



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 650/96

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

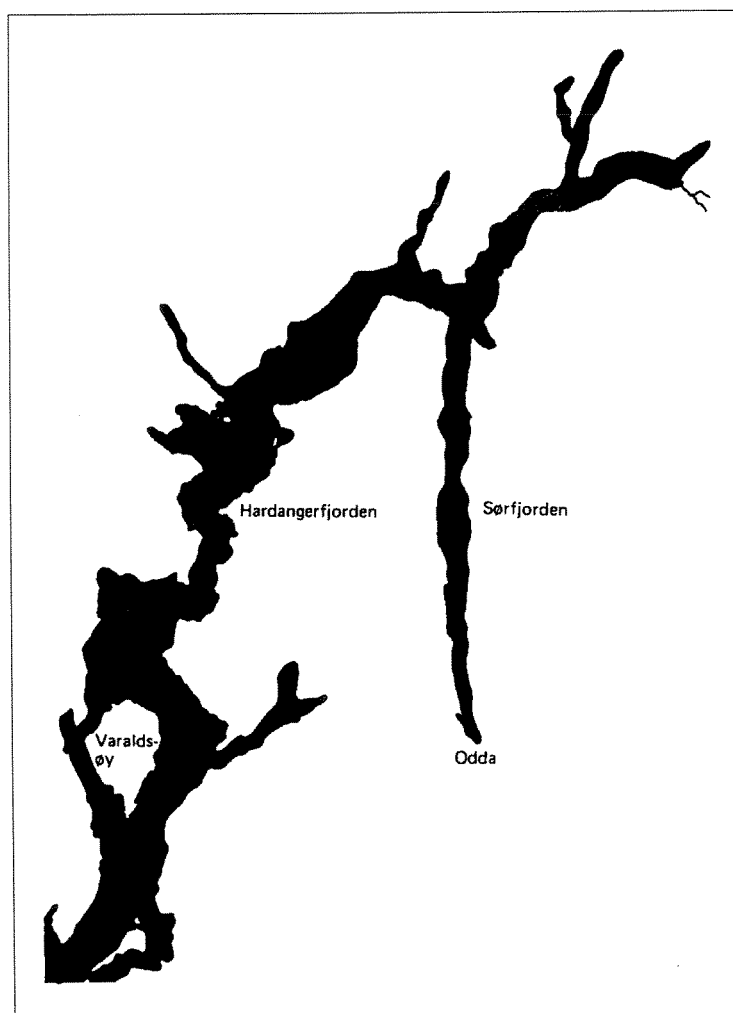
NIVA

Assayers, Odda

Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i **Sørfjorden og Hardanger- fjorden**

Utskillelse av metaller
i blåskjell fra indre
Sørfjorden/Hardanger
etter overføring til rent
vann

Depuration of metals in *Mytilus
edulis* from inner Sørfjorden/
Hardanger after transplantation to
uncontaminated environment.



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Utskillelse av metaller i blåskjell fra indre Sørfjorden/Hardanger etter overføring til rent vann. (Depuration of metals in the common mussel <i>Mytilus edulis</i> from inner Sørfjorden/Hardanger after transplantation to uncontaminated environment) Overvåkingsrapport nr. 650/96, TA-nr. 1325 /1996.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	3478	Mai 1996
	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-800309/ E-91412	31
Forfatter(e) Frithjof Moy Jon Knutzen	Fagområde	Distribusjon
	Marin økologi	
	Geografisk område	Trykket
	Generelt	NIVA 1996

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag Forsøk med overføring av blåskjell fra den sterkt metallforurensede indre Sørfjorden til rent vann (MFS, Oslofjorden), viste at konsentrasjonen av kvikksølv, kadmium og bly ble redusert til henholdsvis ca. 40/30/25% av utgangskonsentrasjonene i løpet av ett år. Konsentrasjonene sank relativt hurtig i de tre første månedene. Sluttkonsentrasjonene lå likevel svakt over et "antatt høyt bakgrunnsnivå" for kvikksølv, adskillig mer for kadmium og bly (henholdsvis ca. 3 og nær 10 x "høy bakgrunn"). Skjellenes mer moderate overkonsentrasjoner av sink og kobber var redusert til "normalverdier" innen hhv. 3 og 1 måned. En betydelig del av minskningen i metallkonsentrasjonene må antas å skyldes vekstfortynning. Resultatene tyder på at en del av blåskjellenes innhold av kadmium og bly er såvidt langsomt utskillbar at selv ved sterk reduksjon i utslipp/diffuse tilførsler, vil det ta 2 - 3 år før innholdet av kadmium og bly vil være på et tilnærmet normalnivå.
--

Fire norske emneord 1. Metaller 2. Muslinger 3. Utskillelse 4. Metallindikatorer	Fire engelske emneord 1. Metals 2. Mussels 3. Elimination 4. Metal indicators
--	---



 Jens Skei
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3017-3



 Bjørn Braaten
 Forskningsjef

O-800309/E-91412

**TILTAKSORIENTERTE MILJØUNDERSØKELSER I
SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN -
UTSKILLELSE AV METALLER I BLÅSKJELL FRA INDRE
SØRFJORDEN/HARDANGER**

Depuration of metals in *Mytilus edulis* from inner
Sørfjorden/Hardanger after transplantation to uncontaminated
environment

Forord

I tilknytning til Statlig program for forurensningsovervåking i Sørfjorden og Hardangerfjorden, ble det i 1993 startet eksperimentelle arbeider for å studere opptak og utskillelse av metaller i blåskjell.

På bakgrunn av de forurensningsbegrensende tiltak som var iverksatt, var det av stor interesse å studere utskillelse av metaller fra blåskjell for så å kunne sammenholde disse erfaringene med de målinger som foretas i overvåkingsprogrammet for Sørfjorden.

NIVA har funnet det formålstjenlig å bruke interne midler til å utdype diskusjonen av resultatene. Dette er med henblikk på fremtidig arbeid med muslinger som indikator på metallbelastning. Det er derfor også inkludert en del litteraturreferanser av mer generell karakter og til arbeid med andre arter/metaller enn det rapporten omhandler.

Følgende personer har deltatt i arbeidet (NIVA-medarbeidere om ikke annet er angitt):

Innsamling og utsetting av skjell: Frank Kjellberg, Frithjof Moy, Håkon Oen, Oddbjørn Pettersen og Lise Tveiten.

Prøvetaking fra utlekkingsforsøket: Einar Johansen og Oddbjørn Pettersen.

Oppsyn med og prøvetaking fra akkumuleringsforsøket i Odda: Olav Leigland, Alex Stewart, Environmental Services A/S (tidligere KOM-senteret i Odda).

Opparbeiding av blåskjellmaterialet: Unni Efraimsen.

Metallanalyser: Marit Villø

Forfattere av rapporten er Jon Knutzen og Frithjof Moy.

Oslo, den 20. mai 1996

Jens Skei

Innhold

Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger	5
Summary and conclusions	6
1. Innledning	7
1.1 Generelt	7
1.2 Sørfjorden	8
1.3 Formål	8
2. Materiale og metoder	9
3. Resultater og diskusjon	11
3.1 Utskillelsesforsøk	11
3.2 Litteraturdata vedrørende utskillelse av metaller fra muslinger	15
3.2.1 Kvikksølv	16
3.2.2 Kadmium	17
3.2.3 Bly	19
3.2.4 Sink	21
3.2.5 Kobber	22
3.2.6 Andre metaller	22
4. Akkumuleringsforsøk	23
5. Avsluttende kommentarer og videre arbeid	24
6. Referanser	25
7. VEDLEGG	29

Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger

- I. Det er utført forsøk med utskillelse av metaller fra voksne (4 - 5 cm) blåskjell (*Mytilus edulis*) ved overføring fra den sterkt metallforurensede indre Sørfjorden til en rentvannslokalitet (lave metallkonsentrasjoner i skjell) utenfor NIVAs Marine Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) i ytre Oslofjord. Utskillelsen av kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber er fulgt gjennom ett år i gjennomstrømmende vann uten ekstra næringstilsetning.
- II. Med sikte på opptaksstudier ble det samtidig overført voksne blåskjell fra en naturlig bestand ved Solbergstrand, med lavt innhold av metaller, til indre Sørfjorden. Imidlertid døde skjellene etter 1 til 3 måneder (to forsøk), sannsynligvis som en følge av henholdsvis sterk ferskvannspåvirkning/episodisk høye konsentrasjoner av sink og kobber (første tilfelle) og særskilt høy belastning med sink.
- III. Fra overkonsentrasjoner (jevnført med "antatt høyt bakgrunnsnivå") på henholdsvis ca. 3/10/35 ganger sank konsentrasjonen av **kvikksølv**, **kadmium** og **bly** til ca. 65/60/45% av startverdiene etter 3 måneder (figur 2 - 4), m.a.o. noe hurtigere reduksjon av bly enn kvikksølv og kadmium. Etter ett år hadde konsentrasjonene sunket til ca. 40/30/25% av begynnelseskonsentrasjonen. Etter ca. 3 måneder viste alle kurvene en tendens til utflating (relativt langsommere utskillelse), og for ingen av de tre metallene var det antatte høye bakgrunnsnivå nådd ved forsøkets slutt. Avstanden var liten for kvikksølv, men betraktelig for kadmium og bly: hhv. ca. 3 og nær 10 ganger "høy bakgrunn". Enda større var forskjellen til de lave konsentrasjonene i lokale Solbergstrand-skjell (figur 2 - 4).
- IV. Overkonsentrasjonene av **sink** og **kobber** i Sørfjord-skjellene var ved start relativt mindre (ca. 2/1.5 ganger), og for disse metallene ble nivået i lokale skjell på det nærmeste nådd etter 6 måneder (sink) og 2 måneder (figur 5 - 6).
- V. Forholdsmessig raskere utskillelse i begynnelsen av forsøksperioden tyder på minst to lagringsformer, dvs. et "hurtiglager" og en lagringsform der kvikksølv, kadmium og bly er fastere bundet. Disse observasjonene stemmer i hovedsaken med resultater fra andres utskillelsesforsøk. (Lagringsformen kan influeres av hvor lang tid skjellene har vært belastet og mulig tilpasning hos lokale bestander som har vært sterkt eksponert gjennom flere år).
- VI. Selv om en betydelig del av reduksjonen i metallkonsentrasjon må antas å skyldes "vekstfortynning" (veksten ikke målt), viser resultatene rent praktisk at man ved bortfall av metalltilførselene i indre Sørfjorden vil oppnå en betraktelig reduksjon i skjellenes innhold av metaller i løpet av et års tid. Spesielt kvikksølv vil da komme ned i et nivå som ikke lenger er betenkelig mht. spiselighet.
- VII. Alt i alt må man likevel regne med en restaureringsperiode på 2 - 3 år etter oppnådd full kontroll med utslipp og diffuse tilførsler (kfr. utflatingstendenser i utskillelseskurvene). I praksis vil dette nærmest si etter fremveksten av en ny generasjon blåskjell. (I indre Sørfjorden er det i de øvre 0 - 1.5 m sjelden å finne skjell over 4.5 - 5 cm. M.a.o. er det en kort generasjonstid, som muligens i det vesentlige skyldes episoder med særlig sterk metallforurensning).
- VIII. Hvis man vil ha sikrere prognoser for utviklingen i Sørfjorden etter at metallbelastningen er under kontroll, tilrås gjentatte utskillelsesforsøk av lengre varighet (1.5 - 2 år). Observasjoner av metallutskillelsen bør da ledsages av vekstmålinger.

Summary and conclusions

- I. Depuration of metals has been observed for one year in adult (4 - 5 cm) blue mussels (*Mytilus edulis*) from inner Sjørfjorden (Hardanger, Western Norway). When transferred to uncontaminated water at NIVA experimental station at Solbergstrand (outer Oslofjord) the mussels had concentrations of mercury, cadmium, lead, zinc and copper exceeding "high normal values" with about 3/10/35/2/1.5 times, respectively.
- II. Accumulation studies by transplanting mussels from Oslofjorden to inner Sjørfjorden were not fulfilled because the experimental animals died after one, respectively three months (two transplantation's), most probably due to a combination of freshwater and metal stress (1st experiment) and in the second case a period with exceptionally high zinc content in the water.
- III. After three months elimination of mercury and cadmium concentrations were reduced to 60 - 65% of the levels at start, lead to about 45% (figure 2 - 4). Zinc and copper had reached the upper part of the interval of normal concentrations (figure 5 - 6).
- IV. By the end of the experiment (1 year) the concentrations of mercury, cadmium and lead had decreased to about 40/30/25%, respectively. For mercury this was only moderately "above normal", but considerably higher than the mercury concentrations in the local Solbergstrand population of mussels (figur 2). Cadmium and lead concentrations of the transplanted mussels still exceeded "high normal values" with about 3 (Cd) and nearly 10 times (Pb).
- V. A considerable part of the decrease in concentrations is probably due to growth dilution.
- VI. The observed relatively rapid initial decrease in concentrations, followed by a period with slower elimination, is in accordance with results from most other long-term depuration studies of mercury, cadmium and lead in the blue mussel and other bivalves. Care must be taken, however, due to limited comparability of data not corrected for change in weight of the soft parts in the course of depuration.
- VII. Even if excess loading of metals from industrial effluents and diffuse run-off to inner Sjørfjorden is eliminated, overconcentrations of cadmium and lead will possibly prevail for 2 - 3 years. For more definite conclusions new depuration studies over 1.5 - 2 years are needed.

1. INNLEDNING

1.1 Generelt

Selv om kunnskapene har økt betydelig i de senere år, er opptak, intern transport og utskillelse av metaller hos muslinger bare delvis forstått. Mye av vår oppfatning er kvalitativ og til dels spekulativ. Ofte henger dette sammen med mangel på kunnskap om basale mekanismer ved stoffomsetningen generelt. Følgende redegjørelse er et sammendrag av det som gjelder muslinger i oversiktsartikkelen til Roesijadi og Robinson (1994). Man må imidlertid være oppmerksom på at omsetningen av metaller kan variere både med belastningsgraden, hvilke metaller, eventuelt tilstandsformen det dreier seg om (Fowler *et al.*, 1978; Julshamn, 1981a; Viarengo *et al.*, 1985, 1987 (med ref.) og mellom arter (Julshamn 1981a; Zaroogian og Johnson 1983, 1984; Han *et al.*, 1993).

Oppløst metall fra vann tas i det vesentlige opp via gjeller og tarm, eventuelt over hud i kontakt med vann. Sannsynligvis skjer dette ved en kombinasjon av diffusjon og transport ved spesielle bærestoffer gjennom overflatevevets ytre membran, og ikke som en energikrevende prosess. Transporten gjennom epitelcellene (fra ytre til indre membran) beror på kompleksdannende molekyler med relativt svak binding av metallene. Mekanismene for overføring fra disse ligandene til og gjennom epitelvevets indre membran er ikke klarlagt.

Inntak av partikulært bundet metall i næring er ved endocytose dvs., at spesielle celler fra fordøyelseskjertelen omslutter partiklene. Inne i cellene inkorporeres metallpartiklene i membranblærer fra lysosomsystemet. Overføring herfra til blod er ikke forstått, men kan innebære transport av blærene til blodceller eller tømning av blærenes innhold i sirkulasjonsvæsken.

Lagring av metaller skjer ved sterk binding til spesielle proteiner (metallothioneiner) eller i membranomsluttede korn med metallutfelling. På disse måter isoleres metallene fra normale cellefunksjoner, som beskyttes mot metallenes giftvirkning. Binding til metallothioneiner i gjelle- og tarmepitel kan også virke som et

"filter" mot videre opptak. Intracellulære korn med høyt metallinnhold finnes - i delvis ulik utforming - hos alle akvatiske dyr, og er vanligvis knyttet til fordøyelses - eller ekskresjonsorganer.

Intern transport finner sted via blod, dels i blodceller, men antageligvis mest knyttet til egne proteiner i blodvæsken (bl.a. respirasjonspigmenter) med relativt lav bindingsevne (motsatt ovennevnte metallothioneiner).

Utskillelse er nesten bare studert som en sumprosess, dvs. at delprosessene, deres innbyrdes avhengighet og hastighet, i stor grad bare er spekulativt belyst og i hvert fall ikke kvantifisert. Man tenker seg imidlertid at utskillelsen dels skjer hurtig (timer/dager/uker) fra lavaffinitets kompleksdannende stoffer (slim o.l.) som spiller en rolle ved adsorpsjon til kroppsoverflaten, dels langsomt (måneder/år) fra metallothioneiner og de ovennevnte metallkorn.

Mulig ultrafiltrering av proteinbindene metaller i nyre (eller lignende organer) er ikke avklart, men synes lite aktuelt hos mollusker p.g.a. for høy molekylvekt hos de aktuelle proteiner. Metallkorn i cellene til fordøyelseskjertelen eller hepatopaneas kan elimineres ved exocytose (dvs. uttreden av cellene) til tarmkanal/feces. Mikroskopiobservasjoner antyder muligheten av at metallholdige blodceller vandrer gjennom epitelvev til utsiden av kroppsoverflaten eller inn i tarm (og utskillelse ved feces). Noe metall kan også bli utskilt ved gyting.

Kjennskap til omsetning av metaller i organismer er generelt viktig fordi det ved menneskelig/industriell virksomhet er mobilisert så store metallmengder at det for enkelte metaller vedkommende er blitt et betydelig, noen ganger dominerende tilskudd til den naturbetingede globale sirkulasjon. Global/regional forurensning er f.eks. en realitet når det gjelder bly, kvikksølv og kadmium, som alle er uten rolle i organismers normale stoffskifte. Dette innebærer en generell, større eller mindre belastning på hele biosfæren, inklusive mennesker. Særlig viktig er kunnskapene om disse forhold der påkjenningene er størst, dvs. nær større kilder.

Her må det regnes med at en ikke ubetydelig del av eksponerte planters og dyrs energibudsjett må gå til ulike avgiftingsprosesser. Det gjelder også situasjoner der det er stor overbelastning med essensielle metaller, f.eks. kobber og sink.

1.2 Sørfjorden

Utgangspunktet i Sørfjorden er at det:

- i 1994 fremdeles var betydelige overkonsentrasjoner i skjell, særlig av kadmium og bly (opp til 10 - 12 ganger "normalnivået"; i mer moderat grad også kvikksølv (Knutzen *et al.*, 1995).
- etter 1986 er iverksatt flere omfattende tiltak for å begrense metallbelastningen (Skei, 1995).

Så langt har tiltakene ikke helt svart til forventningene mht. reduksjon i blåskjells eller tangs metallinnhold (kfr. fremstilling av utviklingen 1980/81-1994 i Knutzen *et al.*, 1995). Dette skyldes flere forhold: episodiske utslipp ved uhell, manglende avskjerming av ferskvannsavrenning etter store nedbørmengder og alminnelig diffus belastning fra et forurenset lokalt nedbørfelt til den innerste del av fjorden. Det arbeides nå særlig med driftssikkerhet/kapasitet på renseanlegget og kartlegging av diffuse tilførsler for å kvantifisere disse og se på muligheten av å redusere dem.

Ved sammenligning av metallkonsentrasjonene i vann og skjell i 1990 med "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" ("høyt normalnivå") i de to mediene, fremgikk at det innerst i fjorden var markert større overkonsentrasjoner i vann enn i skjell (Knutzen og Skei, 1991). Skjellenes metallinnhold gjenspeilte m.a.o. ikke fullt ut belastningen i de mest påvirkede omgivelsene.

Dette tyder på evne til betraktelig regulering av opptak/utskillelse. Hvis det dreier seg om en metningsprosess, betyr det at markert reduksjon i vannets metallinnhold (men fremdeles betydelige overkonsentrasjoner) ikke behøver å følges av vesentlig nedgang i skjellenes metallkonsentrasjon. På grunn av sannsynligheten for arvelig betinget tilpasning i et stressende miljø (Mulvey og Diamond, 1991) kan slike mekanismer være tydeligere utviklet hos den lokale Sørfjordbestanden av blåskjell enn på steder uten unormal metallpåvirkning. Forholdet kan også henge sammen med ulike lagringsformer, spesielt mulige langtidslagre og utviklingen av slike lagringsformer når skjellene tilpasser seg høy metallbelastning.

1.3 Formål

Hovedhensikten var å se hvor hurtig innholdet av kvikksølv, kadmium, kobber, bly og sink avtok i blåskjell fra indre Sørfjorden etter overføring til rent vann. Slike utskillelsesforsøk har også vært gjort tidligere, bl.a. av Julshamn (1981a). Han fulgte reduksjonen av bly og kadmium i blåskjell og østers, som etter en 16 måneders opptaksfase på en lokalitet ved Norheimsund i Hardangerfjorden (ca. 70 km fra Odda) ble tilbakeført til den referansestasjonen de opprinnelig ble hentet fra. Imidlertid er det ønskelig å gjøre forsøk nettopp med skjell fra indre Sørfjorden. Grunnen er som nevnt at denne bestanden kan ha utviklet spesielle akkumulerings- og utskillelsegenskaper som resultat av langvarig høy belastning.

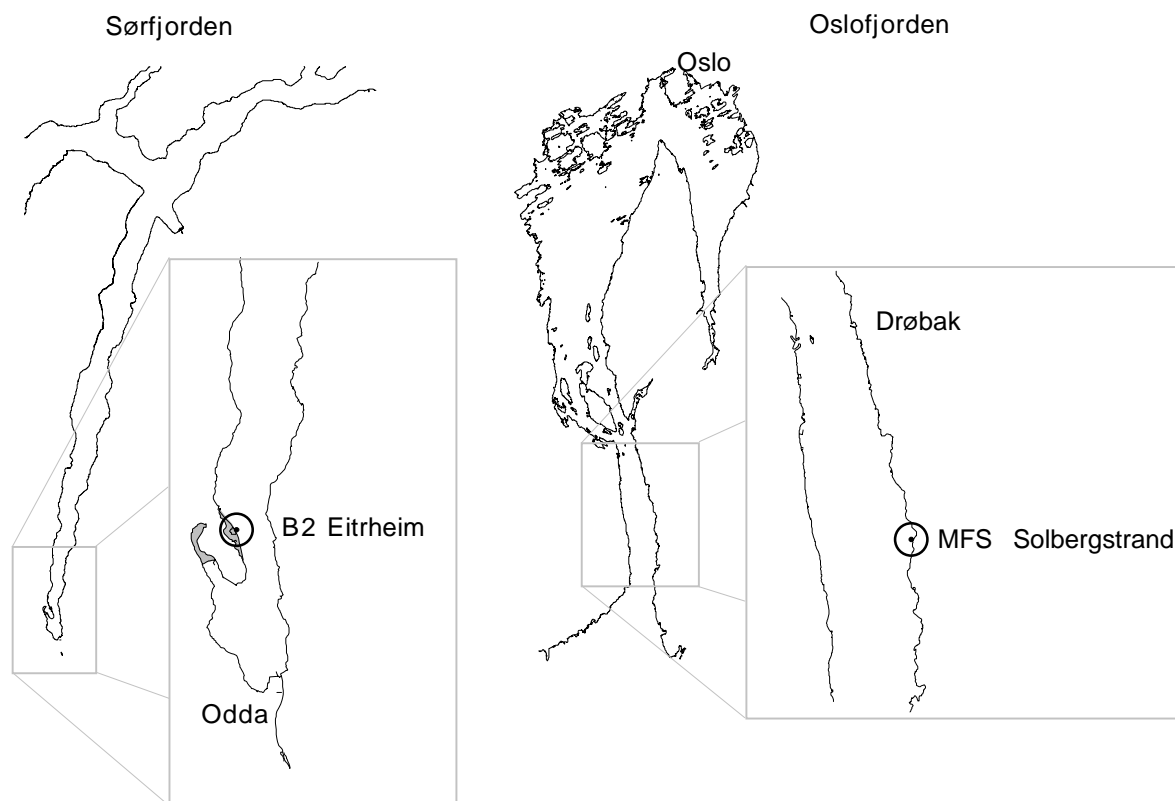
Opprinnelig var det hensikten også å se på opptak i blåskjell fra en rentvannslokalitet etter overføring til indre Sørfjorden. Imidlertid døde disse skjellene relativt kort tid etter to gangers transplantasjon, slik at denne del av undersøkelsen ble amputert.

2. MATERIALE OG METODER

Til utskillelsesforsøk ble blåskjell samlet inn fra indre del av Sør fjorden og satt ut i Oslofjorden. Innsamling ble foretatt ved st B2 Eitrheim den 24.6.93. B2 er samme lokalitet som inngår i Statlig program for forurensingsovervåking av Sør fjorden, figur 1. Det ble i alt samlet inn noe over 500 skjell i størrelsesgruppe 4 til 6 cm. Skjellene ble fraktet med bil samme dag til utsetningslokaliteten ved NIVAs Marine Forskningsstasjon Solbergstrand (MFS) ved Oslofjorden, figur 1. Skjellene ble oppbevart kjølig og fuktig under transporten ved hjelp av isoporkasse, kjøleelementer, fuktige aviser og tang. Skjellene ble spredt utover i et

stort bur og satt ut i et stort utebasseng med rennende overflatevann fra fjorden. Døde eller skjell i dårlig kondisjon (manglende lukke-refleks) ble vraket før utsetting. Buret med blåskjellene ble neste dag hengt ut i fjorden på ca. 1 m dyp under forskningsstasjonens brygge.

Prøvetaking av blåskjellene ble foretatt ved tid 0, etter 1 mnd, 2 mnd, 3 mnd, 8 mnd og etter 12 mnd. Prøvedatoene er gitt i tabell 1. Mellom 20 og 50 skjell ble plukket ut ved hver prøvetaking. Samtidig ble døde skjell talt opp og fjernet og buret rengjort for algegroe.



Figur 1. Stasjonskart som viser innsamlings og utsetningssted i Sør fjorden og i Oslofjorden.

Figure 1. Map showing sites for the depuration and accumulation studies.

Tabell 1. Prøvetakingsdatoer for utlekkings- og akkumuleringsforsøk.

Table 1. Sampling dates for the depuration and accumulation studies.

Utlekkingsforsøk			Akkumuleringsforsøk 1			Akkumuleringsforsøk 2		
Prøve	Dato	Dager	Prøve	Dato	Dager	Prøve	Dato	Dager
0	24-jun-93	0	0	23-jun-93	0	0	13-okt-93	0
1 mnd	02-aug-93	38	1 mnd	28-jul-93	35	1 mnd	13-nov-93	30
2 mnd	26-aug-93	62	2 mnd	1-sep-93	68*	2 mnd	14-des-93	60
3 mnd	28-sep-93	94				3 mnd	14-jan-94	91
8 mnd	10-feb-94	226				6 mnd	14-apr-94	181*
12 mnd	20-jul-94	386						

* Ingen analyseresultater da alle skjell var mistet eller døde.

Blåskjell til akkumuleringsforsøk ble samlet inn ved MFS og utplassert ved st. B2 i Sørfjorden. Blåskjellinnsamling ble foretatt 2 ganger, den 20.6.93 og den 10.10.93, da skjellene som ble utplassert første gang døde etter 1-2 mnd eksponering i Sørfjorden. Framfor bruk av bur, ble det i dette eksperimentet benyttet "blåskjellstrømper" (5 cm brede plastbånd/ pose, vanlig benyttet til blåskjelloppdrett). 7 strømper ble fylt med over 50 skjell og ble hengende i basseng med gjennomstrømmende vann på MFS inntil skjellene hadde festet seg til strømpen (ca. 2 dager). Strømpene ble deretter pakket i isoporkasse, som under utskillelsesforsøket. Transporten til Sørfjorden ble første gang foretatt med bil, andre gang med rutebuss. Blåskjellstrømpene ble festet til en flyterigg som ble fortøyet under brygga på stasjon B2. Flyteriggen besto av et 1,5 m langt Al-rør med en stor blåse i hver ende. De ca 1 m lange strømpene ble festet slik at øverste skjell i strømpen ble hengende 10 - 20 cm under vannoverflaten. Ved andre utsetting ble dette økt til 1 m da det samtidig ble observert stor dødelighet i den lokale blåskjellpopulasjonen i den øvre meteren. Ved hver prøvetaking ble en blåskjellstrømpe plukket inn, skjellene ble talt og frosset ned. Prøvetakingen ble foretatt av ASSAYERS i Odda ved Leigland.

I begynnelsen var det stor dødelighet blant Sørfjordskjellene som ble satt ut i Oslofjorden. 81 skjell døde første måned og 173 andre måned. Deretter var dødeligheten lav (< 10 skjell ved øvrige prøvetakinger). For akkumuleringskjellene som ble satt ut i Sørfjorden var dødeligheten fullstendig etter 2 måneder for de skjell som ble

transplantert sommeren 93. I andre forsøk, transplantert i oktober 93, var dødeligheten langt lavere, ca. 20 % første måned, deretter < 10 %. Mellom januar og april 1994 forsvant alle blåskjellstrømpene fra riggen. Hvorfor og hvordan blåskjellstrømpene hadde forsvunnet vites ikke. Men det har ikke vært is i området slik at isskjæring er utelukket.

Blåskjellprøvene ble sendt frosne til NIVA hvor prøvene ble opparbeidet og sendt til analyse ved NIVAs analyselaboratorium. Ved opparbeiding ble det i tillegg til vekt av innmat også målt skall-lengde (vedleggstabell 4).

For metallanalysene ble en innveid subprøve av tint homogenisat oppløst med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnet med destillert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2.0, 0.1 og 0.02 mg/kg våtvekt for henholdsvis sink, bly/kobber og kadmium. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0.02 mg/kg våtvekt. Standardavviket ved analyse av paralleller er mindre enn 2% for sink og mindre enn 5 - 10 % for de øvrige. Analyse kvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Utskillelsesforsøk

Hovedtrekkene i resultatene ses i figur 2 - 6, mens rådata fra analysene er gitt i vedleggstabell 5. I tabell 2 gjengis konsentrasjonene på tørrvektbasis, som også er grunnlag for figurfremstillingene.

Utgangskonsentrasjonene i skjellene overflyttet fra Sørfjorden var som man ser av tabellen 0,54 mg Hg/kg, 18,9 mg Cd/kg, 169 mg Pb/kg, 339 mg Zn/kg og 14,8 mg Cu/kg tørrvekt. Jevnført med "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå". (=øvre grense kl. 1 i SFT's klassifiseringssystem, Knutzen *et al.*, 1993) representerer dette følgende ca. overkonsentrasjoner (ganger "bakgrunnsnivå")

Kvikksølv:	ca. 3 x
Kadmium:	ca. 10 x
Bly:	ca. 35 x
Sink:	ca. 2 x
Kobber:	ca. 1.5 x.

Tatt i betraktning de betydelige svingningene som det gjennom årene har vært i blåskjellenes metallinnhold, stemmer dette rimelig bra med det som ellers er blitt registrert i skjell fra indre Sørfjorden (st. B2) etter tildekking av bunnen og avskjerming av Eitheimsvågen mot land (Knutzen *et al.*, 1995).

Av figur 2 - 6 ses at konsentrasjonen av alle metaller avtok betraktelig etter overføring til Solbergstrand.

Hurtigst og størst reduksjon ble registrert for metallene med de høyeste overkonsentrasjonene: kvikksølv (figur 2), kadmium (figur 3) og bly (figur 4). Etter 3/8 måneder hadde konsentrasjonene avtatt henholdsvis 33/50, 41/58 og 56/68%. Sluttkonsentrasjonene etter 12 måneder lå på hhv. vel 40, ca. 30 og ca. 25% av startnivåene.

Reduksjonshastigheten var størst de 2-3 første månedene. Konsentrasjonene etter 12 måneder lå fremdeles over "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå"; nærmest for kvikksølv, ca. 3 ganger høyere for kadmium og nesten 10 ganger høyere for bly (figur 2 - 4). Forsøket varte ikke lenge nok til å konstatere utflatingsnivåene.

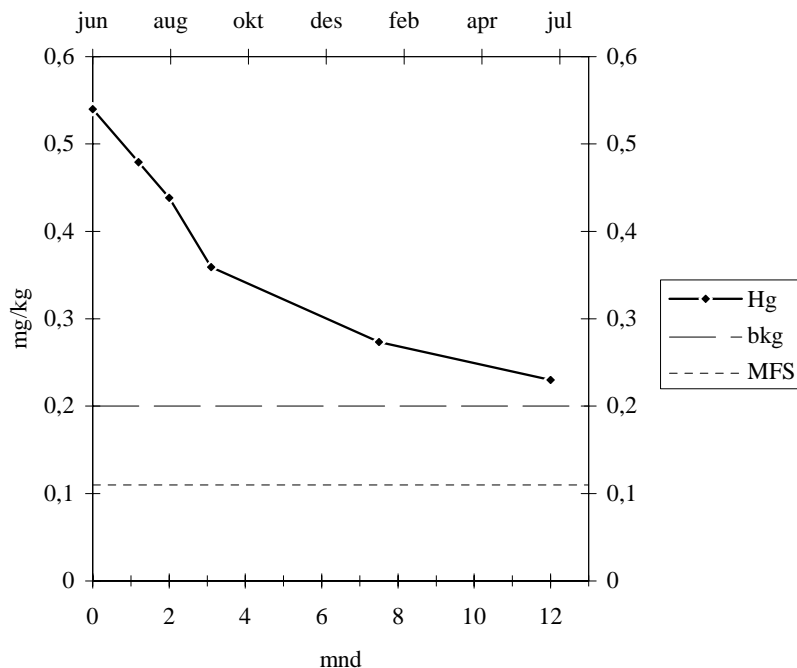
Konsentrasjonene av metallene med minst overkonsentrasjoner - sink og kobber - var nede i intervallet for bakgrunnskonsentrasjoner etter vel 2 måneder og ca. 1 måned (figur 5 - 6).

(Som man ser av markering på figurene, viste de lokale bestandene av skjell fra Solbergstrand lavere metallinnhold enn øvre grense for "normalinnholdet" ved bare diffus belastning" (kfr. markeringene i figur 2 - 6). Ved valget av slike grenser må det også tas hensyn til de høyere verdiene som sporadisk forekommer i det intervallet av konsentrasjoner som registreres i materiale fra referansestasjoner (langt fra punktkilder, kfr. Knutzen og Green, 1995). Det er imidlertid mulig at det etter innsamling av flere referansedata kan bli aktuelt med en nedjustering av nåværende grenser for "normalverdier" av alle de her behandlede metaller med 25 - 30%.)

Tabell 2. Utvikling av metallkonsentrasjonene i blåskjell fra indre Sørfjorden etter overføring til rent vann, mg/kg tørrvekt (delvis avrundet).

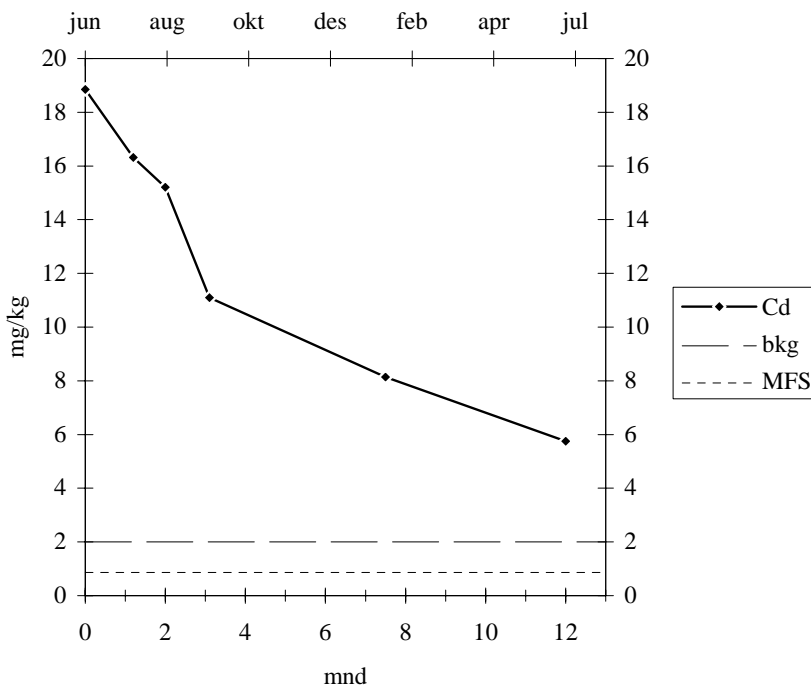
Table 2. Concentrations of metals in blue mussels (*Mytilus edulis*) from inner Sørfjorden after transplantation to uncontaminated water, mg/kg dry weight.

Dato	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrst.
24/6-93	0,54	18,9	169	339	14,8	11,3
2/8-93	0,48	16,3	125	229	8,9	14,4
26/8-93	0,44	15,2	114	207	7,0	14,6
28/9-93	0,36	11,1	74	181	6,8	15,6
10/2-94	0,27	8,1	54	96	6,4	16,1
2/7-94	0,23	5,4	42	128	6,3	17,4



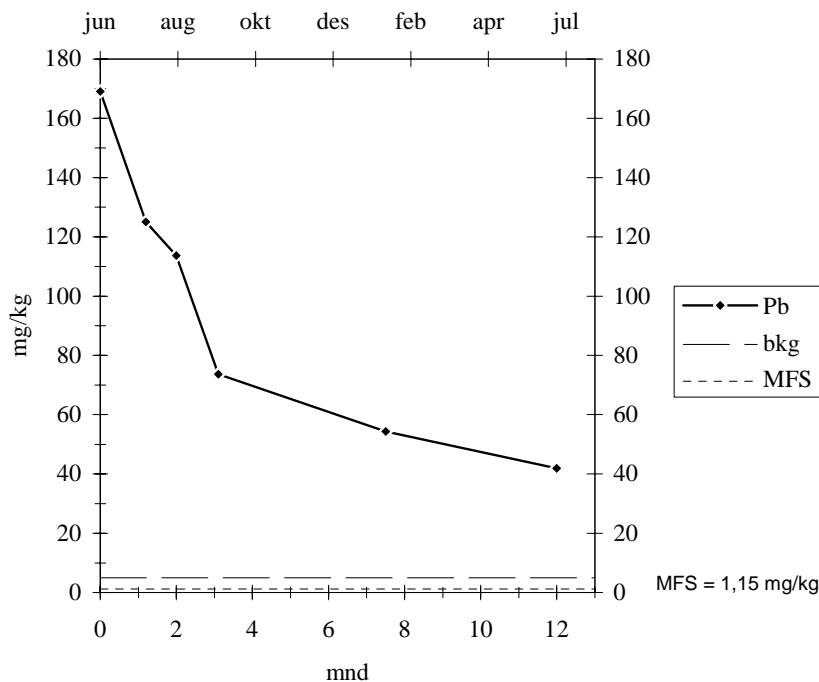
Figur 2. Kvikksølv (Hg) i blåskjell transplantert fra indre Sjørfjorden til Solbergstrand Oslofjorden, mg/kg tørrvekt. MFS = Nivå målt i Solbergstrandskjell. bkg = Antatt høyt bakgrunnsnivå.

Figure 2. Mercury (Hg) in mussels (*Mytilus edulis*) transplanted from inner Sjørfjorden to uncontaminated water at Solbergstrand experimental stasjon, Oslofjorden, mg/kg dry weight. MFS = Concentrations level in local mussels at Solbergstrand. bkg = Assumed high background level.



Figur 3. Kadmium (Cd) i blåskjell transplantert fra indre Sjørfjorden til Solbergstrand, Oslofjorden, mg/kg tørrvekt. MFS = Nivå målt i Solbergstrandskjell. bkg = Antatt høyt bakgrunnsnivå.

Figure 3. Cadmium (Cd) in mussels (*Mytilus edulis*) transplanted from inner Sjørfjorden to uncontaminated water at Solbergstrand experimental stasjon, Oslofjorden, mg/kg dry weight. MFS = Concentrations level in local mussels at Solbergstrand. bkg = Assumed high background level.



Figur 4. Bly (Pb) i blåskjell transplantert fra indre Sør fjorden til Solbergstrand, Oslofjorden, mg/kg tørrvekt. MFS = Nivå målt i Solbergstrandskjell. bkg = Antatt høyt bakgrunnsnivå.

Figure 4. Lead (Pb) in mussels (*Mytilus edulis*) transplanted from inner Sør fjorden to uncontaminated water at Solbergstrand experimental stasjon, Oslofjorden, mg/kg dry weight. MFS = Concentrations level in local mussels at Solbergstrand. bkg = Assumed high background level.

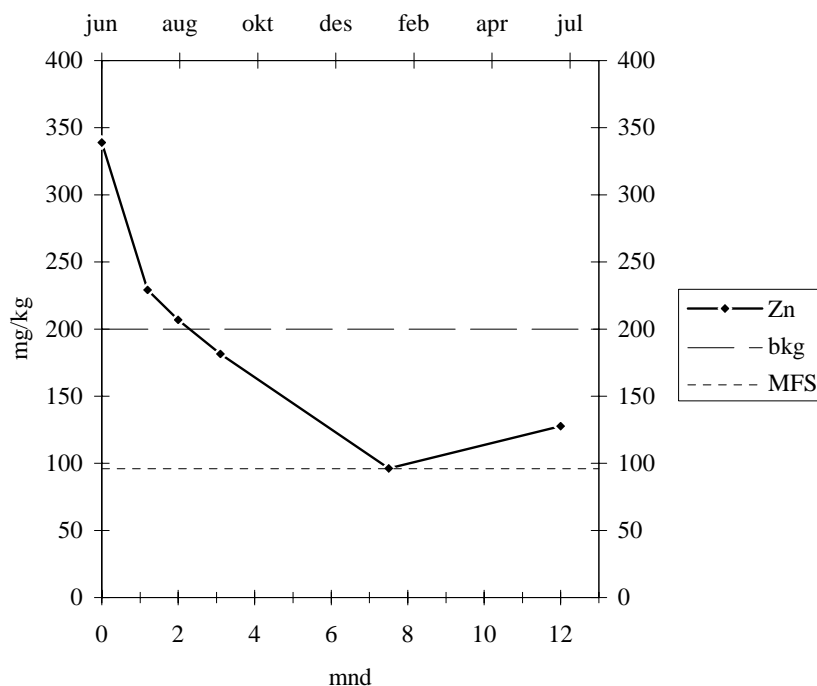
At de transplanterte skjellenes konsentrasjon av kvikksølv, kadmium og bly tenderer mot utflating betydelig over nivåene i Solbergstrandskjell, kan indikere ulike akkumuleringsegenskaper og lagringsformer hos individer fra de to bestandene. Forsøket varte imidlertid for kort til å belyse dette spørsmålet nøyere.

Fra utgangskonsentrasjonene ses av fig. 2-4 at halveringstiden ved en enkel nivå betraktning av resultatene har vært 6-7 måneder for kvikksølv, vel 5 måneder for kadmium og litt mindre enn 3 måneder for bly. Imidlertid vil en del av reduksjonen i metallkonsentrasjonene skyldes fortynning ved vekst. Noe av metallinnholdet vil dessuten skilles ut med sædceller og eggceller. Den relative betydning av de to faktorene er avhengig av tiden på året forsøket lengde og vekstforholdene på stedet.

Oppbyggingen av gonadene (kjønnskjertlene) skjer utover våren, i stor grad ved omdannelse av annet vev som er rikt på opplagsnæring. Gytingen, som er temperaturavhengig, skjer

mest i mai - juni. Ved forsøkstart 24/6 er det derfor mest sannsynlig at skjellene i hovedsaken var ferdiggytt. I første fase, med hurtigst avtagende konsentrasjoner, kan man derfor anta at gytingsbidrag til metallreduksjonen har vært beskjedent. På slutten av forsøket vil derimot gyting ha bidratt relativt mer, men da fra et atskillig lavere metallnivå.

Blåskjell har sin hurtigste tilvekst sommer og høst, mens veksten er langsommere om vinteren (se f.eks. Thome og Walday, 1987, med observasjoner fra Solbergstrand). Av fig. 2 - 6 ses at det hurtigste fallet i metallkonsentrasjoner sammenfaller med siste delen av perioden med god vekst. I henhold til observasjonene av tilvekst hos 4 - 5 cm lange skjell fra Oslofjorden hos Bjerkeng og Kirkerud (1984), og de samme forfatteres relasjon mellom tørrvekt og lengde, vil skjell i denne størrelseskategorien vokse 0,5 - 1 cm i løpet av ett år og ha en tilvekst i bløtdeler på 50-100 %, inklusiv gyteprodukter.



Figur 5. Sink (Zn) i blåskjell transplantert fra indre Sørfjorden til Solbergstrand, Oslofjorden, mg/kg tørrvekt. MFS = Nivå målt i Solbergstrandskjell. bkg = Antatt høyt bakgrunnsnivå.

Figure 5. Zink (Zn) in mussels (*Mytilus edulis*) transplanted from inner Sørfjorden to uncontaminated water at Solbergstrand experimental stasjon, Oslofjorden, mg/kg dry weight. MFS = Concentrations level in local mussels at Solbergstrand. bkg = Assumed high background level.

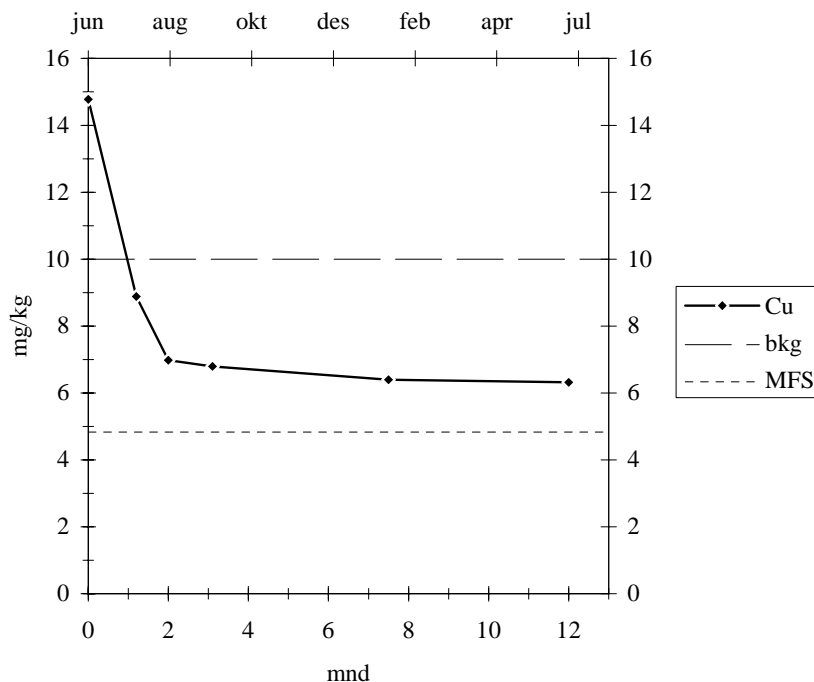
De forholdsmessige bidrag fra vekstfortynning henholdsvis gyting avhenger også av metallkonsentrasjonene i de respektive vev. I forhold til gjennomsnittlig "normalkonsentrasjon" i sum bløtdeler observerte Julshamn (1981b) klart lavere konsentrasjoner i gonadene av både kvikksølv, kadmium og sink, men omtrent som gjennomsnittet for bly og kobber.

Siden verken veksten eller gonadenes metallinnhold er målt, kan bidraget fra vekstfortynning og gyting til reduksjonen i metallkonsentrasjonene bare anslås teoretisk.

Antas at skjellene i løpet av året som forsøket varte har hatt en biomasseproduksjon tilsvarende startvekten, gir dette et relativt bidrag til minskning i konsentrasjon på 85-90 % for kvikksølv og 65-75 % for bly/kadmium. Som nevnt ovenfor, vil noe av dette representere en reell utskillelse via gyting (i de 2-3 siste månedene).

Imidlertid ses av fig. 2-4 at mesteparten av konsentrasjonsminskningen har funnet sted i løpet av de tre første månedene. Antas at 1/3 av årstilveksten er fra dette tidsrommet, fås for denne perioden et relativt lavere bidrag fra vekstfortynning; ca. 75/60/45 % for hhv. kvikksølv/kadmium/bly. Det betyr at prosentandelene som totalt kan tilskrives vekstfortynning pluss utskillelse ved gyting blir noe mindre enn først antyd.

Det understrekes at ovenstående er spekulative tall. De sannsynliggjør likevel at vekstfortynning har vært den viktigste årsak til nedgangen i kvikksølvkonsentrasjonen. Samme faktor har også spilt en betydelig rolle i relasjon til kadmium; ikke fullt så mye for bly. Forskjellen mellom metallene kan henge sammen med ulikhet mht. lagringsformer og hvor fast de tre metallene er bundet. Den fastere binding av kvikksølv kan bero på en betydelig andel metylkvikksølv. Hos *Mytilus galloprovincialis* fant Fowler *et al.* (1978) at metylkvikksølv skiltes langsommere ut enn den uorganiske formen



Figur 6. Kobber (Cu) i blåskjell transplantert fra indre Sjørfjorden til Solbergstrand, Oslofjorden, mg/kg tørrvekt. MFS = Nivå målt i Solbergstrandskjell. bkg = Antatt høyt bakgrunnsnivå.

Figure 6. Copper (Cu) in mussels (*Mytilus edulis*) transplanted from inner Sjørfjorden to uncontaminated water at Solbergstrand experimental stasjon, Oslofjorden, mg/kg dry weight. MFS = Concentrations level in local mussels at Solbergstrand. bkg = Assumed high background level.

(etter en initiell fase på omkring 1 måned med like hurtig utskillelse av begge tilstandsformer).

lokalt selekterte individer med spesielle egenskaper, genetisk tilpasning).

3.2 Litteraturdata vedrørende utskillelse av metaller fra muslinger

Til sammenligning med ovenstående resultater er det nedenfor gjengitt et utvalg av resultater fra tilsvarende undersøkelser. Hovedvekten er lagt på data fra forsøk med slekten *Mytilus*. Data fra studier med opptak/utskillelse av radioaktive nuklider er i hovedsaken utelatt pga. bare delvis relevans for problemstillingen. Foruten radioøkologiske spørsmål er bruk av nuklider i lave konsentrasjoner, jevnført med den stabile form av elementene, velegnet for å studere metallenes normale organfordeling og omsetning. I Sjørfjordskjellene dreier det seg imidlertid om en overbelastning med vedkommende elementer, med sannsynlighet for spesielle tilpasninger utover normal omsetning (mulig økt lagringskapasitet, spesielle lagringsformer/unormal organfordeling, beskyttelse mot opptak, mobilisering av utskillelsesmekanismer,

Utskillelseshastigheter angis ofte som biologisk halveringstid ($T/2$), dvs. tiden til 50% reduksjon av konsentrasjon eller innhold. Når dette stort sett ikke gjøres her, har det primært sammenheng med at $T/2$ som oftest vil variere med tiden, dvs. være avhengig av den perioden i utskillelsesfasen som betraktes. Til dels kan forskjellene være meget betydelige, særlig mellom begynnelsen og slutten av forsøksperioden. Angitte halveringstider for utskillelsesforsøk, som har vært mindre enn et par måneder, har dermed som oftest liten relevans for resultatene fra langtidseksperimenter som her.

Når ikke annet er sagt, gjelder de refererte tidsangivelser utskillelsen fra sum bløtdeler. Elimineringen kan variere betydelig mellom ulike organer (se bl.a. Julshamm, 1981a; Denton og Burdon-Jones, 1981; Okazaki og Panietz, 1981 og Roesijadi *et al.*, 1984).

3.2.1 Kvikksølv

Fowler *et al.* (1978) gjorde et forsøk med opp-tak og utskillelse av radioaktivt kvikksølv i to former: CH_3HgCl og Hg Cl_2 . For begge kvikk-sølvformene var eksponeringen så høy at det representerte en reell overbelastning med metallet, og følgelig kan resultatene antas i hvert fall delvis sammenlignbare med utskil-lelsen fra Sørfjordskjellene.

For **uorganisk kvikksølv** observerte Fowler *et al.* en reduksjon i innholdet (kroppsbela-stningen) på (i middel) 75 - 85% i løpet av 3 måneder og 80 - 90% etter 4 måneder (alle pro-sentangivelser estimert her ut fra figurer hos Fowler *et al.*) etter overføringen av de foru-rensede skjellene til en "ubelastet" feltlokalitet. Ved overføring til rent vann i laboratoriet var utskillelsen noe langsommere: ca. 65/75% etter 3 hhv. 4 måneder. Dette er noe hurtigere enn registrert ved våre eksperimenter (< 50% av innholdet utskilt etter 3 måneder etter den anslagsmessige beregningen ovenfor). Ved forsøkene til Fowler *et al.* ble det funnet samme utskillelsesrate for to størrelses-kategorier på i gjennomsnitt 1.6 og 5.2 g våtvekt. Utskillelsen gikk hurtigere ved 23°C enn ved 8 og 13°C.

For **CH_3HgCl** fant Fowler *et al.* (1978) vesentlig langsommere utskillelse - anslags-messig (estimert her) ca. 60% reduksjon i kroppsbela-stningen etter 3 måneder i **felt** (rentvannslokalitet) og enda langsommere ved utskillelse i laboratoriet: 25 - 30% etter 3 måneder. Virkningen av temperaturen var mer usikker enn for den uorganiske formen.

Også ved forsøkene til Fowler *et al.* var utskil-lelsen av uorganisk kvikksølv raskest i begyn-nelsen (størrelsesorden halvering av innholdet etter et par uker), så relativt jevnt over et par måneder og deretter (muligens) en tendens til utflating. Den langsommere elimineringen av CH_3HgCl syntes derimot jevnere.

Årsakene til forskjellen i utskillelseshastighet ved de her foretatte forsøk og eksperimentene til Fowler *et al.* (1978) kan bare antydes. En faktor kan som nevnt være at Sørfjordskjellene har vært utsatt for en livslang eksponering. Dette impliserer muligheten av tilpasninger,

dvs. utvikling av eller større utnyttelse av lag-ringsmekanismer der kvikksølvet er bundet fastere enn etter korttids-eksponering. Utflatin-gen av utskillelseskurvene tyder uansett på at det eksisterer to eller eventuelt flere lagrings-former med ulik omsetningshastighet. En annen faktor kan være forskjell i næringstilgang ved de to undersøkelsene. Fowler *et al.* peker på indisier fra andre studier med utskillelse av kvikksølv fra muslinger (mest radioøkologiske eksperimenter) om at god næringstilgang befordrer omsetningshastigheten.

Ved transplantasjonsforsøkene til Roesijadi *et al.* (1984) ble 3.5 - 4 cm blåskjell (*Mytilus edulis*) overført fra et belastet område til en rentvannslokalitet. Ved starten var det omtrent samme kvikk-sølvkonsentrasjon i forsøks-dyrene som Sørfjordskjellene hadde, dvs. 3 - 4 ganger et antatt "høyt bakgrunnsnivå". Ukori-gert for mulig vekstfortynning ble det obser-vert en reduksjon på ca. 50% etter 16 uker og ca. 75% etter 24 uker. Dette samsvarer rimelig bra med våre observasjoner. Imidlertid fant Roesijadi *et al.* nesten ingen reduksjon i begyn-nelsen (første 8 uker) av utskillelsesfasen.

Mht. utskillelse av kvikksølv fra andre muslingarter kan summarisk nevnes:

- Okazaki og Panietz (1981): Ved overføring av kontaminerte eksemplarer av *Crasso-strea gigas* og *C. virginica* til et tilnærmet uberørt område (kvikksølvinnhold i lokale skjell på 1/10 - 1/15 av forsøksmuslingene) fikk man etter snaue 2 måneder 80% reduk-sjon i utgangskonsentrasjonen til *C. gigas*. Hos *C. virginica* var imidlertid nivåminsk-ningen både ujevn (oppgang siste dager av utskillelsesperioden) og totalt sett vesentlig langsommere: bare ca. 20% på de to måne-dene (samlet for alle bløtdeler, anslått her). I enkelte av de separat analyserte vev var det ingen nedgang i kvikksølvkonsentra-sjonen. Dette er annerledes enn observert av Palmer *et al.* (1993) ved et sammenlign-bart feltforsøk med *Crassostrea virginica* (se nedenfor) og utskillelsen var også vesentlig langsommere enn Cunningham og Tripp (1975) observerte i samme art ved laboratorie-eksperimenter (80 - 90% reduk-sjon av meget høye startkonsentrasjoner på mindre enn 3 måneder). På den annen side registrerte Mason *et al.* (1976) ingen reduk-

sjon fra meget høye konsentrasjoner i løpet av 10 dagers utskillelse.

- Denton og Burdon-Jones (1981): For kort-tidseksponert *Saccostrea echinata* ble det beregnet en initiell halveringstid (bare 30 dagers forsøks-tid) for uorganisk kvikksølv på 35 - 42 (108) dager ved ulike kombinasjoner av temperatur og saltholdighet.
- Salanki og V.-Balogh (1985): Ved laboratorieforsøk med ferskvannsmuslingen *Anodonta cygnea* fikk man i begynnelsen hurtig, men noe varierende utskillelse fra forskjellige organer. Initiell halveringstid for nyrer, muskel og kappe var 3 - 7 dager, 7 - 14 dager for foten og > 35 dager for gjellene (ingen angivelse for sum bløtdeler). Etter 14 dager flatet utskillelseskurven ut og sluttkonsentrasjonene lå 7 -> 50 ganger over nivåene i kontrollskjell.
- Lakshmanan og Nambisan (1989) fikk bare ca. 20% reduksjon på 24 dager fra en meget høy utgangskonsentrasjon i *Perna viridis*, enda kvikksølvnivået på størrelsesordenen 100 ganger "bakgrunn" var resultatet av bare få dagers forutgående eksponering via sterkt kvikksølvforurenset vann (200 µg/l, kan ha forårsaket giftvirkning).
- Palmer *et al.* (1993): Østersarten *Crassostrea virginica* (fra en forurenset lokalitet) fikk i løpet av 25 - 30 dager (lest av figuren) ca. halvert en utgangskonsentrasjon som var 4 - 5 ganger så høy som i den lokale bestanden på utsettelsesstedet. Etter 50 dager var gjennomsnittskonsentrasjonen redusert med ca. 65%, m.a.o. noe langsommere utskillelse i siste halvdel av forsøket (store individuelle variasjoner gjør angivelsene usikre).
- Hickey *et al.* (1995): Halveringstid (fra høye overkonsentrasjoner) på 6 - 12 m

der i en ferskvannsart fra New Zealand (transplantasjonsforsøk).

3.2.2 Kadmium

I tabell 3 er stilt sammen litteraturdata for utskillelse av kadmium fra de samlede bløtdeler hos blåskjell (kfr. noter vedrørende ulike forsøksopplegg og premisser for tallangivelsene, som delvis er beregnet her).

Som man ser er det med ett mulig unntak (Scholz, 1980, korttidsforsøk) konstatert relativt langsom utskillelse. Spesielt gjelder dette i de tilfeller hvor angivelsene gjelder **kroppsbelastning** (Riisgård *et al.*, 1987; Chou & Uthe, 1991), ikke konsentrasjonen.

I forsøk der utskillelsen bare ble studert i utvalgte organer, fant Viarengo *et al.* (1985) litt mer enn en halvering av høy startkonsentrasjon i fordøyelseskjertel/gjeller hos 4 - 6 cm store *Mytilus galloprovincialis* etter 70 dagers utskillelse. (Utgangskonsentrasjonen etter forutgående akkumuleringsforsøk var 30 - 40 ganger høyere enn i uberørte muslinger). Den påfølgende utskillelse fra disse organer var enda langsommere, idet overkonsentrasjonene etter 4 måneder i rent vann fremdeles var hhv. ca. 15/ca. 12 ganger.

Ved senere forsøk med samme art observert Viarengo *et al.* (1987) ingen minskning i fordøyelseskjertelens kadmiumkonsentrasjon etter nærmere en måned i rent vann. (I begge de nevnte forsøk dreier det seg om ikke vektkorrigerte konsentrasjoner. Teoretisk kan da kroppsbelastningen ha avtatt selv om konsentrasjonen forble uforandret. Førings under forsøkene gjør imidlertid dette mindre sannsynlig).

Tabell 3. Litteraturdata for utskillelse av kadmium fra blåskjell. Ca. prosent av utgangskonsen trasjon etter angitt antall måneder. Ikke vekstkorrigererte data med mindre det er spesielt anmerket (se noter).

Table 3. Literature data for depuration of cadmium from *Mytilus edulis*, percentage of start concentrations, not corrected for growth (except ⁶ and ⁷).

Art:	Måneder (months)						Ref.:	Noter:
	1	2	3	4	6	12		
<i>Mytilus edulis</i>	>50	-	-	-	-	-	Scholz, 1980	1)
" "	-	≈40	-	≈50	-	≈25	Julshamn, 1981a	2)
" "	>85	-	-	-	-	-	Köhler & Riisgård, 1982	3)
" "	>100	-	-	-	-	-	Ritz <i>et al.</i> , 1982	4)
" "	≈100	>100	-	>90	≈100	-	Roesijadi <i>et al.</i> , 1984	5)
" "	-	≈60/70	-	-	-	-	Riisgård <i>et al.</i> , 1987	6)
" "	-	-	≈100	-	-	-	Chou og Uthe, 1991	7)

- 1) Lab.forsøk med 5-6 cm store skjell. Utgangskonsentrasjon ca. 45 og 15 x "høyt bakgrunnsnivå". Bare fulgt utskillelse i 18 dager. Beregnet halveringstid til 14/29 dager ved hhv. høyest og laveste utgangskonsentrasjon.
- 2) Feltforsøk. Gjennomsnittlig størrelse 4 - 5 cm ved utsettelse. Opptak i 480 dager, utskillelse på referanselok. i 360 dager. Utgangskonsentrasjon 8 - 10 x "høyt bakgrunnsnivå". Ca. % gjenværende angitt her etter avlesning av forfatterens figur 6. Ved slutten ca. 2 x konsentrasjon på referanselokalitet. Noe ulik utskillelshastighet i forskjellige organer, langsamst i gjeller og lukkemuskel.
- 3) Lab.forsøk. 4.5 - 6 cm store skjell eksponert i 84 dager og utskillelse fulgt i 42 dager. Målt opptak/ utskillelse i ulike vev/organer. Ingen angivelser for totale bløtdeler (anslått her). Fant ingen utskillelse fra kappe eller muskel.
- 4) *Mytilus edulis planulatus*. Lab.forsøk. 4 - 5 cm store skjell. Fant ingen utskillelse over 40 dager, derimot konsentrasjonsøkning. (Avtagende tørrvekt pga. sult?).
- 5) Feltforsøk. Startkons. ca. 3 x "høyt bakgrunnsnivå", men bare 20% høyere enn lokal bestand på antatt rentvannslokalitet og ingen utskillelse.
- 6) Lab.forsøk. 2.2 - 2.9 cm skjell overført til rent vann etter å ha oppnådd konsentrasjoner på 618/436 mg/kg tørrvekt etter 35/17 dager i hhv. 100/200 µg Cd/l. Tallene i tabell 2 er rest kroppsbelastning etter 58 dager. (Konsentrasjonen avtok lite eller intet. Minsket kroppsbelastning skyldtes redusert gjennomsnittlig biomasse over utskillellesperioden).
- 7) Ca. 5 cm skjell overført fra noe forurenset lokalitet (utgangskons. 6 - 7 x "høyt bakgrunnsnivå" til filtrert sjøvann med lavt Cd-innhold (30 ng/l). Ingen nedgang i kroppsbelastning, men økt konsentrasjon pga. redusert biomasse (virkning av sult?).

Som forklaring på den langsomme utskillelsen hevder Viarengo *et al.* (1985, 1987, også ut fra andre observasjoner) at kadmium ikke utskilles på samme effektive måte fra fordøyelseskjertelen som f.eks. observert for kobber i samme organ eller for kadmium i nyrer. Kadmium i fordøyelseskjertelen hos *Mytilus galloprovincialis* (og sannsynligvis *Mytilus edulis*) skulle således representere et langsomt omsettelig lager.

I motsetning til dette observerte Everaarts (1990) initielt hurtig utskillelse fra både fordøyelseskjertel (hepatopaneas), nyrer og gjeller hos *Mytilus edulis* (noe langsommere i lukkemuskel og fot, langsamst i kappe). Imidlertid flatet utskillelseskurvene for de førstnevnte organene raskt ut mot forsøkslutt ved dag 17.

I tilknytning til fordøyelseskjertelens mulige rolle som langtidslager for kadmium hos blåskjell, kan man merke seg at i henhold til Julshamn (1981a) representerer "fordøyelsessystemet" 33 - 60% av bløtdelens samlede kadmiuminnhold.

Hovedkonklusjonen fra både egne og andres forsøk er at blåskjell forurenset med kadmium synes å beholde en betydelig del av dette metallet i lang tid. dvs. mer enn et år. Hvor stor andel dette dreier seg om i forhold til lageret i langtidseksponerte skjell, er det foreløpig spinkelt grunnlag for å anslå. Til dette trengs langtidseksperimenter der man følger skjellenes vekst samtidig med utskillelsen.

Av utskillelsesstudier med andre arter kan nevnes:

- Zaroogian (1979) fant i laboratoriet en halvering av kroppsbelastningen på 4 måneder hos østersarten *Crassostrea virginica* (ingen minskning i konsentrasjon, men halvering av tørrvektsbiomasse i løpet av forsøksperioden).
- Okazaki og Panietz (1981). I samme art som nevnt ovenfor og *C. gigas* ble det ved transplantasjon av sterkt forurensede voksne skjell beregnet midlere (ikke vekst-korrigerte) halveringstider for fire vevstyper på hhv. ca. 85 og ca. 40 dager. Det dreier seg om **initielle** halveringstider, idet samlet utskillelsesperiode bare var 56 døgn. At *C. gigas* viste raskere utskillelse enn *C. virginica* kan skyldes kombinasjonen av større nivåforskjell mellom de to lokalitetene (forurenset/uberørt) for *C. gigas*, dessuten dennes mindre størrelse (større forhold overflate : volum). Middelstørrelsen av *C. gigas* var ca. 1 g tørrvekt mot ca. 3.2 g i *C. virginica*-eksemplarene).
- Julshamn (1981a) registrerte noe langsommere utskillelse hos østers (*Ostrea edulis*) enn hos blåskjell (testet parallelt i ovennevnte transplantasjonsforsøk).
- Denton og Burdon-Jones (1981) beregnet halveringstid i *Sacchoostrea echinata* til > 30 - 85 dager ved ulike kombinasjoner av saltholdighet og temperatur etter 30 dagers akkumulering (10 µg/l) og 30 dagers påfølgende utskillelse. Imidlertid lot halveringstiden seg bare beregne for den ene av de fire kombinasjonene.
- Langston og Zhou (1987) studerte utskillelsen hos *Macoma balthica* over 67 dager etter en akkumuleringsperiode der konsentrasjonen økte 10 ganger fra start. I rent vann sank konsentrasjonen (ikke vekst-korrigert) til nærmere halvparten på 51 dager, men flatet så ut (steg svakt) til forsøkslutt. Motsatt hva som ellers er vanlig hos bløtdyr ble ikke kadmium registrert i metallothionein-fraksjonen.
- Salanki og V.-Balogh (1985) konstaterte langsommere utskillelse av kadmium enn kvikksølv i ulike organer av ferskvannsarten *Anodonta cygnea* (voksne eksem-

plarer, i gjennomsnitt 11.9 cm). Etter 1 måned var gjenværende konsentrasjon i kappe, gjeller, muskel, innvoller og nyre hhv. ca. 35/30/50/80/100% av startnivået. Utskillelsesperioden var ikke lang nok til å nå nivået før akkumulering, men utflatingstendens syntes tydelig i muskel og innvoller (foruten nyrene).

- Holwerda *et al.* (1988) observerte i laboratorieforsøk utskillelsen fra en annen *Anodonta*-art (middelvekt ved start av opp-taksstudier ca. 0.5 g tørrvekt). Fra 28 mg Cd/kg tørrvekt ved utskillelsesfasens begynnelse sank konsentrasjonen i samlede bløtdeler til ca. 70% av dette etter 1 måned (lest av figur) og vel 30% etter 2 måneder. Deretter ble det en utflating (men fortsatt svakt synkende tendens) inntil forsøkets avslutning etter 5 måneder. Sluttnivået lå ca. 5 ganger høyere enn skjellenes konsentrasjon på deres naturlige voksested. Målt som **kroppsbelastning** var utskillelsen adskillig større, idet skjellenes midlere tørrvektinnhold sank betydelig under oppholdet i laboratoriet. I likhet med observasjonene til Salanki og V.-Balogh (1985) var det også i denne *Anodonta*-arten tilsynelatende ingen konsentrasjonsminskning i nyre (men ikke vektkorrigert) og bare svakt avtagende nivå i fordøyelseskjertelen. Holwerda *et al.* hevder at det synes å være tre lagringsformer for kadmium i *Anodonta anatina*, med ulike omsetningshastigheter.

Samlet tyder også observasjonene fra andre arter på at en fraksjon av kadmium i forurensede muslinger er sterkt bundet og har liten omsetningshastighet (relativt lang utskillelses-tid).

3.2.3 Bly

Simpson (1979) transplanterte 5 - 6 cm store blåskjell fra et sterkt forurenset estuar (25 - 30 x "høyt bakgrunnsnivå" for bly) til et mindre belastet, men likevel påvirket område (ca. 3 x "høy bakgrunn"). Utskillelsen av bly i skjell fra den forurensede bestanden ble også fulgt i rent sjøvann i laboratoriet. Etter flytting til det mindre belastede estuaret avtok **kroppsbelastningen** (samlet blyinnhold i bløtdeler av et gjennomsnittsskjell) med 40% i løpet av 3 uker, men holdt seg siden stabil resten av forsøks-

tiden (snaut 3 måneder). Konsentrasjonen minsket derimot hele utskillelsesperioden fordi midlere tørrvektinnhold økte etter utsettelse og derved virket fortynnende. (Utsettelsen fant sted straks etter gytning og varte gjennom sommerens vekstperiode). Ved avslutning var kroppsbelastning og konsentrasjon fremdeles hhv. vel det dobbelte og nærmere 3 ganger høyere enn i den stede bestanden. I sjøvannstanken med rent vann sank kroppsbelastningen til ca. 25% av det opprinnelige i forurensete skjell, men da delvis også forårsaket av en samtidig biomasse-reduksjon. Sluttkonsentrasjonen i tankutskillelseeksperimentet var fremdeles ca. 10 x "høyt bakgrunnsnivå". M.a.o. var langt fra alt bly utskilt etter 3 måneder; samsvarende med våre observasjoner.

Hos blåskjell som etter en 480 dagers akkumuleringsperiode hadde overkonsentrasjon av bly i sum bløtdeler på i hvert fall 10 - 15 ganger, observerte Julshamn (1981a) initielt hurtig minskning i nivået etter overflytting til en rentvannslokalitet. Etter 2 måneder var reduksjonen på ca. 70% (ikke vekstkorrigert). I de gjenværende 10 måneder av utskillelsesmålingene ble det noen svingende nivåer, men alt i alt en fortsatt minskning (figur 6 i Julshamn, 1981a). Sluttnivået lå på ca. det dobbelte av det man antar som **høyt** diffust bakgrunnsnivå i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen *et al.*, 1993; se også Knutzen og Green, 1995). En del av konsentrasjonsminskningen kan skyldes vekstfortynning. På den annen side kan eventuelt vekttap pga. sult ha hatt motsatt virkning. Under alle omstendigheter synes bly-utskillelsen i dette tilfellet å ha vært noe mer effektiv enn under vårt forsøk (figur 4).

I motsetning til de hittil refererte resultater registrerte Regoli og Orlando (1994) bare meget langsom (og ikke signifikant) reduksjon av blynivået i 5 - 6 cm store *Mytilus galloprovincialis*. Fem måneder etter transplantasjon av sterkt forurensete skjell fra et naturlig voksested til rent vann i laboratoriet, var ikke konsentrasjonen sunket mer enn 15%. Midlere biomasse ved start og slutt ble ikke observert. Noe av årsaken kunne således være vekttap i næringsfattige omgivelser. Imidlertid økte ikke konsentrasjonen i et kontrollforsøk med skjell fra en referanselokalitet. Forfatterne trekker

dermed en konklusjon om et langtidslager for bly i denne meget nære slektingen av blåskjell.

Chou og Uthe (1991) fikk ingen reduksjon i konsentrasjonen, men halvering av kroppsbelastningen, etter å ha holdt moderat forurensete ca. 5 cm blåskjell (fra en naturlig lokalitet) i rent vann over 3 måneder og uten førtilsetning.

I korttids laboratorieforsøk med små blåskjell (ca. 2 cm, ca. 30 mg tørrvekt) observerte Schulz-Baldes (1974) begrenset reduksjon i blyinnholdet ved 35 dagers utskillelse (25 - 40% lavere konsentrasjon enn delvis ekstremt høye startnivåer på opp til mer enn 1000 ganger naturlig innhold). Med så små muslinger ville det ved vanlig næringstilgang ha vært et bidrag til konsentrasjonsminskningen fra vekstfortynning. Imidlertid var reduksjonen målt som kroppsbelastning av samme relative størrelse ved et tilsvarende forsøk med ca. 5 cm store eksemplarer.

Alt i alt viser de ovennevnte utskillelseeksperimentene at også bly i betydelig grad kan bibeholdes i blåskjellene i lengre tid, etter en i begynnelsen rask reduksjon når belastningen fjernes.

Relevante studier med bly-eliminering hos andre musling-slekter synes fåtallige. Denton og Burdon-Jones (1981) observerte ca. 50% redusert konsentrasjon på omkring 1 måned i korttids laboratorie-eksperimentene med østersarten *Sacchostrea echinata*, dvs. noe hurtigere utskillelse enn av kvikksølv i samme art og muligens raskere enn kadmium ble redusert.

Av større interesse er de transplantasjonsforsøkene Julshamn (1981a) gjorde med norsk østers (*Ostrea edulis*) parallelt med ovennevnte blåskjellstudier. I likhet med blåskjell viste østers relativt hurtig utskillelse de første 2 månedene (ca. halvering av konsentrasjonen). Deretter sank nivået langsommere, men hadde for alle de undersøkte organer (gjeller, muskel, kappe, fordøyelsessystem) praktisk talt nådd utgangskonsentrasjonen etter ett år (ikke vektkorrigert).

3.2.4 Sink

For sink i blåskjell synes utskillelsen bare testet ved relativt moderate overkonsentrasjoner jevnført med et antatt høyt bakgrunnsnivå på 200 mg/kg tørrvekt (2 - 3 x, kfr. Simpson, 1979 og Roesijadi *et al.*, 1984).

Ved sine transplantasjonsforsøk fra et belastet til et mindre belastet område i England, fikk Simpson (1979) en minskning i konsentrasjonen fra 500 mg/kg tørrvekt til 240 mg/kg (\approx 50% ned) etter snau 2 måneder og videre til 180 mg/kg (ca. 35%) etter nærmere 3 måneder. Dette er noe langsommere enn ved våre forsøk (figur 5), men mulig forskjellig innvirkning av vektendring gjør sammenlignbarheten usikker. Målt som **kroppbelastning** (sum bløtdeler) fikk Simpson en reduksjon på bare ca. 30% i løpet av de tre månedene, og enda mindre ved overføring av de forurensede skjellene til rentvannsomgivelser i laboratoriet. En sluttkonsentrasjon etter 3 måneder på 2 x nivået i de stedegne skjellene fra det ubelastede voksestedet kan tyde på at de forurensede eksemplarene hadde i behold en betydelig del av sitt sinkoverskudd etter 3 måneders dekontaminering (sammenlign figur 5, der man ser det samme forholdet).

Ved tilsvarende transplantasjons-eksperimenter med 430/67 mg Zn/kg tørrvekt i de lokale bestandene på hhv. forurenset og ikke belastet lokalitet, observerte Roesijadi *et al.* (1984) tilsynelatende langsommere eliminering (ikke vektkorrigert). På nær 6 måneder sank ikke konsentrasjonen med mer enn ca. 30%, og nådde dermed langt fra det lave nivået i de stedegne skjellene.

Konklusjonen fra egne forsøk og observasjonene til Simpson (1979) og Roesijadi *et al.* (1984) er at også for sink synes det å være et langtidslager i overbelastede skjell. Julshamns (1981a) registreringer i transplanterte blåskjell synes å bekrefte dette (normalisering fra moderate overkonsentrasjoner på ca. 2 x først etter ett år i ubelastede omgivelser).

Fra transplantasjonsforsøk med *Mytilus californianus* forurenset med radioaktivt sink fra kjernekraftverk fikk Young og Folsom (1967) resultater som tydet på at praktisk talt all sink var omsatt (byttet ut) i løpet av et år. Som nevnt behøver imidlertid ikke dette være

tilfellet ved betydelig biokjemisk overbelastning med elementet (mulig mobilisering av andre lagringsmekanismer og/eller utskillelsesmekanismer enn normalt).

Hos *Mytilus smaragdium* (størrelse ikke angitt) observerte Han *et al.* (1993) i løpet av 17 dager ca. 40% reduksjon fra en moderat sinkkonsentrasjon på vel 100 mg/kg tørrvekt, etter overføring fra en noe påvirket lokalitet til rent vann.

Forsøkene til Dahlgard (1986) med radioaktivt sink i blåskjell indikerte at omsetningshastigheten for sink økte med fødetilgangen, mens temperaturen syntes å ha mindre betydning.

Ved transplantasjon av sterkt sinkbelastede *Crassostrea gigas* og *C. virginica* til rentvannslokalitet, beregnet Okazaki og Panietz (1981) halveringstider for samlede bløtdeler (etter Renfro, 1973, ikke vekstkorrigert) på hhv. vel 1 og 6 måneder. Siden dekontamineringen ble fulgt mindre enn 2 måneder, er det siste tallet usikkert. Halveringstidene varierte for ulike organer: 23 - 56 dager og lengst i gjeller hos *C. gigas*; 102 - 272 dager og kortest i gjeller hos *C. virginica*. Vedrørende mulige årsaker til den store forskjellen i midlere halveringstid mellom artene, henvises til omtalen av det tilsvarende for kadmium.

Ved sine utskillelsesstudier med små (1 mnd. gamle) *C. gigas* observerte Han *et al.*, (1993) så korte halveringstider som 5 - 10 dager (ikke vekstkorrigert). Den høyeste utgangskonsentrasjonen etter forutgående opptak på to forurensede lokaliteter ble redusert med 85% i løpet av 1 måned i rent sjøvann. Selv om skjellene ikke ble føret under utskillelsen i laboratoriet, kan en betydelig del av dette skyldes fortykning ved vektøkning hos så små eksemplarer.

I en ferskvannsart (*Corbicula* sp), studert av Belanger *et al.* (1986) ved akkumulerings- og elimineringsforsøk i utendørs feltlaboratorium, fikk man noe varierende resultater, men i hovedsaken rask utskillelse. Fra delvis høye akkumuleringsnivåer (opp til 2000 mg/kg tørrvekt) ble kontrollnivået på ca. 200 mg/kg nådd i løpet av 0.5 - 1 måned.

3.2.5 Kobber

I likhet med det som fremgår av figur 6 har også andre kunnet konstatere rask eliminering av overkonsentrasjoner med kobber i blåskjell.

Således observerte Roesijadi *et al.* (1984, transplantasjonsforsøk) halvering av en konsentrasjon på 34 mg/kg tørrvekt (3 - 4 x "høyt bakgrunnsnivå") 2 uker etter overføring til en rentvannslokalitet. Etter knappe 4 måneder lå konsentrasjonen (ikke vekstkorrigert) ned mot nivået i de stedegne skjellene på rentvannslokaliteten. Reduksjonen i kobberinnholdet var hurtigere enn for kvikksølv og sink. Videre refererer Davenport og Redpath (1984) en undersøkelse som viste meget hurtig utskillelse i laboratorieforsøk (fra ca. 25 til ca. 10 mg/kg tørrvekt på ett døgn), og Viarengo *et al.* (1985) halveringstid på 9 - 10 dager i gjeller/fordøyelseskjertel i et utskillelses-eksperiment i laboratoriet som strakte seg over 24 dager.

Tilsvarende observerte Han *et al.* (1993) i *Mytilus smaragdium* fra en sterkt forurenset lokalitet en 90% reduksjon fra et kobbernivå på 20 mg/kg tørrvekt 17 dager etter overføring til rent vann i laboratoriet. I samme undersøkelse ble det også registrert relativt hurtig dekontaminering av kobber fra små *Crassostrea gigas*: 85/60% på en måneds tid fra to forskjellige, men høye utgangsnivåer (> 2000 og vel 600 mg/kg tørrvekt).

Noe langsommere minskning fra høye startkonsentrasjoner ble funnet av Okazaki og Panietz (1981) hos voksne *Crassostrea gigas* (halvering på vel en måned) og vesentlig langsommere hos *C. gigas*, der (den ikke vektkorrigerte) halveringstiden ble beregnet til

ca. 5 måneder (usikkert tall fordi utskillelses-eksperimentet varte bare 2 måneder).

3.2.6 Andre metaller

Jevnført med kvikksølv, kadmium, sink og kobber er det gjort få studier av andre metaller utskillelse. Nevnes kan felteksperimentet til Roesijadi *et al.* (1984), der også eliminering av sølv fra blåskjell behandles; videre laboratorieforsøkene til Zaroogian og Johnson (1983, 1984). De to sistnevnte omhandler henholdsvis krom og nikkel i blåskjell og *Crassostrea virginica*. For kroms del, der det ved startutskillelse var en overkonsentrasjon på ca. 10 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå", fikk man i blåskjell en reduksjon i kroppsbelastningen på 40% etter ca. 1 måned, men i de påfølgende 5 måneder ingen ytterligere nedgang. Ved forsøkslutt var kroppsbelastningen mer enn det dobbelte av i kontrollskjellene. Et lignende forløp ble observert i *C. virginica*. M.a.o. fikk man de samme indikasjonene på delvis langtidslagring av metaller som (i varierende grad) for kvikksølv, kadmium, bly og sink i blåskjell. Mht. nikkel (Zaroogian og Johnson, 1984) var overbelastningene mer moderate (ca. 2 ganger i blåskjell, ca 3 x i *C. virginica*, og verdiene var tilbake på kontrollgruppens nivå etter 6 måneder. Men også her ga utskillelses-forløpet indikasjoner på to lagre med ulik omsetningshastighet.

I en ferskvannsmusling fra New Zealand observerte Hickey *et al.* (1995) halveringstid for arsen på ca. 2.5 måneder.

4. Akkumuleringsforsøk

Blåskjell fra Oslofjorden ble satt ut i Sørfjorden ved to anledninger. Ved første utsettelse i juni 1993 døde skjellene etter ca. 1 måned. Etter den gjentatte utsettelsen i oktober samme år, levde skjellene til januar 1994. De planlagte observasjonene lot seg bare delvis gjennomføre, og de to hovedformålene ved forsøket - sammenligning av metallnivåene i de transplanterte og stedegne skjell og tiden til samme nivåer - ble ikke oppnådd. Resultatene fra bare 1 og 3 måneders akkumulering har mindre interesse og gjengis bare i rådata-vedlegget (tabell 3).

Årsaken til at skjellene døde er ikke kjent og kan bare være gjenstand for spekulasjoner. De to faktorene som umiddelbart melder seg er imidlertid sterk ferskvannspåvirkning eller/og at metallkonsentrasjonene har vært episodisk høyere enn toleransegrensen til de "importerte" skjellene. Som nevnt i innledningen kan den lokale blåskjellbestanden være tilpasset/tilvennet metallpåkjenninger som består fra lite belastede områder ikke tåler.

Mht. ferskvannspåvirkning falt første utsetting sammen med perioden da saltholdigheten i indre Sørfjorden vanligvis er lavest, dvs. i forbindelse med avrenning fra snøsmelting i omgivende fjell/breer. Dette året ble det registrert overflate-saltholdighet på under 5‰ i juni og under 1‰ i september (Skei, 1994, bare to obs.). Dette er så lavt at det i hvert fall representerer betydelig påkjenning for skjellene, og sammenhengende over flere dager vil det medføre dødelighet.

Målinger (0,5 - 1,5 km syd for utsettingsstedet) av vannets innhold av kvikksølv, kadmium, bly, sink og nikkel i det aktuelle tidsrom (to obs. i hhv. juni og sept., kfr. Skei, 1994) ga ingen verdier som klart skulle indikere økt dødelighet. Imidlertid lå maksimum for sink gjennom året på over 100 µg/l (opp til 70 µg/l i juni - september), og dermed klart over de 60 µg/l som Strømgren (1982) fant at gir 50% reduksjon i skjellenes lengdevekst. Tidligere tester med henblikk på metalleffekter i Sørfjorden antydte at filtrerings-raten ble

halvert ved sinkkonsentrasjon på omkring 50 µg/l (Kirkerud og Knutzen, 1986).

Enda mer utslagsgivende kan forekomsten av kobber ha vært. Dessverre har ikke kobber vært med i analyseprogrammet for vann, men verdien på 144 mg/kg tørrvekt i tang fra Eitrheim i september 1993 (Knutzen *et al.*, 1994) tyder klart på betydelige overkonsentrasjoner (størrelsesordenen 20 - 30 ganger) i den aktuelle perioden da de utplasserte skjellene døde. Bruker man en konsentrasjonsfaktor på 10.000 mellom kobberinnholdet i blæretang på tørrvektsbasis og konsentrasjonen av kobber i vann (varierende i henhold til Bryan *et al.*, (1985) fra < 4.000 til 27.000), fås en kobberkonsentrasjon på ca. 15 (10 - 20) µg/l. 15 - 20 µg/l er et nivå som er funnet å gi 50% dødelighet hos blåskjell ved 1 måneders eksponering (se Manley, 1983 med ref.). Strømgren (1982) fant nivået for 50% redusert lengdevekst så lavt som 3 - 4 µg/l.

Oppsummert betyr dette at den sannsynlige kombinasjonen av saltholdighet under 5‰ og høye konsentrasjoner av sink og kanskje særlig kobber, er tilstrekkelig til å forklare den observerte dødelighet i perioden 24. juni - 28. juli (60 - 80% døde) - 1. september 1993 (100% døde).

Før 1994 er det ved den årlige overvåkingen flere ganger registrert et kobberinnhold i tang fra Eitrheim som impliserer giftige kobberkonsentrasjoner i vann (Knutzen *et al.*, 1995). Det er derfor ikke usannsynlig at særlig kobber, muligens også sinkbelastningen er hovedårsaken til de fluktuerende bestandene og høy dødelighet av blåskjell som er observert i området.

Skjellene som ble satt ut 13. oktober 1993 levde som nevnt i minst 3 måneder (siste innsamling i januar 1994). Oktober 1993 - februar 1994 er det bare få saltholdighetsregistreringer, som alle viser høye verdier (Skei, 1994, 1995). Sinkkonsentrasjonen i indre Sørfjorden var over 100 µg/l i desember 1993 (Skei, 1994) og oppe i 240 µg/l ved Eitrheim i februar året etter (Skei, 1995). Dette er ca. 2/4 ganger høyere

enn ovennevnte konsentrasjoner for halvering av lengdevekst og filtreringsaktivitet. Mance og Yates (1984) refererer en undersøkelse som viste 50% dødelighet hos blåskjell eksponert for 300 µg Zn/l over 9 dager. I dette tilfellet

fremtrer derfor forurensning med sink som en sannsynlig årsak til at de transplanterte skjellene døde ut (som nevnt mangler kobberobservasjoner i vann).

5. Avsluttende kommentarer og videre arbeid

Metallinnholdet i blåskjell fra indre Sørfjorden har i de senere år vist store svingninger, ikke bare fra år til annet, men delvis over få uker (kfr. f.eks. tabell 5 i Knutzen *et al.*, 1994 og tabell 5 i Knutzen *et al.*, 1995). Et annet eksempel er at startkonsentrasjonene av kvikksølv, kadmium og bly i det her refererte utskillelsesforsøk var hhv. 0.54, 18.9 og 169 mg/kg tørrvekt (skjell fra 24. juni 1993), mens skjell innsamlet på samme sted 3 måneder senere hadde konsentrasjoner på hhv. 0.37, 14.7 og 66 mg/kg tørrvekt. Ytterligere 14 dager senere var det hovedsakelig døde skjell igjen på denne stasjonen, formodentlig pga. metallforgiftning. Av overvåkingsrapportene for 1993 og 1994 (Knutzen *et al.*, 1994, 1995) ses videre at for kvikksølv og kadmium er det eksempler på betydelig høyere verdier enn startkonsentrasjonene i forsøket, til dels på stasjoner lenger ut i fjorden enn Eitheim.

Dette gir et usikkert grunnlag for å si noe om utviklingen når tilførslene er kommet under kontroll. De raske svingningene i resipient-skjellenes metallnivå kan imidlertid tyde på noe raskere metallomsetning under de naturlige forholdene i Sørfjorden enn det utskillelses-

forsøkene viser. Muligens kan dette skyldes bedre næringstilgang enn ved Solbergstrand. Dahlgaard (1986) antyder at rikelig med næring kan befordre metallutskillelsen hos skjell, mens resultatene til Borchardt (1982) med kadmium og blåskjell viste bare marginal effekt av økt næringstilgang på utskillelsen. Generelt er forholdet for lite undersøkt. Uansett vil mye næring gi god vekst og dermed vekstfortynning, i motsetning til sult som kan medføre økt konsentrasjon pga. vekttap.

Utskillelseshastigheten kan også influeres av opptakshastigheten, idet hurtig opptak (f.eks. i forbindelse med kortvarig høy belastning) synes å gi hurtigere utskillelse enn etter kronisk belastning på et mer moderat nivå (da mer varige lagringsmekanismer mobiliseres, kfr. Roesijadi og Robinson, 1994).

Det foretatte forsøk varte for kort til at konsentrasjonen av kvikksølv, kadmium og bly nådde "bakgrunnsnivå". Et gjentatt utskillelseseksperiment med varighet 1.5 - 2 år, og samtidig vektregistreringer (måling av vekst), vil gi et sikrere grunnlag for å kunne forutsi utviklingen i Sørfjorden etter metallavlastning.

6. Referanser

- Belanger, S.E., J.L. Farris, D.S. Cherry og J. Cairns Jr., 1986. Growth of Asiatic clams (*Corbicula* sp.) during and after long-term zinc exposure in field-located and laboratory artificial streams. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 15: 427-434.
- Bjerkeng, B. og L. Kirkerud, 1994. Eutrofi-modell for indre Oslofjord. En modell for omsetning av organisk stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. NIVA-rapport nr. 3117, 78 s.
- Borchardt, T. 1982. Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 76: 67-76.
- Bryan, G.W., W.J. Langston, L.G. Hummerstone og G.R. Burt, 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. Marine Biological Association of the United Kingdom. Occasional Publ. No. 4. Mars 1985, 92 s.
- Chou, C.L. og J.F. Uhte, 1991. Effect of starvation on trace metal levels in blue mussels (*Mytilus edulis*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46: 473-478.
- Cunningham, P.A. og M.R. Tripp, 1975. Factors affecting the accumulation and removal of mercury from tissues of the American oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol. 31: 311-319.
- Dahlgard, H., 1986. Effects of season and temperature on long-term *in situ* loss rates of Pu, Am, Np, Eu, Ce, Ag, Tc, Zn, Co and Mn in a Baltic *Mytilus edulis* population. Mar. Ecol. Progr. Ser. 33: 157-165.
- Davenport, J. og K.J. Redpath, 1984. Copper and the mussel *Mytilus edulis* L. S. 176-189 i L. Bolis, J. Zadunaisky og R. Gilles (red.): Toxins, drugs and pollutants in marine animals. Springer-Verlag, Berlin, etc.
- Denton, C.R.W. og C. Burdon-Jones, 1981. Influence of temperature and salinity on the uptake, distribution and depuration of mercury, cadmium and lead by the black-lip oyster *Saccostrea echinata*. Mar. Biol. 64: 317-326.
- Everaarts, J.L., 1990. Uptake and release of cadmium in various organs of the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 45: 560-567.
- Fowler, S.W., M. Heyraud og J. La Rosa, 1978. Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamics in mussels and shrimp. Mar. Biol. 46: 267-276.
- Han, B.-C., W.-L. Jeng, Y.-N. Tsai og M.-S. Jeng, 1993. Depuration of copper and zinc by green oysters and blue mussels of Taiwan. Environ. Pollut. 82: 93-97.
- Hickey, C.W., D.S. Roper og S.J. Buckland, 1995. Metal concentrations of resident and transplanted freshwater mussels *Hyridella menziesi* (Unionacea: Hyriidae) and sediments in the Waikato River, New Zealand. Sci. Total. Environ. 175: 163-177.
- Holwerda, D.A., J. Hemelraad, P.R. Veenhof og O.D.I. Zander, 1988. Cadmium accumulation and depuration in *Anodonta anatina* exposed to cadmium chloride or cadmium-EDTA complex. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40: 373-380.
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oyster (*Ostrea edulis*) and common mussel (*Mytilus edulis*) by transfer between waters of highly different heavy metal load. Fisk. Dir. Skr. Ser. Ernæring 5: 247-265.
- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. IV. The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (*Ostrea edulis*),

- common mussel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted waters. Fisk. Dir. Skr. Ernæring 1(5): 215-234.
- Kirkerud, L. og J. Knutzen, 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984 - 1985. Delrapport 2. Metaller i tang. Toksitetester. Rapport 226/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 1867, 56 s.
- Knutzen, J. og N. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo - Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990 - 1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport nr. 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1991. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Rapport 467/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 2634, 63 s.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. SFT-rapport TA 923/1993, 20 s.
- Knutzen, J., N. Green og E. Brevik, 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1993. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 581/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3160, 36 s.
- Knutzen, J., N.W. Green og E.M. Brevik, 1995. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1994. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. Rapport 631/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3371, 35 s.
- Köhler, K. og H.U. Riisgård, 1982. Formation of metallothionein in relation to accumulation of cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 66: 53-58.
- Lakshmanan, P.T. og P.N.K. Nambisan, 1989. Bioaccumulation and depuration of some trace metals in the mussel *Perna viridis* (Linnaeus). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43: 131-138.
- Langston, W.J. og M. Zhou, 1987. Cadmium accumulation, distribution and elimination in the bivalve *Macoma balthica*: Neither metallothionein nor metallotheionein-like proteins are involved. Mar. Environ. Res. 21: 225-237.
- Mance, G. og J. Yates, 1984. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Zinc. Technical Report TR 209 fra WRC (Water Research Centre, UK), 42 s.
- Manley, A.R., 1983. The effects of copper on the behaviour, respiration, filtration and ventilation activity of *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Assoc. UK 63: 205-222.
- Mason, J.W., J.H. Cho og A.C. Anderson, 1976. Uptake and loss of inorganic mercury in the Eastern oyster *Crassostrea virginica*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 4: 361-376.
- Mulvey, M. og S.A. Diamond, 1991. Genetic factors and tolerance acquisition in populations exposed to metals and metalloids. S. 301-321 i M.C. Newman og A.W. McIntosh (red.): Metal Ecotoxicology. Concepts and applications. Lewis Publ. Chelsea Michigan.
- Okazaki, R.K. og M.H. Panietz, 1981. Depuration of twelve trace metals in tissues of the oysters *Crassostrea gigas* og *C. virginica*. Mar. Biol. 63: 113-120.
- Palmer, S.J., B.J. Presley, R.J. Taylor og E.N. Powell, 1993. Field studies using the oyster *Crassostrea virginica* to determine mercury accumulation and depuration rates. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51: 464-470.
- Regoli, F. og E. Orlando, 1994. Accumulation and subcellular distribution of metals (Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) in the Mediterranean mussel

- Mytilus galloprovincialis* during a field transplant experiment. Mar. Poll. Bull. 28: 592-600.
- Renfro, W.C., 1973. Transfer of ^{65}Zn from sediment by marine polychaete worms. Mar. Biol. 21: 305-316.
- Riisgård, H.U., E. Bjørnstad og E. Møhlenberg, 1987. Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: Kinetics and importance of uptake via food and sea water. Mar. Biol. 96: 349-353.
- Ritz, D.A., R. Swain og N.G. Elliott, 1982. Use of the mussel *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metals in seawater. Ans. J. Mar. Freshw. Res. 33: 491-506.
- Roesijadi, G. og W.E. Robinson, 1994. Metal regulation in aquatic animals: Mechanisms of uptake, accumulation and release. S. 387-420 i O.C. Malins og G.K. Ostrander (red.): Aquatic Toxicology. Molecular, biochemical and cellular perspectives. Lewis Publ. Boca Raton, etc.
- Roesijadi, G., J.S. Young, A.S. Drum og J.M. Gurtisen, 1984. Behaviour of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. Mar. Ecol. Progr. Ser. 18: 155-170.
- Salanki, J. og K.V.-Balogh, 1985. Uptake and release of mercury and cadmium in various organs of mussels (*Anodonta cygnea* L.). Symp. Biol. Hungarica 29: 325-343.
- Scholz, N., 1980. Accumulation, loss and molecular distribution of cadmium in *Mytilus edulis*. Helgoländer Meeresunters. 33: 68-78.
- Schulz-Baldes, M., 1974. Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 25: 177-193.
- Simpson, R.D., 1979. Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationships with body weight and reproductive cycle. Mar. Pollut. Bull. 10: 74-78.
- Skei, J., 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1993. Delrapport 1. Vannkjemi. Rapport 564/94 innen Statlig program for forurensnings-overvåking. NIVA-rapport nr. 3068, 28 s.
- Skei, J., 1995. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1994. Delrapport 1. Vannkjemi. Rapport 607/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3263, 28 s.
- Strømgren, T., 1982. Effects of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 72: 69-72.
- Thome, P. og M. Walday, 1987. Effekter av lavkonsentrert kronisk dieselolje-eksponering på populasjoner av *Mytilus edulis*. Hovedfagsoppgave i marin zoologi ved Universitetet i Oslo, høsten 1987. Upubl. manuskript, 101 s. + appendiks.
- Viarengo, A., S. Palmero, G. Zannichi, R. Capelli, R. Vassiere og M. Orunesu, 1985. Role of metallothionein in Cu and Cd accumulation and elimination in the gill and digestive gland cells of *Mytilus galloprovincialis* Lam. Mar. Environ. Res. 16: 23-36.
- Viarengo, A., M.N. Moore, G. Mancinelli, A. Mazzucotelli og S.V. Farrar, 1987. Metallothioneins and lysosomes in metal toxicity and accumulation in marine mussels: the effect of cadmium in the presence and absence of phenanthrene. Mar. Biol. 94: 251-257.
- Young, D.R. og T.R. Folsom, 1967. Loss of Zn^{65} from the California sea-mussel *Mytilus californianus*. Biol. Bull. (Mar. Biol. Lab. Woods Hole), 133: 438-447.
- Zarogian, G.E., 1979. Studies on the depuration of cadmium and copper by the American oyster *Crassostrea virginica*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 117-122.

- Zarogian, G.E. og M. Johnson, 1983. Chromium uptake and loss in the bivalves *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 12: 167-173.
- Zarogian, G.E. og M. Johnson, 1984. Nickel uptake and loss in the bivalves *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 411-418.

7. Vedlegg

Tabell 4. Skjellstørrelse målt på skjell innsamlet til analyse. **A:** Blåskjell fra Sørfjorden utplassert i Oslofjorden. **B:** Blåskjell fra Oslofjorden utplassert i Sørfjorden, første transplantasjonsserie (23/6/93). **C:** Blåskjell fra Oslofjorden utplassert i Sørfjorden, andre transplantasjonsserie (13/10/93).

Table 4. Number of mussels in size classes (valvae length) collected for analysis. A: Mussels from inner Sørfjorden transplanted to Oslofjorden. B and C: Mussels from Oslofjorden transplanted to inner Sørfjorden 93.06.23 and 93.10.13.

Prøvedato:	24/06/ 1993	02/08/ 1993	26/08/ 1993	28/09/ 1993	10/02/ 1994	23/06/ 1993	28/07/ 1993	15/11/ 1993	14/12/ 1993	13/01/ 1994
mm	A0	A1	A2	A3	A4	B0	B1	C1	C2	C3
39			1							
40								1	3	
41			1					1	4	2
42		1				4		5	6	5
43		1	1	1	2	1		7	6	6
44			2	1		1		4	10	2
45		1	1		2	4	1	6	3	1
46	4	3	2		3	3	1	5	2	7
47	3	1	2	2	2	2	1	6	3	9
48	5	1	2	1	2	6	2	5	4	3
49	3	2	2		3	6		2	2	2
50	6		4	1	3	7		6	3	3
51	4	1	2	1	3	4		2		4
52	2			1	1	2	1		2	5
53	4			4	2	5			1	
54	3	1			3	1			1	1
55	1	2			1	1				
56		2	2	2	4	1	1			
57	4		2			1				
58	1	1		3	5	1				
59	3	1		1						
60	1	1		1	1					
61	3		1	1						
62							1			
63	1									
64	1				1					
65	1				1					
66										
67										
68										
69					1					
70										
Antall skjell:	50	19	25	20	40	50	8	50	50	50
Skallvekt, g	136,1	51,3	65,3	68,5	144,6	347,3	65,3	349,0	310,2	364,3
Bløtvekt, g	200,0	59,9	64,0	77,8	193,7	192,9	15,1	198,0	189,4	213,1
Skallvekt/ind.	2,7	2,7	2,6	3,4	3,6	6,9	8,2	7,0	6,2	7,3
Bløtvekt/ind.	4,0	3,2	2,6	3,9	4,8	3,9	1,9	4,0	3,8	4,3

Tabell 5. Rådata fra transplantasjonsforsøkene.

Table 5 Concentrations of metals in blue mussels (*Mytilus edulis*). Serie A: Mussels from inner Sør fjorden transplanted to uncontaminated water at MFS, Oslofjorden, Series B and C: Mussels from MFS, Oslofjorden, transplanted to inner Sør fjorden.

A: Blåskjell fra Sør fjorden utplassert på Solbergstrand

B: Blåskjell fra Solbergstrand utplassert i Sør fjorden

C: Blåskjell fra Solbergstrand utplassert i Sør fjorden, serie II

µg/g våtvekt (wet weight) µg/g										
Serie	Tid	Dager	Dato	Mnd	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	TTS
A0	0	0	24-jun-93	0	2,13	1,67	0,061	19,1	38,3	113
A1	1	38	02-aug-93	1	2,35	1,28	0,069	18	33	144
A2	2	62	26-aug-93	2	2,22	1,02	0,064	16,6	30,2	146
A3	3	94	28-sep-93	3	1,73	1,06	0,056	11,5	28,3	156
A4	6	226	10-feb-94	7	1,31	1,03	0,044	8,75	15,5	161
A5	12	368	02-jul-94	12	1	1,1	0,04	7,3	22,2	174
B0	0	0	23-jun-93	0	0,15	0,84	0,01	0,2	16,7	174
B1	1	35	28-jul-93	1	0,25	3,56	0,014	1,32	40,7	133
C0	0	0	13-okt-93	0						
C1	1	30	13-nov-93	1	0,35	1,42	0,017	0,93	21,9	196
C2	2	60	13-des-93	2	0,54	1,47	0,02	1,68	33,6	184
C3	3	91	14-jan-94	3	0,45	1,53	0,023	2,08	28,7	174

µg/g tørrvekt (dry weight) %										
Serie	Tid	Dager	Dato	Mnd	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	TTS
A0	0	0	24-jun-93	0	18,85	14,78	0,54	169	338,9	11,3
A1	1	38	02-aug-93	1	16,32	8,889	0,479	125	229,2	14,4
A2	2	62	26-aug-93	2	15,21	6,986	0,438	113,7	206,8	14,6
A3	3	94	28-sep-93	3	11,09	6,795	0,359	73,72	181,4	15,6
A4	6	226	10-feb-94	6	8,137	6,398	0,273	54,35	96,27	16,1
A5	12	368	02-jul-94	12	5,747	6,322	0,23	41,95	127,6	17,4
B0	0	0	23-jun-93	0	0,862	4,828	0,057	1,149	95,98	17,4
B1	1	35	28-jul-93	1	1,88	26,77	0,105	9,925	306	13,3
C0	0	0	13-okt-93	0						
C1	1	30	13-nov-93	1	1,786	7,245	0,087	4,745	111,7	19,6
C2	2	60	13-des-93	2	2,935	7,989	0,109	9,13	182,6	18,4
C3	3	91	14-jan-94	3	2,586	8,793	0,132	11,95	164,9	17,4

A0: Metallkonsentrasjon i blåskjell fra st. B2 Sør fjorden, før transplantering

B0: Metallkonsentrasjon i blåskjell fra Solbergstrand, Oslofjorden, før transplantering