

Miljøprojekt Nr. 610 2001

## Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb

Jesper Kjølholt og Frank Stuer-Lauridsen  
COWI Rådgivende Ingeniører A/S

Anders Baun  
Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljø & Ressourcer

Karsten Arnbjerg-Nielsen  
PH-Consult ApS

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden 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.

# Indhold

<b>INDHOLD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>5</b>
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>7</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>9</b>
1.1 BAGGRUND	9
1.2 FORMÅL	9
1.3 AKTIVITETER	9
1.4 DELTAGERE	10
<b>2 REGNBETINGEDE UDLØB I DANMARK</b>	<b>11</b>
2.1 KILDER OG PROCESSER	11
2.2 KARAKTERISERING AF STOFRAFSTRØMNING	12
2.3 EFFEKTER AF REGNBETINGEDE UDLEDNINGER	14
2.3.1 <i>Æstetik</i>	14
2.3.2 <i>Vandføring</i>	14
2.3.3 <i>NPO-stoffer</i>	15
<i>Toksiske og miljøfremmede stoffer</i>	16
2.4 REGULERING OG DIMENSIONERING	17
<b>3 UNDERSØGELSESPROGRAM OG -METODER</b>	<b>19</b>
3.1 OVERORDNEDE BETRAGTNINGER	19
3.1.1 <i>Valg af lokaliteter</i>	19
3.1.2 <i>Analyse- og testprogram</i>	20
3.2 UNDERSØGELSENS LOKALITETER	22
3.2.1 <i>Regnbetingede udløb</i>	22
3.2.2 <i>Udligningsbassiner</i>	24
3.2.3 <i>Urenset spildevand (indløb til renseanlæg)</i>	26
3.3 PRØVETAGNING	26
3.3.1 <i>Vejvand</i>	26
3.3.2 <i>Sediment</i>	27
3.3.3 <i>Spildevand</i>	27
3.4 KEMISK KARAKTERISERING	27
3.4.1 <i>Vandprøver</i>	27
3.4.2 <i>Sedimentprøver</i>	28
3.5 ØKOTOKSIKOLOGISK TESTNING	28
3.5.1 <i>Vandprøver</i>	28
3.5.2 <i>Sedimentprøver</i>	30
<b>4 RESULTATER</b>	<b>32</b>
4.1 PRØVETAGNING AF VAND OG SEDIMENT	32
4.1.1 <i>Vejvand</i>	32
4.1.2 <i>Sediment</i>	33
4.1.3 <i>Spildevand</i>	34
4.2 RESULTATER AF KEMISK KARAKTERISERING	34
4.2.1 <i>Vandprøver</i>	34
4.2.2 <i>Sedimentprøver</i>	36

4.3	RESULTATER AF ØKOTOKSIKOLOGISK TESTNING	37
4.3.1	<i>Vandprøver</i>	37
4.3.2	<i>Sedimentprøver</i>	40
<b>5</b>	<b>DISKUSSION OG KONKLUSIONER</b>	<b>43</b>
5.1	UNDERSØGELSENS STRATEGI OG METODER	43
5.1.1	<i>Oplande</i>	43
5.1.2	<i>Prøvetagning</i>	43
5.1.3	<i>Analyse- og testmetoder</i>	44
5.2	RESULTATER AF KEMISKE ANALYSER OG ØKOTOKSIKOLOGISKE TEST	44
5.2.1	<i>Kemiske analyser</i>	44
5.2.2	<i>Økotoxikologiske test</i>	46
5.3	FORTOLKNING AF RESULTATER	47
5.3.1	<i>Årsager til den påviste toksicitet</i>	47
5.3.2	<i>Vurdering af biotestbatteriet anvendt på vejvandsprøver</i>	49
5.3.3	<i>Anvendelighed af algetests på sedimentprøver</i>	49
5.4	IMPLIKATIONER AF UNDERSØGELSE	50
<b>6</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>52</b>

# Sammenfatning og konklusioner

I de senere år er miljøfremmede kemiske stoffer blevet et centralt emne i dansk miljøpolitik og -forvaltning. I den forbindelse har de direkte udledninger af stoffer til vandmiljøet f.eks. med industrielt eller kommunalt spildevand stor betydning.

Regnbetingede udløb er mindre velbelyste, men Miljøstyrelsen har dog for få år siden udgivet en undersøgelse af indholdet af miljøbelastende stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer (Miljøstyrelsen 1997). De mulige biologiske effekter indgik dog ikke i den undersøgelse, og det har derfor været formålet med nærværende projekt at belyse om risikoen for sådanne effekter er til stede.

I efteråret 2000 er der gennemført et studie i to udvalgte oplande i det nordlige København - en motorvejsstrækning og nogle villaveje - hvor et mindre antal vejvandsprøver blev underkastet et analysekemisk og økotoxikologisk program, sidstnævnte med et "testbatteri" bestående af dafnier, alger og bakterier. Undersøgelingsprogrammet blev udformet så det, inden for de givne rammer, bedst muligt kunne bidrage til at besvare det overordnede spørgsmål om, hvorvidt vejvand er toksisk for vandmiljøet samt, hvorvidt der er sammenhæng mellem graden af toksisk virkning og trafikbelastning og/eller mellem toksisk effekt og type af nedbørsepisode. Desuden er toksiciteten af spildevandsopblandet overløbsvand og vejvand "renset" ved sedimentation af suspenderet stof blevet undersøgt.

Endelig er der udtaget, analyseret og testet sedimenter fra to vejvandsbassiner ved motorveje for at belyse risikoen for effekter af udledninger af suspenderet stof i forbindelse med regnbetingede udløb.

Resultaterne af undersøgelsen kan sammenfattes i følgende:

- Vandprøverne fra det mest trafikerede opland, motorvejen, tenderede til indeholde højere stofkoncentrationer end prøverne fra villavejsoplandet, men der var også undtagelser - mest markant for kobber.
- Det testede vejvand var toksisk i standard laboratorietests. Der kunne imidlertid ikke etableres en entydig sammenhæng mellem graden af toksicitet og størrelsen af trafikbelastning i oplandet.
- Der var ingen tydelig sammenhæng hverken mellem toksicitet og stofindhold eller toksicitet og type af regnepisode, der blev undersøgt.
- I bundfældet vejvand var der markant reducerede koncentrationer af en række stoffer, især de, der på grund af deres fysisk-kemiske egenskaber har affinitet til finpartikulært materiale som ler eller organisk materiale.
- Der kunne ikke tilsvarende konstateres en nedsat toksicitet af bundfældet vejvand, hvilket må skyldes, at toksiciteten beror på indhold af opløste stoffer eller kolloider.

- Vejvand opblandet med spildevand (1 del til 5 dele vejvand) havde uændrede eller let forøgede niveauer af de fleste stoffer og parametre. Toksiciteten blev derimod reduceret ved opblandingen med spildevand.
- Porevand fra sedimenter fra vejvandsbassiner var toksisk over for alger, og et af sedimenterne, der blev testet direkte (dvs. i suspension) viste sig at være meget toksisk. Resultatet indikerer, at den partikulære fase, der udskylles i forbindelse med regnbetingede udløb ikke blot kan betragtes som uproblematisk. De kemiske analyser viser, at sedimentet er betydeligt kontamineret med både tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer.
- Dafnier og alger viste sig at kunne detektere toksiske stoffer i såvel vejvand som sediment fra vejvandsbassiner, mens den anvendte bakterietest må betegnes som ikke følsom nok til formålet.

Den gennemførte undersøgelse har altså påvist, at regnbetingede udløb fra separatkloakerede oplande kan være toksisk over for akvatiske organismer i standard laboratorietests.

Det har ikke været muligt at eftervise forhåndsforventningen om, at de mest trafikbelastede prøver ville være de mest toksiske. Det anses dog fortsat for sandsynligt, at der ved et større prøvetagnings- og testprogram ville kunne påvises en sådan generel sammenhæng, men nærværende undersøgelse har vist, at der vil kunne forekomme markante afvigelser fra hovedreglen.

Det er oplagt, at der foregår en mængde aktiviteter i og omkring private hjem, der medfører, at skyllevand og andre væsker og rester bliver efterladt i rendestenen eller direkte tømt ud gennem en kloakrist. Trods en lav trafiktæthed i villa- og andre boligkvarterer vil der derfor formodentlig jævnligt kunne forekomme betydelige koncentrationer af toksiske stoffer i regnbetingede udløb fra sådanne områder.

Det er dog næppe troligt, at risikoen for biologiske effekter af disse stoffer lader sig repræsentere ved størrelsen af simple analyseparametre, og det forekommer derfor ikke relevant at opstille krav om sådanne analyser ud fra en hensigt om at kunne belyse risikoen for effekter af toksiske stoffer i separate regnudløb.

I forbindelse med overløb af spildevandsopblandet regnvand er det formodentlig snarere den hydrauliske belastning eller indholdet af organisk stof og næringssalte, der vil være mest relevant at tage hensyn til i forbindelse med opstilling af eventuelle udleder- eller dimensioneringskriterier.

Resultaterne fra denne, begrænsede undersøgelse peger på, at det vil være relevant at overveje generelle forholdsregler til begrænsning af mængden af partikulært materiale (suspenderet stof), der føres ud i recipienter i forbindelse med regnbetingede udledninger. Sedimenter bestående af sådant materiale kan være toksiske og vil indeholde betydelige koncentrationer af tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

# Summary and conclusions

In recent years, hazardous chemical substances has become a central issue in Danish environmental policy and regulation. With regard to the environmental impacts of such substances, especially the problems related to discharges of urban and industrial wastewater into the aquatic environment have received attention.

Until now, toxic chemical substances in urban stormwater and road runoff has not been a matter of concern although the Danish Environmental Protection Agency (Danish EPA) actually in 1997 published a study on heavy metals and organic micro-pollutants in surface runoff from urban areas. However, the possible adverse biological effects of such discharges were not assessed in the mentioned study. Therefore, the present study was initiated to indicate the risk of such effects to occur.

In the autumn of 2000, a limited field study was conducted in which road runoff from two selected areas was sampled and tested. The areas studied were a motorway section and a road system in an adjacent residential area, both located in northern Copenhagen. Some chemical characterisation of the samples was made but the emphasis was put on ecotoxicological testing by means of a test battery with daphnia, algae and bacteria.

Firstly, it was attempted to elucidate whether the degree of toxic effect and traffic density are correlated and, secondly, if a correlation between toxic effects and types of rain events exists. In addition to this, the toxicity of runoff water contaminated with municipal wastewater, and the toxicity of road runoff after sedimentation of particulate matter were investigated by use of manipulated road runoff samples.

Finally, sediments from two retention basins at two major motorways in the Copenhagen area were analysed and tested to give an indication of the possible toxicity of the particulate phase in surface runoff.

The results of the investigations and tests can be summarised as follows:

- The water samples from the most heavily trafficked area tended towards a higher concentration of pollutants than the residential area samples. However, exceptions to this, especially for copper, were observed.
- The tested road runoff water was toxic in standard laboratory tests with algae. One sample was also daphnia toxic.
- It was not possible to establish an unambiguous correlation between toxicity and traffic density. Neither was there any distinct connection between toxicity and the types of rain events.
- After 24 hours of sedimentation, the runoff samples showed significantly reduced levels of all substances that due to their physico-chemical properties have an affinity to fine particles such as clay or organic matter.

- A concomitant reduction of toxicity in the samples was not observed, probably because the toxicity mainly is associated with dissolved substances or colloids that do not settle easily.
- Mixing the road runoff with municipal wastewater (5:1) resulted in reduced toxicity but similar or increased levels of the investigated pollutants.
- Pore water from retention basin sediments was toxic to algae. One sample was even highly toxic. The result indicates that the particulate phase in runoff from impervious surfaces cannot just be regarded as environmentally safe. The chemical analyses demonstrated that the sediments were significantly contaminated with heavy metals and toxic organic substances.
- In the ecotoxicological tests, daphnia and algae were able to detect toxic components in both water and sediment samples whereas the bacterial test was not sufficiently sensitive to serve as a test organism.

In conclusion, the investigation has demonstrated that road runoff can be toxic to aquatic organisms in laboratory tests. It has not been possible to confirm the expectation that the samples from the area with the highest traffic load would also be the most toxic. Still, it is likely that such a correlation can be demonstrated if a larger programme is carried out. However, the present study has shown that significant exceptions to the general rule should be anticipated.

It is obvious that many activities taking place in and around private homes result in accidental spills and discharges of contaminated water and other liquids into the runoff pipeline system. Hence, despite a low traffic density, incidences will occur where high concentrations of chemicals can be found in stormwater and surface runoff from residential areas.

It is, however, not likely that the risk of biological effects of runoff discharges can be represented by simple parameters or a limited number of specific analyses. Hence, it appears to be irrelevant to require such analyses if the objective is to quantify the risk of effects in the receiving waters.

For direct discharges of wastewater contaminated stormwater into surface waters, the most relevant parameters to apply for regulatory purposes appear to be the hydraulic load or the contents of general organic matter and nutrients.

The results of this limited investigation indicate that measures to reduce the amount of suspended matter before discharge of road runoff into water bodies should be considered. Sediments which are significantly affected by suspended matter in road runoff can be toxic to aquatic organisms and contain significant amounts of heavy metals and toxic organic substances.



# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

I takt med, at spildevandsrensningen på de kommunale renseanlæg er blevet udbygget og forbedret gennem det sidste årti, er belastningen fra de regnbetingede udløb fra enten overløbsbygværker eller separate regnvandsudløb blevet mere synlig. Effekterne på vandmiljøet af de regnbetingede udløb er imidlertid kun ret sporadisk belyst både i Danmark og internationalt.

I de senere år er påvirkningerne af mennesker og miljø fra miljøfremmede toksiske stoffer kommet mere i fokus i dansk miljøpolitik og -forvaltning. I forbindelse med vandmiljøet er det bl.a. kommet til udtryk gennem etablering af et nyt, omfattende overvågningsprogram for sådanne stoffer i vandmiljøet, NOVA 2003, der dog ikke omfatter regnbetingede udledninger eller vurderinger af de mulige effekter af de påviste stoffer.

Ved den fremtidige regulering af de regnbetingede udløb overvejer Spildevandskomiteen at etablere et mere konsistent grundlag for fastsættelse af udlederkrav, som hidtil ikke har fulgt nogen ensartet praksis. Der er i den forbindelse særligt behov for at udbygge videngrundlaget med hensyn til mulige effekter af toksiske stoffer i udledningerne eftersom man ikke med tilstrækkelig sikkerhed kan udtale sig om problemets omfang, herunder om, hvorvidt indholdet af toksiske stoffer kan være dimensionsgivende ved kravfastsættelsen.

## 1.2 Formål

Projektets formål er:

- At belyse risikoen for biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb.
- At undersøge om det er muligt at opstille operationelle udlederkrav for toksiske stoffer i regnbetingede udløb. I givet fald forsøges principper for sådanne krav opstillet.

## 1.3 Aktiviteter

Projektet, der har omfattet en række aktiviteter, kan opdeles i tre hovedfaser:

- Detailplanlægning
- Gennemførelse af undersøgelsesprogram
- Dataevaluering og rapportering.

Detailplanlægningen er foretaget af COWI's projektteam i samarbejde med institut for Miljøteknologi på DTU og har omfattet identificering af egnede

undersøgelseslokaliteter og prøvetagningsmuligheder, fastlæggelse af kemiske analyseparametre, udvælgelse af metoder og organismer til de økotoxikologiske tests samt indgåelse af formelle aftaler med laboratorier og leverandører.

Undersøgelingsprogrammet har omfattet opstilling, afprøvning og drift af prøvetagningsudstyr, indsamling og transport af vand- og sedimentprøver, kemiske analyser og økotoxikologiske tests.

Evaluerings- og rapporteringsfasen har bestået i udarbejdelse af beskrivelser af det udførte arbejde, bearbejdning og analyser af resultaterne af det kemiske og økotoxikologiske undersøgelsesprogram samt diskussion og perspektivering af resultaterne.

#### 1.4 Del tagere

Undersøgelsen er foreslået, beskrevet og ledet af COWI, Afdelingen for Miljø og Natur, der desuden har varetaget prøvetagning og været ansvarlig for rapportudarbejdelsen. Projektleder har været civ.ing. Jesper Kjølholt og desuden har deltaget cand.scient., PhD Frank Stuer-Lauridsen samt miljøtekniker René Demin.

Civ.ing., PhD Anders Baun, Institut for Miljøteknologi, DTU har forestået og afrapporteret det økotoxikologiske testprogram og dele af de kemiske analyser, mens Miljø-Kemi A/S har fungeret som analyselaboratorium for tungmetaller og miljøfremmede stoffer og enkelte andre parametre.

Den generelle beskrivelse af regnbetingede udløb er foretaget af civ.ing., PhD Karsten Arnbjerg-Nielsen, PH-Consult, der også har bidraget ved identificeringen af mulige undersøgelseslokaliteter.

Firmaet Gefitek har leveret, opstillet og nedtaget det anvendte flowmålings- og prøvetagningsudstyr, mens COWI har forestået den løbende drift.

## 2 Regnbetingede udløb i Danmark

Regnbetingede udløb omfatter alle regnvandsudledninger til vandløb, søer og havet fra afløbssystemer undtagen udledninger via renseanlæg (Miljøstyrelsen, 1999). Regnafstrømningen kommer primært fra tage, veje, stier, pladser og lignende, såkaldte befæstede arealer.

### *To typer afløbssystemer*

Udledningerne opdeles efter, hvorvidt afløbssystemet kun transporterer afstrømmet regnvand eller om afløbssystemet også benyttes til transport af spildevand. De to systemer benævnes henholdsvis separate regnvandssystemer og fællessystemer. I områder med separate regnvandssystemer er der også et afløbssystem til transport af spildevand. Fællessystemer leder i tørvejr og moderat regn den transporterede regn til renseanlæg. Ved større regnhændelser overbelastes fællessystemer hydraulisk, hvorefter der udledes en blanding af regnvand, spildevand og resuspenderet materiale fra fællessystemer gennem overløbsbygværker til recipienten. Separate regnvandssystemer udledes som oftest direkte til recipienten, eventuelt efter en udjævning af vandføringen.

### *Nye afløbssystemer er separate regnvandssystemer*

Indtil fremkomsten af anlæg til biologisk rensning af spildevand i midten af det 20. århundrede var alle afløbssystemer fællessystemer. Regnvandet generede disse renseanlæg, og derfor begyndte man at udlede det afstrømmede regnvand udenom kloaksystemet i separate regnvandssystemer. Regnvandet blev betragtet som rent, fordi det ikke som spildevandet medførte akut iltvind i recipienterne.

Dette princip er bibeholdt indtil nu, således at stort set alle nye afløbssystemer er 2-strengede med afledning af regnvand via separate regnvandssystemer. Det har medført, at de ældre byområder i storbyerne er fælleskloakerede, mens parcelhusområderne i randområderne til byerne stort set benytter separate regnvandssystemer til transport af regnvand. Store afløbssystemer er således ofte en blanding af fællessystemer og separate systemer, hvilket gør det vanskeligt at beregne størrelsen af stofudledningerne i udløbet fra overløbsbygværkerne i systemet.

Det samlede befæstede areal i Danmark skønnes til at udgøre knap 72000 ha. fordelt ligeligt på de to typer af systemer. Der er registreret 5207 overløbsbygværker på fællessystemer og 8950 udløb med separat regnvand (Miljøstyrelsen, 1999).

### 2.1 Kilder og processer

For afløbssystemer er der tre kilder til forurening af afstrømningen af nedbør:

- Hvad der afsættes af generel forurening fra atmosfæren.
- Hvad der afsættes lokalt af forurening som følge af aktiviteter (herunder trafik) på befæstede arealer.
- Hvad der tilføres fra selve afløbssystemet.

### *Kilder fra atmosfæren*

Emissioner til atmosfæren fra kraftværker, industrier og private boliger mv. medfører et forøget indhold af forureningskomponenter på såvel gasform som form af fine partikler. Nogle forureningskomponenter kan afsættes på overflader i tørvejr, såkaldt tørdeposition, mens andre forbliver i atmosfæren under disse betingelser og udvaskes og afsættes på jorden stort set kun i forbindelse med nedbør, den såkaldte våddeposition. Våddepositionen er i reglen størst, men da der er tørvejr en meget større del af tiden kan tørdepositionen ikke negligeres.

### *Kilder fra befæstede arealer*

Der afsættes mange typer af forureningskomponenter lokalt på de befæstede arealer. Det gælder ikke mindst trafikrelateret forurening hidrørende fra bilernes udstødning, slid på dæk og asfalt, glatførebekæmpelse mv., men der tilføres også forskellige former for støv og snavs, fækalier fra dyr, biplejemidler, diverse former for spild, bekæmpelsesmidler samt sker afgivelse ved nedbrydning/korrosion af konstruktioner og byggematerialer (f.eks. zink fra tagrender).

### *Materiale i afløbssystemer*

I afløbssystemer findes forskellige aflejringer, fra organisk biofilm ("kloakhud") over fint cementeret materiale til groft materiale såsom grus og sten. Sammensætningen af materialerne i afløbssystemer varierer meget og hænger sammen med afløbssystemets karakteristika. Generelt er separate regnvandssystemer næsten fri for materialer, mens forureningen fra fællessystemer for nogle afløbssystemer og nogle forureningstyper kan være den dominerende kilde.

## 2.2 Karakterisering af stofafstrømning

### *Koncentrationer af NPO stoffer*

For nogle forureningskomponenter er der væsentlig forskel på koncentrationsniveauerne, afhængigt af afløbssystemets type. For fællessystemer er der et højere indhold af de traditionelle NPO-stoffer i de regnbetingede udledninger, se Tabel 2.1. For fællessystemer er opgivet overvandskoncentrationer, dvs. en beregnet værdi der inkluderer alle kilderne, også resuspensionen i afløbssystemet. Koncentrationen i det udledte vand beregnes ved vægtning af forholdet mellem spildevand og afstrømmet regnvand. De angivne koncentrationer benyttes ved almindelige afløbssystemer uden særlige renseforanstaltninger.

Tabel 2.1

Anbefalede typetal for NPO-stoffer i overvand fra fællessystemer og i separate regnudledninger (Miljøstyrelsen, 1999, 2000a).

	Fællessystemer	Separate regnudledninger
COD (mg/l)	160	50
Total N (mg/l)	10	2
Total P (mg/l)	2-3	0,5
SS (mg/l)	150-200	30-100

I Tabel 2.2 er angivet en opgørelse over de totale udledninger af vand og NPO-stoffer fra regnbetingede udledninger. I opgørelsen er der taget hensyn til, at der i nogle tilfælde er renseforanstaltninger før udløbene. For fosfor er

der tale om, at omkring 20% af de samlede punktkildeudledninger kommer fra de regnbetingede udledninger. Mængden af organisk stof og kvælstof udgør ca. 10% af de totale udledninger fra punktkilder.

Til sammenligning er i tabellen vist udledningerne via renseanlæg i 1998. Det skal bemærkes, at vandmængderne på renseanlæggene er større end i et normalår. Dette påvirker hovedsageligt vandmængderne, hvorimod stofmængderne i udledningerne fra renseanlæg ikke påvirkes væsentligt. En relativt stor andel af de regnbetingede udledninger sker til ferske oplande. Ved en samlet analyse af NPO-stofferne udgør punktkilderne kun et begrænset bidrag for kvælstof og organisk stof. De dominerende kilder er her de diffuse afstrømninger fra landbruget (Miljøstyrelsen, 1999).

Tabel 2.2  
Opgørelse over regnbetingede udledninger i et normalår. Til sammenligning er angivet udledninger fra den største punktkilde, renseanlæg (Miljøstyrelsen, 1999).

	Vand (mio. m <sup>3</sup> )	COD (tons)	N (tons)	P (tons)
Separate regnudledninger	151	7224	308	74
Fællessystemer	43	5985	516	140
Totalt	194	13209	824	214
Renseanlæg (1998)	801	29502	5166	601

#### *Koncentrationer af tungmetaller*

I løbet af 1980'erne blev det erkendt, at det var relevant at se på effekterne af også andre forureningskomponenter end lige NPO-stofferne. En vigtig erkendelse i den sammenhæng var, at i disse tilfælde var forskellen mellem koncentrationsniveauerne i de separate regnudledninger og overløb fra fællessystemerne ikke nær så store som for NPO-stofferne. I 1990 kom der en samlet bearbejdning af alle danske data indtil da, hvor der blev anbefalet typetal for bly, zink, cadmium og kobber (Miljøstyrelsen, 1990). Det væsentlige i den bearbejdning var ikke mindst, at koncentrationsniveauerne for alle stoffer var stort set ens for alle fire tungmetaller.

#### *Koncentrationer af miljøfremmede stoffer*

I Danmark er der kun meget begrænsede erfaringer med betydningen for recipienterne af miljøfremmede stoffer i regnbetingede udledninger, mens der internationalt findes en del data om forekomsten af sådanne stoffer i sådanne udledninger. I et nyligt litteraturstudie opregnes en række koncentrationer for miljøfremmede stoffer i udløb fra afløbssystemer (Miljøstyrelsen, 2000b). Der er flest målinger på separate regnudledninger, bl.a. fordi der i USA og Canada er stor opmærksomhed på problemet og der i Nordamerika i høj grad afledes vand i separate regnvandssystemer. Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen 1997) resumerer studier fra Europa og Nordamerika om indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i sådanne systemer.

En del af de trafikrelaterede forureningskomponenter vides at forekomme i betydelige koncentrationer. Det gælder bl.a. bly, PAH og andre oliekomponenter, ligesom chlorid kan forekomme i væsentlige koncentrationer i forbindelse med glatførebekæmpelse.

Ud over at gennemgå den internationale litteratur afrapporterer Miljøprojekt 355 også en undersøgelse foretaget i 1996 i det nordlige København af

tungmetaller og et betydeligt antal miljøfremmede stoffer i regnbetingede udledninger fra separate regnudledninger. I tabel 2.3 er vist udvalgte måledata (gennemsnit af 6 prøvetagninger) fra undersøgelsen.

Tabel 2.3

Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer, hhv. en motovejsstrækning og et villaområde i Nordkøbenhavn, 1996. Gennemsnit af 6 målerunder. (Miljøprojekt 355, Miljøstyrelsen 1997).

Stof	Koncentration, µg/l	
	Motorvej	Villaområde
Total kulbrinter	860	590
Sum PAH*	4,2	1,2
DEHP	44	17
Nonylphenol + NPE, 1-2 EO	5,6	5,8
Hexachlorbenzen	0,0069	0,016
Pentachlorphenol	0,044	0,048
Triphenylphosphat	0,21	0,16

\*: Sum af 9 specifikke PAH'er, jf. slambekendtgørelsen

### *Forekomst af first flush*

I nogle afløbssystemer forekommer der en systematisk variation af koncentrationerne af forureningskomponenterne i løbet af en regnhændelse. Som regel vil koncentrationerne være størst i begyndelsen af regnafstrømningen. Denne effekt benævnes first flush. Størrelsen af en eventuel first flush afhænger bl.a. af ledningssystemet og overfladerne, hvorpå kilderne aflejres.

## 2.3 Effekter af regnbetingede udledninger

Arealanvendelsen i Danmark er intensiv. Vandindvinding til byer og landbrug mindsker vandføringen i vandløb og øger opholdstiden i søer, tilledning af varmt spildevand øger temperaturen, det intensive landbrug øger udledningen af forureningsstoffer og udretningen af vandløb og hårdhændet grødeskæring mindsker diversiteten af dyre- og planteliv i recipienterne. Recipienterne er således i forvejen stressede, og den ekstra belastning i form af regnbetingede udledninger kan derfor have stor betydning for betingelserne for dyre- og planteliv i recipienterne.

Effekter af regnbetingede udledninger kan opdeles efter mange principper, f.eks. efter effekternes tidsskala og arten af udledningen. I det følgende vil de væsentligste typer af påvirkninger blive diskuteret. Påvirkningerne er opdelt i fire typer: Æstetisk påvirkning, kraftig forøgelse af vandføringen, NPO-stoffer og toksiske og miljøfremmede stoffer.

### 2.3.1 Æstetik

Udledninger fra fællessystemer indeholder "ristestof", dvs. de store og særdeles synlige komponenter i spildevand, såsom hygiejnebind, kondomer, vatpinde, fækalier mv. I forbindelse med rekreativ anvendelse af recipienter vil disse komponenter opleves som uacceptable.

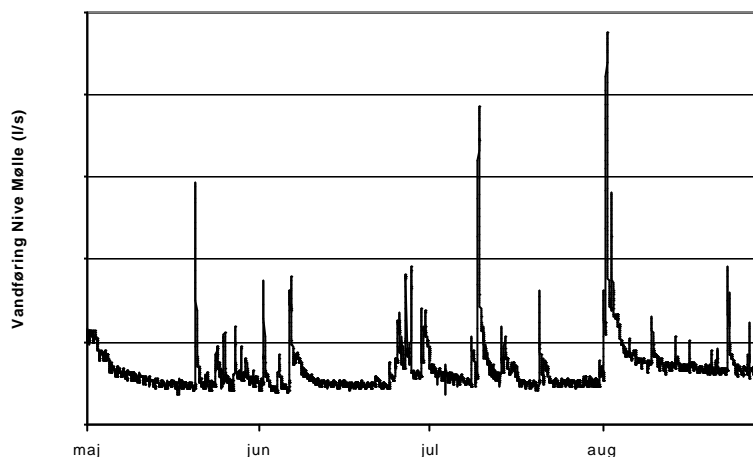
### 2.3.2 Vandføring

Vandføringen i vandløb varierer naturligt langsomt over året med maksimum i foråret. Sidst på sommeren er der den mindste vandføring. De regnbetingede udledninger påvirker dog med kraftige pulser, der kortvarigt kan forøge

vandføringen betydeligt. På Figur 2.1 er angivet et eksempel på regnpåvirkningen af et vandløb i sommerhalvåret. Det ses, at den regnbetingede udledning er af meget kort varighed. For det pågældende vandløb er vandføringen stort set normaliseret senest 24 timer efter regnen er ophørt.

#### *Den kraftige afstrømning medfører ændringer i morfologien*

Den kraftige forøgelse af vandføringen har uheldige konsekvenser mht. erosion af vandløb og resuspension af tidligere aflejret materiale. Det er veldokumenteret, at erosionen i nogle tilfælde medfører betydelige ændringer i morfologien i vandløb.



Figur 2.1  
Variationer i vandføringen fra et regnpåvirket vandløb. Data er fra Usserød Å i 2000.

#### *Oversvømmelser*

I nogle tilfælde kan afstrømningen til vandløb efter en nedbørsepisode eller afsmeltning af sne være så kraftig, at der sker oversvømmelser af lavtliggende områder. Dette forekommer dog relativt sjældent i Danmark og bør ikke ske som følge af regnbetingede udledninger, der er underlagt bestemmelserne i vandløbslovgivningen. Oversvømmelser har dog også miljømæssigt positive sider; de udjævner spidserne i afstrømningen og bevirker fjernelse af næringssalte. Sidstnævnte effekt udnyttes f.eks. i Vandmiljøplan II.

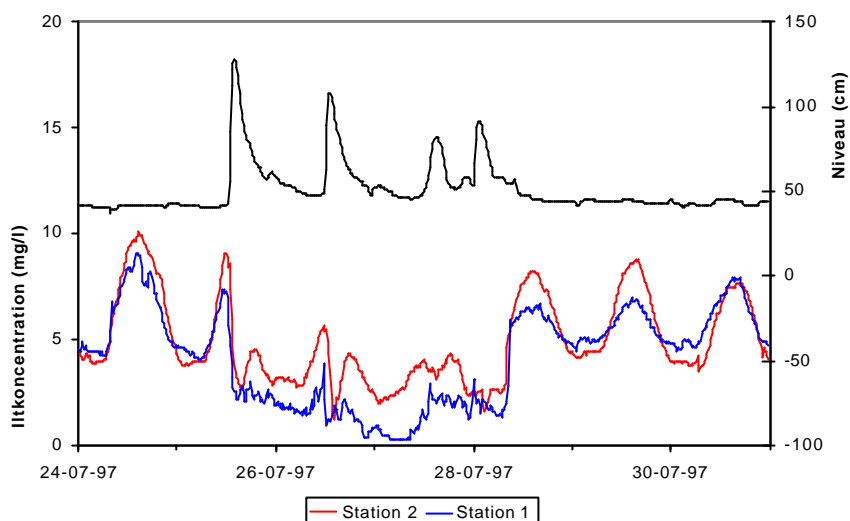
#### **2.3.3 NPO-stoffer**

Udledninger af organisk stof medfører en forøget biologisk aktivitet i recipienten. I vandløb er der i flere tilfælde rapporteret om kritiske iltkoncentrationer forårsaget af regnbetingede udledninger. Et af disse tilfælde er vist på Figur 2.2. Udledningen ses at have en kraftig, men kortvarig effekt. Et kortvarigt dyk i iltkoncentrationen kan dog medføre kraftige påvirkninger af dyrelivet i recipienten.

#### *Næringssalte har langvarig effekt*

Udledninger af næringssalte har ingen væsentlige kortvarige effekter, undtagen udledninger af ammoniak. Det er dog særdeles veldokumenteret, at længere tids udledninger af næringssalte nedsætter antallet af trofiske niveauer og

påvirker artssammensætningen i recipienter.



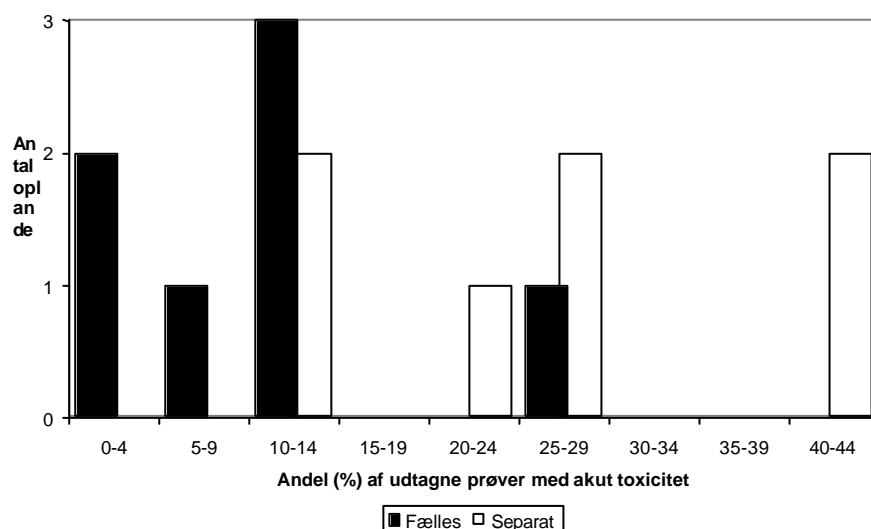
Figur 2.2

Variation i iltindhold før, under og efter en periode med regn i Usserød Å i 1997. Iltindholdet varierer fra 4-9 mg O<sub>2</sub>/l i tørvejr mens der under regn opstår næsten iltfrie forhold på den ene station. De to stationer ligger nedstrøms væsentlige regnbetingede udledninger (PH-Consult, 1998).

### 2.3.4 Toksiske og miljøfremmede stoffer

#### *Regnbetingede udledninger kan være akut toksiske*

Den nuværende viden om effekten af toksiske og miljøfremmede stoffer i regnbetingede udledninger er ringe. I Nordamerika har der været interesse for emnet gennem et stykke tid og man har gennemført flere undersøgelser. Resultaterne fra en af disse, der er udført i Canada, er vist på figur 2.3.



Figur 2.3

Undersøgelse af akut toxicitet fra regnbetingede udledninger fra i alt 14 oplande i Ontario, Canada. Der er udtaget 15-125 prøver i hvert opland. Data fra Marsalek et al (1999).



Resultaterne indikerer, at der kan være en væsentlig akut toksisk effekt fra nogle af de regnbetingede udledninger, især de separate regnudledninger. Der er benyttet fem typer af bioassays. Ved test med dafnier blev en væsentlig akut toksisk effekt defineret som minimum en  $EC_{50}$ -værdi på den ufortyndede prøve (Marsalek et al, 1999).

Undersøgelsen er fremhævet, fordi den står i modsætning til den almindelige antagelse om, at regnbetingede udledninger ikke har nogen akut toksisk effekt. Det bør nævnes, at alle oplande ligger i et område med megen tung industri, og at de to separate regnudledninger med størst toksisk effekt har en trafikbelastning, der ligger væsentligt over de mest trafikerede danske motorveje. Endvidere er der forhold ved prøveudtagningen, der gør det umuligt at reproducere resultaterne og svært at generalisere målingerne, også for de enkelte oplande.

#### *Mange miljøfremmede stoffer bindes til organisk materiale*

Årsagen til, at udløbene fra de separate oplande måske er mere toksiske menes at være, at de toksiske fraktioner i fællessystemer ledes til renseanlægget. Det skyldes dels first flush, dels at nogle toksiske stoffer bindes til tunge organiske partikler, der strømmer nærmest bunden i afløbsledningen og derfor ikke så let løber over en overløbskant fra et fællessystem.

#### *Usikkerhed omkring langtidseffekterne*

Der er stor opmærksomhed på risikoen for, at der kan være længerevarende effekter af regnbetingede udledninger. Selvom de fleste af de udledte stoffer ikke forekommer i koncentrationer, der bevirker akutte giftvirkninger nedbrydes en del af dem til gengæld så langsomt i miljøet og nogle kan akkumuleres i sedimentet eller i organismer, hvor de efterhånden vil kunne påvirke faunaen og vegetationen i de akvatiske miljøer. Det er endnu meget ringe viden om risikoen for langtidseffekter som følge af stoffer indeholdt i regnbetingede udledninger.

## 2.4 Regulering og dimensionering

### Udledningstilladelser gives af amterne

Udledning af vand fra tekniske anlæg til recipienter, herunder regnbetingede udledninger, kan kun ske efter tilladelse fra amtet efter Miljøbeskyttelsesloven og/eller andre love. Retningslinierne for administration af tilladelser er fastlagt i regionplanerne, der revideres hvert 4. år. Retningslinierne er vejledende for den konkrete sagsvurdering.

### *Vilkår for udledningstilladelser*

Vilkårene for en udledningstilladelse gives principelt afhængigt af recipientens målsætning. Målsætningen opdeles i skærpet, generel og lempet målsætning, i nogle tilfælde med underinddelinger. En lempet målsætning kan skyldes en kraftig menneskabt påvirkning fra f.eks. vandindvinding eller en naturlig tilstand, såsom et okkerpåvirket vandløb. Der er i praksis meget stor variation i kravene til de regnvandsbetingede udledninger mellem de forskellige amter og landsdele. Variationerne er delvist betinget af de lokale forhold og de aktuelle recipienter, men det synes ikke at forklare hele forskellen.

### *Dimensionering af separate regnudledninger*

Afstrømningen fra omtrent 2/3 af arealer med separate regnvandssystemer er udelukkende dimensioneret med henblik på en tilstrækkelig afvanding af det

kloakerede område og udledes herefter direkte til recipienten (Miljøstyrelsen, 1999). Den resterende afstrømning er ledt igennem et bassin eller anden udjævningsmekanisme. Der er ikke i Danmark foretaget store systematiske undersøgelser af, om og i givet fald hvor store stofmængder der tilbageholdes i bassinerne. Bassinløsninger har endvidere den ulempe, at de ofte indrettes, så spidserne af de lange og kraftige regnhændelser ikke dæmpes ret meget, fordi bassinerne da allerede er fyldt op af den første del af regnhændelsen. I nogle tilfælde erstattes bassiner af vådområder/laguner. Lagunernes volumen dimensioneres på samme måde som almindelige bassiner, men har en renseeffekt på det udledte vand. Etablering af laguner er ikke uproblematisk, fordi disse typisk har stor rekreativ effekt og/eller indgår i dyrs levesteder. Lagunerne er da punktkilder med en relativt høj forurening.

#### *Dimensionering af overløb fra fællessystemer*

Andelen af overløb fra fællessystemer med bassiner er omtrent 1/3, altså svarende til de separate regnudledninger. Bassinerne betyder her, at udledningerne af vand og stof til den lokale recipient mindskes, fordi bassinerne tømmes til renseanlæg. Der foregår i disse år en betydelig udvikling i retning af at foretage en lokal rensning af overløbsvand, altså at mindske udledningen af forureningskomponenter mest muligt uden samtidigt at mindske udledningen af vand. Der er flere årsager til denne udvikling. Dels er bassinløsninger på fællessystemer dyre fordi bassinerne typisk skal være overdækkede og hyppigt også kræver vedligeholdelse, og dels fordi store bassiner kan medføre hydraulisk overbelastning af renseanlæggene. Derved kan en mindsket udledning af forureningskomponenter ved overløbsbygværkerne resultere i en forringet rensning ved renseanlægget.

#### *Spildevandskomitéen fastlægger god dimensioneringspraksis*

Der er i Danmark tradition for, at der ikke er faste dimensioneringsregler for fællessystemer mht. miljøbelastning, men at man opstiller en række retningslinier for god praksis som kommunikeres via Spildevandskomitéens skrifter. Spildevandskomitéen har nedsat et udvalg, der specifikt undersøger, hvorvidt det er muligt at opstille en række kriterier for dimensionering og indretning af regnbetingede udløb. Udvalget påregner at aflevere en rapport om dette emne i løbet af 2001.

#### *Sammenlignelighed af dimensioneringskriterier*

Der er tradition for, at dimensionering af tiltag i forbindelse med regnvandsbetingede udledninger er baseret på middelværdibetragtninger. Et eksempel herpå er dimensioneringskriteriet for iltvind. Kravkurven for iltindhold i vandløb er fastlagt af et krav til tørvejrs og små regnhændelser, samt af at iltkoncentration som minimum skal være svarende til LC50 med en gentagelsesperiode på 8-16 år, afhængigt af recipientmålsætningen (Spildevandskomitéen, 1985). Ved vurdering af betydningen af miljøfremmede stoffer anlægges der ofte en mere konservativ vurdering idet der tages udgangspunkt i såkaldte "nul-effekt"-koncentrationer i recipienten. Denne forskel i tankegang og tradition hos afløbsteknikere og økotoksikologer er væsentlig og bør tages i betragtning når forskellige kriteriesæt sammenlignes.

# 3 Undersøgellesprogram og – metoder

## 3.1 Overordnede betragtninger

Baggrund og formål med denne undersøgelse fremgår af kapitel 1. Undersøgelsen har fra starten af været tænkt som værende af orienterende snarere end fuldt dokumenterende karakter, og det til rådighed værende budget for opgaven har naturligvis afspejlet denne tilgang. Det har derfor været nødvendigt allerede på et meget tidligt tidspunkt i forløbet at træffe en række valg med hensyn til omfang og metoder, som der kort vil blive redegjort for i det følgende.

### 3.1.1 Valg af lokaliteter

Undersøgelsen er afgrænset til kun at omfatte to lokaliteter/oplande. Det har derfor været vigtigt at opstille nogle udvælgelseskriterier for at sikre ensartethed og sammenlignelighed mellem de valgte oplande samtidig med, at en række krav af mere praktisk karakter også skulle opfyldes.

Den internationale litteratur (som f.eks. resumeret i Miljøstyrelsen (1997) og Miljøstyrelsen (2000)) indikerer, at trafikintensitet korrelerer med indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i udløb fra separatkloakerede områder. Ligeledes synes der at gælde en sådan sammenhæng, hvad angår de biologiske effekter af sådanne udledninger (Miljøstyrelsen 2000). Dette er derfor valgt som en hovedproblemstilling at få belyst i undersøgelsen sammen med det generelle spørgsmål om, hvorvidt toksiske stoffer i regnbetingede udløb kan forårsage biologiske effekter i recipienten.

Følgende kriterier er benyttet ved identificering og udvælgelse af egnede oplande til undersøgelsen:

- Det ønskes at oplandene skal være separatkloakerede, således at en stærkt variabel og uforudsigelig opblanding med spildevand undgås,
- de skal desuden være væsentligt forskellige med hensyn til trafikbelastning (f.eks. en motorvej vs. en villavej),
- det foretrækkes, at afstrømningen kun repræsenterer belastning fra veje og dertil hørende trafik anlæg,
- oplandene skal være beliggende tæt ved hinanden af to hensyn:
  - den atmosfæriske baggrundsforurening skal kunne betragtes som ens
  - nedbørsepisoderne, der prøvetages, skal være så ens som muligt,
- udledningen fra oplandene til recipienten bør ske via et udligningsbassin, hvor det er muligt at prøvetage på indgangs- såvel som udgangssiden,
- prøvetagning skal være mulig inden passage af eventuel olieudskiller, sandfilter eller lignende,
- afløbssystemet skal have egnede brønde til montering af flowmåler og prøvetager,

- prøvetagningsstederne skal være let tilgængelige og befinde sig inden for rimelig afstand for at sikre bedst muligt tilsyn og mulighed for hurtig ageren på nedbørshændelser, der ønskes undersøgt.

Et antal lokaliteter i det Storkøbenhavnske område (HT-området) blev identificeret og vurderet inden valget faldt på to oplande i Nordkøbenhavn, hhv. en motorvejsstrækning og et villakvarter med separat afledning af vejvand. De to oplande opfyldte størstedelen af de opstillede kriterier, dog er ingen af dem forsynet med et udligningsbassin før udløbet i recipienten.

Ud over den direkte undersøgelse af risikoen for biologiske effekter ved direkte udledning af vejvand til en recipient ønskedes tre yderligere emner belyst i undersøgelsen:

- Toksiciteten af spildevandsopblandede, regnbetingede udledninger,
- betydningen af udligningsbassiner i forhold til toksiciteten af regnbetingede udløb samt
- toksiciteten af det partikulære materiale i udledningerne, som sedimenterer i recipienten, hvis afløbet ikke er forsynet med udligningsbassin eller lignende.

Det vurderedes, at det ville være vanskeligt at sikre sig en rigtig prøve af overløbsvand (spildevandsopblandet regnvand) inden for den givne projektperiode og -budget. Det blev derfor besluttet i stedet at simulere et overløb ved at blande en vejvandsprøve med en prøve af urensset spildevand fra et kommunalt renseanlæg i et passende forhold f.eks. 5 : 1.

Ideelt set burde udledningen fra et undersøgelsesopland ske via et udligningsbassin, hvor man kunne studere den formodede toksicitetsreducerende effekt af et sådant bassin direkte på en vandprøve, som også var karakteriseret kemisk og økotoksikologisk. Det lykkedes dog ikke at identificere oplande, der både kunne honorere de øvrige krav og også var forsynet med bassiner, og det blev derfor valgt at simulere effekten af et bassin ved at lade en vandprøve henstå et passende stykke tid (f.eks. et døgn) så fine partikler kunne sedimentere og derefter teste på den ovenstående væske.

Effekten af toksiske stoffer i sedimenteret materiale fra regnvandsbetingede udløb burde ideelt set studeres i recipienten. Inden for de givne rammer for projektet blev det imidlertid ikke fundet muligt at foretage et sådant studium og det blev i stedet valgt at teste direkte på det finpartikulære materiale i form af det øverste sedimentlag fra to udligningsbassiner ved motorveje i Københavnsområdet.

### 3.1.2 Analyse- og testprogram

Hovedformålet med denne undersøgelse er at belyse risikoen for biologiske effekter af regnbetingede udledninger til recipienter. Analyse- og testprogrammet for vand- og sedimentprøver er fastlagt under hensyntagen til dette samt til resultater af allerede gennemførte danske undersøgelser på området og anden, mere generel viden om effekter af komplekse udledninger.

Konsekvensen heraf er blevet, at der i det gennemførte program er lagt betydeligt mere vægt på økotoksikologisk testning end på kemisk karakterisering. Det skyldes specifikt, at der for få år siden, i Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen 1997), er gennemført en ret grundig karakterisering af

indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer i to oplande i det Nordkøbenhavnske område. Endvidere, at det erfaringsmæssigt kun er en begrænset del af toksiciteten af en kompleks udledning, der lader sig føre tilbage til de analysekemisk bestemte stoffer (f.eks. Hendriks et al., 1994).

Endelig har det også spillet ind, at det vurderes som usandsynligt, at en eventuel fremtidig kontrol af regnbetingede udløb vil komme til at omfatte mere end nogle ganske få, relativt rutineprægede analyseparametre. En vis kemisk karakterisering blev dog fundet relevant for at kunne sammenligne de testede regnvandsprøver med andre regnvandsprøver og give mulighed for at undersøge mulige korrelationer mellem påviste effekter og analysekemiske parametre.

#### *Analysekemisk program*

Det analysekemiske program for vandprøver omfatter derfor kun et antal generelle parametre, nogle få tungmetaller og et mål for indholdet af oliekomponenter. Analyseprogrammet for sediment er en smule mere omfattende med hensyn til miljøfremmede stoffer, idet behandlingen af dette emne i Miljøprojekt 355 ikke var så omfattende som programmet for vandprøver.

#### *Økotoxikologisk testprogram*

Til påvisning af toksicitet i komplekse prøver, som indeholder ukendte stoffer med ukendte virkningsmekanismer, vil samtidig brug af flere arter være nødvendig dels for at sikre detektion og dels for at opnå en mere fuldstændig beskrivelse af toksiciteten. En sådan samtidig brug af flere arter benævnes ofte testbatterier. I en oversigtsartikel af Keddy et al. (1995) er fremsat en række kriterier for udvælgelse af test til anvendelse ved undersøgelser af miljøprøver, og her lægges først og fremmest vægt på, at der findes veldokumenterede testmetoder, hvori toksicitet af referencestoffer og validitetskriterier for testene er klart definerede. Derfor vil anvendelse af standardiserede testmetoder være at foretrække, og herved muliggøres også sammenligninger mellem forskellige undersøgelser. Af hensyn til såvel detektion af toksicitet som mulighederne for ekstrapolation af resultaterne er det endvidere vigtigt, at organismer fra forskellige trofiske niveauer er repræsenteret i et biotestbatteri. Det optimale antal biotest i et testbatteri er vanskeligt at bestemme, men det synes dog generelt at være rimeligt at udvælge 3-4 forskellige standardiserede biotests (Keddy et al., 1995).

Da regnbetingede udledninger er transiente (forbigående) af karakter har det forekommet oplagt at fokusere på korttidstest til det økotoxikologiske testprogram for vandprøver. Endvidere blev det fundet sandsynligt, at små organismer ville være mere følsomme over for denne type påvirkninger end større organismer med længere generationstid som f.eks. fisk. Det blev derfor bestemt, at testprogrammet for vandprøver skulle omfatte standardtest for bakterier, alger og krebsdyr (dafnier).

Eventuelle længerevarende effekter af regnbetingede udløb vurderes at ville være knyttet til kontamineret finpartikulært materiale i det afstrømmende vand og altså til sedimentfasen i en recipient (eller i regnvandsbassiner). Til undersøgelse af toksicitet af sedimenter fra regnvandsbasissiner blev anvendt standardiserede akvatiske test med alger og krebsdyr (dafnier) på porevand fra sedimenter. Desuden blev toksiciteten undersøgt ved direkte kontakt mellem alger og sediment. De akvatiske tests blev udvalgt ud fra behovet for screening af prøver ved korterevarende, reproducerbare og kvantitative metoder. I denne forbindelse blev det vurderet, at pelagiske ferskvandsalger kunne være

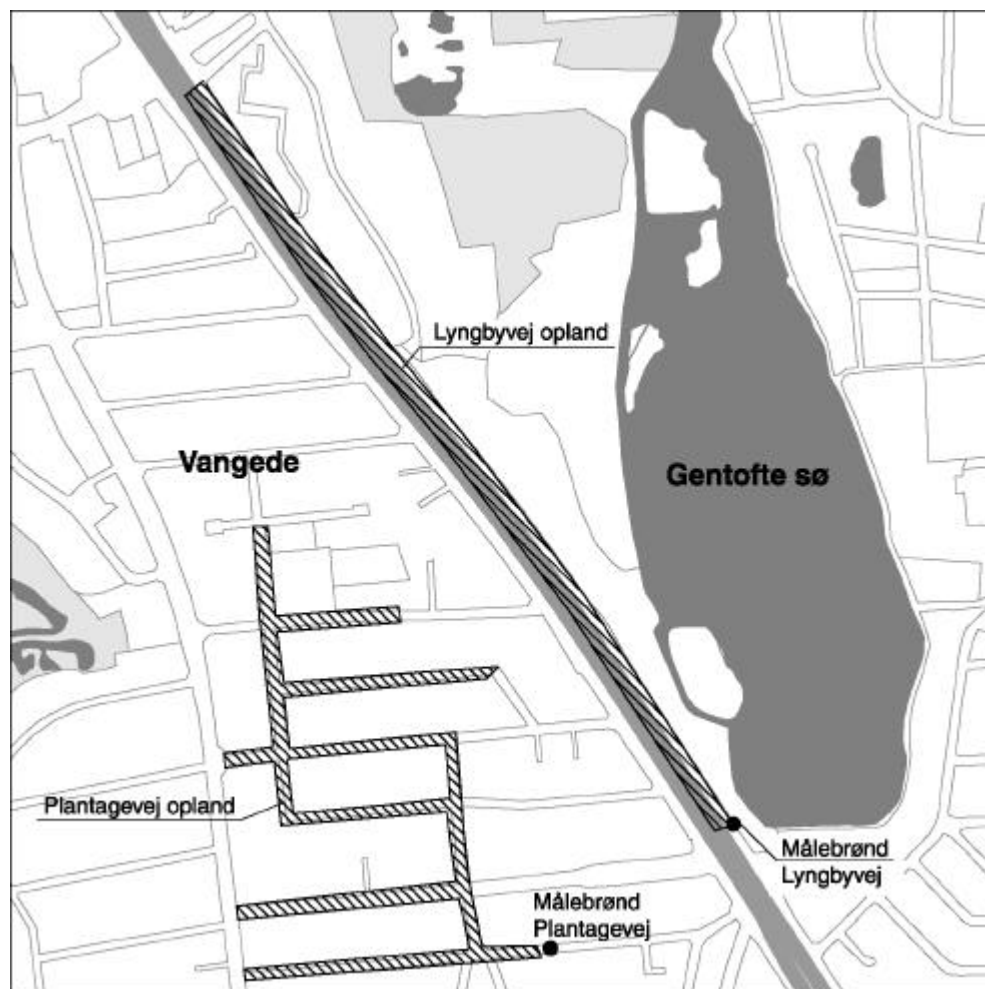
relevante testorganismer, da disse er dokumenteret at være følsomme overfor en lang række miljøfremmede stoffer samtidig med, at algetesten afspejler kroniske subletale effekter (Nyholm & Källqvist, 1989). Toksicitetstest med direkte kontakt mellem alger og forurening bundet til en fast fase er tidligere afprøvet på PAH-forurenede jorde, og fundet at forøge følsomheden af testen med 1-3 størrelsesordener i forhold til test af vandige ekstrakter af samme jorde (Baun et al., 2000). Denne type af test er relativ enkel at udføre, men har hidtil ikke været anvendt på sedimenter. En del af formålet med anvendelse af testen i dette projekt, var derfor at undersøge om algetesten var velegnet til screening af forurenede sedimenter.

## 3.2 Undersøgelsens lokaliteter

### 3.2.1 Regnbetingede udløb

Til gennemførelse af analyse- og testprogrammet for udledninger af regnvand fra separatkloakerede, befæstede arealer er udvalgt to oplande i Gentofte Kommune i det nordlige København. De to oplande repræsenterer henholdsvis stærkt og lavt trafikerede veje, mens baggrundsforureningen fra atmosfæren må antages at være ens, da de to oplande er beliggende meget tæt på hinanden. Af samme årsag antages også nedbørsepisoderne, der er prøvetaget fra, at være næsten identiske.

De to oplandes beliggenhed er vist på Figur 3.1, mens en beskrivelse af oplandenes karakteristika gives i det følgende.



Figur 3.1 Beliggenhed af undersøgelseslokaliteter for vejvand i Gentofte Kommune.

### 3.2.1.1 Vejvand, motorvej

Som eksempel på en stærkt trafikeret vejstrækning er valgt et stykke af Lyngbyvejen (motorvej) ud for Gentoftesø i det nordlige København. Trafikmængden (1999) er her gennemsnitligt ca. 61.000 biler/døgn, hvoraf små 5.000 udgøres af lastbiler o.lign. (dvs. køretøjer >3,5 tons).

Oplandet udgøres af den østlige (nordgående) motorvejsstrækning samt parallelvejen på strækningen fra broen over Brogårdsvej og ned til Fuglegårdsvej-broen (se Figur 3.1).

Det samlede vejareal udgør 15.000 m<sup>2</sup> for motorvejen og 8.000 m<sup>2</sup> for parallelvejen. Det afstrømmende vejvand ledes direkte til et lukket drænsystem og føres via en 500 mm betonledning beliggende i græsarealet mellem de to veje til Gentofterenden, der bortleder vand fra Gentoftesø til Utterslev Mose. Der tilledes ikke andet overfladevand til ledningen end vejvand fra de to veje. Vandet passerer ikke bassin eller olieudskiller forinden passage af brønden.

Det blev valgt at installere prøvetagningsudstyret i brønden beliggende ca. 50 m nord for broen over Lyngbyvej ved Fuglegårdsvej primært ud fra hensyn til adgangsforhold mv.

Brønden er en almindelig ca. 3 m dyb nedgangsbrønd med et ca. 60 cm mandehul.

### 3.2.1.2 *Vejvand, villaområde*

Som eksempel på et befæstet område med lav trafikbelastning er valgt et opland omkring Plantagevej i Vangede, Gentofte Kommune. Dette opland er beliggende umiddelbart op til Lyngbyvejen og afleder, ligesom den valgte motorvejsstrækning, til Gentofterenden. Trafikintensiteten i området er lav, skønmæssigt omkring 1.000 biler/døgn, overvejende i form af personbiler.

Oplandet omkring Plantagevej i Gentofte kommune er separeret for vejvand alene. Der er således her mulighed for at få udtaget prøver, der alene har oprindelse fra vejvand i villakvarterer. Det samlede vejareal i oplandet er på 17.000 m<sup>2</sup>. Det afstrømmende vejvand ledes via en 500 mm betonledning under Plantagevej til udløbet i Gentofterenden.

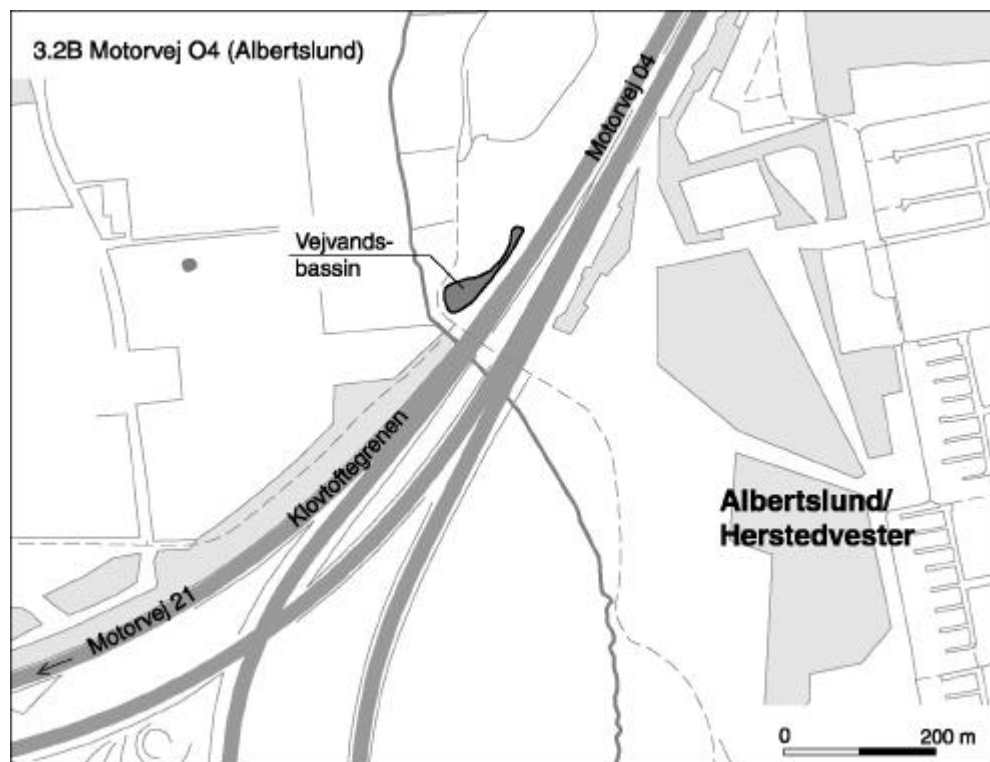
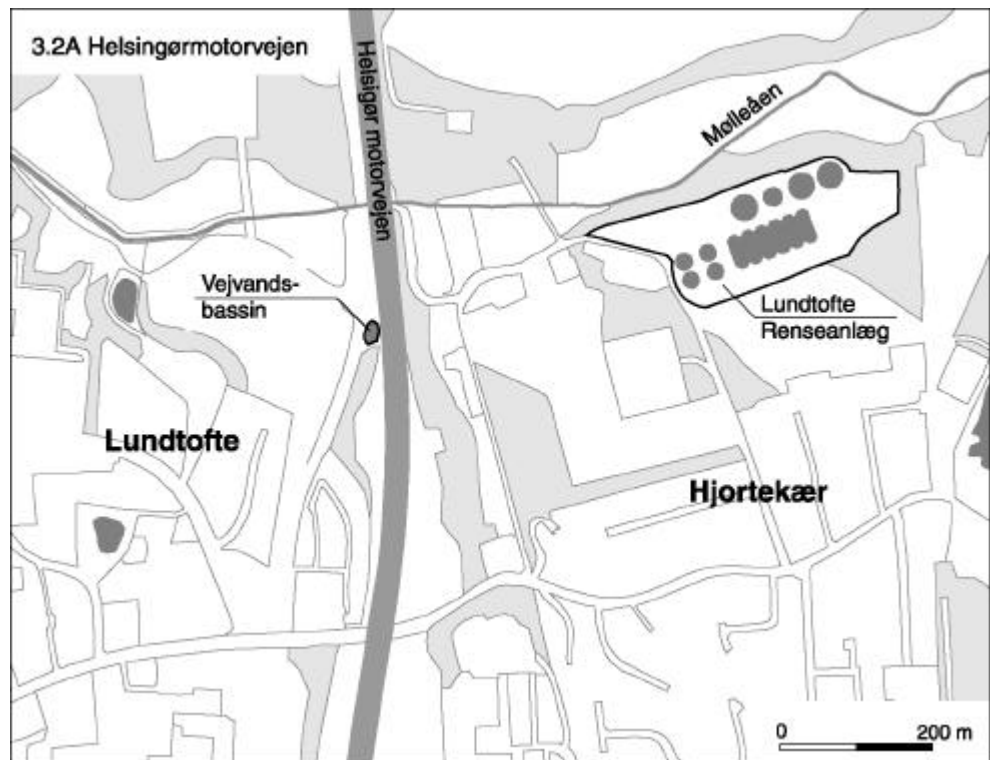
Det er valgt at installere måleudstyret i brønden beliggende i Plantagevej ud for nr. 40 ud fra bl.a. hensynet til at undgå stuvning under regn og samtidig få dækket et så stort opland som muligt. Vandet passerer ikke bassin eller olieudskiller forinden passage af brønden.

Brønden er en almindelig ca. 3 m dyb nedgangsbrønd med et ca. 60 cm mandehul.

### 3.2.2 **Udligningsbassiner**

Til undersøgelse af sammensætning og toksicitet af partikulært materiale i afstrømmende vejvand er det valgt at tage prøver af sediment fra udligningsbassiner for vejvand fra to motorvejsstrækninger i det nordlige og vestlige Københavnsområde. Beliggenheden af de to bassiner er vist på Figur 3.2, mens en nærmere beskrivelse gives i det følgende.





Figur 3.2 Beliggenhed af udligningsbassiner for vejvand fra motorveje, hvor sedimentprøver er udtaget.  
 3.2.A: Bassin ved Helsingørmotorvejen ved Lundtofte.  
 3.2.B: Bassin ved Motorvej 04 ved Albertslund.

### 3.2.2.1 Helsingørmotorvejen

Helsingørmotorvejen syd for Mølleåen afvandes til et bassin placeret syd for Mølleåen og øst for motorvejen. Bassinet har et volumen på 1.900 m<sup>3</sup> og afløb til en nærliggende rørskov.

Oplandet til bassinet udgøres af 86.000 m<sup>2</sup> vejareal inkl. midterrabat der delvis afvandes til motorvejens afløbssystem. Tilledningen til bassinet sker via en 600 mm betonledning. Trafikmængden (1999) er ca. 69.000 biler/døgn, heraf ca. 4.600 køretøjer >3,5 tons.

Vandet passerer ikke olieudskiller forinden udledning til bassinet.

#### 3.2.2.2 Motorvej 04 ved Albertslund

Motorvej 04 deler sig ved Albertslund i en vestgående streng, Klovtoftegrenen, som leder over i Holbækmotorvejen (Motorvej 21) og en sydgående streng, som fortsætter i Køge Bugt motorvejen (Motorvej 04). På nordsiden af motorvejen, umiddelbart før det vestgående spor til Motorvej 21 går fra, afvander motorvejen til den smalle ende af et nærmest trekantet bassin med et volumen på i størrelsesordenen 2.000 m<sup>3</sup>. Bassinet har afløb til Store Vejleå.

Trafikmængden på strækningen (1999) er ca. 54.000 biler/døgn, herunder 3.700 køretøjer >3,5 tons.

#### 3.2.3 Urenset spildevand (indløb til renseanlæg)

Til simulering af spildevandsopblandet, regnbetinget overløb fra et fællessystem er der udtaget urenset spildevand fra indløbet (dvs. lige efter risteværket) til Lundtofte Renseanlæg i Lyngby-Taarbæk Kommune. Renseanlægget er beliggende på sydsiden af Mølleåen tæt ved Helsingørmotorvejen.

Lundtofte Renseanlæg har ca. halvdelen af Lyngby-Taarbæk og Gladsaxe kommuner samt en smule af Søllerød og Gentofte kommuner som opland. Industrikvartererne i Lyngby og Lundtofte afleder spildevand til anlægget, hvis opland ellers overvejende består af bolig- og villakvarterer. Anlægget har en belastning svarende til ca. 125.000 PE og behandler årligt i normalt størrelsesordenen 8-9 mill. m<sup>3</sup> spildevand, hvoraf ca. 2/3 er spildevand og resten regnvand og infiltration. I de to meget nedbørsrige år 1998 og 1999 har væsentligt større vandmængder dog passeret anlægget (gnst. ca. 11 mill. m<sup>3</sup>).

### 3.3 Prøvetagning

#### 3.3.1 Vejevand

Prøvetagningsudstyret for vejvand bestod i begge oplande af et Ø150 målebygværk med magnetinduktiv flowmåler, der blev koblet til en batteridrevet automatisk prøvetager monteret med en 5 liter glasprøveflaske. Målebygværket med flowmåleren blev monteret opstrøms brønden, mens selve prøvetageren incl. batteri var placeret i vejkanten umiddelbart ved siden af brønden for dels at lette tilsyn (herunder batteriskift), tapning af flowdata og udtagning af prøver, og dels minimere risikoen for nedbrud i tilfælde af vandopstuvning i brønden i forbindelse med kraftige nedbørsepisoder.

Prøvetagning foregik flowproportionalt ved opsamling af delprøver à 0,1 liter for hver 0,1 m<sup>3</sup>, der passerede gennem flowmåleren. Når prøvetageren havde opsamlet 5 liter væske blev prøvetagningen afbrudt automatisk.

Prøvetagerne blev tilset inden for få timer efter nedbørsepisoder, der blev bedømt som muligt relevante for udtagning af prøver til analysering og

testning. Disse prøver blev omrystet på stedet og derefter fordelt i mindre, rensede flasker, hvorefter de umiddelbart blev transporteret til hhv. analyselaboratoriet (Miljø-Kemi, Albertslund) og testlaboratoriet (IMT på DTU).

Der blev gennemført 2 prøvetagningsrunder i hvert opland i løbet af den 3-ugers periode, hvor udstyret var opstillet.

### 3.3.2 Sediment

Sedimentprøver blev udtaget i udligningsbassinet ca. 5-10 meter fra indløbet og mindst et par meter fra bassinkanten. Udtagningen foregik ved hjælp af kajakrør, som er en prøvetager til kerner af sediment bestående af et cylindrisk rør med en diameter på 5 cm.

Prøverne til analysering og testning blev taget af de øverste 2-3 cm sediment, som blev skrabet af den udtagne kerne ved hjælp af en spatel og ned i en spand. Hver sedimentprøve (3-4 liter) bestod af et stort antal delprøver, som først blev grovsigtet (2 mm) for at fjerne eventuelle blade, kviste, sten og lignende og derefter sammenblandet grundigt inden de deltes i to delprøver til henholdsvis kemisk analyse og økotoksikologisk testning og transporteret til de respektive laboratorier.

Inden analyse/testning blev prøverne yderligere sigtet, således at det kun var fraktionen mindre end 700 µm, der blev taget i arbejde. Det var ikke muligt at gennemføre sigtning ned til mindre kornstørrelse end dette.

Til kontrolforsøg i forbindelse med den økotoksikologiske testning blev der desuden på tilsvarende måde taget en sedimentprøve i Gentofte sø.

### 3.3.3 Spildevand

Spildevand blev udtaget i indløbet til Lundtofte Renseanlæg. Prøvetagningen foregik ved hjælp af en spand, der blev nedsænket i en brønd lige efter risteværket, men før egentlig rensning var påbegyndt. Af den udtagne mængde blev fremstillet to ens prøver à 1 liter, der umiddelbart efter blev transporteret til henholdsvis analyselaboratoriet og testlaboratoriet.

Spildevandet blev benyttet til at fremstille en blandprøve med vejvand fra Lyngbyvejen (2. prøverunde) i forholdet 1 del spildevand : 5 dele vejvand. Denne blanding blev benyttet til at repræsentere overløb fra et fælleskloakeret system.

## 3.4 Kemisk karakterisering

### 3.4.1 Vandprøver

Analyseprogrammet for vejvandsprøver, incl. spildevandsopblandet vejvand ( $\approx$  overløbsvand) fremgår af Tabel 3.1. Der blev ikke foretaget selvstændige analyser af ufortyndet spildevand.

Generelle og organiske parametre på nær COD og suspenderede stoffer er bestemt på DTU, mens de to nævnte parametre og øvrige stoffer er bestemt af Miljø-Kemi.

Tabel 3.1  
Analyseprogram for vejvandsprøver.

Kategori	Parameter el. stof
Generelle og samleparametre	pH Oxygen Ledningsevne NVOC COD Suspenderede stoffer
Tungmetaller	Bly Cadmium Chrom Kobber Nikkel Zink
Andre uorganiske stoffer	Ammonium Chlorid
Organiske miljøfremmede stoffer	Total kulbrinter (olie) BTEX

### 3.4.2 Sedimentprøver

Analyseprogrammet for sedimentprøver fremgår af Tabel 3.2. Der blev ikke gennemført kemiske analyser på referencesedimentet fra Gentofte sø, kun bestemmelse af generelle parametre. Generelle parametre er bestemt på DTU, mens Miljø-Kemi har forestået det øvrige analyseprogram på sedimentprøver.

Tabel 3.2  
Analyseprogram for sedimentprøver fra vejvandsbassiner.

Kategori	Parameter el. stof
Generelle og samleparametre	pH Tørstof Glødetab
Tungmetaller	Bly Cadmium Chrom Kobber Nikkel Zink
Andre uorganiske stoffer	Ammonium Sulfid
Organiske miljøfremmede stoffer	Total kulbrinter (olie) PAH DEHP P-triester NPE

## 3.5 Økotoxikologisk testning

### 3.5.1 Vandprøver

Hver vandprøve blev undersøgt i et batteri af biotests bestående af alge-, dafnie- og bakterietests. Vandprøverne blev testet som total prøver, dvs. at prøven blev omrystet umiddelbart inden anvendelse til fortyndingsrækker etc. Hermed opslemmes evt. partikler i vandfasen, og disse vil kunne bidrage til eksponeringen i biotestene. Opløsninger til fremstilling af testmedier blev tilsat

direkte til vandprøverne med henblik på at opnå så høje koncentrationer af prøve som muligt i de endelige biotest (se tabel 3.4.1).

Tabel 3.3

Testbetingelser i de anvendte økotoxikologiske tests på vandprøver.

Organisme	Inkubationstid	Måleparameter	Maksimum koncentration	Metode
Alge <sup>1)</sup>	48 timer	Vækstrate	999 ml/l	ISO (1989b)
Dafnie <sup>2)</sup>	48 timer	Immobilisering	900 ml/l	ISO (1989a)
Bakterie <sup>3)</sup>	30 min.	Lysudsendelse	750 ml/l	ISO (1996)

<sup>1)</sup> *Pseudokirchneriella subcapitata*,

<sup>2)</sup> *Daphnia magna*

<sup>3)</sup> *Vibrio fischeri*

For alle tests blev udført koncentrations-respons forsøg med referencestof ( $K_2Cr_2O_7$ ) for at kontrollere, at testene overholdt validitetskriterierne angivet i de respektive ISO-standarder.

#### 3.5.1.1 Dafnietest

Ferskvandskrebsdyret *Daphnia magna* anvendes ofte i biotestbatterier, som repræsentant for zooplankton. Den akutte toksicitetstest med dafnier er traditionelt blevet anvendt til bl.a. testning af rene stoffer, vand og spildevand, og der foreligger standardiserede metodeforskrifter for udførelsen af testen (f.eks. ISO, 1989a). Metoden har vundet så stor udbredelse, at den næsten kan betragtes som obligatorisk i biotestbatterier. Dafnietesten bidrager med information om prøvens akutte letale virkning, og det er veldokumenteret, at *Daphnia magna* er følsom nok til at kunne detektere diverse komplekse forureninger (Plotkin & Ram, 1984; Galassi et al., 1992; Keddy et al., 1995).

Vandprøvernes akut toksiske virkning på ferskvandskrebsdyret *Daphnia magna* blev undersøgt ved en 48 timers standardtest, hvor dafniernes mobilitet (svømmeevne) anvendtes som testparameter (ISO, 1989a). De anvendte dyr var ved testens start under 24 timer gamle. Der blev anvendt 5 koncentrationer med hver 4 replikater á 5 dyr samt en kontrolgruppe bestående af 40 dyr (fordelt på 8 replikater á 5 dyr). I alle glas blev antallet af immobile dafnier optalt efter såvel 24 som 48 timers eksponering. Den toksiske effekt på dafnierne udtrykkes i forhold til en kontrolgruppen og de lethale koncentrationer (LC-værdier) blev estimeret ved Probit-analyse udført på log-transformerede data (Naturvårdsverket 1990).

#### 3.5.1.2 Algetest

Som repræsentanter for primærproducenterne i økosystemet er encellede alger særdeles relevante for testning af komplekse blandingers toksicitet. Algetesten er en billig og relativ enkel test, som trods testens korte varighed er en test for kronisk subletal toksicitet (Nyholm & Källqvist, 1989). Biomassen vil kunne fordobles 5-6 gange i løbet af en inkubationsperiode på 48 timer, og der er således tale om en multi-generationstest.

De forskellige koncentrationer blev forberedt ved fortynding af vandprøven med et mineralmedie (ISO, 1989b). Testorganismen var ferskvandalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* (tidligere kaldet *Selenastrum capricornutum*).

Herefter blev alger fra en eksponentielt voksende forkultur tilsat ( $10^4$  celler/ml), og flaskerne blev inkuberet ved 21 °C i kunstigt lys. Der blev anvendt 5 koncentrationer med 3 replikater, samt en kontrolgruppe bestående

af 6 replikater. Testen blev udført i overensstemmelse med ISO-standarden (ISO, 1989b), dog blev inkubationstiden afkortet fra 72 timer til 48 timer. Som beskrevet af Nyholm og Källqvist (1989) vil en inkubation på 48 timer normalt være tilstrækkelig til at opnå toksiske effekter. Som nævnt sker der samtidig en så stor forøgelse af biomassen, at testen stadig afspejler kroniske effekter. Desuden blev der anvendt en mini-skala version af algetesten med et testvolumen på 4 ml (Arensberg et al., 1995).

Vækstræthæmningen blev bestemt ud fra målinger af biomassen foretaget efter 0, 24 og 48 timer ved fluorescensmålinger på ekstrakt udført med acetone som ekstraktionsmiddel. Hæmningen af vækstraten i de forskellige koncentrationer af vandprøverne blev udtrykt i forhold til kontrolgruppens vækstrate. Koncentrations-respons kurven blev bestemt ved ikke-lineær regression efter Weibull-ligningen og effektkoncentrationer (EC-værdier) med tilhørende konfidensintervaller blev fastlagt ved invers estimation under anvendelse af software udviklet og beskrevet af Andersen et al. (1998).

#### 3.5.1.3 Bakterietest

Ved den anvendte bakterietest blev lysudsendelsen fra den luminescerende saltvandsbakterie *Vibrio fischeri* målt som funktion af koncentration af prøve. Testen er i princippet identisk med Microtox-testen, men de anvendte bakterier blev leveret frysetørrede sammen med medier af firmaet Biotox (Turku, Finland). Microtox testen (og lignende varianter) har vist sig at være følsom over for mange forskellige kemiske stoffer og forureninger (bl.a. Ribo & Kaiser, 1983; Calleja et al., 1986; Nohava et al., 1995; Steinberg et al., 1995).

Bakterietestene blev udført i overensstemmelse med ISO-standarden for test med lysudsendende bakterier (ISO, 1996), og bakteriernes lysudsendelse blev målt efter 0, 5, 15 og 30 minutters inkubation. Der blev anvendt 5 koncentrationer af vandprøve med 2 replikater og en kontrolgruppe bestående af 2 replikater, hvor der kun blev tilsat testmedie. Bakteriernes lysudsendelse som følge af eksponeringen for vandprøverne blev anvendt som end-point. Ud fra værdier opnået efter 15 minutters inkubation blev koncentrations-respons kurver fastlagt og EC-værdier blev estimeret som beskrevet for algetesten.

#### 3.5.2 Sedimentprøver

Undersøgelse af den toksiske effekt af de indsamlede sedimentprøver med alger som testorganismer blev udført på såvel porevand som suspensioner af sedimenterne. Denne metode er udviklet til og afprøvet på PAH-forurende jorde (Baun et al., 2000; Ebbesen et al., 2000), og er hidtil ikke blevet anvendt til undersøgelse af ferskvandssedimenter.

I de udtagne sedimentprøver blev pH indstillet til 7,0, hvorefter suspensionen blev omrystet i 18 timer ved 20 °C. Der blev udtaget prøver til brug i suspensionstest med alger, og den resterende del af suspensionen blev centrifugeret. Supernatanten fra denne centrifugering er det porevand, som efter tilsætning af næringssalte blev underkastet biotestning.

Desuden blev porevand fra sedimenterne A1 (Motorvej 04 ved Albertslund) og G1 (Gentofte sø) testet i dafnietesten. Disse porevandsprøver blev fremstillet som beskrevet for algetesten, dog blev porevandet filtreret gennem GF/A filter (porestørrelse ca. 1,2 µm) inden anvendelse i biotesten for at undgå fysiske effekter på testorganismene som følge af partikler. Dafnietesten

blev herefter udført som beskrevet for test af vandprøver. De maksimale koncentrationer anvendt i biotestene er angivet i tabel 3.4.2.

Tabel 3.4

Maksimale eksponeringskoncentrationer (g tørstof/l) i biotest udført på sedimentprøver. For porevand er omregnet til den oprindelige mængde sediment.

Prøve	Algetest (suspension)	Algetest (porevand)	Dafnietest (porevand)
H1 - Helsingørmotorvejen	1,25	40	i. t.
A1 - Albertslund (04)	1,33	171	86
G1 - Gentofte sø (ref.)	0,5	119	60

i. t.: Ikke testet

Ved suspensionstesten var det kun muligt at anvende maksimale eksponeringskoncentrationer fra 0,5-1,33 g/l, da der ellers var risiko for skygningen som følge af, at højere sedimentindhold kan medføre en nedgang i algernes vækstrate. Dette evt. fald i vækstrate ville kunne fejltolkes som en toksisk effekt og dermed ville endpointet i testen ikke være veldefineret.

## 4 Resultater

### 4.1 Prøvetagning af vand og sediment

#### 4.1.1 Vejvand

Udstyret til prøvetagning af vejvand var i begge oplande (Lyngbyvej og Plantagevej) i funktion i perioden fra 17. oktober 2000 til 5. november 2000.

Prøver til kemiske analyser og økotoxikologiske test blev udtaget hhv. den 24. oktober, den 31. oktober og den 5. november 2000. Prøverne fra de to sidstnævnte datoer blev sammenstukket til én samleprøve for at have vand nok til de yderligere test, der blev gennemført på vandprøver i 2. runde.

Perioden op til første prøvetagning den 24. oktober var en tørvejrperiode idet det sidste forudgående regnvejr fandt sted den 11. oktober, altså 13 døgn tidligere. To ganske små nedbørsepisoder i dagene op til den 24. oktober resulterede i våde vejbaner, men gav ingen afstrømning, der kunne registreres af flowmålerne. Den prøvetagede regnepisode, som gav i alt ca. 7 mm regn, fandt sted kl. ca. 2.30-4 om morgenen og afhentning af prøver skete samme dag om formiddagen inden næste regnskyl satte ind ca. kl. 13. De opsamlede prøver repræsenterede den første del af den registrerede nedbør, nemlig ca. 35% af totalen på Lyngbyvej og ca. 40% på Plantagevej.

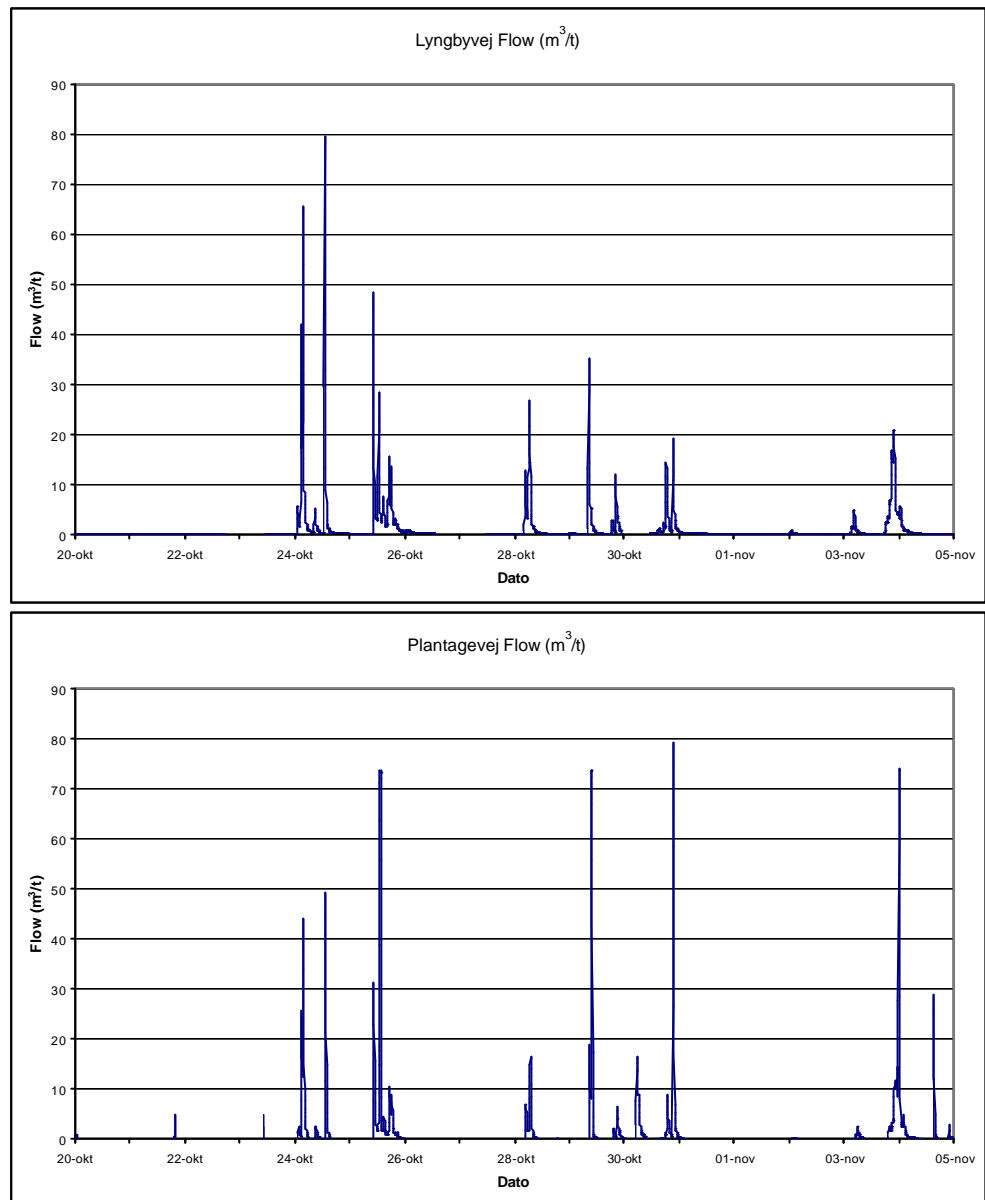
I den følgende periode blev der registreret en række mindre byger den 25., 28. og 29. oktober samt en lidt kraftigere regneepisode (ca. 5 mm) om aftenen den 30. oktober. Vejvandet i prøvetagerne fra sidstnævnte blev indsamlet den 31. oktober og sat på køl indtil indlevering på laboratoriet. Prøven fra Lyngbyvej repræsenterede 100% af den registrerede nedbør (som ikke havde været ret kraftig på denne lokalitet), men kun 25% af nedbøren på Plantagevej.

Derefter fulgte nogle dage uden nedbør inden der om aftenen den 3. november faldt yderligere ca. 5 mm regn, som blev indsamlet den 5. november og blandet sammen med prøven fra den 31. oktober for at give en stor nok samleprøve så et udvidet analyse- og testprogram i forbindelse med 2. prøvetagningsrunde kunne gennemføres. Samleprøven blev indleveret til laboratorierne den 6. november. Prøverne repræsenterede hhv. 35% (Lyngbyvej) og 20% (Plantagevej) af den samlede registrerede nedbør i de to oplande.

Den opsamlede nedbør kan således ikke decideret kaldes first flush, men repræsenterer dog (på nær et tilfælde) den første del af nedbørsforløbet, der overordnet må antages at have højere stofkoncentrationer end gennemsnittet af en hel nedbørsepisode.

Flowmålerens registreringer af afstrømmende regnvand fra de to oplande fremgår af Figur 4.1.





Figur 4.1  
Nedbørsregistreringer i de to oplande i prøvetagningsperioden (angivet som afstrømnings hastighed i m<sup>3</sup>/time).

#### 4.1.2 Sediment

En sedimentprøve blev udtaget i bassinet ved Helsingørmotorvejen den 3. oktober 2000. Den samlede prøve, der blev fordelt til de to laboratorier, var på ca. 3 liter. Sedimentet fremstod som sort, finpartikulært og lidt fedtet/olieagtigt med tegn på liv i form af trådalger og cyklops.

Samme dag blev en sedimentprøve fra Gentofte sø udtaget som referenceprøve til den økotoxikologiske testning. Denne prøves karakter afveg betydeligt fra sedimentprøven fra udligningsbassinet ved at være grønbrun, løsere og åbenlyst bestå af henrådende plantedele og alger.

Sedimentprøve nr. 2 (i alt ca. 4 liter) blev udtaget i bassinet ved Motorvej 04 (Klovtoftegrenen) den 17. november 2000. Prøven var af samme karakter

som prøven fra Helsingørmotorvejen, dvs. bestående af sort, fedtet, finpartikulært materiale, der dog havde lidt "løsere" konsistens og ikke rummede synlige tegn på liv.

#### 4.1.3 Spildevand

Spildevandsprøven fra Lundtofte Renseanlæg blev udtaget den 6. november 2000 og indleveret umiddelbart efter til de to laboratorier til videre behandling.

### 4.2 Resultater af kemisk karakterisering

#### 4.2.1 Vandprøver

En oversigt over resultaterne af karakteriseringen af vejvandsprøver fra Lyngbyvej og Plantagevej er vist i Tabel 4.1. Resultater er vist både for første og anden prøvetagningsrunde (hhv. 24.10.00 og 05.11.00). Prøverne er i alle tilfælde analyseret som totalprøver.

Ved indleveringen af prøverne blev i første prøvetagningsrunde bemærket en svag lugt af benzin/små aromater i prøven fra Plantagevej, mens prøven fra Lyngbyvej var lugtfri. I anden prøvetagningsrunde var begge prøver lugtfri.

Man bemærker af resultaterne i Tabel 4.1 en tendens til højere stofkoncentrationer i prøverne fra Lyngbyvejen, der er meget mere trafikeret end villaområdet omkring Plantagevej. Der er dog enkelte markante undtagelser fra den overordnede tendens.

Der er således et markant højere indhold af kobber i begge prøver fra Plantagevej, et forhold der ikke umiddelbart kan gives en forklaring på. Resultatet er også i modstrid med Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen 1997), hvor der generelt blev observeret et klart højere kobberindhold i afstrømningen fra motorvejsstrækningen i forhold til villakvarteret.

Der er også et højere indhold af små aromater i vandet fra Plantagevej, hvilket er overraskende, men stemmer overens med den observerede benzinlugt i prøven.

Endelig er også indholdet af NVOC højere på Plantagevej, hvilket formentlig hænger sammen med en større påvirkning med biologisk materiale i form af henfaldne plantedele og lignende fra de omkringliggende haver.

Med hensyn til forholdet mellem stofkoncentrationerne i 1. og 2. prøverunde er resultaterne modstridende. På Lyngbyvej var prøve 2 generelt "tykkere" end prøve 1, mens det omvendte var tilfældet med prøverne fra Plantagevej.

Tabel 4.1  
Karakterisering af vejvandsprøver fra Lyngbyvej og Plantagevej.

Parameter	Enhed	Lyngbyvej		Plantagevej	
		1. runde	2. runde	1. runde	2. runde
<b>Generelle og uorganiske parametre</b>					
pH	-	7,9	8,2	7,8	8,3
Oxygen	mg/l	9,0	9,5	9,1	9,5
Ledningsevne	µS/cm	262	347	140	120
Chlorid	mg/l	51	67	6	7
Ammonium	mg N/l	<1	<1	<1	<1
NVOC	mg/l	4,5	5,8	14	9,4
COD	mg/l	36	50	53	31
Suspenderede stoffer	mg/l	38	180	20	14
<b>Tungmetaller</b>					
Bly	µg/l	12	18	5,8	3,0
Cadmium	µg/l	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Chrom	µg/l	<2	4,1	<2	<2
Kobber	µg/l	70	58	490	130
Nikkel	µg/l	<1	<1	<1	<1
Zink	µg/l	72	140	37	38
<b>Organiske miljøfremmede stoffer</b>					
Total kulbrinter	µg/l	150	720	89	81
Benzen	µg/l	<0,2	<0,2	0,31	<0,2
Toluen	µg/l	0,35	<0,2	5,5	<0,2
Ethylbenzen	µg/l	<0,2	<0,2	1,2	<0,2
Xylener	µg/l	<0,2	<0,2	6,6	<0,2

I anden prøverunde blev prøven fra Lyngbyvej, ud over at blive analyseret som totalprøve (Tabel 4.1), også benyttet til at fremstille to andre delprøver, der henholdsvis skulle simulere vejvand efter passage af et udligningsbassin og overløbsvand fra et fælleskloakeret system.

Til det første formål blev vejvandsprøven hensat til sedimentering af suspenderet stof i et døgn førende den ovenstående væske blev dekanteret fra og taget i arbejde. Til formålet som overløbsvand blev prøven opblandet med urensset spildevand fra Lundtofte Renseanlæg i forholdet 5 : 1.

Resultaterne af karakteriseringen af disse to prøver er vist i Tabel 4.2.

Tabel 4.2

Karakterisering af bundfældet vejvand og simuleret overløbsvand med udgangspunkt i vejvand fra Lyngbyvej, 2. Runde. Til sammenligning er sammensætningen af totalprøven fra Lyngbyvej anført.

Parameter	Enhed	Lyngbyvej, 2. runde		
		Total	Bundfældet	Overløb
<b>Generelle og uorganiske parametre</b>				
pH	-	8,2	8,3	7,2
Oxygen	mg/l	9,5	9,3	9,2
Ledningsevne	µS/cm	347	342	366
Chlorid	mg/l	67	67	64
Ammonium	mg N/l	<1	<1	1,8
NVOC	mg/l	5,8	5,5	8,5
COD	mg/l	50	29	75
Suspenderede stoffer	mg/l	180	15	70
<b>Tungmetaller</b>				
Bly	µg/l	18	5,1	21
Cadmium	µg/l	<0,3	<0,3	<0,3
Chrom	µg/l	4,1	<2	2,7
Kobber	µg/l	58	21	66
Nikkel	µg/l	<1	<1	2,0
Zink	µg/l	140	56	190
<b>Organiske miljøfremmede stoffer</b>				
Total kulbrinter	µg/l	720	180	1100
Benzen	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2
Toluen	µg/l	<0,2	0,39	0,48
Ethylbenzen	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2
Xylener	µg/l	<0,2	<0,2	0,49

Som resultat af bundfældningen ses et markant fald i indholdet af de stoffer, der vides at have affinitet til lerpartikler og fint, organisk materiale. Omvendt er indholdet af opløste stoffer, udtrykt ved hhv. ledningsevne og chlorid, uændret.

Ved simuleringen af overløb ses en forøgelse af COD, NVOC og total kulbrinter samt en tendens til højere indhold af kobber og zink. Disse forskelle kunne forventes, hvorimod det lavere indhold af suspenderede stoffer efter tilsætning af urensset spildevand ikke giver nogen mening. Det er dog ikke muligt at gentage denne bestemmelse med et meningsfyldt resultat.

#### 4.2.2 Sedimentprøver

Resultatet af karakteriseringen af sedimentprøver fra udligningsbassiner for vejvand ved henholdsvis Helsingørmotorvejen ved Lundtofte og Motorvej 04 ved Albertslund er vist i Tabel 4.3.

Tabel 4.3  
 Karakterisering af sedimentprøver fra udligningsbassiner for vejvand ved hhv.  
 Helsingørmotorvejen og Motorvej 04 ved Albertslund.

Parameter	Enhed	Helsingør- motorvejen	Motorvej 04 Albertslund
<b>Generelle og uorganiske parametre</b>			
pH	-	7,6	7,8
Tørstof	%	4,0	17
Glødetab	% af TS	13	19
Ammoniak/ammonium	mg/kg TS	281	636
Sulfid-S	mg/kg TS	24	1100
<b>Tungmetaller</b>			
Bly	mg/kg TS	120	200
Cadmium	mg/kg TS	0,99	2,0
Chrom	mg/kg TS	46	60
Kobber	mg/kg TS	330	260
Nikkel	mg/kg TS	20	41
Zink	mg/kg TS	740	1200
<b>Organiske miljøfremmede stoffer</b>			
Total kulbrinter	mg/kg TS	10000	4700
Σ PAH	mg/kg TS	3,9	3,3
DEHP	mg/kg TS	43	23
Tri-n-butyl-phosphat	mg/kg TS	0,18	<0,05
Tri-(chlorpropyl)phosphat	mg/kg TS	<0,1	0,56
Nonylphenol	mg/kg TS	0,73	2,0

De generelle parametre (jf. tabel 4.3) bekræfter det visuelle indtryk af sedimentet i bassinet ved Motorvej 04 i Albertslund som stærkt anaerobt. Det lave tørstofindhold i sedimentet fra Helsingørmotorvejen må skyldes, at en del ovenstående vand er blandet ind i prøven i forbindelse med prøvetagningen, da sedimentet i lejring ikke fremstod som så vandigt.

Indholdet af tungmetaller markant højere i sedimentet fra Motorvej 04/Albertslund end i sedimentet fra Helsingørmotorvejen, mens det er Helsingørmotorvejens sediment, der synes at være mest belastet med kulbrinter og miljøfremmede stoffer som DEHP og PAH. I begge tilfælde må sedimenterne dog betegnes som så kontaminerede, at de bør bortskaffes ved kontrolleret deponering eller forbrænding.

#### 4.3 Resultater af økotoxikologisk testning

I nogle resultattabeller og figurer for den økotoxikologiske testning af vandprøver benyttes forkortelsen "L" for Lyngbyvej og "P" for Plantagevej samt suffixerne "1" og "2" til at betegnes hhv. 1. og 2. prøvetagningsrunde.

For sedimentprøver er tilsvarende anvendt forkortelserne "H", "A" og "G" til at betegne prøverne fra hhv. Helsingørmotorvejen, Motorvej 04 ved Albertslund og referencestationen Gentofte sø.

##### 4.3.1 Vandprøver

Resultater af toksicitetstestene på vandprøver er opsummeret i tabel 4.4 for algetesten og tabel 4.5 for såvel dafnie- som bakterietesten. Resultaterne er opgivet som LC<sub>10</sub>- eller EC<sub>10</sub>- værdier samt LC<sub>50</sub>- eller EC<sub>50</sub>-værdier, idet LC<sub>10</sub> og EC<sub>10</sub> fortolkes som den koncentration, hvor de toksiske effekter med sikkerhed er indtruffet. LC<sub>50</sub> og EC<sub>50</sub> er de traditionelt anvendte værdier for

toksiske effekt, men i nærværende undersøgelse var det kun et fåtal de testede prøver, der var så toksiske, at  $LC_{50}$  eller  $EC_{50}$  kunne fastlægges.

Tabel 4.4

Resultater af algetest (*Pseudokirchneriella subcapitata*) udført på vejvandsprøver. EC-værdier (ml prøve/liter testmedium) med tilhørende 95%-konfidensintervaller.

	Alge	
	$EC_{10}$	$EC_{50}$
Plantagevej 1	67 (32-140)	370 (270-460)
Plantagevej 2	400 (210-680)	>999
Lyngbyvej 1	580 <sup>1)</sup>	>999
Lyngbyvej 2	190 (120-300)	>999
Lyngbyvej 2/bundfældet	270 (140-510)	800 (650-i.k.)
Lyngbyvej 2/overløb	510 (210-650)	>999

i.k.: Ikke kvantificerbart

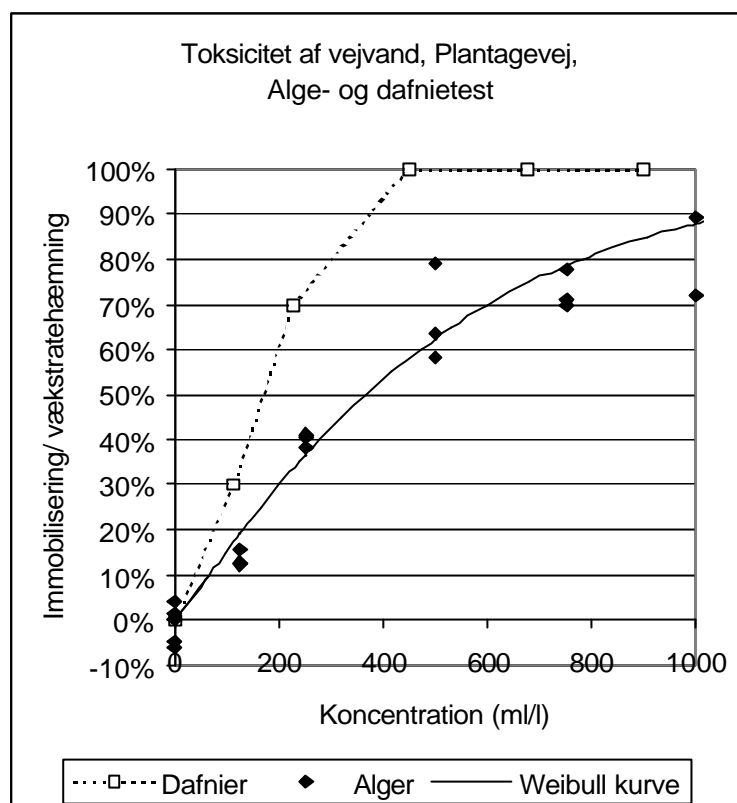
1): Værdi aflæst på koncentrations-respons kurven. Modelbaseret estimation af EC-værdi ikke mulig.

Tabel 4.5

Resultater af dafnietest (*Daphnia magna*) og bakterietest (*Vibrio fischeri*) udført på vejvandsprøver. EC-værdier (ml prøve/liter testmedium) med tilhørende 95%-konfidensintervaller.

	Dafnie		Bakterie	
	$LC_{10,48h}$	$LC_{50,48h}$	$EC_{10}$	$EC_{50}$
Plantagevej 1	62 (25-98)	170 (120-230)	570 (430-680)	>750
Plantagevej 2	>900	>900	>75	>750
Lyngbyvej 1	>900	>900	>750	>750
Lyngbyvej 2	>900	>900	620 (530-750)	>750
Lyngbyvej 2/bundfældet	>900	>900	>750	>750
Lyngbyvej 2/overløb	>900	>900	>750	>750

I første prøvetagningsrunde udviste prøven fra Lyngbyvej (L1) en hæmmende effekt på algernes vækstrate, og  $EC_{10}$ -værdien blev bestemt til 580 ml/l prøve, dvs. prøven skulle fortyndes 1,7 gange for at reducere toksiciteten til en nedgang i algernes vækstrate på 10%. Hverken i dafnietesten eller i bakterietesten udviste prøve L1 toksiske effekter. Prøven fra Plantagevej (P1) gav effekt i samtlige tests i det anvendte testbatteri.



Figur 4.2

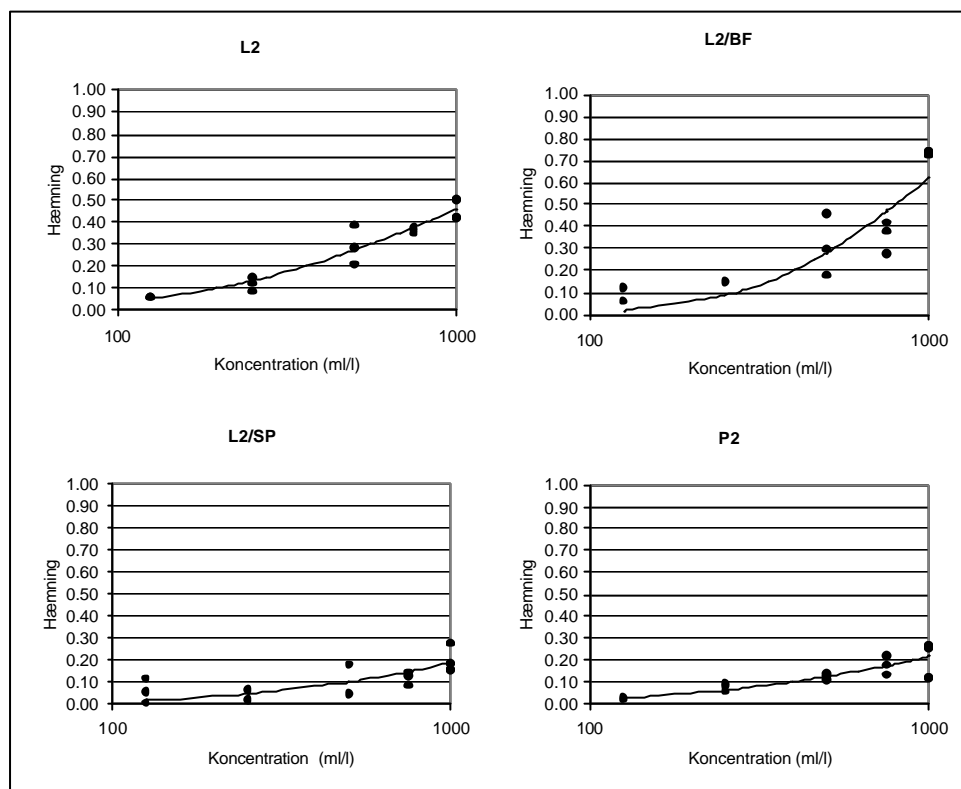
Koncentration-response kurver samt observerede effekter i 48 timers dafnietest (*Daphnia magna*) og algetest (*Pseudokirchneriella subcapitata*). Weibull-kurven er den estimerede koncentration-respons kurve i algetesten.

Som vist i figur 4.2 medførte de højeste koncentrationer af prøve 70-100%'s effekt i både alge- og dafnietesten, og i sidstnævnte test resulterede en 2,2 gange fortynding af prøven stadig i 100%'s immobilisering af testorganismene. Ud fra koncentration-respons kurverne blev en  $EC_{50}$ -værdi på 370 ml/l prøve blev bestemt i algetesten, og sammenlignes denne værdi med  $LC_{50}$ -værdien for dafnietesten kan det konstateres, at prøven var mere end dobbelt så toksisk over for dafnier ( $LC_{50, 48 h} = 170$  ml/l prøve). På 10%-effektniveau er forskellen i toksicitet næsten udlignet (tabel 4.4 og tabel 4.5), og i begge tests skulle prøven fortyndes ca. 15 gange for at nå ned på 10%'s effekt. I bakterietesten udviste prøve P1 også effekt, omend prøven var knap så toksisk over for bakterier ( $EC_{10} = 570$  ml/l prøve).

Prøverne fra anden prøvetagningsrunde udviste ikke akut toksiske effekter over for dafnier i de testede koncentrationer af prøve (højest mulige testkoncentration var 900 ml/l prøve). For den ubehandlede prøve fra Lyngbyvej blev observeret en 10% hæmning i bakterietesten ved en koncentration på 570 ml/l prøve, mens ingen af de øvrige prøver fra anden prøvetagningsrunde medførte toksiske effekter over for bakterierne.

I figur 4.3 er vist koncentrations-respons kurver for algetests udført på prøver fra anden prøvetagningsrunde. Alle prøver medførte hæmning af algernes vækstrate, og  $EC_{10}$ -værdier fra 190-510 ml/l prøve blev observeret. Den største toksicitet blev fundet i prøverne Lyngbyvej 2 og Lyngbyvej 2/bundfældet. De ufortyndede prøver medførte således hæmninger på hhv. 45% og 70%, men bedømt ud fra  $EC_{10}$ -værdierne var der ikke signifikant

forskel på Lyngbyvej 2 og Lyngbyvej 2/bundfældet. Tilsætningen af spildevand til Lyngbyvej 2 medførte en reduktion i toksiciteten fra  $EC_{10} = 170$  ml/l prøve (Lyngbyvej 2) til  $EC_{10} = 510$  ml/l prøve (Lyngbyvej 2/overløb). Den ufortyndede prøve indsamlet på Plantagevej i anden prøvetagningsrunde medførte en ca. 20%’s hæmning af algerne vækstrate og prøven skulle fortyndes ca. 2,5 gange for at nå ned på en hæmning på 10%.



Figur 4.3  
Koncentrations-respons kurver for vandprøver undersøgt i biotests med ferskvandsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*. Vækstratehæmning som funktion af koncentration af prøve (i ml/l prøve).

#### 4.3.2 Sedimentprøver

I tabel 4.6 er opsummeret resultater af biotest udført på sedimenter fra de to vejvandsbassiner (Helsingørmotorvejen; Motorvej 04 ved Albertslund) og referenceprøven fra Gentofte Sø.



Tabel 4.6

Toksicitet af sedimentprøver testet i algetest (*Pseudokirchneriella subcapitata*). EC-værdier (gTS/l) med tilhørende 95%-konfidensintervaller.

	Porevand <sup>1)</sup>		Suspension	
	EC <sub>10</sub> (g/l)	EC <sub>50</sub> (g/l)	EC <sub>10</sub> (g/l)	EC <sub>50</sub> (g/l)
Helsingørmotorvejen (H1)	23 (13-34)	>40	>1,25	>1,25
Motorvej 04, Albertslund (A1)	46 (28-77)	111 (80-140)	0,44 <sup>1)</sup>	0,68 <sup>2)</sup>
Gentofte sø (G1)	>119	>119	>0,5	>0,5

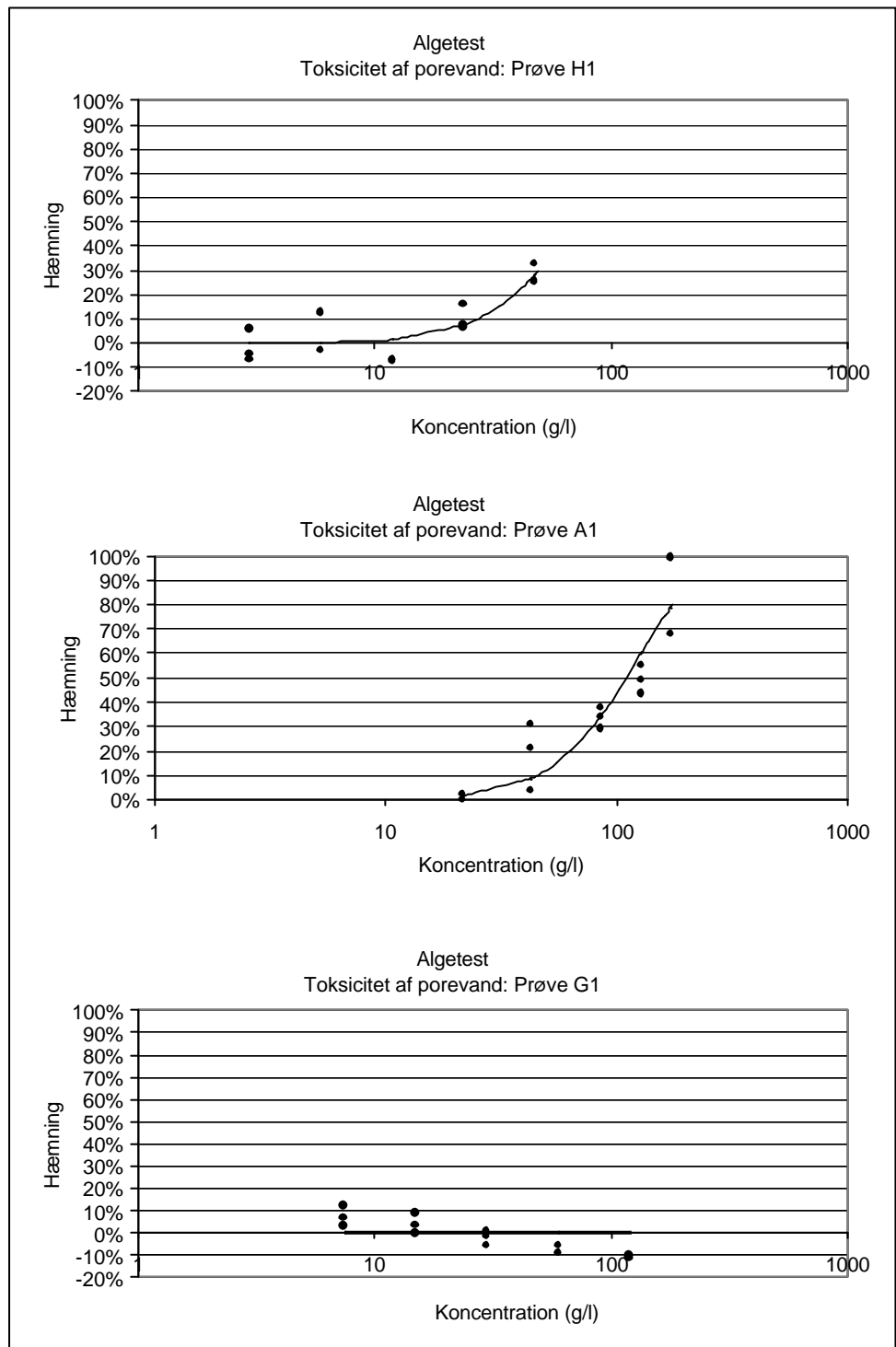
1) Koncentrationen af porevand er udtrykt i forhold til den mængde sediment, som porevandet oprindeligt hidrører fra.

2) Værdi aflæst på koncentrations-respons kurven. Modelbaseret estimation af EC-værdi ikke mulig.

Referenceprøven fra Gentofte sø (G1) medførte ikke toksiske effekter i testede koncentrationer, hverken når G1 blev undersøgt som suspension eller som porevand. Som vist i tabel 4.6 og i figur 4.4 medførte porevandet fra H1 og A1 betydelige effekter på algernes vækstrate. Det ses, at porevandet fra vejbassinet på Helsingørmotorvejen (H1) var det mest toksiske (EC<sub>10</sub>), men EC<sub>50</sub>-værdien kunne ikke bestemmes, da den maksimalt mulige testkoncentration på 40 g/l kun medførte ca. 30%'s hæmning. Det ufortyndede porevand fra sedimentprøven fra bassinet i Albertslund (A1) medførte 70-100%'s hæmning, og en EC<sub>50</sub>-værdi på 111 g/l kunne bestemmes.

Ved de udførte algetest på suspensioner af A1 udviste prøven langt større toksicitet end i porevandstesten. Der blev observeret en større spredning på testresultaterne end ved test af porevand, og koncentrations-respons kurven kunne således ikke beskrives ved Weibull-modellen. De EC<sub>10</sub>- og EC<sub>50</sub>-værdier, der er angivet i tabel 4.6, bør derfor blot ses som vejledende værdier, der angiver størrelsesordenen af toksiciteten af A1 testet som suspension. Det er værd at bemærke, at disse EC-værdier ligger mere end 100 gange under de EC-værdier, der fremkom ved testning af porevandet. Ved de højst anvendte koncentrationer af H1 i suspensionstesten (1,25 g/l) blev der ikke observeret nedgang i algernes vækstrate.

Ved dafnietest af porevandet fra G1 og A1 blev der ikke observeret toksiske effekter ved de anvendte koncentrationer (højeste koncentrationer: G1: 60 g/l; A1: 86 g/l). Således var alle dyr i alle koncentrationer levende efter de 48 timers inkubation.



Figur 4.4  
 Koncentrations-respons kurver for porevand fra sedimenter fra vejvandsbassiner (H1 og A1) samt søsediment (G1) undersøgt algetests (*Pseudokirchneriella subcapitata*).  
 Vækstræthæmning som funktion af koncentration af prøve (omregnet til g tørstof/l af den oprindelige sedimentprøve).

# 5 Diskussion og konklusioner

## 5.1 Undersøgelsens strategi og metoder

En vurdering af denne undersøgelses strategi og metoder må tage udgangspunkt dels i det erklærede formål og dels de givne tids- og ressourcemæssige rammer for opgaven. Formålet er angivet som ”at belyse risikoen for biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb”, mens de givne tids- og ressourcemæssige rammer har nødvendiggjort en præcisering af denne, ret generelle formulering. Konkret har sigtet med undersøgelsen derfor fra starten snarere været at forsøge at besvare spørgsmålet ”er det tænkeligt, at toksiske stoffer i regnbetingede udledninger kan forårsage biologiske effekter i recipienter?” end at give en fuld belysning af, hvor ofte og i hvilket omfang det i givet fald konkret finder sted.

Med dette udgangspunkt knyttes i det følgende nogle kommentarer til undersøgelsens strategi og metoder med hensyn til oplande, prøvetagning, kemiske analyser og økotoksikologiske test.

### 5.1.1 Oplande

Der er i afsnit 3.1.1 redegjort for de kriterier som valget af oplande for vejvand er foretaget ud fra. Den tilgængelige litteratur om effekter af regnbetingede udløb (som resumeret i Miljøstyrelsen 1997 og 2000) indikerede, at risikoen for biologiske effekter af sådanne udløb var størst for separatkloakerede oplande og var korreleret med trafikthed og grad af generel urban baggrundsbelastning.

Den valgte motorvejsstrækning (Lyngbyvej ved Gentofte sø) hører til de mest trafikerede vejstrækninger i Danmark samtidig med, at den er bynær og i øvrigt kunne opfylde en række andre krav af mere teknisk og praktisk karakter. Referenceoplandet, villavejene omkring Plantagevej (beliggende i umiddelbar nærhed af Lyngbyvejoplandet) adskiller sig primært ved den lavere trafikbelastning idet der er tale om et område, hvor afstrømningen udelukkende repræsenterer vejvand, lige som motorvejen.

På forhånd var der således grund til at antage, at undersøgelsesresultaterne fra disse to oplande ville kunne afspejle risikoen for biologiske recipienteffekter ved nedbørsafstrømning fra de mest belastede dele af det danske vejnet og samtidig give en indikation af, om sådanne effekter også kunne tænkes i forbindelse med en større del af de regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder i Danmark.

### 5.1.2 Prøvetagning

Det blev valgt at foretage flowproportional prøvetagning af det afstrømmende vejvand for at få den bedst mulige repræsentation af de gennemsnitlige stofkoncentrationer i forbindelse med en regnhændelse. Tidsproportional prøvetagning ville, med de varierende vandmængder og stofkoncentrationer der måtte påregnes, i mange tilfælde give et mindre præcist billede.

Prøvetagningsprogrammet afspejler det snævre tidsrum (ca. 3 uger) prøvetagningen af forskellige årsager nødvendigvis måtte foregå indenfor. Der var derfor ikke mulighed for at udvælge de nedbørsepisoder, der kunne forventes at give det mest markante udslag i de økotoksikologiske test, men kun at opsamle prøver, der repræsenterede jævnlige forekommende episoder.

Skulle man på forhånd have valgt en bestemt situation for at få en "realistisk worst case" at arbejde med, ville valget nok være faldet på en prøve af first flush udtaget i forbindelse med et regnvejr af ret høj intensitet efter en længere forudgående nedbørsfri periode. Det lykkedes inden for de 3 uger at prøvetage en regnhændelse af moderat intensitet, der fulgte efter en næsten nedbørsfri periode på 10 dage (1. prøverunde) samt et prøvesæt, der repræsenterede en periode med mere jævnlige bygevejr (2. prøverunde), hvilket tilsammen må betegnes som tilfredsstillende. Prøvetagerne var kalibreret, så de indsamlede prøver (med én undtagelse) repræsenterede de første 20-40% af afstrømningen ved hver nedbørsepisode.

### 5.1.3 Analyse- og testmetoder

Der er i afsnit 3.1.2 argumenteret for det valgte kemiske analyse- og økotoksikologiske testprogram. Som nævnt der har hovedformålet med den samlede undersøgelse været at belyse risikoen for økotoksikologiske effekter af regnbetingede udløb snarere end at foretage en grundig kemisk karakterisering. Dels blev en sådan karakterisering af lignende prøver foretaget i forbindelse med Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen 1997) og dels lykkes det kun sjældent at forklare toksiciteten af komplekse (spilde)vandprøver ud fra indholdet af et eller ret få specifikke kemiske stoffer. Det kemiske analyseprogram har således primært haft som formål at give mulighed for sammenligning af karakteren af de her undersøgte prøver med tilsvarende prøver fra andre oplande.

Med hensyn til de økotoksikologiske testmetoder er det for vandprøvernes vedkommende valgt at satse på korttidstest med standardorganismer inden for grupperne krebsdyr, alger og bakterier ud fra en forventning om, at sådanne organismer og metoder var mest relevante i forhold til den typiske karakter og varighed af nedbørshændelser. Hvad angår sedimenttest blev det valgt at afprøve en screeningstest baseret på ferskvandsalger, da disse har vist sig at være følsomme over for forureninger i jord og da egentlige sedimenttest med relevante arter ville være uoverkommelige inden for projektets rammer. Evalueringen af de anvendte vand- og sedimenttest foretages i afsnit 5.3.2 og 5.3.3 i forbindelse med fortolkningen af de opnåede resultater.

## 5.2 Resultater af kemiske analyser og økotoksikologiske test

### 5.2.1 Kemiske analyser

Konklusionerne på de gennemførte kemiske karakteriseringer kan kort sammenfattes som følger:

- Der var en tendens til at vandprøverne fra det mest trafikerede opland, motorvejen, indeholdt højere stofkoncentrationer end prøverne fra villavejsoplandet, men der var også undtagelser, mest markant for kobber.

- Der var ingen tydelig forskel på prøverunde 1 og 2, selvom det var forventet at prøve 1 ville være mere belastet end prøve 2 pga. en længere forudgående tørvejsperiode før prøvetagningen.
- Analyse af bundfældet vejvand viste markant reducerede koncentrationer af en række stoffer, nemlig alle de, der på grund af deres fysisk-kemiske egenskaber har affinitet til finpartikulært materiale som ler eller organiske partikler.
- Opblanding med spildevand (1 del til 5 dele vejvand) viste uændrede eller let stigende værdier for de fleste stoffer og parametre. En markant undtagelse udgjordes af suspenderet stof, der må anses for en fejlbestemmelse.

Niveauerne af de målte stoffer og parametre var af samme størrelsesorden som i afstrømningsprøverne fra en motorvej og et villaområde i Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen 1997), om end med en tendens til at ligge lidt lavere i nærværende undersøgelse. Undersøgelserne i Miljøprojekt 355 blev ligeledes foretaget i Nordkøbenhavn og i oplande af samme karakter som i dette projekt. Dog repræsenterede afstrømningen fra villaområdet ikke udelukkende vejvand, men også andre typer af befæstede arealer samt tage.

I tabel 5.1 er udvalgte analyseresultater fra de to undersøgelser holdt op mod hinanden. Af hensyn til sammenligneligheden er der kun taget de resultater med fra Miljøprojekt 355, som stammer fra målinger om sommeren og i det tidlige efterår.

Tabel 5.1  
Udvalgte analyseresultater fra denne undersøgelse sammenlignet med resultater fra Miljøprojekt 355 (Miljøstyrelsen, 1997).

Stof	Enhed	Denne undersøgelse		Miljøprojekt 355*	
		Motorvej	Villavej	Motorvej	Villavej
<i>Generelle parametre</i>					
Suspenderet stof	mg/l	38-180	14-20	23-190	13-22
Kemisk iltforbrug	mgO <sub>2</sub> /l	36-56	31-53	100-290	36-55
Klorid	mg/l	51-67	6-7	23-140	45-85
<i>Tungmetaller</i>					
Bly	µg/l	12-18	3,0-5,8	17-79	12-17
Kobber	µg/l	58-70	130-490	83-290	12-19
Zink	µg/l	72-140	37-38	170-660	76-280
<i>Organiske stoffer</i>					
Total kulbrinter	µg/l	150-720	81-89	260-530	<50-370
Toluen	µg/l	<0,2-0,35	<0,2-5,5	<0,05-0,13	<0,05-0,05
Ethylbenzen + xylener	µg/l	<0,2	<0,2-7,8	0,060-0,22	<0,05-0,32

\* Kun data fra prøver, der er taget i sommermånederne (maj, juni, juli).

### 5.2.2 Økotoksikologiske test

På tilsvarende vis kan konklusionerne på resultaterne af de økotoksikologiske test sammenfattes idet det dog skal erindres, at der kun er undersøgt to oplande for vejvand, hver med to prøverunder, samt gennemført en enkelt simuleret test af hhv. overløbsvand og vejvand efter passage af et forsinkelsesbasin. Endelig er der testet en enkelt sedimentprøve fra to forskellige vejvandsbassiner ved motorveje.

- De testede vejvandsprøver var toksiske i laboratorietest med standard testorganismer. Der blev konstateret effekter af det ufortyndede vejvand, og prøverne skulle fortyndes fra 2-16 gange for at nå ned under et kvantificerbart toksicitetsniveau i det anvendte testbatteri (dafnier, alger og bakterier).
- Prøven i 1. runde fra villaområdet ved Plantagevej (P1) var den mest toksiske af samtlige vandprøver, mens 1. runde prøven fra Lyngbyvej (L1) kun udviste lav toksicitet. I 2. runde var prøven fra Lyngbyvej (L2) dobbelt så toksisk som prøven fra Plantagevej (P2) i algetesten, mens ingen af dem var giftige over for dafnier. Den forventede sammenhæng mellem trafikbelastning og toksicitet har altså ikke entydigt kunnet eftervises ved det gennemførte testprogram.
- Som det var tilfældet med de kemiske analyser kunne der heller ikke etableres en sammenhæng mellem toksicitet og type af regnhændelse; på Plantagevej var prøven i 1. runde den mest toksiske, mens det var omvendt for Lyngbyvej. Der synes altså at gælde den sammenhæng inden for hvert opland, at prøverne med de højeste stofniveauer også er de mest toksiske. Derimod kan man ikke slutte tilsvarende mellem to forskellige oplande med forskellige afløbskarakteristika.
- Bundfældning af en vejvandsprøve nedsatte ikke toksiciteten og heller ikke indholdet af generelt organisk stof eller ioner blev mindsket. Derimod blev indholdet af suspenderet stof og af identificerede enkeltstoffer og total kulbrinter markant reduceret. Den påviste toksicitet, som var over for alger, må således primært antages at hænge sammen opløste stoffer i prøven.
- Tilsætning af spildevand reducerede toksiciteten lidt mere end hvad der kunne forventes som effekt af fortynding. NVOC blev forøget fra 5,8 mg/l til 8,5 mg/l ved tilsætning af spildevand, og nedgangen i toksicitet kan måske skyldes større sorption til organisk stof og dermed mindre biotilgængelighed af det/de stoffer, der forårsagede den toksiske effekt i den oprindelige prøve.
- Porevand fra sedimenter fra vejvandsbassiner var toksisk over for alger, og et af sedimenterne (Albertslund), der blev testet direkte (dvs. i suspension) viste sig at være meget toksisk. Da sedimentet blev iltet før testning vurderes toksiciteten ikke være forårsaget af ammoniak i sedimentet. Resultatet indikerer, at den partikulære fase, der udskylles i forbindelse med regnbetingede udløb ikke blot kan betragtes som uproblematisk. De kemiske analyser viser, at sedimentet er betydeligt kontamineret med både tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer.

Til sammenligning af fundne effektkoncentrationer med resultater af tilsvarende test udført på rensset spildevand kan det nævnes, at der i de ganske få danske undersøgelser, der foreligger er fundet effektkoncentrationer i samme størrelsesorden som effektkoncentrationerne af de undersøgte vejvandsprøver.

Således fandt Qualman og Nyholm (1996) ved brug af algetests (*P. subcapitata*), at giftigheden af udløbsvandet fra Avedøre Kloakværk opgjort som  $EC_{10}$ -værdier lå mellem 275 ml/l og 683 ml/l på tre prøver udtaget med 1 uges mellemrum. I 2000 er ligeledes udført algetests med *P. subcapitata* på fire spildevandsprøver udtaget i udløbet fra Spildevandscenter Avedøre (Winther-Nielsen, 2000). Disse prøver viste ingen toksiske effekter ved en maksimal testkoncentration på 300 ml/l, dvs.  $EC_{10} > 300$  ml/l. Derimod blev der detekteret af prøver udtaget i indløbet til rensningsanlægget med  $EC_{10}$ -værdier fra 10 ml/l til 63 ml/l (Winther-Nielsen, 2000).

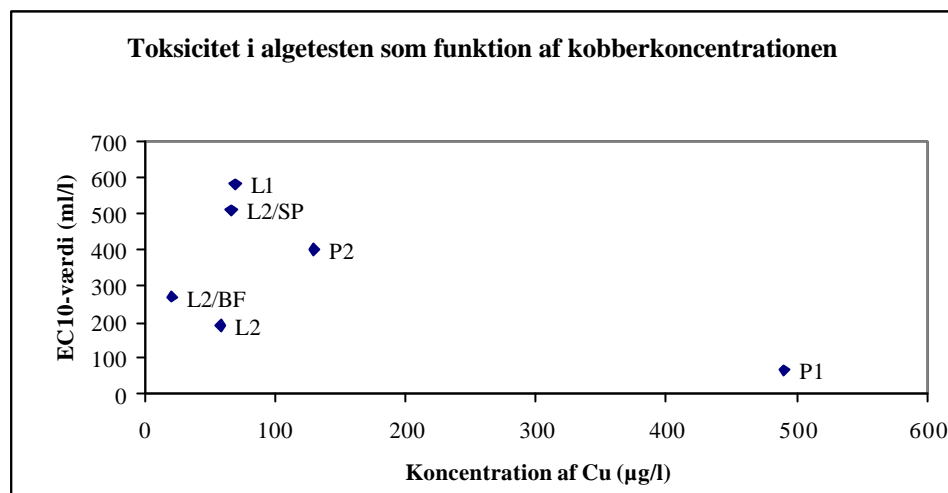
Den mest toksiske af vejvandsprøverne, der er undersøgt i dette projekt havde en effektkoncentration ( $EC_{10} = 67$  ml/l). Denne værdi er sammenlignelig med effektkoncentrationen af urensset spildevand, mens toksiciteten af de øvrige vejvandsprøver snarere er på samme niveau som rensset spildevand. Det skal dog understreges, at det sandsynligvis er vidt forskellige stoffer, der forårsager den målte toksicitet i hhv. vejvand og spildevand.

### 5.3 Fortolkning af resultater

#### 5.3.1 Årsager til den påviste toksicitet

Idet der observeres toksiske effekter i algetesten af vejvandsprøver, og der samtidig findes betydelige koncentrationer af kobber i de samme prøver, er det nærliggende at undersøge, om den fundne toksicitet kan tilskrives indholdet af kobber. I en nyligt publiceret undersøgelse af toksiciteten af bl.a. kobber over for algen *Pseudokirchneriella subcapitata* testet efter ISO-metoden er fundet  $EC_{10} = 12$  µg/l og  $EC_{50} = 47$  µg/l (Radix et al., 2000). Disse resultater, fremkommet ved samme testmetode som er anvendt på vejvandprøverne i nærværende undersøgelse, understreger altså, at kobber er særdeles toksisk over for den benyttede ferskvandsalge.

I Figur 5.1 er vist den fundne toksicitet af vejvandsprøver som funktion af kobberkoncentrationen i de samme prøver (data fra Tabel 4.4). Det ses, at den mest toksiske prøve (P1) også havde det højeste kobberindhold, men en egentlig korrelation mellem toksicitet og koncentration af kobber kan ikke etableres.



Figur 5.1  
Toksicitet af vejvandsprøver testet i algetest (*Pseudokirchneriella subcapitata*) som funktion af prøvernes totalkoncentration af kobber.

I tabel 5.2 er den resulterende kobberkoncentration ved den fundne  $EC_{10}$ -værdi udregnet. Denne værdi skal sammenlignes med  $EC_{10}$ -værdien fra testen af kobber som rent stof ( $EC_{10} = 12 \mu\text{g/l}$ ). I fire ud af de seks undersøgte prøver var den beregnede koncentration af kobber større end  $12 \mu\text{g/l}$ . Ud fra de beregnede værdier burde kobberindholdet således rent faktisk resultere i større toksicitet end der blev målt. Eksempelvis ligger kobberkoncentrationen fra både L1 og P2 på et niveau, hvor omkring 50%’s hæmning burde blive observeret. At dette ikke ses i de udførte algetests kan skyldes, at ikke alt det påviste kobber (total koncentrationen) bidrager til toksiciteten pga. kobbers kemiske speciering og/eller biotilgængelighed. Bl.a. vil en del af kobberet være partikelbundet, og bundfældningen af prøve L2 reducerede da også kobberkoncentration fra  $58 \mu\text{g/l}$  til  $21 \mu\text{g/l}$ . Forskelle i speciering og biotilgængelighed vil også kunne forklare den ringe korrelation mellem toksicitet og total koncentrationen af kobber, som er illustreret i figur 5.1.

Tabel 5.2  
Koncentration af kobber, toksicitet samt resulterende kobberkoncentration ved den fundne toksicitet i algetests (*Pseudokirchneriella subcapitata*) udført på vejvandsprøver.

Prøve	Konc. af kobber ( $\mu\text{g/l}$ )	$EC_{10}$ Algetest (ml/l prøve)	Fortynding ved $EC_{10}$	Konc. af kobber ved $EC_{10}$ ( $\mu\text{g/l}$ )
P1	490	67	14,9	33
P2	130	400	2,5	52
L1	70	580	1,7	41
L2	58	190	5,3	11
L2/BF	21	270	3,7	6
L2/SP	66	510	2,0	33



Ud fra ovenstående overvejelser kan det ikke udelukkes, at kobberindholdet i vejvandsprøverne er den væsentligste forklaring på den fundne toksicitet i algetesten. Dette udelukker naturligvis ikke, at også andre stoffer kan bidrage til toksiciteten, men kobber er blot den mest fytotoksiske enkeltkomponent, der fremstod af det kemiske analyseprogram.

Det skal nævnes, at  $EC_{50}$ -værdier for f.eks. BTEX-stofferne i algetest ligger i området 2-30 mg/l (Pedersen & Falck, 1997), og altså mere end en faktor 1000 over det indhold, der blev påvist i vejvandsprøverne. Det er dog vigtigt at erindre, at stoffer som benzen (påvist i P1) og bly (påvist alle prøver) kan have langtidsskadende effekter, som ikke opfanges af det anvendte testbatteri.

### 5.3.2 Vurdering af biotestbatteriet anvendt på vejvandsprøver

Generelt var algetesten den mest følsomme af de tre testmetoder i det anvendte testbatteri. Kun i et enkelt tilfælde (P1) var en vandprøve mere toksisk over for dafnier end over for alger, mens bakterietesten med *Vibrio fischeri* generelt må konstateres at være ufølsom over for forureningskomponenterne i de undersøgte vejvandsprøver.

Som nævnt kan resultater fra algetesten evt. afspejle indholdet af kobber i prøverne, men det er en generel erfaring, at algetests er meget følsomme over for forurenede miljøprøver (Miller et al., 1985; Thomas et al., 1986; Galassi et al., 1992). Ved en omfattende sammenligning af algetesten med 7 andre hyppigt anvendte akvatiske test fandt Keddy et al. (1995), at algetests med *Selenastrum capricornutum* (taxonomisk navn: *Pseudokirchneriella subcapitata*) var mere følsomme end krebsdyrstests med *Daphnia magna*, som igen var mere følsomme end bakterietests med *Vibrio fischeri* ved testning af komplekse forurenede vandprøver. Selv blandt kroniske test bliver algetesten fremhævet som den mest følsomme sammenlignet med dafnier og bakterier (Radix et al., 2000).

Disse erfaringer er i overensstemmelse med resultaterne af nærværende undersøgelse, og ved fremtidig anvendelse af biotestbatterier til undersøgelse af toksiciteten af regnbetingede udledninger anbefales det derfor at inkludere algetesten. I modsætning hertil blev korttidstesten med luminescerende bakterier (*Vibrio fischeri*) ikke fundet at bidrage med væsentlig information om prøvernes toksicitet, og såfremt toksiciteten af regnbetingede udledninger over for bakterier ønskes undersøgt, anbefales det at anvende en anden metode. Dafnietesten var, som nævnt, mere følsom end algetesten i et enkelt tilfælde, og da dafnier endvidere kan ses som repræsentanter for et højere trofisk niveau i økosystemet end alger, vil det også være relevant at inkludere dafnietest i fremtidige undersøgelser. Desuden vil anvendelse af den standardiserede 3 ugers reproduktionstest med *Daphnia magna* give mulighed for at vurdere langtidseffekter på denne organisme. Der gøres opmærksom på, at effekter af stoffer, der overvejende er karakteriseret ved langtidsvirkninger ikke er dækket i denne undersøgelse.

### 5.3.3 Anvendelighed af algetests på sedimentprøver

Den anvendte algetest til undersøgelse af toksiciteten af sediment i suspension er udviklet og afprøvet af Baun *et al.* (2000) på forurenede jorde. Mens algetest af porevand tidligere er beskrevet og anbefalet til bestemmelse af toksiciteten af forurenede sedimenter (f.eks. Keddy et al., 1995), er algetest udført på suspensioner af sedimenter, så vidt vides, ikke blevet afprøvet. Ideen bag anvendelse af algetest til testning af suspensioner er at skabe direkte

kontakt mellem de sorberede forureningskomponenter, og en stor biologisk overflade (dvs. alger), som er dokumenteret at være følsom over for både organiske og uorganiske forureningskomponenter. Desuden vil pelagiske alger kunne blive eksponeret for sedimentpartikler fra vejvandsbassiner i forbindelse med kraftige regnepisoder.

Undersøgelserne viste, at tilstedeværelsen af uforurenat sediment i suspension kan tolereres af de anvendte ferskvandsalger, men også, at kun begrænsede sedimentkoncentrationer kan testes af hensyn til risikoen for effekter af skyggevirksomhed fra sedimentpartiklerne.

Kun det ene af de to sedimenter fra vejvandsbassiner medførte toksiske effekter, men den målte toksicitet var mere 100 gange større end den toksicitet porevandet fra samme sediment udviste. At suspensionstesten giver udslag ved meget små koncentrationer af prøve er i overensstemmelse med undersøgelser suspensioner og vandige ekstrakter af PAH-forurenat jord, hvor suspensionstesten var 1-3 størrelsesordener mere følsom end tests udført på de tilsvarende vandige ekstrakter (Baun *et al.*, 2000). Desuden bekræfter det den gængse antagelse, at man ved testning af porevand eller vandige ekstraktioner risikerer at underestimere toksiciteten, og at tests, hvor der er direkte kontakt mellem testorganismer og sediment er at foretrække.

Det vurderes derfor, at algetest på suspensioner af sedimenter vil kunne anvendes som screeningsredskab til påvisning og rangordning af toksicitet af forurenede sedimenter, men det skal understreges, at samtidig testning af suspensioner og porevand er nødvendig, da kun en begrænset eksponeringskoncentration er opnåelig i suspensionstesten og der i nærværende undersøgelse også blev påvist toksiske effekter af porevandet fra sedimenter fra vejvandsbassiner. Ved fremtidige undersøgelser af toksiciteten af sedimenter fra regnvandsbassiner bør det undersøges om andre toksicitetstests, hvor testorganismerne er i direkte kontakt med sedimentet, kan anvendes.

#### 5.4 Implikationer af undersøgelsen

Den gennemførte undersøgelse har altså påvist, at regnbetingede udløb fra separatkloakerede oplande kan være toksisk over for akvatiske organismer i standard laboratorietests.

Det har ikke været muligt at eftervise forhåndsforventninger om, at de mest trafikbelastede prøver ville være de mest toksiske eller at vejvandsafstrømning efter længere forudgående tørvejsperioder er mere toksisk end afstrømning i perioder med bygevejr. Det anses dog fortsat for sandsynligt, at der ved et større prøvetagnings- og testprogram ville kunne etableres sådanne generelle sammenhænge, men nærværende undersøgelse har vist, at der vil kunne forekomme markante afvigelser fra hovedreglen.

Toksiciteten af de testede prøver er sammenlignet med toksiciteten af almindeligt kommunalt spildevand ud fra de få eksisterende danske data i litteraturen. Den mest toksiske prøve, den første fra Plantagevej, havde en toksicitet, der var sammenlignelig med urensat spildevand, mens de øvrige prøvers toksicitet var af samme størrelsesorden som rensat spildevand.

Det er uvist, hvad der forårsagede den høje toksicitet af den første prøve fra villavejene omkring Plantagevej, men indholdet af kobber kunne være en

væsentlig forklaring. Til gengæld er der ingen nærliggende forklaring på, hvordan et så højt kobberindhold kunne forekomme i en vejvandsprøve fra et villakvarter. Det er dog oplagt, at der foregår en mængde aktiviteter i og omkring private hjem, der medfører, at skyllevand og andre væsker og rester bliver efterladt i rendestenen eller direkte tømt ud i en afløbsrist. Trods en lav trafikthed vil der derfor formodentlig jævnligt kunne forekomme betydende koncentrationer af toksiske stoffer i regnbetingede udløb fra boligområder, primært villakvarterer.

Det er dog næppe troligt, at risikoen for biologiske effekter af disse stoffer lader sig repræsentere ved størrelsen af simple analyseparametre, som man kan forestille sig målt i forbindelse med kontrol af regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder. Det forekommer derfor ikke relevant at opstille krav om sådanne analyser begrundet i en hensigt om at kunne belyse risikoen for effekter af toksiske stoffer i separate regnudløb. I forbindelse med overløb af spildevandsopblandet regnvand er det formodentlig snarere den hydrauliske belastning eller indholdet af organisk stof og næringssalte, der vil være mest relevant at tage hensyn til i forbindelse med opstilling af eventuelle udleder- eller dimensioneringskriterier.

Resultaterne fra denne, begrænsede undersøgelse peger på, at det vil være relevant at overveje generelle forholdsregler til begrænsning af mængden af partikulært materiale (suspenderet stof), der føres ud i recipienter i forbindelse med regnbetingede udledninger. Størstedelen af tungmetaller og mange organiske miljøfremmede stoffer vil være associeret til suspenderet stof og vil altså kunne undgå at blive spredt ukontrolleret i akvatiske recipienter, hvis regnbetingede udløb forsynes med foranstaltninger til begrænsning heraf. Det opsamlede materiale bør bortskaffes ved kontrolleret deponering, forbrænding eller lignende.

## 6 Referencer

Andersen, J.S., Holst, H., Spliid, H., Andersen, H., Baun, A. & Nyholm, N. (1998). Continuous Ecotoxicological Data Evaluated Relative to a Control Response. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, **3**, 405-420.

Arensberg, P., Hemmingsen, V. & Nyholm, N. (1995). A Miniscale Algal Toxicity Test. *Chemosphere*, **30**, 2103-2115.

Baun, A., Justesen, K.B. & Nyholm, N. (2000). Algal tests on soil suspensions and elutriates: A comparative evaluation for PAH contaminated soils. Submitted to *Chemosphere*.

Calleja, A., Baldasano, J.M. & Mulet, A. (1986). Toxicity Analysis of Leachates from Hazardous Wastes via Microtox and *Daphnia magna*. *Toxicity Assessment*, **1**, 73-83.

Dansk Standard (1980) Vandundersøgelse. Tørstof og gløderest. DS 204, Dansk Standardiseringsråd, København, Danmark.

Ebbesen, S.S., Nielsen, K.L., Baun, A. & Nyholm, N. (2000) Brug af biotest i risikovurdering af forurenede jord. Indsendt til *Vand og Jord*

Galassi, S., Guezzella, L., Mingazzini, M., Viganó, L., Capri, S. & Sora, S. (1992). Toxicological and Chemical Characterization of Organic Micropollutants in River Po Waters (Italy). *Water Res.*, **26** (1):19-27.

Hendriks, A.J., Maas-Diepeveen, J.L., Noordsij, A. & Van der Gaag, M.A. (1994) Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine Delta: A major part of the toxic compounds remains unidentified. *Water Res.*, **28**, 581-598.

ISO (1989a). Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (*Cladocera, Crustacea*). ISO 6341. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO (1989b). Water quality - Fresh water algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*. ISO 8692, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO (1996) Water quality - Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test). ISO/DIS 11348-3, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

Keddy, C.J., Greene, J.C. & Bonnell, M.A. (1995). Review of Whole-Organism Bioassays: Soil, Freshwater Sediment, and Freshwater Assessment in Canada. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **30**, 221-251.

Marsalek, J., Rochfort, T., Mayer, T., Servos, M., Dutka, B. og Brownlee, B. (1999): Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution:

advantages and limitations. *Urban Water*, 1, 1, 91-103.

Miljøstyrelsen (1990): Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb. Spildevandsforskning nr. 4. ISBN 87-503-8710-3. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1997): Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355. ISBN 87-7810-763-6. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1999): Punktkilder 1998. Orientering fra Miljøstyrelsen nr 213-0048, 1999. ISBN 87-7909-554-2. Miljøstyrelsen, København.  
Netpublikation: [www.mst.dk/DocLibrary/pdf/87-7909-554-2.pdf](http://www.mst.dk/DocLibrary/pdf/87-7909-554-2.pdf).

Miljøstyrelsen (2000a): Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer. Litteraturstudie, databearbejdning og perspektivering. Miljøprojekt 532. ISBN 87-7909-804-5. Miljøstyrelsen, København.  
Netpublikation: [www.mst.dk/doclibrary/pdf/87-7909-804-3.pdf](http://www.mst.dk/doclibrary/pdf/87-7909-804-3.pdf).

Miljøstyrelsen (2000b): Regnbetingede udløb fra kloaksystemer – et litteraturstudium over danske og udenlandske erfaringer. Miljøprojekt 547. ISBN 87-7944-172-6. Miljøstyrelsen, København. Netpublikation: [www.mst.dk/doclibrary/pdf/87-7944-173-4.pdf](http://www.mst.dk/doclibrary/pdf/87-7944-173-4.pdf).

Miller, W.E., Peterson, S.A., Greene, J.C. & Callahan, C.A. (1985). Comparative Toxicology of Laboratory Organisms for Assessing Hazardous Waste Sites. *J. Environ. Qual.*, **14**, 569-574.

Naturvårdsverket (1990). Probit analysis version 2.3. Naturvårdsverket, Solna, Sverige.

Nohava, M., Vogel, W.R. & Gaugitsch, H. (1995). Evaluation of the Luminiscent Bacteria Bioassay for the Estimation of the Toxicological Potential of Effluent Water Samples - Comparison with Data from Chemical Analysis. *Environment International*, **21**, 33-37.

Nyholm, N. & Källqvist, T. (1989). Methods for Growth Inhibition Toxicity Tests with Freshwater Algae. *Environ. Toxicol. Chem.*, **8**, 689-703.

Pedersen, F. & Falck, J. (1997). Environmental hazard classification – classification of selected substances as dangerous to the environment (II). TemaNord 1997:549, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

PH-Consult (1998): Målinger i Usserød Å 1997. PH-Consult for arbejdsgruppen vedr. Usserød Å. PH-Consult, Charlottenlund.

Plotkin, S. & Ram, N.M. (1984). Multiple Bioassays to Assess the Toxicity of Sanitary Landfill Leachate. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **13**, 197-206.

Qualman, S. og Nyholm, N. (1996). Algetoxicitetstest på tilløbs- og afløbsprøver fra Avedøre Kloakværk uge 35, 36 og 37 1996. Institut for Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby, Danmark.

Radix, P., Léonard, M., Papantoniou, C., Roman, G., Saouter, E., Gallotti-Schmitt, S., Thiébaud, H. & Vasseur, P. (2000). Comparison of four chronic

toxicity tests using algae, bacteria, and invertebrates assessed with sixteen chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **47**, 186-194.

Ribo, J.M. & Kaiser, K.L.E. (1983) Effects of Selected Chemicals to Photoluminescent Bacteria and their Correlations with Acute and Sublethal Effects on Other Organisms. *Chemosphere*, **12**, 1421-1442.

Spildevandskomitéen (1985): Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. Skrift 22. ISBN 87-87254-06-9. Dansk Ingeniørforening, København.

Steinberg, S.M., Poziomek, E.J., Engelman, W.H. & Rogers, K.R. (1995). A Review of Environmental Applications of Bioluminescence Measurements. *Chemosphere*, **30**, 2155-2197.

Thomas, J.M., Skalski, J.R., Cline, J.F., McShane, M.C., Simpson, J.C., Miller, W.E., Peterson, S.A., Callahan, C.A. & Greene, J.C. (1986). Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.*, **5**, 487-501.

Winther-Nielsen, M. (2000). NOVA 2003 – algetoksicitetstest på ind- og udløbsprøver fra Spildevandscenter Avedøre. DHI – Institut for Vand og Miljø, Hørsholm, Danmark.