

RAPPORT LNR 3586-96

Kartlegging av et
tønnedeponi i sjøen
utenfor Aspond, Indre
Oslofjord 1996

Utbredelse, tilstand og miljøgifter



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Kartlegging av et tønneponi i sjøen utenfor Aspond, Indre Oslofjord 1996. Utbredelse, tilstand og miljøgifter.	Løpenr. (for bestilling) 3586-96	Dato 03/03/97
	Prosjektnr. Undernr. O-96267	Sider Pris 56
Forfatter(e) Konieczny, R. M. Brevik, E. M.	Fagområde Marinøkologi	Distribusjon
	Geografisk område Oslofjorden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

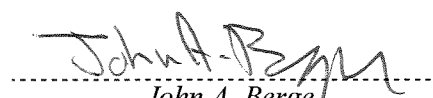
Totalt 0.65 km² av sjøbunnen vest for Aspond ble undersøkt mht. forekomst av og tilstand til deponerte tønner. Kartleggingen omfattet bruk av miniubåt, video, dykking, prøvetaking og miljøgiftsanalyser av tønneinnhold og sedimenter. Hoveddeponiet antas å dekke et areal på 0.1 km² med flest tønner på 15-25 m vanddyp. Det ble også registrert forholdsvis mange tønner på grunt vann, samt enkelte spredt i dypere deler av området. Totalt anslag ca. 6000 tønner og Jerry-kanner. Tønnes tilstand var svært dårlig og sjøbunnen innenfor deponiet bar preg av fragmenter fra det opprinnelige tønne materialet. Innholdet i et mindre antall utvalgte tønner viste seg å inneholde markert til kraftig forhøyede konsentrasjoner av ulike metaller og olje-/tjærestoffer. Det ble også registrert overkonsentrasjoner av PCB og spor av andre persistente klororganiske forbindelser. Samlet indikerte målingene i sedimentene en forholdsvis dårlig sedimenttilstand lokalt i deponiet, men at spredningen av miljøgifter til omgivelsene for øvrig har vært svært begrenset.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Tønneponi	1. Barrel disposal site
2. Marine sedimenter	2. Marine sediments
3. Organiske miljøgifter	3. Organic contaminants
4. Tungmetaller	4. Heavy metals



Roger M. Konieczny
Prosjektleder

ISBN 82-577-3139-0



John A. Berge
For administrasjonen

O-96267

**Kartlegging av et tønnedeponi i sjøen utenfor
Aspond, Indre Oslofjord 1996**

Utbredelse, tilstand og miljøgifter

Forord

I forbindelse med store mediaoppslag omkring funnet av tønner i sjøen utenfor øya Aspond i Oslofjorden, ble Norsk institutt for vannforskning (NIVA) anmodet av Statens forurensningstilsyn (SFT) om å utarbeide et programforslag for kartlegging av deponiet.

Programforslaget ble oversendt oppdragsgiver den 17.10.1996 og med revisjoner den 24.10.1996. Programforslaget ble akseptert av oppdragsgiver i brev av 6.11.1996 og med tilleggsbevilgninger den 9.12.1996.

Prosjektet har blitt administrert av Roger M. Konieczny og analysearbeidet ble ledet av Einar M. Brevik. Frank Kjellberg og Aud Helland (begge NIVA) assisterte under ulike faser av feltarbeidet. Kjøring av miniubåt (ROV) og videofilming ble utført av Dag W. Ammerud (Dacon Industriinspeksjon as.) og prøvetaking vha. dykking av Kristoffer Nore (Dacon Industri-inspeksjon as.) og kjentmann Vidar Aas (Sollerudstranda skole). Det rettes en takk til alle for verdifull hjelp.

Det rettes også en takk til UiO og mannskapet på F/F " Trygve Braarud" for tålmodighet og bistand under feltarbeidet, samt Mai Britt Knoph (Bellona) for uvurderlig tilgang på bakgrunnsinformasjon i dette prosjektet.

Oslo, 12. september 2006

Roger M. Konieczny/prosjektleder

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
1.1 Historikk	7
1.2 Målsetning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Undersøkelsesområdet	8
2.2 Feltarbeid	9
2.3 Prøvematerialet	9
2.4 Analyser	10
2.4.1 Metaller og elementer	10
2.4.2 Organiske forbindelser	11
2.5 Normalnivåer av miljøgifter	12
2.5.1 Klassifisering av sedimenter og tønneinnhold	12
2.6 Metode for beregning av antall tønner	14
2.6.1 Telling med sidesøkende sonar	14
2.6.2 ROV/video telling	14
2.6.3 Telling ved dykking	14
3. Resultater og diskusjon	15
3.1 Kartlegging av tønnedeponiet	15
3.1.1 Arealutbredelse	15
3.1.2 Beregningsgrunnlag for antallet tønner	15
3.1.3 Tønnesenes kvalitet	15
3.2 Miljøgifter og forurensninger	16
3.2.1 Metaller	16
3.3 Organiske miljøgifter	21
3.3.1 PCB	21
3.3.2 PAH	22
3.3.3 THC	23
4. Oppsummering, kommentarer og konklusjoner	24
5. Litteraturhenvisning	27
Vedlegg A.	30
Vedlegg B.	32
Vedlegg C.	36
Vedlegg D.	38

Sammendrag

På bakgrunn av det rapporterte funnet av et tønnedeponi, med ukjent størrelse og innhold, utenfor øya Aspond i Indre Oslofjord, ble det igangsatt oppklarende kartleggingsarbeid. Målet var forsøksvis å avgrense deponiet arealmessig, estimere antallet tønner, beskrive deres tilstand og analysere eventuelt miljøgiftinnhold. Som hovedmålsetning skulle det ut fra sedimentundersøkelsen vurderes om det hadde forekommet spredning av miljøfarlige stoffer fra deponiet til omgivelsene.

Et område på omkring 0.65 km² vest for øya ble kartlagt vha. miniubåt (ROV), sidesøkende sonar og videofilmning. I tillegg ble det utført visuelle observasjoner med dykkere og tatt prøver av tønneinnhold og sedimenter i området. Inkluderes Bellonas kartlegging er totalt ca. 1 km² av området dekket. Selve hoveddeponiet ble anslått å dekke et areal på ca. 0.1 km² hvor det ble funnet flest tønner på 15-25 m vanddyb. Det ble også registrert en del tønner på grunnere vann, samt enkelte tønner spredt i dypere deler av området.

Hovedmengden (70-80%) av tønnene var trolig av typen sinkbelagte "bredbånd"-tønner som kom i produksjon før 1950. Det ble også observert et mindre antall, mulig eldre, "øltønne"-formede jernfat, samt noen fat av nyere dato. Omtrent 1/4 av funnene var av typen Jerry-kanner. Samlet ble antallet tønner og kanner anslått til å være omkring 6000 enheter. Tønnenes tilstand var svært dårlig og sjøbunnen innenfor deponiet bar klart preg av det opprinnelige tønne materialet. Mange steder utgjorde metallfragmenter fra knuste tønner og kanner en stor andel av sedimentsammensetningen, som samtidig hadde en rustrød farge. Tønnene i grunne områder syntes å være dårligere bevart enn de som ble observert på større vanddyb.

Analyser av innholdet i et mindre utvalg tønner viste seg å inneholde kraftig forhøyede konsentrasjoner av Cd, Sn og Zn og moderat forhøyede konsentrasjoner av Pb, Cu og As. Det presiseres at det ble valgt å sammenlikne de målte konsentrasjoner i innholdet som her karakteriseres som slam, med kriteriene for sedimenter, da et annet fornuftig sammenlikningsgrunnlag mangler. Sedimentene innenfor deponiet der tønne ble prøvetatt og i nærområdet utenfor deponiet, reflekterte ingen vesentlig spredning av metaller til omgivelsene. Til tross for høye konsentrasjoner i tønnene, viste ikke sedimentene tilsvarende høye verdier, bortsett fra enkeltverdier for noen metaller i en prøve. Dermed avviker ikke nivåene for de fleste metallene i sedimentene nevneverdig fra tilstanden i Oslofjorden generelt, selv om datagrunnlaget er noe mangelfullt.

Analyser av total mengde hydrokarboner (THC) viste et gjennomsnitt på ca. 1000 mg/kg t.v. i tønnene og ca. 350 mg/kg t.v. i sedimentene. Gjennomsnittet for alle prøvene tilsvarte ca. 50 ganger overkonsentrasjon. Dette er likevel ikke unormalt høye konsentrasjoner sammenliknet med trafikkerte havneområder og forholdene i nærheten av oljeterminaler andre steder i Oslofjorden. Det ble ikke påvist n-alkaner i prøvene. Dette tyder på at oljehydrokarbonene i prøvene er kraftig nedbrudt. Dumpingen er derfor sansynligvis av eldre dato. Det er også påvist diesel/lett fyringsolje, men ut over dette kan det slutes lite om selve opphavet/kilden til forurensningene. Det er hevet over tvil at oljehydro-karboner, som i en betydelig grad er spredt til sedimentene i området, stammer fra enkelte av tønnene i deponiet.

Konklusjonen styrkes ytterligere når innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og sum naftalener, fenantrener og dibenzotiofener og deres alkylsubstituerte homologer (NPD) betraktes. Sistnevnte inngår som en del av PAH-analysen, men er et uttrykk for andelen oljerelatert PAH-forbindelser i prøven.

Det ble målt varierende overkonsentrasjoner for sum PAH i tilnærmet alle prøver. En tønne inneholdt ca. 48 mg/kg t.v., noe som var uvanlig høyt og klart avvikende fra resten av tønne prøvene

(ca. 0.5-2 mg/kg t.v.). Den høye konsentrasjonen representerer omkring 160 ganger overkonsentrasjon og andelen NPD på ca. 10% antyder et annet opphav enn de 3 resterende tønner med 43% -71% NPD. Gjennomsnittet for sedimentene var ca. 0.9 mgPAH/kg t.v. og 13% NPD og en tilnærmet avtagende konsentrasjonsgradient fra deponiet mot økende vanddyb ble observert. Dette indikerer at forurensningen er forholdsvis lokal. Summen av de letteste og mest vannløslige forbindelsene (disykliske og heterosykliske) fulgte stort sett forekomsten av NPD.

Andelen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (sum KPAH) antyder at innholdet i tønnene var oljerelatert. PAH i sedimentene var vesentlig av en forbrennings-relatert opprinnelse, dvs. KPAH på omkring 30% eller høyere. Enkelte sedimentprøver inneholdt dog litt mindre KPAH, noe som skyldes en noe kraftigere påvirkning av olje. KPAH-andelen i tønnene var 10-23%. Forekomstene av benzo(a)pyren var ikke unormalt høy i noen av prøvene, med unntak av tønne med mest PAH. I dette tilfelle tilsvarer konsentrasjonen av B(a) P alene tilstandsklasse V, mens øvrige PAH-forekomster klassifiseres til grensen tilstandsklasse II/III eller lavere.

Det største forurensningsproblemet i Oslofjorden er høye nivåer av PCB. Tidligere undersøkelser i nærområdet og mulighetene for at deponiet kunne være en punktkilde, gjorde det nødvendig å kartlegge forekomstene av klororganiske forbindelser. Resultatene viste at alle prøver inneholdt totalmengder av PCB over bakgrunnsnivå for diffust belastede sedimenter. Variasjonene i beregnede konsentrasjoner var 5-81 µg/kg t.v (tilstandsklasse I-III) og tønnene hadde et høyere gjennomsnittsnivå (ca. 45 µg/kg t.v.) enn sedimentene (ca. 17 µg/kg t.v.). Inkluderes to tidligere målinger fra området syd for Aspond, øker gjennomsnittet for sedimenter til ca. 26 µg/kg t.v.

Fra PCB-profilene antas forekomstene å stamme fra de kommersielle PCB-typene Clophen som ble produsert i Tyskland. Det ble ikke påvist noen markert spredningsgradient for PCB og observasjonene avviker ikke noe særlig fra de forventede PCB-konsentrasjonene i denne delen av fjorden. Av andre persistente klororganiske forbindelser (5CB, γ -HCH, sum DDT) ble kun funnet spor både i tønner og sedimenter (enkeltkonsentrasjoner på 0.2-0.6 µg/kg t.v.). Samlet var forekomstene noe høyere i tønnene enn i sedimentene uten at dette kan vektlegges noe særlig.

Det konkluderes med at de kjemiske sammensetningen av tønneinnholdene varierte mye og var dominert av ulike kombinasjoner av forhøyede konsentrasjoner av metaller, hydrokarboner og klororganiske forbindelser. Sedimentene rundt tønnene bar preg av å være klart, men i varierende grad, påvirket av tønneinnholdet. Påvirkningen fra deponiet synes å være lokal da spredningen av ulike miljøgifter til omgivelsene har være beskjeden. Derfor kan deponiet ved Aspond ikke karakteriseres hverken som en aktiv eller vesentlig punktkilde til miljøgiftforurensning i fjorden.

1. Innledning

1.1 Historikk

Det er hevdet fra ulike kilder at Tankanlegget på Fagerstrand skal ha vært en av bidragsyterne til dumpingene ved Aspond. Fagerstrand var eid av Norsk Brændselolje fra 1921 og ble senere overtatt av BP/Norol. Anlegget fungerte i begynnelsen som sentralinntak for oljeprodukter i Oslofjordområdet, før denne virksomheten ble overført til Sjursøya i indre havn (kfr. Konieczny 1994a). Fra 1985 overtok Statoil Norge tankanlegget som da bl.a. etablerte et smøreljedeponi her.

Det er bekreftet at dumpingene allerede startet under siste verdenskrig. Utover de neste par 10-årene tiltok dumping av utrangerte tønner og jerrykanner. Fatene hadde inneholdt bl.a. white spirit, bensin og diesel og ble rengjort/steamet og punktert (kanner kun punktert) før dumping. Det var f. eks. vanlig å dumpe tønne med håndmakt i Ristsundet (nord for Håøya) og ved Selskjær, slik at de ble spredt med strømmen over et større område, men hoveddeponering foregikk likevel mellom sørspissen av Lågøya og Aspond (Figur 1). Det var imidlertid ikke noe bestemt antall tønner som ble dumpet om gangen, men det kunne dreie seg om hundretalls tønner. I 1970 skal den siste fraktebåten ha blitt solgt og dumpingene fra Fagerstrand skal ha opphørt.

Området ved Aspond har i lange tider vært benyttet som fiskeplass, men det har aldri blitt rapportert f.eks. oljesøl på redskap eller i vannmassene. Derimot kan det dokumenteres at bl. a. hummer herfra har hatt rustfarge, noe som ikke anses unaturlig med så mye jernskrap på sjøbunnen.

1.2 Målsetning

Deponeringen av kasserte tønner som skissert over, var sedvane i perioden 1950-1970 og foregikk derfor mer eller mindre i offentlighet. Omfanget, betydningen og effektene av dette var i utgangspunktet ukjent, slik at behovet for en nærmere kartlegging i området var påkrevet.

Målsetningene i denne fasen av undersøkelsen har derfor vært å:

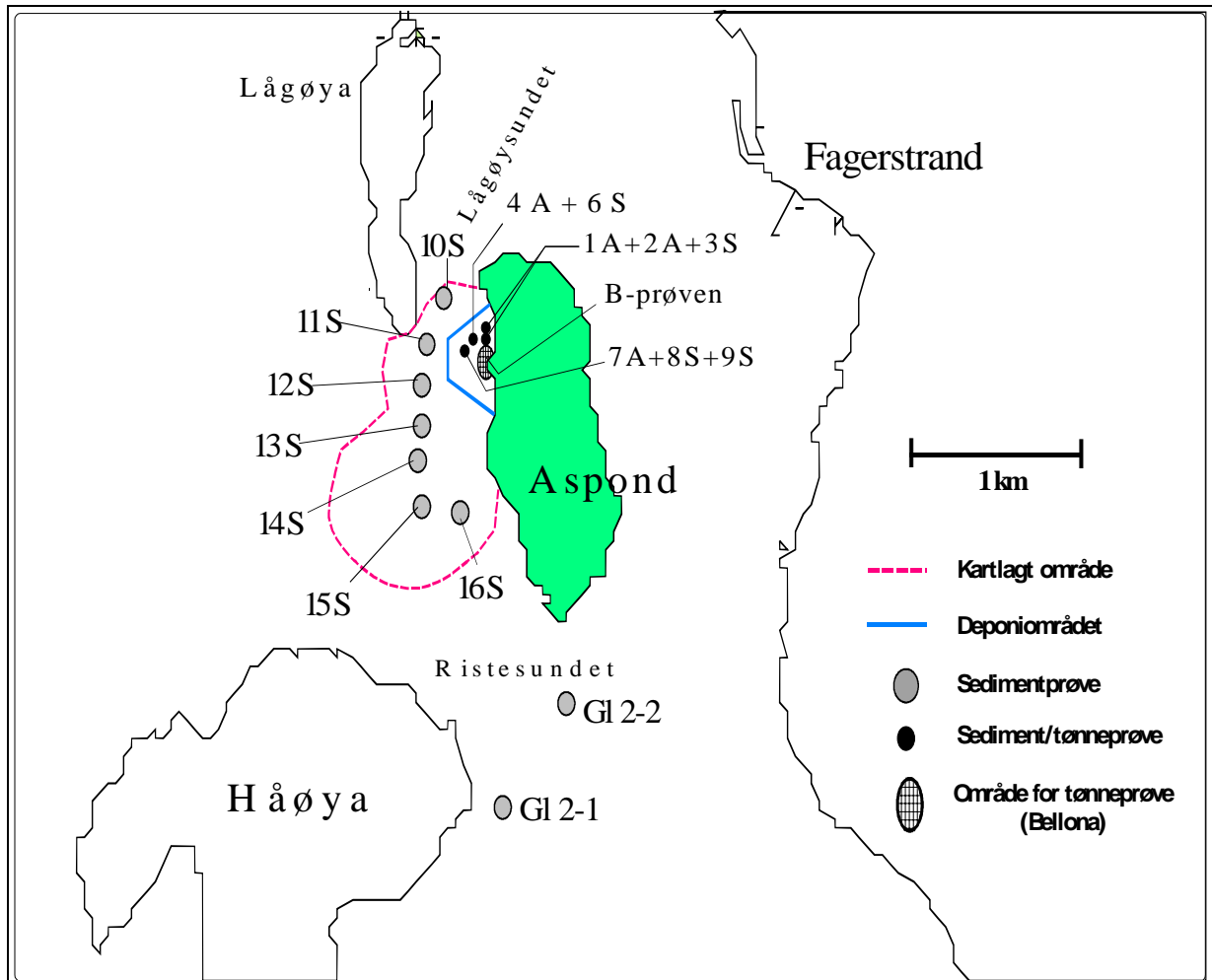
- Avgrense tønneponiets arealmessige utbredelse
- Anslå og om mulig beregne antall deponerte tønner
- Beskrive tønneenes tilstand
- Kartlegge mengden og type miljøgifter i tønner og sedimenter
- Belyse eventuell spredning av miljøgifter

Det påpekes at antallet analyser av tønneinnhold er begrenset. Resultater må derfor betraktes som orienterende, da det fortsatt råder usikkerhet om hvor mange tønner, med og uten opprinnelig innhold, som finnes i Aspond-området. Analyseomfanget gir heller ikke tilstrekkelig grunnlag for noen omfattende kildeprosporing mht. andre industrielle virksomheter som kan ha benyttet deponiet til å kvitte seg med problemavfall. I så måte har undersøkelsen naturlige begrensninger mht. hvilke konklusjoner som kan trekkes.

2. Materiale og metoder

2.1 Undersøkellesområdet

Det ble oppgitt at tønnedeponiet lå på vestsiden av Aspond og trolig i området mot nordvest til sørspissen av Lågøya. I Lågøysundet øker vanddyppet mot syd fra ca. 15 m til 132 m ved nordspissen av Håøya. Periodevis er det sterke strømmer i området, i hele vannsøylen, fortrinnsvis fra syd gjennom Ristesundet mot Lågøysundet i nord (kfr. Figur 1).



Figur 1. Kart over undersøkelsesområdet, deponiområdet og prøvepunkter, Aspond 1996.

Langs hele vestsiden av Aspond har bunnen en forholdsvis steil topografi nær land, med smale, nord-sør gående fjellhyller, nedover til ca. 30-35 m vanddypp. Derfra flater bunnen gradvis ut til omkring 50-60 m vanddypp, men er gjennomskåret av flere ca. 1-3 m høye steinrygger. Viktig i den sammenheng er kombinasjonen av en øst-vest gående rygg fra Aspond (på ca. 30 m vanddypp) og en nord-syd gående rygg fra spissen av Lågøya (fra ca. 10-40 m vanddypp). Disse ryggene omkranser deponiet på en naturlig måte og har trolig virket som fysiske barrierer mot videre spredning av rullende eller deponerte tønner utover i dypet. (kfr. kapittel 4.1).

2.2 Feltarbeid

Feltarbeidet ble gjennomført i to faser, hvor hovedobservasjonene ble gjort den 19.-20. november 1996 og supplerende prøvetaking den 22. november 1996. Til base for feltarbeidet ble fartøyet F/F "Trygve Braarud" benyttet. Fartøyet er velutrustet med posisjoneringsutstyr (GPS, ekkolodd, elektroniske sjøkart mm.) og ellers det nødvendige utstyr for sedimentprøvetaking. Sedimenter omkring hoveddeponiet ble samlet med en kortarmet van Veen-grabb. Ønsket prøvemateriale ble tatt ut fra hver av grabbene og overført til prøveglass.

Prøvetaking av tønneinnhold og sedimentprøver innenfor selve deponiet ble utført av dykkere. Prøvene ble tatt fra 3 ulike dyp som et tverrsnitt av deponiet (hhv. 7 m, 15 m og 25 m) og sedimentprøvene ble tatt i umiddelbar nærhet til de tønnene som ble antatt å ha et representativt innhold (kfr. Tabell 1 og 2).

Hovedkartleggingen av selve deponiet ble utført med en beltegående ROV (Remote Operated Vehicle). Rekkevidden var ca. 350 m i diameter og utstyret var påmontert sidesøkende sonar, dybdemåler, kompass og videokamera. ROV-observasjonene utgjorde ca. 14 timer kontinuerlig kjøring som er dokumentert med ca. 5 timer uredigert videofilm¹.

2.3 Prøvematerialet

En målsetning var å samle representative prøver av tønneinnhold og tilhørende sedimenter fra hele deponietområdet for å kunne bedømme eventuell spredning til omgivelsene. Det var et faktum at svært få tønner syntes å være inntakte og disse lå forholdsvis spredt. Derfor ble det valgt en annen tilnærming til problemstillingen, ved å konsentrere prøvetakingen i et dybdesnitt i sentralt i deponiet med høyest tetthet.

Totalt ble det tatt 5 prøver av tønneinnhold, hvorav 4 prøver ble analysert. Innholdet i tønnene varierte kraftig i utseende fra rustrødt til grønnungult vannholdig slam til sort mer leiraktig bløtt slam. Samtidig ble det samlet inn 4 representative sedimentprøver fra samme sted som de prøvetatte tønnene (Tabell 1). Sedimentprøvene varierte noe i farge fra gråsort til grågrønt, men var alle forholdsvis grove i sammensetningen. Det ble observert en del sand og grus i prøvene, noe som kan tyde på at deponiområdet primært representerer et erosjonsområde og kan dermed ha et spredningspotensiale.

Tabell 1. Tønneinnhold og sedimenter tatt fra selve deponiet ved Aspond 1996, kfr. figur 1.

Tønneinnhold	Sediment i deponiet	Vanndyp
1A, 2A	3S	7 m
4A	6S	15 m
7A	8S, 9S	25 m

De 7 sedimentprøvene fra de dypere områdene utenfor deponiet var derimot dominert av en mer finkornet sammensetning. Dette vil normalt indikere akkumulasjonsbunn. Sedimentenes farge og øvrige visuelle observasjoner antydte ingen nevneverdig påvirkning fra selve deponiet.

¹ En forkortet videoversjon på ca. 12 minutter er overlevert oppdragsgiver SFT.

Det refereres flere steder til en prøve kalt B-prøven². Prøven utgjør en blandprøve fra 6 tønner, innsamlet på ulike vanddyb (20-32 m) den 9. oktober 1996. Ulike spesialanalyser ble foretatt ved hhv. SINTEF, NSO og NIVA, men kun deler av rådataene er benyttet videre i resultatene og diskusjonen i denne rapporten.

Videre har det også vært naturlig å gjøre sammenlikninger i enkelte sammenhenger med resultater fra tidligere undersøkelser i området (Konieczny 1994b, Lystad et al. 1994). Miljøgiftdata herfra er kun gjengitt i utdrag og det henvises til originalrapportene for detaljinformasjon.

Tabell 2. Bakgrunnsdata vedrørende innsamlet prøvematerialet fra tønneponiet ved Aspond, 1996

Prøvekode	Vanddyb	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Prøvetype	Prøvetakings- metode	Kommentar
ATD 1A	7 m	59# 43.830'	10# 34.460'	Tønneinnhold	Manuellt, glass	Analysert
ATD 2A	7 m	59# 43.830'	10# 34.460'	Tønneinnhold	Manuellt, glass	Analysert
ATD 3S	7 m	59# 43.830'	10# 34.460'	Sediment	Manuellt, glass	Analysert
ATD 4A	15 m	59# 43.820'	10# 34.390'	Tønneinnhold	Manuellt, glass	Analysert
ATD 5A	15 m	59# 43.820'	10# 34.390'	Tønneinnhold	Manuellt, glass	Utgått
ATD 6S	15 m	59# 43.820'	10# 34.390'	Sediment	Manuellt, glass	Analysert
ATD 7A	25 m	59# 43.800'	10# 34.330'	Tønneinnhold	Manuellt, glass	Analysert
ATD 8S	25 m	59# 43.800'	10# 34.330'	Sediment	Manuellt, corer	Analysert
ATD 9S	25 m	59# 43.800'	10# 34.330'	Sediment	Manuellt, corer	Analysert
ATD 10S	19 m	59# 43.883'	10# 34.225'	Sediment	Grabb, 3/4 full	Analysert
ATD 11S	35 m	59# 43.819'	10# 34.212'	Sediment	Grabb, 3/4 full	Analysert
ATD 12S	41 m	59# 43.764'	10# 34.204'	Sediment	Grabb, 1/2 full	Analysert
ATD 13S	52 m	59# 43.711'	10# 34.167'	Sediment	Grabb, 1/5 full	Analysert
ATD 14S	70 m	59# 43.667'	10# 31.122'	Sediment	Grabb, 1/1 full	Analysert
ATD 15S	112 m	59# 43.516'	10# 34.171'	Sediment	Grabb, 1/1 full	Analysert
ATD 16S	94 m	59# 43.509'	10# 34.288'	Sediment	Grabb, 1/1 full	Analysert
ATD 17S	28 m	59# 43.520'	10# 34.480'	Sediment	Grabb, tom	Utgått
ATD 18S	17 m	59# 43.530'	10# 34.500'	Sediment	Grabb, tom	Utgått

2.4 Analyser

Det opprinnerlige analyseprogrammet var forholdsvis omfattende mht. til antallet parametere som skulle undersøkes. Analyseprogrammet ble sammensatt på bakgrunn av nødvendigheten av å gjennomføre en screening og de indikasjoner som hadde fremkommet ved analyse av B-prøven.

2.4.1 Metaller og elementer

Fra den orienterende analysen av B-prøven ble det besluttet også å gjennomføre en ICP/MS screening for metaller og elementer på alle prøver i undersøkelsen. Analysen ved NIVA omfatter 72 elementer (grunnstoffer) i tillegg til kvikksølv (Hg). Av analysetekniske årsaker, som ikke lot seg utbedre innen tidsrammen for undersøkelsen, måtte antallet parametere reduseres.

Det ble derfor tatt en avgjørelse om å analysere på de antatt viktigste parameterene ut fra B-prøven og SFT's liste over prioriterte tungmetaller. Det ble benyttet følgende analysemetoder (kfr. også vedlegg A):

ICP/AES: arsen (As) og tinn (Sn)

² B-prøven stammer fra Bellonas tidligere orienterende undersøkelse som det referes til i rapporten. Ytterligere informasjon kan fås ved henvendelse til Mai Britt Knoph, Bellona

Grafittovn/AAS:	nikkel (Ni), vanadium (V), bly (Pb), kadmium (Cd), sølv (Ag), molybden (Mo) og kobolt (Co)
Flamme/AAS:	litium (Li), kobber (Cu), krom (Cr) og sink (Zn)
Kalddamp/AAS:	kvikksølv (Hg)

2.4.2 Organiske forbindelser

Ut fra forventningene om å finne rester av oljerelaterte forurensninger ble det besluttet å analysere mhp. følgende 3 grupper forbindelser:

- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).
- Alkylsubstituerte naftalener, fenantrener og dibenzothiofener (NPD)
- Total hydrokarboner (THC)

I tillegg anses de generelle forekomstene av PCB å være hovedproblemet i Oslofjorden og det ble derfor undersøkt om deponiet kunne være en punktkilde for PCB og andre persistente klororganiske forbindelser.

Aromatiske hydrokarboner

PAH omfatter strengt tatt bare molekyler som har tre eller flere aromatiske ringer av karbon og hydrogen. Imidlertid medregnes ofte flere di- og heterosykliske, mer oljerelatert forbindelser i sum PAH. Av de kvantifiserte forbindelsene regnes 6 komponenter (+ dibenzopyrener) i samleggruppen "potensielle kreftfremkallende forbindelser" og betegnes sum KPAH (IARC 1987 og vedlegg C). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Forbindelsene naftalen, fenantren og dibenzothiofen og deres alkylhomologer inngår i gruppen NPD og kan brukes som en direkte indikasjon på tilknytningen til oljehydrokarboner. Totalt ble det kvantifisert 27 forbindelser og analysemetodikken som ble benyttet beskrives nærmere i vedlegg B.

Analyse av THC er en kvantifisering av totalmengden oljehydrokarboner som avgrenses av ulike kokepunktområder og omfatter kun de upolare forbindelsene i prøvematerialet. Prøvematerialet ble tørket ved 60 °C, homogenisert og ekstrahert i Soxhlet med en blanding av diklormetan og metanol. Kvantifisering ble utført på en gasskromatograf med kapillærkolonne (HRGC) med flammeionisasjonsdetektor (FID) og dataene sammenlignet med ekstern standard. En nærmere beskrivelse av analysemetodikk og resultattabeller med tilhørende gasskromatogram er gjengitt i analyserapport fra Institutt for energiteknikk (IFE) i vedlegg D.

B-prøven ble også analysert mht. innhold av organiske forbindelser ved SINTEF Kjemi. Det ble i den forbindelse identifisert oljerelaterte hydrokarboner tilsvarende karbontallsområdet C13-C26. Dette indikerte innhold av en delvis nedbrutt/omdannet diesel/lett fyringsolje. Totalkonsentrasjonen ble beregnet til 60 mg/kg t.v. Analysen ble utført ved GC/MS med deteksjonsgrense 0.1 mg/kg t.v. Det ble ikke registrert andre organiske forbindelser i prøven.

Klororganiske stoffer

Opparbeidelse og analyse mht. polyklorerte bifenyler (PCB) ble utført etter en ny metodikk kalt SOXWAVE utarbeidet ved NIVA. Metoden omfatter også opparbeidning og analyse av PAH. Metoden bygger på vanlig laboratoriepraksis og de tradisjonelle analyseprinsippene ved vårt laboratorium med tilsvarende presisjonsnivå, men er langt mindre tidkrevende. Metodikken er beskrevet nærmere i Vedlegg B.

PCB-analysen er kongenerspesifikk³ og gir ved siden også kvantitativ bestemmelse av følgende utvalgte persistente klororganiske forbindelser:

- penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB)
- oktaklorstyren (OCS)
- α - og γ -heksaklorsykloheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan)
- metabolitter av diklorfenyltrikloretan (Σ DDT = DDE + DDD)

For beregning av total mengde PCB tilstede i prøven benyttes de 7 vanligste (IUPAC No. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) av totalt 209 enkeltforbindelser som teoretisk kan være til stede (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al. 1992). Tidligere ble sum PCB-7 multiplisert med en faktor 2 som mål for total PCB-mengde. Dette bl.a. på bakgrunn av at de 7 kongenene normalt utgjorde omkring 40-60 % av de tilstedeværende kommersielle PCB-blandingen som ble observert i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Nyere viten antyder at denne faktoren skal være mellom 3-5 for sedimentet alt etter hvilken PCB-blanding som har gitt opphav til forekomsten. Hvilken faktor som skal benyttes avgjøres fra forekomstens profilsammensetning (%-fordeling av de 7 kongener) sammenliknet med tilsvarende kjente profiler for kommersielle blandinger⁴.

Totalt 6 prøver inklusive B-prøven ble analysert mht. innhold av PCB ved Norsk Spesial Olje as. med GC/ECD. Deteksjons-grensen i analysen var for høy til at PCB kunne kvantifiseres tilfredsstillende.

2.5 Normalnivåer av miljøgifter

Miljøgifter som metaller og PAH har et naturlig bakgrunnsnivå (som følge av erosjon av berggrunnen, vulkanutbrudd, skogbrann o.l.). Andre, deriblandt DDT og PCB, stammer utelukkende fra menneskelige aktiviteter og skal ha en forventet null-forekomst i omgivelsene. Imidlertid har også slike stoffer nå fått en global spredning.

Dette kan derfor være formålstjenlig å operere med et "antatt høyt bakgrunnsnivå" også for disse stoffene dvs. øvre grenser for konsentrasjoner som kan ventes i ulike medier.

Klassifiseringen er basert på diffus belastning uten innflytelse av punktkilder og "antatt høyt bakgrunnsnivå" betraktes som et upresist begrep med varierende innhold avhengig av f. eks. nærhet til industrialiserte områder. Forurensningsgrad kan anslås som grad av avvik fra det "normale".

2.5.1 Klassifisering av sedimenter og tønneinnhold

³ Følgende kongenerer er kvantifisert: IUPAC no. 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180, 209 (Ballschmiter et al. 1989).

⁴ *Clophen*: Jensen & Sundstrøm 1974, Safe et al. 1985, Schulz et al. 1989 Schulte & Malisch 1984
Aroclor: Albro & Parker 1979, Albro et al. 1981, Safe et al. 1985, Schulz et al. 1989 Frame et al. 1996

For sedimentene som ble undersøkt ved Aspond er det benyttet en klassifisering i form av en kombinasjon av de etablerte SFT-kriterier for marine sedimenter, verdier hentet fra litteraturen og erfaringstall fra Norge (Tabell 3). Det er benyttet øvre grense for Klasse I ved beregning av overkonsentrasjoner i resultatdelen nedenfor.

Tabell 3. Klassifisering av tilstand (forurensningsgrad) for metaller og organiske miljøgiftene i finkornige marine sedimenter. Konsentrasjoner er på tørrvektsbasis og Klasse I tilsvarer et "antatt høyt bakgrunnsnivå". Manglende/usikre data er merket *.

Komponent	Klasse I "God"	Klasse II "Mindre god"	Klasse III "Nokså dårlig"	Klasse IV "Dårlig"	Klasse V "Meget dårlig"	Referanse ⁵
Ag (mg/kg)	<0.2 ± 0.1	0.3-1.3	1.3-5	5-10	>10	1, 2, 3
As (mg/kg)	<15 ± 5	20-80	80-400	400-1000	>1000	1, 2, 3
Pb (mg/kg)	<20 ± 10	30-120	120-600	600-1500	>1500	1, 2, 3
Cd (mg/kg)	<0.2 ± 0.05	0.25-1	1-5	5-10	>10	1, 2, 3
Cu (mg/kg)	<25 ± 10	35-150	150-700	700-1500	>1500	1, 2, 3
Cr (mg/kg)	<50 ± 20	70-300	300-1500	1500-5000	>5000	1, 2, 3
Co (mg/kg)	<25 ± 10	35-150	150-700	700-1500	>1500	10
Hg (mg/kg)	<0.1 ± 0.05	0.15-0.6	0.6-3	3-5	>5	1, 2, 3
Mo (mg/kg)*	< 10	10-40	40-200	200-700	>700	12
Ni (mg/kg)	<20 ± 10	30-130	130-600	600-1500	>1500	1, 2, 3
Sn (mg/kg)*	<0.9 ± 0.5	1.4-5	5-25	25-45	>45	9
V (mg/kg)	<100 ± 50	150-650	650-3000	3000-10000	>10000	10
Zn (mg/kg)	<100 ± 50	150-700	700-3000	3000-10000	>10000	1, 2, 3
σPAH (mg/kg)	<0.3	0.3-2	2-6	6-20	>20	1, 2, 3
B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500	1, 2, 3
σPCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300	1, 2, 3
THC (mg/kg)*	<5-10	10-100	100-1000	1000-10000	>10000	4
5CB (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	5
HCB (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	1, 2, 3
OCS (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	5
σDDT (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	6, 7
α-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	8
γ-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50	8
Forurensningsgrad	Grad 1 "Lite"	Grad 2 "Moderat"	Grad 3 "Markert"	Grad 4 "Sterk"	Grad 5 "Meget sterk"	

Det presiseres at det ved undersøkelse av innholdet i de ulike tønnene ikke finnes et naturlig sammenlikningsgrunnlag for klassifisering slik som for sedimentene. Der hvor det ble påvist innhold i antatt inntakte tønner, kunne dette bestå enten av (1) opprinnerlig innhold og mulig materialet tønnene var laget av eller (2) av innhold/tønnemateriale som var påvirket av omkringliggende sjøvann og sedimenter. De aktuelle prøvene ble i denne sammenheng oppfattet som og analysert som "slam". Derfor ble det også vurdert mer formålstjenlig å sammenlikne konsentrasjonene mot sedimentkriteriene, fremfor tilsvarende kriterier for sjøvann.

Tabell 3 viser også grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser og forurensningsgrad. Ved klassifisering av tilstand skilles det ikke mellom naturtilstanden og menneskelig påvirkning, men

⁵ Litteraturhenvisninger til data i tabell 3: (1) Knutzen et al. 1993, (2) (3) Rygg og Thélin 1993 a,b, (4) Kaarstad og Telfer 1991, (5) Næs og Oug 1991, (6) Konieczny 1992, (7) Konieczny og Juliussen 1995, (8) Knutzen pers. med., (9) Chester 1990 (10) Knutzen og Skei 1990, (12) Martin og Whitfield 1983

summen av disse er den observerte tilstand. Det opereres med fem tilstandsklasser for sedimenter, fra "god" til "meget dårlig" tilstand.

Avviket mellom den observerte tilstand (tilstandsklassene) og den forventede naturtilstand ("antatt bakgrunnsnivå") angir forurensningsgrad. Også for forurensningsgrad benyttes en femdeling, fra "lite forurenset" til "meget sterkt forurenset". Litteraturhenvisninger som klassifiseringene baseres på er gitt i fotnote til tabell 3. Elementer og forbindelser som omtales i teksten, men som ikke er inkludert i tabellen, blir i hvert enkelt tilfelle referert på vanlig måte.

2.6 Metode for beregning av antall tønner

Deponiets betydelige omfang umuliggjorde at antallet tønner kunne registreres/telles eksakt. Det ble derfor valgt en tilnærming basert på kvantifisering vha. 3 ulike metoder. Hver av metodene hadde sine naturlige begrensninger, men i kombinasjon gir de muligheter for å anslå et sannsynlig antall enheter.

2.6.1 Telling med sidesøkende sonar

Det ble benyttet en sidesøkende sonar som i utgangspunktet gir et 2-dimensjonalt sirkulært bilde av bunnen. Bunnens beskaffenhet blir gjenngitt med fargekoder etter hardhet, slik at fast fjell og objekter kan skilles fra bløte sedimenter. Objekter av en viss størrelse og som stikker noe over bunnen blir avtegnet i sonarbildet. Radius på sirkelen man søker i kan velges alt etter hvilken oppløslighet man ønsker. Det var også mulig å rette søket i ulike retninger ved å benytte avgrensede sektorer.

Til tellingen av tønner ble det gjennomført søk i en sirkel med radius 10 m som dekket et areal på ca. 300 m². Antallet tønner ble registrert og kontrollert med ROV og videomonitor. Deretter flyttes sonaren til en av de registrerte enhetene som blir senter i det nye område som telles. Metodens begrensning ligger i at den er forholdsvis tidkrevende og er best egnet ved lav tetthet av tønner.

2.6.2 ROV/video telling

Telling under ROV-observasjonene ble kontinuerlig gjennomført under kartleggingen. Kombinasjonene av videokameraets dekningsvinkel (i praksis en bredde på ca. 5 m) og avstanden som tilbakelegges f. eks. 40 m gir arealet. Innenfor dette arealet på 200 m² kan antall enheter registreres nøyaktig. Fordelene med denne metoden er at den gir en klart bedre oppløsning enn hva som er tilfelle med sonaren.

2.6.3 Telling ved dykking

På lik linje med ROV-telling er dette ikke en helt eksakt metode, pga. begrensninger i anslaget av det arealet som dekkes. Andre begrensninger vil periodevis være sikt, dykkedyp/tid osv. og egner seg best over små arealer med stor tetthet. Det ble gjennomført to slike tellinger på to ulike dyp.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Kartlegging av tønneponiet

3.1.1 Arealutbredelse

I denne undersøkelsen ble det kartlagt et område på ca. 650 m x 1000 m eller nærmere 0.65 km² vest for Aspond. Under kartleggingen er det brukt ROV og videoinspeksjon, dybdemålinger med ekkolodd, bruk av sidesøkende sonar og visuelle observasjoner ved hjelp av dykking. I tillegg er det gjennomført prøvetaking manuelt med dykker og med tradisjonell sedimentprøvetaker (van Veen grabb), hvor en visuell beskrivelse av materialet inngikk. Inkluderes supplerende kartlegging utført av Bellona har det blitt dekket et areal på ca. 1 km².

Utformingen av selve hoveddeponiet er tilnærmet trapesformet hellende med sin korteste side mot vest (kfr. Figur 1). Arealet er ca. 200 m x 500 m eller 0.1 km². For dybdeforhold og ytterligere detaljer vedrørende området kfr. kapittel 2.1 over.

3.1.2 Beregningsgrunnlag for antallet tønner

Ut fra hoveddeponiets anslåtte totalareal på ca. 100.000 m² og tellingene kan det opereres med 4 grader av tetthet for tønner og Jerry-kanner. Det skiller ikke mellom tønner og kanner i de følgende estimatene men benevnes som enheter (kfr. også kapittel 3.1.3). Den største tettheten med 1 enhet pr. 6 m² finnes sentralt i hoveddeponiet og utgjorde et areal på ca. 16.000 m². Dette utgjør totalt ca. 2600 enheter.

Området med middels tetthet, med 1 enhet pr. 12 m², ble hovedsakelig observert i de grunneste delene langs land (ca. 5-10 m vandyp) i hoveddeponiet og utgjorde ca. 24000 m². Antallet enheter i dette området ble beregnet til ca. 2000 enheter. De marginale områdene i deponiet utgjorde totalt ca. 20.000 m² og hadde det som karakteriseres som lav tetthet eller 1 enhet pr. 20 m². Her ble antallet bergnet til ca. 1000 enheter. De resterende 40.000 m², hvor det sporadisk ble observert tønner karakteriseres ved svært lav tetthet eller 1 enhet pr. 100 m². Totalt kan det finnes ca. 400 enheter i dette området.

Beste estimat for antallet tønner og kanner i hoveddeponiet blir da ca. 6000 enheter deponert i hoveddeponiet.

I tillegg er det rapportert enkelte funn i området langs land syd for hoveddeponiet, samt i dypområdene mot sydvest. Disse observasjonene er gjort av andre enn NIVA. Resterende totalt kartlagt areal er 0.9 km², men det ble ikke gjort vesentlige funn innenfor de ca. 0.55 km² som ble kartlagt av NIVA i denne undersøkelsen. Antas det derimot at de gjennstående ca. 0.35 km², har en tetthet på f. eks. 30% av den laveste tettheten i hoveddeponiet, kan det finnes ytterligere ca. 1000 enheter i området. Det poengteres at dette estimatet er beheftet med stor usikkerhet.

3.1.3 Tønnes kvaliteten

Hovedmengden (70-80%) av de omkring 6000 enheter var trolig fat av typen sinkbelagte "bredbånd"-tønner, som kom i produksjon like før 1950. Det ble sporadisk observert et mindre antall, mulig eldre, "øltønne"-formede jerntønner, samt noen fat av nyere dato. Omtrent 1/4 av funnene var kanner av typen Jerry-kanner. Tilstanden til tønnene var svært dårlig etter mange år i saltvann og sjøbunnen

innenfor deponiet bar klart preg av det opprinnelige tønnematerialet. Mange steder utgjorde metallfragmenter fra knuste tønner og kanner en stor andel av sedimentet, som samtidig hadde en rustfarge. Tønnene på grunne dyp syntes å være dårligere bevart enn de som ble observert på større vanddyb.

3.2 Miljøgifter og forurensninger

3.2.1 Metaller

Kvikksølv - Hg

B-prøven sammensatt av tønneinnhold fra 6 tønner innholdt 0.67 mg/kg t.v. og dette var i samme størrelsesordenen (0.66-0.78 mg/kg t.v.) som tidligere målt i området syd for Aspond (Konieczny 1994b). Nivåene representerer ca. 4-5 ganger overkonsentrasjon sammenliknet med normalnivåer i marine sedimenter (Tabell 3).

Målinger av Hg i de 4 tønnene viste konsentrasjoner mellom 0.31 og 0.52 mg/kg t.v. noe som indikerer at det har forkommet mindre mengder kvikksølv enten i det opprinnerlige tønneinnholdet eller som en komponent i selve tønnematerialet. I sedimentene innenfor deponiet var konsentrasjonene 0.09-0.68 mg/kg t.v.

Nivåene av Hg i sedimentene utenfor og omkring deponiet var jevnt over noe høyere og i konsentrasjoner på 0.18-0.87 mg/kg t.v. Høyeste Hg-konsentrasjon målt i området tilsvarte m.a.o. nedre del av tilstandsklasse III eller "nokså dårlig" sedimentkvalitet. Det antas at Hg-forekomstene representerer det generelle nivået i denne delen av fjorden.

Kadmium - Cd

Forekomsten av Cd i B-prøven var i motsetning til Hg svært høy og det ble tidligere målt hele 15 mg/kg t.v. i denne prøven. Dette tilsvarer ca. 100 ganger overkonsentrasjon og slike Cd-nivåer er forholdsvis sjelden i Oslofjorden. Fra tidligere undersøkelser er det imidlertid registrert konsentrasjoner av denne størrelsen lokalt i indre havnebasseng (kfr. Konieczny 1992, 1994b).

Tønneinnholdene i denne undersøkelsen viste varierende, men kraftig forhøyede Cd-konsentrasjoner fra 5.8 mg/kg til 71 mg/kg t.v. (vedlegg A). Nivåer i denne størrelsesorden og høyere er tidligere kun funnet i marine områder i forbindelse med utslipp fra metallindustri f. eks. i Saudafjorden, Ilsvika og Eitreimsvågen (kfr. Knutzen et al. 1982, Skei 1983, Instanes og Noteby 1991).

Nivåene i sedimentene innenfor deponiet og i områdene utenfor var derimot lave og omkring normalnivået. De høye konsentrasjonene i tønnene reflekteres derfor på ingen måte i sedimentene, med unntak av prøve 3S. Dette indikerer at kadmium opptrer svært lokalt og at det ikke har forgått noe markert spredning til omgivelsene. Dette støttes av observasjoner gjort tidligere i området syd for Aspond (Konieczny 1994b).

Arsen - As

Forekomstene av arsen i tønnene var i to av tilfellene uvanlig høye. Høyeste konsentrasjon ble målt i tønne 1A med hele 290 mg/kg t.v. eller ca. 15 ganger bakgrunnsnivået (Tabell 3), og gjennomsnittet for tønnene (inklusive B-prøven) var 118 mgAs/kg t.v. (vedlegg A).

Slike nivåer er noe uvanlig for Oslofjorden og er tidligere kun rapportert fra undersøkelser omkring Stabil Alna Malingfabrikk ved Hvitsten (Noteby 1992, 1995). Det lot seg derimot ikke gjøre å kvantifisere As over deteksjonsgrensen i sedimentene i nærområdet til deponiet, slik at forekomstene begrenser seg til tønnene og sedimentene omkring på grunt vann.

Bly - Pb

Fra tidligere undersøkelser er det konstatert at overflatesedimenter i hele Indre Oslofjord er påvirket av Pb i størrelsesordenen 100-300 mg/kg t.v. (Konieczny 1993b). Det var av den grunn forventet å finne forholdsvis høye konsentrasjoner også her i deponiet, noe som B-prøven også hadde gitt indikasjoner på. Dog var konsentrasjonene i sedimentene omkring deponiet forholdsvis lave ca. 30-100 mg/kg t.v (vedlegg A) og tyder ikke på tilførsler fra deponiet.

I motsetning til dette var Pb-konsentrasjonene som ble målt til ca. 350-1020 mg/kg t.v. i tønnene tilsvarende maksimalt tilstandsklasse IV (Tabell 3). Forekomstene av Pb antas hovedsakelig å stamme fra tilsetninger i ulike typer drivstoff. Det påpekes at nivåer av Pb tilsvarende 30 ganger bakgrunn eller høyere sjelden er påtruffet i Oslofjorden og så måte kun er knyttet til avgrensede "hot spot"-områder (kfr. Skei 1977, Konieczny 1992, 1993a, 1995).

Kobber - Cu

Høye konsentrasjoner av Cu er også sjelden observert i fjorden, men så mye som 1590 mg/kg t.v. er målt lokalt i Bjørvika i indre havn (Konieczny 1992). Innholdet i tønnene fra Aspond viste konsentrasjoner i intervallet 59-1210 mg/kg t.v. og den høyeste verdien fra prøve 1A tilsvarende ca. 35 ganger forhøyet i forhold til normalnivået (Tabell 3).

Sedimentene derimot viste ingen særlig tegn til forurensning av Cu og gjennomsnittskonsentrasjonen ble beregnet til ca. 48 mg/kg t.v. (vedlegg A). Dette representerer et nivå like over naturlig bakgrunn. Pga. de svært varierende konsentrasjonene i tønnene er det ikke mulig å avgjøre om Cu stammer fra selve innholdet eller som del av metallet i tønnene. Det konkluderes med at det ikke har forekommet noe synbar spredning av Cu fra deponiet til omgivelsene.

Sink- Zn

Konsentrasjonene av Zn i tønneinnholdet var usedvanlig høye og kan stamme fra overflatebehandlingen av tønnene. Gjennomsnittet for tønneinnholdene var noe over 15000 mg/kg t.v. og tilsvarende tilstandsklasse V og høyeste enkeltkonsentrasjon var 35500 mg/kg t.v. eller 237 ganger overkonsentrasjon (Tabell 3). Til tross for at det ble observert at tønnefragmenter var spredt i hele deponiområdet, syntes ikke sedimentene å reflektere dette. Gjennomsnittet for sedimentprøvene var 289 mg/kg t.v. og tilsvarende kun tilstandsklasse II (vedlegg A).

Det eksisterer for øvrig et begrenset antall observasjoner for Zn i Oslofjorden, men konsentrasjoner mellom 1000-4000 mg/kg er målt lokalt i havneområdet og i Svestad Marina (Konieczny 1992, 1993a). Ut fra resultatene må det konkluderes med at forekomstene er begrenset til tønnene og at det ikke kan påvises noe vesentlig spredning av Zn fra deponiet til omgivelsene.

Krom - Cr

Konsentrasjonene av Cr på 26-73 mg/kg t.v. tilsvarende omkring bakgrunnsnivåer eller lavere, noe som var i samsvar med B-prøven fra tidligere. Dog ble de 3 høyeste konsentrasjonene målt i deponiet (Prøve 1A, 2A og 3S). Årsaken til at nivåene ikke var høyere kan dog ligge i opparbeidelsen av prøver, hvor det ble benyttet HNO₃-oppløstning. Metoden resulterer angivelig for enkelte metaller

(bl.a. også nikkel og vanadium) i underestimer (ca. 1/3 av nivåene ved totaloppslutning med HF). Likevel ville endret metodikk maksimalt resultert i konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II. Det syntes heller ikke å forkomme konsentrasjonsgradienter i sedimentene.

Nikkel - Ni

Resultatene for Ni kan i hovedsak sammenliknes med forekomstene av Cr og var også for dette metallet sammenfallende med B-prøven. Sedimentene i og utenfor deponiet inneholdt gjennomgående 1-2 ganger bakgrunnsnivået og er ikke særlig atypisk for sedimentene i fjorden for øvrig. Unntatt fra dette forhold var de to tønnene fra grunt vann (1A og 2A) som hhv. inneholdt 251 mg/kg og 96 mg/kg t.v. Dette tilsvarer i sin tur ca. 8 og 3 ganger overkonsentrasjon eller maksimalt tilstandsklasse III. Endret oppslutningsmetode ville ikke ha endret dette forhold. Det ble heller ikke observert noen gradienter for Ni-forekomstene i sedimentmaterialet, slik at antagelsene om spredning til tilstøtende områder er uten betydning.

Vanadium - V

Det finnes få erfaringstall for konsentrasjoner av vanadium i sedimenter. Målinger fra Oslo havnebasseng resulterte i konsentrasjoner på 108-226 mgV/kg t.v. Innholdet i tønner og sedimenter ved Aspond var generelt noe lavere, men omtrent i samme størrelsesordenen (vedlegg A). Gjennomsnittet for alle prøver var 72 mg/kg t.v. eller ca. 1/2 ganger antatt naturlig bakgrunnsnivå. Dog må det påpekes at V også er et av de metallene hvor det kan oppnås høyere konsentrasjon ved totaloppslutning. Selv om konsentrasjoner justeres opp med 60-70% vil likevel vanadium ikke ha betydning for forurensningssituasjonen i området.

Tinn - Sn

Tinn hadde omtrent samme forekomst som arsen, men var kun knyttet til selve deponiet. Det ble funnet betydelige overkonsentrasjoner i alle tønnene (også B-prøven) og i sedimentene på den grunneste stasjonen 3S. Konsentrasjonene varierte mellom 40 mg/kg og 150 mg/kg t.v. tilsvarende mer enn 100 ganger forhøyet og representerer tilstandsklasse V. Betydningen av disse nivåene er vanskelig å belyse da det generelt finnes få sedimentdata for metallisk Sn og da spesielt ingen referanseverdier for Oslofjorden. Mulig dreier det seg her om rester av f.eks. loddetinn og neppe tinnorganiske forbindelser fra maling. Som et sammenlikningsgrunnlag er det tidligere funnet konsentrasjoner av Sn på opptil 40 mg/kg t.v. i sedimenter sentralt i Stavanger havn (Noteby 1993).

Sølv - Ag

Den orienterende B-prøven viste en klart forhøyet konsentrasjon av sølv i tønneinnholdet, noe som ble bekreftet i denne undersøkelsen. Samtlige prøver av tønneinnhold og de fleste sedimentprøver hadde forhøyede konsentrasjoner på opptil 1.73 mg/kg t.v. eller 6 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå i finkornige fjordsedimenter. Sett i forhold til uforurensede oceaniske sedimenter øker den maksimale overkonsentrasjonen til ca. 17 ganger (Martin og Whitfield 1983). Forekomstene tyder på at enkelte tønner kan ha inneholdt rester av sølvholdig materiale som i noen grad er spredt til sedimentene i området. Forholdet kan om nødvendig klarlegges ved undersøkelse av referanseprøver eller når det vanlig forekommende nivået for Ag i denne delen av fjorden er kjent.

Kobolt - Co

Mengdene av Co, både i B-prøven og alle prøver i undersøkelsen viste med unntak av tønne på grunt vann (42 og 53 mg/kg t.v.), konsentrasjoner langt under normalnivå 55 mg/kg t.v. for marine sedimenter (Martin og Whitfield 1983). Observasjonene antydde tross de lave verdiene en økende

konsentrasjonsgradient mot økende vanddyb utenfor deponiet, uten at dette automatisk settes i sammenheng med spredning fra deponiet.

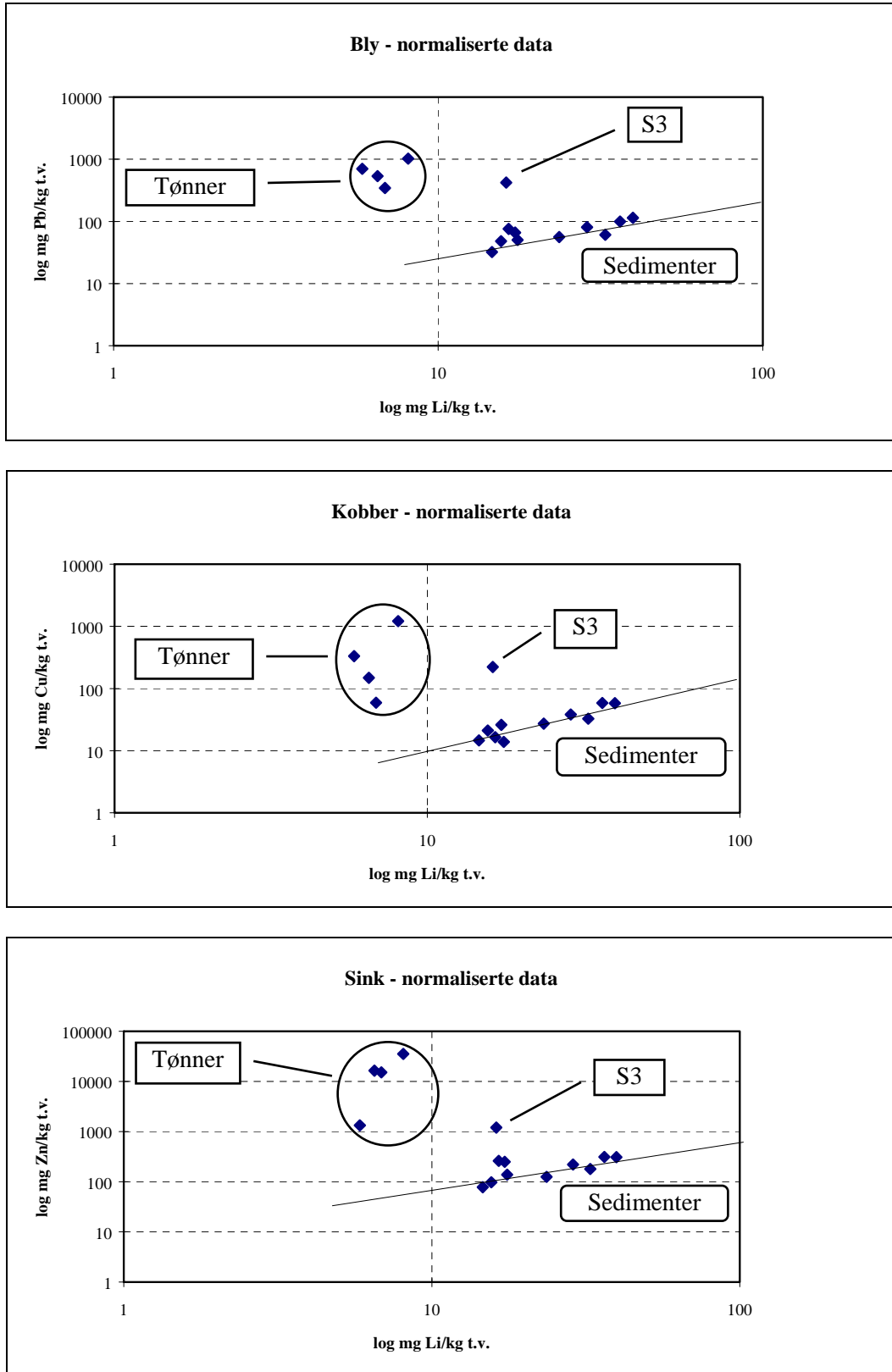
Molybden - Mo

B-prøven indikerte 6 ganger forhøyet forekomst av Mo i tønneprøven, men det ble ikke funnet vesentlige mengder Mo i den oppfølgende undersøkelsen, hverken i tønner eller sediment. Dog var det noe mer Mo i tønnene (ca. 6-9 mg/kg t.v.), enn i sedimentene innenfor og nærmest deponiet (ca. 1-4 mg/kg t.v.). I sedimentene utenfor og omkring deponiet ble det ikke funnet Mo over deteksjonsgrensen. Forekomstene anses derfor å være svært lokale og det har heller ikke forgått noen form for registrerbar spredning av molybden.

Litium - Li

Det ble målt innhold av Li for normalisering av metallkonsentrasjoner både i tønneinnhold og sediment. Resultatene indikerte forskjeller i konsentrasjoner mellom tønneinnhold og sedimentene. Gjennomsnittet for tønnene inklusive B-prøven (n=5) var på ca. 7 mg/kg t.v., mens tilsvarende for sedimentene (n=11) var 23.5 mg/kg t.v. Dette ligger ca. 40% lavere enn gjennomsnittet for overflateprøver i Oslofjorden på 38 mg/kg t.v. (n = 110). Normalnivået for Li i marine sediment ved totaloppslutning antas å være omkring 45-60 mg/kg t.v. avhengig av kornstørrelse (Martin og Whitfield 1983, Loring 1991).

Det tyder på at tønnene ikke inneholder minerogene forekomster av Li. I tillegg ble det observert en økende gradient med økende vanddyb i Li konsentrasjonene, fra nord (ca. 15 mg/kg t.v.) mot syd (ca. 40 mg/kg t.v.). Nivåene samsvarer ellers med tidligere registreringer i området og fjorden forøvrig og forholdet har sammenheng med den naturlige sedimentasjonen av finmaterialet. Figur 2 viser et utvalg eksempler på normalisert metallkonsentrasjoner (Pb, Cu og Zn) og det kan ses at de 4 tønnene, samt sedimentprøve 3S gjennomgående inneholder forhøyede konsentrasjoner i forhold til forventede verdier. Tilsvarende trend ble også observert for Cd, Ag, Co, Ni, Cr og V, mens for As, Mo og Sn hadde mangelfullt datagrunnlag. Hva Hg angår egner ikke Li seg for normalisering av dette metallet, da det ofte er assosiert med innhold av organisk materiale.



Figur 2. Normalisering av konsentrasjoner for bly, kobber og sink vha. litium. Det er benyttet log-transformering pga. store konsentrasjonsforskjeller. Skrålinjen i diagrammene representerer antatt normalnivå for metall:litium.

3.3 Organiske miljøgifter

3.3.1 PCB

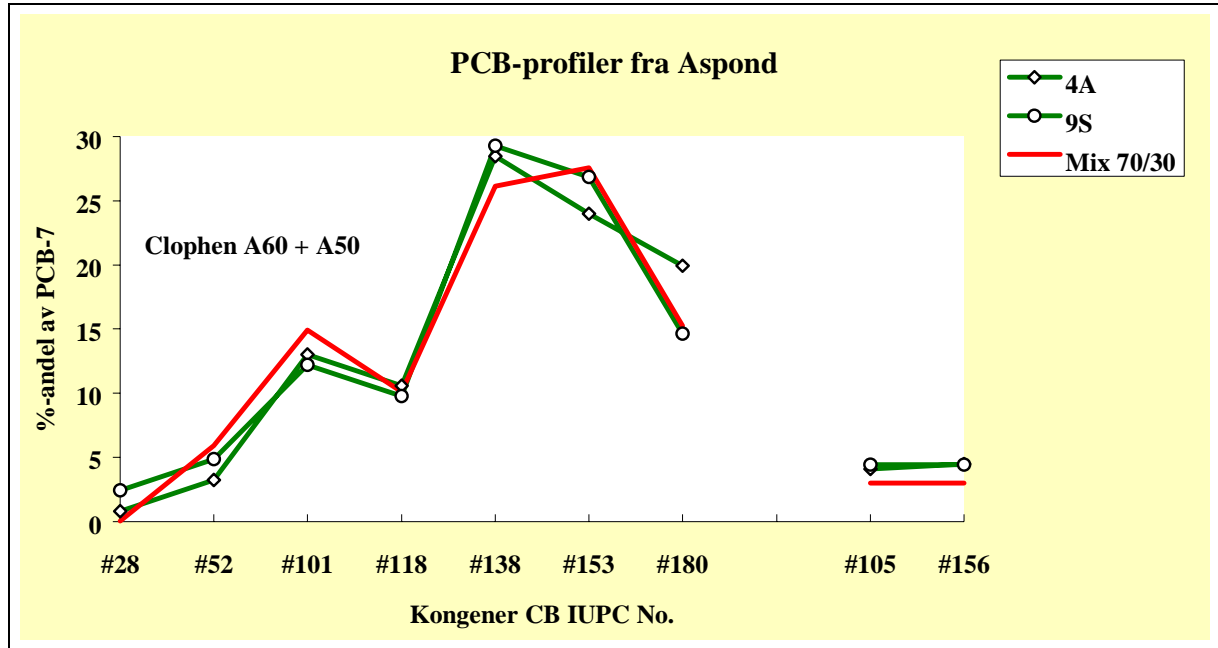
Det dominerende forurensningsproblemet i Oslofjorden skyldes nivåene av PCB. Tidligere undersøkelser i nærområdet og mulighetene for at deponiet kunne være en punktkilde, gjorde det nødvendig å kartlegge forekomstene av klororganiske forbindelser. Resultatene viste at alle prøver inneholdt totalmengder av PCB over bakgrunnsnivå (Tabell 4). Variasjonene i beregnede konsentrasjoner var mellom 5 µg/kg og 81 µg/kg t.v (maksimalt tilstandsklasse III) og tønnene hadde et høyere gjennomsnittsnivå (ca. 45 µg/kg t.v.) enn sedimentene (ca. 17 µg/kg t.v.). Inkluderes to tidligere målinger fra området syd for Aspond, øker gjennomsnittet for sedimenter til ca. 26 µg/kg t.v.

Tabell 4. Målte konsentrasjoner på tørrvektsbasis av PCB-kongener og beregnet total PCB = PCB-7 x omregningsfaktor 3.3 (n=13) i tønner og sedimenter fra Aspond 1996.

Prøve	#28 µg/kg	#52 µg/kg	#101 µg/kg	#118 µg/kg	#138 µg/kg	#153 µg/kg	#180 µg/kg	#105 µg/kg	#156 µg/kg	#209 µg/kg	PCB-7 µg/kg	PCB-9 µg/kg	Tot.PCB µg/kg
1A	0.3	0.8	2.1	1.9	2.0	1.7	0.5	0.8	0.3	-	9.3	10.4	31
2A	0.8	1.0	2.3	1.7	2.0	3.9	0.6	0.8	0.2	-	12.3	13.3	41
4A	0.2	0.8	3.2	2.6	7.0	5.9	4.9	1.1	1.2	-	24.6	26.9	81
7A	0.1	0.8	1.6	1.6	1.9	1.4	0.7	0.9	0.4	-	8.1	9.4	27
3S	0.7	1.0	2.2	2.5	2.8	2.6	0.9	1.2	0.3	-	12.7	14.2	42
6S	0.4	0.5	0.9	1.2	1.3	1.2	0.4	0.5	-	-	5.9	6.4	19
8S	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.1	-	-	-	1.4	1.4	5
9S	0.1	0.2	0.5	0.4	1.2	1.1	0.6	0.2	0.2	-	4.1	4.5	14
11S	-	0.3	0.4	0.4	0.4	0.7	0.2	0.2	-	-	2.4	2.6	8
13S	0.2	0.4	0.6	0.8	0.9	0.7	0.3	0.4	-	-	3.9	4.3	13
15S	0.2	0.7	0.8	1.0	0.9	0.7	0.3	0.6	-	-	4.6	5.2	15
G12-1	1.0	1.0	2.0	3.0	4.0	3.0	2.0	1.0	-	-	16.0	17.0	53
G12-2	1.0	1.0	3.0	4.0	5.0	4.0	2.0	2.0	-	-	20.0	22.0	66

Fra PCB-profilene basert på kongenerfordelingen antas forekomstene å stamme fra de kommersielle PCB-typene Clophen som ble produsert i Tyskland. Det ble ikke påvist noen markert spredningsgradient for PCB og totalt sett anses ikke de observasjonene å avvike fra noe særlig fra de forventede PCB-konsentrasjonene i denne delen av fjorden. Av andre persistente klororganiske forbindelser ble det kun funnet spor både i tønner og sedimenter, men i svært lave enkeltkonsentrasjoner (0.2-0.6 µg/kg t.v.) Samlet var forekomstene noe høyere i tønnene enn i sedimentene uten at dette kan vektlegges noe særlig (Vedlegg B).

Det er imidlertid rapportert at Clophen kom i produksjon tidlig på 1930-tallet og først etter 1972 ble disse kun benyttet i lukkede systemer (De Voogt og Brinkman 1989). Forekomstene ved Aspond synes å opptre som varierende blandinger med ulik kloreringsgrad og da hovedsakelig av typen Clophen A60 og A50, med et mindre innslag av A40 og A30. I Figur 3 gis et eksempel på PCB-profiler fra observerte data i prøve 4A og 9S (kfr. også Figur 1).



Figur 3. Eksempel på PCB-profiler i tønneinnhold (4A) og sediment (9S) fra Aspond 1996. Blandingen 70% Clophen A60 + 30% Clophen A50 gir en omregningsfaktor på 3.02 som grunnlag for total PCB.

Med utgangspunkt i de observerte blandingerne av ulike Clophener, ble det beregnet en gjennomsnittlig omregningsfaktor på 3.3 (n = 13). Denne faktoren ble benyttet for å estimere de total PCB-konsentrasjoner som det opereres med. Ved sammenlikning med profilene fra de tidligere prøvene (Konieczny 1994b), hadde disse en noe annen sammensetning bl. a. > 25% Aroclor 1254. Denne PCB-typen ble ikke observert i prøvene i og rundt deponiet og tyder derfor på at sedimentene syd for Aspond har blitt påvirket av en annen kilde. Da det ikke synes å være helt entydige sammenhenger mellom tønneinnhold og sedimentene i deponiet, ei heller noen klare spredningsgradienter til sedimentene utenfor, betraktes ikke deponiet å være noe punktkilde for PCB til fjorden.

3.3.2 PAH

Det ble målt varierende overkonsentrasjoner for sum PAH i tilnærmet alle prøver (Vedlegg C). Høyeste konsentrasjon ble registrert i tønne 2A med mer enn 48 mg/kg t.v., noe som var uvanlig høyt og klart avvikende fra resten av prøvene. Dette representerer omkring 160 ganger et antatt bakgrunnsnivå, mens de andre tønnene inneholdt kun ca. 0.5-2 mgPAH/kg t.v. Gjennomsnittet for sedimentene var ca. 0.9 mgPAH/kg t.v. og en tilnærmet avtagende konsentrasjonsgradient fra deponiet mot økende vanddyb, indikerer at forurensningen er forholdsvis lokal.

Andelen NPD i tønne 2A var kun ca. 10% og antyder et annet opphav enn de 3 resterende tønner hvor NPD-innhold var på mellom 43% og 71%. Forekomsten av NPD i sedimentene hadde et gjennomsnitt på 13% som er en høyere andel enn i tønne 2A. Summen av de letteste og mest vannløslige forbindelsene (disykliske og heterosykliske) fulgte stort sett forekomsten av NPD.

Andelen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene, sum KPAH(IARC 1987) støtter i stor grad at innholdet i tønnene var oljerelatert. PAH i sedimentene var vesentlig av en forbrennings-relatert opprinnelse, dvs. KPAH på omkring 30% eller høyere. Noen sedimentprøver inneholdt litt mindre enn 30% KPAH, eksempelvis prøve 11S, som lå rett nedenfor deponiet. Dette skyldes en noe kraftigere påvirkning av olje enn i resten av prøvene. KPAH-andelen i tønnene var 10-23%. Forekomstene av benzo(a)pyren var ikke unormalt høy i noen av prøvene, med unntak av tønne 2A. I dette tilfelle tilsvarer konsentrasjonen av B(a)P alene tilstandsklasse V, mens øvrige PAH-forekomster klassifiseres til grensen tilstandsklasse II/III eller lavere.

Det er vanskelig å tolke det mer spesifikke opphavet til PAH-forekomstene utover den generelle relasjonen til olje og forbrenning. PAH-sammensetningen i disse prøvene var svært heterogen og det var som antydte markerte forskjeller mellom tønneinnhold og sedimentene. Innbyrdes var de dog noe mer like. Det ble også antydte ovenfor at PAH-innholdet i tønne 2A trolig hadde et annet opphav enn innholdet i de andre prøvene. Ved å betrakte fordelingen av enkeltforbindelser og %-andeler av grupper forbindelser og sammenlikne dette med observasjoner fra en kildeprøve (Gilhusbukta kfr. Konieczny 1993b) og dokumentasjoner i litteraturen, kan det synes som om tønne 2A kan ha inneholdt en form av tjærest. Med mulighetene for at det har foregått noe omdanning (tap av flyktige komponenter) kan forekomsten opprinnerlig ha vært en destillasjonsrest av steinkulltjære, kreosot eller et bitumen-holdig materiale.

Steinkulltjære ble tidligere destillert ved gassverkene i tre oljefraksjoner (lett-, mellom- og tungolje). Destillasjonsresten på 50-60% var bek og dette ble brukt til erstatninger i asfalt. Typisk forbindelser steinkulltjæren var naftalener 5-6%, benzothiofener og dibenzothiofener, fenantrener/antracener, mao. bestandeler gruppert som NPD. Lettoljen inneholdt omkring 1% benzen+toulen som ble drevet av og resulterte i mellomolje (carbololje) som inneholdt mye naftalen (og fenoler) og ga opphav til kreosot. Den tyngste oljefraksjonen, kalt tungoljen/antracenoljen, inneholder 20-30% antracen og benzo(a)antracen (Berner 1961).

En annen mulighet kunne være at PAH-forekomsten i 2A kan stamme fra rester av bitumen. Litteraturen antyder et inneholde 50% di-/heterosykliske forbindelser, en 20% andel benzothiofen og dibenzothiofen og de resterende 30% utgjøres av PAH (Sawicki 1975, ref. i Pucknat 1981, Lijinsky et al. 1963, Tissot og Welte 1984 med refs.). Noe motstridende er det rapportert av Borneff og Kunte (1965) at bitumen skal inneholder ca. 97% KPAH, hvorav B(a)P utgjør 3%.

3.3.3 THC

Analysene av total mengde hydrokarboner (THC) i prøvene viste konsentrasjoner fra 73-2464 mg/kg t.v. Gjennomsnittet i tønnene var i overkant av 1000 mgTHC/kg t.v. og tilsvarende i sedimentene omkring 350 mgTHC/kg t.v (vedlegg D).

For alle prøvene var gjennomsnittet ca. 500 mg/kg som tilsvarer ca. 50 ganger overkonsentrasjon, men dette er likevel ikke unormalt høye konsentrasjoner sammenliknet med andre steder i Oslofjorden. Det må derimot påpekes at nivåer i denne størrelsesordenen generelt ofte er forbundet med mer trafikerte havneområder og forholdene i nærheten av oljeterminaler.

Det ble ikke påvist n-alkaner i prøvene noe som tyder på at oljehydrokarbonene er kraftig nedbrudt/omdannet. Dette kan indikere at forekomstene er av eldre dato. Fra analysen av B-prøven ble innholdet karakterisert som diesel/lett fyringsolje, men ut over ovennevnte kan det slutes lite om selve opphavet/kilden til forurensningene.

Selv om tidligere undersøkelser i grunnområdene rundt Aspond, Lågøya og Håøya kun har vist spor av oljehydrokarboner i sedimentene (Lystad et al. 1994) er det hevet over tvil at oljerester har blitt

spredt til sedimentene i deler av området. Disse forurensningene stammer med sikkerhet fra enkelte av tønnene i deponiet. Konklusjonen styrkes ytterligere, når en betrakter analyseresultatene for innhold av aromatiske hydrokarboner, dvs. summene av PAH- og NPD-forbindelser. NPD inngår som nevnte som en del av PAH-analysen, men er også et uttrykk for andelen oljerelatert PAH i prøven (kfr. kapittel 3.3.2.)

4. Oppsummering, kommentarer og konklusjoner

Det ble kartlagt ca. 0.65 km² av sjøbunnen utenfor Aspond og inkludert Bellonas kartlegging er til nå totalt ca. 1 km² av området dekket. Hoveddeponiet areal ble anslått til ca. 0.1 km² med flest tønner på 15-25 m vanddyb. De fleste av tønnene var trolig av typen sinkbelagte "bredbånd"-tønner, men det ble også observert et mindre antall "øltønne"-formede jernfat, samt noen fat av nyere dato. Omtrent 1/4 av funnene var av typen Jerry-kanner. Samlet ble antallet tønner og kanner anslått til å være omkring 6000 enheter. Tønnes tilstand var svært dårlig etter mange år i saltvann og sjøbunnen innenfor deponiet bar klart preg av det opprinnelige tønne materialet. Mange steder utgjorde metallfragmenter fra knuste tønner og kanner en stor andel av sedimentsammensetningen, som samtidig hadde en rustfarge. Tønnene på grunne dyp syntes å være dårligere bevart enn de som ble observert på større vanddyb.

Analysene av tønneinnhold viste uvanlig høye forekomstene av Cd, Sn og Zn og mer moderat forhøyede nivåene av Pb, Cu og As. Disse metallene bør tillegges størst vekt i senere vurderinger rundt miljøeffekter og behovet for eventuelle tiltak. Maksimumskonsentrasjoner og overkonsentrasjoner for et utvalg metaller i tønnene var følgende:

Metall/element i tønneinnhold	Konsentrasjon i mg/kg t.v.	Overkons. ant. ganger	Prøve
Kvikksølv -Hg	0.67	4 x	B-prøven
Kadmium - Cd	71	284 x	1A
Arsen - As	290	15 x	1A
Bly - Pb	1020	34 x	1A
Tinn -Sn	150	107 x	2A
Sølv - Ag	2	7 x	B-prøven
Kobber - Cu	1210	35 x	1A
Sink - Zn	35300	235 x	1A
Nikkel - Ni	251	8 x	1A

Tilsvarende analyser av sedimenter reflekterte ingen vesentlig spredning av metaller til omgivelsene. Til tross for høye konsentrasjoner i tønnene, viste ikke sedimentene tilsvarende høye verdier, bortsett fra enkeltverdier for noen metaller Hg, As, Sn, Pb, Ag og Zn i prøve 3S (7 m vanddyb). Den tilsynelatende økning i metallkonsentrasjonene (f.eks. As, V, Cu, Pb og Zn) mot større vanddyb (> 90 m) forsvant ved å normalisere metall-konsentrasjonene til litium. Mao. avviker ikke nivåene for de fleste metallene i sedimentene nevneverdig fra tilstanden i Oslofjorden generelt.

Dog kan forekomstene av Ag og Hg i sedimentene muligens tolkes som spredning fra deponiet, selv om konsentrasjonsgradientene ikke var helt entydig. Begge metallene opptrådte stort sett over antatt bakgrunnsnivå og Hg i sedimentene var gjennomgående høyere enn i tønnene. Hvorvidt dette tyder på spredning av tønneinnhold eller reflektere den generelle tilstanden i området er fortsatt usikkert. Data for sølv i sedimenter fra Oslofjorden mangler, men fordelingen her peker i retning av spredning

fra deponiet mot dypere vann. Det kan ikke avgjøres fra datamaterialet om tønner med Hg-holdig og/eller Ag-holdig avfall er deponert eller om forekomstene kan ha andre årsaker.

Resultatene fra analyser av organiske komponenter viste et noe klarere bilde av forholdene i deponiet. Analyser av THC i prøvene viste konsentrasjoner fra 73-2464 mg/kg t.v. Gjennomsnittet i tønnene var ca. 1000 mg/kg t.v. og sedimentene ca. 350 mg/kg t.v. Gjennomsnittet for alle prøvene var ca. 500 mg/kg som tilsvarer ca. 50 ganger overkonsentrasjon. Nivåene er ikke unormalt høye for Oslofjorden, men observeres generelt i trafikerte havneområder og i nærheten av oljeterminaler.

Det ble ikke påvist n-alkaner og oljehydrokarbonene var kraftig nedbrudt, noe som tyder på forekomster av eldre dato. B-prøven derimot inneholdt diesel/lett fyringsolje. Det konkluderes med at oljehydrokarboner er spredt til sedimentene i området, stammer fra enkelte av tønnene i deponiet, men ut over det kan lite sluttet om selve opphavet/kilden til forurensningene. Konklusjonen styrkes ytterligere, når en betrakter resultatene for innhold av aromatiske hydrokarboner (PAH og NPD).

Det ble målt varierende overkonsentrasjoner for sum PAH i tilnærmet alle prøver. Høyeste konsentrasjon ble registrert i tønne 2A med mer enn 48 mg/kg t.v., noe som var uvanlig høyt og klart avvikende fra resten av prøvene. Dette representerer omkring 160 ganger et antatt bakgrunnsnivå, mens de andre tønnene inneholdt kun ca. 0.5-2 mgPAH/kg t.v. Gjennomsnittet for sedimentene var ca. 0.9 mgPAH/kg t.v. og en tilnærmet avtagende konsentrasjonsgradient fra deponiet mot økende vanddyb, indikerer at forurensningen er forholdsvis lokal. Andelen NPD i tønne 2A var kun ca. 10% og antyder et annet opphav enn de 3 resterende tønner hvor NPD-innhold var på mellom 43% og 71%. Forekomsten av NPD i sedimentene hadde et gjennomsnitt på 13% som er en høyere andel enn i tønne 2A. Summen di- og heterosykliske forbindelser fulgte stort sett forekomsten av NPD.

Andelen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (sum KPAH) viser at innholdet i tønnene var oljerelatert. PAH i sedimentene var vesentlig av en forbrenningsrelatert opprinnelse, dvs. KPAH på omkring 30% eller høyere. Noen sedimentprøver inneholdt dog litt mindre enn 30% KPAH, eksempelvis prøve 11S, som lå rett nedefor deponiet. Dette skyldes en noe kraftigere påvirkning av olje enn i resten av prøvene. KPAH-andelen i tønnene var 10-23%. Forekomstene av benzo(a)pyren var ikke unormalt høy i noen av prøvene, med unntak av tønne 2A. I dette tilfelle tilsvarer konsentrasjonen av B(a)P alene tilstandsklasse V, mens øvrige PAH-forekomster klassifiseres til grensen tilstandsklasse II/III eller lavere. Maksimumskonsentrasjoner og overkonsentrasjoner for ulike grupper av hydrokarboner var som følgende:

Stoffgruppe i tønneinnhold	Konsentrasjon i mg/kg t.v.	Overkons. ant. ganger	Prøve
sum PAH	48.2	161 x	2A
sum KPAH	10.2	(~85 x)	2A
B(a)P	1.3	130 x	2A
sum NPD	4.7	?	2A
THC	2464	264 x	1A

Det største forurensningsproblemet i Oslofjorden skyldes høye nivåer av PCB. Tidligere undersøkelser i nærområdet og mulighetene for at deponiet kunne være en punktkilde, gjorde det nødvendig å klarlegge forekomstene av klororganiske forbindelser. Resultatene viste at alle prøver inneholdt totalmengder av PCB over bakgrunnsnivå for diffust belastede sedimenter. Variasjonene i beregnede konsentrasjoner var mellom 5 µg/kg og 81 µg/kg t.v (maksimalt tilstandsklasse III) og tønnene hadde et høyere gjennomsnittsnivå (ca. 45 µg/kg t.v.) enn sedimentene (ca. 17 µg/kg t.v.).

Inkluderes to tidligere målinger fra området syd for Aspond, øker gjennomsnittet for sedimenter til ca. 26 µg/kg t.v.

Fra PCB-profilene (basert på kogenerfordelingen) antas forekomstene å stamme fra de kommersielle PCB-typene Clophen som ble produsert i Tyskland. Det ble ikke påvist noen markert spredningsgradient for PCB og observasjonene avviker ikke noe særlig fra de forventede PCB-konsentrasjonene i denne delen av fjorden. Av andre persistente klororganiske forbindelser ble kun funnet spor både i tønner og sedimenter (enkeltkonsentrasjoner på 0.2-0.6 µg/kg t.v.). Samlet var forekomstene noe høyere i tønnene enn i sedimentene uten at dette kan vektlegges noe særlig.

Det kan gis følgende oppsummering mht. forekomst og fordeling av miljøfter. Innholdet i tønne 1A fra området øverst i deponiet var dominert av mange tungmetaller og olje/THC. Tilsvarende var tønne 2A fra samme vanddyp dominert av PAH/NPD og tinn. Tønne 4A fra området midtre deler av deponiet innholdt mest PCB. Innholdet i tønne 7A fra området nederst i deponiet var i sammensetning mest likt 4A. B-prøven som opprinnerlig stammet fra en blandprøve av 6 tønner fra ulike dyp, inneholdt mest sølv og kvikksølv av alle prøver i undersøkelsen. Sedimentene rundt tønne 1A og 2A var markert påvirket av tønneinnholdet, men forøvrig synes spredningen av de ulike miljøgiftene å være beskjeden. Unntaksvis har det trolig forekommet lekkasjer av oljehydrokarboner og en sølvholdig forurensning. Det konkluderes med at deponiet ved Aspond i dag ikke kan karakteriseres som en vesentlig aktiv punktkilde til miljøgiftforurensning i fjorden.

5. Litteraturhenvisning

- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992.** Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD 1992:26*, Nordisk Ministerråd, København, 99s. ISBN 92-9120-075-1.
- Albro, P. W. og C. E. Parker, 1979.** Comparison of the compositions of Aroclor 1242 and Aroclor 1016. *J. Chromatography*, 169, 161-166.
- Albro, P. W., J. T. Corbett og J. L. Schroeder, 1981.** Quantitative characterization of polychlorinated biphenyl mixtures (Aroclors 1248, 1254 and 1260) by gas chromatography using capillary columns. *J. Chromatography*, 205, 103-111.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980.** Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Ballschmiter, K., C. Rappe og H.R. Buser, 1989.** Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.), Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomed. Div.), 47-69.
- Berner, E., 1961.** Lærebok i organisk kjemi. Aschehoug & Co.(W. Nygaard) Forlag, femte utgave, Oslo 1961, 420s.
- Borneff, J. og H. Kunte, 1965.** Carcinogenic substances in water and soil. Part XVII: About the origin and evaluation of the PAH in water. *Arch. Hyg. (Berlin)*, 149, 226-243.
- Chester, R., 1990.** Marine geochemistry. Unwin Hyman Ltd., London 1990, 698pp.
- De Voogt, P. og U. A. Th. Brinkman, 1989.** Chap. 1. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls, 3-45. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division).
- Frame, G. M., R. E. Wagner, J. C. Carnahan, J. F. Brown Jr., R. J. May, L. A. Smullen og D. L. Bedard, 1996.** Comprehensive, quantitative, congener-specific analyses of eight Aroclors and complete PCB congener assignments on DB-1 capillary GC columns. *Chemosphere*, 33, 4, 603-623.
- IARC, 1987.** IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon.
- Instanes og Noteby 1991.** Prosjekt Eitreimsvågen. Resultater fra miljøundersøkelsene. Noteby-rapport nr. 36737.
- Jensen, S. og G. Sundstrøm, 1974.** Structures and levels of most chlorobiphenyls in two technical PCB products and in human adipose tissue. *Ambio*, 3, 70-76.
- Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991.** 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.

- Knutzen, J. og J. Skei, 1990.** Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvaliteter. NIVA-rapport nr. O-862602, l.nr. 2540, 139s.
- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei, 1982.** Overvåking av Saudafjorden 1981. Overvåkningsrapport SFT nr. 50/82, NIVA-rapport nr. O-8000306, l.nr. 1417, 87s.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning Nr. 93:03, TA-923/1993, 20s.
- Konieczny, R.M., 1992.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. 2808, 87s.
- Konieczny, R.M., 1993a.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimentene ved Svestad Marina, Nesodden. NIVA-notat nr. O-93052, 6s.
- Konieczny, R. M., 1993b.** Analyser av tjæreforekomst i Gilhusbukta, Drammensfjorden 1993. NIVA-notat nr. O-93004/O-93208, 15s.
- Konieczny, R. M., 1994a.** Undersøkelse av oljeforurensning i sedimentene utenfor Sjursøya oljehavn, Indre Oslofjord 1993. NIVA-rapport nr. 3064, 72s.
- Konieczny, R.M., 1994b.** Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. SFT-overvåkningsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rapport nr. 3094, 134s.
- Konieczny, R. M., 1995.** Undersøkelse av mudringsmasser i de kommunale småbåthavner i Bestumkilen, Ormsundet og Paddehavet, Indre Oslofjord 1995. NIVA-Rapport nr. 3276, 23s.
- Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 587/94, TA nr. 1159/1994. NIVA-Rapport nr. 3275, 185s.
- Lijinsky, W., I. Domskey, G. Mason, H.Y. Ramahi, og T. Safavi, 1963.** The chromatographic determination of trace amounts of polynuclear hydrocarbons in petrolatum, mineral oil, and coal tar. *Anal. Chem.*, 35, 952-956.
- Loring, D. H. 1991.** Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.*, 48, 101-115.
- Lystad, E., K. A. Moe, J. R. Selvik, J.S. Gray, Ø. Johannessen, J. Klungsøyr og K. Westerheim, 1994.** Oljesøl fra Blücher. Etablering av miljødokumentasjon - Vannmasser, strandsone og sublittorale bløtbunnsedimenter. CMS-rapport 0153-93, 86s.
- Martin, J.-M. og M. Whitfield, 1983.** The significance of the river input of chemical elements to the ocean. *In: Trace metals in sea water.* C. S. Wong, E. A. Boyle, K. W. Bruland, J. D. Burton og E. D. Goldberg (eds.), 265-296. New York, Plenum.
- Noteby, 1992.** Stabil Alna malingfabrikk, Hvitsten. Forurensninger i grunnen. Spredning til sjø, kartlegging og vurdering. Noteby-rapport nr. 43168-1.

- Noteby, 1993.** New office building, Banavigå site development. Preliminary investigation of contaminated sediments. Noteby-rapport nr. 35685.
- Noteby, 1995.** Stabil fabrikk, Hvitsten. Prøvetaking grunnvann og bunnsedimenter. Datarapport. Noteby-rapport nr. 43168-2.
- Næs, K. og E. Oug, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1. Konsentrasjoner og mengde klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport nr. 2570, 193s.
- Pucknat, A. W. 1981.** Health impacts of polynuclear aromatic hydrocarbons. Noyes data co. Park Ridge, New Jersey, 1981, 271s.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993a.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Generell del. SFT-veiledning Nr. 93:01, TA-921/1993, 20s.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993b.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s.
- Safe, S., L. Safe og M. Mullin., 1985.** Journal Agric. Food Chemistry, (1985), vol. 33, p. 24.
- Sawicki, E., 1975.** Analysis of atmospheric carcinogens and their cofactors. Symp. Environ. Pollution and carcinogenic risks. Lyon, 3-5. oct.
- Schulte, E. og R. Malisch, 1984.** Fresenius Zeitung Analytische Chemie, (1984), vol. 314, p. 545.
- Schulz, D. E., G. Petrick og J. C. Duinker, 1989.** Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection. Environm. Sci technol., 23, 7, 852-859.
- Skei, J., 1977.** Sedimentundersøkelse i Bekkelagsbassenget, januar 1977. NIVA-rapport nr. O-34/76, 45s.
- Skei, J., 1983.** Trondheimsfjorden 1981. Delrapport III. Sedimentundersøkelser. Overvåkingsrapport SFT nr. 102/83, NIVA-rapport nr. O-8000308, I, l.nr. 1540, 26s.
- Tissot, B.P. og D.H. Welte, 1984.** Petroleum formation and occurrence. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York and Tokyo, 1984, 699s.

Vedlegg A.

Analyseresultater og anvendt metodikk for metaller

Vedleggstabell A. Rådata for analyse av 14 metaller i sedimenter og tønneinnhold fra Aspond 1996. * B-prøven¹ innsamlet av Bellona den 09.10.1996 og analysert vha. ICP/MS- screening ved NIVA den 17.10.1996. Merk! Deteksjonsgrensene gjelder ikke for denne prøven (kfr. original analyserapport).

	Teknikk:	Kaldamp	ICP	ICP	Gr.ovn	Gr.ovn	Flamme	Flamme	Gr.ovn	Flamme	Gr.ovn	Gr.ovn	Gr.ovn	Gr.ovn	Flamme
		AAS	AES	AES	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS
NIVA	Prøve	Hg	As	Sn	Ni	V	Li	Cu	Pb	Cr	Cd	Ag	Mo	Co	Zn
Journ.nr.	kode	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
2488-1	7M. 1A	0.31	290	90	251	76	8.1	1210	1020	71	71	1.73	7.9	53	35300
2488-2	7M. 2A	0.35	150	150	96	80	5.8	331	703	65	5.8	1.29	6.6	42	1330
2488-3	15M. 4A	0.50	37	45	15	86	6.9	59.0	346	26	39	0.93	8.8	1.8	15100
2488-4	25M. 7A	0.52	25	40	38	78	6.5	149	535	37	26	1.26	7.0	6.6	16400
2488-5	7M. 3S	0.68	97	150	60	92	16.2	223	420	73	1.5	0.98	4.4	15	1200
2488-6	15M. 6S	0.18	<15	<10	39	36	17.2	26.0	66	39	0.16	0.27	2.0	6.2	250
2488-7	25M. 8S	0.09	<15	<10	33	29	17.6	13.9	50	35	0.15	0.16	0.7	5.8	139
2488-8	25. 9S	0.15	<15	<10	32	32	16.5	16.5	76	39	0.26	0.24	0.7	6.1	261
2525-1	ATD 10 S	0.87	<15	<10	23	24	15.6	21.1	48	31	0.17	0.52	0.9	5.4	98
2525-2	ATD 11 S	0.18	<15	<10	23	21	14.6	14.6	32	29	0.15	0.37	<0.5	5.5	78
2525-3	ATD 12 S	0.37	<15	<10	31	43	23.6	27.2	56	52	0.15	0.64	<0.5	7.6	125
2525-4	ATD 13 S	0.81	<15	<10	42	73	28.8	38.3	81	50	0.23	0.89	<0.5	11	220
2525-5	ATD 14 S	0.38	<15	<10	39	70	32.7	32.7	61	45	0.13	0.61	<0.5	11	179
2525-6	ATD 15 S	0.81	35	<10	51	159	39.8	58.2	114	57	0.18	1.64	<0.5	15	310
2525-7	ATD 16 S	0.64	53	<10	49	179	36.3	58.9	100	54	0.15	1.21	<0.5	17	314
2138	B-prøve*	0.67	89	67	58	77	8.6	67	273	28	15	2	46	13	7800
Deteksjons	grense	0.01	15	10	0.5	0.05	1	5	0.05	0.05	0.01	0.05	0.5	0.1	1

Vedlegg B.

Analysemetodikk for PCB/PAH og resultater PCB-analyser

Opparbeiding

I ekstraksjonsprosedyren for bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og persistente klororganiske forbindelser (PCB o.a.) ble vått homogenisert materiale tilsatt indre standarder og ekstrahert med diklormetan ved bruk av ultralydteknikk (SOXWAVE). Dette instrumentet er helt nytt og det første og eneste i Norge, slik at teknikken foreløpig ikke inngår som en del av vår akkrediterte analysemetodikk. Dette er imidlertid under arbeid.

Kvantifisering

Diklormetaneekstraktet ble opprenset ved bruk av høytrykksvæskeskromatografi. PCB-komponentene ble kvantifisert ved bruk av en gasskromatograf med kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (HRGC/ECD), mens PAH-komponentene ble identifisert og kvantifisert ved bruk av massespektrometrisk analyse (HRGC/MSD). Kvantifisering utføres ved bruk av 5-8 punkts standardkurver og konsentrasjonsnivået for alle parametre justeres til å ligge innenfor standardkurvenes lineære område.

Deteksjonsgrensen for enkeltkongener og forbindelser i PCB-analysen var 0.2 µg/kg og for enkeltforbindelser i PAH-analysen 5 µg/kg.

Gjenvinning

Denne ekstraksjonsteknikken er under uttesting på NIVA ved bruk av internasjonalt godkjent standard referansemateriale. For bestemmelse av PCB og PAH i marine sedimenter benyttes (SRM 1941A), og det er oppnådd en 100% gjenvinning for PCB og 85% for PAH.

Kvalitetssikring

Analyseresultatene kvalitetsikres via vårt akkrediterte system som innebærer hyppig recalibrering av instrumenter, regelmessig blindprøvekontroll og bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale, hvor langtidsvariasjoner registreres i kontrollidiagram.

For ytterligere detaljer vedrørende analyse og beregningsmetodikk se kapittel 2.4.2. Rådata for PCB, andre klororganiske forbindelser og PAH/NPD er gjengitt i hhv. vedleggstabellene B1, B2, B3 og C1 nedenfor.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ASPOND
 Oppdragsnr. : 96267
 Prøver mottatt : 25.11.96
 Lab.kode : 2488 1-6
 Jobb.nr. : 96/236
 Prøvetype : Slam/sediment
 Kons. i : ug/kg t.v
 Dato : 03.12.96
 Analytiker : SIG Godkjent: EMB

1: ATD 7m, 1A
 2: ATD 7m, 2A
 3: ATD 15m, 4A
 4: ATD 25m, 7A
 5: ATD 7m, 3S
 6: ATD 15m, 6S

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2	0.2	0.2	<0.2	<0.2
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
HCB	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
g-HCH	0.2	0.6	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 28	0.3	s. 0.8	0.2	<0.2	0.7	0.4
PCB 52	0.8	1	0.8	0.8	1	0.5
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	2.1	s. 2.3	3.2	1.6	2.2	0.9
p,p-DDE	0.2	<0.2	0.2	0.2	0.3	<0.2
PCB 118	1.9	1.7	2.6	1.6	2.5	1.2
p,p-DDD	0.4	mask.	0.2	0.2	0.2	<0.2
PCB 153	1.7	3.9	5.9	1.4	2.6	1.2
PCB 105	0.8	0.8	1.1	0.9	1.2	0.5
PCB 138	2	2	7	1.9	2.8	1.3
PCB 156	0.3	0.2	1.2	0.4	0.3	<0.2
PCB 180	0.5	0.6	4.9	0.7	0.9	0.4
PCB 209	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
SUM PCB	10.4	10.2	26.9	9.3	14.2	6.4
SUM SEVEN DUTCH PCB	9.3	9.2	24.6	8	12.7	5.9
%Fett						
%Tørrstoff	25.5	32.8	25	23	49.4	71.6

s. = suspekt verdi

Analysene er utført etter en ikke akkreditert metode

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ASPOND
 Oppdragsnr. : 96267
 Prøver mottatt : 25.11.96
 Lab.kode : 2488 7-8
 Jobb.nr. : 96/236
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : ug/kg t.v.
 Dato : 03.12.96
 Analytiker : SIG Godkjent: EMB

1: ATD 25m, 8S 4:
 2: ATD 25m, 9S 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.2				
a-HCH	<0.2	<0.2				
HCB	<0.2	<0.2				
g-HCH	<0.2	<0.2				
PCB 28	<0.2	<0.2				
PCB 52	0.2	0.2				
OCS	<0.2	<0.2				
PCB 101	0.2	0.5				
p,p-DDE	0.2	<0.2				
PCB 118	0.2	0.4				
p,p-DDD	<0.2	<0.2				
PCB 153	0.3	1.1				
PCB 105	<0.2	0.2				
PCB 138	0.3	1.2				
PCB 156	<0.2	0.2				
PCB 180	<0.2	0.6				
PCB 209	<0.2	<0.2				
SUM PCB	1.2	4.4	0	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.2	4	0	0	0	0
%Fett						
%Tørrstoff	76.3	79.1				

Analysene er utført etter en ikke akkreditert metode

Vedlegg C.

Analyseresultater for PAH og NPD

Metodikken er beskrevet i vedlegg B og kapittel 2.4.2

Vedleggstabell C. Rådata for analyse av PAH og NPD. Konsentrasjoner i µg/kg tørrvekt og deteksjonsgrense på 5 µg/kg for enkeltforbindelser. Beregnede %-andelene basert på sum total forbindelser. Se også merknader under tabellen.

Forbindelse	1A	2A	4A	7A	3S	6S	8S	9S	10S	11S	12S	13S	14S	15S	16S
Naftalen	15		9							26				12	
C1-Naftalener			119	129	31	21	17		8	25		13		11	11
Bifenyl				14											
C2-Naftalener	201	11	18	94	18	16	11	7		25	6	7	11		
C3-Naftalener	116	11	40	63	13	7	10		12	24	7	9	12		
Acenaftylen						5	6	5		33					
Acenaften	31		43	37						31		8		10	
Fluoren					5	5	161	5		28					
Fenantren	27		21	32	11	33	28	45	40	203	33	24	18	16	11
Antracen		15				12		7	25	66	7		5		
C1-Dibenzotiofener	62	244		7						7					
C1-Fenantrener	61	586	14	15	7	5	10	14	33	68	22	8	12	8	6
C2-Dibenzotiofener	276	719			8										
C2-Fenantrener	258	3003			11			14	35	50	15	7	9	8	7
Fluoranten	55	12404	30	38	58	68	200	47	134	301	64	40	35	29	24
Pyren	69	11708	29	31	114	76	170	52	177	268	57	40	37	30	22
C3-Dibenzotiofener	355	112			11							8			
Benzo(a)antracen*	32	3876	23	27	38	38	77	28	71	110	28	19	18	16	11
Chrysen	72	3721	34	39	65	49	87	32	80	138	36	30	30	22	20
Benzo(b)fluoranten*	43	2676	20	26	111	53	100	56	94	139	79	32	50	27	22
Benzo(j,k)fluoranten*	35	952	17	18	58	39	51	25	46	78	16		12		15
Benzo(e)pyren	42	2106	19	21	115	50	61	40	71	92	88	29	82	19	14
Benzo(a)pyren*	50	1262	40	44	74	50	78	35	71	110	60	25	38	18	17
Perylen	17	285		10	19	13	21	10	22	35	18	9	15	7	5
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	38	1356	16	21	127	56	69	50	87	109	117	39	89	21	16
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)		113			16	10	11	7	12	16	13	6	9	5	
Benzo(ghi)perylen	70	3085	18	23	289	126	84	79	146	161	265	83	209	32	18
Sum DI/HE forbindelser	363	22	229	337	62	49	44	12	20	164	13	37	23	33	11
Sum NPD	1371	4686	221	340	110	82	76	80	128	428	83	76	62	55	35
Sum PAH	1593	48223	324	389	1137	688	1214	551	1144	2043	918	407	668	268	208
Sum KPAH	198	10235	116	136	424	246	386	201	381	562	313	121	216	87	81
Sum PAH	1593	48223	324	389	1137	688	1214	551	1144	2043	918	407	668	268	208
TOT.SUM FORBINDELSER	1925	48245	510	689	1199	732	1252	558	1164	2143	931	436	691	291	219
%DI/HE	19	0.05	45	49	5	7	4	2	2	8	1	8	3	11	5
%NPD	71	10	43	49	9	11	6	14	11	20	9	17	9	19	16
% B(a)P	3	3	12	11	7	7	6	6	6	5	7	6	6	7	8
%KPAH	10	21	23	20	35	34	31	36	33	26	34	28	31	30	37
%PAH	83	100	64	56	95	94	97	99	98	95	99	93	97	92	95

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs.tilhørende IARC's kategorier
2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene). 1) Bare (a,h) isomeren

Vedlegg D.

Analyserapport for THC fra Institutt for energiteknikk



Institutt for energiteknikk
Institute for Energy Technology

POSTADRESSE	KJELLER Boks 40, 2007 Kjeller	HALDEN Boks 173, 1751 Halden.	TILGJENGELIGHET
TELEFON	+47 63 806000	+47 69 183100	FORTROLIG
TELEKS	76 361 isotp n	76 335 energ n	
TELEFAKS	+47 63 815553		
RAPPORT TYPE	RAPPORT NR. IFE/KR/F-96/226		DATO 1996-12-12
	RAPPORTTITTEL		DATO FOR SISTE REV.
	BESTEMMELSE AV TØRRSTOFF OG THC I SEDIMENTPRØVER (ref. IFE nr. 2.5.0211.96)		REV. NR.
	OPPDRAGSGIVER NIVA, Saksbehandler RMK/EMB		ANTALL SIDER
	OPPDRAGSGIVERS REF. Prosjekt O: 96267		ANTALL EKS 7
SAMMENDRAG Mengde tørrstoff og THC er bestemt i 17 sedimentprøver.			DISTRIBUSJON NIVA (3) Andresen, B. Johansen, H. Arkiv (2)
STIKKORD			
	NAVN	DATO	SIGNATUR
UTARBEIDET AV	Björg Andresen	1996-12-12	<i>Björg Andresen</i>
KONTROLLERT AV	Harald Johansen	1996-12-12	<i>Harald Johansen</i>
GODKJENT AV	Tor Bjørnstad	1996-12-12	<i>Tor Bjørnstad</i>

1 Analyseprosedyrer

17 sedimentprøver er motatt for bestemmelse av mengde tørrstoff og THC (total mengde hydrokarboner). Prøvene ble motatt i frossen tilstand, tint ved romtemperatur og deretter homogenisert med en skje.

1.1 Beregning av tørrstoff

10 - 30 g av den homogeniserte prøven ble veid inn nøyaktig og tørket i varmeskap ved 60°C i ett døgn og deretter i varmeskap ved 104°C til konstant vekt. Tørrstoff er beregnet som forholdet mellom tørrvekt og våtvekt.

1.2 THC bestemmelse

Prøvematerialet er tørket ved 60°C, homogenisert i en agat mørter og 10 - 30 g er veid inn nøyaktig i Soxhlet hylser som på forhånd er reingjort. Prøvene er deretter Soxhlet ekstrahert med diklormetan tilsatt 7 % metanol i 24 timer. Løsningen er redusert med hjelp av rotavapor til et nøyaktig bestemt volum mellom 5 og 10 ml.

1 µl av løsningen er analysert på HRGC-FID med HP- Ultra 2 kolonne. Konsentrasjonen i prøven er bestemt ved å sammenligne med eksternt standard, ett nC₁₅ - nC₂₅ destillasjonskutt.

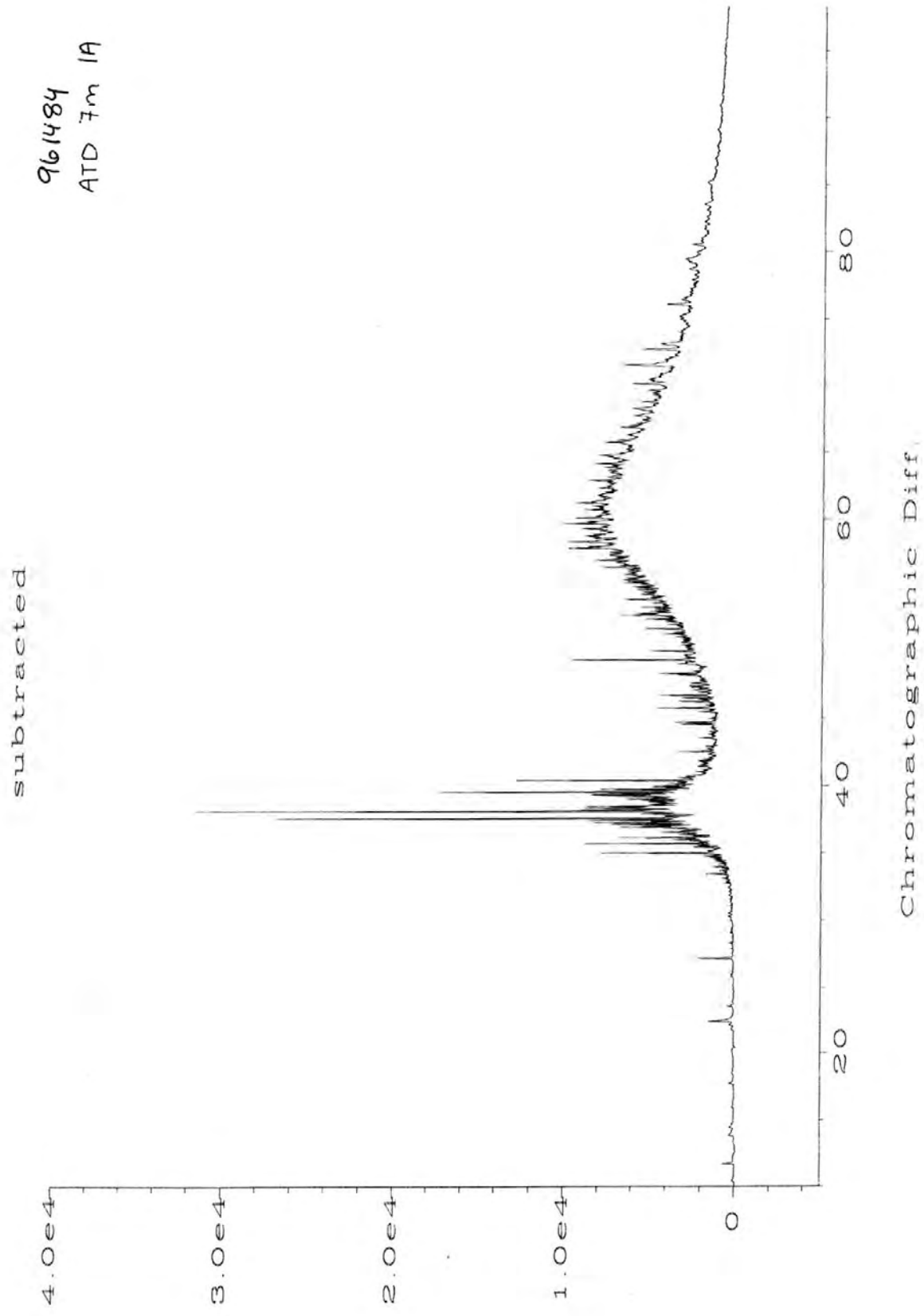
2 Resultater

Resultatet av analysene er oppgitt i tabell 1. Konsentrasjon av THC er relatert til tørrvekt sediment. Oppgitte tall er forbundet med en usikkerhet på 10 - 15%. Enkelte av prøvene, IFE no 961488, 961489, 961492 og 961495 inneholdt småstein eller grus i varierende grad. Disse er ikke tatt med hverken ved beregning av mengde tørrstoff eller for bestemmelse av THC.

Prøvene inneholder THC i varierende grad, men n-alkaner kan ikke påvises. Prøvene kan ha vært utsatt for biologisk nedbrytning. Kromatogram av enkeltprøvene er vedlagt sammen med kromatogram av Esso Marin olje for sammenligning.

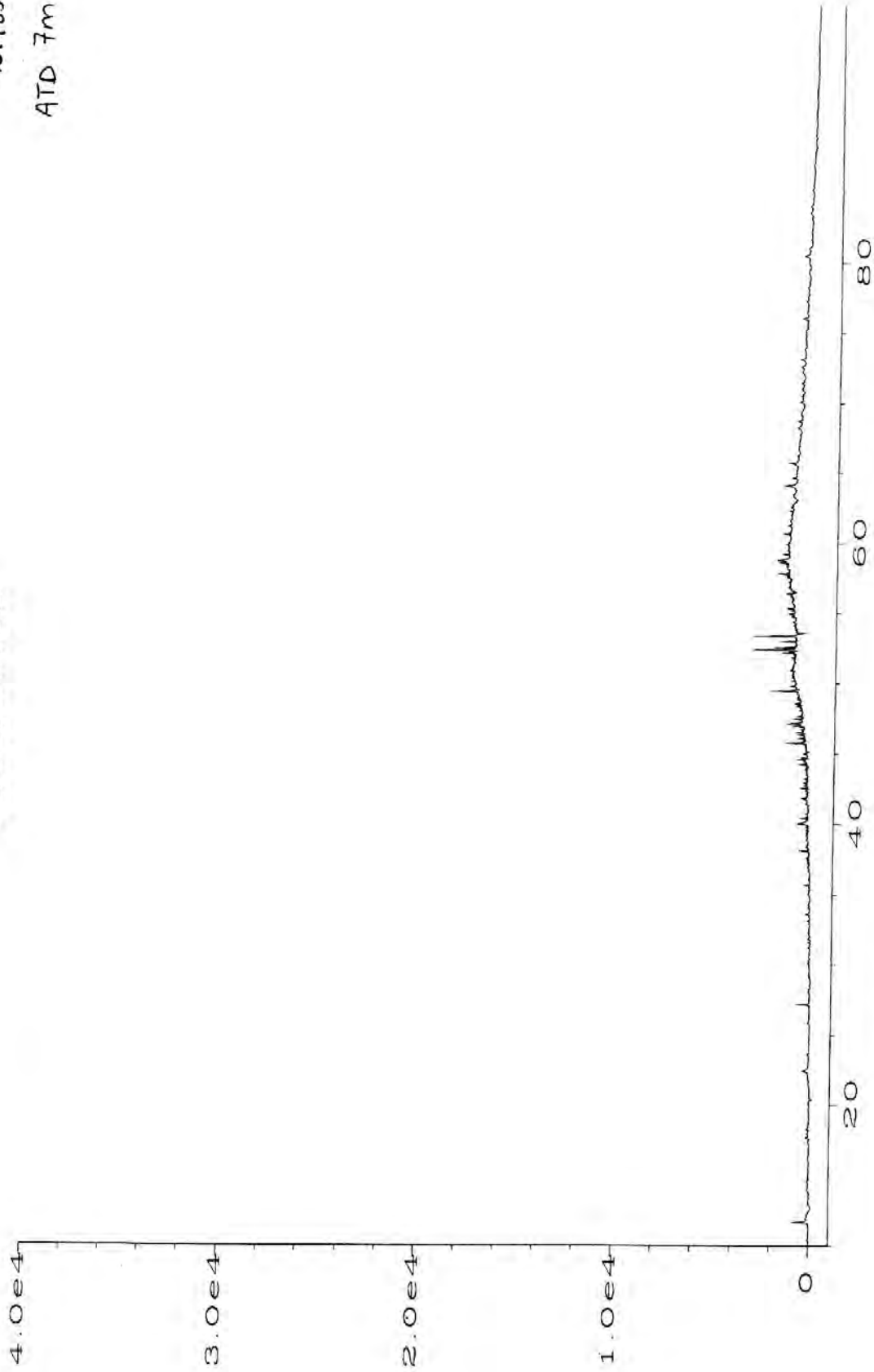
Tabell 1 Mengde tørrstoff og THC i analyserte sedimentprøver

Sample	Sample no.	IFE no GEO	Tørrstoff 60°C, %	Tørrstoff 104°C, %	THC mg/kg
ATD 7m 1A	2488-1	961484		25	2464
ATD 7m 2A	2488-2	961485		31	731
ATD 15m 4A	2488-3	961486		27	486
ATD 25m 7A	2488-4	961487		18	375
ATD 7m 3S	2488-5	961488		51	466
ATD 15m 6S	2488-6	961489		72	401
ATD 25m 8S	2488-7	961490		75	102
ATD 25m 9S	2488-8	961491		81	73
ATD-10S	2521-1	961492	84	84	230
ATD-11S	2521-2	961493	61	61	196
ATD-12S	2521-3	961494	48	48	320
ATD-13S	2521-4	961495	49	49	333
ATD-14S	2521-5	961496	43	43	436
ATD-15S	2521-6	961497	35	35	621
ATD-16S	2521-7	961498	32	32	652



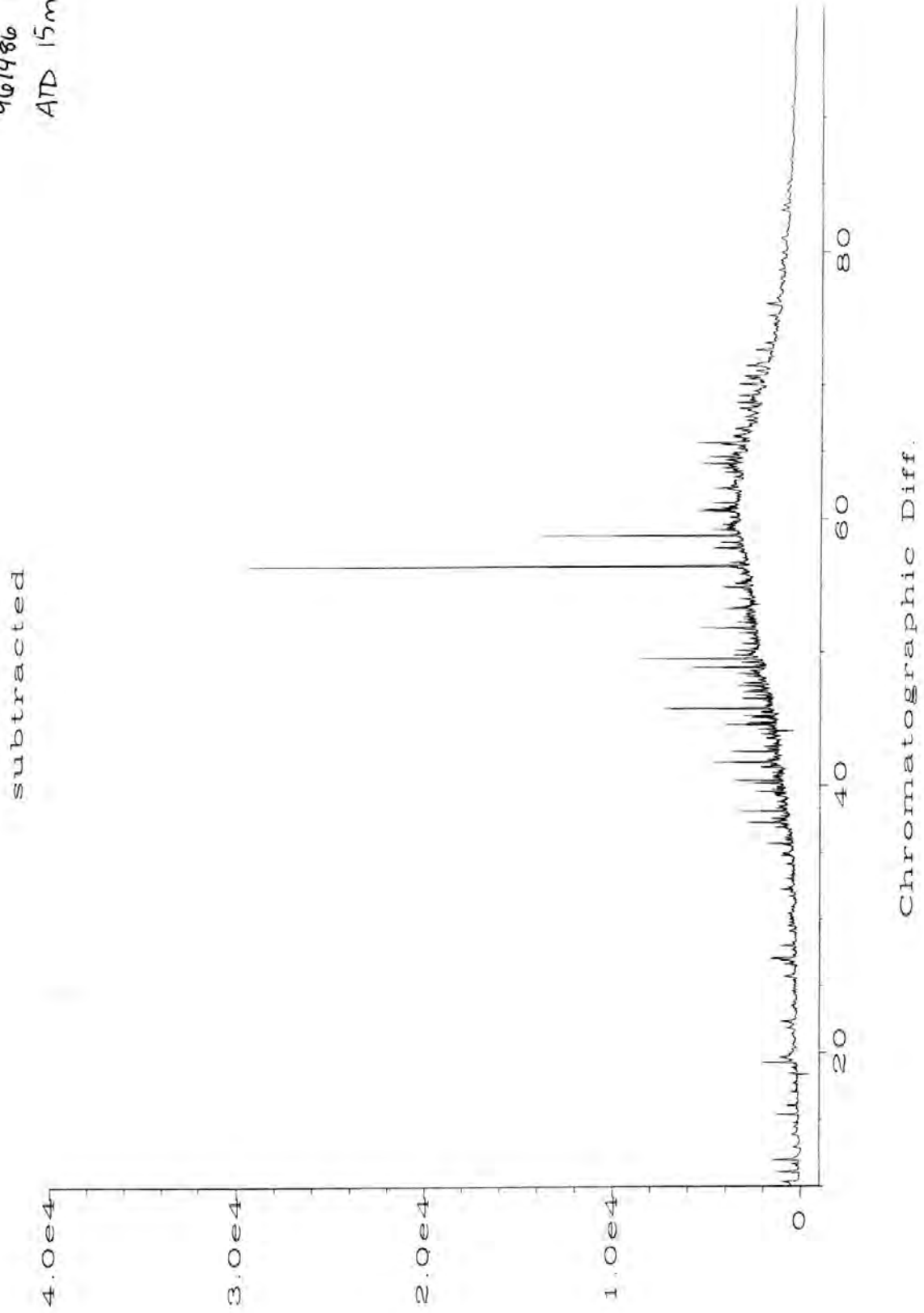
961485
ATD 7m 2A

subtracted



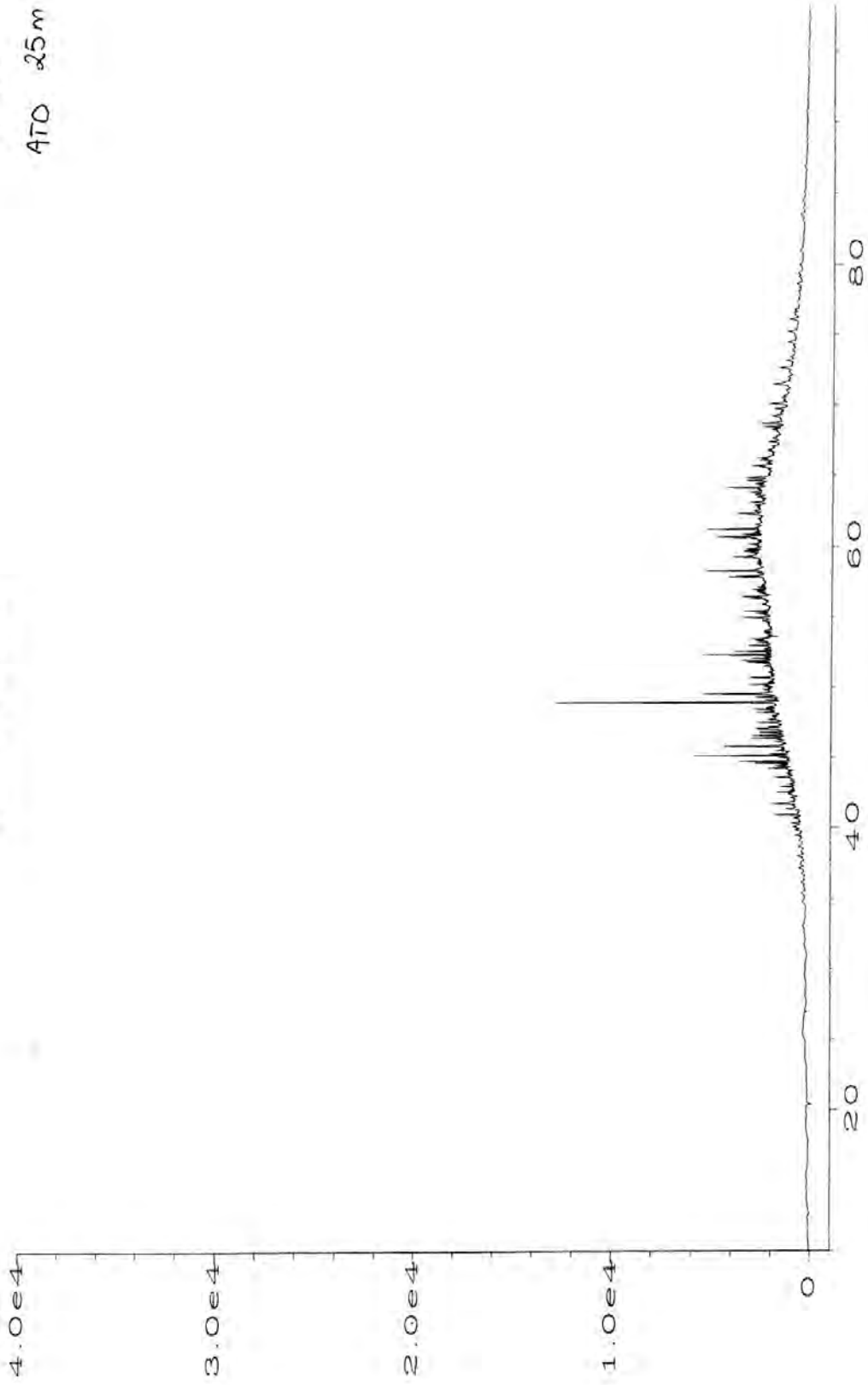
Chromatographic Diff.

961486
ATD 15m 4A



961487
ATO 25m 7A

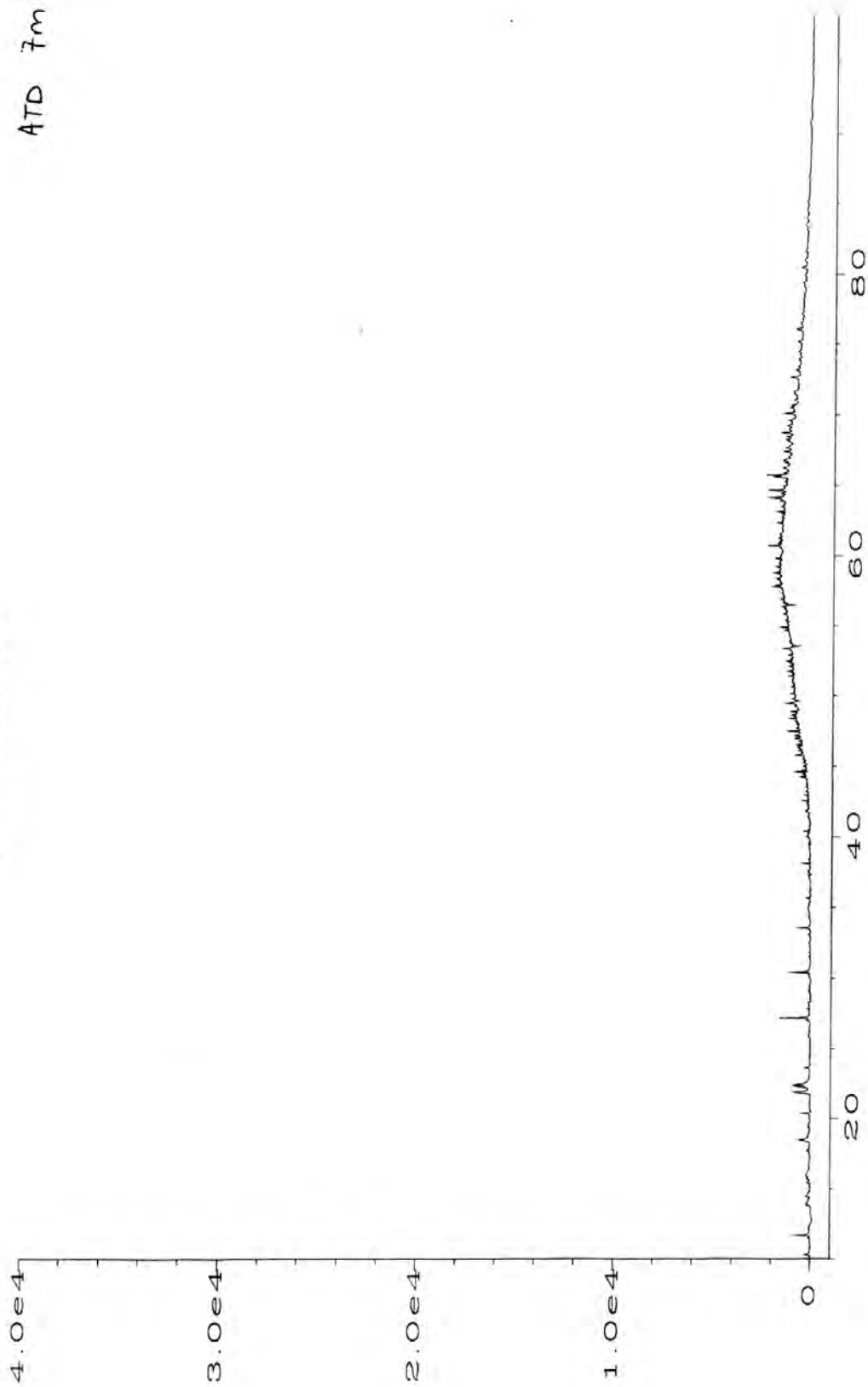
subtracted



Chromatographic Diff.

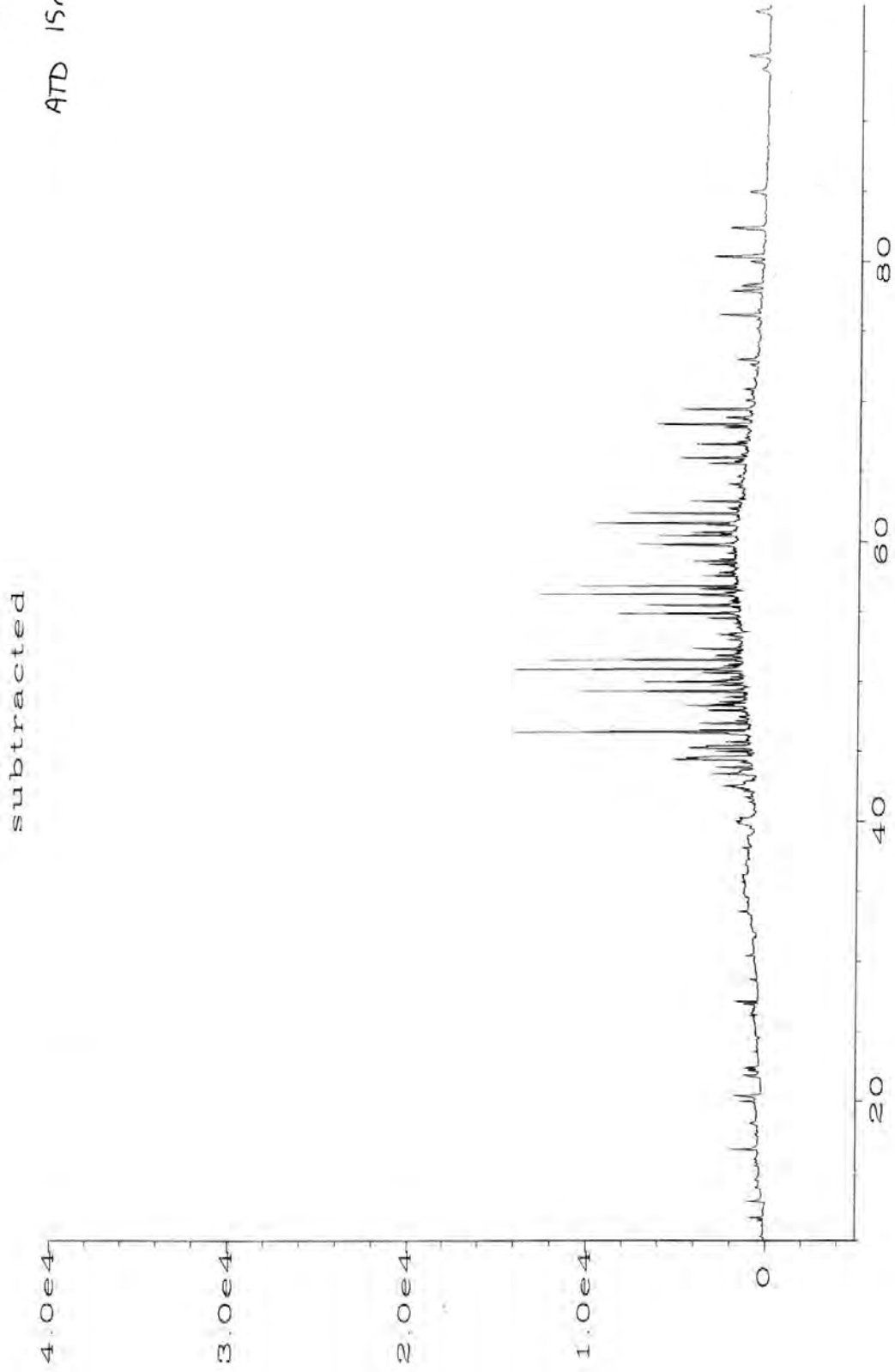
961488
ATD 7m 35

subtracted



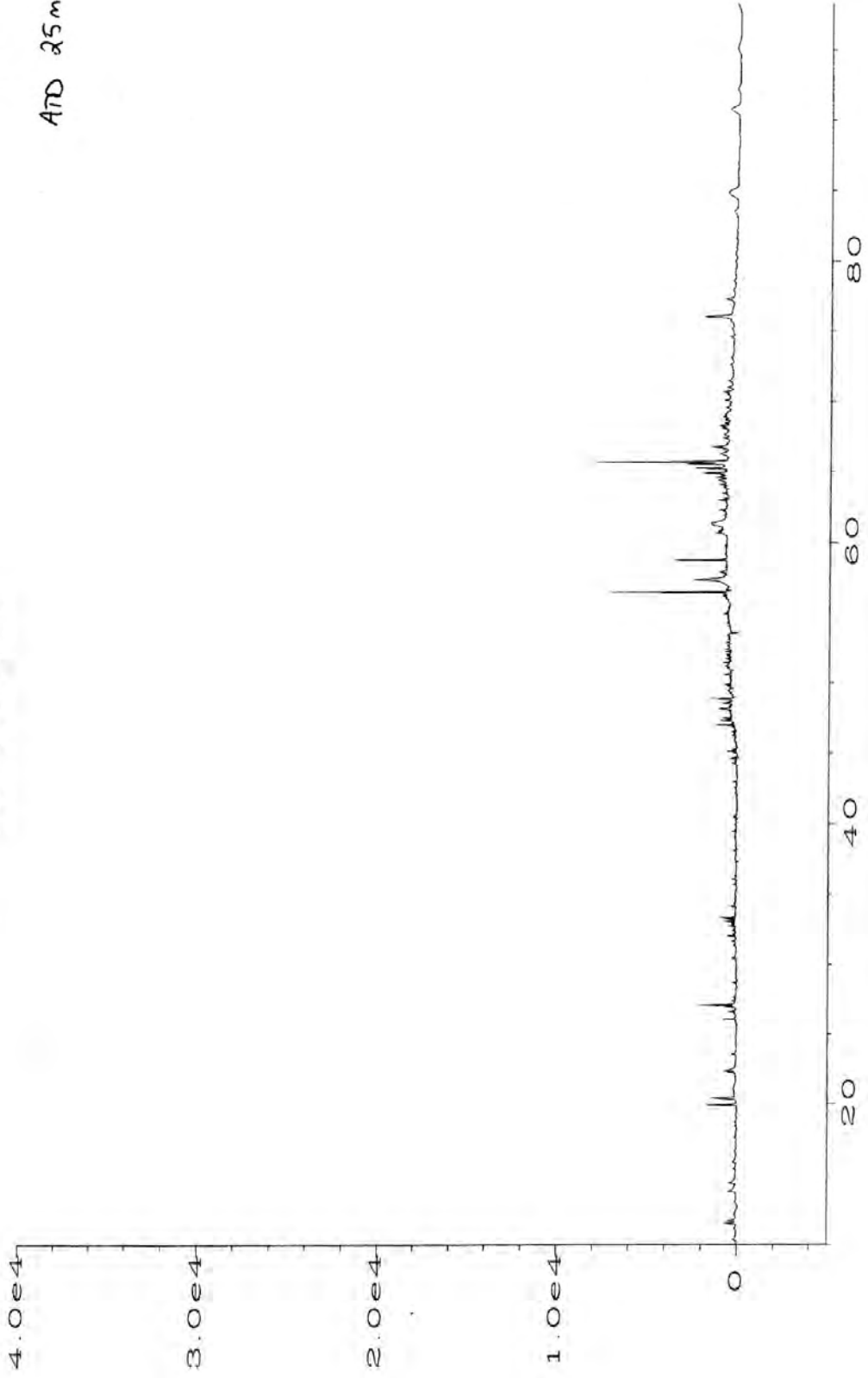
Chromatographic Diff.

961489
ATD 15m6S

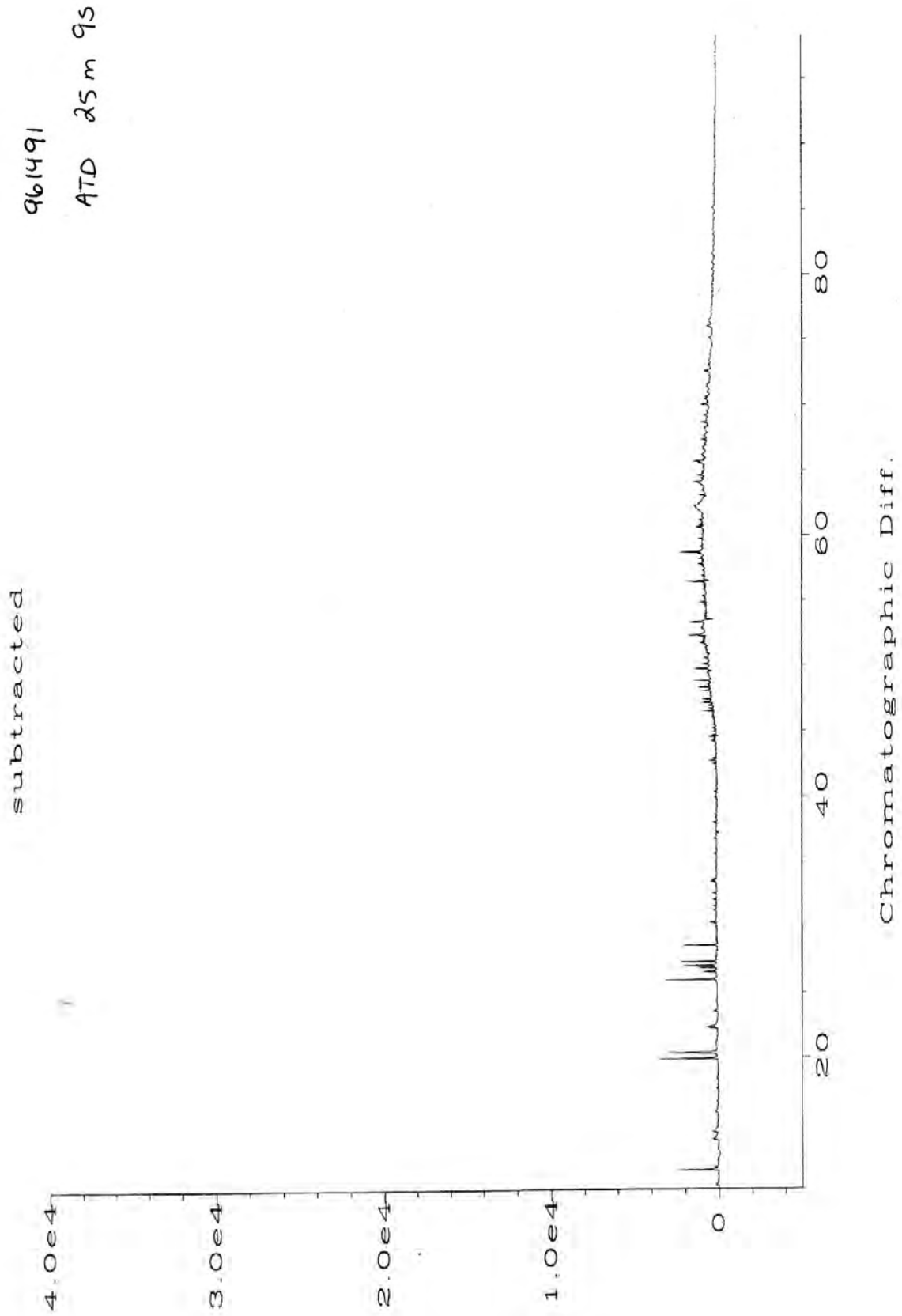


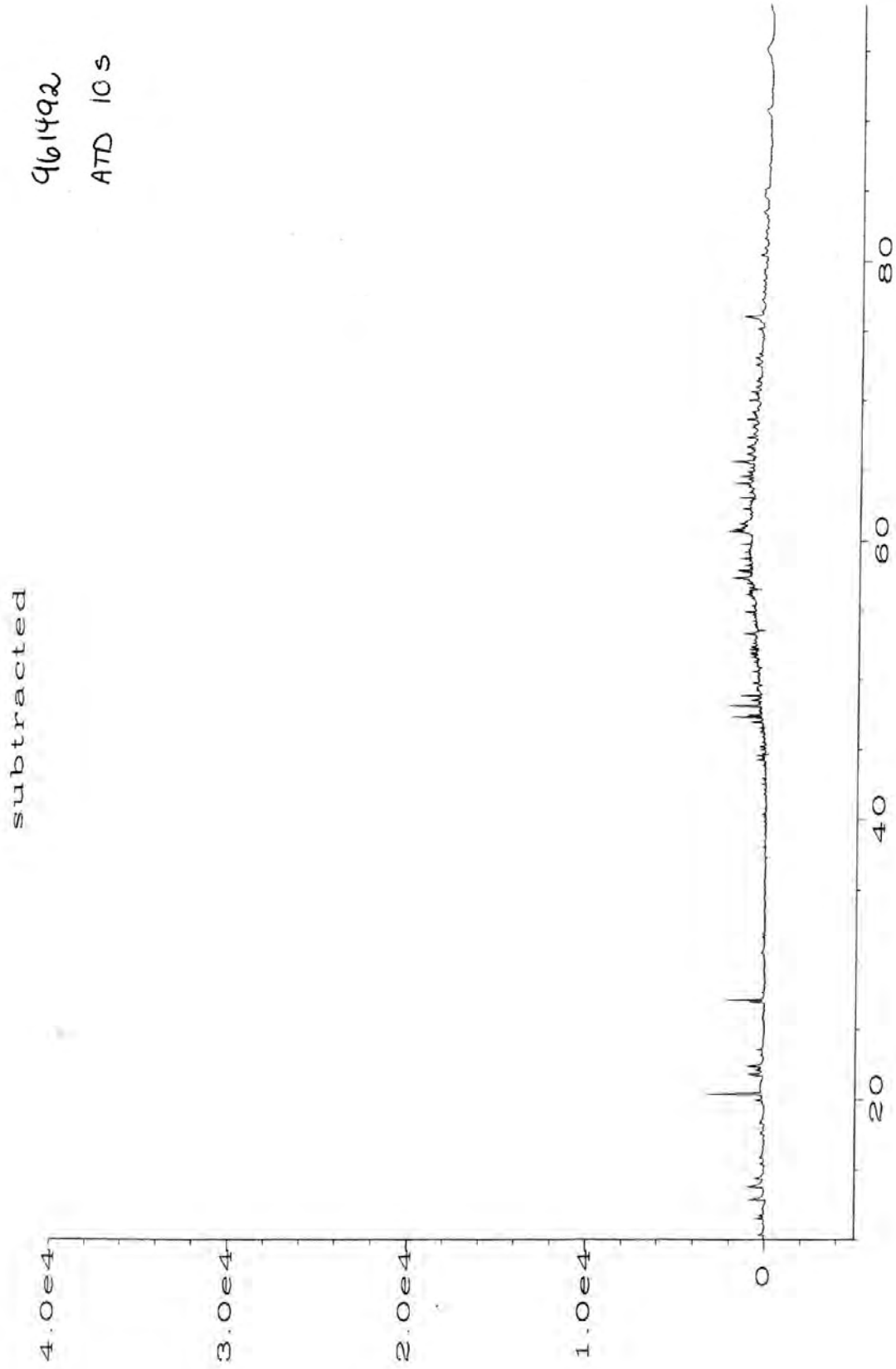
96/490
ATD 25m 85

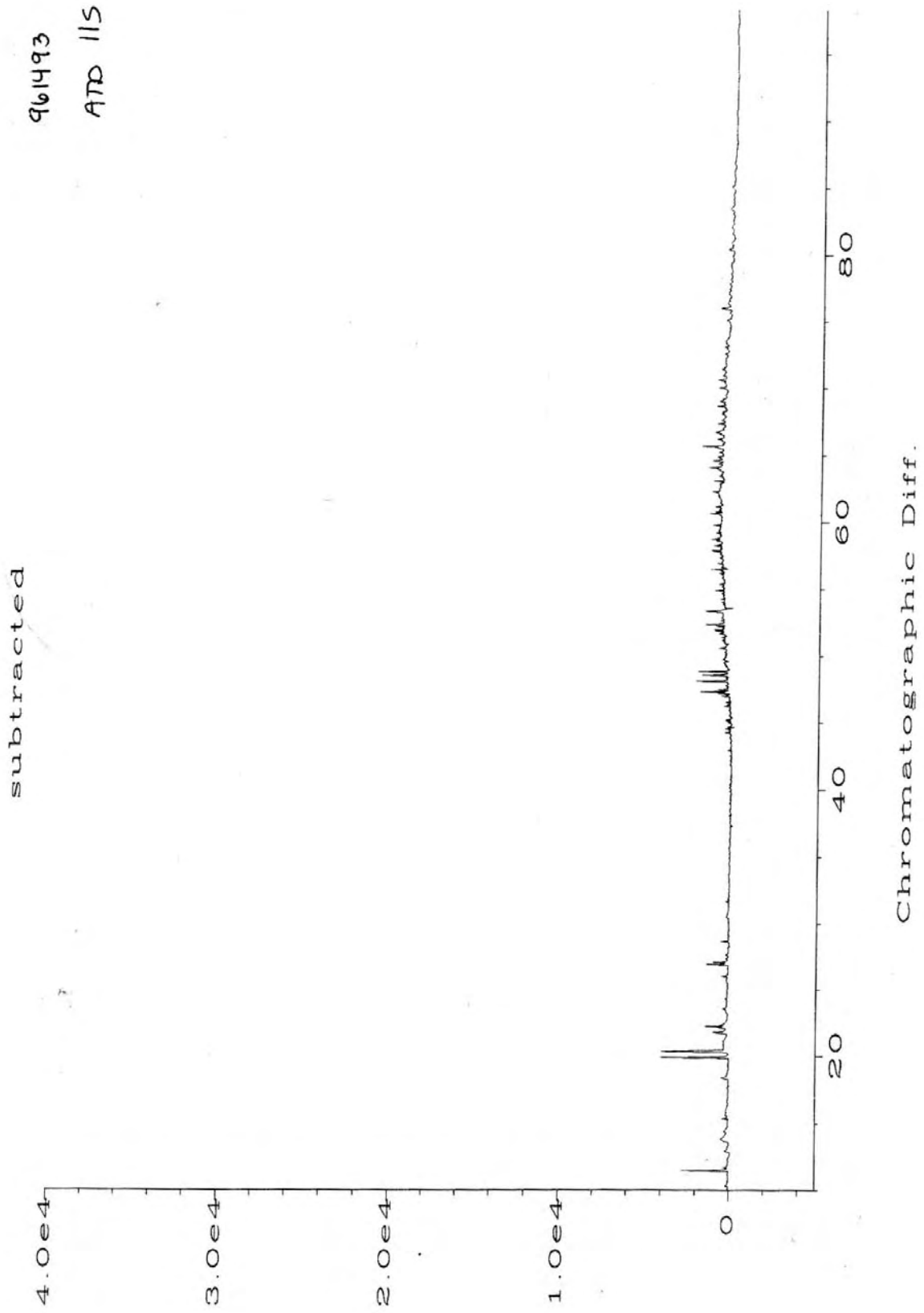
subtracted



Chromatographic Diff.

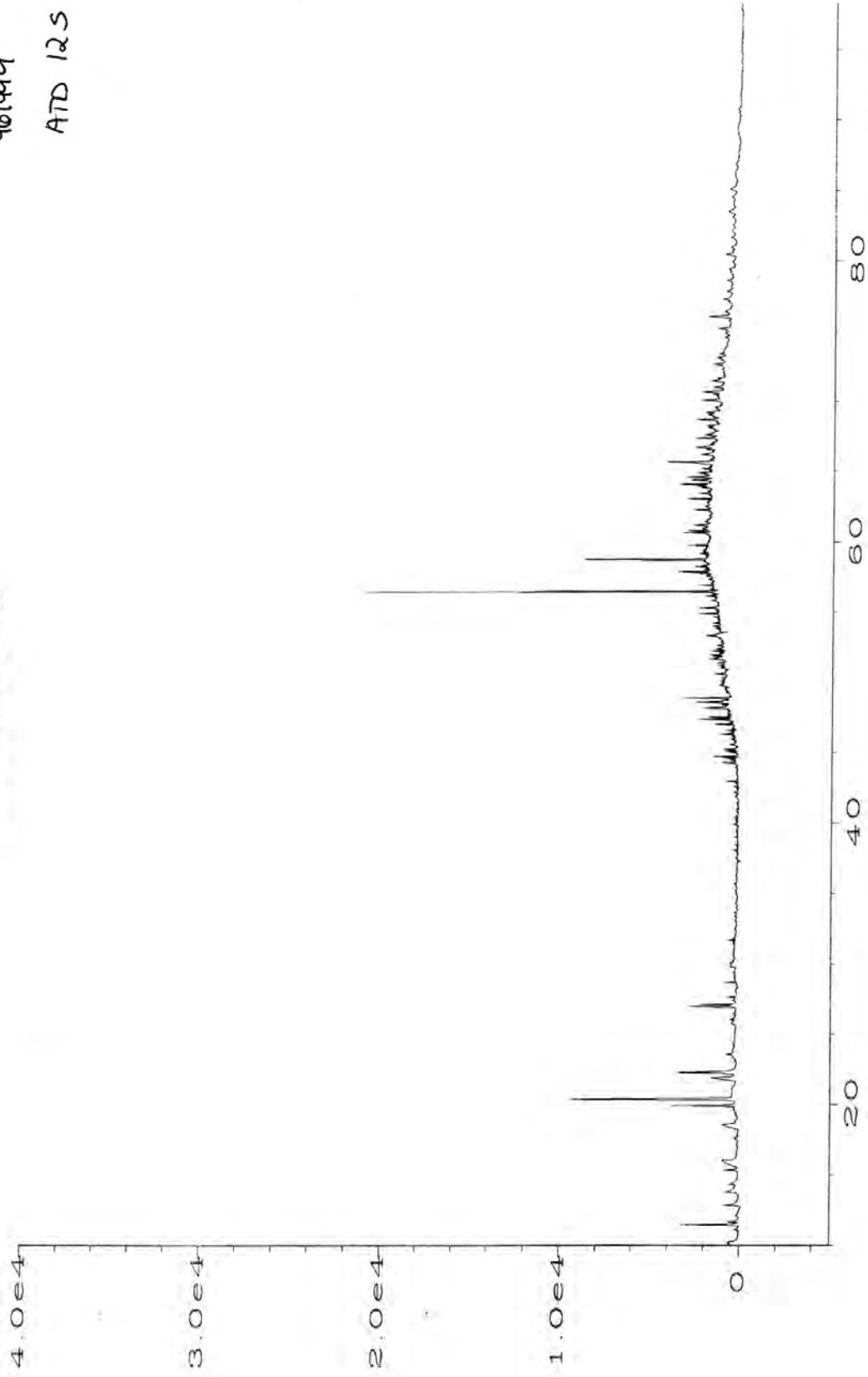






961494
ATD 125

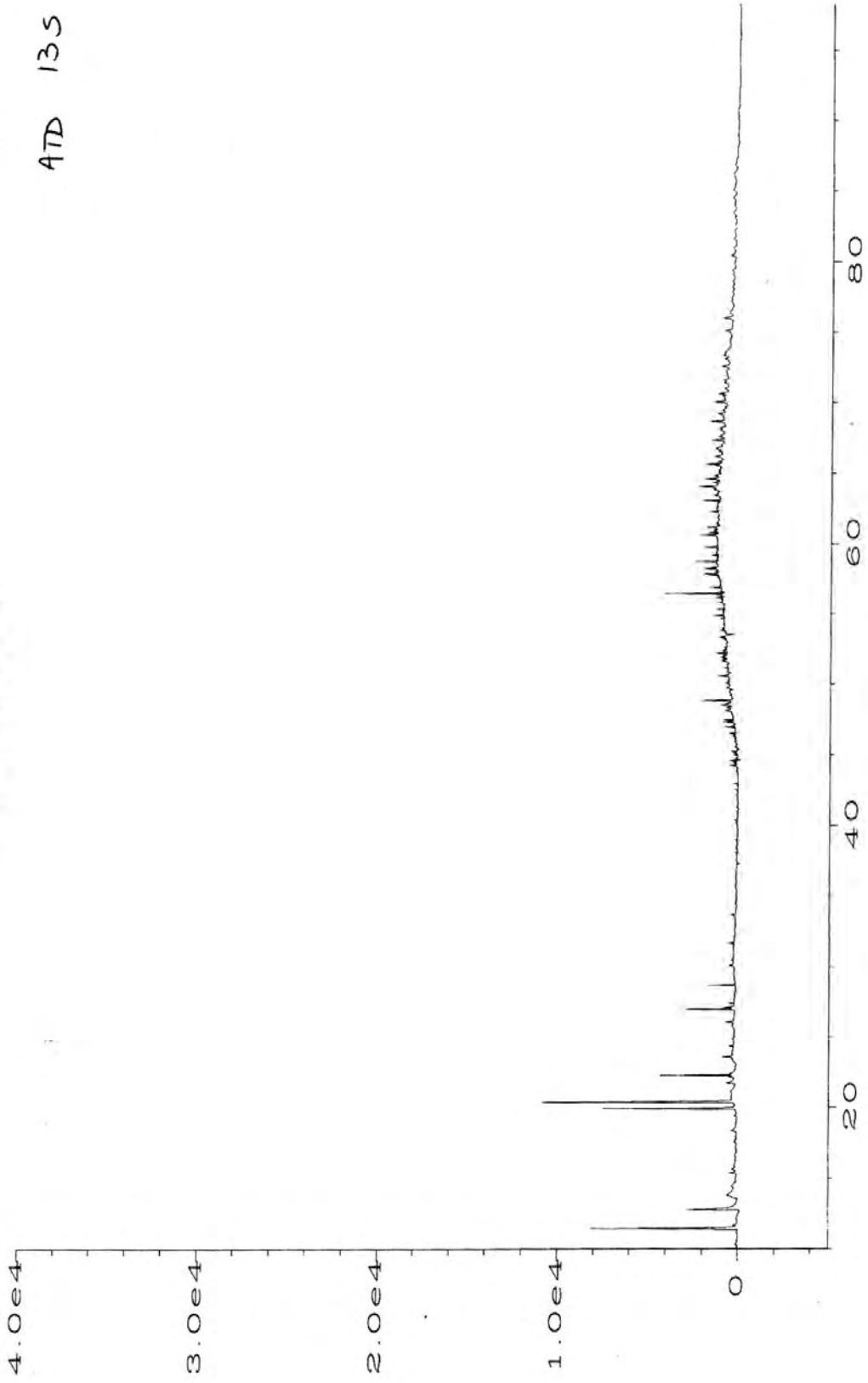
subtracted



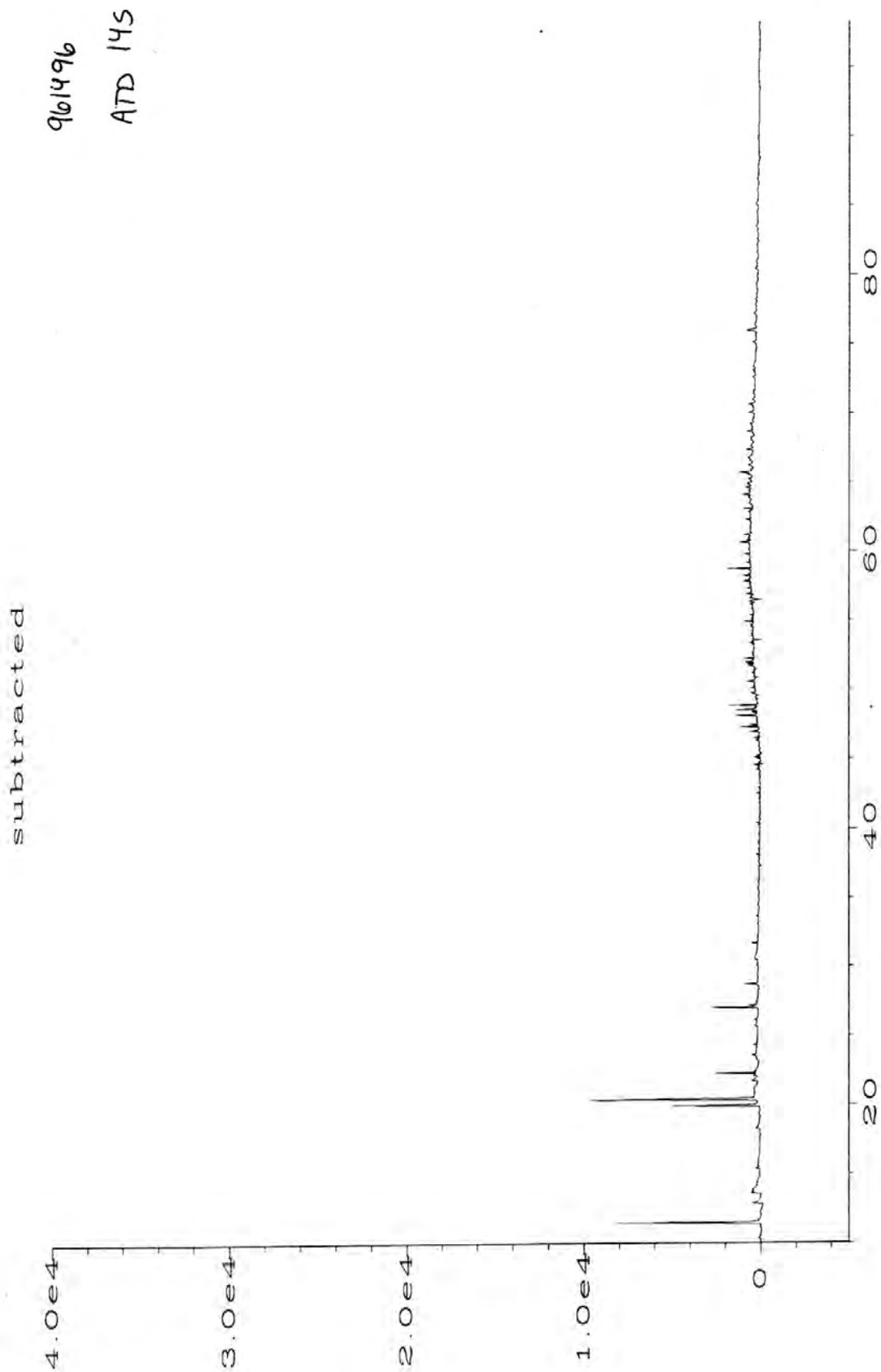
Chromatographic Diff.

961495
ATD 135

subtracted

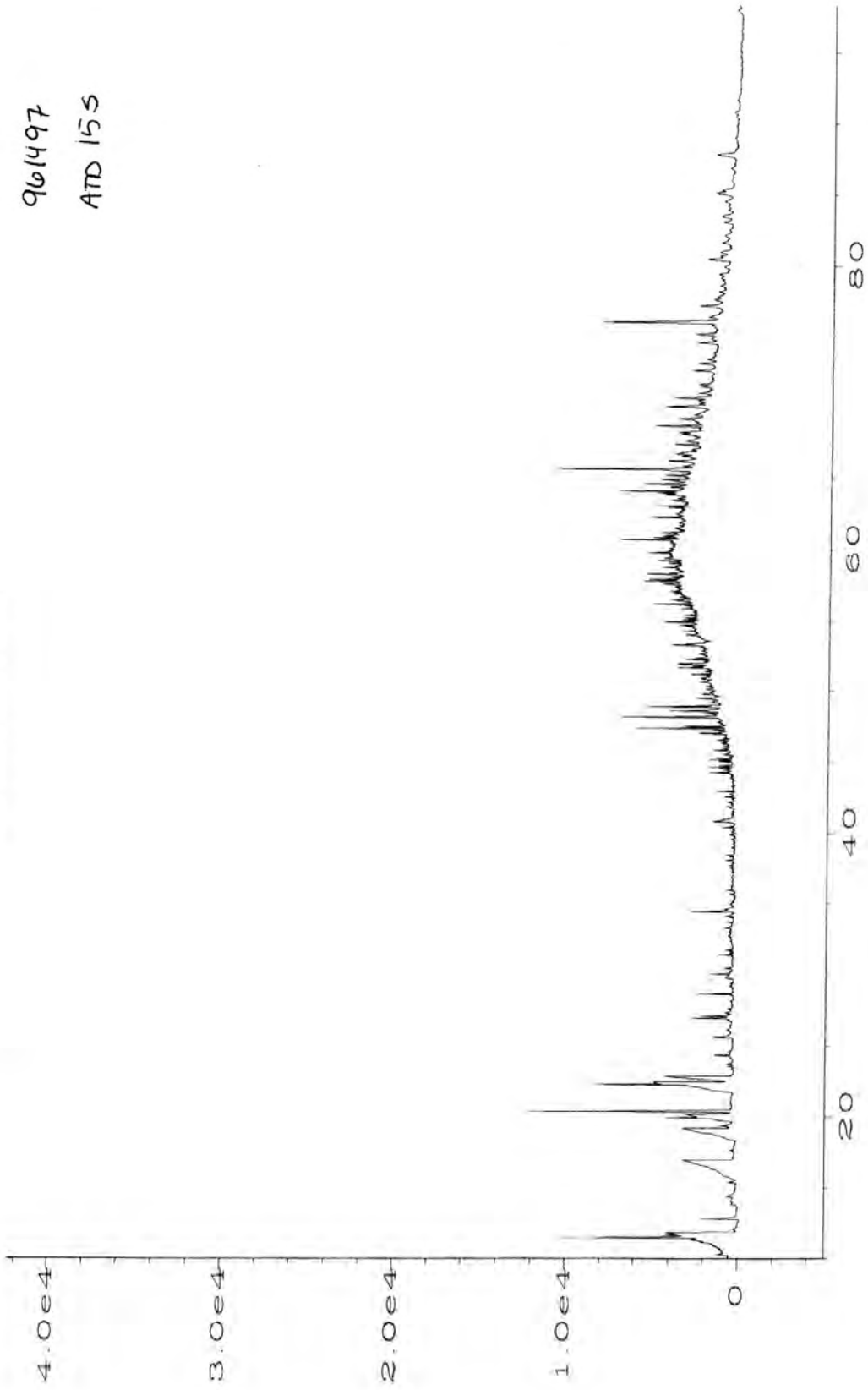


Chromatographic Diff.

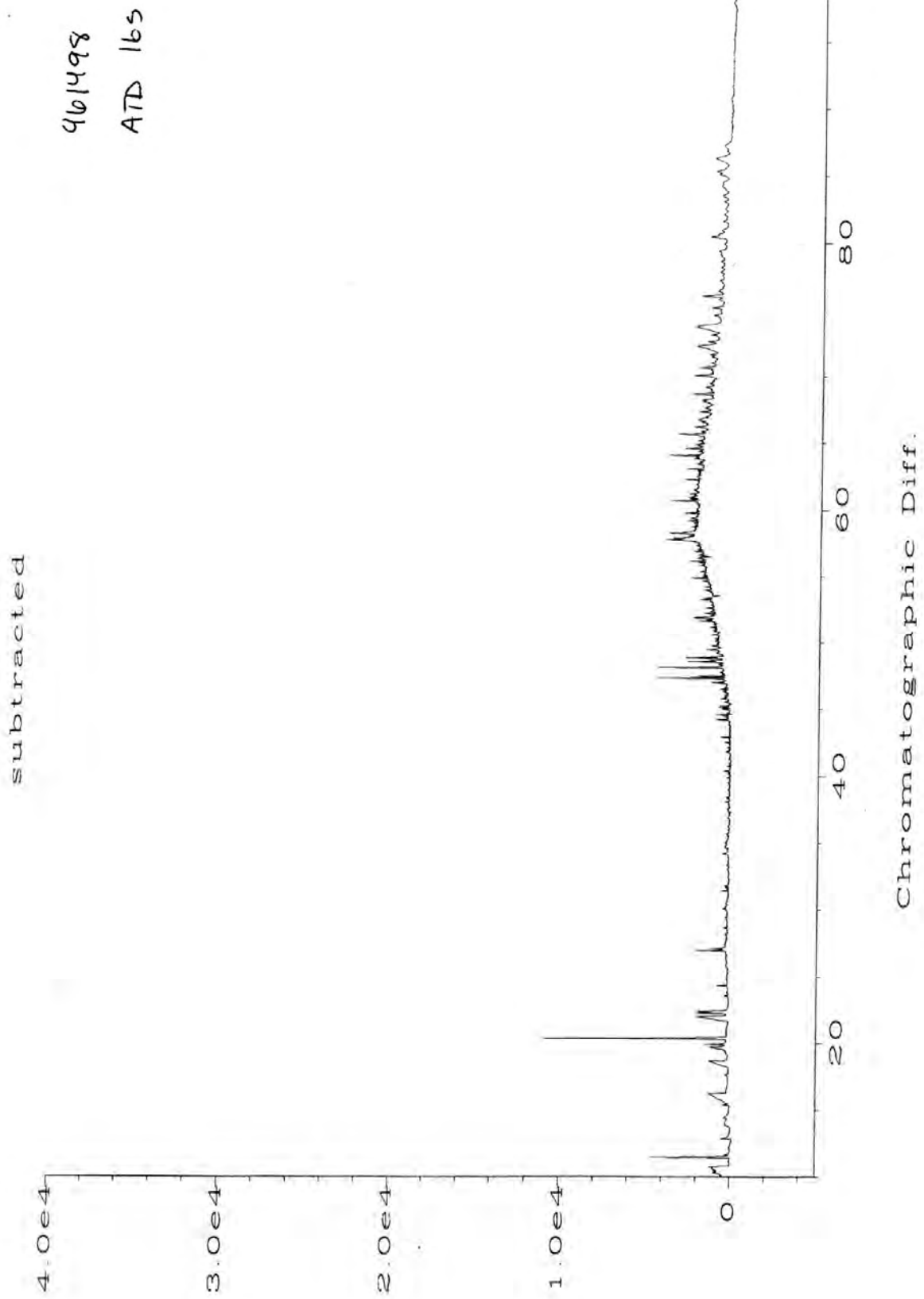


subtracted

961497
ATD 155

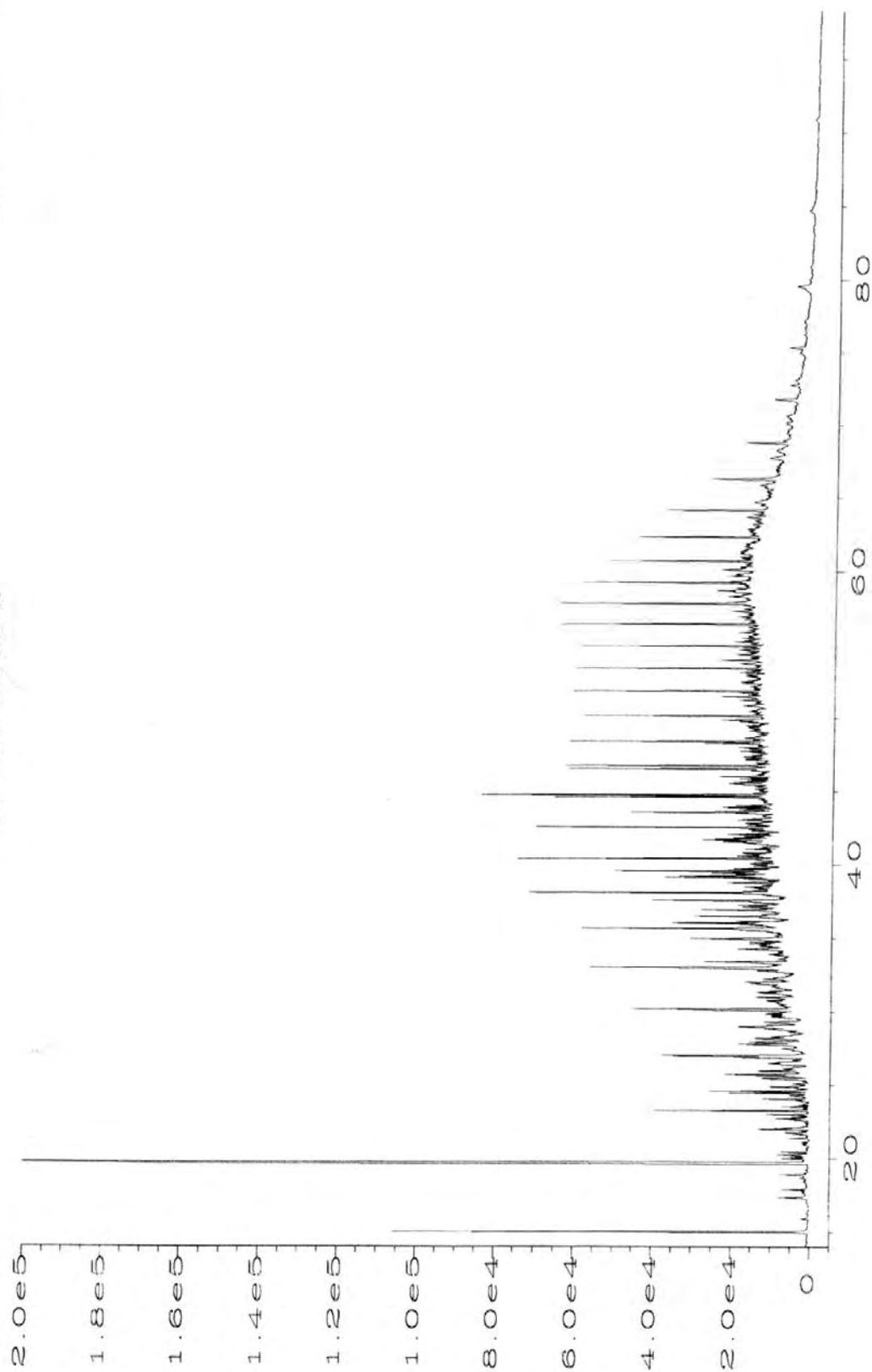


Chromatographic Diff.



ESSO MARINE OIL

subtracted



Chromatographic Diff.