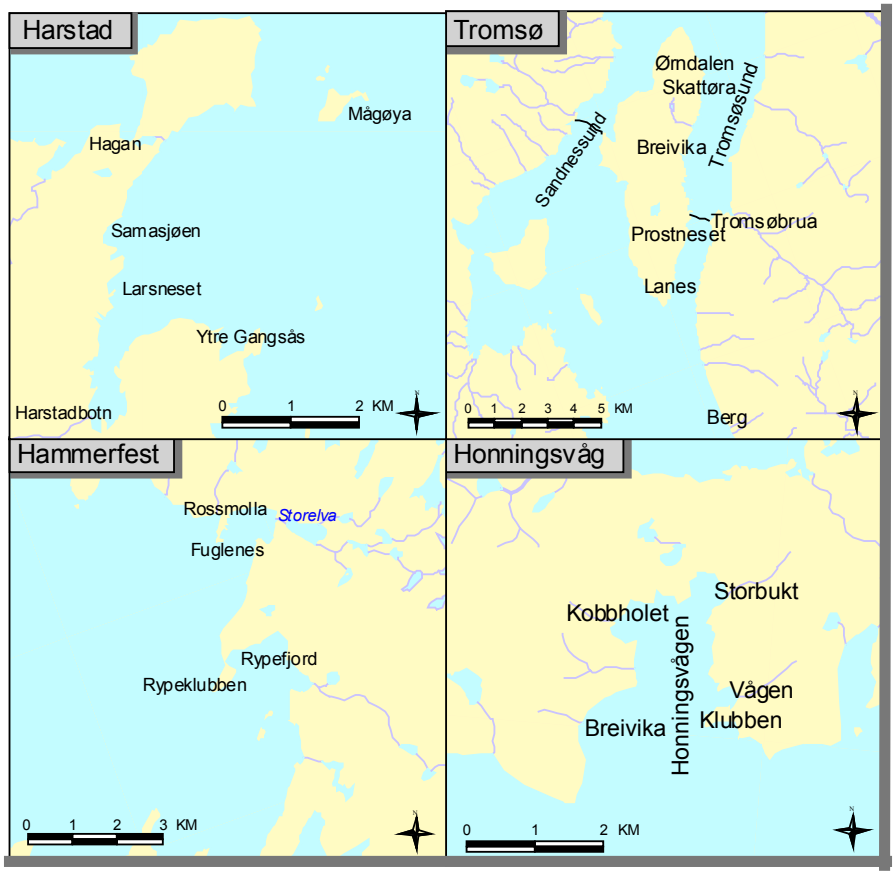
Statlig program for forurensningsovervåking

Oppdragsgivere:	Statens forurensningstilsyn Statens næringsmiddeltilsyn Fylkesmannen i Troms Fylkesmannen i Finnmark Harstad kommune Tromsø kommune Hammerfest kommune Nordkapp kommune
Utøvende institusjoner:	Akvaplan-niva NIVA Unilab Analyse

Rapport 786/00

Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98



TA nr. 1697/2000

Akvaplan-niva

Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 786/00 TA 1697/2000

Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98

Overvåkingsrapport

Evy Jørgensen, Roger Velvin og Barbro Killie

sft: SNT Fylkesmannen i Troms Miljøvernavdelingen Fylkesmannen i Finnmark Miljøvernavdelingen

Harstad kommune Tromsø kommune Hammerfest kommune Nordkapp kommune

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 03 02
Telefax: 77 75 03 01

Rapporttittel /Report title

Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98.

Overvåkingsrapport nr. 786/00, TA nr. 1697/2000

Forfatter(e) / Author(s)

Evy Jørgensen
Roger Velvin
Barbro Killie

Akvaplan-niva rapport nr / report no:
APN412.99.988

Dato / Date:
01.01.00

Antall sider / No. of pages
123 + Appendiks

Distribusjon / Distribution
Åpen/Open

Oppdragsgiver / Client
SFT/SNT/Fylkesmannen i Troms/Fylkesmannen i Finnmark/Harstad kommune/Tromsø kommune/Hammerfest kommune/Nordkapp kommune.

Oppdragsg. ref. / Client ref.

Sammendrag / Summary

Foreliggende undersøkelse gir detaljert informasjon om nivåer og fordeling av ulike miljøgifter i marint sediment, oskjell/blåskjell, tang og fisk for havneområdene Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg. Følgende miljøgifter inngår i undersøkelsen: PAH, PAH-metabolitter (fisk), div. klororganiske forbindelser inkl. non-orto PCB og dioksiner i spesifikke prøver, TBT, kadmium, kvikksølv, bly, sink, kobber, litium. I tillegg er det gjennomført undersøkelser for nivåer av totalt hydrokarboninnhold og hjelpeparameteren TOC (totalt organisk karbon).

Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har gitt kostholdsråd for utvalgte spiselige organismer fra de undersøkte havneområdene.

Emneord:

miljøgifter
Harstad havn, Tromsø havn, Hammerfest havn, Honningsvåg havn
sediment
organismer

Key words:

contaminants
Harstad harbour, Tromsø harbour, Hammerfest harbour, Honningsvåg harbour
sediment
organisms

Prosjektleder / Project manager

Roger Velvin

Kvalitetskontroll / Quality control

Salve Dahle

© Akvaplan-niva ISBN 82-449-0052-0

Referer til denne rapporten som:

SFT, 2000. Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Hartad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98; Overvåkingsrapport. SFT-rapport 786/00.

Oppdragsgivere:

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8001 Dep.
0032 Oslo

Statens næringsmiddeltilsyn
Postboks 8187 Dep
0034 Oslo

Fylkesmannen i Troms
Miljøvernavdelingen
9291 Tromsø

Fylkesmannen i Finnmark
Miljøvernavdelingen
9800 Vadsø

Harstad kommune
Postboks 10
9401 Harstad

Tromsø kommune
Postboks 1003
9001 Tromsø

Hammerfest kommune
Postboks 314
9601 Hammerfest

Nordkapp kommune
9751 Honningsvåg

Utøvende institusjoner

Akvaplan-niva
Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø

Unilab Analyse
Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø

Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER VII

2 INNLEDNING 1
2.1 SONDERENDE HAVNEUNDERSØKELSE –1994 1
2.2 BAKGRUNN OG FORMÅL 2

3 MATERIALE OG METODER 3
3.1 UTVALG AV ANALYSEPARAMETRE 3
3.2 KILDER TIL OG EFFEKTER AV DE UTVALGTE MILJØGIFTER 4
3.3 FELTINNSAMLING, UTSTYR OG PROSEDYRER 7
3.4 ANALYSER, FORBEHANDLING AV PRØVER 10
3.5 ANALYSEPRINSIPP 10
3.6 STATISTISKE METODER 12
3.7 KLASSIFISERING AV MILJØKVALITET 12

4 HARSTAD HAVN 15
4.1 PRØVETAKINGSSTASJONER - TIDLIGERE OG NÅVÆRENDE UTSLIPPSKILDER 15
4.2 TIDLIGERE MILJØUNDERSØKELSER 18
4.3 MATERIALE FRA HARSTAD HAVNEOMRÅDE 18
4.4 RESULTATER OG DISKUSJON SEDIMENT 18
4.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon. 18
4.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad 19
4.5 RESULTATER OG DISKUSJON BIOLOGISK MATERIALE 26
4.5.1 PAH i oskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk 26
4.5.2 Klororganiske forbindelser i oskjell og torskelever 29
4.5.3 TBT i oskjell 31
4.5.4 Metaller i oskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet 31
4.6 SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØKELSER 33
4.7 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER 34

5 TROMSØ HAVN 37
5.1 PRØVETAKINGSSTASJONER - TIDLIGERE OG NÅVÆRENDE UTSLIPPSKILDER 37
5.2 TIDLIGERE MILJØUNDERSØKELSER 41
5.3 MATERIALE FRA TROMSØ HAVNEOMRÅDE 41
5.4 RESULTATER OG DISKUSJON SEDIMENT 42
5.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon 42
5.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad 42
5.5 RESULTATER OG DISKUSJON BIOLOGISK MATERIALE 50
5.5.1 PAH i blåskjell/haneskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk 50
5.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever 53
5.5.3 TBT i blåskjell 55
5.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet 56
5.6 SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØKELSER 58
5.7 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER 59

6 HAMMERFEST HAVN 61
6.1 PRØVETAKINGSSTASJONER - TIDLIGERE OG NÅVÆRENDE UTSLIPPSKILDER 61
6.2 TIDLIGERE MILJØUNDERSØKELSER 64
6.3 MATERIALE FRA HAMMERFEST HAVN 64
6.4 RESULTATER OG DISKUSJON SEDIMENT 64
6.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon 64
6.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad 65
6.5 RESULTATER OG DISKUSJON BIOLOGISK MATERIALE 71
6.5.1 PAH i blåskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk 71
6.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever 74
6.5.3 TBT i blåskjell 76
6.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet 77
6.6 SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØKELSER 78
6.7 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER 79

7 HONNINGSVÅG HAVN 81
7.1 PRØVETAKINGSTASJONER - TIDLIGERE OG NÅVÆRENDE UTSLIPPSKILDER 81
7.2 TIDLIGERE MILJØUNDERSØKELSER 84
7.3 MATERIALE FRA HONNINGSVÅG HAVN 84
7.4 RESULTATER OG DISKUSJON SEDIMENT 84
7.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon 84
7.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad 86
7.5 RESULTATER OG DISKUSJON BIOLOGISK MATERIALE 90
7.5.1 PAH i blåskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk 90
7.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever 93
7.5.3 TBT i blåskjell 94
7.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet 95
7.6 SAMMENLIGNING MED TIDLIGERE UNDERSØKELSER 97
7.7 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER 98

8 MULIGE HELSEMESSIGE EFFEKTER AV KONSUM AV FISK OG SKALLDYR 99
8.1 TOKSIKOLOGI 99
8.2 KONSUM AV SALTVANNSFISK OG SKALLDYR I NORGE 101
8.3 RISIKOVURDERING AV FISK OG SKALLDYR 102
8.3.1 Harstad havn: 102
8.3.2 Tromsø havn: 102
8.3.3 Hammerfest havn: 103
8.3.4 Honningsvåg havn: 103
8.4 DISKUSJON 103
8.5 KOSTHOLDSRÅD 104

9 LITTERATURLISTE 105

10 FORKORTELSER 111

11 VEDLEGG 113

APPENDIKS

1 KOMMUNALE AVLØP I HAMMERFEST A1

2 RÅDATA VEDRØRENDE ANALYSER PÅ SEDIMENT A2
2.1 RÅDATA FRA SEDIMENTANALYSER, KORNFORDELING A2
2.2 RÅDATA VED SEDIMENTANALYSER PAH OG THC A3
2.3 RÅDATA VED SEDIMENTANALYSER KLORORGANISKE FORBINDELSER (UTENOM PCDD/PCDF, NON-ORTO PCB OG PCN) A4
2.4 RÅDATA FRA PCA ANALYSER AV PAH OG PCB I SEDIMENT A5
2.5 ANALYSER AV PCDD/PCDF, NON-ORTO PCB OG PCN I SEDIMENT A6
2.6 ANALYSER AV TBT, METALLER OG TOC/TN I SEDIMENT. NORMALISERTE TOC VERDIER SAMTLIGE HAVNER A7

3 RÅDATA VEDRØRENDE ANALYSER PÅ BIOLOGISK MATERIALE A8
3.1 ANALYSER AV PAH, KLORORGANISKE FORBINDELSER, TBT OG METALLER I BLÅSKJELL A8
3.2 ANALYSER AV METALLER I TANG A9
3.3 ANALYSER AV KLORORGANISKE FORBINDELSER OG METALLER I FISKELEVER A10
3.4 RÅDATA VED ANALYSER AV NON-ORTO PCB OG PCDD/PCDF I TORSKELEVER OG RØYEFILET A11
3.5 ANALYSER AV ORGANOKLORIDER, PESTICIDER OG KVIKKSØLV I RØYEFILET A12
3.6 ANALYSER AV KVIKKSØLV I FISKEFILET A13
3.7 ANALYSER AV PAH-METABOLITTER I GALLE FRA TORSK A14

Merknad: Sidehenvisninger til Appendiks er kun til første side i hvert appendix.

Forord

Akvaplan-niva er engasjert for gjennomføring av en oppfølgende undersøkelse av NIVAs sonderende havneundersøkelse i nordnorske havner (Konieczny, 1996). Foreliggende undersøkelse omfatter registreringer av miljøgiftkonsentrasjoner og miljøklassifisering av prøver fra sediment og utvalgte organismer i havneområdene Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg. Prosjektet er gjennomført i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ved Kristoffer Næs og Jon Knutzen.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har på bakgrunn av prosjektforslaget bevilget størstedelen av midlene for gjennomføring av prosjektet, som inngår i statlig program for forurensningsovervåking. Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) og de aktuelle kommunene har i tillegg bidratt til fullfinansiering av prosjektet. Kontaktpersoner hos oppdragsgivere har vært:

SFT - *Per Erik Iversen*
SNT - *Gunnar Eriksen, Marie Louise Wiborg*
Harstad kommune - *Tone Larsen Heggen*
Tromsø kommune - *Aslak Danielsen*
Hammerfest kommune - *Svein Grotli Skogen*
Nordkapp kommune - *Stål Abrahamsen*

Fylkesmannen miljøvernavdeling i Troms ved *Børge Holte*/*Helge Huru* har hatt koordinatorfunksjon i prosjektet. Prosjektets styringsgruppe har i tillegg til ovennevnte personer bestått av *Erik Syvertsen* og *Geir Furuberg* (Fylkesmannens miljøvernavdeling i Finnmark), *Kristoffer Næs* (NIVA), *Jon Knutzen* (NIVA), *Evy Jørgensen* (Unilab Analyse), *Barbro Killie* (Akvaplan-niva) og *Roger Velvin* (Akvaplan-niva).

Deltakende personell:

Roger Velvin, Akvaplan-niva	Prosjektleder, prosjektforslag, rapport
Evy Jørgensen, Unilab Analyse	Fagansvarlig, rapport
Kristoffer Næs, NIVA	Prosjektforslag, feltarbeid, faglig konsulent
Barbro Killie, Akvaplan-niva	Prosjektforslag, feltarbeid, rapport
Gjermund Bahr, Akvaplan-niva	Feltarbeid, feltlogistikk, dykking
Eirik Årsand, Akvaplan-niva	GIS arbeid, grafikk, kart
Linda Hanssen, Unilab Analyse	Opparbeiding av prøver
Vladimir Savinov, Akvaplan-niva	PCA analyser
Jon Knutzen, NIVA	Prosjektforslag, faglig konsulent

Følgende personer har samlet inn fisk i de ulike havner: Karl M. Karlsen og Trond Roger Larsen (Harstad), Gjermund Bahr (Tromsø), Audun Richardsen (Tromsø) (røye i Hammerfest) og Ivar Sagen (Honningsvåg).

Analysene er utført ved følgende laboratorier, hvor følgende personer har hatt ansvar for kvalitetssikring:

GeoGruppen, Kurt Roger Fredriksen
Unilab Analyse AS, Kjersti Lie Gabrielsen
NILU, Ole-Anders Braathen
NIVA, Svein Ingar Semb, Bente Lauritzen, Einar Brevik, Ketil Hylland
Statens Institutt for Folkehelse, Georg Becher

For de ulike analyseparametre vises til kryssreferanse i Tabell 4.

Kristina Olsson og Anita Evenset (Akvaplan-niva) har bidratt med språklige og faglig konstruktive innspill til manuskriptet.

Rapporten er delt opp slik at resultatene for hver havn er samlet i hovedkapitler som kan leses uavhengig av hverandre. Kapittelet om mulige helseeffekter av konsum av fisk og skalldyr er utarbeidet av SNT og resultatene fra undersøkelsen er vurdert av SNTs rådgivere for miljøgifter.

Tromsø, 31. desember 1999

Roger Velvin
prosjektleder

1 Sammendrag og konklusjoner

Foreliggende undersøkelse gir detaljert informasjon om nivåer og fordeling av de ulike miljøgiftene i bunnsediment, oskjell/blåskjell, tang og fisk for havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg. Forurensningsgrad er karakterisert i henhold til SFTs veiledning om klassifisering av miljøkvalitet, der klasse I er beste og klasse V er dårligste tilstand. Liste over forkortelser som er benyttet i foreliggende kapittel er presentert bakerst i kapitlet. Geografiske referanser er vist i figuren nedenfor.

Harstad
PAH-nivået i bunnsediment var meget høyt (tilstandsklasse IV-V) i hele havneområdet. De høyeste konsentrasjonene ble funnet ved skipsverftet i sentrum og ved Samasjøen . Det ble registrert forhøyede nivåer av PAH i oskjell, og forhøyede nivåer av PAH-metabolitter i torsk fanget i Gangsåsbotn.

Bunnsediment fra områdene ved Samasjøen, Holstneset, Hamneset og utenfor Russevika (innerst i Harstadbotn) var fra sterkt til meget sterkt PCB-forurenset (IV-V), mens det øvrige havneområdet var sterkt forurenset (IV). Det ble funnet noe forhøyede nivåer av dioksin og dioksinlignende forbindelser. I oskjell ble det dokumentert forhøyede verdier av PCB, mens torsk fra Gangsåsbotn var sterkt forurenset (IV).

Sedimentprøver fra hele havneområdet var meget sterkt forurenset av TBT (V). I området fra Seljestadsbukta til Larsneset var TBT-konsentrasjonen vesentlig høyere enn grenseverdien for tilstandsklasse V. Oskjellprøvene var fra sterkt til meget sterkt (IV-V) TBT-forurenset.

Sedimentprøver fra områder utenfor ulike skipsverft hadde de høyeste metall-konsentrasjonene (III-V). Oskjellprøver fra den midtre delen av havneområdet var markert forurenset med bly (III), og tangprøver fra hele den sørligste delen av havnebassenget var fra markert til sterkt (III-IV) forurenset med kobber.

Innholdet av organisk karbon var generelt høyt (IV-V) på alle sedimentstasjoner i Harstad, med unntak av sjøområdet utenfor Kaarbø mek. verksted (III) og Hagan (III).

Tromsø
Det ble funnet varierende nivåer av PAH (tilstandsklasse II-V) i bunnsediment fra Tromsø havneområde. De høyeste PAH-konsentrasjonene ble registrert i indre havn, i Hansjordnesbukta og utenfor Steinbergan (IV-V). Prøvene fra blåskjell viste fra sterkt til meget sterkt PAH-forurensning-(IV og V). Forhøyede nivåer av PAH-metabolitter ble funnet i torsk fisket ved brohodet i Tromsø sentrum.

Sedimentprøver hentet i området fra indre havn til nord for Hansjordnesbukta var sterkt PCB-forurenset . Enkelte prøver fra det sentrumsnære området inneholdt også høye konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter. Det ble registrert forhøyede PCB-nivåer i blåskjellprøver. I fisk fra Tromsø ble det ikke funnet forhøyede PCB-nivåer.

Bunnsedimentprøver fra hele det undersøkte området i Tromsø var fra sterkt til meget sterkt TBT-forurenset (IV-V), mens blåskjellprøvene var fra markert til sterkt forurenset (III-IV).

For alle de undersøkte tungmetallene ble det funnet markert forurenset sediment (III) i indre havn og i dypkaiområdet ved brohodet (Tromsøbrua). Ved dypkaia ved brohodet var sedimentet meget sterkt forurenset av bly (V). Tangprøver fra dette området var markert belastet av kobber.

Med unntak av sediment fra sjøområdet utenfor sørlige del av sentrum, var innholdet av organisk karbon generelt sett høyt på alle stasjoner (IV-V).

Hammerfest
Det ble funnet fra markert til meget sterkt forurenset sediment (tilstandsklasse III-V) for de fleste organiske miljøgifter i Hammerfest havneområde.

Samtlige sedimentprøver fra havnebassenget (unntatt i Rypefjord) var fra sterkt til meget sterkt PAH-forurenset (IV-V). De fleste blåskjellprøvene var markert PAH-forurenset (III), mens konsentrasjonen av de tyngre PAH-komponentene, som KPAH i blåskjell, var høyest for prøvene fra Rypefjord,

Fuglenes og ved utløpet av Storelva (IV). Det ble registrert relativt høye nivåer/ store mengder PAH-metabolitter i torsk fra den indre delen av havnebassenget.

De fleste sedimentprøvene fra havnebassenget (unntatt Rypefjord) var fra sterkt til meget sterkt PCB-forurenset (IV-V). Det ble dokumentert forhøyede nivåer av PCB, inkl. PCB med dioksinlignende effekter, i blåskjell fra indre havn. Torsk fanget i indre havn var markert forurenset (III) av PCB, men det ble ikke funnet forhøyede nivåer av PCB i filet fra røye fisket i havnebassenget.

Sedimentprøver fra hele det undersøkte området i Hammerfest, inklusiv Rypefjord, var fra sterkt til meget sterkt TBT-forurenset (IV-V). De høyeste nivåene var flere ganger over grenseverdien for tilstandsklasse V. Blåskjellprøvene var for det meste sterkt belastet med TBT.

For alle tungmetallene, unntatt sink, ble det funnet markert forurenset sediment (III) i indre havn. Forhøyede nivåer av bly ble funnet i blåskjell, mens tangprøver inneholdt forhøyede nivåer av kobber og sink. Torsk fra indre del av havnebassenget inneholdt forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv.

Det ble registrert generelt høye nivåer av organisk karbon i alle sedimentprøvene. Spesielt høye konsentrasjoner ble målt i sjøområdet ved elveutløpet fra Storvannet.

Honningsvåg
Hele havneområdet, unntatt sediment fra Kobbhollet (nord), var fra sterkt til meget sterkt forurenset med PAH (tilstandsklasse IV-V). Det ble målt forhøyede konsentrasjoner av PAH i blåskjell, og relativt høye nivåer av PAH-metabolitter i torsk fra den indre delen av havnebassenget.

De fleste sedimentprøvene var fra markert til sterkt PCB-forurenset (III-IV). Samtlige blåskjellprøver var moderat PCB-belastet. Det ble funnet forhøyede nivåer av PCB i fisk fra indre havn. Nivået av dioksiner i fisk var noe høyere enn antatt bakgrunnsnivå. Bunnsedimentet i hele havneområdet var fra sterkt til meget sterkt TBT-forurenset (IV-V) samtidig som det ble funnet forhøyede nivåer i blåskjell.

Det ble dokumentert markert forurenset sediment med hensyn til kobber, bly og kvikksølv i havneområdet. Blåskjell fra Kobbhollet var belastet med bly, og samtlige tangprøver fra Honningsvåg inneholdt forhøyede konsentrasjoner av kobber. Forhøyede konsentrasjoner av sink ble funnet i tang fra Vågen.

Verdiene for organisk karbon var generelt høye (V), med unntak av sediment fra Hammernes (III).

Kostholdsråd
Resultatene fra undersøkelsen har vært vurdert av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), som har gitt følgende anbefalinger vedrørende konsum av fisk og skjell fanget i de aktuelle havneområdene:

Harstad:
Fiskelever: *Konsum av fiskelever tatt innenfor en linje strukket mellom Holstneset og tankanlegget på Gangsås frarådes.* **Skjellmat:** *Konsum av skjell fanget innenfor en linje strukket mellom Trondenes kirke og tankanlegget på Gangsås frarådes. Likeledes bør det ikke konsumeres skjell fanget lokalt utenfor Hagan.*

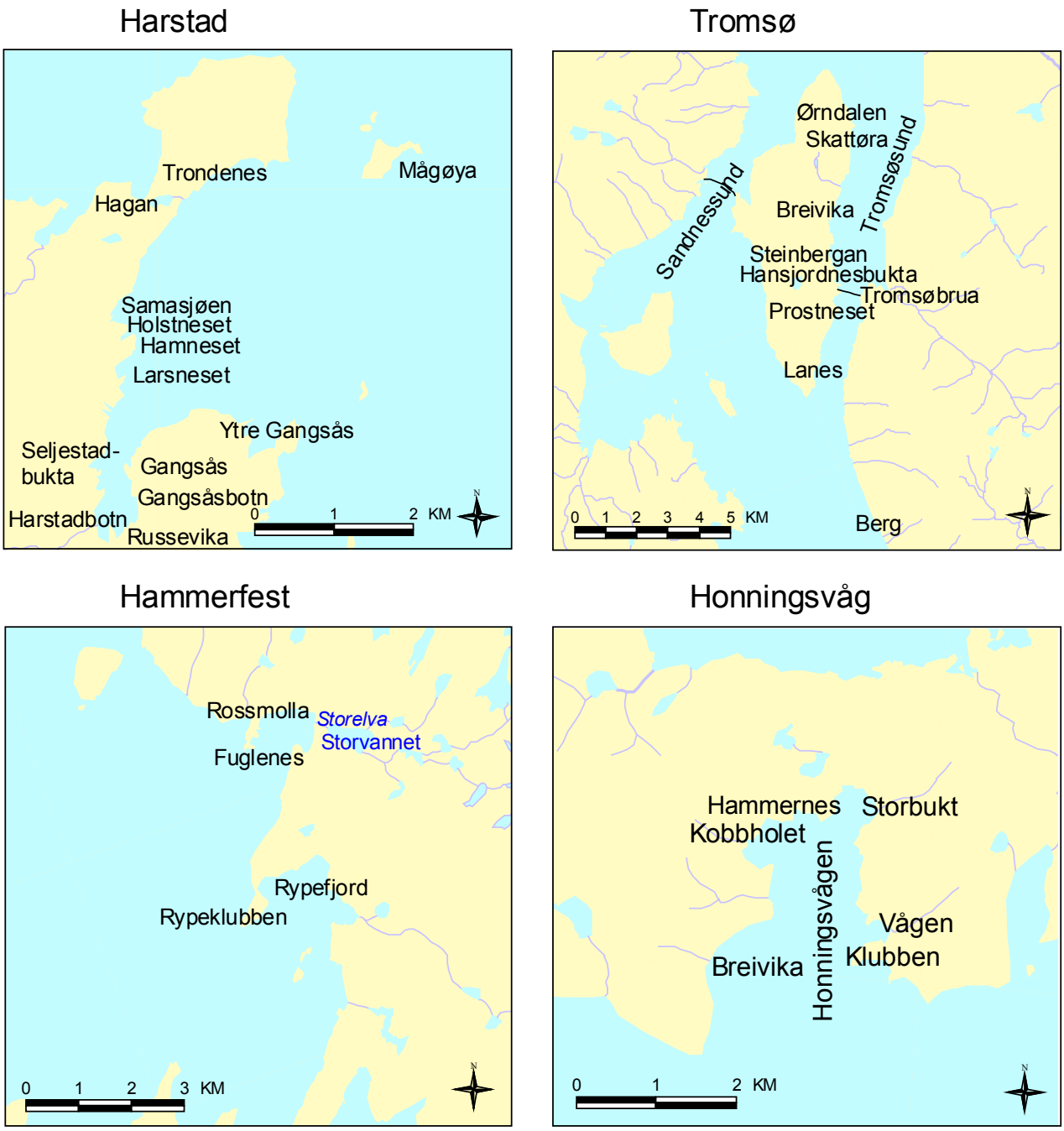
Tromsø:
Skjellmat: *Konsum av skjell fanget mellom Tromsøya og fastlandssiden (Tromsøysundet) frarådes.*

Hammerfest:
Skjellmat: *Konsum av skjell fanget i sjøområdet innenfor moloen i indre Hammerfest havn og Fugleneset, samt inne i Rypejord frarådes.*

Honningsvåg:
Skjellmat: *Konsum av skjell fanget i Honningsvåg havn frarådes.*

FORKORTELSER:

KPAH	Sum kreftfremkallende PAH; Benzo[a]antracen, Benzo[b]fluoranten, Benzo[j,k]fluoranten, Benzo[a]pyren, Indenol[1,2,3-cd]pyren, Dibenzo[a,h]antacen
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCB	Polyklorerte bifenyler
TBT	Tri-*n*-butyltinn



Oversiktskart for undersøkte havneområder

2 Innledning

2.1 Sonderende havneundersøkelse –1994

Sonderende miljøundersøkelser, gjennomført i 1994 av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) for Statens forurensningstilsyn (SFT), påviste høye konsentrasjoner av miljøgifter i sediment og blåskjell ved flere havner i Troms og Finnmark (Knutzen *et al.,* 1995, Konieczny, 1996), se Tabell 1. Forurensingen var spesielt knyttet til de organiske miljøgiftene polyklorerte bifenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tributyltinn (TBT). Enkelte av havnene var også påvirket av tungmetaller (kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) og kobber (Cu)). Miljøstatus i havneområdene til Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg ble klassifisert ut fra SFTs klassifiseringssystem (Knutzen *et al.,* 1993). Spesielt i Harstad ble det funnet høye konsentrasjoner av miljøgiftene. De sonderende undersøkelsene inkluderte imidlertid kun et begrenset antall prøvetakingssteder, se Tabell 1.

Tabell 1: Miljøstatus i havneområdene basert på analyser av sedimenter i 1994 (Konieczny 1996). Klassifisering av miljøstatus er her basert på Knutzen *et al.*, 1993.

	HARSTAD				TROMSØ				HAMMERFEST			HONNINGSVÅG		
	HAR 01	HAR 02	HAR 03	HAR 04	TRØ 01	TRØ 02	TRØ 03	TRØ 04	HAM 01	HAM 02	HAM 03	HON 01	HON 02	HON 03
PAH	V	IV	V	II	III	III	II	IV	IV	II	I	IV	III	IV
PCB	V	IV	V	III	II	III	II	III	V	I	I	IV	III	III
TBT*	V	V	V	IV	III	III	III	IV	i.a.	III	i.a.	III	i.a.	II
Hg	III	III	IV	II	II	II	I	III		I	I	III	II	II
Cd	III	II	II	I	I	II	I	II	I	I	I	III	II	II
Pb	III	III	III	II	I	II	I	II	III	I	I	II	II	II
Cu	III	III	III	II	I	II	I	II	II	I	I	III	II	I

* Midlertidig klassifisering fra NIVA. i.a.= ikke analysert, PCB=PCB7 x 2. Di-aromater er inkludert i PAH.

Havn	Stasjon	Lokalitet
Harstad	HAR01	Gangsåsbotn
Harstad	HAR02	Mathiassen M.V.
Harstad	HAR03	v/Kaarbø M.V.
Harstad	HAR04	Ytre havn
Tromsø	TRØ01	Tromsøysundet S
Tromsø	TRØ02	Bunkerdepot, Breivika havn
Tromsø	TRØ03	Tromsøysundet N
Tromsø	TRØ04	Indre havn /verft
Hammerfest	HAM01	Indre havn
Hammerfest	HAM02	Rypefjorden
Hammerfest	HAM03	Dumpefelt (7 km sørvest for byen)
Honningsvåg	HON01	Storbukta
Honningsvåg	HON02	Kobberholet
Honningsvåg	HON03	Ytre havn

Miljøtilstand
God (I)
Mindre god (II)
Nokså dårlig (III)
Dårlig (IV)
Meget dårlig (V)

2.2 Bakgrunn og formål

I 1996 utarbeidet Akvaplan-niva en prosjektskisse for oppfølging av NIVAs sonderende havneundersøkelser i Troms og Finnmark. Dette ble gjort i samarbeid med Fylkesmannens miljøvernavdelinger i de to nordligste fylkene og i dialog med Statens forurensningstilsyn (SFT). Året etter ga SFT midler til delfinansiering av miljøgiftundersøkelsen i 4 utvalgte havner: Harstad og Tromsø i Troms fylke og Hammerfest og Honningsvåg i Finnmark fylke. De aktuelle kommunene og Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) inngikk både i prosjektstyringen og på finansieringssiden. Prosjektet ble således et samarbeidsprosjekt mellom miljøvernavdelingene, SFT, SNT og de utvalgte kommunene, med oppstart i september 1997. Prosjektet har vært koordinert av Fylkesmannen i Troms ved miljøvernavdelingen. Prosjektets styringsgruppe har foruten miljøvernledere fra de aktuelle kommunene, bestått av representanter fra miljøvern- og næringsmiddelmyndighetene. Undersøkelsene er utført etter et revidert program basert på prosjektskissene og avtaler vedtatt i styringsgruppen. Programmet er utarbeidet og gjennomført av Akvaplan-niva i samarbeid med NIVA, og godkjent av styringsgruppa. Kartlegging av miljøgifter i de aktuelle havnesedimentene er av SFT vurdert som en deloppgave under SFTs handlingsplan for forurensede sedimenter. Resultatene skal brukes i "Quality Status Report 2000" for Region I (Arktis) innen OSPARCOM (Oslo-Paris kommisjonen).

Hovedelementene i prosjektet har vært å kartlegge miljøgiftsituasjonen i havneområdene ved å måle konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i marine organismer og bunnsedimenter, samt å beskrive miljøtilstanden ved hjelp av miljøklassifisering. Prosjektet har tatt sikte på å supplere eksisterende miljødata i de undersøkte områdene og å beskrive påvirkninger av de prioriterte miljøgiftene. Målsetningen med undersøkelsene har således vært tredelt:

1. Undersøkelsen skal gi en grundig kartlegging av miljøtilstanden med hensyn til utvalgte miljøgifter i de aktuelle havnene og deres nærområder.
2. Det skal så langt som mulig pekes på mulige kilder for utslipp av miljøgifter, samt områder som kan være aktuelle for eventuelle tiltak.
3. Undersøkelsen skal gi informasjon om innholdet av miljøgifter i utvalgte spiselige arter.

3 Materiale og metoder

3.1 Utvalg av analyseparametre

Basert på de sonderende undersøkelser i 1994 og de målsetninger prosjektet har, ble følgende sett av analyseparametre valgt ut.

Sediment
I Tabell 2 er det gitt en oversikt over type prøver og analysevariable.

Det ble analysert for metallene kadmium (Cd), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn) og litium (Li). Litiumanalysene ble forsøkt brukt til å normalisere metallresultatene for sedimentets geokjemiske sammensetning. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) ble bestemt, samt innhold av finstoff (% < 63 µm). Videre ble sedimentprøvene analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), totalt hydrokarbon innhold (THC), tri-*n*-butyltinnforbindelser (TBT) og et utvalg av klororganiske forbindelser.

De klororganiske forbindelsene det er analysert for kan deles i to grupper. Den første gruppen inneholder 11 kongenerer (enkeltforbindelser) av polyklorerte bifenyler (PCB) samt et utvalg av andre klorerte forbindelser som rutinemessig bestemmes sammen med PCB: penta- og heksaklorbensen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α- og γ-heksaklorsykloheksan (α-HCH og γ-HCH = lindan), DDT (diklordifenyltrikloretan) og metabolitter av denne (DDE og DDD). I SFTs veiledning for vurdering av miljøkvalitet er summen av 7 kongenere PCB benyttet, de såkalte "seven Dutch" (PCB_7). Disse har IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153. og 180 og er benyttet i denne undersøkelsen.

Den andre gruppen av klororganiske forbindelser er dioksiner (PCDD og PCDF), non-orto PCB (IUPAC nr. 77, 81, 126, 169), og polyklorerte naftalener (PCN). Dette er forbindelser som ofte blir funnet i lavere konsentrasjoner enn PCB. Analyse av disse forbindelse er inkludert på grunn av PCDD/PCDF og non-orto PCBs høye giftighet. Det finnes lite analysedata fra denne typen forbindelser i havneområder i Nord-Norge. Av kostnadsmessige årsaker ble kun spesielt utvalgte sedimentprøver fra de enkelte havnene plukket ut for disse analysene.

Tabell 2: Analysevariable for sediment, blåskjell/oskjell, tang og fiskeprøver i undersøkelsen.

Analysevariable	Sediment	Blåskjell/ oskjell	Tang	Fiskemuskel	Fiskelever
% < 63 µm	✓				
TOC/TN	✓				
Metaller	Cd, Pb, Hg, Zn, Cu, Li	Cd, Pb, Hg	Zn, Cu	Hg	Cd, Pb
THC	✓				
PAH	✓	✓		)[1]	)[1]
PCB	✓	✓			✓
Dioksin + *non-orto PCB*	Utvalgte prøver				Utvalgte prøver
TBT	✓	✓			

)[1] *PAH-metabolitter i galle*

Blåskjell/oskjell, tang
Blåskjell/oskjell prøvene ble analysert for de samme miljøgiftene som sedimentene, bortsett fra THC og metallene kobber, sink og litium. Skjellprøvene ble analysert for PCB-forbindelser (se Tabell 2),

men ikke for dioksiner og non-orto PCB. Tang er en antatt bedre indikator for sink og kobber enn blåskjell (Knutzen *et al.* 1994 med ref.) og ble derfor analysert for innhold av disse metallene.

Fisk
Blandprøvene av fiskelever ble analysert for PCB og metallene kadmium og bly. Blandprøvene av fiskemuskel ble analysert for Hg, mens gallen ble analysert for PAH-metabolitter (se Tabell 2). Nivåer av dioksiner (PCDD/PCDF) og non-orto PCB er i liten grad kartlagt i Nord-Norge (Knutzen 1995; Schlabach & Skotvold 1997a; Schlabach & Skotvold 1997b). Alle fiskestasjonene ble derfor analysert med hensyn på innhold av non-orto PCB i lever, mens analyse av dioksiner ble utført på fiskelever fra den antatt mest forurensede fiskestasjonen i hver havn.

3.2 Kilder til og effekter av de utvalgte miljøgifter

PAH
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) består av en rekke forskjellige forbindelser der noen av disse, f.eks. benzo[a]pyren er giftig, mutagen og derved karsinogen (kreftfremkallende). PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale som ved og kull, forbrenning av ulike petroleumsprodukter (f.eks. bensin og diesel) og søppel, fra aluminiums- og ferromanganverk og ved kullproduksjon. Noen PAH-forbindelser dannes naturlig ved omdanningen av organisk materiale til petroleum. Petroleumsprodukter som tungolje, diesel og bensin inneholder derfor PAH-forbindelser i ulik grad. Mulige kilder for tilførsel av PAH til det marine miljø i et havneområde kan derfor være avrenning fra søppeldeponi, kloakk og slam fra avløp, håndtering av tungolje og diesel, skipstrafikk, skipsverftindustri og avrenning fra bensinstasjoner, samt veiavrenning (eksosnedslag, gummislitasje, asfaltslitasje).

Det er mulig å skille PAH-forbindelser med forbrenningsrelaterte kilder fra de ikke-forbrenningsrelaterte, for eksempel petroleumsrelaterte PAH (Yunker *et al.*, 1993). Generelt er en høy andel av de lettere aromatiske forbindelsene som acenaften, acenaftylen, fluoren og antracen en indikasjon på petroleumsrelaterte kilder, liksom naftalen, fenantren og dibenzotiofen (NPD) med tilhørende høye andeler av deres alkylhomologer (C1 – C3 NPD). Generelt er tyngre PAH-forbindelser som krysen, dibenzo[a,h]antracen, benzo[a]antracen, indeno[1,2,3-c,d]pyren, benzo[b/j/k]fluoranten indikasjoner på forbrenningsrelaterte kilder. Ved tolkning av PAH-profilene brukes i tillegg en kombinasjon (brøk) av utvalgte forbindelser for å identifisere en eller flere kilder.

Nedbrytning av PAH-forbindelser i sediment og industrifyllinger er langsom. Prosessen øker med mikrobiell aktivitet. Forbindelsene brytes ned relativt raskt i de fleste organismer og kan danne mutagene og karsinogene metabolitter (nedbrytningsprodukter). Disse forbindelsene vil i sin tur kunne påvirke f.eks. immunforsvaret negativt. I fisk kan PAH-nivået måles som PAH-metabolitter i galle. Enkelte bløtdyrsgrupper (muslinger, snegl) har lav omsetningshastighet av PAH og vil dermed kunne inneholde høye konsentrasjoner PAH. Disse artene vil derfor kunne brukes som indikatorer på forurensningstilstanden i et område.

PCB og dioksiner
Dioksiner og polyklorerte bifenyler (PCB) er samlebetegnelser for nær beslektede grupper av klorholdige organiske forbindelser. Felles for begge gruppene er at de består av klorerte benzenringer. Dioksiner omfatter 75 klorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og 135 klorerte dibenzofuraner (PCDF). Det finnes i alt 209 ulike klorerte bifenyler (PCB). De kjemiske og toksiske egenskapene varierer bl. a. avhengig av antall og posisjon av kloratomene. Enkeltforbindelser innen slike grupper med samme basisstruktur kalles kongenerer. Non-orto PCB er klorerte bifenyler uten kloratomer på karbonatomene nabo til brohode-karbonet på bensenringene slik at PCB-forbindelsen får en tilnærmet flat struktur. Non-orto PCB har dioksinlignende effekter.

PCB er blitt brukt til ulike formål, som f.eks. elektriske transformatorer og kondensatorer, transformatorolje, hydrolikkolje, myknere, i varmevekslermedier (kjølesystem), klorbaserte gummiprodukter, lakk, maling, olje og løsemidler (Midttun og Sorteberg, 1997). Ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980, og all bruk av PCB-holdige transformatorer og kraftkondensatorer skal ha opphørt fra 1. januar 1995 (Becher *et al.*, 1997).

Dioksiner dannes som et uønsket biprodukt fra forbrenningsprosesser der klor er tilstede og har ikke noe kommersielt anvendelsesområde. Industrielle prosesser der dioksiner dannes er ved syntese av klorfenoler, ved produksjon av magnesium og nikkel, klorbleking av cellulose, avfallsforbrenning, kabelavbrenning og i forbrenningsmotorer. Avgasser fra motorer med blyholdig bensin er andre kjente kilder.

Dioksiner og PCB har lavt damptrykk, men tilstrekkelig til at spredning gjennom luft er betydelig. I luft kan forbindelsene bindes til partikler, transporteres partikkelbundet og bli avsatt med snø og regn i kaldere klimatiske områder. Delvis betydelige konsentrasjoner av PCB-forbindelser er funnet i dyr fra kalde strøk; deriblant i Arktis. PCB og dioksiner finnes likevel i høyest konsentrasjoner nær utslippskilder.

Dioksiner og PCB er meget stabile overfor biologisk nedbrytning. Forbindelsene er fettløselige, akkumuleres i organismenes fettvev og oppkonsentreres i næringskjeder (Ahlborg *et al.*, 1988). Eksponering av PCB kan gi adferdsavvik hos barn og nevrotoksiske effekter. De dioksinlignende effekter er akutt giftige hos enkelte pattedyr. Virkning av dioksiner og dioksinlignende PCB ved lav dose og lang eksponering er kreftutvikling, reproduksjonsforstyrrelser, nedsettelse av immunforsvaret, nevrotoksiske effekter og endokrine forstyrrelser (Becher *et al.,* 1997). Den mest giftige dioksinforbindelsen er 2,3,7,8-TCDD. Denne forbindelsen virker som anti-østrogen. Enkelte PCB og deres metabolitter virker som østrogen, mens andre virker som et anti-østrogen eller anti-androgener.

Dioksiner og PCB er meget fettløselige forbindelser, og fettinnholdet i en biologisk prøve kan i stor grad bestemme mengden av dioksiner og PCB i en prøve. For å kunne sammenligne konsentrasjoner av dioksiner eller PCB i ulike vev og ulike dyrearter uttrykkes ofte konsentrasjonene på fettvektbasis. For å gjøre resultatene praktisk mulig å håndtere ved risikovurderinger omregnes konsentrasjonene av de ulike forbindelsene som har lignende effekter til såkalte toksisitets ekvivalenter (TE). Sum av toksisitets ekvivalenter (TE) i en prøve er et mål for det totale skadepotensialet av blandingen av forbindelser med like/dioksinlignende virkningsmekanismer. Ved omregning til TE er de ulike forbindelsene satt til ekvivalenter av den giftigste forbindelsen 2,3,7,8-TCDD, avhengig av hvor giftige de er i forhold til denne. Følgende modeller er brukt i omregningene; dioksiner - Ahlborg (1989), PCB - Ahlborg *et al.* (1994) og PCN Hanberg *et al.* (1990). Ved beregningen av TE for PCN må det tas forbehold om at denne ikke har vært gjennom samme grundige vurdering i internasjonale ekspertgrupper som tilfellet er for dioksiner og plane PCB.

TBT

Tri-*n*-butyltinn (TBT) er betraktet som en av de mest toksiske forbindelser som tilføres det marine miljø (Goldberg, 1986). Sediment og blåskjell data fra kystområder i Norge viser tydelig at tinnforbindelser er tilstede i de fleste områder, med spesielt høye konsentrasjoner i nærheten av havner (Berge *et al.*, 1997). Tinnorganiske forbindelser er brukt som stabiliseringsmiddel for PVC, sopp- og insektmiddel, og i det marine miljø har hovedfokus vært på det ekstremt effektive antibegroingsmiddel TBT som er brukt i bunnmaling på båter. En utilsiktet miljøeffekt fra denne bruken, og som i de siste 10 år har fått mye oppmerksomhet, er utviklingen av mannlige kjønnsorgan hos hunner hos purpursnegl og strandsnegl, kjent som ”imposex”. Disse effektene, som også er observert ved svært lave konsentrasjoner av TBT i vann (Berge *et al.,* 1997), har ført til restriksjoner i bruken av antibegroingsmiddel på små båter i flere land. I Norge har det etter 1989 ikke vært lov å bruke TBT i antibegroingsmidler for båter mindre enn 25 m, og etter 1993 ble det også forbudt å bruke TBT på små aluminiumsbåter. Det foreligger (pr. 1998) internasjonale avtaler med planer om å forby ny bruk av tinnorganiske forbindelser på store fartøy (>25 m), med start 1. januar 2003 (farge) og 1. januar 2008 (antibegroingsmiddel) (Berge og Walday 1999). TBT er også blitt brukt på fiskebur i akvakulturindustrien, men er siden 1989 totalforbudt. TBT er fortsatt brukt i vedlikehold av trevirke. Forbindelsene vil ved slik bruk komme ut i miljøet via kommunalt avløpsvann og slam (Fent, 1996).

Selv om oppmerksomheten mest har vært rettet mot TBT, er også andre tinnforbindelser funnet i vann og sedimenter. For eksempel har trifenyltinn (TPhT) vist seg å være like toksisk for enkelte organismer som TBT (Cima *et al*., 1997, Fargasová, 1998). TPhT har andre kilder enn TBT, men kan også være en ko-toksikant i antibegroingsmiddel. TPhT er ikke inkludert i SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.*, 1997).

Det er nylig rapportert om sterkt TBT forurensede sediment i ulike havneområder (Berge *et al.* 1997 med ref.) der det også er registrert høye konsentrasjoner av TBT i blåskjell. Funn av tinnforbindelser i ulike marine arter som blant annet fisk, fugl og hval (Shawky *et al.* 1998, Stäb *et al.* 1996, Tanabe *et al.* 1998 og Kannan *et al.* 1997) har økt interessen for overvåking og kartlegging av de ulike tinnforbindelsene. Det er uvisst hvilken virkning tinnforbindelsene har i disse organismene.

Metaller

Tungmetaller tilført det marine system er generelt viet stor oppmerksomhet verden over. Både essensielle (sink og kobber) og ikke essensielle (kvikksølv, kadmium og bly) metaller er akutt giftige for organismer ved eksponering til for høye konsentrasjoner. Flere metaller akkumuleres i organismer og noen anrikes også i næringskjeden (Ruiter 1995). Gruver, og enkelte typer industriell virksomhet, og kommunalt avløpsvann er typiske kilder for tungmetaller (Andersen *et al*., 1996). Målte nivåer i avløpsvann tilsier at tungmetallbidraget til kommunale avløp kan være betydelig fra metall- og maskinvareindustri/verkstedsbedrifter, bilverksteder, bensinstasjoner med vaske-/servicehall og grafiske bedrifter (Sorteberg, 1997).

Bly er et toksisk, ikke essensielt metall, som finnes i utallige produkter. Tidligere var blytilsetning i bensin er stor kilde til forurensing. Denne kilden anses i dag for å være av mindre betydning. Avfallsdeponier og –behandling inkludert batterier og blyhagl, kan være en viktig nåværende kilde. Bly er akutt giftig overfor vannlevende organismer og pattedyr. Metallet kan i enkelte tilfeller biomagnifiseres i næringskjeden og akkumuleres i kroppen i ulike vev og organer, som f.eks. i bein og tenner. Kroniske eksponering for lave doser av bly kan føre til anemi og gi virkninger på nervesystemet (WHO, 1989).

Kvikksølv i fisk og skalldyr foreligger hovedsakelig som metylkvikksølv som er mer toksisk enn uorganisk kvikksølv. Siden kvikksølv er flyktig i både rent metallisk form og som metylerte forbindelser, vil frigjort kvikksølv i stor grad sirkulere i biosfæren i lang tid (Pacyna *et al.,* 1995). Opprinnelige store kilder for kvikksølv var kloralkaliindustri og bruken av organiske kvikksølvforbindelser til beising av såkorn. Etter 1991 har det vært forbudt å bruke kvikksølv i plantevernmidler innen landbruk og treforedling (Midttun *et al.,* 1997). Nåværende kilder kan være forbrenning av kull, smelting av sulfidmalmer, avfallsforbrenning, lekkasjer/sigevann fra avfallsdeponier, overflatebehandlende industri, metall- og maskinvarebearbeidende industri, amalgam til tannfyllinger, krematorier, batterier og termometre (Midttun *et al.* 1997, Dons *et al.* 1993). Kvikksølvforbindelser har lang biologisk halveringstid og er sterkt toksisk overfor vannlevende dyr og pattedyr og oppkonsentreres i næringskjeden (Berg *et al.*, 1997), og kvikksølvforbindelser kan finnes i høye konsentrasjoner i enkelte fiskeslag. Kvikksølv har sterke virkninger på sentralnervesystemet og kan ved større opptak føre til skjelvinger og atferdsvansker (Solberg *et al.*, 1997).

Kadmium har en rekke diffuse kilder fra avfallsbehandling og fra forskjellige produkter (korrosjonsbeskyttelse, stabilisatorer, maling og batterier, Dons og Beck 1993). Bruk av kadmium i batterier har økt sterkt de senere år. Kadmium kan etter anrikning i jordsmonn og sedimenter mobiliseres ved forsuring (Knutzen *et al.*, 1999). Kadmium er sterkt bioakkumulerende i fisk og pattedyr, og halveringstiden er lang. Kadmium akkumulerer særlig i lever og nyre, og metallet er mistenkt for å være kreftfremkallende (Solberg *et al.*, 1997).

Kobber og **sink** blir funnet i forhøyede konsentrasjoner i gruveavløp (Arnesen og Iversen 1999). Noe spredning kan skrive seg fra diffuse kilder fra eldre deponier og ulike produkter og derved gjennom kommunalt avløpsvann (Knutzen *et al.*, 1999). Kobber har i stor grad vært brukt til bunnstoff og notimpregnering. Metallet er sterkt akutt giftig for vannlevende dyr og pattedyr, og bioakkumuleres i vannlevende planter og dyr. Kobber oppkonsentreres ikke i næringskjeden. Sink er et giftig metall som bioakkumuleres, men oppkonsentreres ikke i høyere ledd i næringskjeder i vannmiljø.

3.3 Feltinnsamling, utstyr og prosedyrer

Innsamlingene startet i Tromsø havneområde 12.11.97 med F/F "Hyas" med personell fra Akvaplan-niva og NIVA, og fortsatte med samme fartøy i Harstad den 18.-19.11.97. Prøvene fra Hammerfest havneområde ble innsamlet med havnevesenets fartøy "Vestvern" den 2.12.97. I Honningsvåg foregikk feltarbeidet 05.12.98 med en privateid taubåt "Amazonas". Supplerende biologiprøver ble innsamlet i samtlige havner utover vinteren 1998.

Utvelgelsen av prøvetakingslokaliteter var hovedsakelig gjort på forhånd, og basert på:

- Opplysninger fra NIVAs sonderende havneundersøkelse og andre tidligere undersøkelser.
- Opplysninger fra lokale og sentrale miljøvernmyndigheter om prioriterte områder.
- Opplysninger fra kommunenes miljøvernkonsulenter om mulige kilder.

Havnenes varierende størrelse, topografi, hydrografi og biologi førte til at prøvetakingen måtte varieres fra havn til havn. Forskjellige og til dels dårlig kartlagte bunnforhold gjorde at den endelige stasjonsplasseringen i stor grad ble bestemt under feltarbeidet.

For Harstad er prøvetakingsområdet hovedsakelig avgrenset av Gangsåsbotn i sør og områdene ved Samasjøen i nord. Området ble i tillegg utvidet til å omfatte sjøområdet ved Hagan avfallsfylling og innsamling av fisk fra Måga (Mågøya) (Figur 1). Stasjonsnettet for Tromsø omfatter Tromsøsundets østlige side fra Lanes i sør til Skattøra i nord (Figur 1). I tillegg er det hentet haneskjell fra Berg og fisk fra bruhodet på Kvaløya. Prøvetakingsområdet for Hammerfest omfatter Hammerfest havn inklusiv sjøområdet utenfor Dungan (et gammelt avfallsdeponi sør for byen), Rossmolla og Rypefjorden (Figur 1). I Honningsvåg er stasjonsnettet i havneområdet avgrenset av linja Klubben - Breivika, med vekt på områdene utenfor Storbukta og Vågen nord for Klubben (Figur 1).

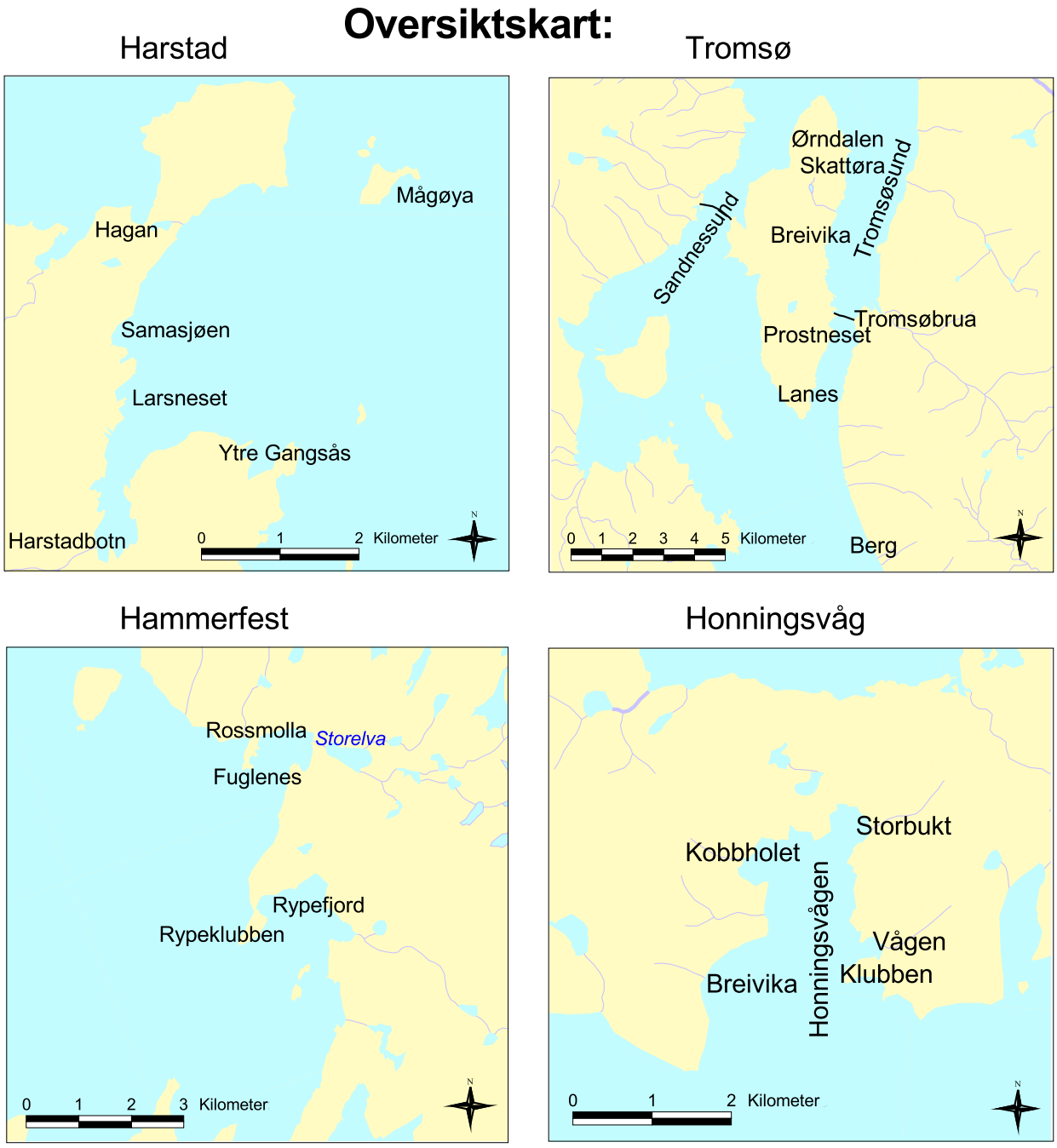
Sedimentprøver fra hver havnelokalitet ble gitt en unik navnekode på tre bokstaver med fortløpende naturlig nummerering av stasjoner. Denne er basert på tilsvarende koding i NIVAs tidligere sonderende havneundersøkelse med den forskjell at de sistnevnte er tosifret. Koden er gitt med tanke på at en ved eventuelle oppfølgende undersøkelser skal kunne benytte samme kodesystem.

Antallet sediment- og biotastasjoner som ble benyttet i hver havn er vist i Tabell 3. Her gis også en sammenstilling av innsamlingsmetodikken. For ytterligere detaljer vedrørende feltmetodikk, biota-arter og konservering av prøver vises det til Vedlegg 1.

Tabell 3. Antall undersøkte lokaliteter og innsamlingsmetodikk i havneområdene Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg, 1997-98. Sediment og biota (Grisetang (*Ascophyllum nodosum*), Blæretang (*Fucus vesiculosus*), Oskjell (*Modiolus modiolus*), Blåskjell (*Mytilus edulis*), Torsk (*Gadus morhua*), Røye (*Salvelinus alpinus*)).

Havn	Ant. sedimentstasjoner/ innsamlingsmetodikk	Ant. tangstasjoner/ innsamlingsmetodikk	Ant. skjellstasjoner/ innsamlingsmetodikk	Ant. fiskestasjoner/ innsamlingsmetodikk
Harstad	14 st. (HAR01-HAR14)/ van Veen grabb*. Niemistö kjerneprøvetaker ** (HAR12).	12 st. grisetang og blæretang (T1-T12)/ littoral innsamling/dykking	7 st. oskjell (O1,O2,O3,O4,O5,O6,O8) / Dykking	3 st. torsk (F1-F3)/ ordinære fangstmetoder***
Tromsø	18 st. (TRO1-TRO19, unntatt TRO11)/ van Veen grabb	13 st. grisetang og blæretang (T1-T14)/ littoral innsamling/dykking	8 st. blåskjell (B1-B8), 1 st haneskjell (H1)/ Littoral innsamling/dykking	2 st. torsk (F1 og F2)/ ordinære fangstmetoder
Hammerfest	9 st. (HAM1-HAM9)/ van Veen grabb	6 st. grisetang og blæretang (T1-T6)/ littoral innsamling/dykking	6 st. blåskjell (B1-B6)/ littoral innsamling/dykking	3 st. torsk (F1-F3), 1 røyestasjon**** / ordinære fangstmetoder
Honningsvåg	7 st. (HON2-HON8)/ van Veen grabb	4 st. grisetang og blæretang (T1-T4)/ littoral innsamling/dykking	4 st. blåskjell (B1-B4)/ littoral innsamling/dykking	2 st. torsk (F1 og F2)/ ordinære fangstmetoder.

* Tait 1978
** Niemistö 1974
*** Stang- , line og garnfiske.
**** Universitetet i Tromsø har innsamlet røye ved utløpet av Storelva. På bakgrunn av høye PCB verdier i sedimentet i dette området, ble prosjektet utvidet til også å omfatte analyser av dette materialet (se side 64*)*.



Figur 1: De undersøkte havneområdene i Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg, 1997-1998.

3.4 Analyser, forbehandling av prøver

Sedimentprøvene ble oppbevart og sendt til analyser i frossen tilstand (for analyselaboratorium på de ulike analyser se Tabell 4).

Blåskjell og oskjell ble oppbevart mørkt og nedfrosset etter innsamling. Før analyse ble skjellene tint, lukkemuskelen fjernet og bløtvevet lagt på brente glass og sendt til analyse i frosset tilstand. Haneskjell fra Tromsø ble opparbeidet og behandlet på tilsvarende måte. Hver oskjellprøve bestod av 6 - 9 skjell, og hver blåskjellprøve bestod av ca. 50 skjell. En oversikt over nøyaktig størrelse og antall dyr til de enkelte blandprøvene er gitt i Vedlegg 2. De ytterste tangspissene på hvert individ ble knust og homogenisert til blandprøve for analyser (se Vedlegg 2).

Fisk ble oppbevart mørkt og nedfrosset, deretter tint til bearbeiding før analyse. Uttak av lever og muskel fra de enkelte fiskene ble utført etter retningslinjer anbefalt av SFT for miljøovervåking på norsk sokkel (SFT 1997) og JAMP Guidelines for Monitoring Contaminats in Biota (OSPARCOM 1997). En oversikt over sammensetning av prøvene er gitt i Vedlegg 2 (lengde/vekt, farge, kjønn, vekt på gonader, levervekt, leverutseende og merknad om eventuelle skader). For fisk er analysene basert på blandprøver. Den enkelte fiskefileten fra hver fisk, tatt på høyresiden av fisken, like nedenfor ryggfinnen, utgjorde ca. 10% av totalvekt for den aktuelle fisken. For leverprøvene ble ca. 10% av totalvekt av leveren tatt ut fra den enkelte fisk til blandprøve.

3.5 Analyseprinsipp

De forskjellige analysene er utført av underleverandørene vist i Tabell 4.

Bestemmelse av prosent finstoff i sediment er gjort ved våtsikting. TOC/TN er bestemt med en CHN-elementanalysesator.

Metaller, flussyreoppslutning
Metoden anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller.

PAH (polysykliske aromatisk hydrokarboner) og THC (totalt hydrokarbon innhold) i sediment
Prinsipp: Ved bestemmelse av PAH og THC i sediment blir den homogeniserte prøven tilsatt interne standarder, forsåpet i metanol og kaliumhydroksid og ekstrahert med pentan. Ekstraktet blir oppkonsentrert og renset på en silikakolonne. Etter oppkonsentrering blir det skiftet løsemiddel på prøven, og de relevante hydrokarbonene blir separert og kvantifisert. PAH kvantifiseres ved bruk av interne standarder og GC/MSD detektor. THC kvantifiseres ved bruk av ekstern standard kurve og GC/FID detektor.
PAH (polysykliske aromatisk hydrokarboner) i biologisk materiale
Prinsipp: Etter homogenisering tilsettes deutererte PAH som indre standarder og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen med cycloheksan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med GPC-kromatografi, DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne. Prøve-ekstraktene analyseres på gasskromatograf med kapillarkolonne koblet til masseselektiv detektor. Identifisering skjer ut fra retensjonstider og signifikante ioner (SIM). Kvantifisering blir utført ved hjelp av de indre standardene.

PAH metabolitter i fisk
ble bestemt som OH-pyren i galle fra individuelle fisk ved synkronskan fluorimetri (Ariese *et al.,* 1993). Galleprøvene ble fortynnet med 1:1 etanol:vann før fluorescensen ble målt (eksitasjon 341 nm, emisjon 383 nm; spaltebredder 5 nm og 10 nm) mengden OH-pyren i prøvene ble kvantifisert ved bruk av OH-pyren standard og standardisert til absorbansen ved 380 nm (målt etter 50 x fortynning i 1:1 etanol:vann).

PCB (klororganiske forbindelser) i sediment og biota

Prinsipp: Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

PCDD/PCDF, non-orto PCB og PCN i sedimenter
er bestemt etter metodikk beskrevet hos Schlabach *et al.* (1993), Oehme *et al.* (1994) og Schlabach *et al.* (1995).

Tabell 4: Oversikt over underleverandør som er benyttet til de ulike analysetjenester.

Materiale	Analyseparameter	Underleverandør
Sediment	TOC/TN	NIVA
	% finstoff	GeoGruppen
	Metaller	NIVA
	TBT (tributyltinn) og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter	NIVA
	PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og THC (totalt hydrokarbon innhold)	Unilab Analyse AS
	PCB (klororganiske forbindelser)	Unilab Analyse AS
	Non-orto PCB, PCDD/PCDF (dioksiner) og polyklorerte naftalener(PCN)	NILU
Blåskjell/oskjell	Metaller	NIVA
	PCB (klororganiske forbindelser)	NIVA
	PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)	NIVA
	TBT (tributyltinn) og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter	NIVA
Tang	Metaller	NIVA
Fisk		
Galle	PAH-metabolitter	NIVA
Lever	PCB (klororganiske forbindelser)	NIVA
Lever	Non-orto PCB, PCDD/PCDF (dioksiner) og polyklorerte naftalener(PCN)	Statens Institutt for Folkehelse
Lever	Metaller	NIVA
Muskel	Metaller	NIVA

NIVA – Norsk Institutt for Vannforskning, NILU –Norsk Institutt for Luftforskning

Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner og non-orto PCB i prøver av fisk.
Prinsipp: Prøvene tilsettes ^{13}C-merkede interne standarder og ekstraheres med flerdimensjonal væskekromatografi (Becher *et al.*, 1998). Ekstraktene analyseres ved kapillærgasskromatografi koblet til massespektrometri (Becher *et al.,* 1995 og Johansen *et al.,* 1996). Kongenerene identifiseres ved korrekt retensjonstid, isotopforhold og signal/støy forhold. Fettkonsentrasjonen bestemmes i en separat prøve ved ultralydekstraksjon med cycloheksan, aceton og vann. SIFF har gjennomført sammenlignende bestemmelser med Norsk institutt for luftforskning og WHO-

interkalibreringsstudier med godt resultat.

TBT (tributyltinn) med nedbrytningsprodukter i sediment
Prinsipp: Prøvene tilsettes intern standard og oppsluttes i alkoholisk lut. De tinnorganiske forbindelsene ekstraheres med organiske løsemidler etter pH-justering og direkte derivatisering. Prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED, detaljert prosedyre i Følsvik (1997).

TBT (tributyltinn) med nedbrytningsprodukter i biota
Prinsipp: Prøvene tilsettes intern standard og oppsluttes i alkoholisk lut. De tinnorganiske forbindelsene ekstraheres med organiske løsemidler etter pH-justering og direkte derivatisering. Prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED, detaljert prosedyre se Følsvik *et al.* (1999).

NIVA er akkreditert for de angitte analyser, unntatt TBT og PAH-metabolitter. NILU er akkreditert for analyse av dioksiner og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN. Unilab Analyse AS er akkreditert for PAH og THC, men foreløpig ikke for PCB.

3.6 Statistiske metoder

Mønsteret i fordelingen av enkeltforbindelser av PAH og PCB ble for de enkelte stasjoner vurdert ved hjelp av Principal Component Analysis (PCA) for om mulig å finne grupperinger av stasjoner med like mønstre. PCA ble utført ved hjelp av STATISTICA Versjon 4.5 software (SYSTAT, Inc.) og plottene ble gjort ved hjelp av STATISTICA Versjon 4.5 og GRAPHER versjon 1.26 software (Golden Software, Inc.).

Hver prinsipal komponent (PC) er dannet ved en lineær kombinasjon av de originale variable hvor hver ny prinsipalkomponent ikke er korrelert med de andre prinsipalkomponentene. Den første prinsipalkomponenten er den lineærkombinasjonen som forklarer størst mulig andel av variasjonen. Neste prinsipalkomponent forklarer mest mulig av resterende varians. Ofte utgjør de første to eller tre PC mesteparten av den totale variansen og kan brukes til å representere det originale datasettet. PC-analysene ble utført på prosent enkeltforbindelser PAH av total sum PAH (disykliske, 3-6 sykliske og alkylerte NPD); For PCB på prosent enkeltforbindelser av sum analyserte PCB og pesticider (se Appendiks 2.3 for detaljert liste). Resultatet fra PC-analysene er satt opp i et koordinatsystem utspent av PC. Variablene og prøvene er representert ved vektorer fra origo ut til scorene til variabelen. Pilene peker i retning av stigende verdi av variabelen. Lengden på pilen sier noe om hvor mye av variasjonen til variabelen som er forklart for hver av PC-aksene. Se Appendiks 2.4 for rådata fra PCA-analysene.

3.7 Klassifisering av miljøkvalitet

For å vurdere graden av forurensing av forskjellige miljøgifter i overflatesedimentene og biotaprøvene er kriteriene, som er satt av SFT til klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.*, 1997), blitt fulgt. Miljøgifter som metaller og PAH har et naturlig bakgrunnsnivå. Klorerte forbindelser stammer utelukkende fra menneskelig aktivitet og skal ha en forventet null-forekomst i omgivelsene. Imidlertid har også slike forbindelser nå fått en global spredning. Ved bruk av "bakgrunnsnivå" betyr dette resultatet av bare diffus belastning (langt fra punktkilder) og lite eller ubetydelig forurenset.

Ved klassifisering av miljøkvalitet ut fra innhold av PCB i sediment skal denne i henhold til SFTs retningslinjer basere seg på totalt innhold PCB og ikke PCB_7. Det er altså en trykkfeil i den nye utgaven av SFTs veiledning "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" (Molvær *et al.* 1997, SFT 1999). Ved omregning fra analyserte verdier av PCB_7 til totalt innhold av PCB er det i dette arbeidet benyttet en gjennomsnittlig omregningsfaktor på 3,5 for alle prøvene. Dette gjelder også for PCB_7 data fra andre tidligere undersøkelser som resultatene sammenlignes med. Bruken av

denne faktoren er basert på en estimering av omregningsfaktor utført på sedimenter i Sør-Norge (Semb og Brevik, 1999). En slik vurdering er ikke utført på sedimenter fra Nord-Norge. Nordnorske havner har en betydelig trafikk av russiske skip og fiskefartøyer. Tekniske PCB-blandinger med russisk opphav har karakteristiske profiler (Konieczny og Mouland, 1997) og det kan, uten at det er dokumentert, være nødvendig å bruke andre omregningsfaktorer for prøver med innslag av denne type PCB-blandinger. Faktoren 3,5 er derfor brukt med bevissthet om at dette er et estimat for beregning av total-PCB. Ved vurdering av miljøkvalitet og sammenligning av miljødata bør det derfor tas hensyn til dette.

Miljøgiftenes spredning er sterkt knyttet til andelen finpartikler i sedimentene (Ackerman *et al.*, 1983, JMG 1993). Siden miljøgiftenes innhold ikke blir normalisert mot f.eks. partikkelstørrelse i prøvene, må det utøves stor forsiktighet ved direkte sammenligning av innhold miljøgifter i prøver med stor forskjell i mengde finstoff. Dersom det f.eks. blir funnet like høy konsentrasjon av en aktuell miljøgift i to prøver med stor forskjellig i kornfordeling, vil prøven med lavest andel finstoff (den mest grovkornede prøven) ha betydelig høyest *belastning* av den aktuelle miljøgiften.

Litium kan i enkelte tilfeller bli brukt til normalisering for sediment fra forskjellige stasjoner der sedimentet har forskjellig mineral sammensetning (Loring, 1991). I tilfellene for de ulike stasjonene fra Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg, ga litium dårlig korrelasjon mot kornfordeling, se Appendiks 2.6. Kun konsentrasjonene for de ulike metallene er derfor diskutert i de respektive havnene.

PAH-metabolitter i fisk er ikke inkludert i SFTs veiledning og er derfor i stor grad sammenlignet mot nivåer fra antatte referansestasjoner i hver havn. Det nevnes videre at fisk er et ikke-stasjonært prøvemateriell og at verdiene målt ikke nødvendigvis bare representerer nivået i fisken ved den aktuelle innsamlingsstasjonen.

4 Harstad havn

4.1 Prøvetakingsstasjoner - tidligere og nåværende utslippskilder

Harstad havneområde med prøvetakingsstasjoner, oversikt over havnevirksomheter og utslippssituasjon er presentert i Figur 2.

Harstad kommune har ca. 23 000 innbyggere. Ved siden av omfattende havnetrafikk er havneområdet dominert av flere mekaniske verksteder, slipper og småindustri som trelast, fryserier og kjøleanlegg. Det har dessuten foregått utstrakt import og omlasting av kull og olje (Norges sjøkartverk 1988) i Harstad havn.

Innenfor innsamlingsområdet for foreliggende undersøkelse er det lokalisert 9 tidligere eller eksisterende fyllinger og områder med forurenset grunn. Disse har mer eller mindre klart definert avrenning til havnebassenget eller fjordsystemet (NGU 1990a).

Innsamlingsområdet ligger i utslippsområdet for 27 større og mindre utslipp av avløpsvann mellom ytre Gangsås og Samasjøen (Figur 2). Utslippene er både kommunale og private. En omfattende plan for endring i utslippsregime i form av både rensing og samkjøring er presentert i kommunens hovedplan for avløp (kilde: Harstad kommune 1996).

Potensielle forurensningskilder i Harstad havneområde:

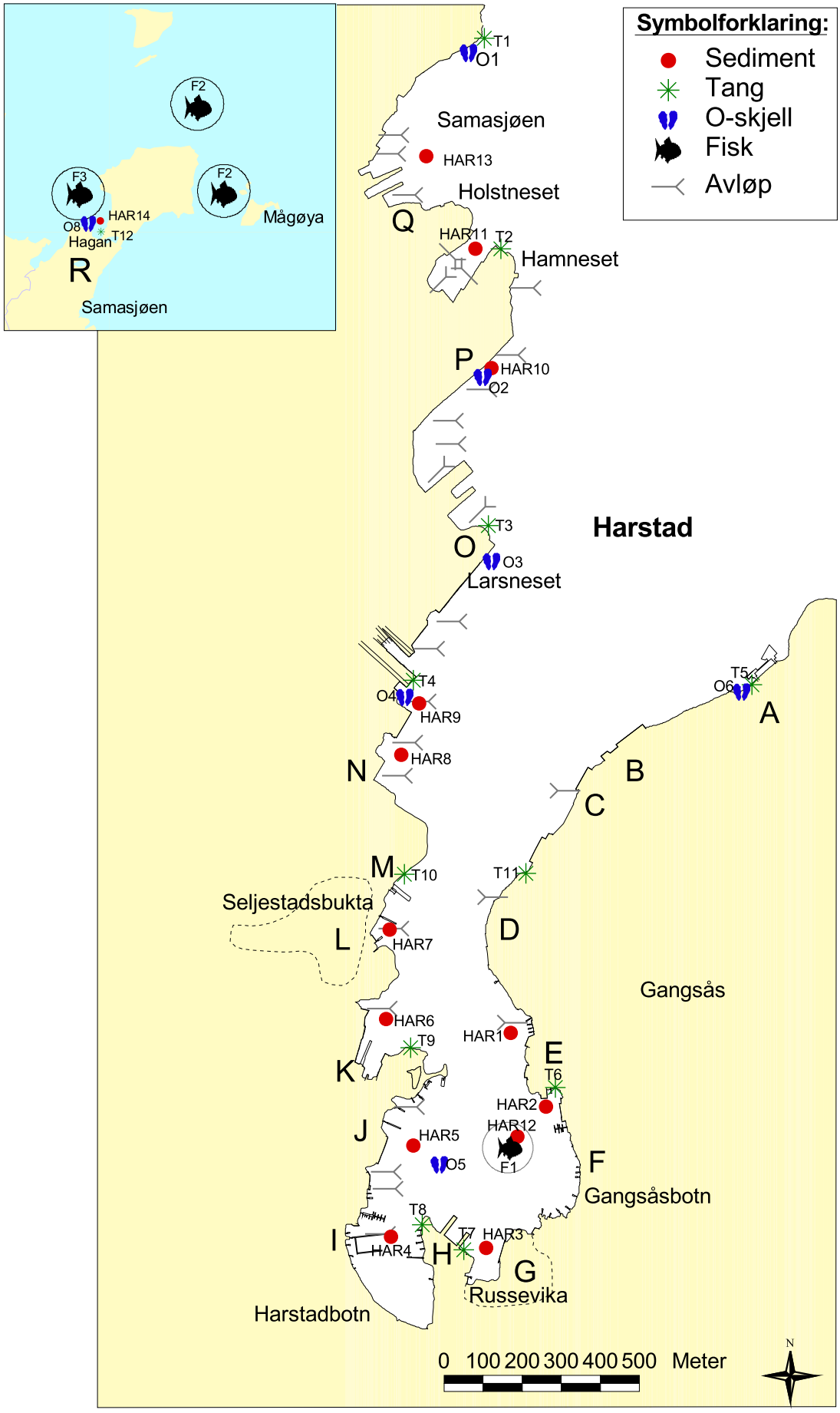
- Kommunale fyllinger, industrifyllinger, forurenset grunn.
- Lekkasjer av mineraloljer, spilloljer, oljeavfall.
- Tilførsel av tungmetaller, PCB-holdig transformatoroljer, slipestøv fra båter, bunnstoff, bunkringsanlegg.
- Import og omlasting av kull og oljer.

Tabell 5 gir en oversikt over aktuelle havneaktiviteter, eksisterende og tidligere fyllinger, samt lokaliteter med forurenset grunn innenfor innsamlingsområdet. Virksomhetene er gitt en bokstavkode som kartreferanse i Figur 2. Tabellen viser også hvilke prøvetakingsstasjoner som ligger nærmest de enkelte havneaktivitetene.

Tabell 5. Harstad havn. Tidligere og nåværende havneaktiviteter i området Ytre Gangsås- Samasjøen (Kilder: Heggen miljøvernleder Harstad Kommune 1998, NGU 1990a, Knutzen *et al* 1977).

Kartref.	Aktivitet	Nærmeste lokaliteter
A.	• Shell og Statoil anlegg - forurenset industrigrunn (lettoljer)	O6[1], T5[1]
B.	• Utskiping av kull • Oljetankanlegg • Mellager og bunkerkai • Sildoljefabrikk	O6, T5, T11
C	• Thranes Miljøindustri - Industrifylling (1955-), destruksjon av spesialavfall • Kjøle/fryselager • Kraftfôr/slakteavfall • Isopor/sundolitt produksjon • Tidl. notbarkeri/bøteri	T11
D	• Tidl. kaianlegg - funn av gml. kreosotstokker	HAR1[1], F1[1]
E	• Gml. sildoljefabrikk • Gml. shellanlegg	HAR1, HAR2, T6, F1
F	• Småbåthavn	HAR2, T6, HAR12, F1
G	• Avfallsfylling Russevika (1975-78), tidl. kommunal fylling på industriområde, noe spesialavfall	T7, HAR3, HAR12, F1
H	• Ytre Rolla Fiskesamvirke - tråleranløp, industrifylling(1986-) • Tidl. avfallsforbrenning	HAR3, T7, T8, HAR4, HAR12, F1
I	• Botnelva - overvannsutslipp • Småbåthavn	HAR4, T8, F1
J	• Videreg. skole - tekniske fag	HAR5, O5, F1
K	• Mathiassen mek.verksted/skipsverft	HAR6, T9, F1
L	• Seljestad avfallsfylling (1965-75) - kommunal, noe spesialavfall, tidl. avrenning til havnebasseng.	HAR7, F1
M	• Bilopphugging/skraphandel. • Harstad fergekai • Harstad Marina • Harstad stålindustri	HAR7, T10, F1
N	• Avfallsfylling (1950 1960) - rester etter kommunal/ industrifylling • Kaarbø verksted m/ verkstedhall og dokk. • Sandblåsingsaktivitet nord for Kaarbø.	HAR8, HAR9, O4, T4
O	• Oppankring av større båter	O3, T3
P	• Nedlagt småindustri Bothner	HAR10, O2
Q	• Skipsverft og verksteder	HAR11, HAR13, T2, O1, T1
R	• Hagan avfallsfylling - kommunal (1978-) • Tidl. avfallsfylling med avrenning til Nygårdsvågen	HAR14
S	• Måga - dumpingplass for bil -og skipsvrak (-1980)	F2

[1] *O* = oskjell, T* = tang, HAR* = sediment, F* = fisk*



Figur 2: Harstad havneområde. Prøvetakingsstasjoner, havnevirksomheter og utslippssituasjon, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 5.

4.2 Tidligere miljøundersøkelser

NIVA utførte en resipientundersøkelse i Harstad kommune i 1976 (Knutzen *et al*., 1977). Bakgrunnen for målingene var kloakkregulering i forhold til daværende avløpsplan for Harstad. Det ble foretatt dykkerundersøkelse, strandsonebefaring nær utslippstedene, samt stikkprøver av vannkvalitet og hydrografi.

I forbindelse med kommunens avløpsplanlegging ble det utført marine resipientundersøkelser i Harstad havneområde i 1990-91. Disse konkluderte med gode miljøforhold i den ytre delen av den marine resipienten utenfor sentrum (strekningen sentrum - Mågøya). I indre del av Gangsåsbotn ble det registrert tydelige indikasjoner på organisk forurensning. Her ble det funnet sterke biologiske forurensningseffekter i bunndyrssamfunnet, men ikke påvist tydelige tegn på miljøbelastning i vannmassene. Det ble foreslått vesentlige reduksjoner i utslippene (Dahle *et al.,* 1991).

I den sonderende undersøkelsen av miljøgifter i havnesedimenter i 1994 ble det registrert meget høye konsentrasjoner av TBT, PCB og PAH innerst i Gangsåsbotn og ut til Larsneset (Konieczny 1996). Miljøtilstanden vurdert ut fra konsentrasjonene av tungmetaller (Hg, Cd, Pb og Cu) varierte fra mindre god (II) til dårlig (IV, Hg ved Kaarbøverkstedet) for samme område.

Blåskjell innsamlet i 1994 ved Holmen, som utgjør ytre vestlige del av Gangsåsbotn, inneholdt forhøyede konsentrasjoner av TBT. Miljøtilstanden ble karakterisert som mindre god (II) med hensyn til PCB (Knutzen *et al.,* 1995).

4.3 Materiale fra Harstad havneområde

Oskjell i Harstad-området ble samlet inn isteden for blåskjell. I miljøovervåkning kan oskjell benyttes som indikatororganisme i områder der blåskjell ikke finnes (Molvær *et al.,* 1997). For PAH er tilstandsgrensene for blåskjell anvendelig for oskjell (Molvær *et al.,* 1997), men en kan f.eks. ikke sammenligne referanseverdiene for metaller i blåskjell med verdiene funnet i oskjell (Green 1998). Det må derfor utøves forsiktighet i vurdering av nivå på miljøgifter for oskjell.

Etter at hovedtoktet var gjennomført i november - desember 1997, ble det bestemt at området rett utenfor Hagan søppeldeponi skulle inkluderes i undersøkelsen. Her ble innsamling av sediment, oskjell, tang og fisk utført i perioden mars – april 1998.

For detaljer fra prøveinnsamling og oversikt over innsamlede prøver se kapittel 3.3 og Vedlegg 1.

4.4 Resultater og diskusjon sediment

Rådata for de kjemiske og geokjemiske analysene som ble foretatt på de innsamlede sedimentprøvene er gitt i Appendiks 2.1 (kornfordeling), Appendiks 2.2 (THC, PAH) og Appendiks 2.3 (klororganiske forbindelser utenom PCDD/F og non-orto PCB), Appendiks 2.5 (PCDD/F, non-orto PCB og PCN) og Appendiks 2.6 (metaller, TBT, TOC/TN).

Stasjonsnummer og geografiske områder som det refereres til i diskusjonen er vist i Tabell 5 og på kart i Figur 2.

4.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon.

Sedimentet ble beskrevet som slamholdig og sandaktig på enkelte stasjoner i den innerste delen av havnebassenget. Langs hele strekningen fra område J (Figur 3) til område P (Figur 3) besto sedimentet av siltig sand og siltig leire. Vedlegg 2 gir en visuell beskrivelse av sedimentet på de enkelte stasjoner, sammen med vanndyp og posisjon. Variasjonen i prosentandelen finstoff var stor for de undersøkte stasjonene i Harstad havn. Det var kun sediment fra HAR12, innerst i Gangsåsbotn, som kunne beskrives som finkornig, dvs. med >70 % av partiklene finere enn 63 μm (Appendiks 2.1).

De dypere lagene på denne stasjonen hadde også relativt høyt innhold av finpartikler (> 50%). De fleste prøvene ellers i havneområdet inneholdt mindre enn 30 % finpartikulært materiale (Appendiks 2.1). Spesielt for prøvene HAR8, HAR9 og HAR10 var andelen finpartikulært materiale lav (<10%). Den store forskjellen i mengde finstoff i prøvene er forsøkt tatt hensyn til i den videre diskusjonen om tilstandsklassifisering av miljøgiftene.

Nivåene av totalt organisk karbon (TOC) i overflatesedimentene er normalisert mot andelen finstoff og klassifisert i henhold til SFTs retningslinjer (Molvær *et al.,* 1997). Resultatene er presentert i Appendiks 2.6. Her fremkommer også normaliserte verdier fra innsamlingen i 1994. TOC verdiene var generelt høye i de fleste sedimentprøvene (klasse IV og V - "dårlig" og "meget dårlig"), med unntak av HAR9 utenfor Kaarbø verkstedet og HAR14 utenfor Hagan med hhv. klasse III (mindre god) og II (god). De høyeste konsentrasjonene ble funnet utenfor sone P og Q (HAR10, HAR11) og i de øverste 10 cm i Gangsåsbotn (HAR12). De målte konsentrasjonene samsvarer godt med resultatene fra 1994. Generelt sett må overflatesedimentene i hele havneområdet karakteriseres som organisk belastet.

4.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad

Basert på SFTs retningslinjer for klassifisering av miljøtilstand (Molvær *et al.,* 1997) er nivåene av de ulike organiske miljøgiftene høy i hele havneområdet (se Figur 3 og Tabell 6). I sediment fra området N (HAR8 og HAR9) til område Q, samt fra stasjonen HAR12 innerst i havneområdet, ble de høyeste verdiene for PAH funnet (IV – "sterkt forurenset" og V - "meget sterkt forurenset").

Påvirkningen av PCB var relativt jevn i havnebassenget (hovedsakelig IV – "sterkt forurenset"). Imidlertid var prøvene HAR3, HAR10 og HAR11 meget sterkt forurenset av PCB (V), der prøven HAR11 inneholdt spesielt høye nivå. Det ble også funnet høye enkeltverdier av HCB på stasjonene HAR3, HAR12 og HAR13 (Tabell 6). TBT ble funnet i spesielt høye konsentrasjoner i områdene K til N. Den høyeste verdien av TBT i hele undersøkelsen ble funnet i Harstad.

De ulike metallene ble funnet i konsentrasjoner som ble klassifisert i noe lavere tilstandsklasser enn for de organiske miljøgiftene (Tabell 6). De høyeste konsentrasjonene av tungmetaller ble funnet utenfor ulike skipsverft (HAR8, HAR9, HAR11, HAR13). For eksempel kan nevnes området N (Figur 3) hvor sedimentet var sterkt forurenset med kobber (IV – "sterkt forurenset"), kvikksølv (IV – "sterkt forurenset") og sink (III – "markert forurenset"). For alle stasjonene fra område N (avfallsfylling/Kaarbøverkstedet) til området Q var sedimentet markert forurenset av bly (III). Dette var også tilfelle for stasjonen HAR12.

Tabell 6: Klassifisering av miljøstatus i henhold til SFTs veiledning (Molvær *et al.*, 1997) av sedimenter (0-2 cm hvor sedimentlag ikke er angitt) i Harstad. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 3.

Stasjon	PAH[1] (µg/kg)	B(a)P[1] (µg/kg)	THC[2] (mg/kg)	TBT[1] (µg/kg)	PCB[1] (µg/kg)	HCB[1] (µg/kg)	ΣDDT[1] (µg/kg)
HAR1	11299 (IV)	834 (V)	452	1415 (V)	179 (IV)	0,2 (I)	6,4 (III)
HAR2	7048 (IV)	519 (V)	397	261 (V)	124 (IV)	0,4 (I)	2,5 (III)
HAR3	6978 (IV)	445 (IV)	445	605 (V)	398 (V)	6,7 (III)	7,3 (III)
HAR4	13254 (IV)	796 (V)	373	1481 (V)	188 (IV)	1,3 (II)	5,4 (III)
HAR5	4445 (III)	268 (IV)	205	285 (V)	72 (III)	0,4 (I)	1,9 (II)
HAR6	13694 (IV)	936 (V)	438	6403 (V)	177 (IV)	0,5 (II)	4,6 (III)
HAR7	10704 (IV)	568 (V)	511	4770 (V)	148 (IV)	0,5 (II)	3,5 (III)
HAR8	21774 (V)	1329 (V)	561	34804 (V)	145 (IV)	1,3 (II)	3,8 (III)
HAR9	18858 (IV)	1147 (V)	543	16370 (V)	182 (IV)	0,5 (II)	6,9 (III)
HAR10	15690 (IV)	794 (V)	314	493 (V)	376 (V)	0,3 (I)	66,5 (V)
HAR11	25755 (V)	1405 (V)	526	817 (V)	1077 (V)	1,0 (II)	25,2 (IV)
HAR12 0-2 cm	28079 (V)	1434 (V)	1150	2974 (V)	271 (IV)	5,0 (III)	14,8 (IV)
HAR12 4-6 cm	20629 (V)	732 (V)	607	2713 (V)	240 (IV)	0,2 (I)	16,6 (IV)
HAR12 8-10 cm	20234 (V)	916 (V)	437	905 (V)	267 (IV)	0,5 (II)	11,3 (IV)
HAR12 16-18 cm	18870 (IV)	769 (V)	345	90 (IV)	133 (IV)	0,2 (I)	4,8 (III)
HAR12 20-22 cm	22162 (V)	935 (V)	669	71 (IV)	96 (III)	0,5 (II)	4,8 (III)
HAR13	29288 (V)	1782 (V)	333	1391 (V)	294 (IV)	3,5 (III)	25,5 (IV)
HAR14	159 (I)	8 (I)	4	1 (I)	6 (II)	0,1 (I)	0,2 (I)

tabellen fortsetter på neste side

fortsettelse av tabell fra forrige side

Stasjon	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)
HAR1	111 (II)	188 (II)	0,25 (II)	101 (II)	1,30 (III)
HAR2	69 (II)	134 (I)	0,17 (I)	67 (II)	0,71 (III)
HAR3	98 (II)	273 (II)	0,40 (II)	154 (III)	2,32 (III)
HAR4	106 (II)	275 (II)	0,90 (II)	112 (II)	1,57 (III)
HAR5	29 (I)	103 (I)	0,21 (I)	44 (II)	0,55 (II)
HAR6	119 (II)	304 (II)	0,48 (II)	195 (III)	0,89 (III)
HAR7	69 (II)	327 (II)	0,50 (II)	141 (II)	0,60 (III)
HAR8	265 (III)	693 (II)	0,40 (II)	418 (III)	2,03 (III)
HAR9	319 (III)	2535 (III)	0,60 (II)	1319 (IV)	3,18 (IV)
HAR10	166 (III)	430 (II)	0,60 (II)	127 (II)	2,11 (III)
HAR11	273 (III)	938 (III)	2,70 (III)	255 (III)	1,52 (III)
HAR12 0-2	208 (III)	419 (II)	1,00 (III)	239 (III)	2,84 (III)
HAR12 4-6	235 (III)	465 (II)	1,60 (III)	238 (III)	3,00 (IV)
HAR12 8-10	186 (III)	377 (II)	1,80 (III)	160 (III)	2,62 (III)
HAR12 16-18	286 (III)	287 (II)	1,70 (III)	106 (II)	2,07 (III)
HAR12 20-22	116 (II)	227 (II)	1,70 (III)	97 (II)	2,08 (III)
HAR13	297 (III)	162 (II)	0,11 (I)	90 (II)	0,86 (III)
HAR14	11 (I)	46 (I)	0,11 (I)	11 (I)	0,01 (I)

Ubetydelig - lite forurenset (I)
Moderat forurenset (II)
Markert forurenset (III)
Sterkt forurenset (IV)
Meget sterkt forurenset (V)

[1]*PAH = polyaromatiske hydrokarboner i henholdt til gruppering i SFTs veiledning, B(a)P = benzo[a]pyren, THC = totalt hydrokarbon innhold, TBT = tributyltinn, Tot PCB = totalt innhold polyklorerte bifenyler, HCB = heksaklorbensen, ΣDDT = sum av DDE, DDD og DDT, Pb = bly, Zn = sink, Cd = kadmium, Cu = kobber, Hg = kvikksølv.*
[2]*THC mengdene er ikke inndelt i tilstandsklasser av SFT.*

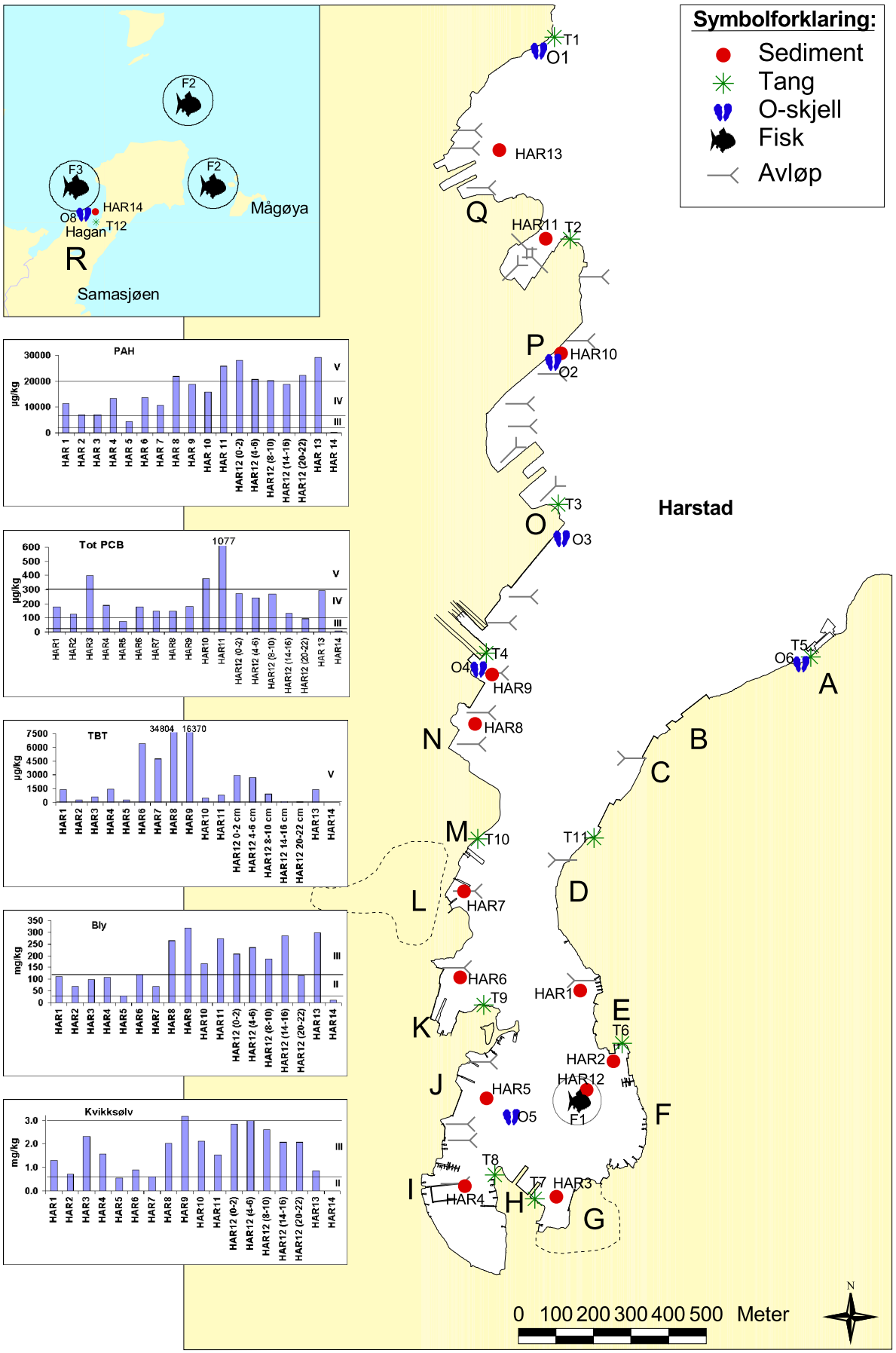
PAH

Konsentrasjonen av PAH var høy i alle sedimentprøvene fra Harstad havn (IV – "sterkt forurenset" og V - "meget sterkt forurenset"). De høyeste nivå av PAH for Harstad ble målt i sedimentprøvene langs strekningen N – Q (diagram i Figur 3) på tross av svært lave andeler finpartikulært materiale (< 10%) i spesielt prøvene HAR8, HAR9 og HAR10. Dette forholdet indikerer høy belastning med PAH i disse prøvene. Stasjonen HAR12, innerst i havnebassenget (overflateprøven og alle lagene ned til 22 cm), inneholdt høye konsentrasjoner av PAH samtidig som innholdet av finstoff var høyt. For prøvene tatt nærmere land i den innerste delen av havnebassenget, HAR1 – HAR6, var PAH-nivåene betydelig lavere. Imidlertid ble de høyeste PAH konsentrasjonene her registrert i prøvene tatt like ved avløp (se Figur 3). For HAR14, utenfor Hagan søppeldeponi, ble det funnet PAH-konsentrasjoner på bakgrunnsnivå.

Det ble funnet høye konsentrasjoner av den sterkt karsinogene PAH-forbindelsen benzo(a)pyren i alle sedimentprøvene fra havneområdet (IV - V). Prøven utenfor Hagan søppeldeponi inneholdt benzo(a)pyren på bakgrunnsnivå.

Alle sedimentprøvene fra Harstad havneområde har et sterkt innslag av både petroleumsrelatert PAH (høy andel av alkylerte NPD) og forbrenningsrelatert PAH (tyngre PAH forbindelser) (se kap 3.1). PAH data for sedimentprøvene ble behandlet statistisk ved PCA[1] (Figur 4) for å vurdere prøvenes likheter basert på relativt innhold av PAH (se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4). Resultatet av analysene (Figur 4) viser at stasjonene i det indre havneområdet HAR3, HAR4 og HAR5 (utenfor området G, H, I og J) utgjør én gruppering. Denne grupperingen av prøver er basert på at variansen for de forbrenningsrelaterte PAH-komponentene er størst i disse prøvene relativt til de andre PAH komponentene. Dette betyr at selv om disse prøvene inneholder oljerelaterte PAH-forbindelser er prøvene i overveiende grad påvirket av PAH med forbrenningsrelatert opphav, noe som avspeiler virksomheten i området på den landbaserte siden innenfor disse prøvene; gammel avfallsfylling, tidligere avfallsbrenning, nåværende industrifylling, småbåthavn med eksosutslipp og mulig avrenning fra teknisk videregående skole.

[1] PCA (Principal Components and Factor Analysis), se kap. 3.6 og Appendiks 2.4.



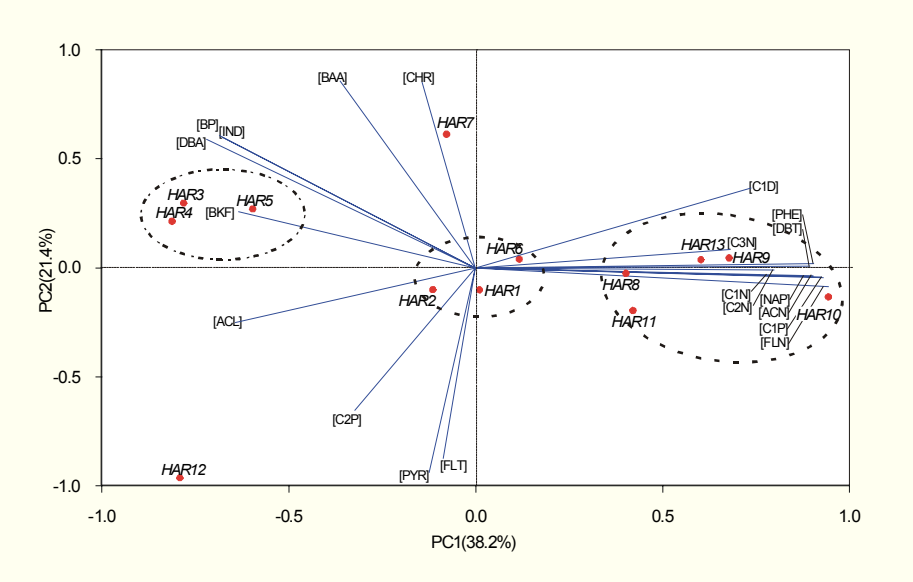
Figur 3: Harstad havneområde. Sediment prøvetakingsstasjoner 1997, stolpediagram med fordelingen av PAH, TBT, PCB, kvikksølv og bly. Havnevirksomhet er markert som bokstav med referanser til Tabell 5.

De sedimentprøvene som ble tatt i den mer åpne delen av havnebassenget, fra Kaarbøverkstedet og nord til Samasjøen (prøvene HAR8, HAR9, HAR10, HAR11 og HAR13) utgjør en annen gruppering av stasjoner (se Figur 4). Disse prøvene er mest påvirket av oljerelaterte PAH-komponenter (alkylerte naftalener og fenantrener, samt dibenzotiofen). Kommunale kloakkutslipp representerer sjelden klare og sterke kilder for oljerelatert PAH. Selvom en del av de kommunale utslippspunktene ligger like ved sedimentprøvene i den mer åpne delen av havnebassenget må en anta at kildene for forhøyede PAH verdier her er diesel/bensin fra virksomheter knyttet til skipstrafikk, skipsverft, bensin- og bunkringsdepoter eller lignende.

De statistiske analysene viser videre at sedimentprøvene tatt på Gangsås-sida utenfor Sildoljefabrikken / Shellanlegget (HAR1, HAR2) og prøven tatt ved Mathiassen mek. verksted /skipsverft (HAR6) innbyrdes er svært like. Disse prøvene har lik påvirkning fra forbrennings- og oljerelaterte PAH-forbindelser og kommer i en mellomstilling i forhold til stasjonene i områdene på hver side av disse der PAH-sammensetningen er forskjellig (se over).

Også prøven HAR7, tatt utenfor den gamle søppelfyllinga (område L) og i nærheten av Harstad Marina / fergekai, har omtrent likt innhold av forbrenningsrelaterte og oljerelaterte PAH-forbindelser. Prøven viser i tillegg relativt høyt innhold av krysen. Krysen har i andre undersøkelser (Paulsrud *et al.*, 1997) blitt satt i forbindelse med kloakkrenseanlegg og avfallsvann. I hvor stor grad det er avrenning fra den gamle avfallsfyllinga i dette området er ukjent.

Prøven fra stasjonen innerst i Gangsåsbotn (HAR12) har en PAH-sammensetning som er noe forskjellig fra prøvene tatt nærmere land i Gangsåsbotn (Figur 4) da den i større grad inneholder petroleumsrelaterte PAH (C2-alkylerte fenantren/antracener). Selv om sedimentet har PAH som også er relatert til avløpsvann/kloakk er det også sterkt influert av båttrafikken i dette området (se Tabell 5).



Figur 4: Gruppering av sedimentprøver fra Harstad basert på den relative sammensetningen av ulike PAH-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i Figur 3. For forkortelse av de ulike enkeltforbindelsene se kapittel 10. Rådata er gitt i Appendiks 2.4.

Innholdet av THC var moderat med et jevnt nivå like under 300 mg/kg for hele havneområdet. Kun stasjonen HAR12 pekte seg ut med en sterkt forhøyet konsentrasjon (1150 mg/kg). THC profilen for prøvene HAR4, HAR6, HAR7, HAR8 og HAR9 var svært lik. Profilen for prøvene HAR7 (Seljestad søppelfylling / Harstad Marina / Harstad fergekai) og HAR13 (Samasjøen) viste imidlertid en relativt høy andel av lettere hydrokarboner og alkaner, noe som indikerer nylige tilførsler av olje.

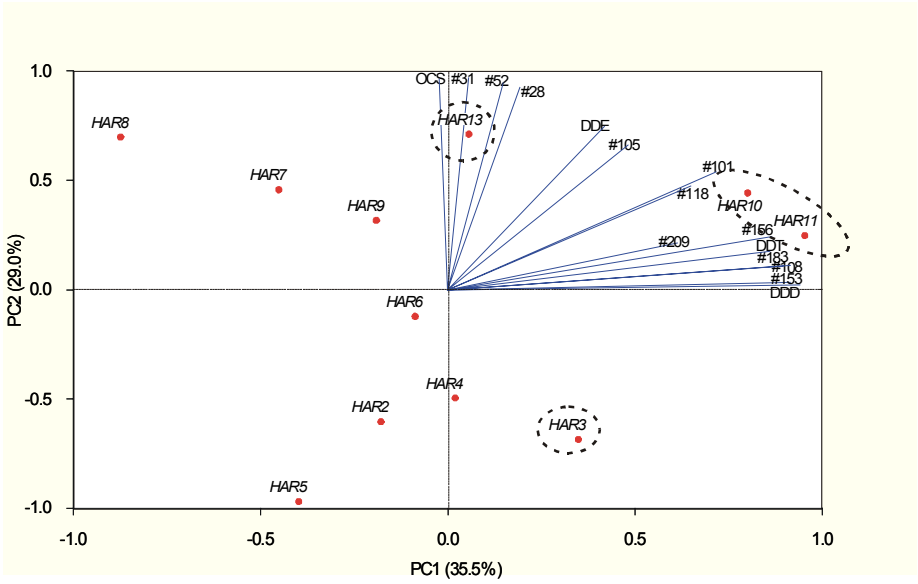
PCB og dioksiner

Havneområdet i Harstad var markert (III) til meget sterkt forurenset (V) av PCB (Tabell 6). Det ble

funnet spesielt høye verdier i Gangsåsbotn (HAR3) og ved Hamneset, Holstneset og Samasjøen (representert ved prøvene HAR10, HAR11 og HAR13). Spesielt forurenset var HAR11 som inneholdt PCB mengder 3,5 ganger over grensen til tilstandsklasse V (Figur 3). Prøven nord for Holstneset (HAR13) samt HAR3 i Gangsåsbotn inneholdt også noe forhøyede konsentrasjoner av HCB. Sedimentprøvene HAR10, HAR11 og HAR13 var dominert av høyklorerte forbindelser og var sterkt til meget sterkt forurenset av DDT (IV - V).

Statistiske analyser hjelp av PCA[2] ble utført på alle PCB data og viser at PCB-mønsteret for prøvene HAR10 og HAR11 var innbyrdes lik og forskjellig fra HAR13 (Figur 5). Sammen med de høye konsentrasjonene for de klorerte forbindelsene tyder dette på at området ved Hamneset/Holstneset (HAR11/HAR10) har en lokal PCB kilde og at denne innbyrdes er forskjellig fra den i Samasjøen (HAR13) på tross av stasjonenes geografiske nærhet. Den landbaserte aktiviteten i området er nedlagt småindustri (HAR10), flere skipsverft og verksteder (Tabell 5).

PCB-mønsteret for den meget sterkt forurensede prøven HAR3 avvek noe fra de andre stasjonene i denne delen av havnebassenget. Dette gir indikasjoner på en lokal kilde for PCB til sedimentet i Russevika. Den landbaserte aktiviteten ved HAR3 har tidligere vært preget av avfallsforbrenning, og har nå tråleranløp og en industrifylling. Det ble i april 1999 avdekket avfall (3-5 år gammelt) som var dumpet på land i Russevika (område G, Heggen 1999 og Pedersen 1999). Avfallet inneholdt bl.a. bilbatteri, kjøleskap, kabler, isolasjon, plast og oljefat. I hvor stor grad det har foregått lekkasjer til det marine miljø er usikkert, men avfallet er imidlertid typiske kilder for PCB.



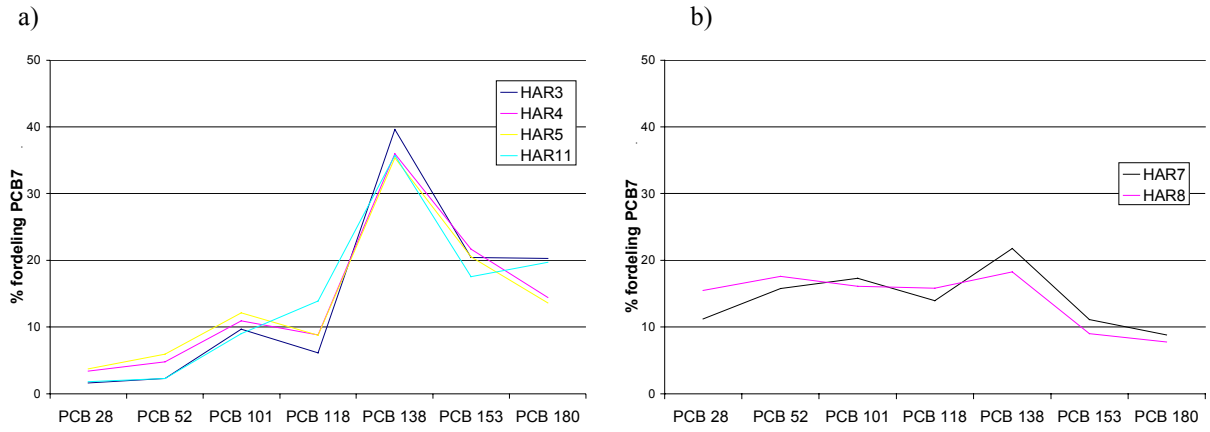
Figur 5: Gruppering av sedimentprøver fra Harstad basert på den relative sammensetningen av ulike PCB-forbindelser inklusiv pesticidene i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i Figur 3. De ulike PCB kongenerer er angitt som IUPAC nummer, se i kapittel 10. Rådata for PCA-analysene er gitt i Appendiks 2.4.

På grunn av større dyp og høy andel finstoff er det antatt at sedimenteringsforholdene ved HAR12 er gode og at sedimentet ved stasjonen dermed i stor grad mottar ulike miljøgifter fra områdene i nærheten. Det ble funnet en høy konsentrasjon av HCB i overflateprøven HAR12 (Tabell 6). Stasjonen inneholdt også forhøyede konsentrasjoner av DDT som avtok nedover i sedimentlagene (IV-III). Imidlertid var PCB-nivået noe lavere enn det funnet i Russevika.

PCB-mønstrene for prøvene HAR8 og HAR9 var innbyrdes noe forskjellige på tross av deres geografiske nærhet. Dette kan noe tyde på at PCB-sammensetningen i sedimentet er sterkt preget av de nærmeste kildene for disse stasjonene. Videre inneholdt prøvene HAR7 og HAR8 høyere andeler

[2] PCA (Principal Components and Factor Analysis), se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4.

av lavklorerte PCB-forbindelser i forhold til flere av de andre prøvene (Figur 6). En grafisk framstilling av PCB_7 profilen for prøvene HAR7 og HAR8 er vist i Figur 6 og sammenlignet med PCB_7 profilen for HAR3, HAR4, HAR5 og HAR11.



Figur 6: Grafisk framstilling av den prosentvise sammensetningen av PCB7 for de to sett av prøver i Harstad havn med mest forskjellig PCB-profil: a) HAR3, HAR4, HAR5 og HAR11 b) HAR7 og HAR8.

Innholdet av de mer toksiske forbindelsene non-orto PCB og dioksiner er analysert i to prøver (HAR6 og HAR9). Resultatene er vist i Tabell 7. Konsentrasjonene av disse forbindelsene er på samme nivå som de minst forurensede prøvene tatt fra Haakonsvern i 1993 (Knutzen og Biseth, 1994) og Kristiansandsfjorden (Knutzen *et al.,* 1998). Dioksinnivåene fra Harstad er noe høyere enn det registrert i marine sediment i kyststrøk i Finnmark (0,1 – 2,7 TE ng/kg[3], Schlabach og Skotvold, 1996), men likevel under det som anses som høy bakgrunn i norske kystfarvann. Det totale toksisitetsbidraget (sum TE) var høyest for sedimentprøven HAR9. noPCB og dioksiner er ikke analysert i den prøven som var mest forurenset av PCB. TE bidraget for non-orto PCB for de analyserte prøvene er likt / litt større enn TE for dioksinene. Tilsvarende forhold ble funnet for sedimentprøver tatt ved Haakonsvern i 1993 (Knutzen og Biseth, 1994). En ser videre at også PCN bidrar i like stor grad til toksisiteten som dioksinene for HAR9.

Tabell 7: Toksisitetsekvivalenter (TE[1]) fra dioksiner (PCDD/F), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto PCB i sediment fra Harstad havn. (TE for PCB er beregnet etter Ahlborg *et al.* 1994, for dioksiner etter Ahlborg 1989, og for PCN etter Hanborg *et al.* 1990).

Stasjon	TE-dioksin	TE- PCN	TE- non-orto PCB	Sum TE	%TE-noPCB av TE-dioksin	%TE-PCN av TE-dioksin
HAR 6	8,4	2,8	7,1	18,3	85	33
HAR 9	6,2	6,4	10,1	22,7	162	103

[1] *TE = Toksisitetsekvivalenter, se kapittel 3.2.*

TBT

Innhold av TBT i overflatesedimentene varierte betydelig mellom de ulike prøvene (Tabell 6 og Figur 3). Prøven i Hagan (HAR14) inneholdt lave TBT-konsentrasjoner, mens HAR8 inneholdt TBT 3500 ganger over grenseverdien til klasse V. Konsentrasjonen av TBT i HAR8 er en av de høyeste som er funnet i marint sediment til nå i Norge (Berge *et al.*, 1997). Alle overflateprøvene i havnebassenget inneholdt imidlertid høye konsentrasjoner av TBT (V). De høyeste nivåene av tinnforbindelsene ble funnet utenfor skipsverftsområdet i sentrum (HAR8 og HAR9) og i områdene med småbåttrafikk (HAR6 og HAR7). Generelt var det lavere konsentrasjoner av TBT i sedimentene innerst i

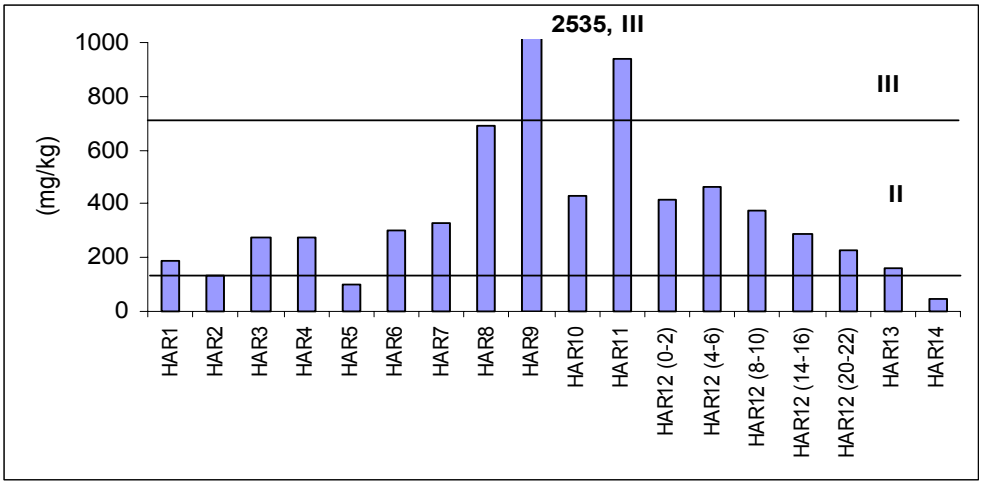
[3] TE ng/kg = toksisitetsekvivalenter i ng/kg (se også Kap. 3.2).

havnebassenget (Figur 3) foruten prøven HAR12. Konsentrasjonene av TBT ved denne stasjonen avtok kraftig nedover i sedimentet til nivå tilsvarende tilstandsklasse IV (Tabell 6). De prøvene som inneholdt de høyeste TBT-konsentrasjonene, inneholdt i tillegg trifenyltinn (TPhT).

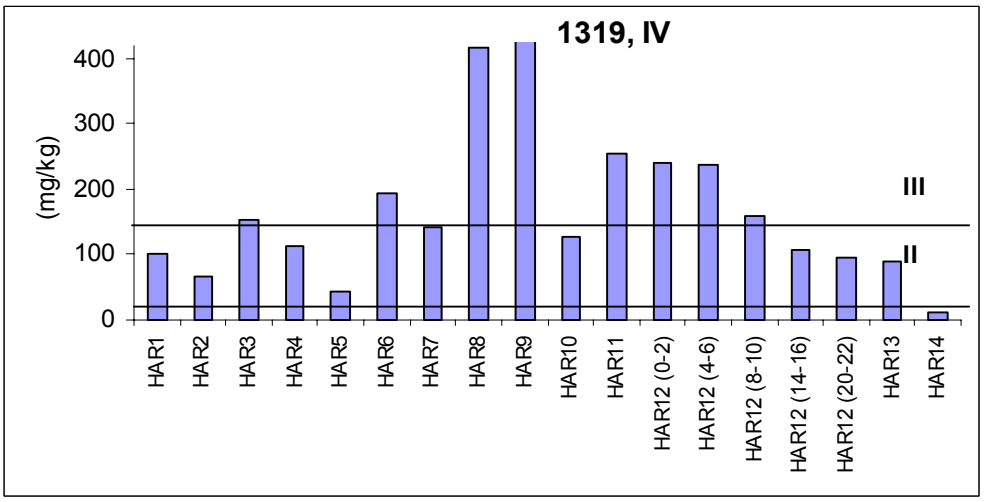
Metaller

For flere av stasjonene i Harstad ble det funnet markert forurenset overflatesediment (III) med hensyn på alle de undersøkte metallene (Tabell 6, Figur 3 og Figur 7). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i prøvene tatt utenfor de ulike skipsverftene (HAR8, HAR9, HAR11 og HAR13), men også prøven fra Gangsåsbotn (HAR12) inneholdt høye metallkonsentrasjoner. Nesten hele havneområdet var markert forurenset av kvikksølv. Spesielt ble det funnet høye konsentrasjoner av kvikksølv, kobber og sink i prøven HAR9 (Tabell 6 og Figur 7). På stasjon HAR12 ble det funnet konsentrasjoner som avtok med dybden for de fleste metallene, med unntak for kadmium og bly.

a)



b)



Figur 7: Stolpediagram over fordelingen av sink (a) og kobber (b) i sediment fra Harstad, mg/kg tørrvekt. Tilstandsklasse er vist ved romertall.

4.5 Resultater og diskusjon biologisk materiale

Konsentrasjonene av de forskjellige miljøgiftene i de ulike organismer er vurdert etter SFTs retningslinjer for klassifisering for miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997). Der det ikke eksisterer grenser for klasseinndeling er analyseresultatene vurdert etter referanselitteratur.

4.5.1 PAH i oskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk

PAH i oskjell
Rådata fra analysene finnes i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert som stolpediagram i Figur 9 og Tabell 8.

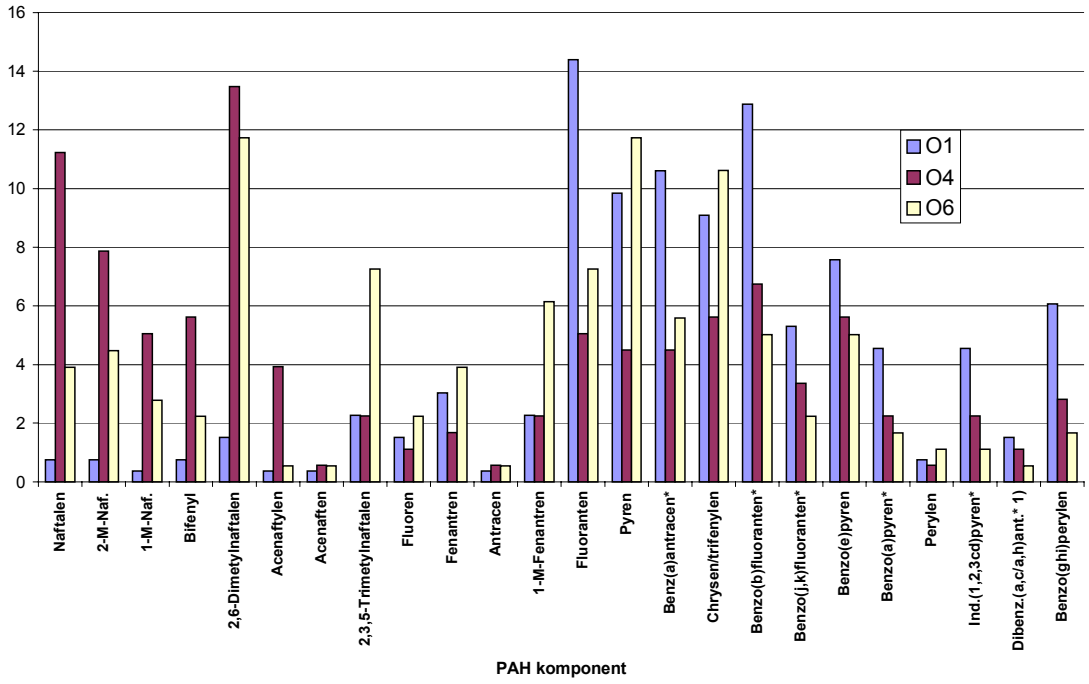
Av de analyserte oskjell prøvene var det bare prøvene fra Hagan (O8) og Larsneset (O3) som ikke viste påvirkning av PAH. For de øvrige prøvene ble det funnet en overkonsentrasjon på opptil nesten 3 ganger i forhold til det antatte bakgrunnsnivå (50 µg/kg våtvekt, Molvær *et al*., 1997). For benzo(a)pyren og andre potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH) var overkonsentrasjonene opptil 5 ganger i forhold til et antatt bakgrunnsnivå (10 µg/kg våtvekt, Molvær *et al*., 1997, se Tabell 8).

Tabell 8: Innhold av PAH og KPAH i oskjell fra Harstad (µg/kg våtvekt).

Prøve	Sum PAH	KPAH
O1	124	52
O2	63	25
O3	35	11
O4	97	36
O5	67	28
O6	121	29
O8	12	4

De høyeste nivåene av PAH i oskjell ble funnet i nærheten av olje- og tankanlegg samt ved Kaarbø tørrdokk (O1, O4 og O6, se også Figur 9). Den høyeste konsentrasjonen av de potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) ble funnet i oskjell i Samasjøen (O1). Sammensetningen av PAH i O1 viste dominans av tyngre forbrenningsrelaterte PAH som benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, indeno (1,2,3-cd)pyren og benzo(g,h,i)perylen. For prøvene O6 og O4 (Figur 8) var imidlertid PAH-mønsteret dominert av oljerelaterte PAH-komponenter (alkylerte NPD).

Oskjell fra stasjonene O2 og O5 var bare i liten grad påvirket av PAH, selv om sediment fra disse stasjonene var sterkt forurenset av PAH.



Figur 8: Prosentvis fordeling av PAH-komponenter i oskjell fra de tre mest forurensede oskjellprøvene i Harstad (se Figur 9).

PAH-metabolitter i torskelever

Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.7. Resultatene er presentert i Tabell 9.

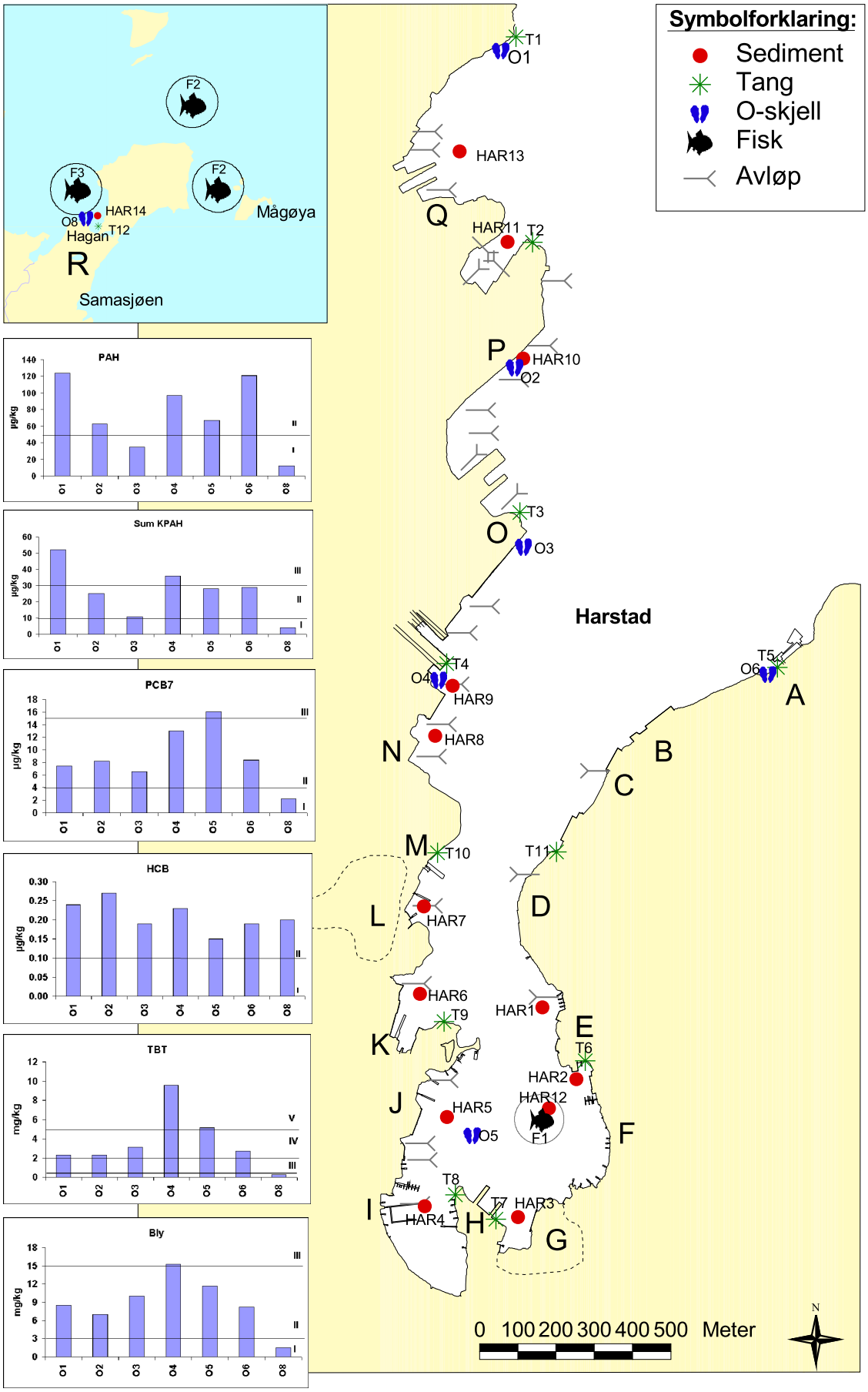
For å belyse PAH-belastningen på fisk er det blitt analysert på førsteordens PAH-metabolitter i galle (OH-pyren). Fisk har en velutviklet evne til å bryte ned PAH til mer vannløselige komponenter som kan skilles ut via galle, urin eller gjeller. Man vil derfor sjelden finne høye konsentrasjoner av PAH i fisk. Analysene er gjort på individnivå og resultatene er sammenslått til en verdi per stasjon ved statistisk behandling (Hylland K., 1998).

Resultatene viser at det er størst belastning av PAH på fisk tatt i Gangsåsbotn. Den minst belastede fisken er den fanget ved Mågøya (se Tabell 9 og Figur 8 og 9). Også fisken fanget ved Hagan viser en PAH-belastning som er større enn den fanget ved Mågøya. Imidlertid ble fisken i Hagan fisket på våren (ikke samme årstid som for de andre to fiskeprøvene). Fisken har da gytt og fettfordelingen er annerledes. En direkte sammenligning med fisken tatt på vinteren er derfor vanskelig. PAH metaboliseres rask i fisk og de verdiene som registreres er resultat av siste ukes belastning på fisken før den ble fanget.

Tabell 9: PAH-metabolitter (ng/mL) i galle fra fisk innsamlet i Gangsåsbotn, Mågøya og Hagan. Antall analyser (N), median, laveste (min) og høyeste (maks) verdi for OH-pyrener.

Stasjon	N	Median	min	maks	statistisk ulikhet
Gangsåsbotn (F1)	11	59,0	11,8	193,6	bc*
Mågøya (F2)	10	16,9	10,0	42,1	b*
Hagan (F3)	10	30,3	15,0	74,6	ab*

** Like bokstaver i "statistisk ulikhet" betyr at nivåene ikke er signifikant ulike i en Tukey-test (p<0,05). Se Appendiks 3.7.*



Figur 9: Harstad havneområde. Biologiske prøvetakingsstasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, KPAH, TBT, PCB_7, HCB og bly i oskjell 1997. Havnevirksomhet er markert som bokstav med referanse til Tabell 5.

4.5.2 Klororganiske forbindelser i oskjell og torskelever

Det er utført analyser av klororganiske forbindelser i oskjell og torskelever. Torskelever ble i tillegg til PCB og pesticider analysert for PCDF/D og non-orto PCB. Rådata er gitt i Appendiks 3.1, 3.3 og 3.4.

Oskjell
Det ble analysert for klororganiske forbindelser i oskjell fra syv stasjoner i Harstad havn (Tabell 10).

Alle prøver, uten den fra Hagan, viste forhøyede innhold av PCB (**PCB_7**). For oskjell er det ikke undersøkt om grensene for tilstandsklassene med hensyn til innhold av klororganiske forbindelser er de samme som for blåskjell (Molvær *et al.,* 1997). Oskjellprøvene fra Harstad viste imidlertid innhold av PCB_7 tilsvarende de nivå som i blåskjell klassifiseres som moderat til markert forurenset (II - III) (Figur 9). De høyeste konsentrasjonene av PCB_7 ble funnet i prøvene fra Harstadbotn (O5) og utenfor området N (Figur 2). PCB-profilene for alle oskjell-prøvene var lik, og viste en klar dominans av kongenerene CB138 og CB153. Disse er blant de mest persistente PCB (de Boer *et al.*, 1993).

Oskjellprøvene for hele havneområdet inneholdt **HCB** (heksaklorbenzen) tilsvarende de mengder som i blåskjell klassifiseres som moderat belastet (III). Dette var tilfelle også for oskjellene i Hagan. **Oktaklorstyren** (OCS) ble ikke detektert i noen av prøvene. Verdiene for sum **HCH** ble funnet å være < 1 µg/kg (antatt bakgrunnsnivå for blåskjell) for alle oskjell samlet inn fra Harstad havn.

Tabell 10: Klororganiske forbindelser i blandprøver av oskjell (Modiolus modiolus) fra Harstad, O1-O6 fra nov. 1997, O8 fra jan. –1998, µg/kg våtvekt. For område og stasjonsbetingelser se Figur 2.

Stasjon	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	PCB_7[2]	ΣHCH[3]	DDE[1]	DDD[1]
O1	2,11	0,08	0,24	7,46	0,34	0,35	0,31
O2	1,63	<0,05	0,27	8,25	0,25	0,23	0,58
O3	1,43	<0,05	0,19	6,56	0,23	0,18	0,24
O4	2,00	0,07	0,23	13,00	0,38	0,76	0,72
O5	1,33	<0,05	0,15	16,04	0,21	0,56	0,53
O6	1,85	0,06	0,19	8,41	0,34	0,27	0,42
O8	1,83	<0,05	0,2	2,25	0,36	0,24	0,14

[1] *5CB–pentaklorbenzen, HCB–heksaklorbenzen, DDE-diklordifenyldikoretylen, DDD-diklordifenyldikloretan*
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan.*

Det er ikke foretatt noen dioksin eller non-orto PCB analyse på oskjellprøvene. PCB-analysene inkluderte imidlertid kun bestemmelse av mono-orto PCB og di-orto PCB og de målte verdiene er presentert som toksisitets-ekvivalenter (TE ng/kg våtvekt) i Tabell 12. Oskjell fra Harstadbotn og Kaarbø slippen inneholdt de høyeste TE for disse forbindelsene (0,40 - 0,45 ngTE /kg). Resultatene er tilsvarende nivåene funnet i blåskjell fra Kristiansandsfjorden (0,38 ngTE /kg, Knutzen *et al.*, 1998a, Tabell 12), og 6 ganger over nivået i oskjell fra Hagan (O8). Oskjellprøvene fra Samasjøen, Hamneset, og tankanlegget på Gangsås inneholdt også noe forhøyede verdier av disse PCB-forbindelsene (0,20 – 0,23 ngTE /kg) sammenlignet med prøven fra Hagan.

Torsk
Torskelever ble analysert for innhold av PCB og enkelte pesticider (Tabell 11). Det ble også analysert for dioksiner (PCDD/F) i én leverprøve (den antatt mest belastede, Tabell 12).

Basert på SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997) var verdiene for **HCB** og **HCH** lave og under et antatt "høyt bakgrunnsnivå" på hhv 20 µg/kg og 50 µg/kg (Tabell 11). Det samme var tilfelle for PCB_7 i fiskeprøvene fra Mågøya og Hagan.

Lever fra fisk fanget i Gangsåsbotn var markert forurenset (IV) med hensyn til PCB_7, ca 10 ganger over "antatt høyt bakgrunnsnivå" Dette er det høyeste PCB innhold som ble funnet i lever fra fisk i hele denne undersøkelsen. Dette innholdet er på nivå med forhøyede verdier av PCB_7 funnet i

torskelever fra forurensede fjorder i Bergensområdet og Østlandsområdet (Knutzen *et al.*, 1999). Også oskjell og sedimentprøver fra Gangsåsbotn var markert til sterkt forurenset av PCB_7. Summen av nedbrytningsprodukter fra **DDT** (DDE og DDD) var høyere enn et antatt "bakgrunnsnivå" (200 µg/kg) for fisk fra Gangsåsbotn.

Tabell 11: Innhold av klororganiske forbindelser (µg/kg våt vekt) i torskelever fra Harstad, nov 1997 (F1 og F2), april 1998 (F3).

Lever	Fett-%	5CB[1]	HCB[1]	OCS[1]	PCB_7[2]	DDE[1]	DDD[1]	ΣHCH[3]
Gangsåsbotn F1)	53,5	2	12	<2	4626	208	84	12
Mågøya (F2)	57,6	2	12	<2	207	56	21	15
Hagan (F3)	51,5	2	19	<2	283	93	42	12

[1] *5CB – pentaklorbenzen, OCS – oktaklorstyren, HCB – heksaklorbenzen, DDE* - diklordifenyldikoretylen*, DDD* - diklordifenyldikloretan

[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*

[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Non-orto PCB (n.-o. PCB), mono-orto PCB (m.-o. PCB) og di-orto PCB (d.-o. PCB) er PCB kongenerer som har samme virkemåte som dioksiner. Analyseresultatene av disse forbindelsene samt dioksiner i fisk er vist i Tabell 12.

For den mest belastede fisken (Gangsåsbotn) var $TE_{PCDD/PCDF}$ lav og tilsvarer tilstandsklasse I (Molvær *et al.,* 1997). Nivået av n.-o. PCB og m.-o. PCB er høyt og høyere enn det målt i antatte referanseprøver (39,6 ng $TE_{\text{non-orto PCB}}$ /kg, Solberg *et al.*, 1997). Nivået av disse forbindelsene tilsvarer nivå registrert i torskelever fra sterkt forurensede fjorder i Sør-Norge (Knutzen *et al.*, 1999). Det dominerende bidraget fra TE_{PCB} i forhold til $TE_{PCDD/PCDF}$ er vist i tilsvarende analyser av lever fra torsk fra Kristiansandsfjorden (Knutsen *et al.*, 1998a) og i kommersielle fangster fra Nord-Norge (Solberg *et al.*, 1997).

Bidraget fra non-, mono- og di-orto PCB til sum TE for de andre to fiskeprøvene fra Harstad (F2 og F3) var lavere enn for fisk fra Gangsåsbotn.

Tabell 12: Sum toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDD/F ($TE_{PCDD/F}$) og *non-orto PCB* (nr. 77, 126, 169, $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$), utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og utvalgte di-orto PCB (nr. 138, 153, 180) i biologisk materiale fra Harstad, ng/kg våtvekt. i.a = ikke analysert

Arter/Område	$TE_{PCDD/F}$	$TE_{n.\text{-}o.\ PCB}$	$TE_{m.\text{-}o.\ PCB}$[1]	$TE_{d.\text{-}o.\ PCB}$[1]	Sum TE		%
					Våtv-basis	Fett-basis	fett
Torskelever							
Gangsåsbotn (F1)	4,4	175,3	166,8	5,67	352	622	56,6
Mågøya (F2)	ia	14,3	8,0	0,22	22,5	36	63,2
Hagan (F3)	ia	18,5	11,5	0,22	30,2	58	52,2
oskjell							
O1 Samasjøen	ia	ia	0,22	0,0061	0,221	10,5	2,11
O2 Hamneset	ia	ia	0,20	0,0060	0,206	12,6	1,63
O3 Larsnes	ia	ia	0,16	0,0036	0,160	11,2	1,43
O4 Kaarbø slipp	ia	ia	0,39	0,0097	0,404	20,2	2,00
O5 Harstadbotn	ia	ia	0,44	0,0111	0,449	33,8	1,33
O6 Gangsås tank	ia	ia	0,23	0,0082	0,235	12,7	1,85
O8	ia	ia	0,07	0,0010	0,067	3,6	1,83
blåskjell[2]	-	-	0,31	0,07	0,38	25,3	1,5

[1] *Omregningsfaktor WHO, Ahlborg et al., 1994.*

[2] *Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998a).*

4.5.3 TBT i oskjell

Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert i Tabell 13 og Figur 9. Klassifiseringsgrensene for innhold TBT er basert på data fra undersøkelser i blåskjell (Molvær *et al.,* 1997). Akkumuleringsegenskapene for oskjell mht TBT kan være forskjellig fra blåskjell, og en kan dermed ikke bruke grensene for tilstandsklassene i Molvær *et al.* direkte på oskjell data.

Oskjellprøvene fra Harstad inneholdt TBT tilsvarende de nivå som i blåskjell klassifiseres som markert til meget strekt forurenset (III - V) (Figur 9). Det var bare oskjell fra Hagan (O8) som hadde et lavt nivå av TBT. Den mest belastede oskjellprøven var den ved skipsverftet i området N (V, Figur 9), men også oskjell fra Harstadbotn var meget sterkt forurenset av TBT (V). Dette er utenfor slipper i områder hvor sandblåsing forekommer og hvor det er stor trafikk av større og mindre båter. Alle oskjellprøvene, også den fra Hagan, inneholdt i tillegg til TBT også trifenyltinn (TPhT, se kapittel 3.2). Studier utført av Fargasová (1998) og Avery *et al.* (1993) indikerer at TPhT kan være like giftig som TBT for enkelte organismer. Hvorvidt dette er tilfelle for høyere organismer, er ikke undersøkt. De høyeste konsentrasjonene av TPhT ble funnet i de mest TBT-kontaminerte oskjellprøvene.

Tabell 13: TBT og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter i blandprøver av oskjell, (mg tinnforbindelse/kg tørrvekt), Harstad 1997-1998. DBT – dibutyltinn, MBT – monobutyltinn, DPhT – difenyltinn, MPhT – monofenyltinn. Oskjell stasjonene er vist i Figur 9.

	Tørrstoff %	TBT	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
O1	16,9	2,28	0,28	0,138	0,112	0,006	0,004
O2	16,0	2,29	0,30	0,108	0,348	0,006	0,004
O3	11,7	3,11	0,96	0,369	0,230	0,081	0,059
O4	12,9	9,53	3,77	1,123	0,351	0,067	0,004
O5	14,5	5,16	2,43	0,814	0,649	0,104	0,078
O6	15,5	2,68	0,92	0,218	0,230	0,113	0,040
O8	15,2	0,27	0,09	0,016	0,112	0,081	0,038

4.5.4 Metaller i oskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet

Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1, Appendiks 3.2 og Appendiks 3.3.

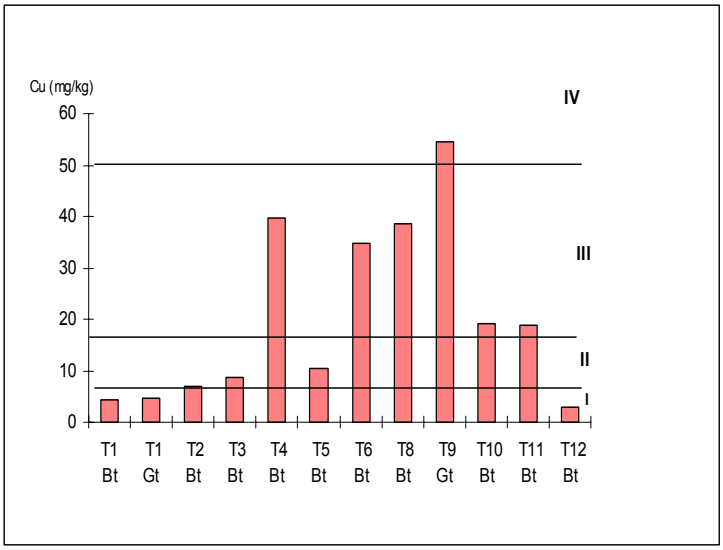
De mest kobberforurensede tangprøvene (III) var fra neset ved området K / J (T9), fra neset ved Russevika (T8) og fra tørrdokken ved Kaarbø (T4, se Tabell 14, Figur 9 og 10). Nivåene av sink i tang var lavere (II-III, Tabell 14). Tang fra tørrdokken ved Kaarbø var markert forurenset med hensyn til sink (III).

Tabell 14: Konsentrasjon av kobber (Cu) og sink (Zn) i blæretang (Bt) og grisetang (Gt) fra Harstad (mg/kg tørrvekt). Plassering av tangstasjoner er vist i Figur 9.

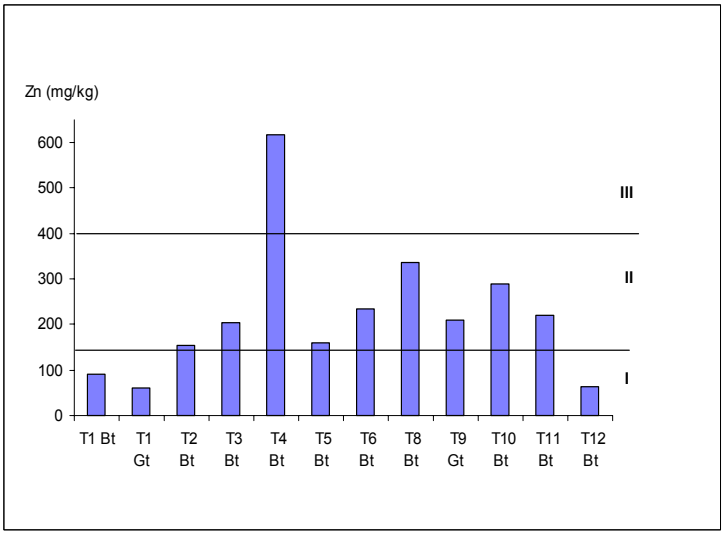
	T1 Bt	T1 Gt	T2 Bt	T3 Bt	T4 Bt	T5 Bt	T6 Bt
Cu	4,27	4,74	6,92	8,76	39,8	10,5	34,7
Zn	90,5	59,5	155	204	617	161	235

	T7 Bt	T8 Bt	T9 Gt	T10 Bt	T11 Bt	T12 Bt
Cu	27,4	38,6	43	19	18,8	2,85
Zn	336	335	206	289	220	64,4

a)



b)



Figur 10: Innhold av a) kobber (Cu) og b) sink (Zn) i tangprøver fra Harstad, mg/kg tørrvekt. Tangstasjoner se Figur 9. Bt – blæretang, Gt – grisetang. Tilstand markert med romertall.

Det høyeste innholdet av bly ble funnet i blandprøven av oskjell fra tørrdokken ved Kaarbø (se Figur 9 og Tabell 15), der nivået tilsvarer tilstandsklasse V for blåskjell (Molvær *et al.*, 1997). Nord og sør for dette punktet er det registrert en avtagende gradient i blymengden i oskjell. Alle prøvene, unntatt den fra Hagan, kan karakteriseres som markert til sterkt forurenset mht bly ut ifra en usikker premiss om en bakgrunnsgrense for klassifisering som tilsvarer den for blåskjell. Det ble målt moderat forhøyede verdier av kvikksølv i oskjellprøvene O3, O4 og O5 (Tabell 15), mens alle oskjellprøvene synes markert til sterkt forurenset med hensyn til kadmium.

Tabell 15: Konsentrasjon av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i oskjell fra Harstad (mg/kg tørrvekt). Plasseringen av oskjellstasjonene er vist i Figur 9. TTS % - prosent tørrstoff.

HAR	TTS (%)	Cd (mg/kg tørrvekt)	Hg (mg/kg tørrvekt)	Pb (mg/kg tørrvekt)
O1	16,9	17,8	0,17	50,2
O2	16	12,1	0,23	43,6
O3	11,7	26,5	0,66	85,0
O4	12,9	16,1	0,61	117,8
O5	14,5	11,5	0,70	80,0
O6	15,5	18,9	0,46	52,8
O8	15,2	20,9	0,14	9,5

Innholdet av kadmium i torskelever (Tabell 16) var lavest i fisk fra Gangsåsbotn, og alle blandprøvene av torskelever inneholdt kadmium under bakgrunnsnivå på 0,12 mg/kg (Solberg *et al.*, 1997). Det ble målt blyinnhold lavere enn bakgrunnsnivå i alle prøvene (Tabell 16). I blandprøven av filet fra fisk fra Gangsåsbotn ble det påvist noe høyere kvikksølv enn et antatt bakgrunnsnivå på 0,1 mg/kg.

Tabell 16: Innhold av kadmium, bly og kvikksølv i torsk (mg/kg våtvekt) fra Harstad havneområde. Fiskestasjoner se Figur 9.

	Fiskelever		Fiskemuskel	
Lever	Kadmium	Bly	Hg	Tilst.klasse
Gangsåsbotn (F1)	0,025	0,04	0,242	II
Mågøya(F2)	0,050	< 0,04	0,067	I
Hagan (F3)	0,064	< 0,04	0,044	I
Torsk	0,120[1]	0,07[2]	0,1[3]	

[1] *Solberg et al., 1997.* [2] *Green og Knutzen, 1995.* [3] *Molvær et al., 1997.*

4.6 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Den sonderende undersøkelsen i 1994 (Konieczny, 1996) inneholder resultater fra de seneste sedimentanalysene fra Harstad havneområde. HAR01 fra denne undersøkelsen er identisk med HAR12 i foreliggende undersøkelse. Konsentrasjonene av de ulike miljøgiftene fra 1994 på denne stasjonen ligger på samme nivå som det funnet i foreliggende undersøkelse (Tabell 17). PAH konsentrasjonen ved denne stasjonen er høyere i 1997/1998 og innholdet av PCB og TBT er noe lavere. PAH-nivå tilsvarende den høye enkeltverdien funnet utenfor skipsverftsområdet i sentrum i 1994, ble ikke funnet i 1997/1998. Det høyeste PAH-nivå for 1997/1998 ble funnet nord for sentrumsområdet i Samasjøen samt i Gangsåsbotn. Medianverdien (se Tabell 17) for alle stasjonene i Harstad er litt høyere i 1994 enn tilsvarende i 1997/1998.

Den høyeste PCB-konsentrasjonen i 1997/1998 (Holstneset/Hamneset) var høyere enn maks-verdien målt i 1994 (utenfor skipsverftsområdet i sentrum). Selv om de fleste sedimentprøvene i 1997/1998 ble klassifisert som sterkt til meget sterkt forurenset (IV - V), var imidlertid PCB-konsentrasjonene fra 1994 generelt høyere enn de som er registrert i denne undersøkelsen.

Det ble i den foreliggende undersøkelsen funnet høyere enkeltverdier for TBT, kobber og sink langt over det som ble målt i 1994. TBT konsentrasjonene i sediment utenfor skipsverftsområdet i sentrum var opptil 5 ganger høyere enn det funnet i 1994. Ved direkte sammenligning av TBT data med resultater fra 1994, må det tas hensyn til at analysemetodene i 1994 underestimerte TBT i prøvene.

Ved sammenligning med 1994 data, må det tas hensyn til at det da kun var 4 prøver som ble undersøkt og at de fleste prøvene var tatt fra antatte "hotspots" i havneområdet. Kartleggingen i den

foreliggende undersøkelsen gir god informasjon om fordelingen av konsentrasjonene for de ulike parametrene gjennom hele området og gir en klar lokalisering av de høyeste nivåene. Et forholdsvis tett stasjonsnett viste seg å være spesielt viktig, siden maksimumsverdiene ikke bare ble funnet i den sentrale delen av Harstad havn.

Tabell 17: Nivå og enkeltresultater for utvalgte miljøgifter i Harstad fra denne undersøkelsen og den tidligere undersøkelsen i 1994 (Konieczny, 1996).

Parametre	Felles stasjon		Intervall undersøkelsene	
	HAR01 1994	HAR12 foreliggende undersøkelse (1998)	1994[1]	Foreliggende undersøkelse (1998)[1]
PAH (mg/kg)	21	26	21 – 46 (20,9)	4,4 – 28 (17,2)
B(a)P (mg/kg)	2	1,4	0,3 - 3	0,007 – 1,4
TotPCB[2] (µg/kg)	574	271	137 – 791 (451)	72 – 1077 (181)
DDT (µg/kg)	-	4,6	1,3 – 9,2	1,9 - 66
TBT (µg/kg)	3787	2974	464 - 5856	1 - 34804
Kvikksølv	2,65	2,84	0,48 – 4,82	0,008 – 3,18
Bly	230	208	59 – 360	10,8 – 297
Sink	499	419	134 – 545	46 – 2535
Kobber	292	239	54 – 296	11 – 1319
Kadmium	1,12	1,0	0,12 – 1,12	0,11 – 2,7

[1] Verdier i parentes angir median. [2] PCB_7 resultat fra 1994 også multiplisert med 3,5 til tot PCB.

4.7 Sammendrag og konklusjoner

De ulike organiske miljøgiftene lå på et jevnt høyt nivå i hele havneområdet.

Det ble registrert høye **PAH**-verdier (IV-V) i hele havneområdet, og området ved Kaarbø verkstedet, Samasjøen og stasjonen innerst i Gangsåsbotn hadde de høyeste verdiene for PAH (V). Prøvene i det indre havneområdet var preget av forbrenningsrelatert PAH. For prøvene i den mer åpne delen av havnebassenget, fra Kaarbø verkstedet og nord til Samasjøen, viste PAH-innholdet mer oljerelaterte kilder. De høyeste verdiene av PAH (II) i oskjell ble funnet i prøver fra Samasjøen, ved Kaarbø verkstedet og ved tankanlegget ytterst på Gangsås. Torsk fanget innerst i havnebassenget hadde høyere nivå av PAH-metabolitter sammenlignet med torsk fanget ved Mågøya og i Hagan. PAH-konsentrasjonene i havneområdet var stort sett som i 1994. Konsentrasjoner lik den høye enkeltverdien i 1994, da registrert utenfor skipsverftsområdet i sentrum, ble imidlertid ikke funnet i 1997/1998.

PCB-innholdet lå på et jevnt høyt nivå i havnebassenget (IV), og det ble også registrert høye enkeltverdier av PCB (V). Den største PCB-konsentrasjonen i 1997/1998 (Holstneset/Hamneset) var høyere enn maksimalverdien i 1994 (utenfor skipsverftsområdet i sentrum). Innholdet av dioksinlignende forbindelser var høyere for sedimentprøven ved Kaarbø/gammel avfallsfylling enn for prøven tatt lenger inn i Gangsåsbotn. Det ble funnet høye verdier av klororganiske pesticider (HCB, DDT med nedbrytningsprodukter) på stasjonene HAR3, HAR11 og HAR13. De høyeste PCB_7 konsentrasjonene i oskjell ble funnet i prøvene fra Gangsåsbotn og fra området ved Kaarbø verkstedet (II, III). I torsk fra indre havnebasseng var leverprøvene sterkt forurenset med PCB (IV). Dette var den høyeste konsentrasjonen av PCB i torskelever for hele undersøkelsen.

Det ble målt høye nivå for dioksin og dioksinlignende PCB i sediment (HAR9) i havneområdet. Nivået på dioksinlignende forbindelser ble registrert høyt i torskelever, og tilsvarte nivå som er målt i torskelever fra sterkt forurensede fjorder i Sør-Norge (Knutzen *et al.,* 1999). Det ble også funnet høye nivå av PCB med dioksinlignende egenskaper i to oskjellprøver (Harstadbotn og Kaarbø-slippen).

TBT ble funnet i svært høye konsentrasjoner (høyt over tilstandsklasse V) i området Harstad Marina - Kaarbø Mekaniske verksted og ble observert høyere enn det målt i 1994. Den høyeste verdien av TBT i sediment for hele undersøkelsen ble funnet her. Dette nivået av TBT er også et av de høyeste funnet i marint sediment til nå i Norge (Berge *et al.,* 1998). Oskjellene var sterkt til meget sterkt forurenset med TBT, og de høyeste verdiene for havneområdet ble funnet utenfor verkstedområdet i sentrum og innerst i Gangsåsbotn.

For tungmetallene var det spesielt sedimentprøver tatt utenfor ulike skipsverft (HAR8, 9, 11, 13) som hadde de høyeste konsentrasjonene. Utenfor verkstedområdet i sentrum var sedimentet sterkt forurenset med **kobber** og **kvikksølv** (IV), mens sediment i området fra Kaarbøverkstedet til Samasjøen var markert forurenset av **bly** (III). Verdiene av **kobber** og **sink** var 4 til 5 ganger høyere enn maksimumsverdiene registrert i 1994. Oskjellene fra verkstedområdet i sentrum var til sammenligning tydelig forurenset med bly. Alle tangprøvene fra Seljestadfjæra og inn i havnebassenget var markert (III) til sterkt (IV) forurenset med kobber. Tang ved tørrdokken ved Kaarbø var også markert forurenset (III) med sink. I torskefilet fra torsk fisket i indre del av havnebassenget ble det funnet konsentrasjoner av kvikksølv som indikerer lokale kilder.

5 Tromsø havn

5.1 Prøvetakingsstasjoner - tidligere og nåværende utslippskilder

Tromsø havneområde med prøvetakingsstasjoner, samt oversikt over havnevirksomheter og utslippssituasjon er presentert i Figur 11.

Tromsø er en av Norges største fiskerihavner. Tromsø kommune har ca. 57 800 innbyggere, der viktige næringsveier er handel og industri (Norges sjøkartverk 1988). Særlig fremtredende er fiskeindustrien med relaterte næringer. I tillegg finnes det en rekke mekaniske verksteder, skipsverft, bunkers og tankanlegg for oljeimport i havneområdet. Tromsø har tre havneanlegg: Det gamle havneanlegget (Prostneset) i sentrum; det relativt nye og moderne havneanlegget i Breivika 4 km nord for sentrum og et mindre terminalanlegg lokalisert under Tromsøbrua på fastlandssiden. Havneområdene er forholdsvis sterkt trafikkert og forøvrig preget av en mangeartet industri.

Innenfor innsamlingsområdet for foreliggende undersøkelse er det registrert 8 lokaliteter med tidligere kommunale/private fyllinger eller forurenset grunn. Samtlige har avrenning mot Tromsøsundet (NGU 1990a).

Innsamlingsområdet omfatter 11 kommunale utslippsledninger til sjø (1998). I 1990 rapporterte kommunen at avløpsnettet transporterte ca. 15000 m^3 spillvann og ca. 100 000 m^3 overvann/infiltrasjonsvann i gjennomsnitt pr. døgn (Anon 1990). Overvannsmengden varierer sterkt fra dag til dag, avhengig av nedbørsintensitet og snøsmelting. Ett betydelig antall utslipp fra mindre avløpsanlegg og enkelthus har samlet utgjort en betydelig forurensningsfaktor fordi disse uten unntak ender eller har endt i flomålet eller like under laveste lavvann. De fleste av disse er i dag lagt inn i det kommunale avløpsnettet. Utslipp av tungmetaller fra kloakken i Tromsø har tidligere vært et mye diskutert tema. I følge kommunens avløpsplan har Tromsø ingen industri eller virksomhet med utslipp av tungmetaller av betydning. Målinger av boligkloakken viser at konsentrasjonene av metaller er lave. Beregningene viste at utslippene samlet bidro med ca. 1% av sjøvannets naturlige innhold av tungmetaller (Anon 1990). Det fremgår av avløpsplanen at kommunen har liten kontroll over oljeholdig avløpsvann. I Tromsø utgjør utslipp fra bedrifter og industri en betydelig andel av de totale utslipp. Enkelte bedrifter har i perioder hatt en organisk belastning som langt overstiger utslippene fra nærmeste kommunale utslippsledning. Det er et mål for kommunen at utslipp fra industri og bedrifter i størst mulig grad samles og ledes inn i det kommunale ledningsnettet.

Miljøgiftbelastninger i den marine resipienten for Tromsø kan også være knyttet til avrenning fra industrifyllinger og avfallsfyllinger.

Tabell 18 gir en oversikt over aktuelle havneaktiviteter og tidligere fyllinger/forurenset grunn innenfor innsamlingsområdet. Virksomhetene er gitt en bokstavkode som kartreferanse i Figur 11. Tabellen viser også hvilke prøvetakingsstasjoner som ligger nærmest de enkelte havneaktivitetene.

Tabell 18. Tromsø havneområde 1998. Tidligere og nåværende havneaktiviteter i området Lanes - Skattøra (Kilder: Tromsø kommune, NGU 1990a, havnebefaring).

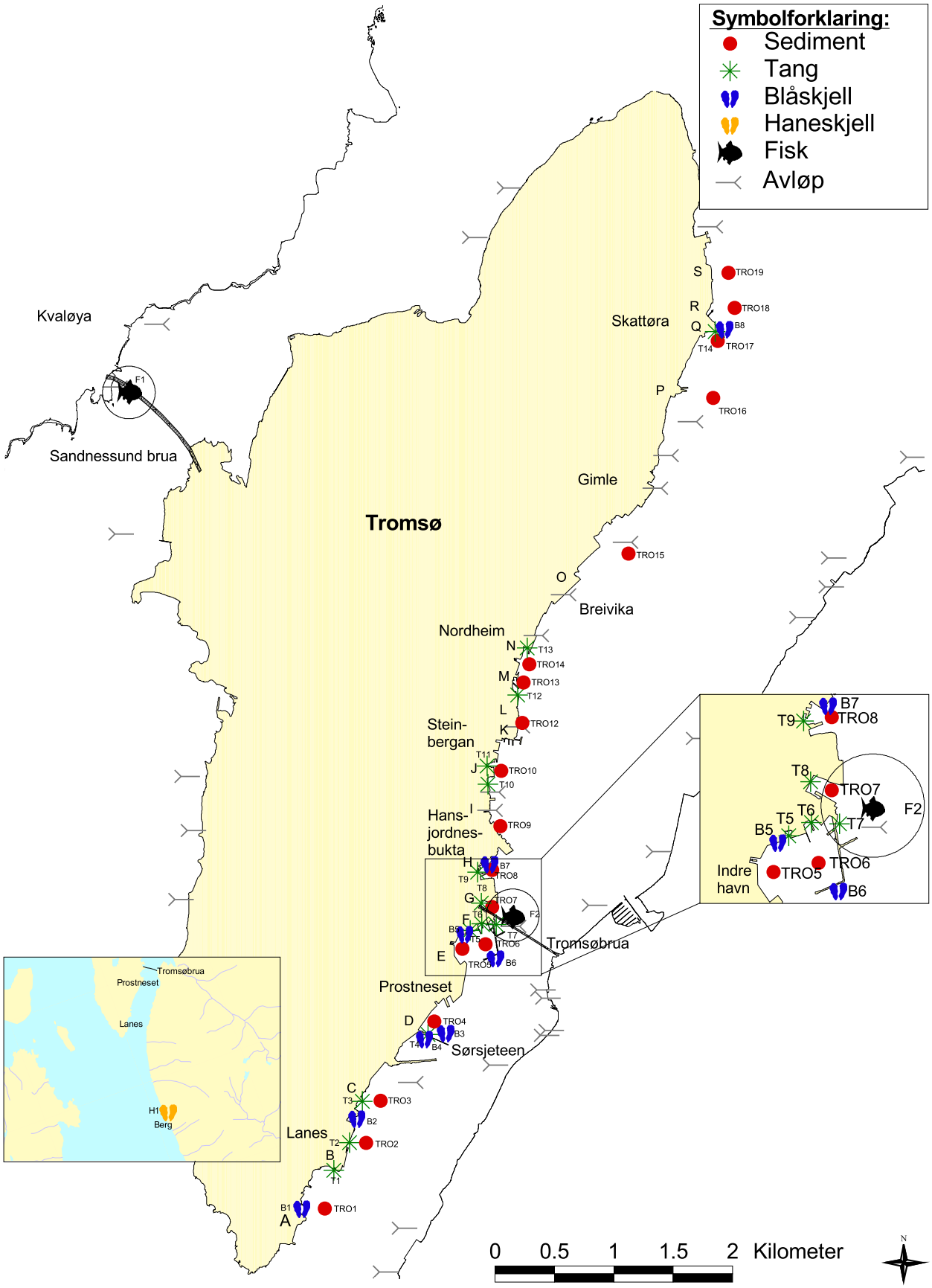
Kartref.	Aktivitet	Nærmeste lokaliteter
A	• Fiskeindustri på motsatt side av sundet • Bilforhandler/verksted • Tidl. kommunal fylling (1961-64) - trolig noe spesialavfall, avrenning mot sjø • Div. næringsvirksomhet	TRO1[1], B1
B	• Bunkringskai • Statoiltank • Mack lager • Selmer • Pukksalg/betongsalg	TRO2, T1, T2, B2
C	• Tromsø Maskinservice • Meieri • Div. næringsvirksomhet • Tidl. kommunal fylling (1948-62) - trolig noe spesialavfall, avrenning mot sjø	TRO3, T3, B2
D	• Generell havnetrafikk/gods • P.t gjestekai utenlandske trålere • Tidl. fryselager • Mack øl/mineralvannproduksjon • Telenor • Tidl. Nord Norges Salgslag	TRO4, T4, B3, B4, F2
E	• Ankringsplass fiskebåter, slepebåter • Hotell og restaurantvirksomhet • Flytebrygge småbåt (sommer) • Liten fiskerikai (flytebrygge)	TRO5, B5, B6, F2
F	• Trelastkai • Tromsø skipsverft • Småbåthavn - marina	TRO6, T5, T6, T7, B5, B6, F2
G	• Dypkai, p.t gjestekai for utenlandske trålere • Bunker Oil - bunkerkai • Bensinstasjon • Tidl. kommunal fylling (1945-48) - trolig noe spesialavfall, avrenning mot sjø	TRO7, T8, T7; F2
H	• Bilverksted • A/L Fiskernes Agnforsyning • Div skipsleverandører	TRO8, T9; B7, F2
I	• Helge Richardsen rekefabrikk - HR Sea Products • Trelastkai • NORCEM • Berg Betong - grus og betongutskipning • Tidl. kull kai • Tidl. industrifylling (1912-23) - gass/koks/tjære, avrenning mot sjø.	TRO9, F2

Tabellen fortsetter

Fortsettelse av tabell fra forrige side.

J	• Transportsentralen - frakt og containerselskap • Rørhandel • TOMEK - Mekanisk verksted med slipp • NOFI - redskapsfabrikk	TRO10, T10,T11
K	• Kræmer - Fiskeindustri og skipshandel • Tidl. privat fylling (ca.1970-72) - noe industriavfall fra kommunen, trolig noe spesialavfall, avrenning mot sjø • Bunkerkai • Bensinstasjon • Div. småindustri	TRO12, TRO10
L	• Esso tankanlegg - bunkerkai • Div. småindustri	TRO12, T12
M	• TROFI - sildoljefabrikk	TRO 13, T12
N	• Sandblåserverksted • Nordøya Fryseri	TRO14, T13
O	• Breivika havneterminal - gods/frakt/turistskip • RITØ - regionsykehus • Universitet og Videregående skole (yrkesfaglig) • Div. næringsaktivitet	TRO15
P	• Bilforhandler -verksted • MOTEK - spesialverksted fornikling etc • Trykkimpregnering (trelast) • Forkromming/verksted (Tromsbuss)	TRO16
Q	• Transportselskap • Maskin og industriservice - forurenset grunn (løsemidler/ kromholdige væsker), avrenning mot sjø • Industrifylling (1985-87) - stoppet av kommunen, trolig noe spesialavfall, avrenning mot sjø • Tromsø havarisenter - øvingsfelt brann/havari etc • Div. næringsaktivitet	TRO17, TRO18, T14, B8
R	• Asfaltverk • Bilopphuggeri - mulig trafo-olje i grunnen (PCB?)	TRO18
S	• Fellesvaskeri • Entreprenørfirma	TRO19
T	• Bruhode Kvaløya - småbåtplass.	F1
U	Haneskjell-felt på Berg - ingen spesielle forurensningskilder	H1

[1] *TRO = sediment, B = blåskjell, T = tang, F = fisk, H = haneskjell*



Figur 11: Tromsø havneområde. Prøvetakingsstasjoner, havnevirksomhet og utslippssituasjon, 1998. Havnevirksomhet er markert som bokstav med referanse til Tabell 18.

5.2 Tidligere miljøundersøkelser

Det har vært utført flere miljøundersøkelser med hensyn til biologi, hydrofysiske forhold og miljøgifter i sjøområdet rundt Tromsø. De fleste av dem har vært utført etter oppdrag fra kommunen, og det har derfor vært sterkt fokusert på resipientundersøkelser ved kloakkutslipp (Oug *et al.,* 1983, Holte *et al.,* 1992), kommunale fyllinger og avfallsdeponier (Killie 1995; Velvin og Killie 1996). Mer generelle resipientundersøkelser har også blitt utført i Tromsøsundet og Sandnessundet (Holte og Gulliksen 1987, Holte og Knutzen 1991, Knutzen *et al.,* 1995, Velvin 1998).

Etter en basisundersøkelse i 1983 om effekter av kommunens kloakkutslipp, ble det konkludert at plante -og dyresamfunnene på grunt vann og i fjæra generelt ikke var utsatt for vesentlig skade som følge av kloakkutslippene (Oug *et al.,* 1985). Endringer i artssammensetning ble likevel dokumentert. De største belastningene på bunnen var lokale (< 100 m) og knyttet til de største utslippene. I de dypere partiene av Tromsøsundet var faunaen artsrik og upåvirket. Organisk innhold i sedimentprøvene fra Tromsøsundet varierte fra middels til høyt (3-10 % karbon).

I 1995 ble det analysert for miljøgifter i samleprøver av blåskjell ved tre stasjoner utenfor Tromsdalen grovavfallsfylling (Killie 1995). Fyllingen er lokalisert på fastlandssiden nord for Tromsøbrua. Miljøtilstanden for blåskjell fra nordre del av fyllingen ble karakterisert som mindre god (II) for det kreftfremkallende polyaromatiske hydrokarbonet benzo(a)pyren, PCB_7, kobber og sink. For DDT med dens metabolitter ble miljøtilstand for blåskjell fra samme området karakterisert som nokså dårlig (III).

I sedimentprøver ved sigevannsutslippet fra Ørndalen avfallsdeponi ble det i 1995 påvist forhøyede konsentrasjoner av PAH og PCB (mindre god - II), mens nivåene av pesticider var relativt lave (god I) (Velvin & Killie 1996). Innholdet av de samme stoffene var lave i oskjell og torskelever. For de undersøkte metallene ble det ikke registrert forhøyede verdier i sediment eller biota.

I den sonderende miljøundersøkelsen i 1994 (Konieczny 1996) ble det registrert spesielt høye verdier av TBT og PAH i sjøområdet utenfor Tromsø Skipsverft (mindre god-IV). For hhv. PCB og metaller ble miljøtilstanden karakterisert som mindre god (II) til nokså dårlig (III).

Prøvetaking av mudringsmasser i Hansjordnesbukta i 1998 (Kolsrud & Roti 1998) viste høyest konsentrasjon av TBT, hvor mengden i de analyserte sedimentene tilsvarte forurensningsgrad IV - "sterkt forurenset" (iht. Molvær *et al.*, 1997). Innholdet av miljøgifter ble vurdert å ikke være spesielt høyt sammenlignet med andre lignende undersøkelser foretatt i havner og industrinære sjøområder.

I en undersøkelse av forurensning i marine sedimenter i Breivika havn samme år (Kolsrud & Fagerhaug 1998), ble det tatt sedimentprøver fra 2 lokaliteter. Sedimentene var markert forurenset med tributyltinn (TBT) og moderat forurenset med PAH-forbindelsen benzo(a)pyren. I tillegg ble det påvist relativt lave konsentrasjoner av totale hydrokarboner (THC) i prøvene. Innholdet av kvikksølv, bly, kadmium, ΣPAH og ΣPCB var lavt i samtlige prøver (ubetydelig forurenset). Innholdet av miljøgifter ble vurdert å ikke være spesielt høyt sammenlignet med andre lignende undersøkelser i havner og industrinære sjøområder.

5.3 Materiale fra Tromsø havneområde

Det var ingen særtrekk ved innsamling av materiale fra Tromsø havneområde i forhold til det felles oppsettet av prøveinnsamling for undersøkelsen. For detaljer fra prøveinnsamling og oversikt over innsamlede prøver se kapittel 3.3 og Vedlegg 1.

5.4 Resultater og diskusjon sediment

Rådata for de kjemiske og geokjemiske analysene som ble foretatt på de innsamlede sedimentprøvene er gitt i Appendiks 2.1 (kornfordeling), Appendiks 2.2 (THC, PAH) og Appendiks 2.3 (klororganiske forbindelser utenom PCDD/F og non-orto PCB), Appendiks 2.5 (PCDD/F, non-orto PCB og PCN) og Appendiks 2.6 (Metaller, TBT, TOC/TN).

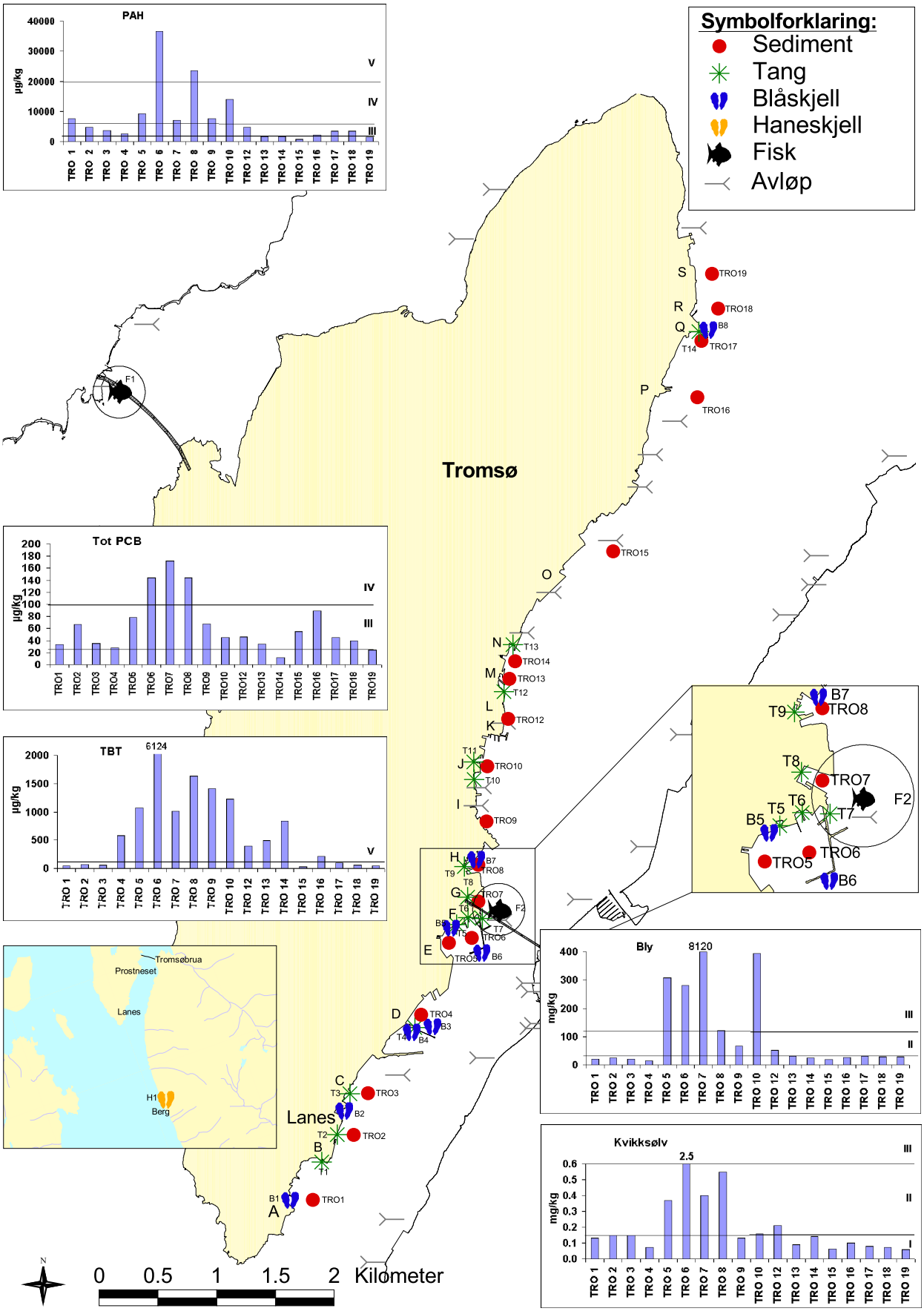
5.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon

Sedimentprøvene fra Tromsø havn besto for det meste av siltig sand med varierende innslag av skjell og leire. Noen få prøver ble beskrevet som mer slamholdig. Disse prøvene var tatt utenfor og like nord for Tromsø sentrum, samt utenfor TROFI og Nordøya Fryseri (se Appendiks 2.1 og Figur 12). Vedlegg 2 gir en visuell beskrivelse av de enkelte stasjoner sammen med vanndyp og posisjon. Variasjonen i prosentandelen finstoff var stor for sedimentprøvene i Tromsø. Ingen prøver kunne beskrives som finkornige, og kun en prøve inneholdt >50 % finstoff (TRO17). De fleste prøvene inneholdt rundt 20-30% finpartikulært materiale, mens enkelte prøver hadde en andel av finstoff under 10% (TRO3, TRO5, TRO6, TRO7 og TRO8). Den store forskjellen i mengde finstoff i prøvene er forsøkt tatt hensyn til i den videre diskusjonen vedrørende miljøtilstand.

Nivåene av totalt organisk karbon i overflatesedimentene er normalisert mot andelen finstoff og klassifisert i henhold til SFT sine retningslinjer (Molvær *et al.,* 1997). Resultatene er presentert i Appendiks 2.6. Her fremkommer også normaliserte verdier fra undersøkelsen i 1994. TOC verdiene var generelt høye i omtrent alle sedimentprøver (klasse IV og V - "dårlig" og "meget dårlig"), med unntak av TRO4 utenfor Mack bryggeri med klasse II (god). Høyeste verdi ble funnet på TRO6 i indre småbåthavn utenfor skipsverftet. De registrerte konsentrasjonene samsvarer godt med resultatene fra 1994 innsamlingen. Generelt sett må overflatesedimentene i hele havneområdet karakteriseres som organisk belastet.

5.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad

Basert på SFTs retningslinjer for klassifisering av miljøtilstand (Molvær *et al*., 1997) kan prøvene i havneområdet grovt deles i to grupper. Den ene gruppen utgjør prøvene tatt i sentrum og området rett nord for sentrum (TRO5 til TRO10). Disse prøvene inneholdt de høyeste konsentrasjonene av de fleste miljøgiftene funnet i Tromsø havn (Tabell 19). Den andre gruppen, som utgjør prøver tatt sør og nord på sentrumsida av Tromsøya, inneholdt lavere konsentrasjoner av både metaller og organiske miljøgifter. Det er verd å merke at dette er en grovinndeling av stasjonene og forhøyede enkeltverdier utover denne inndelingen ble funnet (se Tabell 19 og Figur 12).



Figur 12: Tromsø havneområde. Sediment prøvetakingsstasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, TBT, PCB, kvikksølv og bly, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 18.

Tabell 19: Klassifisering av miljøstatus i henhold til SFTs veiledning (Molvær *et al.*, 1997) av overflatesedimenter i Tromsø. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 11.

Stasjon	PAH[1] (µg/kg)	B(a)P[1] (µg/kg)	THC[2] (mg/kg)	TBT[1] (µg/kg)	Tot PCB[1] (µg/kg)	HCB[1] (µg/kg)	ΣDDT[1] (µg/kg)
TRO1	7536 (IV)	378 (IV)	168	51 (IV)	33 (III)	0,2 (I)	0,7 (II)
TRO2	4709 (III)	230 (IV)	210	68 (IV)	67 (III)	0,6 (II)	1,4 (II)
TRO3	3661 (III)	161 (III)	179	54 (IV)	35 (III)	0,4 (I)	1,0 (II)
TRO4	2505 (III)	108 (III)	234	578 (V)	28 (III)	3,1 (III)	0,5 (II)
TRO5	9180 (IV)	316 (IV)	549	1076 (V)	78 (III)	2,2 (II)	2,1 (II)
TRO6	36495 (V)	2573 (V)	920	6124 (V)	144 (IV)	0,2 (I)	9,8 (III)
TRO7	7053 (IV)	322 (IV)	604	1015 (V)	172 (IV)	0,7 (II)	3,5 (III)
TRO8	23584 (V)	791 (V)	440	1637 (V)	144(IV)	0,8 (II)	4,1 (III)
TRO9	7529 (IV)	262 (IV)	239	1410 (V)	68 (III)	0,5 (II)	6,0 (III)
TRO10	13873 (IV)	563 (V)	165	1225 (V)	45 (III)	0,7 (II)	1,4 (II)
TRO12	4754 (III)	209 (IV)	376	400 (V)	46 (III)	0,9 (II)	2,2 (II)
TRO13	1548 (II)	65 (III)	448	493 (V)	34 (III)	0,7 (II)	0,9 (II)
TRO14	1652 (II)	48 (II)	285	844 (V)	12 (II)	0,7 (II)	0,4 (I)
TRO15	693 (II)	32 (II)	127	32 (IV)	55 (III)	1,5 (II)	0,4 (I)
TRO16	2161 (III)	122 (III)	154	215 (V)	90 (III)	0,6 (II)	0,7 (II)
TRO17	3513 (III)	156 (III)	250	98 (IV)	45 (III)	0,8 (II)	0,8 (II)
TRO18	3395 (III)	194 (III)	165	59 (IV)	40 (III)	0,9 (II)	0,6 (II)
TRO19	1517 (II)	88 (III)	105	44 (IV)	25 (III)	0,3 (II)	0,3 (I)

Stasjon	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)
TRO1	20,5 (I)	71 (I)	0,21 (I)	25 (I)	0,13 (I)
TRO2	25,1 (I)	99 (I)	0,38 (II)	28 (I)	0,15 (II)
TRO3	20,5 (I)	70 (I)	0,21 (I)	21 (I)	0,15 (II)
TRO4	15,2 (I)	74 (I)	0,25 (II)	22 (I)	0,074 (I)
TRO5	308 (III)	252 (II)	0,43 (II)	91 (II)	0,37 (II)
TRO6	281 (III)	499 (II)	0,70 (II)	352 (III)	2,53 (III)
TRO7	8120 (V)	2920 (III)	1,6 (III)	335 (III)	0,40 (II)
TRO8	122 (III)	350 (II)	0,70 (II)	100 (II)	0,55 (II)
TRO9	66,6 (II)	211 (II)	0,52 (II)	78 (II)	0,13 (I)
TRO10	395 (III)	309 (II)	0,47 (II)	89 (II)	0,16 (II)
TRO12	51,8 (II)	165 (II)	0,46 (II)	51 (II)	0,21 (II)
TRO13	31,1 (II)	136 (I)	0,43 (II)	35 (II)	0,089 (I)
TRO14	24,9 (I)	218 (II)	0,24 (I)	46 (II)	0,14 (I)
TRO15	19,0 (I)	90 (I)	0,24 (I)	29 (I)	0,063 (I)
TRO16	26,2 (I)	88 (I)	0,25 (II)	29 (I)	0,10 (I)
TRO17	29,7 (I)	116 (I)	0,37 (II)	42 (II)	0,079 (I)
TRO18	27,8 (I)	99 (I)	0,24 (I)	28 (I)	0,073 (I)
TRO19	28,4 (I)	92 (I)	0,25 (II)	34 (I)	0,060 (I)

Ubetydelig - lite forurenset (I)
Moderat forurenset (II)
Markert forurenset (III)
Sterkt forurenset (IV)
Meget sterkt forurenset (V)

[1]*PAH = polyaromatiske hydrokarboner i henholdt til gruppering i SFTs veiledning, B(a)P = benzo[a]pyren, THC = totalt hydrokarbon innhold, TBT = tributyltinn, Tot PCB = totalt innhold polyklorerte bifenyler, HCB = heksaklorbensen, DDT = sum av DDE, DDD og DDT, Pb = bly, Zn = sink, Cd = kadmium, Cu = kobber, Hg = kvikksølv.*

[2]*THC mengdene er ikke inndelt i tilstandsklasser av SFT.*

PAH

Prøvene TRO1, TRO5 til TRO10 inneholdt høye konsentrasjoner av PAH (IV - V, Tabell 19) og bestod samtidig av svært lave andeler finpartikulært materiale (< 10% for de fleste av disse prøvene). Dette indikerer høy belastning av PAH. Denne belastningen ble spesielt høy for de prøvene som inneholdt PAH tilsvarende tilstandsklasse V, nemlig den fra indre havn (utenfor Tromsø Skipsverft), fra Hansjordnesbukta og fra Steinbergan (Figur 11 og 12). Det ble funnet høye konsentrasjoner av den sterkt karsinogene PAH-forbindelsen benzo[a]pyren i flere av prøvene (Tabell 19).

Ved statistisk behandling av alle PAH data (PCA[4], se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4) viste resultatene at den prøven som inneholdt den høyeste konsentrasjonen av PAH (fra indre havn utenfor Tromsø Skipsverft/småbåthavna, TRO6) var omtrent likt influert av oljerelaterte og forbrenningsrelaterte PAH. Dette kan relateres til lager/håndtering av diesel/ petroleums-produkter og forbrenning av disse (skipseksos) i virksomheten fra blant annet småbåthavna, skipstrafikken og skipsverftet. Noe PAH kan muligens relateres til kommunale avløp i området.

Sedimentet ved TRO8 er sterkt PAH belastet (Tabell 19 og Figur 12) og sammensetningen viser som

[4] PCA (Principal Components and Factor Analysis), se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4.

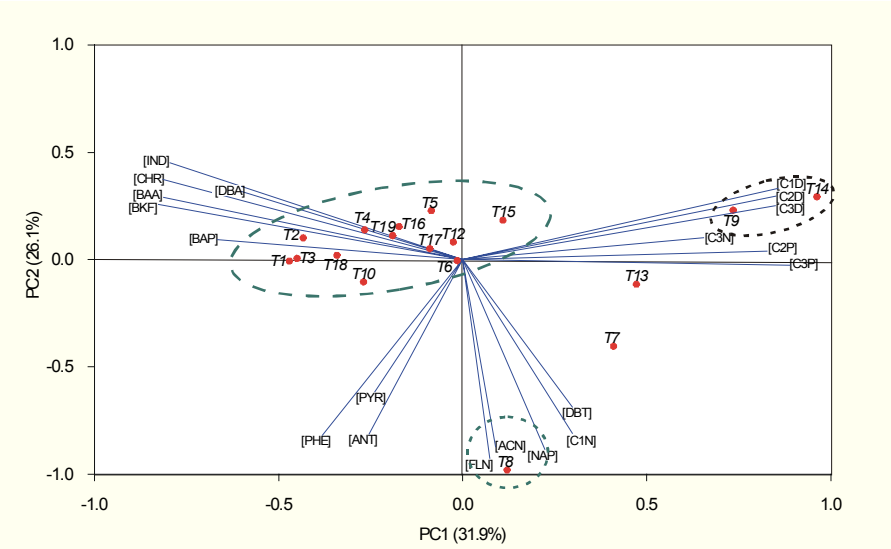
for TRO6 relativt lik influens av både petroleums- og forbrenningsrelaterte PAH. Imidlertid har prøven et høyere bidrag av lettflyktige PAH-forbindelser (naftalen, acenaften, fluoranten). Dette tyder på lokal tilførsel av lettere bensin/oljeprodukter og forbrenningsprodukter (skipseksos). De forbrenningsrelaterte PAH sammen med det relativt høye innholdet av acenaften gir indikasjoner på mulig avrenning fra avfallsdeponi.

TRO10, som også er høyt belastet med PAH, består av oljerelatert PAH, men i større grad av PAH med forbrenningsrelatert kilde. Dvs med mulig PAH tilførsel fra avfallsdeponi, kommunalt avløp, skipsindustri og forbrenning av diesel/bensin. På området innefor denne stasjonen er det blant annet en gammel fylling med avrenning til sjø, transportsentral, ulik småindustri og mekanisk verksted.

De prøvene som inneholdt mest av oljerelaterte PAH (høy andel av alkylerte NPD) var TRO9 og TRO14 og til dels TRO7 og TRO13. De overveiende kildene for dette er bensin/dieselolje. Det er ingen opplagte kilder for dette i området ved TRO9, TRO13 eller TRO14. Det er derfor mulig at en slik kilde kan foregår store lekkasjer/utslipp av disse produktene fra skipstrafikken eller annen virksomhet i området (Tabell 18). Virksomheten ved kaia nord for sentrum (TRO7) har imidlertid klarere kilder for den petroleumsrelaterte PAH da det her blant annet foregår bunkring av olje og området har hyppig besøk av utenlandske trålere.

Ved havneområdet rett nord for Tromsøbrua er strømforholdene slik at en større bakevje kan føre vannmasser fra den andre sida av sundet over til områdene nord for sentrum, slik at mulige PAH-kilder også kan ligge på fastlandssida.

De prøvene i Tromsø som inneholdt mest av forbrenningsrelatert PAH (benzo[a]pyren, benzo[b,j,k]fluoranten, benzo[a]antracen,) var TRO1, TRO2, og TRO3. Området ved disse prøvetakingsstasjonene er et typisk industriområde med ulik virksomhet, gamle industrifyllinger med spesialavfall og avrenning mot sjø.



Figur 13: Gruppering av sedimentprøver fra Tromsø basert på den relative sammensetningen av ulike PAH-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i figur 11, men heter her T# isteden for TRO#. For forkortelse av de ulike enkeltforbindelsene se kapittel 10. Rådata er gitt i Appendiks 2.4.

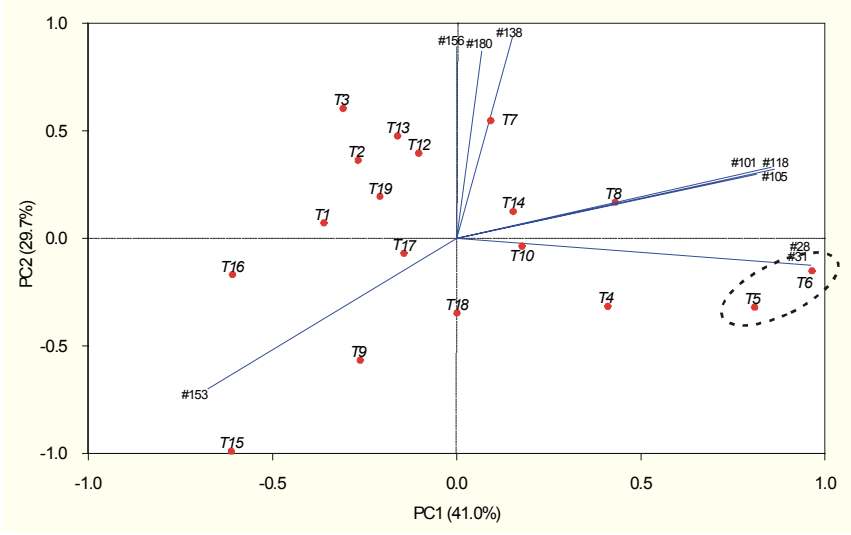
THC

Innholdet av THC var moderat for de fleste prøvene med et nivå rundt 200 mg/kg. For prøvene TRO5, TRO6, TRO7, TRO8, TRO12 og TRO13 (indre havn, dypvannskaia nord for Tromsøbrua, og området utenfor Steinbergan) ble det registrert THC konsentrasjoner som var 2 til 5 ganger høyere enn dette (Tabell 19). Nylige utslipp/lekkasjer av bensin/dieselolje ses ofte i analyseprofilen på THC ved høy andel av lett nedbrytbare hydrokarboner som alkaner og *iso*-alkaner. Dette ble funnet for prøvene TRO1, TRO2, og TRO3 (lokalisert sør for sentrum), og TRO9, TRO10, TRO17, TRO18 og

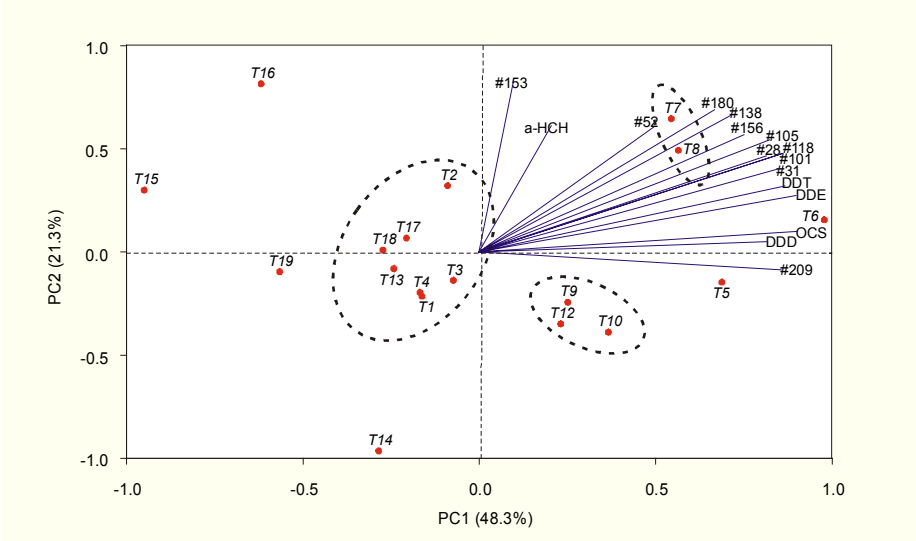
TRO19 (lokalisert nord for sentrum). THC-profilen av prøven utenfor Tromsø Skipsverft/ småbåthavna viste innhold av en helt spesifikk mineralolje. Toppen er kraftig og tyder på en spesifikk kilde med nylig lekkasje/utslipp av et petroleumsprodukt som ikke var nedbrutt da prøven ble tatt.

PCB og dioksiner

Overflatesediment fra Tromsø havneområdet var moderat (II) til sterkt forurenset (IV) av PCB. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i prøver tatt i indre havn og i området nord for sentrum (TRO6 til TRO8, Tabell 19 og Figur 12). Disse prøvene og TRO9 inneholdt også forhøyede konsentrasjoner av DDT (III).



a)



b)

Figur 14: Gruppering av sedimentprøver fra Tromsø basert på den relative sammensetningen av ulike PCB-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). a) uten pesticider b) med pesticidene. PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i Figur 11, men heter her T# isteden for TRO#. De ulike PCB kongenerer er angitt som IUPAC nummer, se kapittel 10. Rådata for PCA-analysene er gitt i Appendiks 2.4.

Den statistiske behandlingen (PCA [5]) av alle PCB data (Figur 14) viser at PCB-mønsteret for prøvene TRO5 og TRO6 (indre havn) var svært lik. Disse prøvene var blant de mest forurensede i Tromsø havn. Prøvene inneholdt høye konsentrasjoner av lavklorerte forbindelser (CB28 og CB31) og TRO6 inneholdt i tillegg den høyeste konsentrasjonen av DDT (III) for alle prøvene i Tromsø. Det indre havneområdet ved TRO5 fungerer som ankringsplass for fiske- og slepebåter, og har flytebrygge for

[5] PCA (Principal Components and Factor Analysis), se Kapittel 3.6 og Appendiks 2.4.

småbåter, fiskebåter. Den landbaserte aktiviteten er preget av ulik hotell- og restaurantvirksomhet. Det indre havneområdet ved TRO6 er større grad preget av aktiviteten ved småbåthavna/marinaen og eventuell utrenning fra skipsverft, trelastvirksomheten i området.

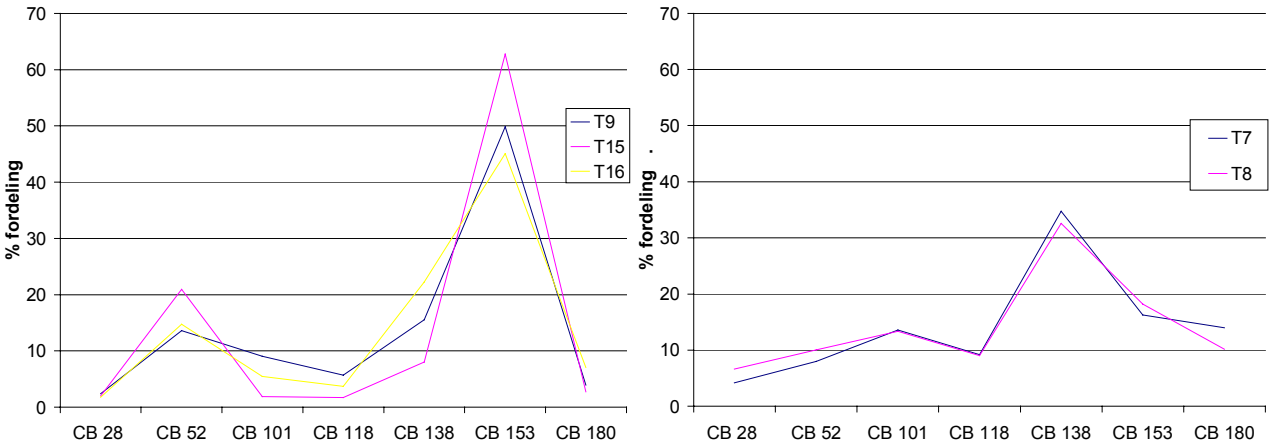
PCB-sammensetningen for TRO5 og TRO6 var noe forskjellig fra den for TRO7 og TRO8 (rett nord for sentrum). PCB nivået ved TRO8 var like høyt som for TRO6. Havneaktiviteten ved TRO8 er preget av ulik skipstrafikk, med skipsleverandører og bilverksted på land. TRO7 inneholdt den høyeste konsentrasjonen av PCB for hele Tromsø havn (IV). PCB-profilen var dominert av relativt høyklorerte forbindelser. Ved TRO7 foregår det bunkring av olje, området har dypkai som for tiden fungerer som gjestekai for utenlandske trålere. Kaia grenser nært opp til aktiviteten i sør (ved TRO6) med ukjente avrenningsmuligheter.

Det ble også funnet høye konsentrasjoner av PCB i prøver fra Breivika og Skattøra (TRO15 og TRO16, se Figur 12). PCB-mønsteret for disse prøvene var helt forskjellig fra de funnet for prøvene i sentrum. TRO15 og TRO16 var dominert av høye mengder av den høyklorerte kongeneren CB153 (også illustrert i Figur 15). Området ved TRO15 har høy aktivitet av gods-, frakt- og turistskip (Breivika havneterminal) og har videre regionsykehus, Universitet, yrkesfaglig videregående skole og ulik næringsvirksomhet på land. Det foregår trykkimpregnering av trevirke i området ved innenfor TRO16. PCB nivået her var like høyt som det registrert for den ene prøven i indre havn, Tromsø sentrum. Området ved TRO16 er videre preget av bilforhandlere og bilverksteder med aktivitet som forkromming og fornikling.

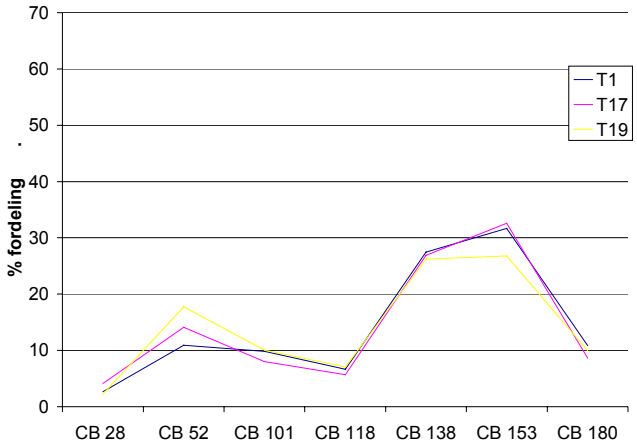
Prøvene TRO9, TRO10 og TRO12 hadde innbyrdes noe lik sammensetning av pesticidene, mens PCB sammensetningen ikke ga noen felles gruppering av prøvene (Figur 14). TRO9 inneholdt høye konsentrasjoner av DDT (III). Havneaktivitet ved disse tre stasjonene består av svært ulik aktivitet (Tabell 18) som innbefatter lasting og lossing av diverse varer over kai (rekeindustri/ trelastkai / tidligere kullkai/ grus og betongutskiping), nedlagt industrifylling, mekanisk verksted med slipp/ redskapsfabrikk/ transportsentral med frakt og containerselskap/ bunkringskai. Stasjonene TRO13 og TRO14, rett nord for dette området, hadde noe lavere PCB innhold (Figur 12) og analysene viste også en annen sammensetning av de klororganiske forbindelsene uten at denne var innbyrdes lik for TRO13 og TRO14. Området her har sildoljefabrikk med skipsaktivitet, sandblåserverksted og fryseri.

Som også illustrert i Figur 15 og Figur 16, varierte PCB_7-profilene for havneområdet i Tromsø i stor grad. Ingen av profilene var lik sammensetninger i kjente kommersielle PCB-blandinger. PCB-profilene for prøvene helt nord i Tromsø (TRO17 og TRO18) var svært lik de for prøvene TRO1 – TRO4 helt sør på Tromsøya (Figur 14 og Figur 16). PCB_7-profilene ligner noe på Clophen A60, men mangler et karakteristisk høyt innhold av CB101. På grunn av de forholdsvis like profilene for disse to områdene, kan det være grunn til å tro at det i den landbaserte aktiviteten i dominerende grad er benyttet produkter med svært like PCB-blandinger.

a) b)



Figur 15: Grafisk framstilling av den prosentvise fordelingen av PCB_7 i sediment for de to sett av prøver som var mest ulik: a) TRO9, TRO15 og TRO16 b) TRO7 og TRO8.



Figur 16: Grafisk framstilling av den prosentvise fordelingen av PCB_7 i sediment prøvene TRO1, TRO17 og TRO19.

I hver av havnene ble en sedimentprøve analysert for de mer toksiske forbindelsene non-orto PCB, dioksiner og polyklorerte naftalener (PCN). I Tromsø ble dette utført for TRO6 (Tabell 20). Nivåene for alle disse parametrene var tilsvarende de registrert for HAR9 i Harstad, og er lavere enn antatte bakgrunnsverdier. Også for TRO6 var TE-bidraget for non-orto PCB større enn det fra dioksinene. Videre bidrar PCN mer til toksisiteten enn dioksinene i denne prøven.

Tabell 20: Toksisitetsekvivalenter (TE[1]) fra dioksiner (PCDD/F), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto polyklorerte bifenyler (non-orto PCB) i sedimentprøver fra Tromsø havn. (TE for PCB er beregnet etter Ahlborg *et al.* 1994, for dioksiner etter Ahlborg 1989, og for PCN etter Hanborg *et al*. 1990).

Stasjon	TE-dioksin	TE- PCN	TE- non-orto PCB	Sum TE	%TE- noPCB av TE-dioksin	%TE-PCN av TE-dioksin
TRO6	5,6	8,7	13,7	28	245	155

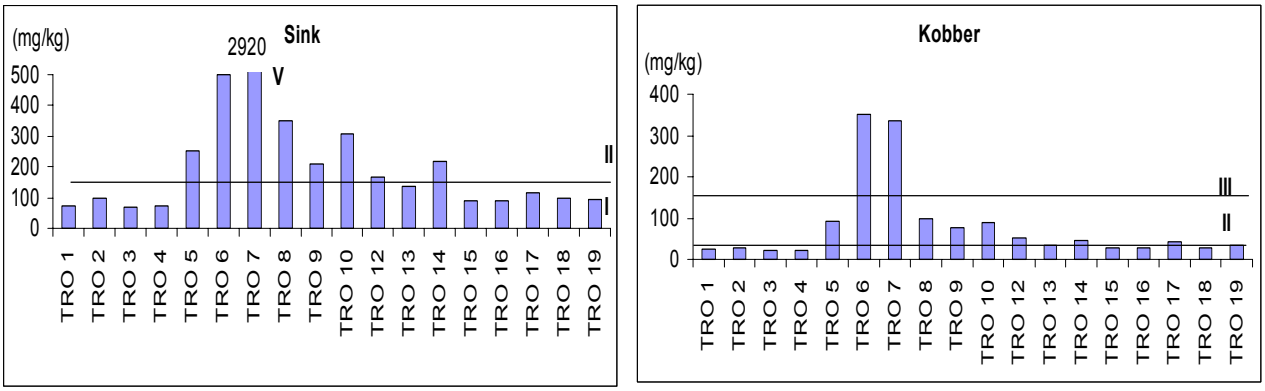
[1] *TE = Toksisitetsekvivalenter, se kapittel 3.2.*

TBT

Innhold av TBT i overflatesedimentene varierte betydelig mellom de ulike prøvene (se Figur 12 og Tabell 19). Den høyeste konsentrasjonen av TBT ble funnet på TRO6 i indre havn, med en konsentrasjon 600 ganger over grenseverdien til klasse V. Tilsvarende verdier er funnet i andre norske havner (Berge *et al.*, 1997). I prøvene TRO8 og TRO6 ble det funnet trifenyltinn (TPhT) som er vist å være like giftig som TBT for enkelte organismer (Cima *et al*., 1997 og Fargasová, 1998). De høyeste nivåene ble funnet utenfor skipsverft (TRO8 –TRO10, TRO14), i områder hvor det foretas sandblåsing av skip og i områder med stor skipsfart av små og større båter. Generelt var det lavere konsentrasjoner av TBT i områdene helt sør og nord på Tromsøya.

Metaller

På enkeltstasjoner ble det ble funnet markert forurenset overflatesediment (III) med hensyn på alle de undersøkte metallene (se Figur 12, Tabell 19 og Figur 17). De høyeste konsentrasjonene ble, som for de organiske miljøgiftene, funnet i prøver tatt utenfor sentrum samt i noen av prøvene nord for sentrum. Spesielt høye verdier av bly ble funnet i prøvene fra dypvannskaia rett nord for Tromsøbrua (TRO7) og utenfor TOMEK/transportsentralen ved Steinbergan (TRO10, se Figur 11 og Tabell 19). Prøven TRO7 inneholdt også de høyeste registrerte verdiene for sink og kadmium (III). De høyeste verdiene av kobber og kvikksølv ble funnet i prøven i indre havn (TRO6, Figur 17).



Figur 17: Stolpediagram over fordelingen av sink og kobber i overflatesediment fra Tromsø havneområde, 1997 (se også Tabell 19). Tilstandsklasser angitt i romertall.

5.5 Resultater og diskusjon biologisk materiale

Konsentrasjonene av de forskjellige miljøgiftene i de ulike organismer er vurdert etter SFTs retningslinjer for klassifisering for miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997). Der det ikke eksisterer grenser for klasseinndeling er analyseresultatene vurdert etter referanselitteratur.

5.5.1 PAH i blåskjell/haneskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk

PAH i blåskjell/haneskjell
Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert i Tabell 21 og Figur 19.

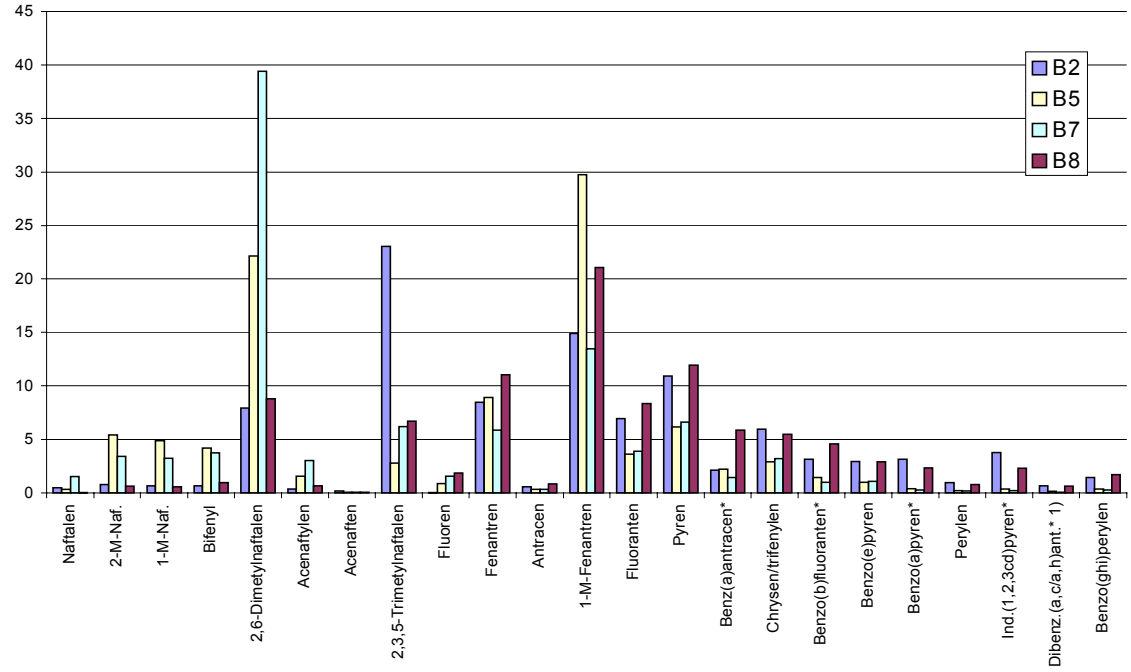
Tabell 21: Innhold av PAH og KPAH i blåskjell fra Tromsø (µg/kg våtvekt).

Prøve	Sum PAH	KPAH
B1	540	111
B2	1716	331
B3	22	8
B4	662	55
B5	3323	248
B6	863	140
B7	1255	88
B8	2240	426
H1	14	4

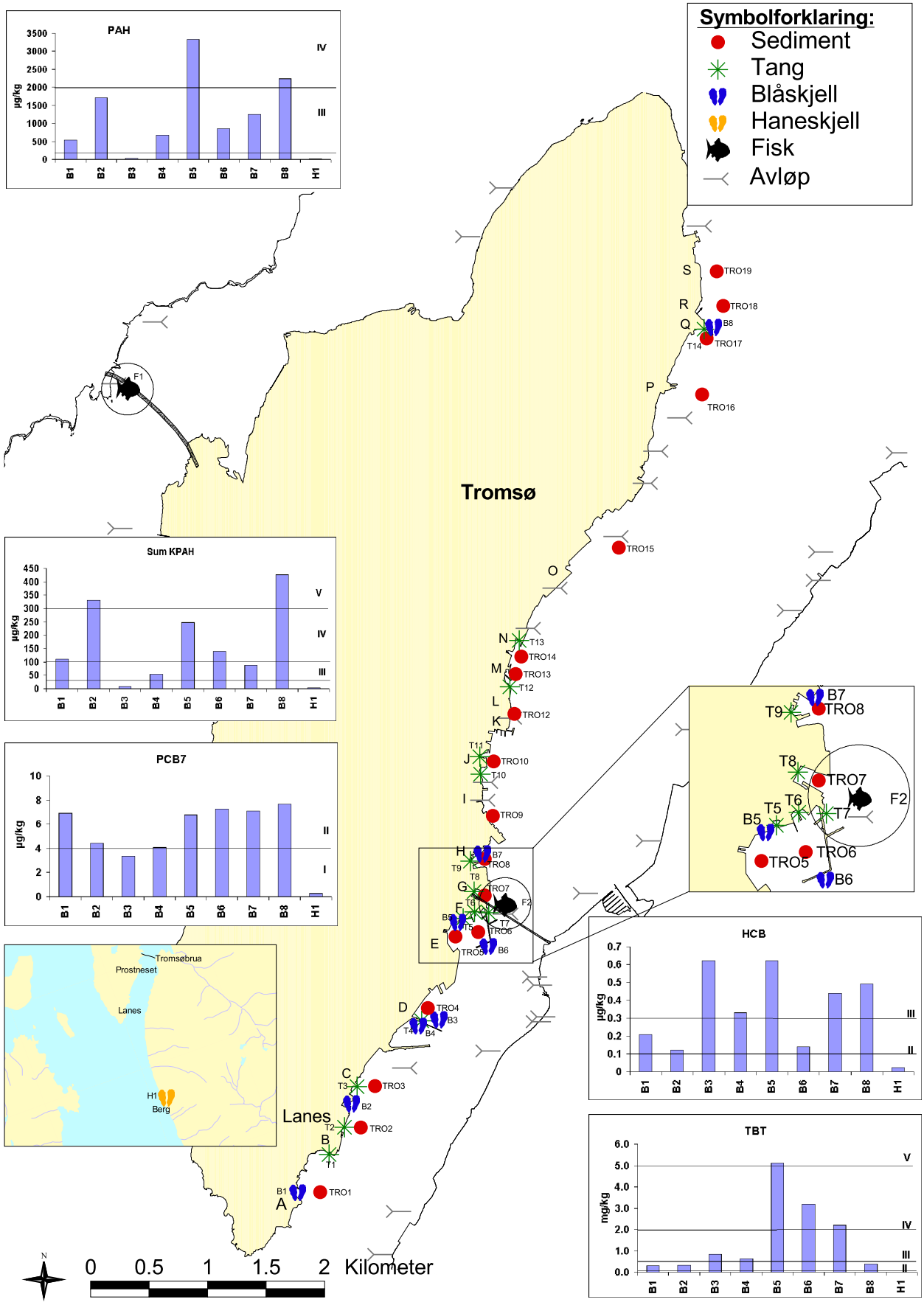
Av de analyserte skjellprøvene var samtlige stasjoner, unntatt blåskjellprøven B3 fra sentrumssida av Sørsjetèen (se Figur 11) og haneskjell fra Berg påvirket av PAH. Nivåene i blåskjellprøvene fra Tromsø havneområde varierte mellom markert til sterkt forurenset (III – IV). Den høyeste konsentrasjonen av PAH ble funnet i prøven fra indre havn (B5), og var vel 60 ganger over antatt bakgrunnsnivå (50 µg/kg våtvekt, Molvær *et al.*, 1997, se Figur 19). PAH-profilen for denne prøven var dominert av alkylerte NPD, med spesielt høyt innhold av 1-metylfenantren og 2,6-dimetylnaftalen (Figur 18). Dette indikerer påvirkning fra sterkt oljerelatert PAH. Blåskjellprøven fra Hansjordnesbukta (B7), som også var meget sterkt forurenset av PAH, viste en PAH-sammensetningen dominert av oljerelaterte aromater (Figur 18).

For de to andre sterkt PAH-belastede blåskjellprøvene (B2 og B8) var PAH-profilene i større grad dominert av forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser (større, tyngre aromater, se Figur 18). Dette tyder på forskjellige lokale kilder ved Lanes og Skattøra i forhold til sentrumsområdet, noe som også ble påvist ved PAH-analysene i sedimentet. De høyeste konsentrasjonene (V) av benzo(a)pyren og andre potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH) ble funnet i blåskjellprøvene ved Tromsø Maskinservice (Lanes) og ved Havarisenteret på Skattøra (Figur 11 og Figur 19).

Felles for de mest belastede blåskjellprøvene var det relativt høye inneholdet av fenantren, fluoranten og pyren. Dette er relativt "lette", vannløselige PAH-forbindelser.



Figur 18: Prosentvis fordeling av PAH-komponenter i de mest belastede blåskjellprøvene B2, B5, B7 og B8 i Tromsø, 1997.



Figur 19: Tromsø havneområde. Biologiske prøvetakingsstasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, KPAH, PCB$_7$, HCB og TBT. Havnevirksomheten er merket som bokstav med referanse til Tabell 18.

PAH-metabolitter i torskelever
Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.7 og resultatene er presentert i Tabell 22.

For å belyse PAH-belastningen på fisk er det blitt analysert på førsteordens PAH-metabolitter i galle (OH-pyren). Fisk har en velutviklet evne til å bryte ned PAH til mer vannløselige komponenter som kan skilles ut via galle, urin eller gjeller. Man vil derfor sjelden finne høye konsentrasjoner av PAH i fisk. Analysene er gjort på individ nivå og resultatene er sammenslått til en verdi per stasjon ved statistisk behandling (Hylland K., 1998).

Resultatene viste størst belastning av PAH på fisk tatt ved Tromsø Skipsverft til tross for betydelig strøm gjennom Tromsøysundet. Fisk fanget på Kvaløya, ved brohodet av Sandessundbrua, hadde de laveste verdier av PAH-metabolitter i hele undersøkelsen (se Tabell 22 og Figur 19). PAH metaboliseres rask i fisk og de verdiene som fås er resultat av siste ukes belastning på fisken før den ble fanget.

Tabell 22: PAH-metabolitter (ng/mL) i galle fra fisk innsamlet ved Tromsø Skipsverft og ved brohodet ved Sandessund-brua på Kvaløya. Antall analyser (N), median, laveste (min) og høyeste (maks) verdi for OH-pyrener.

Stasjon	N	Median	min	maks	statistisk ulikhet
Tromsø Skipsverft (F2)	10	27,4	23	79,5	ab*
Kvaløya (F1)	10	13,2	4,6	42,3	a*

** Like bokstaver i"statistisk ulikhet" betyr at nivåene ikke er signifikant ulike i en Tukey-test (p<0,05). Se Appendiks 3.8.*

5.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever

Det er utført analyser av klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever. Torskelever ble i tillegg til PCB og pesticider analysert for PCDF/D og non-orto PCB. Rådata er gitt i Appendiks 3.1, 3.3 og 3.4.

Blåskjell
Det ble analysert for klororganiske forbindelser i blåskjell fra 9 stasjoner i Tromsø havn (Tabell 23).

Alle prøver, unntatt de fra nordsida av Sørsjetèen og haneskjell fra Berg, viste moderat belastning med innhold av PCB (II) (**PCB_7**, Figur 19). Den relative fordelingen av de ulike kongenerene, viste varierende konsentrasjoner av de lavklorerte forbindelsene. Spesielt i blåskjellprøvene fra sentrumsområdet (B6) og Hansjordnesbukta (B7, Figur 11 og Figur 19) var bidraget fra disse kongenerene høyt. For de fleste andre blåskjellprøvene viste PCB-profilen en dominans av de mer persistente kongenerene CB138 og CB153 (de Boer *et al.*, 1993).

Blåskjell fra nordsida av Sørsjetèen (B3) og fra indre havn (B5) inneholdt de største mengdene av **HCB** (III) og **HCH** (II), se Figur 19. Konsentrasjonene av de samme forbindelsene i blåskjellprøven fra Skattøra (B8, Figur 11) var lavere, men likevel noe høyere enn for resten av prøvene. De høyeste konsentrasjonene av DDE og DDD (II) ble funnet i blåskjellprøvene B1 og B5 (Tabell 23), men alle omkring eller under antatt høyt bakgrunnsnivå.

Analysene med hensyn på mono-orto PCB og di-orto PCB er presentert som toksisitets-ekvivalenter (TE ng/kg våtvekt) i Tabell 23. For alle blåskjellprøvene var toksisitetsbidraget for disse PCB forbindelsene høyere enn et antatt "bakgrunnsnivå" på 0,2 ng $TE_{PCDD/PCDF}$ /kg. De høyeste toksisitetsekvivalenter (0,40 – 0,67 ngTE/kg våtvekt) ble funnet i blåskjell fra indre havn (Tromsø sentrum) og i Hansjordnesbukta. Resultatene lå svakt høyere enn resultater fra tilsvarende analyser i blåskjell fra Kristiansandsfjorden (0,38 ng TE /kg, Knutzen *et al.*, 1998a, Tabell 23). Til sammenligning inneholdt den mest forurensede blåskjellprøven fra Grenlandsfjordene (Knutzen *et al.*, 1998b) 0,43 ngTE/kg våtvekt.

Tabell 23: Klororganiske forbindelser i blandprøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) og haneskjell (H1) fra Tromsø, des. 1997 - jan. 1998, µg/kg våtvekt. For område og stasjonsbetingelser se Figur 11. Fargekoding se Tabell 19.

Stasjon	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	PCB_7[2]	ΣHCH[3]	DDE[1]	DDD[1]
B1	2,02	0,23	0,21	6,89	0,85	1,24	0,88
B2	1,95	0,29	0,12	4,46	0,37	0,73	0,58
B3	1,48	0,07	0,62	3,38	1,80	0,49	0,49
B4	1,80	0,11	0,33	4,09	1,40	0,64	0,47
B5	1,98	0,1	0,62	6,78	2,00	0,8	0,67
B6	1,92	0,05	0,14	7,25	0,85	0,62	0,61
B7	2,31	0,05	0,44	7,07	1,04	0,38	0,58
B8	1,80	0,06	0,49	7,69	1,60	0,41	0,44
H1	0,40	<0,05	<0,05	0,17	0,05	<0,05	<0,05

[1] *5CB–pentaklorbenzen, HCB–heksaklorbenzen, DDE-diklordifenyldikoretylen, DDD-diklordifenyldikloretan*
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Torsk

Torskelever ble analysert for innhold av PCB og enkelte pesticider (Tabell 24). Det ble også analysert for dioksiner (PCDD/F), n.-o. PCB, m.-o. PCB og d.-o. PCB i én leverprøve (den antatt mest belastede, Tabell 25).

Basert på SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997) er verdiene for **HCB HCH** lave, dvs. under "antatt høyt bakgrunnsnivå" (hhv. 20 µg/kg og 50 µg/kg, Tabell 24). Det samme var tilfelle for **PCB_7** og **ΣDDT** i begge fiskeprøvene. De lave verdiene for fisk fanget ved sentrum kan tyde på lite stedbundet fisk, eller at den sterke strømforholdene minker akkumuleringsrisikoen for miljøgifter i fisk.

Tabell 24: Innhold av klororganiske forbindelser (µg/kg våt vekt) i torsk fra Tromsø, des 1997.

Lever	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	OCS[1]	PCB_7[2]	DDE[1]	DDD[1]	ΣHCH[3]
Tromsø sentrum	53	6	10	<2	153	53	17	13
Kvaløya	52	3	12	<2	249	42	12	17

[1] *5CB – pentaklorbenzen, OCS – oktaklorstyren, HCB – heksaklorbenzen, DDE* - diklordifenyldikoretylen*, DDD* - diklordifenyldikloretan
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Non-orto PCB (n.-o. PCB), mono-orto PCB (m.-o. PCB) og di-orto PCB (d.-o. PCB) er PCB kongenerer som har samme virkemåte som dioksiner. Analyseresultatene av disse forbindelsene samt dioksiner i fisk er vist i Tabell 25.

Fisken fanget ved sentrum har noe høyere sum TE enn fisken tatt ved Kvaløya. $TE_{PCDD/PCDF}$ var lavt (klasse I i Molvær *et al.*, 1997). TE_{PCB} (n.-o. PCB, m.-o. PCB og d.-o. PCB) lå noe høyere, men må klassifiseres som lavt/moderat jevnført med data fra antatt lite belastede deler av kysten (Solberg *et al.*, 1997, og Knutzen *et al.*, 1999).

Tabell 25: Sum toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDD/F ($TE_{PCDD/F}$) og *non-orto PCB* (nr. 77, 126, 169, $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$), utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og utvalgte di-orto PCB (nr. 138, 153, 180) i biologisk materiale fra Tromsø, ng/kg våtvekt. i.a = ikke analysert.

Arter/Område	$TE_{PCDD/F}$	$TE_{n.\text{-}o.\ PCB}$	$TE_{m.\text{-}o.\ PCB}$[1]	$TE_{d.\text{-}o.\ PCB}$[1]	Sum TE		
					Våtv-basis	Fett-basis	% fett
Torsk/lever							
Kvaløya (F1)	ia	11,3	5,3	0,1	16,7	30,5	54,7
Sentrum (F2)	4,5	14,9	9,4	0,3	29,1	57,6	50,5
Blåskjell							
B1 Lanes sør	ia	ia	0,25	0,0024	0,253	12,5	2,02
B2 Lanes	ia	ia	0,20	0,0026	0,202	10,3	1,95
B3 Sørsjetèen	ia	ia	0,23	0,0011	0,231	15,6	1,48
B4 Sørsjetèen	ia	ia	0,16	0,0055	0,161	8,9	1,80
B5 indre havn	ia	ia	0,39	0,0019	0,392	19,8	1,98
B6 indre havn	ia	ia	0,67	0,0014	0,671	35,0	1,92
B7 Hansjordsnesb	ia	ia	0,42	0,0012	0,420	18,2	2,31
B8 Skattøra	ia	ia	0,29	0,0024	0,292	16,2	1,80
Haneskj Berg	ia	ia	0,02	0,0003	0,018	4,4	0,40
blåskjell[2]	-	-	0,31	0,07	0,38	25,3	1,5

[1] *Omregningsfaktor WHO, Becher et al., 1997.*
[2] *Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998a).*

5.5.3 TBT i blåskjell

Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert i Tabell 26 og Figur 19.

De høyeste innhold av TBT (IV - V) ble funnet i blåskjellprøver fra sentrum (indre havn, B5 og B6) og i Hansjordnesbukta (B7, se Figur 19). Dette er områder hvor sandblåsing forekommer og hvor den største skipstrafikken for havneområdet er lokalisert.

Blåskjellprøvene som inneholdt de høyeste TBT-konsentrasjonene, inneholdt også høye nivåer av trifenyltinn (TPhT). Den høyeste TPhT-konsentrasjonen ble funnet i prøven fra Skattøra (se Figur 19, 0,30 mg/kg). Konsentrasjonen av TPhT i denne blåskjellprøven var nesten like høy som konsentrasjonen av TBT.

Tabell 26: TBT og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter i blandprøver av blåskjell, (mg tinnforbindelse/kg tørrvekt), Tromsø 1997. DBT – dibutyltinn, MBT – monobutyltinn, DPhT – difenyltinn, MPhT – monofenyltinn. Blåskjell stasjonene er vist i Figur 19.

	Tørrstoff %	TBT	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
B1	16,1	0,295	0,061	0,004	0,007	0,006	0,004
B2	11,7	0,334	0,088	0,004	0,089	0,006	0,004
B3	11,0	0,832	0,129	0,019	0,027	0,006	0,004
B4	11,7	0,642	0,084	0,004	0,007	0,006	0,004
B5	13,5	5,124	1,960	0,231	0,142	0,006	0,004
B6	13,3	3,199	1,368	0,181	0,174	0,006	0,004
B7	13,5	2,203	0,300	0,004	0,094	0,006	0,004
B8	14,6	0,368	0,127	0,004	0,295	0,006	0,004
H1	19,8	0,006	0,005	0,004	0,007	0,006	0,004

5.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet

Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1, Appendiks 3.2 og Appendiks 3.3.

Markert kobberforurensede tangprøver ble påvist i indre havn, ved dypkai-området rett nord for Tromsøbrua, i Hansjordnesbukta og ved slippen ved Steinbergan (Figur 11 og Figur 20, Tabell 27). De fleste tangprøvene var moderat forurenset av sink (II, se Figur 20). Imidlertid ble det målt forhøyede konsentrasjoner av sink i tangprøver fra områder sør og nord for sentrum (Figur 20).

Tabell 27: Konsentrasjon av kobber og sink i blæretang fra Tromsø (mg/kg tørrvekt). Plassering av tangstasjoner er vist i Figur 19.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
Cu	4,55	2,91	5,15	8,01	31,9	36,4	13,9
Zn	178	96,2	570	92,8	318	369	276

	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14
Cu	24,1	15,1	8,16	19,9	7,7	10,4	5,77
Zn	259	358	288	494	228	496	155

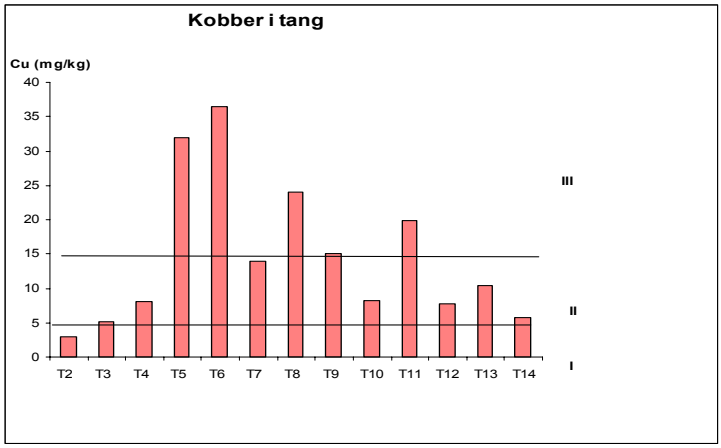
Innholdet av kadmium, bly og kvikksølv i blåskjellprøvene fra Tromsø var generelt på bakgrunnsnivå (Tabell 28). Imidlertid var blåskjell fra indre havn (B5) moderat og markert forurenset av hhv kvikksølv og bly. Blåskjellprøvene fra indre havn, Hansjordnesbukta og Skattøra synes moderat påvirket av bly. Disse nivåene skyldes trolig forurensing av blyholdig bensin fra skipsverft og skipstrafikk (avtagende) og ulik avfallsbehandling (batterier).

Det ble målt flere ganger så høyt innhold av kadmium i haneskjell som i blåskjellprøvene, noe som kan gjenspeile forskjellige akkumuleringsegenskaper hos de to artene.

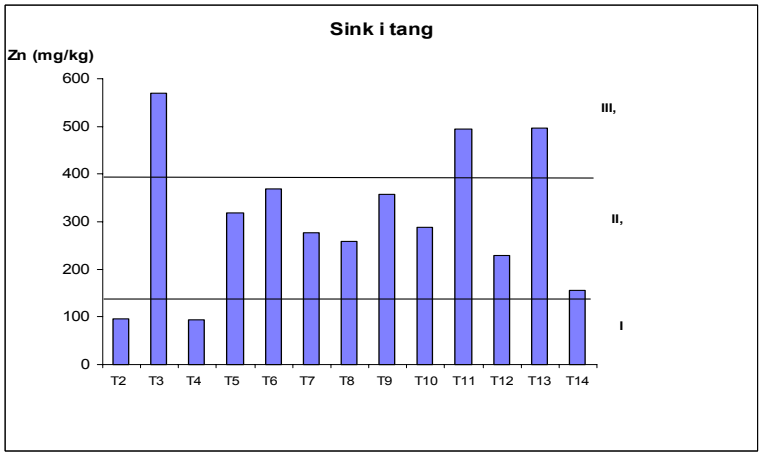
Tabell 28: Konsentrasjon av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i blåskjell fra Tromsø (mg/kg tørrvekt). Plasseringen av blåskjellstasjonene er vist i Figur 19. TTS % - prosent tørrstoff.

	TTS (%)	Cd (mg/kg tørrvekt)	Hg (mg/kg tørrvekt)	Pb (mg/kg tørrvekt)
B1	16,1	0,72	0,09	1,7
B2	11,7	0,84	0,14	2,6
B3	11	0,86	0,15	2,9
B4	11,7	0,78	0,15	2,7
B5	13,5	1,12	0,26	22,1
B6	13,3	0,78	0,16	5,6
B7	13,5	0,74	0,10	17,3
B8	14,6	0,73	0,05	14,2
H1	19,8	6,46	0,13	0,2

a)



b)



Figur 20: Fordeling av a) kobber (Cu) og b) sink(Zn) i tang fra Tromsø, mg/kg tørrvekt. Se Figur 19 for tangstasjoner. Tilstand markert med romertall.

To blandprøver av lever fra torsk ble analysert for innhold av kadmium, kvikksølv og bly (F1 og F2, se Figur 19). Innholdet av kadmium (Tabell 29) var i begge prøvene under et antatt bakgrunnsnivå på 0,12 mg/kg (Solberg, *et al.,* 1997, Knutzen *et al.*, 1999 med ref.). Innholdet av bly i torskelever var under bakgrunnsnivå (0,07 mg/kg våtvekt, Green og Knutzen, 1995), liksom kvikksølv i fiskefileten (0,1 mg/kg våt vekt).

Tabell 29: Innhold av kadmium, bly og kvikksølv i torsk (mg/kg våtvekt) fra Tromsø havneområde. For lokalisering av fiskestasjoner se Figur 19.

	Fiskelever		Fiskemuskel	
Lever	**Kadmium**	**Bly**	**Hg**	**Tilst.klasse (Hg)**
Sentrum Skipsverftet	0,114	< 0,04	0,042	I
Kvaløya bruhodet	0,084	< 0,04	0,036	I
Torsk, ref.verdier	0,120[1]	0,07[2]	0,1[3]	

[1] *Solberg et al., 1997.* [2] *Green og Knutzen, 1995.* [3] *Molvær et al., 1997.*

5.6 Sammenligning med tidligere undersøkelser

En undersøkelse i 1998 (Kolsrud og Rotli, 1998), av prøver fra Hansjordnesbukta og Breivika er den siste utførte sedimentundersøkelse fra Tromsø havneområde. TRO8 og TRO9 i foreliggende undersøkelse er hhv. sør og nord for prøven tatt i Hansjordnesbukta, og TRO14 og TRO15 er hhv. sør og nord for prøvene tatt i Breivika. Ettersom ingen av stasjonene er identisk med sedimentprøvene analysert i 1998, kan ingen direkte sammenligning foretas. Resultatene fra analysene utført på sediment fra Hansjordnesbukta i 1998 (Kolsrud og Rotli, 1998) viser langt lavere konsentrasjoner for alle parametre enn funnet for TRO8 og TRO9 (Tabell 30). For prøvene i Breivika var resultatene fra 1998 på samme nivå som de for TRO14 og TRO15 for alle parametre. Resultatene for disse to prøvene var i foreliggende undersøkelse de laveste for hele havneområdet i Tromsø for de fleste parametre.

Sonderende undersøkelse i 1994 (Konieczny, 1996) inneholder resultater fra sedimentanalyser av 4 stasjoner. TRØ04 fra 1994 er identisk med TRO6 i foreliggende undersøkelse. For alle undersøkte parametre på denne stasjonen var resultatene fra 1994 lavere enn de funnet i foreliggende undersøkelse (se Tabell 30).

Verdiene for PAH, TBT, og alle metallene var fra 2 til 13 ganger høyere enn de i 1994. I den foreliggende undersøkelsen ble de høyeste verdiene for hele havneområdet for flere parametre funnet på denne stasjonen. (Se kapittel 4.6 ved direkte sammenligning av TBT data med resultater fra 1994.) Maksimumsverdiene for PCB, bly, sink og kadmium ble funnet på stasjon TRO7, dypkaia rett nord for brohodet til Tromsøbrua. Også disse konsentrasjonene oversteg verdiene funnet i 1994. TBT nivåene i blåskjell fra indre havn og Hansjordnesbukta var opptil tre ganger høyere enn i 1994.

Tabell 30: Nivå og enkeltresultater på utvalgte miljøgifter i sediment i Tromsø fra foreliggende undersøkelse og tidligere undersøkelser i 1994 (Konieczny, 1996).

Parametre	Felles stasjon		Intervall undersøkelsene		
	TRØ 04 1994	**TRO6** foreliggende undersøkelse	**(Konieczny) 1994**	**1998**[1]	Foreliggende undersøkelse
PAH (mg/kg)	14,3	36,5	10 – 14,3 (2,3)[2]	1,7 /0,28	0,6 – 36,5 (4,2)[1]
B(a)P (mg/kg)	1,0	2,5	0,06 – 1,0	0,08/0,02	0,03 – 2,5
TotPCB (µg/kg)[3]	107	144	12 - 107 (48)	<2/6,3	12 - 172 (46)
DDT (µg/kg)	2,7	9,8	0,2 – 2,7	-	0,35 –9,81
TBT (µg/kg)	464	6124	24 - 464	110/24	32 - 6124
Kvikksølv	1,31	2,53	0,05 – 1,31	0,08/<0,05	0,06 – 2,53
Bly	106	281	21,2 – 106	12/12	15,2 – 8120
Sink	249	499	72 – 249	-	70 – 2920
Kobber	146	352	19 – 146	-	21 – 352
Kadmium	0,59	0,7	0,16 – 0,59	0,32/0,19	0,21 – 1,6

1) Kolsrud og Rotli, 1998, Hansjordnesbukta og Breivika. 2) verdier i parentes er median. 3) PCB_7 resultat fra 1994 og 1998 er også multiplisert med 3,5 til totPCB.

Ved sammenligning med data fra den sonderende undersøkelsen, må det tas hensyn til at det da kun var 4 prøver som ble undersøkt og at noen av prøvene var tatt fra antatte "hotspots" i havneområdet. Som for Harstad, gir kartleggingen i denne undersøkelsen god informasjon om fordelingen av konsentrasjonene for de ulike miljøgiftene gjennom hele havneområdet og gir en god lokalisering av de høyeste nivåene. Det tette stasjonsnettet viste seg å være forsvarlig, siden de høyeste nivåene ikke bare ble funnet i den mest sentrale delen av Tromsø havn som kanskje forventet, men også noe nord for sentrum.

5.7 Sammendrag og konklusjoner

Analyseresultatene viser at prøvene fra havneområdet grovt kan deles i to grupper. Prøvene i sentrum og det sentrumsnære området i nord (TRO5 til TRO10) inneholdt de høyeste konsentrasjonene av de fleste miljøgiftene. Maksimumsverdiene for hele havneområdet ble funnet her, og var ofte flere ganger høyere enn for stasjoner nord og sør for dette området. Den andre gruppen besto av prøver med lavere nivå av både metaller og organiske miljøgifter. Dette var prøver tatt sør for sentrum (Lanes til Meieriet) og nord for sentrum (Kræmer-området til Skattøra).

For **PAH** ble prøvene utenfor Lanes, utenfor sentrum og det sentrumsnære området i nord (TRO5 til TRO10) karakterisert som sterkt og meget sterkt forurenset (IV, V) . De markant høyeste konsentrasjonene ble funnet i indre havn i Tromsø, i Hansjordnesbukta og utenfor Steinbergan (TRO10). Prøvene var i sterkest grad enn de andre prøvene påvirket av oljerelaterte PAH-forbindelser, unntatt prøven fra indre havn som også var influert av forbrenningsrelaterte PAH. Nivået av PAH i sentrum var nesten tre ganger så høyt som registrert i 1994. Blåskjellprøvene fra Lanes, sentrum og det sentrumsnære området i nord var sterkt og meget sterkt forurenset med PAH (III, IV). Analyser av PAH-metabolitter i torsk ved brohodet i Tromsø sentrum viste høyere innhold enn for fisken tatt ved Kvaløya.

For prøvene tatt sør for sentrum (Lanes til Sørsjetéen) og nordover fra Breivika til Skattøra var sedimentet moderat (II) til markert forurenset med hensyn til PAH (III). Prøvene lengst sør og nord på Tromsøya var i sterkere grad enn de andre områdene influert av forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser. Blåskjell fra Lanes var sterkt forurenset av PAH og i særdeleshet av de tyngre PAH, og da KPAH. Også blåskjell fra området utenfor Skattøra var meget sterkt forurenset med hensyn til KPAH.

For **PCB** var sedimentprøvene i det sentrumsnære området (TRO5 til TRO9) og prøven utfor området på Stakkevollan markert forurenset. De høyeste PCB_7 konsentrasjonene fra foreliggende kartlegging var høyere enn tilsvarende i 1994. Enkelte stasjoner i det sentrumsnære området inneholdt også bemerkelsesverdig høye konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter. Dioksin-innholdet var lavere enn de øvre grensen for klasse I. I blåskjell ble det jevnt over funnet et moderat forhøyet nivå av PCB (II) i de sentrumsnære prøvene. Blåskjell fra nordsida av Sørsjetèen og fra stranda ved Polarmusèet inneholdt de høyeste mengdene av klorerte pesticider (III). Det ble ikke funnet PCB over bakgrunnsnivå i noen av leverprøvene fra torsken fanget i Tromsø.

Sedimentprøvene var meget sterkt forurenset av **TBT** for alle prøvene tatt på strekningen mellom Mack/Sørsjetèen og Nordheim. Verdiene var flere ganger over de registrert i 1994. TBT i blåskjellprøvene fra sentrum ved Polarmusèet og ved Hansjordnesbukta var høyest, markert til sterkt forurenset (III-IV).

For tungmetallene var det spesielt prøver tatt i indre havn og i dypkaiområdet ved brohodet (Tromsøbrua) som var markert forurenset (III). I dypkaia ved brohodet var sedimentet meget sterkt forurenset av **bly** og **sink** (V). De høyeste konsentrasjonene var hhv. 12 og 77 ganger høyere enn observert ved de sonderende undersøkelsene i 1994. Den høyeste konsentrasjonen av **kvikksølv** i sediment ble funnet i indre havn (III). I tangprøver fra dette området ble det funnet markert høye nivå av **kobber**. I blåskjell ble det ikke funnet konsentrasjoner av tungmetaller over bakgrunnsnivå. Heller ikke for torskelever og torskefilet ble det registrert metallinnhold over bakgrunnsnivå.

6 Hammerfest havn

6.1 Prøvetakingsstasjoner - tidligere og nåværende utslippskilder

Hammerfest havneområde med prøvetakingsstasjoner er vist i Figur 21 og oversikt over havnevirksomheter og utslippsituasjon er presentert i Tabell 29

Hammerfest kommune har ca. 9000 innbyggere. Byens dominerende industri er fiskeforedling. Ellers finnes det mange motorverksteder, mekaniske verksteder og slipper langs havneområdet. Ut over disse aktivitetene foregår det en utstrakt importvirksomhet, som inkluderer aktivitet ved en god del tankanlegg og bunkerdepoter.

Innenfor innsamlingsområdet for foreliggende undersøkelse er det registrert 4 lokaliteter med tidligere kommunale fyllinger eller forurenset grunn. Samtlige har avrenning mot sjø (NGU 1990b).

Avløpsvannet fra bebyggelsen i Hammerfest føres i dag i all hovedsak til sjøen med flere spredte utslipp, hvor de fleste ender i strandsonen (Anon 1996). Alle kommunale avløpsanlegg går stort sett urenset ut i sjøen. Hammerfest havn er inndelt i fem avløpssoner, mens Rypefjord er inndelt i to (se Appendiks 1.

Tabell 31 gir en oversikt over aktuelle havneaktiviteter og fyllinger innenfor innsamlingsområdet. Aktivitetene er gitt en bokstavkode som kartreferanse i Figur 21. Tabellen viser også hvilke prøvetakingsstasjoner som ligger nærmest de enkelte havneaktivitetene.

Tabell 31. Hammerfest havneområde 1998. Tidligere og nåværende havneaktiviteter. Virksomhetene er listet opp fra sør (Leirvika) og langs sjøkanten nordover til Rossmolla (kilder: miljøvernleder i Hammerfest kommune 1998, NGU 1990b).

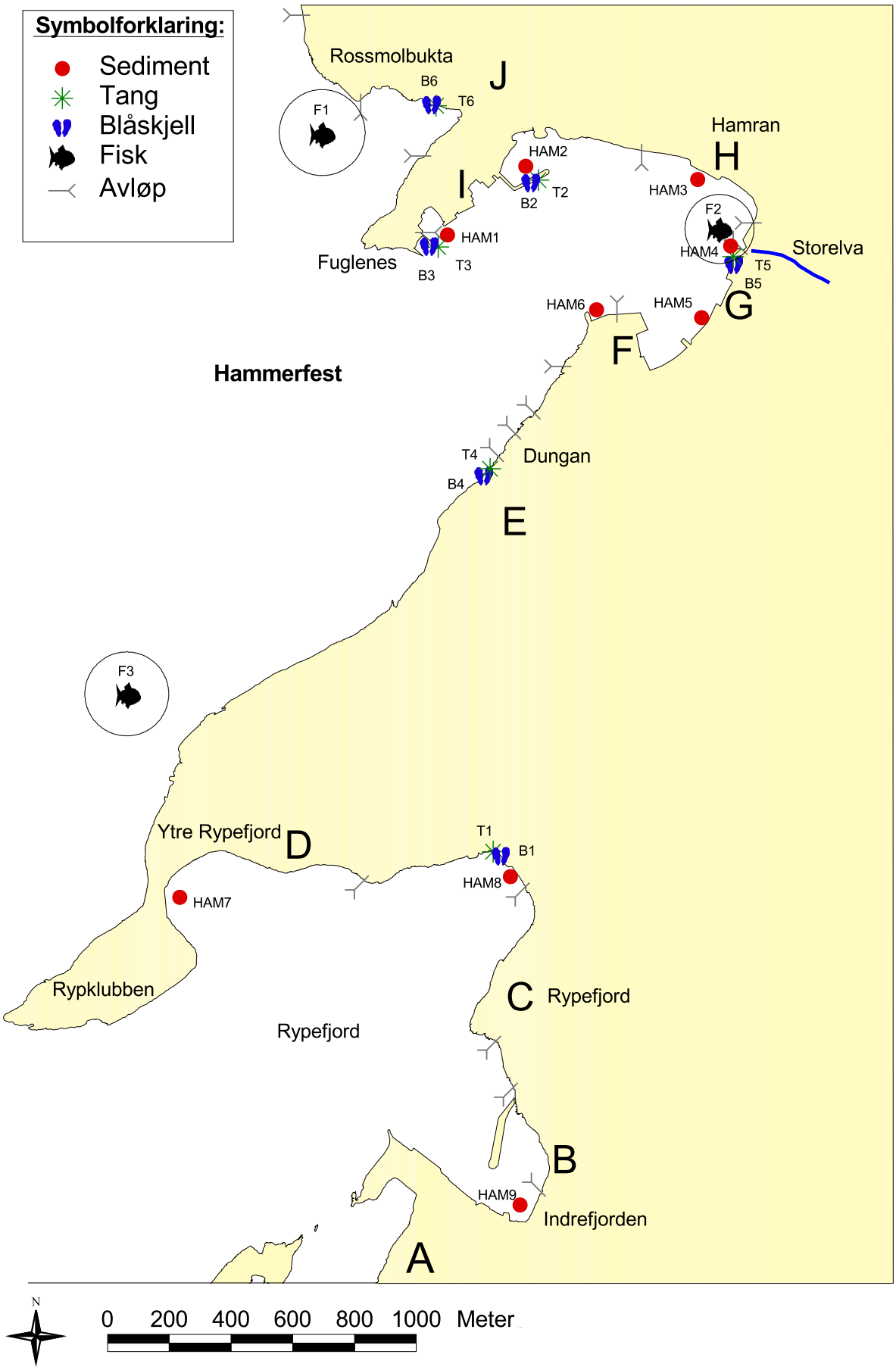
Kartref.	Aktivitet	Nærmeste lokaliteter
A Leirvika	• Leirvika industrier - fiskeforedling	
B Indrefjord	• Polarbase - oljebase, fiskeforedling, plastproduksjon • Båt og Motor - båt og snøscootersalg • Statoil - bensinstasjon • Bildekk - dekkforhandler • OLFO - mekanisk verksted/slipp • Marinor - Fiskeforedling	HAM9[1]
C Stornes	• Norske Shell - oljedepot	HAM 8, B1, T1
D Ytre Rypefjord	• Nordtømme - transportvirksomhet/garasje/lagring • ”Zachariassen-slippen/Rederiet” - mekanisk verksted/ slipp • Esso – oljedepot	HAM7
E Rypklubben-Dungan	• Rypklubben destruksjonsanlegg - tidl. søppeldeponi, komposteringsanlegg (1973-89), trolig noe spesialavfall. • Hammerfest turistsenter m/ Shell - Bensinstasjon, turistsenter m/hytter, tømmestasjon for biltoalett m.m. • Dungan - ukontrollert avfallsdeponering (1945-60), noe direkte i sjøen.	HAM6

Tabellen fortsetter

Fortsettelse av tabell fra forrige side

F Moloen-Rådhusplassen	• Utleiebygg AS (kjølelageret) - fiskemottak, salg av diesel, kjøleanlegg (-1982) • Bohus Henriksen/NNS - Slakteri (-1994), nå møbelsenter • "Ford-service" - Bilverksted og bensinstasjon (til ca.1975) • Hammerfest el. verk (tidl tomt) - Depot (-1985) • Televerket/biblioteket - Verksted og depot m/ linjemateriell, batterier etc (- ca.1985) • Trygve Nilsen AS - skipsvarehandel • Verftsfjæra - grunt båtopptrekk frem til krigen. Oppfylt/overbygd etappevis frem til ca. 1980	HAM6, HAM5, F2
G Jernteppet-Storelva	• "Bergendal/Ydstie" - mekanisk verksted (1950-95) • Trankokerier • Nestlé Norge (Findus) - fiskeindustri, industrifylling (1974-), forurenset industrigrunn ved sjøkant • Hauan-Nilsson - trelasthandel m.m. • "Ford service" – rent lakkeringsverksted frem til 1975	HAM5, B5, T5 HAM4, F2
H Fuglenesvn.	• Esso - bensinstasjon • Haugen Bil AS - bilverksted med lakkering og bensinstasjon (fra ca. 1960 -) • Statoil (tidl. Mobil) - bensinstasjon (fra ca.1960 -) • Kommuneverkstedet (tidl Bilco) - verksted/maskinstasjon, med periodevis defekt fettutskiller. Tidl. mekanisk verksted og bilverksted (fra ca. 1960 -)	HAM3, F2
I Fuglenes	• Strømmeslippen – båtreparasjoner /mekanisk verksted (til 1975) • Utslipp fra sykhus og verksteder gjennom kommunalt avløp (Rossmollbukta) fra ca. 1955 • Fiskerihavna - div. fiskeriaktiviteter, salg av dieselolje/ smøreolje • Fiskeindustri fra krigen • Polarkis - fiskeindustri (- ca. 1965) • Sjursen - mekanisk verksted (fra ca.1970 -) • Bunkerdepotet - kull-/saltlager, salg av dieselolje og andre oljeprodukter (fra før krigen -) • Hammerfest Maritime Service (tidl. Findusslippen) - verksted/slipp (fra 1947 -)	HAM2, B2, T2 HAM1, B3, T3
J Rossmolla	• Hammerfest v.g. skole - blant annet mekanisk verksted (fra ca. 1955 -) • Polarbetong - produksjon av betongstein (1948-56) • Arne Olsen - rørlegger/ mekanisk verksted/ småbåtslipp • Rossmolla forbrenningsanlegg og kommunal fylling - (1965-1973)- muligens gjenværende spesialavfall, avrenning mot sjø, tidl. askedumping i sjø.	B6, T6, F1

[1] *HAM = sediment, B = blåskjell, T = tang, F = fisk*



Figur 21 Hammerfest havneområde. Sediment prøvetakingsstasjoner, havnevirksomhet og utslippssituasjon, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 31.

6.2 Tidligere miljøundersøkelser

Som et ledd i en rekke undersøkelser av fiskerihavner i Finnmark, ble det i 1985 gjennomført en basisundersøkelse i Hammerfest havneresipient (Nilsen *et al.,* 1987). Undersøkelsen viste at strandsonen i havneområdet var moderat belastet, mens bløtbunnen i resipienten var sterkt belastet. Høyt organisk innhold og meget lavt artsmangfold ble registrert i sedimentet utenfor Finduskaia (G, Fig. 21. I dypområdet av havna var forholdene gode.

10 år senere fikk kommunen gjennomført en oppfølgende undersøkelse i forbindelse med den kommunale avløpsplanleggingen (Velvin *et al.,* 1995). Her ble det rapportert om belastede bunnforhold i indre havneområder. Selv om det var tegn på forbedret tilstand utenfor Finduskaia, viste de øvrige bløtbunnslokalitetene uforandret eller svakt forverrede tilstander i forhold til forrige undersøkelse. Effektene av belastningene i strandsonen viste seg å være større enn tidligere.

I den sonderende miljøundersøkelsen i 1994 (Konieczny 1996) ble det registrert spesielt høye konsentrasjoner av PCB, PAH, THC og noen metaller (Hg og Pb) i indre havneområde. Forurensningsstatus i Rypefjorden var relativ bra på tross av moderate overkonsentrasjoner av tributyltinn (TBT).

I blåskjell fra indre havn ble det samme år funnet høye mengder PCB og TBT (Knutzen *et al.,* 1995).

6.3 Materiale fra Hammerfest havn

Det ble funnet høye PCB verdier i sediment fra Hammerfest havneområde. Siden fiske av sjørøye i Hammerfest er en stor fritidsaktivitet, ble prosjektet utvidet til å omfatte også analyser av PCB, dioksiner og kvikksølv i filet fra sjørøye som ble fanget i havnebassenget og i en oppgangsfelle i Storelva (se Appendiks 3.4 og 3.5).

For ytterligere detaljer fra prøveinnsamling og oversikt over innsamlede prøver se kapittel 3.3 og Vedlegg 1.

6.4 Resultater og diskusjon sediment

Rådata for de kjemiske og geokjemiske analysene som ble foretatt på de innsamlede sedimentprøvene er gitt i Appendiks 2.1 (kornfordeling), Appendiks 2.2 (THC, PAH) og Appendiks 2.3 (klororganiske forbindelser utenom PCDD/F og non-orto PCB), Appendiks 2.5 (PCDD/F, non-orto PCB og PCN) og Appendiks 2.6 (Metaller, TBT, TOC/TN).

6.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon

Sedimentet varierte fra muddelignende leire til siltig sand, med lukt av hydrogensulfid i de fleste prøvene. Vedlegg 2 gir en visuell beskrivelse av de enkelte stasjoner sammen med vanndyp og posisjon. Alle sedimentprøvene hadde en lav andel finstoff (<22%), og ingen av prøvene kunne beskrives som finkornige. Prøvene HAM4, HAM5, HAM6 og HAM7 var spesielt grovkornige. Dette er forsøkt tatt hensyn til i den videre diskusjonen vedrørende miljøstatus/ tilstand.

Nivåene av totalt organisk karbon (TOC) i overflatesedimentene er normalisert mot andelen finstoff (< 0,063 μm) og klassifisert i henhold til SFT sine retningslinjer (Molvær *et al.,* 1997). Resultatene er presentert i Appendiks 2.6. Her fremkommer også normaliserte verdier fra undersøkelsen i 1994. TOC verdiene var generelt høye i alle sedimentprøvene (klasse IV og V - "dårlig" og "meget dårlig"). Den høyeste konsentrasjonen ble funnet utenfor utløpet av Storelva (HAM4). Sedimentene i de landnære områdene må karakteriseres som organisk belastet.

6.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad

Basert på SFTs retningslinjer for klassifisering av miljøtilstand (Molvær *et al.,* 1997) kan prøvene i havneområdet grovt deles i tre grupper. Området fra utløpet av Storelva og mot Rådhusplassen (prøvene HAM4, HAM5, og HAM6) hadde de høyeste nivåene av de fleste miljøgiftene (Figur 21 og Tabell 32). PCB konsentrasjonen i HAM4 var den høyeste funnet i denne undersøkelsen. For Fuglenes og Hamran (HAM1, HAM2 og HAM3) varierte nivåene mer mellom de ulike miljøgiftene, og generelt hadde prøvene et lavere innhold av de ulike miljøgiftene. TBT konsentrasjonene for prøvene HAM1 og HAM2 (Fuglenes) var de høyeste som ble funnet i Hammerfest (se Tabell 32). I Rypefjord, representert ved prøvene HAM7, HAM8 og HAM9, ble det laveste innholdet av miljøgifter funnet. Det ble imidlertid funnet forhøyede konsentrasjoner av enkelte miljøgifter også i dette området (Tabell 32).

Tabell 32: Klassifisering av miljøstatus i henhold til SFTs veiledning (Molvær *et al.*, 1997) av overflatesedimenter i Hammerfest. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 21.

Stasjon	PAH[1] (µg/kg)	B(a)P[1] (µg/kg)	THC[2] (mg/kg)	TBT[1] (µg/kg)	Tot PCB[1] (µg/kg)	HCB[1] (µg/kg)	ΣDDT[1] (µg/kg)
HAM1	15415 (IV)	881 (V)	476	2760 (V)	392 (V)	0,98 (II)	5,4 (III)
HAM2	13823 (IV)	923 (V)	561	2577 (V)	449 (V)	0,89 (II)	8,0 (III)
HAM3	14159 (IV)	891 (V)	544	63 (IV)	191 (IV)	0,53 (II)	5,0 (III)
HAM4	34764 (V)	1821 (V)	732	185 (V)	1532 (V)	1,70 (II)	17,2 (IV)
HAM5	23070 (V)	1259 (V)	512	242 (V)	720 (V)	0,65 (II)	12,9 (IV)
HAM6	22493 (V)	1034 (V)	451	539 (V)	508 (V)	0,55 (II)	8,3 (III)
HAM7	5991 (III)	402 (IV)	119	20 (IV)	42 (III)	0,12 (I)	0,6 (II)
HAM8	1782 (II)	122 (III)	160	249 (V)	30 (III)	0,94 (II)	1,4 (II)
HAM9	4622 (III)	323 (IV)	124	142 (V)	300 (V)	0,40 (I)	2,9 (III)

Stasjon	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)
HAM1	137 (III)	166 (II)	0,21 (II)	138 (II)	0,57 (II)
HAM2	134 (III)	396 (II)	0,70 (II)	211 (III)	0,63 (III)
HAM3	70,8 (II)	135 (II)	0,30 (II)	63 (II)	0,48 (II)
HAM4	137 (III)	441 (II)	2,1 (III)	140 (II)	2,22 (III)
HAM5	174 (III)	472 (II)	1,1 (III)	136 (II)	1,18 (III)
HAM6	116 (II)	288 (II)	0,60 (II)	200 (III)	1,14 (III)
HAM7	346 (III)	70 (I)	0,08 (I)	21 (I)	0,16 (II)
HAM8	267 (III)	67 (I)	0,30 (II)	31 (I)	0,059 (I)
HAM9	31,9 (II)	106 (I)	0,50 (II)	52 (II)	0,17 (II)

Ubetydelig - lite forurenset (I)
Moderat forurenset (II)
Markert forurenset (III)
Sterkt forurenset (IV)
Meget sterkt forurenset (V)

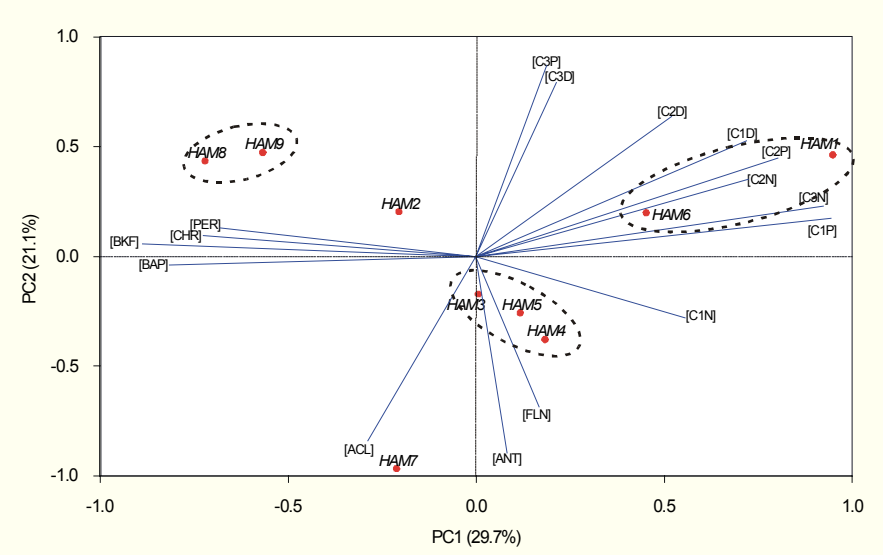
[1] *PAH = polyaromatiske hydrokarboner i henholdt til gruppering i SFTs veiledning, B(a)P = benzo[a]pyren, THC = totalt hydrokarbon innhold, TBT = tributyltinn, Tot PCB = totalt innhold av polyklorerte bifenyler, HCB = heksaklorbensen, ΣDDT = sum av DDE, DDD og DDT, Pb = bly, Zn = sink, Cd = kadmium, Cu = kobber, Hg = kvikksølv.*

[2] *THC mengdene er ikke inndelt i tilstandsklasser av SFT.*

PAH

Prøvene HAM4, HAM5 og HAM6 (Figur 23) inneholdt de høyeste konsentrasjonene av PAH i Hammerfest havneområde (V) (Tabell 32). Prøvene bestod av svært lave andeler av finpartikulært materiale (< 10%) og indikerer dermed en høy belastning av PAH for disse stasjonene. Selv om PAH konsentrasjonene for HAM1, HAM2 og HAM3 var lavere, var andelen finpartikulært materiale ikke mer enn 20 %, slik at PAH-belastningen også for disse stasjonene må betraktes som høy.

Det ble funnet høye konsentrasjoner av den sterkt karsinogene PAH-forbindelsen benzo[a]pyren i alle Hammerfest prøvene (III-V).



Figur 22: *Gruppering av sedimentprøver fra Hammerfest havn basert på den relative sammensetningen av ulike PAH-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i figur 21. For forkortelse av de ulike enkeltforbindelsene se kapittel 10. Rådata er gitt i Appendiks 2.4.*

Alle prøvene fra Hammerfest havneområde inneholdt oljerelatert PAH (alkylerte NPD) og i ulik grad også PAH fra forbrenning/industriell virksomhet (tyngre 3-6 ring PAHer). Den statistiske behandlingen av alle PAH data[6] (se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4) viser at prøven ytterst på Fuglenesodden (HAM1, IV) og prøven tatt ved Rådhusplassen (HAM6, V) i overveiende grad var influert av oljerelatert PAH (Figur 22). Dvs sedimentet har her en dominerende olje/petroleums-relatert kilde som kan realteres til oljedepot og bruk av bensin/diesel-produkter på land og fra skipsaktiviteten i området.

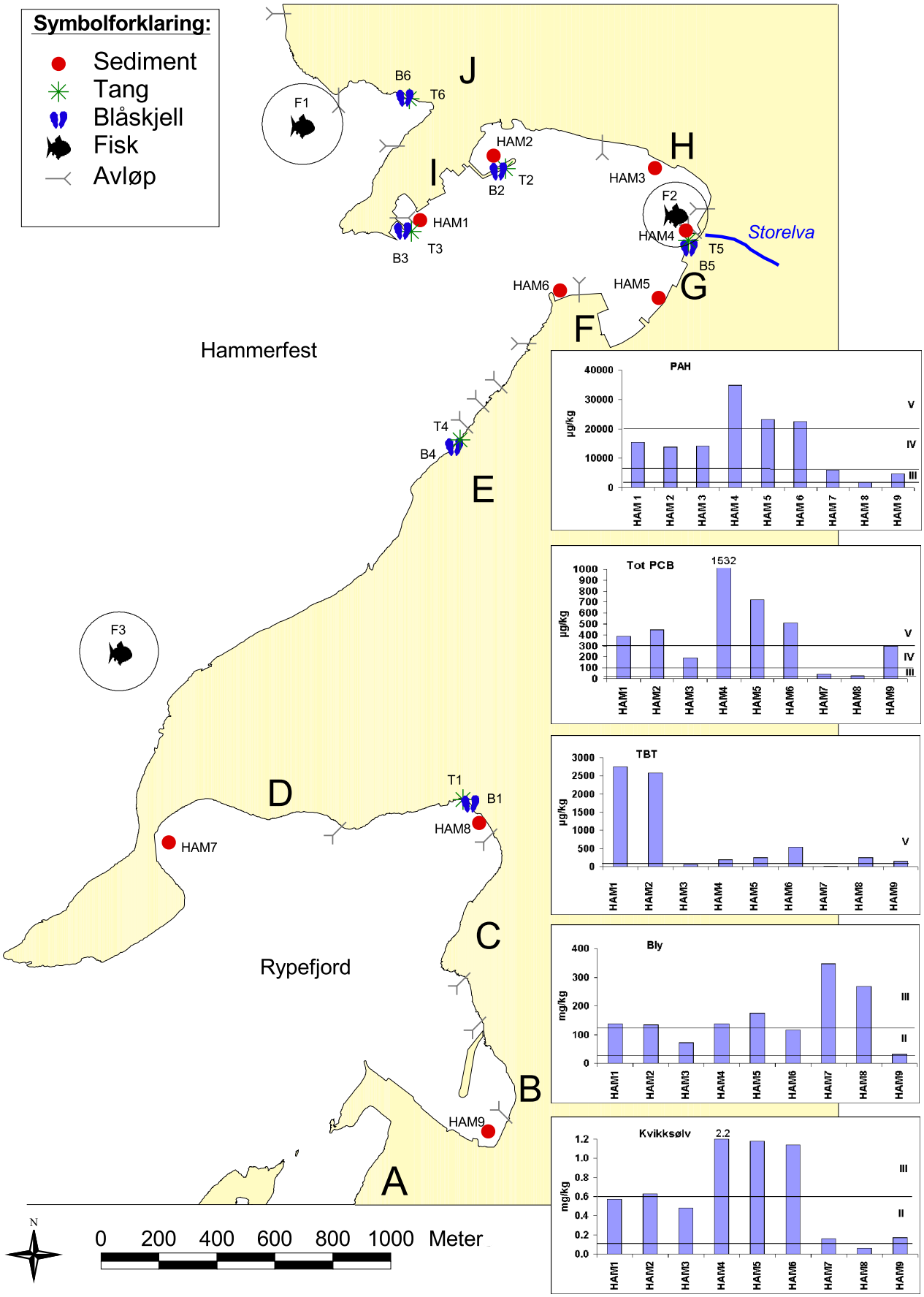
For prøvene i den innerste delen av havnebassenget (HAM3, HAM4 og HAM5), som inneholdt de høyeste PAH konsentrasjonene for Hammerfest havn, viste de statistiske analysene en relativt lik påvirkning av oljerelatert og forbrenningsrelatert PAH. Altså med PAH-kilde fra kommunale avløp, avfallsdeponi, forbrenningsprodukter av olje/bensin og petroleum-/ dieselprodukter.

Stasjonene i Indrefjord og Rypefjord (HAM8 og HAM9, Figur 22) hadde svært lik PAH sammensetning. Sterkest innvirkning på prøvene hadde PAH fra forbrenningsrelaterte kilder (benzo[a]pyren, benzo[b,j,k]fluoranten, krysen og perylen) her representert ved mekanisk verksted, kommunalt avløp. Den tredje stasjonen i Rypefjord (HAM7) var i større grad påvirket av oljerelaterte PAH forbindelser noe som kan relateres til den type virksomhet som er i området (mekanisk verksted/slipp/oljedepot/lager).

THC

Innholdet av THC var høyt i sediment fra alle stasjonene fra det indre havneområdet i Hammerfest (rundt 500 mg/kg) og noe lavere for stasjonene i Rypefjord (rundt 100 mg/kg). På grunn av den lave andel av finstoff i alle prøvene, indikerer analysene en høy belastning av THC på alle stasjonene. Nylige utslipp/lekkasjer av bensin/dieselolje kan ofte ses i analyseprofilen på THC ved høy andel av lett nedbrytbare hydrokarboner som alkaner og *iso*-alkaner. Dette ble funnet for HAM8, på tross av det sterke innslaget av forbrenningsrelaterte PAH i denne prøven.

[6] PCA (Principal Components and Factor Analysis), se Appendiks 2.4.

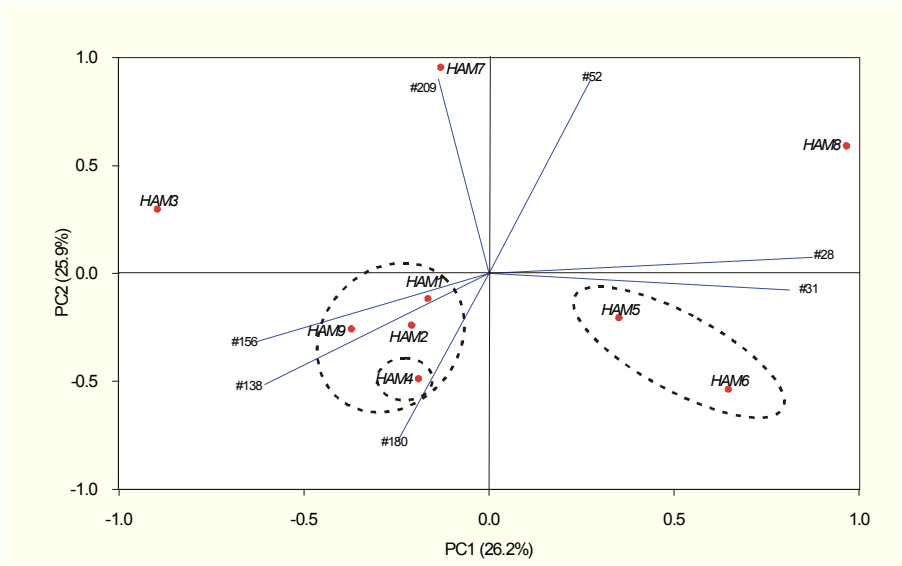


Figur 23: Hammerfest havneområde. Sediment prøvetakingsstasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, TBT, PCB, kvikksølv og bly, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 31.

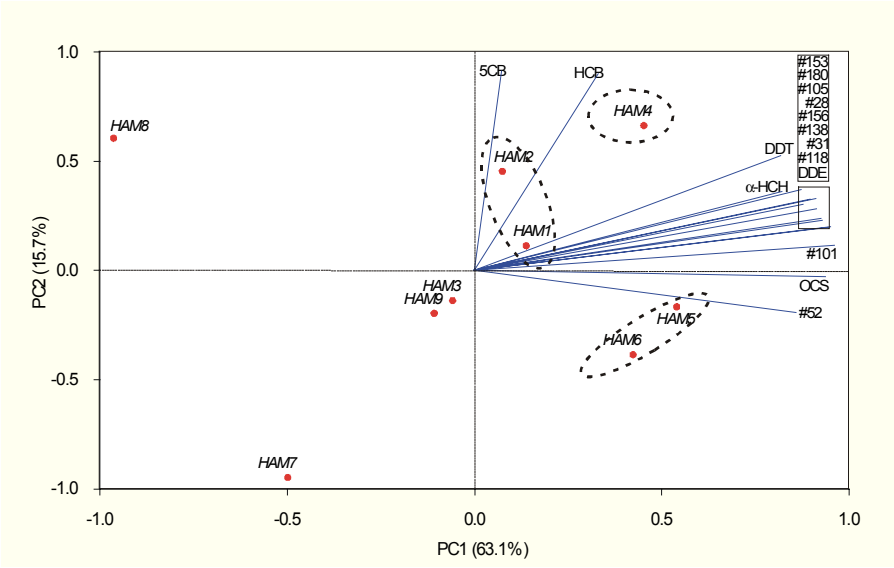
PCB og dioksiner

De fleste prøvene i Hammerfest havnebasseng var sterkt (IV) til meget sterkt (V) forurenset med hensyn til PCB (Tabell 32 og Figur 23). Den høyeste konsentrasjonen av PCB i hele undersøkelsen ble funnet i sedimentprøven ved Storelva (HAM4). Nivåfordelingen av de klorerte forbindelsene i Hammerfest havn var lik den for PAH (Figur 23), dvs prøvene tatt øst og vest i havnebassenget samt HAM9 i Indrefjord inneholdt de høyeste konsentrasjonene. Tatt i betraktning det lave innholdet av finstoff for disse prøvene (<10 %), må prøvene sies å være sterkt belastet mht klororganiske forbindelser.

a)



b)

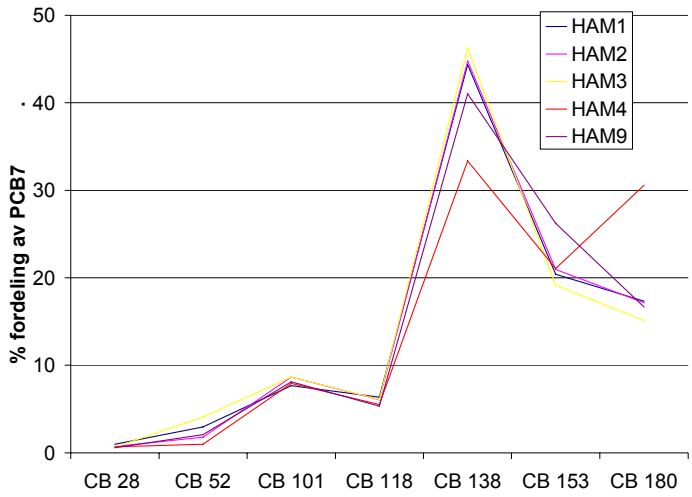


Figur 24: Gruppering av sedimentprøver fra Hammerfest havn basert på den relative sammensetningen av ulike PCB-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). a) uten pesticider b) med pesticidene. PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i Figur 28. De ulike PCB kongenerer er angitt som IUPAC nummer, se kapittel 10. Rådata for PCA-analysene er gitt i Appendiks 2.4.

De statistiske analysene viser at profilen for de klororganiske forbindelsene for mest belastede prøven, HAM4, var noe forskjellig fra profilene for HAM5 og HAM6 (Figur 24), som innbyrdes var mer lik. HAM4 var i større grad influert av de høyklorerte forbindelsene, samt høye konsentrasjoner av HCB og DDT. Spesielt hadde HAM4 høyt innhold av CB180. Den kommersielle PCB-blanding Clorofen inneholder 70% CB180 og bruk av denne kan være én årsak til den observerte profilen. Imidlertid viser PCB_7-profilen for HAM4 også høyt innhold av CB138 (Figur 25). Det er derfor

sannsynlig å anta at flere PCB-produkter er brukt i området.

De høye PCB-verdiene for HAM4 tyder på lokale PCB-kilder i havnebassenget enten like ved utløpet av Storelva eller fra Storelva. Landbaserte aktiviteter i området er trankokeri, fiskeindustri, industrifylling og forurenset industrigrunn ved sjøkanten, trelasthandel, tidligere mekanisk verksted og lakkeringsverksted. Prøvene HAM5 og HAM6 hadde innbyrdes lik PCB-sammensetning og var i større grad influert av lavklorerte PCB kongenerer. Det kan tyde på at kildene for HAM4 og HAM5/HAM6 derfor er forskjellige. I om rådet ved HAM6 har det tidligere vært søppeldeponi, trolig med spesialavfall og ukontrollert avfallsdeponering direkte i sjøen. Det er et nedlagt kjøleanlegg i området, og fram til 1985 virket elverket her, også med depot. Televerket har tidligere hatt verksted og depot her (frem til 1985).



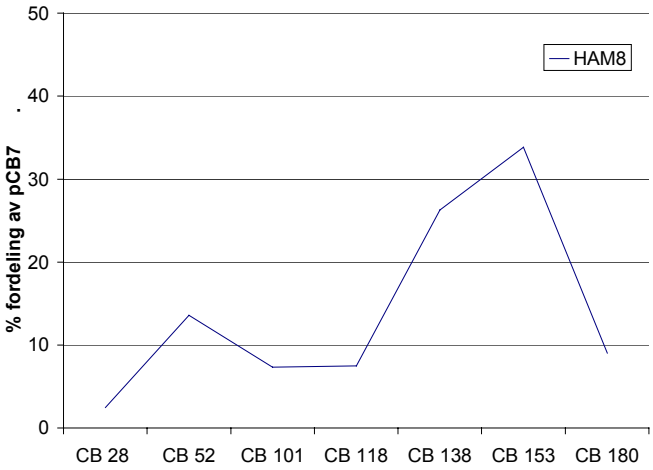
Figur 25: Grafisk framstilling av den prosentvise sammensetningen av de ulike PCB7 for noen av overflateprøvene fra Hammerfest havn.

Sedimentprøvene ved Fuglenes (Figur 21), HAM1 og HAM2, var sterkt forurenset med PCB (IV) og markert forurenset med DDT (III). Prøvene inneholdt noe lavere andeler av HCB sammenlignet med HAM4. Området har fiskeindustri, mekaniske verksteder og bunkerdepot, samt båtreparasjoner med slipp.

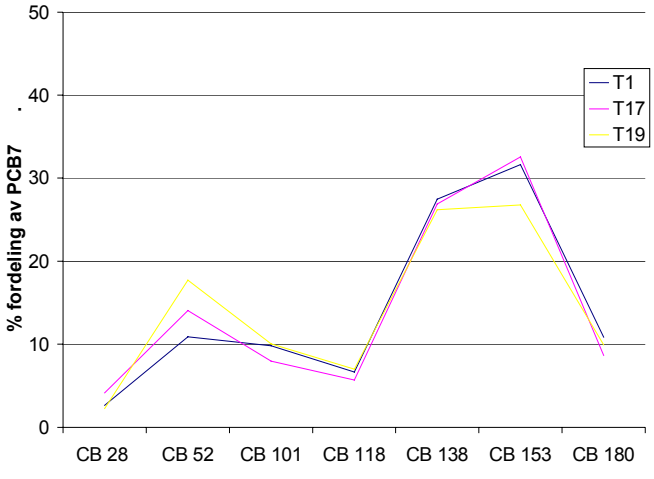
For de undersøkte områdene i Rypefjord, var sedimentet i Indrefjord (HAM9, Figur 21) meget sterkt forurenset av PCB (V). PCB-profilen var sterkt influert av tyngre, høyklorerte PCB forbindelser og var forskjellig fra den registrert for de andre prøvene i Rypefjord. Resultatene tyder på lokale kilder i Indrefjord. Det drives her ulik virksomhet med blant annet fiskeforedling, plastproduksjon. Området har videre mekanisk verksted og slipp samt oljebase.

PCB_7-profilen for HAM8 var noe lik den til prøvene i Tromsø lokalisert sør- og nord på Tromsøya (Figur 26). Det er imidlertid ikke utført PCA-analyser for vurdering av PCB-profiler samt andre klororganiske forbindelser (pesticider) byene imellom.

a)



b)



Figur 26: Sammensetning av PCB_7 profiler i overflate-sedimentprøver a) HAM8 og b) TRO1, TRO17 og TRO19 (Tromsø).

HAM6 var prøven som i Hammerfest ble analysert for de toksiske forbindelsene non-orto PCB og dioksiner (Tabell 33). Nivåene for alle disse parametrene var tilsvarende de registrert for HAR9 og TRO6. Vi ser at i HAM6 bidrar PCN mindre til toksisiteten enn dioksinene. Det motsatte ble registrert i prøven fra Tromsø. Innholdet av dioksiner er på samme nivå som i prøvene fra Harstad og Tromsø (foreliggende undersøkelse). Det skal imidlertid bemerkes at det ikke er utført analyse av non-orto PCB og dioksiner på den prøven i Hammerfest som var mest forurenset av PCB.

Tabell 33: Toksisitetsekvivalenter (TE[1]) fra dioksiner (PCDD/F), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto polyklorerte bifenyler (non-orto PCB) i sedimentprøver fra Hammerfest havn. (TE for PCB er beregnet etter Ahlborg *et al.* 1994, for dioksiner etter Ahlborg 1989, og for PCN etter Hanborg *et al.* 1990).

Stasjon	TE-dioksin	TE- PCN	TE- non-orto PCB	Sum TE	%TE- noPCB av TE-dioksin	%TE-PCN av TE-dioksin
HAM6	6,3	4,7	13,7	24,7	217	75

[1] *TE = Toksisitetsekvivalenter, se kapittel 3.2.*

TBT

Det ble funnet meget høye konsentrasjoner av TBT i sedimenter fra Hammerfest havneområde (se Figur 23 og Tabell 32). De høyeste konsentrasjonene av TBT ble funnet i sediment fra HAM1 og HAM2, som inneholdt konsentrasjoner ca. 2500 ganger over grenseverdien for klasse V. Tilsvarende verdier er imidlertid også funnet i andre norske havner (Berge *et al.*, 1997). De høyeste nivåene ble som forventet funnet utenfor slipper, i områder hvor sandblåsing forekommer og i områder med stor skipsfart av små og større båter.

Metaller

Det ble funnet markert forurenset sediment i Hammerfest havnebasseng (III) med hensyn på de fleste undersøkte metallene (se Figur 23 og Tabell 32). De høyeste konsentrasjonene av kadmium og kvikksølv ble funnet i prøvene tatt i den østre delen av sentrum (HAM4 – HAM6). Spesielt i prøven tatt ved utløpet av Storelva (HAM4), ble det funnet høye verdier av kvikksølv (Tabell 32). Forhøyede konsentrasjoner av kobber ble funnet ved Fuglenes (HAM2) og Moloen (HAM6, Tabell 32). De fleste prøvene fra havnebassenget inneholdt markert forurenset sediment med hensyn til bly. De høyeste konsentrasjonene av bly ble imidlertid funnet i sediment fra Rypefjord (Figur 23). Kilden er trolig forskjellig håndtering av blyholdig bensin (se Tabell 31). Det ble ikke funnet forhøyede konsentrasjoner av de øvrige metallene i Rypefjord.

6.5 Resultater og diskusjon biologisk materiale

Konsentrasjonene av de forskjellige miljøgiftene i de ulike organismer er vurdert etter SFTs retningslinjer for klassifisering for miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997). Der det ikke eksisterer grenser for klasseinndeling er analyseresultatene vurdert etter referanselitteratur.

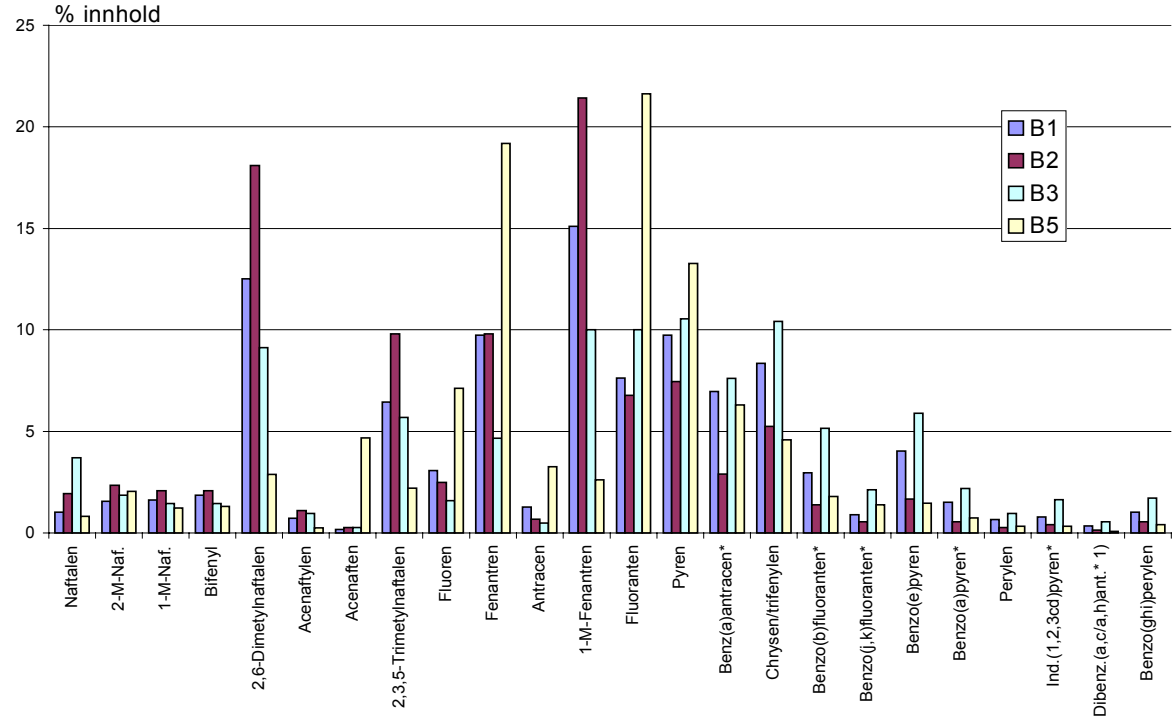
6.5.1 PAH i blåskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk

PAH i blåskjell
Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.1 og 3.8. Resultatene er presentert i Tabell 34 og Figur 28.

Tabell 34: Innhold av PAH og KPAH i blåskjell fra Hammerfest (µg/kg våtvekt).

Prøve	Sum PAH	KPAH
B1	1247	224
B2	461	43
B3	1120	281
B4	135	24
B5	1092	130
B6	95	17

Blåskjellprøvene tatt ved Rossmolla (B6) og Dungan (B4) (Figur 21) var moderat forurenset av PAH (Tabell 34). Alle resterende blåskjellprøvene fra Hammerfest havneområde var markert forurenset av PAH (III). Konsentrasjonen for den mest forurensede blåskjellprøven fra Rypefjord (B1), lå ca. 25 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivå (50 µg/kg våtvekt, Molvær *et al.*, 1997, se Figur 28). PAH-profilen for denne blåskjellprøven var svært lik den for blåskjellprøven fra Fiskerihavna (B2, se Figur 27). PAH-mønsteret var dominert av store mengder alkylerte NPD, noe som tyder på oljerelatert PAH-kilder. Prøven fra Rypefjord inneholdt imidlertid også en del av de forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser.



Figur 27: Stolpediagram av den relative sammensetningen av PAH-komponenter i de mest belastede blåskjellprøvene fra Hammerfest, 1997.

Ved intern sammenligning av blåskjellprøvene fra Fuglenes (B2 og B3), ble det i blåskjell fra Fuglenes-slippen (B3) påvist mer forbrenningsrelatert PAH-forbindelser (benzo(a)antracen, krysen, benzo(e)pyren og benzo(a)fluoranten, Figur 27) enn i blåskjell fra B2. Blåskjellprøvene fra B3 inneholdt også den høyeste konsentrasjonen av kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH).

PAH-profilen i blåskjell samlet inn ved utløpet av Storelva (B5) var dominert av de mer vannløselige PAH-forbindelsene fenantren, fluoranten og pyren.

PAH-metabolitter i torskelever

Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.7 og resultatene er presentert i Tabell 35.

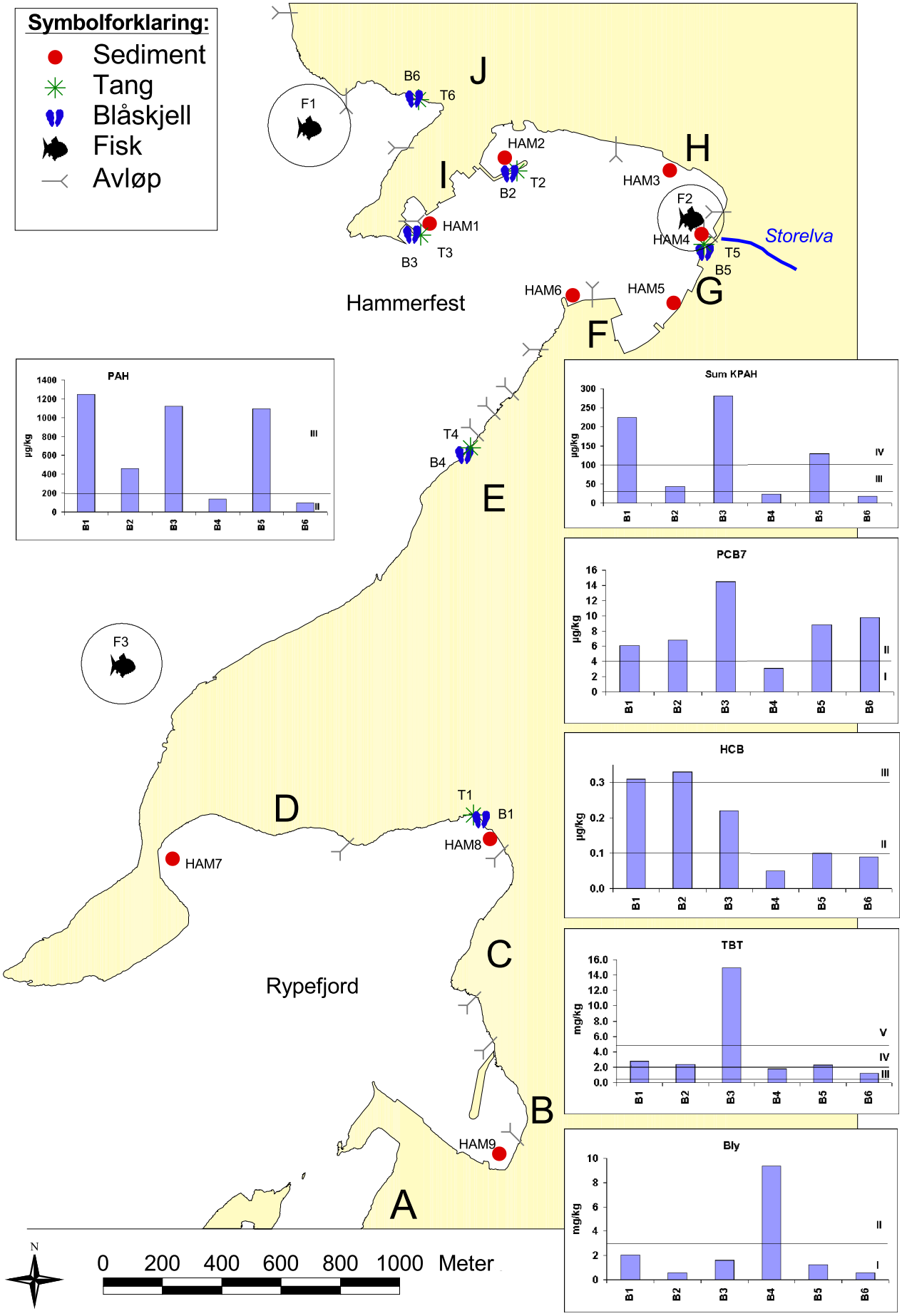
For å belyse PAH-belastningen på fisk er det blitt analysert på førsteordens PAH-metabolitter i galle (OH-pyren). Fisk har en velutviklet evne til å bryte ned PAH til mer vannløselige komponenter som kan skilles ut via galle, urin eller gjeller. Man vil derfor sjelden finne høye konsentrasjoner av PAH i fisk. Analysene er gjort på individ nivå og resultatene er sammenslått til en verdi per stasjon ved statistisk behandling (Hylland K., 1998).

Resultatene viste størst belastning av PAH på fisk tatt i Hammerfest havnebasseng, mens belastningen på fisk fanget ved Rypklubben var lavest (se Tabell 35 og Figur 27). Resultatene for fisk fra Fuglenes og Rypklubben viser samme medianverdi. Imidlertid ble den høyeste enkeltverdi og medianverdi, og herved den høyeste PAH-belastningen for disse to prøvene, funnet for fisken tatt i det indre havnebasseng i Hammerfest. PAH metaboliseres rask i fisk og de verdiene som registreres er resultat av den siste ukes belastning på fisken før den ble fanget.

Tabell 35: PAH-metabolitter (ng/mL) i galle til fisk innsamlet utenfor Fugleneset, ved Rypklubben og i Hammerfest havnebasseng. Antall analyser (N), median, laveste (min) og høyeste (maks) verdi for OH-pyrener.

Stasjon	N	Median	min	maks	statistisk ulikhet
Rypklubben (F3)	10	33,9	10,8	66,2	ab*
Fuglenes (F1)	10	33,1	16,9	164,7	b*
Hammerfest (F2) havnebasseng	10	75,1	21	198,2	bc*

**** Like bokstaver i "statistisk ulikhet" betyr at nivåene ikke er signifikant ulike i en Tukey-test (p<0,05). Se Appendiks 3.7.***



Figur 28: Hammerfest havneområde. Biologiske stasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, KPAH, PCB_7, HCB og TBT, og bly. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanser til Tabell 31.

6.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever

Det er utført analyser av klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever. Torskelever ble i tillegg til PCB og pesticider analysert for PCDF/D og non-orto PCB. Rådata er gitt i Appendiks 3.1, 3.3 og 3.4.

Blåskjell
Det ble analysert for klororganiske forbindelser i blåskjell fra 6 stasjoner fra Hammerfest havn (Tabell 36).

Alle prøver, unntatt prøven fra Dungan, viste belastning med PCB (PCB_7). De fleste andre prøvene hadde et moderat innhold av PCB (II). Blåskjellprøven ved Fuglenes (B3) inneholdt den høyeste PCB-konsentrasjonen av alle prøvene i havneområdet (Figur 28). Den relative fordelingen av PCB kongenerene varierte i prøvene, men viste generelt en dominans av de mest persistente kongenerene CB138 og CB153. PCB-profilen for blåskjellprøven fra Fuglenes (B3) viste noe forhøyede konsentrasjoner av kongener CB118.

Innholdet av **HCB** var moderat forhøyet (III) i blåskjellprøvene fra Rypefjord (B1) og Fuglenes (B2 og B3), se Figur 28 og Tabell 36. Disse overbelastningene med hensyn til HCB tyder på lokale kilder i Hammerfest og Rypefjord. **Oktaklorstyren** (OCS) ble ikke funnet i detekterbare mengder i noen av blåskjellprøvene. Blåskjell i Rypefjord og i fiskerihavna ved Fuglenes (B2) var moderat belastet (II) med hensyn til **HCH**.

Tabell 36: Klororganiske forbindelser i blandprøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Hammerfest, des. 1997, µg/kg våtvekt. For område og stasjonsbetingelser se Figur 21. Fargekoding se Tabell 32.

Stasjon	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	PCB_7[2]	ΣHCH[3]	DDE[1]	DDD[1]
B1	2,82	0,08	0,31	6,07	1,40	0,98	0,55
B2	2,18	<0,05	0,33	6,80	1,23	0,56	0,56
B3	2,50	<0,05	0,22	14,46	0,94	0,7	0,71
B4	1,90	<0,05	0,05	3,08	0,20	0,39	0,23
B5	1,44	<0,05	0,1	8,85	0,59	0,62	0,54
B6	2,10	<0,05	0,09	9,78	0,36	1,02	0,65

[1] *5CB–pentaklorbenzen, HCB–heksaklorbenzen, DDE-diklordifenyldikoretylen, DDD-diklordifenyldikloretan*
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Det ble ikke foretatt analyser av dioksiner eller non-orto PCB i blåskjell, men siden også mono-orto PCB og di-orto PCB gir et bidrag til sum TE, er disse verdiene satt opp i Tabell 37. For alle blåskjellprøvene var sum TE_{PCB} større enn et antatt "bakgrunnsnivå" på 0,20 ng $TE_{PCDD/PCDF}$ /kg. Spesielt var sum TE i blåskjell fra slippen på Fuglenes relativt høy. Blåskjell resultatene var ellers omtrent som funnet i den påvirkede Kristiansandsfjorden (0,38 ngTE /kg, Knutzen *et al.*, 1998a, Tabell 37). Blåskjell fra Rossmolla og ved utløpet av Storelva inneholdt også høye TE nivåer for disse PCB forbindelsene.

Torsk
Torskelever ble analysert for innhold av PCB og enkelte pesticider (Tabell 37). Det ble også analysert for dioksiner (PCDD/F) i én leverprøve (den antatt mest belastede, Tabell 38).

Basert på SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997) var konsentrasjonen av **HCB** og **HCH** lave og under et antatt "bakgrunnsnivå" på hhv 20 µg/kg og 50 µg/kg (Tabell 37). Summen av nedbrytningsprodukter fra **DDT** (DDE og DDD) for fisk fra Fuglenes og Rypklubben var på samme nivå som et antatt "bakgrunnsnivå" (200 µg/kg). Fisken fra indre havn inneholdt noe høyere konsentrasjoner av disse forbindelsene. For PCB (**PCB_7**) ble det funnet forhøyede konsentrasjoner i fisk fra alle stasjonene. Lever fra fisk fra indre havn var markert forurenset (IV) med hensyn til PCB_7.

Tabell 37: Innhold av klororganiske forbindelser (µg/kg våt vekt) i torsk fra Hammerfest, des 1997.

Lever	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	OCS[1]	PCB_7[2]	DDE[1]	DDD[1]	ΣHCH[3]
Fuglenes (F1)	55,2	2	15	<2	809	93	30	13
Indre havn (F2)	51,5	3	20	<2	2634	148	72	13
Rypklubben (F3)	53,2	2	12	<2	757	55	23	13

[1] *5CB – pentaklorbenzen, OCS – oktaklorstyren, HCB – heksaklorbenzen, DDE* - diklordifenyldikoretylen*, DDD* - diklordifenyldikloretan

[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*

[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Non-orto PCB (n.-o. PCB), mono-orto PCB (m.-o. PCB) og di-orto PCB (d.-o. PCB) er PCB kongenerer som har samme virkemåte som dioksiner. Analyseresultatene av disse forbindelsene samt dioksiner i fisk er vist i Tabell 38.

For fisk fra indre havn var sum $TE_{PCDD/F}$ lav (tilsvarende klasse I i Molvær *et al.*, 1997). Imidlertid lå TE_{PCB} noe høyere også sammenlignet med data fra antatt lite belastede deler av kysten (Solberg *et al.*, 1997, og Knutzen *et al.*, 1999). TE_{PCB} kan sammenlignes med nivåene fra noen de mest forurensede fiskeprøvene fra Kristiansandsfjorden og Grenlandsfjordene (se Tabell 38). Tilsvarende dominans av TE_{PCB} i forhold til $TE_{PCDD/PCDF}$, som målt i fiskeprøven fra indre havn, er vist i lever av torsk fra Kristiansandsfjorden (Knutsen *et al.*, 1998a) og i kommersielle fangster fra Nord-Norge (Solberg *et al.*, 1997). I alle prøvene fra Hammerfest, og spesielt den fra indre havn, er bidraget fra m.-o. PCB høyere enn for n.-o. PCB. Dette er omvendt av hva som er observert fra andre undersøkte fjorder (denne undersøkelsen og Knutzen *et al.*, 1998a og 1998b).

For de andre fiskeprøvene fra Hammerfest var bidraget fra non-, mono- og di-orto PCB til sum TE lavere enn for fisk fra indre havn.

Tabell 38: Sum toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDD/F ($TE_{PCDD/F}$) og *non-orto PCB* (nr. 77, 126, 169, $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$), utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og utvalgte di-orto PCB (nr. 138, 153, 180) i biologisk materiale fra Hammerfest, ng/kg våtvekt. i.a = ikke analysert.

Arter/Område	$TE_{PCDD/F}$	$TE_{n.-o.\ PCB}$	$TE_{m.-o.\ PCB}$[1]	$TE_{d.-o.\ PCB}$[1]	Sum TE		% fett
					Våtv-basis	Fett-basis	
Torskelever							
Fuglenes (F1)	ia	23,9	26,6	1,3	51,8	92,9	55,8
Indre havn (F2)	4,25	50,0	77,1	4,4	131,5	237,8	55,3
Rypklubben (F3)	ia	14,8	23,6	1,2	39,6	87,2	45,4
Kristians.fj.[2]	16,9	77,8	16,9	4,3	116	238	48,7
Grenlandsfj.[3]	163	89,4	52,2	-	-	-	-
Røyefilet							
Indre havn /Storelva	0,2	0,149	0,04	0,002	0,191	53	0,36
sjøørret[2]	0,37	0,47	0,07	<0,02	0,92	131	0,70
Blåskjell							
B1 Rypefjord	ia	ia	0,21	0,0018	0,211	7,5	2,82
B2 Fuglenes	ia	ia	0,28	0,0028	0,287	13,2	2,18
B3 Fuglenes, slipp	ia	ia	0,90	0,0064	0,908	36,3	2,50
B4 Dungan	ia	ia	0,13	0,0009	0,134	7,0	1,90
B5 Storelva utløp	ia	ia	0,31	0,0053	0,311	21,6	1,44
B6 Rossmolla	ia	ia	0,33	0,0144	0,340	16,2	2,10
blåskjell[2]	-	-	0,31	0,07	0,38	25,3	1,5

[1] *Omregningsfaktor WHO, Becher et al., 1997.*

[2] *Knutzen et al., 1998a.*

[3] *Knutzen et al., 1998b.*

Røye
På grunn av de høye PCB verdiene som ble målt i sediment og blåskjell i den indre delen av Hammerfest havnebasseng, ble det utført ekstra analyser av røyefilet med hensyn til PCB (PCB_7), non-orto PCB, dioksiner og kvikksølv. Dette er begrunnet i det store sportsfiske som foregår på røye og sjø-ørret i dette området samt i Storelva/Storvannet. Ved vurderingen av konsumrisikoen er det viktig å se på resultatene på våtvektbasis (dvs. mengder per gram ferskvare). (Analyseresultater ellers uttrykkes i forhold til fettinnhold for å kunne sammenligne ulike prøver og fiskeslag.)

Innholdet av PCB_7 i røyefilét var 1,9 µg/kg våtvekt som er tilsvarende ubetydelig/lite forurensede prøver. Innhold av dioksiner tilsvarte tilstandsklasse II gitt for nivåer i torskefilet, eller ubetydelig lite forurenset (I) for sjøørret (feitere fisk) (Tabell 38). Resultatene er funnet lave p.g.a. det lave fettinnholdet i røye-fileten. Dette gir dårlige akkumuleringsmuligheter for de fettløselige PCB. Sum TE (fettbasis) var på samme nivå som de minst kontaminerte fiskeprøvene (torsk) fra Tromsø og Harstad. Sjørøye er anodrom, dvs tilbringer bare 5-6 uker i sjøvann.

6.5.3 TBT i blåskjell

Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert i Tabell 39 og Figur 28.

Det høyeste innhold av TBT ble funnet i blåskjellprøven tatt ved slippen på Fuglenes (V). Dette TBT-innholdet var det høyeste i blåskjell for hele undersøkelsen. Også for resten av blåskjellprøvene ble det målt høye nivå av TBT (IV - V) (Figur 28). Hammerfest havneområde er dominert av skipsverftsaktivitet (hvor blant annet sandblåsing blir utført) og stor båttrafikk (Berge *et al.*, 1997), se kapittel 3.2. for kildebeskrivelser.

Blåskjellprøvene inneholdt også i varierende grad trifenyltinn (TPhT). Det høyeste TPhT-innholdet ble funnet i prøven fra Rypefjord (se Figur 28 og Tabell 39). Sedimentprøven fra denne stasjonen inneholdt også TPhT. Dette gir indikasjoner på forskjellige lokale kilder med hensyn til tinnforbindelser.

Tabell 39: TBT og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter i blandprøver av blåskjell, (mg tinnforbindelse/kg tørrvekt), Hammerfest 1997. DBT – dibutyltinn, MBT – monobutyltinn, DPhT – difenyltinn, MPhT – monofenyltinn. Blåskjell stasjonene er vist i Figur 28.

	Tørrstoff %	TBT	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
B1	16,3	2,747	0,745	0,081	1,410	0,060	0,066
B2	13,7	2,364	0,466	0,047	0,212	0,044	0,004
B3	15,0	14,933	5,841	0,419	0,708	0,092	0,004
B4	12,2	1,776	0,318	0,034	0,127	0,006	0,004
B5	12,1	2,306	0,355	0,053	0,007	0,006	0,004
B6	16,3	1,196	0,241	0,036	0,047	0,006	0,004

6.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet

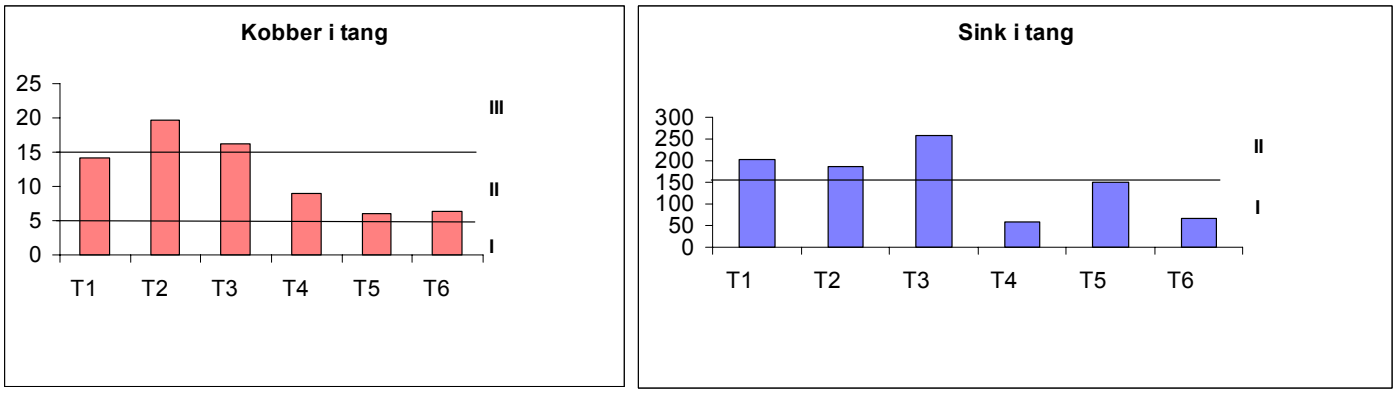
Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1, Appendiks 3.2 og Appendiks 3.3.

De analyserte tangprøvene fra Fuglenes var markert forurenset (III) med hensyn til kobber (Figur 21 og Figur 28, Tabell 40). De øvrige tangprøvene var moderat forurenset av kobber (II). Den høyeste konsentrasjonene av sink ble funnet i tang fra Fuglenes (III).

Tabell 40: Konsentrasjon av kobber og sink i blæretang fra Hammerfest (mg/kg tørrvekt). Plassering av tangstasjoner er vist i Figur 28.

HAM	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Cu	14,1	19,6	16,2	9	5,97	6,44
Zn	203	187	257	59,3	149	65,3

a) b)



Figur 29: Innhold av a) kobber (Cu) og b) sink (Zn) i tang fra Hammerfest, mg/kg tørrvekt. Se Figur 28 for plassering av tangstasjoner. Tilstand markert med romertall.

Blåskjell fra Dungan kan klassifiseres som sterkt påvirket av bly (IV) da innholdet var flere ganger over et antatt bakgrunnsnivå (3 mg/kg, Figur 28 og Tabell 41). De øvrige blåskjellprøvene syntes å være lite/moderat påvirket med hensyn til bly. Det var kun blåskjell fra utløpet ved Storelva og spesielt fra Dungan som var noe påvirket av kvikksølv. Konsentrasjonene av kadmium var lav i alle blåskjellprøvene.

Tabell 41: Konsentrasjon av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i blåskjell fra Hammerfest (mg/kg tørrvekt). Plasseringen av blåskjellstasjonene er vist i Figur 28. TTS % - prosent tørrstoff.

HAM	TTS (%)	Cd (mg/kg tørrvekt)	Hg (mg/kg tørrvekt)	Pb (mg/kg tørrvekt)
B1	16,3	1,15	0,09	12,6
B2	13,7	0,98	0,16	4,3
B3	15,0	0,91	0,13	10,8
B4	12,2	1,86	1,22	76,7
B5	12,1	1,00	0,27	10,2
B6	16,3	0,45	0,11	3,6

Innholdet av kadmium i torskelever (Tabell 42) var lavere enn et antatt bakgrunnsnivå på 0,12 mg/kg (Solberg *et al.,* 1997). Prøvene tatt fra fisk utenfor havnebassenget (F1 og F3) inneholdt de høyeste verdiene. Konsentrasjonene av bly i lever tilsvarte et antatt bakgrunnsnivå (0,07 mg/kg våt vekt, Green og Knutzen, 1995), mens innholdet av kvikksølv i torsk fra indre havn var ubetydelig høyere enn en antatt bakgrunnsverdi på 0,1 mg/kg (Molvær *et al.,* 1997). Filet fra røye inneholdt lave konsentrasjoner av kvikksølv (0,015 mg/kg våt vekt, Tabell 42).

Tabell 42: Innhold av kadmium, bly og kvikksølv i torsk (både lever og filet) og røyefilet (mg/kg våtvekt) fra Hammerfest havneområde. Fiskestasjoner se Figur 28.

	Fiskelever		Fiskemuskel	
Lever	**Kadmium**	**Bly**	**Hg**	**Tilst.klasse (Hg)**
Fuglenes (F1)	0,082	< 0,04	0,068	I
Indre havn (F2)	0,061	< 0,04	0,112	II
Rypklubben (F3)	0,090	< 0,04	0,047	I
Røyefilet			0,015	I
Torsk, ref.verdier	0,120[1]	0,07[2]	0,1[3]	

[1] Solberg et al., 1997. [2] Green og Knutzen, 1995. [3] Molvær et al., 1997.

6.6 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Den sonderende undersøkelsen i 1994 (Konieczny, 1996) inneholder de seneste sedimentanalyser for Hammerfest havneområde. Tre sedimentprøver ble da analysert, men ingen av stasjonene i den foreliggende undersøkelsen har identisk lokalisering med noen av de i 1994. I den foreliggende undersøkelsen var de høyeste konsentrasjonene høyere enn maksimumsverdiene fra 1994 for alle de undersøkte parametre (Tabell 43). PCB-innholdet i sediment fra den indre del av havnebassenget var i 1994 den høyeste målt for den undersøkelsen. Tilsvarende hadde HAM4 den høyeste konsentrasjonen registrert i den foreliggende undersøkelsen. De øvrige stasjonene analysert i 1994 hadde ikke PCB innhold over et antatt bakgrunnsnivå, mens det i 1998 ble funnet sediment som var sterkt (IV) til meget sterkt forurenset (V) med hensyn til PCB i alle prøvene fra Tromsø havn. Det ble også funnet høyere konsentrasjoner av klororganiske pesticider i 1997/1998 enn i 1994. Trolig er det her snakk om flere ulike lokale PCB kilder i Hammerfest.

Tabell 43: Nivå på utvalgte miljøgifter i Hammerfest fra foreliggende undersøkelse og tidligere undersøkelser i 1994 (Konieczny, 1996).

Parametre	**Intervall undersøkelsene**	
	1994[1]	**Foreliggende undersøkelse (1997/1998)[2]**
PAH (mg/kg)	0,2 – 10,4 (1,4)	1,7 – 34,8 (14,2)
B(a)P (mg/kg)	0,02 – 0,73	0,12 – 1,8
TotPCB (µg/kg) [3]	< det [4]– 1355 (4,2)	30 - 1532 (392)
ΣDDT (µg/kg)	7,9	0,6 – 17,2
TBT (µg/kg)	< det [4] - 29	20 - 2760
Kvikksølv	<0,01 – 0,58	0,059 – 2,22
Bly	13,5 – 138	31,9 – 346
Sink	30 – 160	67 –472
Kobber	6 –76	21 – 200
Kadmium	0,12 –0,17	0,08 – 2,1

1) Konieczny, 1996, 2) Tall i parentes er medianverdi, 3) PCB_7 resultat fra 1994 er også multiplisert med 3,5 til totPCB, 4) < det –mindre enn deteksjonsgrensen for metoden.

Den høyeste konsentrasjonen av TBT i sediment samlet inn i 1997 var mange ganger over den funnet inne i havnebassenget i 1994. TBT innholdet i alle blåskjellprøvene fra foreliggende undersøkelse var flere ganger høyere enn de registrert i 1994. Ved direkte sammenligning av TBT data med resultater fra 1994, se kapittel 4.6. Kvikksølvkonsentrasjonen i sediment ved utløpet av Storelva var nesten 4 ganger over den funnet i 1994. Det ble ikke funnet kvikksølvinnhold over bakgrunnsnivå for noen av blåskjellprøvene.

Som observert for Harstad og Tromsø, må det ved sammenligning med data fra den sonderende undersøkelsen tas hensyn til at det da kun var tre prøver som ble undersøkt og at to av prøvene var tatt fra antatte "hotspots" i havneområdet. Denne undersøkelsen gir god informasjon om fordelingen av de ulike miljøgiftene gjennom hele havneområdet og gir en klar lokalisering av områdene med de høyeste nivåene. Spesielt kan nevnes at PCB nivået i havneområdet fra 1994 er bekreftet og sterkere lokalisert.

6.7 Sammendrag og konklusjoner

Det ble funnet fra markert til meget sterkt forurenset sediment (III-V) med hensyn til de fleste organiske miljøgifter i Hammerfest havneområde.

Sedimentprøvene fra den østre delen av havnebassenget var meget sterkt forurenset med hensyn til **PAH** (V). Noe lavere nivå ble funnet for området ved Fuglenes (IV). Konsentrasjoner av PAH var i 1997 tre ganger så høye som de registrert i den indre delen av havnebassenget i 1994. I Rypefjord var sedimentet markert forurenset med hensyn til PAH (III). PAH-sammensetningen i prøvene viste at stasjonene ytterst på Fuglenes og ved hurtigrutekaia (HAM6) var sterkest influert av oljerelatert PAH. De øvrige stasjonene i havnebassenget var relativt likt påvirket av oljerelatert og forbrenningsrelatert PAH. Stasjonene fra Rypefjord var i overveiende grad påvirket av forbrenningsrelatert PAH. Samtlige blåskjellprøver, unntatt ved Dungan og Rossmolla, var markert forurenset av PAH. Innholdet av KPAH i blåskjell var høyest for prøvene fra Rypefjord, Fuglenes og ved utløpet av Storelva (IV). Det ble påvist relativt høye mengder PAH-metabolitter i torsk fra indre del av havnebassenget.

Sedimentprøvene fra den østre delen av havnebassenget var sterkt til meget sterkt forurenset med hensyn til **PCB** (IV-V). Den høyeste konsentrasjonen av PCB i hele undersøkelsen ble funnet i prøven ved utløpet av Storelva. Noe lavere PCB innhold (IV) ble funnet i sedimentet ved Fuglenes. PCB-profilen for denne prøven var noe lik prøven ved Storelva, men forskjellig fra de øvrige prøvene i nærheten. Også sediment fra Rypefjord var forurenset med hensyn til PCB (III-V). Alle prøvene i Hammerfest, unntatt i Rypefjord, inneholdt høyere PCB konsentrasjoner enn i 1994. Forhøyede nivå av PCB (II) ble funnet i samtlige blåskjellprøver, unntatt fra Dungan. Blåskjellprøven fra Fuglenes hadde den høyeste konsentrasjonen av PCB. Markerte nivå av organoklorerte pesticider ble funnet i blåskjell fra Rypefjorden og fiskerihavna. Dioksinlignede PCB ble funnet med moderat, men forhøyede nivå i blåskjell fra Fuglenes, ved utløpet av Storelva og utenfor Rossmolla.

Lever fra torsk fanget i indre havn var markert forurenset av PCB. Innholdet av dioksiner og dioksinlignende PCB var noe lavere sammenlignet med det som er funnet i forurensede fjorder i Sør-Norge (Knutzen *et al.*, 1999). De høye PCB-verdiene tyder på lokale PCB-kilder i havnebassenget. Det ble ikke funnet forhøyede nivå av PCB i filét fra røye fisket i havnebassenget.

De høyeste konsentrasjonene av **TBT** ble funnet i prøvene ved Fuglenes. Disse var flere ganger over grenseverdien for tilstandsklasse V. De øvrige sedimentprøvene var også sterkt til meget sterkt forurenset med TBT (IV – V). De fleste blåskjellprøvene var sterkt belastet med TBT. Blåskjellprøven fra Fuglenes (slipp) inneholdt ca. 7 ganger mer TBT enn de øvrige prøvene. TBT-nivåene i sediment og blåskjell var flere ganger høyere enn i 1994.

Samtlige sedimentprøver fra Hammerfest, unntatt fra Hamran og Indrefjord, var markert forurenset med hensyn til **bly** (III). Sedimentprøvene fra den østre delen av havnebassenget var i tillegg markert forurenset med hensyn til **kvikksølv** og **kadmium** (III). I fiskerihavna ved Fuglenes og utenfor hurtigrutekaia (HAM6) var sedimentet markert forurenset av **kobber** og kvikksølv (III). Forhøyede metallnivå i blåskjell ble bare funnet med hensyn til bly i blåskjell fra Dungan. Tang fra Fuglenes og Rypefjord inneholdt forhøyede nivå av kobber og **sink**. I filét fra torsk fisket i indre del av

havnebassenget ble det funnet svakt forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv.

7 Honningsvåg havn

7.1 Prøvetakingstasjoner - tidligere og nåværende utslippskilder

Honningsvåg havneområde med prøvetakingsstasjoner, samt oversikt over havnevirksomheter og utslippssituasjon er hhv. presentert i Figur 30 og Tabell 41.

Honningsvåg ligger i Nordkapp kommune, som har ca. 3500 innbyggere. Mulige forurensningskilder er først og fremst knyttet til fiskeindustrien, og omfatter fryserier, fiskemel-, sildolje- og filétfabrikker. Det finnes et fåtall mekaniske verksteder med slipper og en småbåthavn (Norges sjøkartverk 1988). Generell skipstrafikk utgjør en vesentlig del av den totale havneaktiviteten, med ca. 2000 anløp i året (Anon 1994). I tillegg foregår det import av olje til en rekke bunkrings- og tankanlegg i havneområdet.

Innenfor innsamlingsområdet for foreliggende undersøkelse er det registrert én kommunal avfallsplass med avrenning mot sjø. Denne ligger delvis overdekket ved sjøkanten, og har mottatt alle typer grovavfall, og trolig en del spesialavfall. Fyllingen ble nedlagt våren 1998.

Det undersøkte sjøområdet omfatter 3 kommunale avløpssoner, som inkluderer 11 kommunale utslippsledninger og 20-30 enkeltutslipp fra private boliger og bedrifter (Anon 1997).

Tabell 44 gir en oversikt over aktuelle havneaktiviteter og fyllinger innenfor innsamlingsområdet. Aktivitetene er gitt en bokstavkode som kartreferanse i Figur 30. Tabellen viser også hvilke prøvetakingsstasjoner som ligger nærmest de enkelte havneaktivitetene.

Tabell 44. Honningsvåg havneområde 1998. Tidligere og nåværende havneaktiviteter. Virksomhetene er listet opp fra sør (Klubben) og langs sjøkanten nordover til neset før Rossmolla (kilder: Miljøvernleder i Nordkapp kommune 1998, NGU 1990b og lokale kilder).

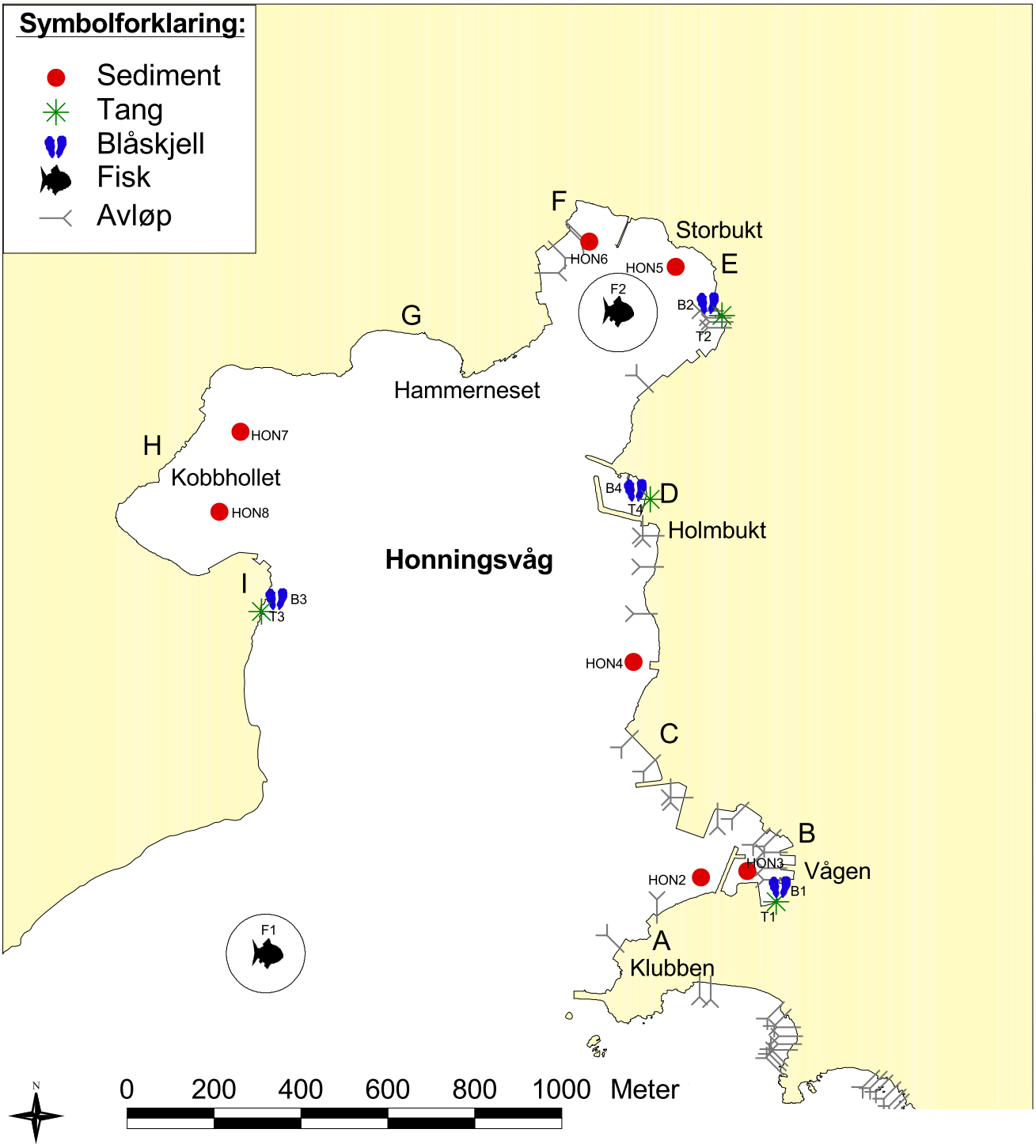
Kartref.	Aktivitet	Nærmeste lokaliteter
A	• Redskapsfabrikk - nedlagt • Fiskefagskole	HON2, F1
B	• Hotell • Båthavn m/flytebrygge • Mekanisk verksted • Høy havnetrafikk av fiskebåter på indre havn	HON2, HON3, B1, T1, F1
C	• Hurtigrutekai • Godstrafikk - lasting/lossing • Anløp turistskip • Div næringsvirksomhet - kafé/ bakeri/ hotellvirksomhet • Redskapsfabrikk • Tankanlegg	HON2, HON4, F1
D	• Nordkapp Byggeservice • Bensinstasjon • Småbåthavn	B4, T4

Tabellen fortsetter

Fortsettelse av tabell fra forrige side

E	• Storbukt fiskeindustri • Bilverksted • Tidl. mekanisk verksted/slipp • Nordkapp Vask - renseri	HON5, B2, T2, F2
F	• Fergeleie • Turist WC • Hordafor Barents - fiskeavfall/ensilasjelager (tidl. SIFI) nedlagt • Tidl. Sildoljefabrikk (SIFI) - levering fra båter	HON6, HON5, F2
G	• Kommunal avfallsplass - alle typer avfall inkl. spesialavfall, nedlagt vår 1998, avrenning mot sjø. • Havarivernsenter	(HON7), F2
H	• Tunnel masser - fylling • Tunnelinnslag - ferdig vår 1998 • Norske Esso - oljelager, bunkringstasjon	HON7, HON8
I	• Statoil/Norske Shell - oljelager, bunkringstasjon, lasting/lossing av tungoljer • Tidligere sildoljefabrikk	HON8, B3, T3, F1

[1] *HON = sediment, B = blåskjell, F = fisk, T = tang*



Figur 30: Honningsvåg havneområde. Prøvetakingsstasjoner, havnevirksomheter og utslippssituasjon, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 44.

7.2 Tidligere miljøundersøkelser

Honningsvåg havn ble undersøkt i 1985 som et ledd i en rekke resipientundersøkelser av større fiskerihavner i Finnmark (Nilsen *et al.,* 1987). Bunndyrsundersøkelsene viste at Storbukta og indre del av Nordvågen var tydelig påvirket av organiske tilførsler. Dette var underbygd av høyt organisk innhold og entydige belastningseffekter i sedimentene. Fjæreundersøkelsene syntes å klarlegge et større omfang av fjæreforurensning enn bunnforurensninger, noe som indikerte at mye av utslippene var flytestoffer som lett ble spredt i området.

I den sonderende miljøundersøkelsen i 1994 (Konieczny, 1996) ble det påvist belastning både av PCB og PAH i sedimenter fra indre deler av Honningsvåg (tilstandsklasse IV). For metallene (Hg, Cd, Pb og Cu) var belastningen mindre.

I blåskjell hentet ved tankanlegget ved turistskipskaia i 1994 ble det registrert forhøyede konsentrasjoner av TBT, men lave verdier av PCB (Knutzen *et al.,* 1995).

7.3 Materiale fra Honningsvåg havn

Hovedtoktet ble utført i desember 1997. Fisken fra Honningsvåg havn ble imidlertid samlet inn i mars 1998 og dermed på en helt annen tid av året enn fisken fra de andre havnene i undersøkelsen. Siden gytesesongen da er over, vil lipidnivåene være forandret sammenlignet med desember (dvs når de andre prøvene ble tatt). Dette en viktig faktor ved sammenligning av nivå på miljøgifter i fisken.

For detaljer fra prøveinnsamling og oversikt over innsamlede prøver se kapittel 3.3 og Vedlegg 1.

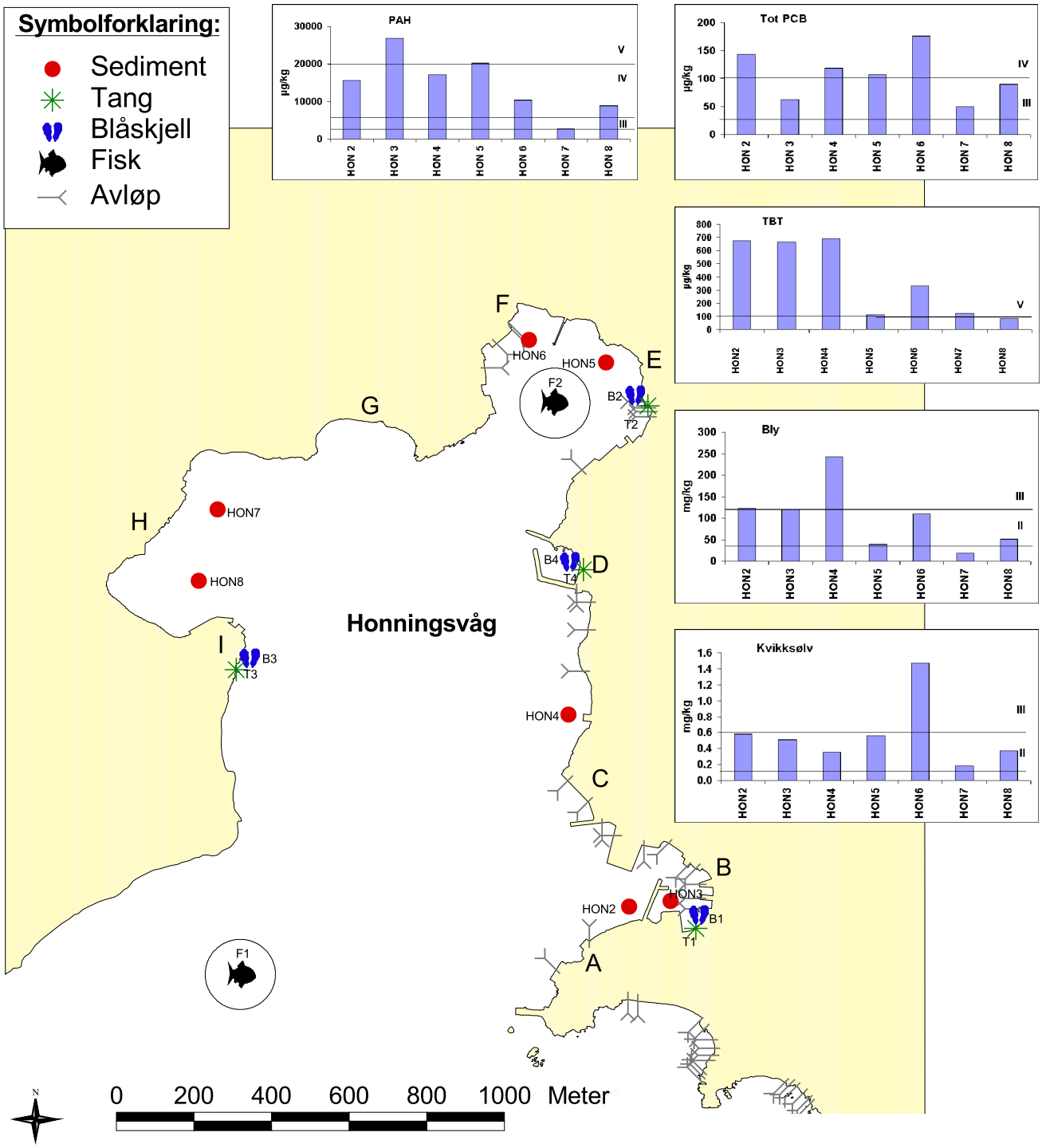
7.4 Resultater og diskusjon sediment

Rådata for de kjemiske og geokjemiske analysene som ble foretatt på de innsamlede sedimentprøvene er gitt i Appendiks 2.1 (kornfordeling), Appendiks 2.2 (THC, PAH) og Appendiks 2.3 (klororganiske forbindelser utenom PCDD/F og non-orto PCB), Appendiks 2.5 (PCDD/F, non-orto PCB og PCN) og Appendiks 2.6 (Metaller, TBT, TOC/TN).

7.4.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon

Sedimentet varierte fra myk leire til siltig kalksand. Vedlegg 2 gir en visuell beskrivelse av de enkelte stasjoner sammen med vanndyp og posisjon. Alle sedimentprøvene hadde en liten andel finstoff, og ingen av prøvene kunne beskrives som finkornige. Den høyeste andel finstoff (28%) ble funnet i prøven HON8. For de øvrige prøvene var prosentandel av finpartikulært materiale under 17%. Prøvene HON5 og HON6 var spesielt grovkornige. Dette er forsøkt tatt hensyn til i den videre diskusjonen vedrørende miljøstatus.

Nivåene av totalt organisk karbon i overflatesedimentene er normalisert mot andelen finstoff og klassifisert i henhold til SFT sine retningslinjer (Molvær *et al.,* 1997). Resultatene er presentert i Appendiks 2.6. Her fremkommer også normaliserte verdier fra innsamlingen i 1994. TOC verdiene var generelt høye i alle sedimentprøver (klasse V - "meget dårlig"), med unntak av HON7 utenfor sone H med klasse III (mindre god). Høyeste verdi ble funnet på HON3 i indre havnebasseng utenfor sone B. De registrerte konsentrasjonene samsvarer godt med resultatene fra 1994. Overflatesedimentene i hele havneområdet karakteriseres som organisk belastet.



Figur 32: Honningsvåg havneområde. Sedimentstasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, TBT, PCB, kvikksølv og bly, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanse til Tabell 44.

7.4.2 Konsentrasjoner og forurensingsgrad

Basert på SFTs retningslinjer for klassifisering av miljøtilstand (Molvær *et al.,* 1997) inneholdt flere prøver i havneområdet markert til meget sterkt forurenset sediment (III-V) med hensyn til de undersøkte organiske miljøgiftene (Tabell 45). Prøven HON7 inneholdt de laveste verdiene for de fleste miljøgiftene. Den innerste delen av Vågen, representert ved prøven HON3 (Figur 30), inneholdt den høyeste konsentrasjonen av PAH. Hele det undersøkte området i Honningsvåg inneholdt høye konsentrasjoner av TBT (Tabell 45 og Figur 32). De høyeste konsentrasjonene av kobber og kvikksølv ble funnet på stasjon HON6 (Storbukt). Denne prøven inneholdt også de høyeste konsentrasjonene av de klorerte miljøgiftene PCB, HCB og DDT. Prøven HON4 (mellom Vågen og Holmbukt), som er tatt rett utenfor et tankanlegg, inneholdt den høyeste konsentrasjonen av bly.

Tabell 45: Klassifisering av miljøstatus i henhold til SFTs veiledning (Molvær *et al.*, 1997) av overflatesedimenter i Honningsvåg. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 30.

Stasjon	PAH[1] (µg/kg)	B(a)P[1] (µg/kg)	THC[1,2] (mg/kg)	TBT[1] (µg/kg)	Tot PCB[1] (µg/kg)	HCB[1] (µg/kg)	ΣDDT[1] (µg/kg)
HON 2	15648 (IV)	846 (V)	251	678 (V)	143 (IV)	0.79 (II)	5.0 (III)
HON 3	26885 (V)	554 (V)	370	664 (V)	62 (III)	1.41 (II)	2.0 (II)
HON 4	17148 (IV)	992 (V)	207	688 (V)	119 (IV)	0.76 (II)	3.4 (III)
HON 5	20185 (V)	1128 (V)	350	110 (V)	108 (IV)	0.71 (II)	4.7 (III)
HON 6	10322 (IV)	430 (IV)	453	332 (V)	176 (IV)	3.57 (III)	8.6 (III)
HON 7	2737 (III)	151 (III)	242	124 (V)	50 (III)	1.23 (II)	1.1 (II)
HON 8	8812 (IV)	458 (IV)	557	83 (IV)	89 (III)	0.39 (I)	2.2 (II)

Stasjon	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)
HON 2	123 (III)	275 (II)	0,54 (II)	119 (II)	0,58 (II)
HON 3	120 (III)	605 (II)	1,2 (III)	136 (II)	0,51 (II)
HON 4	243 (III)	213 (II)	0,45 (II)	73 (II)	0,35 (II)
HON 5	38,4 (II)	169 (II)	0,50 (II)	101 (II)	0,56 (II)
HON 6	109 (II)	263 (II)	0,90 (II)	197 (III)	1,47 (III)
HON 7	18,4 (I)	53 (I)	0,24 (I)	33 (I)	0,18 (II)
HON 8	51 (II)	115 (I)	0,45 (II)	68 (II)	0,37 (II)

Ubetydelig - lite forurenset (I)
Moderat forurenset (II)
Markert forurenset (III)
Sterkt forurenset (IV)
Meget sterkt forurenset (V)

[1]*PAH = polyaromatiske hydrokarboner i henholdt til gruppering i SFTs veiledning, B(a)P = benzo[a]pyren, THC = totalt hydrokarbon innhold, TBT = tributyltinn, Tot PCB = totalt innhold polyklorerte bifenyler, HCB = heksaklorbensen, ΣDDT = sum av DDE, DDD og DDT, Pb = bly, Zn = sink, Cd = kadmium, Cu = kobber, Hg = kvikksølv.*
[2]*THC mengdene er ikke inndelt i tilstandsklasser av SFT.*

PAH
Sedimentprøvene fra Honningsvåg var sterkt til meget sterkt forurenset av PAH (unntak HON7, Tabell 45) og bestod av en lav prosentandel finstoff (<20%) noe som indikerer en høy belastning av PAH på samtlige stasjoner. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av den sterkt karsinogene PAH-forbindelsen benzo[a]pyren i hele havneområdet (Tabell 45).

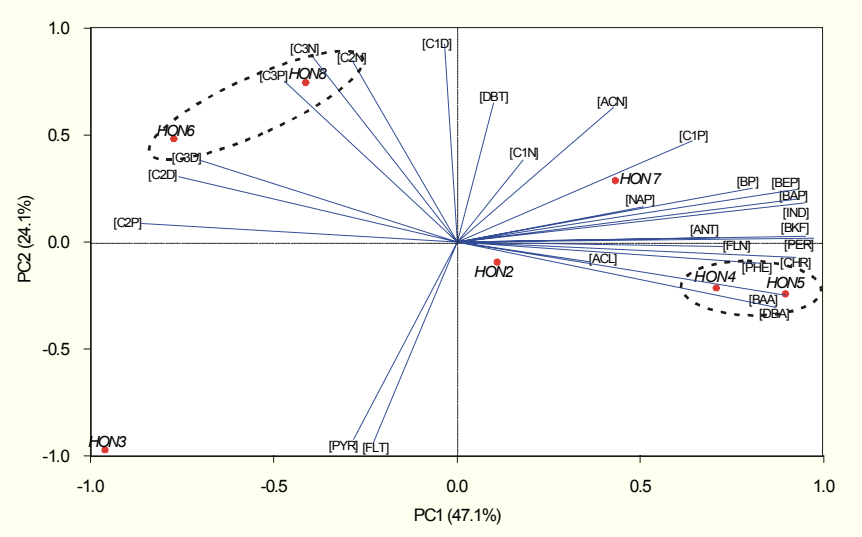
Den statistiske behandlingen av alle PAH data [7] (Figur 31, se kapittel 3.6 og Appendiks 2.4). viser at prøven med høyest PAH-konsentrasjon, HON3 fra Vågen, var ulik de andre prøvene i PAH-sammensetning (Figur 31). Prøven var tydelig påvirket av oljerelaterte PAH forbindelser, men også av fluoranten og pyren (forbrenningsrelatert og relatert til avløpsvann og kloakk). HON2, lokalisert lenger ut mot Klubben, hadde like mye av de forbrennings- og petroleumsrelaterte PAH. Dvs en kan her spore PAH fra kommunale avløp, forbrenningsprodukter av olje/bensin samt petroleum-, dieselprodukter.

Analysene av PAH-profilene viste videre en svært lik sammensetning for HON5 og HON4. Disse prøvene var i større grad enn de andre prøvene influert av benzo(a)antracen, dibenzo(a,h)antracen, fenantren og krysen, noe som tyder på en kombinasjon av kilder relatert til forbrenning / skipseksos og avløpsvann / kloakk.

Prøvene som i sterkest grad var påvirket av oljerelatert PAH (høy andel av alkylerte NPD) var HON6

[7] PCA (Principal Components and Factor Analysis), Appendiks 2.4. og Kapittel 3.6.

(Storbukt) og HON8 (Kobbhollet), se Figur 31. Klare kilder er her båt- og fergetrafikken i Storbukt for HON6 og oljelager og bunkringsstasjonen ved Kobbhollet for HON8. Den andre prøven fra Kobbhollet, HON7, var mer påvirket av forbrenningsrelatert PAH.



Figur 31: Gruppering av sedimentprøver fra Honningsvåg havn basert på den relative sammensetningen av ulike PAH-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i figur 35. For forkortelse av de ulike enkeltforbindelsene se kapittel 10. Rådata er gitt i Appendiks 2.4.

Nivåene av THC var moderat høyt i alle prøvene fra Honningsvåg (rundt 300-400 mg/kg). Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i HON8 fra Kobbhollet. Nylige utslipp/lekkasjer av bensin/dieselolje kunne ses i analyseprofilen for THC for prøvene HON5, HON7 og HON8, ved en høy andel av lett nedbrytbare hydrokarboner som alkaner, *iso*-alkaner. På grunn av den lave andel av finstoff i alle prøvene, indikerer analysene en høy belastning av THC for samtlige stasjoner.

PCB og dioksiner

De fleste overflateprøvene var sterkt forurenset (IV) med PCB. Den høyeste PCB-konsentrasjonen i Honningsvåg ble funnet i prøven ved fergeleiet i Storbukt (HON6). De statistiske analysene (Figur 33) viste at PCB-profilen for HON6 var forskjellig fra PCB-mønsteret for HON5 (Storbukt). HON6 viste størst varians for CB52, oktaklorstyren, heksaklorbensen samt DDT med nedbrytningsprodukter (se også Tabell 45). Dataene tyder på forskjellige lokale kilder i Storbukt for prøvene HON6 og HON5. Området ved HON6 har tidligere hatt sildoljemelfabrikk med levering fra båter, fiskeavfall og ensilasjelager. Ved HON5 er Storbukt fiskeindustri lokalisert, bilverksted og renseri. Her har tidligere også vært mekanisk verksted med slipp.

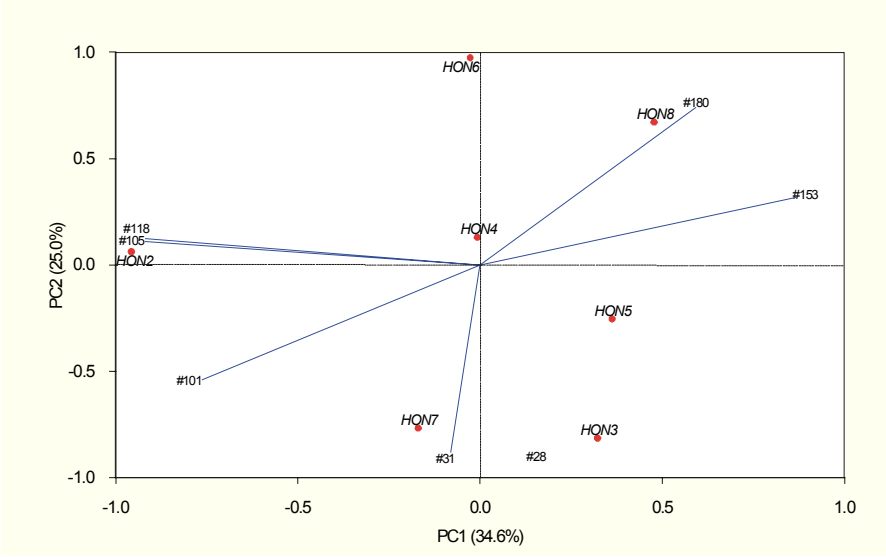
Pesticid-sammensetningen i HON5 var noe lik den for prøven HON4, som var sterkt forurenset av PCB (IV) og DDT (III). Flere avløp er lokalisert i området ved HON4, som også har redskapsfabrikk, godstrafikk med lasting og lossing samt noe ulik næringsvirksomhet.

Prøven HON2 (ved Klubben) inneholdt høye konsentrasjoner av PCB (IV) og DDT (III). Sammensetningen av de ulike klororganiske forbindelsene i dette området var svært forskjellig fra den i Vågen (HON3), noe som indikerer en spesifikk lokal kilde i området. Det åpne området ved HON2 kan, også på grunn av strømforholdene, få tilført klororganiske forbindelser ikke bare fra den nære landbaserte aktiviteten i sør (område A, Figur 32), men også fra område C.

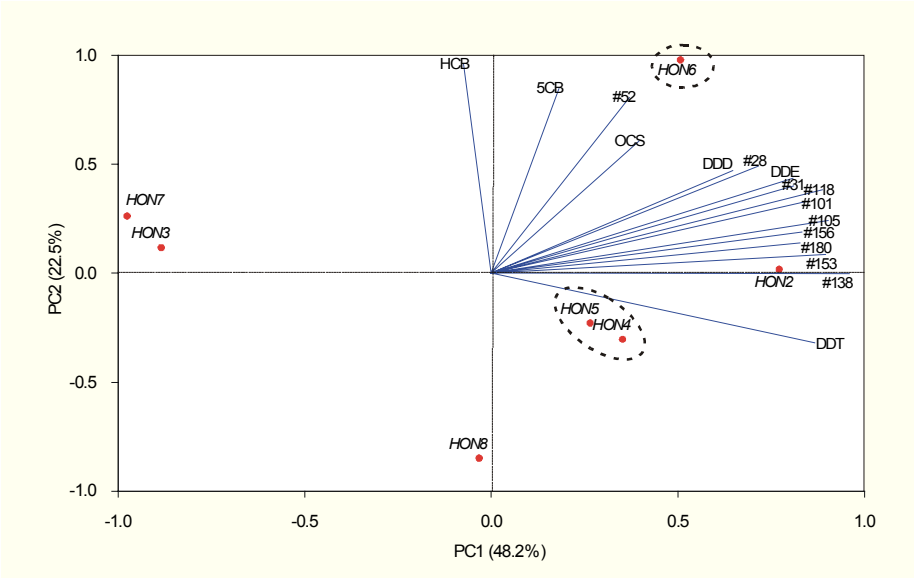
Selv de minst forurensede sedimentprøvene i Honningsvåg havn inneholdt en total mengde PCB karakterisert som markert forurenset (III). Da innholdet av finstoff var lavt for alle prøvene (< 15%), må belastningen av klororganiske forbindelser i prøvene sies å være høy.

Da flere av prøvene i Honningsvåg var markert forurenset (III) med PCB og hadde PCB-profiler som avvek fra hverandre, kan dette tyde på forskjellig lokale kilder i havneområdet.

a)



b)



Figur 33: Gruppering av sedimentprøver fra Honningsvåg havn basert på den relative sammensetningen av ulike PCB-forbindelser i koordinatsystem utspent av prinsipal komponentene (PC1 og PC2) fra PCA-analyse (kapittel 3.6). a) uten pesticider b) med pesticidene. PC1 og PC2 sier hvor mye av variansen hver prinsipal komponent forklarer. Sedimentstasjonene er vist i Figur 35. De ulike PCB kongenerer er angitt som IUPAC nummer, se kapittel 10. Rådata for PCA-analysene er gitt i Appendiks 2.4.

HON6 ble analysert for non-orto PCB, dioksiner og polyklorerte naftener (PCN) (Tabell 46). De laveste nivå av disse parametre for hele undersøkelsen ble målt i denne sedimentprøven (jf foregående kapittel Harstad, Tromsø og Hammerfest). Tilsvarende som registrert i Harstad var toksisitetsbidraget (TE) for non-orto PCB mindre enn det for dioksinene. Dette er forskjellig fra Tromsø og Hammerfest, der toksisitetsbidraget fra non-orto PCB var klart størst.

Tabell 46: Toksisitetsekvivalenter (TE1) fra dioksiner (PCDD/F), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto polyklorerte bifenyler (non-orto PCB) i sedimentprøver fra Honningsvåg havn. (TE for PCB er beregnet etter Ahlborg *et al.* 1994, for dioksiner etter Ahlborg 1989, og for PCN etter Hanborg *et al.* 1990).

Stasjon	TE-dioksin	TE- PCN	TE- non-orto PCB	Sum TE	%TE- noPCB av TE-dioksin	%TE-PCN av TE-dioksin
HON6	3,8	0,7	2,0	6,5	53	18

[1] *TE = Toksisitetsekvivalenter, se kapittel 3.2.*

TBT

Det ble funnet høye konsentrasjoner av TBT i overflatesedimenter fra Honningsvåg havn (se Figur 32 og Tabell 45). De høyeste TBT konsentrasjonene ble funnet for stasjonene HON2, HON3 og HON4, som inneholdt konsentrasjoner ca. 30 ganger over grenseverdien til klasse V. Langt høyere verdier er imidlertid funnet i andre norske havner (foreliggende undersøkelse og Berge *et al.*, 1997). HON2 og HON3 inneholdt også en annen tinnforbindelse (trifenyltinn, TPhT) som er vist å være like giftig som TBT for enkelte organismer (Cima *et al*., 1997 og Fargasová, 1998). De høyeste nivåene ble funnet utenfor slipper, i områder hvor sandblåsing forekommer og i områder med stor skipstrafikk (Tabell 44).

Metaller

Det ble funnet prøver med markert forurenset sediment (III) med hensyn til de fleste metallene, utenom sink, i Honningsvåg havn (Figur 32 og Tabell 45). Prøven ved fergekaia i Storbukt (HON6) inneholdt de høyeste verdiene av kobber og kvikksølv (III). Prøven HON4, utenfor området C, inneholdt den høyeste konsentrasjonen av bly (en mulig kilde kan være blyholdig bensin/diesel fra båt- og skipstrafikk eller tankanlegg i området). Forhøyede konsentrasjoner av kadmium ble funnet i prøven fra Vågen.

7.5 Resultater og diskusjon biologisk materiale

Konsentrasjonene av de forskjellige miljøgiftene i de ulike organismer er vurdert etter SFTs retningslinjer for klassifisering for miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997). Der det ikke eksisterer grenser for klasseinndeling er analyseresultatene vurdert etter referanselitteratur.

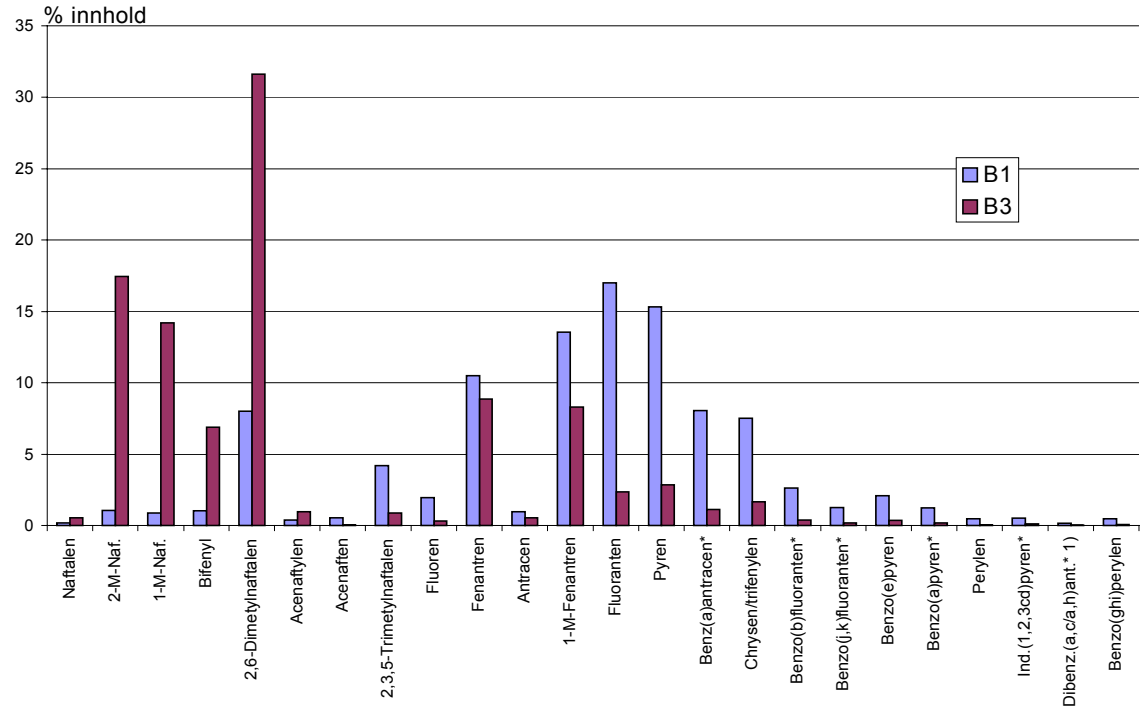
7.5.1 PAH i blåskjell og PAH-metabolitter i galle fra torsk

PAH i blåskjell
Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.1 og 3.8. Resultatene er presentert i Tabell 47 og Figur 35.

Tabell 47: Innhold av PAH og KPAH i blåskjell fra Honningsvåg (µg/kg våtvekt).

Prøve	Sum PAH	KPAH
B1	2667	437
B2	929	148
B3	2603	184
B4	449	74

Alle de analyserte blåskjellprøvene fra Honningsvåg var påvirket av PAH. Blåskjellene var fra markert til meget sterkt forurenset (III – V) av PAH. Blåskjell fra tankanlegget i Kobbhollet (B3) inneholdt den høyeste PAH-konsentrasjonen, vel 50 ganger høyere enn antatt bakgrunnsnivå (Tabell 47 og Figur 35). PAH-profilen i disse blåskjellene var kraftig dominert av lettflyktige, alkylerte NPD (Figur 34), altså oljerelaterte PAH-forbindelser. Denne kraftige dominansen kan tyde på en sterkt oljerelatert kilde, eller nylige lekkasjer av olje / diesel i dette området.



Figur 34: Prosentfordeling av PAH-komponenter i de to mest kontaminerte blåskjell prøvene i Honningsvåg.

For benzo(a)pyren og andre potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH) var blåskjell fra Vågen mest kontaminert (V, Figur 35). Denne prøven inneholdt store mengder med vannløselige aromater, som fenantren, fluoranten og pyren. Prøven inneholdt i tillegg forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser (Figur 34). PAH-profilene fra blåskjell i Holmbukt (B4) og Storbukt (B2) var veldig lik profilen i prøven fra Vågen, men disse prøvene inneholdt noe mer av lettflyktige, oljerelaterte PAH-komponenter.

PAH-metabolitter i torskelever

Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.7. Resultatene er presentert i Tabell 48.

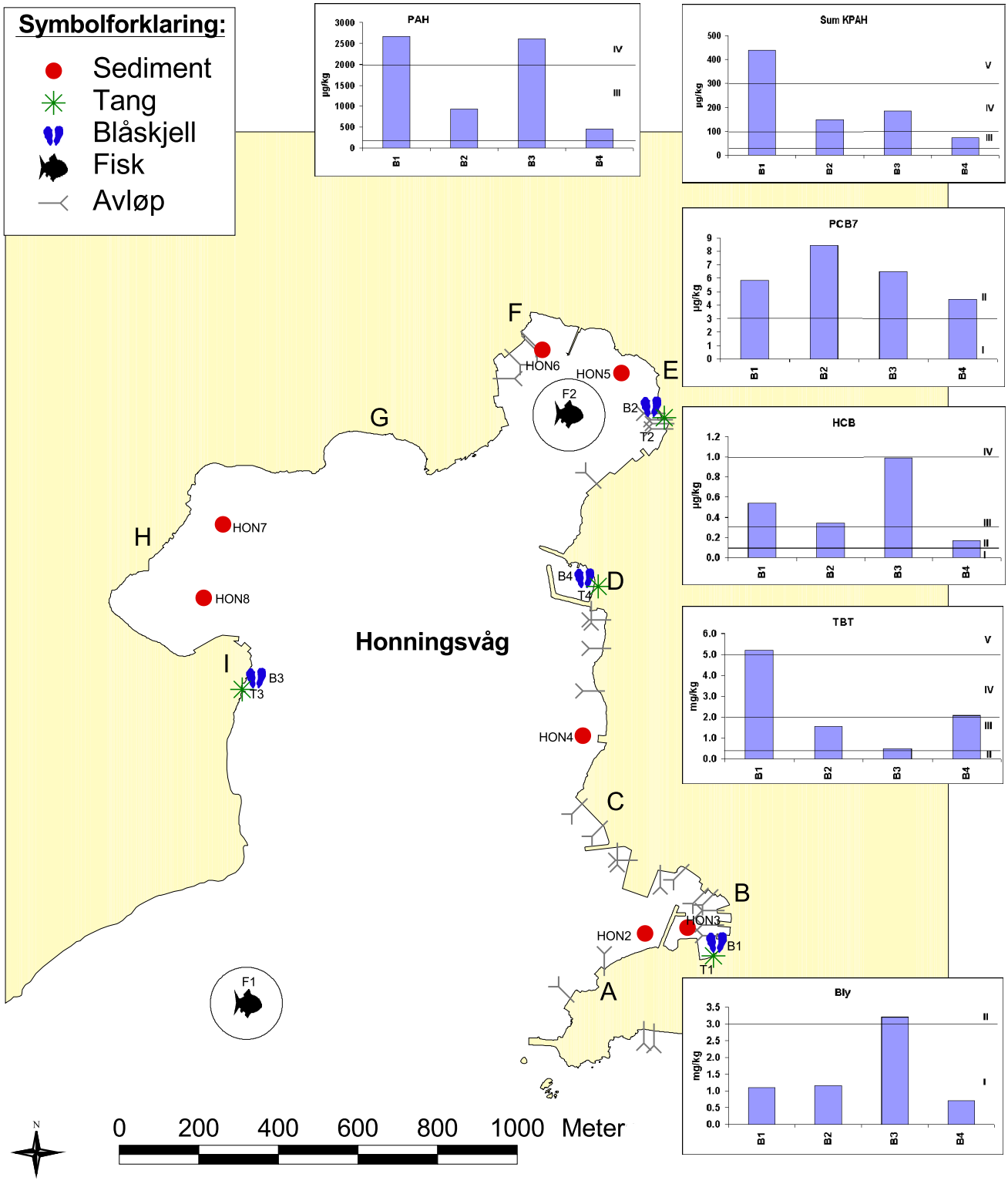
For å belyse PAH-belastningen på fisk er det blitt analysert på førsteordens PAH-metabolitter i galle (OH-pyren). Fisk har en velutviklet evne til å bryte ned PAH til mer vannløselige komponenter som kan skilles ut via galle, urin eller gjeller. Man vil derfor sjelden finne høye konsentrasjoner av PAH i fisk. Analysene er gjort på individ nivå og resultatene er sammenslått til en verdi per stasjon ved statistisk behandling (Hylland K., 1998).

Analysene viste at belastningen av PAH på fisk fra indre del av Honningsvåg havnebasseng var størst, mens fisk fanget i den ytre delen av havneområdet hadde mindre belastning av PAH (se Tabell 48 og Figur 35). Den høyeste enkeltverdien av PAH-metabolitter i Honningsvåg, funnet i fisken fra den indre delen av havnebassenget, er den høyeste funnet for hele undersøkelsen. Som indikert i Tabell 48 ved min og maks avvik var imidlertid nivåene variable. Fisken i Honningsvåg ble fanget på våren (ikke samme årstid som for de andre havnene). Fisken har da gytt og fettfordelingen er annerledes. En direkte sammenligning med fisken tatt vinterstid før gyting kan derfor være vanskelig. PAH metaboliseres rask i fisk og de verdiene som registreres er resultat av den siste ukes belastning på fisken før den ble fanget.

Tabell 48:PAH-metabolitter (ng/mL) i galle fra fisk innsamlet ved Klubben i ytre del av Honningsvåg havneområdet og inne i havnebassenget. . Antall analyser (N), median, laveste (min) og høyeste (maks) verdi for OH-pyrener.

Stasjon	N	Median	min	maks	statistisk ulikhet
Ytre havn (F1)	10	39,2	18,2	59,7	b*
Honningsvåg havnebasseng (F2)	9	68,9	18,8	232,3	bc*

** Like bokstaver i "statistisk ulikhet" betyr at nivåene ikke er signifikant ulike i en Tukey-test (p<0,05). Se Appendiks 3.7.*



Figur 35: Honningsvåg havneområde. Biologiske stasjoner, stolpediagram med fordelingen av PAH, KPAH, TBT, PCB_7, HCB, kvikksølv og bly i blåskjell, 1998. Havnevirksomheten er markert som bokstav med referanser til Tabell 44.

7.5.2 Klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever

Det er utført analyser av klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever. Torskelever ble i tillegg til PCB og pesticider analysert for PCDF/D og non-orto PCB. Rådata er gitt i Appendiks 3.1, 3.3 og 3.4.

Blåskjell
Det ble analysert for klororganiske forbindelser i blåskjell fra 4 stasjoner i Honningsvåg havn (Tabell 49 og Tabell 51).

Alle blåskjellprøvene i Honningsvåg var moderat belastet av **PCB_7** (II, Figur 35). Blåskjellene fra Storbukt inneholdt noe høyere PCB-konsentrasjoner enn de andre prøvene. PCB-profilen i alle blåskjellprøvene viste en generelt dominans av de mest persistente kongenerene CB138 og CB153. Imidlertid inneholdt blåskjell fra Kobbhollet (Figur 30, B3) en relativt høy andel av den lavklorerte PCB-kongeneren 28. Samme blåskjellprøve inneholdt de høyeste konsentrasjonene av **HCB** (III) og **HCH** (II), se Tabell 49. Også blåskjellprøvene fra Vågen og Storbukt var markert belastet med hensyn til HCB (II). **Oktaklorstyren** (OCS) ble ikke funnet i detekterbare mengder i noen av blåskjellprøvene.

Analysene med hensyn på mono-orto PCB og di-orto PCB er presentert som toksisitets-ekvivalenter (TE ng/kg våtvekt) i Tabell 51. For blåskjellprøvene fra Vågen og Storbukt (0,3 ngTE/kg) var sum TE høyere enn et antatt "bakgrunnsnivå" (0,2 $ngTE_{PCDD/PCDF}$ /kg). Resultatene er på samme nivå og noe lavere enn resultater fra tilsvarende analyser i blåskjell fra den belastede Kristiansandsfjorden (0,38 ngTE /kg, Knutzen *et al.*, 1998a, Tabell 51).

Tabell 49: Klororganiske forbindelser i blandprøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Honningsvåg, des. 1997, µg/kg våtvekt. For område og stasjonsbetingelser se Figur 30. Fargekoding se Tabell 45.

Stasjon	% Fett	5CB[1]	HCB[1]	PCB_7[2]	ΣHCH[3]	DDE[1]	DDD[1]
B1	2,20	<0,05	0,54	5,87	1,66	0,6	0,72
B2	1,48	<0,05	0,34	8,46	1,26	1,11	0,75
B3	2,03	0,06	0,99	6,50	2,43	0,47	0,53
B4	1,39	0,06	0,17	4,43	0,75	0,53	0,33

[1] *5CB–pentaklorbenzen, HCB–heksaklorbenzen, DDE-diklordifenyldikoretylen, DDD-diklordifenyldikloretan*
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Torsk
Torskelever ble analysert for innhold av PCB og enkelte pesticider (Tabell 50). Det ble også analysert for dioksiner (PCDD/F) for én leverprøve (den antatt mest belastede) (Tabell 51).

Basert på SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.,* 1997) var fiskelever fra både ytre og indre havn moderat forurenset med hensyn til **HCB (II)**. Innholdet av **HCH** i fisk fra indre havn var høyere enn et antatt "bakgrunnsnivå" på 50 µg/kg (Tabell 50). Dette var tilfelle også for summen av nedbrytningsprodukter fra **DDT** (DDE og DDD, 200 µg/kg) for fisk fra indre havn. I begge områdene ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av **PCB** (PCB_7).

Tabell 50: Innhold av klororganiske forbindelser (µg/kg våt vekt) i lever fra torsk fra Honningsvåg, des 1997.

Lever	Fett-%	5CB[1]	HCB[1]	OCS[1]	PCB_7[2]	DDE[1]	DDD[1]	ΣHCH[3]
Ytre Havn (F1)	41,4	2	23	<2	263	127	45	10
Indre havn (F2)	25,6	2	40	<2	788	168	57	54

[1] *5CB – pentaklorbenzen, OCS – oktaklorstyren, HCB – heksaklorbenzen, DDE - diklordifenyldikoretylen, DDD - diklordifenyldikloretan*
[2] *Sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 152, 180.*
[3] *Sum av α- og γ-HCH (lindan), HCH – heksaklor sykloheksan*

Analyseresultatene av non-orto PCB (n.-o. PCB), mono-orto PCB (m.-o. PCB) og di-orto PCB (d.-o. PCB) samt dioksiner i torskelever er vist i Tabell 51. Innholdet av sum $TE_{PCDD/PCDF}$ i fisk fra indre havn var lav, tilstandsklasse I (Molvær *et al.*, 1997). TE_{PCB} lå noe høyere og innholdet kan klassifiseres som lavt/moderat sammenlignet med antatt lite belastede deler av kysten (56 ng TE_{PCB} /kg, Solberg *et al.*, 1997). For den andre fiskeprøven fra Honningsvåg var bidraget fra non-, mono- og di-orto PCB til sum TE lavere enn for fisk fra indre havn.

Tabell 51: Sum toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDD/F ($TE_{PCDD/F}$) og *non-orto PCB* (nr. 77, 126, 169, $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$), utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og utvalgte di-orto PCB (nr. 138, 153, 180) i biologisk materiale fra Honningsvåg, ng/kg våtvekt. i.a = ikke analysert.

Arter/Område	$TE_{PCDD/F}$	$TE_{n.\text{-}o.\ PCB}$	$TE_{m.\text{-}o.\ PCB}$[1]	$TE_{d.\text{-}o.\ PCB}$[1]	Sum TE		%
					Våtv-basis	Fett-basis	fett
Torsk/lever							
Ytre Havn (F1)	ia	26,5	10,0	0,2	12,7	30,5	41,6
Indre havn (F2)	3,05	45,7	26,3	1,0	52,1	168,4	30,9
torsk[3]	4,8	39,6	16,9[4]	-	-	-	-
Blåskjell							
B1 Vågen	ia	ia	0,34	0,0023	0,339	15,4	2,20
B2 Storbukt	ia	ia	0,32	0,0024	0,318	21,5	1,48
B3 Kobbhollet	ia	ia	0,22	0,0024	0,226	11,2	2,03
B4 Holmbukt	ia	ia	0,16	0,0014	0,163	11,8	1,39
blåskjell[2]	-	-	0,31	0,07	0,38	25,3	1,5

[1] *Omregningsfaktor WHO, Becher et al., 1997.*
[2] *Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998a).*
[3] *Snitt av flere prøver, Solberg et al., 1997.*
[4] *Sum av andre PCB utenom n.o.-PCB.*

7.5.3 TBT i blåskjell

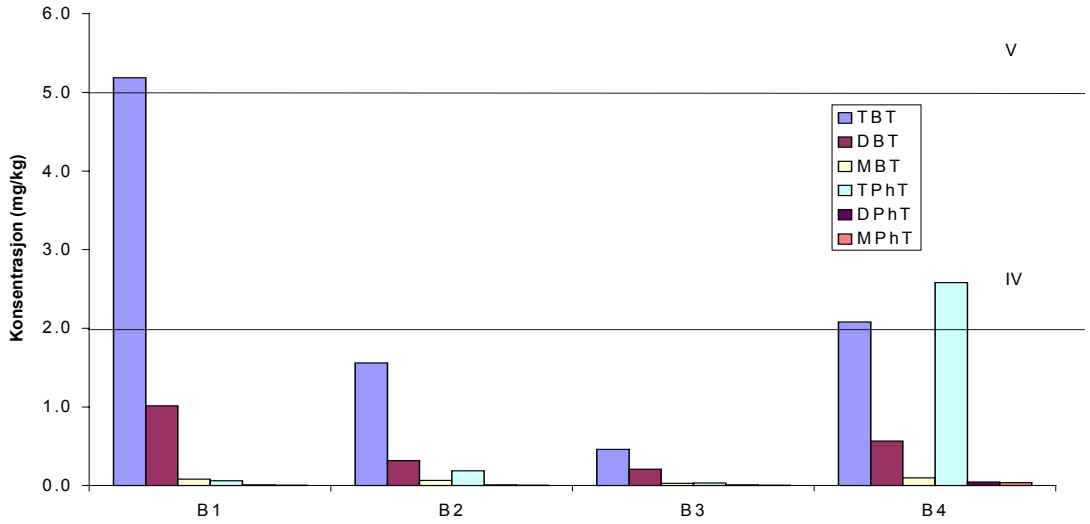
Rådata for analysene finnes i Appendiks 3.1. Resultatene er presentert i Tabell 52 og Figur 35.

De høyeste konsentrasjonene av TBT ble funnet i blåskjellprøvene fra Vågen (V) og Holmbukt (IV) (Figur 35). Også for de to andre blåskjellprøvene ble det funnet forhøyede nivå av TBT. Denne fordelingen av TBT i blåskjell avspeiler i stor grad skipsverfts- samt båttrafikkaktiviteten for havneområdet.

Blåskjellprøvene inneholdt også i varierende grad trifenyltinn (TPhT), og blåskjell fra Holmbukt inneholdt like store konsentrasjoner av TPhT som TBT (Figur 36). TPhT er ikke inkludert i SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.*, 1997).

Tabell 52: TBT og TPhT (trifenyltinn) med nedbrytningsprodukter i blandprøver av blåskjell, (mg tinnforbindelse/kg tørrvekt), Honningsvåg 1997. DBT – dibutyltinn, MBT – monobutyltinn, DPhT – difenyltinn, MPhT – monofenyltinn. Blåskjell stasjonene er vist i Figur 35.

Stasjoner	Tørrstoff %	TBT	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
B1	15,0	5,190	1,013	0,081	0,065	0,006	0,004
B2	11,9	1,562	0,318	0,068	0,189	0,006	0,004
B3	14,9	0,464	0,208	0,030	0,035	0,006	0,004
B4	12,7	2,079	0,566	0,096	2,584	0,046	0,036



Figur 36: Innhold av de ulike tinnforbindelsene i blåskjellprøver fra Honningsvåg havn (Figur 35), mg tinnforbindelse/kg våtvekt, illustrert ved stolpediagram. Se Tabell 52 med hensyn til forkortelser. Tilstandsklasse er angitt med romertal.

7.5.4 Metaller i blåskjell, tang, torskelever og enkeltanalyse av kvikksølv i torskefilet

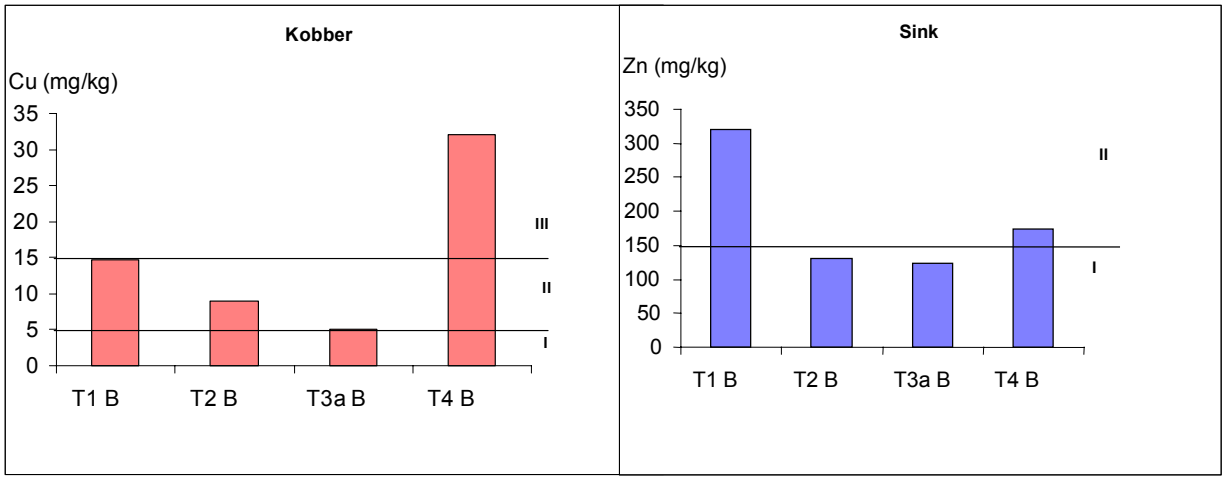
Rådata for analysene er vist i Appendiks 3.1, 3.2 og 3.3.

Tangprøvene fra Holmbukt var markert forurenset (III) med hensyn til kobber (Figur 30, Figur 35, Figur 37, Tabell 53). De resterende tangprøvene inneholdt moderate mengder av kobber (II). Den høyeste konsentrasjonen av sink (II) ble funnet i tang fra Vågen (321 mg/kg tørrvekt).

Tabell 53: Konsentrasjon av kobber og sink i blæretang fra Honningsvåg (mg/kg tørrvekt). Plassering av tangstasjoner er vist i Figur 35.

Hon	T1 Bt	T2 Bt	T3 Bt	T4 Bt
Cu	14,7	9,05	5,12	32,1
Zn	321	130	123	175

a) b)



Figur 37: Stolpediagram over konsentrasjon av a) kobber (Cu) og b) sink (Zn) i tangprøver fra Honningsvåg, mg/kg tørrvekt. Plassering av tangstasjoner se Figur 35. Tilstandsklasse er markert med romertall.

Blåskjellprøven fra Kobbhollet var markert forurenset av bly (III), og nivået var flere ganger høyere enn i de resterende blåskjellprøvene fra Honningsvåg (Figur 35). Det høye blyinnholdet skyldes trolig forurensing av blyholdig bensin/olje i området, noe også resultatene fra sedimentanalysene indikerte.

Det ble ikke påvist forhøyede verdier av kvikksølv eller kadmium i noen av blåskjellprøvene.

Tabell 54: Konsentrasjon av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i blåskjell fra Honningsvåg (mg/kg tørrvekt). Plasseringen av blåskjellstasjonene er vist i Figur 35. TTS % - prosent tørrstoff.

HON	TTS (%)	Cd (mg/kg tørrvekt)	Hg (mg/kg tørrvekt)	Pb (mg/kg tørrvekt)
B1	15,0	0.79	0.09	7.3
B2	11,9	1.08	0.15	9.7
B3	14,9	0.97	0.07	21.5
B4	12,7	0.87	0.09	5.6

Innholdet av kadmium i begge torskeleverprøvene (F1 og F2, Tabell 55) var ubetydelig høyere enn et antatt bakgrunnsnivå på 0,12 mg/kg (Solberg *et al.,* 1997). Imidlertid ble fisken fanget på våren, dvs etter gyting, noe som kan hatt innvirkning på de målte nivå av ulike miljøgifter i fisken. Direkte sammenligning med fisk fanget på høsten kan derfor være misvisende. Innholdet av bly i torskelever var lavere enn et antatt bakgrunnsnivå (0,07 mg/kg våtvekt, Green og Knutzen, 1995), liksom kvikksølv mengden i fiskefileten (0,1 mg/kg våtvekt).

Tabell 55: Innhold av kadmium, bly og kvikksølv i torsk og (mg/kg våtvekt) fra Honningsvåg havneområde. Plassering av fiskestasjoner se Figur 35.

	Fiskelever		Fiskemuskel	
Lever	Kadmium	Bly	Hg	Tilst.klasse
Ytre havn (F2)	0,234	< 0,04	0,057	I
Indre Havn (F1)	0,190	< 0,04	0,076	I
Torsk	0,120[1]	0,07[2]	0,1[3]	

[1] *Solberg et al., 1997.* [2] *Green og Knutzen, 1995.* [3] *Molvær et al., 1997.*

7.6 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Den sonderende undersøkelsen i 1994 (Konieczny, 1996) inneholder resultater fra de seneste sedimentanalysene gjennomført på materiale fra Honningsvåg havneområde. Tre sediment prøver ble da analysert. De høyeste konsentrasjonene i den foreliggende undersøkelsen er høyere enn maksimumsverdiene fra 1994 (se Tabell 56) for alle parametre, unntatt for PCB, DDT og kadmium. Den høyeste verdien for PCB i 1994 og 1997/1998 ble funnet i Storbukt. Stasjonene prøvetatt i 1994 hadde en høyere andel finstoff enn stasjon HON6 (i Storbukt 1997/1998). For de øvrige miljøgifter ble de høyeste konsentrasjonene funnet i prøven fra Vågen og i prøven tatt i Storbukt (HON5). Det var spesielt konsentrasjonene av PAH og TBT som var høyere i 1997/1998 enn det registrert i 1994. TBT innholdet i blåskjell fra foreliggende undersøkelse var for alle prøvene, unntatt én, høyere enn i 1994. Ved direkte sammenligning av TBT data med resultater fra 1994, se kapittel 4.6. Den høyeste konsentrasjonen av TBT i blåskjell (fra Vågen) var ca 6 ganger høyere enn den målt i 1994.

Som for de andre havnene, må det ved sammenligning av 1994 data tas hensyn til at det da kun var tre prøver som ble undersøkt og at to av prøvene var tatt fra antatte forurensede områder i Honningsvåg havn. Denne undersøkelsen gir god informasjon om fordelingen av de ulike miljøgiftene gjennom hele havneområdet og gir en klar lokalisering av områdene med de høyeste nivåene. Det forholdsvis tette stasjonsnettet viste seg å være viktig, siden maksimumsverdiene ikke bare ble funnet i den sentrale delen av Honningsvåg havn.

Tabell 56: Nivå på utvalgte miljøgifter i sediment fra Honningsvåg fra foreliggende undersøkelsen og tidligere undersøkelse i 1994 (Konieczny, 1996).

Parametre	Intervall undersøkelsene	
	1994	Foreliggende undersøkelse (1997/1998)
PAH (mg/kg)	1,7 - 6,7 (6,1)[1]	2,7 – 26,9 (15,6)
B(a)P (mg/kg)	0,1 – 0,5	0,15 – 1,12
TotPCB (µg/kg) [2]	67 - 479 (71)	50 - 176 (108)
ΣDDT (µg/kg)	21,4	1,06 – 8,63
TBT (µg/kg)	15 - 44	83 - 688
Kvikksølv	0,18 – 0,72	0,18 – 1,47
Bly	34 – 98	18,4 – 243
Sink	88 – 381	53 – 605
Kobber	30 – 154	33 – 197
Kadmium	0,29 – 2,12	0,24 – 1,2

1) Tall i parentes er medianverdi. 2) PCB_7 resultat fra 1994 er også multiplisert med 3,5 til totPCB.

Ingen fiskeprøver viste forhøyede nivå av bly eller kvikksølv. Det forhøyede innholdet av kadmium i lever fra torsk fanget i den innerste delen av havneområdet, kan være p.g.a. at fisken er fanget etter gyting.

7.7 Sammendrag og konklusjoner

Konsentrasjonene av de ulike organiske miljøgiftene var høye (III-V) i hele havneområdet. Generelt inneholdt prøven helt nord i Kobbhollet de laveste verdiene for de fleste parametre.

For **PAH** ble den høyeste konsentrasjonen i sediment funnet i prøven fra Vågen (V). Alle prøvene, unntatt fra Kobbhollet (nord), var sterkt til meget sterkt forurenset med PAH (IV-V). PAH-profilen i prøven fra Vågen viste en blanding av PAH relatert til olje, forbrenning og avløp. Analyser av PAH-profilen i prøvene fra Storbukt (nord) og i Kobbhollet (sør) viste sterkest influering av oljerelatert PAH, mens prøvene i Holmbukt og Storbukt (øst) viste påvirkning av PAH med forbrenningsrelatert kilde (ulik forbrenning/skipseksos). PAH-nivåene i 1997/1998 var høyere i 1994. For blåskjell ble den høyeste PAH-konsentrasjonen i 1997/1998 funnet i prøven fra tankanlegg ved Kobbhollet (V). Analysene viste høyt innhold av oljerelaterte PAH. De høyeste konsentrasjonene av KPAH i blåskjell ble funnet for prøven i Vågen (V). Det ble funnet relativt høye konsentrasjoner av PAH-metabolitter i torsk fra den indre del av havnebassenget.

De fleste prøvene i Honningsvåg var markert forurenset med **PCB** (III-IV), og ingen av PCB-profilene var spesielt like. Dette kan tyde på forskjellige lokale kilder i havneområdet. Prøven ved fergeleiet i Storbukt var sterkt influert av de klorerte miljøgiftene PCB, HCB og DDT med nedbrytningsprodukter. Konsentrasjonene av PCB i 1994 var nesten tre ganger høyere enn konsentrasjonen på denne stasjonen i 1997/1998. De høyeste PCB verdiene i blåskjell ble funnet fra Storbukt (II), og samtlige blåskjellprøver var moderay belastet med PCB. Blåskjellene fra Vågen og Storbukt inneholdt relativt høye konsentrasjoner av dioksinlignende PCB-forbindelser. Lever fra torsk fanget i den indre delen av havnebassenget, var moderat forurenset med hensyn til PCB. Nivået av dioksiner i torskelever var noe lavere enn i fisk fra belastede fjorder i Sør-Norge (Knutzen *et al.*, 1998).

De høyeste konsentrasjonene av **TBT** i sediment ble funnet i prøver fra Klubben, Vågen og i området mellom hurtigrutekai og Holmbukt (V). Tilsvarende ble det høyeste TBT innholdet i blåskjell funnet i prøven fra Vågen (IV). TBT-nivåene viser en kraftig økning siden 1994.

For tungmetallene **kobber** og **kvikksølv** ble de høyeste konsentrasjonene funnet på sediment fra stasjonen i Storbukt (nord) (III). Prøvene tatt nord for hurtigrutekai/anløp turistskip, ved Klubben og i Vågen var markert forurenset med hensyn til **bly** (III). Alle metallkonsentrasjonene i sediment, unntatt kadmium, var høyere enn i 1994. Belastninger av bly i blåskjell ble registrert i prøven fra Kobbhollet. Samtlige tangprøver fra Honningsvåg inneholdt noe forhøyede konsentrasjoner av kobber, hvor den høyeste verdien ble funnet i prøven fra Holmbukt (III). Forhøyede konsentrasjoner av **sink** ble funnet i tang fra Vågen.

8 Mulige helsemessige effekter av konsum av fisk og skalldyr

8.1 Toksikologi

En ekspertkomité nedsatt av FAO og WHO (JECFA) fastsetter tolerabelt ukentlig inntak (PTWI) for ulike kontaminanter basert på eksperimentelle resultater fra forsøksdyr og andre vitenskapelige studier. Dette ukeinntaket skal en person kunne få i seg hver uke gjennom hele livet uten at det medfører helseskader.

For de miljøgiftene som JECFA har fastsatt PTWI, kan man regne seg frem til hvor mange gram man kan spise av en matvare med et målt miljøgiftinnhold før ukeinntaket overskrides. For miljøgifter hvor det ikke foreligger noen PTWI, slik som PAH og TBT, har underarbeidsgruppen for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité fastsatt retningslinjer for akseptabelt nivå av miljøgifter i matvarer. I disse risikovurderingene er det lagt til grunn antatt mengde som «storkonsumenter» kan innta av den aktuelle matvaren.

Bly
Bly akkumuleres i kroppen i flere ulike vev og organer og tilstrekkelig store mengder kan gi mange ulike toksiske virkninger. De viktigste virkningene av lang tids eksponering for lave doser av bly er anemi og virkninger på nervesystemet som kan medføre irritabilitet, adferdsendringer og nedsatt læreevne, særlig hos barn og unge. PTWI er av JECFA fastsatt til 25 µg/kg kroppsvekt eller 1,5 mg bly per uke for en person på 60 kg.

Kadmium
Kadmium akkumulerer i lever og særlig nyre. Metallet akkumuleres med alderen. Størst konsentrasjoner får en i nyrebarken. Nyreskade er det mest typiske tegnet på kronisk kadmiumforgiftning. Andre effekter av kadmium er forstyrrelser i kalsiummetabolismen, fosterskader, nedsatt reproduksjonsevne og skader på arveegenskapene. I tillegg er kadmium mistenkt for å være kreftframkallende. PTWI er av JECFA beregnet til 7 µg/kg kroppsvekt eller 0,42 mg pr. uke for en person på 60 kg.

Kvikksølv
Kvikksølv i fisk og skalldyr foreligger hovedsakelig som metylkvikksølv som er mer toksisk enn uorganisk kvikksølv. Etter opptak vil kvikksølv kunne finnes i de fleste deler av kroppen. De viktigste virkningene av organisk kvikksølv er på sentralnervesystemet. De første effektene etter lang tids eksponering for små mengder metylkvikksølv vil blant annet være tretthet, anoreksi og forstyrrelser i mage og tarm. Ved større mengder vil en kunne få skjelvninger og adferdsendringer. Kvikksølv har effekter på fostre og kan medføre nedsatt læreevne og motoriske forstyrrelser hos barn. Det tolerable ukentlige inntaket for kvikksølv er av JECFA satt til 5 µg/kg kroppsvekt, hvorav høyst 3,3 µg må være organisk kvikksølv. Et tolerabelt ukentlig inntak på 3,3 µg organisk Hg/kg kroppsvekt tilsvarer for en voksen person (60 kg) om lag 200 µg organisk kvikksølv hver uke.

For kvikksølv er det fastsatt en grenseverdi der det gjennomsnittlige kvikksølvinnholdet i spiselige deler av fiskeprodukter ikke skal overskride 0,5 mg/kg. For noen spesielle navngitte fiskearter skal kvikksølvinnholdet i spiselige deler ikke overstige 1,0 mg/kg.

Dioksiner
Dioksiner brukes som en fellesbetegnelse på stoffer av typene polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og polyklorerte dibenzofuraner. Til sammen finnes det 210 forskjellige forbindelser som inngår i betegnelsen dioksiner. Av de 210 forbindelsene er det 17 som er mer toksiske og stabile enn de andre, og prøver analyseres derfor for disse. Giftigheten av disse 17 forbindelsene kan omregnes ved bruk av TEF-verdier (toksisk ekvivalents faktorer) til toksiske ekvivalenter (TE) som er et mål på hvor mye av den giftigste dioksinforbindelsen (2,3,7,8-TCDD) som ville hatt samme virkning. TEF-verdier er oppgitt både i en Nordisk modell (Ahlborg et al., 1988) og en internasjonal modell som ble revurdert i 1998 (WHO, 1998). I denne rapporten er alle verdiene oppgitt etter nordisk modell.

Dioksiner er fettløselige og finnes hovedsakelig i fett fra fisk og pattedyr. Dioksiner kan ha flere forskjellige virkninger i kroppen. De viktigste virkningene etter lang tids eksponering for små mengder er endringer i immunforsvaret, endringer i forplantningsevnen, utvikling av kreft og endringer i hormonbalansen. En nordisk ekspertgruppe har fastsatt et tolerabelt ukentlig inntak på 0-35 pg TE/kg kroppsvekt, eller 2100 pg TE/uke for en voksen person (60 kg) (Ahlborg et al., 1988).

PCB (Polyklorerte bifenyler)
Det finnes 209 teoretiske PCB-forbindelser. En del av PCB-forbindelsene gir effekter som ligner på de man ser for dioksin. På samme måte som for de 17 dioksinene, omregnes mengden av dioksinliknende PCB til toksiske ekvivalenter. De toksiske ekvivalenter fra denne typen PCB-forbindelser inngår i det inntaket som skal ivaretas av det tolerable ukentlige inntaket for dioksiner som er nevnt over.

Andre PCB-forbindelser gir ikke virkninger som ligner på dioksin. Dette betyr likevel ikke at de ikke kan være giftige. Slike PCB-forbindelser har gitt skade på utviklingen av hjernen hos forsøksdyr. For stor eksponering for disse stoffene vil kunne medføre endret adferd og nedsatt læreevne også hos mennesker. Noen PCB-forbindelser kan ha begge virkningstypene.

PAH (polysykliske hydrokarboner - tjærestoffer)
PAH består av en rekke enkeltforbindelser, hvor av noen er påvist å være kreftfremkallende. De karsinogene PAH-forbindelene (KPAH) regnes for å være gentoksiske karsinogener. All forekomst er da i utgangspunktet uønsket. PAH er fettløselig, med mulighet for oppkonsentrasjon i blant annet blåskjell. Mange dyregrupper, inkludert fisk, har gode evner til å bryte ned og skille ut PAH. Det er derfor ikke noen sterk tendens til oppkonsentrasjon i næringskjeden. Benzo(a)pyren (B(a)P) har vært mye brukt som indikatorsubstans for PAH. B(a)P er kjent som en av de mest karsinogene PAH-forbindelsene. Den forekommer alltid i komplekse prøver av PAH, og det er relativt enkelt å analysere B(a)P med høy følsomhet. Undersøkelser i Norge (8 lokaliteter i området Risør - Flekkefjord) tyder på at B(a)P utgjør ca. 2 prosent av total PAH i blåskjell.

Underarbeidsgruppen for miljøgifter har foretatt en ny risikovurdering på bakgrunn av nye forsøk med PAH på rotter. Med et tolerabelt risikonivå tilsvarende en livstidsrisiko på 10^{-5} (1 krefttilfelle per 100 000) og forutsatt et blåskjellinntak på 6,8 g/dag bør ikke B(a)P - innholdet i skjell overstige 10 µg B(a)P/kg. Siden B(a)P antas å utgjøre ca 2 % av total PAH, ble det satt en øvre «grense» på 500 µg/kg total PAH i blåskjell for når tiltak/anbefalinger bør iverksettes/vurderes.

Klorerte plantevernmidler
Tidligere var en lang rekke klorerte plantevernmidler i utstrakt bruk. I vestlige land er bruken av de fleste av dem blitt forbudt på grunn av at stoffene var svært lite nedbrytbare og gav skader i miljøet. Noen av disse plantevernmidlene er fortsatt i bruk i utviklingsland og kan derfor bli spredt med vind og havstrømmer. I tillegg kan det finnes rester av gammel bruk ("gamle synder") som ikke er tatt vare på eller destruert. Stoffene er fettløselige og akkumuleres i næringskjeden. Klorerte plantevernmidler som har inngått i denne undersøkelsen er heksaklorsykloheksaner/lindan (α-, β- og γ-HCH), heksaklorbenzen (HCB), og DDT med nedbrytningsproduktene (*p,p′*-DDT, *p,p′*-DDE, *o,p′*-DDD og *p,p′*-DDD). Lindan og DDT har et tolerabelt daglig inntak (TDI) på henholdsvis 0,008 og 0,02 mg/kg kroppsvekt.

TBT
Bis-[Tri-n-butyltin]-oksid (TBTO) spaltes raskt til di- og tri-n-butyltin^{++} (som kalles TBT og DBT) etter absorpsjon i organismer. Det vil da foreligge som kation eller bundet til proteiner. Disse forbindelsene er like toksiske. Den mest kjente effekten av organotinnforbindelsene er utvikling av hannlige kjønnskarakteristikker hos hunnsnegl (imposex). Dette skjer ved lave konsentrasjoner i sjøvann, spesielt nær havner, sannsynligvis på grunn av TBT-holdige antibegroingsmidler på båter. I motsetning til fisk har skjell dårlig evne til å bryte ned TBT og DBT. Dette gjør at stoffene oppkonsentreres i skjellmat, noe som får betydning ved konsum av blåskjell og oskjell langs Norskekysten. Den kritiske effekten av TBTO målt i rotter er hemming av immunsystemet. U.S Environmental Protection Agency (EPA) fastsatte i 1997 et tolerabelt daglig inntak på 0,0003 mg TBTO/kg kroppsvekt/dag. I forhold til dosen som ikke ga effekt i rotter har EPA lagt inn en usikkerhetsfaktor på 100.

Ved å legge inntaket hos storkonsumenter til grunn kan renset skjellmat inneholde opptil 3 mg TBTO/kg før det vil være nødvendig med kostholdsrestriksjoner.

8.2 Konsum av saltvannsfisk og skalldyr i Norge

De data som i dag er tilgjengelig for konsum av fisk og skalldyr kommer fra den nasjonale kostholdsundersøkelsen NORKOST som ble gjennomført i 1993/94 og 1997. I undersøkelsen som ble gjennomført 1997 besvarte 2 672 personer i alder 16 til 79 år et kvantitativt frekvensspørreskjema. Skjemaet tar sikte på å beskrive hvordan deltakernes vanlige kosthold har vært det seneste året.

I spørreskjemaet inngikk det 12 spørsmål angående konsum av fisk, hvorav ett gikk på konsum av ferskvannsfisk og tre gikk på bearbeidede fiskeprodukter (fiskekaker, fiskeboller, etc). Fiskeslagene ble gruppert sammen basert på fettinnholdet og konsum av reker og krabbe ble slått sammen i ett spørsmål.

Tabell 57: Konsum av fisk og skalldyr i Norge. Data hentet fra NORKOST 1997.

Matvare	Gjennomsnittlig konsum g/person/dag	Høyt konsum (97,5-perc.) g/person/dag
Torsk, sei, hyse	30	111
Laks, ørret, makrell, sild	20	68
Flyndre	1	14
Fiskelever	2	7
Fiskeprodukter	15	47
Fiskepålegg	14	47
Ferskvannsfisk	1	9
Reker, krabbe	7	32

Resultatene viste at det ble spist i gjennomsnitt 60 g fisk/dag, mens høyt konsum (97,5-percentilen) lå på 184 g fisk/dag. Det ble i gjennomsnitt spist ca 20 g fet fisk/dag, mens høyt konsum av fet fisk var 68 g/dag. Tallene baserer seg kun på de som oppga å konsumere de aktuelle matvarene.

Kun et lite antall deltakere opplyste at de spiste fiskelever. Gjennomsnittlig og høyt konsum lå på 2 g/dag respektive 7 g/dag.

Det foreligger ingen tall for konsum av skjell i NORKOST. For å kunne utføre risikovurderinger har miljøgiftgruppa til SNT på basis av produksjonstall for skjell (SND-rapport nr. 8, 1998) og estimert import av skjell i Norge, beregnet konsum av skjell hos antatt storkonsumenter til å være 6,8 g skjell/dag.

Da konsum av visse fiskeslag og skalldyr sannsynlighet er ujevnt fordelt i befolkningen, er det usikkert om storkonsumenter av disse matvarene er fanget opp i det utvalget som inngikk i NORKOST. Spesielt stor usikkerhet er knyttet til dataene for konsum av fiskelever, reker og krabbe.

SNT gjennomfører derfor i samarbeid med Folkehelsa, en kostholdsundersøkelse for å kartlegge hvor mye befolkningen spiser av matvarer som kan ha betydning for inntak av bestemte typer miljøgifter (Hg, Cd, dioksiner og PCB'er). Detaljerte spørsmål om bl a konsum av fisk og skalldyr er inkludert i undersøkelsen. For å fange opp høykonsumenter av slike såkalte risikomatvarer består utvalget av 10 000 personer. Dessuten vil en spesiell kostholdsundersøkelse bli foretatt i deler av landet hvor man på forhånd vet at det er vanlig å spise slike matvarer, f eks i de kystkommuner som har et høyt fiske- og skalldyrforbruk.

8.3 Risikovurdering av fisk og skalldyr

Inntaket av miljøgifter bør være så lavt som mulig. Der det finnes data på hvor mye befolkningen får i seg av en miljøgift i et gjennomsnittlig kosthold, et såkalt bakgrunnsnivå, blir disse verdiene trukket fra PTWI før man beregner maksimalt tolerabelt inntak fra den aktuelle analyserte matvaren. For dioksiner og PCB er dette bakgrunnsnivået beregnet til å være ca halvparten av PTWI (SNT-rapport 9, 1997). For andre miljøgifter har vi ikke slike inntaksberegninger. Også i slike tilfeller må det tas hensyn til at det allerede finnes et bakgrunnsnivå slik at ikke hele PTWI fylles opp av f.eks. et fiskemåltid.

De klorerte plantevernmidlene er ikke kommentert nedenfor. Det skyldes at de stort sett opptrer i meget lave konsentrasjoner i de målte organismene, noe som samsvarer godt med andre målinger foretatt langs norskekysten.

Det er stort sett den høyeste målte verdien fra hver havn som er brukt for å vurdere konsum av de ulike organismene. I tillegg omtales kun de indikatorartene/organene som kan være aktuelle for kostholdsråd for hver enkelt miljøgift.

8.3.1 Harstad havn:

Torskefilet
Kvikksølvinnholdet i fisk fra Gangsåsbotn (F1) er 0,242 mg/kg. For å overskride PTWI må en person på 60 kg spise over 0,8 kg torsk per uke.

Torskelever
Høyeste verdi av TE for **PCB** og **dioksiner** i torskelever var fra Gangsåsbotn (stasjonen F1), og prøven viste 352 pg TE/g lever. Dette vil si at ved å spise 6 g fiskelever per uke fra det aktuelle området vil en person på 60 kg fylle hele PTWI. Befolkningen får gjennomsnittlig i seg rundt halvparten av PTWI fra andre kilder enn fiskelever. Konsum av 3 g fiskelever per uke fra fisk fanget i Harstad havn vil derfor kunne føre til at PTWI overstiges med et ellers gjennomsnittlig kosthold.

Oskjell
Alle stasjonene hadde sum **PAH** langt under 500 µg/kg skjell.

TBT-verdiene i oskjell var lave.

Inneholdet av **kadmium** i oskjell fra stasjonene ligger mellom 1,7 og 3,2 mg/kg våtvekt. PTWI for kadmium er på 0,42 mg/uke for en voksen person (60 kg). Med konsentrasjonene som er målt i Harstad havn vil hele det tolerable ukentlige inntaket tilsvare et konsum av 0,13-0,25 kg skjellmat/uke. Kadmium finnes i mange matvarer, og konsum av skjell fra Harstad havn vil kunne føre til overskridelser av PTWI.

Blyinnholdet i skjellprøvene ligger mellom 6,9 og 15,1 mg/kg våtvekt, bortsett fra en prøve (stasjon 08) med 1,4 mg/kg. PTWI for bly er på 1,5 mg/uke for en voksen person (60 kg). Med konsentrasjonen som er målt i Harstad havn vil hele det tolerable ukentlige inntaket tilsvare et konsum av 0,1-0,22 kg skjellmat/uke.

De målte verdiene for **kvikksølv** ligger langt under hva som er tillatt for kvikksølv i fisk og utgjør ikke noe helsemessig problem.

8.3.2 Tromsø havn:

Torskefilet
Kvikksølvinnholdet i fisk fra sentrum (F2) er 0,042 mg/kg. For å overskride PTWI må en person på 60 kg spise opptil 4,8 kg torsk per uke.

Torskelever
Høyeste verdi av TE for **PCB** og **dioksiner** i torskelever var fra Sentrum (stasjonen F1) hvor prøven viste 29,1 pg TE/g våtvekt lever. Ved å ta hensyn til at befolkningen får i seg over halvparten av

PTWI fra andre kilder, kan man spise 36 g fiskelever i uken før PTWI overskrides.

Blåskjell
7 av 8 stasjoner i Tromsøsundet hadde verdier over 500 µg/kg sum **PAH** i blåskjell. Fra en stasjon med haneskjell (H1) var PAH-verdien meget lav (22 µg/kg).

Verdiene for **TBT** i blåskjell var lave.

De målte verdiene for **kvikksølv** ligger langt under hva som er tillatt for kvikksølv i fisk og utgjør ikke noe helsemessig problem. Verdiene for **kadmium** og **bly** er stort sett lave.

8.3.3 Hammerfest havn:

Torskefilet
Kvikksølvinnholdet i fisk fra indre havn (F2) er 0,112 mg/kg. For å overskride PTWI må en person på 60 kg spise 1,8 kg torsk per uke.

Torskelever
Høyeste verdi av TE for **PCB** og **dioksiner** i torskelever var fra indre havn (stasjonen F2) hvor prøven viste 131,5 pg TE/g våtvekt lever. Konsum av 8 g fiskelever per uke fra fisk fanget i Hammerfest havn vil derfor kunne føre til at PTWI overstiges med et ellers gjennomsnittlig kosthold.

Blåskjell
På 3 av 7 stasjoner inneholdt blåskjellene langt over 500 µg/kg sum **PAH**. En stasjon hadde verdier rett under 500 µg/kg, mens de to resterende stasjonene hadde verdier som var mye lavere.

På stasjon B3 er **TBT**-verdien høy, og legger man sammen verdien for TBT og DBT kommer man over den anbefalte verdien på 3 mg TBTO/kg.

De målte verdiene for **kvikksølv** ligger under hva som er tillatt for kvikksølv i fisk og utgjør ikke noe helsemessig problem. Alle verdiene for **kadmium** er lave. Stasjon B5 har en høy verdi for **bly** med 9,4 mg/kg våtvekt i blåskjell, noe som tilsvarer hele det tolerable ukentlige inntaket ved konsum av 0,16 kg skjellmat/uke.

8.3.4 Honningsvåg havn:

Torskefilet
Kvikksølvinnholdet i fisk fra indre havn (F1) er 0,076 mg/kg. For å overskride PTWI må en person på 60 kg spise opptil 2,6 kg torsk per uke.

Torskelever
Høyeste verdi av TE for **PCB** og **dioksiner** i torskelever var fra indre havn (stasjonen F2) hvor prøven viste 52,1 pg TE/g våtvekt lever. Konsum av 20 g fiskelever per uke fra fisk fanget i Honningsvåg havn vil derfor kunne føre til at PTWI overstiges med et ellers gjennomsnittlig kosthold.

Blåskjell
På 3 av 4 stasjoner inneholdt blåskjellene langt over 500 µg/kg sum **PAH**, den fjerde stasjonen hadde verdier rett under 500 µg/kg.

TBT-verdiene i blåskjell var lave.

De målte verdiene for **kvikksølv** ligger langt under hva som er tillatt for kvikksølv i fisk og utgjør ikke noe helsemessig problem. Verdiene for **kadmium** og **bly** er stort sett lave.

8.4 Diskusjon

I Harstad havn er kvikksølvnivået i torskefileten forholdsvis høyt selv om det ligger under anbefalt grenseverdi. I en undersøkelse fra 1994 viser tall fra Nord-Norge at torsk fanget i områder uten kjente lokale forurensninger har et kvikksølvinnhold på 0,05 mg/kg (SNT-rapport 4, 1997). Resultatet fra Harstad havn kan tyde på at det er en lokal kvikksølvkilde i området som burde kartlegges nærmere.

Verdiene fra Tromsø havn og Honningsvåg havn ligger på samme lave nivå som tidligere undersøkelser, mens verdien fra Hammerfest havn er noe høyere. Nivåene for kvikksølv i blåskjell/oskjell er lave i alle havnene.

I Harstad havn er nivåene for kadmium og bly i oskjellene ansett som høye. For de andre havnene i undersøkelsen synes ikke metallforurensningen å være av betydning for konsum.

I Harstad havn er også nivåene av PCB i torskelever høyere enn hva som er tilfelle for de andre havnene i denne undersøkelsen. Derimot er PAH-forurensningen mye lavere i skjellene fra Harstad enn nivåene som er målt i Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg. I de tre sistnevnte havnene er nivåene av PAH såpass høye at blåskjellene anses som helsemessig betenkelig for konsum.

8.5 Kostholdsråd

Resultatene fra undersøkelsen har vært vurdert av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), som har gitt følgende anbefalinger vedrørende konsum av fisk og skjell fanget i de aktuelle havneområdene:

Harstad:

Fiskelever: *Konsum av fiskelever tatt innenfor en linje strukket mellom Holstneset og tankanlegget på Gangsås frarådes..*

Skjellmat: *Konsum av skjell fanget innenfor en linje strukket mellom Trondenes kirke og tankanlegget på Gangsås frarådes. Likeledes bør det ikke konsumeres skjell fanget lokalt utenfor Hagan..*

Tromsø:

Skjellmat: *Konsum av skjell fanget mellom Tromsøya og fastlandssiden (Tromsøysundet) frarådes.*

Hammerfest:

Skjellmat: *Konsum av skjell fanget i sjøområdet innenfor moloen i indre Hammerfest havn og Fugleneset, samt inne i Rypejord frarådes.*

Honningsvåg:

Skjellmat: *Konsum av skjell fanget i Honningsvåg havn frarådes.*

9 Litteraturliste

Ackerman F., Bergmann, H. and Schleichert, U., 1983. Monitoring of heavy metals in sediments – a question of grain size: <20 µm versus < 60 µm. *Env. Techn. Lett. 4*: 317-328.

Abrahamsen, S., miljøvernleder i Nordkapp kommune, pers. med.

Ahlborg, U. G., Håkansson, H., Wærn, F., Hanberg, A., 1988. Nordisk Dioxinriskbedømning. Nordisk Ministerråd, København, Miljørapport 1988:49.

Ahlborg, U. G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603 – 608.

Ahlborg, U. G., Becking, G. C., Birnbaum, L. S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J. C., Liem, A.K.D., Safe, S. H., Schlatter, C., Wærn, F., Younes, M., Yrjanheikki. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere,* 28, 1049 – 1067.

Andersen, V. A., Maage, A. og Johannessen, P. J., 1996. Heavy metals in blue mussels (*Mytilus edulis*) in the Bergen harbour area, Western Norway. *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57*, 589-596.

Anon 1990. Hovedplan for avløp indre område. Tromsø kommune, anleggssjefen.

Anon 1994. Havneplan for Honningsvåg og Nordvågen. *Kommunedelplan*, Nordkapp kommune, mars 1994.

Anon 1996. Hovedplan for avløp. Utdrag av hovedpunkter i rammeplandelen og saneringsplandelen: prosj.nr. 9521, okt 1996. *Avløpsplan for Hammerfest* (Paulsen RI.).

Anon 1997. Hovedplan for avløp, Nordkapp kommune, Honningsvåg tettsted. Eksisterende avløpsanlegg med utslipp: 9545-04, 20.02.97 (Paulsen RI)

Ariese, F. Kok, S.J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N.H. og Hofstraat, J.W. 1993, Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquat. Toxicol, 26* 273- 286.

Arnesen, R. T. og Iversen, E. R., 1999. Loading of heavy metals from the sulphide ore mines on Norwegian freshwater recipients. *Statens Forurensingstilsyn*. SFT-rapport 99:02, TA 1610, 152 s.

Avery, S. V., Codd, G. A., Gadd, G. M., 1993. Biosorption of tributyltin and other organotin compounds by cyanobacteria and microalgae. *Appl Micro Biotechnol 39*: 812-817.

Becher G, Skaare JU, Polder A, Sletten B, Rossland OJ, Hansen HK, Ptashekas J. 1995. PCDDs, PCDFs and PCBs in human milk from different parts of Norway and Lithuania. *J Toxicol Environ Health*, 46,101-116.

Becher G, Skaare JU, Eriksen, GS, Lund-Larsen, K, 1997. Dioksiner og dioksinlignende PCB i næringsmidler i Norge. SNT-rapport 9, 1997, ISBN: 0802-1627. 35 s.

Becher G, Jensen AJ, Zubchenko, Haug LS, Hvidsten NA, Johnsen BO, Kashin E. 1998. Dioxins and non-ortho PCBs in Atlantic salmon, *Salmo salar*, from major Norwegian and Russian salmon rivers. *Organohalogen Compounds*, 39, 427-430.

Berg, V., Eriksen, G.S., Iversen, P.E., 1997. Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder. SNT-rapport 10-1997.

Berge, J. A. og Walday, M., 1999. Alternative to the use of TBT as an antifouling agent on the hull of ships with special reference to methods not involving leaching of toxic compounds to the water. NIVA report SNO 4003-99.

Berge, J. A., Berglind, L., Brevik, E. M., Følsvik, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. og Walday, M., 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. SFT rapport 693/97, 36 s.

Boer, J. de, C. J. N. Stonck, W. A. Traag, J. van der Meer. 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Nederlands. *Chemosphere, 26*: 1823 – 1842.

Cima , F., Ballarin, L., Bressa, G., Armando, S., Burighel, P. 1997. Triphenyltin pesticides in sea water as immunotoxins for tunicates. *Marine Chemistry 58*; 267-273.

Dale, S., Golmen, L., Holte, B., Pedersen, A. og Pettersen, K-E. 1991. Marine resipient-undersøkelser ved Kilbotn, Stangnes og Harstad havn, Harstad kommune 1990-91. *NIVA-rapport O-90003*, 139 s.

Dons, C. og Beck, P. Å., 1993. Miljøgifter i Norge. Statens Forurensingstilsyn, *SFT-rapport* TA 985/1993, 115 s.

Fargasová, A., 1998. Comparison of Effects of Tributyl-, Triphenyl-, and Tribenzyltin Compounds on Freshwater Benthos and Alga *Scenedesmus Quadricauda*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60,* 9-15.

Følsvik N., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. *Cand. scient thesis, Dept. of Chemistry*, University of Oslo, 64 sider .

Følsvik N., J. A. Berge, E. M. Brevik and M. Walday, 1999. Quantification of organotin compounds and determination of imposex in populations of dogwhelks (Nucella lapillus) from Norway, C*hemosphere, 38*, 681-691.

Green, N. 1998. NIVA, pers. med.

Green, N., Lømsland, E. R., Knutzen, J. og Berglind, L., 1996. Overvåking i Ranfjorden – Undersøkelse av miljøgifter i organismer 1994 og planteplanktons respons på forurensede ferskvanns-tilførsler 1993. Overvåkingsrapport; 646/96 (NIVA); 1996; 40s.

Goldberg, E. D., 1986. TBT: an environmental dilemma. *Environment*, **28**:17-44.

Hanberg, A., Wærn, F., Asplund, L., Haglund, E. og Safe, E., 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2, 3, 7, 8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphtalenes using biological tests. *Chemosphere* **20**, 1161 – 1164.

Harstad kommune 1996. Hovedplan avløp. *SCC Bruer AS*, 30.10.1996. Tegn. Nr. 2-2.

Heggen, T. L., miljøvernleder i Harstad kommune, pers. med.

Holte, B. & J. Knutzen, 1991. Marine resipientundersøkelser i Nordbotn, Sandnessundet og ved Ørndalen, Tromsø 1990. *NIVA-rapport O-90148*. 48s.

Holte, B. & G. Bahr, B. Gulliksen, T. Jakobsen, J. Knutzen, K. Næs, E. Oug, 1992. Resipientundersøkelse i Tromsøsund og Sandnessundet, Tromsø kommune 1991-92. *Akvaplan-niva rapport* 91247. 162 s

Hugget, R. J., Unger, M.A., Seligman, P. F. og Valkirs, A. O., 1992. The marine biocide tributyltin. Assessing and managing the environmental risks. *Environ. Sci. Technol.* **26** (2): 232 – 237.

Hylland K., 1998, NIVA, pers. med.

ICES 1998. Report of the working group on biological effects of contaminants. *ICES CM 1998/E:3*, Ref.: ACME, 40 s.

JMG 1993, Monitoring of organic contaminants in sediments; Grain size effect in organic contaminants of sediments and its correction. *JMG 18/3/15*.

Johansen HR, Alexander J, Rossland O. J., Planting S, Løvik M, Bjerve K, Becher G., 1996. PCDDs, PCDFs and PCBs in human whole blood in relation to crab consumption from a contaminated fjord in Norway. *Environ Health Perspect*, **104**, 756-764.

Kannan, K., Senthilkumar, K., Loganathan, B. G., Takahashi, S., Odell, D. K., og Tanabe, S., 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) found stranded along the U. S. Atlantic and Gulf coasts. *Environ. Sci. Technol,* 31, 296 – 301.

Killie, B. 1995. Miljøundersøkelse Tromsdalsfyllingen. Juli 1995. *Akvaplan-niva rapport 412.95.772*. 7s.

Knutzen, J., Kvalvågnæs, K, og Magnusson, J,. 1977. Orienterende resipientundersøkelser i Troms. Harstad kommune. *Niva rapport O-40/76.*

Knutzen, J., Rygg, B. og Thelin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. *SFT-rapport nr TA-923/1993*.

Knutzen, J. og Green, N. W., 1995. "Bakgrunnsnivåer" i fisk, blåskjell og reker. Joint Monitoring Program – JMP) 1990 – 1993, SFT rapport 594/95, TA 1173/1995, 106 s.

Knutzen, J., Green, N. W. og Brevik, E. M., 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1993, Delrapport og Miljøgifter i organismer. Rapport 58/94 innen statlig program for forurensningsovervåkning. NIVA – rapport 3160, 36s.

Knutzen, J. og Biseth, A, 1994. Undersøkelse av non-orto polyklorerte bifenyler og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonsvern 1993., *NIVA rapport, 3073*, 45s.

Knutzen, J. & L. Berglind, E. Brevik, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-94. *NIVA overvåkingsrapport* nr. 610/95.79s.

Knutzen, J., Næs, K., Berglind, L., Biseth, A, Brevik, E., Følsvik, N., Schlabach, M., 1998a. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden. Statens forurensings-tilsyn, *SFT rapport 1539/1998.*

Knutzen, J., Biseth, A, Brevik, E., Egaas, E., Green, N.W., Schlabach, M., Skåre, J.U., 1998b. Overvåkning av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1996. Statlig program for forurensningsovervåkning, O-800312, ISBN 82-577-3414-4.

Knutzen, J. (red), Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Savinova, T., Utne Skåre, J., Aanes, K.J., 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN, 1999 – 5. Direktoratet for naturforvaltning.

Kolsrud, E. & D. Roti, 1998. S/L Fiskernes agnforsyning. Prøvetaking av mudringsmasser Hansnesjordbukta. Undersøkelse av forurensning i marine sedimenter. *Noteby rapport* 38954-3, 22.06.98. 8 s.

Kolsrud, E. & A. Fagerhaug, 1998. Tromsø havnevesen . Breivika havn. Undersøkelse av forurensning i marine sedimenter. Noteby rapport 58141-2. 14.07.98. 7 s.

Konieczny, R. 1996. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 3: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund-Kirkenes. *NIVA rapport* O-93177, Overvåkingsrapport nr. 608/95, TA nr. 1215/1995, 117 s.

Konieczny, R. og Mouland, L., 1997. Tolkning av PCB-blandinger og beregning av totalt PCB-innhold i marine sedimenter. Statens Forurensingstilsyn, *SFT-Rapport, TA 1497/1997, 48 s.*

Lie, U. & M.M. Pamatmat, 1965. Digging characteristics and sampling efficiency of the 0,1 m^2 van Veen grab. *Limnol. Oceanogr*. 10.379-384.

Loring, D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 48, 101 – 115.

Midttun, I. og Sorteberg, S. 1997, Kilder til miljøgifter i kommunalt avløp og slam – litteraturstudie, Statens Forurensingstilsyn, *SFT-Rapport, TA 1418/1997, 105 s.*

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. *SFT veiledning 97:03*. 36 s.

NGU 1990a. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Troms fylke. *NGU rapport nr.* 90.129, 262s. ISSN 0800-3416.

NGU 1990b. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Finnmark fylke *NGU rapport nr.* 90.131, 146s. ISSN 0800-3416.

Nilsen, R., J.R. Hansen, K.-E. Langseth & E. Oug 1987. Resipientundersøkelser i Fiskerihavner i Finmark 1985. *Tromura* (Naturvitenskap) nr.62.

Norges sjøkartverk, 1988. Den norske los. Farvannsbeskrivelse Lødingen og Andenes - Grense Jakobselv. *Norges sjøkartverk 1988*. Bind 6, fjerde utgave. 351 s.

Niemistö, L, 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238, 33-38.

Oehme, M., Klungsøyr, J., Biseth, Aa. og Schlabach, M.,1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. *Anal. Meth. Instr.* 1: 153 – 163.

OSPARCOM, 1997. JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediment. Joint Assesment and Monitoring Programme. *Oslo and Paris Commissions*. 9/6/97. 16 s.

Oug, E. & T-E. Lein, B. Holte, K. Ormerod, K. Næs, 1985. Basisundersøkelse i Tromsøsund og Nordbotn 1983. *NIVA overvåkingsrapport* nr. 173b/84. 160 s.

Pacyna, J. M., Trevor Scholtz, M. og Li, Y.-F. (Artur), 1995. Global budget of trace metal sources. *Environ. Rev.,* 3, 145 – 159.

Paulsrud, B, Nedland, K. T., Wien, A., 1997. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam, *Statens forurensningstilsyn* (SFT). Rapport 97:25.

Pedersen, S. Rapport–avfall Pettersen eiendom ANS, 1999, S. P. Maskin AS, Postboks 2094, Harstad.

Ruiter, A. 1995. Contaminants in fish. I: Ruiter A (ed). *Fish and Fishery Products. Composition, Nutrive Properties and Stability*, Cab International, Wallingford, UK, s. 161.

Schlabach, M., Biseth, Aa., Gundersen, H. og Oehme, M., 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. S. 71-74 i H. Fieldler et al. (red.) DIOXIN '93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency, Wien.

Schlabach, M., Biseth, Aa., Gundersen, H. og Knutzen, J., 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphtalens in cod liver samples from Norway. S. 489 – 492 i P. Adrians et el. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.

Schlabach, M., Skotvold, T. 1996. Undersøkelse av PCDD/PCDF i omgivelsene rundt Pelletsverket ved Aktieselskapet Sydvaranger. *NILU-rapport*, NILU: OR 11/96.

Schlabach, M., Skotvold, T. 1997a. Undersøkelse av PCDD/PCDF i fisk i Sørvaranger, Oppfølgingsundersøkelser i 1997, *NILU rapport OR 65/97.*

Schlabach, M. og Skotvold, T. 1997b. Undersøkelse av PCDD/PCDF i innsjø-sedimenter på Varangerhalvøya og Kolahalvøya. Statens forurensingstilsyn, *SFT rapport 687/97*, 15s.

Semb, S. I. og Brevik, E. M., 1999. Omregningsfaktor for bestemmelse av total-PCB i ulike sedimenttyper. *NIVA rapport O-97095*, best.nr. 3986-99, 36s.

Sorteberg, S. 1997. Kilder til tungmetaller i kommunalt avløpsvann. *Statens forurensningstilsyn* (SFT). Rapport 97:27.

Solberg, T., Becher, G., Berg, V., Eriksen, G. S., 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nordområdene. SNT rapport 1997:4. ISSN 0802-1627.

SFT, 1997. Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten på norsk sokkel. *Statens forurensningstilsyn* (SFT). Retningslinjer 97-01.

SFT, 1999. Runar Mathisen, Per Erik Iversen, pers. med.

Shawky, S., og Emons, H., 1998. Distribution pattern of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. *Chemosphere*, 36, 523 – 535.

Stäb, J.A., Traas, T. P., Stromberg, G., van Kresteren, J., Leonards, P., van Hattum, B., Brinkman, A. Th. og Coffino, W. P, 1996. Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Nederlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31, 319 – 328.

Tait, R. V, 1978. Elements of marine ecology. An introductory course. 2nd edition, *Butterworths*, London, Boston, ISBN 0-408-70304-0. 52-57.

Tanabe, S., Prudente, M., Mizuno, T., Hasegawa, J., Iwata, H., and Miyazaki, N., 1998. Butyltin Contamination in Marine Mammals from North Pacific and Asian Coastal Waters. *Environ. Science and Technol.*, 32, 193 – 198.

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A. T .C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J. P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S. W., Kubiak, T., Larsen, J. C., Rolaf fan Leeuwen, F. X., Djien Liem, A. K., Nolt, C., Peterson, R. E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. and Zacharewsski, T., 1998. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. *Environmental Health Perspectives* Vol. 106:12.

Velvin, R., Jacobsen, T. & Mannvik, H.-P., 1996. Resipientundersøkelse i Forsøl, Hammerfest havn og Rypefjord, Hammerfest Kommune, 1995. *APN-rapport* 412.95.823, 85 s.

Velvin, R. & B. Killie. 1996. Miljøundersøkelse ved sigevannsledning fra Ørndalen avfallsdeponi. *Akvaplan-niva rapport*. Mai 1996.

Velvin, R. **1998** Marin miljøkartlegging i forbindelse med planlagt chitosanproduksjon med utslipp til Tromsøsund, Tromsø kommune 1998, *Akvaplan-niva rapport* 412.98.1370, 35 s.

Yunker, M.B., MacDonald, R.W., Cretney, W.J., Fowler, B.R., McLaugin, F.A., 1993. Alkane, terpene, and polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of the Mackenzie River and Mackenzie shelf: Riverne contributions to Beaufort Sea coastal sediment. Geochimica et Cosmochimica Acta, 57: 3041 – 3061.

10 Forkortelser

THC	Totalt hydrokarbon innhold
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
NAP	Naftalen
C1N	C1-alkylert naftalen
C2N	C2-alkylert naftalen
C3N	C3-alkylert naftalen
PHE	Fenantren
ANT	Antracen
C1-P	C1-alkylert fenantren/antracen
C2-P	C2- alkylert fenantren/antracen
C3-P	C3- alkylert fenantren/antracen
C1D	C1- alkylert dibenzotiofen
C2D	C2- alkylert dibenzotiofen
C3D	C3- alkylert dibenzotiofen
ACL	Acenaftylen
ACN	Acenaften
FLN	Fluoren
FLT	Fluoranten
PYR	Pyren
BAA	Benzo[a]antracen
CHR	Krysen
BKF	Benzo[b+k]fluoranten
BEP	Benzo[e]pyren
BAP	Benzo[a]pyren
PER	Perylen
BP	Benzopyren
IND	Indeno[1,2,3-cd]pyren
DBA	Dibenzo[a,h]antracen
KPAH	Sum kreftfremkallende PAH; Benzo[a]antracen, Benzo[b]fluoranten, Benzo[j,k]fluoranten, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenzo[a,h]antracen.
PCB	Polyklorerte bifenyler
PCB_7	Sum av 7 PCB (seven dutch) IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.
***Tot* PCB**	Totalt innhold av PCB, omregnet fra PCB_7 med faktor 3,5
***non-orto* PCB**	non-orto polyklorerte bifenyler; IUPAC nr. 77, 81, 126, 169
***mono-orto* PCB**	PCB kongener nr. 105, 118, 156
utvalgte *di-orto* PCB	PCB kongener nr. 138, 153, 180
HCB	Heksaklorbensen
5CB	Pentaklorbensen
α-HCH	α-heksaklorsykloheksan
γ-HCH	γ-heksaklorsykloheksan = lindan
OCS	Oktaklorstyren
DDT	Diklordifenyltrikloretan
DDE	Diklordifenyldikoretylen
DDD	Diklordifenyldikloretan
PCDD	Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner
2,3,7,8-TCDD	Dioksiner omfatter 75 klorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og 135 klorerte dibenzofuraner (PCDF).
PCDF	Polyklorerte dibenzofuraner
PCN	Polyklorerte naftalener

TE	Toksisitetsekvivalenter
TE (WHO)	Omregningsfaktor 2,3,7,8-TCDD etter Ahlborg *et al.*, 1994
TBT	Tri-*n*-butyltinn
TPhT	Trifenyltinn
DBT	Di-*n*-butyltinn
MBT	Mono-*n*-butyltinn
DPhT	Difenyltinn
MPhT	Monofenyltinn
Hg	Kvikksølv
Cd	Kadmium
Pb	Bly
Cu	Kobber
Zn	Sink
Li	Litium
TOC	Totalt organisk karbon
TN	Totalt nitrogen
HAR	Sedimentprøve fra Harstad
HAM	Sedimentprøve fra Hammerfest
HON	Sedimentprøve fra Honningsvåg
TRO	Sedimentprøve fra Tromsø
B	Blåskjell
O	Oskjell
T	Tang
F	Fisk
Bt	Blæretang
Gt	Grisetang
PC	Prinsipal komponentene
PCA	Prinsipal Component Analysis
GC/MSD	Gasskromatograf tilkoblet massespektrometer som detektor
GC/FID	Gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjons detektor
GC/ECD	Gasskromatograf tilkoblet elektroninnfangings detektor
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
WHO	World Health Organization
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Comittee on Food Additives and Contaminants
EPA	U.S. Environmental Protection Agency
NORKOST	Landsomfattende kostholdsundersøkelse
PTWI	Tolerabelt ukentlig inntak (Provisional Tolerable Weekly Intake)
OSPARCOM	Oslo-Paris Commission,
NGU	Norges Geologiske Undersøkelser
NIVA	Norsk Institutt for Vannforskning
NILU	Norsk Institutt for Luftforskning
SIFF	Statens Institutt for Folkehelse
UA	Unilab Analyse AS
GG	GeoGruppen
SFT	Statens Forurensnings Tilsyn
SNT	Statens Næringsmiddeltilsyn

11 Vedlegg

Vedlegg 1

Feltmetodikk og feltbeskrivelser

Feltmetodikk

Utbredelse og nivåer av miljøgifter ble primært forsøkt besvart ved å innsamle prøver av bløte sedimenter. Sedimentene "fanger opp" forurensninger knyttet til partikler. Generelt har miljøgifter en utpreget tendens til å bindes til partikler. Sedimentene gir også et gjennomsnittsbilde av belastning over tid. De øverste 2 cm av sedimentene ble hovedsakelig samlet inn. Dette gir også et gjennomsnittsbilde av belastning integrert over de siste 5-10 årene avhengig av sedimentasjonsforholdene på stedet. Fra Gangsåsbotn (Harstad) ble det i tillegg analysert prøver fra forskjellige dyp nedover i sedimentet, for å gi et bilde av historisk påvirkning og mektigheten av påvirkningen. I tillegg til sediment ble det samlet inn blåskjell (*Mytilus edulis*) eller oskjell (*Modiolus modiolus*) samt tang på noen lokaliteter. Dette for å supplere sedimentprøvene, dels ved å gi informasjon om nåtidig belastning på de samme stasjonene og dels ved å gi informasjon fra områder hvor bunntypen gjorde sedimentanalysene uegnet. Tangprøver ble innsamlet på lokaliteter med mistanke om påvirkning av kobber og sink. Grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) er bedre indikatorer for disse elementene enn blåskjell. Både blåskjell (oskjell) og tang fanger opp miljøgifter som ikke er direkte knyttet til partikler. For prosjektets delmålsetning 3 vedrørende nivåer av miljøgifter i konsummessige relevante organismer fra de utvalgte havnene og deres nærområder, ble det innsamlet fisk og skalldyr. Aktuelle organismer var primært torsk (*Gadus morhua*), blåskjell, oskjell og haneskjell (*Chlamys islandica*). Hvilke dyr og lokaliteter som ble valgt var i hovedsak bestemt av forekomst og problemstilling.

Det ble primært samlet 4 parallelle sedimentprøver på hver stasjon med en kortarmet 0,1 m^2 van Veen grabb (Tait 1978). I Hammerfest havneområde ble det på grunn av vanskelige bunnforhold innsamlet 3 parallelle prøver fra hver stasjon. Vekten av grabben kan reguleres ved hjelp av blylodd. På oversiden av grabben er det hengslet inspeksjonsluker kledd med 0,5 mm netting der delprøver fra sediment fra grabben kan tas ut. Over nettingen er det festet gummilapper som lar vannet strømme gjennom grabben under nedsenkningen og dermed reduserer sjokkbølgen foran grabben når den treffer bunnsedimentet (Lie og Pamatmat 1965). Når grabben heises opp gjennom vannsøylen, lukker gummilappene for nettingen og hindrer forstyrrelser av sedimentet. For å forhindre større forstyrrelser av sedimentoverflaten på bunnen ble hastigheten på grabben redusert til maksimum 0,2 m/s når den nærmet seg bunnen (5-10 m over). Når grabben kom på dekk ble inspeksjonslukene åpnet for kontroll og beskrivelse av sedimentoverflaten og for uttak av eventuelle prøver.

Innsamlingsprosedyrene var hovedsakelig i samsvar med de metoder som er anbefalt av SFT for miljøovervåking på norsk sokkel (SFT 1997) og tilpasset JAMP retningslinjer for tilsvarende prøvetaking (OSPARCOM 1997). Hver grabbprøve ble kontrollert for evt. sedimentforstyrrelser og for tilstrekkelig innsamlet mengde sediment. Prøver som ikke var tatt dypt nok ned i sedimentet (< 5 cm i hardt sediment, eller < 15 cm i mykt sediment) ble forkastet. Det samme gjaldt for prøver med minste tegn på forstyrrelser av sedimentoverflaten. Sedimentprøver til analyse av de fysiske og kjemiske parametre ble samlet inn gjennom inspeksjonslukene, etter at vannet forsiktig var drenert bort. 0-2 cm av overflatelaget ble innsamlet til kjemiske analyser. Blandprøver av sediment fra de parallelle prøvene på hver stasjon ble pakket på spesialrensete glass eller annen emballasje bestemt av renhetskravene for de aktuelle analyseparametrene.

I Gangsåsbotn (Harstad) ble det på stasjon HAR12 samlet 4 parallelle sedimentkjerner med en tradisjonell kjerneprøvetaker (Niemistö 1974). Sedimentkjernene ble lengdemålt og snittet i nivåene 0-2 cm, 4-6 cm, 8-10 cm, 14- 16 cm og 20-22 cm. Blandprøver på egnet renset spesialglass for analyse.

Konsummessig relevante organismer ble innsamlet ved ordinære fangstmetoder for fisk og dykking. For analyse ble det anvendt blandprøver. Det var vurdert som interessant å kartlegge miljøstatus for mer bunnlevende fisk enn torsk. Skrubbe fra havneområdene i Harstad og Tromsø ble samlet inn (se evt. tabell over innsamlet materiale under). Det viste seg imidlertid vanskelig å få fanget et tilstrekkelig antall skrubber til analyse. Med for få individer i en blandprøve vil en innføre en betydelig usikkerhet i vurderingen av forurensnings tilstand. De få skrubbene som ble samlet inn, ble derfor forkastet.

Vedlegg 2:

Stasjonsinformasjon for sediment, oskjell/blåskjell, tang og fisk for Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg.

Tabell 58: Overflatesediment (0-2 cm) og sedimentkjerner fra Harstad havn, 18-19.11.97. Prøvene far Hagan ble samlet inn 26.03.98. Overflatesediment ble tatt med van Veen grabb. Sedimentkjernen i Harstadbotn ble tatt med Niemestø corer (NIVA). Båt fra universitetet i Tromsø, Hyas.

Sted	Stasj.	Innhold	Prv.	Dyp (m)
Ytre Purkesletta	HAR1	Sandig silt/leire (fint)	0-2 cm	10
Indre Purkesletta	HAR2	Siltig leire, mudderaktig	0-2 cm	10
Russevika	HAR3	Siltig leire, mudderaktig	0-2 cm	9
Harstadbotn	HAR4	Siltig leire, mudderaktig	0-2 cm	8
Mellom Burdnakken og Kobbeskjæran	HAR5	Siltig leire.	0-2 cm	7
Mathiassen, mek.verk. slipp	HAR6	Siltig sand	0-2 cm	7
Seljestadsbukta	HAR7	Siltig sand	0-2 cm	6
Kaarbø, verkstedhallen	HAR8	Sandig silt	0-2 cm	11
Kaarbø, dokk.	HAR9	Siltig sand	0-2 cm	12
Kulturhuskaia	HAR10	Siltig sand	0-2 cm	12
Holst	HAR11	Leiraktig silt, mudderaktig	0-2 cm	10
Mellom Kobbeskjæran og Purkesletta	HAR12 A-E	Sort mudder	0-2 cm	19
Mellom Kobbeskjæran og Purkesletta	HAR12 A-E	Sort mudder	4-6 cm	19
Mellom Kobbeskjæran og Purkesletta	HAR12 A-E	Leireaktig, sort	8-10 cm	19
Mellom Kobbeskjæran og Purkesletta	HAR12 A-E	Leireaktig, sort	16-18 cm	19
Mellom Kobbeskjæran og Purkesletta	HAR12 A-E	Siltig leire, mørk	20-22 cm	19
HAMEK, Samasjøen (dykk GB, 4.5 cm corere)	HAR13	Sand m/litt silt og leire	0-2 cm	40
Hagan, utenfor søppeldeponi	HAR14	Siltig sand	0-2 cm	20

Tabell 59: Oskjell og tangprøver, samlet inn i Harstad havneområde.

Dato	Sted	Stasj.	Innhold	Dyp
11/20/97	Samasjøen, ytre	HAR-T1	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Samasjøen, ytre	HAR-T1	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Samasjøen, indre	HAR-T2	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Samasjøen, indre	HAR-T2	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Larsneset	HAR-T3	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Larsneset	HAR-T3	Fucus ceranoides +b.alge sjekk	Fjæresonen
11/20/97	Kaarbø, tørrdokk	HAR-T4	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Gangsåsen tankanlegg (Statoil/Shell)	HAR-T5	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, Teknima kaia	HAR-T6	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, Teknima kaia	HAR-T6	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, ytre Rolløya fiskesamvirke	HAR-T7	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, ytre Rolløya fiskesamvirke	HAR-T7	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, Langneset ved Ako skipshandler	HAR-T8	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Harstadbotn, Langneset ved Ako skipshandler	HAR-T8	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Mathiassen, ved sandblåserverksted	HAR-T9	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Mathiassen, ved sandblåserverksted	HAR-T9	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Fergekaia	HAR-T10	Blæretangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Fergekaia	HAR-T10	Grisetangspisser	Fjæresonen
11/20/97	Kullkranen sør, ved Hålogoland grus	HAR-T11	Blæretangspisser	Fjæresonen
07/03/98	Hagan avfallsfylling	HAR-T12	Blæretangspisser	Fjæresonen

Tabellen fortsetter

11/20/97	Samasjøen, ytre	HAR-O1	O-skjell, hele	10-12 m
11/20/97	Kulturhuskaia	HAR-O2	O-skjell, hele	10-13 m
11/20/97	Larsneset	HAR-O3	O-skjell, hele	10-12 m
11/20/97	Kaarbø, tørrdokk	HAR-O4	O-skjell, hele	10-14 m
11/20/97	Skjæret i Harstadbotn	HAR-O5	O-skjell, hele	10-14 m
11/20/97	Gangsås tankanlegg (Statoil/Shell)	HAR-O6	O-skjell, hele	10-12 m
11/21/97	Kullkranen sør, ved Hålogoland grus	HAR-O7	O-skjell, hele	10-12 m
7.-13.03.98	Hagan avfallsfylling	HAR-O8	O-skjell, hele	20 m

Tabell 60: Fisk fanget med stang (Gangsåsbotn og Måga) og med garn (Hagan).

Dato	Sted	Innhold	dyp
11/20/97	Indre Gangsåsbotn	Torsk	15-20 m
Dec-97	Måga	Torsk	-*
Dec-97	Måga	Torsk	-*
23.04.98	Hagan	Torsk	20 m

** Ikke opplyst.*

Tabell 61: Overflatesediment (0-2 cm) fra Tromsø. Prøvene ble tatt 12.11.97 med van Veen grabb. Båt fra universitetet i Tromsø, Hyas.

Sted	Stasj.	Type	Prøve	Dyp (m)
Lanes	TRO 1	siltig skjellsand	0-2 cm	10
Mack lager nord.	TRO 2	siltig skjellsand	0-2 cm	10
Polarmiljøsenteret, sør	TRO 3	siltig skjellsand med litt leire og rugel	0-2 cm	10
Nordnorges Salgslag	TRO 4	Siltig kalksand med mye rugel	0-2 cm	9
Indre havn, ut av Comfort home hotel	TRO 5	Siltig sand med rugel	0-2 cm	6
Indre havn, ut av Tromsø skipsverft	TRO 6	Siltig leire med litt sand. Mudderaktig	0-2 cm	5
Dypkaia, nord. for Nordsjetéen	TRO 7	Siltig sand med litt rugel. Mye organisk materiale	0-2 cm	8
Hansjordnesbukta, indre	TRO 8	Siltig leire. Mudderaktig	0-2 cm	7
Helge Richardsen (rekemottak), Nordcem, Trelasthandler	TRO 9	Sandig silt. Mudderaktig	0-2 cm	10
Rørhandelen/Tomek	TRO 10	Siltig sand, mye rugel. Siktes før analyse?	0-2 cm	10
Tankanlegg (ESSO)	TRO 11	Rugel og kalksand med silt og leire innimellom	0-2 cm	10
Tankanlegg (ESSO)	TRO 12	Mudret leire/silt	0-2 cm	10
Trofi, sildoljefabrikken	TRO 13	Siltig leire, mudderaktig	0-2 cm	10
Sandblåserverksted	TRO 14	Sandig silt, mudderaktig	0-2 cm	9
Nordre Breivika, ut av sykehuset	TRO 15	Siltig skjellsand, litt rugel og døde skjell	0-2 cm	10
Motek, bilforhandlere (Saab)	TRO 16	Siltig sand, m/små skjellbiter og litt rugel	0-2 cm	10
Flyhavna, Skattøra	TRO 17	Siltig sand	0-2 cm	8
Asfaltverket/Troms bilopphuggeri, Skattøra	TRO 18	Siltig sand	0-2 cm	9
E.Hansen, Skattøra	TRO 19	Siltig sand	0-2 cm	10

Tabell 62: Blåskjell og tangprøver fra Tromsø.

Dato	Sted	Stasj.	Innhold	Dyp
11/27/97	Laneset, Nord-Norge (bukta)	T1	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Mack lager nord.	T2	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Polarmiljøsenteret, sør (neset)	T3	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Sør jeteèn, nord, (innerst)	T4	Blæretang spisser	fjæresonen
11/27/97	Polarmuseet (i bukta/"stranda")	T5	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Nordjeteen hode sør	T6	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Nordjeteen hode nord.	T7	Blæretang spisser	fjæresonen
11/27/97	Fjære v/dypkaia, nord. for nordjeteen	T8	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Hansjordnesbukta, indre sør	T9	Blæretang spisser	fjæresonen
11/27/97	Rørhandelen sør	T10	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Rørhandelen nord. (slipp)	T11	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	Sildoljefabrikken, sør	T12	Blæretang spisser	fjæresonen
11/27/97	Sildoljefabrikken, sør	T12	Blæretang spisser	fjæresonen
11/27/97	ved sandblåserverksted	T13	Blæretang	fjæresonen
11/27/97	ved sandblåserverksted	T13	Grisetang	fjæresonen
11/27/97	Asfaltverket/Troms bilopphoggeri, Skattøra	T14	Blæretang	fjæresonen
12/19/97	Laneset industriområde, Nord-Norge for Mack varemotak i bukta	BT1	Blåskjell (små)	fjæresonen
12/19/97	Tromsø "maskinservice" (nedenfor meieriet)	BT2	Blåskjell (små)	fjæresonen
1/7/98	Sørjeteen, indre nord	B3	Blåskjell	fjæresonen
1/7/98	Sørjeteen, indre sør	B4	Blåskjell	fjæresonen
1/7/98	Stranda ved polarmuseet (indre havn)	B5	Blåskjell	fjæresonen
1/7/98	Nordsjeteen, indre havn	B6	Blåskjell	fjæresonen
1/9/98	Hansjordnesbukta	B7	Blåskjell	fjæresonen
1/9/98	Havarisenteret, Skattøra	B8	Blåskjell	fjæresonen
11/13/97	Berg, fastlandet sør	H1	Haneskjell	

Tabell 63: Fisk fisket med stang.

Dato	Sted	Innhold	Dyp
12/2/97	Bruhodet Kvaløya	Torsk, rund	-
12/3/94	Skipsverftet, utenfor på øysiden av leie	Torsk, rund	-

Tabell 64: Overflatesediment (0-2 cm) fra Hammerfest. Prøvene ble tatt 02.12.97 med van Veen grabb. Båt fra havnevesenet, Vestvern.

Sted	Stasj.	Munsell farge	Sedimentbeskrivelse	Prøve	Dyp (m)	Meio, macrpfauna, tang
Slipp (Nord-Norge/vest)	HAM1a	5Y 4/3	mudderaktig, leire m/litt kalksand	0-2 cm	10	-
Fiskerikaia	HAM2a	5Y 4/4	mudderaktig, leire m/litt sand	0-2 cm	8	teppe av børstemark
ESSO	HAM3a	5Y 3/2	mudderaktig, leire	0-2 cm	10	kjerringhår
Utløpet fra Storvannet (kloakk)	HAM4a	2,5Y N2/0 sort	mudder	0-2 cm	9	Råttent kjerringhår

Tabellen fortsetter

Nesle	HAM5a	5Y 3/2 dark oliv gray	siltig/sandig leire	0-2 cm	10	mye fiskebein, teppe av børstemark
Hurtigrutekaia	HAM6a	10YR 3/3 og 5/Y 2,5/1	silitig sand (mudderaktig)	0-2 cm	8	sukkertare, kråkeboller
Rypefjorden vest (gammelt tankanlegg og søppelforbrenning)"	HAM7a	Y 2,5 3/2	siltig sand m/småstein, skjell må siktes	0-2 cm	12	rødalger
Rypefjorden sør (slipp)	HAM8a	5Y 3/2	siltig leire (rugel og skjellsand er fjernet fra toppen)	0-2 cm	11	rødalger
Rypefjorden øst (notvaskeri/impregnering)	HAM9a	5Y2,5/2 dark oliv	siltig leire	0-2 cm	5	my kjerringhår

Tabell 65: Blåskjellprøver og fisk samlet inn fra Hammerfest.

Dato	Sted	Stasj.	Innhold	dyp
12/2/97	Rypefjorden slipp	HAM-B1	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/2/97	Fiskerihavna	HAM-B2	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/2/97	Fugleneset (slippen)	HAM-B3	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/3/97	Dungan søppelfylling	HAM-B4	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/3/97	Storelva utløpet (under kaia)	HAM-B5	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/3/97	Rossmolla	HAM-B6	Blåskjell (små men antakelig gammel)	fjæresonen
12/3/97	Fugleneset, ytre havn	HAM-F1	Torsk	-
12/3/97	Indre havn, utenfor Molla (elveutløpet)	HAM-F2	Torsk	-
12/3/97	Rypefjorden, ytre havn	HAM-F3	Torsk	-

Tabell 66: Tangprøver samlet inn i Hammerfest.

Dato	Sted	Stasj.	Innhold	dyp
12/2/97	Rypefjorden slipp	HAM-T1	Blæretang spisser	fjæresonen
12/2/97	Rypefjorden slipp	HAM-T1	Grisetang spisser	fjæresonen
12/2/97	Fiskerihavna	HAM-T2	Blæretang spisser	fjæresonen
12/2/97	Fuglenes (slippen)	HAM-T3	Blæretang spisser	fjæresonen
12/3/97	Dungan søppelfylling	HAM-T4	Blæretang spisser	fjæresonen
12/3/97	Dungan søppelfylling	HAM-T4	Grisetang spisser	fjæresonen
12/3/97	Storelva utløpet (under kaia)	HAM-T5	Blæretang spisser	fjæresonen
12/3/97	Rossmolla	HAM-T6	Grisetang spisser (fra en dusk)	fjæresonen

Tabell 67: Overflatesediment (0-2 cm) fra Honningsvåg. Prøvene ble tatt 05.12.97 med van Veen grabb. Privatleid taubåt.

Sted	Stasj.	Innhold	Prøve	Dyp (m)
Innenfor moloen v/hurtigrutekaia	HON1	siltig skjellsand/kalksand	0-2 cm	11
Klubben	HON2	siltig sand m/litt rugel på toppen	0-2 cm	14
Vågen	HON3	mudderaktig leire m/slam/algeteppe på toppen	0-2 cm	7
(ved redskapsfabrikken og havnekontoret)	HON4	siltig kalksand (tykt øvre lag med rugel er fjernet)	0-2 cm	19
Fergekaia 1 (Storbukta)	HON5	sandig, siltig leire (mudderaktig)	0-2 cm	10
Fergekaia 2 (Storbukta)	HON6	sort silitig leire, mudderaktig	0-2 cm	10
Tankanlegg ESSO (Kobbhollet)	HON7	siltig leirig kalksand	0-2 cm	26
Tankanlegg Statoil (Kobbhollet)	HON8	siltig leire (velter utover i grabben når vannet tas ut-mudderaktig)	0-2 cm	46

Tabell 68: Tangprøver samlet inn i Honningsvåg.

Dato	Sted	Stasj.	Innhold	dyp
12/4/97	Vågen	HON-T1	Blæretang spisser	fjæresonen
12/4/97	Brødrene Seppola (Storboktaslipp)	HON-T2	Blæretang spisser	fjæresonen
12/4/97	Storbukta, ved Statoil tankanlegg/eller slippen	HON-T3	Blæretang spisser	fjæresonen
12/4/97	Storbukta, ved Statoil tankanlegg/eller slippen	HON-T3A	Grisetang spisser	fjæresonen
12/4/97	Småbåthavna	HON-T4	Blæretang spisser	fjæresonen

Tabell 69: Blåskjell og fisk samlet inn i Honningsvåg.

Stasj.	Innhold	Dyp
HON-B1	Blåskjell (små men sannsynligvis gammel)	fjæresonen
HON-B2	Blåskjell (små men sannsynligvis gammel)	fjæresonen
HON-B3	Blåskjell (små men sannsynligvis gammel)	fjæresonen
HON-B4	Blåskjell (små men sannsynligvis gammel)	fjæresonen
Hon indre	Torsk, rund	
Hon ytre	Torsk, rund	

Vedlegg 3:

Data vedrørende sammensetning av biologiske prøver

Tabell 70: Data for blandprøver av torsk (*Gadus morhua*) fra Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg, nov. 1997 – april 1998. M – middelverdi, SD – standard avvik, VAR – variasjons intervall for lengde og vekt, N – antall individer til blandprøve.

		M	**SD**	**VAR**
Harstad-Måga	Lengde (cm)	45.6	8	38 - 65
N=13	Vekt (g)	1105.5	772.2	532 - 3400
	Levervekt (g)	528	49.1	10 - 179
		M	**SD**	**VAR**
Harstad-Harstadbotn	Lengde (cm)	57	10.8	32 - 75
N=23	Vekt (g)	2024.2	1194.6	309 - 5357
	Levervekt (g)	89.4	80.8	3 - 291
		M	**SD**	**VAR**
Harstad-Hagan	Lengde (cm)	49.6	5.2	43 - 58
N=23	Vekt (g)	1280.6	397.8	702 - 2011
	Levervekt (g)	49.8	30.4	10 - 107
		M	**SD**	**VAR**
Tromsø - Kvaløya bruhodet	Lengde (cm)	51.2	5.5	39 - 64.5
N = 20	Vekt (g)	1491.3	514.9	645 - 2734
	Levervekt (g)	65.6	32	23 - 152
		M	**SD**	**VAR**
Tromsø - Skipsverfet	Lengde (cm)	43.1	3.1	39 - 50
N = 20	Vekt (g)	877.4	193.7	597 - 1320
	Levervekt (g)	36.4	15.3	20 - 50
		M	**SD**	**VAR**
Hammerfest - Indre havn	Lengde (cm)	47.6	10.8	35 - 68.5
N = 20	Vekt (g)	1264.3	1004.6	397 - 3386
	Levervekt (g)	52.4	55	5 - 180
		M	**SD**	**VAR**
Hammerfest - Fuglenes	Lengde (cm)	45.7	9.4	39.5 - 81
N = 19	Vekt (g)	1107.2	1134.6	571 - 5632
	Levervekt (g)	39.7	48.2	14 - 81
		M	**SD**	**VAR**
Hammerfest - Rypefjorden	Lengde (cm)	42.5	5.5	38 - 56.5
N = 20	Vekt (g)	784.4	388.8	394 - 1859
	Levervekt (g)	30.1	20.6	11 - 85
		M	**SD**	**VAR**
Honningsvåg - Ytre	Lengde (cm)	49.5	7.7	34 - 63
N = 20	Vekt (g)	1221.7	519.6	345 - 2170
	Levervekt (g)	25.1	14.3	8 - 58

		M	SD	VAR
Honningsvåg - Indre	Lengde (cm)	42.1	6.6	33 - 55
N = 14	Vekt (g)	676.1	316.6	273 - 1391
	Levervekt (g)	10.8	6.9	3 - 26

Tabell 71: Data for blandprøver av oskjell fra Harstad, og blåskjell fra Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg, nov. 1997 – april 1998. M – middelverdi, SD – standard avvik, VAR – variasjonsintervall for lengde, N – antall individer til blandprøve.

Harstad

	M	SD	VAR	N
O1	131	9	118 - 147	10
O2	127	13	102 - 144	10
O3	119	12	99 - 139	10
O4	128	33	121 - 150	10
O5	136	15	112 - 155	10
O6	117	13	98 - 120	10
O8	126	12	105 - 143	10

Tromsø

	M	SD	VAR	N
B1	33	5	27 - 43	50
B2	35	5	28 - 44	50
B3	38	4	32 - 43	50
B4	37	9	22 - 53	50
B5	36	4	30 - 42	50
B6	41	5	33 - 48	50
B8	37	5	30 - 46	50

Hammerfest

	M	SD	VAR	N
B1	36	4	30 - 42	50
B2	41	5	33 - 51	50
B3	35	5	29 - 46	50
B4	31	4	25 - 37	50
B5	37	6	29 - 50	50
B6	34	4	28 - 39	50

Honningsvåg

	M	SD	VAR	N
B1	39	4	32 - 47	50
B2	44	6	35 - 56	50
B3	41	4	34 - 47	50
B4	39	4	33 - 48	50