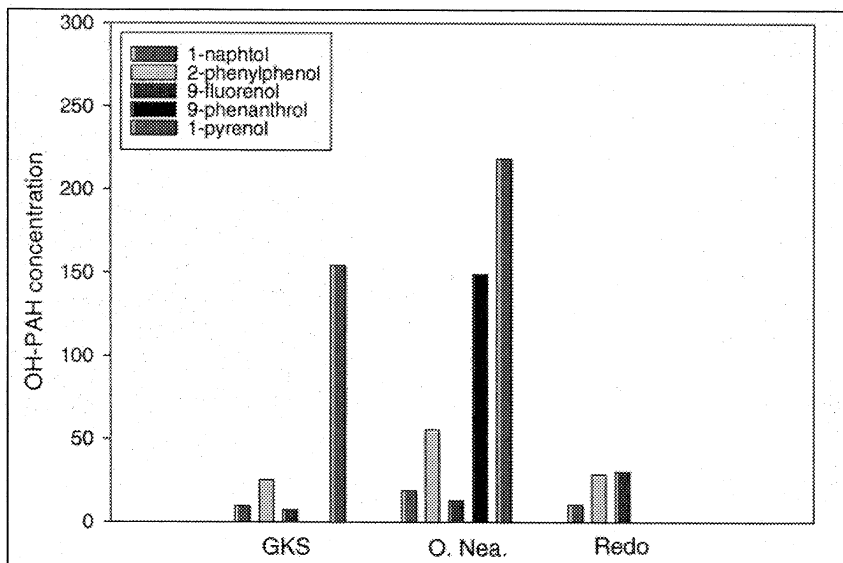
Figur 7. Biokjemiske og histologiske parametre i ørret lever fra Gossenköllesee (venstre stolpe i hver figur), Øvre Neådalsvatn (midtre stolpe) og Redo (høyre stolpe). Figurene viser konsentrasjonen av Glutathione disulphide (GSSG), et mål for oksidativt stress (7 A), fett degenerering i leverceller (7 B) og økt antall makrofager i lever (7 C). Etter Lackner og Hofer (1999).

AL:PE, AL:PE2 og MOLAR, er mot-taker av organiske miljøgifter. Figur 6 viser konsentrasjonen av Cd i lever hos ørret i innsjøene Redo (Spania), Øvre Neådalsvatn (Norge) og Gossenköllesee (Østerrike). Histologiske funn i lever fra de samme fiskene viste imidlertid klare tegn på fettdegenerering og økt innvandring av makrofager i leveren i fisk fra Øvre Neådalsvatn, og høy konsentrasjon av forbindelsen GSSH (Glutathion disulfid) som antyder oksidativt stress sansynligvis fra organiske miljøgifter (Lackner og Hofer (1999), figur 7). Påvisningen av høye konsentrasjoner av nedbrytningsprodukter av PAH i galle fra de samme ørretene i Øvre Neådalsvatn (figur 8, Escartin and Porte 1999), antyder at nivået av langtransportert industriforurensning av PAH til dette "referanseområdet" kan være signifikant.

Forvaltningsmessige konsekvenser av resultatene fra AL:PE 2 og MOLAR

Signifikante funn av miljøgifter i fisk fra høyfjellsjøer, selv i områder som var antatt som tilnærmet uberørt, krever oppmerksomhet. Selektiv tilbakeholdelse av lavflyktige PCB forbindelser i Europeiske høyfjellsområder koblet mot høyde over havet og/eller lav temperatur, og funn av vevsødeleggelse i lever som sansynligvis er forårsaket av PAH forurensning i et "uberørt" fjellområde i Norge, bør følges opp av mer omfattende regionale undersøkelser.

Forvaltning av fiskebestander i høyfjellsområder innbefatter ofte utsetting av fisk. Flere faktorer kan påvirke miljøgiftkonsentrasjonen i fisk i forurensede områder. Fordi mange høyfjellsområder har innsjøer med ekstremt lav ionestyrke, vil røye ha en bedre forutsetning for å danne reproduserende bestander enn ørret i samme lokalitet. Men siden flere typer av miljøgifter vil øke i konsentrasjon som funksjon av



Figur 8. Metabolitter av PAH i galle fra ørret i Gossenköllesee, Øvre Neådalsvatn og Redo. Fra Lackner og Hofer (1999), men modifisert fra Escartin og Porte (1999).

økende alder, og røye ofte danner svært gamle bestander, vil denne fiskearten kanskje være en større miljørisiko enn ørret. Begge arter kan danne fiskespisende bestander, som dermed vil få økt konsentrasjon av både tungmetaller og organiske miljøgifter. Siden fiskespisende bestander er ensbetydende med storvokst fisk, har dette ofte vært et førstevalg i kompensasjonsutsetninger i høyfjellet, jmf. bruk av den fiskespisende Tunhovdørreten over hele Sør Norge. I et miljøgiftpåvirket miljø bør en derfor unngå en bevisst utsetting av fiskespisende arter eller stammer.

Rekreasjon med fiske og bruk av høyfjellsressurser, ikke minst innen turisme, må forventes å øke i fremtiden. Allerede idag er "uberørt natur" brukt

som salgsfremmende argumenter, og symbolet på renhet og sunnhet i reklameøyemed er gjerne produkter som oppvises mot en bakgrunn av høyfjell. En forutsetning for valg og markedsføring av slike "uberørte områder", er at en kjenner til den faktiske tilstanden av miljøforurensning bl.a. i fisk, fordi sportsfiske i høyfjellsområder er en viktig del av naturopplevelsen.

Forvaltning av dagens og fremtidens fiskeressurser bør inkludere kunnskapen om potensialet for anriking av miljøgifter. Sonderende undersøkelser av norske høyfjellsområder for å kartlegge om det eksisterer mulige risikoområder, samtidig som man etablerer en status for fremtidig trendundersøkelser, bør derfor gis prioritet.

Referanser

Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. and Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollut.* 85: 401-406.

Escartin, E. and Porte, C. 1999. Biomonitoring of PAH pollution in high-altitude mountain lakes through the analyses of fish bile. *Environm. Sci. Technol.* 33, 406-409.

Grimalt, J.O., Berdie, L., Fernandez, P., Vilanova, R., Catalan, J., Psenner, R., Hofer, R., Appleby, P.G., Lien, L., Rosseland, B.O., Massabuau J.-C. and Battarbee, R.W. 1999. Selective Cold Trapping of Organochlorine Compounds in Mountain Lakes of temperate areas. (Submitted Nature)

Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B.O., Traaen, T. and Sevaldrud, I. 1989. Lake acidification in Norway - present and predicted fish status. *Ambio* 18: 314-321.

Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. and Berger, H.M. 1999. Assesment of damaged to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 112-117.

JMG (Joint Monitoring Group, Oslo – Paris Commissions) 1995. National comments to the Norwegian data for 1993. NIVA report O-80106.

Lacker, R. and Hofer, R. 1999. Indicators for food chain effects in fish from MOLAR lakes. Selected results from

MOLAR. Proposal Note for EMERGE, University of Innsbruck, Austria, 3 pp. Massabuau, J.-C. 1999. MOLAR Report from CNRS 1999. In: Wathne, B (ed.). MOLAR Progress Report 3/1999. NIVA Report 4070-99, 124 pp. (ISBN 82-577-3675-9)

Massabuau, J.-C., Probst, A. and Guerold, F. 1995. Critical load of acidity to streamwaters in the Vosges Mountains : biological data . In: Landmann and Bonneau (eds.), *Forest Decline and Atmospheric deposition Effects in the French Mountains*, pp 387-393, Springer Verlag.

Minagawa, M. and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48, 1135-1140.

Rognerud, S., Rosseland, B.O., Grimalt, J., Lackner, R., Hofer, R., Massabuau, J.-C., and Lien, L. 1999. Mercury and organo-chlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta* L.) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) from European high mountain lakes and the Svalbard Archipelago. (Manus)

Rosseland, B.O. and Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W. and Wright, R.W. (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*, pp 227 - 246, John Wiley & Sons, Ltd

Rosseland, B.O., Balstad, P., Mohn, E., Muniz, I.P., Sevaldrud, I.H. and Svalastog, D. 1979. BESTANDUNDER-SØKELSER. DATAFISK- SNSF-77. Presentasjon av utvalgskriterier, innsamlingsmetodikk og anvendelse av programmet ved SNSF-prosjektets prøvefiske i perioden 1976-79. SNSF-prosjektet, TN 45/79 63 s. Ås-NLH.

Rosseland, B.O., Sevaldrud, I., Svalastog, D. and Muniz, I.P. 1980. Studies on freshwater fish populations - effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection. In: Tollan, A. and Drabløs, D. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. p. 336-337, SNSF-project FA 105/80.

Rosseland, B.O., Grimalt, J., Lien, L., Hofer, R., Massabuau, J.-C., Morisson, B., Rodriguez, T., Moiseenko, T. and Galas, J.B. 1997a. Fish. Population structure and concentrations of heavy metals and organic micropollutants, 61 pp. In: Wathne, B., Patrick, S. and Cameron, N. (eds.) AL:PE – Acidification of Mountain lakes: palaeolimnology and ecology. Part 2 – Remote Mountain Lakes as Indicators of Air Pollutant and Climate Change. NIVA Report 3538-97, 525 pp.

Rosseland, B.O., Rognerud, S., Massabuau, J.-C., Hofer, R. and Grimalt, J. 1997b. MOLAR. Protocol for fish sampling: testfishing, fish physiology, fish histology, heavy metals and organic micropollutants. Page 149-166, In: Wathne, B. (editor) 1997. MOLAR.

Project Manual. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change. A programme of Mountain Lake Research, MOLAR. NIVA-report, Serial no. 3710-97, 179 pp.

Svenning, M.-A. and Borgstrøm, R. 1995. Population structure in land-locked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism? Nordic J. Freshw. Res. 71. 424-431.

Wania, F. and Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatile organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22, 10-18.

Wathne, B. (ed.) 1999. MOLAR Progress Report 3/1999. NIVA Report 4070-99, 124 pp. (ISBN 82-577-3675-9)

Wathne, B., Patrick, S., Monteith, D. and Barth, H. (eds.) 1995. AL:PE – Acidification of Mountain lakes: palaeolimnology and ecology. AL:PE 1 Report for the period April 1991-April 1993. Ecosystem Research Report 9, European Commission Report EUR 16129, 292 pp. (ISBN 2-87267-129-1)

Wathne, B., Patrick, S. and Cameron, N. (eds.) 1997. AL:PE – Acidification of Mountain lakes: palaeolimnology and ecology. Part 2 – Remote Mountain Lakes as Indicators of Air Pollutant and Climate Change. NIVA Report 3538-97, 525 pp.