

Miljøprojekt nr. 153

1990

Danmarks udledning af industrielt spildevand

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

504.112.054

B 32.1

-A. 3

Miljøprojekt nr. 153

1990

Danmarks udledning af industrielt spildevand

**Administration af Østersøkonventionen
og Nordsødeklarationen**

Henrik Wenzel Christensen
Axel Damborg
Bo Neergaard Jacobsen

Vandkvalitetsinstituttet, ATV

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

FORORD

Denne rapport kortlægger en stor del af den eksisterende viden om udledningen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller med industrielt spildevand.

Kortlægningen er udført som en del af det indledende forarbejde, der skal ligge til grund for Danmarks administration af aftalerne indgået i de to internationale deklARATIONER til beskyttelse af havmiljøet, Østersøkonventionen og NordsødeklARATIONEN.

Rapporten afklarer opgaverne i henhold til de to deklARATIONER, og lægger op til en strategi for administrationen af aftalernes indhold.

Arbejdet er udført for Miljøstyrelsen i 1989 under en styringsgruppe bestående af:

Susanne Møller, Otto Dyrnum, Ulla Ringbæk, Finn Pedersen, Mike Robson og Lis Munk, (Miljøstyrelsen).

Henrik Wenzel Christensen og Axel Damborg, (Vandkvalitetsinstituttet, ATV).

Arbejdet er udført med assistance fra amtskommuner, kommuner og virksomheder.

Indhold

FORORD	3
0. RESUMÉ	7
1. NORDSØDEKLARATIONENS OG ØSTERSØKON- VENTIONENS HENSIGTSEKTLÆRINGER	9
1.1 Hensigtsektlæringernes omfang	10
1.2 Afgrænsning af projektets indhold	15
1.3 Referencer	16
2. STRATEGI FOR VURDERING AF UDLED- NINGERNE	19
2.1 Deklarationernes definitioner	19
2.2 Internationale metoder og forslag	21
2.2.1 Generelle vurderings- systemer for kemikaliers farlighed	21
2.2.2 EF's arbejdsgruppe for klassificeringskriterier	22
2.2.3 Nordsødeklarationen. Svenske forslag til pri- oritering af enkelt- stoffer	24
2.3 Valg af strategi for enkelt- stoffer	26
2.4 Afprøvning af strategi for enkeltstoffer	28
2.5 Strategi for stofblandinger	32
2.6 Samlet strategi	33
2.7 Referencer	34
3. KORTLÆGNING AF INDUSTRIELLE UDLED- NINGER	37
3.1 Kortlægningens omfang	38
3.2 Virksomhedernes mængdeud- ledning og udledningens karakter	42
3.3 Den eksisterende viden om udledningernes indhold	44
3.3.1 Generelle spildevands- parametre	45
3.3.2 Specifikke stoffer og stofgrupper	48
3.4 Den eksisterende viden om udledningernes toksicitet, persistens og biokoncentrer- barhed	55

3.5	Branchevis beskrivelse	60
3.6	Kemisk fabrikation	64
3.7	Medicinalindustri	69
3.8	Cellulose- og papirindustri	71
3.9	Petrokemisk industri	73
3.10	Jern- og metalindustri	75
3.11	Tekstilfarveri	78
3.12	Garverier	80
3.13	Gødningsindustri	81
3.14	Øvrig industri	83
3.15	Referencer	86
4.	MILJØFREMMEDE STOFFERS SKÆBNE I KOMMUNALE RENSEANLÆG	87
4.1	Foreliggende viden om fore- komst fra monitoringsunder- søgelser	87
4.2	Foreliggende viden om pro- cesser fra eksperimentelle undersøgelser	95
4.3	Effekt af udbygningen af de kommunale renseanlæg	99
4.4	Referencer	102
5.	BEHOV FOR YDERLIGERE VIDEN OG IND- SATS MED HENBLIK PÅ EFTERLEVELSE AF DEKLARATIONERNE	105
5.1	Strategi for administration af deklARATIONERNE og yder- ligere indsats for industri- elle udledninger	105
5.2	Miljøfremmede stoffers skæb- ne i kommunale renseanlæg	106
6.	KONKLUSION	109
Bilag 1	· Oversigt over den samlede udledning	111
Bilag 2	· Scoringssystemer til vurde- ring af kemikaliers miljø- farlighed	119
Bilag 3	· MacKays fugacitetsmodel	131
Bilag 4	· Matematisk model for stoffers omsætning i aktivt slam-anlæg	135
Bilag 5	· Virksomhedsoversigt. Bilag 5 Findes som arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 23/1990.	

0. RESUMÉ

Østersøkonventionen og Nordsødeklarationen omfatter aftaler mellem Østersø- og Nordsølandene om at halvere udledningen af næringssalte, miljøfremmede stoffer og tungmetaller til havmiljøet. Halveringen skal ske inden 1995, og 1985 er valgt som referenceår.

Af de to deklARATIONER fremgår ikke en konkret definition af miljøfremmede stoffer, ligesom det ikke fremgår, hvordan en halvering opgøres.

Der er imidlertid ikke tvivl om, at deklARATIONERNES hensigtserklæring gælder den samlede udledning, der når havet. Dette inkluderer et meget stort antal kilder, både punktkilder og diffuse kilder.

Nærværende undersøgelse fokuserer på en væsentlig del af punktkilderne, nemlig de industriudledninger, der vurderes at kunne have et væsentligt indhold af tungmetaller og miljøfremmede eller miljøfarlige stoffer. Undersøgelsen omfatter i alt 57 af de største virksomheder i denne kategori herhjemme fordelt på i alt 8 brancher samt en samlekategori af "øvrige" virksomheder. De valgte virksomheder repræsenterer den altovervejende del af den mængde svært nedbrydelige og bioakkumulerbare stoffer og giftighed, der tilføres recipienten med industrielt spildevand. Den samlede mængdeudledning fra de valgte virksomheder udgjorde i 1985 ca. 88.000 tons COD svarende til omkring 2 mio. personækvivalenter. Dette svarede til omkring 25 procent af den samlede danske COD-udledning til recipienterne.

Kendskabet til udledningernes indhold af specifikke stoffer er for enkelte virksomheder meget grundigt, men for de fleste udledninger analyseres kun stofspecifikt for en mindre del af den samlede stofudledning. Knap halvdelen af de valgte virksomheder har undersøgt spildevandets samlede giftighed.

De fleste virksomheder har gennem de senere år etableret renseforanstaltninger og mindre forurenende processer, og udledningerne er reduceret betydeligt siden 1985. Mange virksomheder er tillige i gang med etablering af renseforanstaltninger og procesoptimeringer, der snarligt reducerer udledningerne yderligere, ligesom flere virksomheder har indgået aftale om tilkobling til kommunale renseanlæg, der er under udbygning. En prognose for udledningen i 1995 kan derfor opstilles med en rimelig sikkerhed. Undersøgelsen har således vist, at den samlede COD-udledning

fra de valgte virksomheder reduceres med ca. 80%, og at den samlede giftighed for recipienterne sandsynligvis reduceres mere end 90%. En tilsvarende reduktion forventes for de kendte enkeltstoffer og stofgrupper i udledningerne.

Den igangværende udbygning af de kommunale renseanlæg til næringssaltfjernelse forventes ligeledes at medføre en væsentlig reduktion af den udledning af miljøfremmede stoffer, der sker via det kommunale kloaknet. Danske og udenlandske undersøgelser af miljøfremmede stoffers skæbne i kommunale renseanlæg viser generelt en betydelig stofreduktion over anlæggene.

I rapporten gives oplæg til en strategi for en fælles administration af de to deklARATIONER for danske udledninger. Strategien opdeles i en model for udvælgelse af enkeltstoffer og en model for håndtering af problematiske udledninger, for hvilke enkeltstofkendskabet ikke er tilstrækkeligt.

En vurdering af, om de industrielle udledninger fra Danmark forventes at overholde aftalerne i de to deklARATIONER, kan kun gives med to forbehold:

- at mange enkeltstoffer i udledningen fortsat ikke kendes stoffs specifikt, og at udledningernes økotoksikologiske effekter fortsat er mangelfuldt beskrevet
- at den konkrete strategi for fortolkning af deklARATIONERne endnu ikke ligger fast

Med disse forbehold in mente er det imidlertid undersøgelsens konklusion, at virksomhedernes hidtidige og kommende rensebestræbelser bevirker, at Danmark med en god margin vil kunne leve op til aftalerne i Østersøkonventionen og NordsødeklARATIONEN, hvad angår industrielle udledninger.

1. NORDSØDEKLARATIONENS OG ØSTERSØKONVENTIONENS HENSIGTSEERKLÆRINGER

Nordsøkonferencen og Østersøkommissionen

Spørgsmålet om udledning af miljøfremmede og miljøfarlige stoffer til havmiljøet har været behandlet på den 2. internationale Nordsøkonference i London i november 1987 og ved Østersøkommissionens 9. møde i Helsingfors i februar 1988. Disse møder er afholdt på ministerplan, og fra begge møder foreligger der en ministerdeklaration underskrevet af de deltagende miljøministre fra landene omkring Nordsøen henholdsvis Østersøen.

Begge deklARATIONER fokuserer på udledningen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer, og begge deklARATIONER erklærer, at disse udledninger skal nedbringes betydeligt og hurtigt og af størrelsesorden 50% inden 1995.

NordsødeklARATIONEN

I NordsødeklARATIONEN, /1.1/, er den aktuelle formulering:

"Deltagerne er derfor enige om: Tilførsler via floder og flodmundinger af stoffer, som er persistente og giftige, og som kan medføre bioakkumulation (overskrift) at træffe forholdsregler for hurtigt og drastisk at reducere den samlede mængde af sådanne stoffer, som når Nordsøens vandmiljø, med det mål at opnå en betydelig reduktion (i størrelsesorden 50%) af de samlede tilførsler fra disse kilder mellem 1985 og 1995."

Desuden er i et andet afsnit af deklARATIONEN nævnt, at også udledningen af næringssalte bør reduceres 50%.

Østersøkonventionen

I Østersøkonventionen, /1.2/, er formuleringen:

"Ministrene erklærer herved deres udtrykkelige vilje til at fastlægge yderligere bestemmelser med henblik på at reducere udledninger fra punktkilder, f.eks. industrianlæg og rensningsanlæg for byspildevand, af giftige eller unedbrydelige stoffer, næringsalte, tungmetaller og kulbrinter, ved opførelse og drift af anlæg og udstyr i overensstemmelse med den bedste, tilgængelige teknologi. I denne sammenhæng bemærkes det, at der ligeledes er behov for foranstaltninger med hensyn til andre kilder end punktkilder. For at opfylde disse målsætninger skal eksisterende og nye tiltag til reduktion af belastningen med forurenende stoffer sigte mod en betydelig reduktion af de stoffer,

som er mest skadelige for Østersøområdet økosystem, i særdeleshed

- tungmetaller og giftige eller unedbrydelige organiske stoffer, og
- næringssalte

f.eks. i størrelsesordenen 50% af de samlede udledninger af hvert stof så hurtigt som muligt, dog ikke senere end 1995."

Deklarationerne har ikke i sig selv national eller international retsgyldighed, men skal forstås som politisk bindende hensigtserklæringer.

Deklarationernes erklæringer kan fortolkes og efterleves på forskellige måder, og Miljøstyrelsen har ønsket en mere detaljeret redegørelse fra dansk side. I forbindelse hermed er der nedsat en arbejdsgruppe i Miljøstyrelsen, og der er udarbejdet et notat til Miljøministeriets departement med indstilling til, hvordan de to deklARATIONER nærmere fortolkes, og hvordan de hermed forbundne forpligtelser skal efterleves, /1.3/. Nærværende projekt skal ses som en forlængelse af dette arbejde.

1.1 Hensigtserklæringernes omfang

Opgaven at fortolke og efterleve Nordsø- og Østersødeklarationernes hensigtserklæring er vanskelig. Dette skyldes primært:

- At det ikke er klart defineret, hvilke stoffer der skal reduceres 50%.
- At tilførslerne til havet ikke er kendt, hvorfor en 50% reduktion er svær både at definere og at observere.

Det er klart, at der er basis for diskussioner landene imellem. Det er imidlertid også klart, at der kan skydes visse genveje, og at man herunder kan få en tilstrækkelig dokumentation for, at udledningerne til havet halveres.

I det følgende uddybes først de vanskeligheder opgaven indeholder og dernæst de fremgangsmåder, der kan anvendes.

Definition af miljøfremmede eller miljøfarlige stoffer

Nordsødeklarationens definition

I Nordsødeklarationen fokuseres på næringssalte og stoffer, der er giftige og persistente og bioakkumulérbare. Herudover nævnes specifikt en række stoffer, der er indeholdt i deklarationens bilag A og B.

Østersøkonventionens definition

I Østersøkonventionen fokuseres der på stoffer, benævnt som: tungmetaller og giftige eller unedbrydelige organiske stoffer og næringssalte. Kulbrinter nævnes ved navn, men der er ikke herudover peget nærmere på specifikke stofgrupper. Næringssaltudledningen er omfattet af den danske vandmiljøplan og skal ikke omtales yderligere her.

Fælles fortolkning nødvendig

Det ses umiddelbart, at der er store afvigelser på de stofkarakteristikker, der er opstillet i de to deklamationer. Herudover kan der opstå store definitionsproblemer for, hvornår et stof kaldes giftigt, hvornår det er persistent/unedbrydeligt, og hvornår det er bioakkumulérbart. Danmark er et af de lande, der er omfattet af begge deklamationer, og der gælder således i princippet forskellige retningslinier for udledninger til Nordsøen kontra udledninger til de indre danske farvande. Det må imidlertid være mest hensigtsmæssigt at etablere en fælles dansk fortolkning, der tilgodeser begge deklamationer, og som derfor giver ensartede retningslinier for hele landet.

I afsnit 2 gennemgås forholdet nærmere, og der gives et oplæg til en samlet dansk strategi.

Kilder til udledning af miljøfremmede eller miljøfarlige stoffer

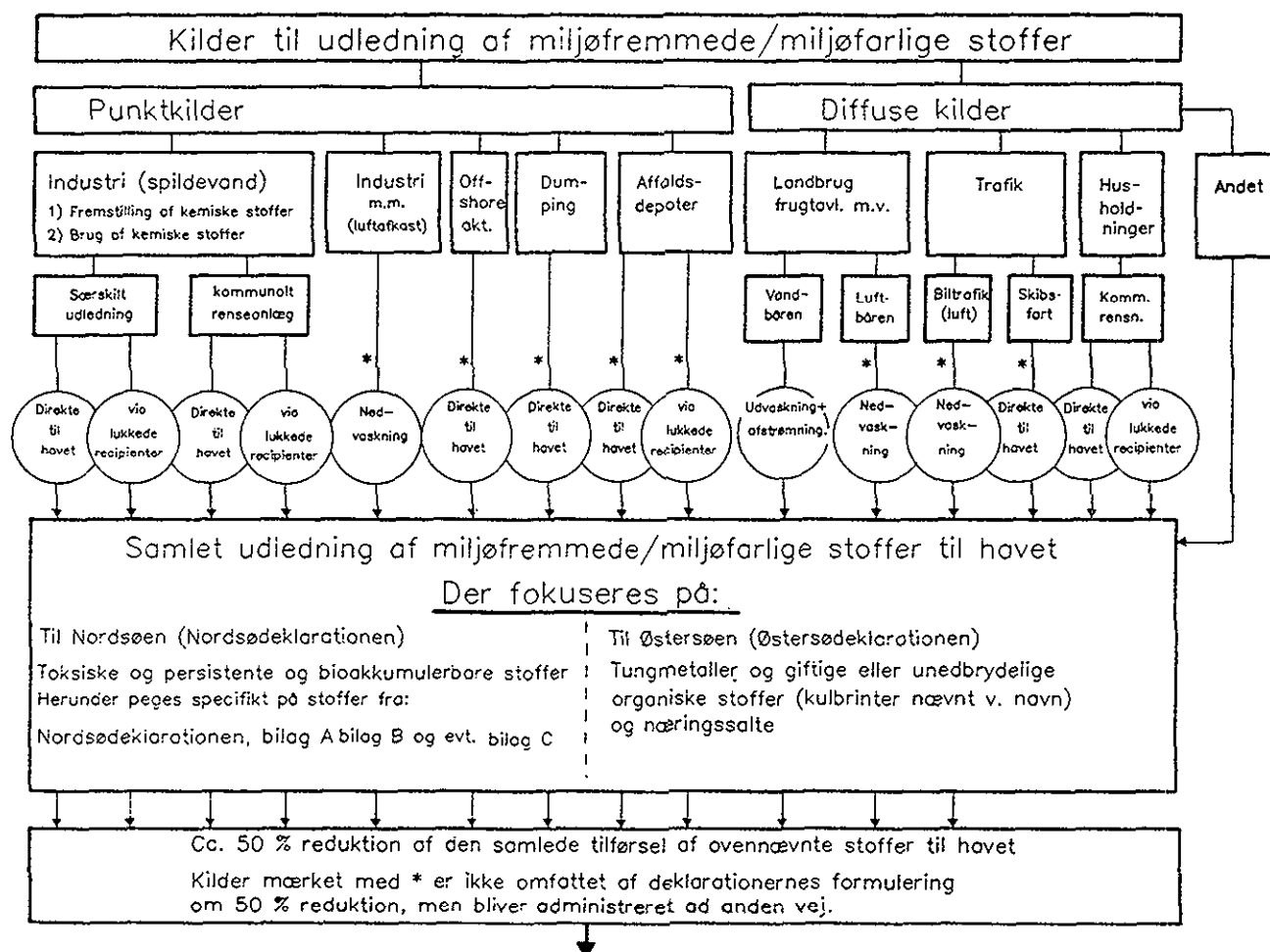
Opdeling af kilder

Der udledes miljøfremmede/miljøfarlige stoffer til havet fra et meget stort antal kilder, der overordnet kan opdeles i to hovedgrupper: punktkilder og diffuse kilder. Den efterfølgende placering af kilderne i disse to kategorier kan diskuteres. I nærværende oversigt er følgende opdeling valgt:

- **Punktkilder**
Industriens spildevandsudledning; luftafkast fra industrier, forbrændingsanlæg o.a.; offshore aktiviteter; dumping; affaldsdepoter.
- **Diffuse kilder**
Landbrug, frugtavl m.v.; trafik (biltrafik, skibstrafik); husholdninger; andet.

Fra disse kilder har stofferne forskellig vej til havet. Nogle udledninger sker direkte til havet, andre via kommunal rensning, via lukkede recipientsystemer, som udsivning via grundvand eller via luftafkast, der nedvaskes og absorberes i vandfasen.

En samlet oversigt over kilderne og over omfanget af de to deklARATIONER fremgår af figur 1.1.



Figur 1.1: Kilder til udledning af miljøfremmede og miljøfarlige stoffer til havet og omfanget af deklARATIONERNE

Det kan være vanskeligt at identificere alle udledninger og at kvantificere deres betydning, især i lyset af, at deres aktuelle udledning af miljøfremmede stoffer ikke er tilstrækkeligt kendt.

For enkelte industriudledninger er indholdet af miljøfremmede og miljøfarlige stoffer meget godt kendt. Men det er desværre undtagelsen. For langt de fleste industrispildevandsudledninger og for omtrent alle kommunale rensningsanlæg kendes indholdet ikke.

For industrispildevand kendes oftest visse samleparametre som f.eks. COD og BI_5 , som sammen med kendskab til råvarer og produkter må danne grundlag for en indledende vurdering.

For stoffers skæbne i kommunale rensningsanlæg eksisterer visse internationale og enkelte indenlandske erfaringer fra fuldskala- og laboratorieskala.

For anvendelsen af kemikalier i tilknytning til de diffuse kilder som husholdninger og landbruget kendes forbrugstallene. Omdannelsen til metabolitter og tilførslen til havet kendes ikke eksakt. Der er imidlertid lavet en indledende vurdering af de landbaserede udledninger til vandmiljøet, /1.4/, der kan bygges videre på.

Tilsvarende mangler i al væsentlighed kendskabet til de eksakte indhold af de øvrige udledninger, ligesom det ikke er kendt, i hvor stort omfang udledningen til luften og lukkede recipienter når havet.

Strategi for kortlægning af relevante stoffer og kilder

Deklarationernes fokus på stofegenskaber og de umiddelbare definitionsproblemer i udvælgelse rummer en fare for, at de implicerede lande ser opgaven som en afgrænsning af stofferne på baggrund af en i forvejen opstillet stofliste med fysisk-kemiske og biologiske data for de enkelte stoffer. Det kan f.eks. tænkes, at nogle lande vil tage udgangspunkt i de afgrænsede stoffer nævnt i Nordsødeklarationens bilag A og B samt eventuelt EF's liste 1 fra Rådets direktiv 76/464/EØF eller i landets egen stofliste. Det er imidlertid sikkert, at en indgangsvinkel, der kun ser på et afgrænset antal stoffer fra sådanne lister, kun rammer en lille procentdel af den udledning, der er det reelle miljømæssige problem for havmiljøet. Den største del af giftigheden, persistensen og bioakkumulérbarheden i udledningerne ligger på ikke kendte stoffer og ofte metabolitter eller reaktionsprodukter af udgangsstofferne. Opgaven løses derfor ikke alene via en indgangsvinkel i form af en central på forhånd opstillet stofliste.

Ikke kendte stoffer udgør det største problem

Det er derfor nødvendigt at supplere en sådan indgangsvinkel med en kortlægning af relevante kilder og en efterfølgende vurdering af kilderne hver for sig.

Fordelen heri ses bedst via et overblik over de to metodors fordele og ulemper:

1. fremgangsmåde: Stofvurdering

Metode	Først vælges den liste af stoffer/stofgrupper, som skal underkastes deklARATIONERNES erklæringer. Herefter spores relevante kilder ud fra listen, emissionerne vurderes, og reduktionerne af de valgte stoffer sikres.
Ulemper	Det er uundgåeligt, at denne fremgangsmåde kun rammer en lille del af den udledning, der er det reelle problem for havet, hvad angår giftighed, persistens og bioakkumulérbarhed. Det er vanskeligt, med denne metode alene, at sikre, at alle væsentlige kilder identificeres.
Fordele	De diffuse kilder, f.eks. forbrug i husholdninger og landbrug, kan bedst findes og reduceres via denne metode. Metoden vil give identifikation af kilder, der ellers ikke ville være identificeret. Metoden vil give vished specifikt for forholdene for de allerværste enkeltstoffer.

2. fremgangsmåde: Kildevurdering

Metode	Først vælges den liste af kilder, som skal underkastes en vurdering og eventuelt deklARATIONERNES erklæringer. Herefter vurderes de udvalgte kilders stofudledning, og en 50% reduktion for relevante udledninger sikres.
Ulemper	Metoden er mest relevant for punktkilder, ikke for f.eks. husholdninger og landbrug. Udvælgelsen af kilder alene ud fra det overordnede kendskab til f.eks. produktionens art, vandforbrug o.lign. kan være vanskelig.
Fordele	Metoden går til kilden som udgangspunkt og er ikke på forhånd afgrænset af stofvalg. Dette sikrer, at ikke kendte, men dog problematiske, stoffer medtages, f.eks. mellemprodukter og metabolitter. Kendskabet til samleparametre, f.eks. COD-udledning og -reduktion, kan give et overordnet overblik. Det vurderes, at en given kortlægning bør bygge på begge indgangsvinkler, således at de to fremgangsmåder kan supplere hinanden.

Operationel definition af 50% stofreduktion

Deklarationerne mangler en operationel definition af, hvornår udledningen til havet er reduceret 50%.

Reduktion måles
ved kilden

Udgangspunktet er klart, at den endelige resulterende tilførsel til havet skal reduceres 50%. Det er imidlertid ikke muligt at måle eller at styre efter denne resulterende tilførsel. Styringen må ligge ved kilden, og en viden om udledningens og stoffernes vej og skæbne på vej til havet kan eventuelt bruges til en mere generel vurdering og overordnet vægtning eller prioritering af de enkelte kilder.

Det er derfor mest operationelt at fortolke kravet om 50% reduktion af udledningerne som en reduktion ved kilden. Fortolkningen er rimelig, idet den resulterende tilførsel til havet stort set vil være proportional med udledningen ved kilden. Selv om den konkrete tilførsel til havet ikke er kendt, vil en 50% reduktion af udledningerne ved kilden, alt andet lige, også føre til en 50% reduktion af tilførslerne til havet.

For de diffuse kilder vil en operationel fortolkning da være at stille mod en 50% reduktion af forbruget.

For punktkilderne vil en operationel fortolkning være at stille mod en 50% reduktion af udledningen ved kilden. Hvor tilstrækkeligt kendskab til enkeltstofindholdet ikke eksisterer, vil det være nødvendigt at anvende samleparametre som f.eks. COD eller den totale giftighed som et mål for, om reduktionen nås.

Et oplæg til en samlet strategi på landsplan gennemgås nærmere i afsnit 2.

1.2 Afgrænsning af projektets indhold

Projektets mål og indhold har været

- at give en problemformulering og afklare opgaverne i henhold til deklARATIONERNE (afsnit 1.1)
- at operationalisere fortolkningen af deklARATIONERNE og opstille en overordnet strategi for en samlet dansk administration af de to deklARATIONER (afsnit 2)

- at kortlægge industrispildevandsudledninger på basis af den eksisterende viden om disse, herunder beskrive eksisterende forholdsregler og foranstaltninger for at reducere udledningerne (afsnit 3)
- at give en vurdering af stoffers skæbne i kommunale renseanlæg og et oplæg til at vurdere effekten af udbygningen af renseanlæggene (afsnit 4)
- at afdække, hvilken viden der mangler, og som bør etableres for at kunne efterleve deklARATIONERNE (afsnit 5).

Kun industrielle udledninger kortlægges

Hvad angår opgørelse af udledningen, er projektet altså afgrænset til alene at belyse industrielle udledninger. Alle væsentlige særskilte udledninger er inkluderet og herudover en række større udledninger til kommunale renseanlæg. I alt er 57 virksomheders udledninger inkluderet i kortlægningen.

Projektet er samtidig afgrænset til alene at inddrage den eksisterende og tilgængelige viden om udledningerne. Det pointeres endvidere, at undersøgelsen alene omfatter en kortlægning af udledningerne med henblik på en vurdering af, om aftalerne i Østersøkonventionen og NordsødeklARATIONEN vil kunne overholdes. Den hidtidige og fremtidige udledning er ikke vurderet miljømæssigt i forhold til recipienterne, og der er således ikke i nærværende undersøgelse taget stilling til, om den fremtidige udledning er miljømæssigt acceptabel.

En nærmere beskrivelse af kortlægningens omfang fremgår af afsnit 3.

1.3 Referencer

- /1.1/ Anden internationale konference om beskyttelse af Nordsøen, London, 24.-25. november 1987:
Endelig deklARATION fra konferencen.
- /1.2/ Kommission til beskyttelse af havmiljøet - Helsingforskommissionen:
Konvention om beskyttelse af havmiljøet i Østersøområdet, 15. februar 1988.
Niende møde, Helsingfors, 15.-20. februar 1988.

- /1.3/ Miljøstyrelsen, Internationalt kontor:
Vedrørende opfølgning af den 2. internationale Nordsøkonference, november 1987, og Helsingforskommissionens 9. møde, februar 1988, og ministererklæringerne herfra. 27. september 1988.
- /1.4/ Miljøstyrelsen:
Pesticiders spredning, forekomst og effekter i miljøet. September 1988.

2. STRATEGI FOR VURDERING AF UDLEDNINGERNE

I dette afsnit gives oplæg til en samlet strategi for administration af de to deklARATIONER.

Strategien indeholder valg af vurderingsparametre til identifikation af problematiske stoffer inklusive en kvantitativ fastsættelse af grænseværdier, der kan anvendes ved sortering af stofferne ud fra de valgte parametre.

Strategien indeholder samtidigt en kort anbefaling af, hvordan spildevandsudledninger, for hvilke der ikke eksisterer det grundige enkeltstofkendskab, kan administreres i forhold til deklARATIONERNE.

2.1 DeklARATIONERNES DEFINITIONER

NordsødeklARATIONENS definition

I NordsødeklARATIONEN defineres de omhandlede stoffer som: næringssalte og stoffer, som er persistente, giftige og bioakkumulerbare. Den anvendte formulering "persistente, giftige og bioakkumulerbare" må i den konkrete implementering af deklARATIONEN omfatte stoffer, som enten er persistente, giftige eller bioakkumulerbare.

Specifikke stoffer

Herudover nævnes specifikt følgende stoffer i deklARATIONENS bilag A og B, som er erkendt miljøskadelige og som bør inkluderes i hensigts-erklæringen om 50% reduktion:

- kviksølv
- cadmium
- PCB/PCT
- carbontetrachlorid
- organiske tinforbindelser
- hexachlorcyklohexan
- DDT
- pentachlorphenol
- polychlorerede kamphener
- driner
- affald fra titandioxidproduktion
- olie
- persistente halogenforbindelser fra:
 - organisk-kemisk industri
 - fremstilling og anvendelse af pesticider
 - celluloseindustri
 - papirindustri
- dioxiner
- metaller på den grå liste.
- evt. nye kemiske produkter

Desuden nævnes i bilag C en række stoffer/stofgrupper, som kan udgøre en miljørisiko:

- persistente overfladeaktive stoffer, organiske fosfor- og svovlforbindelser
- stabile organiske forbindelser (uden halogen) i den organisk-kemiske industri eller andre industrier
- polyaromatiske carbonhydrider f.eks. i aluminiumindustrien.

I deklARATIONEN er disse stoffer knyttet til en hensigtserklæring om reduktion, men den anvendte formulering er mere moderat: "arbejde med begrænsning af disse udledninger skal iagttages og bifaldes".

Østersøkonventionens definition

I Østersøkonventionen defineres de omhandlede stoffer som tungmetaller, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer, som er giftige eller unedbrydelige. De miljøskadelige stoffer defineres altså her som tilhørende én af følgende fire grupper:

- tungmetaller
- næringssalte
- toksiske miljøfremmede stoffer
- persistente miljøfremmede stoffer.

Specifikke stoffer

I deklARATIONEN nævnes specifikt kulbrinter, men der er ikke herudover angivet specifikke stoffer.

De to deklARATIONERS definitioner af de omhandlede stoffer afviger fra hinanden med hensyn til de bioakkumulerbare stoffer, idet ØstersødeklARATIONEN ikke medtager disse. ØstersødeklARATIONEN nævner specifikt tungmetaller, der dog ofte kan betegnes som toksiske eller bioakkumulerbare og således vil være medtaget i NordsødeklARATIONENS definition. Det kan derfor være formålstjenligt at finde en fælles definition og strategi ved operationalisering af deklARATIONERNE af hensyn til en ensartet administration af udledningerne på landsplan.

Ved valg af strategi er det formålstjenligt at sammenligne med forslag fra andre lande til operationalisering af deklARATIONERNE eller internationale metoder til prioritering af miljøfarlige stoffer. Det er i denne forbindelse specielt vigtigt at fokusere på definitionerne "stærkt toksisk", "svært nedbrydeligt" og "bioakkumulerbart", og kriterierne for disse definitioner.

2.2 Internationale metoder og forslag

Hazard ranking systems

De fleste systemer til vurdering af miljøfarlige stoffer (hazard ranking systems) er udformet med henblik på at vurdere den potentielle risiko, som et kemikalie udgør i både jord, luft og vand. De fleste systemer er desuden opstillet for at kunne foretage en generel vurdering af kemikaliers toksicitet med henblik på mærkning o.lign.

2.2.1 Generelle vurderingssystemer for kemikaliers farlighed

De her omhandlede systemer til vurdering af miljøfarlige kemikalier (hazard ranking) er alle opbygget som scoringssystemer. Systemerne opdeler scoringen i 2 kategorier:

- eksponering og
- toksicitet

og hvert system medtager en række parametre til beskrivelse af eksponering og toksicitet. Hver parameter tillægges en score (f.eks. fra 1 til 4) på baggrund af fastsatte kriterier. Scorerne for de enkelte parametre vægtes i nogle systemer i forhold til parametrenes forventede indbyrdes betydning i de enkelte delmiljøer og adderes derefter til en samlet score for henholdsvis eksponering og toksicitet. Systemerne er nøjere beskrevet i bilag 2.

Hollandsk system

Det hollandske "WMS Scoring System" anvender den konkrete udslipsmængde samt bioakkumuleringsfaktorer og nedbrydelighed i jord/vand og luft til fastsættelse af scorer for eksponering. Scorer for toksicitet fastsættes ud fra toksicitetstests med pattedyr (akut og subakut), mutagenicitets- og carcinogenicitetstests samt toksicitetstests med vandlevende dyr (akut).

Vesttysk system

Det vesttyske "Environmental Hazard Ranking" er stort set identisk med WMS-systemet men anvender en anden vægtning af de enkelte parametre.

EF-udkast

EFs tidligere udkast til vurderingssystem er af mere overordnet karakter og anvender stoffernes potentielle fordeling i miljøet samt bioakkumuleringsfaktorer og nedbrydelighed i vand til fastsættelse af scorer for eksponering. Scorer for toksicitet fastsættes ud fra toksicitetstests med pattedyr (akut) og toksicitetstests med vandlevende dyr (akut).

Nordisk ministerråd

Nordisk ministerråds vurderingssystem anvender ligeledes stoffernes potentielle fordeling i miljøet samt bioakkumuleringsfaktorer og nedbrydelighed i vand til fastsættelse af scorer for

eksponering. Desuden medtages molekylvægten som et mål for stoffernes biotilgængelighed. Scorer for toksicitet fastsættes ud fra toksicitetstests med pattedyr (akut) og toksicitetstests med vandlevende organismer (akut).

Svensk system

Det svenske "ESTHER"-system anvender den konkrete udslipsmængde samt bioakkumuleringsfaktorer og nedbrydelighed i vand til fastsættelse af scorer for eksponering. Scorer for toksicitet fastsættes ud fra toksicitetstests med pattedyr (akut og kronisk), mutagenicitetstests samt toksicitetstests med vandlevende dyr (akut og kronisk).

Der er således en stor sammenlignelighed mellem det overordnede valg af parametre, som systemerne anvender til vurderingen af farlighed. Forskellene består i den konkrete vægtning af scorerne for disse parametre ved vurderingen. Scoringssystemerne har alle til formål at klassificere kemikalierne i forhold til deres farlighed overfor en lang række økosystemer og vil derfor ikke kunne anvendes umiddelbart i denne sammenhæng. Det er dog væsentligt at konstatere, at systemerne anvender de samme typer af parametre ved vurderingen og i væsentligt omfang de samme kriterier for klassificeringen.

2.2.2. EF's arbejdsgruppe for klassificeringskriterier

I foråret 1989 fremkom en arbejdsgruppe under EF med et forslag til fælles kriterier for klassificering af stoffer og produkter i forhold til disses farlighed overfor specielt akvatiske organismer og økosystemer /2.15/. De anvendte kriterier og klassificeringer er:

Akut toksicitet

- Stoffer og produkter for hvilke 96 t LC50 toksicitet for fisk eller 48 t EC50 for dafnier eller 72 t IC50 for alger $\leq 1,0$ mg/l betegnes som meget toksiske for akvatiske organismer.

Akut toksicitet og nedbrydelighed eller bioakkumulerbarhed

- Hvis stofferne desuden må betegnes som svært nedbrydelige (dvs. ikke opfylder OECD's kriterier for let nedbrydelighed eller hvis $BOD_5/COD \leq 0,50$) eller er bioakkumulerbare (dvs. $\log K_{ow} \geq 3,0$ eller $BCF \geq 100$) kan disse desuden give mulige langtidseffekter i akvatiske økosystemer.

Nedbrydelighed og toksicitet

- Stoffer og produkter, som ikke er let nedbrydelige, og for hvilke 96 t LC 50 for fisk eller 48 t EC50 for dafnier eller 72 t IC50 for alger ≤ 10 mg/l, betegnes som toksiske for akvatiske

organismer med mulighed for langtids-effekter i akvatiske økosystemer.

Nedbrydelighed
og moderat
toksicitet

- Stoffer og produkter, som ikke er let nedbrydelige, og for hvilke 96 t LC50 for fisk eller 48 t EC50 for dafnier eller 72 t IC50 for alger > 10 mg/l men ≤ 100 mg/l, betegnes som skadelige for akvatiske organismer med mulighed for langtids-effekter i akvatiske økosystemer, med mindre der foreligger tilstrækkelige videnskabelige resultater vedrørende nedbrydning og/eller toksicitet til at give fyldestgørende sikkerhed for, at hverken stoffet eller dets nedbrydnings-produkter vil udgøre en mulig langtids-trussel mod det akvatiske miljø.

Bioakkumulærbar-
hed og toksicitet

- Stoffer og produkter, som er let nedbrydelige, og for hvilke $\log K_{ow} \geq 3,0$ eller $BCF \geq 100$, og 96 t LC50 for fisk eller 48 t EC50 for dafnier eller 72 t IC50 for alger ≤ 10 mg/l, betegnes som toksiske for akvatiske organismer med mulighed for langtids-effekter i akvatiske økosystemer.

Nedbrydelighed
og bioakkumulær-
barhed

- Stoffer og produkter, som ikke er let nedbrydelige, og for hvilke $\log K_{ow} \geq 3,0$ eller $BCF \geq 100$, kan disse give mulige langtids-effekter i akvatiske økosystemer.

Andre stoffer i
akvatiske syste-
mer

- Stoffer og produkter, som ikke er klassificeret i ovenstående grupper, men som på baggrund af foreliggende videnskabelige resultater vedrørende deres toksicitet, persistens, akkumuleringspotentiale og forudsagt eller observeret skæbne og opførsel alligevel udgør en trussel, akut eller forsinket, mod strukturen og/eller funktionen af akvatiske økosystemer, betegnes som meget toksiske, toksiske eller skadelige for akvatiske organismer eventuelt med mulighed for langtids-effekter i akvatiske økosystemer.

Stoffer i andre
økosystemer

- Stoffer og produkter, som på baggrund af foreliggende resultater vedrørende deres toksicitet, persistens, akkumuleringspotentiale og forudsagt eller observeret skæbne og opførsel kan udgøre en trussel, akut eller forsinket, mod strukturen og/eller funktionen af andre, naturlige økosystemer, betegnes som farlige for de pågældende organismer eventuelt med mulighed for langtids-effekter i de pågældende økosystemer.

Disse kriterier for klassificering vil i forhold til det akvatiske økosystem udpege stoffer indenfor følgende fem grupper:

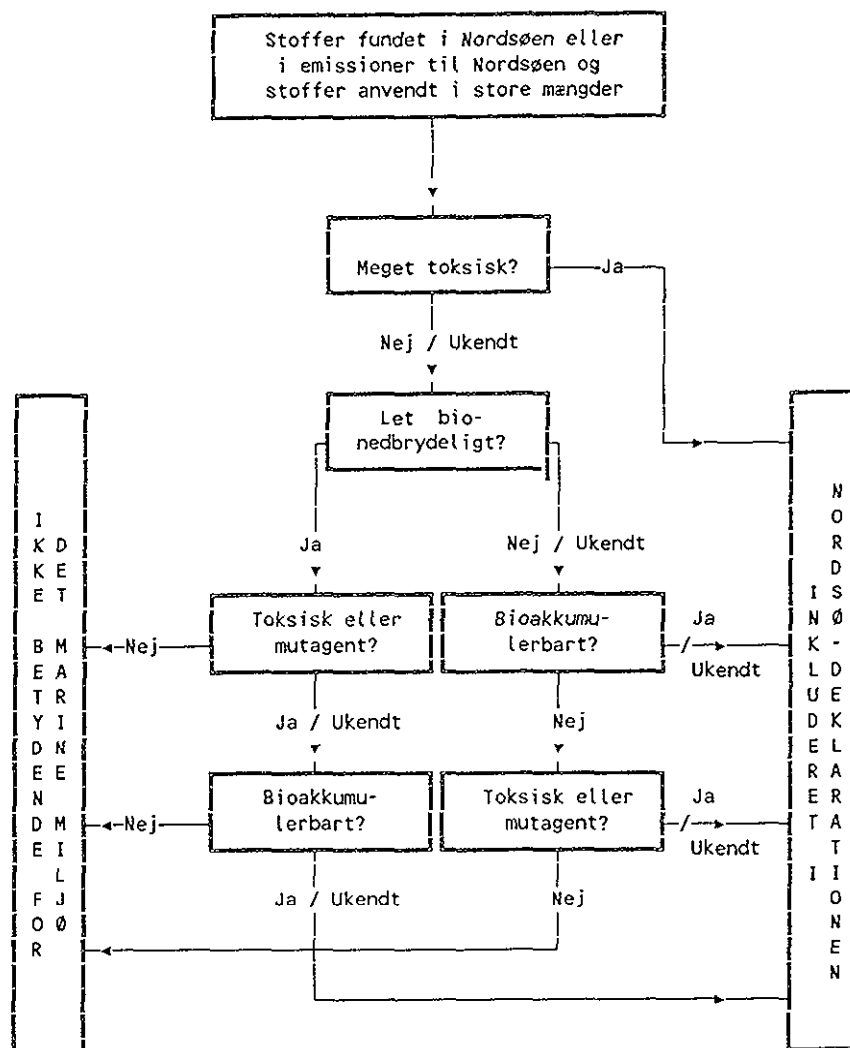
- Stoffer som er meget toksiske
- Stoffer som er meget toksiske og samtidig er svært nedbrydelige eller bioakkumulerbare
- Stoffer som er toksiske og samtidig svært nedbrydelige
- Stoffer som er toksiske og samtidig er akkumulerbare
- Stoffer som samtidig er moderat toksiske og svært nedbrydelige
- Stoffer som er svært nedbrydelige og samtidig er akkumulerbare.

Disse kriterier medtager ikke stoffer, som er svært nedbrydelige men hverken er akkumulerbare eller toksiske. Desuden medtages heller ikke stoffer, som er akkumulerbare men til gengæld er let nedbrydelige. Det vil sige, at nedbrydelighed eller akkumulerbarhed ikke i sig selv vil kunne udpege stoffer som miljøskadelige eller -farlige.

2.2.3 Nordsødeklarationen. Svenske forslag til prioritering af stoffer

Svensk strategi

I forbindelse med "Second Meeting of the North Sea Task Force" i Plymouth den 18-21 april, 1989 fremlagde Sverige et forslag til metode for identifikation af potentielt miljøskadelige stoffer /2.1/. Forslaget var inden mødet diskuteret med Norge. I forbindelse med det tredje møde i førnævnte "Task Force" i september måned 1989 fremkom Sverige med et modificeret forslag til retningslinier for udpegning af miljøskadelige stoffer i forbindelse med opfyldelse af Nordsødeklarationen /2.14/. Den overordnede strategi svarer til strategien i det første forslag, men der er indført en række modificeringer. Strategien er vist i figur 2.1. De væsentligste modificeringer i forhold til det første forslag er, at carcinogenicitet og mutagenicitet er fjernet som udpegningskriterier, og at bioakkumulerbare stoffer skal være mere toksiske end i det tidligere forslag for at blive udpeget.



Figur 2.1: Flow-diagram over strategi i det svenske forslag for identifikation af miljøskadelige stoffer.

Kriterierne for udvælgelse er foreslået at være:

- meget toksisk: Akut toksicitet (EC50 (eller LC50) for fisk, dafnier eller alger $\leq 1,0$ mg/l.
- toksisk: Akut toksicitet (EC50 (eller LC50) for fisk, dafnier eller alger ≤ 10 mg/l men > 10 mg/l.
- let bio-nedbrydeligt: OECD's kriterier for let nedbrydelighed eller $BOD_5/COD \geq 0,5$.
- bioakkumulert: $BCF \geq 100$ eller $K_{ow} \geq 1000$ ($\log K_{ow} \geq 3,0$).

Som udgangspunkt for vurderingen anvendes kemikallielister over stoffer, som konkret er identificeret i det berørte havområde, samt stoffer, som er identificeret i udledninger til havområdet. Desuden medtages stoffer, som anvendes i store mængder.

Samme kriterier
som EF-forslag

De anvendte kriterier for identifikation af miljøskadelige stoffer er identiske med de kriterier, som er indeholdt i det seneste forslag fra arbejdsgruppen under EF (se afsnit 2.2.2). Arbejdsgruppen under EF har dog i de anvendte kriterier åbnet mulighed for, at stoffer, der ikke udpeges ifølge de opstillede kriterier, alligevel kan klassificeres som miljøfarlige, såfremt andre undersøgelser kan sandsynliggøre dette. I forbindelse med den konkrete vurdering af indholdsstoffer i industrielt spildevand, som udledes til enten Nordsøen eller Østersøen, kan det dog være hensigtsmæssigt ved kortlægningen af stoffer, som falder ind under definitionerne i deklARATIONERNE, at anvende de mere konkrete kriterier.

2.3 Valg af strategi for enkeltstoffer

Størstedelen af de beskrevne systemer til udpegning af miljøskadelige/miljøfarlige stoffer anvender de samme kriterier for de indgående parametre (toksicitet, nedbrydelighed og akkumulerbarhed). Flere af systemerne anvender et finmasket system til vægtning af disse parametre i en total rangordning af kemikalier. En sådan rangordning er ikke nødvendig i denne sammenhæng, og da de fleste af systemerne desuden kombinerer parametrene i samlede scorere, kan disse systemer ikke anvendes til at udpege stoffer, som bør udpeges alene på grund af ét af stoffets egenskaber (f.eks. stærkt toksiske stoffer).

Svensk oplæg
mest brugbart

Dette gør, at det svenske oplæg, som netop er udarbejdet i forbindelse med operationalisering af Nordsødeklarationen, er det mest anvendelige af de gennemgåede systemer til udpegning af de berørte stoffer. Systemets metodik er samtidig i overensstemmelse med de kriterier, der er formuleret i forslaget fra arbejdsgruppen under EF. Det svenske forslag medtager (ligesom EF-forslaget) ikke carcinogene og mutagene stoffer, der ikke samtidig opfylder de øvrige kriterier.

Metoderne i det svenske forslag for udvælgelse af stoffer, som er potentielt skadelige for det marine miljø, vil medtage stoffer med følgende egenskaber på en prioriteringsliste:

- Stoffer som er meget toksiske.
- Stoffer som samtidig er toksiske og bioakkumulerbare
- Stoffer som samtidig er toksiske og svært nedbrydelige.
- Stoffer som samtidig er bioakkumulerbare og svært nedbrydelige.

Forslaget adskiller sig fra Østersødeklarationens bogstav ved ikke at medtage:

- Stoffer som er persistente, men ikke nødvendigvis toksiske eller bioakkumulerbare.
- Stoffer som er toksiske, men ikke nødvendigvis persistente eller bioakkumulerbare; dog medtages meget toksiske stoffer uanset persistens eller bioakkumulerbarhed.

Det svenske forslag til strategi for udvælgelse af stoffer bygger på i dag alment anvendte principper til vurdering af stoffers farlighed. Samtidig er forslaget et konkret kompromis mellem de mere løst formulerede definitioner i de to deklARATIONER.

Ud fra et ønske om at komme så tæt op ad formuleringen i deklARATIONERNE som muligt og om bedst muligt at kunne nå til enighed mellem de implicerede lande, vil det svenske forslag sandsynligvis være velegnet.

Carcinogenicitet
og mutagenicitet
bør medtages

Ud fra et miljømæssigt synspunkt bør hensynet til carcinogenicitet og mutagenicitet imidlertid inddrages. Dette kan ske ud fra to principielt forskellige hensyn:

- **Hensyn til akvatiske organismer**
Hvis udledningen af carcinogene/mutagene stoffer vurderes ud fra et ønske om at beskytte akvatiske organismer, behøver et stof ikke

samtidigt være svært nedbrydeligt eller bioakkumulerbart for at udgøre et problem. Da er den mutagene eller carcinogene egenskab tilstrækkelig til at udpege stoffet.

- **Hensyn til mennesker**

Hvis udledningen af carcinogene/mutagene stoffer vurderes ud fra et ønske om at beskytte mennesker, skal stoffet være karakteriseret som svært nedbrydeligt eller bioakkumulerbart for at udgøre et potentielt problem.

Det tidligere svenske forslag medtog mutagene stoffer som samtidig var enten svært nedbrydelige eller bioakkumulerbare, mens de carcinogene stoffer blev medtaget uanset nedbrydelighed eller akkumulerbarhed. Det tidligere svenske forslag ligger således imellem de to ovennævnte synspunkter.

Ud fra et miljømæssigt synspunkt anses det tidligere svenske forslag for at være mest velegnet.

Det nuværende svenske forslag angiver akut toksicitet (EC_{50} eller LC_{50}) for fisk, dafnier eller alger som vurderingsparameter for akut toksicitet. Det bemærkes hertil, at toksicitetsdata for andre relevante akvatiske organismer kan inddrages i denne vurderingsparameter, såfremt oplysninger for disse organismer foreligger.

Med disse bemærkninger in mente kan det svenske forslag anbefales som en god og operationel model for en fælles udvælgelse af stoffer, der skal høre under de to deklARATIONERS hensigtserklæring om 50% reduktion.

Den endelige strategi for enkeltstoffer for Danmark må baseres på Miljøstyrelsens konkrete afgørelse, ligesom en kommende forhandling med de øvrige implicerede lande om en fælles strategi må afventes.

2.4 Afprøvning af strategi for enkeltstoffer

Det svenske forslag er afprøvet på en række stoffer, som er foreslået af Holland, England, Sverige og Norge, stoffer fra en foreslået EF-liste og de stoffer, som er nævnt i Nordsødeklarationens bilag A og B. Desuden er medtaget enkelte modelstoffer. Resultatet af prøvekursel med modellen i det svenske forslag fremgår af tabel 2.1.

48 af de i alt 52 undersøgte stoffer blev karakteriseret som miljøfarlige; heraf 7 på grund af

utilstrækkelige data. 4 stoffer blev ikke karakteriseret som miljøfarlige.

Stof	Liste	Svært ned- nedbrydeligt	Akkumu- lerbart	Akut toksisk	Ud- peget
<u>Pesticider</u>					
HCH (lindan)	HEaF	Ja	Ja		Ja
DDT	HEaF	Ja	Ja		Ja
Pentachlorphenol	HEaNF	Ja	Ja		Ja
Aldrin	HEaF	> Dieldrin			Ja
Dieldrin	HEaF	Ja	Ja		Ja
Endrin	HEaF	Ja	Ja		Ja
Parathion	HF			<1	Ja
Endosulfan	HEF		Ja	<1	Ja
Polychlorokamphener	Ha	Ja	Ja		Ja
Atrazin	HEF	Ja	Nej	<1	Ja
Simazin	HEF			<1	Ja
Bentazon	H	?	?	?	?
Dithiocarbamater	H				?
Dichlorvos	EF			<1	Ja
Trifluralin	EF	?			?
Azinphos-methyl	EF			<1	Ja
Fenitrothion	EF	?	Ja	<100	Ja
Malathion	EF			<1	Ja
Azinphos-ethyl	F			<1	Ja
Fenthion	F	Nej		<1	Ja
Isodrin	HaF			<1	Ja
<u>Opløsningsmidler</u>					
Chloroform	HEF	Ja	Nej	<10	Ja
Carbontetrachlorid	HEaF	Ja	Nej	<100	Ja
1,2-Dichlorethan	HEF	Ja		<100	Ja
Trichlorbenzener	HEF	Ja	Ja		Ja
1,1,1-Trichlorethan	HF	Ja	Nej	<100	Ja
Trichlorethen	HF	Ja	Ja		Ja
Tetrachlorethen	HF	Ja	Nej	<1	Ja
Benzen	H	Ja	Nej	<100	Ja

H: Hollandsk liste
E: Englands "røde liste"
F: EF-prioritering
S: Stoffer foreslået af Sverige
N: Stoffer foreslået af Norge
a: Stoffer fra Annex A, 2NSC
b: Stoffer fra Annex B, 2NSC
T: Teststoffer

Tabel 2.1: Resultater af en afprøvning af det svenske forslag til strategi (tabellen fortsættes).

Stof	Liste	Svært ned- nedbrydeligt	Akkumu- lerbart	Akut toksisk	Ud- peget
<u>Industrielle stoffer</u>					
Hexachlorbenzen	HEb	Ja	Ja		Ja
Hexachlorbutadien	HEb	Ja	Ja		Ja
Chloropren	F				?
3-Chlortoluen	F				?
Monochloraniliner	HF	Ja	Nej	<1	Ja
Monochlornitrobenzener	HF	Nej	Nej	<100	Nej
PCB	HEaN	Ja	Ja		Ja
Mineral olie	Ha	Ja		?	?
Chlorparafiner	bS		Ja	<1	Ja
Dibutylphthalat	T	Nej	Ja	<100	Nej
DEHP	S	Nej	Ja	<100	Nej
2,2',4,4',5,5'- Hexabrombiphenyl	S		Ja	<10	Ja
Nonylphenoethoxylater	S	< Nonylphenol			Ja
n-Octan	T	Ja	Ja		Ja
2,4,6-Trichlorphenol	T	Nej	Nej	<1	Ja
2-Nitrophenol	T	Nej	Nej	<100	Nej
Methylamin	T	Nej	Nej	<1	Ja
<u>Øvrige forurenende stoffer</u>					
Dioxiner	HbSN	Ja	Ja		Ja
PAH	HN	Ja	Ja		Ja
Højt chlorerede styrener og alkylbenzener	N	Ja	Ja		Ja
1-Methylnaphthalen	T	Ja	Ja		Ja
Perylen	T	Ja	Ja		Ja
Benzidin	T	Ja		?	?

H: Hollandsk liste
 E: Englands "røde liste"
 F: Foreslået EF liste
 S: Stoffer foreslået af Sverige
 N: Stoffer foreslået af Norge
 a: Stoffer fra Annex A, 2NSC
 b: Stoffer fra Annex B, 2NSC
 T: Teststoffer

Tabel 2.1: Resultater af en afprøvning af det svenske forslag til strategi (fortsat).

Prøvekørslen med modellen i det tidligere svenske forslag ville medtage to stoffer mere, nemlig DEHP, som medtages p.g.a. dets mutagenicitet, og dibutylphthalat, der er bioakkumulérbart og som medtages p.g.a. den højere toksicitetsgrænse, der var knyttet sammen med bioakkumulérbarhed i det tidligere forslag. Prøvekørslen med modellen i det tidligere forslag fremgår af /2.1/.

Miljøstyrelsens
listestoffer

I forbindelse med dette projekt er metoden desuden afprøvet på en række stoffer, som af Miljøstyrelsen er udpeget som værende potentielle kandidater til listen over miljøskadelige stoffer.

Afprøvningen er af en overordnet karakter, idet kun de stoffer, hvor der er fundet tilstrækkelige oplysninger i tilgængelig håndbogslitteratur

/2.12, 2.13/ er medtaget i afprøvningen. Resultatet ses i tabel 2.2.

Stof	Svært ned- nedbrydeligt	Akkumu- lerbart	Akut toksisk	Ud- peget
Atrazin			<1	Ja
Benzen	Ja	Nej	<100	Ja
Benzylchlorid			<100	Ja
Carbontetrachlorid	Ja	Nej	<100	Ja
Chlorbenzen	Ja	Nej	<100	Ja
Chloroform	Ja	Nej	<10	Ja
3-Chlorpropen	Ja		<100	Ja
m-Cresol	Nej	Nej	<100	Nej
o-Cresol	Nej	Nej	<100	Nej
p-Cresol	Nej	Nej	<100	Nej
2,4-D		Nej	<100	Ja
1,2-Dichlorbenzen		Ja	<100	Ja
1,3-Dichlorbenzen		Ja	<100	Ja
1,4-Dichlorbenzen		Ja	<100	Ja
2,4-Dichlorphenol		Nej	<100	Ja
1,2-Dichlorpropan			<100	Ja
1,3-Dichlorpropen			<100	Ja
Diethylhexylphthalat		Ja		?
Dimethoate	Ja	Nej	<100	Ja
Epichlorhydrin	Ja		<100	Ja
MCPA			<100	Ja
Nonylphenol-ethoxylater			<1	Ja
Parathion	Ja	Ja	<100	Ja
Pentachlorphenol	Ja	Ja	<1	Ja
Phenol	Nej	Nej	<100	Nej
Simazin	Ja		<100	Ja
Tetrachlorethylen	Ja	Nej	<100	Ja
Tributyltinoxid			<1	Ja
1,1,1-Trichlorethan	Ja		<100	Ja
1,1,2-Trichlorethan	Ja		<100	Ja
Trichlorethylen	Ja		<100	Ja

Tabel 2.2: Resultater af en afprøvning af det svenske forslag til metode på en række organiske stoffer fra Miljøstyrelsens prioriteringsliste.

Kun cresolerne og phenol fra miljøstyrelsens liste medtages ikke på listen over miljøskadelige stoffer, da stofferne er let nedbrydelige.

Modellen opfylder intentionen

Afprøvningen af modellerne i de to forslag viser således, at de stort set synes at opfylde de intentioner, der har ligget til grund for at opstille den danske og de internationale lister over miljøfarlige stoffer.

De svenske metoder kan anvendes på de miljøfremmede stoffer og tungmetaller, som vides at være udledt i 1985 og frem; opgjort på baggrund af kortlægningen af den eksisterende viden om kilderne. Under gennemgangen af kilderne (bilag 5) er indhentet den viden, der har været tilgængelig hos miljømyndigheden og/eller virksomheden. Herunder er den foreliggende viden om enkeltstoffers skæbne og effekt inkluderet. Den viden om enkeltstofferne effekt og skæbne, der har været tilgængelig hos myndigheder og virksomheder,

vurderes ikke at være fuldt ajourført. En endelig udvælgelse af stoffer observeret i udledningerne bør derfor afvente en litteratursøgning og egentlig kemikalieinventering for de pågældende stoffer. I gennemgangen af de enkelte udledninger er foretaget en indledningsvis udvælgelse af stoffer efter deres toksicitet, idet det er valgt at udskille stoffer med en LOEC-værdi ≤ 1 mg/l for indledningsvis ikke at medtage for få stoffer. Ved senere vurderinger bør dog anvendes EC50/LC50-værdier, idet usikkerheden på disse værdier er mindre samtidig med, at disse værdier vil foreligge for en større del af stofferne.

2.5 Strategi for stofblandinger

Uidentificerede stoffer

Den foretagne kortlægning vil i sagens natur ikke indeholde de stoffer, som udledes/udledtes, men ikke er identificeret i spildevandsudledningerne. En række af de spildevandsundersøgelser, der er refereret i afsnit 3, viser, at de specifikke analyser af indholdsstoffer i spildevand ofte kun kan redegøre for en lille brøkdel af spildevandets totale indhold af organisk stof. Ligeledes fremgår det klart, at det kun for enkelte udledninger har været muligt at forklare spildevandets samlede toksicitet ud fra kendskab til enkeltstofferne toksicitet.

En identifikation af enkeltstoffer vil således oftest kun kunne redegøre for en mindre del af de persistente, toksiske og/eller bioakkumulerbare stoffer, som udledes/udledtes. For havmiljøet er det imidlertid det samlede "indhold" af toksicitet, bioakkumulerbarhed og persistens, der er af betydning. Der er derfor tillige behov for en strategi for en vurdering af den samlede udledning.

Strategi for totalspildevand

En vurdering af total-spildevandet kan kun tage udgangspunkt i samleparametre. Herunder kan nævnes COD og BI_5 som udtryk for stofindholdets iltforbrug og TOC, tot-N, tot-P, AOX som udtryk for det samlede indhold af f.eks. C, N, P og organisk bundet Cl. Endvidere kan anvendes den samlede toksicitet, f.eks. udtrykt som den observerede effekt-koncentration (akutte EC50/LC50-værdier) for total-spildevandet. TLC-screeninger kan desuden anvendes til screening for indhold af potentielt bioakkumulerbare stoffer; metoden er dog kun kvalitativ.

Det pointeres, at alle disse samleparametre rummer et element af usikkerhed, og at variationer i spildevandets indhold af miljøfremmede stoffer i mange tilfælde ikke vil observeres i disse. Vurderingen på baggrund af samleparametre

kan derfor ikke stå alene og skal kun ses som et nødvendigt supplement til den stofspecifikke vurdering. Det står imidlertid klart, at uden dette supplement vil de stofspecifikke vurderinger ramme langt under halvdelen af det egentlige problem for recipienten hvad angår industrielle udledninger af miljøfremmede stoffer.

2.6 Samlet strategi

Fortolkning af 50% reduktion

I begge deklARATIONERNE lægges op til en 50% reduktion af udledningen af de stoffer, der er medtaget på den resulterende prioriteringsliste. Denne formulering åbner mulighed for to fortolkninger, samt flere varianter der imellem:

- 50% reduktion af udledningen af hvert af de aktuelle stoffer, som det f.eks. er formuleret i Østersøkonventionen
- 50% reduktion af den samlede udledning af de aktuelle stoffer.

Et forhold, som hverken deklARATIONERNE eller de to svenske forslag til stofudvælgelsesstrategi tager stilling til, er den aktuelle mængdeudledning af et givent stof fra en given kilde. I praksis vil det imidlertid være nødvendigt at inkludere et hensyn til mængdeudledningen. Mange stoffer er fundet i små mængder, ofte kun i sporkoncentrationer, og i flere tilfælde er der kun kendskab til stoffets forekomst i en enkelt kilde. Formuleringen i Østersøkonventionen om, at udledningen af hvert enkelt stof skal halveres, bør derfor ikke tages for bogstaveligt.

Operationel fortolkning

En operationel fortolkning, der kan anvendes fælles for de to deklARATIONER, anses at være:

1. 50% reduktion af den samlede udledning af næringssalte
2. 50% reduktion af den samlede udledning af tungmetaller
3. 50% reduktion af den samlede udledning af de udpegede miljøfremmede stoffer/stofgrupper
4. 50% reduktion af specifikke enkeltstoffer, der på baggrund af særlige stofegenskaber og den aktuelle mængdeudledning vurderes at skulle håndteres særskilt.

Hertil skal føjes vurderingerne af totalspildet. Det foreslås herunder, at nedenstående kriterier anvendes som supplement til førnævnte:

5. 50% reduktion af persistens, f.eks. målt som den samlede COD-udledning for relevante brancher
6. 50% reduktion af den samlede udledning af bioakkumulerbare stoffer, f.eks. målt ved TLC-screening
7. 50% reduktion af toksicitet, f.eks. målt som den samlede udledte toksitetsmængde.

Relevante brancher anses at være brancher, der vides at have toksiske udledninger eller udledninger med et væsentligt indhold af miljøfremmede stoffer. En 50% COD-reduktion skal ikke opfattes som et krav i tilfælde, hvor en tilstrækkelig enkeltstofreduktion kan dokumenteres. Det kan derimod opfattes som en alternativ målsætning i tilfælde, hvor fornødent enkeltstofkendskab ikke kan etableres.

Den samlede toksicitetsmængde forstås som forholdet mellem mængden af spildevand og den lavest observerede effektkoncentration for dette spildevand (spildevandsmængde/LOEC).

2.7 Referencer

- /2.1/ Recent Developments in Sweden of Interest to the NSTF TF2/10/1-E. - Second Meeting of the North Sea Task Force, Plymouth: April 18-21, 1989.
- /2.2/ Miljøstyrelsen:
Kriterier for hvornår bekæmpelsesmidler anses for særligt farlige for sundheden eller særligt skadelige for miljøet.
Miljøstyrelsen, 7. kontor, marts 1987.
- /2.3/ Miljøstyrelsen:
Vurdering af kemiske stoffers og produkters persistens og bioakkumulering i medfør af kemikalieloven.
Miljøstyrelsen, 6. og 7. kontor, april 1986.
- /2.4/ Miljøstyrelsen:
Notat om økotoksikologiske undersøgelsesmetoder og deres anvendelse i akvatisk miljø.
Miljøstyrelsen, januar 1987.

- /2.5/ Könemann, H. & Visser, R. (1983):
Netherlands Approach for Setting Environmental Priorities for Giving Attention to Existing Chemicals: WMS-Scoring System. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment of the Netherlands, August 1983.
- /2.6/ Jouany, J.M., Vaillant, M., Klein, W., Kordel, W., Kuhnen-Clausen, D., Weiss, M., Deschamps, P. & Klein, A.W. (1987):
Systematic Approach for Environmental Hazard Assessment of New Chemicals under the European Legislation.
Draft for publication in EES.
- /2.7/ Folke, J. (1988):
Guidelines of Environmental Hazard Identification and Classification of Chemicals.
- /2.8/ Miljøstyrelsen (1981):
Kemiske stoffer og produkter. Klassificering m.v.
Vejledning nr. 2, Februar 1981.
- /2.9/ Landner, L. (1987):
Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande bedömning - "ESTHER".
Naturvårdsverket, rapport 3243, Solna, 1987.
- /2.10/ Andersson, J. & Landner, L. (1987):
Test och bedömning av kemiska ämnens miljöfarlighet - "ESTHER".
Naturvårdsverket, rapport 3375, Solna, juni 1987.
- /2.11/ Mackay, D. & Paterson, S. (1981):
Calculating Fugacity.
Environ. Sci. Technol. 15: 1006-1014.
- /2.12/ Verschueren, K.:
Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd Ed.
Van Nostrand Reinhold, New York, 1983.
- /2.13/ Merck:
The Merck Index, 10th Ed.
Merck, New Jersey, 1983.
- /2.14/ Third Meeting of the North Sea Task Force,
Copenhagen: 6-8 September 1989.
NSTF Submissions to the Third North Sea Conference.

/2.15/ Third ad-hoc meeting of the sub-group to develop criteria for classifying substances as dangerous for the environment, Brussels: 6-7 March 1989. Proposal for classifying substances and preparations as Dangerous for the Environment.

3. KORTLÆGNING AF INDUSTRIELLE UDLEDNINGER

Nærværende projekt fokuserer som før nævnt alene på den del af udledningen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller, der sker via industrielt spildevand.

Overblik over relevante brancher

Et vist indtryk af hvor og i hvilket omfang sådanne udledninger forekommer, kan fås via et overblik over antallet af virksomheder i de forskellige brancher i den kemiske og dermed beslægtede industri i Danmark. Et sådant overblik er vist i tabel 3.1 og 3.2. Brancherne er registreret og inddelt efter et internationalt registreringssystem kaldet "International Standards of Industrial Classification og all economic activities" (ISIC), der bl.a. anvendes af Danmarks Statistik.

ISIC

ISIC reg.kode	Betegnelse	Antal virksomheder*	
		1984	1987
35111	Ilt/industrigasser	13	12
35119	Kemiske grundstoffer	20	20
35121	Kunstgødning	4	3
35122	Færdigbl. bekæmp. midler	5	4
35131	Basisplast	20	24
35132	Plader m.v. af plast	61	69
35133	Fremstilling af klæbestrimler	-	2
35210	Farve- og lakfabrikker	34	34
35220	Medicinalvarefabrikker	43	43
35231	Sæbefabrikker	28	27
35232	Kosmetikfabrikker	11	12
35291	Fyrværkerifabrikker	-	4
35292	Pudse- og rensedmidler	-	3
35293	Stearinlys	17	15
35294	Limfabrikker	-	4
35295	Lysølsomt papir	-	1
35299	Øvrige kemiske virksomheder	43**	18
35300	Mineralolieraffinaderier	3	3
35401	Asfaltfabrikker	62	64
35402	Tagpapfabrikker	-	2
35409	Olje- og kulprodukter	-	7
35510	Vulkaniseringsanstalter m.v.	22	27
35590	Gummifabrikker	24	26
35601	Plastemballage	70	73
35609	Plastvarer løvrigt	167	189
35	Kemisk industri ialt	647	686

Tabel 3.1: Overordnet brancheoversigt for den kemiske industri i Danmark, 1984 og 1987 /3.1/ og /3.2/.

*) : Antallet omfatter produktionsenheder. Administrative enheder uden produktion er ikke medregnet.

**) : For 1984 omfatter "øvrige virksomheder" tillige de brancher, der ikke er særskilt optalt for 1984.

Det bemærkes til tabel 3.1, at ikke alle brancher udleder processpildevand. F.eks. gælder generelt for de to største brancher, nemlig plastindustrien og asfaltindustrien, at der ikke herfra opstår eller udledes processpildevand. Ligeledes gælder for visse af de øvrige brancher, at udledningen af miljøfremmede stoffer med vand vil være begrænset til eventuel overfladeafstrømning, spild, rengøring eller uheld.

ISIC reg.kode	Betegnelse	Jur. enheder 1988	Antal virksomheder	
			Heraf særskilte arb.givere	Heraf prod.en- heder med >20 ansatte (1987)
37.101	Stålværker, jernværker	29	-	10
38.411	Skibsværfter	37	27	15
38.195	Galvaniseringsanstalter m.v.	192	144	15
34.110	Cellulose-, papir- og papfabrikker	13	10	7
34.120	Emballagefabrikker	142	103	38
32.117	Tekstilarverier	25	18	9
32.310	Garverier	13	7	5
31.	Levneds- og nydelses- middelfabrikker	3193	2418	

Tabel 3.2: Eksempler på væsentlige brancher i den ikke-kemiske industri /3.3/.

Det bemærkes, at statistikkerne, der ligger til grund for ovenstående tabeller, erfaringsmæssigt ikke er fuldstændig nøjagtige, ligesom grupperingerne inden for de forskellige brancher i visse tilfælde kunne gøres anderledes. Tabellerne giver imidlertid et godt overordnet overblik.

3.1 Kortlægningens omfang

Den udførte kortlægning i nærværende undersøgelse har inkluderet i alt 57 virksomheder fordelt på 8 brancher samt en kategori kaldet "øvrige industrier". Brancherne fremgår af nedenstående tabel.

ISIC reg. kode	Branche	Antal virksom- heder inkluderet
35.119	Kemisk fabrikation ("Kemiske grundstoffer")	5
35.220	Medicinalvareindustri	6
34.110	Cellulose- og papirindustri	6
35.300m.fl.	Petrokemiskindustri	6
32.117	Tekstilfarveri	6
38.195m.fl.	Jern- og metalindustri (incl. galvan)	16
35.121	Gødningsindustri	2
32.310	Garveri	3
-	Øvrig industri	7
	I alt	57

Tabel 3.3: Antal virksomheder inkluderet i nær-værende kortlægning af den eksisterende viden om industrielle udledninger.

Fremgangsmåde ved
dataindsamling

Oplysningerne er i første fase indhentet via amtskommunerne, og hvor det har været nødvendigt, er også kommunerne og virksomhederne selv kontak-
tet. Endvidere har Vandkvalitetsinstituttets bibliotek bidraget med en stor del af oplys-
ningerne.

Derefter er rapporten udarbejdet i udkast og sendt til samtlige involverede virksomheder. Alle på nær nogle få virksomheder har herefter kommenteret rapportudkastet, og oplysningerne er på denne måde indhentet fra både myndigheder og virksomheder. Der har i al væsentlighed været overensstemmelse mellem myndigheden og virksomhedens data. Ofte har virksomheden ønsket egne data anvendt, og hvor kun små marginaler har adskilt disse fra myndighedens data er dette ønske uden videre efterkommet.

Forinden rapportens offentliggørelse, har Miljøstyrelsen taget stilling til eventuelle tvivls-
spørgsmål om offentlighed og aktindsigt efter offentlighedsloven for så vidt angår oplysninger, som virksomhederne ønsker undtaget herfra.

Strategi ved valg
af virksomheder

Strategien i udvælgelsen af virksomheder har været at få alle de største og mest toksiske ud-
ledninger med. Herudover er det søgt, at dække relevante brancher godt ind, f.eks. tekstilfarve-
ribranchen og galvanobranche.

I udvælgelsen af virksomheder er først taget udgangspunkt i tidligere udførte centrale regi-
streringer af virksomheder. Herunder er fundet to centrale undersøgelser, nemlig Carl Th. Pedersen-
undersøgelsen af rapporteret 1987 /3.4/ og en undersøgelse udført af Laboratoriet for Teknisk Hygiejne og Vandkvalitetsinstituttet, ATV i 1989 /3.5/. Virksomhederne fra disse undersøgelser er vurderet og de relevante virksomheder inddraget. Der er rådført med Miljøstyrelsen, Teknologisk Institut, Handelshøjskolens virksomhedsregister,

Branche	Virksomhed	Produktion	Beliggenhed	Udledn.	Recipient
Kemisk fabrikation	Prom Kemi	Råvarer og mellemprod. til anden kemisk industri	Viemose	S	Bøgestrømmen
	Kemisk Værk Køge	Pigment + ukrudtsmidler	Køge	S,K	Køge Bugt
	Esbjerg Kemi	Bekæmpelsesmidler	Esbjerg	K	Vadehavet
	Grindsted Products	Fødevareadditiver + medicinalvarer	Grindsted	S	Grindsted Å
	Cheminova	Fosforinsekticider	Rønland	S	Vesterhavet
Medicinal-industri	BASF, Grenaa	Vitaminer	Grenaa	S	Kattegat
	H. Lundbeck	Nervemedicin	Lumsås	S	Kattegat
	Novo-Nordisk	Insulin, pencilin m.v.	Kalundborg	S	Jammerland Bugt
	Ferrosan	Desinfektionsmidler m.m.	Køge	S	Køge Bugt
	Løvens Kemiske Fabrik	Antibiotika, enzymer, hormonprodukter m.m.	Ballerup	K	Køge Bugt
	Løvens Kemiske	Heparin	Esbjerg	K	Vadehavet
Cellulose- og papir-industri	Junkers Industrier	Cellulosemasse	Køge	S	Køge Bugt
	Fredericia Cellulosefabrik	Cellulosemasse	Fredericia	S	Lillebælt
	Skjern Papirfabrik	Papir	Skjern	S	Ganer Å
	Maglemølle Papirfab.	Papir	Næstved	S	Susåen
	Grenaa Papfabrik	Pap og papir	Grenaa	S	Kattegat, kun sjældent udledn.
	Genfiber	Afsværtet cellulosemasse	Assens	-	Udledn. ophørt
Petrokemisk industri	Dansk Shell	Olie	Fredericia	S	Lillebælt
	Statoil	Olie	Kalundborg	S	Kalundborg Fjord
	Kuwait Petroleum	Olie	Stignæs	S	Agersø Sund
	Dansk Olierør A/S	Olie	Fredericia	K	Lillebælt
	Superfos Damann-Luxol	Asfalt	Svendborg	S	Svendborgsund
	Vapocon	Opløsningsmidler m.m.	Søndersø	S.	Holmebækken

Tabel 3.4: De udvalgte virksomheder i kortlægningen af den industrielle udledning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller (tabellen fortsættes).

S: Særskilt udledning.

K: Udledning til kommunalt renseanlæg.

Branche	Virksomhed	Produktion	Beliggenhed	Udledn.	Recipient
Jern- og Metal-industri	Stålvalseværket	Stål	Frederiksværk	S	Roskilde Fjord
	Danfoss	Regulatorer m.m.	Nordborg	S	Sydlig Lillebælt
	Nordisk Kabel og Traad *	Søm, skruer m.m.	Middelfart	S	Lillebælt
	Sønderborg Fornikling	Galvaniserede metalemner	Sønderborg	S	Alssund
	El-tin	Aftinnet hvidblik	Strib	S(K)	Lillebælt
	El-zink	Galvaniserede metalemner	Odense	K	Odense Fjord
	Middelfart Galvanisering	Forzinkede metalemner	Middelfart	-	Ingen udledning
	Odense Galvano	Galvaniserede metalemner	Odense	K	Odense Fjord
	Broen Armatur	Galvaniserede metalemner	Assens	K	Lillebælt
	Micro-Matic	Galvaniserede metalemner	Odense	K	Odense Fjord
	Damixa	Galvaniserede VVS-armaturer m.m.	Odense	K	Odense Fjord
	Contex	Kontormaskiner Galvaniserede metalemner	Svendborg	K	Svendborgsund
	Dampa	Galvaniserede loftspanel.	Tommerup	K	Holmehave Bæk
	Danish Aerotechnology	Højteknologiske komponenter overfladebehandling	Veksø	S	Veksø vandløb
	Brdr. Müller Maskinfabrik	Forarbejdede og galvaniserede metalemner	Sønderborg	K	Alssund
	Maskinfabrikken Tårup	Landbrugsmaskiner	Kerteminde	K	Storebælt
Tekstil-farverier	Fjølstervang Farveri	Farvede tekstiler	Fjølstervang	S	Fjølstervang Bæk
	Martensens Fabrik	Farvede tekstiler	Brande	S	Brande Å
	Skjern Trikotage-farveri	Farvede tekstiler	Skjern	S	Sydlig parallelkanal
	L.P. Hansens Farveri	Farvede tekstiler	Egtved	K	Vejle Å
	Kaj Neckelmann	Farvet syntetisk garn	Silkeborg	K	Silkeborg Langsø
	Grenaa Dampvæveri	Farvede tekstiler	Grenaa	S	Kattegat
Garverier	Fåborg Garveri	Garvede huder	Fåborg	K	Fåborg Fjord
	Winthers Garveri	Garvede huder	Svendborg	K	Svendborgsund
	Svendborg Fingarveri	Garvede huder	Svendborg	K	Svendborgsund

Tabel 3.4: De udvalgte virksomheder i kortlægningen af den industrielle udledning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller (tabellen fortsættes).

Branche	Virksomhed	Produktion	Beliggenhed	Udledn.	Recipient
Gødnings-industri	Kemira Danmark	Mineralsk gødning	Fredericia	S	Lillebælt
	Dansk-Norsk Kvælstoffabrik	Kvæstofgødning	Grenaa	S	Kattegat
Øvrige industrier	Danapak	Papemballage	Grenaa	S	Kattegat
	Århus Oliefabrik	Vegetabiliske olier	Århus	S,K	Århus Havn + Århus Bugt
	DOW -membranfabrik	Membraner	Nakskov	S	Langelsandsbælt
	Faxe Kalk	Bleget kridt	Stevns	S	Faxe Bugt
	Gab's Foto	Fotografiske film og papirfotos	Tønder	K	Vidåen
	Haustrups Fabrikker	Konservesemballage	Odense	K	Odense Fjord
	Roulunds Fabrikker	Bremsebelægninger m.m.	Odense	K	Odense Fjord

Tabel 3.4: De udvalgte virksomheder i kortlægningen af den industrielle udledning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Statistik og en række miljøfagfolk, der har arbejdet med industrispildevand i mange år herhjemme. Endelig er samtlige amtskommuner tilsendt et omfattende spørgeskema, og udvælgelsen af virksomheder er drøftet grundigt med alle amtskommuner.

Ressourcer

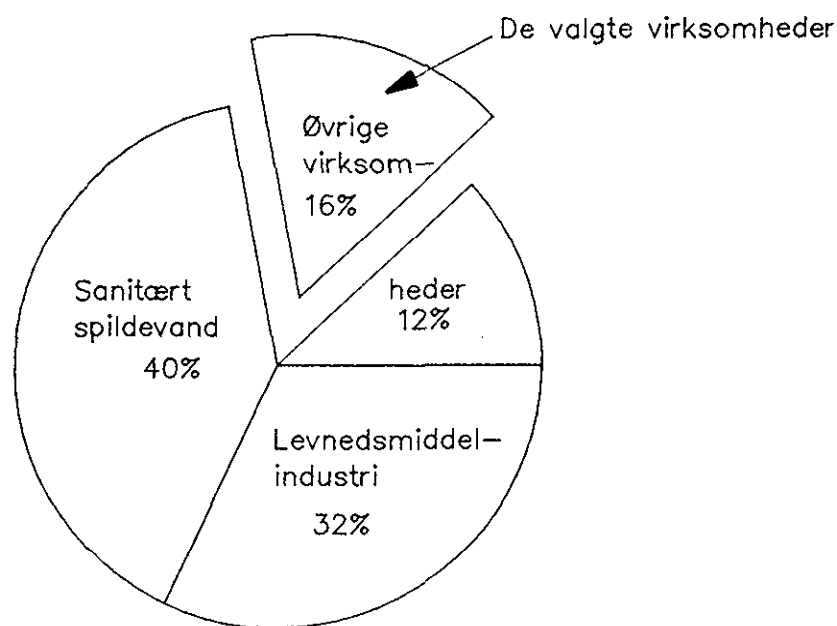
Tidsmæssigt har der været i gennemsnit 2 dage til rådighed pr. virksomhed til kortlægningen, incl. diverse møder m.m. Det er derfor klart, at kortlægningen skal ses som et overblik, og at en større detailviden kan opnås primært ved at afsætte tid til møder med hver enkelt virksomhed incl. en grundig gennemgang af produktionen.

De udvalgte virksomheder fremgår af tabel 3.4.

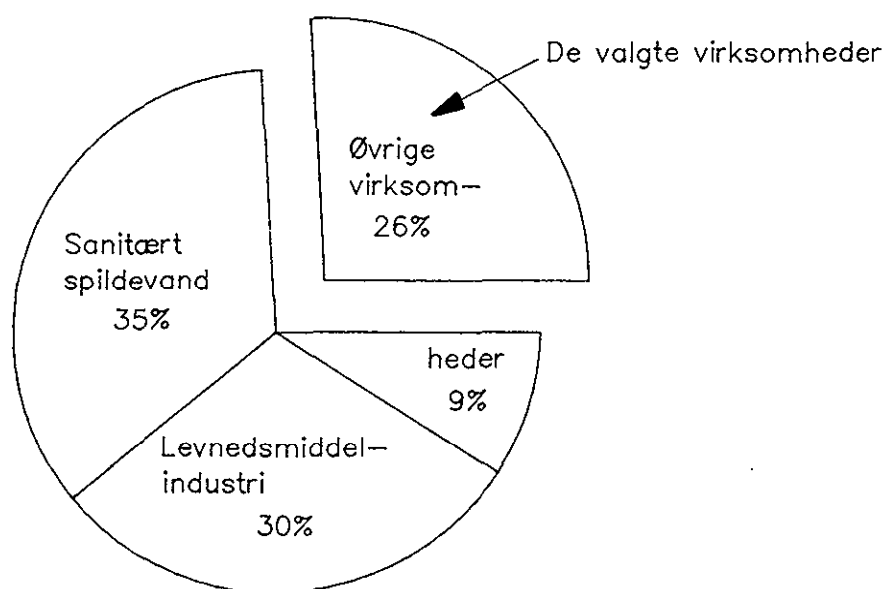
3.2 Virksomhedernes mængdeudledning og udlednings karakter

Samlet dansk spildevandsudledning

Den gængse vurdering af den samlede danske spildevandsudledning, før kommunal rensning, er, at udledningen svarer til i alt 12.5 mio personækvivalenter. Denne opgørelse beror på situationen nogle år tilbage. Ca. 5 mio personækvivalenter heraf er udledt som sanitært spildevand, ca. 4 mio personækvivalenter med spildevand fra levnedsmiddelindustrien /3.6/ og dermed ca. 3.5 mio personækvivalenter fra den øvrige industri. Af de her nævnte mængdeudledninger renses ca. 90% af det sanitære spildevand efterfølgende i kom-



Figur 3.1: Fordelingen af den danske COD-udledning før eventuel kommunal rensning samt de valgte industriudledningers andel.



Figur 3.2: Den omtrentlige fordeling af den danske COD-udledning, der tilføres recipienten efter rensning, samt de udvalgte virksomheders andel.

munalt renseanlæg sammen med ca. 80% af spildevandet fra levnedsmiddelindustrien. For de øvrige industrier udledes over 50% af mængdeudledningen særskilt.

Virksomhedernes
COD-udledning

De 57 virksomheder, der beskrives her i rapporten, udledte i 1985 spildevand med et COD-indhold svarende til 2 mio personækvivalenter. Undersøgelsen dækker altså hovedparten af den industrielle udledning, der kan tænkes at indeholde miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Fordelingen af mængdeudledningen fremgår af figur 3.1.

Udledning til
recipient

Som det fremgår af ovenstående, sker ca. 75% af den samlede danske udledning via det offentlige kloaknet, hvor det inden udledning renses i gennemsnit 50-60% med hensyn til COD. Med de her anvendte omtrentlige størrelser, svarer dette til, at ca. 7.5 mio personækvivalenter regnet på COD-basis i alt når recipienten i dag.

Mere end 90% af mængdeudledningen fra de udvalgte virksomheder sker imidlertid særskilt, og virksomhedernes udledning udgør derfor en forholdsmæssigt større del af den udledning, der reelt når vandmiljøet. Figur 3.2 viser en omtrentlig oversigt over fordelingen af den resulterende mængdeudledning til recipienten.

Mest problematiske
udledninger
medtaget

I udvælgelsen af industriudledninger er lagt vægt på at få de mest problematiske med, hvad angår toksicitet, persistens og bioakkumulerbarhed. Det er derfor karakteristisk for den på figuren viste andel, at den ud over mængdeudledningen repræsenterer en meget stor del af den samlede toksicitet, persistens og bioakkumulerbarhed udledt fra Danmark, uden at det dog i dag er muligt at kvantificere denne andel nærmere.

I figur 3.1 og 3.2 er opdelingen vist på COD-basis, og der er regnet med 120 g COD/(PE·dg).

3.3 Den eksisterende viden om udledningernes indhold

Den eksisterende viden om udledningernes indhold kan inddeles i generelle spildevandsparametre og specifikke stoffer eller stofgrupper.

I dette afsnit vises den kronologiske udvikling i den samlede udledning fra de valgte 57 virksomheder.

3.3.1 Generelle spildevandsparametre

De generelle spildevandsparametre COD, BI₅, Tot-N og Tot-P er analyseret i langt de fleste relevante udledninger for alle de undersøgte år fra 1985 og frem. Der er derfor et relativt godt materiale at bedømme den hidtidige udvikling for disse parametre på.

Fremskrivning
til 1995

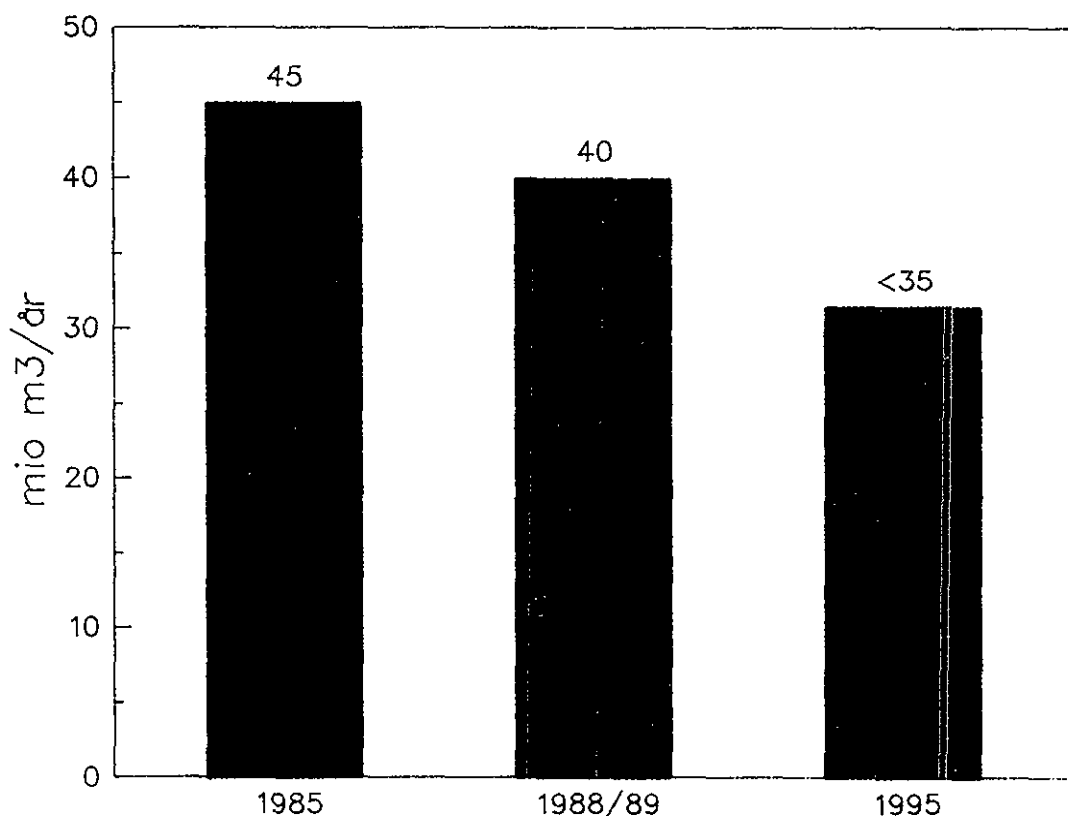
Vurderingen af den kommende udledning i 1995 beror i sagens natur på et skøn. Dette skøn er for den største del af mængdeudledningen imidlertid meget pålideligt, idet de mængdemæssigt væsentligste udledere enten er meget langt med forsøgsarbejde med rensning eller er undervejs med at etablere og indkøre fuldskala renseanlæg. Ligeledes har mange af de væsentlige udledere indgået aftale om at tilkoble sig kommunale renseanlæg og disse renseanlæg er allerede under udbygning. Endvidere har mange udledere modtaget en juridisk bindende udledningstilladelse, hvorfor den forventede fremtidige udledning fremgår herigennem. De forskellige niveauer for pålideligheden af prognosen for 1995-udledningen kan derfor skitseres som følger:

1. Produktion eller delproduktion nedlægges.
2. Fuldskala renseanlæg under etablering/indkøring.
3. Forsøgsarbejde med rensning/renere teknologi er vidt fremskredet, og beslutning om at indføre rensningen er truffet.
4. Juridisk bindende udledningstilladelse er meddelt.
5. Hensigtserklæringer fra myndigheder eller virksomheder om fremtidige ændringer.

De nærmere betingelser for hver enkelt virksomhed fremgår af bilag 5.

Vurderingen for
1995 er konservativ

I de følgende oversigter er udledningen for 1995 vurderet konservativt. Kun hvor en kommende reduktion er relativt sikker, og kan kvantificeres, er den indregnet fuldt ud. F.eks. vil udledninger til kommunale renseanlæg i sagens natur renses bedre, når anlæggene udbygges, men i flere tilfælde er denne forbedring ikke kvantificeret. Kun for virksomhederne Fredericia Cellulosefabrik, Dansk Shell, Dansk Olierør A/S og Kemira Danmark er en tilkobling til kommunal rensning tilskrevet en kvantificeret reduktion. For mange udledninger er 1995-udledningen således blot angivet til "mindre end" en udledning på størrelse med den nuværende. Det betyder, at den samlede 1995-udledning fra de 57 virksomheder er angivet som et øvre loft, og at sandsynligheden for, at udledningen rent faktisk bliver mindre end dette, er stor.



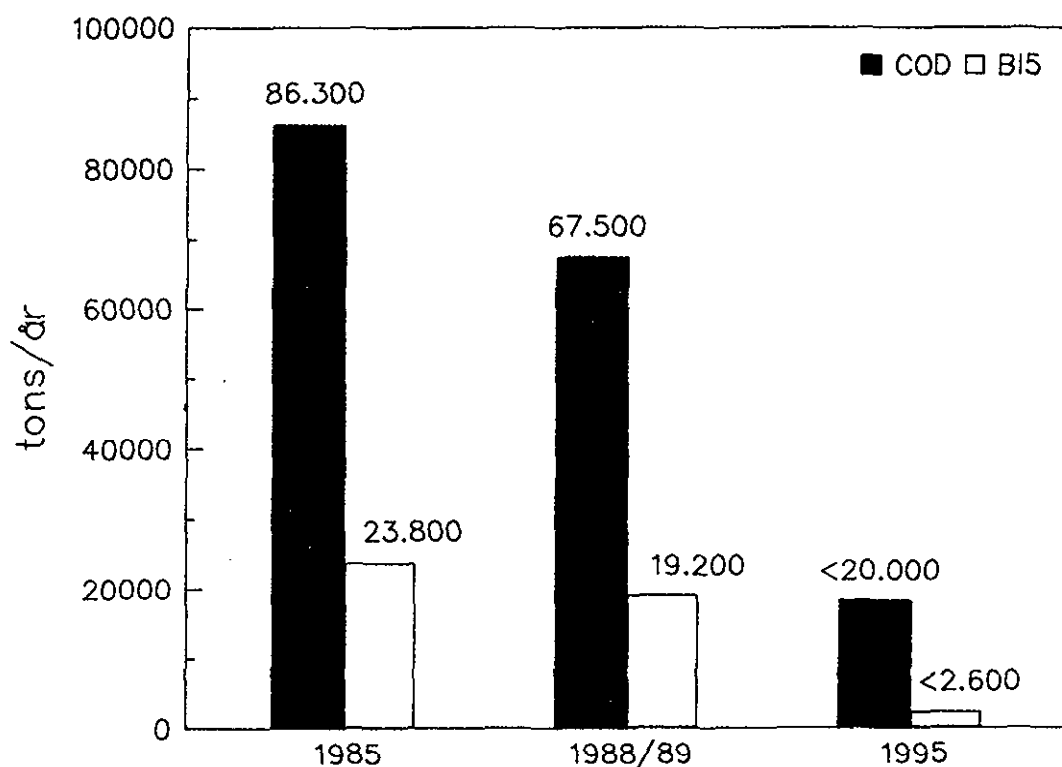
Figur 3.3: Virksomhedernes samlede spildevandsudledning.

Samlet spildevandsmængde

Den udledte spildevandsmængde er skævt fordelt og domineres af et mindre antal virksomheder med en stor udledning. 60% af vandmængden i 1985 udledtes således fra de 3 største vandudledere, nemlig Århus Oliefabrik, Maglemølle Papirfabrik og Fredericia Cellulosefabrik i prioriteret rækkefølge. Det pointeres dog, at udledningen fra Aarhus Oliefabrik primært består af kølevand, hvoraf hovedparten er uforurenset, der udledes sammen med en ringe processpildevandsmængde. For alle øvrige virksomheder har kølevandsmængderne kunnet holdes helt udenfor og er derfor ikke medregnet.

Renere teknologi

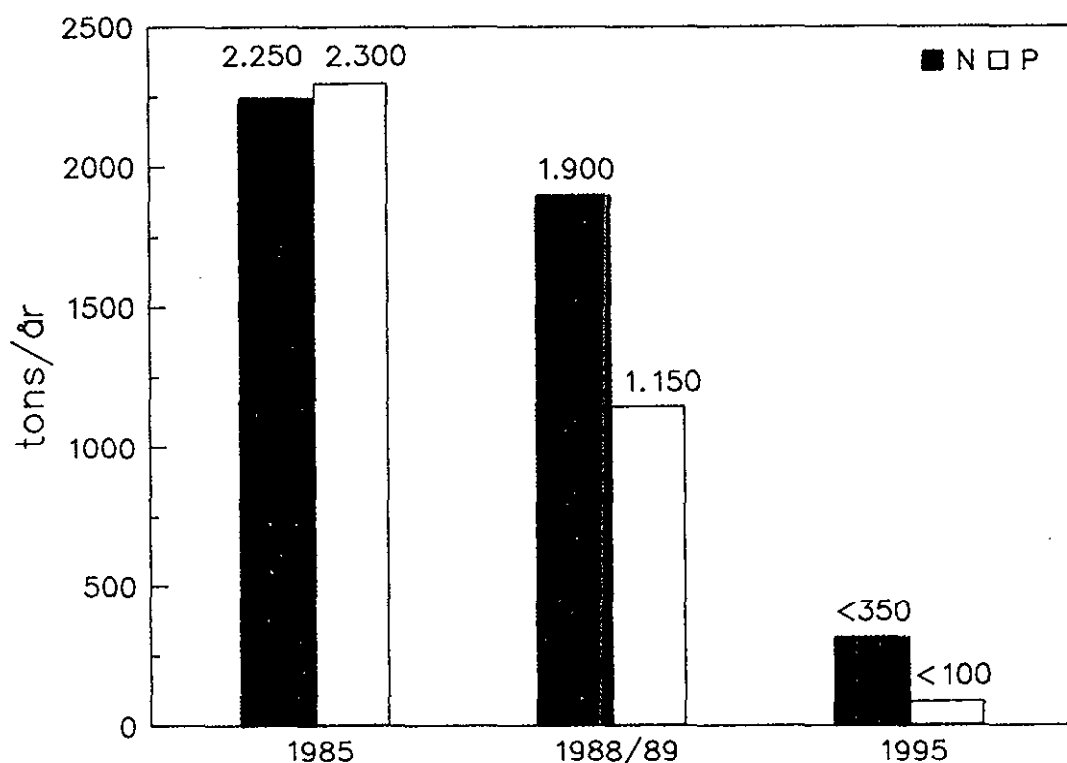
Som det fremgår af figur 3.3, er "renere teknologi", hvad angår recirkulation af vand, ikke mængdemæssigt slået igennem på landsplan endnu. På grund af skævheden i fordelingen af vandmængden giver figuren imidlertid ikke det fulde billede og recirkulation af spildevandet og genbrug af indholdsstofferne er faktisk en af hovedhjørnestenene i mange virksomheders renere teknologi-bestræbelser. Nogle gode eksempler herpå er Grenaa Papfabrik, Genfiber, Fredericia Cellulosefabrik, Kemira Danmark en del af galvanovirksomhederne og fremover sandsynligvis også Grindsted Products og Novo-Nordisk. De nærmere forhold fremgår af bilag 5.



Figur 3.4: Virksomhedernes samlede udledning af COD og BI₅.

Udledningen
af COD og BI₅

Udledningen af COD og BI₅ er reduceret væsentligt siden 1985, og vil reduceres yderligere fremover. Den samlede COD-reduktion fra 1985 til 1995 forventes at blive omkring 80% og den samlede BI₅ reduktion omkring 90%. Mængdeudledningen af COD og BI₅ domineres af cellulosefabrikkerne, de kemiske fabrikker og medicinalindustrien og reduktionen forventes primært som følge af en række omfattende renseplaner for disse industrier. Differencen mellem COD og BI₅ vil være et mål for udledningernes indhold af svært nedbrydelige stoffer, og reduktionen i størrelsen COD-BI₅ giver således et vist billede af reduktionen af udledningen af svært nedbrydeligt stof.



Figur 3.5: Virksomhedernes samlede næringssalt-udledning.

Næringssalt-udledningen

Udledningen af næringssalt er reduceret tilsvarende og reduceres ligeledes yderligere inden 1995. Den samlede kvælstofreduktion fra 1985 til 1995 forventes at blive omkring 85% og fosforreduktionen omkring 95% fra disse virksomheder. Kvælstofudledningen er fordelt over en lang række virksomheder, mens 95% af fosforudledningen i 1985 stammede fra 2 virksomheder. Fordelingen vil fremgå af de efterfølgende afsnit.

3.3.2 Specifikke stoffer eller stofgrupper

Enkeltstofkendskabet

Analysehyppigheden for specifikke stoffer og stofgrupper er ikke stor. Enkelte af de større industrier analyserer rutinemæssigt en lang række enkeltstoffer og i enkelte tilfælde, i.e. ca. 4 virksomheder, kan de kendte enkeltstoffer i spildevandet redegøre for den samlede stofudledning. Det hyppigste billede er, at der er foretaget enkelte totalscreeninger for enkeltstoffer på en eller to spildevandsprøver, og at analyseprogrammet herefter har koncentreret sig om udvalgte nøglestoffer.

Beskrivelsen af den kronologiske udvikling i udledningen af enkeltstoffer må baseres på de stoffer, der rent faktisk er analyseret for. Det er klart, at udviklingen og prognosen for disse stoffer ikke nødvendigvis afspejler det sande

billede for den samlede udledning, der tilføres havet.

Det skal imidlertid tilføjes, at de observerede og forudsagte stofreduktioner i al væsentlighed er en følge af konkrete renseforanstaltninger, der er etableret eller forventes etableret på baggrund af udført forsøgs- og pilotskalaarbejde, og at disse renseforanstaltninger også har deres effekt på ikke-kendte stoffer.

Stofgrupper

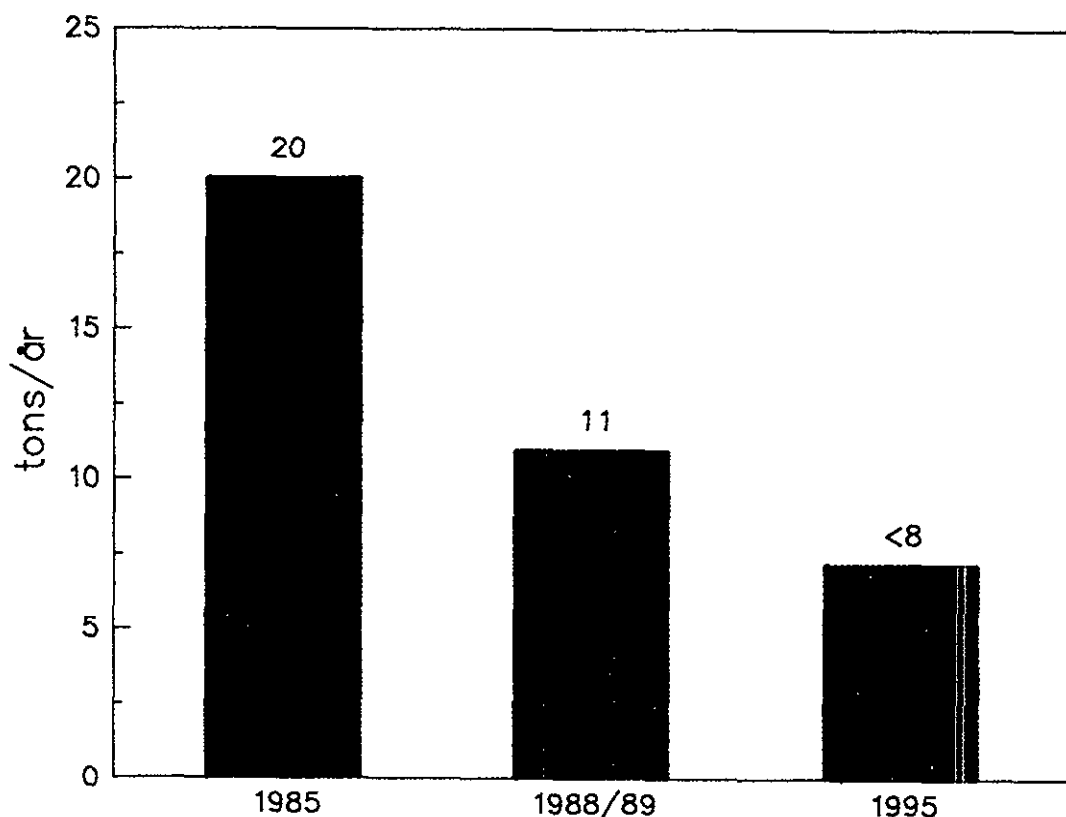
De kendte enkeltstofudledninger er i denne samlede oversigt grupperet i forskellige stofgrupper:

- Tungmetaller
- Olie
- Phenolære forbindelser
- Ikke chlorerede aromatiske forbindelser
- Ikke chlorerede alifatiske forbindelser
- Chlorerede aromatiske forbindelser
- Chlorerede alifatiske forbindelser.

I tilfælde hvor effekten af et kommende renseanlæg på udledningen af et stof eller en stofgruppe kan forudsiges med en god sikkerhed er reduktionen kvantificeret og indregnet i prognosen for 1995 som før nævnt. Hvor effekten er mere uvis, er udledningen for 1995 angivet som "mindre end" den nuværende. F.eks. er udbygningen af de kommunale renseanlæg som hovedregel ikke tillagt nogen rensegrad, men en diskussion af effekten af disse fremgår af afsnit 4.

Tungmetal-udledningen

Som det fremgår af figur 3.6 er tungmetaludledningen fra de 57 virksomheder omtrent halveret siden 1985, og vil ifølge prognosen mere end halveres inden 1995. Tungmetallerne er de absolut hyppigst analyserede enkeltstoffer og langt de fleste, i.e. 60%, af udledningerne analyseres for tungmetalindhold. Udviklingen er derfor pålideligt beskrevet, og prognosen vurderes ligeledes pålidelig, idet reduktionen fra 1988/89 til 1995 hovedsageligt er tilskrevet renseanlæg, der er under etablering. En eventuel forbedret tungmetalfjernelse som følge af udbygningen af de kommunale renseanlæg er ikke inkluderet i figuren. Hovedparten af udledningen udgøres af Zn, Cr, Ni, Pb og Cu, men også Hg, Cd, Ag og Sn er fundet i enkelte udledninger. Det bør anføres til figuren, at tungmetaludledningen fra disse virksomheder mængdemæssigt vurderes at være en relativt beskeden andel af den samlede tungmetaludledning til havmiljøet. Til sammenligning er i næste afsnit vist den samlede tungmetaludledning med to år sammen med den her viste tungmetaludlednings fordeling på de forskellige brancher.



Figur 3.6: Virksomhedernes samlede tungmetaludledning.

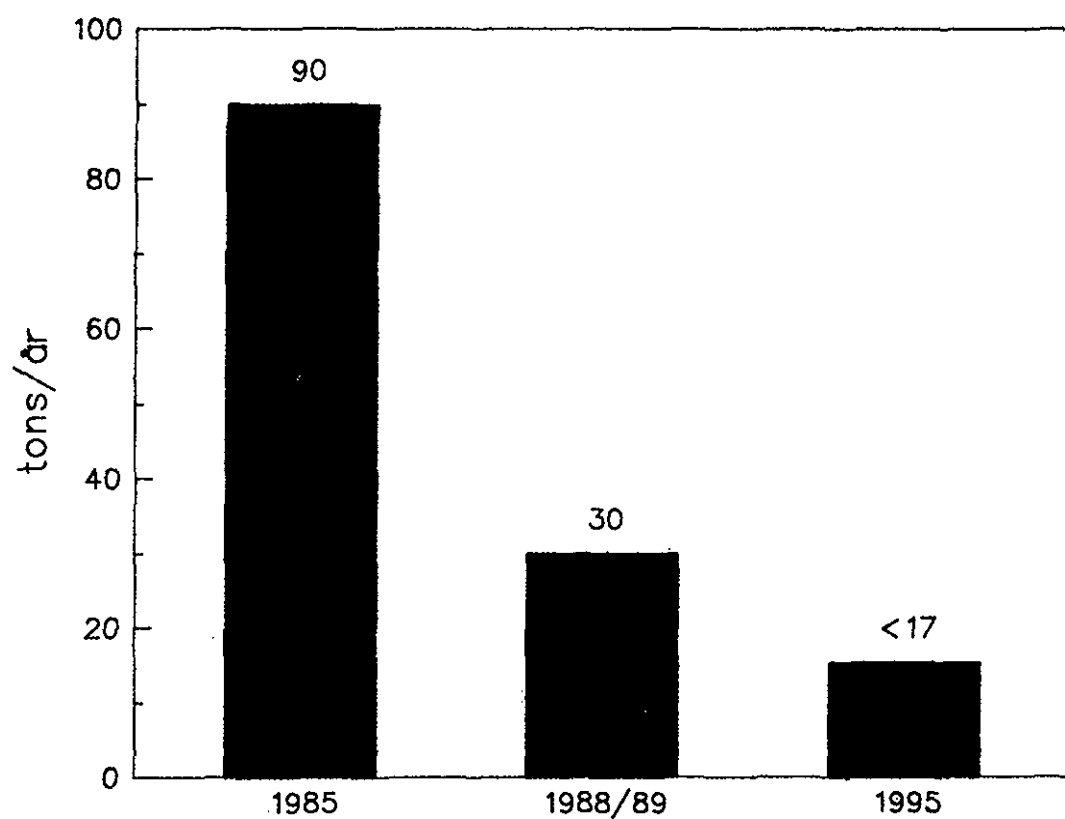
Olieudledningen

Olieudledningen stammer altovervejende fra de 3 olieraffinaderier og den danske modtagecentral for råolie fra Nordsøen. Det er derfor primært forbedringer på raffinaderierne, der afspejles i figur 3.7, der viser en forventet reduktion af den samlede udledning på mere end 80%.

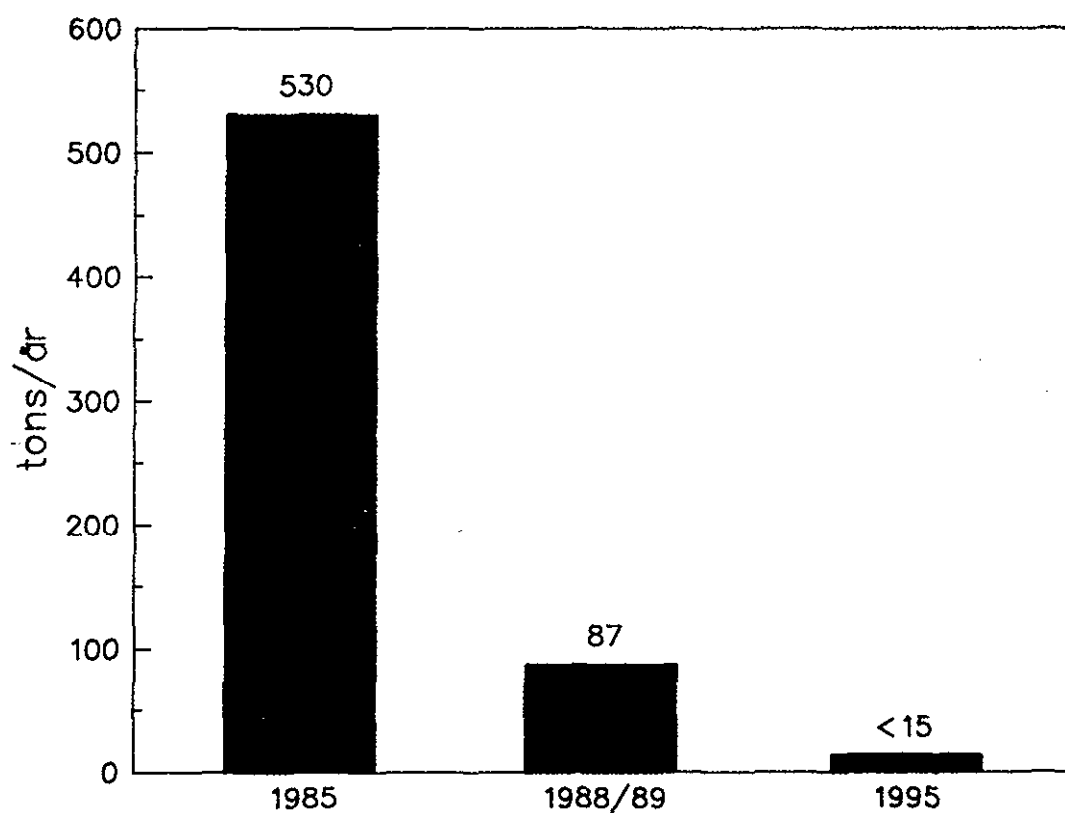
Raffinaderiernes direkte udledning af olie til havet vurderes at være en mindre del af den samlede tilførsel til havet. Havforureningslaboratoriet vurderede i 1983 [3.7] den samlede olieudledning i Danmark til at være 18.700 tons/år (9.000-30.000 tons) med et bidrag fra raffinaderierne på dengang 130 tons/år, altså under 1%.

Den overvejende del af olieudledningen vurderedes at stamme fra skibstrafik, byspildevand og off-shore aktivitet i nævnte rækkefølge. Til nærværende undersøgelse er desuden rapporteret et enkelt uheld ved afskibning af olie til et raffinaderi (problemer med en ventil), der medførte udslip af ca. 5 tons olie; mere end et halvt års normaludledning fra det pågældende raffinaderi.

Eksemplerne for tungmetaller og olie illustrerer, at det kan være forkert kun at fokusere på "normaludledningen" fra velafgrænsede punktkil-



Figur 3.7: Virksomhedernes samlede olieudledning.

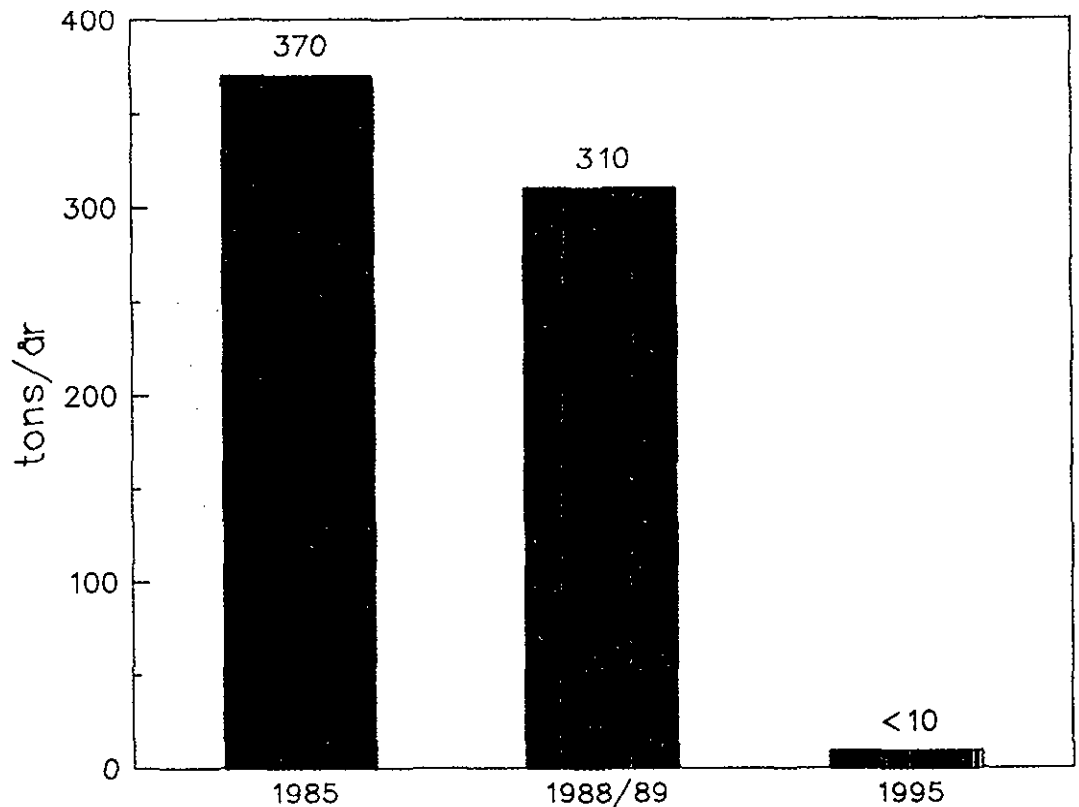


Figur 3.8: Virksomhedernes samlede udledning af phenolære forbindelser.

der, hvis problemet mængdemæssigt ligger andre steder.

Phenolære forbindelser

Udledningen af phenolære forbindelser forventes reduceret 99%. Udledningen stammer primært fra cellulosefabrikkerne og reduktionen skyldes de renseaktiviteter, der sker her.

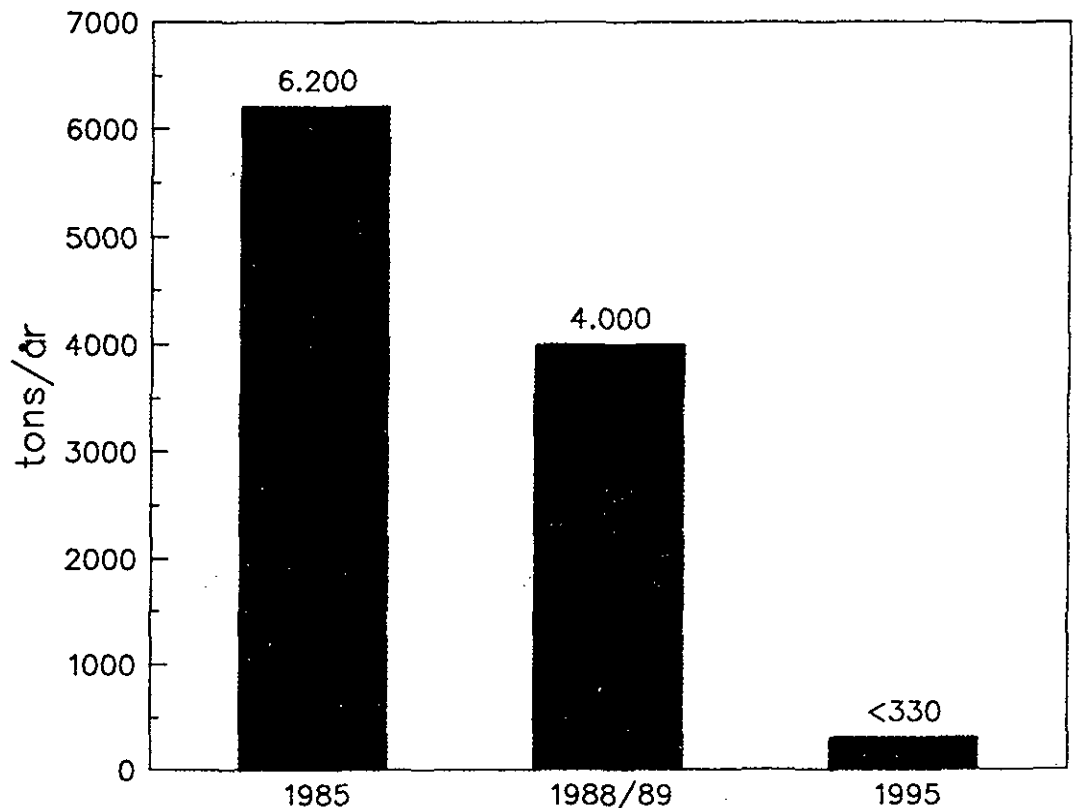


Figur 3.9: Virksomhedernes samlede udledning af ikke-chlorerede aromatiske forbindelser.

Ikke-chlorerede forbindelser

Gruppen ikke-chlorerede forbindelser er en opsamlingskategori for analyserede enkeltstoffer, der ikke indgår i de øvrige grupper. De aromatiske forbindelser har til en vis grad miljømæssigt visse sammenlignelige egenskaber (persistens og bioakkumulerbarhed). De alifatiske forbindelser er imidlertid vidt forskellige. Disse stofgrupper udgør den altovervejende del af COD-udledningen, og der vil i sagens natur derfor være en stor andel af udledte stoffer, der ikke indgår i analyserne.

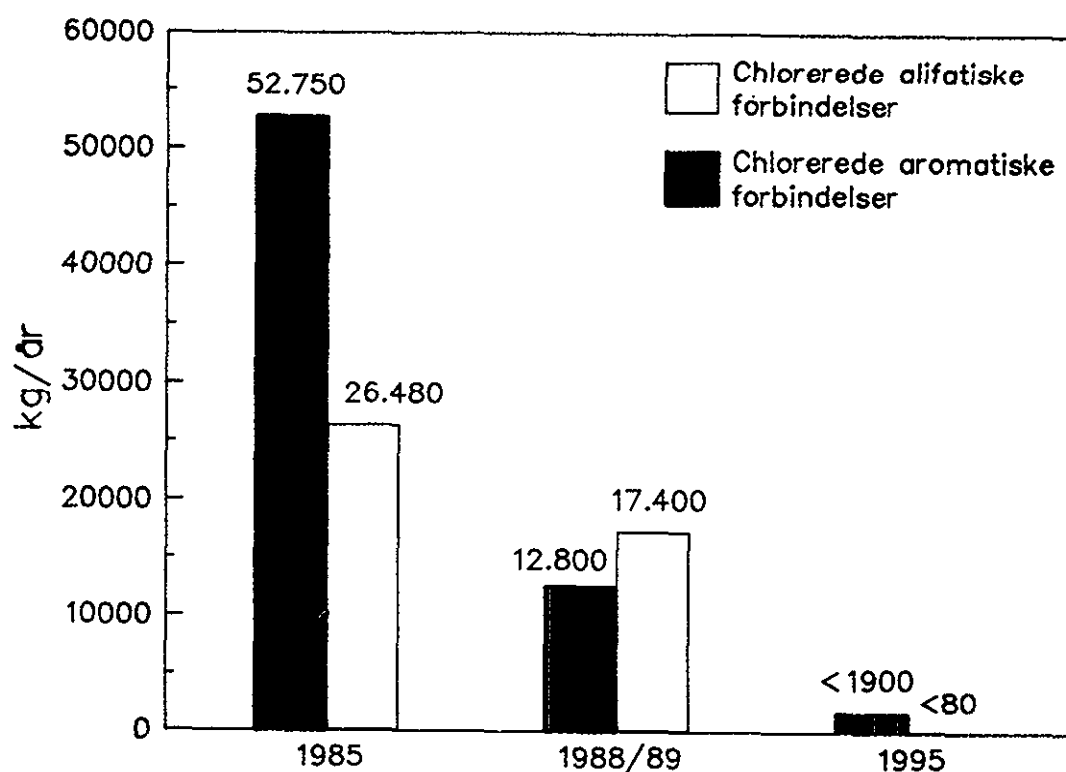
Den viste stofreduktion på omkring 95% for den analyserede del af disse stoffer er imidlertid reel, og skyldes aktuelle renseforanstaltninger. Sammen med billedet for COD-udledningen giver figur 3.9 og 3.10 derfor et rimeligt indtryk af reduktionen for denne brede stofkategori samlet.



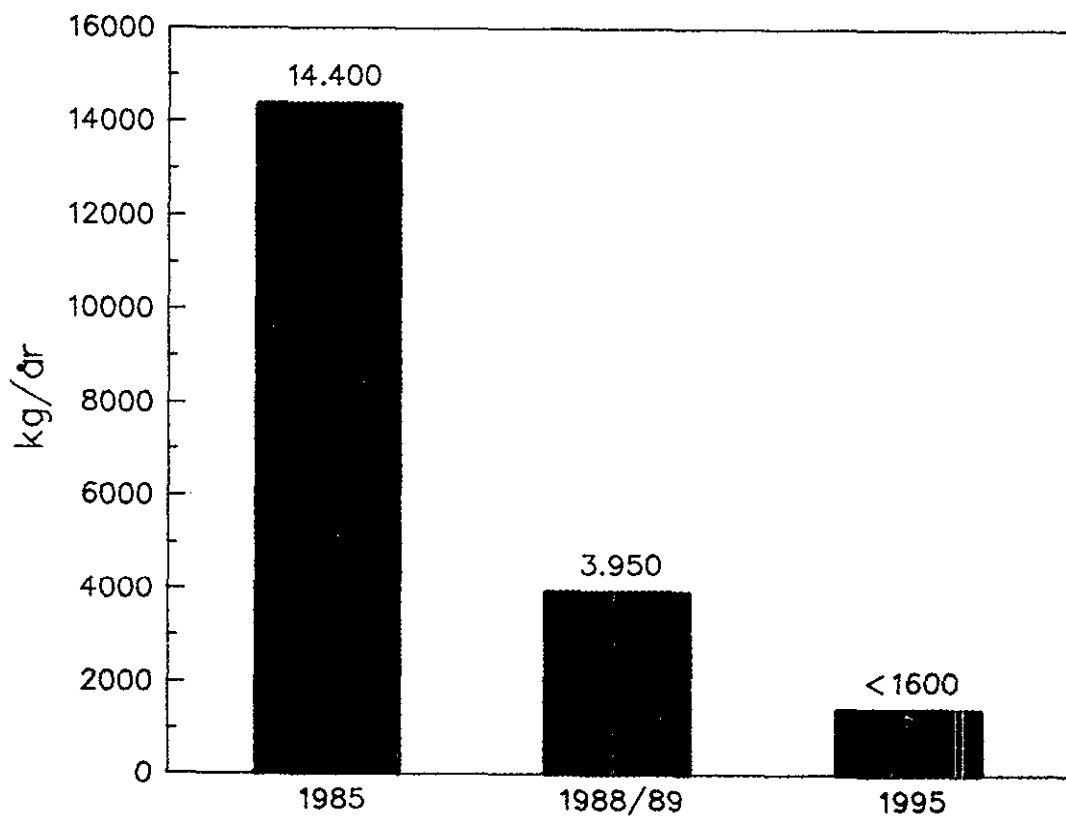
Figur 3.10: Virksomhedernes samlede udledning af ikke-chlorerede alifatiske forbindelser.

Chlorerede forbindelser

Den kendte udledning af de chlorerede forbindelser er opgjort på baggrund af enkeltstofanalyser og hidrører fra få virksomheder. AOX er en ikke-specifik samleparameter og udledningen heraf er analyseret for flere virksomheder. Der er **ikke** væsentlige sammenfald mellem de virksomheder, der analyserer chlorholdige enkeltstoffer, og de der analyserer AOX. Det er altså forskellige udledninger de to figurer afspejler. Det ses, at en reduktion på 99% for kendte enkeltstoffer, og 90% for AOX forventes.



Figur 3.11: Virksomhedernes samlede udledning af chlorerede forbindelser.



Figur 3.12: Virksomhedernes samlede udledning af absorberbart organisk halogen, AOX.

3.4 Den eksisterende viden om udledningernes toksicitet, persistens og bioakkumulerbarhed

Samlet toksicitet

Den samlede toksicitet af totalspildevandet er undersøgt mere eller mindre grundigt for i alt 23 af de 57 virksomheder. Disse toksicitetsundersøgelser vurderes at være næsten fuldstændigt dækkende for den eksisterende viden om toksiciteten af industrispildevand herhjemme. De udførte undersøgelsesprogrammer spænder i omfang fra en enkelt udført slamhæmningstest til detaljerede undersøgelser af 17 forskellige arter i både akutte og kroniske tests. For 5 virksomheder er toksiciteten undersøgt rutinemæssigt i tests for 2-4 arter med en hyppighed fra en gang hver anden uge til hvert kvartal.

Undersøgelsesernes omfang, hvad angår antal testede arter og antal undersøgte spildevandsprøver, fremgår af tabel 3.5. I tabellen er samtidigt vist den højeste toksicitet, der er fundet for den pågældende virksomheds spildevand. Toksiciteten angives oftest som den lavest observerede effekt-koncentration (LOEC). LOEC angives som den relative koncentration af spildevand, der skal til, for at giftighed netop kan observeres, f.eks. $LOEC = 0,002 \text{ liter/liter}$. $1/LOEC$ angiver således den tilsvarende nødvendige, spildevandsfortynding, der skal til for at opnå giftfrihed, eller rettere for at opnå en fortynding, der stadig lige akkurat er giftig for den mest følsomme af de testede arter, f.eks. $1/0,002 = 500$ gange. I tabellen er toksiciteten angivet som $1/LOEC$.

Eksempel fra tabel 3.5

Af hensyn til forståelsen af tabellen gives et eksempel. For Junckers Industrier ses $1/LOEC$ at være observeret til 9000. Dette betyder, at Junckers spildevand i den pågældende prøve udviste toksicitet for den mest følsomme af de undersøgte arter ved 9000 ganges fortynding, men at ingen toksicitet blev observeret ved fortyndinger større end 9000 gange.

	Ud- ledn	1/LOEC før	nu	"1995"	Antal arter	Antal prøver
Kemisk Fabrikation						
Prom Kemi	S	100	<	<	"2"	6
Kemisk Værk Køge	S	80	do	do	6	8
Køgeegnens renseanlæg	K	650	do	<	9	3
Esbjerg Kemi	K	-	-	-	0	0
Grindsted Products	S	do	1000	10	5	hv.2.uge
Cheminova	S	6600	<	50	17	7+dagligt
Medicinalvareindustri						
BASF	S	-	-	-	0	0
H. Lundbeck	S	10000	10	10	6	19
Novo-Nordisk	"S"	500	100	<	3	9
Ferrosan	S	30	<	<	5	3
Løvens Kemiske, Ballerup	K	-	-	-	0	0
Løvens Kemiske, Esbjerg	K	-	-	-	0	0
Litex	K	-	80	-	1	1
Cellulose- og papirindustri						
Junkers Industrier	S	9000	do	1500	9	6
Fredericia Cellulosefabrik	S	7000	<	<<	4	19
Skjern Papirfabrik	S	33	<	<	4	1
Maglemølle Papirfabrik	S	do	7,5	>	3	2
Grenå Papfabrik	(S)	-	*	*	0	0
Genfiber	(S)	-	*	*	0	0
Petrokemisk Industri						
Dansk Shell	S	do	500	<	4	15
Statoil	S	do	170	do	4	4
Kuwait Petroleum	S	-	-	-	0	0
Dansk Olierør A/S	K	430	<	<	3	9
Superfos Damann-Luxol	S	-	-	-	0	0
Vapocon	S	-	-	-	0	0
Jern- og Metalindustri						
Stålvalseværket	S	-	-	-	0	0
Danfoss	S	>	100	<	4	3
Nordisk Kabel og Traad	S	33	<	<	4	1
Sønderborg Fornikling	S	-	-	-	0	0
El-Tin	K	-	-	-	0	0
El-Zink	K	-	-	-	0	0
Middelfart Galvanisering	K	-	-	-	0	0
Odense Galvano	K	-	-	-	0	0
Broen Armatur	K	-	-	-	0	0
Micro-Matic	K	-	-	-	0	0
Damixa	K	-	-	-	0	0
Contex	K	-	-	-	0	0
Dampa	K	-	-	-	0	0
Danish Aerotechnology	S	-	-	-	0	0
Brdr. Müller Maskinfabrik	K	-	-	-	0	0
Maskinfabrikken Tårup	K	-	-	-	0	0
Tekstilfarverier						
Fjølstervang Farveri	S	10	do	do	5	2
Martensens Fabrik	S	<10	do	do	5	2
Skjern Trikotagefarveri	S(K)	-	-	-	0	0
L. P. Hansens Farveri	K	do	80	<	"2"	6
Kaj Neckelmann	K	-	3	do	"2"	2
Grenaa Dampvæveri	"S"	-	-	-	0	0

Tabel 3.5: Toksicitetsundersøgelser af virksomhedernes samlede spildevand (tabellen fortsættes).

	Ud- ledn.	før	1/LOEC nu	"1995"	Antal arter	Antal prøver
Garverier						
Fåborg Garveri	K	-	-	-	0	0
Winthers Garveri	K	-	-	-	0	0
Svendborg Fingerarveri	K	-	-	-	0	0
Gødningsindustri						
Kemira Danmark	S	10000	1000	<	4	20
Dansk-Norsk Kvalstoffabrik	"S"	-	-	-	0	0
Øvrige industrier						
Danapak	"S"	-	-	-	0	0
Århus Oliefabrik	S+K	-	-	-	0	0
DOW Membranfabrik	S	-	-	-	0	0
Faxe Kalk	S	-	15	do	4	1
Gabs Foto	K	-	-	-	0	0
Haustrups Fabrikker	K	-	-	-	0	0
Roulunds Fabrikker	K	-	-	-	0	0

Tabel 3.5: Giftighedsundersøgelser af virksomhedernes samlede spildevand. Signaturforklaring:

S:	Særskilt udledning	<:	mindre giftig end før observeret
"S":	Udledning via kommunal ledning, men <u>efter</u> rensesanlægget	<<:	meget mindre giftig end før observeret
K:	Udledning via kommunalt rensesanlæg	>:	mere giftig end før observeret
-:	Ikke kendt/kan ikke vurderes	do:	omtrent samme giftighed som tidligere/senere observeret
*:	Spildevandsudledning ophørt		

Kolonnen "før" angiver data fra 1982-1987.

I tabellen er vist de observerede højeste toksiciteter af de undersøgte udledninger. Køgeegnens rensesanlæg er analyseret i det samlede afløb, og er medtaget, fordi Kemisk Værk Køges tilledning til rensesanlægget vurderes at bidrage til en stor del af toksiciteten. Denne tilledning ophører med udgangen af 1989, og rensesanlægget udbygges. Derfor er toksiciteten angivet som "<", d.v.s. mindre end de før observerede 650 ganges fortynding. De øvrige angivelser af forventede toksiciteter enten før eller efter den observerede værdi, er tilsvarende begrundet i viden om udvikling i produktionen eller renseforanstaltninger. Der henvises til bilag 5 for en nærmere gennemgang.

Forskelligt omfang af undersøgelser

Det pointeres, at de viste værdier er vanskelige at sammenligne på grund af forskelligheden i de udførte undersøgelsesprogrammer. For virksomheder, hvor mange arter er testet, f.eks. Cheminova, er set en meget stor variation i toksiciteten fra art til art (eller fra testmetode til testmetode). Ligeledes er for virksomheder med et stort antal spildevandsprøver testet, f.eks. Grindsted Products og Dansk Shell set en meget stor variation i de forskellige undersøgte spildevandsprø-

ver. For Grinsted Products er den laveste toksicitet i de hyppigste prøver således 45 ganges fortynding i gennemsnit, mens enkelte af prøverne har vist, at mere end 1000 ganges fortynding er nødvendig for at opnå giftfrihed for den mest følsomme af de testede organismer. Med kendskabet til disse variationer i toksiciteten må det generelt siges, at toksiciteten ikke er velbeskrevet.

Kun for 2 virksomheder, Cheminova og NKT, har det været muligt at forklare spildevandets samlede toksicitet ud fra kendte enkeltstoffers toksicitet. For de øvrige virksomheder er det ikke muligt i tilstrækkelig grad at udpege de stoffer, der medfører spildevandets toksicitet.

Samlet
toksicitetsmængde

Toksiciteten af en spildevandsudledning skal ses i sammenhæng med den udledte spildevandsmængde. Spildevandsmængden alene afgør, hvilke spildevandskoncentrationer, der vil forekomme i recipienten efter initialfortynding. For en administration af den samlede udledning til havmiljøet er den udledte toksicitets"mængde" derfor en rimelig størrelse at fokusere på. Denne kan f.eks. udtrykkes som den nødvendige fortyndingsgrad af spildevandet 1/LOEC multipliceret med spildevandsmængden. I en opgørelse for alle virksomhederne er valgt at anvende den årlige spildevandsmængde for at udligne eventuelle forskelle i produktionscyklus og døgnvandmængde. Toksicitetsmængden bliver derved udtrykt i enheden $m^3/\text{år}$. Forskelligheden i sammensætning af undersøgelsesprogrammet for toksiciteten af de enkelte industriers spildevand betyder, at toksicitetsmængderne reelt ikke kan adderes. Ligeledes pointeres det, at selve værdierne for det enkelte år ikke er udtryk for en konkret størrelse af en påvirkning. Den observerede og forventede reduktion af den udledte toksicitetsmængde vurderes imidlertid at være reel.

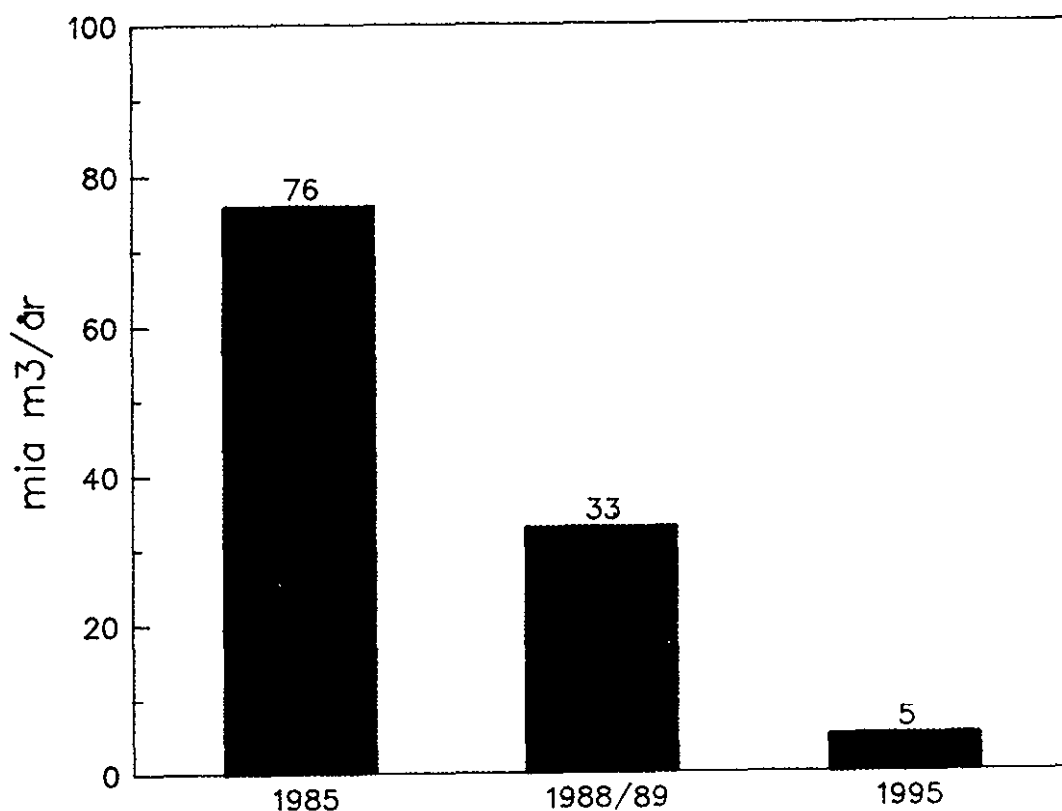
Den kronologiske udvikling i den samlede udledte toksicitetsmængde fra de 23 virksomheder, der har undersøgt spildevandets toksicitet, fremgår af figur 3.13. Det bemærkes hertil, at de 23 virksomheder vurderes at være blandt dem, der udleder det mest toksiske spildevand.

Den altovervejende del af den kendte toksicitetsmængde stammer fra den kemiske fabrikation, cellulosefabrikkerne og en enkelt gødningsfabrik.

Persistens og
bioakkumulérbar-
hed

Udledningernes persistens og bioakkumulerbarhed er generelt ikke analyseret som samleparameter for totalspildevandet for virksomhederne. Der eksisterer metoder til vurdering af disse egenskaber, men de har ikke vundet stor udbredelse.

Persistensen, eller rettere nedbrydeligheden, er traditionelt vurderet som biologisk iltforbrug



Figur 3.13: Virksomhedernes samlede udledte toksicitets"mængde" (årlig spildevandsmængde/LOEC).

efter 5 eller 7 døgn (BI_5 eller BI_7). Denne test er alment udbredt og er velegnet til at beskrive det potentielle iltforbrug i recipienten op til få dage efter udledning. BI -værdierne viser imidlertid ikke, hvor stort et restindhold af stof, der er efter denne nedbrydning, eller hvor nedbrydeligt dette restindhold er. Sammenholdes BI -værdien med det kemiske iltforbrug COD opnås et vist indtryk af restindholdets størrelse, og forholdet mellem f.eks. BI_5 og COD giver et rimeligt billede af den samlede nedbrydelighed af et spildevand. BI_5 - og COD-værdier fremgår af bilag 5. Det er imidlertid klart, at jo bedre et spildevand er rensat inden udledning, jo mindre vil forholdet BI_5/COD blive. BI_5/COD -forholdet bør derfor ikke sammenlignes mellem de forskellige udledninger, uden at de stoffjernelser, der er sket fra udledningerne forinden, tages med i betragtning. Alternativt kan størrelsen $COD \div BI_5$ anvendes som mål for den samlede udledning af svært nedbrydeligt stof.

Aerob stabilisering er en anden metode til vurdering af et spildevands samlede indhold af persistente stoffer /3.8/. Princippet i den aerobe stabilisering er at fortsætte en beluft-

ning og en nedbrydning af stofindholdet i en spildevandsprøve, indtil der ikke længere finder nedbrydning sted. Den resterende remanens, f.eks. målt som total-organisk kulstof (TOC), repræsenterer således prøvens persistente del. Metoden har ikke endnu vundet udbredelse i administrationen af spildevandsudledningerne.

TLC-screening

En metode til generel vurdering af indholdet af bioakkumulerbare stoffer i en spildevandsprøve er screening ved tyndt-lagschromatografi (TLC) /3.8/. Metoden udskiller en prøves kvalitative indhold af forskellige potentielt bioakkumulerbare stoffer ud fra stoffernes opløselighed og transportegenskaber under tyndt-lagschromatografien. Metoden har den ulempe, at detektionen af stofferne kræver tilstedeværelse af konjugerede dobbeltbindinger, hvorfor bioakkumulerbare stoffer uden sådanne ikke detekteres. Metoden anvendes ikke i administrationen af spildevandsudledninger.

Tilbage resterer derfor de konventionelle metoder til bedømmelse af enkeltstoffers persistens og bioakkumulerbarhed. Metoderne gennemgås ikke her, men den indhentede viden om enkeltstofferne egenskaber fremgår af bilag 5.

3.5 Branchevis beskrivelse

Virksomhedernes samlede udledning af generelle spildevandsparametre, og de forskellige stofgrupper er opgjort branche for branche, opgørelsen er gjort for 1988/89. Hermed fås et indtryk af branchernes forskellige betydning for en given udledning. Dette overblik kan sammenholdes med opgørelsen over det totale antal virksomheder i de pågældende brancher i Danmark, jvf. tabel 3.1 og 3.2.

Branchernes repræsentativitet

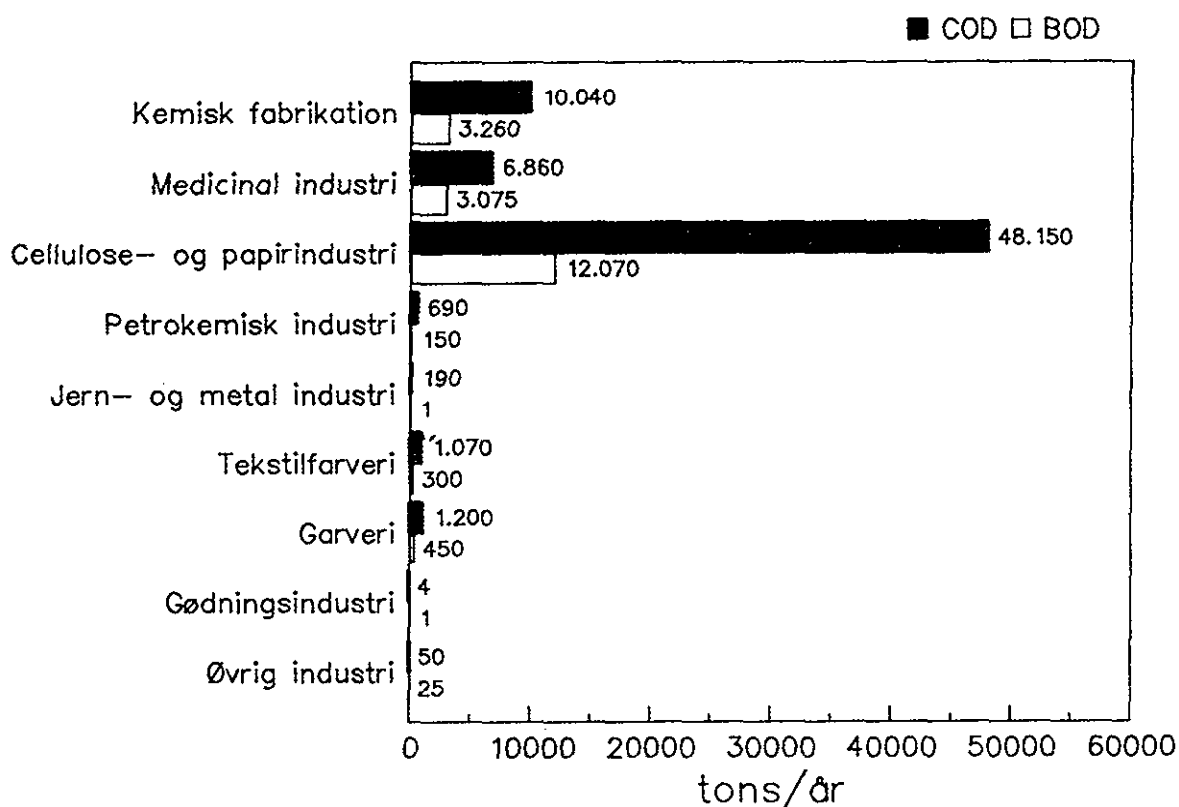
Det bemærkes hertil, at de valgte virksomheder i brancherne:

- Kemisk fabrikation (35.119)
- Medicinalindustri (35.220)
- Cellulose- og papirindustri (34.110)
- Petrokemisk industri (35.300 m.fl.)
- Garverier (32.310)
- Gødningsindustri (35.121)

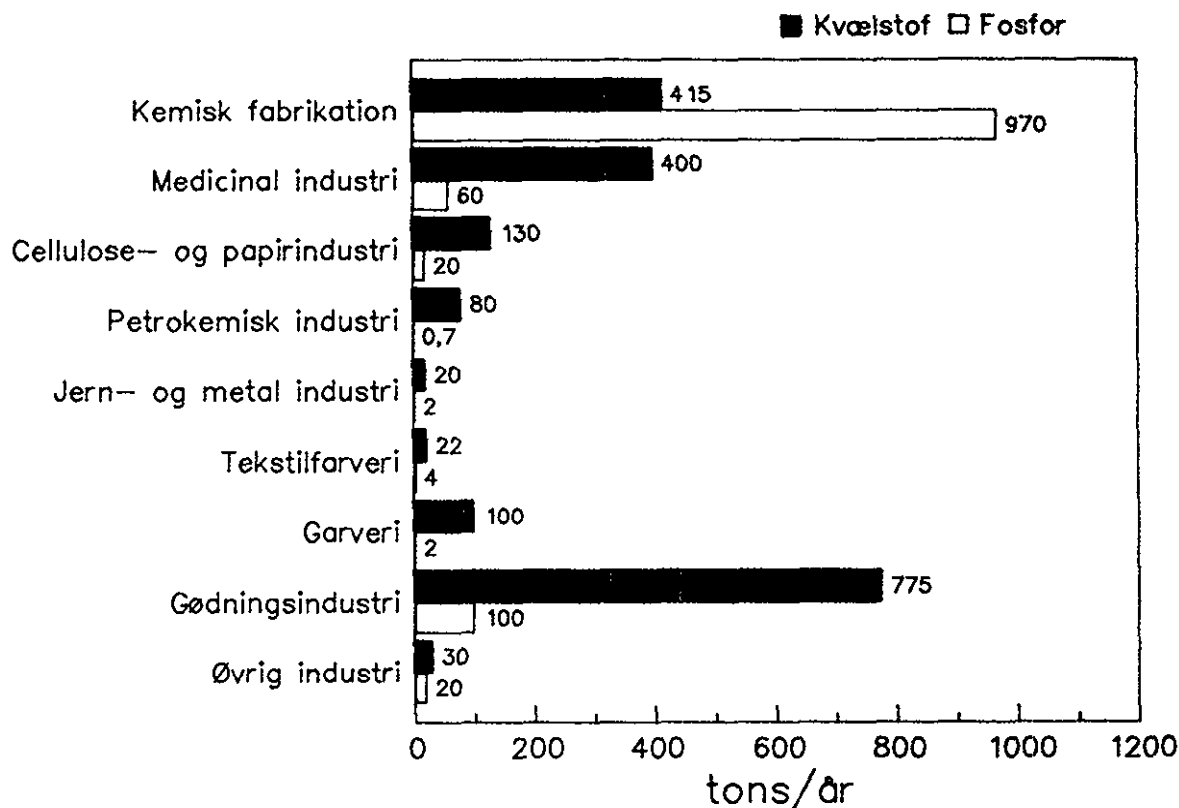
vurderes at repræsentere den altovervejende del af mængdeudledningen fra disse brancher, mens de valgte virksomheder i brancherne:

- Jern- og metalindustri (37.101 og 38.195)
- Tekstilfarverier (32.117)
- Øvrige industrier

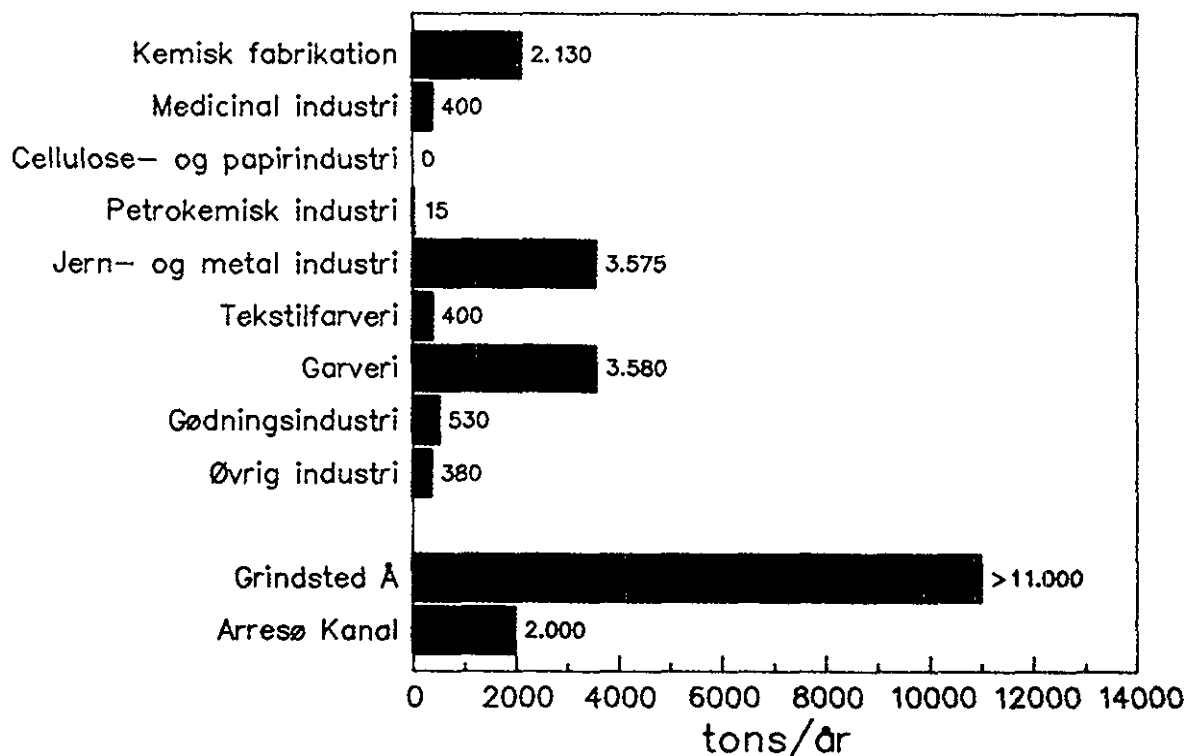
er mere arbitrært valgt. Mængdeudledningen fra f.eks. tekstilfarverierne og galvanovirksomhederne er derfor mere repræsentative for branchen generelt, og den samlede branches udledning kan derfor skønnes ved at skalere op fra antallet af de her inkluderede virksomheder til det samlede antal i branchen. Antallet af virksomheder inkluderet i hver branche fremgår af tabel 3.3 og 3.4.



Figur 3.14: Virksomhedernes samlede udledning af COD og BI₅ opdelt på brancher.

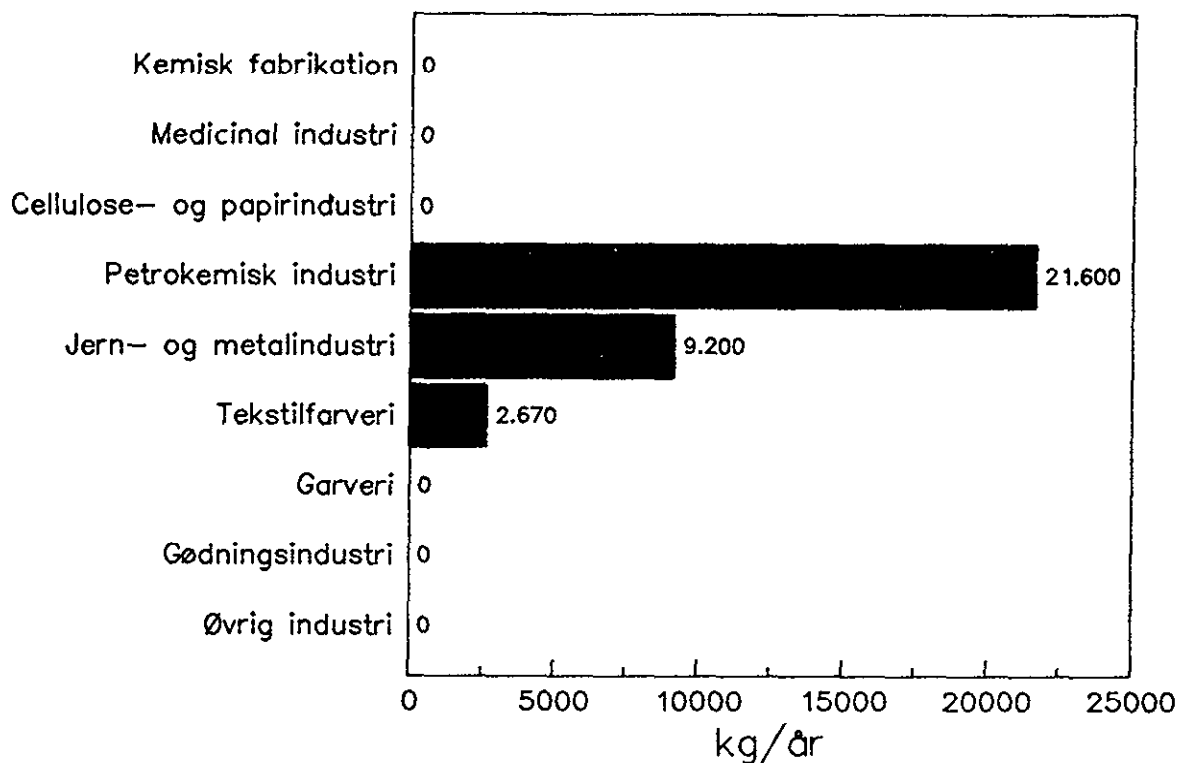


Figur 3.15: Virksomhedernes samlede næringssaltudledning opdelt på brancher.

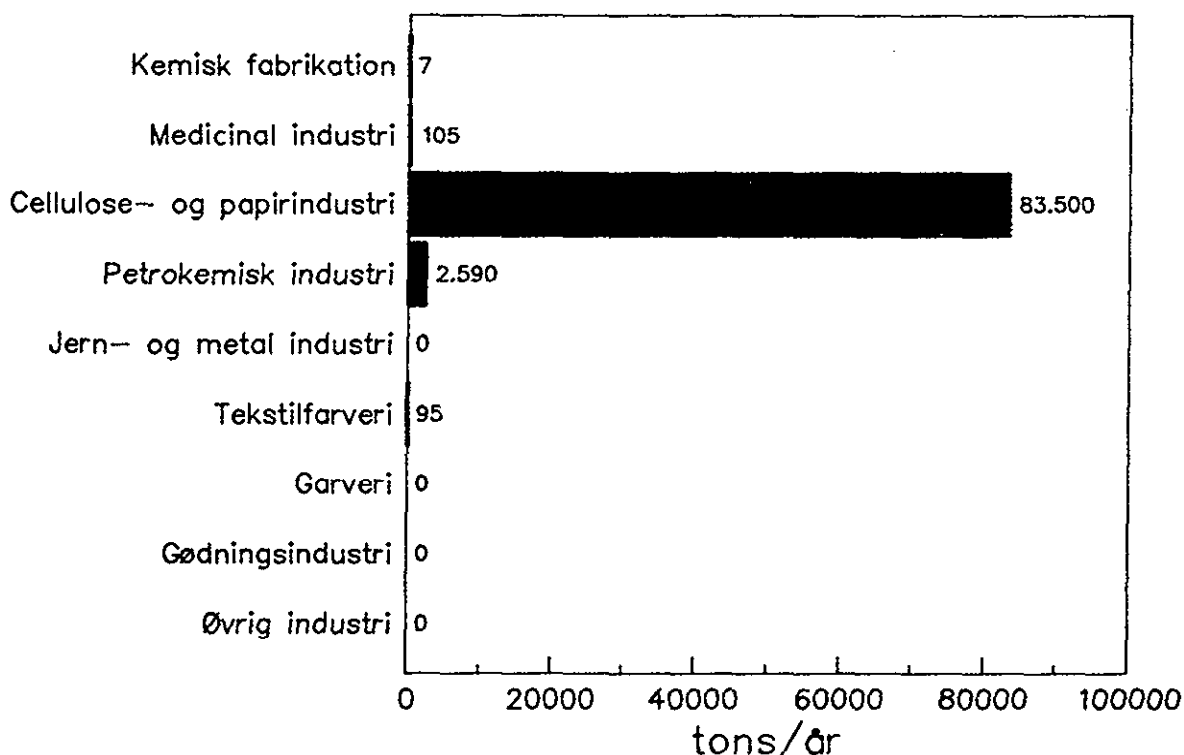


Figur 3.16: Virksomhedernes samlede tungmetaludledning opdelt på brancher.

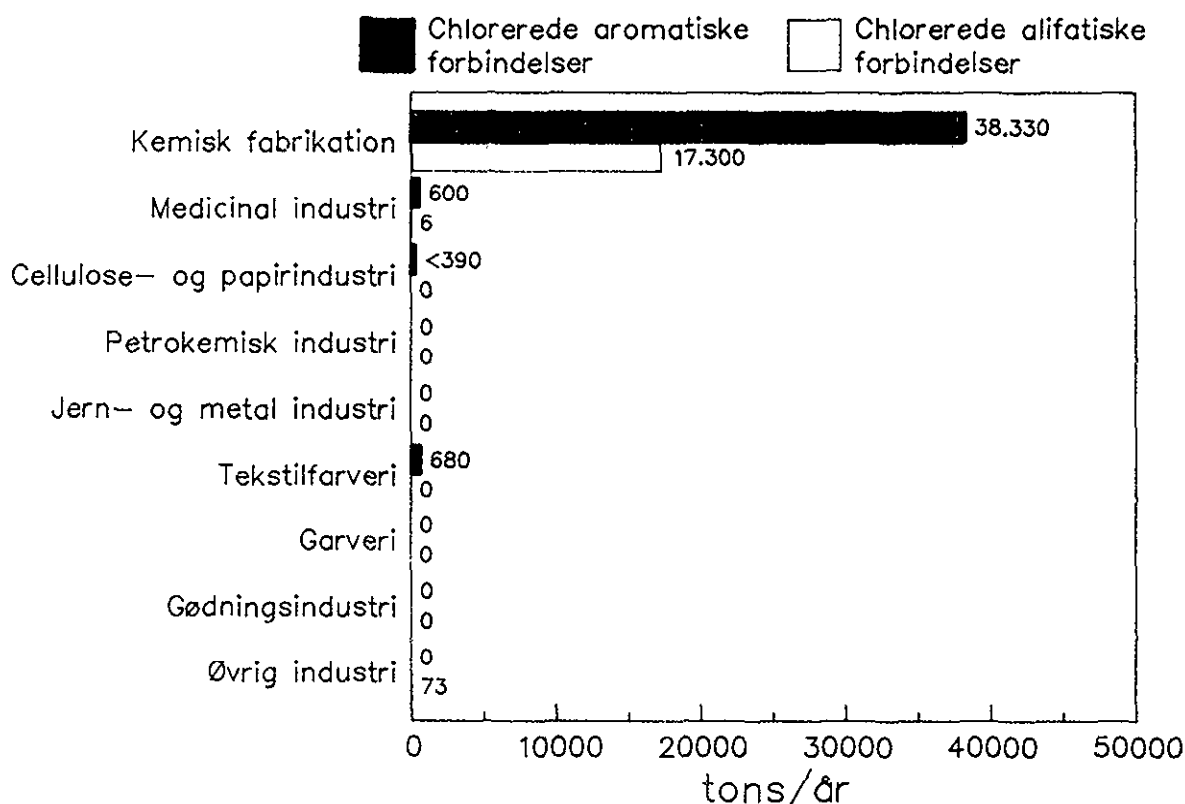
Grindsted-Varde Å og Arresø Kanal er medtaget for sammenligningens skyld for at illustrere udledning med vandløb. For Arresø Kanal vurderer Frederiksborg Amt, at en meget stor del af udledningen stammer fra nedfald af tungmetaller over søen fra stålvalseværkets store skorsten.



Figur 3.17: Virksomhedernes samlede olieudledning opdelt på brancher.



Figur 3.18: Virksomhedernes udledning af phenolære forbindelser opdelt på brancher.

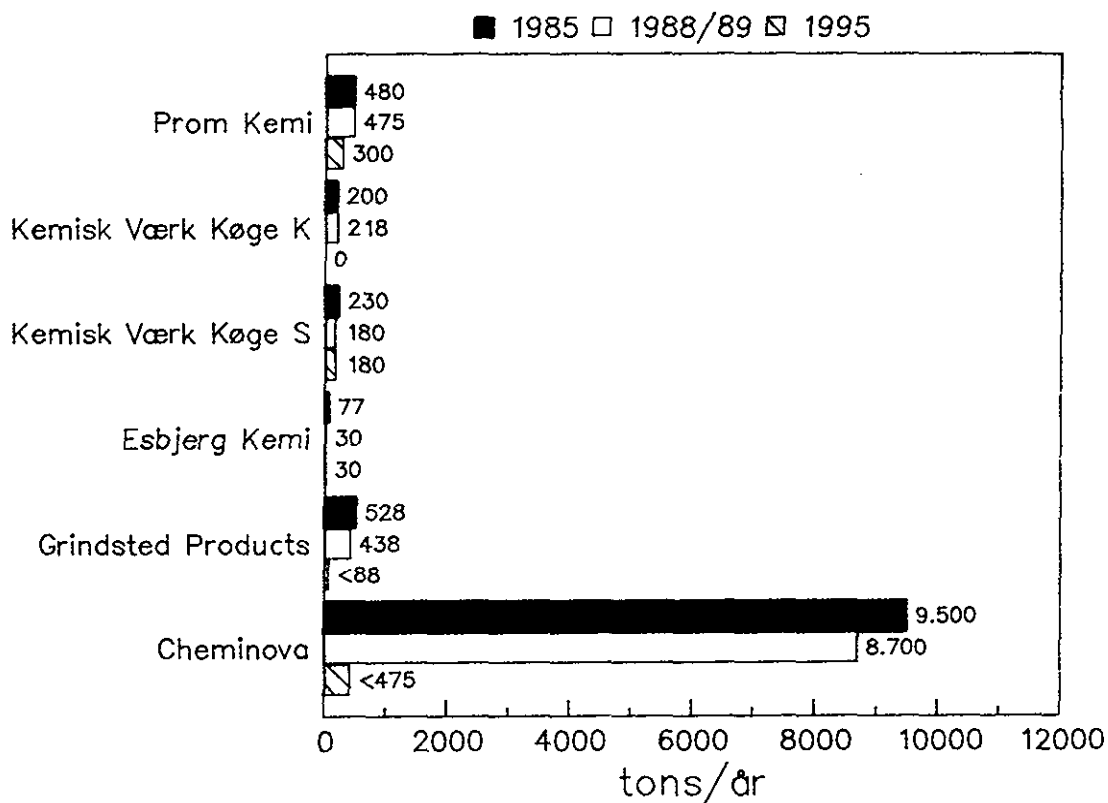


Figur 3.19: Virksomhedernes udledning af chlorede forbindelser opdelt på brancher.

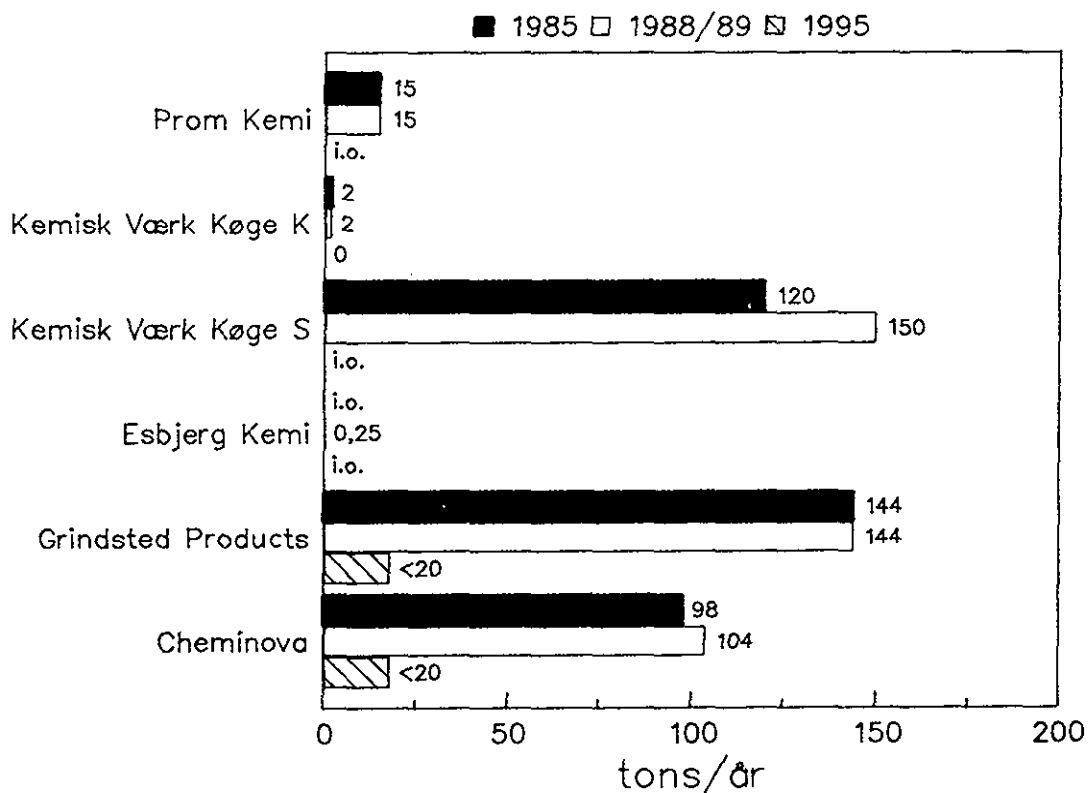
Den branchevise opgørelse viser mængdeudledningens fordeling på brancherne. Heraf fremgår, hvilke brancher det vil være interessant at se mere differentieret på og for hvilke parametre/stofgrupper. En sådan differentieret beskrivelse af udledningerne og deres kronologiske udvikling er givet branche for branche i de følgende afsnit.

3.6 Kemisk fabrikation

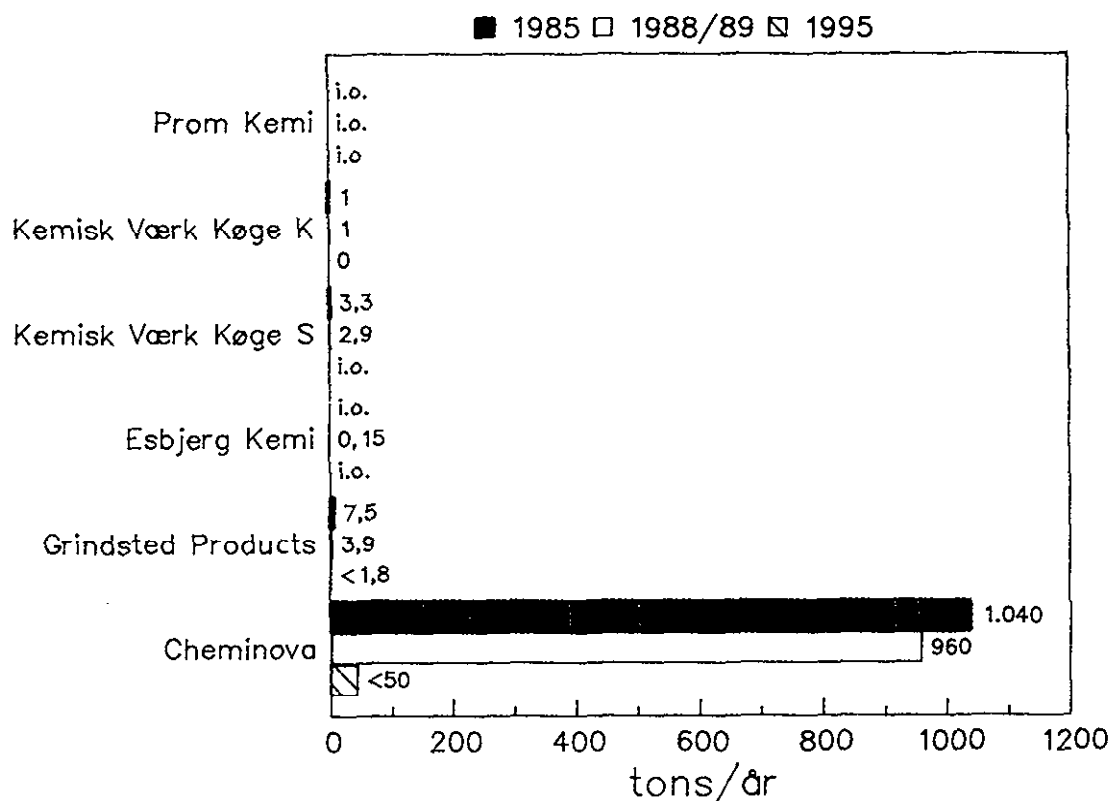
De 5 virksomheder, der er medtaget under betegnelsen kemisk fabrikation, bidrager med en væsentlig del af iltforbrugende stof og næringsalte og af udledningen af tungmetaller og chlorerede forbindelser. Den kronologiske udvikling for disse parametre fremgår af figur 3.20 - 3.25.



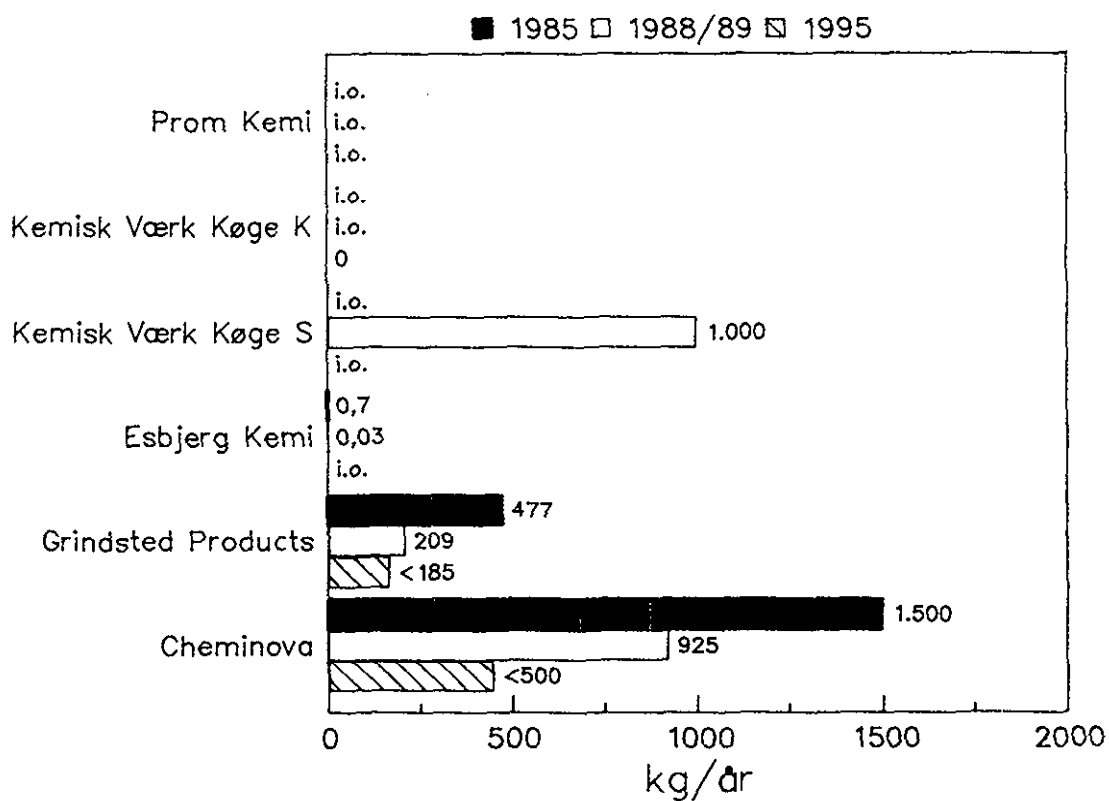
Figur 3.20: COD-udledningen fra de kemiske fabrikker.



Figur 3.21: Kvalstofudledningen fra de kemiske fabrikker



Figur 3.22: Fosforudledningen fra de kemiske fabrikker. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).



Figur 3.23: Tungmetaludledningen fra de kemiske fabrikker. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

Der er sket og sker væsentlige begrænsninger af udledningerne fra de kemiske fabrikker. De væsentligste tiltag er følgende:

Prom Kemi

Prom Kemi har siden 1985 etableret dampstripping på en delspildevandsstrøm og aktivt-kul-rensning af total-spildevandet. Det har givet en væsentlig reduktion af visse problematiske enkeltstoffer, men har ikke haft den store effekt på mængdeudledningen målt som COD. COD-udledningen reduceres imidlertid omkring 40% med udgangen af 1989, hvor en af virksomhedens store produktioner skæres ned til 1/3.

Kemisk Værk Køge

Kemisk Værk Køge lukker størstedelen af produktionen af ukrudtsmidler ved udgangen af 1989 og standser tilledningen af spildevand til Køge-egnens renseanlæg. Det giver en meget væsentlig reduktion af udledningen af chlorerede aromatiske forbindelser. Det bemærkes til figur 3.24, at de angivne mængder angiver tilledningen til det kommunale renseanlæg, hvor rensegraden for de pågældende stoffer er ca. 80%. I den tidligere viste danske totaludledning, figur 3.11, er denne rensegrad medregnet i figuren, der derfor afspejler billedet af den resulterende udledning til recipienten. Den særskilte udledning af spildevand hidrører fra pigment-produktionen og har i hele perioden været rensset med omtrent samme rensegrad i et roterende biologisk skivefilter. Denne udledning skal inden 1995 renses væsentligt bedre, hvad angår kvælstof, og dette forventes at få en effekt på udledningen af miljøfremmede stoffer, selv om denne ikke er kvantificeret. Virksomheden vil enten søge at tillade spildevandet Køge-egnens renseanlæg eller at forbedre den særskilte rensning.

Esbjerg Kemi

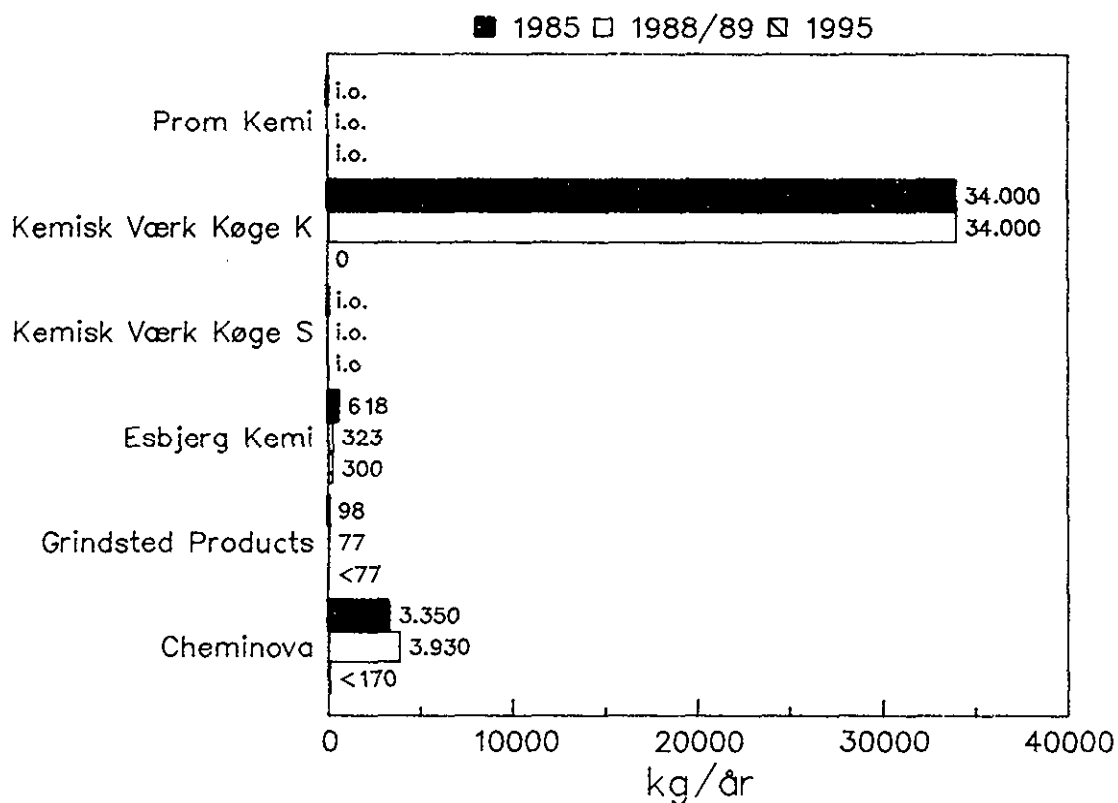
For Esbjerg Kemi foreligger ikke mange oplysninger, men rensningen vil forbedres væsentligt, idet det kommunale renseanlæg udbygges fra mekanisk rensning til både kvælstof- og fosfor-fjernelse.

Grindsted
Products

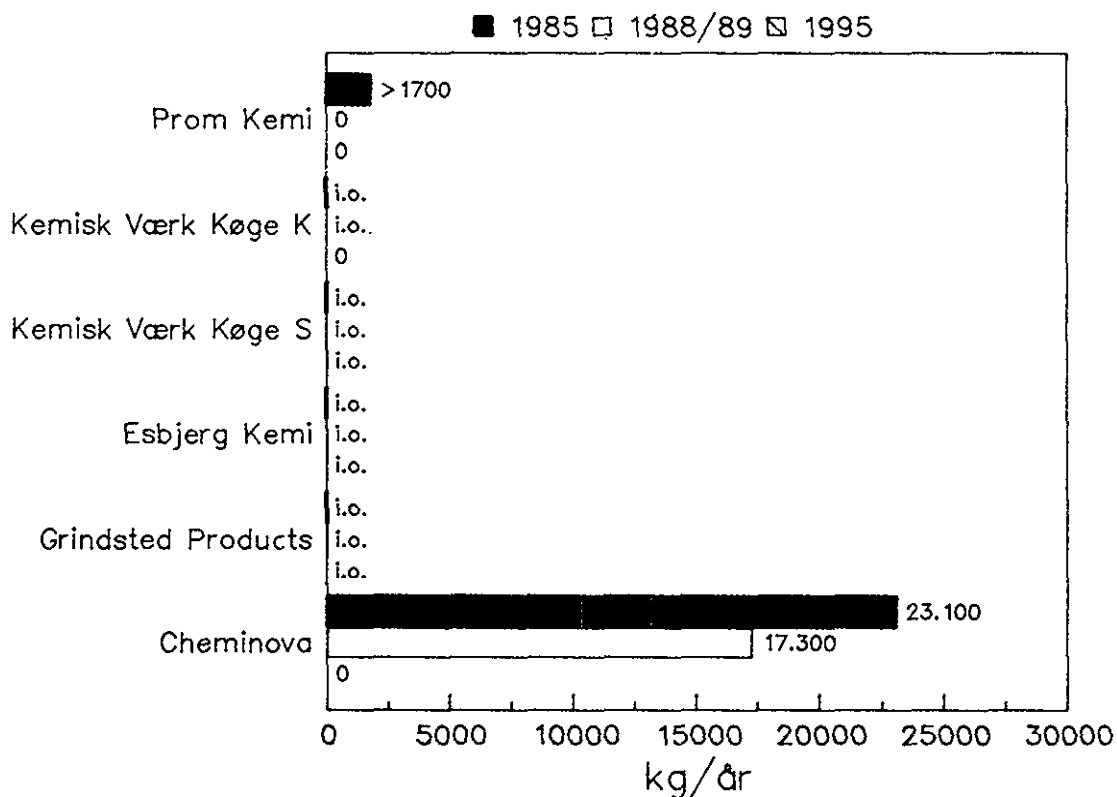
Grindsted Products har siden 1985 lukket B1-vitamin-produktionen og xylidin-produktionen og har etableret ekstra biologisk rensning i fluid bed-anlæg. Med udgangen af 1992 lukkes sulfaproduktionen yderligere, og der etableres udvidet rensning og kvælstoffjernelse fra spildevandet. Samtidig er iværksat en række renere teknologi-aktiviteter, der vil reducere udledningen af vand, kvælstof og miljøfremmede stoffer.

Cheminova

Cheminova har etableret et meget stort biologisk renseanlæg, der er under indkøring. Anlægget ventes at reducere stofudledningen med ca. 95%.



Figur 3.24: Udledningen af chlorerede aromatiske forbindelser fra de kemiske fabrikker. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).



Figur 3.25: Udledningen af chlorerede alifatiske forbindelser fra de kemiske fabrikker. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

3.7 Medicinalindustri

Medicinalvarevirksomhederne bidrager med en væsentlig COD-udledning og næringssaltudledning. Udledningen af miljøfremmede stoffer stammer oftest fra råvarerne og er kun i sjældne tilfælde analyseret i spildevandet.

BASF

BASF renser spildevandsudledningen i et biologisk renseanlæg med fosforfældning og med en COD-fjernelse på ca. 80%. En saltholdig spildevandsstrøm ledes uden om anlægget, men BASF vil også rense denne fremover. Denne indeholder ca. 40% af den resulterende COD-udledning fra virksomheden.

H. Lundbeck

H. Lundbeck har siden 1985 standset udledningen af en højtoksisk delspildevandsstrøm, der nu køres til forbrænding på Kommunekemi. Strømmen indeholdt over 40 tons parachlorbenzensulfonsyre, og ophør med udledningen af denne redegør for hovedparten af den observerede reduktion i den danske udledning af chlorerede aromatiske forbindelser fra 1985 til 1988/89. Virksomheden har yderligere etableret et ekstraktionsanlæg og et aktivt kul-anlæg til rensning af det resterende spildevand og har dermed også reduceret udledningen af ikke-chlorerede forbindelser væsentligt.

NOVO-Nordisk

NOVO-Nordisk arbejder med et renere teknologi-program, der ventes at reducere udledningen af kvælstof minimum 70%. Der er gennem flere år udført forsøg med biologisk rensning, der viser en god stoffjernelse også af miljøfremmede stoffer.

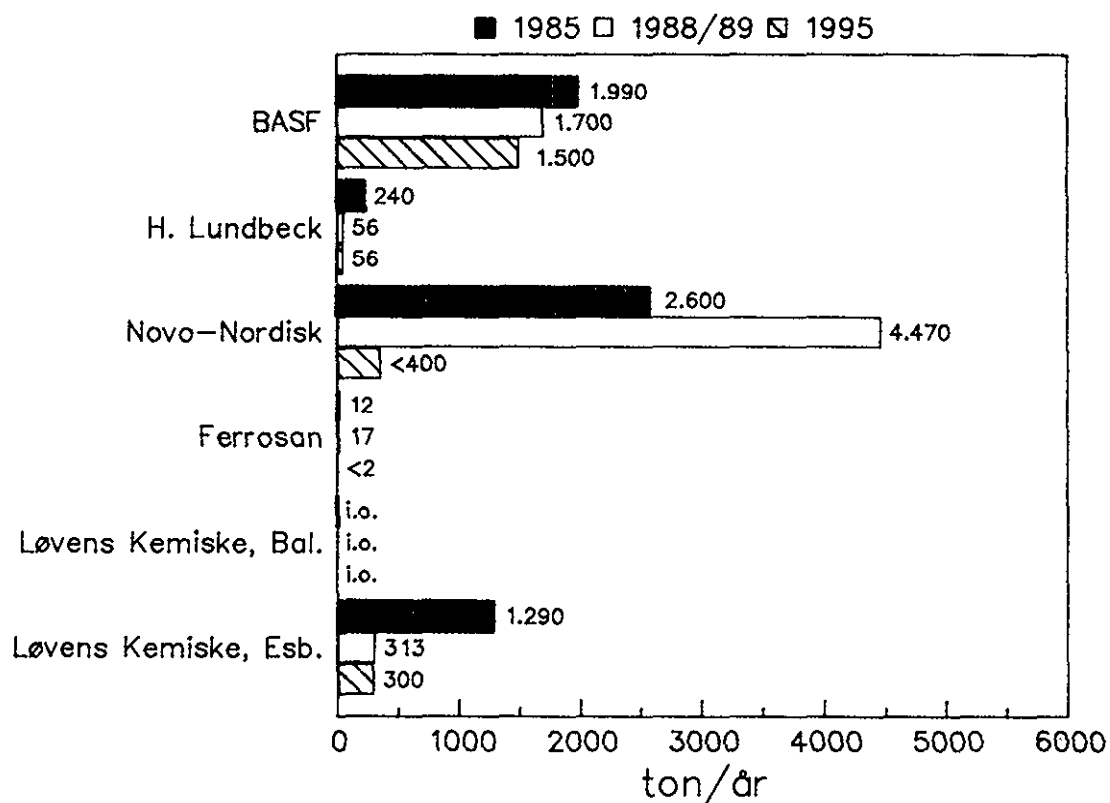
Ferrosan

Ferrosan har siden 1985 etableret opsamlingsbassiner med analyse"vagt" for udledning og har et aktivt kul-anlæg i stand-by position. Udledningen tilledes inden 1995 det udvidede Køge-egnens renseanlæg, og en væsentlig stofreduktion kan derfor forventes.

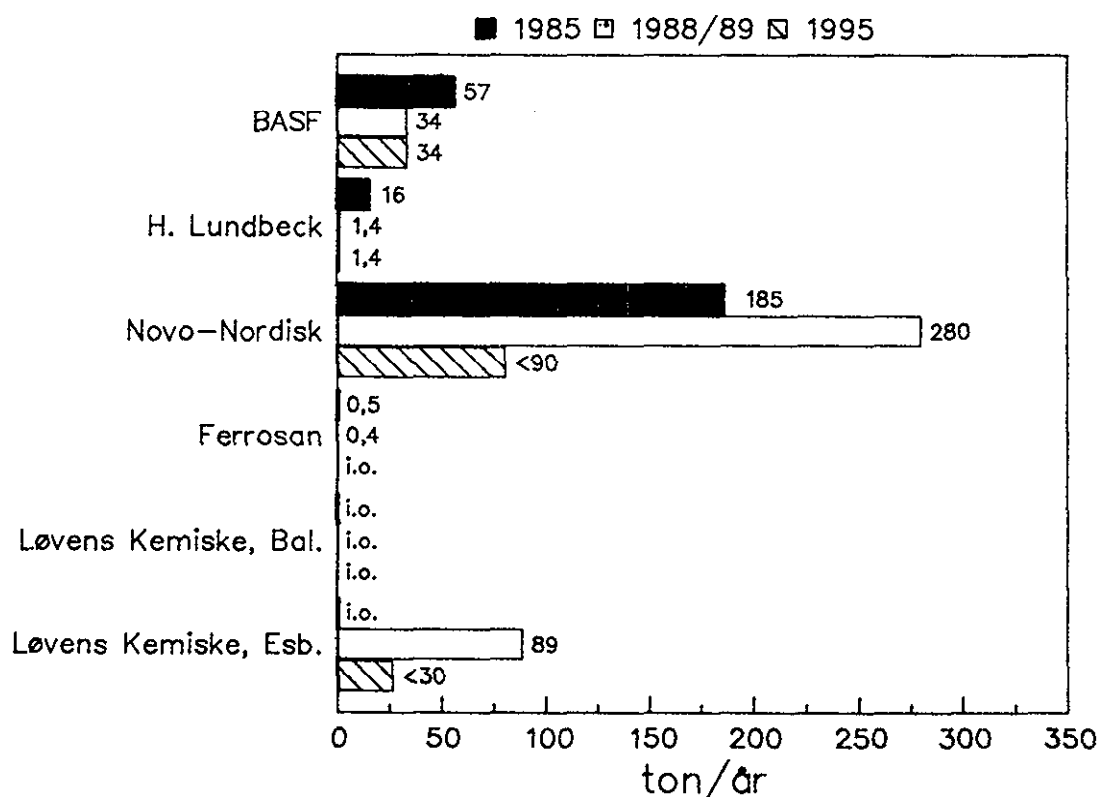
Løvens Kemiske

Løvens Kemiske i Ballerup udleder til Avedøre kloakværk, der udbygges inden 1995. Virksomhedens udledning af enkeltstoffer er ikke kendt.

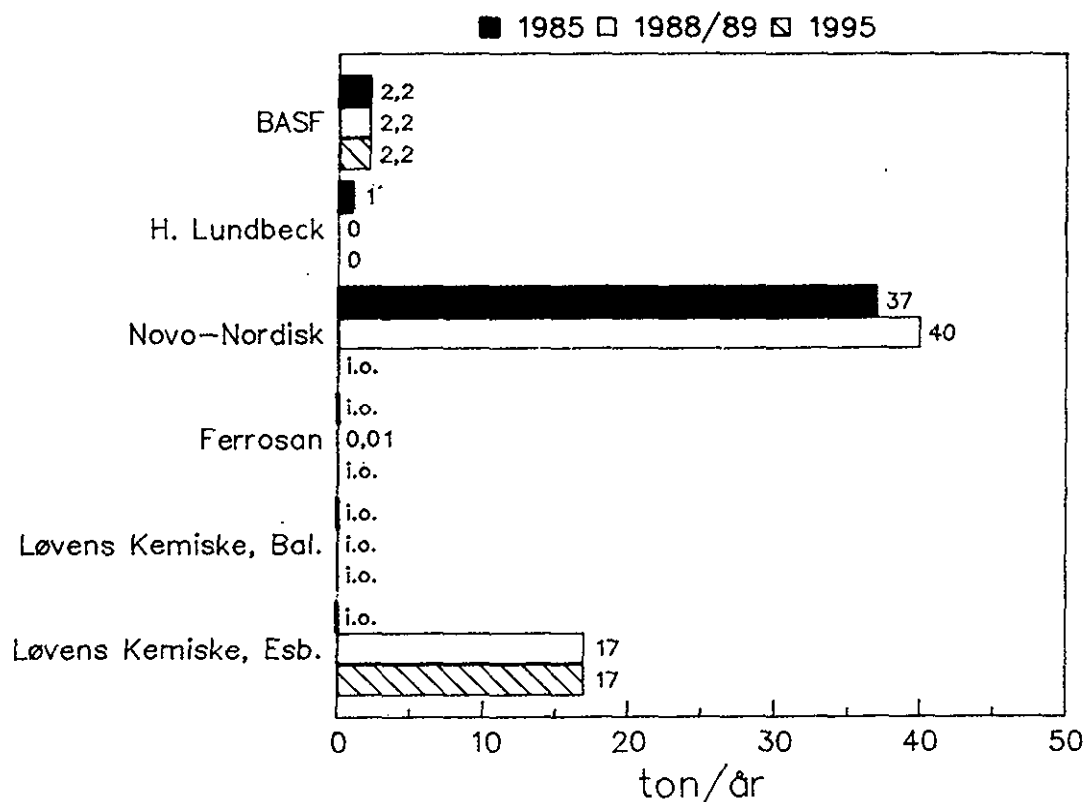
Løvens Kemiske i Esbjerg har etableret eget biologisk renseanlæg før tilledningen til det kommunale anlæg. Denne særskilte rensning skal inden 1992 forbedres 65-70% hvad angår kvælstoffjernelse. Virksomheden udleder ikke miljøfremmede stoffer.



Figur 3.26: COD-udledningen fra medicinalvirk-somhederne. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).



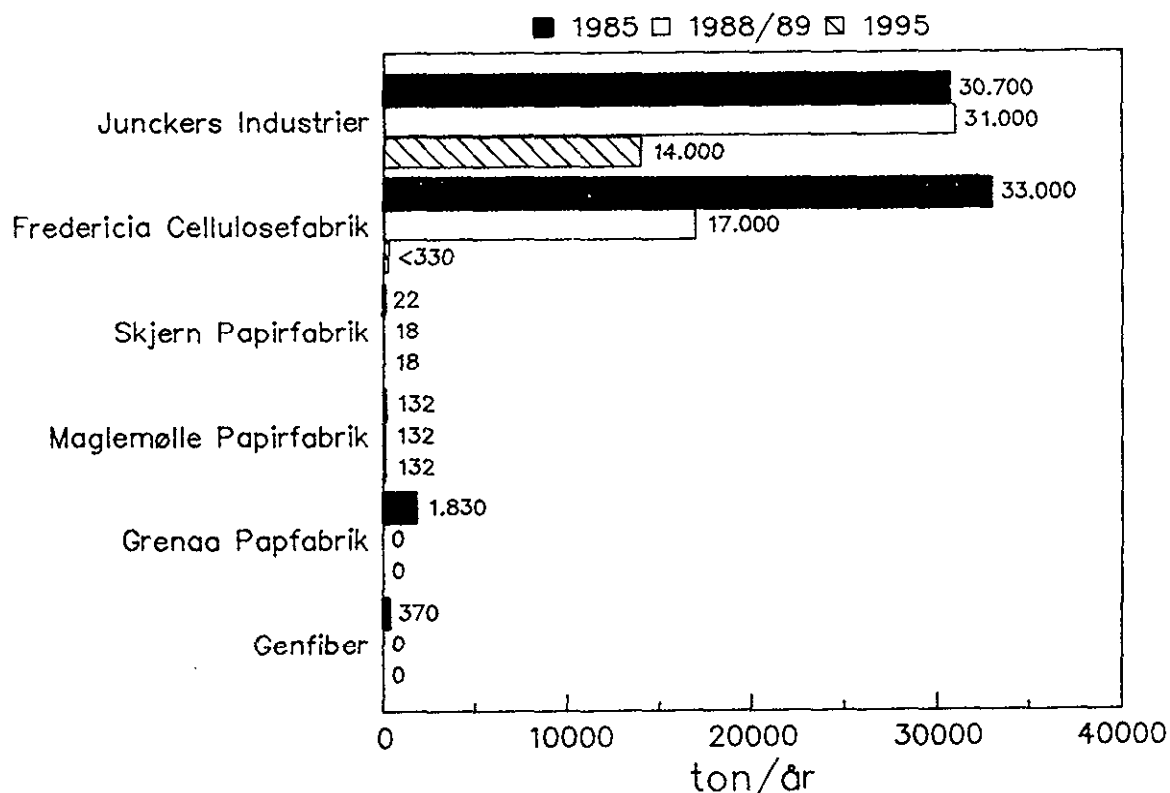
Figur 3.27: Kvalstofudledningen fra medicinal-virk-somhederne. i.o. = ikke oplyst (ikke analyse-ret).



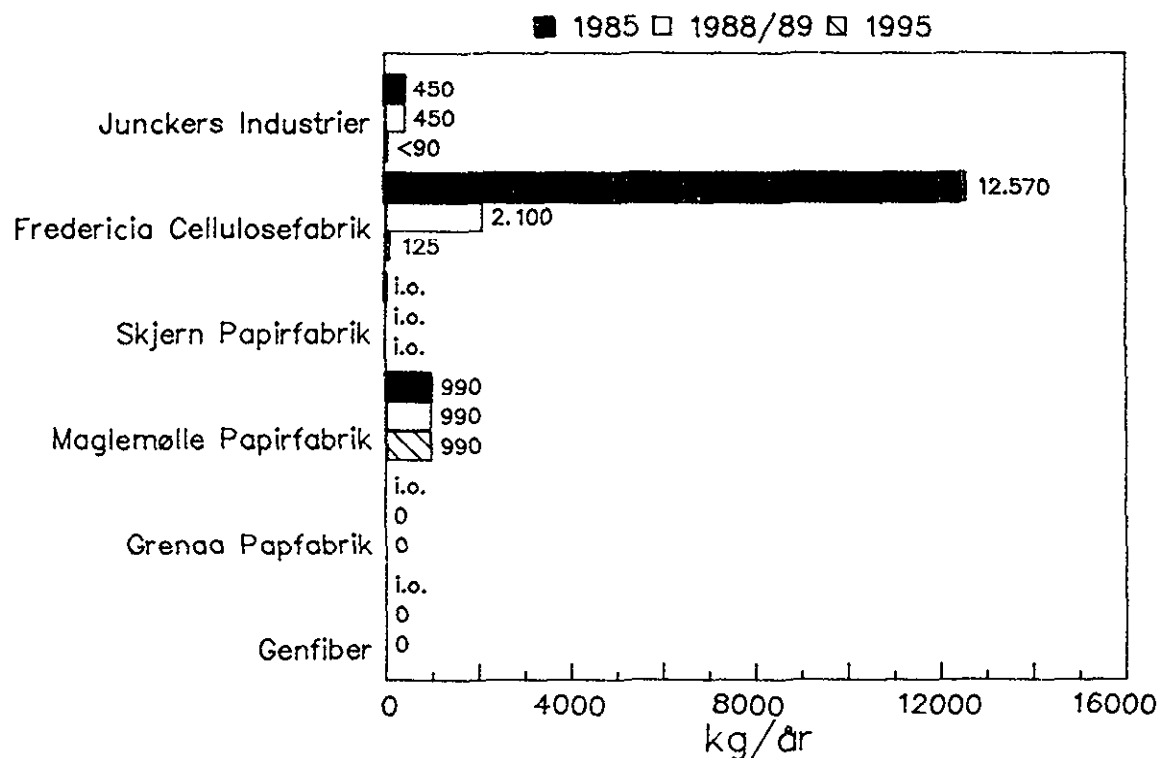
Figur 3.28: Fosforudledningen fra medicinalvirk-somhederne. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

3.8 Cellulose- og papirindustri

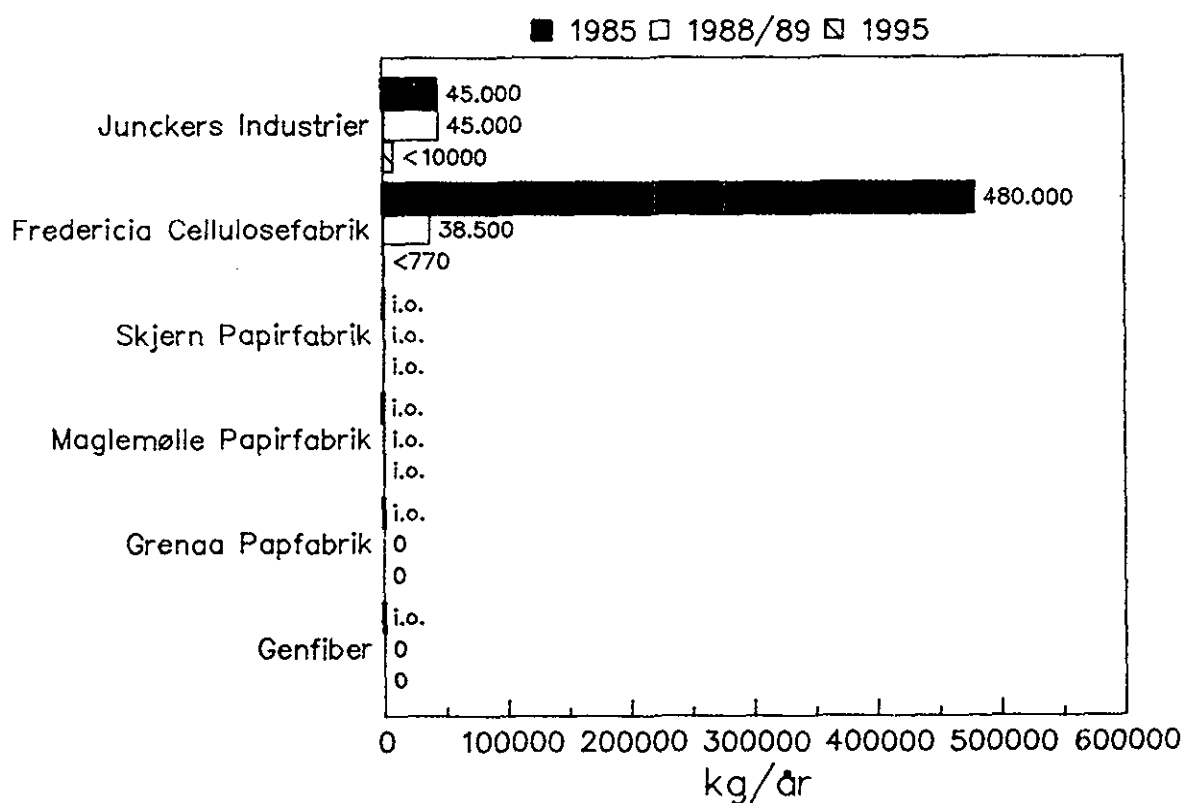
Cellulose- og papirindustrien bidrager med en meget stor del af COD-udledningen samt udledningen af adsorberbart organisk halogen og phenolære forbindelser.



Figur 3.29: COD-udledningen fra cellulose- og papirfabrikkerne.



Figur 3.30: Udledningen af adsorberbart organisk halogen fra cellulose- og papirfabrikkerne.



Figur 3.31: Udledning af phenolære forbindelser fra cellulose- og papirfabrikkerne.

Som det fremgår af figurerne, er de to store cellulosefabrikkers bidrag altdominerende.

Junckers

Junckers Industrier har undersøgt forskellige biologiske rensemetoder i pilotskala og forventer at etablere et kombineret aerobt-anaerobt fuldskalaanlæg med en rensegrad på ca. 50% for COD. Spildevandet er meget saltholdigt, hvilket ifølge virksomheden medfører, at kemikaliegenvinding af processpildevandet (sortluden) ikke er gennemføreligt.

Fredericia Cellulosefabrik

Fredericia Cellulosefabrik har i juni 1985 ændret blegeprocessen fra brug af hypochlorit til brug af chlordioxid. Dette har medført en betydelig reduktion i udledningen af chlorerede forbindelser med spildevandet. Medio 1989 har virksomheden ibrugtaget et stort kemikaliegenvindingsanlæg, der genvinder ca. 80% af COD-mængden og genanvender spildevandsstrømmen. Den resterende del af spildevandet fra blegeriet vil fremover enten blive tilledt det udbyggede Fredericia Centralrenseanlæg eller blive behandlet særskilt på virksomheden, muligvis ved inddampning.

Skjern Papirfabrik

Skjern Papirfabrik renser udledningen i eget biologisk renseanlæg. Dette er i 1988 udbygget fra 1-trins til 2-trins aktivt slam anlæg, hvilket har resulteret i en ca. 65% reduktion af BI_5 -udledningen men kun en mindre reduktion i COD-udledningen.

Maglemølle Papirfabrik

Maglemølle Papirfabrik flokkulerer og sedimenterer spildevandet. Fremover påregner virksomheden at etablere en produktionslinie for genbrugspapir og vil i givet fald etablere særskilt biologisk rensning på afsværtningsvandet fra denne linie.

Grenaa Papfabrik

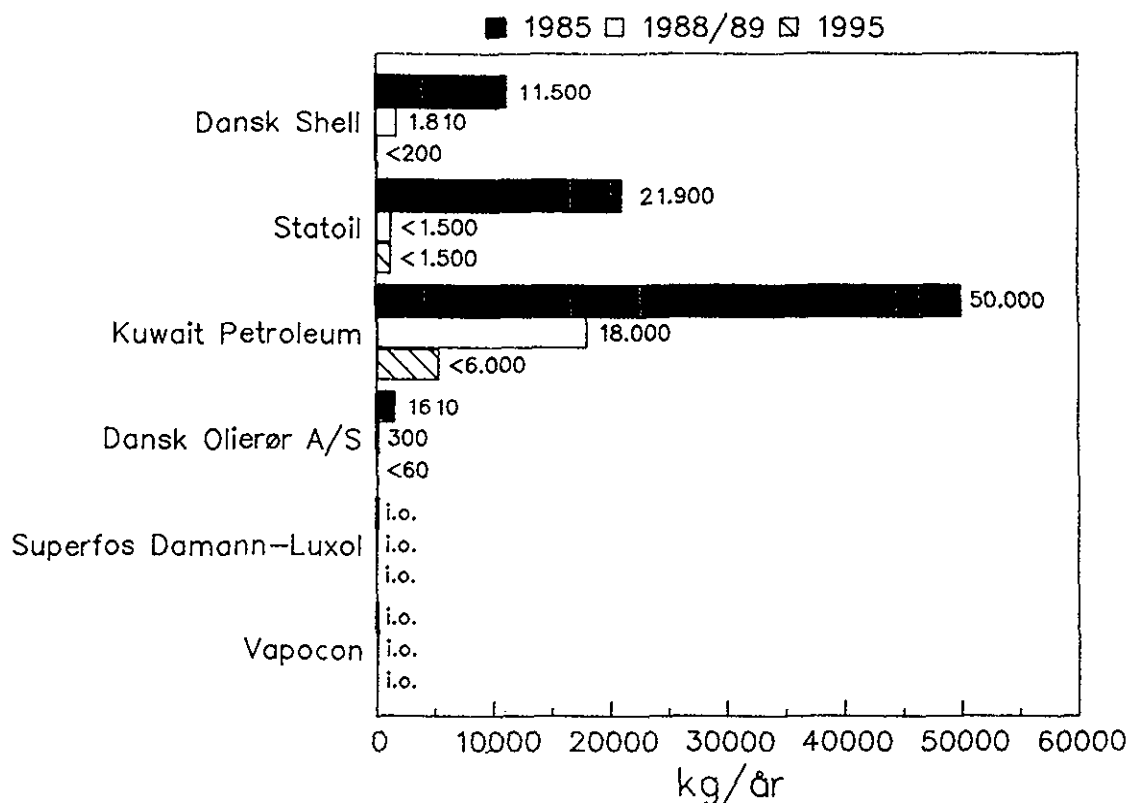
Grenaa Papfabrik har siden 1985 arbejdet meget med recirkulation af spildevandet og er helt holdt op med at udlede spildevand undtagen i meget begrænset omfang under særlige omstændigheder.

Genfiber

Genfiber har ligeledes startet recirkulation og genbrug af spildevandet, og udløbsledningen er lukket.

3.9 Petrokemisk industri

Olieraffinaderierne står for al udledningen i denne opgørelse, idet de to øvrige virksomheders udledning består af overfladevand, hvor vandmængden ikke er opgjort. For disse to virksomheder findes derfor kun koncentrationsdata, jfr. bilag 5. De mest interessante stofgrupper er olie og



Figur 3.32: Olieudledningen fra de petrokemiske virksomheder. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

phenol. Udledningen af COD og kvælstof har en vis størrelse men for disse henvises til bilag 5.

Dansk Shell

Dansk Shell indførte i 1985 en forbedring af driften af laguneanlægget for spildevandet, således at de 2 laguner inddeltes i beluftning i 1. lagune og sedimentation i 2. lagune. Dette gav forbedret olie fjernelse. I 1986 omlagdes driften af behandling af processpildevand, således at alt dette behandles i raffinaderiets afsaltningsanlæg (ekstraktion til råolie i vekselspændingsfelt) for fjernelse af phenolære forbindelser. Dette medførte en betydelig phenolreduktion. Spildevandet vil inden udgangen af 1995 blive tilledt det udbyggede Fredericia Centralrenseanlæg.

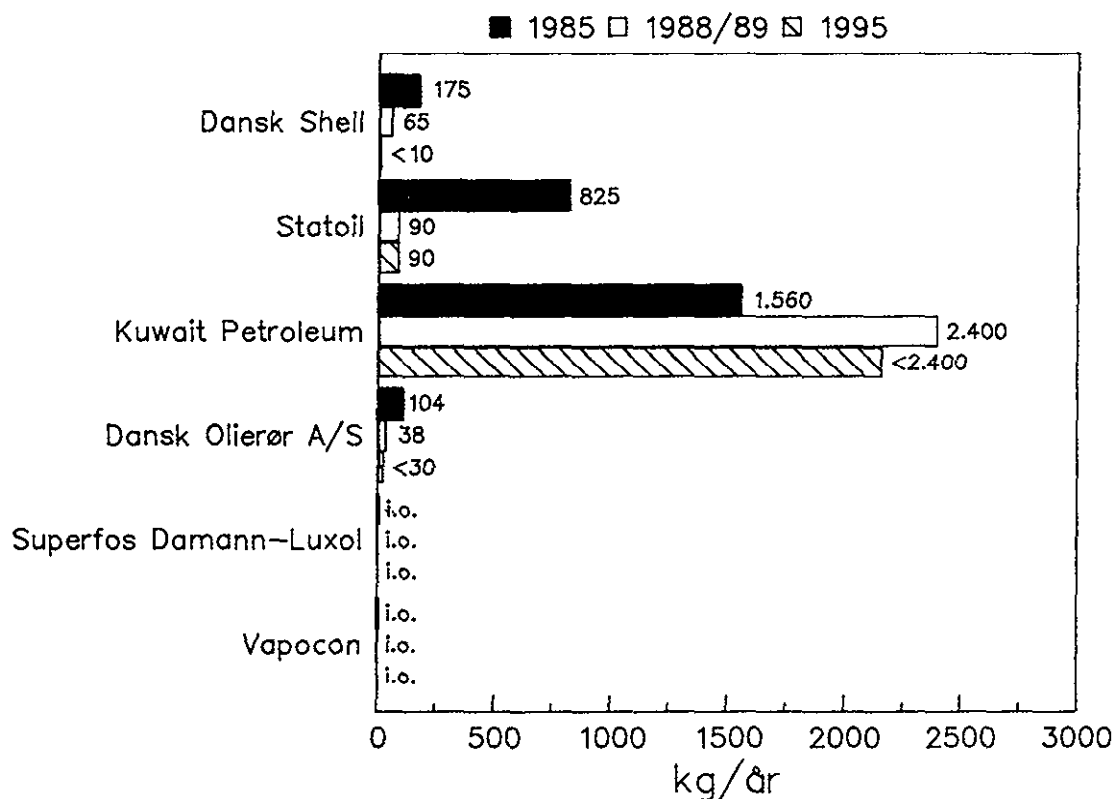
Statoil

Statoil udleder ligeledes spildevandet via laguner. I 1987 etableredes beluftning i disse, ligesom virksomheden etablerede et stort flotationsanlæg og forbedrede et separationsanlæg i 1987 samtidigt med indførelse af væsentlige vandbesparelser. Dette medførte en stor reduktion i udledningen af både olie og phenol.

Kuwait Petroleum

Kuwait Petroleum Refining er den største udleder af de 3 raffinaderier. Virksomheden har indtil 1989 kun haft nogle relativt små laguner, der

ikke har reduceret udledningen meget. Sidst i 1989 er imidlertid etableret et stort flotationsanlæg med en forventet oliefjernelse på 60-70% svarende til den observerede oliefjernelse over Statoils anlæg. Muligheden for, at virksomhedens spildevand kobles på et større renseanlæg tilknyttet det såkaldte "Stignæs Industrimiljø" foreligger, men dette vil afhænge af, om "Stignæs industrimiljø" bliver en realitet. En eventuel reduktion herfra er derfor ikke medregnet.



Figur 3.33: Udledningen af phenolære forbindelser fra de petrokemiske virksomheder. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

DORAS

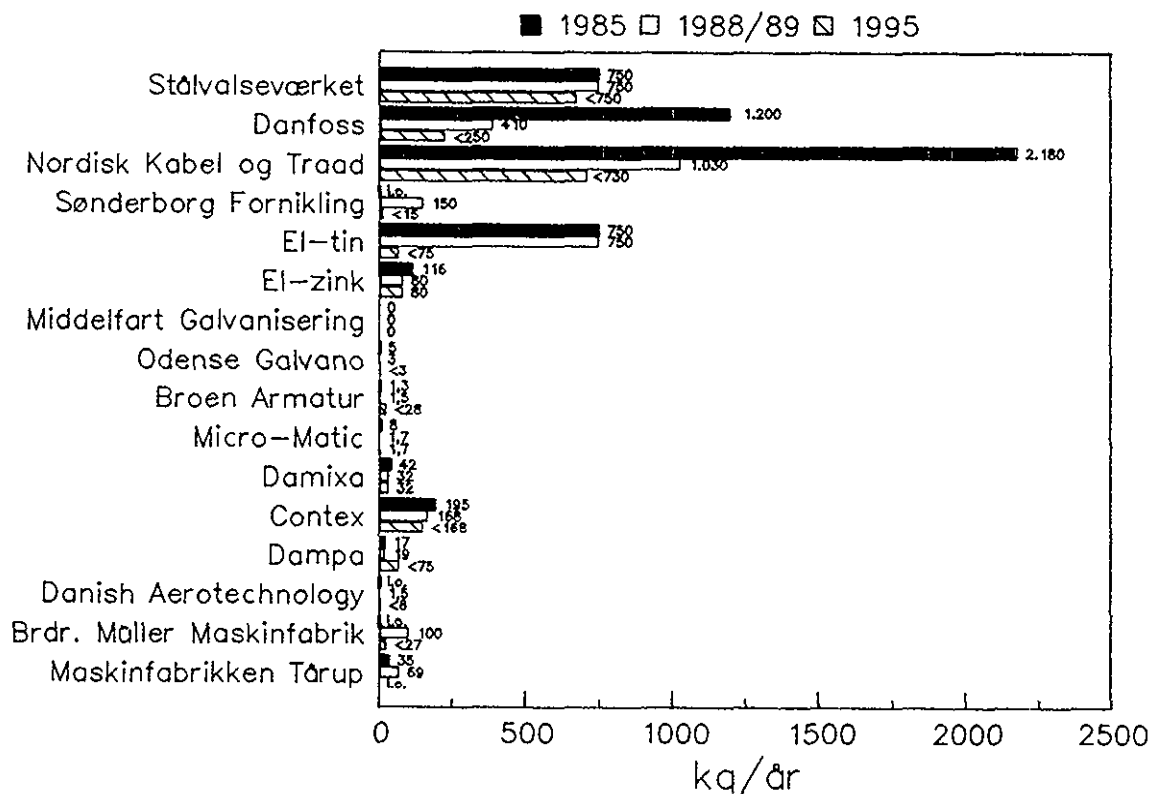
Dansk Olierør A/S (DORAS) renser vandet fra råolien ved flokkulering. Spildevandet blev i 1987 ledt til mekanisk rensning i Fredericia Centralrenseanlæg, hvor oliefjernelsen i gennemsnit er omkring 50%. Renseanlægget udbygges i 1992.

3.10 Jern- og metalindustri

Den væsentlige udledning fra jern- og metalindustrien er tungmetaludledningen og til dels udledningen af olie.

Stålvalseværket

Stålvalseværkets udledning er en samlet udledning fra to opfyldte arealer samt det egentlige spildevand. Der er ikke konkrete planer om rensning af spildevandet, der udledes i et stort antal forskellige strømme. Udvaskningen fra de opfyldte arealer forventes at formindskes ved en afgrænsning og tætning mod de opfyldte arealer, hvilket vil begrænse udledningen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Men forventningen er ikke udmontet i krav eller handling og er derfor ikke indregnet.



Figur 3.34: Tungmetaludledningen fra jern- og metalvirksomhederne.

Danfoss

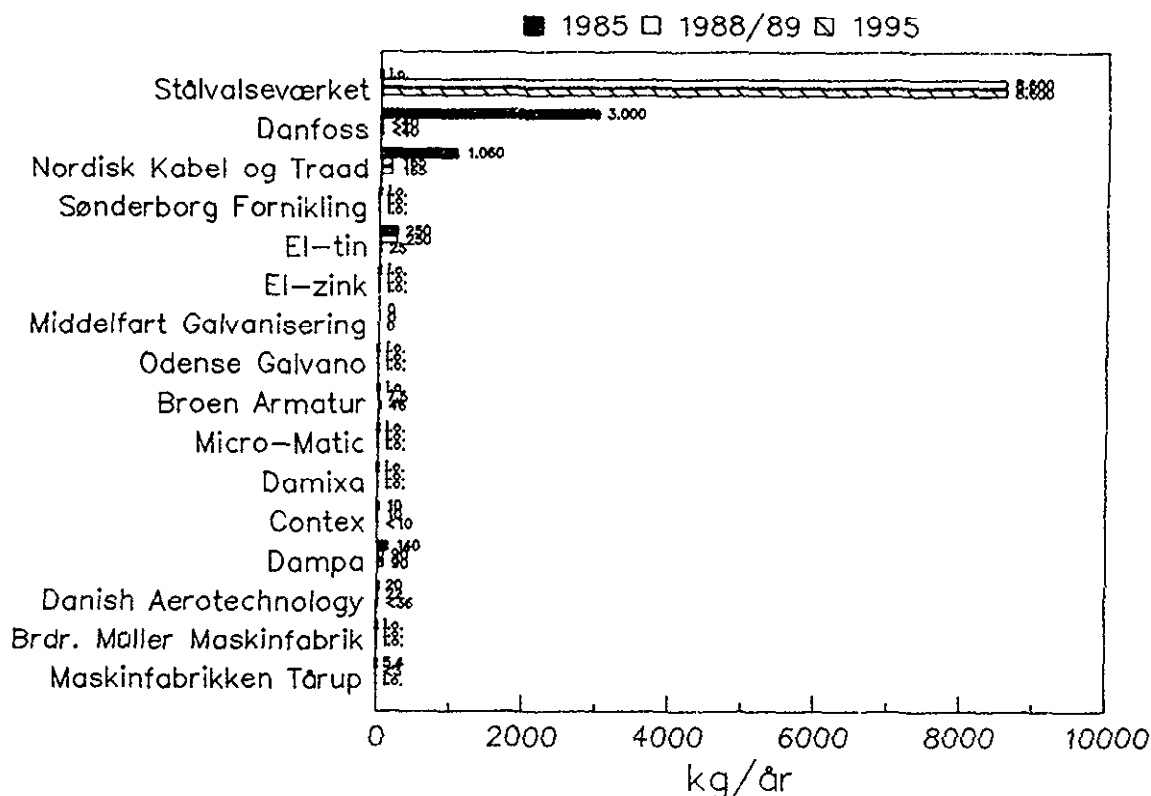
Danfoss har reduceret udledningen væsentligt siden 1985, bl.a. ved ultrafiltrering og forbedret kemisk fældning og filtrering, og derudover en række andre foranstaltninger, jfr. bilag 1. Virksomheden har erstattet brugen af trichlorethylen med andre affedtningsmidler, idet det sidste af en række såkaldte tri-anlæg netop er nedlagt. Virksomheden overvejer inddragelse af renere teknologi, men kan endnu ikke konkretisere dette.

NKT

Nordisk Kabel og Traadfabrikker i Middelfart renser udledningen i to kemiske fældningsanlæg, hvoraf det ene indførtes i 1986. Desuden er siden 1985 indført et olieudskilningsanlæg.

El-tin

Virksomheden El-tin adskiller sig fra de resterende ved ikke at overfladebehandle metal, men i stedet aftage tinbelægninger fra hvidblik (konserveemballage). Udledningen er overfladeafstrømning fra oplag af ubehandlet og aftinnet hvidblik, der fra august 1989 genanvendes i processen.



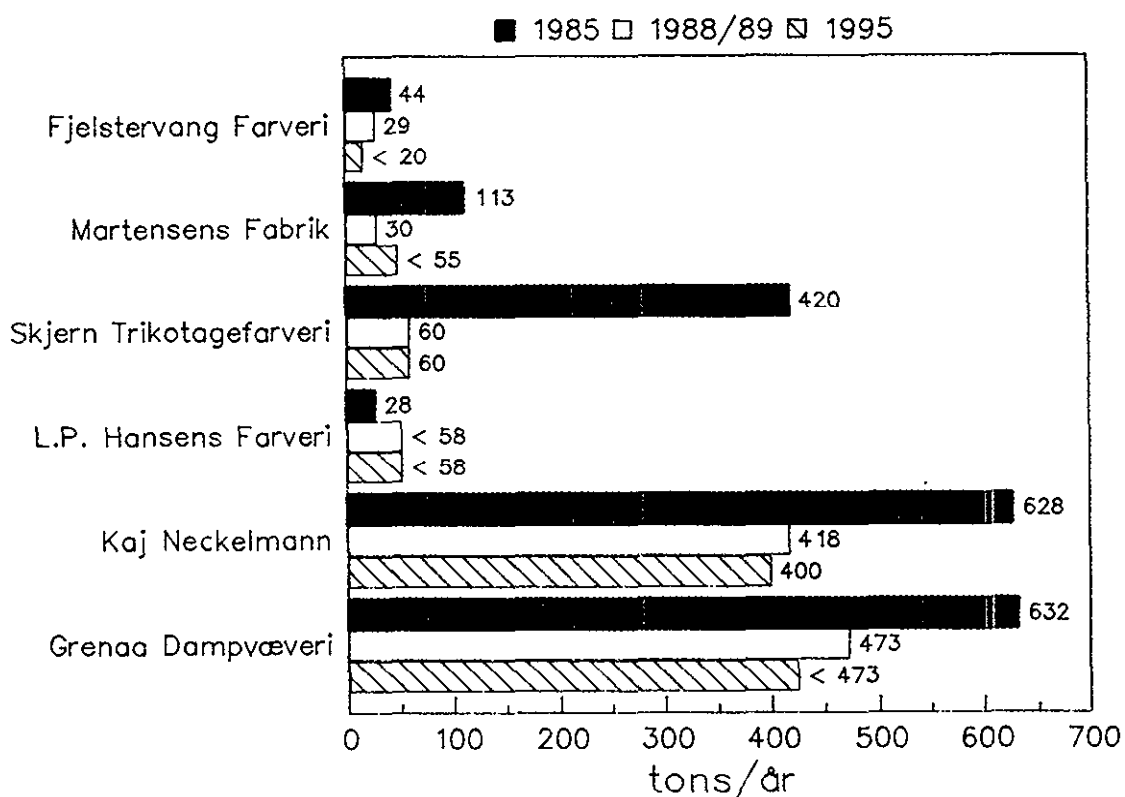
Figur 3.35: Olieudledningen fra jern- og metalvirksomhederne.

De resterende virksomheders udledning stammer fra overfladebehandling og renses i varierende grad. Nogle har etableret både kemisk fældning og ionbytning og har planer om brug af omvendt osmose, andre har kun et fældningsanlæg. En enkelt virksomhed har eget biologisk renseanlæg. Der henvises til bilag 5 for en nærmere gennemgang.

De ca. 150 galvaniseringsanstalter herhjemme udleder i gennemsnit omkring 40 m³ spildevand pr. dag med et tungmetallindhold, der typisk ligger på omkring 2 mg/l. Det fremgår således, at den resterende galvano-branche efter dette skøn udleder 1-2 gange mere end Stålvalseværket, Danfoss og NKT tilsammen.

3.11 Tekstilfarveri

Tekstilfarverierne spildevand er miljømæssigt interessant primært på grund af indholdet af meget svært nedbrydelige stoffer og farve. Der analyseres imidlertid ikke for disse stoffer i spildevandet, og kendskabet til spildevandets indhold er alene baseret på råvarelisten og skøn over retentionsgraden for stoffet i processen. Enkeltstofudledning af organiske stoffer kan derfor ikke vises for tekstilfarverierne, og som compensation herfor vises i stedet COD-udledningen. Hovedparten af COD fra et tekstilfarveri hidrører fra bomuldsvoxs, spindeolie, uldfedt og lignende, der følger med tekstilerne ind. Omkring 40% er vurderet at hidrøre fra kemikalier fra råvarelisten.



Figur 3.36: COD-udledningen fra tekstilfarverierne.

Endvidere vises tungmetaludledningen, der er relativt lille for disse tekstilfarverier. Tidligere anvendte man større mængder tungmetalbaseret farve, men det er ikke længere tilfældet.

Fjelstervang
og Martensen

Fjelstervang Farveri og Martensens Fabrik har gennem hele perioden rensat spildevandet i eget biologisk renseanlæg. Anlæggene drives med tilsætning af valle som letomsættelig kulstofkilde for at optimere omsætningen. Der har været

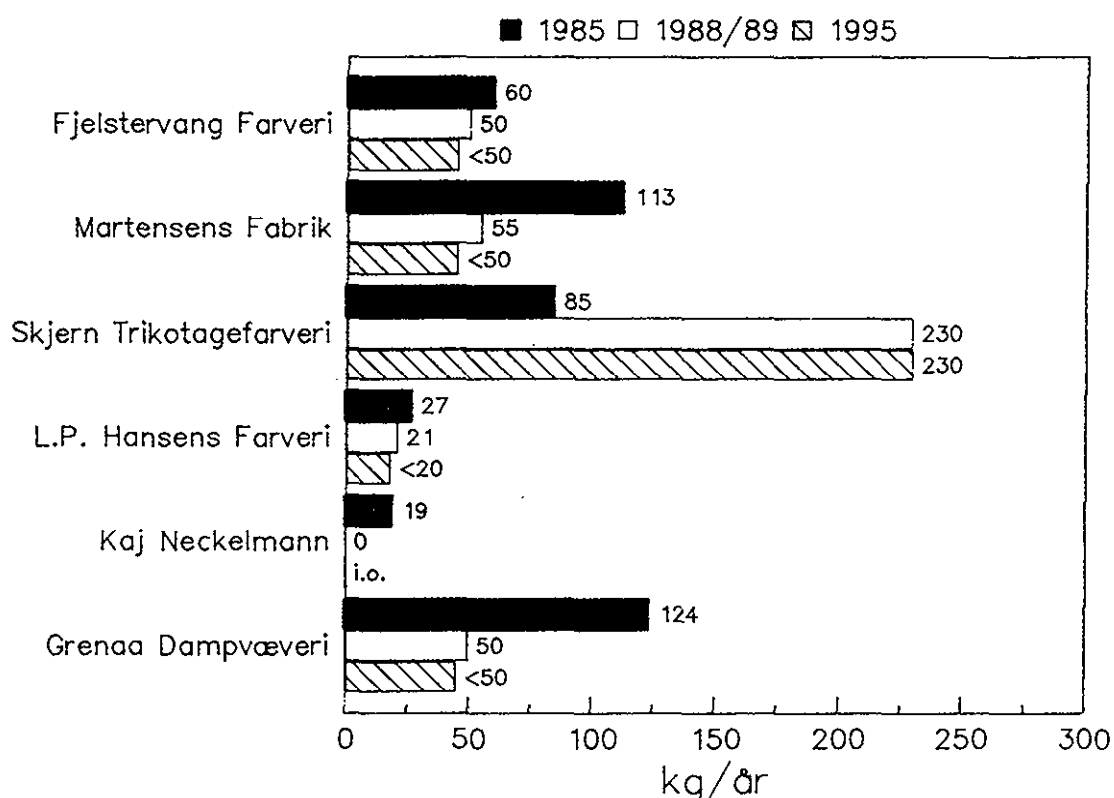
overvejelser om udvidet rensning og farvefjernelse, men der er endnu ingen konkrete planer.

Skjern Trikotagefarveri

Skjern Trikotagefarveri er i december 1988 frakoblet det kommunale Skjern renseanlæg og er gået over til særskilt rensning i eget biologisk renseanlæg. Anlægget er et velfungerende aktivt slam-anlæg med lodretstående reaktorer, kemisk fældning/flokkulering af fosfor og farve samt afsluttende sandfiltrering.

L.P. Hansen

L. P. Hansens Farveri flyttede i 1986 fra Vejle til Egtved kommune. Farveriet har ikke særskilt rensning, men leder til Haraldskær renseanlæg (mekanisk-biologisk), der inden 1995 udbygges med kemisk rensning.



Figur 3.37: Tungmetaludledningen fra tekstilfarverierne. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

Kaj Neckelmann og Grenaa Dampvæveri

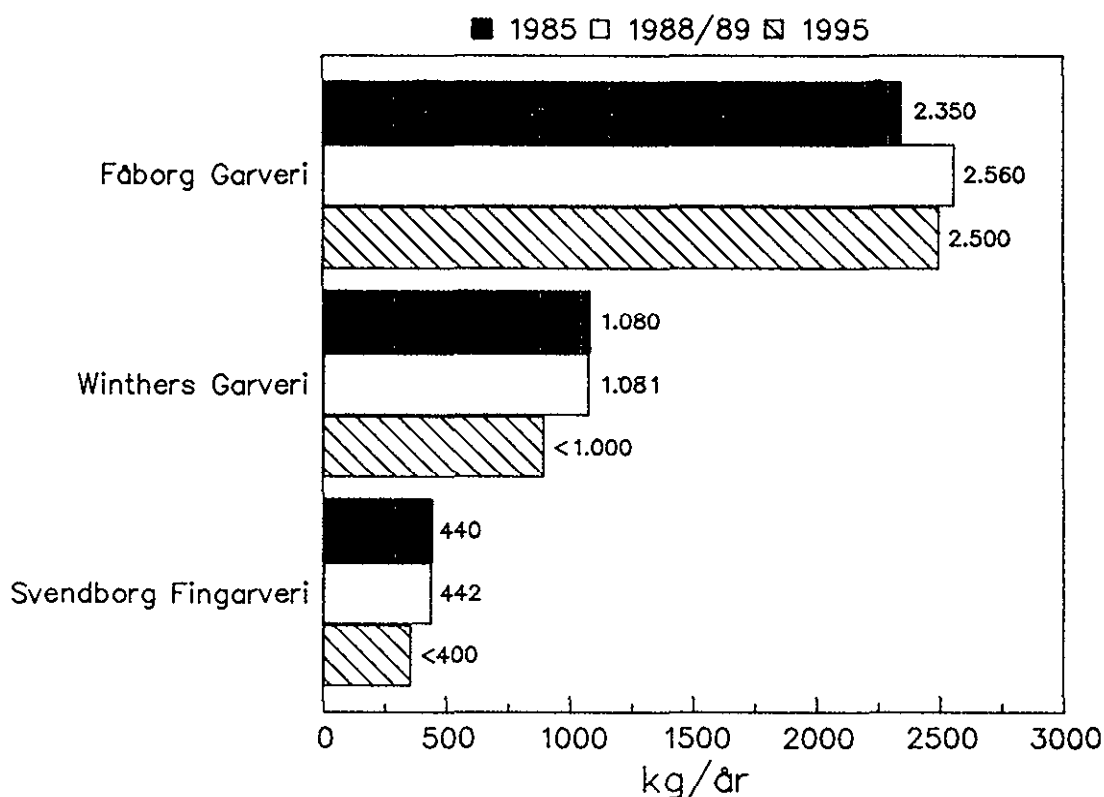
Kaj Neckelmann og Grenaa Dampvæveri har ingen rensning. Neckelmans spildevand er hidtil tilledt Søholt renseanlæg (mekanisk-biologisk-nitrificerende-denitrificerende-kemisk). Grenaa Dampvæveris spildevand er hidtil udledt urensset via den kommunale ledning ved Fornæs, men ledes i 1990 til det udbyggede renseanlæg ved Fornæs.

3.12 Garverier

Garverierne har en relativt stor COD- og kvælstofudledning. Den er imidlertid af rent animalsk oprindelse og er ikke interessant i denne sammenhæng. Udledningen af chrom er imidlertid meget stor og udgør den viste tungmetaludledning på figur 3.38.

Fåborg Garveri

Fåborg Garveri havde på et tidspunkt i 1986 planer om at etablere kemisk fældning af chromudledningen, der sammen med andre tiltag ville reducere udledningen over 90%. Projekterne er imidlertid aldrig blevet realiseret, og garveriet udleder spildevand urensset til Fåborg renseanlæg. Heri er der imidlertid en chromfjernelse af størrelsesorden 95%.



Figur 3.38: Tungmetaludledning fra garverierne.

Winthers Garveri og Svendborg Finggarveri

Winthers Garveri og Svendborg Finggarveri udleder ligeledes spildevandet urensset til Svendborg renseanlæg, der hidtil kun har været mekanisk. Udbygningen af dette renseanlæg vil derfor medføre en væsentlig reduktion af udledningen.

3.13 Gødningsindustri

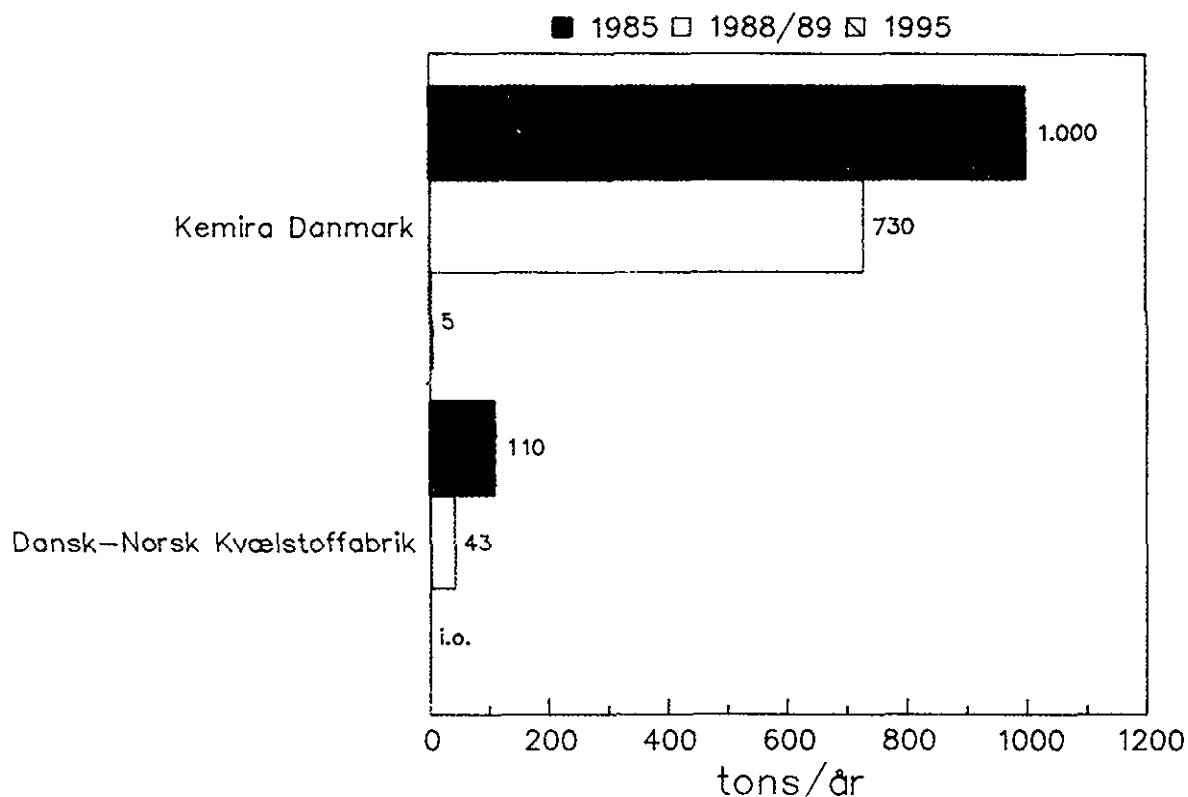
For gødningsindustrien er, specielt på grund af Kemira Danmarks udledning, kvælstof-, fosfor- og tungmetaludledningen interessant.

Kemira Danmark

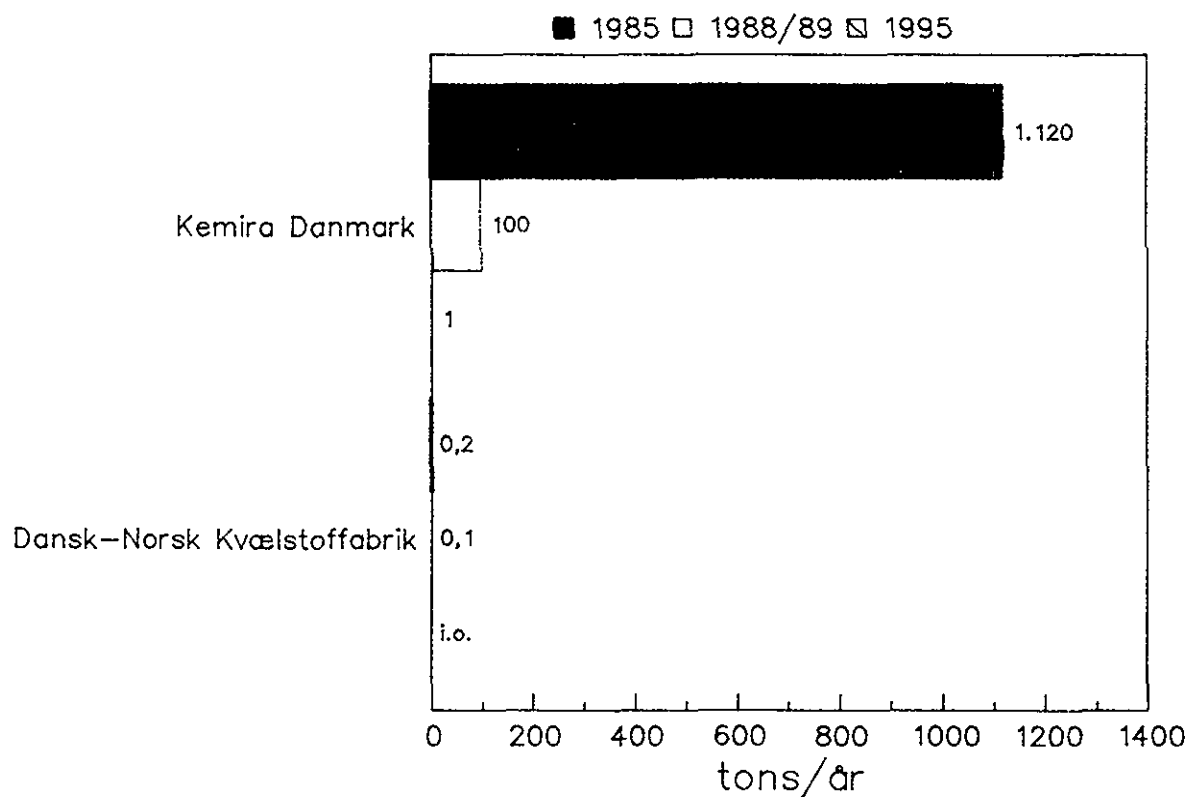
Kemira Danmark (tidligere Superfos) har siden 1985 lukket fosforsyreproduktionen og standset en stor udledning af gips og dermed følgende tungmetaller. Endvidere er udført et stort antal projekter til genanvendelse af procesvand og stofindholdet i vandet, og der er etableret fældningsanlæg for fosfor. Endelig er indgået aftale med Fredericia Centralrenseanlæg om tilledning af det kvælstofholdige spildevand fra 1992, og virksomhedens egen udledning af spildevand ophører helt på dette tidspunkt.

DNK

Dansk-Norsk Kvælstoffabriks udledning er ikke hidtil rensat, men tilledes medio 1990 det udbyggede Grenaa Centralrenseanlæg.



Figur 3.39: Kvælstofudledningen fra gødningsfabrikkerne.



Figur 3.40: Fosforudledningen fra gødningsfabrikkerne.

3.14 Øvrig industri

Den øvrige industri er en blandet samling virksomheder uden store fællestræk. Som eneste fællesnævner er valgt at vise tungmetaludledningen.

Danapak

Virksomheden Danapak laver papemballage. Spildevandsudledningen har et vist COD-indhold, som skønnes at bestå primært af lim, trykssvæerte o.lign. Virksomheden har hidtil haft flotation og filtrering af spildevandet og tilkobles fremover Grenaa Centralrenseanlæg.

Aarhus Oliefabrik

Aarhus Oliefabrik standsede udledningen af nikkelholdigt spildevand til havnen i 1985 ved at koble flere delspildevandsstrømme på det kommunale kloaknet. Når Marselisborg renseanlæg udbygges i 1990, vil denne forbedring slå igennem for recipienten som helhed. Før 1985 var nikkeludledningen reduceret ved procesændringer. Data for Ni-indtaget med råvand/kølevand fra havnen har ikke eksisteret, og differens-værdier kan derfor ikke angives. Ifølge virksomhedens oplysninger svarer indtaget imidlertid til udledningen, hvorfor nettobelastningen af havnen er nul.

DOW-membranfabrik

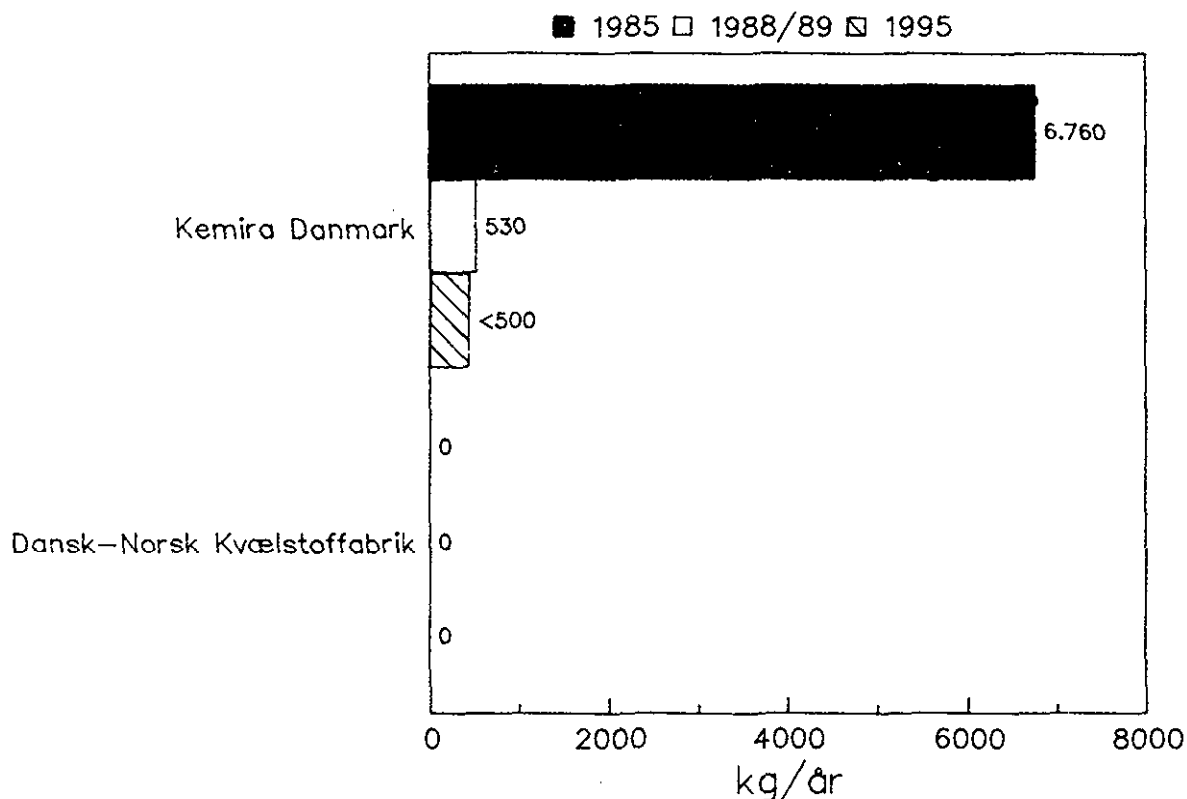
DOW-membranfabrikken i Nakskov udleder en væsentlig mængde ikke-kendte organiske stoffer, der anvendes i processen. Stoffernes identitet er af fortrolighedshensyn ikke oplyst, men hvert enkelt stof i udledningen analyseres hyppigt, og indholdet angives i stedet med en bogstavkode. En oversættelsesliste findes i Miljøstyrelsen. Fabrikken renser processpildevandet i et tottrinsmembranfiltreringsanlæg, der reducerer stofindholdet ca. 85%. Herefter ledes vandet til et laguneanlæg, hvor det beluftes inden udledning til Langelandsbælt.

Faxe Kalk

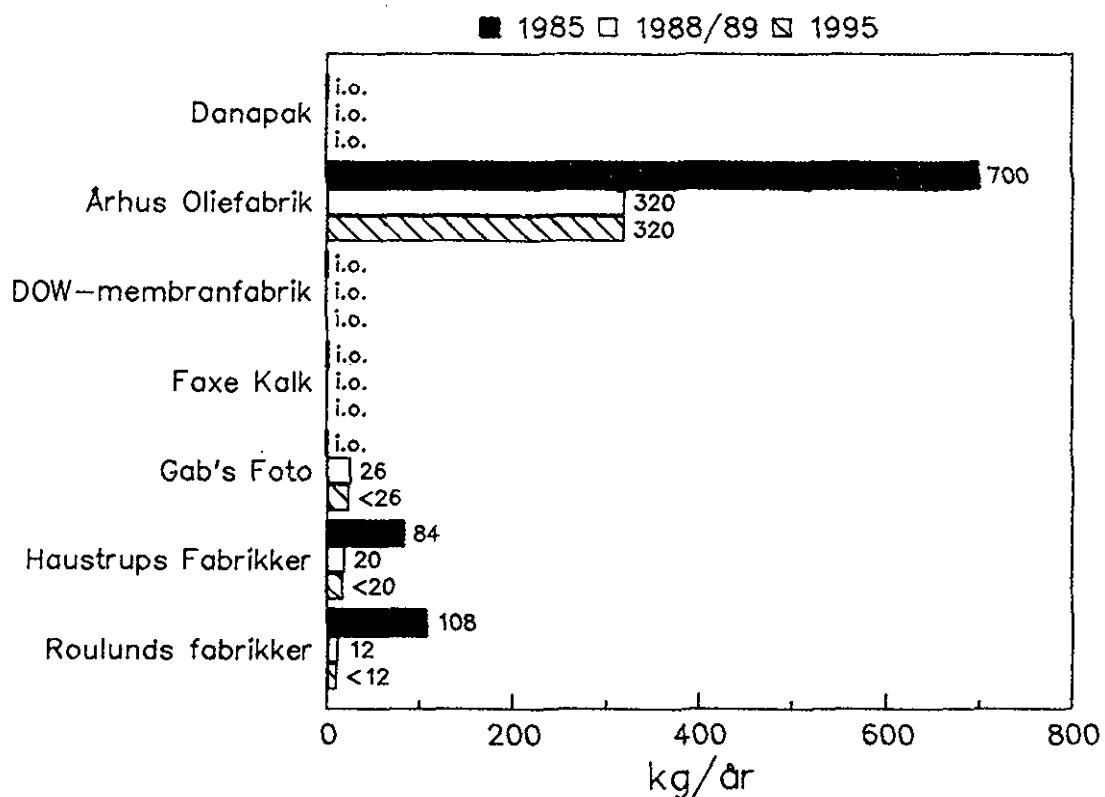
Faxe Kalk udleder en mindre mængde chlorerede forbindelser fra den hypochlorit-baserede blegning af kridt. Under blegeprocessen tilsættes sulfit for at reducere frit chlor, der dannes i processen. Uden denne tilsætning ville indholdet af chlorerede forbindelser være væsentligt højere og giftigheden af spildevandet væsentligt større.

Gabs Foto

Gabs Foto renser spildevandet ved inddampning og ionbytning inden tilledning til Tønder renseanlæg. Udledningen vurderes at indeholde et restindhold af kemikalier fra fikserbade m.v., uden at disse dog er analyseret i spildevandet. Udledningen indeholder sølv i koncentrationer helt op til 4 mg/l.



Figur 3.41: Tungmetaludledningen fra gødningsfabrikkerne.



Figur 3.42: Tungmetaludledningen fra virksomhederne i den øvrige industri. i.o. = ikke oplyst (ikke analyseret).

Haustrup og
Roulunds fabrik-
ker

For Haustrups og Roulunds fabrikker er ikke oplyst særskilte renseforanstaltninger. Spildevandet ledes til Odense Nordvest renseanlæg, henholdsvis Ejby Mølle renseanlæg. Førstnævnte er fuldt udbygget, mens sidstnævnte er under udbygning til næringssaltfjernelse.

Oplysninger for hver enkelt virksomhed fremgår mere detaljeret af bilag 5. Heri fremgår også alle referencer for de enkelte oplysninger, og en samlet referenceliste for disse findes i bilag 5.

Som før nævnt er udbygningen af de kommunale renseanlæg kun i enkelte tilfælde tillagt en reducerende effekt på udledningerne. En generel beskrivelse af stoffernes skæbne i kommunale renseanlæg fremgår imidlertid af næste afsnit.

3.15 Referencer

- /3.1/ Planstyrelsen:
Kemisk industris udvikling og lokalise-
ring.
Rapport nr. 1 1987
- /3.2/ Handelshøjskolen, Institut for Trafik-,
Turist- og Regionaløkonomi:
Virksomhedsregister, 1987.
- /3.3/ Danmarks Statistik:
Personlig kommunikation.
- /3.4/ Pedersen, Carl Th.:
Den kemiske industris miljøforhold.
Odense Universitetsforlag, 1987.
- /3.5/ Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Dan-
marks Tekniske Højskole:
Indledende undersøgelse af grundlaget
for forskningsaktiviteter inden for
emnet: Procesvalg ved fjernelse af
miljøfremmede organiske stoffer fra
industrielt spildevand. Februar 1989.
- /3.6/ Akademiet for de Tekniske Videnskaber:
Spildevand fra vegetabilsk og animalsk
industri i Danmark. Slutrapport 1988.
- /3.7/ Havforureningslaboratoriet:
Olieforurening i danske havområder.
1983.
- /3.8/ Lindgaard-Jørgensen, Palle:
Metoder til undersøgelse af nedbryde-
lighed af organiske stoffer i stofblan-
dinger. Licentiatafhandling 1987.

Bilag 5: Virksomhedsoversigt

Indeholder de tilgrundliggende oplysninger for hver virksomhed inklusive en samlet liste på ca. 300 referencer på disse oplysninger. Dette bilag forefindes i Miljøstyrelsen.

4. MILJØFREMMEDE STOFFERS SKÆBNE I KOMMUNALE RENSEANLÆG

Forskning og udvikling

Der foregår både i Danmark og internationalt omfattende forskning og udvikling med relevans for vurdering af miljøfremmede stoffers skæbne i kommunale renseanlæg.

De undersøgelser, der foretages, kan opdeles i to hovedgrupper:

- Monitering for forekomst af miljøfremmede stoffer
- Eksperimenter til beskrivelse af omsætning af miljøfremmede stoffer

Såvel kendskab til de faktisk forekommende koncentrationer og stoftransporter som forståelse for og kendskab til de processer, som udgør omsætningen under givne forhold (reaktor-betingelser) er nødvendigt for at kunne forudsige konsekvensen af ændrede situationer, f.eks. udbygning af kommunale renseanlæg.

Et fuldstændigt overblik over den foreliggende viden lader sig vanskeligt etablere. Det vil kræve meget omfattende litteratursøgninger, og det vil i vid udstrækning være nødvendigt at søge stof for stof.

I det følgende er derfor valgt at tage udgangspunkt i nogle udvalgte referencer.

4.1 Foreliggende viden om forekomst fra monitoringsundersøgelser

Danske undersøgelser

Der er fornylig gennemført en undersøgelse ved monitering på 3 rensningsanlæg i Danmark /4.1/. Tidligere er der med knap så omfattende analyseprogram målt på 4 rensningsanlæg, /4.2/, heraf indgik 2 tillige i den senere monitering.

Udenlandske undersøgelser

Det mest omfattende materiale foreligger fra undersøgelser i USA siden starten af 1980'erne, men også fra f.eks. Canada, Holland og Sverige foreligger resultater fra monitoringer. I en tidligere rapport i Miljøstyrelsens Miljøprojektserie /4.3/ er der refereret en omfattende liste af litteratur, og der er i tabelform samlet data om koncentrationsniveauer for ca. 100 specifikke stoffer i tilløb til kommunale rensningsanlæg.

Blandt litteraturen kan fremhæves referencerne /4.4-6, 4.8-9/, som sammenfatter resultater fra

undersøgelser på flere forskellige rensningsanlæg.

Danmark, Holland og USA

En illustration af en del af den foreliggende viden i USA, Holland og Danmark er vist i tabel 4.1. Tabellen viser koncentrationsniveauer og detektionsfrekvens for udvalgte stoffer i tilløb til 40 forskellige anlæg i USA, 6 anlæg i Holland og 3 i Danmark.

	40 anlæg, USA		6 anlæg NL	3 anlæg DK
		Koncentrationer	Koncentrations-	
		Median	Gnst.	niveau
		mg/l	mg/l	mg/l
Biokemisk iltforbrug (BOD)		215	214	190
Suspenderet tørstof (SSTS)		153	182	210
	Detektions-			
	frekvens			
	%	µg/l	µg/l	µg/l
Methylenchlorid	92	38	508	13-8200
1,1,1-Trichlorethan	85	29	220	<1-13
Trichlorethylen	90	28	76	<2,5-6
Toluen	96	27	216	
Bis (2-ethylhexyl)ftalat	92	27	45	
Tetrachlorethylen	95	23	125	<1
Ethylbenzen	80	8	22	
Phenol	79	7	54	<0,3-13*
Chloroform	91	7	17	15
Di-n-butylftalat	64	4	9	
Butylbenzylftalat	57	3	12	
Naphtalen	49	3	7	110
Diethylftalat	53	3	4	
Benzen	61	2	20	
1,3-trans-dichlorethylen	62	2	7	

* maks. konc. iflg. /4.2/

Tabel 4.1: Koncentrationsniveau og detektionsfrekvens af udvalgte stoffer i tilløb til renseanlæg. Data fra USA sammenstillet efter /4.6, 4.9/ fra NL efter /4.8/ og fra DK efter /4.1/.

15 stoffer udvalgt

I tabellen er udvalgt de 15 specifikke stoffer, som ved en undersøgelse af 40 anlæg i USA er detekteret i mere end 50% af de analyserede prøver. Stofferne er listet efter faldende median-koncentration. Antallet af prøver for USA-anlæggene er i alt ca. 290, for anlæggene i Holland i alt ca. 40 og anlæggene i Danmark 1-3.

Det ses fra undersøgelsen af de 40 anlæg at i mange tilfælde er den gennemsnitlige koncentration væsentlig højere end mediankoncentrationen (den værdi, der overskrides for halvdelen af prøverne). Dette tyder på, at dataene er "skævt fordelt", dvs. at forholdsvis få prøver med ekstremværdier præger billedet. Den samme tendens gør sig i øvrigt gældende ved undersøgelsen af 6 anlæg i Holland. Gennemsnitsværdier fra en

prøvetagningsserie vil således være præget af ekstremværdiers repræsentation.

Spinkelt data- grundlag

Datagrundlaget er for spinkelt til, at der kan drages konklusioner om, hvorvidt koncentrationsniveauerne og forekomsten af specifikke stoffer er forskelligt i Danmark i forhold til f.eks. Holland og USA. Den tilsyneladende mangel på forekomst af stoffer ved den hollandske og danske undersøgelse i forhold til den amerikanske kan i stor udstrækning skyldes forskelle i analysemetoder.

Koncentrationsniveauer for specifikke miljøfremmede stoffer i tilløb til kommunale renseanlæg er typisk i intervallet 0 - få hundrede $\mu\text{g/l}$.

Der er i flere referencer givet overblik over forskellige anvendelsesområder for specifikke stoffer. Inden for stofgrupperne: Halogenerede alifater, PAH-forbindelser, ftalater samt ikke-klorerede og klorerede aromater er der givet eksempler i /4.3/ og /4.9/.

Ved mange monitoringsundersøgelser er der foretaget en kategorisering af de største virksomheder i det tilhørende opland - i visse tilfælde suppleret med målinger på disses udledning til kloaknettet. Dette kan give et indtryk af, hvor stor den relative belastning er fra disse virksomheder. Generelt mangler der dog brugbare oplandskarakteriseringer, der kan stedfæste oprindelsen af tilledningerne til renseanlægget.

Afløbs- koncentrationer

Analogt til tabel 4.1 er i tabel 4.2 refereret fra de samme undersøgelser, hvilke detektionsfrekvenser og koncentrationsniveauer, der i renseanlæggenes afløb er fundet for de samme stoffer. Heraf fremgår, hvilke stoffer, og i hvor store mængder og koncentrationer, der udledes til recipient.

Ved vurdering af rapporterede gennemsnitsværdier i koncentrationsområder omkring detektionsgrænsen (ofte $\approx 1 \mu\text{g/l}$) skal man være opmærksom på, at ved nogle undersøgelser medregnes observationer under detektionsgrænse som 0-værdier i gennemsnitsberegninger.

Som eksempel på oversigt over opnåede rensningsprocenter er i tabel 4.3 vist et uddrag af en sammenstilling foretaget i /4.6/.

		40 anlæg, USA	6 anlæg NL	3 anlæg DK
		Koncentrationer Gnst.	Koncentrations- niveau	
	Detektions- frekvens %	µg/l	µg/l	µg/l
Methylenchlorid	86	362		
1.1.1-Trichlorethan	52	29	<1	1
Trichlorethylen	45	7	<2,5	1
Toluen	53	12		
Bis (2-ethylhexyl)ftalat	84	22		
Tetrachlorethylen	79	20	<1	0,3
Ethylbenzen	24	0,9		
Phenol	29	1		
Chloroform	82	8		7-10
Di-n-butylftalat	52	4		
Butylbensylftalat	11	0,7		
Naphtalen	6	0,4		13
Diethylftalat	13	0,5		
Benzen	23	1		
1.2-trans-dichlorethylen	13	0,9		

Tabel 4.2: Koncentrationsniveauer og detektionsfrekvens for udvalgte stoffer i afløb fra rensningsanlæg. Data fra USA samstillet efter /4.6/ og /4.9/.

SUBSTANCE	CONTAMINANT REMOVAL (%)						
	40 PLANT STUDY (EPA, 1982a)	EPA 30 DAY STUDY (EPA, 1982b)	EPA REPORT TO CONGRESS (EPA, 1986)		HAMILTON, ONTARIO (CANVIRO, 1984)	PETRASEK ET AL., (1983b)	HANNAH ET AL., (1986)
			ACCLIMATED	UNACCLIMATED			
1,2,4-Trichlorobenzene		62	85	85			
Bis(2-chloroethoxy) methane		96					
Naphthalene	68.9	94	95	75	95	99	97
2-Chloronaphthalene		CBD					
Isophorone		CBD					98
Nitrobenzene							
2,6-Dinitrotoluene		CBD					
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	67.4	20	90	90		79	87
Di-n-octyl phthalate		increase	90	90		83	
Dimethyl phthalate		increase	95	65		78	
Diethyl phthalate	62.2	increase	90	75		57	
Di-n-butyl phthalate	61.9	68	90	90		94	88
Acenaphthylene		84			99.9		
Acenaphthene		92				97	
Butylbenzyl phthalate	67.9	CBD	95	90		96	
Fluorene		88			98	98	
Fluoranthene		84			96	94	95
Chrysene		CBD				97	
Pyrene	86.6	CBD			95	94	95
Phenanthrene	65.9	CBD				97	95
Anthracene	69.5	CBD	95	90		97	
Benzo(a)anthracene		>50				98	

CBD = Cannot be determined.

Increase = negative removal.

Tabel 4.3: Uddrag af sammenstilling af rensningsprocenter for specifikke stoffer /4.6/. Kolonnerne angiver en reference til forskellige undersøgelser.

Det fremgår, at man for de samme stoffer ser forskellige rensningsprocenter ved forskellige undersøgelser. Dette er også at forvente, idet der er tale om forskellige anlægsudformninger,

stofbelastninger, driftsbetingelser m.v. Resultater fra denne form for undersøgelser er specifikke for den situation, der er undersøgt, og kan ikke uden videre overføres til andre situationer.

Varierende stoffjernelse

Et tydeligere indtryk af de variationer, der kan observeres i rensningsprocent for de stoffer, der blev undersøgt på 6 anlæg i Holland, er vist i tabel 4.4.

Det fremgår f.eks. for stofferne dichlormethan, gamma-hexachlorocyclohexan (lindan) og chlorphe- nolerne, at man har observeret hele spektret fra ingen til praktisk talt fuldstændig fjernelse. For andre stofgrupper som polychlorerede bipheny- ler (PCB) og polycykliske aromatiske hydrocarbo- ner (PAH) ses i alle tilfælde en vidtgående fjernelse fra vandfasen.

	mean	min.	max.	number of samples (max. 42)
Volatile chlorinated hydrocarbons				
. dichloromethane	51	0	99,9	32
. trichloromethane	> 70	> 33	> 97	14
. 1,2-dichloroethane	70	0	98	16
. 1,1,1-trichloroethane	> 83	> 50	> 99	18
. trichloroethylene	> 65	> 55	> 98	9
. tetrachloroethylene	> 60	> 50	> 67	6
. 1,2-dichlorobenzene	> 87	> 67	> 97	10
. 1,4-dichlorobenzene	> 72			1
Non-volatile chlorinated hydrocarbons				
. hexachlorobenzene	94	> 90	> 97	6
. α -hexachlorocyclohexane	63	45	78	7
. β -hexachlorocyclohexane	55	58	76	6
. γ -hexachlorocyclohexane	41	0	98	42
Chlorinated phenols				
. 2,4,6-trichlorophenol	36	0	74	31
. 2,3,4,5-tetrachlorophenol	17	0	44	5
. 2,3,4,6-tetrachlorophenol	28	0	79	42
. pentachlorophenol	28	0	79	42
Polychlorinated biphenyls				
. PCB 8	90	< 84	> 95	3
. PCB 18	88	< 84	< 90	3
. PCB 28	> 90	> 90	> 90	3
. PCB 52	91	82	95	12
Polycyclic aromatic hydrocarbons				
. fluoranthene	95	80	> 99	37
. benzo(b)fluoranthene	90	75	99	35
. benzo(k)fluoranthene	90	73	99	26
. benzo(a)pyrene	88	68	99	35
. benzo(g,h,i)perylene	86	72	99	32
. indeno(1,2,3-c,d)pyrene	89	69	99	29

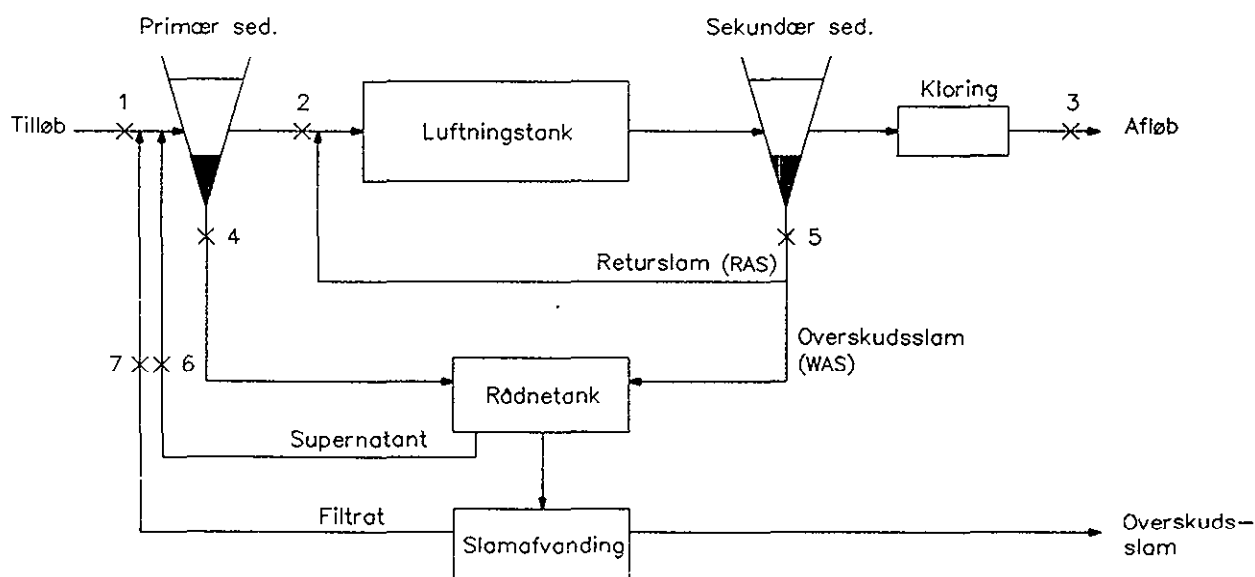
Tabel 4.4: Gennemsnit, min., max. rensningspro- center fra undersøgelse af 6 biologiske rens- ningsanlæg i Holland /4.8/.

Forskellige fjernelsesmekanismer

Den gode fjernelse fra tilløb til afløb, som er set for mange stoffer, er dog ikke ensbetydende med, at stofferne bliver fuldstændig nedbrudt. Visse stoffer er let fordampelige og strippes af til atmosfæren, når spildevandet beluftes. Visse stoffer sorberes til slammet, og kan evt. genfindes i overskudsslam fra rensningsanlægget, og endelig kan den biologiske nedbrydning være begrænset til at forløbe til mellemprodukter, som ikke nedbrydes yderligere.

Så vidt vides, er der kun foretaget få monitoringsundersøgelser, der beskriver de interne stofstrømme af specifikke stoffer mellem de forskellige rensningstrin på et anlæg. Et eksempel på en større undersøgelse af denne kategori det såkaldte "30-day study" er dokumenteret i /4.7/. Figur 4.1 viser en skematisk oversigt over opbygningen og prøvetagningslokaliteter for anlægget, der blev undersøgt i en sammenhængende 30-dages periode plus en forudgående 6-dages periode.

Tabel 4.5-6 viser eksempler på gennemsnitsværdier for målte koncentrationer og beregnede stoftransporter.



Figur 4.1: Diagram og prøvetagningslokaliteter for "Moccasin Bend" anlægget undersøgt ved "30-day study" /4.7/.

P g m w H kow

		Prøvetagningslokalitet							
			1	2	3	4	5	6	7
Suspenderet tørstof	mg/l	250	175	34	25.100	6.200	1.540	410	
Suspenderet glødetab	mg/l	160	105	24	14.700	4.300	940	100	
COD	mg/l	660	600	165	40.400	11.000	2.720	325	
BOD	mg/l	325	300	45	10.900	4.100	1.675	70	
Methylenchlorid	µg/l	81	86	72	29	29	13	10	
Toluen	µg/l	330	365	54	780	83	140	7	
Bis (2-ethylhexyl ftalat)	µg/l	13	15	10	1.530	195	57	13	
Ethylbenzen	µg/l	23	29	4	120	8	230	1	
Chloroform	µg/l	74	72	36	62	17	<1	<1	
Naphtalen	µg/l	19	22	2	605	40	63	14	
Total phenoler	µg/l	800	635	115	1.240	185	360	225	

Tabel 4.5: Eksempel på gennemsnitlige koncentrationer ved interne delstrømme på anlægget "Moccasin Bend" /4.7/. Prøveantallet for hver delstrøm har været 36.

		Prøvetagningslokalitet							
		1	2	3	4	5, ras	5, was	6	7
Vandføring	10 ³ m ³ /d	159	160	143	0,64	74,2	16,3	0,42	0,083
Suspenderet tørstof	t/d	40	28	4,9	16	460	101	0,6	0,03
Suspenderet glødetab	t/d	25	17	3,4	9,5	320	70	0,4	0,01
COD	t/d	105	96	24	26	815	179	1,1	0,03
BOD	t/d	52	48	6,4	7,0	305	67	0,7	0,006
Methylenchlorid	kg/d	13	14	10	0,02	2,2	0,47	0,005	0,0008
Toluen	kg/d	52	58	7,7	0,50	6,2	1,4	0,06	0,0006
Bis (2-ethylhexyl ftalat)	kg/d	2,1	2,4	1,4	0,98	14	3,2	0,02	0,001
Ethylbenzen	kg/d	3,7	4,6	0,57	0,08	0,59	0,138	0,10	<0,0001
Chloroform	kg/d	12	11,5	5,1	0,04	1,3	2,8	<0,0004	<0,0001
Naphtalen	kg/d	3,0	3,5	0,3	0,39	3,0	0,65	0,03	0,001
Total phenoler	kg/d	127	102	16	0,79	14	3,0	0,15	0,019

Tabel 4.6: Eksempel på beregnede stoftransporter ved interne delstrømme på anlægget "Moccasin Bend" /4.7/.

For de udvalgte stoffer fremgår det, at fjernelsen ved primær-sedimentation er marginal, endvidere ses for nogle af stofferne, at den interne recirkulation med returslamføring kan være af samme størrelsesorden, endog større end tilløbet.

Undersøgelsen af denne kategori giver yderligere information om, i hvilke anlægsdele stoffjernelsen sker - omend processerne ikke kan specificeres. F.eks. kan fjernelse over luftningstanken både tilskrives stripping og nedbrydning.

Forhøjet afløbs- koncentration

I visse tilfælde kan man opleve, at koncentrationen af et specifikt stof er højere i afløbet end i tilløbet. Dette kan f.eks. forekomme, hvis stoffet dannes i anlægget som nedbrydningsprodukt af andre stoffer. Desuden kan interne delstrømme, som forekommer stødvist være med til at påvirke afløbsprøverne inden for en given udtagningsperiode.

Massebalancer

Ved monitorering for specifikke stoffer i tilløb og afløb fra rensningsanlæg vil det være nærliggende at supplere analyseprogrammet med samleparametre som f.eks. adsorberbart organisk halogen (AOX) og ekstraherbart organisk halogen (EOX). Herved opnås der mulighed for at vurdere, hvor stor en del af den samlede "pulje", der kan forklares ud fra de specifikke analyser.

Sådanne massebalancer er som tidligere nævnt opstillet for mange industriudledninger, men der kendes ikke umiddelbart eksempler, hvor denne evaluering er foretaget for kommunalt spildevand.

Toksicitet

Undersøgelser af reduktion af toxicitet fra tilløb til afløb ved biologisk rensning af kommunalt spildevand er beskrevet i /4.21/. Der er generelt fundet høje reduktioner af toxiciteten ofte ned til niveauer, hvor toxicitet ikke kan påvises i afløbet med de aktuelle testsystemer.

Ud over renseanlæggenes spildevandsafløb (vandstrømmen) findes der 2 andre emissioner, som kan indeholde miljøfremmede stoffer, nemlig overskudsslam og afgangsluft fra beluftning (sandfang, luftningstanke, m.v.) samt eventuelt fra slamforbrænding.

Der foreligger resultater fra adskillige undersøgelser for monitorering af miljøfremmede stoffer i slam bl.a. i USA og Canada. Oversigten fremgår af bl.a. /4.6, 4.9/. Såvidt vides findes der ikke undersøgelser af dansk spildevandsslam udover få målinger beskrevet i /4.1/.

Slam er analyseteknisk et meget vanskeligt medium at arbejde med for måling af specifikke stoffer og viden om forekomst er begrænset af tilgængelige analyse-metodikker.

Der findes kun få undersøgelser for monitorering af miljøfremmede stoffer i afgangsluft fra luftningstanke. Ved en undersøgelse /4.10/ af 11 flygtige stoffer i tilløb og afløb fra 2 renseanlæg ved Chicago, USA blev den samlede fjernelse af stofferne ved stripping opgjort til henholdsvis ca. 18% og ca. 27% af tilledningen. Opgørelsen er baseret på den konstaterede fjernelse minus beregnet bionedbrydning for de enkelte stoffer (adsorptionen anses her for uvæsentlig).

Kulbrinte-emissionen til atmosfæren fra de 2 rensningsanlæg (ud af 7 i oplandet) udgjorde mindre end 1% af den samlede kulbrinte-emission i Chicago-området. For danske forhold foreligger der ingen publicerede resultater fra monitoringsundersøgelser på afgangsluft fra rensningsanlæg til atmosfæren.

4.2 Foreliggende viden om processer fra eksperimentelle undersøgelser

Eksperimentelle undersøgelser adskiller sig fra monitoringsundersøgelser ved at sigte mod en beskrivelse af årsag - virkning sammenhænge i modsætning til alene at karakterisere en tilstand.

De mest betydende processer for omsætning af miljøfremmede stoffer i kommunale renseanlæg anses generelt for at være:

- Stripning til atmosfæren
- Sorption til slam
- Biologisk nedbrydning

Proces- beskrivelse

Eksperimentelle undersøgelser for beskrivelse af en eller flere af disse processer stiller krav til en god beskrivelse af forsøgsbetingelserne. Ved monitoringsundersøgelser gennemført på fuldskala-rensningsanlæg mangler der ofte beskrivelse af væsentlige driftsparametre, som har betydning for den observerede stoffjernelse. Af denne årsag har disse ofte en begrænset værdi med hensyn til, at kunne forklare omsætningen i form af generelle sammenhænge, der kan anvendes i andre situationer, som afviger fra den undersøgte.

De fleste eksperimentelle resultater foreligger således fra forsøg i laboratorie- og pilotskala, hvor det er nemmere og billigere at holde styr på driftsbetingelserne.

Forståelsen for de væsentlige processer og deres indbyrdes samspil udtrykkes kvantitativt i matematiske formeludtryk, der søger at beskrive skæbnen af et stof under renseprocessen.

Modeller

Et eksempel på en sådan matematisk model til simulering af omsætning i et aktiveret slam anlæg er beskrevet i /4.20/. En model af denne type kan med kendskab til de relevante proceskinetiske konstanter simulere betydning af ændret design eller drift på et anlæg. En mere forenklet model er gennemgået i bilag 4.

Stripning til atmosfæren

Henry's konstant

Et stofs evne til at strippes ud af væskefasen og afdampe til atmosfæren afhænger primært af stoffets vandopløselighed og damptryk og dermed stoffets transportegenskaber ved overgangen fra væske- til gasfase. Disse udtrykkes i en konstant kaldet Henry's lovkonstant for stoffet. Data for Henry's lovkonstant findes for en lang række stoffer bl.a. i /4.3, 4.9, 4.11/. Som tommelfingerregel skal Henry's lovkonstant være over $10^{-3} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ for, at stripningen forventes at være af væsentlig betydning.

Foruden Henry's lovkonstant er også volumenflowet for beluftningen og temperaturen af spildevandet af væsentlig betydning for stripningen.

Sorption til slam

Sorption af et stof til slam afhænger bl.a. af stoffets hydrofobe/hydrofile egenskaber og eventuelt af stoffets elektriske ladninger, hvis der er tale om ioniserede stoffer.

Fordelings- koefficient

For uladete stoffer beskrives sorptionen rimeligt godt ud fra stoffets fordelingskoefficient K_{ow} for stoffets ligevægtsfordeling mellem octanol og vand i et tofasesystem. For ladede stoffer er sorptionen vanskeligere at beskrive.

Fordelingen mellem stof på sorberet og opløst form er resultat af sorption og desorption som hele tiden foregår. Generelt anses sorption for at forløbe hurtigere end desorption, men der mangler viden om kinetik for de to modsat rettede processer i spildevandsslam. Dette er af mindre betydning for at kunne beskrive fjernelsen ved overskudsslamaftapning, men kan have væsentlig betydning for forståelse af procesforløbet i visse anlægstyper, f.eks. renseanlæg med kontaktstabilisering.

Ved opgørelse af den samlede fjernelse fra et anlæg ved sorption, skal man udover overskudsslamaftapningen være opmærksom på tabet ved suspenderet stof i afløbet. Almindeligvis forudsættes samme sorptionsegenskaber for ikke bundfældet slam i afløbet og for overskudsslammet, men der kendes ikke eksperimentelt belæg for denne antagelse.

Anvendelse af kemisk fældning sker idag på mange kommunale anlæg, og der forventes en yderligere brug af kemisk fældning ved udbygning til næringssaltfjernelse. Man må såvel ved forfældning som simultanfældning forvente mulighed for forbedret fjernelse af miljøfremmede stoffer ved medrivning til slammet, men der kendes ikke undersøgelser, der beskriver dette forhold.

Kemisk fældning med FeCl_3 efterfulgt af sedimentation har været undersøgt for perkolat fra et kemikaliedepot /4.17/ med god effekt for bl.a. PCB-forbindelser og humussyrer.

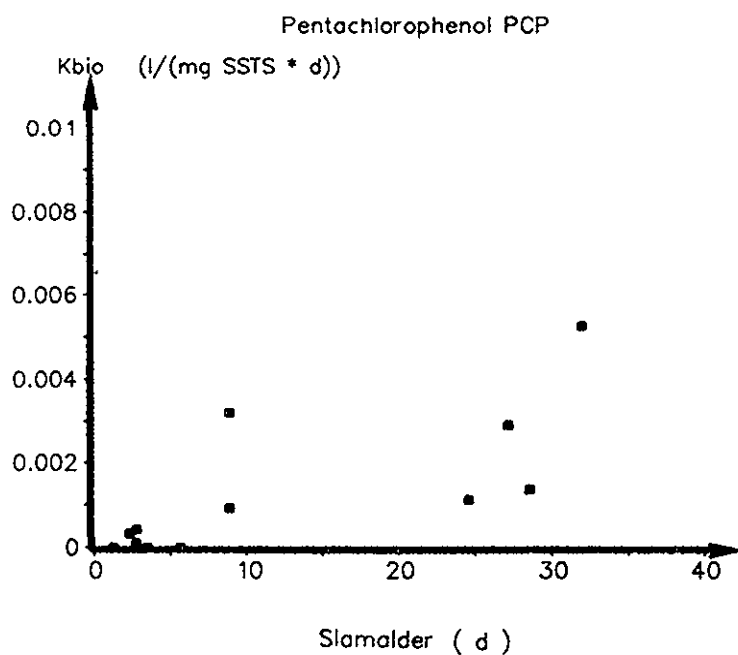
Biologisk nedbrydning

1. ordens kinetik Den biologiske nedbrydning antages oftest at følge en 1. ordens kinetik. Det vil sige, at nedbrydningshastigheden er proportional med koncentrationen af stoffet i reaktoren. Med de lave stofkoncentrationer, der findes i rensningsanlæggene, er denne antagelse rimelig.

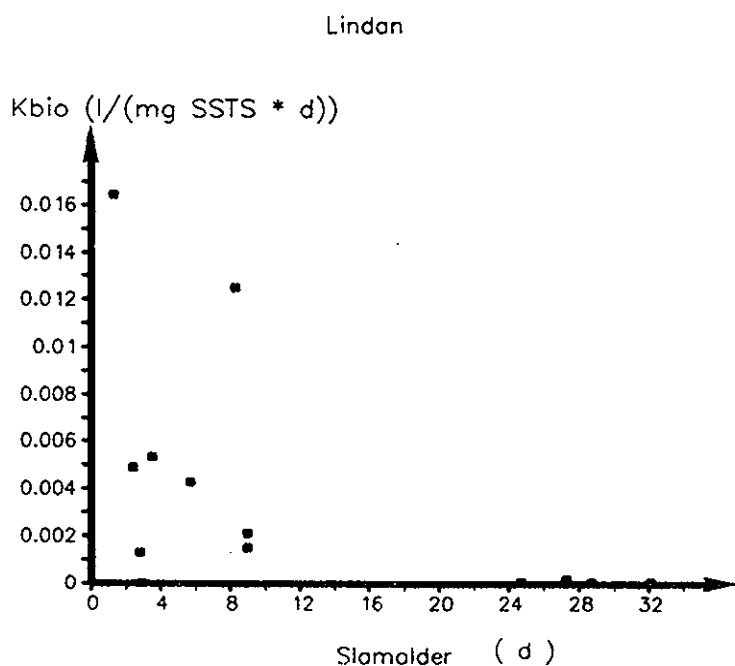
Fjernelse ved biologisk nedbrydning i kommunale rensesanlæg vil være en for miljøet mere "attraktiv" proces end sorption og stripping, som viderefører miljøproblemerne til henholdsvis slam og luft. Biologisk nedbrydning vil for mange miljøfremmede stoffer, især efter udbygning til næringssaltfjernelse, være en dominerende fjernelsesproces.

Biologisk nedbrydning må dog anses for at være den proces, som er vanskeligst at forudsige. Det væsentligste problem er, at nedbrydningskinetikken må beskrives som en konstant gange den samlede biomasse i reaktoren, men at denne konstant ikke vil være en stoffs specifik konstant, som kan relateres til den samlede biomasse. Konstanten vil formodentlig være konstant for en mindre fraktion af den samlede biomasse, som deltager i nedbrydningen - men der savnes teknikker til at måle størrelsen af en sådan fraktion. Man må således forvente, at konstanten relateret til den samlede biomasse kan afhænge af driftsparametre og forhistorie, som påvirker biomassens sammensætning.

Dette forhold er undersøgt ved et fornyligt afsluttet forskningsprojekt /4.14/, hvor 5 udvalgte stoffer har været tilsat aktiveret slamanlæg i laboratorieskala. Baseret på forskellige kombinationer af driftsparametre og beregning af 1. ordens nedbrydningskonstanter relateret til den samlede biomasse er i figur 4.2-3 vist resultater for stofferne pentachlorphenol (PCP) og lindan.



Figur 4.2: 1. ordens nedbrydningskonstant for pentachlorphenol som funktion af slamalder.



Figur 4.3: 1. ordens nedbrydningskonstant for lindan som funktion af slamalder.

Det fremgår for begge stoffer, at konstanten der svarer til k_1 , udviser stor variabilitet og afhængighed af den væsentlige driftsparameter: slamalderen. Endvidere ses modsat rettet afhængighed, hvilket viser, at det vil være forskellige mekanismer for nedbrydningen, der vil være gældende.

Der foreligger en hel del viden på det kvalitative plan om bionedbrydning, dvs. nedbrydningsmekanismer, nedbrydningsveje for adskillige stoffer. Der henvises til /4.18-19/ for nærmere udredninger af emnet. Endvidere giver /4.21/ en oversigt for rapporteret nedbrydning af en lang række stoffer i test-system og i renseanlæg.

Der mangler i højere grad kvantitativ viden om proceskinetik, som kan anvendes bl.a. til at beskrive omsætningen i kommunale renseanlæg. Det er sandsynligt, at øget viden om specifikke stoffers og stofgruppers nedbrydningskinetik vil kunne forklare mange tilsyneladende forskelle i rensningseffektivitet, jvf. tabel 4.3-4. Mange observerede forskelle kan formodentlig tilskrives forskellige belastnings- og driftsforhold.

Der er inden for rammerne af Bioteknologisk Miljøforskningscenter (under det Bioteknologiske Forsknings- og Udviklingsprogram 1987-1990) igangsat projekter, som fokuserer på bionedbrydning af miljøfremmede stoffer

4.3 Effekt af udbygning af kommunale renseanlæg

Overblik for danske renseanlæg

Den igangværende udbygning af kommunale renseanlæg i Danmark til næringssaltfjernelse vil medføre en væsentlig ændring for anlæggenes opbygning og drift. I tabel 4.7 er på baggrund af oplysninger fra Miljøstyrelsens 15. kontor vist fordelingen af proceskonfigurationer på alle kommunale anlæg > 30 PE for situationen i 1986 og forventet i 1993.

Den totale tilledning til kommunale renseanlæg i 1986 er opgjort til ca. 9 mio. PE og 950 mio m^3 /år svarende til 300 l/PE dg incl. indsivning.

Udviklingstendens

Det fremgår, at den væsentligste tendens er en nedgang i M og MB og en stigning i MBNK og MBNDK. I 1993 forventes således over 90% af spildevandsmængderne at blive behandlet på nitrificerende anlæg.

	1986 %	1993 %
U	0,7	0,1
M	19,4	2,3
MB	65,8	5,0
MBN	5,4	1,1
MBND	2,3	0,3
MK	1,5	0,2
MBK	3,3	0,1
MBNK	0,7	10,1
MBNDK	0,9	80,8
	100,0%	100,0%

Tabel 4.7: Procentvis fordeling af spildevandsmængder på forskellige proceskonfigurationer.

U = Urenset M = Mekanisk (sedimentation)
 B = Biologisk N = Nitrifikation
 D = Denitrifikation K = Kemisk fældning

Der foreligger ikke data-grundlag til at kunne foretage en kvantitativ forudsigelse af anlægsudbygningens effekt m.h.t. yderligere rensningseffektivitet for organiske miljøfremmede stoffer.

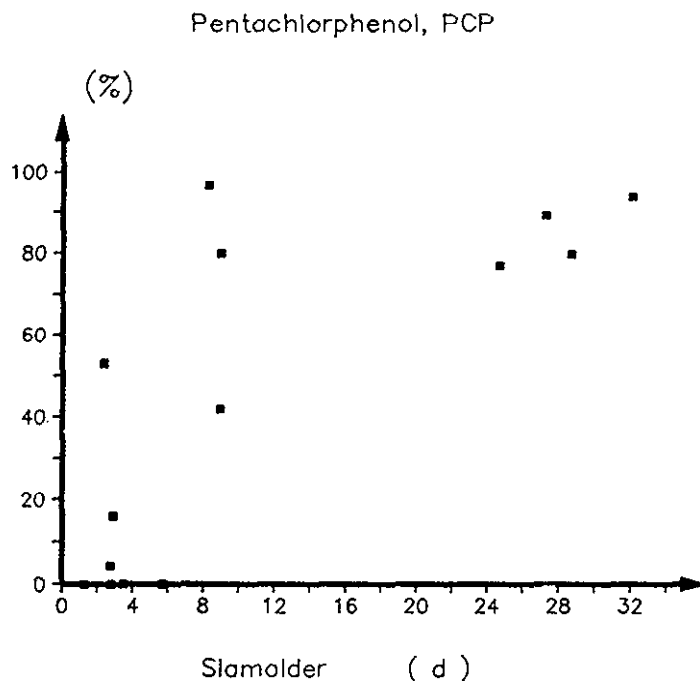
Det kan dog kvalitativt forudsiges, at udbygningen vil have en meget væsentlig gunstig virkning med forøget nedbrydning til følge.

Nitrificerende anlæg vil fremover typisk operere med en slamalder på 15-20 døgn eller højere, hvorimod højt belastede aktiv slam anlæg typisk opererer omkring ca. 3 døgn. Som et eksempel på slamalderens indvirkning på fjernelsen af et stof, pentachlorphenol, er i figur 4.4 vist resultater fra laboratorieskala forsøg.

Slamalderens betydning

Det fremgår, at ved lave slamalder er nedbrydningen stort set nul, hvorimod den ved slamalder på 15-20 døgn eller derover ses en nedbrydning på over 80% af den tilledte mængde. Denne tendens vil være generel for stoffer, hvor nedbrydningen sker ved vækst af en lille fraktion af slammet (biomassen) - en mekanisme, der kaldes katabolisk nedbrydning. Dette er nøjere illustreret ved modelberegninger /4.20/.

Ved forøget nedbrydning vil såvel stripning og sorption formindskes grundet det lavere koncentrationsniveau af miljøfremmede stoffer i anlægene. Drift ved højere slamalder vil endvidere mindske fjernelsen ved sorption af den simple grund, at der aftappes mindre slam end ved kort slamalder.



Figur 4.4: Fjernelse af pentachlorphenol i forhold til tilsat mængde i en serie af laboratorieskalaforsøg /4.14/.

For anlæg, der udbygges med efterfiltrering, må forventes en yderligere fjernelse - dels som stoffer sorberet til slam i afløbet dels ved en efterfølgende bionedbrydning af mikroorganismer, der som biofilm vil gro på filtermaterialet.

Flere store renseanlæg udbygges fra rent mekanisk rensning til næringssaltfjernelse, bl.a. Esbjerg Øst, Thisted, Ålborg og Århus (Marselisborg). Københavns renseanlæg Lynetten udbygges fra et højt belastet aktivt-slam anlæg til næringssaltfjernelse. Som det fremgår af tabel 4.3 og 4.4, er der for omtrent alle de hyppigst forekommende stoffer en samlet reduktion over anlægget på mere end 50%. Det samme billede er set for hovedparten af de analyserede enkeltstoffer i industrispildevandsudledningerne i de tilfælde, hvor stofreduktion er målt over biologiske renseanlæg. Der er ikke tvivl om, at en tilsvarende stoffjernelse vil kunne etableres på de udbyggede renseanlæg, og at dette vil give en væsentlig forbedring, specielt hvor anlæggene udvides fra rent mekanisk og højt belastet mekanisk-biologisk rensning.

4.4 Referencer

- /4.1/ Miljøstyrelsen:
Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand.
Udført af Cowiconsult Rådgivende Ingeniører AS og Miljøstyrelsens Analytisk-Kemiske Laboratorium for Miljøstyrelsen.
Forvents udgivet som Miljøprojekter nr. XX, 1989.
122/1990
- /4.2/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV:
Phenoler i spildevand.
Rapport til Miljøstyrelsen, maj 1983.
- /4.3/ Miljøstyrelsen:
Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand.
Udført af Vandkvalitetsinstituttet, ATV for Miljøstyrelsen.
Udgivet som Miljøprojekter nr. 65, 1985.
- /4.4/ U.S. Environmental Protection Agency:
Report to Congress of the Discharge of Hazardous Wastes to Publicly Owned Treatment Works (The Domestic Sewage Study).
EPA/530-SW-86-004, February 1986.
- /4.5/ Water Pollution control Federation, Task Force on Refractory Organics:
Removal of Hazardous Wastes in Wastewater Facilities - Halogenated Organics. Manual of Practice no. FD-11, ISBN 0-943244-65-X, 1986.
- /4.6/ CANVIRO Consultants:
Fluctuations of Trace Contaminants in Sewage Treatment Plants.
Published by Canadian Association on Water Pollution Research and Control, Monograph Series, 1987.
Available from: Publications Office, Wastewater Technology Centre, P.O. Box 5050, Burlington, Ontario, Canada L7R 4A6.
- /4.7/ U.S. Environmental Protection Agency:
Fate of Priority Pollutants in Publicly Owned Treatment Works, 30 Day Study.
Prepared by E.C. Jordan Co., EPA 440/1-82/302, 1982.
- /4.8/ van Luin, A. B. and W. van Starckenburg:
Hazardous Substances in Waste Water. Water Science and Technology, Vol. 17, Amsterdam, pp. 843-853, 1984.
- /4.9/ Svenska Vatten- och Avloppsföreningen:
Organiske föroreningar i kommunalt

avloppsvatten och slam.
Meddelande VAV M68, maj 1989.

- /4.10/ Namkung, E. and B. E. Rittmann
Estimating volatile organic component
emissions from publicly owned treat-
ment works.
Journal Water Pollution Control Federa-
tion, Vol. 59, No. 7, pp. 670-678, 1987.
- /4.11/ Verschueren, K
Handbook af Environmental Data on Orga-
nic Chemicals
Second Edition, Van Nostrand Reinholdt
Company, 1983
ISBN: 0-442-28802-6.
- /4.12/ Roberts, P.V., C. Munz, P. Dändliker
Modelling Volatile Organic Solute Remo-
val by Surface and Bubble Aeration
Journal Water Pollution Control Federa-
tion
Vol. 56, No. 2, pp. 157-163, 1984.
- /4.13/ Stenby, Erling
Personlig Kommunikation, DTH
Institut for Kemiteknik, august 1989.
- /4.14/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV
Biologisk rensning for miljøfremmede
stoffer i spildevand
Teknisk samlerapport til Statens Tek-
nisk-Videnskabelige Forskningsråd,
august 1989
Sag nr. 65.0096.
- /4.15/ Matter-Müller, C. W. Gujer, W. Giger, W.
Stumm
Non-biological Elimination Mechanisms in
a Biological Sewage Treatment Plant
Prog. Wat. Tech., Vol. 12, pp. 299-314,
1980.
- /4.16/ Kjeldsen, P., & T. Larsen
Sorption af organiske stoffer i jord og
grundvand.
Lossepladsprojektet, Laboratoriet for
teknisk Hygiejne, DTH, Rapport P5-1,
juli 1988.
- /4.17/ Ying, W. C. et al.
Effects of Iron Hydroxide Precipitation
on Removal of Toxic Chemicals 19th Mid-
AM. Ind. Waste Conference
Proc., Bucknell Univ., Lewisburg
Pa., p.203, 1987.
- /4.18/ Jensen, S. K. et al.
Nedbrydning af miljøfremmede organiske
stoffer

Lossepladsprojektet, Danmarks tekniske
Højskole, udredningsrapport U1, 1987.

- /4.19/ Miljøstyrelsen
Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede
stoffer i grundvand, Miljøprojekter nr.
93, 1988.
- /4.20/ Jacobsen, B. N.
En matematisk model for omsætning af
miljøfremmede stoffer i aktiv slamanlæg
Vand & Miljø, 5. årgang, nr. 5, p. 205-
209, 1988.
- /4.21/ U.S. Environmental Protection Agency
Toxicity reduction evaluations in muni-
cipal wastewater treatment
plants, EPA/600/D-87/320, 1987.

5. BEHOV FOR YDERLIGERE VIDEN OG INDSATS MED HENBLIK PÅ EFTERLEVELSE AF DEKLARATIONERNE

Hermed gives en oversigt over de væsentligste mangler i den eksisterende viden om udledningerne af miljøfremmede/miljøfarlige stoffer til havmiljøet. Samtidigt gives oplæg til de tiltag, der kan iværksættes for at forbedre videngrundlaget med henblik på den endelige dokumentation af, at deklARATIONERNE efterleves.

5.1 Strategi for administration af deklARATIONERNE og yderligere indsats for industrielle udledninger

Carcinogene og mutagene stoffers prioritering

Der skal fra dansk side tages stilling til spørgsmålet om carcinogene og mutagene stoffers prioritering, og til de øvrige udvælgelseskriterier som foreslået her i rapporten. Herefter skal den endelige model drøftes med de øvrige implicerede lande, eventuelt via en indledende drøftelse med Sverige og Norge.

Når modellen er fastlagt bør de kendte enkeltstoffer i de industrielle udledninger gennemgås. Hertil kan med fordel sættes ind på 3 niveauer:

Råvarelister

1. Gennemgang af råvarelister virksomhed for virksomhed.

Det vurderes, at den nuværende viden om mulige indholdsstoffer i spildevandet kan udbygges væsentligt, hvis der afholdes møde med hver enkelt virksomhed og råvareforbrug samt processer gennemgås nærmere.

Kemikalieinventering

2. Kemikalieinventering for kendte og potentielle stoffer i udledningerne.

Den indsamlede viden om stoffernes egenskaber bør ajourføres via en international litteratursøgning og kemikalieinventering.

Stofudvælgelse for hver virksomhed

3. Brug af udvælgelsesmodellen for hver virksomhed.

Den valgte model til udvælgelse af enkeltstoffer, kan køres igennem for hver enkelt virksomhed. Herigennem kan opstilles en samlet liste på landsplan over prioriterede stoffer fra industrielle udledninger, og den hidtidige og forventede reduktion for netop disse stoffer kan vurderes.

Branchevalg

For virksomheder, hvor det ikke er muligt, at etablere tilstrækkeligt kendskab til enkeltstof-indholdet i udledningen er som strategi foreslået at anvende en 50% COD-reduktion eller toksicitetsreduktion som supplerende målsætning. Det vil være nødvendigt indledningsvis at tage stilling til, hvilke brancher der bør inkluderes herunder.

Økotoxikologiske undersøgelser

Den store forskel i den indsats, der har været gjort for at beskrive spildevandets økotoxikologiske egenskaber, har vist et behov for at opstille nogle retningslinier for, hvilket omfang sådanne undersøgelser bør have. Der er allerede iværksat et sådant arbejde under miljøstyrelsens formandskab (Kemisk-Toksikologisk kontor), og arbejdet med deklARATIONERNE bør følge dette.

Samlemetoder for persistens og bioakkumulerbarhed

En vurdering af spildevandets samlede toksicitet kan i dag ske uden kendskab til enkeltstoffer i udledningen. Dette er vanskeligere, hvad angår metoder til vurdering af samlet persistens og bioakkumulerbarhed, og der er behov for en stillingtagen til dette.

Endelig vil det være en fordel for administrationen af deklARATIONERNE, at kunne vurdere de forskellige kilders størrelse i forhold til hinanden:

- Industrielle udledninger
- Kommunale renseanlæg
- Nedvaskning fra luftafkast, biler m.m.
- Affaldsdepoter
- Landbrug

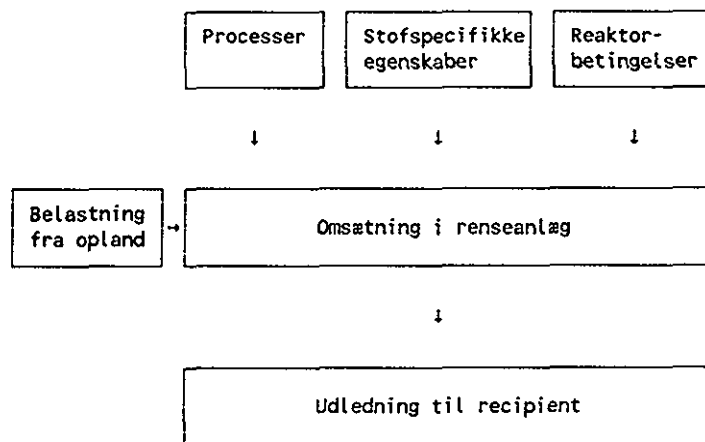
Jfr. figur 1.1.

Hvilke tiltag for kommunale renseanlæg, der kan bidrage hertil, fremgår af næste afsnit.

5.2 Miljøfremmede stoffers skæbne i kommunale renseanlæg

En strategi for videre arbejde med miljøfremmede stoffers skæbne i kommunale renseanlæg bør indeholde både monitoringsundersøgelser til at kortlægge udledningerne og eksperimentelle undersøgelser for at opnå viden om omsætningen.

Oplandskarakteriseringer bør ligeledes indgå som et væsentligt led i håndteringen af miljøfremmede stoffer i renseanlæggene. En viden om hvordan stofferne kan undgå i tilledningerne, er lige så vigtigt som viden om deres omsætning i renseanlægget. Figur 5.1 viser et overblik over faktorer af betydning for udledningen fra et kommunalt renseanlæg.



Figur 5.1: Faktorer der betinger omsætningen i renseanlæg.

Databanker

Viden om de processer, der betinger omsætningen af givne stoffer eller stofgrupper med specifikke egenskaber, opbygges internationalt. For at gøre opnåede resultater operationelle og let-tilgængelige, kan det anbefales at fremme systematisering af den opnåede viden, eventuelt ved opbygning/udvidelse af databank(er) på internationalt plan. Opbygning og især vedligeholdelse af informationsdatabanker er meget omkostningskrævende, og der er behov for fælles indsats frem for mange spredte initiativer.

Effekt af anlægsudbygning

For at kunne dokumentere efterlevelse af deklARATIONERNE, hvad angår udledningen fra kommunale renseanlæg, vil det være væsentligt at karakterisere betydningen af ændrede reaktor-betingelser, dvs. udbygning af anlæg til næringssaltfjernelse. Det vil derfor være nødvendigt at kunne karakterisere udledninger fra proceskonfigurationerne M og MB, som dominerede situationen i 1985, samt for MBNK og MBNDK, som forventes at dominere situationen i 1995.

Viden om udledningen af miljøfremmede stoffer fra danske renseanlæg er fortsat meget begrænset. En øget indsats for at udbygge denne viden bør gradueres i flere niveauer for at opnå det største udbytte. Herunder opstilles en mulig graduering:

- En bred monitoring på landsplan for belastning og udledning karakteriseret ved de samleparametre (eventuelt AOX, detergenter, phenolære forbindelser etc.), der opnås enighed om for evaluering af deklARATIONERNE efterlevelse. Monitoringen bør repræsentere afløb fra eksisterende anlæg med proceskonfigurationer, som er dominerende for udledningerne i 1985 og 1995.

- En bred monitorering for specifikke stoffer, der har uønskede økotoxikologiske egenskaber, og som kan detekteres i afløb fra biologiske renseanlæg med næringssaltfjernelse. Herunder bør i givet fald inkluderes visse oplandskarakteriseringer.
- En monitorering af samlet giftighed, persistens og bioakkumulerbarhed fra en række anlæg af forskellig type og med forskellige oplande.
- En totalscreening på få anlæg med tilhørende oplandskarakterisering. Herunder kan bygges videre på erfaringerne fra /4.1-2/.
- En beskrivelse af massebalancer for få udvalgte anlæg med tilhørende oplande og nøjere undersøgelse af de forskellige trin i renseanlægget og de processer, der betinger omsætningen af udvalgte stoffer/stofgrupper.
- Eksperimentelle undersøgelser af stofspecifikke omsætninger under forskellige betingelser relevante for kommunale renseanlæg som et led i den internationale forskning.

Som det fremgår, kan indsatsen stiles mod trinvist mere detaljeret viden. Det bedste udbytte vurderes at opnås ved en passende kombination af de forskellige niveauer.

6. KONKLUSION

Strategi for enkeltstoffer	En strategi for prioritering af stoffer under Nordsødeklarationens reduktionsprogram er foreslået af Sverige. Denne strategi danner en god ramme for en fælles administration af Nordsødeklarationen og Østersøkonventionen, hvad angår udvælgelse af enkeltstoffer. Inden endeligt valg af strategi for enkeltstoffer mangler imidlertid en dansk stillingtagen til betydningen af stoffers carcinogene og mutagene egenskaber ved udledning til akvatiske recipienter. Samtidigt mangler det svenske forslag en strategi for administration af problematiske udledninger, for hvilke der foreligger ringe eller intet enkeltstofkendskab. Forslaget bør derfor tilføjes en supplerende målsætning for sådanne udledninger, f.eks. i form af en halvering af den samlede giftighed og/eller den udledte COD-mængde i mangel af bedre mål for udledningernes stofindhold, persistens eller bioakkumulerbarhed.
Strategi for samlet spildevand	
Viden om toksicitet	For enkelte industrielle udledninger foreligger et grundigt enkeltstofkendskab, men for hovedparten af udledningerne analyseres kun et fåtal af de udledte stoffer. Toksiciteten af udledningerne er undersøgt for knap halvdelen af udledningerne og i de fleste tilfælde for relativt få arter og få spildevandsprøver. Med kendskabet til de variationer i spildevandets toksicitet, der er set, når mange arter testes, og ligeledes når mange forskellige spildevandsprøver undersøges, vurderes det, at spildevandets toksicitet mange steder er utilstrækkeligt beskrevet.
Viden om persistens og bioakkumulerbarhed	Spildevandets samlede nedbrydelighed/persistens og bioakkumulerbarhed er ligeledes dårligt eller slet ikke beskrevet. Vurderingen af persistens og bioakkumulerbarhed må baseres på kendskabet til enkeltstoffer i spildevandet, og dette er i de fleste tilfælde mangelfuldt.
	Det gælder imidlertid samtidig, at langt de fleste virksomheder gennem de seneste 5 år og de næste 5 år frem har etableret, og fortsat etablerer, omfattende renseforanstaltninger og miljømæssige procesoptimeringer. Den samlede danske udledning af COD, fra de undersøgte virksomheder, forventes således at blive reduceret med ca. 80% fra 1985 - 1995 og næringssaltudledningen med mere end 90%. Tilsvarende reduktioner af de kendte enkeltstoffer i udledningerne, og af den samlede giftighedspåvirkning af recipienterne forventes.
	Ligeledes forventes en væsentlig reduktion af udledningen af miljøfremmede stoffer fra kommuna-

le renseanlæg. I 1986 blev 20% af udledningen rensat i mekaniske anlæg og 65% af udledningen i mekanisk-biologiske anlæg. Når disse anlæg udbygges med næringssaltfjernelse, vil stoffjernelsen over disse forbedres. Danske og udenlandske erfaringer fra målinger på fuldskalaanlæg har vist stofreduktioner, der typisk ligger over 50% fjernelse. Reduktionen af tungmetaludledningen over kommunale renseanlæg og effekten af anlæggenes udbygning er ikke vurderet i nærværende undersøgelse.

Konklusionens forbehold

En vurdering af, om de industrielle udledninger fra Danmark forventes at overholde aftalerne i de to deklARATIONER, kan kun gives med to forbehold:

1. At mange enkeltstoffer i udledningen fortsat ikke kendes stoffs specifikt, og at udledningernes økotoksikologiske effekter fortsat er mangelfuldt beskrevet.
2. At den konkrete strategi for fortolkning af deklARATIONERNE endnu ikke ligger fast.

De reduktioner i udledningerne, der er set hidtil og forventes fremover, er imidlertid en følge af konkrete renseforanstaltninger og procesoptimeringer. For alle udledninger, hvor giftigheden og enkeltstofindholdet er målt før og efter rensning i fuldskala eller pilotskala, er set reduktioner på 80-90% som før nævnt. Der er derfor god grund til at antage, at de observerede reduktioner i udledningernes kendte stofindhold og giftighed kan ekstrapoleres til at gælde også for ikke-analyserede stoffer.

Hovedkonklusion

Det er derfor konklusionen af denne indledende undersøgelse, at virksomhedernes hidtidige og kommende rensebestræbelser bevirker, at Danmark vil kunne leve op til aftalerne i Østersøkonventionen og NordsødeklARATIONEN med en god margin, hvad angår industrielle udledninger.

Bilag 1

Oversigt over den samlede udledning

Danmarks administration af Østersøkonventionen og
Nordsødeklarationen. Industrielt spildevand. 25.
oktober 1989. VKI-sagsnr. 651021.

Signaturforklaring til oversigtsskemaerne:

>, < og ~ betyder, at der ikke er målinger for den pågældende parameter i det pågældende år. Værdien er således skønnet til den pågældende størrelse ud fra oplysninger om virksomheden, ændringer i produktionen, etablering af renseforanstaltninger o.lign. Der henvises herunder til bilag 5 for en nærmere gennemgang af de enkelte virksomheder.

~ betyder, at værdien skønnes at være omtrent som anført.

< betyder, at værdien skønnes at være mindre end anført.

> betyder, at værdien skønnes at være større end anført.

Virksonhed	Udledn.	Floy (10 ³ m ³ /år)	CO ₂ t/år	SO ₂ t/år	N t/år	P t/år	Tungmetat kg/år
1 Prom Kemi	S	171	480		15		
2 Kemisk Værk Køge	K	83	-200		-2	-1	
Kemisk Værk Køge	S	660	-230	-6	-120	-3.3	
3 Esbjerg Kemi	K	8	77				0.7
4 Grindsted Products	S	542	528	53	144	7.5	477
5 Cheminova	S	1155	9500	2800	98	1040	1500
6 BASF	S	416	1990	553	57	2.2	125
7 H. Lundbeck	S	96	240	163	16	1	
8 NOVO-Nordisk	S	745	2600	1230	186	37	
9 Ferrosan	S	134	12		0.5		
10 Løvens Kemiske Ballerup	K	124		218			
11 Løvens Kemiske Esbjerg	K	118	1290	873			
12 Junckers Industri	S	1500	30700	8200	90	15	
13 Fredericia Cellulosefabrik	S	2993	33000	7500	210	30	
14 Skjern Papirfabrik	S	231	22	6	4.4	0.2	
15 Maglemølle Papirfabrik	S	-6600	-132	-66	-5.3	0	
16 Grenaa Papfabrik	S	1108	1830	1014	14	1.8	354
17 Genfiber		336	370	180	1.4	0.1	
18 Dansk Shell	S	622	186	61	52	-	
19 Statoil	S	1500	173		30	0.3	12
20 Kuwait Petroleum	S	1200	100	105			
21 Dansk Olierør (A/S)	K	153	280				
22 Superfos Damann-Luxol	S	?					
23 Vapocon	S	?					
24 Stålvatseværket	S	-1485	-150				-750
25 Danfoss	S	668	54	11	17	1.5	1200
26 Nordisk Kabel og Traad	S	140			5	1.9	2180
27 Sønderborg	S	?					
28 El.-tin	K	2.5	9				750
29 El.-zink	K	22					116
30 Middelfart Galvanisering	K	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano	K	3.2					5
32 Broen Armatur	K	0.5					1.3
33 Micro-Matic	K	2.3					8
34 Danixa	K	17					42
35 Contex	K	70	1.6	0.4			195
36 Dampa	K	3.7					17
37 Danish Aerotechnology	S						
38 Brdr. Müller Maskinfabrik	K						
39 Maskinfabrikken Tårup	K	30	0.2	0.16	1.1	0.02	35
40 Fjølstervang Farveri	S	195	44	3.4	1.2	0.5	60
41 Martensens Fabrik	S	816	113	11	8	1.6	113
42 Skjern Trikotagefarveri	S	750	420	142	14	7.5	85
43 L.P. Hansen Farveri	K	38	28	11			27
44 Kaj Neckelmann	K	483	628	188	3.8	0.4	19
45 Grenå Dampvæveri	S	204	632	314	11	2	124
46 Faaborg Garveri	K	181	644	218	66	2.3	2352
47 Winthers Garveri	K	?					-1080
48 Svendborg Finggarveri	K	?					-440
49 Kemira Danmark	S	2443			1000	1120	6760
50 Dansk-Norsk Kvalstoffabrik	S	180	8	2	110	0.2	0
51 Danapak	S	16.5	19	5	1	0.05	
52 Århus Oliefabrik**	S,K	17500	190	80	5	0.5	700
53 DOW-Membranfabrik	S	10					
54 Faxø Kalk	S	32					
55 Gabs Foto	K						
56 Høustrups Fabrikker	K	130		6			84
57 Roulunds Fabrikker	K	120		33			108

** For Aarhus oliefabrik er hovedparten (>99%) af vandmængden kølevand og heraf er ca. 80% uforurennet. Indholdet af N,P og tungmetat (Ni) stammer ifølge virksomheden fra det indtagne kølevand.

Virksomhed	Cl arom. kg/år	Cl alif. kg/år	ADX kg Cl/år	Olie kg/år	phenolære forbindelser kg/år	ikke Cl. arom. t/år	ikke Cl. alif t/år
1 Prom Kemi		>1700				19	
2 Kemisk Værk Køge	-34000						
Kemisk Værk Køge							
3 Esbjerg Kemi	618				80	0,08	
4 Grindsted Products	98					30	
5 Cheminova	3350	23100				217	5700
6 BASF		24			<90		
7 H. Lundbeck	41300					4,3	110
8 NOVO-Nordisk						-100	
9 Ferrosan							
10 Løvens Kemiske Batterup							
11 Løvens Kemiske Esbjerg							
12 Junckers Industri			450		45000*		
13 Fredericia Cellulosefabrik	390	1586	12570		480000*		
14 Skjern Papirfabrik							
15 Maglemølle Papirfabrik			-990				
16 Grenaa Papirfabrik							
17 Genfiber							
18 Dansk Shell				11500	173		
19 Statoil				21900	825		
20 Kuwait Petroleum				-50000	1560		
21 Dansk Olierør (A/S)				1610	104		386
22 Superfos Damann-Luxol							
23 Vapocon							
24 Stålvalseværket							
25 Danfoss		68		3000			
26 Nordisk Kabel og Traad				1060			
27 Sønderborg							
28 El.-tin				250			
29 El.-zink							
30 Middelfart Galvanisering	0	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano							
32 Broen Armatur							
33 Micro-Matic							
34 Damixa							
35 Contex				-10			
36 Dampa				140			
37 Danish Aerotechnology				-20			
38 Brdr. Müller Maskinfabrik							
39 Maskinfabrikken Tårup				5,4			
40 Fjeltstervang Farveri			37		2		
41 Martensens Fabrik			285		13		
42 Skjern Trikotagefarveri							
43 L.P. Hansen Farveri							
44 Kaj Neckelmann							
45 Grenå Dampvæveri					180		
46 Faaborg Garveri							
47 Winthers Garveri							
48 Svendborg Finggarveri							
49 Kemira Danmark							
50 Dansk-Norsk Kvalstoffabrik							
51 Danapak							
52 Århus Oliefabrik							
53 DOW-Membranfabrik							7,4
54 Faxe Kalk		18	70		102		
55 Gabs Foto							
56 Hastrup Fabrikker							
57 Roulunds Fabrikker							

* For Cellulosefabrikkerne er der tale om phenolære forbindelser af naturlig herkomst. Disse bør ikke sidestilles med syntetiske phenoler eller phenolære forbindelser fra olie og lignende.

Virksomhed	Udledn.	Flg (10 m ³ /år)	CO ₂ t/år	BOD t/år	N t/år	P t/år	Tungmetal kg/år
1 Prom Kemi	S	164	475		15		
2 Kemisk Værk Køge	K	85	218		2	1	
Kemisk Værk Køge	S	63	180	38	150	2.9	1000
3 Esbjerg Kemi	K	4.4	30		0.25	0.15	0.03
4 Grindsted Products	S	557	438	40	144	3.9	209
5 Cheminova	S	1155	8700	3180	104	960	925
6 BASF	S	432	1700	360	34	2.2	56
7 H. Lundbeck	S	96	56		1.4	-0	
8 NOVO-Nordisk	S	876	4770	2400	280	40	344*
9 Ferrosan	S	91	17		0.4	0.01	
10 Løvens Kemiske Ballerup	K	131		197			
11 Løvens Kemiske Esbjerg	K	92	313	118	89	17	
12 Junckers Industri	S	-1500	-31000	-8200	-75	-9	
13 Fredericia Cellulosefabrik	S	2900	-17000	-3800	-45	-8	
14 Skjern Papirfabrik	S	-280	18	2.5	2.3	0.07	
15 Maglemølle Papirfabrik	S	6600	132	66	5.3	0	
16 Grenaa Papfabrik	S	0	0	0	0	0	0
17 Genfiber	S	0	0	0	0	0	0
18 Dansk Shell	S	357	125	32	62	0.4	
19 Statoil	S	1350	200		20	0.3	15
20 Kuwait Petroleum	S	1200	180	120			
21 Dansk Olierør A/S	K	190	188				
22 Superfos Damann-Luxol	S	?					
23 Vapocon	S	?					
24 Stålvalseværket	S	1485	150				750
25 Danfoss	S	396	28		14	1.2	411
26 Nordisk Kabel og Traad	S	134			4	0.5	1030
27 Sønderborg	S	15	1.4	0	0.2	0.01	150
28 El-tin	K	2.5	9				750
29 El-Zink	K	20					80
30 Middelfart El-galvanisering	K	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano	K	2					3
32 Broen Armatur	K	1.8					1.5
33 Micro-Matic	K	1.3					1.7
34 Damixa	K	13					32
35 Contex	K	22	1.8	0.4	0.2	0.004	168
36 Dampa	K	2.4					19
37 Danish Aerotechnology	S	7.3	1.2	0.4	0.2	0.04	1.5
38 Brdr. Müller Maskinfabrik	K	4.4					100
39 Maskinfabrikken Tårup	K	-30					69
40 Fjølstervang Farveri	S	195	29	1.2	1	0.6	50
41 Martensens Fabrik	S	550	30	1	7	0.9	55
42 Skjern Trikotagefarveri	S	720	60	2	5	0.5	230
43 L.P. Hansen Farveri	K	72	<58	<18			21
44 Kaj Neckelmann	K	398	418	107	3.1	0.5	0
45 Grenå Dampfarveri	S	105	473	170	6	1.5	50
46 Faaborg Garveri	K	184	464	170	57	1.0	2061
47 Winthers Garveri	K	47	316	118	19	0.4	1081
48 Svendborg Fingerfarveri	K	83	428	160	25	0.4	442
49 Kemira Danmark	S	912			730	100	530
50 Dansk-Norsk Kvalstoffabrik	S	120	4	1.3	43	0.1	0
51 Danapak	S	10	6	1.6	0.5	0.02	
52 Århus Oliefabrik	S,K	16300	32	17	2.6	1.9	320
53 DSS-Membranfabrik	S	10					
54 Faxø Kalk	S	112					
55 Gabs Foto	K	13	13		2.3		26
56 Haustrups Fabrikker	K	58		4	1.1	0.2	20
57 Roulunds Fabrikker	K	82		2.7	1		12

* Heraf 331 kg Zn.

** For Aarhus oliefabrik er hovedparten (>99%) af vandmængden kølevand og heraf er ca. 80% uforurennet. Indholdet af N,P og tungmetal (Ni) stammer ifølge virksomheden fra det indtagne kølevand.

Virksonhed	Cl arom. kg/år	Cl alif. kg/år	AOX kg Cl/år	Olie kg/år	phenolære forbindelser kg/år	ikke Cl arom. t/år	ikke Cl alif. t/år
1 Prom Kemi		0				0.26	
2 Kemisk Værk Køge	34000						
3 Esbjerg Kemi	323				3.8	0.003	
4 Grindsted Products	77				3	1.1	
5 Cheminova	3930	17300				206	4000
6 BASF		6			105		
7 H. Lundbeck	0					0.2	<50
8 NOVO-Nordisk	600					96	1.8
9 Ferrosan							
10 Løvens Kemiske Ballerup							
11 Løvens Kemiske Esbjerg							
12 Junckers Industri			450		45000*		
13 Fredericia Cellulosefabrik	<390		2100		38500*		
14 Skjern Papirfabrik							
15 Maglemølle Papirfabrik			990				
16 Grenaa Papfabrik	0	0	0	0	0	0	0
17 Genfiber	0	0	0	0	0	0	0
18 Dansk Shell				1814	65		
19 Statoil				<1500	90		
20 Kuwait Petroleum				18000	~2400		
21 Dansk Olierør (A/S)				301	38		
22 Superfos Damavn-Luxol							
23 Vapocon							
24 Stålvalseværket				8600			
25 Danfoss		0		<40			
26 Nordisk Kabel og Traad				165			
27 Sønderborg							
28 EL-tin				250			
29 EL-zink							
30 Middelfart Galvanisering	0	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano							
32 Broen Armatur				7.5			
33 Micro-Matic							
34 Damixa							
35 Contex				10			
36 Dampa				90			
37 Danish Aerotechnology				22			
38 Brdr. Müller Maskinfabrik							
39 Maskinfabrikken Tårup				<3			
40 Fjølstervang Farveri					<2		
41 Martensens Fabrik					<5		
42 Skjern Trikotagefarveri					7.5		
43 L.P. Hansen Farveri			30				
44 Kaj Neckelmann	680			2670			
45 Grenå Dampvæveri					78		
46 Faaborg Garveri							
47 Winthers Garveri							
48 Svendborg Finggarveri							
49 Kemira Danmark							
50 Dansk-Norsk Kvælstoffabrik							
51 Danapak							
52 Århus Oliefabrik							
53 DOW-Membranfabrik							11.2
54 Faxe Kalk		73	380				
55 Gabs Foto							
56 Haustrups Fabrikker							
57 Roulunds Fabrikker							

* For Cellulosefabrikkerne er der tale om phenolære forbindelser af naturlig herkomst. Disse bør ikke sidestilles med syntetiske phenoler eller phenolære forbindelser fra olie og lignende.

Virksomhed	Udledn.	Flow (10 ³ m ³ /år)	CO ₂ t/år	BOO t/år	N t/år	P t/år	Tungmetal kg/år
1 Prom Kemi	S	~100	~300				
2 Kemisk Værk Køge	K	0	0	0	0	0	0
Kemisk Værk Køge	S		~180				
3 Esbjerg Kemi	K	~2	~30				
4 Grindsted Products	S	<365	<88	<11	<20	<1.8	<185
5 Cheminova	S	1155	<475	<140	<20	<50	<500
6 BASF	S	~430	1500	~360	~34	~2.2	~56
7 H. Lundbeck	S	~96	~56		~1.4	~0	
8 NOVO-Nordisk	S	<500	<400		<90		
9 Ferrosan	S	~90	<2				
10 Løvens Kemiske Ballerup	K	~130		<200			
11 Løvens Kemiske Esbjerg	K	~90	~300	~120	<30	~17	
12 Junckers Industri	S	~1500	~14000	~820	~60	~7	
13 Fredericia Cellulosefabrik	S	0	<330	<75	<2	<0.3	
14 Skjern Papirfabrik	S	~280	~18	~2.5	~2	~0.1	
15 Maglemølle Papirfabrik	S	~6600	~132	~66	~5.3	0	
16 Grenaa Papfabrik	S	0	0	0	0	0	0
17 Genfiber		0	0	0	0	0	0
18 Dansk Shell	S	~350	<10	<5	<3	<0.01	
19 Statoil	S	~1500	~225		~23	~0.3	~15
20 Kuwait Petroleum	S	~1200	<180	<120			
21 Dansk Olierør (A/S)	K	200-650	<60				
22 Superfos Damann-Luxol	S	?					
23 Vapocon	S	?					
24 Stålvalseværket	S	~1485	~150				~750
25 Danfoss	S	<300	<12		~14	~1.2	<250
26 Nordisk Kabel og Traad	S	80			~4	~0.5	<730
27 Sønderborg	S	<3.5	<0.3	0			<15
28 El.-tin	K	~1	<1				<75
29 El.-zink	K	~20					~80
30 Middelfart Galvanisering	K	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano	K	~2					~3
32 Broen Armatur	K	<4.6	<2.3				<28
33 Micro-Matic	K	~1.3					~1.7
34 Damixa	K	~13					~32
35 Contex	K	~22	<18	<0.4	<0.2	<0.04	<168
36 Dampa	K	<15					<75
37 Danish Aerotechnology	S	~7.3	~0.4	~0.15			<8
38 Brdr. Müller Maskinfabrik	K	~4.4					<27
39 Maskinfabrikken Tårup	K	?					
40 Fjølstervang Farveri	S	~195	<20	<3			<50
41 Martensens Fabrik	S	~550	<55	<8	<4.4	<5	<50
42 Skjern Trikotagefarveri	S	~720	~60	~2	~5	~0.5	~230
43 L.P. Hansen Farveri	K	~80	<58	<18			<20
44 Kaj Neckelmann	K	~400	~400	~100	~3	~0.5	
45 Grenå Dampværk	S	~105	<473	<170	<6	<1.5	<50
46 Faaborg Garveri	K	~230	~560	~220	~70	~1.2	~2500
47 Winthers Garveri	K	~47	~300	~100	~20	~0.4	~1000
48 Svendborg Fingarveri	K	~83	~400	~160	~25	~0.4	~400
49 Kemira Danmark	S				~5	~1	<500
50 Dansk-Norsk Kvalstoffabrik	S	~120					~0
51 Danapak	S	~10	<6	<1.6	<0.5	<0.02	
52 Aarhus Oliefabrik**	S,K	~16300	~32	~17	~2.6	~1.9	~320
53 DOW-Membranfabrik	S	~10					
54 Faxe Kalk	S	~112					
55 Gabs Foto	K	~13	<13		~2.3		<26
56 Haustrups Fabrikker	K	~58		~4	~1	~0.2	<20
57 Roulunds Fabrikker	K	~82		<3	<1		<12

** For Aarhus oliefabrik er hovedparten (>99%) af vandmængden kølevand og heraf er ca. 80% uforurennet. Indholdet af N,P og tungmetal (Ni) stammer ifølge virksomheden fra det indtagne kølevand.

Virksomhed	Cl arom. kg/år	Cl alif. kg/år	AOX kg Cl/år	Olie kg/år	phenolære forbindelser kg/år	ikke Cl arom. t/år	ikke Cl alif. t/år
1 Prom Kemi		0				-0,14	
2 Kemisk Værk Køge	0	0	0	0	0	0	0
Kemisk Værk Køge							
3 Esbjerg Kemi	-300						
4 Grindsted Products	<77					<1	
5 Cheminova	<170	-0	<170			<10	<280
6 BASF		-6			-100		
7 H. Lundbeck	0					-0,2	<50
8 NOVO-Nordisk	<600					-0	<1,8
9 Ferrosan							
10 Løvens Kemiske Ballerup							
11 Løvens Kemiske Esbjerg							
12 Junckers Industri			<90		<10000*		
13 Fredericia Cellulosefabrik	<80		<125		<770*		
14 Skjern Papirfabrik							
15 Maglemølle Papirfabrik			-990				
16 Grenaa Papfabrik	0	0	0	0	0	0	0
17 Genfiber	0	0	0	0	0	0	0
18 Dansk Shell				-200	<10		
19 Statoil				<1500	-90		
20 Kuwait Petroleum				<6000	<2400		
21 Dansk Olierør (A/S)				<60	<30		0
22 Superfos Damann-Luxol							
23 Vapocon							
24 Stålvalseværket				-8600			
25 Danfoss		0		<40			
26 Nordisk Kabel og Traad				-165			
27 Sønderborg							
28 El.-tin				<25			
29 El.-zink							
30 Middelfart Galvanisering	0	0	0	0	0	0	0
31 Odense Galvano							
32 Broen Armatur				<46			
33 Micro-Matic							
34 Damixa							
35 Contex				<10			
36 Dampa				-90			
37 Danish Aerotechnology				<36			
38 Brdr. Müller Maskinfabrik							
39 Maskinfabrikken Tårup							
40 Fjølstervang Farveri					<40		
41 Martensens Fabrik					<110		
42 Skjern Trikotagefarveri							
43 L.P. Hansen Farveri							
44 Kaj Neckelmann	-700			-2600			
45 Grenå Dampvæveri					<78		
46 Faaborg Garveri							
47 Winthers Garveri							
48 Svendborg Finggarveri							
49 Kemira Danmark							
50 Dansk-Norsk Kvælstoffabrik							
51 Danapak							
52 Århus Oliefabrik							
53 DOW-Membranfabrik							
54 Faxø Kalk		-73		-380			
55 Gabs Foto							
56 Haustrups Fabrikker							
57 Roulunds Fabrikker							

* For Cellulosefabrikkerne er der tale om phenolære forbindelser af naturlig herkomst. Disse bør ikke sidestilles med syntetiske phenoler eller phenolære forbindelser fra olie og lignende.

Bilag 2

Scoringssystemer til vurdering af kemikaliers
miljøfarlighed

Danmarks administration af Østersøkonventionen og
Nordsødeklarationen. Industrielt spildevand. 25.
oktober 1989. VKI-sagsnr. 651021.

Holland - WMS Scoring System

Det hollandske WMS Scoring System /3.5/ scorer kemikalier ud fra kemikaliernes egenskaber og forbrugsmængder:

- toksicitet overfor pattedyr
- mutagenicitet og carcinogenicitet
- toksicitet overfor vandlevende organismer

- miljømæssig eksponering
- nedbrydning i jord/vand
- nedbrydning i luft
- bioakkumulering

I tabel 1 og 2 er kriterierne for de enkelte scoringsparametre vist.

TOKSICITET						Score
I: TOKSICITET OVERFOR PATTEDYR						
	Test over 1 måned		Test under 1 måned		Akut toksicitet	
oral/dermal inhalation	NEL	< 0,5	NEL	< 2,5	LD50 < 25 mg/kg	3
	NEL	< 1	NEL	< 5	LC50 < 50 mg/m ³	
oral/dermal inhalation	NEL	0,5-5	NEL	2,5-25	LD50 25-250 mg/kg	2
	NEL	1-10	NEL	5-50	LC50 50-500 mg/m ³	
oral/dermal inhalation	NEL	5-50	NEL	25-250	LD50 250-2500 mg/kg	1
	NEL	10-100	NEL	50-500	LC50 500-5000 mg/m ³	
oral/dermal inhalation	NEL	> 50	NEL	> 250	LD50 > 2500 mg/kg	0
	NEL	> 100	NEL	> 500	LC50 > 5000 mg/m ³	
II: MUTAGENICITET						
Positiv i mindst to typer korttids mutagenicitetstests						3
Negativ i mindst to typer korttids mutagenicitets-tests og ingen positive resultater						0
III: CARCINOGENICITET						
Bevist carcinogent i mennesker eller i et eller flere in vivo dyreeksperimenter						3
Negativ i in vivo dyreeksperimenter med mindst to arter, ingen positive resultater						0
IV: TOKSICITET OVERFOR AKVATISKE ORGANISMER						
Kronisk toksicitet			Akut toksicitet			
NOEC	< 10 µg/l		EC50	< 1 mg/l		3
NOEC	10-100 µg/l		EC50	1-10 mg/l		2
NOEC	100-1000 µg/l		EC50	10-100 mg/l		1
NOEC	> 1000 µg/l		EC50	> 100 mg/l		0

Tabel 1: Kriterier for scoring ud fra gængse toksicitetsparametre. NEL = No Effect Level, NOEC = No Observed Effect Concentration, LD50 = Lethal Dosis with 50% lethality, LC50 = Lethal Concentration with 50% lethality, EC50 = Effect Concentration with 50% effect.

EKSPONERING	Score
A: FORBRUGSMÆNGDE	
> 10000 tons/år	5
1000-10000 tons/år	4
100-1000 tons/år	3
10-100 tons/år	2
1-10 tons/år	1
< 1 tons/år	0
B: UDSLIP TIL MILJØET	
Stort åbent forbrug; udbredt brugt af forbrugere (udslip: > 30%)	3
Moderat forbrug af et antal specifikke forbrugskategorier (udslip: 3-30%)	2
Brugt i åbne systemer i kemisk industri (udslip: 0,3-3%)	1
Brugt i lukkede systemer i kemisk industri (udslip: < 0,3%)	0
C: NEDBRYDELIGHED I JORD/VAND	
Halveringstid > 1 år	3
Halveringstid 1 uge - 1 år	1
Halveringstid < 1 uge	0
D: FORDELING TIL JORD/VAND	
Beregnet fordeling: PED > 30% af total mængde	3
Beregnet fordeling: PED 3-30% af total mængde	2
Beregnet fordeling: PED 0,3-3% af total mængde	1
Beregnet fordeling: PED < 0,3% af total mængde	0
E: BIOKONCENTRERING	
Organiske stoffer	Uorganiske stoffer og organometaller
medmindre: $\log K_{ow} > 4$ $5 < pK_a < 9$	$\log BCF > 3$
eller: $2 < \log K_{ow} < 4$ og: $\log K_{ow} > 4$ $5 < pK_a < 6$ eller: $8 < pK_a < 9$	$1,5 < \log BCF < 3$
eller: $\log K_{ow} < 2$ $6 < pK_a < 4$	$\log BCF < 1,5$

Tabel 2: Kriterier for scoring af de anvendte eksponeringsparametre. PED = Predicted Environmental Distribution.

Scoringen for det enkelte kemikalie opdeles i en score for eksponering, der beregnes på følgende måde:

Direkte eksponering af vandmiljø:

$$\text{SCORE} = A - B - C - D \quad (\text{maximal score} = 5)$$

Indirekte eksponering via vandmiljø:

$$\text{SCORE} = A - B - C - D + (\text{Maximal score} = 7)$$

hvor A er scoren for produktionsmængde, B er scoren for udslip til miljøet, C er scoren for nedbrydning i jord/vand, D er scoren for fordeling til jord/vand (Mackays fugacitetsmodel, se bilag 3) og E er bioakkumuleringsevne. Disse scorere kombineres med en eller flere scorere for toksicitet:

Direkte eksponering:

$$\text{SCORE} + \text{IV} \quad (\text{maximal score} = 8)$$

Indirekte eksponering:

$$\text{SCORE} + \text{I} \quad (\text{maximal score} = 10)$$

$$\text{SCORE} + \text{II} \quad (\text{maximal score} = 10)$$

$$\text{SCORE} + \text{III} \quad (\text{maximal score} = 10)$$

hvor I er scoren for toksicitet overfor pattedyr, II er scoren for mutagenicitet, III er scoren for carcinogenicitet og IV er scoren for toksicitet overfor akvatiske organismer. Endelig beregnes de fire slutscorer ved at fratrække maksimalscorerne. En slutscore på 0 betegner således den højeste risikoklasse. En forøgelse af slutscoren med 1 betyder en forøgelse af sikkerhedsmarginen med en faktor 10.

Vesttyskland - Environmental Hazard Ranking

Det vesttyske EHR-system /3.6/ har inddelt kemikalier i klasse på baggrund af to scorere: en for potentiel eksponering og en for potentiel skade på biologiske og andre systemer. Scoren beregnes for de tre medier luft, vand og jord, men vil her være begrænset til gennemgang af scoring for vand.

Scoren for eksponering af vandmiljøet tager udgangspunkt i systemets oprindelige anvendelse til klassificering af kemikalier generelt (se tabel 3). Den i tabel 3 viste beregningsform anvendes, når mere eksakte værdier for kemikaliet's udslipsmængde ikke er kendt. Eksponeringsscoren begrænses til at omfatte:

- bionedbrydelighed
- akkumulerbarhed

En eventuel nedbrydning af kemikaliets vil mindske eksponeringen. I systemet er medtaget bionedbrydelighed i henhold til de anvendte kriterier i OECD og EF. Et kemikalie, der således er fundet let nedbrydeligt i en standardiseret screenings-

test, får en negativ score, mens alle andre kemikalier får scoren 0.

Akkumulering af kemikaliet til jord eller biotisk materiale medtages i eksponeringsdelen i form af en scoring af fordelingskoefficienten mellem n-octanol og vand ($\log K_{ow}$).

Scoren for eksponering beregnes for delmiljøet (jord, vand, luft) ved at multiplicere den tillagte score med en vægtfaktor og dernæst summere scorerne. Vægtfaktorerne er indført for at sikre, at scoringen af en egenskab afspejler egenskabets betydning. Vægtfaktorernes størrelse er fastlagt som et "kompromis" mellem en række indkaldte eksperters synspunkter. Maksimalscoren for vand er 3,5.

EKSPONERING				
Kriterier	Eksponeringsværdi score			Vægtfaktor vand
Startudslip (t/år)	0-<1 0	1-<10 1	10-100 2	0,5
Fordeling til delmiljø (t/år)	0-<1 0	1-<10 1	10-100 2	1
Bionedbrydelighed	let -2	- -	svært 0	0,5
Akkumulering ($\log K_{ow}$)	<2 0	>2-3 1	>3 2	0,25

Tabel 3: Scoringsparametre for eksponeringsscoren.

Potentiel skade af kemikaliet på biologiske og andre systemer (toksicitet) angives som en række enkeltscorer for følgende effekter (se tabel 4):

- mutagenicitet
- subakut toksicitet, pattedyr
- akut toksicitet, pattedyr
- allergireaktion
- akvatisk toksicitet
- bioakkumulering

For flere af scorerne er angivet flere alternativer og den score vælges som multipliceret med vægtningsfaktoren giver den højeste værdi.

TOKSICITET				
Kriterier	Toksicitetsværdi score		Vægtfaktor vand	
I. Mutagenicitet				
Bakterier/ dyreceller	begge negative 0	mindst en positiv 4	1	
II. Subakut toksicitet, pattedyr				
28 d NOEC, oral (mg/kg·d) eller 28 d NOEC, dermal (mg/kg·d) eller 28 d NOEC, inhalation (mg/l)	>25 0	5-25 2	<5 4	0,25
28 d NOEC, dermal (mg/kg·d) eller 28 d NOEC, inhalation (mg/l)	>25 0	5-25 2	<5 4	0,25
28 d NOEC, inhalation (mg/l)	>0,2 0	0,05-0,2 2	<0,05 4	0,25
III. Akut toksicitet, pattedyr				
LD50, oral (mg/kg) eller LD50, dermal (mg/kg) eller LC50, inhalation (mg/l)	>2000 0	200-2000 0,5	<200 1	0,25
LD50, dermal (mg/kg) eller LC50, inhalation (mg/l)	>2000 0	400-2000 0,5	<400 1	0,25
LC50, inhalation (mg/l)	>20 0	2-20 0,5	<2 1	0,25
IV. Akvatisk toksicitet				
EC50, dafnier eller LC50, fisk (mg/l)	>100 0	10-100 2	<10 4	1
V. Bioakkumulering				
Akkumulering logBCF (eller logK _{ow})	<1 0	1-3 2	>3 4	0,5

Tabel 4: Scoringsparametre for toksicitetsscoren.

Som det var tilfældet for eksponeringsscoren, beregnes toksicitetsscoren som summen af scorer multipliseret med vægtningsfaktorer for vandmiljøet. Den maksimale score i vandmiljøet er 11,5.

Resultatet præsenteres som et diagram, hvor scoren for eksponering er afbildet mod scoren for toksicitet, udtrykt som procent af maksimal score. Formålet med denne form for præsentation er grafisk at kunne opdele kemikalierne i tre klasser:

- En "sort" klasse, som på grund af høj toksicitet og relativt høj eksponering kræver regulering
- En "hvid" klasse, som på grund af relativt lav toksicitet eller middel toksicitet og lav eksponering ikke kræver regulering

- En "grå" klasse bestående af de kemikalier, der ikke umiddelbart kan placeres i den "sorte" eller den "hvide" klasse og derfor skal vurderes yderligere.

EHR-systemet har valgt en klasseinddeling, der prioriterer stoffer med lav toksicitet lavt, uanset eksponeringens størrelse.

Europæiske Fællesskaber

EFs forslag til prioriteringssystem anvender en inddeling af kemikalier i klasser afhængig af deres toksicitet og deres fordeling i miljøet /3.7/.

En række kemikalier benævnes som farlige for miljøet alene på grundlag af deres toksicitet. Som kriterium anvendes akutte LC50-værdier for fisk, EC50-værdier for dafnier og LD50-værdier for pattedyr, idet disse toksicitetsværdier antages at være repræsentative for biotaen. Alle kemikalier, der opfylder et af følgende kriterier, klassificeres som farlige for miljøet:

- oral LD50, rotte < 25 mg/kg
- inhalation LC50, rotte < 0,5 mg/l
- LC50, fisk < 0,1 mg/l
- EC50, dafnie < 0,1 mg/l

En række kemikalier benævnes som farlige for specifikke delmiljøer, såfremt kemikaliets i en fordelingsmodel (Mackays fugacitetsmodel, se bilag 3) spredes til delmiljøet, ikke er let bionedbrydeligt og er toksisk overfor organismer i delmiljøet eller kan bioakkumuleres. For vandmiljøet er kriterierne:

- PED $\geq$ 1%
- ikke let bionedbrydeligt
- LC50, fisk $\leq$ 10 mg/l og EC50, dafnie $\leq$ 10 mg/l eller $\log K_{ow} \geq 3,5$

Som model for beregning af PED anvendes Mackays fugacitetsmodel med de af OECD anbefalede parametre for miljøet (se senere). Som kriterium for let bionedbrydelighed anvendes de kriterier som er fastlagt i de standardiserede screeningstests for let bionedbrydelighed.

Systemet udmærker sig ved at have en grov inddeling af kemikalierne, hvilket må betragtes som en fordel på et indledende niveau.

Nordisk Ministerråd

NMC-systemet, der er et forslag fra en projektgruppe under Nordisk Ministerråd, minder i store træk om EEC-systemet /3.7/. Ifølge NMC-systemet klassificeres et kemikalie som farligt for

miljøet, såfremt det opfylder et af følgende tre kriterier:

- Kemikaliet er opført på lister over farlige stoffer.
- Kemikaliet har en molvægt mindre end 1000 og er ikke-fordampeligt ($PED_{luft} < 90\%$). Desuden skal kemikaliet opfylde et af følgende toksicitetskriterier:
 - oral LD50, pattedyr ≤ 25 mg/kg
 - inhalation LC50, pattedyr $\leq 0,5$ mg/l
 - LC50, fisk $\leq 0,1$ mg/l
 - EC50, krebsdyr $\leq 0,1$ mg/l
 - EC50, alger $\leq 0,1$ mg/l
- Kemikaliet har en molvægt mindre end 1000, er ikke ekstremt fordampeligt ($PED_{luft} < 90\%$) og er ikke let bionedbrydeligt. Desuden skal kemikaliet opfylde et af følgende kriterier for toksicitet og bioakkumulering:
 - oral LD50, pattedyr ≤ 200 mg/kg
 - LC50, fisk ≤ 10 mg/l
 - EC50, krebsdyr ≤ 10 mg/l
 - EC50, alger ≤ 10 mg/l
 - BCF ≥ 100
 - $\log K_{ow} \geq 3,0$

Kriteriet for let bionedbrydelighed er relateret til de standardiserede bionedbrydelighedstests:

- BOD₅-Testen $BOD_5/ThOD \geq 50 \%$
- Closed Bottle Testen $BOD_{28}/ThOD \geq 60 \%$
- OECD Screening Test $DOC_{28}/DOC_0 \leq 30 \%$
- Sturm Testen $(CO_2)_{28}/Th(CO_2) \geq 60 \%$
- AFNOR Testen $DOC_{28}/DOC_0 \leq 30 \%$
- MITI Testen $BOD_{28}/ThOD \geq 60 \%$

Formålet med denne specielle udformning af kriterierne i forhold til EEC-systemet er at frasortere polymere stoffer (molvægt ≥ 1000) og let fordampelige stoffer ($PED_{luft} \geq 90\%$), idet der ikke vurderes at være en tilstrækkelig god generel metode til at identificere faremomenterne ved kemikalier af disse typer. Disse kemikalier må vurderes separat og i givet fald optages på nationale/internationale lister over farlige stoffer.

Statens Naturvårdsverk - ESTHER

ESTHER-systemet er et svensk scoringssystem fra Statens Naturvårdsverk til klassificering af kemikalier /3.9, 3.10/. Systemet minder om det tyske EHR-system, idet der sker en opdeling af scoringen i en score for eksponering og en for effekt. I modsætning til EHR-systemet har det

svenske system medtaget fødekæder (topkonsumenter) og biologiske rensningsanlæg som separate økosystemer.

De kriterier, som ligger til grund for scoring af eksponering, er vist i tabel 5. Såfremt der ikke foreligger værdier for en eller flere af parametrene, anvendes i stedet "erstatningsdata", som er fastlagt på forhånd. Dette betyder at "uvidenhed straffes", fordi der herved indføres "strafpoint"; det vil sige, at scoren sættes op.

I eksponeringen skelnes, som det er tilfældet i EHR-systemet, mellem primær recipient og endelig ligevægtsfordeling. Ligevægtsfordelingen beregnes ud fra Mackays fugacitetsmodel (se bilag 3). Desuden medtager ESTHER-systemet en score for biotilgængelighed, som bedømmes ud fra molvægt. Den endelige score for eksponering af de forskellige økosystemer fastlægges ved formler, som angives i tabel 5.

Årlig anvendelse (t/år)	A	< 10 10-1000 > 1000	1 3 5
Udslipsandel (%)	U	< 5 5-20 20-80 > 80	1 2 4 5
Primær recipient (%) - vand	I I _W	> 50	2
Ligevægtsfordeling (%) - vand	C C _W	10-50 > 50	2 3
- jord+vand	C _{SW}		
Nedbrydelighed (%)	P	> 70 50-70 20-50 < 20	0 1 2 4
Bioakkumulering logK _{ow}	B	< 1 1-3 3-5 > 5	0 2 4 8
Biotilgængelighed molvægt	T	> 1000 < 1000	0 1

Tabel 5: Kriterier for scoring af eksponering.

Eksponering af akvatisk miljø	EAE
$EAE = A + U + I_W \cdot C_W + P + B \cdot T$	
Eksponering af topkonsumenter	ETC
$ETC = C_{SW} + P + B \cdot T$	

Tabel 6: Formler for beregning af eksponerings-scorer.

Efter denne eksponeringsanalyse vurderes, om det er nødvendigt at fortsætte med en effektanalyse. Kriterierne for dette er ikke fastlagt men foreslås i /3.10/ som:

- akvatisk miljø:EAE > 15-20
- topkonsumenter:ETC > 10-20

Kriterierne for scoring af toksicitet svarer til de scoringsparametre, som anvendes i EHR-systemet, bortset fra at hæmning af aktiveret slam er medtaget. Kriterierne ses i tabel 7, og formler for beregning af toksicitetsscorer for de enkelte delmiljøer/økosystemer fremgår af tabel 8.

Akut akvatisk toksicitet	AAT	> 1000	0
LC50 (mg/l)		100-1000	1
		10-100	2
		1-10	3
		< 1	4
Kronisk akvatisk toksicitet	CAT	> 10	0
EC50 (mg/l)		1-10	2
		0,1-1	4
		0,01-0,1	6
		< 0,01	8
Akut toksicitet pattedyr	AMT	> 2000	0
LD50 (mg/kg)		250-2000	1
		25-250	2
		< 25	3
Kronisk toksicitet pattedyr	SMT	> 200	0
ED ₅₀ (mg/kg·døgn)		25-200	2
		2,5-25	4
		< 2,5	6
Mutagenicitet screening	M	2 negative	0
		uklart	4
		2 positive	8

Tabel 7: Kriterier for scoring af toksicitet.

Effekter på akvatiske organismer	TAE
$TAE = AAT + CAT$	
Effekter på topkonsumenter	TTC
$TTC = AMT + SMT + M$	

Tabel 8: Formler for beregning af toksicitets-scorer.

Resultater af scoringen fremlægges som en række grafer, hvor scoren for eksponering er afbildet mod scoren for den tilsvarende effekt. Scorerne udtrykkes som procent af den maksimalt opnåelige score.

For stoffer, som gennemgår både en eksponeringsanalyse og en effektanalyse, udregnes et totalindeks for miljøfarlighed ved at summere eksponeringsindeks og effektindeks for de respektive målmiljøer. Maksimalværdierne for totalindekset, inklusive alle strafpoint, er for de enkelte delmiljøer:

- akvatisk miljø, AE =36
- topkonsumenter, TC =28

Kriteriet for klassificering af et kemikalie som miljøfarligt er, at det karakteriseres som farligt for blot et af de undersøgte delmiljøer. Mulige kriterier for klassificering som miljøfarligt er foreslået i /3.10/:

- akvatisk miljø:AE > 25-30
- topkonsumenter:TC > 17-22

Bilag 3

Mackays fugacitetsmodel

Mackays fugacitetsmodel bygger på, at kemiske stoffer har en tendens til at bevæge sig fra et delmiljø (her luft, vand og jord) til et andet mod en ligevægtssituation, udtrykt ved fugaciteten /3.11/.

Fugacitetskapaciteten i de tre delmiljøer er:

$$Z_{\text{luft}} = \frac{1}{R \cdot T}$$

hvor R er gaskonstanten (= 8,31 J/mol·K) og T er temperaturen i Kelvin.

$$Z_{\text{vand}} = \frac{1}{H}$$

hvor H er Henrys lovkonstant = $(P_{vp} \cdot M_v) / (1000 \cdot S)$, hvor P_{vp} er damptrykket (i Pa), M_v er molvægten (i g/mol) og S er opløseligheden (i g/l).

$$Z_{\text{jord}} = \frac{K_{sw}}{H} \cdot d$$

hvor K_{sw} er fordelingskoefficienten mellem jord og vand (= $foc \cdot K_{ow}$), hvor foc er jordens indhold af organisk kulstof (sættes normalt til 2%), K_{ow} er fordelingskoefficienten mellem n-octanol og vand, og d er jordens densitet (sættes normalt til 1,5 g/cm³).

Ved ligevægt er fugaciteten ens i alle delmiljøerne og koncentrationen, C_i , kan beregnes:

$$C_i = F_i \cdot Z_i$$

hvor F_i er fugaciteten i delmiljøerne. Den totale mængde, n_i , i det enkelte delmiljø kan beregnes som:

$$n_i = V_i \cdot C_i$$

hvor V_i er volumenet af delmiljøet.

Den procentvise fordeling i delmiljøerne kan beregnes som:

$$PED_{\text{luft}} = \frac{V_{\text{luft}} \cdot Z_{\text{luft}}}{\sum V_i \cdot Z_i}$$

$$PED_{\text{vand}} = \frac{V_{\text{vand}} \cdot Z_{\text{vand}}}{\sum V_i \cdot Z_i}$$

$$PED_{\text{jord}} = \frac{V_{\text{jord}} \cdot Z_{\text{jord}}}{\sum V_i \cdot Z_i}$$

hvor:

$$\sum V_i \cdot Z_i = V_{\text{luft}} \cdot Z_{\text{luft}} + V_{\text{vand}} \cdot Z_{\text{vand}} + V_{\text{jord}} \cdot Z_{\text{jord}}$$

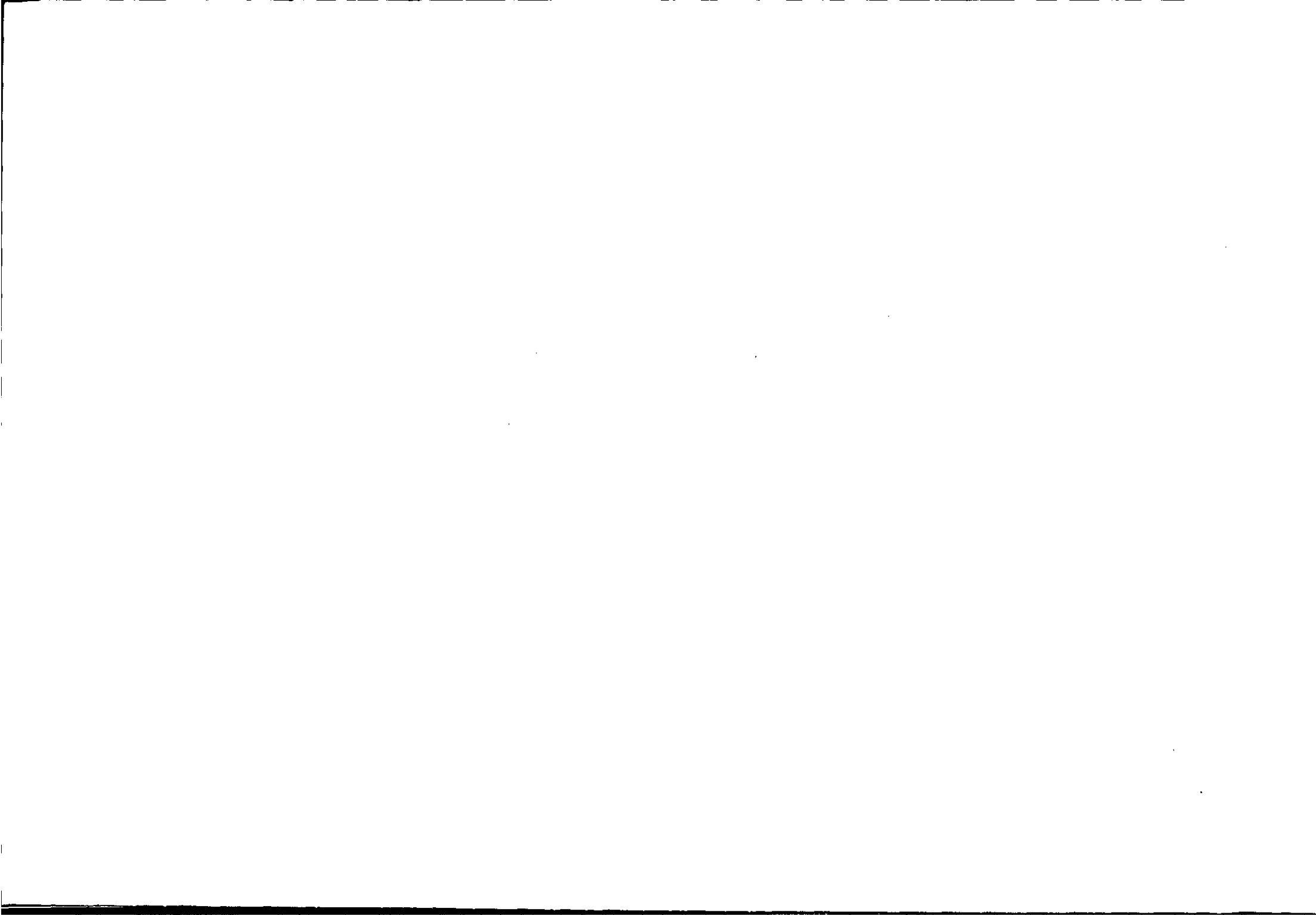
I OECD anvendes en standardiseret modelbeskrivelse med:

$$V_{\text{luft}} = 6000$$

$$V_{\text{vand}} = 7$$

$$V_{\text{jord}} = 0,03$$

svarende til at jordens overflade er dækket med 70 % vand og 30 % jord. Der regnes med et luftlag på 6 km, en vanddybde på 10 m og en jordtykkelse på 10 cm.



Bilag 4

Matematisk model for omsætning af specifikke
stoffer i aktivt slam-anlæg

Danmarks administration af Østersøkonventionen og
Nordsødeklarationen. Industrielt spildevand. 25.
oktober 1989. VKI-sagsnr. 651021.

Som et eksempel på en forenklet model for omsætning af et specifikt stof i en fuldt opblandet luftningstank kan som foretaget i /4.10/ opstilles massebalance:

$$V \cdot \frac{dS_r}{dt} = q_i \cdot S_i - q_a \cdot S_r - q_s \cdot S_r + F_{strip} + F_{sor} + F_{bio} \quad (4.1)$$

hvor

V	Volumen af luftningstank,	m ³
S	Koncentration af det specifikke stof, g/m ³	
q	Vandføring (flow)	m ³ /d
F _{strip}	Flux for stripping	g/d
F _{sor}	Flux for sorption til slam	g/d
F _{bio}	Flux for omsætning ved bionedbrydning	g/d

og indeks

i	betegner indløb
a	- afløb
r	- reaktor
s	- slamaftapning

Det bemærkes, at fluxer regnes som positive til luftningstanken.

Under stationære forhold kan udtrykket forsimples idet $dS_r/dt = 0$.

Ud fra en række forsimpelende antagelser, nærmere beskrevet i /4.10/ kan modellen for et anlæg med diffusorbeluftning omskrives til:

$$S_r = \frac{q_i \cdot S_i}{q_i + (G \cdot H / R \cdot T) + (3,345 \cdot 10^{-7}) \cdot q_s \cdot X_s \cdot K_{ow} + k_1 \cdot X_r \cdot V} \quad (4.2)$$

hvor

G	Volumenflow for beluftning	(m ³ /d)
H	Stoffets Henry's Lov konstant	(atm·m ³ /mol)
R	Universel gaskonstant	(8.206 x 10 ⁻⁵ m ³ ·atm/°K·mol)
T	Absolut temperatur	(°K)
X	Slammets glødetab	(g VSS/m ³)
K _{ow}	Stoffets fordelingskoefficient mellem Octanol og vand	
k ₁	1. ordens bionedbrydningskonstant	(m ³ /g VSS·d)

Ved brug af ligning (4.2) kan foretages overslagsberegninger for afløbskoncentrationer af givne stoffer ud fra kendskab til relativt få driftsparametre og stofspecifikke konstanter.

De enkelte led i nævneren der beskriver stripning, sorption og bionedbrydning kommenteres i det følgende.

Stripning til atmosfæren

Udtrykket der indgår i ligning (4.2):

$$F_{\text{strip}} = - G \cdot H \cdot S_r / R \cdot T \quad (4.3)$$

forudsætter for diffusorbeluftningen bl.a., at afgangsluftens partialtryk for det enkelte stof er i ligevægt med koncentrationen i vandfasen. Denne forudsætning vil have tendens til at overestimere stripningen. Den delvise mætningsgrad, der reelt opnås, vil afhænge af bl.a. diffuserudformning (boblestørrelse) og vanddybde, et forhold der på teoretisk plan er nøjere beskrevet i /4.12/.

Data for Henry's Lov konstant (H) findes for en lang række stoffer /4.3, 4.9, 4.11/.

På DTH's Ingeniørvidenskabelige Center for faseligerægte og separationsprocesser råder man over en matematisk model, som på baggrund af et stofs struktur kan beregne stripningen fra væske til luftfase /4.13/. Der kendes dog ikke eksempler på brug af modellen til simulering af spildevandsrensningsanlæg.

Stripning ved overfladebeluftere kan ifølge /4.12/ beskrives som

$$f_{\text{strip}} = \psi \cdot K_{1a, O_2} \cdot S_r \quad (4.4)$$

hvor

ψ er forholdet mellem diffusionskoefficienten i vandfasen for det aktuelle stof og for ilt

K_{1a, O_2} er iltoverførselskonstanten for beluftningsudstyret

Data for ψ findes for nogle få flygtige stoffer i /4.12/. Værdier for K_{1a, O_2} er specifikke for det enkelte rensningsanlæg, og kendes enten fra undersøgelser af beluftningseffektivitet eller kan oplyses fra leverandøren af overfladebelufteren.

Der kendes ikke umiddelbart til undersøgelser, der beskriver stripning af miljøfremmede stoffer fra biologiske filtre.

Det er indtrykket, at stripning af specifikke stoffer til atmosfæren anses for at være en velbeskrevet proces under idealiserede betingelser. En validering af beregnede resultater gældende for feltforhold kan dog være ønskelig.

Sorption til slam

Udtrykket der indgår i ligning (4.2)

$$F_{\text{sor}} = 3,345 \cdot 10^{-7} \cdot Q_s \cdot X_s \cdot K_{\text{ow}} \quad (4.5)$$

forudsætter en lineær adsorptionsisoterm mellem sorberet og opløst fase, et konstant indhold af organisk kulstof i slammet og en given proportionalitetskonstant mellem den lineære sorptionskoefficient og K_{ow} .

Med de koncentrationsniveauer der forventes i tilløb til danske kommunale rensningsanlæg og i særdeleshed for de endnu lavere koncentrationer, der vil forekomme i luftningstanke, vurderes det ud fra eksperimentelle undersøgelser /4.14-15/ som rimeligt at anvende lineær sorptionsisoterm.

Det er almindelig anerkendt, at sorption af specifikke stoffer til materialer som jord, sedimenter og slam er proportional med indholdet af organisk kulstof. Den anvendte værdi for organisk kulstof i slammet i ligning (4.5) er 0,53 gC/g VSS beregnet for "typiske" biologiske celler. Værdien stemmer godt med, hvad der som gennemsnit er fundet for 3 prøver af aktiveret slam fra laboratorieskala undersøgelser /4.14/. Indhold af organisk kulstof er en parameter, som sjældent måles, og som må forventes at afhænge af lokale forhold for både primær- og sekundærslam.

Der mangler kendskab for danske forhold til forskellige slamtypers indhold af organisk kulstof og dermed sorptionskapacitet.

Den væsentligste forsimpning i ligning (4.5) ligger formodentlig ved anvendelse af udtrykket:

$$k_p = 6.3 \times 10^{-7} \cdot f_{\text{oc}} \cdot K_{\text{ow}} \quad (4.6)$$

hvor

k_p lineær sorptionskoefficient ($\text{m}^3/\text{g VSS}$)

f_{oc} slammets fraktion af organisk kulstof (gC/g VSS)

idet konstanten for forskellige stofgrupper kan afvige væsentligt fra værdien 6.3×10^{-7} .

Der er foretaget en udredning af sorption af organiske stoffer til jord /4.16/. Det teoretiske grundlag og en stor del af det sammenstillede

datamateriale kan anvendes ved beskrivelse af sorption og desorption i renseanlæg.

En sammenstilling af nogle stofgrupperes proportionalitets-konstanter (som alternativ til 6.3×10^{-7}) er inkluderet heri, og data for K_{ow} er samlet for en lang række stoffer.

Det er indtrykket, at sorption til slam er en proces, som relativt let kan beskrives for mange hydrofobe stoffer ved anvendelse af empiriske formler baseret på K_{ow} og f_{oc} . For ioniserende stoffer som f.eks. chlorphenoler er forholdet mere kompliceret, og de simple beregningsformler kan være meget misvisende /4.14, 4.16/.

Fordelingen mellem stof på sorberet og opløst form er resultat af sorption og desorption som hele tiden foregår. Generelt anses sorption for at forløbe hurtigere end desorption, men der mangler viden om kinetik for de to modsat rettede processer i spildevandsslam. Dette er af mindre betydning for at kunne beskrive fjernelsen ved overskudsslamaftapning, men kan have væsentlig betydning for forståelse af procesforløbet i visse anlægstyper, f.eks. renseanlæg med kontakt-stabilisering.

Ved opgørelse af den samlede fjernelse fra et anlæg ved sorption, skal man udover overskudsslamaftapningen være opmærksom på tabet ved suspenderet stof i afløbet. Almindeligvis forudsættes samme sorptionsegenskaber for ikke bundfældet slam i afløbet og for overskudsslammet, men der kendes ikke eksperimentelt belæg for denne antagelse.

Anvendelse af kemisk fældning sker idag på mange kommunale anlæg, og der forventes en yderligere brug af kemisk fældning ved udbygning til næringssaltfjernelse.

Kemisk fældning med $FeCl_3$ efterfulgt af sedimentation har været undersøgt for perkolat fra et kemikaliedepot /4.17/ med god effekt for bl. a. PCB-forbindelser og humussyrer.

Biologisk nedbrydning

Udtrykket der indgår i ligning (4.2)

$$F_{bio} = k_1 \cdot X_r \cdot S_r \cdot V \quad (4.7)$$

forudsætter 1. ordens kinetik, dvs. at nedbrydningen pr. enhed af biomassen er proportional med koncentrationen af stoffet i reaktoren.

Med de lave koncentrationsniveauer, der forventes i tilløb til danske kommunale rensningsanlæg og

i særdeleshed for de endnu lavere koncentrationer, der vil forekomme i luftningstanke, vurderes dette generelt som en rimelig antagelse. Fænomener for substratmætning og eventuelt giftvirkning (inhibering) vil typisk først optræde i koncentrationsniveauer af størrelsesordenen mg/l.

Alle referencer henviser til referencelisten i afsnit 4 i hovedrapporten.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr. Miljøprojekt, nr. 153

Udgivelsesår: 1990

Titel: Danmarks udledning af industrielt spildevand

Undertitel: Administration af Østersøkonventionen
og Nordsødeklarationen

Forfatter(e):

Christensen, Henrik Wenzel; Damborg, Axel; Jacobsen, Bo Neergaard

Udførende institution(er):

Vandkvalitetsinstituttet

Resumé:

I rapporten kortlægges en stor del af den eksisterende viden om udledningen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller med industrielt spildevand.

Emneord:

spildevand; udledning; farlige stoffer; tungmetaller; matematiske modeller; industrier; rensning; akvatisk toksikologi; Nordsødeklarationen; Østersøkonventionen

ISBN: 87-503-8610-7

ISSN: 0105-3094

Pris: 75,- (inkl. 22% moms)

Format: A4

Sideantal: 144 s.

Md./år for redaktionens afslutning: Maj 1990

Oplag: 800

Andre oplysninger:

»Bilag 5: Virksomhedsoversigt« findes som Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 23/1990

Tryk: Faxe-Tryk, Faxe



Trykt på miljøpapir

Miljøprojekt

- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard assessment of 1, 1, 1-trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram
- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagterbranchen
- Nr. 117 : Dioxinemission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
- Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
- Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde
- Nr. 124 : Vedligeholdelse af køle-smøremidler
- Nr. 125 : Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
- Nr. 126 : Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
- Nr. 127 : Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 128 : Nedsivning fra byggeaffald
- Nr. 129 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
- Nr. 130 : Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
- Nr. 131 : Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
- Nr. 132 : PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m.v.
- Nr. 133 : PVC i byggeri og anlæg
- Nr. 134 : PVC i emballage
- Nr. 135 : Hjemmekompostering
- Nr. 136 : Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
- Nr. 137 : Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138 : Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139 : Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140 : Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141 : Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142 : Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143 : Katodisk elektrodypemaling
- Nr. 144 : Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145 : Genanvendelse af nedknust tegl
- Nr. 146 : Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding
- Nr. 147 : Blæserensningsmetoder
- Nr. 148 : Storskraldsordninger med genanvendelse
- Nr. 149 : Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne
- Nr. 150 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152 : Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153 : Danmarks udledning af industrielt spildevand

Danmarks udledning af industrielt spildevand

I rapporten kortlægges en stor del af den eksisterende viden om udledningen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller med industrielt spildevand.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 75,- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-503-8610-7