

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-81006
Undernummer: III
Løpenummer: 1508
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter	Dato: 9. aug. 1983
	Prosjektnummer: 81006
Forfatter(e):  Jon Knutzen Kjell Øren	Faggruppe: Hydroøkologi/ Miljøteknikk
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 35

Oppdragsgiver:  Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

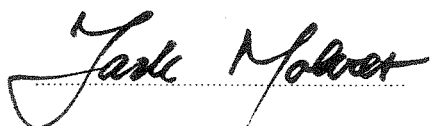
Ekstrakt:

Fra litteraturdata og egne analyser av avløpsvann fra kjemiske fellingsanlegg gjengis belastningsmengder og rensegrad for metaller, PAH og klororganiske forbindelser i kommunalt avløpsvann. Med forbehold om et delvis utilstrekkelig vurderingsgrunnlag antas uønskede konsekvenser fra utslipp av miljøgifter i kommunalt avløpsvann til sjøvannsresipienter å være lite sannsynlig. Dette gjelder både hva angår skade på marine organismesamfunn og overskridelse av hygieniske grenseverdier for innhold av miljøgifter i spiselige organismer. Det forutsettes da moderat belastning og god resipientkapasitet. Kunnskapene om sammensetningen av kommunalt avløpsvann bør bedres.

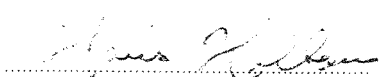
4 emneord, norske:
1. Miljøgifter
2. Kommunalt avløpsvann
3. Sjøvannsutslipp
4. Risikovurdering

4 emneord, engelske:
1. Toxic substances
2. Domestic sewage
3. Seawater discharge
4. Risk evaluation

Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:

.....

ISBN 82-577-0647-7



0-81006

VURDERING AV RENSEKRAV FOR UTSLIPP AV  
KOMMUNALT AVLØPSVANN TIL SJØRESIPIENTER

Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter.

Oslo, 9/8 1983

Prosjektleder: Jarle Molvær  
Medarbeidere : Jon Knutzen  
Kjell Øren

For administrasjonen : Lars Overrein

## FORORD

Foreliggende arbeid er utført på oppdrag av Statens forurensningstilsyn/ Kommunal- og resipientavdelingen (kontrakt nr. 425/83), og er den fjerde i en serie rapporter som gjelder vurdering av rensekrav for sjøresipienter (se 2. omslagside).

En rekke personer og institusjoner har bidratt til rapporten. Instituttet ønsker å takke følgende for å ha stilt til disposisjon upubliserte data fra renseanlegg eller hjulpet til med opplysninger:

Peter Balmér, Chalmers Tekniska Högskola  
Per Hallberg, Oslo vann- og kloakkvesen  
Ebbe Hökervall, Stockholms vatten- och avloppsverk  
Ingar Næss, Oslo vann- og kloakkvesen  
Paul Sagberg, Sentralrenseanlegg Vest (SRV)

De to sistnevnte har også lagt forholdene vel tilrette for gjennomføring av prøvetakingen ved Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest. Personalet ved renseanleggene takkes for assistanse. Videre takkes Kari Martinsen og Georg Calberg ved Sentralinstitutt for industriell forskning for analyser av klororganiske forbindelser (utført på SI).

Ved instituttet har Kjell Øren vært hovedansvarlig for den delen av arbeidet som gjelder sammensetning av kommunalt avløpsvann og belastningstall, mens undertegnede har hatt hovedansvaret for vurdering av mulige konsekvenser av miljøgiftbelastningen.

Bjarne Paulsrud har bidradd med gjennomføring av prøvetakingen ved Bekkelaget renseanlegg. Sidsel Hatleskog har stått for innsamling av prøver fra SRV.

Analysene av polysykliske aromatiske hydrokarboner er utført av Lasse Berglind og Grete Lied Lyche. Oddvar Lindholm, Jarle Molvær og Bjarne Paulsrud har bistått ved planlegging av prosjektet og gjennomgåelse av rapportutkast.

9. august 1983

Jon Knutzen

INNHold

	Side:
FORORD	1
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. FORMAL, MATERIALE OG METODER	6
3. KONSENTRASJONER OG MENGDER I UBEHANDLET AVLØPSVANN	7
4. KONSENTRASJONER I BEHANDLET AVLØPSVANN	14
5. VURDERING AV MILJØGIFTUTSLIPP TIL SJØVANNRESIPIENTER	18
5.1 Vurdering av risiko for direkte giftvirkning på marine samfunn	19
5.2 Vurdering av risiko for akkumulering og ledsagende konsekvenser for utnyt- telse av spiselige organismer	25
5.3 Konklusjoner og diskusjon av behov for under- søkelser for å styrke vurderingsgrunnlaget	27
6. REFERANSER	30
APPENDIKS: Resultater av analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner i avløpsvann	33

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I. På basis av litteraturdata og målinger av metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og utvalgte klororganiske forbindelser i kloakkvann fra Oslo-området (Bekkelaget Renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest) er det gjort beregninger og vurderinger av:

- belastningsmengder (pkt. II nedenfor)
- renses effekter for ulike miljøgifter ved kjemisk felling (III)
- risiko for skade på marine planter og dyr (IV-VI)
- mulige hygieniske konsekvenser ved opphoping av miljøgifter i spiselige organismer (VII).

Vurderingene er i det vesentlige basert på forholdet mellom avløpsvannkonsentrasjoner og antatte "bakgrunnsnivåer" og/eller vannkvalitetskriterier.

Hensikten med å ta utgangspunkt i avløpsvann fra et sterkt trafikkert og industrialisert område er å få sikkerhetsmargin for konklusjonene. For bedømmelsen av direkte giftvirkninger representerer det en ytterligere sikkerhetsmargin at det bare er gjort rene fortynningsbetraktninger, dvs. uten å ta hensyn til andre konsentrasjonsreducerende faktorer som adsorpsjon til partikler, sedimentering o.a.

II. I ubehandlet avløpsvann med antatt høyt innhold av miljøgifter (fellesystem, stor trafikk og høy grad av industrialisering/urbanisering) er det funnet følgende tilførsel (g pr. person og år):

Kvikksølv	ca. 0,3
Kadmium	ca. 0,3
Bly	ca. 5,0
Kobber	ca. 40
Sink	ca. 50
PAH	ca. 0,5
PCB	ca. 0,01
Ekstraerbart organisk bundet persistent klor (EOCl)	ca. 0,5.

(Se forøvrig tabell 3, s. 14 mht. andre metaller og klororganiske forbindelser).

De funne tall antas å være tilforlatelige som høye anslag for metallbelastningens del, men mer usikre hva angår de organiske miljøgifter. Særlig representerer samlebetegnelsen EOC1 en usikkerhet fordi identifiserte forbindelser (PCB, DDT o.a.) representerer mindre enn 5% av totalinnholdet. De øvrige ukjente forbindelsene, kan i prinsippet være stoffer av samme farlighetsgrad som DDT etc. Imidlertid er dette foreløpig en spekulasjon.

- III. Ved de foretatte analyser av innløps- og utløpsvann fra kjemiske anlegg med aluminium - eller jernfelling er det oppnådd følgende reduksjoner i konsentrasjonene av ulike miljøgifter:

Metaller	ca. 50 %
PAH	ca. 75 %
Klororganiske forbindelser	ca. 25-50 %

For mer detaljerte informasjoner henvises til tabell 5, s. 17.

- IV Forhøyelsene i resipientvannets metallkonsentrasjoner vil vanligvis være små og bare berøre begrensede vannvolumer. Ved liten eller moderat belastning i gode resipienter vil for de fleste metaller et tilnærmet "bakgrunnsnivå" nås allerede ved primærfortynning (50-100 ganger fortynning) av ubehandlet avløpsvann. For kvikksølv, bly og kobber er det ved sterkere belastning mulighet for moderate overkonsentrasjoner (2-3 ganger "bakgrunnsverdiene") utenfor primærfortynningssonen (for deler av resipienten).
- V. Ut fra de foreliggende data, som for organiske miljøgifter er spinkelt, vurderes risikoen for direkte akutte eller kroniske giftvirkninger som moderat eller liten. Imidlertid vil deler av primærfortynningssonen kunne inneholde giftige konsentrasjoner.

Avløpsvannet må fortynnes 50-100 ganger for å tilfredsstille kriterier til beskyttelse av aquatiske samfunn.

- VI. Risikoen for skade via oppkonsentrering gjennom næringskjeder vurderes som liten. Mest utsatt vil være fiske-etende fugl og sjøpattedyr, men risikoen er i det vesentlige begrenset til bestander eller individer som søker sin føde i de umiddelbare omgivelser av utslipp.

Kommunale utslippsbidrag til en eventuell snikforurensning av våre omgivelser må ses i sammenheng med andre kilder og er ikke nærmere vurdert. I prinsippet bør bestandige, eller tungt nedbrytbare akkumulerende giftstoffer stoppes ved kilden.

- VII. Hygienisk betenkelige miljøgiftkonsentrasjoner i spiselige organismer er ikke aktuelle utenom primærfortynningsområdet. Mest kritisk i så henseende vil være kvikksølv, eventuelt også foreløpig uidentifiserte klororganiske forbindelser.

- IX. De gitte vurderinger er i noen grad knyttet til ikke tallfestede og innbyrdes avhengige begreper som "moderat belastning" og "god resipient". I praksis betyr dette at det i hvert utslippstilfelle er påkrevet med en vurdering og konsekvensanalyse, men med varierende grad av grundighet. Til hjelp for slike vurderinger er det antydnet at en belastningsgrad mindre enn 5-10% av det man har i Indre Oslofjord skulle anses som akseptabelt.

Grunnlaget for de utførte beregninger og vurderinger er delvis usikkert og må forbedres på flere måter hvis man ønsker en betryggende vannressursforvaltning. Kunnskapene må økes vedrørende:

- Ubehandlet og behandlet avløpsvanns sammensetning, særlig mht. organiske miljøgifter, men også for viktige metaller.
- Uidentifiserte forbindelser innen samlebetegnelsen organisk bundet persistent klor.
- "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i vann, særlig kvikksølv, kadmium, bly og PAH.
- Utvalgte indikatorarters respons på miljøgifter i kommunalt avløpsvann, både i form av giftighets- og akkumuleringstester.

## 2. FORMAL, MATERIALE OG METODER

Hensikten med denne delrapporten er å gi en vurdering av hvilke konsekvenser kommunalt avløpsvanns innhold av miljøgifter kan ha for resipientforhold og brukerinteresser. I denne sammenheng vurderes også hvilke krav som bør stilles til avløpsvannets behandling før utslipp.

Et slikt arbeid forutsetter at vannmiljøet har en viss kapasitet til å motta giftstoffer uten å ta påviselig skade. Arbeidet berører ikke prinsippet om at miljøgifter så langt råd skal stoppes ved kilden, men representerer en praktisk tilpasning til behovet for å fatte beslutninger.

Grunnlaget for bedømmelsen er art og mengde av miljøgifter. Stoffene som behandles er utvalgte metaller, polysykliske aromatisk hydrokarboner (PAH) og klororganiske forbindelser. For de sistnevntes vedkommende er informasjonene begrenset til forbindelser som det er vel innarbeidede rutineanalyser for i Norge: PCB, HCB, DDT og BHC (lindan). Øvrige klororganiske stoffer som vi må anta at er til stede i vekslende mengde på grunn av langtransportert tilførsel via atmosfæren og/eller diffus tilførsel fra innlandsk forbruk, er f.eks. pesticidene toxaphen og clordan, samt klorerte parafiner, som i stor grad har erstattet PCB. Disse stoffenes forekomst er dekket gjennom samleparameteren EOC1 - ekstraherbart organisk bundet persistent klor - (også betegnet TOC1).

Kommunalt avløpsvanns innhold av metaller er tidligere sammenstilt i flere NIVA-rapporter (1, 2, 3, 4). Både på grunn av forurensningsbegrensende tiltak i industri med avløp til kommunale nett og forbedring i prøvetakings- og analysemetoder gjennom de siste 10 år, presenteres det her bare data fra de siste 2-3 år. Materialet omfatter i det vesentlige analyseresultater fra norske behandlingsanlegg. Til sammenligning er det gjengitt metalldata fra enkelte svenske anlegg, som må antas å være blant de som er mest jevnførbare med norske forhold.

For klororganiske forbindelser og PAH finnes tidligere bare spredte data (5). I forbindelse med prosjektet er det derfor foretatt analyser på slike stoffer i vannmengdeproporsjonale ukeblandprøver fra Bekkelaget renseanlegg i Oslo og Sentralrenseanlegg Vest (SRV) i Asker. I de samme prøver er det



gjort analyser på metaller. For å få et inntrykk av avløpsvannbehandlingens innvirkning på forekomsten av miljøgifter, ble det ved SRV analysert på både innløps- og utløpsvann.

For metallenes vedkommende er analysene utført i henhold til Norsk Standard, mens de klororganiske forbindelsene er analysert ved gasskromatografi etter SI's rutinemetode (6). PAH-analysene er utført som beskrevet av Berglind og Gjessing (7).

Data fra Oslo-anlegg er bare representative for en del av landets kommunale avløpsvann. Hensikten har vært å betrakte et avløpsvann med antatt høyt miljøgiftinnhold. Dersom miljøgiftinnholdet ikke synes å være noe problem i avløpsvann fra et sterkt trafikkert og industrialisert byområde med felles avløpssystem, vil det sannsynligvis heller ikke representere noen risiko andre steder.

### 3. KONSENTRASJONER OG MENGDER I UBEHANDLET AVLØPSVANN

Data for miljøgiftkonsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann fra ulike anlegg er stilt sammen i tabell 1. Alle tall er gitt som årsmiddelkonsentrasjoner, bortsett fra verdiene fra målingene ved Bekkelaget og SRV høsten 1982, som er gitt som ukemiddelverdier. Datagrunnlaget bak årsmiddelverdiene er varierende, og fører til at tallene ikke er umiddelbart sammenlignbare. Avløpsnettets er hovedsakelig etter fellessystemet, men nettet som fører til Hovseter er lagt som separatsystem.

Avløpsvannprøvene fra Bekkelaget og SRV høsten 1982 er samlet inn som vannmengde-proporsjonale døgnblandprøver. Ved Bekkelaget er ukeblandprøvene satt sammen av like volumer av døgnblandprøvene. Ved SRV er døgnblandprøvene satt sammen vannmengdeproporsjonalt til ukeblandprøver.

Ved Bekkelaget er innløpsprøvene tatt i kulverten før risten, mens prøvene ved SRV er tatt like etter risten.

I uke 45-50 1982 var det forholdsvis mye nedbør og litt snøsmelting, som resulterte i vannføringer ved Bekkelaget og SRV på 2-3 ganger årsmiddelet.

Det er ingen enkel sammenheng mellom vannmengde og konsentrasjon av stoffer. Der diffus tilførsel gjennom gateavrenning er sannsynlig hovedkilde, vil både utvaskings- og fortynningsmekanismer virke.

Tabell 1. Konsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avlopsvann

ANLEGG	TYPE DATA	REF	µg/l										ng/l					MERKNADER/REFERANSER
			Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH1)	PCB	HCB	-BHC -BHC	DDT	EOCT		
LYSAKER	ARSMIDDEL 1980	8	8	110	190	0.4	9	16										11 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
	ARSMIDDEL 1981	8	6	110	120	0.8	6	15										12 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
	MIDDEL 1980+1981		7	110	155	0.6	7.5	15										
SKARPSNO	ARSMIDDEL 1980	9	7	130	110	0.5	5	13										11 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
	ARSMIDDEL 1981	9	10	120	140	0.5	4	10										12 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
FESTRINGEN	MIDDEL 1980+1981		8.5	125	125	0.5	5	12										
	ARSMIDDEL 1980	10	5	170	150	0.8	9	19										11 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
HOWSETER	ARSMIDDEL 1981	10	6.5	150	130	0.6	5.5	14										12 månedsblandprøver, tatt fra 1 døgnbl.prøve pr. uke
	MIDDEL 1980+1981		5.8	160	140	0.7	7.2	17										
BEKKELAGET	ARSMIDDEL 1980	11	<5	400	230	0.5	5.0	20										4 kvartalsblandinger, tatt fra 1 døgnblandpr. pr. måned
	ARSMIDDEL 1981	11	6	340	150	0.5	4.5	9										4 kvartalsblandinger, tatt fra 1 døgnblandpr. pr. måned
MIDDEL 1980+1981			<5.5	370	190	0.5	4.8	15										
	ARSMIDDEL 1980	12	10	170	180	3.7	21	29										11 månedsblandinger, tatt fra ukeblandprøver
MIDDEL 1980+1981			12	150	180	1.0	27	18										11 månedsblandinger, tatt fra ukeblandprøver
			11	160	180	2.3	24	24										
SENTRAL- RENSE- ANLEGG	UKE 45 + 46 1982		47.8	280	280	1.44	12.5	<5	0.63	1988	283	47	2	<4	2	~1400	2.727·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / 2 uker	
	UKE 47+48+49 1982		13.4	110	130	0.69	5.5	<5	0.25	1024	84	2	1	<4	2	~1100	3.639·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / 3 uker	
	UKE 50 1982		9.69	160	130	0.34	55	<5	0.90	1491	98	10	0.2	<4	1	~500	0.991·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / 1 uke	
MIDDEL UKE 45-50 1982			24.2	175	180	0.88	16	<5	0.49	1423	153	18	1.2	<4	1.8	~1100	1.393·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / uke	
			7.8	200	60	0.35	2.9	<5	0.50	531	226	3	1	<4	1	~1700	1.114·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / uke	
SENTRAL- RENSE- ANLEGG	UKE 47 1982		25.0	240	190	0.56	6.75	<5	0.85	375	37	18	1	<4	-	<500	Vannmengdeproportjonale døgnprøver sammensatt til	
	UKE 48 1982		12.5	90	140	0.21	3.25	<5	1.0	826	72	120	8	<2	11	~8400	vannmengdeproportjonale blandprøver.	
WEST (SRV)	UKE 49 1982		5.75	80	80	0.15	1.50	<5	2.0	300	67	17	1	<4	1	~500	1.260·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / uke	
	UKE 50 1982		5.6	80	100	0.15	2.0	<5	0.55	1.68	253	16	1	<4	1	~1300	0.973·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / uke	
MIDDEL UKE 46-50 1982			11.3	138	114	0.28	3.3	<5	0.98	620	131	35	2.4	<4	3.5	~2500	0.635·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> / uke	
			13	20	58	260	2.3	19	27	0.91							Beregnet fra årsmiddelverdier.	
RYAVERKET HENRIKSDAL	ARSMIDDEL 1979	13	20	58	260	2.3	19	27	0.91								Beregnet fra massebalanse for 6 ukeblandprøver.	
	ARSMIDDEL 1981	14	26	173	207	0.67	29	16	0.71									
AKERSHOV NOCKEBY	ARSMIDDEL 1981	15	26	59	123	0.58	17	16	1.4								Beregnet fra massebalanse for 6 ukeblandprøver.	
	ARSMIDDEL 1981	16	20	58	336	0.47	7.4	9	0.52								Beregnet fra massebalanse for 6 ukeblandprøver.	

1) KPAH : Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se nærmere i tekst.

I utgangspunktet skulle man anta at relativt høy tilførsel av vann ikke medførte en undervurdering av miljøgiftmengdene.

Fra tabell 1 ses at middelkonsentrasjonene for metaller i uke 45-50 stort sett samsvarer godt med tidligere observerte årsmidler fra Bekkelaget renseanlegg. Blykonsentrasjonene var en del høyere, mens kadmium- og nikkelkonsentrasjonene lå noe lavere. Det var også rimelig godt samsvar med data fra andre norske og svenske anlegg. Sammenlignet med anslagsvise bakgrunnsverdier i kystvann representerer metallkonsentrasjonene observert på Bekkelaget og SRV følgende ca. overkonsentrasjoner (= x "bakgrunnsverdi"):

Bly (Pb)	:	25-100 x *
Kobber (Cu)	:	100-150 x
Sink (Zn)	:	50 x
Kadmium (Cd)	:	10-20 x
Krom (Cr)	:	20-30 x
Nikkel (Ni)	:	<5 x
Kvikksølv (Hg)	:	50-100 x

Det understrekes at dette bare angir den omtrentlige størrelsesorden av overkonsentrasjonene. De naturlig betingede konsentrasjoner av metaller kan variere betydelig, bl.a. avhengig av kvalitet og mengde av ferskvannstilrenning. Forholdet er faglig vanskelig og noen pålitelig oversikt over "bakgrunnsnivåer" er ikke tilgjengelig. For ovenstående anslagsmessige beregninger er det stort sett benyttet konsentrasjoner noe over gjennomsnittene av resultatene referert i tabell 1 og "bakgrunnsnivåer" angitt s. 21. Kfr. forøvrig (18, 21, 29).

De målte konsentrasjonene av PAH var moderate. Kunnskapene om PAH-konsentrasjonene i kystvann fjernt fra punktkilder er sparsomme (18, 19), men antyder nivåer i størrelsesorden 0.1 - 0.2 µg/l. De observerte kloakkvannskonsentrasjoner av PAH lå med andre ord neppe vesentlig mer enn ca. 20 x over vanlige resipientkonsentrasjoner.

---

\*) Særlig vanskelig å anslå på grunn av mulig stor variasjon, relativt få data og stor kontaminasjonsfare ved prøvetaking og analyse av sjøvann. Dertil er det mulig at konsentrasjonene som finnes i kystvann representerer en betydelig økning i forhold til innholdet i havvann.

Det må imidlertid understrekes at data fra åpne farvann utenfor tynt befolkede deler av landet mangler. Tabellens kolonne for KPAH representerer summen av stoffer som det er indikasjoner på at er moderat til sterkt kreftfremkallende i henhold til NAS (21). Det som er indentifisert i kloakkvannsprøvene er kun gruppen av benzofluoranthener (kfr. appendikstabell 1), som bare er moderat kreftfremkallende og dessuten omfatter en inaktiv isomer.

At konsentrasjonene av PAH var såvidt lave er bemerkelsesverdig, bl.a. fordi betydelig høyere er registrert før (5, kfr. også tabell 3). Moderate konsentrasjoner kan tyde på at mesteparten av PAH er kommet via nedbør til overvann \*. På den annen side er det kjent at avrenning fra veier ofte inneholder høye PAH-konsentrasjoner. Små vassdrag i bystrøk kan derfor inneholde mye PAH. I Bisletbekken i Oslo er det eksempelvis målt opp til 30.000 ng/l (Lygren, pers.medd.). Prøvetakingsfrekvenser og årstid vil imidlertid være avgjørende for PAH-konsentrasjonene i gateavrenning.

Våre målinger er gjort på vannmengdeproporsjonale ukeblandprøver. Tallene kan derfor ikke sammenlignes direkte med tilfeldige stikkprøver, men det virker sannsynlig at vi oppnår betydelig lavere konsentrasjoner i ukeblandprøvene enn i stikkprøver tatt under regnflommer.

Årstidsvariasjonene kommer tydelig til uttrykk i avrenning fra veg, der det er målt konsentrasjoner i avrenningsvannet varierende fra 2.000 til 20.000 ng PAH/l (Lygren, pers.medd.). Variasjonene er avhengig av bl.a. årstid, feie- og snøhåndteringsrutiner. PAH vil akkumuleres i snøkantene langs vegbanen om vinteren, med påfølgende utvasking og høye konsentrasjoner, opptil 20.000 ng/l, om våren. Konsentrasjonene faller raskt etter at smelteperioden er over. Eventuell oppsamling av PAH i veistøv utover sommeren, vil etter langvarige regnskyll om høsten også bli spylt bort. Senhøstes er det derfor ofte lave eller moderate konsentrasjoner.

Borneff og Kunte (22) har også demonstrert forskjell på over en størrelsesorden i PAH-konsentrasjon ved tørrværstilrenning (lave konsentrasjoner) og like etter regnskyll.

---

\*) Det antas at avløpsvannets innhold av PAH vesentlig skyldes overvann og i liten grad kommer med spillvannet fra husholdninger.

På denne bakgrunnen virker våre måleresultater ikke usannsynlige. Gateavrenning må antas å være en hovedkilde til PAH-bidraget, og av tabell 1 framgår at ukemiddelverdiene i konsentrasjon ligger noe under det gateavrenningsvannet antas å representere.

Med et par unntak for PCB (to innløpsprøver fra henholdsvis Bekkelaget og SRV) ble det også observert bare moderate konsentrasjoner av klororganiske forbindelser, i flere tilfeller ned mot deteksjonsgrensen. Imidlertid ses det også av tabell 1 at det var forholdsvis stor variasjon i forekomsten, dvs. 1-2 størrelsesordener i innløpsvann for både PCB, HCB og EOC1. Det er ingen åpenbar forklaring på at så store variasjoner opptrer selv i ukeblandprøver.

Antas vanlige resipientkonsentrasjoner i ferskvann å ligge under 0.1-0.2 ug EOC1 pr. l. (20), ses at overkonsentrasjonene gjennomgående var 5-20 ganger; vel 80 ganger for høyeste EOC1-konsentrasjon i råkloakken. PCB-variasjonen på 2-120 ng/l i innløpsvann kan sammenlignes med <2-37 ng/l som Carlberg og medarbeidere har funnet i enkelte norske ferskvannsføremster (20). Ut fra så store variasjoner er det vanskelig å antyde noen overkonsentrasjonsfaktor for kloakkvann, men den synes i hvert fall ikke å ligge stort over 10 ganger vanlige resipientverdier. Noe tilsvarende kan sies om HCB (ref. tabell 1 og (20)).

Ovenstående datamateriale representerer ikke noe helt ut overbevisende grunnlag for vurderinger. Særlig er det den vanskelig forklarlige store variasjon i avløpsvannets innhold av klororganiske forbindelser som skaper problemer for fastsettelsen av et rimelig begrunnet maksimumsnivå. Ut fra en slik betraktning er det et klart behov for ytterligere kloakkvannsanalyser.

Det kanskje viktigste å merke seg er at forekomsten av indentifiserte forbindelser ikke overstiger 2-3% av ekstraherbart organisk bundet persistent klor. Resten - de uidentifiserte - kan teoretisk være stoffer med de samme farlige egenskaper som de indentifiserte komponentene. Sannsynligvis dreier det seg bl.a. om toxafen, clordan og klorerte parafiner. Disse er alle kjent å ha betydelig forekomst i Sverige, men er nesten ikke undersøkt i Norge. Det er liten grunn til å tro at ikke vi har problemet i samme grad.

Under alle omstendigheter er det behov for å få stoffene identifisert, særlig i prøver med forholdsmessig høyt innhold av EOC1. Dette bør inkluderes ved ytterligere miljøgiftanalyser i kommunalt avløpsvann.

På grunnlag av middelkonsentrasjonene er det i tabell 2 beregnet mengder av tilførte miljøgifter pr. person og år. Tilførslene inkluderer bidrag fra befolkning, industri og servicevirksomhet. Disse totale tilførslene er omgjort til spesifikke tall pr. innbygger i avløpsområdet. Er tilknytningene fra industri- og servicevirksomhet store i forhold til antall bosatte i området, vil de spesifikke tallene pr. person derfor være større enn i områder med liten industri- og servicevirksomhet.

Ved beregningen er det antatt en tilknytning på 212.000 og 200.000 personer, henholdsvis for Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest. Til de fremkomne tall er det knyttet betydelig usikkerhet. Ved omregning ut fra måleresultatene på Bekkelaget og SRV uke 45-50 er det regnet med samme midlere vanntilførsel gjennom hele året som i observasjonstidsrommet. Dette representerer en betydelig økning i forhold til de sannsynlige vannmengder i et gjennomsnittså. Den resulterende overvurdering av tilførselen ses av tabellen for en del metaller vedkommende, dvs. der det har vært mulig å jevnføre med data fra målinger gjennom hele året. Imidlertid er denne beregningsmåten benyttet fordi det er ønskelig med en viss sikkerhetsmargin. Særlig når det gjelder de organiske forbindelsene kan andre usikkerheter lett virke den motsatte veien.

Som konklusjon vedrørende tilførsler til kloakkvann pr. person og år, er det for de etterfølgende vurderinger av resipienteffekter benyttet tallene i tabell 3. I forhold til de beregnede mengder i tabell 2 er det foretatt en skjønnsmessig avveining, som i det vesentlige består i å benytte et høyt anslag, for ikke å undervurdere belastningen unødige. Særlig er slike hensyn tatt for de mest risikofylte metaller og organiske mikroforurensninger, dessuten PAH. På grunn av de tidligere anførte usikkerheter vedrørende organiske forbindelser kan belastningen i ubehandlet avløpsvann likevel være satt for lavt. Metallmengdene kan anses å være vesentlig mer pålitelige og rommer etter all sannsynlighet ikke feil av en slik størrelse at det kan ha konsekvenser for bedømmelsen og konklusjonene i kap. 1 og 5.

Tabell 2. Spesifikke tall for tilførsler av utvalgte komponenter i  
 ubehandlet avløpsvann.

Komponent Enhet Anlegg	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH1)	PCB	HCB	γ-BHC α-BHC	Σ DDT	EDCI
	g/p. /år	g/p. /år	g/p. /år	g/p. /år	g/p. /år	g/p. /år	g/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år	mg/p. /år
LYSAKER 1980	1.99	27.4	47.3	0.10	2.24	3.98								
1981	1.73	31.7	34.6	0.23	1.73	4.33								
MIDDEL 80+81	1.86	29.6	41.0	0.17	1.99	4.16								
SKARPSNO 1980	1.28	23.8	20.2	0.10	0.92	2.38								
1981	1.52	18.3	21.3	0.08	0.61	1.52								
MIDDEL 80+81	1.40	21.1	20.8	0.09	0.77	1.95								
FESTNINGEN 1980	1.01	34.5	30.4	0.16	1.83	3.85								
1981	1.38	31.8	27.6	0.13	1.17	2.97								
MIDDEL 80+81	1.20	33.2	29.0	0.15	1.50	3.41								
BEKKELAGET 1980	1.90	32.3	34.3	0.70	4.00	5.52								
1981	2.28	28.5	34.3	0.19	5.14	3.43								
MIDDEL 80+81	2.09	30.4	34.3	0.45	4.57	4.48								
BEKKELAGET UKE 45-50	7.49	54.2	55.7	0.27	4.95	<1.5	0.15	441	47.4	5.6	0.37	<1.2	0.56	0.34
SKV - UKE 46-50	3.50	42.7	35.3	0.09	1.02	<1.5	0.30	192	40.6	10.8	0.74	<1.2	1.08	0.77
HENRIKSDAL 1981	5.3	35.3	42.2	0.13	5.91	3.26	0.14							
ÅKERSH. -NOCKEBY 1981	5.7	12.9	26.9	0.13	3.72	3.51	0.31							
LOUDDENS 1981	4.5	13.1	75.0	0.11	1.67	2.03	0.12							

Tabell 3. Anslåtte mengder av tilførte miljøgifter i gram pr. person og år fra kommunalt avløpsvann (fellessystem, kfr. tabell 2).

Pb - Bly	5	PCB	0.01
Cu - Kobber	40	HCB	0.001
Zn - Sink	50	BHC	0.001
Cd - Kadmium	0.3	DDT	0.001
Cr - Krom	3	EOC1	0.5 (1.0?)
Ni - Nikkel	2	PAH	0.5
Hg - Kvikksølv	0.3		

#### 4. KONSENTRASJONER I BEHANDLET AVLØPSVANN

For tettsteder som ligger til kysten er det sannsynligvis to renseprinsipper som er de mest aktuelle: Siler for å fjerne estetisk skjemmende forurensninger, eller kjemisk rensing. Vanlige mekaniske renseanlegg koster mye i forhold til den renseeffekt som oppnås. Dessuten kan slike anlegg med lite investeringstillegg, men noe økte driftsutgifter, bli utformet til primærfellingsanlegg, som har bedre renseeffekt for de fleste uønskede komponenter. Rene biologiske anlegg, drevet på konvensjonell måte, anses for lite aktuelle.

I samsvar med dette er også målingene av miljøgiftkonsentrasjoner i behandlet avløpsvann begrenset til å omfatte et kjemisk anlegg: Sentralrenseanlegg Vest. Analysene er utført på vannmengdeproporsjonale ukeblandprøver, satt sammen på tilsvarende måte som for ubehandlet avløpsvann.



Tabell 4 gjengir resultatene av analyser på utløpsvann fra SRV, jevnført med data fra en del andre norske og svenske anlegg. Ryaverket er det eneste anlegget med bare biologisk rensing. De øvrige har kjemisk felling, de fleste i kombinasjon med et biologisk behandlingstrinn.

Det ses at konsentrasjonene for enkelte metaller (Cu, Zn) og PAH varierte ganske mye til å være i vannmengdeproporsjonale ukeblandprøver. Videre ses at stikkprøver av PAH i utløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg har vist til dels betydelig høyere konsentrasjon enn det ved vår undersøkelse er påvist i innløpsvann (kfr. kap. 3). Forholdet aktualiserer ytterligere analyser på PAH i innløp og utløp, for å få et sikrere vurderingsgrunnlag. (Se ytterligere belegg for dette s. 18).

Tabell 5 viser eksempler på prosentvis reduksjon i miljøgiftinnhold ved behandling av kommunalt avløpsvann. Igjen møter man store variasjoner som understreker usikkerheten i materialet.

Blant de norske renseanleggene synes Bekkelaget og SRV å gi størst reduksjon av metallinnholdet, men stort sett har ytelsene vært noe dårligere enn ved svenske anlegg. Renseeffekten ligger lavere enn erfaringer fra USA skulle tilsi (23) og også lavere enn oppnådd i halvt teknisk målestokk i Norge (4). I oversiktsarbeidet til Bishop (23) nevnes at de fleste aktuelle metaller reduseres med 90%. Unntatt er bl.a. kvikksølv, selen, antimon og thallium, der typiske renseeffekter var 50% eller mindre. Det bør imidlertid legges vekt på at de norske resultatene stammer fra anlegg i en vanlig driftssituasjon og derfor kan være mer tilforlidelige mht. til hva som kan oppnås i praksis.

De undersøkelser som hittil er foretatt ved renseprinsipper som er mest aktuelle i Norge, gir ikke grunnlag for å anta høyere rensegrad for risiko-metaller enn 50-60% (tabell 5).

Tabell 4. Konsentrasjoner i utlopsvann fra renseanlegg.

ng/l

ANLEGG	REF.	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH	PCB	HCB	-BHC -BHC	DDT	E0C1	MERKNADER
SKARPSNO	ARSNIDDEL 1980	9	4	70	0.5	4	13									SIMULTANFELLING
	- " - 1981	9	5	60	0.5	2.5	14									
	MIDDEL 1980-81	4	65	75	0.5	3.3	13									
FESTNINGEN	ARSNIDDEL 1980	10	4	100	0.7	7	17									
	- " - 1981	10	4	110	0.5	4	13									PRIMERFELLING (A1.sulfat).
	MIDDEL 1980-81	4	105	125	0.6	5	15									
HOVSETER	ARSNIDDEL 1980	11	<3	260	0.5	4	8									
	- " - 1981	11	<5	200	0.5	3.5	9.5									KJEMISK FELLING (A1.sulfat)
	MIDDEL 1980-81	<4	230	135	0.5	3.8	9									
BEKKELAGET	ARSNIDDEL 1980	12	5	60	0.6	9.4	16.5									
	- " - 1981	12	6	60	1.0	9.5	12.5									
	MIDDEL 1980-81	5	60	125	0.8	9.5	14.5									SIMULTANFELLING
SRV	STYKKPRØVE 1979	5							1504							Torrversperiode (12. nov. 1979)
	STYKKPRØVE 1979	5							805							Etter regnskyll (27. nov. 1979)
	STYKKPRØVE 1980	5							5568							Torrversperiode (våren 1980)
	STYKKPRØVE 1980	5							1857							Etter regnskyll (sommeren 1980)
	UKEMIDDEL 46-1982		5.3	180	10	0.21	<0.5	<5	0.25	80	0	9	1	<4	0.5	1000
- " - 47-1982		3.3	10	30	<0.1	1.00	<5	0.27	81	12	4	<1	<2	0.1	< 500	
- " - 48-1982		3.9	40	60	<0.1	1.63	<5	0.35	77	14	8	0.1	<2	0.5	<1000	
- " - 49-1982		3.1	50	50	<0.1	1.00	<5	0.60	156	10	2	0.1	<2	<0.1	< 500	
- " - 50-1982		2.9	40	40	<0.1	0.8	<5	0.40	305	16	7	1	<2	<0.1	< 700	
MIDDEL UKE 46-50 1982		3.7	64	38	<0.12	<0.99	<5	0.37	140	10	6	<0.6	<2.4	<0.3	< 900	
RYAVERKET	ARSNIDDEL 1979	13	7	29	0.8	7	17	0.58								AKTIV SLAM
HENRIKSDAL	- " - 1981	14	1.6	83	58	<0.15	2.1	11.4	0.16							FORFELLING (Jernsulfat) + AKTIV SLAM
JAKESHOV-NOCKEBY	- " - 1981	15	2.0	14	26	0.20	1.9	11.4	1.1							FORFELLING (Jernsulfat) + AKTIV SLAM
LOUDDENS	- " - 1981	16	<2.5	14	237	<0.15	1.2	7.4	0.15							FORFELLING (Jernsulfat) + AKTIV SLAM
EDLSHALLS	- " - 1981	17	4.5	45	242	0.35	1.6	61	0.25							FORFELLING (Jernsulfat) + AKTIV SLAM

1) Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se nærmere i tekst.



For organiske forbindelser er vurderingen ytterligere komplisert. Det er f.eks. tilsynelatende lite samsvar mellom den observerte renseprosent på omkring 75% for PAH (tabell 5) og de tidligere nevnte høye konsentrasjonene som er konstatert ved stikkprøveanalyser av utløpsvann fra Bekkelagsanlegget (5, og tabell 4). Hvis både de sistnevnte verdier og renseeffekten noenlunde reflekterer virkeligheten, tilsvarer utløpskonsentrasjonene fra undersøkelsene til Kveseth & al. (5) at midlere og maksimale innløpskonsentrasjoner på henholdsvis ca. 10.000 og over 20.000 ng PAH/l, dvs. 10-20 ganger det som ble målt i ubehandlet vann ved SRV (tabell 1). På bakgrunn av det som er sagt i kap. 3 kan det imidlertid over kortere tid opptre slike høye konsentrasjoner hvis det er et betydelig innslag av PAH-forurenset overvann i avløpsvannet.

De observerte renseeffekter for klororganiske forbindelser viste stor variasjon i enkeltresultatene for hvert stoff og betydelig forskjell mellom stoffene med hensyn til midlere renseeffekt. Selv om alle de variable viser en midlere reduksjon på mer enn 35% (tabell 5), kan det isolert sett være mest riktig å ikke bruke høyere rensegrad enn 25% som vurderingsgrunnlag. Særlig det forhold at innholdet av EOC1 i middel viser liten reduksjon ved behandling, tilsier dette. Ut fra teoretiske betraktninger vedrørende løselighet, flyktighet og tendens til adsorpsjon på partikler synes det forøvrig å måtte ventes betydelig variasjon i rensegrad av klororganiske forbindelser.

Foreløpige konklusjoner med hensyn til sannsynlige renseeffekter ved kjemiske anlegg som bruker aluminium eller jern som fellingsmiddel kan oppsummeres slik:

Metaller	50 %
PAH	75 %
Klororganiske forbindelser	25 - 50%

## 5. VURDERING AV MILJØGIFTUTSLIPP TIL SJØVANNRESIPIENTER

Belastningen med miljøgifter har to sider:

- risiko for skade på marine samfunn
- risiko for akkumulering i spiselige organismer opp til nivåer som er betenkelige fra et hygienisk synspunkt.

Også det første punktet innbefatter akkumulering i den forstand at det ved lang tids belastning kan opptre konsentrasjoner i organismer som gir risiko. Herunder kommer vurdering av fare for oppkonsentrering langs næringskjeder, enten disse ender med marine pattedyr (sel, oter), sjøfugl, rovfugl eller terrestriske pattedyr (mink).

Til å foreta denne bedømmelsen vil det i hovedsaken bli brukt to angrepsmåter:

- miljøgiftkonsentrasjoner i relasjon til fortykning (vurdering av giftvirkninger i og utenfor primærfortynningsområdet).
- belastningenes størrelse i relasjon til storstilet vannfornyelse (anslag for eventuelle permanente overkonsentrasjoner i resipientene).

#### 5.1 Vurdering av risiko for direkte giftvirkning på marine samfunn

Med det siktemål å verne alle typer av akvatiske samfunn langs kysten, er det for norske forhold nødvendig å trekke inn kunnskaper om giftvirkning både i ferskvann og saltvann. Årsaken er at det i norske fjorder er representert alle grader av saltholdighet. Ikke få fjorder er i lengre perioder av året preget av et nesten ferskt overflatelag. Særlig giftvirkningen av metaller er i betydelig grad influert av vedkommende metalls tilstandsform, som igjen er avhengig av faktorer som saltholdighet og innhold av humusstoffer. Selv om vår viten om dette foreløpig er meget begrenset, må man regne med at humusforbindelser også kan innvirke på tilstandsform og effekter av organiske miljøgifter.

Som utgangspunkt for å bedømme giftvirkninger er det i tabell 6 gjort en jevnføring mellom miljøgiftkonsentrasjonene i ubehandlet avløpsvann (kap. 3) og U.S. Environmental Protection Agency's kriterier for beskyttelse av akvatiske livsformer (24). Disse kriteriene angir dels konsentrasjoner som ikke skal overskrides til noen tid (kriterium for akutt toksisitet), dels en øvre grense for et 24 timers gjennomsnitt (kriterium for kronisk giftighet). Kriteriene er å oppfatte som retningslinjer, ikke absolutte grenser. De gjelder resipientvannmassene utenom primærfortynningssonen. Videre antas de å gi et rimelig sikkert vern av akvatiske samfunn, men ikke nødvendigvis å garantere alle arter mot skade til enhver tid. Foruten å ha basis i en

rekke tester av akutt og kronisk giftighet overfor organismer fra ulike grupper, er det bedømt risiko for skade ved oppkonsentrering gjennom næringskjeder og risiko ved bruk av planter og dyr til mat. Den omfattende og kompliserte prosedyren for å komme frem til kriteriene er beskrevet i (24). Her skal bare tilføyes at for de fleste metaller er de rådgivende grenseverdiene i ferskvann knyttet til vannets hardhet. I slike tilfeller er det i tabell 6 brukt de laveste konsentrasjonsgrenser.

Det er knyttet flere usikkerheter til kriteriene, og enda mer til de foreløpige terskelkonsentrasjoner som er oppført i tabell 6 når det ikke har vært tilstrekkelig datagrunnlag for kriterier. Imidlertid representerer kriteriene det hittil mest solide oppsummeringsarbeid som er gjort for å tallfeste risikable konsentrasjoner. Hensikten med å bruke dem her er å belyse følgende spørsmål:

- Fjernt eller nær konsentrasjoner som kan gi skade?
- Hvis risikable konsentrasjoner - vil resipienten bli berørt utenom primærfortynningssonen og i hvilken grad?
- Hvilke stoffer er mest kritiske?

Utbredelse av overkonsentrasjoner etter primærfortynning avhenger av mengden avløpsvann og total fortynningskapasitet - som må bedømmes for det enkelte sted.

De ekstremt strenge kriteriene for kvikksølv i ferskvann er bemerkelsesverdige i relasjon til det man har gått ut fra om bakgrunnsverdier. Det ses at kriteriene ligger på ca. 1/5 - 1/15 av antatt bakgrunnsverdier for kvikksølv i kystvann. Om bakgrunnsverdier i ferskvann er det lite eksakte opplysninger fra Norge (<0.05 µg/l i følge SIFF (26)), men kan vel antas å være i samme størrelsesorden som kystvann. Med disse antagelser om kvikksølvs bakgrunnsnivå blir kriteriene ikke mulig å bruke. Det kan tilføyes at kriteriedokumentet (24) hverken gir opplysninger om naturlige konsentrasjoner av kvikksølv i ferskvann i USA eller gir informasjon om hvorfor og hvordan grensene er blitt satt så lavt. En tidligere gjennomgåelse av resultater av giftighetstester viste 0.04 µg/l som laveste konsentrasjon med negativ effekt (18). På ovenstående bakgrunn ses det bort fra EPA's ferskvannskriterier for kvikksølv i den følgende bedømmelse.

Tabell 6 gjengir også de omtrentlige forhold (A/B) mellom avløpsvannkonsentrasjoner og antatte "bakgrunnsnivåer" i bare diffust belastet kystvann. Forholdstallene tilsvarer en fortykning som gir omtrent doubling av konsentrasjonene i resipientvannet.

Disse bakgrunnskonsentrasjonene vil variere noe med både sted og tid. Det tas også forbehold om at nivåene og variasjonene ikke er tilstrekkelig dokumentert. Kadmium- og kvikksølvkonsentrasjoner er blitt målt i Oslofjorden ved det felles overvåkingsprogram innen rammen av Paris- og Oslokonvensjonene. Resultatene viste at totalkonsentrasjonene (partikulært + løst) lå under 0.02 µg Hg/l og under 0.1 µg Cd/l (25); sannsynligvis ned mot eller under henholdsvis 0.01 og 0.05 µg/l. For de øvrige metaller unntatt bly er de skjønsmessige fastsettelse av normalkonsentrasjonene hentet fra en tidligere litteraturgjennomgåelse (18). De antatte bakgrunnsnivåer for metaller har vært (µg/l):

Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
0,2	1	3	0,05	0,5	1	0,01

Grensen på 0.1 µg/l for totalkonsentrasjonen av PAH er basert på et meget lavt antall analysedata (18, 19) og er sannsynligvis noe for høy for åpne kystfarvann. For klororganiske forbindelser er det ikke noe grunnlag for å antyde "sivilisatoriske bakgrunnsverdier".

Tabell 6. Jevnføring av anslagsvise miljøgiftkonsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann (A) med antatte bakgrunnsnivåer i kystvann (B) og EPA's vannkvalitetskriterier for vern av organismer i ferskvann (C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>) og saltvann (D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub>). Konsentrasjoner i µg/l.

	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr <sub>III</sub>	Ni	Hg	PAH	PCB	HCB	BHC	DDT	EOC1
A	20	150	150	1	10	5	1	2	<0.05	<0.005	<0.005	<0.005	1
B	0.2	1	3	0.05	0.5	1	0.01	0.1	?	?	?	?	?
A/B	100	150	50	20	20	5	100	20	?	?	?	?	?
C <sub>1</sub> a)	74	12	180	1.5	2200	1100	(0.0017) <sup>g)</sup>	c)	2 <sup>d)</sup>	250 <sup>d)</sup>	100 <sup>d)</sup>	1.1	e)
C <sub>2</sub> b)	0.75	5	47	0.012	44 <sup>f)</sup>	56	(0.00057) <sup>g)</sup>	c)	0.014	50 <sup>f)</sup>	c)	0.001	e)
D <sub>1</sub> a)	670 <sup>d)</sup>	23	170	59	10 <sup>4</sup> d)	140	3.7	300 <sup>d)</sup>	10 <sup>d)</sup>	160 <sup>d)</sup>	0.34 <sup>d)</sup>	0.13	e)
D <sub>2</sub> b)	25 <sup>f)</sup>	4	58	4.5	c)	7.1	0.025	c)	0.03	129 <sup>f)</sup>	c)	0.001	e)
A/C <sub>1</sub> -A/C <sub>2</sub>	<1 - 30	12 - 30	<1 - 3	<1 - 85	<1	<1		?	<1 - 4	<1	<1 - ?	<1 - 5	?
A/D <sub>1</sub> -A/D <sub>2</sub>	<1	6 - 40	<1 - 3	<1	<1 - ?	<1	<1 - 40	?	<1 - 2	<1	<1 - ?	<1 - 5	?

- a) Kriterium for akutt giftighet. Grense som ikke bør overskrides.
- b) Kriterium for kronisk giftighet. Grense for 24 timers gjennomsnitt.
- c) Ikke datagrunnlag for å sette kriterium.
- d) Påvist akutt giftighet, men ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å sette kriterium.
- e) Ikke vurdert av EPA.
- f) Påvist kronisk giftighet, men ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å sette kriterium.
- g) Se kommentar i tekst.

Med de forbehold som ligger i usikkerheter forbundet med anslagene for miljøgifters foreskomst i kloakkvann, manglende kunnskaper om sivilisatoriske "bakgrunnsverdier" og i kriteriene selv, kan det likevel trekkes enkelte sannsynlig konklusjoner:

- For nikkel, krom og kadmium vil avløpsvannet hurtig fortynnes til konsentrasjoner som bare gir små overkonsentrasjoner i forhold til resipientvannets. Med de kloakkvannsmengder det er snakk om vil dette nivå være nådd bare ved primærfortynning<sup>1)</sup> (Dette forutsetter imidlertid dykket utslipp). Overkonsentrasjoner av de nevnte metaller vil derfor bare berøre en liten del av resipienten, nærmest utslippet.

Det samme vil som regel sink, men mer avhengig av et hensiktsmessig utslippsarrangement. For bly, kobber og kvikksølvs vedkommende vil det være vanskeligere å unngå moderate, men sannsynligvis registrerbare overkonsentrasjoner innen skyen av ferdig primærfortynnet avløpsvann, med mindre det dreier seg om små avløpsvannmengder, spesielt gode fortynningsmuligheter eller utslippsarrangement med diffusor som sikrer en stor primærfortynning.

- For de organiske miljøgifter savnes stort sett grunnlag for betraktninger i forhold til et "bakgrunnsnivå". Unntatt er PAH, som ikke synes å by på problemer med særlig overkonsentrasjoner i utslippenes nærsone. (Det må imidlertid minnes om at datagrunnlaget er mindre sikkert enn for metallenes del).

Ut fra en jevnføring mellom kloakkvannets innhold av miljøgifter og vannkvalitetskriteriene kan det sies følgende:

- Innholdet av kjente (identifiserte) organiske forbindelser representerer liten eller ingen dokumenterbar fare for akutte eller kroniske giftvirkninger. (Dette gjelder selv om den giftighetsgrense som EPA antyder for PAH kan vise seg å være 1-2 størrelsesordener for høy (18)).

---

<sup>1)</sup> Primærfortynning betegner fortynningsforløpet som vesentlig skyldes avløpsvannets egenbevegelse. Med unntak for spesielt store utslipp vil primærfortynningen som regel være begrenset til en avstand på 50-200 m fra utslippet. Utenfor denne sonen bestemmes fortynningen av resipientvannets bevegelser.



- Forekomsten av EOC1 (ekstraherbart organisk bundet persistent klor) utgjør en betydelig usikkerhet. Bakgrunnen for denne usikkerhet er at de uidentifiserte stoffer som rommes i denne samlebetegnelsen kan ha lignende biologiske egenskaper som de øvrige klororganiske mikroforurensningene, som bare utgjør størrelsesordenen 2-3% av EOC1. Hvis man antar samme skadepotensial som for PCB eller DDT, vil det si at avløpsvannet måtte fortynnes henholdsvis størrelsesordenen 30 og 1000 ganger for å møte saltvannkriteriet for 24 timers middelvei.

Selv om det er lite sannsynlig at det er noen stor andel av EOC1-forbindelsene som representerer samme grad av skaderisiko som PCB/DDT-/HCB, er det klart påkrevet med en identifikasjon av stoffene. Det kan bl.a. med sikkerhet gås ut fra at noe av det organiske bundne klor vil vise seg å være toxaphen, clordan og klorerte parafiner. Alle disse forbindelser er påvist å ha betydelig forekomst i Sverige, og i hvert fall toxaphen og clordan er det grunn til å mistenke at har biokjemiske virkemåter beslektet med PCB, DDT, etc.

- Blant metallene vil kadmium (og muligens kvikksølv) være mest kritiske ved utslipp i sterkt ferskvannspåvirkede fjordområder, med en viss risiko for overskridelse av kriteriet for kronisk toksisitet også utenom primærfortynningssonen (med mindre det kan oppnås en primærfortynning på ca. 100 ganger). For bly og kobbers vedkommende vil overkonsentrasjonene etter all sannsynlighet være begrenset til vannmassene som berøres av initialfortynningen. Utslippene av de øvrige metaller vil ikke ha noen betydning. Med hensyn til kvikksølv er vurderingen noe usikker, av de grunner som er forklart ovenfor.

Det må tilføyes at bruken av ferskvannskriteriene kan anses som en unødvendig sikkerhetsforanstaltning i de tilfellene da det er mulig med utslipp og innlagring i salt vann tilstrekkelig langt under et ferskt overflatelag. I regelen vil dette være en realiserbar mulighet. Hensikten med å bruke ferskvannskriteriene er å illustrere nødvendigheten av å ha en i utgangspunktet individuell vurdering av de vannforekomster som er påtenkt som resipienter.

- Kobber og kvikksølv er de metaller som vil gi forholdsmessig størst risiko for skade på marine planter og dyr, men en primærfortynning på 50-100 ganger vil redusere konsentrasjonene til under antatt faregrense.

Forutsatt at resipienten ikke er forurenset fra før, f.eks. ved at fortynningsvann resirkuleres, kan den foregående fremstilling oppsummeres dithen at risiko for direkte giftvirkning i det vesentlige er begrenset til den del av resipienten som er berørt av primærfortynningen, såfremt denne er 50-100 ganger. Hvor stort areal og volum dette gjelder vil avhenge av fortynningsforløpet, dvs. utslippsarrangement i kombinasjon med strøm- og lagdelingsforhold. For små og moderat store utslipp vil i regelen primærfortynningen finne sted innen en avstand av 50-200 m. Tenker man seg som eks. at de påtenkte revisjoner av krav til behandling gjelder et utslipp fra mindre enn 5000 personer, er det spørsmål om en midlere avløpsvannmengde på maksimum 50 l/s. (Det antas en maksimumsproduksjon av avløpsvann på 500 l pr. person og døgn). Enkelt uttrykt kreves det i dette tilfelle bare en midlere fornyelse av vann i primærfortynningsområdet på 1.5-3 m<sup>3</sup>/s hvis forutsetningene skal oppfylles. Ofte vil de aktuelle avløpsvannmengdene være betydelig mindre, slik at det er liten til moderat vannfornyelse som kreves.

Hvilken vekt man skal legge på at nærområdet (primærfortynningssonen) til et kloakkvannutslipp vil få miljøgiftkonsentrasjoner som ligger over den antatt sikre grenser mot giftvirkning, vil bero på brukerinteressene i den aktuelle del av resipienten, og må om nødvendig gjøres til gjenstand for konsekvensanalyse i det enkelte tilfelle.

Fra de refererte renseseffekter mht metallinnhold i utløpsvann fra et kjemisk fellingsanlegg (kap. 4), ses at det som kan oppnås ved denne form for avløpsvannbehandling er å redusere det kritisk berørte vannvolum til omkring halvparten. I hvilken grad kjemisk felling skal ha noen hensikt i relasjon til potensiell skade fra miljøgifter, vil bl.a. bero mye på om den prosentvise tilbakeholdelse av metaller i behandlingsanlegget er så begrenset som resultatene fra denne undersøkelsen tyder på. Dette bør søkes bekreftet eller avkreftet ved ytterligere studier av renseseffekten. Slik informasjon kan få betydning for de beslutninger som skal fattes, særlig i en del tilfeller av større utslipp.

Med hensyn til faren for oppkonsentrering gjennom næringskjedene, vil denne fare være begrenset til dyr som får en vesentlig del av sin føde ved å ete organismer med det forurensete nærområdet som mer eller mindre fast levested. Teoretisk tenkbare eksempler er individer av lokale torskebestander,

måker, rovfugl, mink og sel. Imidlertid må mange tilfeller av industrielle punktkilder og diffus belastning via store forurensede elver antas å bety vesentlig mer. Som minimumskrav til en god resipient bør da stilles at vannfornyelsen er tilstrekkelig til å hindre en stadig opphoping av giftstoffer innen de 50-200 m i omkrets som berøres av primærfortynningen.

## 5.2 Vurdering av risiko for akkumulering og ledsagende konsekvenser for utnyttelse av spiselige organismer

Fra foregående kapitel fremgår at primærfortynningssonen for enkelte stoffers vedkommende vil inneholde konsentrasjoner av miljøgifter som både kan ha giftvirkning og medføre forhøyede nivåer av miljøgifter i organismer. Til å belyse mulige akkumuleringseffekter i resipientenes hovedvannmasser kan Oslofjorden brukes som eksempel.

Oslofjorden innenfor Drøbak har en midlere årlig utskiftning av overflatevann (0-10 m) på i størrelsesorden  $30 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  og en midlere årlig fornyelse av vannet under 20 m på  $3-4 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  (27). På dette grunnlag kan som grovt estimat den årlige vannutskifting i hele fjorden settes til  $40 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ . Som ubehandlet ville det kommunale avløpsvann representerer et utslipp pr. år på noe under 200 kg kvikksølv (i følge den spesifikke persontilførsel fra tabell 3). Sterkt forenklet (bl.a. at innholdet i organismer ikke representerer noe lager av betydning og at intet avsettes på bunnen), vil en slik belastning medføre en midlere konsentrasjonsøkning (utover vannets "bakgrunnsnivå") på mindre enn  $0.005 \mu\text{g/l}$ , dvs. under 50% (kfr. tabell 6). Ved kjemisk felling av alt kloakkvannet skulle økningen bli mindre enn 25%. På grunn av den høye belastningen og begrenset vannutskifting vil dette - i sammenligning med de fleste øvrige resipienter i landet - representere et høyt anslag for mulig konsentrasjonsøkning.

Ved siden av kvikksølv er det metallene bly og kadmium som kan tenkes å utgjøre noe hygienisk problem. Men ved å bruke tallene i tabell 6 og gjøre samme beregning som ovenfor, fås at den midlere prosentvise økning utover det antatte bakgrunnsnivå ved ubehandlet utslipp ikke er større enn henholdsvis ca. 15 og 10%. Følgelig skulle risikoen for økte konsentrasjoner av bly og kadmium i spiselige organismer være betydelig mindre enn for kvikksølvs del.

For PAH's del gir et tilsvarende resonnement en midlere konsentrasjonsøkning på under 10% ved et antatt bakgrunnsnivå på ca. 100 ng/l.

Av dette ses at kvikksølv peker seg ut som det potensielt mest kritiske stoff i relasjon til akkumulering. For Indre Oslofjords del er det ikke usannsynlig at effekter av kloakkvanns-utslipp kan spores i form av generelt høyere kvikksølvkonsentrasjoner i organismer.

Det bør understrekes at ovenstående betraktninger er sterkt forenklet og bare representerer en jevnføring av mulig belastning med storstilte resipientegenskaper av åpenbar betydning for en overordnet vurdering av utslippskonsenskvenser. Eksempelet tjener til å vise at også miljøgiftene i kommunalt avløpsvann representerer et argument for ikke å revidere utslippskrav til resipienter med lignende egenskaper som Indre Oslofjord. (Enda tydeligere blir dette hvis en tilsvarende primitiv beregning gjøres med den forutsetning at alt kloakkvannet tilført denne fjorden bare berørte vannmassene under 20 m, der den årlige vannfornyelse bare er omkring 1/10 av utskiftningsfrekvensen for totalvolumet. I det hele tatt har det stor betydning for beregningsresultatet hvordan man avgrenser resipienten.)

Et annet viktig forbehold er at beregningseksemplene foran gjelder årsmidler, og følgelig ikke tar i betraktning variasjoner over tid, f.eks. støtbelastning og perioder med dårlig vannutskifting. Dette er forhold som ikke kan overses ved bedømmelse av de enkelte resipientsituasjoner, heller ikke mulig risiko for resirkulering av avløpsvannet.

Miljøgiftbelastningen fra mindre befolkningssentra synes derimot ikke å representere noen fare for akkumulering i spiselige organismer (unntatt planter og dyr i primærfortynningsområdet). Foruten at stoffkonsentrasjonene i kommunalt avløpsvann fra Oslofjordområdet representerer et høyt anslag, vil i de fleste tilfeller areal- og volumbelastningen være betydelig mindre enn i Indre Oslofjord.

Generelle retningslinjer er betenkelige fordi det alltid vil være grensetilfeller som krever spesielle kunnskaper om de aktuelle resipienter. Ut fra erfaringene i Oslofjorden kan det imidlertid antydes som en pekepinn at en belastning mindre enn 5-10% av det som er tilfellet i denne fjorden, skulle gi en betydelig sikkerhetsmargin. Dette er også nødvendig ved så

anslagsmessige beregninger som her. Det bør også gjentas at disse prosenttallene kan gi forskjellig resultat med hensyn til den belastning som er "akseptabel"; henholdsvis ved sannsynlig innblanding i hele resipienten eller bare i en del av vannmassen, f.eks. dypere lag med mindre grad av vannfornyelse og derved økt mulighet for akkumulering av giftstoffer.

De organiske miljøgifter utenom PAH lar seg ikke bedømme på samme måte som ovenfor fordi det ikke lar seg gjøre med tilsvarende anslag for konsentrasjonsøkningen som kommunale avløp kan bety (dvs. tilnærmet uttrykk for forholdet mellom belastning fra denne og øvrige kilder). Det som kort kan bemerkes er at ekstraherbart organisk bundet persistent klor (EOCl) sammen med kvikksølv peker seg ut som de mest betenkelige bestanddeler av kommunalt spillvann. Dette gjelder så lenge kunnskapene om hvilke stoffer innen EOCl det dreier seg om er så begrenset at man ikke kan utelukke at en betydelig andel av forbindelsene har samme farlige egenskaper som PCB, o.l. I prinsippet bør slike stoffer stoppes ved kilden, men om dette er noe argument for kjemisk felling på kommunale renseanlegg må vurderes i relasjon til den moderate renseseffekt som synes å kunne oppnås. (kap. 4).

### 5.3 Konklusjoner og diskusjon av behov for undersøkelser for å styrke vurderingsgrunnlaget.

Forutsatt at det dreie seg om små eller moderate belastninger som antydnet foran kan følgende konklusjoner trekkes:

- A. Med hensyn til risiko for akutt eller kronisk giftvirkning er sannsynligvis kobber og kvikksølv de mest kritiske stoffer. (I de tilfellene da primærfortynningssonen er sterkt ferskvannspreget vil kadmium være mest kritisk.) Avløpsvannet må fortynnes 50-100 ganger for at konsentrasjonene skal tilfredsstillende kriterier til vern av aquatiske samfunn. Hvis de uidentifiserte stoffene innen gruppen av tungt nedbrytbare, klororganiske forbindelser har giftighet tilsvarende PCB eller DDT, vil disse komponentene være mer kritiske enn de nevnte metallene.
- B. Risikoen for forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i spiselige organismer er sannsynligvis liten utenom primærfortynningssonen. Kvikksølv er mest kritisk blant metallene. Uidentifiserte klororganiske forbindelser kan også være en risikofaktor.

- C. Behandling av avløpsvannet med kjemisk felling synes å kunne gi reduksjoner på 25-75% av belastningen; forskjellig for ulike stoffer (kfr. tabell 5). Om, og i hvilken grad dette skal betraktes som et tilleggsargument for kjemisk behandling må bedømmes i de enkelte tilfeller. For moderate utslipp av stoffer som ikke oppkonsentreres i næringskjeder, vil kjemisk felling bare gi lokal gevinst av vekslende betydning.

Konklusjonene i pkt. A-C burde og kunne hatt en bedre basis på flere områder. Beslutningsgrunnlaget bør derfor søkes bedret gjennom tilveiebringelse av mer data:

- D) Kunnskapene om kommunalt avløpsvanns sammensetning og virkningen av behandling med kjemisk felling bør utvides. Dette kan best gjøres ved å fortsette det analyseprogram som er startet, slik at man får tilforlittelige middelverdier for året. Særlig er forekomsten av organiske miljøgifter utilstrekkelig dekket. (Helst burde tilsvarende undersøkelser også gjennomføres på middels store renseanlegg, som er mer representative for mindre befolkningskonsentrasjoner. Men dette anses fremdeles mindre viktig enn å få pålitelige høye anslag).
- E) Stoffene som inngår i samlebetegnelsen EOC1 må identifiseres i et antall prøver som vil dekke sannsynlige variasjoner i sammensetningen med tilrenningsforhold og årstid (tørrvørsavrenning, snøsmelting, regnskyll etter tørrvørsperiode, periode med stabilt høy tilrenning).
- F) De vanlig forekommende konsentrasjoner av miljøgifter i vann er dårlig kjent eller praktisk talt ikke undersøkt. De data man har (metaller, PAH) er sannsynligvis i stor grad upålitelige på grunn av metodiske problemer. Spesielt kan dette gjelde de mest kritiske metallene: kvikksølv, kadmium og bly. Før det kan anbefales å gjøre tiltrengte regionale referanseundersøkelser, ville det være ønskelig med en heving av den nasjonale kompetanse og bedre analyseutstyr. Så lenge en slik kapasitetsheving ikke blir realisert, vil miljøvernmyndighetene vedlikeholde et dårligere beslutningsgrunnlag enn nødvendig.

Det som likevel kan anbefales er:

- å gjøre referansestudier av ovennevnte tre metaller og PAH på en enkelt, såvidt mulig representativ saltvannslokalitet, fortrinnsvis i forbindelse med det internasjonale overvåkingsprogram innen rammen av Paris- og Oslokonvensjonene. Med omhyggelige tiltak mot forurensning av prøvene ville man da i hvert fall kunne oppnå å få bekreftet at miljøgiftnivåene sannsynligvis ligger under analysemetodenes deteksjonsgrenser (unntatt for PAH's del).

- foreta kartlegging av tilførsler (Hg, Pb, Cd, PAH, om mulig EOC1) fra et utvalg av de mest forurensede vassdrag til Indre Oslofjord, f.eks. Ljanselva, Akerselva, Lysakerelva og Sandvikselva. Bare på den måten er det mulig å få et skjønn på den relative betydning av miljøgiftbelastning via kloakkvann. (Dette forutsetter at man stadig primært er interessert i å belyse kloakkvannets bidrag i det valgte, sterkt urbaniserte området.)

- G) Eventuell akkumulering av miljøgifter i organismer representerer også en viss usikkerhet, særlig i tilfeller av vannforekomster med begrenset resipientkapasitet, dvs. der man kan mistenke at det blir vedvarende forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner også utenfor utslippets nærsone. For å tilveiebringe noen fakta omkring dette spørsmålet kunne det gjøres forsøk med blåskjell o.a. under kontrollerte betingelser i gjennomstrømningskar. Det mest aktuelle fortynningsområdet er 1:20 - 1:100, dvs. fortynninger som både dekker situasjoner med god og dårlig initialfortynning og dessuten det området som bringer metallinnholdet i kloakkvann ned mot "bakgrunnsnivået".

6. REFERANSER

- 1) Balmér, P. 1976. En grov vurdering av forurensningsutslippene fra tettsteder langs Norges kyst ved ulike avløpstekniske løsninger. NIVA-notat, 0-101/76, 26/8 1976, 5 s.
- 2) Lygren, E. 1978a. PRA 1. Avløpsvannets mengde og sammensetning. Delrapport: Avløpsvannets sammensetning. NIVA-rapport 0-73/76 24/5 1978, 73 s.
- 3) Lygren, E. 1978b. Forurensning i overvann. NIVA-rapport C4-22, 19/10 1978, 36 s.
- 4) Frederiksen, O. 1974. Fjerning av tungmetaller ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport 0-40/71-C, november 1974, 59 s.
- 5) Kveseth, K.; Sortland, B. og Bokn, T. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage, mussels and tap water. Chemosphere 11 (7): 623-639.
- 6) Carlberg, G.E. og medarb.,. 1982. Kartlegging av organiske mikroforurensninger i vann, sedimenter, nedbør og fisk fra Tyrifjordområdet. SI-rapport 790701. 28/9 1982, 46 s.
- 7) Berglind, L. og Gjessing, E., 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 17/3 1980. 48 s.
- 8) Oslo vann- og kloakkvesen. Driftsdata og analyseresultater. Lysaker 1980 og 1981.
- 9) Oslo vann- og kloakkvesen. Driftsdata og analyseresultater. Skarpsno 1980 og 1981.
- 10) Oslo vann- og kloakkvesen. Driftsdata og analyseresultater. Festningen 1980 og 1981.



- 11) Oslo vann- og kloakkvesen. Driftsdata og analyseresultater. Hovseter 1980 og 1981.
- 12) Oslo vann- og kloakkvesen. Driftsdata og analyseresultater. Bekkelaget 1980 og 1981.
- 13) Ryaverket, Göteborg: Årsmiddelvårde av tungmetallmengder i obehandlat vatten og behandlat vatten, 1972-1979. Figurer, 3 s.
- 14) Stockholm vatten- og avloppsverk: Årsrapport 1981. Henriksdal reningsverk.
- 15). Stockholm vatten- og avloppsverk: Årsrapport 1981. Akershov-Nockeby avlopps-reningsverk.
- 16) Stockholms vatten- og avloppsverk: Årsrapport 1981. Louddens avloppsreningsverk.
- 17) Stockholm vatten- och avloppsverk: Årsrapport 1981. Eolshälls avloppsreningsverk.
- 18) Bjerkgeng, B.; Knutzen, J. og Kirkerud, L., 1978. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser, NIVA-rapport 0-33/78, des. 1978. 119 s.
- 19) Knutzen, J., 1981. Kap. 8 i L. Kirkerud og medarbeidere: Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76/49, 2/7 1981, 175 s.
- 20) Carlberg, G.E. og Martinsen, K., 1983 Miljøgifter i kommunalt avløp, Bekkelaget og VEAS-rensanlegg uke 45 - uke 50, 1982. SI-rapport 451-445, 3/2 1983, 3 s.
- 21) NAS (National Academy of Science), 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington D.F., 361 s.

- 22) Borneff, J. og Kunte, H. 1965. Kanzerogene Substanzen in Wasser und Boden. XVII. Über die Herkunft und Bewertung der polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffe im Wasser. Arch. Hyg. Bakt. 149: 226-243.
- 23) Bishop, D.F. 1982. The role of municipal wastewater treatment in control of toxics. Bidrag til NATO/CCMS møte i Bari, Italia, 28.-30/9 1982. Upubl., 35 s.
- 24) EPA, 1980. Revised quality criteria for water. US Federal Register Vol. 45, nr. 231, s. 79318-79390.
- 25) Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i ytre Oslofjord og tilgrens-ende områder. S. 81-83 i rapport 65/82, årsrapport 1981 for Statlig program for forurensningsovervåking. Oslo, des. 1982, 95 s.
- 26) Statens institutt for folkehelse (SIFF). Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann til omsetning - Badevann. Revidert utg. Oslo, november 1976, 52 s.
- 27) Magnusson, Jan. 1981. Kap. 2. Hydrografi i NIVA-rapport 0-71160. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram - årsrapport 1980. 1910 1981, 63 s.
- 28) Balsberg-Påhlsson, A-M., Lithner, G. og Tyler, G., 1982. Krom i miljøen. Naturvårdsverkets Meddelande. SNV PM 1570. Solna, 1982. 90 s.
- 29) Burnett, M. og Patterson, C.C., 1980. Analysis of natural and industrial lead in marine ecosystems, s. 15-30 i Branica, K. og Konrad, Z. (red.): Lead in the marine environment. Pergamon Press, Oxford, etc. 353 s.

A P P E N D I K S

Resultater av analyser av  
polysykliske aromatiske hydrokarboner i avløpsvann

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Tabell A1. Resultater av PAH-analyser ved Bekkelaget og SRV, november-desember 1982.

PAH	Prove nrk.	ng/l						
		Bekkelaget innløp uke 45/46	SRV innløp uke.bl. pr. 46	SVR utløp uke.bl. pr. 46	SVR innløp uke.bl. bl. 47	SVR utløp uke.bl. pr. 47	SVR innløp uke.bl. bl. 48	
Naftalen		104						
2-Metylnaftalen		210					54	
1-Metylnaftalen		297			51			187
Bifeny]								
Ace-naftylen								
Ace-naften		30						85
4-Metyl-bifeny]								
Dibenzofuran								
Fluoren		56						
2-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren		33						
1-Metylfluoren		107						
Dibenzothiophen								
Fenantren								4
Antracen								9
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen		56					37(?)	
1-Metylfenantren		154						
9-Metylantracen								
Fluoranten		277	98	34	121	22	91	9(?)
Pyren		288	104	28	133	31	214	23
Benzo(a)fluoren								
Benzo(b)fluoren								
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren: ***								
Benzo(a)antracen								
Trifenylen/Chrysen		52	102	18	33	16	45	9
Benzo(b)fluoranten: **		86	175		37	12	36	14
Benzo(j,k)fluoranten: **		173					36	
Benzo(e)pyren		41(?)					41	5
Benzo(a)pyren: ***		24(?)	51					4
Perylen								
0-Phenylene-pyren								
Dibenz(a,h)antracen: ***								
Picen								
Benzo(ghi)perylen								
Anthanthrene								
Coronen								
Sum		1988	531	80	375	81	826	77

\*\*/\*\* Moderat/sterkt kreftfremkallende forbindelser

Tabell A1, fortsatt

PAH	Prove nrk.	ng/l						Bekkelaget innløp ukebl. pr.
		Bekkelaget innløp uke 47,	SVR innløp ukebl. pr. 49	SVR utløp ukebl. pr. 49	SVR innløp ukebl. pr. 50	SVR utløp ukebl. pr. 50	75	
Naftalen		48,49					50	
2-Metylnaftalen		66					204	
1-Metylnaftalen		99						
Bifenyli		174				75		
Acenaflylen		10					126	
Acenafthen		34		9				
4-Metylbifenyli								
Dibenzofuran								
Fluoren				5			156	
2-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen								
Fenantren		149		19	113	56		
Antracen		14		10	67	49	135	
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen								
1-Metylfenantren					156			
9-Metylantracen								
Fluoranten		215	45	23(?)	135	21	139	
Pyren		61	129	43	314	50	412(?)	
Benzo(a)fluoren								
Benzo(b)fluoren								
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren	***							
Benzo(a)antracen				7		7		
Trifenylen/Chrysen	**	59	59	20		31	221	
Benzo(b)fluoranten	**	84	67	10	253(?)	16	98	
Benzo(j,k)fluoranten								
Benzo(e)pyren		59		10	30			
Benzo(a)pyren	***							
Perylen								
0-Phenylene-pyren								
Dibenz(a,h)antracen	***							
Picen								
Benzo(ghi)perylene								
Anthanthrene								
Coronen								
Sum		1024	300	156	1068	305	1491	

\*\*/\*\* Moderat/sterkt kreftfremkallende forbindelser