

RAPPORT LNR 4566-2002

Integrert kystovervåking

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Integrert kystovervåking	Løpenr. (for bestilling) 4566-2002	Dato 27/8-02
	Prosjektnr. Undernr. O-20143	Sider Pris
Forfatter(e) Berge, J.A., Christie, H., Hylland, K., Jenssen, B.M., Olsvik, P.	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Sverige/S-Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Nordisk Ministerråd (NMD)	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

En integrert kystovervåking må koble kunnskap om økologiske sammenhenger, bioakkumulering av miljøgifter i ulike trofiske nivåer og relevante effekter i de ulike organisme-gruppene i næringsnettet. I denne rapporten oppsummeres eksisterende kunnskap og det gis en bakgrunn for utvikling av et verktøy for integrert kystovervåking. Det har blitt analysert for miljøgifter i hardbunnsfauna fra Færøyene, Island og Norge. Det er generelt lave nivåer av miljøgifter i de utvalgte artene. På Færøyene var det noe forhøyde nivåer av kadmium i stortare, mens det i Nord-Norge var forhøyde verdier av blant annet bly og PCB (blåskjell). De absolutt laveste nivåene ble funnet i organismer innsamlet på Island. To mulige områder for metodeutvikling er utredet spesielt. Disse to områdene, Froan i Norge og den svenske Skagerrak-kysten, har tildels sammenfallende næringsnett, men ulik miljøgift-belastning og skulle derfor være egnet for utvikling av verktøy for integrert kystovervåking. Etter etablering av metodene må verktøyet testes i et større antall områder.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. kystovervåking 2. miljøgifter 3. næringsnett 4. effekter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. coastal monitoring 2. contaminants 3. trophic web 4. effects
---	---



Ketil Hylland
Prosjektleder



Torsten Källqvist
Forskningsleder
ISBN 82-577-4223-6



Jens Skei
Forskningsdirektør

Integrert kystovervåking

Forord

Denne rapport er finansert av Nordisk Ministerråd (NMD) med Harry Zilliacus som kontaktperson. Prosjektets opprinnelige utgangspunkt var å utvikle og utprøve metoder for integrert overvåking av miljøgifter i kystsonen. Ved starten av programmet ble en overordnet målsetning beskrevet i en rapport fra Nordisk Ministerråd. På grunnlag av dette programmet ble det gjennomført undersøkelser på Færøyene, Island og i Norge (1995-1997). Prosjektleder i denne første fasen av prosjektet var Karl Gunnarsson fra Island. Maria Damm og Norman Green hadde ansvaret for delundersøkelsene som ble gjennomført på Færøyene og Island. Undersøkelsene omfattet populasjons-parametre (lengde,vekt), trofiske relasjoner og innhold av miljøgifter (metaller og klororganiske forbindelser) hos ulike arter. Resultatet av disse undersøkelser ble fremlagt og diskutert på en workshop i Reykjavik i mai 1998. Noen samlet rapportering av undersøkelsene er imidlertid ikke gjennomført utover de nasjonaler bidrag (i utkasts form) som ble presentert på møtet i Reykjavik.

Av flere grunner ble ikke de samme arter benyttet i de tre land. Dette var muligens årsaken til at det ikke er gjennomført noen samlet rapportering av undersøkelsene. Arbeidet genererte imidlertid mye data av biologisk og kjemisk karakter som også anses å kunne være nyttig for andre.

I 1999 ble det sendt inn en ny søknad for perioden 2000-2003 til NMR med tanke på en fortsettelse av prosjektet. I denne fase av prosjektet var Ketil Hylland prosjektleder. Denne rapporten oppsummerer tidligere undersøkelser og gir et grunnlag for en eventuell videreføring av prosjektet.

Oslo, 27/08 2002

Ketil Hylland

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Målsetning	8
1.2 Definisjoner og avgrensninger	9
2. Tidligere undersøkelser	10
0.1 Færøyene	10
0.1.1 Utvalgte arter	10
0.1.2 Trofiske sammenhenger	10
0.1.3 Metaller	11
0.1.4 Organiske miljøgifter	11
0.1.5 Bioakkumulering og biomagnifisering	11
0.2 Island (Flatey)	12
0.2.1 Utvalgte arter	12
0.1.2 Trofiske sammenhenger	12
0.1.3 Metaller	13
0.1.4 Organiske miljøgifter	13
0.1.5 Bioakkumulering og biomagnifisering	14
0.2 Norge (Sørøya)	15
0.2.1 Utvalgte arter	15
0.2.2 Trofiske sammenhenger	15
0.2.3 Metaller	15
0.2.4 Organiske miljøgifter og tinnorganiske forbindelser	16
0.2.5 Bioakkumulering og biomagnifisering	16
0.3 Oppsummering av tidligere undersøkelser	17
1. Integriert kystovervåking - potensielle undersøkelsesområder for videreføring av prosjektet	19
1.1 Froan	19
1.1.1 Naturmiljø/økologi/næringsnett	19
1.1.2 Miljøgifter	19
1.2 Den svenske vestkyst	21
1.2.1 Naturmiljø/økologi/næringsnett	21
1.2.2 Miljøgifter	21
1.3 Sammenligning mellom Froan og den svenske vestkysten	23
1.3.1 Naturmiljø og miljøgifter	23
1.3.2 Næringsnett	24
2. Miljøgifter i sjøpattedyr og fugl	26
2.1 Steinkobbe (<i>Phoca vitulina</i>)	26
2.2 Gråsel (<i>Halichoerus grypus</i>)	26
2.3 Toppskarv (<i>Phalacrocorax aristotelis</i>)	26

2.4 Teist (<i>Cephus grylle</i>)	26
2.5 Lomvi (<i>Uria aalge</i>)	26
2.6 Gråmåke (<i>Larus argentatus</i>)	27
2.7 Svartbak (<i>Larus marinus</i>), sildemåke (<i>Larus fuscus</i>), fiskemåke (<i>Larus canus</i>), hettemåke (<i>Larus ridibundus</i>), krykkje (<i>Rissa tridactyla</i>)	27
3. Biologiske effekter av miljøgifter	28
3.1 Generelt	28
3.2 Effekter på cellenivå	29
3.2.1 Vitellogenin	29
3.2.2 Cytokrom P4501A	29
3.2.3 Metallothionein	29
-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D)	29
3.2.5 Acetylkolinesterase (AChE)	30
3.2.6 Stabilitet av intracellulære membraner	30
3.2.7 Biomarkører for celledskade	30
3.2.8 Skader på arvestoff (DNA)	30
3.3 Effekter på individnivå	30
3.3.1 Energiomsättning	30
3.3.2 Histopatologi	31
3.3.3 Imposex og intersex	31
3.3.4 Andre parametre på individnivå	31
3.4 Hvilke arter er mest følsomme?	31
3.5 Skader på populasjon og samfunn	31
3.5.1 Helse - immunforsvar	32
3.5.2 Vekst	32
3.5.3 Reproduksjon	32
4. Kunnskapsbehov	33
4.1 Struktur av næringsnett	33
4.2 Transport av miljøgifter gjennom næringsnett	33
4.3 Effekter	33
4.4 Modeller	33
5. Referanser	34

Sammendrag

En integrert kystovervåking må koble kunnskap om økologiske sammenhenger, bioakkumulering av miljøgifter i ulike trofiske nivåer og relevante effekter i de ulike organisme-gruppene i næringsnettet. I denne rapporten oppsummeres eksisterende kunnskap og det gis en bakgrunn for utvikling av et verktøy for integrert kystovervåking. Det har blitt analysert for miljøgifter i hardbunnsfauna fra Færøyene, Island og Norge. Det er generelt lave nivåer av miljøgifter i de utvalgte artene. På Færøyene var det noe forhøyde nivåer av kadmium i stortare, mens det i Nord-Norge var forhøyde verdier av blant annet bly (stortare) og PCB (blåskjell). De absolutt laveste nivåene ble funnet i organismer innsamlet på Island. To mulige områder for metodeutvikling er utredet spesielt. Disse to områdene, Froan i Norge og de ytre deler av den svenske Skagerrak-kysten, har tildels sammenfallende næringsnett, men ulik miljøgift-belastning (først og fremst klororganiske forbindelser) og skulle derfor være egnet for utvikling av en metode for integrert kystovervåking. Etter etablering av metodene må verktøyet testes i et større antall områder.

Summary

Integrated coastal monitoring will have to link ecological processes, bioaccumulation of contaminants at different trophic levels and relevant effects. The aim of this report is to provide background data for future development of tools for integrated coastal monitoring. Contaminants have been analysed in rocky shore fauna from the Faroe Islands, Iceland and Northern Norway. Compared to other parts of Norway, there were generally low levels of contaminants in the organisms analysed. Some organisms collected on the Faroe Islands had somewhat elevated levels of Cd in kelp, whereas both PCBs and Pb were somewhat elevated in some species from the Norwegian sampling area. The lowest levels were found in material from Iceland. Two potential areas for development of tools for integrated coastal monitoring are considered. The two areas are Froan, Norway, and the Swedish Skagerrak coast. Similar trophic structures can be found in the two areas and contaminant levels are different (at least for organochlorines). The two areas can therefore be used for development of tools for integrated coastal monitoring. Following development of tools, the methods will need to be evaluated in other areas in the Nordic countries.

Title: Integrated coastal monitoring

Year: 2002

Authors: Berge, J.A., Christie, H., Hylland, K., Jenssen, B.M., Olsvik, P.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4223-6

1. Innledning

Nord-Europas kyster blir kontinuerlig forurenset fra utslipp, avrenning, lekkasje og nedfall. De kanskje mest bekymringsfulle problemene knytter seg til persistente miljøgifter som PCB¹, PAH², dioksiner, metaller og hormonforstyrrende stoffer. Selv om det har vært et fokus på dette problemet siden 60-tallet mangler vi fremdeles metoder til å overvåke økologiske effekter av miljøgifter. Det eksisterer metoder til å vurdere endringer i samfunn og andre metoder til å finne effekter på helsen til organismer, men ikke noe rammeverk til å knytte effektene sammen og gi en helhetlig, økosystem-relevant tolkning av resultatene.

Kystøkosystemene i nordiske land har typisk en eller flere evertebrat³-nivåer, knyttet gjennom en eller flere fiske-nivåer til topp-predatorer som sel, hval, sjøfugl eller mennesket. Noen næringsnett/kjeder er kortere, for eksempel fra blåskjell til ærfugl og fra ulike bunnlevende evertebrater til torsk. Det er også viktig å skille pelagiske og bentiske næringsnett og identifisere eventuelle kontakt-punkter mellom disse. Med dagens kunnskap er det trolig enklest å etablere et overvåkingssystem med næringsnett som har en bentisk forankring.

Et integrert overvåkingssystem for kysten vil måtte koble kunnskap om økologiske sammenhenger, bioakkumulering av miljøgifter i ulike trofiske nivåer og relevante effekter i de ulike organisme-gruppene i næringsnettet. For å oppnå dette, må sentrale prosesser og nivåer identifiseres i et fåtall utvalgte områder. Deretter må den etablerte kunnskapen testes i et større antall områder.

I tillegg til en gjennomgang av eksisterende data (fra et tidligere NMD-finansiert prosjekt), omhandler denne rapporten to områder som kan brukes til en slik metodeutvikling. De to områdene er Froan, i Trøndelag, Norge, og den svenske Skagerrak-kysten. Disse to økosystemene inneholder begge både hardbunn og bløtbunn. De har også begge de samme trofiske nivåer og noen av de samme artene. Som det vil framgå, er det imidlertid også en del arter som bare finnes i et av områdene. Froan har en lavere forurensnings-belastning enn den svenske vestkysten, noe som bør gjøre det mulig å skille eventuelle påvirkninger av miljøgifter i næringsnett fra de to områdene.

I denne rapporten har en gjennomført en oppsummering av tidligere undersøkelser med hovedvekt på å gjengi de miljøgift konsentrasjoner som ble observert på Færøyene, Island og Norge i forbindelse med tidligere undersøkelser (1995-1997). Data fra Froan og den svenske vestkysten har så blitt sammenstilt for å evaluere om områdene kan anses som tilstrekkelig ulike med hensyn til miljøgift-belastning og tilstrekkelig like med hensyn på næringsnett til at det er tilrådelig å gjennomføre komparative undersøkelser som kan gi forbedret forståelse av strukturen i bentiske næringsnett og potensialet for trofisk overføring av miljøgifter. Dette underlagsmaterialet var ment å skulle danne grunnlag for et fremtidig prosjekt om utviklingen av verktøy for integrert kystovervåking.

1.1 Målsetning

Denne rapporten må sees på som et kunnskapsgrunnlag for et mulig framtidig prosjekt. Et slikt prosjekt bør ha følgende hovedmål:

- Forbedre forståelsen av strukturen i bentiske næringsnett og potensialet for trofisk overføring av miljøgifter;

¹ polyklorerte bifenyler

² polysykliske aromatiske hydrokarboner

³ virvelløse dyr

- Identifisere følsomme arter/organismegrupper;
- Utvikle et verktøy (metode) for integrert overvåking av kystsonen;
- Teste de utviklede metodene i flere områder i alle aktuelle nordiske land.

1.2 Definisjoner og avgrensninger

Begrepet "integrert" gjelder i denne sammenhengen både metoder og næringsnett. Metodene omfatter både kjemiske målinger og en vurdering av biologiske effekter. Det er imidlertid et fokus på de biologiske delene av økosystemet framfor abiotiske komponenter (vann, sediment). Det er videre en tradisjon for at ulike trofiske nivåer undersøkes separat. Enten undersøkes sjøpattedyr, fugl, fisk eller evertebrater. I dette konseptet skal ulike trofiske nivåer inkluderes slik at en får et bredere grunnlag til å vurdere effekter og eventuell økologisk betydning.

Et viktig spørsmål er om en art eller populasjon har en biologi og næringsvalg som medfører sælig høye konsentrasjoner. Høye nivåer kan forårsakes av eksponering (nærhet til kilder), artsspesifikke mekanismer (fødevalg, lagring, metabolisme, utskillelse) eller plassering i næringskjeden. Miljøgifter kan lagres i høyere konsentrasjoner hos dyr på toppen av næringskjeden enn hos dyr som er lavere i næringskjeden. Konsentrasjonen av et stoff kan på denne måten øke fra et ledd til et annet i en næringskjede eller næringsnett. En slik oppkonsentrering i næringskjeden kalles **biomagnifisering**.

Når det gjelder metaller er det viktig å skille de som er essensielle og de som ikke er det. De fleste metaller er nødvendige i små mengder. Opptak, metabolisme og utskillelse av essensielle metaller er regulert og nivåene er derfor bare forhøyd i områder med høye tilførsler. Essensielle metaller er blant annet Cu, Fe, Zn, Mo, og Mn. De tre mest problematiske ikke-essensielle metallene er Cd, Hg og Pb. Ingen av de organiske miljøgiftene er essensielle, men organismer kan tolerere belastninger opp til en grense for de fleste stoff-gruppene.

2. Tidligere undersøkelser

Undersøkelser ble gjennomført på Færøyene, Island og på Sørøya i Nord Norge i 1995-1997. Områdene ble valgt ut med tanke på at de skulle være relativt lite belastet med forurensninger. Undersøkelsene omfattet alger, evertebrater, fisk og fugl. I undersøkelsene ble det i hovedsak fokusert på analyser av metaller (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) og klororganiske forbindelser (PCB, DDT, DDE, QCB, OCS, HCH). Undersøkelsene på Sørøya var de eneste som inkluderte tinnorganiske forbindelser (MBT, DBT, TBT, TphT). En del av organismene ble også undersøkt med tanke på biologiske egenskaper som lengde, vekt og trofiske relasjoner. Undersøkelsene fra Island var de eneste som inkluderte analyser av stabile isotoper ($\delta^{15}\text{N}$) for å kunne rangere organismer med hensyn til trofisk nivå.

2.1 Færøyene

Innsamling ble foretatt på 2 lokaliteter, Kirkjubøur på den sydlige del av Streymoy og Svináir på Eysturoy i 1996 og 1997.

2.1.1 Utvalgte arter

Det ble valgt ut representanter for flere trofiske nivå, fra primærprodusenter til predatorer (**Tabell 1**). En lyktes imidlertid ikke med innsamling av sneglen *Lacuna* og fisken tangsprell, begge arter som var utvalgt på forhånd.

Tabell 1. Organismer undersøkt på Færøyene

Art (vitenskapelig navn)	Trofisk nivå	Vev analysert
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	Primær produsent	Lamina ved vekstsone
<i>Lacuna divaricata</i>	Beiter	Få individer, ingen analyser
Albueskjell (<i>Patella vulgata</i>)	Beiter på algefilm på fjell/stein	
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Filtrerende	Bløtdeler
Rød kråkebolle (<i>Echinus esculentus</i>)	Beiter	Bløtdeler
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Predator (bunndyr)	Bløtdeler
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>)	Predator (bunndyr, hardbunn)	Fangst var mislykket
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	Predator (bunndyr)	Lever
Teist (<i>Cephus grylle</i>)	Predator (fisk, evertebrater)	Lever
Ærfugl (<i>Somateria mollissima</i>)	Predator (blåskjell)	Lever
Skarv (<i>Phalacrocorax spp.</i>)	Predator (fisk, evertebrater)	Lever

2.1.2 Trofiske sammenhenger

En antar en at det kan være en trofisk sammenheng mellom følgende par av arter:

Stortare - *Lacuna*
 Blåskjell - Korstroll
Lacuna - Teist
 Tangsprell - Teist
 Blåskjell - Ærfugl

Det kan også nevnes at det i magen på opptil 9 % av sandflyndrene ble det funnet individer av sneglen *Lacuna divaricata*.

2.1.3 Metaller

Det var høyest nivåer av kadmium (Cd) i stortare og albuskjell (**Tabell 2**). Årsakene til dette er ukjent, men det er kjent at det er forhøyde nivåer av Cd i noen arter i marine økosystem nær Færøyene. Det var lave nivåer av både kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i de undersøkte artene, med et mulig unntak for Pb i korstroll. Av ukjente årsaker var det svært stor variasjon i kobber (Cu)-innholdet mellom ulike individer av korstroll.

Tabell 2. Konsentrasjoner av metaller i organismer undersøkt på Færøyene. Alle verdier i µg/g våtvekt, unntatt stortare som er i µg/g tørrvekt. Tomme felt betyr at data ikke finnes.

Art (vitenskapelig navn)	%TS	Cu	Cd	Hg	Pb
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	15-28	1,7-4,3	3,4-8,4	<0,02	0,2-1
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	16,7-20	1,5-3,2	0,22-0,32	0,02-0,03	0,09-0,26
Albueskjell (<i>Patella vulgata</i>)	12,4-20,8	1-6,5	2,8-11	<0,02	0,04-0,34
Rød kråkebolle (<i>Echinus esculentus</i>), gonader		0,41; 3,13	0,1; 0,76	<0,02; <0,15	0,02; 0,15
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	25,2-30,6	3,31-54,7	0,36-0,42	0,037	0,28-2,15
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), filet	19,5-21,5			0,02-0,03	
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), lever	32,6-39,1	5,29-8,54	0,7-1,27		<0,15
Teist (<i>Ceppus grylle</i>), lever	29,8-33,1	5,89-14,1	0,69-1,73	0,38-0,97	<0,02-0,21

2.1.4 Organiske miljøgifter

Det var generelt lave nivåer av både polyklorerte bifenyler (PCB) og polysykliskearomatiskehydrokarboner (PAH) i vev fra organismer prøvetatt ved Færøyene (**Tabell 3**). Det var imidlertid overraskende høye konsentrasjoner av PAH i lever fra sandflyndre. Fisk metaboliserer PAH og det er derfor uvanlig å finne mye PAH i fiskelever.

Tabell 3. Konsentrasjon av PCB og PAH i organismer undersøkt på Færøyene.

Art/gruppe (vitenskapelig navn)	% fett	Sum PCB ₇ (µg/kg v.v.)	Sum PAH (µg/kg v.v.)
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)			
Snegl (<i>Lacuna divaricata</i>)			
Albueskjell (<i>Patella vulgata</i>)	0,36-1,38	0-0,17 ¹⁾	0,6-5,7
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	0,1-1,9	0,6-3,3	3,8-22,3
Rød kråkebolle (<i>Echinus esculentus</i>), gonader	2,79; 2,69	0,5; 0,8	3
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	1,61	4,28	
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>)			
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), filet	0,08-0,8		
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), lever	5,56-21,1	13-49	15,9; 18
Teist (<i>Ceppus grylle faroensis</i>), lever	3,4-4,9	17-94,2	
Ærfugl (<i>Somateria mollissima</i>), lever	1,9-3,1	12,2-37,7	
Skarv (<i>Phalacrocorax spp.</i>), lever	4,4-5,7	27,4-120,8	

¹⁾ de fleste kongenere lå under deteksjonsgrensen (0,05 µg/kg v.v.), maksimalt to kongenere lå over deteksjonsgrensen.

2.1.5 Bioakkumulering og biomagnifisering

Resultatene fra Færøyene ga med unntak av relasjonen blåskjell - korstroll (Pb) få holdepunkter for biomagnifisering av metaller (høyere konsentrasjoner av en miljøgift i organismen enn i det den konsumerer) (**Tabell 2**). Konsentrasjonen av PCB lå generelt høyere i lever av fugl enn i evertebrater

For relasjonen blåskjell - korstroll så en imidlertid en antydning til biomagnifisering for bly (**Tabell 2**) og for PCB (**Tabell 3**). I visse områder spiser ærfugl mye blåskjell. Resultatene fra Færøyene viser høyere konsentrasjoner av PCB i lever av ærfugl enn i blåskjell og kan tyde på en viss biomagnifisering.

2.2 Island (Flatey)

Materialet ble innsamlet i littoralen og i den grunne del av sublittoralen ved øya Flatey i bukta Breidifjordur på vestre Island i 1995 og 1997.

2.2.1 Utvalgte arter

Som på Færøyene ble det tatt prøver av stortare, blåskjell, tangsprell og teist (**Tabell 4**). I tillegg ble det gjort analyser av planteplankton. Som beiter på stortare ble det valgt en annen *Lacuna*-art enn den som ble brukt på Færøyene.

Tabell 4. Organismer undersøkt på Island.

Art (vitenskapelig navn)	Trofisk nivå	Vev analysert
Planteplankton	Primær produsent	
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	Primær produsent	
snegl (<i>Lacuna vincta</i>)	Beiter på alger	Bløtdeler+skjell
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>)	Predator	Lever, filet
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Filtrerende	Bløtdeler
Teist (<i>Ceppus grylle</i>)	Predator	lever

2.2.2 Trofiske sammenhenger

I sammenheng med undersøkelsene som ble foretatt på Island antar en muligheten for trofisk sammenheng mellom følgende par av arter:

Planteplankton - Blåskjell

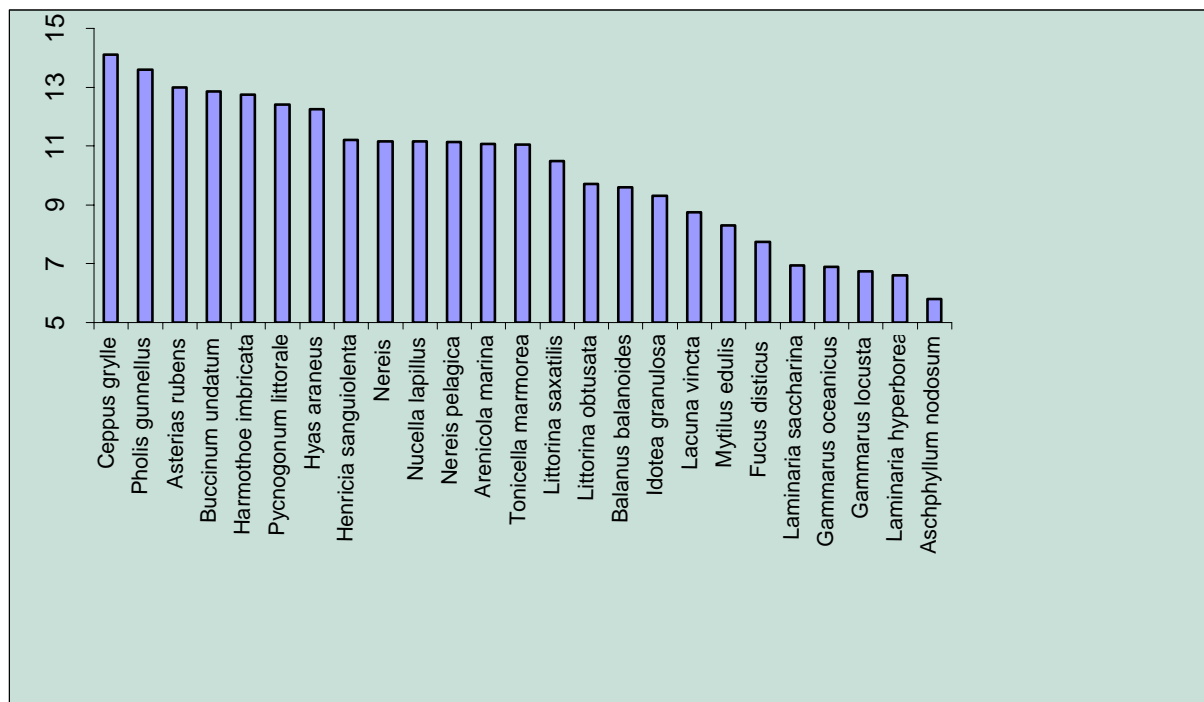
Stortare - *Lacuna*

Tangsprell - Teist

For å kunne rangere ulike organismer med hensyn til trofisk nivå ble det foretatt analyse av stabile isotoper av nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$). En forenklet presentasjon av resultatene ses i Figur 1. Resultatet av isotopanalyser for de arter som det er foretatt miljøgiftanalyser på ses i **Tabell 5**. Av **Tabell 5** ser en at $\delta^{15}\text{N}$ for *Laminaria*<*Lacuna*, *Mytilus*<*Asterias* og *Pholis*<*Ceppus*. Dvs at $\delta^{15}\text{N}$ resultatene ikke er i konflikt med de trofiske relasjoner som ble antatt.

Tabell 5. Resultatet av isotopanalyser på arter som det ble foretatt miljøgiftanalyser på.

Art	Delta ^{15}N
Teist (<i>Ceppus grylle</i>)	14,10
Tangsprell (<i>Pholis gunnellus</i>)	13,60
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	13,00
snegl (<i>Lacuna vincta</i>)	8,75
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	8,30
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	6,60



Figur 1. Resultatet av analyse av stabile isotoper (delta ^{15}N) foretatt på ulike organismer fra undersøkelsene på Island.

2.2.3 Metaller

I materialet som ble innsamlet på Island ble det analysert for det essensielle metallet selen (Se), men ikke for Cu. Det er beskrevet interaksjoner mellom Hg og Se, og det kan derfor være nyttig å ha data for begge. Nivåene av Cd, Hg og Pb var lave i alle prøver (**Tabell 6**).

Tabell 6. Konsentrasjon av metaller (stortare og *Lacuna*: $\mu\text{g/g}$ tørrvekt, øvrige arter $\mu\text{g/g}$ våtvekt) i organismer undersøkt på Island.

Art (vitenskapelig navn)	Se	Cd	Hg	Pb
Planteplankton				
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	<0,1	0,17-0,97	<0,020	0,06-0,27
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	0,2-0,47	0,09-0,14	0,003-0,009	<0,015
<i>Lacuna vincta</i>	0,2-0,36	0,35-0,49	0,005-0,014	0,07-0,48
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>), lever	0,9-1,55	0,35-0,75		
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>), filet	0,25-0,3		0,025-0,057	0,008-0,09
Teist (<i>Ceppus grylle</i>), lever	1,4-2,1	0,42-0,54	0,3-0,9	0,02-0,2

2.2.4 Organiske miljøgifter

Det var lave nivåer av klororganiske miljøgifter i alle prøver, men noe høyere i teist enn i fisk og evertebrater. Det ble ikke analysert for PAH i prøver fra Island.

Tabell 7. Konsentrasjon av PCB i organismer prøvetatt på Island (*Lacuna*: µg/g tørrvekt, øvrige arter µg/g våtvekt).

Art (vitenskapelig navn)	% Fett	CB153+CB138	Sum PCB 7
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	0,26-0,54	0,09-0,25	
<i>Lacuna vincta</i>	1,4-2,2	0,17-0,34	
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>), lever	2,8-5,7		
Tangsprell (<i>Pholis gunnelus</i>), filet	0,48-0,95	0,87-1,2	
Teist (<i>Ceppus grylle</i>), lever	2,8-4,8	10-90	20-135

2.2.5 Bioakkumulering og biomagnifisering

Lever av teist inneholdt klart mer kvikksølv enn både filet av tangsprell, evertebratene og stortare (**Tabell 6**). Antar man at teisten på Island også spiser betydelige mengder *Lacuna* slik som på Færøyene så antydes en viss biomagnifisering av kvikksølv (**Tabell 6**). En trofisk relasjon mellom stortare og *Lacuna* er antydnet, noen klar biomagnifisering av kadmium, kvikksølv og bly kunne imidlertid ikke ses.

Lever av teist inneholdt klart mer PCB enn *Lacuna*, blåskjell og filet av tangsprell. Beregning av konsentrasjonen av PCB (153+138) i teist og tangsprell på fettbasis gir klar høyere konsentrasjoner i teist og indikerer biomagnifisering av PCB.

2.3 Norge (Sørøya)

Innsamling av organismer til analyser ble foretatt i et område ca 2 km øst for Hasvik og i Hasvikfjorden (Løkholmen, Elenheimsundet og Elenheim) i 1996 og 1997.

2.3.1 Utvalgte arter

I Norge ble det tatt prøver av stortare og blåskjell, som også ble prøvetatt både på Færøyene og Island (**Tabell 8**). I tillegg ble det tatt prøver av korstroll og sandflyndre (som på Færøyene). Det ble imidlertid også tatt prøver av arter som ikke ble brukt i de to andre områdene: Drøbak-kråkebolle, purpursnegl, rødspette og lomre (**Tabell 9**).

Tabell 9. Organismer undersøkt på Sørøya

Art (vitenskapelig navn)	Trofisk nivå	Vev analysert
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)	Primær produsent	Lamina
Drøbak-kråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>)	Beiter	Gonader
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	Filtrerer	Bløtdeler
Purpursnegl (<i>Nucella lapillus</i>)	Predator	pyloriske sekker
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	Predator	Bløtdeler
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Predator	Lever, muskel
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	Predator	Lever
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>)	Predator	Lever

2.3.2 Trofiske sammenhenger

En antar at det kan være en sterk trofisk sammenheng mellom følgende par av arter

Stortare - Drøbak-kråkebolle

Blåskjell - Korstroll

Blåskjell - Purpursnegl

2.3.3 Metaller

Som på Island, var det generelt lave nivåer av de ikke-essensielle metallene Cd, Hg og Pb i alle organismer som ble prøvetatt ved Sørøya (Norge) **Tabell 10**. Det var imidlertid noe høyere nivåer av Cd i sammenlignbare prøver enn på Island.

Tabell 10. Konsentrasjon av metaller (stortare: µg/g t.v., øvrige arter µg/g v.v.) i ulike organismer innsamlet på Sørøya i 1996/1997.

Art (vitenskapelig navn)	%TS	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>) t.v	19,7-27,6	2.2-3	-	<0.005-0.25	0,09-0,18	0,18
Drøbak kråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>) v.v	16,1; 18,6	0,17	-	<0,005	0,03	
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) v.v	15,6; 17,4	0,2		0,012; 0,014	0,25; 0,32	
Purpursnegl (<i>Nucella lapillus</i>) v.v	26,1	1,85		0,029	0,14	
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>) v.v	22,6; 24,3	0,43; 0,62	0,027; 0,024		0,24; 0,32	
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>), lever, v.v.	27,7	0,2		0,035	0,04	
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>), filet, v.v.	19,6	<0,01		0,017	0,01	
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), lever		0,26-0,60	3,5-7,3		0,05-0,11	27,2-30,7
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>), lever		1,46	9,9		0,08	51

2.3.4 Organiske miljøgifter og tinnorganiske forbindelser

Prøver fra Sørøya ble analysert for tinnorganiske forbindelser i tillegg til klororganiske, men ikke for PAH.

Det var generelt høyere nivåer av klororganiske forbindelser enn på Færøyene og Island. Spesielt blåskjell og korstroll fra Sørøya hadde høye konsentrasjoner av PCB sammenlignet med de to andre lokalitetene. Årsakene til dette er ikke kjent.

Tabell 11. Innholdet av fett, PCB og tinnorganiske forbindelser i ulike organismer innsamlet på Sørøya i 1996/1997. TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn, TPhT=trifenyltinn,

Art (vitenskapelig navn)	Fett %	Sum PCB ₇ (µg/kg v.v.)	MBT (ng Sn/g v.v.)	DBT (ng Sn/g v.v.)	TBT (ng Sn/g v.v.)	TPhT (ng Sn/g v.v.)
Stortare (<i>Laminaria hyperborea</i>)						
Drøbak kråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>)	3,2; 4,94	1,2; 52,2				
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	1,7; 2,1	8,59; 9,1	2,1; 2,1	1,5; 1,0	1,9; 1,6	1,1; 1,2
Purpursnegl (<i>Nucella lapillus</i>)	1,52	5,03	1,4	1,4	5,3	2,6
Korstroll (<i>Asterias rubens</i>)	6,52; 6,85	50; 50,9	1,9; 2,3	1,0; 1,3	0,2; 0,2	6,9; 7,7
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>), lever	11,6	17,4				
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>), filet	0,46	0,68				
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>), lever		32,4-53,6				
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>), lever		14,4				

2.3.5 Bioakkumulering og biomagnifisering

Selv om en i forhold til miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997) observerte relativt høye konsentrasjoner av kadmium i stortare kunne en ikke observere noen oppkonsentrasjon til kråkeboller (**Tabell 10**). Noe høyere verdier (2-3 ganger) av kadmium ble observert i korstroll enn i blåskjell og kan antyde en biomagnifisering. Forøvrig var forskjellen i konsentrasjon av metaller mellom arter der en forventet trofiske relasjoner relativt liten slik at biomagnifisering trolig er liten.

En biomagnifisering av PCB og TPhT antydes i korstroll (høyere konsentrasjon i korstroll enn i blåskjell) (**Tabell 11**). Videre antydes det at en i purpursnegl har en biomagnifisering av TBT og TPhT i forhold til nivåer i blåskjell.

2.4 Oppsummering av tidligere undersøkelser

En klassifisering av de nivåer av miljøgifter som er observert er problematisk fordi en for de fleste undersøkte artene har lite informasjon om bakgrunnskonsentrasjoner. For de nivåer som er observert i blåskjell, alger og fisk har en valgt å benytte klassifisering til Molvær et al. 1997 (mest nærtstående arter i forhold til det som ble benyttet).

Hovedtendensen når det gjelder de kjemiske analyser er at både konsentrasjonen av metaller og organiske miljøgifter var relativt lave i alle organismer fra de tre områdene (**Tabell 12 - Tabell 14**). Det må imidlertid bemerkes at referansegrunnet fra områder så fjernt fra punktkilder er dårlig.

Det er imidlertid enkelte unntak:

- Kadmiuminnholdet i stortare fra Færøyene var relativt høyt (markert forurensset i henhold til klassifiseringen for blæretang/grisetang) mens konsentrasjonen av kadmium var relativt lav i tare fra Island og moderat i stortare fra Norge. En fant imidlertid ingen spesiell årsak til det høye kadmiuminnholdet i taren fra Færøyene.
- Fra Sørøya viste en av fire kvikksølvanalyser av stortare en relativt høy verdi (dvs 0.25µg/g t.v.) mens de øvrige tre var lave(<0.05-0.06µg/g t.v.).
- Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra Sørøya lå høyere enn i de andre områdene (moderat forurensset).

Som nevnt ligger konsentrasjonsnivået for de fleste av de analyserte miljøgifter relativt lavt. Det er derfor utover det som er nevnt over vanskelig å spore åpenbare forskjeller mellom de tre hovedområder. Vanskeligheten ligger også i at det til dels er benyttet ulike arter til undersøkelsene i de tre land.

En hovedkonklusjon blir derfor at undersøkelsene er for forskjellige i innhold, og der de samme organismene er analysert er forskjellene så små/usikre at det ikke gir grobunn for å avgjøre om forskjellene har økologisk betydning.

Analyseresultatene kan imidlertid ut fra antatte trofiske relasjoner antyde om biomagnifisering er sannsynlig. Tabell 15 gir en samlet oversikt over hvor (relasjon, forbindelse) biomagnifikasjon er sannsynlig. Det må imidlertid presiseres at det knytter seg stor usikkerhet til resultatet i tabellen. Usikkerheten ligger dels i at en ikke vet i hvilken grad de trofiske relasjoner er realistiske på hver enkelt lokalitet og dels i problemer knyttet til representativiteten av de analyser som er foretatt og at analysene på fugl kun er gjort på leverprøver. Mest hyppig antydes en næringsrelatert oppkonsentrering av PCB i fugl. Med unntak av kvikksølv i teist ble metallene Cu, Cd og Se kun observert å oppkonsentres (biomagnifiseres) i evertebrater. Purpursnegl biomagnifiserer triorganotinnforbindelser (**Tabell 15**). Dette er ikke uventet når det gjelder TBT da en langs store deler av europeiske kystområder har observert biologiske effekter av tinnorganiske forbindelser fra bunnstoff på skip på purpursnegl (Følsvik et al. 1998). Det er imidlertid mer usikkert hva som er kilden til TPhT.

Som nevnt tidligere ble de tre områdene valgt ut med tanke på at miljøgifter skulle opptre med relativt lave konsentrasjoner i miljøet. Det er derfor ikke å forvente at biomagnifikasjon skulle være spesielt fremtredende. En må anta at det i mer forurensede områder vil opptre en mer fremtredende grad av biomagnifisering (større konsentrasjonsforskjeller, flere trofiske relasjoner involvert).

Tabell 12. Konsentrasjonen av metaller i stortare (*Laminaria hyperborea*) (µg/g t.v.) målt i materiale fra Færøyene, Island og Norge.

Land	%TS	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Færøyene	15-28	3,4-8,4	1,7-4,3	<0,02	0,2-1	
Island		0,17-0,97		<0,020	0,06-0,27	
Norge	19,7-27,6	2,2-3	-	<0,005-0,25	0,09-0,18	0,18

Tabell 13. Konsentrasjonen av metaller i blåskjell (µg/g v.v.) fra Færøyene, Island og Norge.

Land	%TS	Cd	Cu	Hg	Pb
Færøyene	16,7-20	0,22-0,32	1,5-3,2	0,02-0,03	0,09-0,26
Island		0,09-0,14		0,003-0,009	<0,015
Norge	15,6; 17,4	0,2		0,012; 0,014	0,25; 0,32

Tabell 14. Konsentrasjonen av metaller (µg/g v.v.) og PCB (µg/kg v.v.) i teist fra Færøyene og Island. Ingen data fra Norge.

Land	%TS	Cd	Cu	Hg	Pb	PCB7
Færøyene	29,8-33,1	0,69-1,73	5,89-14,1	0,38-0,97	<0,02-0,21	17-94,2
Island		0,42-0,54		0,3-0,9	0,02-0,2	20-135

Tabell 15. Oversikt over arter/grupper der analyseresultatene fra de enkelte land antyder en biomagnifikasjon

Art/gruppe	Relasjon	Land		
		Færøyene	Island	Norge
Korstroll	Blåskjell - korstroll	Cu, Pb		Cd, PCB, TPhT
Purpurnegl	Blåskjell - Purpurnegl			TBT, TPhT
Teist	Lacuna - Teist		Hg, PCB	
Teist	Tangsprell - Teist		PCB	
Snegl (<i>Lacuna</i>)	Stortare - <i>Lacuna</i>		Se	
Ærfugl	Blåskjell - Ærfugl	PCB		

3. Integrert kystovervåking - potensielle undersøkelsesområder for videreføring av prosjektet

3.1 Froan

3.1.1 Naturmiljø/økologi/næringsnett

Froan er en øygruppe av flere hundre øyer ute i havet mellom Frøya og Halten (ca 40 km fra Fosenhalvøya). Med sin beliggenhet ytterst mot Norskehavet og med åpent hav på tre kanter er området svært eksponert for vind og sjø. Vintertid har Froan et mildt kystklima. Området påvirkes av vannmasser fra den norske kyststrømmen og fra Norskehavet. Deler av Froan området inngår i naturreservat og landskapsvernområde med dyrelivsfredning.

En rekke sjøfuglarter finnes i området. I denne sammenheng kan det nevnes at storskarv, toppskarv, teist og æfugl er tallrike og hekker i området. Også steinkobbe og havert finnes. Havert finnes på norskekysten fra Rogaland og nordover, med tyngdepunkt i Froan i Sør-Trøndelag og i Nord-Norge. Froan er den viktigste yngleplassen til havert i Norge. Hver høst samler havert seg her ute ved kysten, nord for Frøya, for å føde unger på de mange holmer og skjær som finnes her.

Tette skoger av stortare (*Laminaria hyperborea*) dominerer hardbunnsområdet fra 0-15 m dyp langs hele kysten (Røv et al. 1990) og særlig i områder med middels eksponering. I sterkt eksponerte områder dominerer imidlertid butare (*Alaria esculenta*) i de øverste 3-5 m. I lite eksponerte områder dominerer stortare ned til 5-7 m mens kjerringhår (*Desmarestia aculata*) og sukkertare (*Laminaria saccharina*) dominerer lenger ned.

Tareskogen danner habitat for et stort artsmangfold av dyr hvor amfipoder, muslinger, snegl og flerbørstemark er dominerende, men også flere grupper krepsdyr og pigghuder er godt representert (Christie 1995). Tareskogen er et viktig næringsøkområde for flere sjøfuglarter (blant annet skarv og teist) (Bustnes et al., 1997).

To hypotetiske næringsnett er beskrevet (**Figur 2**).

3.1.2 Miljøgifter

Froan området har en befolkning på ca 100 personer og det er klare begrensinger når det gjelder næringsvirksomhet innenfor områder med vernestatus. Tradisjonelt har befolkningen livnært seg fra fiskerirelatert virksomhet. I dag er det en del fiskeoppdrett i området. Utover dette har området ingen større industri som en mistenker å gi opphav til vesentlige tilførsler av miljøgifter.

Langtransporterte forurensninger (eksempelvis PCB) og akutte uhellsutslipp (eksempelvis av olje) utgjør sannsynligvis i dag de eneste relevante tilførsler av miljøgift til området.

Det er gjort ytterst få undersøkelser av forekomst av miljøgiftet i marine fisk og evertebrater fra Froanområdet. Eneste relevante analyser av fisk er foretatt på rødspette fra Frohavet (Stokken) nærmere fastlandet (Green og Severinsen, 1999) og viste lave konsentrasjoner av både kvikksølv og klororganiske forbindelser (**Tabell 16**) og en antar at dette er typisk for området.

Tabell 16. Kvikksølv og utvalgte klororganiske forbindelser i rødspette fra Frohavet (Stokken) (data fra Green og Severinsen, 1999). Hg=kvikksølv, PCB=polyklorertebifenyl. Tallene angir kongener nr. (IUPAC).

Forbindelse	Hg ($\mu\text{g/g v.v.}$)	PCB28 (ng/g v.v.)	PCB52 (ng/g v.v.)	PCB101 (ng/g v.v.)	PCB105 (ng/g v.v.)	PCB118 (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	0,053	<0,03	0,03	0,04	<0,03	0,05

Forbindelse	PCB138 (ng/g v.v.)	PCB153 (ng/g v.v.)	PCB156 (ng/g v.v.)	PCB180 (ng/g v.v.)	PCB209 (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	0,07	0,11	<0,03	0,03	<0,03

Forbindelse	ΣPCB_7 (ng/g v.v.)	ΣPCB (ng/g v.v.)	pp-DDE (ng/g v.v.)	pp-DDD (ng/g v.v.)	γ -HCH (ng/g v.v.)	HPCB (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	<0,4	<0,4	0,04	<0,03	0,04	0,04

Også for evertebrater har det vært vanskelig å fremskaffe relevante miljøgiftdata. Nærmeste lokalitet der en har data ligger inne ved fastlandskysten, hvor konsentrasjonen av metaller og PCB var lavt (Tabell 17).

Tabell 17. Midlere konsentrasjoner av utvalgte metaller og klororganiske forbindelser i blåskjell fra Frohavet i perioden 1992-97 (data fra Green og Severinsen, 1999). Hg=kvikksølv, Cu=kobber, Pb=bly, Zn= sink, PCB=polyklorertebifenyl. Tallene angir kongener nr. (IUPAC).

Forbindelse	Cd ($\mu\text{g/g v.v.}$)	Cu ($\mu\text{g/g v.v.}$)	Hg ($\mu\text{g/g v.v.}$)	Pb ($\mu\text{g/g v.v.}$)	Zn ($\mu\text{g/g v.v.}$)
Konsentrasjon	0,158	1,397	<0,009	0,204	15,892

Forbindelse	PCB28 (ng/g v.v.)	PCB52 (ng/g v.v.)	PCB101 (ng/g v.v.)	PCB105 (ng/g v.v.)	PCB118 (ng/g v.v.)	PCB138 (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	<0,068	<0,087	<0,138	<0,079	0,138	0,216

Forbindelse	PCB153 (ng/g v.v.)	PCB156 (ng/g v.v.)	PCB180 (ng/g v.v.)	PCB209 (ng/g v.v.)	ΣPCB_7 (ng/g v.v.)	ΣPCB (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	0,248	<0,067	0,067	<0,067	<0,836	<0,959

Forbindelse	pp-DDE (ng/g v.v.)	pp-DDD (ng/g v.v.)	γ -HCH (ng/g v.v.)	HCB (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	0,217	<0,079	<0,158	<0,067

PCB og mange andre klororganiske miljøgifter er persistente og fettløselige og akkumuleres ofte i topp-predatorer i næringsnett. I marine økosystem finner en derfor ofte høye nivåer av disse miljøgiftene i sjøpattedyr. Undersøkelser av miljøgifter i unger av havert under ledelse av Bjørn Munro Jenssen viser også at sel fra Froan er noe belastet med PCB og andre klororganiske forbindelser, imidlertid er konsentrasjonene lavere enn funnet eksempelvis i Østersjøen.

Hos havertunger fra Froan er petrogene (fra olje) hydrokarboner påvist i lever, men kilden er ukjent.

Med forbehold om at en har meget få relevante data tyder det på at miljøgiftinnholdet i organismer fra Froanområdet er lavt, sannsynligvis noe av det laveste en finner i nord europeiske kystfarvann.

3.2 Den svenske vestkyst

3.2.1 Naturmiljø/økologi/næringsnett

Den ytre del av den svenske vestkyst fra grensen mot Norge og til noe syd for Gøteborg har en utpreget skjærgård og inkluderer også enkelte fjorder (Iddefjorden, Gullmarsfjorden). Deler av området er tett befolket (eksempelvis Gøteborg og Uddevalla området) med mangslungen industri og annen antropogen virksomhet. De ytre områder er i hovedsak ubebodd men er særlig sommerstid preget av båtliv og friluftsliv.

Kystområdet dekker et stort spenn når det gjelder naturmiljø. Blant annet med en relativt vind eksponert ytre kystsoner og beskyttede områder lenger inn i skjærgården. Grunne bløtbunnsområder er langt mer hyppig i de indre deler av regionen enn i de mer eksponerte områdene lenger ut mot kysten. Den relativt lave lufttemperaturen vinterstid gjør at de indre sjøområdene kan bli islagt (Möller og Rosenberg, 1982) mens det er mer sjelden at dette forekommer i ytre del av kysten.

I Koster-Väderö rennen finnes et rikt dyreliv med arter og biotoper som er unike for Sverige (Lundälv og Jonsson, 2000) mens en i Gullmarsfjordens dypere områder og i grunnere områder som Laholmsbukten i syd har observert effekter av eutrofiering som har resultert i redusert biodiversitet. Også i Koster-Väderö området er det gjort observasjoner som kan være knyttet til en tiltagende eutrofiering (Lundälv og Jonsson, 2000).

Tareskog (stortare, fingertare) finnes på den ytre del av kysten men er langt fra så dominerende som det en kan finne på Froan. Tareplantene er dessuten også mindre enn det man ser på Vestlandet. Forekomsten av tareskog avtar langs den svenske vestkysten mot Østerjøen. Fingertare forekommer lenger syd langs vestkysten enn stortare.

Som naturmiljø og biodiversitetsmessig er den svenske vestkyst svært variert. Dette skyldes dels ulik eksponeringsgrad men også at de vannmasser en har i området har ulikt opphav med til dels store forskjeller i saltholdighet.

Minst 4 ulike vannmasser kan tenkes å påvirke den svenske vestkyst

- Vann sørfra via den Baltiske overflatestrøm (relativt lav saltholdighet)
- Vann fra Skagerrak/Nordsjøen/kontinentet som kommer med den nordgående Jyllandstrømmen
- Dypvann fra Nordsjøen og Atlanterhavet (relativ høy saltholdighet)
- Ferskvann fra elver (Gøtaelv, Glomma) og andre mindre vassdrag

Områdene syd for ca Gøteborg påvirkes i hovedsak av den Baltiske overflatestrøm mens områdene lenger nord i langt større grad også påvirkes av de andre vann typer. Påvirkningen fra den Baltiske overflatestrøm og elver gjør at overflatevannet har relativt lav saltholdighet med lav vintertemperatur og høy sommertemperatur.

Dynamikken i påvirkning fra de ulike vannmasser gir en kompleks årstidsvariasjon med tanke på fysisk/kjemiske og biologiske parametere. Årstidsvariasjoner gjør seg særlig gjeldende i overflatelaget.

3.2.2 Miljøgifter

En sammenstilling av miljøgiftdata (sediment, blæretang, ålekvabbe, torsk, blåskjell, taskekrabbe, strandkrabbe) (Cato 2000) for den svenske vestkyst viser at området i varierende grad påvirkes av miljøgifter. Ikke uventet var det en tendens til at maksimalkonsentrasjoner i hovedsak ble observert i området i nærheten av Gøteborg. Dette ses særlig for de organiske miljøgifter som PCB (**Tabell 18**)

og for enkelte metaller som bly (**Tabell 19**). For mange av de analyserte forbindelser (eksempelvis PCB i blåskjell) var det tendenser til nedgang i miljøgiftkonsentrasjonen over en femårsperiode på 90-tallet (Cato 2000).

I nord fra Koster til Väderöene kan den Svenske vestkyst påvirkes av vann fra Glomma. Det er undersøkelser som tyder på at organismer som blæretang fra Kosterområdet inneholder lavere konsentrasjoner av metaller enn tilsvarende organismer nærmere Glommas munning (Berge, 1991). Miljøgiftbelastningen fra Glomma er blitt betydelig redusert siden 1980 tallet (Berge et al. 1996). PCB konsentrasjoner i blåskjell fra Kosterområdet (**Tabell 18**) og Tisler (**Tabell 20**) tyder på en relativt liten PCB-belastning i de ytre og nordlige deler av den svenske vestkyst.

Det er imidlertid ikke bare lokale kilder som gir opphav til forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i området. Eksempelvis er det vist at flomepisoder på kontinentet kan føre til at forurenset vann når den svenske vestkyst (Bergqvist et al. 1998).

Tabell 18. Konsentrasjonen av 5 kongenerer av PCB i blåskjell fra den svenske vestkyst (etter Cato, 2000).

Forbindelse	PCB101 (ng/g fett)	PCB118 (ng/g fett)	PCB138 (ng/g fett)	PCB153 (ng/g fett)	PCB180 (ng/g fett)
Utenfor Gøteborg (2) (1992)	349	297	629	708	<175
Yttre Gulmaren (12a) (1992)	<51	<51	69	63	<51
Kosterfjorden (16) (1992)	<71	<71	84	80	<71
Kosterfjorden (16) (1997)	16	16	39	39	<8

Tabell 19. Konsentrasjonen av metaller i blåskjell) fra den svenske vestkyst 1997 (Cato, 2000).

Stasjon	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Utenfor Gøteborg (G4)	1,3	6,1	<0,24	2,4	107
Yttre Gullmaren (12a)	0,85	5,1	<0,17	1,8	102
Kosterfjorden (16)	1,7	4,0	0,17	1,6	110

Tabell 20. Midlere konsentrasjoner av utvalgte metaller og klororganiske forbindelser i blåskjell fra Tisler i perioden 1990 (Data fra Green og Severinsen, 1999). Hg=kvikksølv, Cu=kobber, Pb=bly, Zn=sink, PCB=polyklorerte bifenyler. Tallene angir kongener nr. (IUPAC).

Forbindelse	Cd (µg/g v.v.)	Cu (µg/g v.v.)	Hg (µg/g v.v.)	Pb (µg/g v.v.)	Zn (µg/g v.v.)
Konsentrasjon	0,087	1,2	0,020	0,187	25

Forbindelse	PCB28 (ng/g v.v.)	PCB52 (ng/g v.v.)	PCB101 (ng/g v.v.)	PCB105 (ng/g v.v.)	PCB118 (ng/g v.v.)	PCB138 (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	<0,2	<0,4	0,920		0,520	0,880

Forbindelse	PCB153 (ng/g v.v.)	PCB156 (ng/g v.v.)	PCB180 (ng/g v.v.)	PCB209 (ng/g v.v.)	ΣPCB ₇ (ng/g v.v.)	Σ PCB (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	1,0		0,097		<3,817	

Forbindelse	pp-DDE (ng/g v.v.)	pp-DDD (ng/g v.v.)	γ-HCH (ng/g v.v.)	HCB (ng/g v.v.)
Konsentrasjon	0,690		0,3	0,064

3.3 Sammenligning mellom Froan og den svenske vestkysten

3.3.1 Naturmiljø og miljøgifter

Froan som en liten øygruppe ute i havet er relativt ensartet både med hensyn til topografi og havklimatisk påvirkning i forhold til de forskjelligartede forhold en kan finne langs den svenske vestkyst som også har en langt større geografisk utbredelse. Både med hensyn til temperatur og saltholdighet i vannet er derfor forholdene lang mer stabile på Froan enn langs den svenske vestkyst som påvirkes av flere ulike vannmasser som gir en kompleks årstidsvariasjon med tanke på fysisk/kjemiske og biologiske parametere.

Naturmiljøet i marine områder på Froan er mindre variert enn tilsvarende på den svenske vestkyst. De to områdene har imidlertid også en likhetstrekk.

I begge områder har en grunne kystfarvann med dominans av hardbunn i tidevannssone, en stor del grunne sublittorale hardbunnsområder og veksling mellom disse og grunne bløtbunnsområder. På slike områder spiller makrofyter (tang, tare, ålegras) en viktig rolle både som habitat og primærprodusent. Områdene har en god del felles arter (både på hardbunn og bløtbunn), og om ikke artene er felles er de nær beslektet (de samme familiene som går igjen. Næringskjeder basert på produksjonen fra makrofyttene og deres epifytter har mange fellestrekk i de begge områdene helt opp til sjøfugl og sel. Det fins også dyprenner i begge områder med fauna og næringskjeder som er forskjellig fra grunnområdene. Sel utnytter også slike dyprenner.

Ut fra befolkningstetthet, industriaktivitet og annen antropogen påvirkning er det åpenbart at potensialet for en påvirkning fra miljøgifter er langt større for den svenske vestkyst enn for Froan-området.

En sammenligning av PCB innholdet i blåskjell fra de to områder bekrefter at selv de områder som synes minst påvirket av PCB på den svenske vestkyst (se **Tabell 18**, **Tabell 20**) har høyere PCB-konsentrasjoner enn det som antas for Froan (**Tabell 17**). Tilsvarende ble også observert for pp-DDE (et av nedbrytningsproduktene av DDT) og γ-HCH. Forskjellen i miljøgiftbelastning skyldes sannsynligvis mer langtransporterte forurensninger på den svenske vestkyst enn på Froan. Det antas også at lokal diffus belastning er størst langs den svenske vestkyst.

Når det gjelder metaller synes forskjellen mellom de to områder mindre åpenbar. Det er imidlertid en tendens til at konsentrasjonen av kvikksølv i skjell fra Frohavet er litt lavere enn i skjell fra den svenske vestkyst. For kobber ser det ut til å være omvendt.

Datagrunnlaget for å kunne gjøre en reell sammenligning mellom de to områder er imidlertid meget begrenset. Og det finnes i realiteten ingen data som gjør det mulig å sammenligne miljøgiftkonsentrasjoner i ulike trofiske nivåer

Miljøgiftpåvirkningen er åpenbart forskjellig i de to områder. En har imidlertid også andre forhold som er forskjellige i det den svenske vestkyst er mer påvirket av eutrofiering enn Froan.

3.3.2 Næringsnett

Skal man gjøre en sammenligning av biomagnifikasjon i områder med ulik miljøgift belastning må en først plukke ut områder som har reelle forskjeller i belastning og dernest plukke ut trofiske relasjoner som er såpass like at de lar seg sammenligne.

Ut fra de relative begrensede data en har er det klare tegn på at den svenske vestkyst er generelt mer miljøgiftpåvirket enn Froan. Det er imidlertid også innenfor den svenske vestkyst betydelige forskjeller i belastning, med de høyeste konsentrasjoner nær by-og industriområder som Gøteborg.

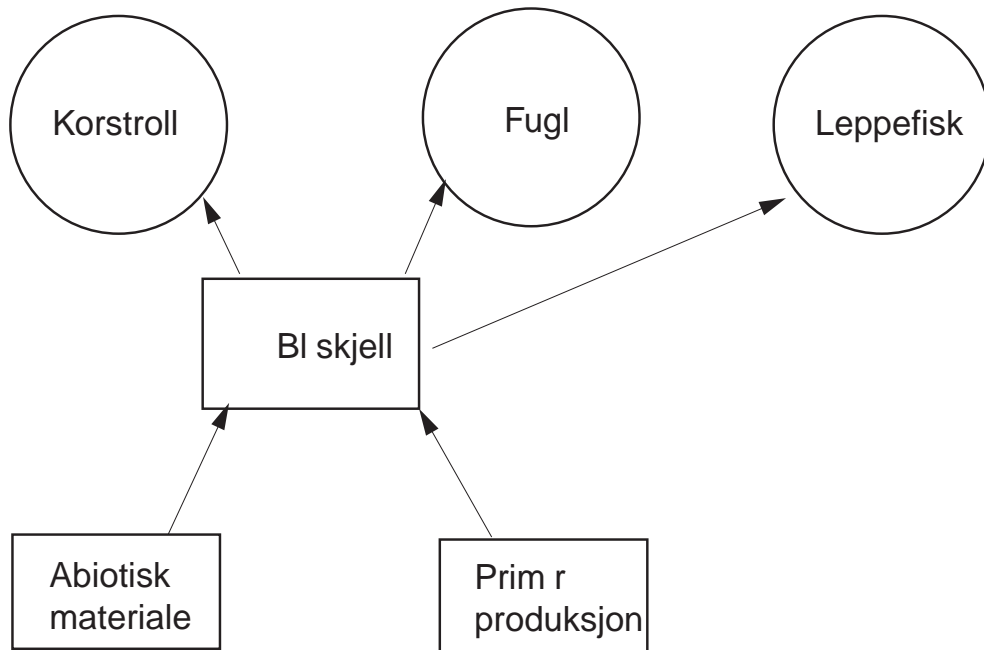
Kunnskap om næringsnett kan etableres ved mange metoder (adferdsstudier, mageprøveanalyser, isotopanalyser etc) og er vanligvis resurskrevende. I mange tilfeller er næringsnettene også kompliserte og preferert føde varierer med tilgjengelighet (årstid), alder og reproduksjonsfase.

I **Figur 2** er det skissert to næringsnett som en antar kan være relevante for Froan og ytre områder av den Svenske vestkyst.

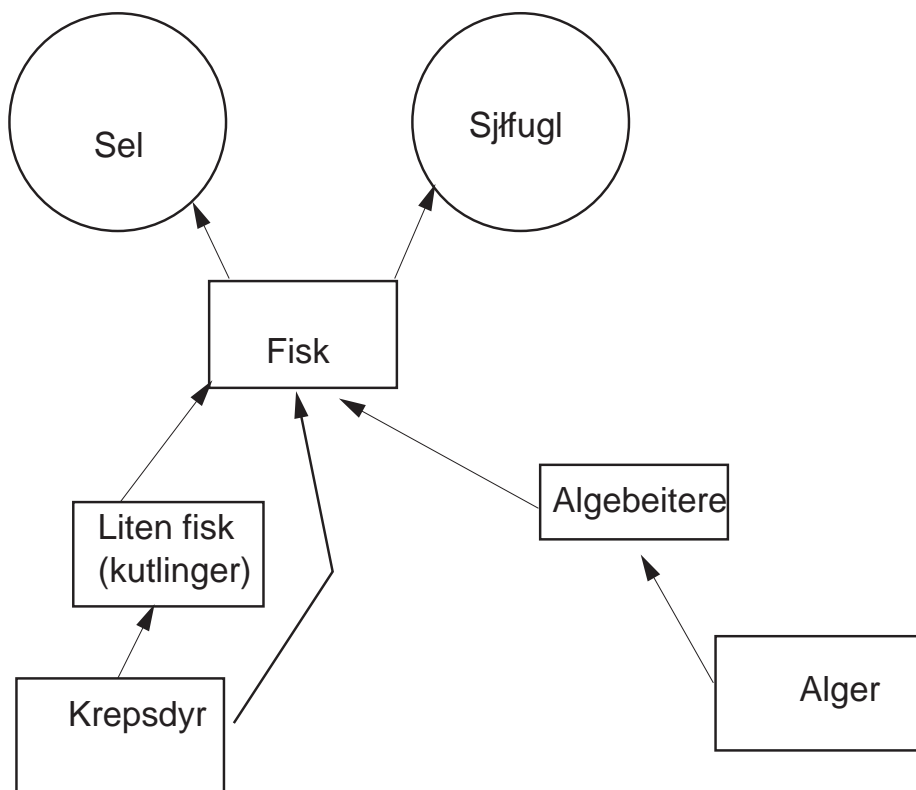
Næringsnett 1 baserer seg først og fremst på at en på den svenske vestkyst har tette bestander av blåskjell som er viktig føde for ærfugl, korstroll og en del leppefisk. Tilsvarende organismer har en også på Froan. Store blåskjellforekomster er imidlertid ikke så vanlig på Froan og en antar at de trofiske relasjonene der ikke er så klare som langs de ytre deler av den svenske vestkyst. Forekomsten av leppefisk antas også og være mindre på Froan. I begge områder ernærer skjellene seg ved å filtrere partikulært materiale fra vannet.

Næringsnett 2 baserer seg dels på at tare sannsynligvis er en primær eller sekundær karbonkilde for en rekke av de organismer som finnes assosiert til tareplantene (epifyttfauna, hapterfauna). Disse spises igjen av fisk som er en viktig del av føden for sjøfugl som skarv og sel. Faunaen assosiert til tareplantene kan imidlertid også spises av mindre fisk og større krepsdyr.

N ringsnett 1



N ringsnett 2



Figur 2. Hypotetiske næringsnett.

4. Miljøgifter i sjøpattedyr og fugl

Det følgende gir en kunnskapsstatus for miljøgifter i organismer høyt i næringskjeden (3.ordens predatorer) fra den svenske vestkysten (Gøteborg-Strømstad) og fra den norske vestkysten (Bergen-Lofoten). En engelsk versjon av kapitlet med referanser finnes i vedlegg A. Storskarv, toppskarv, teist, lomvi og ulike måker ble valgt ut som aktuelle fuglearter, mens gråsel (havert) og steinkobbe er de artene det er mest kunnskap om blant sjøpattedyr.

Mye av fokus i Sverige har vært på sel og sjøfugl i Østersjøen, så det er relativt få studier av disse gruppene fra vestkysten (i det minste tilgjengelig i åpen litteratur). Det er imidlertid endel data tilgjengelig av analyser av sel i tilknytning til den høye dødeligheten i 1988 (forårsaket av morbilli virus). Når det gjelder gråsel i Norge er det mest data tilgjengelig fra Froan.

Referanser til de presenterte data i dette avsnittet er samlet i vedlegg A.

4.1 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Det er begrenset datamateriale fra begge områder når det gjelder metaller. Steinkobbe fra den svenske vestkysten synes å ha høyere nivåer av sum PCB i spekk (10-50µg/g våtvekt) enn steinkobbe fra den norske vestkysten (3-6µg/g våtvekt). Det samme forholdet synes å gjelde for andre klororganiske stoffer.

4.2 Gråsel (*Halichoerus grypus*)

Ingen direkte sammenligning kan gjøres siden det ikke er en fast koloni av gråsel på den svenske vestkysten. Det er tilgjengelig data for Cd, Hg, Cu, Zn og Se, samt organiske miljøgifter fra gråsel prøvetatt på den norske vestkysten. Konsentrasjonen av klororganiske miljøgifter i spekk ligger på omtrent samme nivå som for steinkobbe fra samme område.

4.3 Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*)

Også for toppskarv er det begrensede data fra den svenske vestkysten. Arten finnes imidlertid der og det eksisterer data fra toppskarv prøvetatt lenger sør i Skagerrak. Det finnes data om Hg og klororganiske miljøgifter i egg, samt metaller i lever og muskel.

4.4 Teist (*Cephus grylle*)

Det eksisterer en eldre rapport (data) som sammenligner Hg i fjær av teist prøvetatt i Kattegatt og å Færøyene. Resultatene viste at nivåene var høyere i teist fra Kattegatt enn på Færøyene.

4.5 Lomvi (*Uria aalge*)

Det eksisterer noe metall-data for lomvi fra den norske vestkysten, men det er ikke mulig å trekke generelle konklusjoner fra disse dataene. Lomvi hekker bare lengst sør på den svenske vestkysten og det var lite data tilgjengelig. Nivåer av klororganiske miljøgifter er tilsvarende langs den norske vestkysten og på Færøyene, som igjen er lavere enn for lomvi fra Østersjøen.

4.6 Gråmåke (*Larus argentatus*)

Det ble bare funnet data for gråmåke fra norskekysten. Det meste av dataene er imidlertid for gråmåke fra Troms og Nordland (nord for Froan). Dette er en lovende art for overvåking med tanke på utbredelse og levevis.

4.7 Svartbak (*Larus marinus*), sildemåke (*Larus fuscus*), fiskemåke (*Larus canus*), hettemåke (*Larus ridibundus*), krykkje (*Rissa tridactyla*)

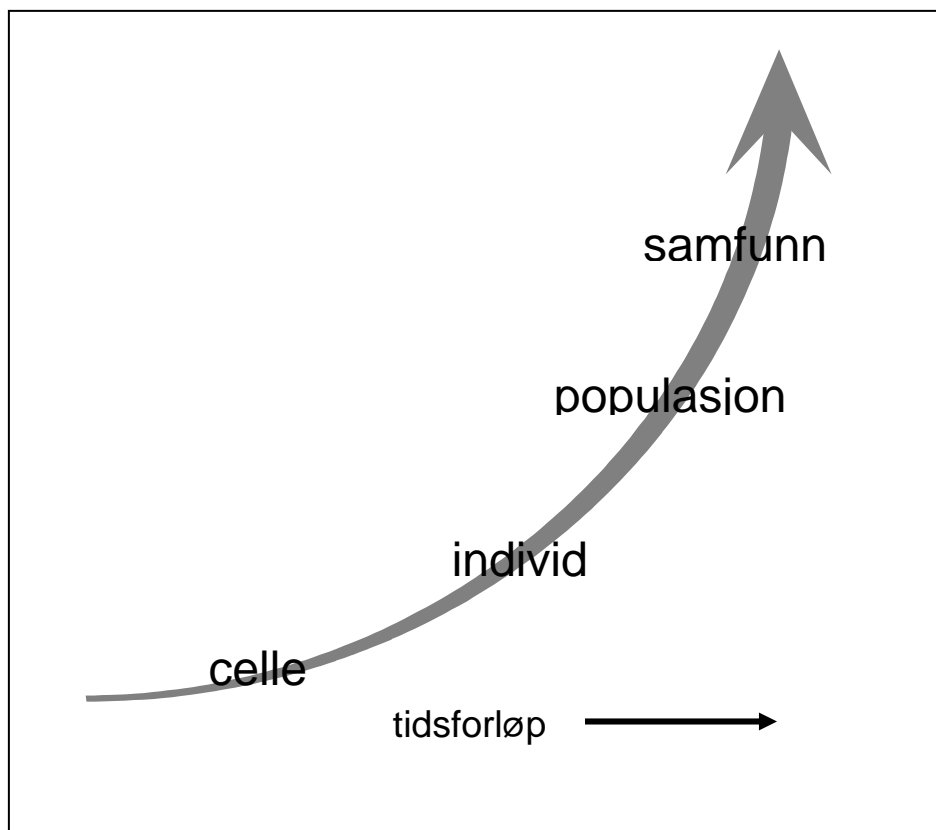
Det er noe data fra den norske vestkysten for klororganiske stoffer i både egg og andre vev for disse artene, men ikke kjente data fra den svenske vestkysten.

5. Biologiske effekter av miljøgifter

5.1 Generelt

Det er ingen tvil om at miljøgifter påvirker livet i havet, men det er ikke alltid åpenbare sammenhenger mellom eksponering og målte effekter. Det er flere årsaker til dette, men en viktig årsak er at vi rett og slett ikke har oversikt over fysisk/kjemiske og biologiske prosesser som miljøgiftene inngår i. Aktuelle metoder deles gjerne i tre kategorier: Samfunns-/populasjonsmetoder, toksisitetstester (individ-nivå) og biomarkører (individ- eller celle-nivå). En eventuell skade ved miljøgift-belastning vil imidlertid starte ved effekt på cellenivå. Hvis belastningen er tilstrekkelig vil det kunne utvikle seg effekter på individ, populasjon og samfunn (fig 3).

I integrert kystovervåking skal resultater fra metoder på ulike nivåer sammenholdes i en endelig analyse. Et av målene med de innledende studiene er å identifisere metoder som sammen gir grunnlag til å vurdere effekter på økosystemet. De mest aktuelle metodene beskrives nedenfor.



Figur 3. Teoretisk forløp for biologiske effekter av miljøgift-eksponering.

5.2 Effekter på cellenivå

5.2.1 Vitellogenin

Under modningen av gonadene hos hunn-fisk produseres mesteparten av “byggesteinene” i leveren, deriblant et forstadium til eggeplomme-protein (vitellogenin, vtg) og eggeskall-protein. Etter syntesen transporteres proteinene via blodet til gonadene. Syntesen av disse proteinene er regulert av hormonet østrogen. Det har vist seg at en rekke ulike stoffer i miljøet kan etterligne østrogen og derved påvirke syntesen av disse proteinene. Effektene av slik påvirkning kan enklest måles hos hann-fisk eller ung-fisk, som normalt ikke vil ha syntese av disse proteinene. Vitellogenin i plasma til hann-fisk eller ung-fisk vil være et mål for forekomst av østrogen-lignende stoffer (eller “miljø-østrogener”) i miljøet. Vitellogenin i plasma til hann-fisk eller ung-fisk er en god biomarkør for miljø-østrogener. Denne biomarkøren har vært benyttet både i Norge og i andre land.

5.2.2 Cytokrom P4501A

Cytokrom P450 1A er sentral i omsetningen av organiske miljøgifter og induseres da også ved tilstedeværelsen av plane organiske molekyler (PAH, dioksiner, noen PCBer; (Goksøyr and Förlin, 1992). Nivåene av cytokrom P450 1A (eller CYP1A) kan bestemmes ved å måle enzymets katalytiske aktivitet, som oftest med substratet etoksyresorufin (aktiviteten kalles EROD), eller ved immunkjemisk kvantifisering med antistoffer (ELISA). Avhengig av den aktuelle belastningssituasjonen vil CYP1A øke i løpet av et par dager til en uke etter eller under en miljøgift-belastning. Hvis den ytre miljøgift-belastningen fjernes vil nivåene av CYP1A synke i løpet av en uke (PAHer) eller kan vedvare i mer enn en måned (noen PCBer, dioksiner). Ved miljøgift-belastning kan EROD øke 10-50 ganger i forhold til en kontroll, men det er typisk stor individuell variasjon. Det er forskjeller i nivåer og responser mellom hanner og hunner. EROD er kanskje den enkelte biomarkøren som har vært mest benyttet innen overvåking, kanskje særlig i andre land, men også i Norge, blant annet i JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme).

5.2.3 Metallotionein

Metallotionein (MT) er et lav-molekylært metall-bindende cytosol-protein som finnes hos alle vertebrater og de fleste virvelløse dyr (Kägi, 1991). Proteinet er sentralt i omsetningen av de essensielle metallene⁴ kobber og sink, men har også trolig en rolle i cellens forsvar mot frie radikaler. Metallotionein induseres av og binder kobber og sink, men også kadmium og kvikksølv⁵. Ved belastning med de nevnte metallene vil MT i lever øke i løpet av en til to uker. Metallotionein har lang halveringstid når det er bundet til ikke-essensielle metaller og en respons vil vedvare i mer enn en måned. Metallotionein vil typisk øke 2-3 ganger i forhold til kontroll ved metall-belastning, men det har vært observert 5-6 gangers økning (Grande et al., 1996). Nivåer og responser i MT vil være kjønnsavhengige og varierer noe gjennom året, men påvirkes lite av andre faktorer. Metallotionein har vært benyttet i det norske JAMP.

5.2.4 δ-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D)

δ-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D) er et av enzymene som inngår i syntesen av hem (som blant annet inngår i hemoglobin og cytokromer). Enzym-aktiviteten til ALA-D hemmes spesifikt av bly. Responsen synes ikke å være kjønnsavhengig eller bli vesentlig påvirket av andre faktorer, med et mulig unntak for andre metaller. ALA-D er en lovende biomarkør og har vært benyttet i det norske JAMP.

⁴ essensielle metaller: metaller for hvis noen organismer har behov (Fe, Cu, Zn, Mo, Mn, V, Ni, Co, Cr, osv).

⁵ i tillegg andre sjeldnere metaller som sølv, gull, platina

5.2.5 Acetylkolinesterase (AChE)

Enzymet acetylkolinesterase (AChE) bryter ned acetylkolin i en stort andel av synapsene i nervesystemet. Mange pesticider, hovedsakelig organofosfater og karbamater, virker ved at de hemmer dette enzymet. Pesticidene benyttes hovedsakelig mot insekter og krepsdyr (lakselus), men det har vist seg at disse stoffene også hemmer dette enzymet hos andre akvatiske organismer slik som fisk og blåskjell. AChE har vært benyttet som en biomarkør i overvåking i Frankrike (Bocquene et al. 1993).

5.2.6 Stabilitet av intracellulære membraner

Mange organiske og uorganiske miljøgifter utøver sin gifteffekt ved å destabilisere eller ødelegge membraner. Det er mulig å kvantifisere i hvor stor grad en slik påvirkning av membraner har funnet sted. Metoden kan benyttes for både fisk og evertebrater (blåskjell). Dette er en lovende metode fordi den er lite artsspesifikk og har vist seg å gi gode resultater.

5.2.7 Biomarkører for celledøde

Både metaller, stråling og organiske miljøgifter kan gi skader på celler. Slike skader kan i sin ytterste konsekvens føre til celledød eller kreft. Skadene oppstår ofte som et resultat av forhøyde nivåer av frie radikaler i cellen. Frie radikaler er reaktive former av stabile stoffer (glutation, hydroksyd, miljøgift-metabolitter, osv.) som lett binder seg til membraner (og kan forårsake membranskade), proteiner eller DNA (og kan gi mutasjoner eller brudd). Celler har imidlertid et omfattende system for å ta hånd om slike radikaler siden naturlig aerob respirasjon kontinuerlig danner radikaler. Cellenes forsvarssystem består av stoffer som fungerer som anti-oksideranter (glutation, ulike vitaminer) og anti-oksiderant enzymer (katalase, glutation reduktase, glutation peroksidase, superoksyd dismutase). Det er relativt enkelt å kvantifisere de ulike komponentene i cellens forsvar, men tolking av resultatene krever inngående kjennskap til vev og organisme. Metodene har foreløpig bare vært benyttet i begrenset omfang i overvåking, men kan være nyttig i en samlet vurdering av helsetilstand (Regoli and Orlando, 1995).

5.2.8 Skader på arvestoff (DNA)

Skader på DNA kan gi opphav til mutasjoner og føre til celledød eller utvikling av kreft. De vanligste metodene til kvantifisering av slike skader er ved å måle addukter (fremmedstoffer som er bundet til DNA) eller brudd i DNA. Måling av DNA-addukter er en relativt ressurs-krevende metode, men antas å gi en god vurdering av skaden på DNA. Brudd i DNA kan måles på ulike måter ("alkaline unwinding", "comet assay", ulike PCR-varianter) og resultatet synes i noen grad å være avhengig av metoden. DNA-addukter har blant annet vært benyttet i overvåking i Sverige og USA (Ericson et al. 1996; Varanasi et al. 1991).

5.3 Effekter på individnivå

5.3.1 Energiomsetning

Hos alle organismer vil en viss mengde av føden som tas inn benyttes til vedlikehold, mens resten kan brukes til vekst eller reproduksjon. Hvis denne organismen belastes med miljøgifter vil det muligens bli mindre igjen til vekst/reproduksjon fordi relativt mye mer av føden må benyttes til vedlikehold og avgiftning. Metoder som måler dette kalles gjerne "scope-for-growth" og inneholder som oftest mål for fødeinntak, respirasjon, ekskresjon og fødeutnyttelse. Denne metoden er egentlig bare godt etablert for blåskjell, men kan i teorien benyttes for de fleste organismer. Scope-for-growth er tiltalende fordi det er mulig å tolke resultatene direkte i forhold til de økologiske konsekvensene for en lokal blåskjell-bestand. Metoden har vært brukt i overvåking i England og ble brukt i overvåking av Grenlandsfjordene, Norge, i 1996 (Hylland et al., 1998).

5.3.2 Histopatologi

Innen veterinærmedisin og human medisin er mikroskopisk undersøkelse av vevsprøver et uunnværlig hjelpemiddel til å stille diagnose for en pasient. Tilsvarende har histopatologi for fisk også vært benyttet i overvåking av forurensningsbelastning (Vethaak and ap Rheinallt, 1992). Dette er ressurs- og kompetanse-krevende metoder og de vil derfor ofte benyttes i områder der det allerede er indikasjoner på forurensningsbelastning. Histopatologiske undersøkelser kan kobles mot biokjemiske responser ved bruk av spesifikke fargereaksjoner (histokjemi) eller antistoffer (immunhistokjemi) og vil gi et godt bilde av helsen til det enkelte individ.

5.3.3 Imposex og intersex

Det er etterhvert velkjent at enkelte organiske tinnforbindelser, hovedsakelig tributyl-tinn (TBT), har sterk innvirkning på kjønnsdifferensiering og vekst hos snegl og muslinger. En god og spesifikk biomarkør for belastning med slike stoffer er kvantifisering av andelen individer i en sneglepopulasjon med avvikende morfologi av reproduksjonsorganene. Metoden ble opprinnelig etablert for purpursnegl, men har etterhvert også blitt brukt for kongssnegl og en rekke andre arter. En tilsvarende metode har blitt utviklet for strandsnegl, men her kalles responsen "intersex". Imposex eller intersex er tilsynelatende en spesifikk respons for organiske tinnforbindelser, særlig TBT. Imposex har vært benyttet i overvåkingsrelaterte undersøkelser, både i Norge og andre land. Imposex/intersex er en metode som trolig er egnet som en komponent i integrert kystovervåking.

5.3.4 Andre parametre på individnivå

Belastning med miljøgifter kan også påvirke overlevelse, vekst, immunforsvar, reproduksjon og atferd. Miljøgifter, særlig metaller og andre vann-løselige stoffer, vil påvirke adferden til både fisk og virvelløse dyr. Skall-lukking hos muslinger (blåskjell eller ferskvannsmuslinger) er den mest brukte atferd-relaterte parameteren innen overvåking. Muslinger vil imidlertid lukke skallene også ved andre miljøendringer enn ved miljøgiftbelastning, så denne typen oppsett må forventes å gi en stor andel falske "positive". Det er generelt vanskelig å benytte adferdsendringer som parameter i overvåking.

5.4 Hvilke arter er mest følsomme?

Identifikasjon av de mest følsomme artene er kanskje den mest utfordrende oppgaven knyttet til overvåking. I de fleste sammenhenger benyttes arter som er svært robuste fordi de har stor utbredelse. Også for slike robuste arter bør det imidlertid være mulig å bruke helseundersøkelser med metoder beskrevet i forrige kapittel (biomarkører). Et eventuelt fremtidig prosjekt må imidlertid fokusere på metoder for å identifisere følsomme arter. Slike metoder må ta opp i seg både økologiske og fysiologiske parametre for å kunne skille eventuelle effekter av miljøgifter fra naturlig variasjon og effekter forårsaket av konkurranse, predasjon eller næringstilgang.

5.5 Skader på populasjon og samfunn

Det er sannsynlig at det er et seleksjonspress på organismer i et forurenset område og at de som overlever og reproducerer i noen grad har andre egenskaper enn individer av samme art i et ikke-forurenset område. Slike forskjeller mellom populasjoner av samme art har vært foreslått brukt til å kvantifisere forurensningsbelastningen i et område. Den mest kjente varianten av dette er PICT⁶, der en sammenligner den fotosyntetiserende evnen til planktonsamfunn fra forurensete og ikke-forurensete områder ved eksperimentell belastning med utvalgte gifter. Denne typen metoder har imidlertid foreløpig vært lite benyttet innen overvåking.

I sin ytterste konsekvens kan forurensningsbelastning føre til lokal utryddelse av en eller flere arter. Forandring i antall arter og artssammensetningen i bunndyrsamfunn benyttes da også som et verktøy i

⁶ population-induced community tolerance

overvåking. Det er imidlertid vanskelig å skille naturlige prosesser fra effekter av forurensning når det gjelder denne type analyser. Det er også uheldig at individer og arter må dø/forsvinne lokalt før vi kan detektere en belastningssituasjon. Det er derfor et behov for verktøy som kan identifisere belastningssituasjoner før populasjoner og arter dør ut. I avsnittene ovenfor er det beskrevet metoder som vil kunne benyttes til å identifisere slik belastning på et tidlig stadium. Fra et forvaltningssynspunkt vil det imidlertid også være et behov for å kunne identifisere konsekvensene av en belastning for populasjonen av en art, ikke bare individer. En populasjon vil bare påvirkes hvis belastningen endrer enten overlevelse, vekst, evne til reproduksjon hos et tilstrekkelig stort antall av individene i denne populasjonen. Slike effekter kan identifiseres ved å undersøke parametre som relaterer til helse, vekst eller reproduksjon hos den eller de aktuelle organismene. Akkurat som for analyse av bunndyrsamfunn er dessverre nesten alle slike parametre i stor grad uspesifikke og vil påvirkes av andre faktorer enn forurensningsbelastning.

5.5.1 Helse - immunforsvar

De fleste av metodene som er beskrevet ovenfor vil gi noe informasjon om helsen til akvatiske organismer. Det er imidlertid også mulig å gjøre direkte målinger av immunforsvaret. Lite er kjent om immunforsvar hos evertebrater, men det er noe kunnskaper for utvalgte fiskearter. Histopatologiske metoder (se ovenfor) brukes også til å vurdere helsetilstand hos fisk. De vanligste metodene er: (1) utvendige skader, (2) indre skader, histopatologi, immunhistokjemi (se ovenfor) og (3) effekter på immunsystemet. Utvendige skader er generelle metoder og inkluderer vanligvis finneskader, åpne sår, lymfocystis (en virusinfeksjon) og eventuelt store parasitter. Kunnskapene om immunforsvaret til fisk er begrenset til et lite antall arter. Det er også svært begrensede kunnskaper om immuntoksikologi hos fisk. Mekanismene er så ulike at metoder som benyttes for pattedyr ikke uten videre kan anvendes for fisk. Generelt virker det som om de uspesifikke komponentene i immunforsvaret er viktigere hos fisk enn hos pattedyr. Både de uspesifikke og spesifikke komponentene av immunforsvaret hos fisk har vært forsøkt brukt i til å evaluere effektene av forurensningsbelastning, men det gjenstår mye arbeid før slike parametre kan benyttes i generell overvåking.

5.5.2 Vekst

Vekst har bare i liten grad vært benyttet som mål for forurensningsbelastning, men noen studier har vist at miljøgiftbelastning kan påvirke vekst både hos fisk og evertebrater. Andre faktorer, som næringstilgang og temperatur, vil i mange tilfeller være viktigere for vekst enn miljøgiftbelastning.

5.5.3 Reproduksjon

Hvis en forurensningsbelastning påvirker reproduksjonen til en art, enten ved at kjønnsmodne individer reproducerer færre ganger (eventuelt dør tidligere), det produseres færre egg eller spermier, kvaliteten til kjønnsproduktene blir dårligere eller overlevelsen til egg eller larver nedsettes, vil dette åpenbart kunne ha store konsekvenser for en lokal populasjon av den aktuelle arten. Enkelte av parametrene ovenfor behøver ikke å ha store konsekvenser for en art, men kan være viktige for en annen. Effekter på reproduksjon kan vurderes med metoder som strekker seg fra biomarkører (vitellogenin, eggeskall-protein, hormon-nivåer), via histologiske/morfologiske mål (oocytstørrelse, gonadestørrelse, oocyt-/spermie-utvikling, fekunditet) til effekter på egg/larver (overlevelse, embryonalutvikling). Disse metodene har i noen grad vært benyttet innen forurensningsovervåking, men særlig i tilknytning til spesielle indikator-arter. En slik art er ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) der hele embryonalutviklingen foregår inne i mor-fiskens bukhule. For ålekvabbe er det derfor mulig å bestemme hvor mange avkom hver enkelt hunn får og hvor mange larver som dør i embryonalfasen. Bruk av en slik art er nyttig, men resultatene kan åpenbart ikke uten videre ekstrapoleres til andre fiskearter der befruktning og embryonalutvikling foregår i vannmassene.

6. Kunnskapsbehov

Det er behov for mer grunnleggende kunnskap om økosystem, men også hvordan en kan skille naturlige variasjoner fra effekter forårsaket av miljøgift-tilførsler.

6.1 Struktur av næringsnett

Slik overvåkingssystemet er tenkt, vil det være behov for å generalisere over komponenter og effekter i økosystemet. Som nevnt ovenfor, er det ikke mulig å samle de samme organismene på alle lokaliteter. Det er derfor et stort behov for kunnskap om strukturen til næringsnett, men slik kunnskap må knyttes opp mot effekter av miljøgifter på de forskjellige nivåene.

6.2 Transport av miljøgifter gjennom næringsnett

Konsentrasjoner av miljøgifter i en art er bestemt av mange faktorer, der de viktigste er fødevalg, trofisk nivå, fordøyelsesevne, levested, evne til metabolisme, fordeling av fettvev og effektivitet av ekskresjonsmekanismer. For noen få arter vil det være mulig å gi vurdering av de fleste egenskapene ovenfor, men det er et stort kunnskapsbehov på dette området.

6.3 Effekter

Det er mye kunnskap om effekter av miljøgifter på noen fiskearter (torsk, skrubbe, ørret), men svært lite om andre fisk og virvelløse dyr. I utviklingen av et integrert overvåkingssystem vil det være behov for å utvikle og etablere metoder som gjør det mulig å gjøre analyser på mange arter og mange prøver av hver art. Det vil være sentralt å identifisere metoder som kan integreres med økologisk kunnskap.

6.4 Modeller

Den kunnskap som etableres ved undersøkelser i to utvalgte områder må benyttes til å etablere en generell modell. Denne modellen er det verktøy som senere skal benyttes i tolkning av data fra andre områder og som skal utvikles til et verktøy for forvaltningen av kystområder.

7. Referanser

- Anonym, 1992. Integret økologisk miljøovervåking i kystsonen - nordisk programforslag. Nord 1992:39, 59s+ vedlegg.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Kosterområdet. NIVA-rapport nr. 2669 (feilaktig trykket som rapport nr. 2560), 192s.
- Berge, J.A., Helland, A., Holtan, G., Magnusson, J., Moy, F., Sørensen, K., Rygg, B. Walday, M. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989-1994. Sammendragsrapport. Niva-rapport nr. 3445-96 (ISBN 82-577-2981), O-95098.
- Bergqvist, P-A.; Strandberg, B.; Ekelund, R.; Rappe, C. og Granmo, Å. 1998. Temporal Monitoring of organochlorine compounds in seawater by semipermeable membranes following a flood episode in Western Europe. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3887-3892.
- Bocquene, G., Galgani, F., Burgeot, T., Le-Dean, L. and Truquet, P. (1993) Acetylcholinesterase levels in marine organisms along French coasts. *Mar.Pollut.Bull.* 26, 101-106.
- Bustnes, J.O., Christie, H. og Lorentsen, S.-H., 1997. Sjøfugl, tareskog og taretråling: en kunnskapsstatus. . NINA Oppdragsmelding nr 472, 43s.
- Cato, I., 2000. Miljøgifter och miljö kvalitet längs Bohuskysten 1990-1998 - förändringar, belastning och samband. Rapport 103 fra SGU.
- Christie, H., 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. . NINA Oppdragsmelding nr 368, 32s.
- Dam, M., 1999. Integrated ecological monitoring in the coastal Zone; Environmental pollutants, Faroe Island, Draft 2. 72s+vedlegg.
- Ericson, G., Lindsjö, E., Liewenborg, B., Pettersson, I. and Balk, L. (1996) Studier av biologiska effekter i en gradient utanför Sundsvall. pp.1-67. Nyköping: Stockholms Universitet.
- Følsvik, N., Berge, J.A., Brevik, E-M., and Walday, M., 1998. Quantification of organotin compounds and determination of imposex in populations of dogwhelks (*Nucella lapillus*) from Norway. *Chemosphere* 38: 681-691.
- Goksøyr, A. and Förlin, L. (1992) Biotransformation enzymes in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquat.Toxicol.* 22, 287-312.
- Grande, M., Andersen, S., Brettum, P., Hylland, K., Løvik, J.E. 1996. Storwartz-prosjektet. Dokumentasjon av gruvedriftens påvirkning av miljøet. Del II: Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. NIVA-rapport 3473, 72 s.
- Green, N., 1999. Joint Assessment and monitoring Program (JAMP). Contaminants in fish 1993-1997. NIVA-rapport nr. 4084, 393s.
- Green and Severinsen 1999

- Hylland, K., Bakke, T., Förlin, L. 1998. Overvåking av effekter av miljøgifter på blåskjell og torsk fra Grenlandsfjordene 1996. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 714/97, TA-nr 1486/97, 28 s.
- Knutzen, J. (red.) 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Kägi, J.H.R. (1991) Overview of metallothionein. In: Riordan, J.F. and Vallee, B.L., (Eds.) *Metallobiochemistry, Part B: metallothionein and related molecules*, pp. 613-626. London: Academic Press]
- Lundälv, T. og Jonsson, L., 2000?. Inventering av Koster-Väderöområdet med ROV-teknik. Rapport nr. 5079 fra Naturvårdsverket (Sverige). 75s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.
- Möller, P. og Rosenberg, R., 1982, Production and abundance of the amphipod *Corophium volutator* on the West coast of Sweden., N. J. Sea Res., 16, 127-140.
- Regoli, F. and Orlando, E. (1995) Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. *Aquat.Toxicol.* 31, 143-164.
- Røv, N., Christie, H., Fredriksen, S., Leinaas, H.P., og Loretsen, S.-H., 1990. Biologiske forundersøkelser i forbindelse med planer om taretråling i Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding nr. 52, 20s.
- Varanasi, U., Stein, J.E. and Nishimoto, M. (1991) Biotransformation and disposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in fish. In: Varanasi, U., (Ed.) *Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment*, pp. 93-149. Boca Raton: CRC Press Inc.]
- Vethaak, A.D. and ap Rheinallt, T. (1992) Fish disease as a monitor for marine pollution: the case of the North Sea. *Rev.Fish Biol.Fish.* 2, 1-32.

Vedlegg A.

Contaminant status in 3rd order predators from the Swedish- and the Norwegian west coast: Assessment of existing data.

General comments

The following presentation represents an attempt to summarize the current knowledge about contaminant status in 3rd order predators such as seabirds and seals sampled from the Swedish west coast (i.e. Göteborg-Strömstad) and from the western parts of Norway (i.e. Bergen-Lofoten). Great cormorant, european shag, black guillemot, common guillemot and various gulls (Laridae) were selected to represent 3rd seabird predators, whereas harbour and grey seal represent the 3rd order predators among the marine mammals. These organisms were selected as potential species to be used to monitor the coastal contamination levels in Scandinavia. Some general comments have to be made about the collected data material. It appears that recent Swedish research has focused on pollution and contaminant levels in eggs and seabirds from the Baltic Sea rather than from the Swedish west coast. The contaminant levels are generally higher in the Baltic compared to the Swedish west coast. Therefore, there appear to be few scientific papers describing contaminant levels in seabirds from the Swedish west coast in the last decade. This does not necessarily mean that such data are missing, but they may be published in reports etc. not easily available and therefore not included in this presentation. Data older than 10-15 years have been considered less important in this context, because such data are supposed to be uncertain and probably overestimate contaminant levels in organisms. Especially the older organochlorine concentrations are regarded to be uncertain due to the less sophisticated analytical techniques employed earlier, but also element concentrations may be uncertain, i.e. for elements such as Cd and Hg. Also for the Norwegian west coast there have been published few papers the last decade describing contaminant levels in seabirds. In seals, more are known about the current contaminant status. Both in Denmark and Sweden, harbour seals that died during the morbilli virus epidemic in 1988 have thoroughly been analyzed for metal and organochlorine compounds. About 60% of the harbour seal population along the Swedish west coast and in the southwestern parts of the Baltic died during this epizootic. In grey seal, most data are available from animals collected at Froan, Trøndelag. Possible effects of pollutants such as skull lesions in seals (which have been connected to organochlorine pollutants) and the effects of petroleum hydrocarbons on both seals and seabirds due to oil spills have not been included in this presentation. The literature used to create this report is listed in the references section. A tabular presentation of the collected data is attached to this document. Here are some short comments on the various species.

Contaminant status in the various species

Harbour seal (*Phoca vitulina*) (Steinkobbe)

Of the selected species, harbour seal is the species with most available data on contaminant levels in individuals from the two locations. In general, it is not possible to conclude to which degree harbour seals from the two locations are exposed to and affected by different concentrations of metals. Harbour seals from the Swedish west coast seem to contain higher levels of Σ PCB in blubber (10-50 μ g/g wet weight) than seals from the Norwegian west coast (3-6 μ g/g wet weight). The same situation also appears for other organochlorine contaminants such as Σ DDT and oxychlordanes.

Grey seal (*Halichoerus grypus*) (Gråsel, Havert)

No comparison can be made between the two locations, since no permanent grey seal breeding areas are located on the Swedish west coast. From the Norwegian west coast, however, metal data exist for Cd, Hg, Cu, Zn and Se, and also for a number of organic pollutants. The levels of Σ PCB and Σ DDT in blubber of grey seals from the Norwegian west coast seem to be in line with the corresponding levels found in harbour seal from the same area.

European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) (Toppskarv)

No comparisons between the two locations could be made, since data only were available from european shag from Norway. Dutch scientists have published a lot of works on cormorants, but none of these studies have included data from birds collected along the Swedish west coast in recent years. Metal concentrations have been

analyzed in eggs (Hg) and tissues (liver and muscle: Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Cr, Mn, As and Se), whereas various organochlorine compounds have been analyzed in eggs.

Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) (Storskarv)

No available data about contaminant levels in eggs, feathers or tissues of the great cormorant were found from the western coasts of Sweden or Norway.

Black guillemot (*Cephus grylle*) (Teist)

In a relatively old paper the Hg concentration in black guillemot feathers was reported in birds collected in the Kattegat and Faroe Island areas. This paper reported that the Hg levels in birds from the Kattegat location were higher than in birds from Faroe Islands and Greenland, but lower than in birds from the Baltic. No other data were found from this species in the selected locations.

Common guillemot (*Uria aalge*) (Lomvi)

Some few metal data exist for common guillemot along the Norwegian coast, but nothing can be concluded from these results. No data for this species were found from the Swedish west coast (it appears to breed only on the southernmost parts of this coastline). Organochlorine data suggest that the levels of Σ PCB and Σ DDT in liver are approximately the same in birds collected along the Norwegian coast and Faroe Islands, and being lower than in birds from the Baltic.

Herring gull (*Larus argentatus*) (Gråmåke)

Only herring gull data from the Norwegian coastline were found. Most of these data are from birds collected in the northernmost parts of Norway, i.e. the Nordland and Troms counties. Out of the selected seabirds, the herring gull is the species in which most contaminant data were available. Because the herring gull is mainly a non-migratory bird, this gull species together with the great black-backed gull, may be promising species to use in marine biomonitoring.

Great black-backed gull (*Larus marinus*) (Svartbak)

The organochlorine levels in eggs and tissues such as liver, fat and brain are available for a few specimen of Norwegian great black-backed gull, together with Hg levels in eggs and liver.

Lesser black-backed gull (*Larus fuscus*) (Sildemåke)

Metal and organochlorine levels from a few specimen of this species are known from Norway.

Common gull (*Larus canus*) (Fiskemåke)

Very few data are available for this species, but some data exist for Hg and Σ PCB and Σ DDE in eggs and liver of Norwegian birds.

Common black-headed gull (*Larus ridibundus*) (Hettemåke)

Organochlorine (PCB, DDE, and HCB) levels in eggs from common black-headed gull are available for some Norwegian birds.

Kittiwake (*Rissa tridactyla*) (Krykkje)

Relatively much are known about contaminant levels in kittiwake, but only from birds collected in Norway, especially from the northernmost parts of the country (Nordland and Troms counties).

Other seabird species

Some data were found for seabird species such as razorbill and grey heron along the Norwegian coastline. Data from auks such as Brünnich's guillemot (arctic/subarctic species) and atlantic puffin (rarely present along the Swedish west coast) have not been considered in this report.

Concluding remarks

Some of the reported data on contaminant levels from seabirds may be listed several times, and may therefore originate from the same groups of birds. The reason for this is that the values found in the reference "Knutzen 1999", summarize the known contaminant levels in all birds of a particular species from all over Norway, and

may include data reported in earlier publications, which are also listed in the attachment tables. Very few contaminant data were found for seabirds from the Swedish west coast during the writing of this report. Such data are almost certainly present in various forms, and it is therefore recommended that the search for data on contaminant levels in seabirds from the Swedish west coast should be extended in due course.

References

- AMAP 1998.** AMAP assessment report: Arctic pollution issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. No. xxi+859 pp.
- Appelquist, H., Drabæk, I. & Asbirk, S. 1985.** Variation in mercury content of Guillemot feathers over 150 years. *Mar. Poll. Bull.*, 16(6), 244-248.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U., Norheim, G., Vader, W. & Froslic, A. 1985.** Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. *Environ. Poll.*, 39, 79-93.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U. & Gabrielsen, G.W. 1996.** Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. *Environ. Poll.*, 92(1), 13-18.
- Bernhoft, A. & Skaare, J.U. 1994.** Levels of selected individual polychlorinated biphenyls in different tissues of harbor seals (*Phoca vitulina*) from the southern coast of Norway. *Environ. Poll.*, 86, 99-107.
- Bignert, A., Litzen, K., Adsjö, T., Olsson, M., Persson, W. & Reutergårdh, L. 1995.** Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic guillemot (*Uria aalge*), 1861-1989. *Environ. Poll.*, 89, 27-36.
- Blomkvist, G., Roos, A., Jensen, S., Bignert, A. & Olsson, M. 1992.** Concentrations of sDDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters. *Ambio*, 21(8), 539-545.
- Boon, J.P., van der Meer, J., Allchin, C.R., Law, R.J., Klungsøyr, J., Leonards, P.E.G., Spliid, H., Storr Hansen, E., Mckenzie, C. & Wells, D.E. 1997.** Concentration-dependent changes of PCB patterns in fish-eating mammals: structural evidence for induction of chytochrome P450. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33, 298-311.
- Bourne, W.R.P. 1976.** Seabirds and pollution. In: Johnston, R. (Ed.). *Marine pollution*. Academic Press, London, pp. 318-424.
- Frank, A., Galgan, V., Roos, A., Olsson, M., Petersson, L.R. & Bignert, A. 1992.** Metal concentrations in seals from Swedish waters. *Ambio*, 21(8), 529-538.
- Hall, A.J., Law, R.J., Wells, D.E., Harwood, J., Ross, H.M., Kennedy, S., Allchin, C.R., Campbell, L.A. & Pomeroy, P.P. 1992.** Organochlorine levels in common seals (*Phoca vitulina*) which were victims and survivors of the 1988 phocine distemper epizootic. *Sci. Tot. Environ.*, 115, 145-162.
- Jenssen, B.M., Skaare, J.U., Woldstad, S., Nastad, A.T., Haugen, O., Kløvern B. & Sørmo, E.G. 1995.** Biomarkers in blood to assess effects of polychlorinated biphenyls in free-living grey seal pups. In: Blix, A.S., Walløe, L. & Ulltang, Ø. (Eds.), *Whales, seals, fish and man*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. pp. 607-615.
- Jenssen, B.M., Skaare, J.U., Ekker, M., Vongraven, D. & Lorentsen, S.H. 1996.** Organochlorine compounds in blubber, liver and brain in neonatal grey seals. *Chemosphere*, 32(11), 2115-2125.
- Jenssen, B.M. 1996.** An overview of exposure to, and effects of, petroleum, oil and organochlorine pollution in grey seals (*Halichoerus grypus*). *Sci. Tot. Environ.*, 186, 109-118.
- Jenssen, B.M., Nilssen, V.H., Murvoll, K.M. & Skaare, J.U. 2000.** PCBs, TEQs and plasma retinol in grey heron (*Ardea cinerea*) hatchlings from two rookeries in Norway. Manuscript.
- Knutzen, J. (red.) 1999.** Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Mortensen, P., Bergman, A., Bignert, A., Hansen, H.J., Härkönen, T. & Olsson, M. 1992.** Prevalence of skull lesions in harbour seals (*Phoca vitulina*) in Swedish and Danish museum collections: 1835-1988. *Ambio*, 21(8), 520-524.
- Murvoll, K.M., Skaare, J.U., Nilssen, V.H., Østnes, J.E. & Jenssen, B.M. 1999.** Yolk PVB and plasma retinol concentrations in shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36, 308-315.
- Olsson, M., Andersson, Ö., Bergman, A., Blomkvist, G., Frank, A. & Rappe, C. 1992.** Contaminants and diseases in seals from Swedish waters. *Ambio*, 21(8), 561-562.
- Olsson, M., Karlsson, B. & Ahnland, E. 1994.** Diseases and environmental contaminants in seals from the Baltic and the Swedish west coast. *Sci. Tot. Environ.*, 154, 217-227.
- Olsson, M. 1995.** Ecological effects of airborne contaminants in Arctic aquatic ecosystems; a discussion on methodological approaches. *Sci. Tot. Environ.*, 160/161, 619-630.
- Roos, A., Blomkvist, G., Jensen, S., Olsson, M., Bergman, A. & Härkönen, T. 1992.** Sample selection and preparation procedures for analyses of metals and organohalogen compounds in Swedish seals. *Ambio*, 21(8), 525-528.
- Savinov, V.M., Gabrielsen, G.W. & Savinova, T.N. 2000.** Trace elements in seabirds from the Barents and Norwegian Seas, 1991-1993. Norsk Polarinstittutt. Internrapport No. 5.

- Savinova, T.N., Gabrielsen, G.W. & Falk-Petersen, S. 1995.** Chemical pollution in the Arctic and Sub-arctic marine ecosystems: an overview of current knowledge. NINA. Fagrapport No. 1.
- Schandorff, S. 1997.** Developmental stability and skull lesions in the harbour seal (*Phoca vitulina*) in the 19th and 20th centuries. *Ann. Zool. Fennici*, 34, 151-166.
- Schandorff, S. 1997.** Developmental stability and the Harbour seal epizootic in 1988. *Ann. Zool. Fennici*, 34, 167-175.
- Skaare, J.U., Markussen, N.H., Norheim, G., Haugen, S. & Holt, G. 1990.** Levels of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, mercury, cadmium, copper, selenium, arsenic, and zinc in the harbor seal, *Phoca vitulina*, in Norwegian waters. *Environ. Poll.*, 66, 309-324.
- Skaare, J.U., Degre, E., Aspholm, P.E. & Ugland, K.I. 1994.** Mercury and selenium in arctic and coastal seals off the coast of Norway. *Environ. Poll.*, 85, 153-160.
- Storr-Hansen, E. & Spliid, H. 1993.** Coplanar polychlorinated biphenyl congener levels and patterns and the identification of separate populations of Harbour seals (*Phoca vitulina*) in Denmark. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 24, 44-58.
- Storr-Hansen, E. & Spliid, H. 1993.** Distribution patterns of polychlorinated biphenyl congeners in Harbour seal (*Phoca vitulina*) tissues: Statistical analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 25, 328-345.
- Teigen, S.W., Andersen, R.A., Daae, H.L. & Skaare, J.U. 1999.** Heavy metal content in liver and kidneys of grey seals (*Halichoerus grypus*) in various life stages correlated with metallothionein levels: some metal-binding characteristics of this protein. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(10), 2364-2369.