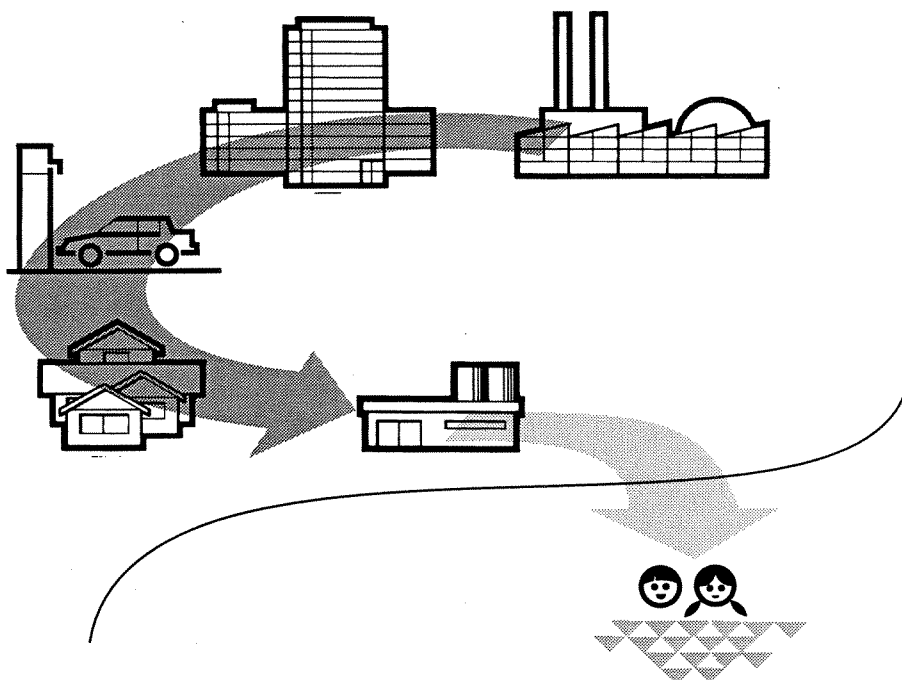




O-94257

Kontroll av miljøgifter i inn- og utløpsvann

Solumstrand Renseanlegg,
Drammen kommune



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-94257	Underrn:
Løpenr.: 3326	Begr. distrib.:

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 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 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
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Kontroll av miljøgifter i inn- og utløpsvann - Solumstrand Renseanlegg, Drammen Kommune	Dato: Trykket: 11.oktober 1995 Faggruppe: Kjemiske og biologiske analyser
Forfatter(e): Arne Godal	Geografisk område: Drammen
	Antall sider: 28 Opplag:

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt:

I perioden januar t.o.m. august 1995 er ukeblandprøver fra innløps- og utløpsvann fra Solumstrand Renseanlegg tatt med henblikk på overvåkning av miljøgifter. I innløpsvannet var konsentrasjonen av metaller lave med unntak av bly (Pb). Noe forhøyede verdier ble målt også for tjærestoffer (polyaromatisk hydrokarboner, PAH). Lave nivåer ble målt av polyklorerte bifenyler (PCB) og andre klorerte hydrokarboner (KHK). Verdiene for spesifikk tilførsel av metaller er, sammenlignet med 13 større norske renseanlegg godt under deres gjennomsnitt. Renseeffekten var høy, særlig for antatt kreftfremkallende PAH (KPAH), der medianverdien er 96.4%. For summen av PCB er tilsvarende verdi 83.3%, og for metaller totalt >66.7%. M.h.t. KHK var effekten av rensingen knapt målbar, grunnet de meget lave nivåene i innløpsvannet. For enkelte naftalen-forbindelser var imidlertid renseeffekten ujevn, sannsynligvis p.g.a. deres høye vannløslighet i forhold til andre organiske miljøgifter. Den høye renseeffekten ga som resultat meget lave konsentrasjoner av miljøgifter i utløpsvannet, i enkelte tilfeller ned mot kravene til råvann for drikkevann. Forbindelser som para-nonylfenol og toluen er i utløpsvannet sammenlignbare med tilsvarende verdier fra svenske renseanlegg. Prøvetakings-periodene i januar og mars, med høy vannføring, ga klart høyere total-tilførsel av metaller og PAH enn i august.

4 emneord, norske

1. Renseanlegg
2. Miljøgifter
3. Spesifikk tilførsel
4. Renseeffekt

4 emneord, engelske

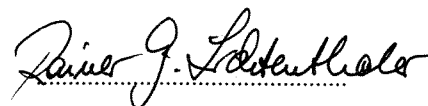
- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder



Arne Godal

For administrasjonen



Rainer G. Lichtenthaler

ISBN 82-577-2851-9

FYLKESMANNEN I BUSKERUD MILJØVERNAVDELINGEN

Miljøvernavdelingen er en del av fylkesmannens administrasjon. Avdelingen ble etablert 1. september 1982, og er gjennom fylkesmannen faglig og budsjettmessig underlagt Miljøverndepartementet.

Miljøvernavdelingen skal bidra til at nasjonale miljøpolitiske mål tilpasses og gjennomføres i fylket. Avdelingen arbeider med naturvern og friluftsliv, fiskeforvaltning, viltforvaltning, vassdragsforvaltning, kommunale avløp og avfall.

Avdelingen er inndelt i 2 seksjoner;

- Seksjon for forurensningsvern
- Seksjon for naturforvaltning

Resultatene av en del av avdelingens virksomhet trykkes bl.a. i denne rapportserien.

I tillegg vil resultatene av enkelte konsulenttjenester som er utført for avdelingen bli presentert i serien. Opplaget er begrenset. Det er tillatt og ønskelig at data og vurderinger i rapporten gjengis og benyttes av andre, så fremt kilde oppgis.

Forespørsler kan rettes til:

Fylkesmannen i Buskerud
Miljøvernavdelingen

Statens Hus

Grønland 32

3007 Drammen

Telefon: 32 26 68 00

Telefax: 32 89 64 77

FORORD

Takk til Per Dahlheim, Solumstrand Renseanlegg, Knut A. Moum, Fylkesmannen i Buskerud Miljøvernnavdelingen, Lasse Berglind, Lars Hem, Håvard Hovind, Rainer G. Lichtenthaler, Synne Lømo, Harsha Ratnaweera, Torgunn Sætre og Petter Wang, NIVA for god hjelp.

Oslo 11.oktober 1995

Arne Godal

FORKORTELSER OG DEFINISJONER

a-HCH	alfa-heksaklorsyκλοheksan
HCB	Heksaklorbenzen
5-CB	penta-klorbenzen
Cd	Kadmium
Cr	Krom
Cu	Kobber
Dibenz.	Dibenzantracen
g-HCH	gamma-heksaklorsyκλοheksan
Hg	Kvikksølv
Ind.	Indeno-
KHK	Klorerte hydrokarboner. Polyklorerte bifenyler (PCB) er skilt ut som en egen gruppe.
KPAH	Antatt kreftfremkallende polyaromatiske hydrokarboner.
l	liter
M	Metyl-
Median	I en tallmengde sorteres verdiene i stigende rekkefølge. Den midterste verdien er medianverdien. Ved parret antall verdier summeres de to midterste og deles på to.

mg	milligram (1/1000 gram)
µg	mikrogram (1/1 000 000 gram)
ng	nanogram (1/1 000 000 000 gram)
Ni	Nikkel
OCS	Oktaklorstyren
PAH	Polyaromatiske hydrokarboner I denne rapporten er mono- (para-nonylfenol og toluen) og di-aromatiske hydrokarboner (naftalen, 2-metyl-naftalen, 1-metyl-naftalen, bifenyli, 2,6-dimetylnaftalen og 2,3,5-trimetylnaftalen) nevnt sammen med PAH.
Pb	Bly
PCB	Polyklorete bifenyler
pe	Personekvivalent - et begrep for omfang av forurensningskilder tilsluttet et renseanlegg (omfatter såvel industri som mennesker, for Solumstrand Renseanlegg er det f.eks. tilknyttet 60.000 pe).
p,p-DDD	para,para-diklordifenyldikloreten
p,p-DDE	para,para-diklordifenyldikloreten
Spesifikk tilførsel	Vekt forbindelse i innløp/ pe x dag. Dette uttrykket tar i motsetning til konsentrasjon (vekt av forbindelse/volum) hensyn til vannføring og antall pe tilkoblet anlegget. Dermed kan verdier fra forskjellige anlegg og vannføringsmengder lettere sammenlignes.
Zn	Sink

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. SAMMENDRAG	3
2. BAKGRUNN	3
3. KARTLEGGING AV INNHOLDET AV MILJØGIFTER I INN- OG UTLØP AV SOLUMSTRAND RENSEANLEGG	4
3.1 Generelt	4
3.2 Mulige forurensingskilder	5
3.3 Prøvetakingsopplegg	5
3.3.1 Prøvetakingsperioder	5
3.3.2 Prøvetaking og prøvehåndtering	5
3.3.2.1 Organiske miljøgifter	5
3.3.2.2 Metaller	6
3.3.3 Analyser	6
3.3.3.1 Metaller	6
3.3.3.2 PAH	7
3.3.3.3 PCB	7
3.3.3.4 KHK	7
3.3.4 Deteksjonsgrenser	7
3.3.5 Vurdering av usikkerhet	7
3.4 Resultater og diskusjon	8
3.4.1 Vanntilførsel til anlegget i perioden	8
3.4.2 Metall-nivåer	9
3.4.2.1 Konsentrasjoner av metaller i innløpsvann	9
3.4.2.2 Spesifikk tilførsel av metaller	10
3.4.2.3 Konsentrasjoner av metaller i utløpsvann	10
3.4.3 PAH-nivåer	11
3.4.3.1 Konsentrasjoner av PAH i innløpsvann	11
3.4.3.2 Spesifikk tilførsel av PAH	12
3.4.3.3 Konsentrasjon av PAH i utløpsvann	13
3.4.4 PCB-nivåer	14
3.4.4.1 Konsentrasjon av PCB i innløpsvann	14
3.4.4.2 Spesifikk tilførsel av PCB	15
3.4.4.3 Konsentrasjon av PCB i utløpsvann	15
3.4.5 Klorerte hydrokarboner - nivåer	16
3.4.5.1 Konsentrasjon av klorerte hydrokarboner (KHK) i innløpsvann	16
3.4.5.2 Spesifikk tilførsel av KHK	17
3.4.5.3 Konsentrasjonen av KHK i utløpsvann	17
3.4.6 Renseeffekt	17
3.4.6.1 Renseeffekt for metaller	18
3.4.6.2 Renseeffekt for PAH	18
3.4.6.3 Renseeffekt for PCB	19
3.4.6.4 Renseeffekt for KHK	20
4. KONKLUSJON	20
4.1 Videre arbeid	21
5. REFERANSER	21
6. VEDLEGG	23

1. SAMMENDRAG

På oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen (FMVA Buskerud) har NIVA kartlagt et utvalg av miljøgifter (se tabell 1 side 8) i innløpsvann og utløpsvann fra Solumstrand Renseanlegg. Hovedvekten er lagt på undersøkelse av PAH-forbindelser og enkelte metaller. Men også PCB og klorerte hydrokarboner (KHK) er analysert. Videre er spesifikk tilførsel og renseseffekt av den enkelte forbindelse beregnet.

Nivåer av miljøgifter i innløpsvannet er m.h.t konsentrasjonsnivåer:

- lavt for metaller med unntak av Pb, som lå noe over snittet for bl.a. norske renselanlegg
- noe høyere for PAH enn KHK og PCB - konsentrasjonen er avhengig av hvilke og hvor mange PAH-forbindelser som regnes med (er ikke standardisert)
- ned mot bakgrunnsnivå i ferskvann m.h.t. PCB
- lavt for KHK
- lavt i nordisk sammenheng og noe høyt i norsk sammenheng m.h.t. para-nonylfenol

Konsentrasjonene må også vurderes i relasjon til vannføring, og personekvivalenter (pe) som er knyttet til rensanlegget. Et godt eksempel er Pb der innløpsvannet til Solumstrand har en over dobbel så høy medianverdi sammenlignet med tilsvarende snitt for 13 norske anlegg - mens etter omregning til spesifikk tilførsel er Solumstrand-verdien under landssnittet. Lignende forhold kan eksistere for f.eks. PAH, men dette kan ikke stadfestes p.g.a. at tilsvarende beregninger ikke er å finne i andre rapporter.

Renseeffekten er høy, særlig for antatt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH), der medianverdien er 96.4%. For Sum PCB er tilsvarende verdi 83.3%, og for metaller totalt sett >66.7% (tilsvarer SFT's kalkulerte renseseffekt på 70% ved kjemisk rensing). P.g.a. høy renseseffekt er verdiene i utløpsvannet tilsvarende lave - ned mot krav som stilles til råvann til drikkevann når det gjelder metaller. Enkelte naftalener har en noe høyere konsentrasjon i utløpsvannet enn hva man kunne forvente sammenlignet med innløpet. PAH-, PCB- og KHK-forbindelser er meget lave - ned mot deteksjonsgrensene. P-nonylfenol og toluen er sammenlignbare med en svensk undersøkelse av renselanlegg tilknyttet Dalelven.

Prøvetakingsperiodene med høy vannføring, i januar og mars, ga de høyeste spesifikke tilførsels-verdier for metaller og PAH. Dette kan skyldes avrenning p.g.a. nedbør, snøsmelting, spylingseffekt på avløpssystemet, spesielle utslipp som forekommer i vintersesongen eller simpelthen enkeltutslipp.

For ytterligere å senke nivåene av miljøgifter i innløpet til Solumstrand Renseanlegg ligger mulighetene i å intensivere aktiviteter så som sortering av spesialavfall og rensing av sigevann.

2. BAKGRUNN

I forbindelse med at Kloakkrammeplan Drammen-prosjektet så å si er ferdig gjennomført, er det knyttet stor interesse for å følge opp effektene. Solumstrand rensedistrikt antas å omfatte virksomheter som er av størst interesse i denne sammenheng. Prøvetaking og analyse av innløpsvannet til Solumstrand Renseanlegg gir både kvalitative og kvantitative opplysninger m.h.t. miljøgifter tilført anlegget. Videre er analyse av utløpsvannet med på å gi et bilde av renseseffekten.

Prosjektet er finansiert via Miljøpakke Drammen-prosjektet med 64.000 kr og er utført av NIVA. Beløpet dekker analyse og rapportering. Prøvetakingen er gjort av Drammen kommune.

Målet med prosjektet har vært å:

- kartlegge kvantitativt og kvalitativt uorganiske og organiske miljøgifter som tilføres Solumstrand Renseanlegg
- kartlegge tilsvarende forhold m.h.t. utløpsvannet
- beregne renseseffekten i forhold til den enkelte forbindelse
- beregne spesifikk tilførsel av de aktuelle miljøgifter, og derav kunne oppspore eventuelle variasjoner i utslipp til avløpsvannet gjennom året

Spesifikk tilførsel gir det beste bildet av utslipp, da det bl.a. korrigeres for vannføringen. I rapporter fra andre rensesanlegg opererer man dessverre ofte kun med konsentrasjonsverdier. Det er derfor foretatt sammenligninger med både konsentrasjonsverdier og verdier for spesifikk tilførsel.

For å få representative prøver ble det foretatt prøvetaking av ukeblandprøver. I første prøvetakingsrunde analyserte man kun på innløpsvannet for å kartlegge hvilke forbindelser som var av størst interesse. Oversikt over hva som er gjort når, er gitt i kap.3.3.1 Prøvetakingsperioder.

En oversikt over hvilke miljøgifter som inngår i denne undersøkelsen er gitt i tabell 1 (side 8). Det må bemerkes at polyklorerte bifenylar (PCB) er adskilt som en egen undergruppe fra klorerte hydrokarboner.

Av kostnadmessige hensyn kunne man ikke analysere samtlige av de aktuelle miljøgiftene hver gang. Det ble derfor prioritert å følge opp de som innledningsvis hadde de høyeste nivåer; metaller og PAH.

3. KARTLEGGING AV INNHOLDET AV MILJØGIFTER I INN- OG UTLØP AV SOLUMSTRAND RENSEANLEGG

3.1 Generelt

Prøvetakingsstrategien var som følger:

1) Analyser av avløpsvann inn på anlegget m.h.t. metaller, PAH, PCB og KHK.

Hvis høye konsentrasjoner i pkt.1), så

2a) Analyser av vann inn på anlegget (forbindelser i løst fraksjon, og partikkelbundne forbindelser) og analyser av vann ut fra anlegget.

På bakgrunn av nye data ville videre strategi bli lagt.

Hvis lave konsentrasjoner i pkt.1), så

2b) Analyser av vann inn (totalbestemmelse som i pkt. 1)) og vann ut fra anlegget.

Videre planer vedrørende hvilke forbindelser som skal analyseres når, ville bli lagt som følge av resultatene i 2b).

Alternativ 2b) ble funnet mest hensiktsmessig etter 1.prøvetakingsrunde. Utfra eksisterende økonomiske rammer måtte valg av variable begrenses. Særlig er analyse av organiske

miljøgifter kostnadskrevenne. Se forøvrig kap.3.3.1 for videre informasjon vedrørende hva som ble analysert når.

3.2 Mulige forurensningskilder

Avløpsvann til kommunale renseanlegg kan deles opp i tre hovetyper, fra:

- industri
- husholdning
- nedbørsbettinget avrenning (regn, snøsmelting) [1].

Det lå ikke innenfor rammen av dette prosjektet å kartlegge hvilke kilder som bidro med hva. En slik kartlegging ville kreve mere variert og større omfang av prøvetaking (helger vs. virkedager, regnperiode vs. tørke, prøvetaking på forskjellige punkter på innløpet o.s.v.). Det viktigste var å undersøke i hvilken utstrekning tilførsel av miljøgifter forekommer.

3.3 Prøvetakingsopplegg

3.3.1 Prøvetakingsperioder

4 prøvetakingsperioder ble gjennomført, hver à 1 uke. For å få med seg årsvariasjoner ble periodene fordelt til vinter, vår og sommer:

<i>Periode</i>	<i>Uttak</i>	<i>Miljøgifter analysert</i>
1: 16.-22.januar-95	Innløp	PAH, Metaller, PCB, KHK
2: 13.-19.mars	Innløp/Utløp	PAH, Metaller, PCB, KHK
3: 4.-10.august	Innløp/Utløp	PAH, Metaller
4: 14.-20.august	Innløp/Utløp	PAH, Metaller

3.3.2 Prøvetaking og prøvehåndtering

I hver prøvetakingsperiode ble det tatt en ukeblandprøve ved innløp og utløp av anlegget, med unntak av 1. periode der kun man kun tok prøve av innløp. Ved Solumstrand Renseanlegg ble prøvene under prøvetakingsperiodene lagret mørkt og kjølig.

Mottak NIVA

Samme dag eller dagen etter avsluttende prøvetakingsperiode på anlegget ble prøvene sendt laboratoriet på NIVA. Her ble de organiske miljøgiftprøvene oppbevart kaldt og mørkt før ekstraksjon, som skjedde snarest etter mottak. Videre sendte man samme dag eller dagen etter prøve til SINTEF for bestemmelse av klorerte hydrokarboner. Også der lagret man prøvene mørkt og kaldt før analyse.

3.3.2.1 Organiske miljøgifter

Vask av prøveflasker

Glassflasker benyttet til prøvetaking ved analyse av organiske miljøgifter ble på forhånd vasket og skylt med glassdestillert aceton og oppvarmet til 550 °C.

Konservering

Prøveflaskene tilhørende organiske analyser ble på forhånd konserverte med svovelsyre, for på den måten å forhindre mikrobiell nedbrytning (dette er særlig viktig m.h.t. PAH).

Prøvetaking

Prøvetaking for bestemmelse av organiske miljøgifter ble gjort med acetonvasket metallutstyr. Det vanlige prøvetakingsutstyret kunne ikke benyttes da dette besto av plast, og dermed enten kunne absorbere eller avgi organiske forbindelser.

3.3.2 Metaller

Vask av prøveflasker

Flasker til metallbestemmelser ble etter vask i 7 M salpetersyre skyllet med ionebyttet vann.

Prøvetaking

Prøvetakingen vedrørende metaller ble utført med eksisterende utstyr bestående av plast, da det her var viktig å unngå kontaminering av metall.

Konservering

Ved mottak på NIVA ble prøver til metallanalyse konservert med salpetersyre for å sikre at metallene holdt seg i løsning.

3.3.3 Analyser

Følgende laboratorier har deltatt i undersøkelsen:

- Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo

Ansvarlig for utsendelse av prøveflasker og fordeling av prøver. NIVA analyserte metaller, PCB og PAH, som alle er akkrediterte analyser.

- SINTEF, Oslo

Ansvarlig for analyse av klorerte hydrokarboner (ikke-akkreditert analyse).

Her beskrives i grove trekk de metoder som er anvendt.

3.3.3.1 Metallbestemmelser

Hg: Prøven konserveres med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksideres til toverdigg kvikksølv i ioneform (Hg^{++}). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvarts-kyvetten hvor absorbansen måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

Zn: Her benyttet man flamme-AAS. Denne metoden benyttes når metallkonsentrasjonen er så høy at den bestemmes direkte i flamme.

Prøver konservert med salpetersyre suges inn i en luft/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en "electrodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

Cd, Cr, Cu, Ni og Pb:

For bestemmelse av disse metallene anvendte man grafittovn-AAS. Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løøsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering.

En passende mengde prøve (20-50 µl), konserverert med salpetersyre, overføres til et grafittrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøls lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløøsningers absorbanans.

3.3.3.2 PAH

Prøvene tilsettes indre standarder og ekstraheres med syklohexan. Ekstraktet gjennomgår ulike renseprosesser for å fjerne forstyrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

3.3.3.3 PCB

Med klororganiske analysevariable menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorerte bifenyler (PCB). Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

3.3.3.4 KHK

Det ble anvendt en screening-metode der to analyser ble utført:

- 1) Headspace-GC-MS analyse med henblikk på innhold av flyktige organiske forbindelser.
- 2) GC-MS screening analyse etter forutgående ekstraksjon med organisk løsemiddel, med henblikk på mindre flyktige organiske forbindelser.

3.3.4 Deteksjonsgrenser

I tabell 1 er det gitt en oversikt over deteksjonsgrensene for forbindelser som er analysert i denne rapporten. Det er viktig å ta hensyn til disse grensene under vurderingen av tallmaterialet.

3.3.5 Vurdering av usikkerhet

Flere faktorer kan bidra til usikkerhet i resultatene. De viktigste er prøvetaking, vannmengdemåling og analyse. En tidligere undersøkelse [2] har lagt inn en total usikkerhet på 21 % (der bidrag fra prøvetaking utgjør 15%, fra analyse 10 % og fra vannføringsmåling 10%). Imidlertid må man være oppmerksom på at det i undersøkelsen ved Solumstrand renseanlegg foreligger tildels meget lave konsentrasjoner (ned mot og under deteksjonsgrensene), slik at usikkerheten i prøvetakings- og analyseledd øker. Usikkerheten tilsvarer deteksjonsgrensen ved lave nivåer. Den totale usikkerhet kan dermed i visse tilfeller gå opp mot 100%.

I tillegg ligger det en usikkerhet i beregningen av antall personekvivalenter for anlegget.

Tabell 1. Deteksjonsgrenser. (*= sannsynlige kreftfremkallende PAH-forbindelser)

PAH	(ng/l)	PCB	(ng/l)	Klorerte Hydrokarboner	(µg/l)
Naftalen	0.5	PCB 28	0.1		
2-M-Naftalen	0.5	PCB 52	0.1	1,1,1-trikloreten	0.05
1-M-Naftalen	0.5	PCB 101	0.1	Tetrakloreten	0.05
Bifenyl	0.5	PCB 118	0.1	Tetraklormetan	0.05
2,6-Dimetylnaftalen	0.5	PCB 153	0.1	Triklormetan	0.05
Acenaftalen	0.5	PCB 105	0.1	Klorerte alkylbenz.	0.10
Acenaften	0.5	PCB 138	0.1	1,2-dikloreten	0.05
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.5	PCB 156	0.1	Hexaklorbutadien	0.05
Fluoren	0.5	PCB 180	0.1	Pentaklorfenol	0.05
Fenantren	0.5	PCB 209	0.1	Triklorbenzen	0.05
Antracen	0.5				(ng/l)
1-Metylfenantren	0.5			5-CB	0.1
Fluoranten	0.5			a-HCH	0.1
Pyren	0.5			HCB	0.1
Benz(a)antracen*	0.5			g-HCH	0.1
Chrysen/trifenylene	0.5			OCS	0.1
Bezo(b)fluoranten*	0.5	Metall	(µg/l)	p,p-DDE	0.1
Benzo(j,k)fluoranten*	0.5	Cd	0.05	p,p-DDD	0.1
Benzo(e)pyren	0.5	Cr	0.50		
Benzo(a)pyren*	0.5	Cu	0.50		
Perylen	0.5	Hg	0.10		
Ind.(1,2,3cd)pyren*	0.5	Ni	1.00		
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	0.5	Pb	0.50		
Benzo(ghi)perylene	0.5	Zn	10		
	(µg/l)				
p-nonylfenol	1.00				
Toluen	0.05				

3.4 Resultater og diskusjon

Resultatene er oppgitt både som “vekt forbindelse/vannvolum” og “vekt forbindelse/pe x dag”. Sistnevnte uttrykk, også kalt spesifikk tilførsel, regnes ut på følgende måte:

$$\text{Vekt forbindelse / pe} \times \text{dag} = (\text{Konsentrasjon} \times \text{Vannføring}) / (\text{Antall pe} \times 7) \quad (1)$$

Konsentrasjon = vekt forbindelse/volum (l), *Vannføring* = gjennomsnittlig vanntilførsel inn i anlegg pr.uke (l), *Antall pe* = antall personekvivalenter tilknyttet anlegget = 60.000

Begge disse formene for resultatangivelse er anvendt, fordi man dermed kan sammenligne flere referanseverdier. “Vekt forbindelse/pe x dag” gir et bedre bilde av mengde forurensning enn kun konsentrasjonsverdier.

3.4.1 Vanntilførsel til renseanlegget i perioden

60.000 pe er tilknyttet Solumstrand Renseanlegg [16]. Tabell 2 viser tilførte vannmengder i de fire prøvetakingsperiodene.

Tabell 2. Oversikt over vannføring i de forskjellige prøvetakingsperioder.

PERIODE	m ³ pr.uke	minimum m ³ /h	maksimum m ³ /h	snitt m ³ /h
16.-22.januar-95	341.566	619	2.771	2.033
13.-19.mars	277.281	414	2.619	1.650
4.-10.august	102.978	400	1.027	613
14.-20.august	101.192	404	652	602

Som det fremgår av tabell 2 har det vært stor variasjon i vannføringen mellom de ulike prøvetakingsperiodene.

3.4.2 Metall-nivåer

3.4.2.1 Konsentrasjonen av metaller i innløpsvann

Konsentrasjonen av metaller i innløpsvannet for Solumstrand Renseanlegg må karakteriseres som relativt lav (se tabell 3). De høyeste nivåene ble målt i perioden 16.-22.januar (se tabell V4, vedlegg). Årsaken til dette kan ligge i den store vannføringen (341.566 m³ pr.uke), som medførte spyling av rørsystemet. I perioden med minst vannføring (14.-20.august, 101.192 m³ pr.uke) forekom de laveste konsentrasjonene.

Tabell 3. Konsentrasjon av metaller i innløpsvann.

	Solumstrand		SFT-rapport fra 13		
	Variasj.område		r.annlegg i Norge		
Referanse			(2)		
	Variasj.område	Median	Variasj.område	Middel	
Metall (µg/l)					
Cd	0.09 - 0.38	0.14	0.29 - 0.76	0.51	
Cr	0.5 - 2.0	1.4	2.7 - 9.2	7.3	
Cu	18.1 - 33.8	27.0	28 - 399	79	
Hg	0.13 - 0.32	0.23	0.11 - 0.72	0.25	
Ni	1.0 - 4.8	2.5	2.1 - 22.5	11.8	
Pb	1.6 - 15.8	4.0	0.75 - 6.44	1.77	
Zn	50 - 100	85	20 - 195	84	
Metall totalt (µg/l)		120		185	
	VEAS	Vik	Tammelund	Ryaverket	Henriksd.
	Oslo	Helsinki	Helsinki	Gøteborg	Stockholm
Referanse	(13)	(14)	(14)	(5)	(4)
Metall (µg/l)					
Cd	0.7	0.79	0.32	0.3-0.8	0.45-0.80
Cr	53.9	36.4	3.5	8-12	5.1-15
Cu	80.0	69.5	30.7	40-104	41-200
Hg	1.0	Ikke anal.	Ikke anal.	0.1-0.5	0.2-0.65
Ni	43.5	64.4	30.7	11-35	5.6-22
Pb	11.3	56	4.8	8-12	10-40
Zn	122	309.1	102.6	110-150	64-190

Sammenlignet med andre renseanlegg i Norge og Norden (se tabell 3) har Solumstrands innløpsvann lave konsentrasjoner for de fleste metaller:

Cd: Med en medianverdi på 0.14 µg/l har Solumstrand klart lavest nivå i innløpsvannet.

Cr: Lavest nivå også her.

Cu: Lave verdier sammenlignet med renseanlegget Tammelund i Helsinki.

Hg: På samme nivå som SFT's rapporterte middelerdi for 13 renseanlegg i Norge, og renseanlegg i Sverige, men betraktelig lavere enn VEAS.

Ni: Blant de laveste konsentrasjonene i Norge.

Pb: Medianverdien er noe høyere enn snittverdien fra SFT-rapporten [2], men laveste måling (fra 14-20.8., 1.6 µg/l) ligger under denne.

Zn: Sammenfallende med middelveiden i den norske undersøkelsen [2], og under nivåene i resten av Norden.

Ser vi på den totale metallkonsentrasjonen i innløpsvannet (se tabell 3) ligger den under snittet i Norge, og må derfor karakteriseres som akseptabel .

3.4.2.2 Spesifikk tilførsel av tungmetaller

Det er likevel ikke nok kun å se på konsentrasjonen på innløpsvannet. Man bør også vurdere vannføringen, antall personekvivalenter tilknyttet anlegget samt andel industriavløp i forhold til sanitæravløp. I denne rapporten vektlegges de to førstnevnte faktorene.

Tabell 4. Spesifikke tilførsler av tungmetaller.

	Solumstrand renseanl.		SFT's rapport for 13 anlegg	Snitt for 7 svenske anl.
Referanse			(2)	(15)
	Variasjon	Median	Middelveidi	Middelveidi
UTTAK	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
Metall (µg/l)	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d
Cd	0.022 - 0.309	0.06	0.44	0.24
Cr	0.120 - 1.627	0.63	6.3	4.7
Cu	4.361 - 27.488	11.1	66	31
Hg	0.032 - 0.211	0.12	0.22	
Ni	0.241 - 3.904	1.24	10.5	3.4
Pb	0.385 - 12.849	1.94	2.21	3.9
Zn	12.047 - 81.325	37.4	75	88

Den spesifikke tilførselen av metaller varierer med en faktor på 6 (Cu) til 33 (Pb) gjennom året (se tabell 4 og V10). Medianverdien for mg Pb/pe x d ligger på samme nivå som middelveiden angitt i SFT's rapport. For de resterende metallene er den spesifikke tilførselen ved Solumstrand Renseanlegg klart lavere - også sammenlignet med snittet for 7 svenske anlegg (se tabell 4).

3.4.2.3 Konsentrasjonen av metaller i utløpsvann

Kvaliteten på utløpsvannet er i tabell 5 sammenlignet med krav for råvann til drikkevann.

Tabell 5. Utløpskonsentrasjoner av metaller.

	Variasjon	Median	Råvann til	Råvann til
	Utløp	Utløp	drikkevann*	drikkevann*
			Klasse 1	Klasse 2
Metall (µg/l)			Godt egnet	Egnet
			Krav:	Krav:
Cd	<0.05	<0.05	<0.1	<0.2
Cr	<0.5 - 0.7	0.5	<3	<10
Cu	6.3 - 9.3	8.8	<5	<15
Hg	<0.10	<0.10	<0.04	<0.1
Ni	<1.0 - 1.5	1	<10	<30
Pb	<0.5 - 0.5	<0.50	<3	<5
Zn	<10 - 20	10	<30	<60

* Hentet fra "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann", SFT [3]

Fra tabell 5 ser vi at konsentrasjonene i anleggets utløp for metallene Cd, Cr, Ni, Pb og Zn ligger under kravene til råvann av klasse 1 ("råvann godt egnet til drikkevann"). Videre er forekomstene av Hg ihvertfall mindre enn krav til "råvann av klasse 2", som er karakterisert som "egnet". I tillegg ser man at en analysemetode for Hg i drikkevann, med bedre deteksjonsgrenser her kunne blitt brukt ved stikkprøver (ikke egnet for ukeprøver av analytiske årsaker). Det eneste metallet som overstiger krav til klasse 1, er Cu - selv om overskridelsen er marginal.

3.4.3 PAH-nivåer

3.4.3.1 Konsentrasjoner av PAH i innløpsvann

Tabell 6. PAH i innløpsvann.

	Solumstrand		13 anlegg	Ryarverket		
	Renseanlegg		i Norge	Gøteborg	Stockholm	Helsingb.
Referanse			2)	5)	4)	6)
	Variasj.område	Median	Variasjon	Snitt		
UTTAK	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
PAH (ng/l)						
Naftalen	43 - 320	136				2600
2-M-Naf.	59 - 1850	218				9700
1-M-Naf.	5 - 78	55				2300
Bifenyl	10 - 250	56				
2,6-Dimetylnaftalen	44 - 820	293				
Acenaftalen	3.5 - 124	45.0				
Acenaften	15 - 81	33				
2,3,5-Trimetylnaft.	16 - 268	74				1000
Fluoren	12 - 128	49				
Fenantren	33 - 384	133			200 - 1100	1000
Antracen	2.9 - 28	14				
1-Metylfenantren	9.7 - 197	54				
Fluoranten	19 - 142	81			<300	
Pyren	15 - 159	78			<300	
Benz(a)antracen*	3.1 - 35	20				
Chrysen/trifenylen	4.7 - 140	43				
Bezo(b)fluoranten*	5.3 - 93	42				
Benzo(j,k)fluoranten*	1.8 - 21	15				
Benzo(e)pyren	4.1 - 90	26				
Benzo(a)pyren*	2 - 41	20				
Perylen	1.1 - 37	20				
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1.7 - 38	20				
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	0.8 - 16	6.5				
Benzo(ghi)perylene	1.6 - 65	25				
SUM	389.7 - 4892	1754.1	30-4960	1700	200-4500 ^a	
Derav KPAH(*)	13.7 - 238	118.7				
			Snitt: 650		inkluderer	
					42 stoff	
	Solumstr.		Helsingb.	Gøteborg	Stockholm	SFT
	Variasj.	Median	1987	1989	1990	13 anlegg
	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
Referanse			(6)	(5)	(4)	(2)
(µg/l)						
Para-nonylfenol	12 - 25	18.5	211.8	15 - 434	50 - 300	4.1(1.5-25)
Toluen	1.0 - 3.5	2.25	260.8			

*markerer potensielle kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987). Sum av * utgjør KPAH

1) Bare (a,h)-isomeren

Konsentrasjonen av PAH-forbindelser i innløpsvannet har variert en del mellom de forskjellige prøvetakings-periodene (se tabell 6 og V1), med de høyeste SUM(PAH)-verdier i periodene 16.-22.1 (2916 µg/l) og 13.-19.3 (4892 µg/l). En årsak til den høye SUM(PAH)-verdien for sistnevnte periode, ligger i en forholdsvis høy 2-metyl-Naftalen verdi. I tillegg kan høy vannføring (i januar og mars) forklare de relativt høye verdiene for PAH - i likhet med metall-konsentrasjonene.

Videre må man ved vurdering av PAH-verdier (d.v.s. summen av en rekke PAH-forbindelser, her lik SUM) vite hvilke og hvor mange PAH-forbindelser som inngår. F.eks. inngår det i SFT's rapport [2] fra 0 til 7 enkeltforbindelser i Sum PAH (analysert ved SINTEF), ved NIVA inngår 24 enkeltforbindelser, mens det for rapporten fra Stocholm [4] inngår 42.

Det meste korrekte er å sammenligne de enkelte forbindelsene. Her er litteraturmaterialet noe tynt, men av de enkeltforbindelsene som man kan sammenligne, ligger Solumstrand lavt. F.eks. er nivået for PAH på samme nivå som maksimalt tillatte konsentrasjon i drikkevann i henhold til EU's regulativ [7], som er 200 ng/l for 6 utvalgte forbindelser av PAH (fluoranten, to forbindelser av benzofluoranten, to forbindelser av benzopyren, indenopyren og benzoperylen).

Enkelte høye konsentrasjoner av naftalenforbindelser i de to første periodene kan være forårsaket av utslipp av fyringsolje eller kreosot [18]. Kreosot blir brukt som bindemiddel i asfalt, og inneholder i likhet med fyringsolje naftalenforbindelser. I forhold til høyere PAH-forbindelser er naftalener mere vannløselige.

Av tabell 6 ser vi at Solumstrand Rensanleggs innløpsvann m.h.t. p- nonylfenol har relativt høye verdier i forhold til medianverdien, 4.1 µg/l, for SFT's undersøkelse av 13 renseanlegg [2]. Men variasjonen av konsentrasjonen ligger innenfor variasjonen ved de norske anleggene. I nordisk sammenheng er nivået av p-nonylfenol lavt.

I England ble det til sammenligning målt 18 µg p-nonylfenol/l i elva Aire, som oversteg kroniske effekter på Daphnia (krepserdyr brukt i forsøk) og medførte akutte toksiske nivåer [10]. Ellers varierte nivået i elver i England og Wales mellom <0.2 - 12 µg/l. Høyeste verdi fra dene britiske rapporten, 330 µg/l, ble funnet i et renseanlegg som mottok avløpsvann fra et tekstilbasert industriområde.

Konsentrasjonen av toluen er lav i sammenligning med Helsingborg [6].

3.4.2.2 Spesifikk tilførsel av PAH

For bl.a. å korrigere for vanntilførsel, er også PAH-verdiene regnet om til spesifikk tilførsel (se tabell 7 og V8).

Hverken i rapporten "Miljøgifter i kommunalt avløpsvann" [2], eller i "Miljøfremmedende stoffer i kommunalt spildvand" [1] finnes spesifikke verdier for organiske miljøgifter. En årsak til dette er bl.a. "stor spredning av data, i mange tilfeller er konsentrasjonen lavere enn deteksjonsgrensen...."[2].

Det kan m.a.o. synes som om denne undersøkelsen på dette området er litt “forut for sin tid”, slik at relevante sammenligninger m.h.t. personekvivalenter først kan foretas når tilsvarende rapporter foreligger fra andre renseanlegg.

Ser man på de totale utslipp for hver periode (se tabell V8), er det klart høyere nivåer for januar- og mars-periodene, enn for august. Muligens kan dette ha sammenheng med lite bruk av fyringsolje i august samt liten grad av overflateavrenning.

Tabell 7. Spesifikk tilførsel av PAH.

	Variasjon	Median
	Innløp	Innløp
PAH	mg/pe x d	mg/pe x d
Naftalen	0.013 - 0.211	0.044
2-M-Naf.	0.014 - 1.221	0.159
1-M-Naf.	0.004 - 0.032	0.017
Bifenyl	0.002 - 0.203	0.034
2,6-Dimetylnaftalen	0.011 - 0.667	0.184
Acenaftilen	0.001 - 0.101	0.028
Acenaften	0.004 - 0.053	0.022
2,3,5-Trimetylnaft.	0.004 - 0.177	0.055
Fluoren	0.003 - 0.085	0.036
Fenantren	0.008 - 0.254	0.098
Antracen	0.001 - 0.019	0.010
1-Metylfenantren	0.002 - 0.130	0.039
Fluoranten	0.005 - 0.114	0.049
Pyren	0.004 - 0.114	0.054
Benz(a)antracen*	0.001 - 0.028	0.012
Chrysen/trifenylen	0.001 - 0.092	0.033
Bezo(b)fluoranten*	0.001 - 0.063	0.031
Benzo(j,k)fluoranten*	0.000 - 0.017	0.010
Benzo(e)pyren	0.001 - 0.059	0.020
Benzo(a)pyren*	0.000 - 0.030	0.014
Perylen	0.000 - 0.024	0.008
Ind.(1,2,3cd)pyren*	0.000 - 0.030	0.013
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	0.000 - 0.011	0.005
Benzo(ghi)perylen	0.000 - 0.043	0.020
SUM	0.094 - 3.230	1.258
Derav KPAH(*)	0.003 - 0.179	0.081
P-nonylfenol	9.76 - 16.5	13.1
Toluen	0.81 - 2.31	1.56

Spesifikk tilførsel av p-nonylfenol og toluen er ujevn.

3.4.2.3 Konsentrasjon av PAH i utløpsvann

I utløpsvannet (se tabell 8) er nivået for PAH klart under nivået som maksimalt er tillatt i drikkevann i henhold til EU's regulativ [7], (200 ng/l totalt, for 6 utvalgte forbindelser av PAH se også kap.3.4.2.3). Angående de relativt høye konsentrasjonene av naftalen-forbindelser, se også avsnitt om renseseffekt. M.h.t. p-nonylfenol er nivået sammenlignbart med en undersøkelse i Sverige [12], der fem renseanlegg ved Dalelven lå på samme nivå og over. Konsentrasjoner er på samme nivå også for toluen.

Tabell 8. PAH i utløpsvann.

	Variasjon	Median			
	Utløp	Utløp			
PAH (ng/l)					
Naftalen	143 - 250	170			
2-M-Naf.	23 - 112	83			
1-M-Naf.	13 - 106	79			
Bifenyl	8.2 - 87	11			
2,6-Dimetylnaftalen	12 - 166	32			
Acenaftalen	3 - 34	4.1			
Acenaften	7.4 - 37	9			
2,3,5-Trimetylnaft.	7.5 - 67	9.9			
Fluoren	6.8 - 57	7.9			
Fenantren	12 - 81	14			
Antracen	1.4 - 2.0	1.5			
1-Metylfenantren	3.0 - 46	4.1			
Fluoranten	2.6 - 16	3.6			
Pyren	2.3 - 14	3			
Benz(a)antracen*	0.5 - 0.6	0.55			
Chrysen/trifenylene	0.6 - 11	0.8			
Bezo(b)fluoranten*	<0.5 - 21	<0.5			
Benzo(j,k)fluoranten*	<0.5 - 4	<0.5			
Benzo(e)pyren	<0.5	<0.5			
Benzo(a)pyren*	<0.5 - 5	<0.5			
Perylen	<0.5 - 9	<0.5			
Ind.(1,2,3cd)pyren*	<0.5 - 2	<0.5			
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	<0.5 - 2	<0.5			
Benzo(ghi)perylene	<0.5 - 3	<0.5			
Coronen					
Dibenzopyrener*					
SUM	383 - 951	489.5			
Derav KPAH(*)	0.5 - 34	0.6			
%KPAH	0.1 - 3.6	0.1			
PERIODE	13.-19.3.				
	Solumst.	R.anlegg	R.anlegg	Fem r.anlegg	
	r.anlegg	v/Dalelven	Falun	ved Dalelven	
				Variasjon	Median
Referanse		(11)	(11)	(12)	
(µg/l)					
P-nonylfenol	13			12.4 - 52.4	48.8
Toluen	4.00	26.7	11.1	1.2 - 32.1	2.7

3.4.4 PCB-nivåer

Måling av PCB ble utført på prøver tatt i periodene 16.-22.januar og 13.-19.mars. Når det nedenfor henvises til "Sum Seven Dutch PCB", menes det summen av de syv mest vanlige analyserte PCB-forbindelsene: PCB 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180.

3.4.4.1 Konsentrasjon av PCB i innløpsvann

PCB-nivået i innløpsvannet er lavt (se tabell 9 og V2), ned mot bakgrunnsnivået - til sml. varierte rapporterte nivåer i nedbør fra 1989 [8] i området 0.5-5 ng SUM PCB/l (alle PCB-forbindelsene summert sammen). Mediannivået av SUM PCB i inntaket ved Solumstrand, 6.1 ng/l, ligger godt under tilsvarende verdi fra renseanlegg i Stockholm på opp til 4.1 µg/l. I undersøkelse av innløpsvannet for Bekkelaget Renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest (senere VEAS) varierte SUM PCB fra 18-35 ng/l [9]. I EU's regulativ for drikkevann opererer man med en maksimumsverdi på 100 ng/l for SUM PCB.

Tabell 9. PCB i innløpsvann.

PCB (ng/l)	Variasj.område	Median
	Innløp	Innløp
PCB 28	0.7	0.7
PCB 52	0.8 - 0.9	0.9
PCB 101	0.7 - 1.2	1.0
PCB 118	0.5 - 0.8	0.7
PCB 153	0.8 - 1.5	1.2
PCB 105	0.2	0.2
PCB 138	0.6 - 1.1	0.9
PCB 156	0.2	0.2
PCB 180	0.7 - 1.1	0.9
PCB 209	<0.1	<0.1
SUM PCB	4.5 - 7.6	6.1
Sum Seven Dutch PCB	4.1 - 7.2	5.7

3.4.4.2 Spesifikk tilførsel av PCB

Den spesifikke tilførselena av PCB er relativt lav (se tabell 10 og V9). Vær oppmerksom på at verdiene her er oppgitt i $\mu\text{g/pe} \times \text{d}$. Utslippene av PCB-forbindelser i januar og mars er stort sett på samme nivå (se tabell V9).

Tabell 10. Spesifikk tilførsel av PCB

PCB	Variasjonsområde	Median
	Innløp	Innløp
	$\mu\text{g/pe} \times \text{d}$	$\mu\text{g/pe} \times \text{d}$
PCB 28	0.46 - 0.46	0.46
PCB 52	0.59 - 0.65	0.62
PCB 101	0.57 - 0.79	0.68
PCB 118	0.41 - 0.53	0.47
PCB 153	0.65 - 0.99	0.82
PCB 105	0.13 - 0.16	0.15
PCB 138	0.49 - 0.73	0.61
PCB 156	0.13 - 0.16	0.15
PCB 180	0.57 - 0.66	0.61
PCB 209	<0.07 - <0.08	<0.08
SUM PCB	3.66 - 5.02	4.34
Sum Seven Dutch PCB	3.33 - 4.75	4.04

3.4.4.3 Konsentrasjon av PCB i utløpsvann

Som man ser av tabell 11 er PCB-nivået i utløpsvannet meget lavt, til dels under deteksjonsgrensene. Verdiene er kun basert på en enkelt prøvetakingsperiode; 13.-19.mars. Sammenlign forøvrig kommentarer til PCB i innløpsvann.

Tabell 11. PCB i utløpsvann.

	13.-19.3.
PCB (ng/l)	Utløp
PCB 28	<0.1
PCB 52	0.3
PCB 101	0.2
PCB 118	0.2
PCB 153	0.3
PCB 105	<0.1
PCB 138	0.2
PCB 156	<0.1
PCB 180	<0.1
PCB 209	<0.1
SUM PCB	1.2
Sum Seven Dutch PCB	1.2

3.4.5 Klorerte hydrokarboner - nivåer

3.4.5.1 Konsentrasjon av klorerte hydrokarboner (KHK) i innløpsvann.

Nivåene av 1,1,1-trikloreten, triklormetan og tetrakloreten er lave i innløpsvannet til Solumstrand Renseanlegg sammenlignet med andre nordiske renseanlegg (se tabell 12).

Tabell 12. Klorerte hydrokarboner i innløpsvann.

	Solumstr.	Helsingborg	Gøteborg	Stockholm	SFT	
	Variasj.	Median	1987	1989	1990	13 anlegg
	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
Referanse			(6)	(5)	(4)	(2)
Klorerte Hydrokarboner						
(µg/l)						
1,1,1-trikloreten	0.05 - 0.07	0.06		ND - 9.0	0.15 - 0.60	0.15(0.02-0.43)
Tetrakloreten	0.40 - 0.45	0.43				0.26(0.01-1.22)
Tetraklormetan	<0.05	<0.05				
Triklormetan	0.15 - 0.20	0.175		ND - 0.9	ND - 1.4	
Klorerte alkylbenzener	<0.10	<0.10				
1,2 - dikloreten	<0.05	<0.05				
Hexaklorbutadien	<0.05	<0.05				
Pentaklorfenol	<0.05	<0.05				
Triklorbenzen	<0.05	<0.05				
(ng/l)						
5-CB	0.2 - 0.5	0.4				
a-HCH	0.3 - 0.4	0.4				
HCB	0.5 - 1.3	0.9				
g-HCH	0.7 - 1.0	0.9				
OCS	<0.1	<0.1				
p,p-DDE	0.7 - 0.9	0.8				
p,p-DDD	0.2 - 0.3	0.3				

3.4.5.2 Spesifikk tilførsel av KHK

Tabell 13 og V9 viser at utslippsmengden til innløpet av Solumstrand Renseanlegg av de KHK-forbindelsene som er detektbare, er lave og stabile.

Tabell 13. Spesifikk tilførsel av KHK.

	Variasjonsområde	Median
	Innløp	Innløp
Klorerte Hydrokarboner	mg/pe x d	mg/pe x d
1,1,1-trikloreten	0.03 - 0.06	0.04
Tetrakloreten	0.30 - 0.33	0.31
Tetraklormetan	<0.03 - <0.04	<0.04
Triklormetan	0.12 - 0.13	0.13
Klorerte alkylbenzener	<0.06 - <0.08	<0.07
1,2-dikloreten	<0.03 - <0.04	<0.04
Hexaklorbutadien	<0.03 - <0.04	<0.04
Pentaklorfenol	<0.03 - <0.04	<0.04
Triklorbenzen	<0.03 - <0.04	<0.04
	µg/pe x d	µg/pe x d
5-CB	0.16 - 0.33	0.25
a-HCH	0.20 - 0.33	0.26
HCB	0.33 - 1.06	0.69
g-HCH	0.46 - 0.81	0.64
OCS	<0.08	<0.08
p,p-DDE	0.57 - 0.59	0.58
p,p-DDD	0.13 - 0.24	0.19

3.4.5.3 Konsentrasjonen av KHK i utløpsvann

Nivået av KHK i utløpsvannet fra Solumstrand Renseanlegg er for de fleste KHK-forbindelsene meget lavt (se tabell 14).

Tabell 14. Konsentrasjon av KHK i utløpsvann.

PERIODE	13.-19.3.		13.-19.3.
	Utløp		Utløp
Klorerte Hydrokarboner	(µg/l)		(ng/l)
1,1,1-trikloreten	0.07	5-CB	<0.1
Tetrakloreten	0.50	a-HCH	0.3
Tetraklormetan	<0.05	HCB	0.1
Triklormetan	0.15	g-HCH	0.6
Klorerte alkylbenzener	<0.10*	OCS	<0.1
1,2-dikloreten**	<0.05	p,p-DDE	<0.1
Hexaklorbutadien	<0.05	p,p-DDD	<0.1
Pentaklorfenol	<0.05		
Triklorbenzen	<0.05		

3.4.6 Renseeffekt

Mer enn 95% av fosforet og minst 70% av det organiske stoff blir fjernet ved Solumstrand Renseanlegg [16]. Når renseseffekten vurderes, må man ikke kun lese “%-renseeffekt” blindt, men samtidig vurdere ved hvilke konsentrasjoner den aktuelle forbindelse foreligger. Ved

meget lave konsentrasjoner nær deteksjonsgrensen vil utregning av renseeffekt naturlig nok være beheftiget med tilsvarende høy usikkerhet (se kap.3.3.4 - Kvantifiseringsgrenser).

3.4.6.1 Renseeffekt for metaller

Renseeffekten for metaller er beregnet på bakgrunn av målinger for de tre siste prøvetakingsperiodene.

Tabell 15. Metaller - renseeffekt

	Median Rense- effekt (%)	Kalkulert renseeffekt (SFT) v/kjemisk rens. (%)
Metall		
Cd	>44.4	75
Cr	50.0	75
Cu	70.7	70
Hg	>23.1	60
Ni	50.0	30
Pb	>85.3	75
Zn	>80.0	60
Metall total, median	>66.7	70

Metallene samlet sett (se tabell 15), med en medianverdi for renseeffekten på >66.7%, er i god overenstemmelse med medianverdien av SFT's kalkulerte verdier på 70% [2]. At det for enkelte elementer som Cd, Cr, Hg og Ni er lavere effekt enn de kalkulerte, må sees i sammenheng med de lave konsentrasjonene (sml. tabell V4).

3.4.6.2 Renseeffekt for PAH

I tabell 16 ser vi at benzo(e)pyren eksempelvis er oppgitt med en renseeffekt på over 88.4%. Dette fordi konsentrasjonene av utløpsvannet var under deteksjonsgrensen. Dette gjelder alle ">"-verdier.

Renseeffekten m.h.t. SUM (PAH) er i tabell 16 oppgitt å være 35.3 % - et tall basert på medianverdien av renseeffektene for SUM(PAH) for de 3 siste måleperiodene (i 1. prøveperiode inngikk kun innløpsprøve). Disse renseeffekt-verdiene varierer kraftig (se tabell V5), endog med negativ effekt (høyere verdi ut enn inn) for siste periode.

Et bedre bilde av renseeffekten av SUM (PAH) fås ved å ta medianverdien av medianverdiene av enkeltforbindelsene i tabell 16, som gir en renseeffekt for SUM(PAH) på 65.7%. Denne samstemmer godt med at minst 70% av organisk stoff fjernes ved rensing (16).

Den dårlige renseeffekten av de tre naftalenforbindelsene og toluen (t.o.m. med negativ effekt) kan skyldes forurensing fra kjemikalier tilsatt i anlegget.

Miljømessig er det dog KPAH (sannsynlige og trolige kreftfremkallende PAH-forbindelser) verdien som er av størst interesse. Her er renseeffekten meget bra, fra 85.7-96.6%.

Tabell 16. Renseeffekt på PAH.

	Median		Median
	Rense-		Rense-
	effekt (%)		effekt (%)
PAH		PAH	
Naftalen	21.9	Chrysen/trifenylen	87.2
2-M-Naf.	-25.8	Bezo(b)fluoranten*	77.4
1-M-Naf.	-1.3	Benzo(j,k)fluoranten*	73.3
Bifenyl	9.4	Benzo(e)pyren	>88.4
2,6-Dimetylnaftalen	48.9	Benzo(a)pyren*	87.8
Acenaftylen	58.0	Perylen	37.8
Acenaften	53.8	Ind.(1,2,3cd)pyren*	94.7
2,3,5-Trimetylnaft.	53.1	Dibenz.(a,c/a,h)*1)	87.5
Fluoren	43.3	Benzo(ghi)perylen	95.4
Fenantren	65.7		
Antracen	65.1	SUM	35.3
1-Metylfenantren	76.6	Derav KPAH(*)	96.4
Fluoranten	87.6		
Pyren	85.6	p-nonylfenol	48.0
Benz(a)antracen*	84.6	Toluen	-14.3

Ca. halvparten den aktuelle forbindelsen p-nonylfenol, som er antatt å gi østrogen-effekt, ble ved en måleperiode fjernet. Dette er bedre enn en tilsvarende måling i Sverige, der 17 % av ble renset [17]. Kun en måleperiode og lave konsentrasjoner gir bare indikerende verdier.

3.4.6.3 Renseeffekt for PCB

Når det gjelder renseeffekten av PCB-forbindelser, er beregningen av denne beheftet med noe større usikkerhet. Dette fordi konsentrasjonene i inn- og utløpsvann er meget lave, og til dels under deteksjonsgrensen. Der renseeffekten er oppgitt som "□" (for PCB 209) er både inn- og utløpsverdiene under deteksjonsgrensen. M.a.o. er ingen renseeffekt påvist når det ikke kan påvises at det er noe å rense bort.

Tabell 17. PCB-renseeffekt

(□ = ingen renseeffekt registrert p.g.a. konsentrasjoner under deteksjonsgrensen)

PCB	Rense- effekt (%)
PCB 28	>85.7
PCB 52	66.7
PCB 101	83.3
PCB 118	75.0
PCB 153	80.0
PCB 105	>50.0
PCB 138	>94.0
PCB 156	>50.0
PCB 180	>90.0
PCB 209	□
SUM PCB	84.2
Sum Seven Dutch PCB	83.3

Rensingen av "Seven Dutch PCB" (83.3%) samsvarer godt med SUM PCB (84.2%). En god trend kan dermed spores tross meget lave PCB-nivåer (se tabell 17).

3.4.6.4 Renseeffekt for KHK

Renseeffekten av klorerte hydrokarboner (se tabell 18) er nærmest ikke målbar grunnet de meget lave nivåene (se tabell V3). Der renseeffekten er oppgitt som "□" er både inn- og utløpsverdiene under deteksjonsgrensen.

Tabell 18. Renseeffekt på KHK.

(□ = ingen renseeffekt registrert p.g.a. konsentrasjoner under deteksjonsgrensen)

	Rense- effekt (%)		Rense- effekt (%)
Klorerte Hydrokarboner			
1,1,1-trikloreten	-40.0	5-CB	>80.0
Tetrakloreten	-11.1	a-HCH	□
Tetraklormetan	□	HCB	80.0
Triklormetan	25.0	g-HCH	14.3
Klorerte alkylbenzener	□	OCS	□
1,2-dikloreten**	□	p,p-DDE	>88.9
Hexaklorbutadien	□	p,p-DDD	>50.0
Pentaklorfenol	□		
Triklorbenzen	□		

Den tilsynelatende negative effekten for 1,1,1-trikloreten skyldes små variasjoner ved lavt nivå (0.05 µg/l inn, 0.07 µg/l ut). Som for en av PCB-forbindelsene er både inn- og utløps-verdiene for flere av de klorerte hydrokarbonene under deteksjonsgrensene, og renseeffekten er derfor ikke målbar.

4. KONKLUSJON

Nivåer av miljøgifter i innløpsvannet er m.h.t konsentrasjonsnivåer:

- lavt for metaller med unntak av Pb, som lå noe over snittet for norske rensaanlegg
- noe høyere for PAH enn KHK og PCB - konsentrasjonen er avhengig av hvilke og hvor mange forbindelser som regnes med (er ikke standardisert)
- ned mot bakgrunnsnivå i ferskvann m.h.t. PCB
- lavt for KHK
- lavt i nordisk sammenheng og noe høyt i norsk sammenheng m.h.t. p-nonylfenol

Konsentrasjonene må også vurderes i relasjon til vannføring, og personekvivalenter tilknyttet anlegget. Et godt eksempel er Pb der innløpsvannet til Solumstrand har en over dobbel så høy medianverdi sammenlignet med tilsvarende snitt for 13 norske anlegg [2] - mens etter omregning til spesifikk tilførsel er Solumstrand-verdien under landssnittet. For de øvrige metallene (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn) er den spesifikke tilførselen klart lavere enn den norske undersøkelsen, også klart lavere sammenlignet med en svensk kartlegging [15].

Lignende forhold som for Pb kan eksistere for f.eks. PAH, men dette kan ikke stadfestes p.g.a. at lignende beregninger ikke er å finne i andre rapporter. Det fremgår imidlertid tydelig at

utslipp av PAH til avløpsvann som "mg/pe x d" er betraktelig høyere i januar og mars enn i august. Samme trend foreligger også for metaller. Dette kan skyldes avrenning p.g.a. nedbør, "gjennom-skylling" av avløpssystemet, spesielle utslipp som forekommer i vintersesongen eller simpelthen enkeltutslipp.

Renseeffekten er høy, særlig for antatt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH), der medianverdien er 96.4%. For Sum PCB er tilsvarende verdi 83.3%, og for metaller totalt sett >66.7% (tilsvarende SFT's kalkulerte renseseffekt på 70% ved kjemisk rensing). For enkelte naftalener er den noe svakere og til dels tilsynelatende ujevn.

P.g.a. høy renseseffekt er verdiene i *utløpsvannet* tilsvarende lave - ned mot krav som stilles til råvann til drikkevann når det gjelder metaller. Enkelte naftalener har en noe høyere konsentrasjon i utløpsvannet enn hva man kunne forvente sammenlignet med innløpet. PAH-, PCB- og KHK-forbindelser er meget lave - ned mot deteksjonsgrensene. P-nonylfenol og toluen er sammenlignbare med en svensk undersøkelse av renselanlegg tilknyttet Dalelven [15].

For ytterligere å senke nivåene av miljøgifter i innløpet til Solumstrand Renselanlegg ligger mulighetene i å intensivere aktiviteter såsom sortering av spesialavfall og rensing av sigevann

4.1 Videre arbeid

Da verdiene ikke er dramatiske, skal man være forsiktig med påstander om hva som er nødvendige skritt videre.

Imidlertid kan man på bakgrunn av dagens tall beregne hva som er igjen i slammet - en slik utregning samt slamanalyse ville være av interesse vedrørende beregning av totalbudsjettet for miljøgiftene. Videre vil en bredere analyse av de organiske miljøgiftene PCB og KHK sommerstid kunne gi svar på om tilsvarende trender som er nevnt m.h.t. metaller og PAH, også gjelder dem.

En oppdeling av prøvetakingsperioder i helg og virkedager ville muligens kunne gi svar på hva som skyldes utslipp fra industri kontra husholdning. Samleanalyser av enkeltdager (en prøve mandag, en onsdag, en fredag f.eks.) ville kunne avdekke rutinemessige utslipp. Det samme gjelder med samleprøver innen visse perioder i døgnet.

Hva som er årsaken til den lave renseseffekten av naftalenforbindelser (naftalen, 2-metyl-naftalen og 1-metyl-naftalen) samt bifenyl er ennå ikke avklart.

5. Referanser

[1] "Miljøfremmende stoffer i kommunalt spildvand", Nordisk seminar - og arbeidsrapport 1993:515, Nordisk Ministerråd, København 1993

[2] "Miljøgifter i kommunalt avløpsvann", SFT-rapport nr.93:10

[3] "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann", SFT-veiledning nr 92:06, Utført av NIVA

[4] Jonsson og Hugmark, 1990
"Avloppsvatten från hushåll. Stockholm", Vatten AB, Industrienheten

- [5] Robinson, P. et al., "Provtagningar i referensområden, etapp 1: Hushållspillvatten", Rapport 1989:2. GRYABB & Ryarverket, Göteborg
- [6] Sundberg, K., 1990, Naturvårdsverket Rapport 3752
- [7] De europeiske fællesskabers tidende 30.8.80 (Drikkevannsforskrift)
- [8] Duinker, J. et al., Environ. Science and Tech. 1989, 23 (1), 57-62
- [9] Knutzen, J. og Øren, K., 1983, NIVA-rapport 0-81006
- [10] Wat. Res. Vol 29, No 7, p 1623-1629, 1995
- [11] Naturvårdsverket, 1990, Rapport 3837
- [12] Walterson, E. & Landner, L., 1990, Naturvårdsverket Rapport 3838
- [13] VEAS, 1991, Årsberetning for 1990
- [14] Partanen, H., 1987, Biologian Laitos, 42 s.
- [15] Berg, C., Naturvårdsverket 1986, SNV PM 1942
- [16] "Solumstrand Renseanlegg", Teknisk sektor, Ingeniørvesenet, Drammen Kommune
- [17] Lind, J.E. & Sundstrøm, G. 1985, Organiska emnan i kommunalt avloppsvatten. SWEP, SNV PM 1957.
- [18] Berglind, Lasse - forsker NIVA, Personlig meddelelse

6. VEDLEGG

Tabell V1. PAH-nivå i innløps- og utløpsvann.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.		4.-10.8.		14.-20.8.	
UTTAK	Innløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp
PAH (ng/l)							
Naftalen	43	320	250	218	143	54	170
2-M-Naf.	370	1850	23	66	83	59	112
1-M-Naf.	5	48	13	78	79	62	106
Bifenyl	250	96	87	16	8.2	10	11
2,6-Dimetylnaftalen	820	540	166	45	23	44	32
Acenaftalen	124	81	34	8.9	3	3.5	4.1
Acenaften	50	81	37	16	7.4	15	9
2,3,5-Trimetylnaft.	130	268	67	16	7.5	18	9.9
Fluoren	84	128	57	12	6.8	13	7.9
Fenantren	230	384	81	35	12	33	14
Antracen	23	28	2	2.9	1.4	4.3	1.5
1-Metylfenantren	91	197	46	16	3	9.7	4.1
Fluoranten	140	142	16	21	2.6	19	3.6
Pyren	140	159	14	16	2.3	15	3
Benz(a)antracen*	35	35	<2	3.1	0.5	4.1	0.6
Chrysen/trifenylen	80	140	11	4.7	0.6	6	0.8
Bezo(b)fluoranten*	78	93	21	5.9	<0.5	5.3	<0.5
Benzo(j,k)fluoranten*	21	15	4	**)	<0.5	1.8	<0.5
Benzo(e)pyren	48	90	<2	4.3	<0.5	4.1	<0.5
Benzo(a)pyren*	37	41	5	2	<0.5	2.8	<0.5
Perylen	20	37	9	1.1	<0.5	<0.5	<0.5
Ind.(1,2,3cd)pyren*	37	38	2	1.7	<0.5	2.6	<0.5
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	12	16	2	1	<0.5	0.8	<0.5
Benzo(ghi)perylene	48	65	3	1.6	<0.5	2.7	<0.5
Coronen							
Dibenzopyrener*							
SUM	2916	4892	951	592.2	383.3	389.7	489.5
Derav KPAH(*)	220	238	34	13.7	0.5	17.4	0.6
%KPAH	7.5	4.9	3.6	2.3	0.1	4.5	0.1
PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.					
UTTAK	Innløp	Innløp	Utløp				
(µg/l)							
p-nonylfenol	12	25	13				
Toluen	1.00	3.50	4.00				

*Antatt kreftfremkallende PAH-forbindelser.

Tabell V2. PCB-nivå i innløps- og utløpsvann

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	
Prøve	Innløp	Innløp	Utløp
PCB (ng/l)			
PCB 28	Ikke best.	0.7	<0.1
PCB 52	0.8	0.9	0.3
PCB 101	0.7	1.2	0.2
PCB 118	0.5	0.8	0.2
PCB 153	0.8	1.5	0.3
PCB 105	0.2	0.2	<0.1
PCB 138	0.6	1.1	0.2
PCB 156	0.2	0.2	<0.1
PCB 180	0.7	1.0	<0.1
PCB 209	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	4.5	7.6	1.2
Sum Seven Dutch PCB	4.1	7.2	1.2

Tabell V3. KHK-nivå i inn- og utløpsvann.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	
Prøve	Innløp	Innløp	Utløp
Klorete Hydrokarboner (µg/l)			
1,1,1-trikloretan	0.07	0.05	0.07
Tetrakloretan	0.40	0.45	0.50
Tetraklormetan	<0.05	<0.05	<0.05
Triklormetan	0.15	0.20	0.15
Klorete alkylbenzener	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-dikloretan	<0.05	<0.05	<0.05
Hexaklorbutadien	<0.05	<0.05	<0.05
Pentaklorfenol	<0.05	<0.05	<0.05
Triklorbenzen	<0.05	<0.05	<0.05
(ng/l)			
5-CB	0.2	0.5	<0.1
α-HCH	0.4	0.3	0.3
HCB	1.3	0.5	0.1
γ-HCH	1	0.7	0.6
OCS	<0.1	<0.1	<0.1
p,p-DDE	0.7	0.9	<0.1
p,p-DDD	0.3	0.2	<0.1

Tabell V4. Metallnivå i inn- og utløpsvann.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	13.-19.3.	4.-10.8.	4.-10.8.	14.-20.8.	14.-20.8.
Prøve	Innløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp
Vannf. i snitt/dag (l)	48795142	39611571		14711143		14456000	
Metall (µg/l)							
Cd	0.38	0.13	<0.10	0.15	<0.05	0.09	<0.05
Cr	2.00	1.40	0.70	1.40	0.50	0.50	<0.5
Cu	33.80	21.50	6.30	32.40	8.80	18.10	9.30
Hg	<0.10	0.32	<0.10	0.13	<0.10	<0.10	<0.10
Ni	4.80	3.00	1.50	2.00	1.00	1.00	<1.0
Pb	15.80	4.60	0.50	3.40	<0.5	1.60	<0.5
Zn	100.00	80.00	20.00	90.00	10.00	50.00	<10

Tabell V5. Renseeffekt for PAH.

PERIODE	13.-19.3.	4.-10.8.	14.-20.8.
	Rense-	Rense-	Rense-
	effekt (%)	effekt (%)	effekt (%)
PAH			
Naftalen	21.9	34.4	-215.0
2-M-Naf.	98.8	-25.8	-89.8
1-M-Naf.	72.9	-1.3	-71.0
Bifenyl	9.4	48.8	-10.0
2,6-Dimetylnaftalen	69.3	48.9	27.3
Acenaftylen	58.0	66.3	-17.1
Acenaften	54.3	53.8	40.0
2,3,5-Trimetylnaft.	75.0	53.1	45.0
Fluoren	55.5	43.3	39.2
Fenantren	78.9	65.7	57.6
Antracen	92.9	51.7	65.1
1-Metylfenantren	76.6	81.3	57.7
Fluoranten	88.7	87.6	81.1
Pyren	91.2	85.6	80.0
Benz(a)antracen*	>94.0	83.9	85.4
Chrysen/trifenylen	92.1	87.2	86.7
Bezo(b)fluoranten*	77.4	>91.5	>90.6
Benzo(j,k)fluoranten*	73.3		>72.2
Benzo(e)pyren	>97.8	>88.4	>87.8
Benzo(a)pyren*	87.8	>75.0	>82.1
Perylen	75.7	>54.5	0.0
Ind.(1,2,3cd)pyren*	94.7	>70.6	>80.8
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	87.5	>50.0	>37.5
Benzo(ghi)perylen	95.4	>68.8	>81.5
SUM	80.6	35.3	-25.6
Derav KPAH(*)	85.7	96.4	96.6
PERIODE	13.-19.3.		
	Rense-		
	effekt (%)		
p-nonylfenol	48.0		
Toluen	-14.3		

Tabell V6. Renseeffekt for PCB og KHK.

	13.-19.3.		13.-19.3.
	Rense-		Rense-
	effekt (%)		effekt (%)
PCB		Klorete Hydrokarboner	
		1,1,1-trikloretan	-40.0
PCB 28	>85.7	Tetrakloretan	-11.1
PCB 52	66.7	Tetraklorometan	□
PCB 101	83.3	Triklormetan	25.0
PCB 118	75.0	Klorete alkylbenzener	□
PCB 153	80.0	1,2-dikloretan	□
PCB 105	>50.0	Hexaklorbutadien	□
PCB 138	>94.0	Pentaklorfenol	□
PCB 156	>50.0	Triklorbenzen	□
PCB 180	>90.0		
PCB 209	□	5-CB	>80.0
		a-HCH	□
SUM PCB	84.2	HCB	80.0
Sum Seven Dutch PCB	83.3	g-HCH	14.3
		OCS	□
		p,p-DDE	>88.9
		p,p-DDD	>50.0

Tabell V7. Renseeffekt for metaller.

PERIODE	13.-19.3.	4.-10.8.	14.-20.8.
	Rense-	Rense-	Rense-
Vannf. i snitt/dag (l)	effekt (%)	effekt (%)	effekt (%)
Metall (µg/l)			
Cd	>23.0	>66.7	>44.4
Cr	50.0	64.3	0.0
Cu	70.7	72.8	48.6
Hg	>68.8	>23.1	0.0
Ni	50.0	50.0	>0.0
Pb	89.1	>85.3	>68.8
Zn	75.0	88.9	>80.0
Metall total, median	>68.8	>66.7	>44.4

Tabell V8. Spesifikk tilførsel av PAH.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	4.-10.8.	14.-20.8.
Prøve	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
PAH	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d
Naftalen	0.035	0.211	0.053	0.013
2-M-Naf.	0.301	1.221	0.016	0.014
1-M-Naf.	0.004	0.032	0.019	0.015
Bifenyl	0.203	0.063	0.004	0.002
2,6-Dimetylnaftalen	0.667	0.357	0.011	0.011
Acenaftalen	0.101	0.053	0.002	0.001
Acenaften	0.041	0.053	0.004	0.004
2,3,5-Trimetylnaft.	0.106	0.177	0.004	0.004
Fluoren	0.068	0.085	0.003	0.003
Fenantren	0.187	0.254	0.009	0.008
Antracen	0.019	0.018	0.001	0.001
1-Metylfenantren	0.074	0.130	0.004	0.002
Fluoranten	0.114	0.094	0.005	0.005
Pyren	0.114	0.105	0.004	0.004
Benz(a)antracen*	0.028	0.023	0.001	0.001
Chrysen/trifenylen	0.065	0.092	0.001	0.001
Bezo(b)fluoranten*	0.063	0.061	0.001	0.001
Benzo(j,k)fluoranten*	0.017	0.010		0.000
Benzo(e)pyren	0.039	0.059	0.001	0.001
Benzo(a)pyren*	0.030	0.027	0.000	0.001
Perylen	0.016	0.024	0.000	0.000
Ind.(1,2,3cd)pyren*	0.030	0.025	0.000	0.001
Dibenz.(a,c/a,h)*1)	0.010	0.011	0.000	0.000
Benzo(ghi)perylene	0.039	0.043	0.000	0.001
SUM	2.371	3.230	0.145	0.094
Derav KPAH(*)	0.179	0.157	0.003	0.004
PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.		
Prøve	Innløp	Innløp		
	mg/pe x d	mg/pe x d		
p-nonylfenol	9.76	16.5		
Toluen	0.81	2.31		

Tabell V9. Spesifikk tilførsel av PCB og KHK.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.
UTTAK	Innløp	Innløp	UTTAK	Innløp	Innløp
PCB	µg/pe x d	µg/pe x d			
PCB 28		0.46	Klorerte Hydrokarboner		
PCB 52	0.65	0.59		mg/pe x d	mg/pe x d
PCB 101	0.57	0.79	1,1,1-trikloretan	0.06	0.03
PCB 118	0.41	0.53	Tetrakloretan	0.33	0.30
PCB 153	0.65	0.99	Tetraklorometan	<0.04	<0.03
PCB 105	0.16	0.13	Triklormetan	0.12	0.13
PCB 138	0.49	0.73	Klorerte alkylbenz.	<0.08	<0.06
PCB 156	0.16	0.13	1,2 - dikloretan	<0.04	<0.03
PCB 180	0.57	0.66	Hexaklorbutadien	<0.04	<0.03
PCB 209	<0.08	<0.07	Pentaklorfenol	<0.04	<0.03
			Triklorbenzen	<0.04	<0.03
SUM PCB	3.66	5.02			
Sum Seven Dutch PCB	3.33	4.75		µg/pe x d	µg/pe x d
			5-CB	0.16	0.33
			a-HCH	0.33	0.20
			HCB	1.06	0.33
			g-HCH	0.81	0.46
			OCS	<0.08	<0.07
			p,p-DDE	0.57	0.59
			p,p-DDD	0.24	0.13

Tabell V10. Spesifikk tilførsel av metaller.

PERIODE	16.-22.1.	13.-19.3.	4.-10.8.	14.-20.8.
Prøve	Innløp	Innløp	Innløp	Innløp
Metall (µg/l)	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d	mg/pe x d
Cd	0.309	0.086	0.037	0.022
Cr	1.627	0.924	0.343	0.120
Cu	27.488	14.194	7.944	4.361
Hg	<0.08	0.211	0.032	<0.02
Ni	3.904	1.981	0.490	0.241
Pb	12.849	3.037	0.834	0.385
Zn	81.325	52.815	22.067	12.047



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2851-9