

Om mulige helsemessige og økologiske effekter av «bakgrunnsnivåer» av klororganiske forbindelser i fisk

On possible health and ecological effects from «backgrounds levels» of organochlorines in fish

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er forsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

SUMMARY

Selected data from a report on «background levels» of organochlorines in fish are summarized in tables 1—2. Comparing these concentrations with recommended maximum levels of various organochlorines in seafood, (tables 3—4), and taking into consideration the occurrence of other potentially hazardous organochlorines and — bromines, it is tentatively concluded that the probable background concentrations of such substances cannot be regarded without concern. A similar, but perhaps even more speculative conclusion is reached with regard to risk for ecological effects. Further, on the basis of the very sparse indications of «background concentrations» of chlorinated dioxins and dibenzofuranes in fish from certain areas in Southern Norway, it is shown that the proposed limits for ADI (acceptable daily intake) of 1 — 5 pg/kg body weight, at least theoretically, may cause restrictions on the exploitation of seafood resources even in areas tens of kilometers from point sources.

Kan selv «BAKGRUNNSNIVÅENE» medføre risiko?

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn har NIVA gjort en sammenstilling av litteraturdata om «bakgrunnsnivåer» av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk (Knutzen, 1987).

Formålet med rapporten var å gi:

- underlag for arbeidet med miljøkvalitetskriterier i det akvatiske miljø
- grunnlag for å bedømme grad av forurensning med klororganiske stoffer ved overvåkingsstudier og resipientundersøkelser.

Resultatet av arbeidet ga grunn til å spekulere over følgende spørsmål:

- Kan selv «bakgrunnsverdier» fra områder med bare moderat/liten diffus belastning (dvs. langt fra punktkilder) gi grunn til bekymring for helse og økologiske konsekvenser?

Det er dokumentasjonen av dette spørsmåls berettigelse som er hovedtemaet i artikkelen, samt noe om de forsknings- og overvåkingsoppgaver som da aktualiseres.

Begrepet «BAKGRUNNSNIVÅER»

Tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser er i dag utbredt over alt. «Det diffuse bakgrunnsnivå» — dvs. de konsentrasjoner som påtreffes utenfor påviselig innflytelse fra punktkilder — opptrer som konsentrasjonsintervaller karakteristiske for ulike områder. F.eks. vil forurensningsnivåene være forskjellige i Nordsjøen og Barentshavet, og overveiende lavere i ferskvannsføremønstre med bare atmosfærisk belastning jevnført med lokaliteter som også mottar avrenning fra tett befolkede og industrialiserte nedbørsfelter. Et stort vassdrag med mangeartede tilførsler kan virke som en punktkilde i det utenforliggende kystområde; nedbrytningen vil skje fortere i varme enn kalde hav, osv.

I tillegg til slike stedsbetingede variasjoner kommer flere andre faktorer: Alder, kjønn, størrelse, fettinnhold, føde, fysiologisk tilstand/kondisjon. Selv om man søker å nøytralisere forhold som dette ved prøvetaking og analyse, lar «bakgrunnsnivåer» seg bare beskrive ved konsentra-

sjonsintervaller, som — såvidt mulig — må kunne karakteriseres nærmere i form av en arealavgrensning (f.eks. Skagerrak) og eventuelt som gjeldende for en «normalfisk» (dvs. omregning til f.eks. standard lengde og fettinnhold). Det er også rimelig å anta forskjell mellom ulike arters akkumuleringsegenskaper pga forskjeller mht enzymutrustning, mekanismer for opplagsnæring, atferd, fødevalg o.a.

Siden det er innført restriksjoner på bruken av flere av de mest aktuelle stoffene og stoff-gruppene, må det også forventes en tendens til nedgang med tiden, ikke bare i de hardt belastede områdene (kfr. eksempler vedrørende pesticider nevnt av Holden 1987 i ovennevnte rapport), men også i farvann med bare liten eller moderat diffus belastning.

Resultater og diskusjon

For torsk og silde vedkommende, som er blant de arter som det foreligger mest data om, var konklusjonen fra utredningen som vist i tabell 1.

Tabell 1. Vanlig forekommende nivåer av utvalgte klororganiske stoffer i torsk og sild fra lite/moderat belastede områder. Særlig usikre konklusjoner markert med?

Table 1. Commonly occurring levels of selected organochlorines in cod and herring from localities with assumed low/moderate loading mg/kg w.w. Uncertain values marked with?

Stoff	Torsk		Sild
	Filet mg/kg friskvekt	Lever mg/kg friskvekt	
PCB	<0.01-0.02	<1-3(5?)	<0.1-0.2
ΣDDT	<0.001-0.005	<0.1-0.5(1?)	<0.01-0.05
ΣHCH	<0.002(0.003?)	<0.05(0.1?)	<0.01-0.02
Dieldrin	<0.0005-0.001	<0.02-0.05	<0.005-0.01
Toxafen	----- Ingen data -----	-----	<0.5??
Chlordan	Ingen data	<0.1-0.3?	<0.01-0.023
HCB	<0.0003-0.0005	<0.02-0.05	<0.002-0.005
Klorparaf	-----	Ingen data -----	-----

Med visse forbehold knyttet til levevis kan filet av torsk være representativ for filet av annen mager saltvannsfisk og leververdiene tilsvarende for arter som kolje, hvitting etc. Det er heller ikke funnet noen åpenbare forskjeller mellom torsk og f.eks. skrubbe eller rødspette. Det ses at konsentrasjonene i sild er noe høyere på grunn av denne artens høyere fettinnhold (på fettbasis utlignes forskjellen).

For ferskvannsfisk er det ingen enkelt art som peker seg ut som mest benyttet i studier av klororganiske stoffers forekomst. På bakgrunn av forholdsvis stor grad av likhet med hensyn til fettinnhold, delvis også levevis hos laks, ørret og røye, lar det seg for denne gruppen av ferskvannsfisk antyde bakgrunnsnivåer som vist i tabell 2.

Stoff	mg/kg friskvekt
PCB	< 0 1-0 2 ?
ΣDDT	< 0 01-0 05
ΣHCH	< 0 005-0 02 ?
Diieldrin	< 0 005 ?
Toxafen	< 0 5 ??
Chlordan	< 0 02-0 05
HCB	< 0 001 0 003

Tabell 2.

Vanlig forekommende nivåer av utvalgte klororganiske forbindelser i filet av laksefisk (særlig usikre verdier markert med ?)

Table 2.

Commonly occurring levels of selected organochlorines in muscle of salmonids (uncertain values marked with ?)

For begge tabeller gjelder at toxafen-dataene er særdeles usikre og basert på bare et par prøver av henholdsvis sild og røye (Jansson et al. 1979). I tillegg til de opplistede stoffene vil det også være andre med tilsvarende bestandighet og farlighet. Imidlertid foreligger så få data (og for andre arter) at noe bakgrunnsnivå ikke kan angis. Innen dette komplekset av forbindelser har man også den (riktignok forholds-messig lave) andel av tung nedbrytbart (og samtidig biologisk aktive) klorforbindelser i blekeriavløp fra celluloseindustrien. Disse er imidlertid utilstrekkelig karakterisert og kartlagt.

Til tallene knytter seg mange usikkerheter, særlig på grunn av forskjeller i metoder for analyse og mengdebestemmelse i de forskjellige studier som utgjør grunnlaget for konklusjonene. Både på grunn av tidsaspektet (må antas avtagende belastning med blant annet PCB og DDT etter begrensninger på bruk) og antatt generelt større metodisk usikkerhet forbundet med arbeider fra før 1975, er tabellsammendragene vesentlig basert på resultater fra siste 10 års-periode. For mer detaljerte redegjørelse om usikkerheter og utvelgelse av data, henvises til ovennevnte rapport.

Sikre tendenser til nedgang i forekomst etter innføring av restriksjoner synes begrenset til DDT med derivater og andre pesticider (og da vesentlig i tidligere hardt belastede områder, som f.eks. Østersjøen). For stoffgrupper som PCB og toxafen synes materialet å være enten mer sprikende (PCB) eller foreløpig manglende. Det kan tilføyes at i en del utsatte områder synes det ikke sjelden å være betydelig høyere konsentrasjoner enn de her nevnte øvre grenser for bakgrunnsnivåer. Som eksempel på slike områder i Norge (utenom et par punktkilder) kan nevnes Hvalerområdet. Oslofjorden og Drammens-

fjorden (?), muligens også vannforekomster utsatt for forurenset nedbør (ikke undersøkt).

Jevnføring av bakgrunnivåer med grenseverdier for klororganiske forbindelser i mat.

Norske helsemyndigheter opererer foreløpig ikke med grenseverdier for klororganiske stoffer i spiselige akvatiske orga-

nismer, men anvender skjønn på de enkelte tilfeller.

I enkelte andre land er det derimot innført slike grenseverdier for de mest kjente av stoffene. Grenseverdiene varierer noe fra land til land; nedenfor gjengis de strengeste (Tabell 3). I grenseverdiene er lagt inne en betydelig sikkerhetsfaktor, slik at grensen f.eks. ligger på 1/10 eller mindre av det man anser som det egentlige (sannsynlige) effektnivå.

Tabell 3. *Utvalgte utenlandske grenseverdier for klororganiske forbindelser i fisk (for referanser, se Knutzen 1987).*

Table 3. *Maximum acceptable levels of selected organochlorines in fish (various countries, for references, cf. Knutzen 1987).*

Stoff	Grenseverd. mg/kg friskvekt
PCB	2 (5 i fiskelever og laks)
ΣDDT	2 (5 i fiskelever)
HCH	0.2/0.05 henholdsvis for lindan og øvrige isomere
Dieldrin	0.05
HCB	0.05

Sammenlignes nå disse grenseverdiene med bakgrunnsnivåene antydte i tabellene 1—2 (tabell 4), ses at situasjonen synes fullt betryggende når hvert stoff betraktes for seg. Unntatt fra dette kan være torskelever, men i betraktning av den underordnede rolle fiskelever spiller i de fleste menneskers diett, og ovennevnte sikkerhetsfaktorer innarbeidet i grenseverdiene, er neppe enkeltstoffenes konsentrasjoner noe stort problem her heller.

Derimot, hvis man betrakter summen av alle stoffene, bli forholdet noe annerledes, særlig for fet fisk.

Det at man kan nærme seg et «interessant» nivå aksentueres ved at en rekke klororganiske stoffer ikke er inkludert i summeringen (dels fordi det er lite konsentrasjonsdata, dels fordi det ikke er satt grenseverdier). Særlig viktige i denne forbindelse må antas å være stoffer innen gruppene toxafen (klorerte camfener, terpenener), chlordan og muligens klorerte parafiner, som alle synes å kunne opptre i forholdsvis betydelige konsentrasjoner i en del av de (sjeldne) tilfellene de er registrert. For toxafens vedkommende kan det kanskje dreie seg om konsentrasjoner i

Tabell 4. *Antatte bakgrunnsverdier av utvalgte klororganiske forbindelser i torsk, sild og laksefisk i ca. prosent av grenseverdier i fisk til mat.*

Table 4. *Assumed background levels of selected organochlorines in cod, herring and salmonids as approximate percentages of maximum acceptable levels in fish food.*

Stoff	Torske filet	Torske- lever	Sild (filet)	Laksefisk (filet)
PCB	<1	<20-60	<5-10	<5-10
ΣDDT	<1	<2-5	<~1-2	<1-2
ΣHCH	<1-2?	25-50	<5-10	<2-10
Dieldrin	<2?	40-100	<10-20	<10
HCB	<2?	40-100	<5-10	<~2-5
Sum	<5 (10?)	~130-300	<~25-50	<~20-40

samme størrelsesorden som PCB, — for sum chlordaner antagelig henimot en størrelsesorden lavere (konf. referanser i Knutzen 1987).

Imidlertid er ikke listen slutt med dette. En del andre klororganiske stoffer kommer i tillegg; dessuten de nesten ikke kartlagte bromerte forbindelser med potensielt samme betenkelige egenskaper. Selv uten å ta med spesialtilfellet klorerte dibenzofuraner og dioksiner (se nedenfor), synes mao. ikke bakgrunnsnivået av sum bestandige klor- og brom-organiske stoffer uten videre å kunne anses som bekymringsløst. Det må imidlertid understrekes at konklusjonen er spekulativ, idet man har lite å bygge på når det gjelder mulige helseeffekter fra den samlede belastning med disse og andre miljøfremmede stoffer.

Ovenstående understreker betydningen av fortsatte bestrebelser på å begrense tilførselen av disse stoffer til miljøet, samt at det er behov for å få kartlagt forekomsten. I det akvatiske miljø gjelder dette særlig fiskelever og ellers fisk med høyt fettinnhold, men for å følge utviklingen,

er det egentlig behov for en overvåking basert på analyser av både sedimenter og andre indikatororganismer enn fisk fra et antall lokaliteter som er representative for ulike typer og grader av belastning.

Økologiske konsekvenser?

De relativt få eksempler på vannkvalitetskriterier som finnes for klororganiske stoffer er som regel gitt på samme måte som kriterier for andre stoffer, dvs. i form av konsentrasjoner i vann (EPA 1980). For akkumulerende stoffer, der også inntak via føde, og giftvirkning som resultat av opphoping over tid og eventuell periodisk eller episodisk mobilisering etter internt transport i organismene spiller en rolle, er ikke dette uten videre tilstrekkelig. Som supplement trengs blant annet en vurdering av hvilke konsentrasjoner i fisk, og fiskens næringsdyr, som representerer en trussel mot disse arter selv eller mot dyr på høyere trinn i næringskjeden.

Schmitt et al. (1981) siterer følgende konsentrasjoner fra NAS/NAE (1972)

med hensyn til antatte faregrenser i næringsdyr for rovfisk og fiskeetende fugl og pattedyr (friskvektbasis):
ΣDDT: 1 mg/kg

Dieldrin, aldrin, endrin, HCH, heptakloreposid, chlordan, toxafen (hver for seg eller i kombinasjon): 0.1 mg/kg.
PCB: 0.5 mg/kg.

Antas toxafen å opptre i omtrent samme konsentrasjon som PCB, vil for sildefilet og sannsynligvis annen fet fisk, en fremstilling av «bakgrunnsnivåene» (Tabell 1) som % av de siterte grenseverdiene gi følgende resultat:

PCB	20-40
ΣDDT	1-5
ΣHCH	10-20
Dieldrin	5-10
Chlordan	10-20 ?
Toxafen	<500 (? meget usikre bakgrunnsdata)
<hr/>	
Sum ekskl. toxafen	~50-100
<hr/>	

Også her må angrepsmåten innrømmes å være svært spekulativ. Bakgrunnsdataene er delvis meget usikre, og de temmelig gamle grenseverdiene har et dårlig kunnskapsfundament (og formodentlig tilsvarende store sikkerhetsfaktorer).

På den annen side er det egnet til ettertanke at man får en overskridelse selv når bare en del av den samlede belastning med bestandige klor- og bromorganiske stoffer er medregnet. Forholdet bør i hvert fall illustrere behovet for å få mere eksakte kunnskaper om virkningen av disse stoffene, slik at bedømmelses- og beslutningsgrunnlaget blir bedre.

Det kan tilføyes at ifølge undersøkelsene til von Westernhagen et al. (1981) og Hansen et al. (1985) ble det konstatert redusert formering hos saltvannsfisk ved konsentrasjoner av PCB noe over 0.1 mg/kg, hvilket er i området for bakgrunnsnivåene i fet fisk (kfr. Tabell 1).

Også ut fra spørsmålet om økologisk skade av vanlig forekommende konsentra-

sjoner av klororganiske forbindelser synes det berettiget å konkludere med at det er god grunn til å fortsette overvåkingen av disse stoffers opptreden.

Begrensning i bruk av fisk på grunn av klorerte dioksiner?

De to nær beslektede stoffgruppene klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner omfatter en del ekstremt giftige stoffer (Bjørnstad 1986). Dødelig dose av den giftigste av forbindelsene (2, 3, 7, 8 TCDD) overfor den minst tolerante blant testede arter av pattedyr er omkring 1 µg/kg kroppsvekt (Hutzinger et al. 1985, Smuckler 1985). Imidlertid varierer den akutte giftighet overfor ulike arter i hvert fall 2—3 størrelsesordener, og mennesker synes ikke å være blant de mest ømfintlige.

Den høye grad av akutt og kronisk giftighet har medført forslag om at daglig inntak hos mennesker ikke bør overskride 1—10 pg/kg kroppsvekt pr. dag (Birming-

ham et al. 1986, Bjørnstad 1986). Disse ekstremt lave verdier for ADI (Acceptable daily intake) innbefatter en sikkerhetsfaktor på 100—1000.

I norsk kystfarvann er det i to områder — Frierfjorden (Norsk Hydro) og Kristiansandsfjorden (Falconbridge) konstatert tydelig forhøyede konsentrasjoner av disse stoffer i fisk. I tillegg er det spekulert over muligheten for at klorblekeriene kan være betydelige kilder. Aktuelle utslipp i denne forbindelse rer Greaker og Borregaard til Glomma/Hvalerområdet, Saugbrugsforeningen til Iddefjorden, Tofte Cellulose til Oslofjorden og Hunsfos til Otra/Kristiansandsfjorden.

Av data om «bakgrunnsnivåer» finnes nesten intet, verken i Norge eller verden forøvrig. Det eneste som foreløpig er rapport for vårt land gjelder innholdet i filét av torsk fanget ved Nevlunghavn på Vestfoldkysten (Oehme og Manø 1986). Resultatene for fem fisk varierer fra 0.3 til 1.2 ng/kg av 2, 3, 7, 8 TCDD ekvivalenter, dvs. at mengden øvrige giftige dioksiner og dibenbofuraner er omregnet til antatt ekvivalente konsentrasjoner av det mest giftige stoffet innen gruppen).

Nevlunghavn ligger ikke mer enn vel 20 km unna Norsk Hydro's magnesiumfabrikk i Porsgrunn, og er dermed tilsomt representativ for Skagerrak-kysten. Resultatet fortjener likevel oppmerksomhet, vesentlig av to grunner:

- En slik filét-konsentrasjon er i seg selv ikke ubetydelig, når tar i betraktning muligheten for at Iddefjorden, Hvalerområdet og Ytre Oslofjord kan være tilsvarende belastet på grunn av blekeriavløp.
- Konsentrasjonene av slike stoffer vil i torskeler være i størrelsesorden 100 ganger høyere.

Forholdet ovenfor kan illustreres ved å beregne — for en person på 60 kg — maksimalt akseptabelt ugentlig inntak av torskefilet og torskeler ved henholdsvis 1 og 100 ng/kg av 2, 3, 7, 8 TCDD ekvivalenter pr. kg, gitt en grenseverdi for anbefalt inntak på 5 pg/kg kroppsvekt pr. dag. (1 ng = 10⁻⁹g, dvs. en milliarddels gram, 1 pg = 10⁻¹²g).

F = øvre grense i gram fisk for det som kan anses betryggende ukeinntak for en 60 kgs person. Ved filét-konsentrasjon i ng/kg, henholdsvis ved ADI (acceptable daily intake) på 1 og 5 pg/kg kroppsvekt.

L = tilsvarende ved en leverkonsentrasjon på 100 ng/kg.

Regnestykket blir:

$$\begin{aligned}5 \times 60 \times 7 &= F_5 \times 1 \text{ og } F_5 : 2100 \text{ g} \\1 \times 60 \times 7 &= F_1 \times 1 \text{ og } F_1 : 420 \text{ g} \\5 \times 60 \times 7 &= L_5 \times 100 \text{ og } L_5 = 21 \\1 \times 60 \times 7 &= L_1 \times 100 \text{ og } L = 4.2 \text{ g}\end{aligned}$$

Torskeler (fra utsatte områder) synes med andre ord som en lite anbefalelsesverdig å spise uansett hvilken av de to ADI-verdiene man benytter, mens det teoretisk kan vise seg avgjørende for utnyttelsen av fiskeressursene på utsatte kyststrekninger hva helsemyndighetene finner som betryggende ADI. (Foreløpig foreligger, som nevnt, bare diverse forslag i intervallet 1—10 pg/kg kroppsvekt og dag).

På denne bakgrunn blir følgende spørsmål viktige:

- Er det nødvendig med så lave ADI-verdier (eller store sikkerhetsmarginer)? (Kfr. diskusjonen og tillempingen etter Tsjernobyl-ulykken).
- Hvilke konsentrasjoner av klorerte dioksiner og dibenzofuraner finnes i

fisk (og krepsdyr og muslinger) fra deler av norskekysten med ulik grad av belastning?

Det første spørsmålet er selvfølgelig viktigst, blant annet fordi det ikke er noen åpenbare vitnesbyrd om helsemessige skader fra dioksinforurenset fisk, og det nåværende forurensningsnivå må regnes å ha vedvart i flere 10-år. (Når man tar i betraktning spørsmålets betydning, er det forøvrig bemerkelsesverdig å se den tilsynelatende beskjedne andel direkte på sak, eksperimentellmedisinsk forskning som foregår sammenlignet med volumet av all slags beskrivende kjemi og biologi).

Spørsmål 2 ovenfor lar seg enkelt bringe

på det rene, men foreløpig har verken helse- eller forurensningsmyndigheter tatt noe initiativ i denne retning. Det eneste som foregår er kartlegging nær to av punktkildene, dvs. i Frierfjorden med tilstøtende områder, og i Kristiansandsfjorden, — forøvrig bare analyse av avløpsvann fra de kjente og mistenkte industrikkilder.

Det synes godt mulig at det å overse dioksinproblemet vil kunne vise seg berettiget når tilstrekkelig medisinsk erkjennelse endelig foreligger. I mellomtiden kan det neppe forsvares å unnlate å skaffe seg informasjon om stoffenes forekomst, selv om disse opplysningene vil ytterligere stimulere mer eller mindre berettiget engstelse.

LITTERATURENVISSNINGER

- Birmingham, B., R. Clement, D. Harding, R. Pearson, D. Rokosh, W. Smithies, A. Szakocai, B. H. Thorpe, H. Tosine and D. Wells, 1986. Chlorinated dioxins and dibenzofurans in Ontario. Development of scientific criteria document leading to multi-media standards for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzopolychlorinated dibenzofurans (PCDFs). *Chemosphere*, 15: 1835—1850.
- Bjørnstad, S. L., 1986. Dioksiner — Virkninger, kilder og nivåer. *Vann*, 3B (1986): 393—397.
- EPA (US Environmental Protection Agency), 1980. Revised quality criteria for water. Som oppsummert i *Federal Register* Vol. 45 No. 231.
- Hansen, P.-D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal, 1982. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. *Mar. Environ. Res.*, 15: 59—76.
- Holden, A. V., 1987. Pesticides. Paper 4. Int. Conf. on Environmental Protection of the North Sea. London, 1987. Særtrykk.
- Hutzinger, O., M. V. D. Berg, K. Olie, A. Opperhuizen and S. Safe, 1985. Dioxins and furans in the environment: Evaluating toxicological risk from different sources by multi-criteria analysis. S. 9—32 i Kamrin, M. A. and P. W. Rogers (red.): *Dioxins in the environment*. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985, 328 pp.
- Jansson, B., R. Vaz, G. Blomkvist, S. Jensen and M. Olsson, 1979. Chlorinated terpenes and chlordanes components found in fish, guillemot and seal from Swedish waters. *Chemosphere*, 4: 181—190.
- Knutzen, J., 1987. Om «bakgrunnsnivåer» av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. (On «background levels» of organochlorines in fish.) Rapport O-85167 (4) fra Norsk institutt for Vannforskning. 173 s. ISBN 82-577-1251-5. Engl. summary.

- NAS/NAE (National Academy of Science/National Academy of Engineering). Section II — Freshwater aquatic life and wildlife. Water Quality Criteria. Ecological Research Series, EPA-R3-73-033. Mars 1973, s. 106—113.
- Oehme, M. og S. Manø, 1986. Bestemmelse av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner i fiskeprøver. OR 77/86 fra Norsk institutt for luftforurensning. 75 BN 82-7274-757-86. 11 s.
- Schmitt, C. J., J. L. Ludke og D. F. Walsh, 1981. Organochlorine residues in fish: National Pesticide Monitoring Program 1970—74. Pest. Monitor. J., 14: 136—155, pluss appendiks.
- Smuckler, E. A., 1985. Biological effects of dioxins and other halogenated polycyclics. S. 215—224 i Kamrin, M. A. og P. W. Rogers (red.): Dioxins in the environment. Hemisphere Publi. Corp. Washington, etc. 1985, 328 pp.
- Westernhagen, H. von, H. Rosenthal, V. Dethlefsen, W. Ernst, U. Harms og P.-D. Hansen, 1981. Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder (*Platichthys flesus*). Aquat. Toxicol. 1: 85—99.

PLANLEGGING OG PROSJEKTERING AV KOMMUNALE ANLEGG

NOEN ARBEIDSOPPGAVER:

- RAMMEPLANER
- LEDNINGSANLEGG OG VEIER
- PUMPESTASJONER
- RENSEANLEGG
- RENOVASJON OG SLAMBEHANDLING

VÅRE FAGOMRÅDER:

- BYGGETEKNIKK
- ELEKTROTEKNIKK
- KOMMUNALTEKNIKK
- MASKINTEKNIKK
- VVS-TEKNIKK

A/S HJELLNES

RADGIVENDE INGENIØRER MNIF MRIF

Postboks 91, Manglerud, Oslo 6 — Telefon (02) *68 99 60
Kalgaten 1, 5501 Haugesund — Telefon (047) 26 711