

Bilvaskehaller

Status og strategier

Ulf Nielsen, Bodil Mose Pedersen og Henrik Fred Larsen
DHI - Institut for Vand og Miljø

Hans Henrik Knudsen
Instituttet for Produktudvikling

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

Forord 5

Sammenfatning 7

Summary 11

1 Bilvask i Danmark 17

- 1.1 Vaskeanlægskategorier 17
- 1.2 Bilvaskeanlæg med recirkulation til overvognsvask 19
- 1.3 Vandstrømme for bilvaskeanlæg 19
 - 1.3.1 Samlet vandforbrug for danske bilvaskeanlæg 21
- 1.4 Sandfang og olieudskillere 22
- 1.5 Manuel bilvask 24
 - 1.5.1 Belastning fra manuel bilvask 25
- 1.6 Eksisterende regulering af bilvaskeanlæg 26
 - 1.6.1 Kommunernes eksisterende regulering 26
 - 1.6.2 Svensk regulering af bilvaskeanlæg 27

2 Bilvaskekemikalier 31

- 2.1 Farlighedsvurderingsstrategi 31
 - 2.1.1 Vurdering af kemiske stoffers farlighed i vandmiljø 31
 - 2.1.2 Miljøvurdering af produkter 33
- 2.2 Resultater af undersøgelsen 34
 - 2.2.1 Karakterisering af bilvaskekemikalier 34
 - 2.2.2 Resultater af miljøvurderingen 35

3 Miljøpåvirkning 41

- 3.1 Kilder til miljøskadelige stoffer i spildevand og slam 41
 - 3.1.1 Biler 43
 - 3.1.2 Atmosfærisk nedfald og overfladeafstrømning 45
 - 3.1.3 Vejbelægningsmateriale og vejvedligeholdelse 47
- 3.2 Sammensætning af spildevand fra bilvaskehaller 48
- 3.3 Affald fra sandfang og olieudskillere 52
- 3.4 Energiforbrug 53

4 Måleprogram 55

- 4.1 Tre udvalgte bilvaskeanlæg 55
- 4.2 Prøvetagningssteder og –metoder 56
- 4.3 Analyseparametre og –metoder 57
- 4.4 Gennemført måleprogram 58
- 4.5 Aktiviteter under måleprogram 60
 - 4.5.1 Antal vaskede biler og rengøring af vaskehal 60
 - 4.5.2 Bileres alder og periode siden sidste vask 61
- 4.6 Vandmængder og flow 62
- 4.7 Almindelige spildevandsparametre 66
- 4.8 Tungmetalkoncentrationer og –mængder 70
 - 4.8.1 Tungmetalkoncentrationer 70
 - 4.8.2 Tungmetalmængder 75
 - 4.8.3 Sammenfatning vedrørende tungmetalkoncentrationer og –mængder 77
 - 4.8.4 Tungmetalkoncentrationer i oliefase og slam 78
- 4.9 Miljøfremmede organiske stoffer 79
 - 4.9.1 Spildevand 79

4.9.2	<i>Slam fra sandfang og oliephase fra olieudskiller</i>	83
4.9.3	<i>Sammenfatning vedrørende miljøfremmede organiske stoffer</i>	84
4.10	<i>Sammenfatning på måleprogram</i>	85
5	Recirkuleringsteknologier	87
5.1	<i>Direkte genbrug og recirkulering</i>	87
5.2	<i>Barrierer for genbrug og recirkulering</i>	87
5.3	<i>Recirkuleringsteknologier</i>	91
5.4	<i>Vandkvalitetsmatrice</i>	95
5.5	<i>Konklusioner</i>	96
6	Strategier for spildevandsregulering og renere teknologi	99
6.1	<i>Forslag til strategi for kommunal spildevandsregulering</i>	100
6.1.1	<i>Forslag til mål for emissionsparametre</i>	100
6.1.2	<i>Forslag til mål for bilvaskekemikalier</i>	101
6.2	<i>Forslag til strategier for reduktion af spildevandsbelastningen gennem renere teknologi</i>	102
6.2.1	<i>Bilvaskekemikalier og substitution</i>	103
6.2.2	<i>Ændringer af vaskeproces</i>	105
6.2.3	<i>Ændringer af vaskeanlæg og -hal, herunder rengøringsrutiner</i>	106
6.2.4	<i>Recirkuleringsteknologier</i>	106
6.2.5	<i>Konklusion og anbefalinger</i>	106
7	Referencer	109

Bilag

1.	<i>Antal vask, udledte vandmængder og vandforbrug</i>	115
2.	<i>Tungmetalkoncentrationer</i>	119
3.	<i>Tungmetalmængder</i>	125
4.	<i>Miljøfremmede organiske stoffer</i>	131
5.	<i>Multiscreening</i>	137
6.	<i>Almindelige spildevandsparametre</i>	141
7.	<i>ABC-scorer tildelt enkeltstoffer/stofgrupper</i>	147
8.	<i>Eksempler på vilkår i tilslutningstilladelser</i>	151
9.	<i>Recirkuleringsteknologier</i>	155

Forord

Denne rapport er udarbejdet for Miljøstyrelsen med støtte fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi. Herudover har følgende virksomheder bidraget til finansieringen: California Kleindienst A/S, AutoTank A/S, Wesumat A/S, Dansk Shell A/S, Kuwait Petroleum (DK) A/S, Hydro Texaco A/S og Statoil A/S.

Arbejdet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Inge-Lis Pickering, Kuwait Petroleum
Lise-Lotte Perregaard, Kuwait Petroleum
Karl-Ove Pedersen, Dansk Shell (fra den 02.12.1999 Lars Kiib Hecht)
Ove Østerby Hansen, Comcon (fra den 02.12.1999)
Jørgen Sandberg, Statoil
Jens Enemark, Hydro Texaco
Claus Gottlieb Petersen, Hydro Texaco
Erling Rasmussen, Wesumat Bilvask
Bent Elvig, AutoTank
Ole Bjørklund, AutoTank
Arne Knudsen, California Kleindienst
Ronald Christiansen, California Kleindienst
Hans-Jørgen Hansen, Diversey Lever
Lisbet Heerfordt, Miljøstyrelsen (formand)
Eva Vestergaard, Miljøstyrelsen
Lea Frimann Hansen, Miljøstyrelsen
Marianne Spang, Rødovre Kommune, repræsentant for Lynettefællesskabet I/S og Kommunernes Landsforening
Hans Henrik Knudsen, IPU
Bodil Mose Pedersen, DHI
Ulf Nielsen, DHI

Projektet er udført af DHI - Institut for Vand og Miljø (tidligere VKI) og Instituttet for produktudvikling (IPU) i samarbejde med følgegruppen. DHI har været projektansvarlig med Ulf Nielsen som projektleder og Bodil Mose Pedersen som projektmedarbejder. Herudover har DHI's Økotoksikologiske og Kemiske Afdeling bidraget med henholdsvis kemikalievurderinger og spildevandsanalyser. Fra IPU har Hans Henrik Knudsen deltaget.

Projektgruppen har haft et godt samarbejde med følgegruppens medlemmer, som hermed takkes for deres aktive medvirken.

Sammenfatning

Baggrund

Flere danske og udenlandske undersøgelser har indikeret, at bilvaskehaller bidrager med miljøpåvirkninger i form af spildevand med tungmetaller, miljøfremmede organiske stoffer og mineralsk olie. Samtidig står mange kommuner på nuværende tidspunkt overfor at skulle udarbejde tilslutnings-tilladelser til bilvaskehallerne.

Formål

Formålet med dette projekt har været at belyse miljøpåvirkninger fra, og teknologianvendelse i, danske bilvaskehaller for på denne baggrund at opstille forslag til strategier for reduktion af miljøpåvirkningerne og til strategier for kommunal spildevandsregulering.

Bilvask i Danmark

Der er i dag omkring 1.320 bilvaskehaller i Danmark. Projektet omfatter de ca. 1.050 bilvaskehaller, som er placeret ved olieselskabernes servicestationer. I alt vaskes ca. 11,5 mio. biler pr. år i danske bilvaskehaller. Omkring 95% af vask i bilvaskehaller foretages som børstevask. Den resterende andel foretages som børstefri vask eller i vasketunneler.

Manuel vask

Omtrent det samme antal bilvask – ca. 11,5 mio. – foretages udenfor vaskehallerne, da det vurderes at ca. 50% af bilvask i Danmark foretages som manuel vask. Spildevandet fra omkring 2/3 af den manuelle vask vil enten nedsive i jorden eller blive ledt direkte til et vandområde uden forudgående rensning under forudsætning af, at 50% foretages uden for kloakerede områder, og at 50% af de kloakerede områder er separatkloakeret. Manuel vask – herunder privat anvendelse af bilvaskekemikalier – er ikke nærmere behandlet i projektet, men det skønnes, at afledningerne fra privat vask mindst er af samme størrelsesorden som fra bilvaskehallerne.

Spildevandsbelastning i fokus

Miljøpåvirkningen fra bilvaskehaller er domineret af en række indholdsstoffer i spildevandet. I sandfang, olieudskillere og i eventuelle interne rensningsanlæg vil spildevandets indholdsstoffer opkoncentreres. På den baggrund er affaldsstofparametre ikke behandlet separat i projektet, da det vil være de samme miljøkritiske parametre, som forekommer i spildevandet. Affaldet skal bortskaffes som farligt affald på grund af indholdet af mineralsk olie. Energiforbruget vurderes at være af marginal betydning set i forhold til det samlede energiforbrug i samfundet, da forbruget kun udgør mellem 0,65 og 1 kWh pr. vask. På denne baggrund er det spildevandsbelastningen, som er i fokus i projektet.

Kilder

Kilderne til indholdsstofferne i spildevand fra vaskehaller kan opdeles i følgende hovedgrupper:

- Bilvaskekemikalier (både til vask af bil og rengøring af hal)
- Biler (afsmitning/korrosion fra komponenter samt snavs, der stammer fra atmosfærisk nedfald og vejbelægning)
- Vaskeanlæg og –hal (afsmitning/korrosion fra anlæg og bygninger)

For at belyse spildevandsbelastningens omfang er der i projektet gennemført miljøvurderinger af de anvendte bilvaskekemikalier samt et spildevandsmåleprogram på tre udvalgte bilvaskehaller.

Miljøvurdering af bilvaskekemikalier

Miljøvurderingen af bilvaskekemikalier omfattede produkter, som dækker omkring 95% af forbruget i bilvaskehaller i Danmark. Bilvaskekemikaliernes indholdsstoffer blev grupperet efter miljøfarlighed i kategori A, B, C og i.v. (ikke vurderede stoffer). A-stoffer er uønskede i spildevand, fordi stofferne er ikke let-nedbrydelige, er meget giftige overfor vandlevende organismer og/eller kan medføre uhelbredelige skadevirkninger på mennesker. B-stoffer bør begrænses, så miljøkvalitetskrav ikke overskrides, fordi B-stoffer ikke er let-nedbrydelige, og fordi de er giftige overfor vandlevende organismer. C-stoffer er normalt uproblematisk stoffer, og i.v.-stoffer er stoffer, som ikke har kunnet vurderes på grund af manglende data. I.v.-stoffer bør af forsigtighedshensyn vurderes i forhold til, at de potentielt kan være A- eller B-stoffer.

Miljøvurderingen viste, at der totalt set pr. år – konservativt vurderet – afledes op til 28 tons A-stoffer, 39 tons B-stoffer, 220 tons C-stoffer og 63 tons i.v.-stoffer fra danske bilvaskehaller. Den konservative vurdering bygger på, at der er regnet med de maksimale mængder af de pågældende indholdsstoffer ud fra de koncentrationsintervaller, som kemikalieleverandørerne har oplyst for produkterne.

Produkt- og stoftyper

De største kilder til afledningen af A- og B-stoffer kan henføres til voksprodukter, skumprodukter, insekt- og fælgrens samt rengøringsprodukter til vaskehaller. Stofftyperne er hovedsageligt kationiske og nonioniske tensider samt kompleksbindere.

Pilotmåleprogram

Projektets måleprogram blev gennemført som et pilotmåleprogram ved tre bilvaskehaller. Pilotmåleprogrammet omfattede et meget bredt spektrum af analyseparametre, som skulle belyse de kritiske forureningsparametre i spildevand og affald fra bilvaskehaller. Måleprogrammet blev gennemført primo marts 1999 med målinger over otte døgn ved hver af de tre vaskehaller. Under måleperioden blev der ved to af vaskehallerne gennemført den normalt månedlige halrengøring. For at dokumentere, om pilotmåleprogrammets resultater er almen gyldige for vaskehaller i Danmark, bør der gennemføres målinger på et større antal vaskehaller. Et efterfølgende måleprogram kan afgrænses til de konstaterede kritiske analyseparametre.

Tungmetaller og mineralsk olie

Pilotmåleprogrammet viste periodevise overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for tungmetallerne bly, zink og cadmium og for mineralsk olie. Middelværdierne for alle tungmetaller lå under de vejledende grænseværdier. Én ud af tre vaskehaller overholdt den vejledende grænseværdi for mineralsk olie i middel. Overskridelserne for bly, zink og mineralsk olie var i et vist omfang knyttet til døgn med halrengøring – dog var sammenhængen ikke entydig.

DEHP

Gennemsnittet af DEHP var over den foreløbigt beregnede vejledende grænseværdi. Miljøstyrelsen har endnu ikke opstillet en vejledende grænseværdi for DEHP. DEHP vurderes primært at stamme fra udvaskning fra PVC-undervognsbelægninger fra nye biler. Udvasning af DEHP fra PVC er sti-

gende ved højere temperatur, og på denne baggrund vil der kunne forventes en større udvaskning af DEHP i sommerhalvåret.

COD/BOD

COD/BOD-forholdet blev i middel målt over tre. Et COD/BOD-forhold over tre indikerer, at der forekommer tungt nedbrydeligt stof i spildevandet. Dette vurderes primært at stamme fra tungt nedbrydelige komponenter i de anvendte bilvaskekemikalier.

Andel af tilledning til danske renseanlæg

Antages pilotmåleprogrammets resultater for repræsentative for danske bilvaskehaller, og antages belastningerne at ligge mellem de målte minimum- og maksimumværdier, kan den samlede belastning fra danske bilvaskehaller sammenlignes med den samlede årlige tilledning til renseanlæg i Danmark.

Ses alene på spildevandsmængden, udgør bilvaskehallerne mellem 0,2 og 0,4% af tilledningen til danske renseanlæg.

For tungmetaller og DEHP udgør bilvaskehallerne andel (døgn med rengøring er ikke medtaget):

Kobber:	0,4 - 1,3%
Bly:	0,2 - 1,6%
Cadmium:	0,1 - 1,2%
Zink:	0,3 - 3,3%
DEHP:	0,2 - 2,4%

Strategier for spildevandsregulering og renere teknologi

På baggrund af miljøvurderingen af bilvaskekemikalier og resultaterne af pilotmåleprogrammet er der i projektet opstillet forslag til strategi for kommunal spildevandsregulering og mulige reduktionsstrategier i form af renere teknologi i vaskehallen.

Målsætning for spildevandsregulering

Den overordnede målsætning for forslaget til spildevandsregulering er stabil overholdelse af Miljøstyrelsens vejledende krav. Målsætningen er specificeret i konkrete mål for henholdsvis emissionsparametre og bilvaskekemikalier.

Målværdier for emissionsparametre

Spildevandsreguleringen foreslås gennemført via emissionsparametre udtrykt som målværdier. Målværdierne er fastsat ud fra, at der afledes 150 l spildevand fra en konventionel bilvask uden recirkulering multipliceret med Miljøstyrelsens vejledende koncentrationsgrænseværdier. Den acceptable afledte forureningsmængde defineres altså ud fra, at branchens typiske/konventionelle afledte spildevandsmængde bør kunne overholde de vejledende koncentrationsgrænseværdier – udtrykt i enheden mg pr. vasket bil. Ved at anvende forureningsmængde pr. vasket bil kan spildevandsmængden reduceres, uden at den tilladte forureningsmængde pr. vasket bil overskrides.

Mål for bilvaskekemikalier

Målet for bilvaskekemikalier er som første prioritet, at A-stoffer bør substitueres, og at produkterne – ud fra et forsigtighedsprincip – ikke bør indeholde i.v.-stoffer. Dernæst foreslås det prioriteret, at B-stofferne enten substitueres fra vaskekemikalierne, eller at der fremlægges konkret dokumentation for rensning/ingen overskridelser af miljøkvalitetskrav.

Opnåelse af mål kræver teknologi- og produktudvikling

Både opnåelse af opstillede målværdier for emissionsparametre i spildevandet og mål for bilvaskekemikalierne kræver teknologi- og produktudvikling. Opnåelse af målværdier for emissionsparametrene vil kræve reduktioner i størrelsesordenen op til 15 - 90% for de enkelte parametre set i forhold til de nuværende afledninger. Disse reduktioner vil kræve ændrede vaske- og/eller vandrenseprocesser.

Gennemførelse af målene for bilvaskekemikalier vil kræve produktudvikling. Enkelte produkter indenfor autoshampoo, skumprodukter og produkter til rengøring af vaskehal er – jf. kapitel 2 – allerede nu fri for A-, B- og i.v.-stoffer. Men for de øvrige produkttyper er der behov for produktudvikling for at fremstille produkter uden de miljøproblematiske indholdsstoffer.

Midlertidige krav i tilslutningstilladelser

Tidshorisonten for opnåelse af målene bør på denne baggrund ses i sammenhæng med teknologi- og produktudviklingen. Det foreslås derfor, at kommunerne først fastsætter midlertidige krav i tilslutningstilladelserne, hvorefter kravværdierne efter en periode – hvorunder mulighederne for teknologi- og produktudvikling dokumenteres – skærpes til de opstillede mål.

Forslag til reduktionsstrategier

I projektet opstilles forslag til reduktionsstrategier i forhold til de enkelte forureningsparametre. Princippet er, at reduktionen i videst muligt omfang bør ske ved kilden. Dvs. at mulige reduktionspotentialer ved ændringer i anvendelsen af vaskekemikalier, ændringer af vaskeprocessen samt ændringer i opbygningen af vaskeanlæg og –haller bør undersøges sideløbende med eventuelle recirkuleringsteknologier.

Recirkuleringsteknologier

Der findes et stort antal kommercielt tilgængelige recirkuleringsanlæg på markedet, men kun få anlægstyper er implementeret ved relativt få vaskehaller. Først og fremmest er der tale om anlæg baseret på kemisk fældning og flotation. Generelt er tilliden i branchen til driftssikkerheden af eksisterende recirkuleringsanlæg ikke stor. Hvorvidt de tilgængelige anlæg er i stand til at begrænse udledningen af de miljøproblematiske stofgrupper er ikke undersøgt inden for dette projekt.

Teknologier som adsorption på aktivt kul eller biofiltrering samt membranfiltrering eller inddampning har potentialet til at fraseparere de miljøproblematiske stofgrupper. Adskillige tilgængelige anlæg har et rensetrin, hvor aktivt kul indgår. Recirkuleringsanlæg baseret på biofiltre er under hastig udvikling. Disse to teknologier kunne sammen med membranfiltrering og inddampning med fordel inddrages i branchens løbende udviklingsarbejde indenfor recirkuleringsanlæg for vaskehaller.

Med de nuværende vandpriser har recirkuleringsanlæggene generelt lange tilbagebetalingstider (7-10 år) og udgør på denne baggrund et begrænset økonomisk potentiale. Men da det næppe er realistisk at reducere alle kritiske forureningsparametre ved kilderne, kan rensning af spildevandet måske vise sig nødvendigt

Reduktionsstrategier

Forslag til reduktionsstrategier kan – jf. kapitel 6 – opsummeres i følgende punkter:

- Substitution af A-stoffer og indsamling af data for i.v.-stoffer efterfulgt af substitution af, eller dokumentation for B-stoffer, samt undersøgelse af stofsubstitutionernes betydning for COD/BOD-forholdet

- Miljøvurdering af de mest udbredte bilvaskekemikalier til privat brug
- Undersøgelse af betydningen af forskellige former for undervognsvask for spildevandets indhold af DEHP
- Undersøgelse af muligheder for bilvaskeprogram uden afsluttende brug af tørrehjælp og blæsertørring, samt mindre markedsundersøgelse
- Undersøgelse af betydningen af materiale- og konstruktionsvalg i vasker for spildevandets indhold af tungmetaller
- Undersøgelse af udvalgte recirkuleringsteknologiers evne til at rense for de miljøkritiske spildevandsparametre

Det foreslås, at reduktionsstrategierne undersøges gennem et efterfølgende projekt. Herigennem vil det kunne afdækkes, hvilken effekt de enkelte forslag til strategier har for spildevandets kvalitet.

Samlet evaluering

Reduktionsstrategierne foreslås fulgt op af en samlet evaluering, som kan resultere i anbefalinger til, hvordan de miljøkritiske spildevandsparametre mest fordelagtigt kan reduceres set ud fra en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af samtlige strategiforslag.

Summary

Background

Several Danish and foreign studies have indicated that car washing facilities contribute to environmental impacts by wastewater containing heavy metals, organic xenobiotics and mineral oil. At the same time, many municipalities are now facing a demand for elaborating wastewater permits to the car washing facilities.

Purpose

The purpose of this project has been to study the environmental impacts of and the use of technology by Danish car washing facilities and, based on this, to propose strategies for reducing the environmental impacts as well as strategies for a municipal wastewater regulation.

Car wash in Denmark

Today there are about 1,320 car washing facilities in Denmark. The project includes the approximately 1,050 car washing facilities which are situated at the service stations of the oil companies. A total of approximately 11.5 million cars are washed every year in Danish car washing facilities. About 95% of all washing in car washing facilities is brush washing. The rest is brush-free washing or tunnel washing.

Manual washing

Approximately the same number of car washes – about 11.5 million – are carried out outside the car washers based on the assumption that around 50% of the car washing in Denmark is manual washing. The wastewater resulting from approximately 2/3 of the manual washing will either percolate into the soil or be led directly to a water body without any treatment provided that 50% is carried out outside sewer areas and that 50% of the sewer areas are sewer separately. Manual washing – including private use of car wash chemicals – is not studied in details in this project but it is estimated that the discharge from private washing is at least as important as the discharge resulting from the car washing facilities.

Focus on the environmental impact of wastewater

The environmental impact of car washing facilities is dominated by the content of a number of substances in the wastewater. These substances will be concentrated in sand traps, oil traps as well as in internal wastewater treatment plants, if any. Due to this fact, the waste parameters are not studied separately in the project since the environmentally critical parameters will be the same as in the wastewater. The waste must be removed as harmful waste because of the content of mineral oil. It is estimated that the energy consumption, which corresponds to 0.65 – 1 kWh per wash, is of practically no importance compared to the total energy consumption of the society. Based on this, focus of the project has been put on the environmental impact of the wastewater.

Sources

The sources of the substances contained in the wastewater from the car washing facilities can be divided into the following main groups:

- Car wash chemicals (for car washing as well as for cleaning of the facility)
- Cars (smudging/corrosion from components and dirt originating from atmospheric fallout and road surface)

- Car washing facilities (smudging/corrosion from installations and buildings)

In order to study the importance of the environmental impact of the wastewater an environmental assessments of the applied car wash chemicals have been carried out during the project as well as a wastewater measuring programme at three selected car washing facilities.

Environmental assessment of car wash chemicals

The environmental assessment of car wash chemicals included about 95% of the total consumption by car washing facilities in Denmark. The substances of the car wash chemicals were grouped according to their environmental disruption in category A, B, C and n.a. (not assessed substances). A-substances are undesirable in wastewater since the substances are not easily degradable, are very toxic for aquatic organisms and/or may cause incurable health effects on human beings. The B-substances should be limited in order not to exceed the environmental quality requirements as B-substances are not easily degradable and are toxic for aquatic organisms. C-substances are normally unproblematic substances while n.a.-substances are substances which cannot be assessed due to lack of data. Out of prudence, n.a.-substances should be considered as potential A- or B-substances.

The environmental assessment showed that according to a conservative estimation a total of 28 tonnes of A-substances, 39 tonnes of B-substances, 220 tonnes of C-substances and 63 tonnes of n.a.-substances is being discharged every year from Danish car washing facilities. The conservative estimation is based on the maximum amounts of the substances in question according to the concentration intervals stated for the products by the chemical suppliers.

Types of products and substances

The main sources of discharge of A- and B-substances are wax products, foam products, insecticide and rim cleaners as well as cleaning products for car washing facilities. The types of substance are mainly cationic and non-ionic surfactants and complexing binders.

Pilot monitoring programme

The monitoring programme of the project was carried out as a pilot monitoring programme at three car washing facilities. The pilot monitoring programme included a very broad spectrum of analytical parameters in order to ensure a detailed study of the critical pollution parameters of the wastewater and the waste from car washing facilities. The monitoring programme was carried out at the beginning of March 1999 where monitoring were accomplished during 8 days at each of the three car washing facilities. During the monitoring period two of the car washing facilities had their normal monthly cleaning of the facility. In order to document whether the results obtained from the pilot monitoring programme are general for car washing facilities in Denmark, it is necessary to carry out monitoring at a larger number of car washing facilities. A subsequent monitoring programme can be limited to the established critical analytical parameters.

Heavy metals and mineral oil

The pilot monitoring programme indicated periodic exceedings of the limit values stipulated by the Danish Environmental Protection Agency for the heavy metals lead, zinc and cadmium as well as for mineral oil. The average values for all heavy metals were below the limit values. One out of three car washing facilities did not exceed the limit value for mineral oil in average.

The exceeding for lead, zinc and mineral oil were to a certain degree connected to the days where cleaning of the facility took place – however, this connection was not unambiguous.

DEHP

The average of DEHP, (di-(2ethylhexyl)phthalate) turned out to be above the provisional calculated limit value. The Danish Environmental Protection Agency has not yet established a limit value for DEHP. DEHP is estimated to primarily originate from washout from PVC-undersealing of new cars. Washout of DEHP from PVC increases at high temperatures and based on this a larger washout of DEHP must be expected during the summer half-year.

COD/BOD

The average COD/BOD-scale was measured to above three. A COD/BOD-scale above three indicates that there are slowly degradable substances in the wastewater. This is estimated to primarily originate from slowly degradable components of the applied car wash chemicals.

Share of inlet to Danish WWTPs

If the results of the pilot measuring programmes are supposed to be representative for Danish car washing facilities and if the loads are supposed to be situated between the measured minimum and maximum values, the total load originating from Danish car washing facilities can be compared to the total yearly inlet to WWTPs in Denmark.

If only the amount of wastewater is considered, the car washing facilities account for between 0.2 and 0.4% of the inlet to Danish WWTPs. As for heavy metals and DEHP the share of the car washing facilities represents as follows (days of cleaning are not included):

Copper:	0.4 – 1.3%
Lead:	0.2 – 1.6%
Cadmium:	0.1 – 1.2%
Zinc:	0.3 – 3.3%
DEHP:	0.2 – 2.4%

Strategies for wastewater regulation and cleaner technology

Based on the environmental impact assessment of car wash chemicals and the results of the pilot measuring programme the project, makes proposals for a strategy concerning the municipal wastewater regulation and possible reduction strategies in form of cleaner technology in the car washing facilities.

Objectives for wastewater regulation

The main objective of the proposal for wastewater regulation is a stable compliance with the guideline requirements of the Danish Environmental Protection Agency. The objective specifies concrete targets for emission parameters and car wash chemicals respectively.

Target values for emission parameters

The wastewater regulation is proposed to be accomplished by means of emission parameters expressed as target values. The target values are fixed on the assumption that 150 l wastewater are discharged for each conventional car wash without recirculation multiplied by the guideline concentration limit values of the Danish Environmental Protection Agency. The acceptable amount of discharged pollution is consequently defined from the assumption that the typical/conventional amount of discharged pollution originating from this trade should be able to comply with the guideline con-

centration limit values – expressed by the unit mg per washed car. By using the amount of pollution per washed car the amount of wastewater can be reduced without exceeding the permissible amount of pollution per washed car.

Target for car wash chemicals

The target for car wash chemicals is first of all that all A-substances should be replaced and – from a principle of precautionary action – that no products should contain n.a.-substances. Secondly, it is proposed that the B-substances should be substituted from the washing chemicals or that it –is proved through concrete documentation that they are not exceeding the environmental quality requirements.

Technology and product development is necessary to reach targets

Technology and product development is necessary to reach the fixed target values for emission parameters in wastewater as well as the targets laid down for car wash chemicals. The achievement of target values for emissions parameters will need reductions of 15-90% for the individual parameters compared to the actual discharged. In order to achieve such reductions it will be necessary to change the washing and/or the water treatment processes.

Achievement of the targets for car wash chemicals will need product development. A few number of products within the range of car shampoo, foam products and products for cleaning of car washing facilities are already now free of A-, B- and n.a. substances, see chapter 2. But as for the other types of products there is a need for product development in order to make products which do not contain the environmentally problematic substances.

Temporary requirements in waste water permits

Based on this, the deadline for achievement of the targets should be compared to the development of technologies and products. It is therefore proposed that the municipalities start by fixing temporary requirements in their wastewater permit and then – after a period where the possibilities for development of technologies and products are documented – tighten up the requirement values for the established targets.

Proposals for reduction strategies

The project makes proposals for reduction strategies in relation to each individual pollution parameter. The principle is that the reduction should take place directly at the source wherever it is possible. This means that possible reduction potentials through changes in the use of washing chemicals, changes of the washing process and changes in the construction of car washing facilities should be examined together with possible recirculation technologies.

Recirculation technologies

There is a large number of commercially available recirculation systems at the market but only few types have been installed at relatively few car washing facilities. The installations are primarily based on chemical precipitation and flotation. However, there is a general mistrust in the trade of the operational steadiness of the existing recirculation systems. Whether the available systems are actually able to reduce the outlet of the environmentally problematic groups of substances has not been examined during this project.

Technologies such as adsorption on active coal or biofiltration and membrane filtration or evaporation all have the potential of separating the envi-

ronmentally problematic groups of substances. Several of the available systems have a treatment level which includes active coal. Recirculation systems based on biofilters are developing fast. It would be advantageous for the trade to involve these two technologies together with the membrane filtration and the evaporation in the current developing work within recirculation systems for car washing facilities.

Due to the present prices of water the recirculation systems have generally too long pay back periods (7-10 years) and based on this they represent a limited financial potential. But since it is hardly realistic to reduce all pollution parameters at their sources, wastewater treatment might turn out to be indispensable.

Reduction strategies

According to chapter 6, proposals for reduction strategies may be summarised as follows:

- Substitution of A-substances and collection of data for n.a.-substances followed by substitution of or documentation for B-substances and examination of the influence of such substitutions on the COD/BOD relationship
- Environmental assessment of the most common car wash chemicals for private use
- Examination of the impact of different types of undercarriage washing on the content of DEHP in wastewater
- Examination of the possibilities for carwash programmes without the final use of dry helping chemicals and airdrying as well as a minor market surveys
- Examination of the impact of the choice of materials and construction of the car washing facilities on the content of heavy metals in wastewater
- Examination of the capability of selected recirculation technologies to remove the environmentally critical parameters from the wastewater

It is proposed to examine the reduction strategies in a subsequent project in order to study the impact of each individual proposal for strategies on the wastewater quality.

Final evaluation

It is proposed that the reduction strategies are followed by a final evaluation, which is supposed to result in recommendations for reducing the environmentally critical wastewater parameters in the most advantageous way seen from a technical, a financial as well as an environmental point of view.

1 Bilvask i Danmark

I Danmark findes der i dag omkring 1.320 automatiske bilvaskeanlæg til personbiler og mindre varevogne. Nærværende projekt er afgrænset til de omkring 1.050 bilvaskeanlæg, som er placeret i forbindelse med olieselskabernes servicestationer.

Herudover eksisterer der ca. 270 bilvaskeanlæg, som er placeret i forbindelse med autoværksteder og andre virksomheder med eget vaskeanlæg (Ruager, 1998).

En opgørelse foretaget af Danske Bilvaskeanlægsleverandører¹ viser, at der pr. 31. december 1999 var i alt 1.047 anlæg på servicestationer i Danmark (se tabel 1.1.1).

Tabel 1.1.1

Servicestationer med bilvaskeanlæg pr. 31.12.1999. "Andre" selskaber omfatter: Metax, DK-benzin, OK og Haahr. Andre fabrikater omfatter: Silverstar, Ryko og Istobal (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 2000).

Selskab	Fabrikat	California Kleindienst	Christ	Wesumat	Andre	Total
Q8		184	3	63	11	261
Hydro-Texaco		89	103	5	7	204
Dansk Shell		146	58	5	9	218
Statoil		147	34	67	3	251
Andre		84	2	19	8	113
Total		650	200	159	38	1.047

Det fremgår af tabel 1.1.1, at vaskeanlæggene fordeler sig med størstedelen (934 anlæg) hos de fire store olieselskaber og med en mindre andel (113 anlæg) placeret hos de mindre selskaber.

Anlægsfabrikaterne er fordelt med:

- California Kleindienst²: 62% (650 anlæg)
- Christ: 19 % (200 anlæg)
- Wesumat: 15% (159 anlæg)
- Andre: < 4% (38 anlæg)

1.1 Vaskeanlægskategorier

Det typiske bilvaskeanlæg er et såkaldt "Roll-over"-anlæg med børstevask, hvor bilen står stille, og børsterne automatisk bevæger sig frem og tilbage over bilen. "Roll-over"-anlæg findes også med højtryksvask i den såkaldte børstefri vask. "Roll-over"-anlæg har typisk en kapacitet på omkring 10 vask/h.

Endelig kan vaskeanlæggene også være opbygget som "Gennemtræks"-anlæg, hvor bilerne transporteres igennem børstevask eller højtryksspuling. Gennemtræks-anlæg har en betydeligt større kapacitet end Roll-over-

¹ Brancheforeningen Danske Bilvaskeanlægsleverandører omfatter vaskeanlægsleverandørerne: California Kleindienst, AutoTank og Wesumat.

² Virksomhederne California og Kleindienst fusionerede ved årsskiftet 1995-96 til California Kleindienst. Antallet af anlæg fra California Kleindienst omfatter her de eksisterende anlæg fra både California og Kleindienst.

anlæggene. Kapaciteten ligger fra 35 og op til 60 vask/h afhængigt af anlægsmodellen.

Kategorier

Vaskeanlæggene kan efter vaskeprincipper opdeles i fire kategorier:

1. **Børstevask.** "Roll-over"-anlæg med børstevask og et vandtryk på 3-4 bar.
2. **Børstevask + børstefri.** "Roll-over"-anlæg med kombineret børstevask (vandtryk: 3-4 bar) og børstefri højtryksvask (vandtryk: 80 bar). Dvs. at der er mulighed for at vælge et vaskeprogram med børstefri vask.
3. **Børstefri.** "Roll-over"-anlæg med børstefri højtryksvask og et vandtryk på 80 bar.
4. **Vasketunnel** "Gennemtræks"-anlæg også kaldet vasketunnel/-gade, hvor bilerne automatisk transporteres igennem børste- eller børstefri vask.

Undervognsvask

Undervognsvask foretages enten som "standard"- eller "super"-undervognsskyl, som anvender henholdsvis ca. 420 og 1.050 l/vask ved 12 bar. Omkring 70% af vaskeanlæggene anvender i dag super-undervognsskyl (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 1998).

Fordelingen af anlægsmodeller, antal anlæg og vask pr. år i forhold til de fire anlægskategorier fremgår af tabel 1.1.2. De anførte data er resultatet af en opgørelse foretaget af California Kleindienst, AutoTank og Wesumat pr. 22. september 1998. Antal vask er opgjort for kalenderåret 1997.

Tabel 1.1.2

Vaskeanlægsmodeller, antal anlæg, antal vask og det gennemsnitlige antal vask/anlæg i forhold til de fire anlægskategorier (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 1998).

Kategori	Antal anlægsmodeller	Antal anlæg	Antal vask 1997	Antal vask/anlæg Middel
Børstevask	15	991	10.186.822	10.000
Børstevask + børstefri	6	79	945.246	12.000
Børstefri	2	5	55.000	11.000
Vasketunnel	3	7	292.100	41.000
I alt	26	1.082	11.479.168	

Tabel 1.1.2 viser, at der er 26 forskellige vaskeanlægsmodeller i anvendelse. Det fremgår endvidere, at omkring 90% af anlæggene er "Børstevask", hvilket også gælder antallet af vask. "Børstevask + børstefri" tegner sig for 7-8% både med hensyn til antal anlæg og antal vask, mens "Børstefri" og "Vasketunnel" tilsammen vasker omkring 3% af det samlede antal.

Anlægsmodellernes aldersmæssige fordeling for vaskeanlæggene i drift fremgår af tabel 1.1.3. Anlægsmodellerne er inddelt efter introduktionsåret for de pågældende modeller.

Tabel 1.1.3

Bilvaskeanlæg fordelt efter introduktionsår for anlægsmodeller i drift samt opgørelse over antal anlæg, som forsat leveres til det danske marked (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 1998).

Introduktionsår for anlægsmodel	Antal anlæg i drift	Antal anlægsmodeller	Antal anlægsmodeller, som forsat leveres
1975-80	36	3	0
1981-85	45	1	0
1986-90	362	5	2
1991-95	577	12	6
1996-97	62	5	3
I alt	1.082	26	11

Tabel 1.1.3 viser, at hovedparten (ca. 60%) af vaskeanlæggene i drift er modeller, som er introduceret efter 1991. Det fremgår endvidere, at der i dag i alt leveres 11 anlægsmodeller til det danske marked, og at ni af disse er introduceret efter 1991.

Hyppig udskiftning

Disse data understreger, at vaskeanlæggene generelt er relativt nyudviklede teknologier. Dette hænger sammen med, at et bilvaskeanlæg typisk udskiftes efter ca. 60.000 vask (5-7 år), og denne hyppige udskiftning giver grundlag for teknologisk udvikling af vaskeanlæggene hos anlægsleverandørerne.

1.2 Bilvaskeanlæg med recirkulation til overvognsvask

Anvendelse af renseanlæg til vaskevand, som recirkuleres til overvognsvask, er ikke særlig udbredt på danske bilvaskehaller på nuværende tidspunkt. Normalt sker der kun anvendelse af genbrugsvand til undervognsvask efter en simpel form for rensning (se afsnit 1.3).

51 renseanlæg i drift

I kapitel 5, tabel 5.3.2 er vist resultatet af en kortlægning, som olieselskaberne har foretaget primo 1999. Kortlægningen viste, at der på nuværende tidspunkt er etableret renseanlæg, som leverer vaskevand til overvognsvask på 51 servicestationer (Olieselskaber, 1999).

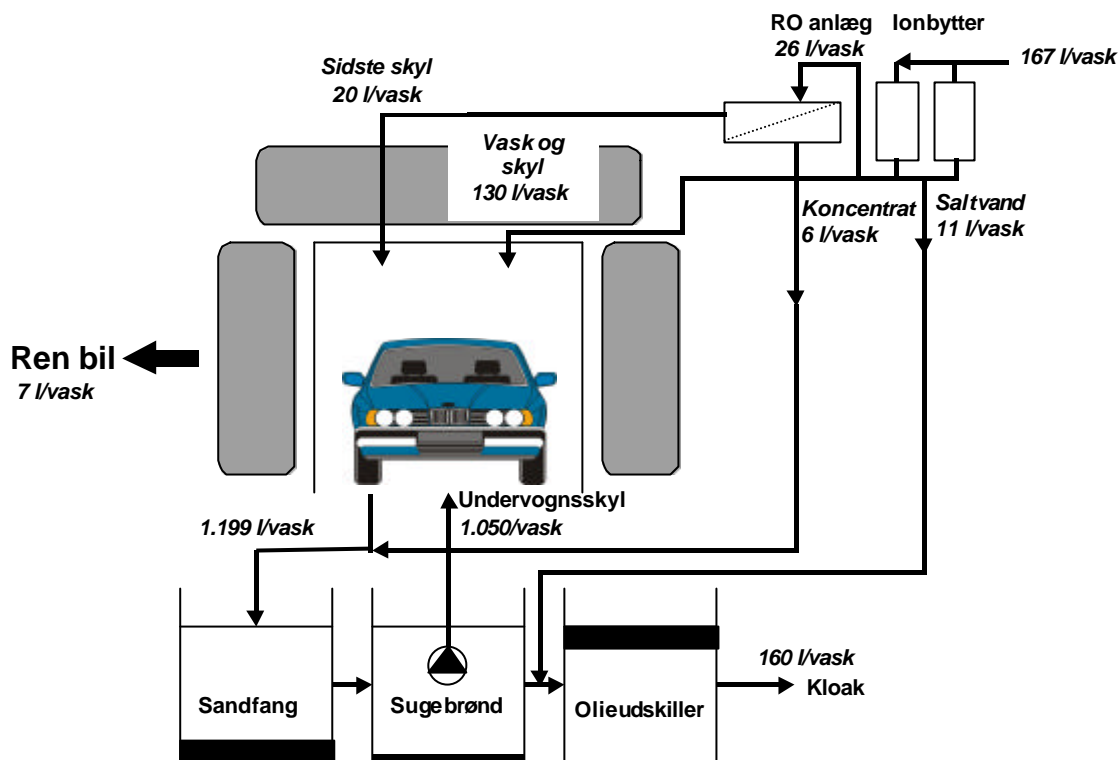
Renseteknologierne er i de fleste tilfælde anlæg med kemisk fældning og flokkulering, men også biofiltre og sandfiltrering anvendes. Renseteknologierne er nærmere beskrevet i kapitel 5.

1.3 Vandstrømme for bilvaskeanlæg

Vandstrømmene for et typisk vaskeanlæg med børstevask er illustreret i figur 1.3.1. Der anvendes normalt genbrugsvand til undervognsskyl, således at der kun anvendes ledningsvand til overvognsvask. Genbrugsvandet pumpes op fra sugebrønden efter at have passeret et sandfang og være filtereret gennem et finmasket net af rustfrit stål (porestørrelse ca. 1 mm).

50% har ionbytter og omvendt osmose

Omkring 50% af vaskeanlæggene har ionbytter og omvendt osmose til produktion af henholdsvis blødt og afsaltet vand til sidste skyl ved overvognsvasken. I disse tilfælde kan der regnes med et merforbrug på ca. 17 l pr. vask, som afledes til kloak (ca. 11 l/vask til regenerering af ionbytter og ca. 6 l/vask som koncentrat).



Figur 1.3.1

Vandstrømme for typisk bilvaskeanlæg med børstevask og anvendelse af genbrugsvand til undervognsvask.

Figur 1.3.1 viser, at der afledes omkring 160 l/vask til kloak ved en typisk vask, som anvender ca. 150 l/vask til overvognsvasken og ca. 1.050 l genbrugsvand/vask til undervognsvask. Der regnes her med et udsleb på den vaskede rene bil på ca. 7 l/vask. Hertil kommer de ca. 17 l/vask, som afledes via henholdsvis olieudskiller og sandfang til kloak, hvis der anvendes ionbytter og omvendt osmose til sidste skyl (Falster, 1998).

De gennemsnitlige vandforbrug for de fire vaskeanlægskategorier fremgår af tabel 1.3.1. Maksimum og minimum vandforbrug for anlægsmodellernes vaskeprogrammer indenfor kategorierne er endvidere angivet.

Tabel 1.3.1

Vandforbrug for de fire vaskeanlægskategorier. Gennemsnitligt samt minimum og maksimum vandforbrug er angivet. Det gennemsnitlige forbrug er vægtet ud fra den typiske fordeling af de anvendte vaskeprogrammer (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 1998).

	Vandforbrug Middel (l/vask)	Vandforbrug Minimum-Maksimum (l/vask)
1. Børstevask	142	80-220
2. Børstevask + børstefri	142	80-400
3. Børstefri	210	200-220
4. Vasketunnel	70	60-80

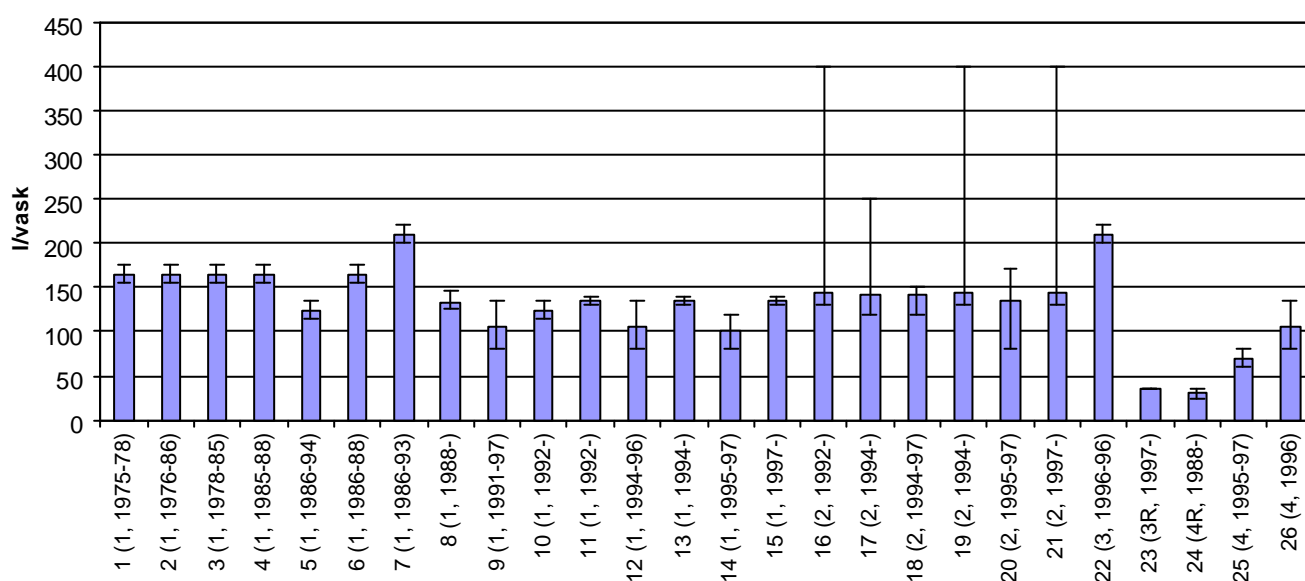
Børstevask anvender
ca. 150 l vand/vask

Tabel 1.3.1 viser – på baggrund af vaskeanlægsleverandørernes oplysninger – at det gennemsnitlige vandforbrug for børstevask er 142 l/vask. Dette vandforbrug er det direkte forbrug til vask og skyl og kan sammenlignes med de 150 l/vask til vask og skyl på figur 1.3.1. Vandmålinger foretaget direkte ved vaskehallerne viser, at det reelle vandforbrug ofte ligger lidt over fabrikatoplysningerne – derfor er der angivet 150 l/vask i figur 1.3.1.

Anlæggene med børstevask + børstefri har samme gennemsnitlige vandforbrug som anlæg med børstevask, hvilket primært skyldes, at der foretages relativt få børstefri vask på disse anlæg (typisk under 5%). Anlæg med børstefri vask anvender i middel 50% mere vand/vask (210 l/vask), men anlæg med vasketunnel anvender halvt så meget vand (70 l/vask) som en børstevask. På grund af opbygningen af en vasketunnel er det lettere at adskille og genanvende vandtyperne i anlæggets adskilte afdelinger, hvilket er baggrunden for det lave vandforbrug.

*Bilvaskeanlæg med renseanlæg anvender
25-35 l/vask*

Ovenstående vandforbrug viser vaskeanlæg, som ikke anvender renseanlæg til genanvendelse af vand til overvognsvask. Anvendelse af sådanne renseanlæg reducerer - ifølge vaskeanlægsleverandørerne - anlæggenes vandforbrug til mellem 25 og 35 l/vask. Dette fremgår også af figur 1.3.2, der viser det gennemsnitlige vandforbrug for de 26 vaskeanlæg fra Christ, California Kleindienst og Wesumat, som er på markedet i dag. Anlæg med renseanlæg til overvognsvask er angivet med et "R". Leveringsperioden er stigende mod højre, dvs. at det er nyere anlæg mod højre.



Figur 1.3.2

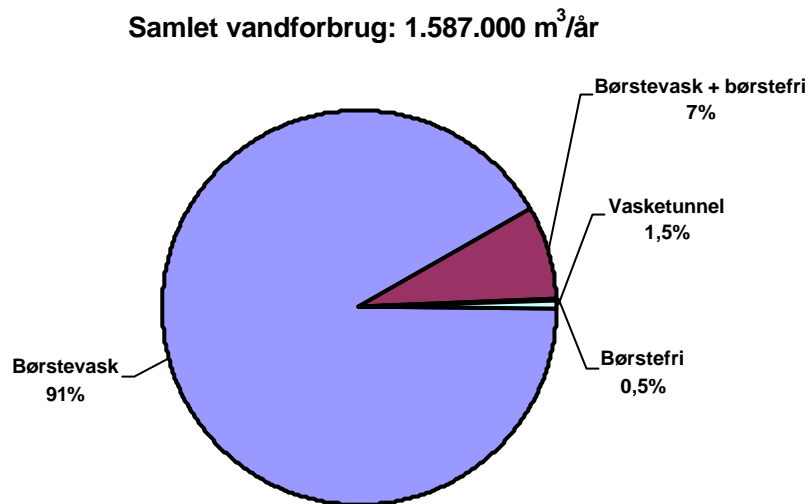
Gennemsnitligt vandforbrug for vaskeanlæggene fra AutoTank (Christ), California Kleindienst og Wesumat. Minimum og maksimum vandforbrug er angivet for det enkelte anlæg ved fejllinier. I parentes er angivet anlægskategori (1-4) og leveringsperiode til det danske marked. "R" angiver renseanlæg til overvognsvask.

Figur 1.3.2 viser, at middelvandforbruget for anlæggene med børstevask (kategori 1) har en faldende tendens, hvilket stemmer godt overens med at nyere anlæg udvikles mere vandbesparende. Alle anlæg med børstevask introduceret efter 1991 anvender i middel mellem 120 og 150 l/vask.

Anlæg med børstevask + børstefri (kategori 2), har børstefri vaskeprogrammer med højtryksvask, som anvender helt op til 400 l/vask. Det relativt lave middelforbrug for disse anlæg skyldes som nævnt, at de børstefri vask kun udgør omkring 5% af det samlede antal vask.

1.3.1 Samlet vandforbrug for danske bilvaskeanlæg

Det samlede vandforbrug for danske bilvaskeanlæg kan beregnes til ca. 1.587.000 m³/år ud fra antal vask i 1997 og det gennemsnitlige vandforbrug for de enkelte anlægskategorier (se tabel 1.1.2). Vandforbrugets procentvise fordeling på anlægskategorier er illustreret i figur 1.3.3.



Figur 1.3.3

Samlet vandforbrug for danske bilvaskehaller fordelt på vaskeanlægskategorier.

Det samlede forbrug af grundvand på omkring 1.6 mio. m³/år kan sammenlignes med, at fremstillingsindustriens samlede forbrug af grundvand i 1994 er opgjort til 87 mio. m³/år. Omkring 65% (57 mio. m³/år) heraf anvendes i levnedsmiddelindustrien. En mindre vandtung branche som f.eks. træ- og møbelindustrien anvender 1,2 mio. m³/år og anvender altså i samme størrelsesorden som bilvaskehaller (Nielsen *et al.*, 1994).

1.4 Sandfang og olieudskillere

Olieudskilleranlæg ved bilvaskehaller er typisk opbygget således, at der først afledes til et sandfang (Sandfang 1), hvorfra vandet ledes videre til en sugbrønd, som dels fungerer som reservoir for genbrugsvandet til undervognsvask, dels anvendes som et ekstra sandfang (Sandfang 2). Herefter ledes vandet til olieudskiller og derfra til kloak. Princippet for den typiske opbygning er illustreret på figur 1.3.1.

Undersøgelse af olieudskilleranlæg

Olieselskaberne har i forbindelse med dette projekt undersøgt olieudskilleranlæggenes opbygning på i alt 75 servicestationer med bilvaskehal (Olieselskaber, 1998).

Tabel 1.4.1

Størrelse af sandfang og olieudskillere samt tømningfrekvens på 75 olieudskilleranlæg på servicestationer. Den procentvise fordeling af størrelsen på sandfang og olieudskillere samt tømningfrekvensens hyppighed er angivet (Olieselskaber, 1998).

	Sandfang 1+2 (m ³)		Olieudskillere (l/s)			Tømningfrekvens (tømning/år)			
	2- 4,5	5-5,5	6-8	2	3 el. 5	6	1	2-4	> 5
Procentvis fordeling	32,5%	35%	32,5%	5%	85%	10%	30%	65%	5%
Middelværdi		5,1 m ³			3 l/s			3 tømning/år	

Det fremgår af tabel 1.4.1, at ca. 70% af sandfangene i forbindelse med vaskeanlæggene har et samlet volumen (sandfang 1 + 2) på over 5 m³. De resterende ca. 30% ligger under 5 m³. Ifølge udkast til CEN-standard (CEN, 1998) bør sandfang ved autovaskeanlæg være mindst 5 m³. Sandfang over denne størrelse vil normalt være nødvendigt for at sikre stabil drift af rensning og recirkulering af vaskevand. Normalt vil sandfanget fungere som forrensning ved recirkulering til undervognsvask.

Typisk kapacitet 3-3,5 l/s

Hovedparten af olieudskillerne (85%) har en kapacitet på 3 eller 3,5 l/s, hvilket svarer til hovedparten af de olieudskillerne, som er etableret ved danske virksomheder så som autoværksteder og jern- og metalindustri i dag.

Rækkefølgen i olieudskiller-systemet er væsentlig

Rækkefølgen af sandfang, pumpebrønd og olieudskiller har stor betydning for den reelle belastning af olieudskilleren. Ved et almindeligt børsteanlæg (f.eks. CK45) er vandforbruget ca. 140 l/vask, og det maksimale vandforbrug - og dermed det maksimale flow - er 1,3 l/s. Hertil kommer forbruget af genbrugsvand til undervognsvask (ca. 1.050 l/vask). Afledningen til kloak fra hver vask vurderes at forløbe over omkring fem minutter (Falster, 1999).

Ved et olieudskillersystem med rækkefølgen: Sandfang, pumpebrønd efterfulgt af olieudskiller vil forbruget af genbrugsvand til undervognsvask i starten af vaskeprogrammet medføre, at vandstanden i brøndsystemet falder. Dette resulterer i en udligning af flowet gennem sandfang og pumpebrønd, således at det maksimale flow til olieudskiller vurderes at udgøre 0,5 l/s (Falster, 1999).

Uhensigtsmæssigt med olieudskiller mellem sandfang og pumpebrønd

Hvis olieudskilleren derimod er etableret imellem sandfang og pumpebrønd – som i måleprogrammet er repræsenteret ved servicestationen i Kirke Såby (jf. kapitel 4.) – vil olieudskilleren ved hver vask blive belastet med hele spildevandsmængden fra både overvognsvask og undervognsvask (ca. 1.200 l over 5 minutter = ca. 4 l/s). Dette medfører, at olieudskilleren vil være maksimalt belastet under hver vask; kun begrænset af afgangsrørets størrelse fra olieudskilleren, som styrer afledningens hastighed. Denne opbygning af olieudskillersystemet kan derfor ikke anbefales til fremtidig anlæg.

I en undersøgelse af mulighederne for at effektivisere olieudskillerne fra 1991 (Bødker, 1990) anbefales det, at olieudskillerne, som modtager spildevand med kemisk eller mekanisk emulgeret olie, bør være dimensioneret mindst 10 gange over det aktuelle flow. Denne anbefaling er viderebragt i Miljøstyrelsens industrispildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994).

Dimensionering på baggrund af konkret vurdering

Anbefalingen medfører, at olieudskilleren ved et typisk bilvaskeanlæg, som belastes med 0,5 l/s, skulle være VA-godkendt til et flow på 5-6 l/s. Dimensioneringen af olieudskillerne bør dog ses i relation til en konkret vurdering

af den faktisk afledte mængde olie og emulgeringen af denne. De målte olie-koncentrationer fra måleprogrammets tre vaskeanlæg er beskrevet i kapitel 4. Hvis der konstateres høje oliekoncentrationer i spildevandet, bør de anvendte vaskekemikaliers separerende egenskaber undersøges, da ringe separationsevne kan have stor indflydelse på olieudskillerens funktion. I øvrigt bør kommunen generelt henvise til SBI-Anvisning 185 (SBI, 1997) ved dimensionering af både sandfang og olieudskiller.

Tømningsfrekvens

Tømningsfrekvensen for sandfang og udskiller (jf. tabel 1.4.1) ligger overvejende (65%) på 2-4 tømninger pr. år, mens 30% kun får tømt 1 gang pr. år. Tømningsfrekvensen bør fastsættes ud fra en konkret vurdering af de faktisk afledte mængder olie. Herudover skal eventuel minimumsfrekvens for tømnning af sandfang og olieudskiller overholdes, hvis en sådan er fastsat i et lokalt kommunalt tømningsregulativ.

1.5 Manuel bilvask

Antallet af personbiler i Danmark var i 1996 ca. 1,7 mio. I de ca. 1.050 vaskehaller, der er i drift hos olieselskaberne i Danmark, vaskes i gennemsnit 10.000 biler pr. år svarende til i alt 10,5 mio. biler (Danske Bilvaskeanlægsleverandører, 1998). Hvis det gennemsnitlige antal vask pr. bil er 10-15, betyder det, at 40-60% - eller omkring 50% - af alle bilvask foregår i vaskehaller. Ud over de vaskehaller, der findes hos olieselskaberne, er der ca. 270 vaskehaller hos bilforhandlere, vognmænd m.m.

Sverige

En spørgeundersøgelse blandt 12.000 bilejere i Sverige (Aqua konsult, 1999) viste, at bilejerne vaskede bil 17-18 gange pr. år. Heraf udføres 25% af vaskene i automatiske vaskehaller, ca. 23% på "Gør det selv" pladser og ca. 48% på anden måde, dvs. typisk med haveslange tæt ved hjemmet.

Bilvask pr. år

I en anden svensk opgørelse (Naturvårdsverket, 1996) kalkuleres med, at hver bil vaskes 20 gange pr. år, og at 2/3 af al bilvask udføres som manuel vask. Hvis disse tal overføres til danske forhold, vil det svare til, at der årligt gennemføres 34 mio. bilvask - heraf ca. 23 mio. som manuel vask. Vinterens udstrækning er dog længere i Sverige end i Danmark, og i Sverige foregår 70% af bilvaskene netop i vinterperioden. Et realistisk interval for antallet af vask i Danmark vurderes at være mellem 10 og 15 pr. år. I den situation vil andelen af manuel vask i Danmark - ud af det samlede antal bilvask - være langt mindre i Danmark end i Sverige. Der er stor forskel på, hvor mange gange hver personbil vaskes pr. år. Taxaer vaskes op til 1 gang pr. dag, mens vask af privatbiler sker langt sjældnere.

Udledning af spildevand

Manuel bilvask foregår i Danmark i indkørsler ved parcelhuse, på gårdspladser, på villaveje og på indrettede vaskepladser. Under vask sker der enten nedsivning af spildevandet, eller vandet ledes til kloaknettet. Ca. 50% af den manuelle vask antages at foregå uden for de kloakerede områder, og ca. 50% af kloaknettet i Danmark er separatkloakeret. Det vil sige, at regnvand fra overfladeafstrømning i områder med separatkloakering ikke ledes til renseanlæg, men til et vandområde uden forudgående rensning. Hvis en bil vaskes ved fortovs-kanten i et fælleskloakeret område, vil spildevandet blive ledt til et renseanlæg, mens spildevandet i et separatkloakeret område ledes direkte til et vandområde uden forudgående rensning.

Vandforbrug

Vandforbruget ved manual bilvask vil typisk ligge mellem 10 og 20 l/min. - afhængig af vandtrykket. Ved brug af højtryksspulere bliver vandforbruget mindre, mens mængden af forurenende stoffer i spildevandet må forventes at blive større på grund af et større slid på bilens ydre dele. Højtryksspulere med et driftstryk på 90-145 bar bruger mellem 5 og 10 l vand pr. minut. Ved 15 minutters vask anvendes således 150-300 l vand. Under disse forudsætninger er det samlede årlige vandforbrug til manuel bilvask opgjort i tabel 1.5.1 ved henholdsvis 10, 15 og 20 vask pr. bil pr. år.

Tabel 1.5.1

Vandforbrug ved manuel bilvask samt fordeling af afledning til renseanlæg og urensset afledning til vandområder.

Antal vask pr. bil pr. år	Samlet antal vask pr. år Mio.	Antal manuelle vask pr. år Mio.	%-andel af manuel vask %	Vandforbrug ved manuel vask Mio. m ³ /år	Spildevand til renseanlæg Mio. m ³ /år	Urenset spildevand til vandområde Mio. m ³ /år
10	17	6,5	ca. 40	1,0 - 2,0	0,3 - 0,5	0,7 - 1,5
15	25,5	15	ca. 60	2,3 - 4,5	0,6 - 1,1	1,7 - 3,4
20	34	23,5	ca. 70	3,5 - 7,1	0,9 - 1,8	2,6 - 5,2

Det gennemsnitlige daglige vandforbrug pr. person i Danmark var i 1996 145 l/d (Danske Vandværkers Forening, 1996). Ved at benytte tallene fra tabel 1.5.1 kan vandforbruget til manuel bilvask omregnes til mellem 25.000 og 89.000 personers årlige forbrug i husholdningen.

Spildevand til renseanlæg

Hvis 50% af al manuel bilvask foregår, hvor der er direkte nedsivning, og 50% af det spildevand, der føres til kloaknettet, bliver ført til et renseanlæg, betyder det, at spildevandsmængden, der årligt føres til vandområder, vil ligge mellem 0,7 og 5,2 mio. m³, mens de vandmængder, der føres til renseanlæg, vil ligge mellem 0,3 og 1,8 mio. m³/år (jf. tabel 1.5.1).

Bilplejeprodukter

På årsbasis sælges der i Danmark 1,2 mio. liter bilplejeprodukter (Grøn information, 1995) til private husholdninger. Bilplejeprodukter til udvendig brug omfatter:

- Bilshampoo
- Motorrens
- Poleringsmidler/voks
- Rustfjerner
- Fælgrens
- Vinduesrens
- Insektfjerner
- Vinylrengøring
- Affedtningsmidler
- Låsespray

En del af disse produkter vil ende i spildevandet fra vask af bilerne, og det vil ske, uanset om vasken foregår i en vaskehal eller andre steder. I de tilfælde, hvor vasken udføres som manuel vask, vil spildevandet i 2/3 af tilfældene blive ført til vandområder uden forudgående rensning, hvis det antages, at 50% foretages uden for kloakerede områder, og at 50% af de kloakerede områder er separatkloakeret.

Ved manuel bilvask sker der en individuel dosering af bilplejeprodukter, og dermed er der stor risiko for at overdosere med produkter, som kan have miljøskadelige effekter.

1.5.1 Belastning fra manuel bilvask

I Sverige har der været gennemført en undersøgelse af spildevandet fra "Gør det selv" vaskepladser. (OK, 1995). I tabel 1.5.2 er resultaterne fra denne undersøgelse vist sammen med data for husholdningsspildevand (Jepsen, 1997).

Tabel 1.5.2

Sammensætning af spildevand fra manuel vask og spildevand fra husholdninger.

Parameter	Enhed	Manuel vask Konc.	Tykt husholdningsspildevand Konc.
Vandforbrug	l/bil	175-200	
COD mg/l	mg/l	940	630
BOD mg/l	mg/l	350	260
Total-P	mg/l		13
Total ekstraherbare alifater	mg/l	140	Olie/fedt: 56
Upolære alifater	mg/l	74	<2
Total ekstraherbare aromater	mg/l	3	
Bly	µg/l	109	32
Cadmium	µg/l	7,4	0,58
Kobber	µg/l	310	105
Chrom	µg/l	44	1,8
Nikkel	µg/l	24	11
Zink	µg/l	1.875	217

Belastning fra "Gør det selv pladser"

"Gør det selv" pladsen omfattede – ud over 10 vaskepladser med højtryks-spulere - også fire værkstedspladser og en plads til skift af dæk. Det vil sige, at spildevandet – ud over at indeholde forurenende stoffer direkte fra vask af biler - også indeholdt spildevand fra andre typer af "Gør det selv" aktiviteter. Dette afspejles i indholdet af total ekstraherbare alifater (olie/fedt), som betyder, at koncentrationen af forurenende stoffer må forventes at være højere ved de samlede "Gør det selv" aktiviteter end ved bilvask alene.

De ovennævnte spildevandsdata fra manuel bilvask og værkstedsaktiviteter viser, at spildevand fra disse aktiviteter i privat regi resulterer i spildevand med et indhold af tungmetaller (Cd og Pb) over de vejledende værdier for udledning til kloaknettet, og at indholdet af organisk stof generelt er højere end i husholdningsspildevand. Indholdet af miljøfremmede organiske stoffer blev ikke analyseret i den svenske undersøgelse af manuel bilvask, og da der ved litteratursøgning i øvrigt ikke er fundet analysedata for indholdet af miljøfremmede organiske stoffer i spildevand fra manuel bilvask, har det ikke været muligt at sammenligne med indholdet i husholdningsspildevand.

1.6 Eksisterende regulering af bilvaskeanlæg

1.6.1 Kommunernes eksisterende regulering

I Danmark er det kommunerne, som regulerer bilvaskehallerne spildevandsafledning og affaldshåndtering. Kommunerne regulerer spildevandsafledningen til offentlige renseanlæg gennem tilslutningstilladelser med vilkår. Dvs. at det er den enkelte kommune, som ud fra en konkret vurdering, fastsætter kravene til spildevandsafledningen. Som baggrund for den konkrete vurdering anvender kommunerne Miljøstyrelsens generelle industri-spildevandsvejledning (Miljøstyrelsen, 1994). Affaldshåndteringen reguleres normalt gennem kommunens affaldsregulativer.

Status for spildevandsreguleringen er, at de fleste kommuner på nuværende tidspunkt ikke systematisk har udarbejdet tilslutningstilladelser til bilvaskehaller. En rundspørge blandt kommunerne viser, at flertallet af vaskehallerne endnu ikke har tilslutningstilladelser med vilkår, men at kommunerne generelt har planlagt at udforme tilladelser indenfor det kommende års tid

(Kommuner, 2000). De i kapitel 6 beskrevne forslag til strategier for regulering af spildevandsbelastningen kan anvendes i dette arbejde.

1.6.2 Svensk regulering af bilvaskeanlæg

I Sverige har Naturvårdsverket (den svenske Miljøstyrelse) udarbejdet retningslinier for miljøregulering af bilvaskeanlæg i form af de såkaldte Allmänna Råd 96:1 (Naturvårdsverket, 1996). Allmänna Råd har vejledende karakter for de lokale miljømyndigheder, hvilket normalt er kommunerne. Dvs. at det er den enkelte kommune, som i sidste ende fastsætter de faktiske krav til bilvaskeanlæggene.

En nylig gennemført undersøgelse viser, at flertallet af de svenske kommuner i store træk følger de Allmänna Råd; dog med varierende tidsrammer for kravopfyldelse. Det er typisk de større kommuner, som har de nødvendige ressourcer, der er længst fremme med håndhævelse af de vejledende krav (Petersson, 1999).

Retningslinier i

Allmänna Råd 96:1

Allmänna Råd 96:1 beskriver regulering af både automatisk og manuel vask af personbiler og lastvogne/busser samt andre gadekøretøjer f.eks. traktorer. Retningsliniernes **slutmål** for miljøforbedringerne er lukkede systemer, hvor vaskevandet recirkuleres. I overgangsperioden - inden dette mål kan opfyldes - er der opstillet en række etapemål.

I overgangsperioden tillades spildevandet afledt til kloaksystemet. Ifølge etapemålene bør mindst 80% af den vandmængde, som anvendes til vask, recirkuleres. Spildevandsmængden pr. køretøj bør ikke overstige 50 l for personbiler og 150 l for lastvogne/busser. Køretøjets udsløb er ikke medregnet, hvilket typisk drejer sig om 7-10 l for personbiler og 20-100 l for lastbiler/busser.

Endvidere indeholder etapemålene retningslinier for den maksimalt acceptable afledte mængde forurening for en række parametre. Da det er forureningsmængden, der er afgørende og ikke koncentrationerne i spildevandet, er retningslinierne opstillet som afledt mængde pr. køretøj. De maksimale værdier – beregnet som månedsgennemsnit – for tungmetaller og mineralsk olie fremgår af tabel 1.6.1.

Tabel 1.6.1

Etapemål for tungmetaller og mineralsk olie (Naturvårdsverket, 1996).

	Personbil	Lastbil, bus eller andet gadekøretøj
Sum af bly, krom og nikkel	10 mg/køretøj	30 mg/køretøj
Cadmium	0,25 mg/køretøj	0,75 mg/køretøj
Zink	50 mg/køretøj	150 mg/køretøj
Mineralolie	5 g/køretøj	10 g/køretøj

Etapemålene er fastsat på baggrund af middelbelastningerne fra svenske vaskeanlæg målt i 1992-94 (Naturvårdsverket, 1996) fratrukket 80%. De 80% blev fastsat ud fra en antagelse om, at en normal renseseffekt af industrielt spildevand for tungmetaller og olie kan forventes at ligge på 80% ved anvendelse af diverse renseteknologier og efterfølgende recirkulering af spildevandet (Lindblom, 1999).

F.eks. for bly var den målte svenske middelværdi 65,4 mg/køretøj (Naturvårdsverket, 1996). Heraf kan fratrækkes 80%, hvilket giver 13 mg/bil eller afrundet: 10 mg/køretøj. Undtaget denne fremgangsmåde er etapemålet for zink, som er strammet yderligere fra 100 til 50 mg/køretøj. Dette på baggrund af, at man i Sverige i 1996 så en stigende tendens for zink i forhold til grænseværdien for spildevandsslam (Lindblom, 1999).

De svenske etapemål og slutmål blev fastlagt gennem et samarbejde mellem Naturvårdsverket og Petroleumshandlarnas Riksförbund (PRF) (Lindblom, 1999).

Ved fastsættelse af værdierne for lastbiler/busser er personbilsbelastningen ganget med tre. De tilgængelige svenske data er langt overvejende fra vask af personbiler, mens belastningen fra bus- og lastvognsvask er ringe dokumenteret. Naturvårdsverket har derfor blot antaget, at belastningen fra bus- og lastvognsvask er tre gange større end fra personbiler. Antagelsen er ikke blevet verificeret gennem målinger (Sjöstrand, 1999).

Tiltag til at efterkomme slutmålet med lukkede systemer **eller** etapemål **bør** gennemføres inden for følgende tidsplan:

Umiddelbart:

- Ved nybygning af alle anlæg, herunder både anmeldepligtige bilvaskeanlæg³ og anlæg under anmeldenniveau. Ved ombygning af anmeldepligtige bilvaskeanlæg.

Senest år 2005:

- Ved eksisterende anmeldepligtige bilvaskeanlæg. Recirkuleringsystemer af vaskevandet bør også være installeret ved anlæg under anmeldenniveau.

Senest år 2010:

- Ved samtlige bilvaskeanlæg.

Den trinsvise tidsfrist er opstillet for at give vaskeanlægsleverandørerne tid til at udvikle egnede renseteknikker. Ét af formålene med de Allmänna Råd er netop at igangsætte en teknologisk udvikling, som kan reducere miljøbelastningen fra bilvaskeanlæggene.

Kontrolkrav

Kontrollen af anlæggene bør ifølge Allmänna Råd ske gennem en såkaldt funktionskontrol af referenceanlæg. Funktionskontrollen gennemføres for de forskellige typer af vaskeanlæg med recirkulering, således at der ikke skal gennemføres omfattende måleprogrammer ved hvert enkelt anlæg. Her tænkes primært på personbilsvask med recirkulering, da vaskeanlæg til bus- og lastvognsvask ikke optræder i samme store og ensartede antal.

Funktionskontrollen skal dokumentere, at en given type recirkuleringsteknik overholder retningslinierne under dokumenterede driftsbetingelser med hensyn til tilknyttet vaskeanlæg og kemikalieanvendelse. Testen udføres fuldskala efter et detaljeret drifts- og måleprogram.

Ifølge Allmänna Råd bør det være leverandørernes ansvar at gennemføre en funktionskontrol af recirkuleringsanlæggene og således dokumentere, at

³ Ifølge den svenske miljöskyddsförordning er et anmeldepligtigt bilvaskeanlæg et automatisk vaskeanlæg/manuelt vaskeanlæg, som gennemfører mindst 5.000 vask af personbiler pr. år eller mindst 1.000 vask af andre køretøjer såsom lastbiler, busser, traktorer, etc. pr. år (Naturvårdsverket, 1996).

anlæggene overholder retningslinierne. F.eks. har det danske firma Re-Clean fået foretaget en funktionskontrol af et renseanlæg på en svensk Q8-station i forbindelse med, at anlægget markedsføres i Sverige (IVL, 1998).

Reelt er det dog ikke alle svenske kommuner, som mener, at det er tilstrækkeligt, at der er gennemført funktionskontrol af anlægget. Visse kommuner – bl.a. Stockholm Stad – kræver også målinger ved de enkelte anlæg. Dette begrundes ud fra, at forholdene i praksis varierer med hensyn til kemikalieanvendelse og lokale forhold (Petersson, 1999).

I 1998 har Naturvårdverket udsendt et baggrundsmateriale med retningslinier for egenkontrol og for årlig rapportering til tilsynsmyndigheden (Naturvårdverket, 1998). Retningslinierne består af en detaljeret beskrivelse af de basisoplysninger, som ejeren af et bilvaskeanlæg bør tilsende tilsynsmyndigheden én gang årligt – herunder analyseresultater – samt de driftsjournaler, som bør føres for anlægget.

Hertil kommer forslag til fastlæggelse af krav om prøvetagningsfrekvens. Prøvetagningsfrekvensen opdeles ud fra vaskeanlæggenes status i forhold til etapemålene i Almäanna Råd 96:1. Retningslinierne foreskriver følgende (Naturvårdverket, 1998):

- *Anlæg som opfylder etapemålene*
Indehaveren af anlægget skal kunne fremvise en rapport fra gennemført funktionskontrol til tilsynsmyndigheden. Prøvetagningen bør ske **mindst én gang hvert 3. år** og rapporteres til den lokale myndighed. I de mellemliggende år rapporteres driftskontrollen i årsrapporter.

Prøvetagningen bør ske over en periode med maksimumbelastning på mindst tre timer eller - hvis det skønnes, at driftsvariationerne nødvendiggør en længere periode - mellem et døgn og en uge. Den længere prøvetagningsperiode bør også indeholde en periode med maksimumbelastning. Prøvetagningen bør være flowproportional, men en driftsstyret tidsproportional prøvetagning kan også accepteres.

- *Anlæg, som opfylder etapemålene, men ikke er funktionskontrolleret*
Prøvetagning bør ske **mindst én gang pr. år** over samme periode og med samme prøvetagningsmetode, som beskrevet ovenfor. Endvidere bør prøvetagningen ske ved vintertung belastning i perioden fra november til april.
- *Anlæg med kun sandfang og olieudskillere*
Behovet for prøvetagning afgøres fra sag til sag ud fra kendskab til det enkelte anlægs belastning og den samlede belastning fra vaskeanlæg i kommunen. Normalt bør prøvetagning dog ske **mindst én gang pr. år** over den samme periode og med samme prøvetagningsmetode, som beskrevet ovenfor.

Alle prøvetagningerne bør ifølge retningslinierne omfatte analyser for tungmetaller (Cd, Pb, Zn, Cr, Ni), ledningsevne, pH, SS, TS, COD, BOD, Total-P, fosfor, nitrat samt olie/fedt.

2 Bilvaskekemikalier

Bilvaskekemikalier omfatter et stort antal kemiske produkter, der anvendes i forbindelse med vask af biler – f.eks. autoshampoo og voks.

Nærværende undersøgelse medtager produktgrupperne autoshampoo, skum, voksprodukter, fælgrens, insektrens, kemikalier til recirkulation samt kemikalier til rengøring af vaskehal. Fra fire producenter/leverandører er der indsamlet oplysninger om salg pr. år, forbrug pr. vask og om antal anlæg, hvor produktet anvendes.

For at kunne miljøvurdere (dvs. screene med hensyn til vandmiljøfarlighed) de aktuelle produkter er der endvidere fra udvalgte producenter/leverandører indsamlet oplysninger om produkternes indholdsstoffer, CAS nr. m.m.

I dette kapitel er kriterierne for den udførte farlighedsscreening for vandmiljø anført. Efterfølgende er den typiske sammensætning af de enkelte produktgrupper beskrevet, og til sidst i kapitlet er resultatet af miljøvurderingen opgjort.

2.1 Farlighedsvurderingsstrategi

De enkelte anonymiserede produkter er vurderet på baggrund af en farlighedsvurdering af de enkeltstoffer/stofgrupper, der indgår i det pågældende bilvaskekemikalie. Stofferne farlighedsscores i tre kategorier (ABC) på baggrund af deres iboende egenskaber.

Det skal bemærkes, at der her er tale om en farlighedsvurdering og ikke en risikovurdering, som inkluderer en eksponeringsvurdering. Det er således stoffernes potentielle skæbne og effekter, der er basis for farlighedsvurderingen.

De to følgende afsnit beskriver kort principperne, der er anvendt ved vurdering af henholdsvis enkeltstoffer/stofgrupper og produkter.

2.1.1 Vurdering af kemiske stoffers farlighed i vandmiljø

Tre farlighedskategorier

(A, B og C)

Uorganiske stoffer

Ved vurderingen af de kemiske stoffers miljøfarlighed er det antaget, at spildevandet fra bilvaskehaller tilledes et offentligt renseanlæg med biologisk behandling. Strategien, der er anvendt, bygger på udkastet til den nye reviderede spildevandsvejledning "Tilslutning af industrispildevand til offentlige renseanlæg, Udkast til vejledning, Marts 1997" (VKI, 1997), hvor primært organiske stoffer inddeles i tre farlighedskategorier (A, B og C) baseret på deres uhelbredelige skadevirkning på mennesker, bionedbrydelighed samt kroniske og akutte effekter i vandige miljøer. Idet der ikke kan tales om bionedbrydelighed af uorganiske stoffer, vurderes disse udelukkende ud fra deres øvrige iboende egenskaber samt i visse tilfælde kendte reaktionsprodukter. Inddelingen sker efter følgende kriterier:

A: Stoffer, hvis egenskaber bevirker, at de er uønskede i afløbssystemet. Stofferne bør erstattes eller brugen reduceres til et minimum.

Gruppen omfatter:

- Stoffer, der er vurderet at kunne medføre uheldelig skadevirkning over for mennesker, og som skal mærkes med en eller flere af risikosætningerne:
 - R39, R40, R45, R46, R48, R60, R61, R62, R63 og R64
- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige i OECD's screeningstest (OECD, 1993) og desuden er karakteriseret ved følgende egenskaber:
 - Høj akut toksicitet over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger), som angivet ved $EC_{50} \leq 1$ mg/l, eller
 - Potentielt bioakkumulerbare i vandlevende organismer

Let nedbrydelighed

For stoffer, der betegnes som let nedbrydelige, kræves det, at OECD's kriterier for "let nedbrydelighed" i aerobe nedbrydelighedstest er opfyldt (OECD 301A-F) (OECD, 1993).

EC₅₀

EC₅₀ beskriver et stofs toksicitet over for vandlevende organismer og angiver den koncentration af stoffet, der medfører en nærmere defineret effekt på 50% af en gruppe testorganismer. Ifølge miljøfareklassifikationen (Miljøministeriet, 1993) betegnes stoffer med $EC_{50} \leq 1$ mg/l som meget giftige over for vandlevende dyr og planter.

Bioakkumulerbarhed

Ved et stofs bioakkumulerbarhed forstås stoffets evne til at ophobes i en organisme i forhold til det omgivende miljø. Et stof anses som potentielt bioakkumulerbart, når $\log P_{ow} \geq 3$ (fordelingskvotient: octanol/vand), med mindre der foreligger en forsøgsmæssigt bestemt biokoncentrationsfaktor (BCF), der er mindre end eller lig med 100.

B: Stoffer, der ikke bør forekomme i så store mængder i spildevandet, at miljøkvalitetskriterier overskrides i vand- og jordmiljøet. For disse stoffer fastsættes vejledende grænseværdier. Tillige bør stofferne reguleres efter princippet om anvendelse af bedste tilgængelige teknologi.

Gruppen omfatter:

- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige i OECD's screeningstest og desuden er karakteriseret ved en middel akut toksicitet over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger), som angivet ved $1 \text{ mg/l} < EC_{50} \leq 100 \text{ mg/l}$
- Stoffer, der er påvist ikke at være nedbrydelige under anaerobe forhold (mulighed for ophobning i slam eller i akvatiske sediment) og desuden er kendetegnet ved et eller begge af følgende kriterier:

- $EC_{50} \leq 10 \text{ mg/l}$
- Potentielt bioakkumulerbare ($\log P_{ow} \geq 3$)

Anaerobe betingelser

Der er endnu ikke standardiserede kriterier for let nedbrydelighed under anaerobe betingelser, det vil sige forhold, hvor molekylært ilt ikke er til stede.

Vejledende grænseværdier

Fastsættelse af vejledende grænseværdier for tilladning til kommunale renseanlæg sker ud fra stoffernes miljøkvalitetskriterier (nul-effekt koncentrationer), deres fjernelse i renseanlæg, fortynding ved udledning til vandområder samt jordkvalitetskriterier med hensyn til udbringning af slam på jord. Det er dog ikke formålet at fastsætte grænseværdier i nærværende projekt, men alene at anvende kategoriseringen for at kunne sammenligne potentiel miljøbelastning fra forskellige kemikalier og grupper af kemikalier.

C: Stoffer, der i kraft af deres egenskaber ikke giver anledning til fastsættelse af vejledende grænseværdier for tildelt spildevand. Disse stoffer reguleres efter princippet om anvendelse af bedste tilgængelige teknologi med lokalt fastsatte grænseværdier svarende hertil.

Gruppen omfatter:

- Stoffer, der er let nedbrydelige i OECD's screeningstest
- Stoffer, der ikke er let nedbrydelige, under forudsætning af, at stofferne har en toksicitet over for vandlevende organismer svarende til $EC_{50} > 100 \text{ mg/l}$, og at stofferne ikke er potentielt bioakkumulerbare ($\log P_{ow} < 3$)

Gruppe C kan således indeholde stoffer, der kan være meget toksiske over for akvatiske organismer. Under normale forhold vil dette ikke give anledning til uønskede effekter, idet stofferne er biologisk let nedbrydelige, men under forhold hvor der ikke sker optimal fjernelse af stofferne i renseanlægget, kan udledningen være årsag til toksiske effekter i recipienten. Emission af C-stoffer til renseanlæg begrænses bl.a. ud fra stoffernes fysisk/kemisk påvirkning af kloakledninger, pumpestationer m.m. Det skal desuden bemærkes, at afledning af gruppe C-stoffer til renseanlæg kan være problematisk af andre årsager - f.eks. hvis stofferne udviser nitrifikationshæmmende effekt. Nitrifikationen sker samtidig med biologisk nedbrydning af organiske stoffer.

Scoring af stofgrupper

Konservativ vurdering

Scoring af stoffer

I nærværende projekt er stoffer, hvis dokumentationsgrundlag er tilstrækkeligt til en entydig vurdering, tildelt klassifikationen A, B eller C. Øvrige stoffer, hvor dokumentationsgrundlaget er utilstrækkeligt, er tildelt klassifikationen a (lille a), b (lille b) eller c (lille c) ud fra en ekspertbaseret vurdering, som f.eks. kan bygge på kendskab til lignende stoffers egenskaber i kombination med det foreliggende datamateriale. Såfremt en sådan vurdering ikke har været mulig, er stoffet tildelt et i.v. (ikke vurderet).

Ved vurdering af stofgrupper tages der udgangspunkt i de stoffer, der repræsenterer stofgruppen. Hvis det entydigt gælder, at gruppen består af stoffer vurderet som liste A-stoffer (f.eks. gruppen af alkylphenolethoxylater), får gruppen tildelt scoren A. Hvis det derimod drejer sig om en gruppe, der

f.eks. består af kvaternære ammoniumforbindelser, der er uden nærmere specifikation, vil gruppen tildeles scoren a dels på baggrund af muligt indhold af f.eks. alkylbenzyltrimethylammonium (scoret som A), og dels fordi der i gruppen af kvaternære ammoniumforbindelser kan forekomme let nedbrydelige tensider, f.eks. esterquatforbindelser (scoret som C). Vurderingerne er således konservative, hvilket betyder, at vurdering af stofgrupper er foretaget ud fra mulig forekomst af det mest miljø- og sundhedsfarlige stof, der tilhører den pågældende gruppe.

2.1.2 Miljøvurdering af produkter

Miljøprofiler

På baggrund af enkeltstoffernes/stofgruppernes tildelte vandmiljø-scoring angives for hvert enkelt produkt procentsatser for indhold af A, B, C og i.v. stof. På denne måde opstilles miljøprofiler for hvert af de vurderede produkter, se afsnit 2.2.2.

Sammenhæng mellem "Keminøglen" og ABC-metoden

Sideløbende med dette projekt har Miljøstyrelsen, Dansk Industri og Dansk Metal støttet et projekt kaldet "Keminøglen" om miljøvurdering af autobranschens kemikalier. Miljøvurderingerne, som har været anvendt i dette projekt, kan ikke umiddelbart sammenlignes med miljøvurderingerne i Keminøglen. Keminøglen anvender en scoring af de deltagende produkter fra 1-3, hvor 3 er værst. Hvert enkelt stof i produkterne gives først en score, som bygger på multiplikation af en eksponerings- og en toksicitetsfaktor. Dette foretages indenfor kategorierne: Arbejdsmiljø, ydre miljø og vandmiljø. Det indholdsstof, som vurderes mest problematisk indenfor hver kategori, er herefter bestemmende for, hvilken score (fra 1-3) produktet får indenfor hver af de tre kategorier.

I nærværende projekt er resultatet af scoringen – som det fremgår af tabel 2.2.2 - 2.2.7 – en angivelse af, hvor mange procent af A-, B-, C- eller i.v.-stoffer der findes i produkterne. Endvidere er ABC-metoden afgrænset til stoffernes mulige effekter efter afledning til offentlig kloak samt uhelbredelige skadevirkninger på mennesker (jf. afsnit 2.1.1).

En anden væsentlig metodisk forskel mellem Keminøglen og den metode, der er anvendt i dette projekt, er, at stoffer, for hvilke der ikke findes tilstrækkelige økotoksikologiske data til at vurdere, i Keminøglen gives de laveste eksponerings- og toksicitetsfaktorer, hvilket resulterer i en lav samlet score. Sådanne stoffer grupperes i dette projekt som i.v.(ikke vurderede)-stoffer.

Olie/vand-separation

Keminøglen indeholder endvidere scoringer af vaskekemikaliernes evne til at separere i en olieudskiller efter blanding med olie og vand i en vaskeproces. Anbefalinger omkring anvendelse af test for vaskekemikaliernes olie/vand-separerende egenskaber er uddybet i et miljøprojekt fra Miljøstyrelsen om reduktion af mineralsk olie i processpildevand, som forventes at udkomme ultimo 2000.

2.2 Resultater af undersøgelsen

Fire producenter/leverandører har bidraget med fortrolige oplysninger om deres produkters sammensætning.

Farvestoffer og parfumer

Der er i alt vurderet 43 produkter indeholdende i alt ca. 90 forskellige enkeltstoffer/stofgrupper. Heraf er i alt knap 10 farvestoffer og parfumer udeladt af vurderingen, fordi ikke alle producenter konsekvent har opgivet indhold af disse. Hertil kommer, at andelen af farvestof og parfume i produkterne er meget lav (se afsnit 2.2.2), og at der kun eksisterer meget få tilgængelige data om deres iboende miljøfarlighed.

De indgående produkter vurderes at dække ca. 95% af det samlede forbrug i Danmark (år 1998) inden for de pågældende produktgrupper.

Resultatet af undersøgelsen er nedenstående opdelt i en beskrivelse af den typiske sammensætning af bilvaskeprodukter inden for de enkelte produktgrupper, en angivelse af ABC-score for enkeltstoffer/stofgrupper samt en beskrivelse af miljøprofiler for hvert af de vurderede produkter.

2.2.1 Karakterisering af bilvaskekemikalier

Kemikalier, der anvendes i forbindelse med bilvask, kan opdeles i følgende produktgrupper:

- Autoshampoo
- Skumprodukter
- Voksprodukter
- Insekt-/fælgrens
- Kemikalier til recirkulation/fældning
- Rengøringsmidler til vaskehal etc.

Autoshampoo og skumprodukter består typisk af anioniske, amfotere og nonioniske tensider, opløsningsmidler, syrer samt konserveringsmidler, parfume og farvestoffer.

Voksproduktets sammensætning er i de fleste tilfælde domineret af kationiske og nonioniske tensider, aminer, glycoler, organiske syrer, opløsningsmidler samt i nogle tilfælde glans- og plejekomponenter.

Insekt- og fælgrensprodukterne indeholder hovedsageligt kompleksbindere, anioniske og nonioniske tensider, uorganiske forbindelser samt konserveringsmidler og parfume.

Kemikalier til recirkulation/fældning består typisk af uorganiske forbindelser.

I midler til rengøring af vaskehaller varierer indholdsstofferne meget, men følgende kemikalier forekommer hyppigt: Opløsningsmidler, blegemidler, fosfater, tensider, syrer eller baser.

2.2.2 Resultater af miljøvurderingen

Resultatet af den udførte miljøvurdering er i det følgende dels anført som ABC-scoring af enkeltstoffer/stofgrupper og dels som miljøprofiler for de vurderede produkter:

ABC-scoring af enkeltstoffer/stofgrupper

I bilag 7 er de vurderede stoffer angivet med tilhørende ABC-scoring.

Resultat af scoring

Af fortrolighedshensyn er en del af stofferne i bilag 7 angivet med kodenavn. Som det fremgår af tabellen i bilag 7, er 11 ud af i alt 80 stoffer tildelt scoren A eller a og hermed vurderet til at være uønskede i kloaksystemet. Ni stoffer er tildelt scoren B eller b, og 47 stoffer er scoret C eller c. 13 stoffer har på det foreliggende grundlag ikke kunnet scores og er derfor tildelt et i.v.

Muligheder for forbedret scoringsgrundlag

Det skal bemærkes, at det inden for rammerne af nærværende undersøgelse ikke har været muligt at fremskaffe detaljerede stofoplysninger fra kemikalieleverandørerne på alle stoffer - f.eks. CAS nr., alkylkædelængder og antal ethoxygrupper. Eventuel viden hos kemikalieleverandørernes råvareproducenter om råvarenes økotoksikologiske egenskaber er heller ikke indgået. Sådanne oplysninger vil sandsynligvis gøre det muligt at tildele en væsentlig del af de 34 stoffer, der er scoret med et lille bogstav (a, b eller c; tildeling baseret på skøn) samt stoffer tildelt i.v., en egentlig score (A, B eller C).

Det vurderes endvidere, at ovenfor nævnte detaljerede oplysninger, i kombination med de under nærværende projekt indsamlede farlighedsdata (hovedvægt på bionedbrydelighed) samt en detaljeret litteratur-/databasesøgning med hovedvægt på især stoffernes akutte og kroniske økotoksicitet i vand, vil gøre det muligt at give forslag til miljøfareklassifikation for en del af stofferne. Miljøfareklassifikation er EU's klassifikationssystem, som primært adskiller sig fra ABC-systemet ved ikke at tage højde for nedbrydningen i offentlige renseanlæg. F.eks. vil meget giftige men let nedbrydelige stoffer – som ikke er vurderet til at medføre uheldbredelig skadevirkning over for mennesker – blive scoret C i ABC-systemet, men klassificeres R50/53, hvis de samtidigt er bioakkumulerbare.

Hvad angår miljøfareklassifikation, skal det endvidere anføres, at ingen af stofferne i bilag 7 (hvor CAS nr. er kendt) er miljøfareklassificeret på Miljøstyrelsens nyeste liste over farlige stoffer (Miljøministeriet, 1997). Der er endnu kun vurderet et mindre antal stoffer med hensyn til miljøfareklassifikation.

Miljøprofiler for de vurderede produkter

Resultatet af den udførte farlighedsscreening er nedenstående angivet som miljøprofiler for hvert af de vurderede produkter. Opgørelsen er inddelt i produktgrupper.

Vandindhold

Miljøprofilerne er vist i tabelform med angivelse af procentvis (vægtbasis) indhold af henholdsvis A (inkl. a)-, B (inkl. b)-, C (inkl. c)- og i.v.- scorede stoffer i produktet. Vandindholdet i produkterne fremkommer ved at trække summen af de angivne procenter fra 100%.

Afslutningsvis er de samlede afledte mængder af ABC, i.v.-stoffer beregnet for de enkelte produktgrupper.

Autoshampoo produkter

I tabel 2.2.2 er angivet miljøprofiler for de fire autoshampoo produkter, der har indgået i undersøgelsen.

Tabel 2.2.2

Miljøprofiler for autoshampoo.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
AS 1	0	0	< 12,5	≤ 20
AS 2	0	0	≤ 45	0
AS 3	0	0	< 35	≤ 20
AS 4	0	0,7	15,5	0

To af shampooprodukterne indeholder endvidere parfume samt farvestoffer (chinolin-, triphenylmethan- og xanthenfarvestoffer) og konserveringsmiddel (isothiazolon, scoret a) i koncentrationer på op til 15 ppm. B-stoffet i produkt AS4 er et anionisk tensid.

Skumprodukter

I tabel 2.2.3 er angivet miljøprofiler for de seks skumprodukter, der er indgået i undersøgelsen.

Tabel 2.2.3

Miljøprofiler for skumprodukter.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
SP 1	0	≤ 20	≤ 30	0
SP 2	0	0	≤ 42,5	0
SP 3	< 5	≤ 25	≤ 30	0
SP 4	< 5	0	*	0
SP 5	0	≤ 30	≤ 25	9
SP 6	0	13,9	6,7	0

*Mængde ukendt.

A-stofferne i skumprodukterne er nonioniske tensider, og B-stofferne er kompleksbindere og anioniske tensider.

To af skumprodukterne indholder parfume samt farvestof (xanthen) og konserveringsmiddel (isothiazolon, scoret a) i koncentrationer på op til 40 ppm.

Voksprodukter

I tabel 2.2.4 er angivet miljøprofiler for de 15 voksprodukter, der er indgået i undersøgelsen.

Tabel 2.2.4

Miljøprofiler for voksprodukter.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
VP 1	< 2,5	0	< 42,5	< 22,5
VP 2	< 2,5	0	< 42,5	≤ 20
VP 3	≤ 10	0	≤ 65	≤ 35
VP 4	< 2,5	0	≤ 65	≤ 25
VP 5	< 2,5	0	≤ 65	≤ 25
VP 6	< 2,5	0	≤ 60	≤ 30
VP 7	< 2,5	0	≤ 42,5	≤ 20
VP 8	< 2,5	0	≤ 42,5	≤ 20
VP 9	0	0	0	*
VP 10	≤ 19,5	< 5	≤ 52,5	≤ 20,5
VP 11	< 24,5	< 5	≤ 52,5	≤ 20,5
VP 12	≤ 7,5	0	≤ 42,5	≤ 16
VP 13	≤ 7,5	0	≤ 52,5	≤ 16
VP 14	≤ 7,5	0	≤ 52,5	≤ 16
VP 15	≤ 10	0	≤ 85	≤ 35

*Mængde ukendt.

A-stofferne i voksprodukterne er kationiske tensider, siloxanforbindelser samt et enkelt nonionisk tensid. B-stofferne er nonioniske tensider.

Seks voksprodukter indholder farvestoffer (azo-triphenylmethan- og xanthenfarvestoffer) og konserveringsmiddel (isothiazolon, scoret a) i koncentrationer på op til 40 ppm.

Insekt- og fælgrensmidler

Miljøprofiler for de seks insekt- og fælgrensmidler, der er indgået i undersøgelsen, fremgår af tabel 2.2.5.

Tabel 2.2.5

Miljøprofiler for insekt- og fælgrensmidler.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
IF 1	≤ 10	≤ 60	< 15	0
IF 2	0	≤ 30	≤ 20	0
IF 3	0	≤ 60	< 15	0
IF 4	< 10	0	< 55	0
IF 5	< 5	0	< 35	0
IF 6	0	1,26	21,07	6,75

Insekt- og fælgrensemidlernes A-stoffer er nonioniske tensider, mens B-stofferne er kompleksbindere og anioniske tensider.

To insekt- og fælgrensmidler indeholder parfume samt farvestoffer (triphenylmethan- og xanthenfarvestoffer) og konserveringsmiddel (isothiazolon, scoret a) i koncentrationer på op til 7,5 ppm.

I tabel 2.2.6 er angivet miljøprofiler for de tre kemikalier til recirkulation/fældning af vaskevand, der er indgået i undersøgelsen.

Kemikalier til recirkulation/fældning

Tabel 2.2.6

Miljøprofiler for kemikalier til recirkulation/fældning.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
RF 1	0	0	0	≤ 25
RF 2	0	0	≤ 20	0
RF 3	0	0	≤ 10	0

Kemikalier til rengøring af vaskehaller

I tabel 2.2.7 er vist miljøprofilerne for ni produkter, der anvendes til rengøring af vaskehaller.

Tabel 2.2.7

Miljøprofiler for produkter til rengøring af vaskehal m.m.

Produkt nr.	Vandmiljøscorer (%)			
	A	B	C	i.v.
RV 1	≤ 70	0	≤ 50	0
RV 2	0	0	≤ 10	≤ 20
RV 3	0	0	< 30	*
RV 4	≤ 15	< 5	< 25	< 5
RV 5	< 5	≤ 20	< 70	0
RV 6	0	≤ 15	≤ 65	0
RV 7	0	0	≤ 45	0
RV 8	< 5	0	≤ 45	0
RV 9	0	0	55	0

* Mængde ukendt.

A-stofferne i produkterne til rengøring af vaskehaller består af et råoliebestanddel samt kationiske og amfotære tensider. B-stofferne er kompleksbindere og anioniske tensider.

Der er endvidere i to af rengøringsprodukterne konstateret indhold af farvestoffer (azo- og xanthenfarvestoffer) i koncentrationer på op til 30 ppm.

Afledte mængder af ABC, i.v.-stoffer til kloak

Ud fra leverandørernes oplysninger om solgte mængder kemikalier pr. år kan de afledte mængder af A-, B-, C-, i.v.-stoffer beregnes. I tabel 2.2.8 er de beregnede afledte mængder angivet for hver produktgruppe. Beregningerne er baseret på leverandørernes salgstal for 1998 for de kemikalier, som har indgået i undersøgelsen. De angivne mængder udgør A-, B-, og C-stoffer plus lille a-, b-, og c-stoffer.

Konservativ vurdering

Ved beregningerne er der foretaget en konservativ vurdering således, at 100% af de solgte kemikalier antages ledt til kloak. Undtaget er kemikalier til recirkulation, hvor der for fældningskemikalier er antaget et spild til kloak på 5%, idet 95% af stofferne forventes opsamlet og håndteret som farligt affald. Det er endvidere antaget, at alle produkter har en vægtfylde på 1 kg/l.

Estimerede forbrug

Til sammenligning af leverandørernes solgte mængder er estimerede forbrug af kemikalier til danske bilvaskehaller angivet i tabel 2.2.8. Estimeringerne er baseret på, at der foretages 11,5 mio. vask pr. år i Danmark, og at der pr. vask anvendes 12,5 ml autoshampoo, 10 ml skumprodukt, 18 ml voksprodukter (både skylle- og konserveringsvoks), 30 ml fælgrens/ inсекtrems på halvdelen af vaskene og 24 ml fældningskemikalier/biocid på de ca. 50 renseanlæg, som er opstillet i Danmark (5,8 mio. vask). Forbrug af kemikalier til rengøring af vaskehallerne er ikke estimeret.

Som det fremgår af tabel 2.2.8, ligger de estimerede forbrug på samme niveau (samme størrelsesorden) som salgstallene. Dette bekræfter, at undersøgelsen, som tidligere nævnt, omfatter langt hovedparten af kemikalieforbruget på danske bilvaskeanlæg. At der dog er forskel på estimeret forbrug og salg inden for fire af de seks produktgrupper, kan bl.a. skyldes, at doseringen ved mange vaskeanlæg ikke er justeret optimalt.

Tabel 2.2.8

Beregnete afledte mængder af A-, B-, C-, i.v.-stoffer for de enkelte produktgrupper. Estimeret forbrug af kemikalier samt solgte mængder af hver produktgruppe fra undersøgelsen er endvidere angivet.

Produktgruppe	Estimeret forbrug tons/år	Salg (1998) tons/år	Beregnete afledte mængder (tons/år)			
			A	B	C	i.v.
Autoshampoo	140	190	0	5,4	53	21
Skumprodukter	120	160	4,5	11	11	0,8
Voksprodukter	210	210	15	9	99	40
Insekt- og fælgrens	173	106	4,7	8,5	35	0,03
Recirkulation og fældning	0,6	0,2	0	0	0,03	0,2
Rengøring af vaskehal	-	56	3,9	4,9	25	1,4
Sum	640	730	28	39	220	63

Tabel 2.2.8 viser, at der pr. år afledes op til 28 tons A-, 39 tons B- og 220 tons C-stoffer ved brug af de bilvaskekemikalier, som indgår i undersøgelsen.

Afledning af A-stoffer

A-stoffer – som er uønsket i kloaksystemet - afledes ved brug af voksprodukter (15 tons/år), skumprodukter (4,5 tons/år), insekt- og fælgrens (4,7 tons/år) og rengøringsprodukter til vaskehaller (3,9 tons/år).

Afledning af B-stoffer

B-stofferne – som kun bør afledes i mængder under de vejledende grænseværdier - afledes i de største mængder via brug af skumprodukter (11 tons/år), voksprodukter (9 tons/år) og insekt- og fælgrens (8,5 tons/år).

Afledning af C-stoffer

C-stoffer – der under normale omstændigheder vil nedbrydes i det offentlige renseanlæg - afledes overvejende gennem brug af voksprodukter (99 tons/år), auto-shampoo (53 tons/år) samt insekt- og fælgrens (35 tons/år).

Afledning af i.v.-stoffer

Det er specielt ved brug af voksprodukter (40 tons/år) og autoshampoo (21 tons/år), at der afledes i.v.-stoffer, dvs. stoffer det ikke har været muligt at vurdere.

3 Miljøpåvirkning

3.1 Kilder til miljøskadelige stoffer i spildevand og slam

Kilder

Kilderne til de miljøfremmede stoffer i spildevandet fra bilvaskehaller kan inddeles i de stoffer, der kommer fra:

- Biler
- Vaskeanlæg og -hal
- Atmosfærisk nedfald
- Vejbelægning
- Vejvedligeholdelse
- Vaske- og hjælpekemikalier

Stoffer fra atmosfærisk nedfald, vejbelægning og vejvedligeholdelse bringes ind i vaskehallerne i form af snavs på bilerne.

I tabel 3.1.1 er de seks ovennævnte kilder yderligere specificeret, og det er i tabellen anført, hvilke parametre der er knyttet til de enkelte kildegrupper. De tungmetaller, der er medtaget i tabellen, er vurderet i forhold til deres miljømæssige egenskaber, koncentration i aktuelle produkter og koncentration i vand fra overfladeafstrømning.

NOVA

I denne rapport, er det valgt primært at fokusere på de stoffer/stofgrupper, der indgår i det nationale overvågningsprogram for det danske vandmiljø 1998-2003 (NOVA), og som har tilknytning til spildevand og slam. Følgende stofgrupper indgår i NOVA i relation til spildevand og slam:

- Tungmetaller
- Alifatiske aminer
- Aromatiske kulbrinter
- Phenolforbindelser herunder NPE
- Halogenerede alifatiske kulbrinter
- Halogenerede aromatiske kulbrinter
- PAH (polyaromatiske hydrocarboner)
- PCB (polychlorede biphenyler) og chlorerede pesticider
- Pesticider og herbicider
- Phthalater herunder DEHP
- P-triester
- Detergenter (kationiske og anioniske herunder LAS)
- MTBE (tert-butylmethylether)
- Dioxiner og furaner
- Sumparametre (AOX, EOX, NVOC)

Udvælgelse af stoffer

De enkelte stoffer, der indgår i NOVA, er udvalgt på grundlag af:

- Internationale aftaler om måling og reduktion (HELCOM, NSC, OSPAR)
- Danske kvalitetskrav for slam og recipienter
- EU-kvalitetskrav (Liste I og II stoffer)
- Forsigtighedsprincippet

I de følgende afsnit er der fokuseret på kilder til de ovennævnte stofgrupper. Derudover indgår de traditionelle spildevandsparametre (COD, BOD, Total-N, Total-P, SS) i vurderingen af kildernes bidrag med forurenende stoffer.

Tabel 3.1.1

Oversigt over kildegrupper, specificerede kilder og forureningsparametre.

Kildegrupper	Biler	Vaskeanlæg og –hal	Atmosfærisk nedfald	Vejbelægning	Vejvedligeholdelse	Bilvaske- og hjælpekemikalier
Specifikation af kilder	Bilvaskekemikalier (se kapitel 2) Undervognsbelægning Plastkomponenter Dæk Bremsebelægninger Maling/lak Brændstof Metaldele Oliespild/bremsevæske	Anlægs- og bygningskomponenter	Emission fra forbrænding Emission fra industrielle processer Pesticidanvendelse Gødning	Nedbrydning af asfaltkomponenter og vejbelægning	Glatførebekæmpelse Ukrudtsbekæmpelse	Kemikalier knyttet til vask Kemikalier knyttet til rensning af vand til genbrug Kemikalier knyttet til rengøring
Parametre	Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn PAH, phthalater, LAS, NPE Dioxiner Nox, SO ₂	Zn, Cd, Cu, Cr, Ni Phthalater, NPE, PCB	NO _x , SO ₂ Hg, Pb, Cd, Zn PAH, PCB Dioxiner, phthalater Chlor- og alkylbenzener Chlor-, methyl- og Nitrophenoler Chlorerede kulbrinter Pesticider	PAH, Tungmetaller (Cr, Cu, Ni, Zn)	Chlorid Herbicer: Glyphosat MCPA Dichlorprop 2,4-D Simazin Tertbutylazin Propyzamid Dichlorbenil Lindan Isoproton	

3.1.1 Biler

Bilerne bidrager med forurenende stoffer via afsmitning og slid under selve vasken, men der er stor forskel på, i hvilket omfang bilernes enkeltdele bidrager.

I tabel 3.1.2 er specificeret, hvilke bilkomponenter der bidrager med henholdsvis tungmetaller, Slambekendtgørelsens fire grupper af miljøfremmede stoffer (DEHP, LAS, PAH, NPE) samt visse andre organiske og uorganiske forbindelser.

Tabel 3.1.2

Forureningskomponenter fra biler.

Kilde	Tungmetaller	Slambekendtgørelsen Organiske stoffer	Andre Organiske stoffer	Andre Uorganiske stoffer
Bilplejekemikalier (se kapitel 2)				
Undervognsbelægning	Cd, Pb, Sn, Zn	DEHP, PAH		
Plastkomponenter	Cd, Pb, Sn, Zn	DEHP, NPE,		
Dæk	Cd, Pb, Ni, Zn	PAH, DEHP		
Bremsebelægninger	Cd, Cu, Pb, Ni, Zn			
Maling/lak	Cd, Cr, Zn	DEHP, NPE		
Brændstof	Pb	PAH	Dioxiner, furaner	NO _x , SO ₂
Metaldele	Cd, Zn, Ni, Cr, Cu			
Oliespild/bremsevæske	Cd	PAH, NPE		

Undervognsbelægning

Afsmitning fra og slid af undervognsbelægning forventes under vask at resultere i afgivelse af phthalater til vaskevandet, idet undervognsbelægning påført af bilproducenterne i de fleste tilfælde består af blød PVC, som indeholder phthalater. 90% af de phthalater, der anvendes i Danmark, er knyttet til blødgøring af PVC, som indeholder mellem 23 og 35% phthalater (Hoffmann, 1996). Til undervognsbelægning på nye biler anvendes årligt 200 tons blød PVC, som er påført ved ankomsten til Danmark. I øvrigt anvendes 1.000 tons blød PVC til andre bilkomponenter.

Rustbeskyttelsesmidler

De rustbeskyttelsesmidler, der anvendes i forbindelse med opfølgende rustbeskyttelse på ældre biler i Danmark, indeholder ikke PVC og dermed heller ikke phthalater. Rustbeskyttelsesmidler til opfølgende rustbeskyttelse er enten baseret på olie eller voks og indeholder tillige opløsningsmidler og bitumen. Fra denne type undervognsbelægning vil der i stedet være mulighed for afgivelse af PAH'er.

Plastkomponenter

Plastkomponenter indeholder tungmetaller i form af stabilisatorer og farver/pigmenter. I PVC anvendes typisk bly og organotin samt diverse blandinger af eksempelvis calcium-, zink-, barium- eller cadmiumstabilisatorer (Pedersen, 1999). Cadmium er dog begrænset, da det har været omfattet af et generelt forbud siden 1987. Forbudet betyder, at plastkomponenter maksimalt må indeholde 75 ppm cadmium som urenhed (Miljøstyrelsen, 1992). Øvrige forbud med grænseværdier for urenheder i plast er kviksølv: 50 ppm (Miljøministeriet, 1998) og bly: 50 ppm (endnu ikke vedtaget 1999). Bilernes kabiner indeholder en stor del af den samlede mængde plastmateriale, der indgår i konstruktionen, men herfra vil der næppe afgives betydende mængder phthalater eller PAH-forbindelser, som kan ende i vaskevandet.

I handlingsplanen for phthalater (Miljøstyrelsen, 1999) skønnes, at udvaskningen fra biler er i størrelsesordenen 2-10 tons årligt, hvilket svarer til 1-6 g/bil/år. DEHP er den hyppigst anvendte phthalat. Afgivelse af phthalater fra PVC (Hoffmann, 1996) er stærk temperaturafhængig. Derfor er der mulighed for, at de mængder, der afgives om sommeren, er større, end de mængder, der afgives om vinteren.

Dæk

I den svenske rapport "Nya hjulspår" (Kemikalieinspektionen, 1994) er præ-senteret data for sammensætningen af bildæk. Dæk består af:

- 85% gummimasse, som indeholder polymerer af eksempelvis iso-pren, butadien, styrenbutadien, acrylonitril, dimethylsiloxan, acrylonitril,
- 12% stål
- 3% tekstil

Selve gummimassen er sammensat af:

- 40-60% gummipolymerer
- 25-35% komponenter til forstærkning af gummimassen (kulstof)
- 15-20% blødgørere (udgøres af højaromatiske olier, hvoraf 25-30% er PAH'er)
- 1-2% vulkaniseringsmiddel (svovl- og peroxidforbindelser)
- 0,5-2% acceleratorer (ofte aromater, hvori der indgår kvælstof og svovl)
- 2-5% aktivatorer (zinkforbindelser)
- < 1% fyldstof (salicylsyre, phthalsyre, benzoesyre, phthalanhydrid, nitrosodiphenylamin, cyclohexyltiophthalamid)
- 1-2% stoffer, der skal reducere ældningsprocessen (TMQ, 6PPD, IPPD, 77PS)
- 0-3% hærdere (polymeriserede oliofiner)
- < 1% andre stoffer (kobolt-, nikkel- og cadmiumforbindelser)

Frigivelse fra dæk

Af de fire stofgrupper og tungmetallerne fra Slambekendtgørelsen er PAH, zink, nikkel og cadmium de stoffer, der forekommer i størst koncentration i bildæk. I rapporten "Metaller i Stockholm" (Naturvårdsverket, 1998) er det opgjort, at der ved dækslid årligt frigøres 160 tons zink i Sverige. Cadmium forekommer som følgestof til zink. Den årlige frigivelse af cadmium er for Sverige beregnet til 3-50 kg for bildæk.

Stofkomponenter, der optræder i spildevandet fra bilvaskehaller stammer både fra de biler, der vaskes og fra indslæbt dækstøv opstået ved dækkenes slid på vejene.

Bremsebelægninger

Miljøforvaltningen i Stockholm (Westerlund, 1998) gennemførte en analyse af tungmetalindholdet i de hyppigst forekommende bremsebelægninger. Undersøgelsen viste, at koncentrationen af kobber i bremsebelægninger var størst, dernæst fulgte zink- og blykoncentrationerne, mens de øvrige tungmetaller var til stede i 80 til 550 gange lavere koncentrationer end kobber, zink og bly.

Maling/lak

Maling og lak på biler indeholder phthalater, hvis funktion bl.a. er at forbedre malingens og lakkens vedhæftningsegenskaber, de mekaniske egenskaber og evnen til at modstå lys-, varme- og kuldepåvirkninger (Hoffmann, 1996).

Malinger indeholder tillige pigmenter, hvori der kan indgå tungmetaller – typisk kobber og chrom.

Brændstof

Blyfri benzin må ifølge miljøspecifikationerne i Europaparlamentets og rådets direktiv 98/70/EF om kvaliteten af benzin og dieselolie maksimalt indeholde 5 mg bly/l benzin. Efter 1. januar 2000 er det forbudt at markedsføre blyholdig benzin, som indtil dette tidspunkt må indeholde op til 150 mg bly/l.

Den danske bekendtgørelse om begrænsning af motorbenzin's indhold af blyforbindelser og benzen (nr. 807) fra 2. dec. 1986 kræver, at blyfri benzin ikke må være tilsat bly, og indholdet af blyforbindelser ikke må overstige 13 mg/l.

Ovenstående krav medfører, at bly ikke kan forventes at være forsvundet fuldstændigt fra bilernes udstødning. Dog er blykoncentrationen i blyfri benzin betydelig lavere end maksimalværdien på 5 mg/l (Naturvårdsverket, 1998). Data for koncentration af tungmetaller i benzin (Naturvårdsverket, 1998 (1990)) viser, at nikkel og zink findes i koncentrationsintervaller på henholdsvis <0.01-19.14 mg/l og <0.2-5.23 mg/l.

Som erstatning for bly og for at hæve benzins oktantal tilsættes MTBE.

Direktivet om kvaliteten af benzin og dieselolie indeholder tillige maksimalt tilladte koncentrationer for aromater, som har betydning for koncentrationen af PAH i udstødningsgassen.

PAH i udstødning

Svenske beregninger (Kemikalieinspektionen, 1994) viser, at mængden af udslip/afgivelse af PAH pr. bil i Sverige fra henholdsvis vejbaneslid, dækslid og udstødning fra bilerne ca. forholder sig som 1 : 3 : 8,5. Udstødningsgassernes bidrag med PAH er trods indførelse af katalysatorer større end de bidrag, der kommer fra vejbanerne og dækkene.

Ved korrosion af bilens dele frigøres væsentligst kobber, chrom, nikkel og zink. Kobber stammer fra bremsesør og køleren, mens zink stammer fra forzinkede plader, som ikke er belagt med rustbeskyttelse. Fra svejsninger frigives chrom og nikkel (Naturvårdsverket, 1998).

Bremsevæske

Bremsevæske og olie indeholder – ud over de organiske komponenter, der kan bidrage til frigivelse af PAH – også tungmetaller, herunder specielt cadmium.

3.1.2 Atmosfærisk nedfald og overfladeafstrømning

Forbrændingsprocesser

Atmosfærisk nedfald på biler og veje vil stamme fra kilder, hvorfra spredningen både kan ske lokalt, regionalt og globalt. Kilderne vil hyppigst være relateret til forbrændingsprocesser, men kan også være relateret til andre typer af industrielle processer. Forureningskomponenterne vil være PAH, dioxiner, tungmetaller, SO₂, NO_x, halogenerede kulbrinter og phenoler. Derudover vil der i atmosfærisk nedfald også kunne indgå forureningskomponenter, der stammer fra anvendelse af gødning og pesticider.

Typen og koncentrationen af miljøfremmede stoffer i vand fra overfladeafstrømning fra veje forventes at afspejle, hvilke miljøfremmede stoffer der vil

være til stede i spildevand fra bilvaskehaller. Derudover vil der i spildevandet være stoffer, som har direkte relation til vaskeprocessen (se kapitel 2).

Analyser

I tabel 3.1.3 og 3.1.4 er anført koncentrationen af henholdsvis organiske miljøfremmede stoffer og tungmetaller i overfladeafstrømning fra Skovlunde og Bagsværd. I rapporten, hvorfra disse data stammer, er der tillige præsenteret data fra en litteraturundersøgelse – også disse data er vist i tabel 3.1.3 og 3.1.4 (Kjølholt, 1997). Desuden er i tabellerne præsenteret data fra en undersøgelse af jord- og vandforurening langs danske motorveje (Lehmann, 1998). Til sammenligning er anført stofkoncentrationer i husholdningsspildevand (Jepsen, 1997).

På internationalt plan har der hidtil været fokuseret på tungmetaller i vand fra overfladeafstrømning, mens der kun i begrænset omfang har været målt for organiske miljøfremmede stoffer. Både for tungmetallerne og de miljøfremmede stoffer gælder, at der er store variationer i de målte koncentrationer, hvilket kan skyldes forskelle i målestedernes placering, prøvetagningsomstændigheder og analysemetoder.

Tabel 3.1.3

Koncentration af miljøfremmede stoffer i vand fra overfladeafstrømning (Skovlunde og Bagsværd) vejvand og i husholdningsspildevand. Enhed $\mu\text{g/l}$ – detergenter mg/l .

Parameter	Overfladeafstrømning (Kjølholt, 1997)	Vejvand (Lehmann, 1998)	Litteratur Vejvand (Kjølholt, 1997)	Husholdningsspildevand (Jepsen, 1997)
<i>Flygtige stoffer</i>				
Benzen	0,057			
Toluen	0,15			
Ethylbenzen	0,22			
ethylbenzen+xylener	0,032			
1,1,1tri-chlormetan	0,18			
Trichlorethylen	0,082			
Tetrachlorethylen	0,82			
Total kulbrinter	740			
Sum PAH	5,1	0,11-5,05	2,5-27,8	0,3
<i>Chlorbenzener</i>				
1,4 di-chlorbenzen	0,007			-
Pentachlorbenzen	0,0087			0,2
Heaxachlorbenzen	0,011			
<i>Chlorphenoler</i>				
2,4 di-chlorphenol	0,025	<0,01-<0,05		-
2,4,6-trichlor phenol	0,014	<0,01-<0,05		-
2,3,4,6-tetrachlorphenol	0,0099			-
Pentachlorphenol	0,045			0,1-0,2
<i>Blødgørere</i>				
di-n-butylphthalat	1,3	0,19-4,8		1,2-13
Butylbenzylphthalat	0,41			-
di(2-ethylhexyl)phthalat	32	3,0-23		2,2-60
di(2-ethylhexyl)adipat	1,3	0,04-0,08		
di-n-octylphthlat	1,4	0,1-0,43		1-1,3
<i>P-triester</i>				
tri-n-butylphosphat	0,084	<0,2-0,03		
Triphenylphosphat	0,19	<0,01-0,5		
<i>Pesticider</i>				
2,4-D			19	
Nonylphenol(+1-2 EO)	5,7	<0,05-2,5	3,8-18,1	9,8
LAS				570
Anioniske detergenter				6,8
Kationiske detergenter				2,5
Nonioniske detergenter				0,58

- = under detektionsgrænsen.

Phthalater, PAH

Koncentrationen af phthalater og P-triester i vand fra overfladeafstrømning og vejvand ligger på niveau med koncentrationerne i husholdningsspildevand, mens PAH, der stammer fra atmosfærisk nedfald og bilernes forbrændingsprocesser, findes i højere koncentrationer i vejvand end i husholdningsspildevand. Følgende PAH'er er fundet i vand fra overfladeafstrømning: Methylnaphtalener, flouranthen, pyren, triphenyl, benz(b+j+k)flouranthen.

Phthalaterne i vejvand forventes at stamme fra nedbør og fra bilernes undervognsbelægnings samt bløde plastdele. Chlorbenzener og chlorphenoler er fundet i vejvand, men ud fra de få undersøgelser, der er beskrevet i litteratu-

ren, er det ikke muligt at afgøre, om koncentrationsniveauet er forskelligt fra niveauet i husholdningsspildevand.

Tabel 3.1.4

Koncentrationer af tungmetaller (µg/l), næringssalte og chlorid (mg/l) i overfladeafstrømning, vejvand og husholdningsspildevand.

Parameter	Overfladeafstrømning (Kjølholt, 1997)	Vejvand (Lehmann, 1998)	Litteratur Vejvand (Kjølholt, 1997)	Husholdningsspildevand (Jepsen, 1997)
Pb	70	21-31	4,6-311	32
Cd	0,73	0,2-0,5	0,07-37	0,58
Cr	16	8,2-11	<10-57	1,8
Cu	160	53-110	5,6-280	105
Hg	0,079	0,1-0,4		0,53
Ni	19	<0,02-1,9	9,9-35,5	11
Zn	370	190-280	22-1757	217
Total-N	5,5			69
Total-P	0,64			13
Chlorid	430			120

Sammenligninger

I rapporten om ”Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer” (Kjølholt, 1997) er der gennemført en sammenligning mellem koncentrationen af tungmetaller og udvalgte organiske miljøfremmede stoffer i vand fra overfladeafstrømning, koncentrationen i indløb til renseanlæg samt vandkvalitetskriterier anført i ”Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet” (Miljøstyrelsen, 1996). Sammenligningen viste, at koncentrationerne af bly, chrom, kobber og zink i vand fra overfladeafstrømning overskrider kvalitetskravene for både ferske og marine recipienter. Blandt de miljøfremmede stoffer er det primært de større PAH’er, der overskrider kvalitetskravet på 0,001 µg/l. Af de miljøfremmede stoffer, der er målt, er der kun få, for hvilke der eksisterer kvalitetskrav.

3.1.3 Vejbelægningsmateriale og vejvedligeholdelse

Tjære/bitumen

Vejbelægningsmateriale består af ca. 95% sten/ral og 5% tjære/bitumen, som indeholder ca. 200 ppm PAH. Ved slid vil der afgives PAH-forbindelser og tungmetaller fra tjæren/bitumen og fra de mineraler, der i øvrigt er til stede i vejbelægningen.

Bjergarter

Data præsenteret i Naturvårdsverkets rapport (1998) viser, at af tungmetallerne dominerer bly (20-30 mg/kg) i sure bjergarter som granit og porfyr, der benyttes til vejbelægninger. I basiske bjergarter dominerer kobber, chrom og nikkel, som optræder i koncentrationer på mellem 90 og 200 mg/kg.

I Sverige regnes med et slid på vejbanerne på 10 g/personbilkilometer. Løst net vejbanemateriale transporteres bort med regnvand og køretøjer. I øvrigt vil sliddet på vejbanerne og dermed frigivelsen af tungmetaller og organiske stoffer afhænge af vejbanens fugtighed, saltning og køretøjernes hastighed, dæktryk, akseltryk m.m.

Saltning

Ved glatførebekæmpelse om vinteren anvendes i Danmark vejsalt, der for 98% vedkommende består af natriumchlorid. Den resterende del er sporstoffer - hovedsageligt magnesium og calcium. Endelig tilsættes ferrocyanid

(100 mg/kg) for at forhindre klumpning. Ferrocyanid er under normale omstændigheder stabilt, men kan muligvis ved UV-bestråling spaltes, hvorved der dannes den yderst giftige cyanidion.

Herbicer

Til bekæmpelse af ukrudt i vejsider har der gennem årene været anvendt herbicer af de typer, der er nævnt i tabel 3.1.1: Glyphosat, MCPA, carbetamid, simazin, fluazifob-p-butyl (Kjølholt, 1997). Ved undersøgelsen af vand fra overfladeafstrømning i 1996 i Skovlunde og Bagsværd blev der registreret følgende herbicer: Isoproturon, dichlobenil, 2,6-dichlorbenzamid, mechlorprop, MCPA, dichlorprop, 2,4-D, DNOC, simazin, terbuthylazin. Da ukrudtsbekæmpelsen foregår i sommerperioden, vil de nævnte stoffer sandsynligvis forekomme i højere koncentrationer i spildevandet fra vaskehallerne om sommeren end om vinteren.

Koncentrationerne af bly, chrom og zink er højere i vand fra overfladeafstrømning og vejvand end i husholdningsspildevand. Data fra litteraturen viser, at tungmetalkoncentrationerne kan være endog mange gange større i vand fra overfladeafstrømning sammenlignet med koncentrationerne i husholdningsspildevand. De danske målinger på vand fra overfladeafstrømning viser ikke forhøjede koncentrationer af cadmium, hvilket kunne forventes ud fra oplysningerne i tabel 3.1.2, der viser, at cadmium indgår i mange bilkomponenter. Bremsebelægninger, dæk og maling/lak kan være kilder til indholdet af bly, chrom og zink i vejvand og vand fra overfladeafstrømning.

3.2 Sammensætning af spildevand fra bilvaskehaller

Sammensætningen af spildevand fra bilvaskehaller afhænger af tilførslen af stoffer fra de kilder, der er beskrevet i afsnit 3.1.

Danmark

I Danmark har der indtil gennemførelsen af dette miljøprojekt kun været offentliggjort resultater fra en enkelt undersøgelse af spildevand fra bilvaskehaller, nemlig DMU's undersøgelse (DMU, 1998), der var centreret omkring målinger af NPE og phthalater (se tabel 3.2.1), men den omfattede ikke målinger af traditionelle spildevandsparametre som COD, BOD, Total-N, Total-P, olie/fedt og tungmetaller. Mange af disse parametre har været analyseret i forbindelse med målinger af spildevandsbelastningen fra bilvaskehaller i Sverige. Resultater af undersøgelseerne er præsenteret i tabel 3.2.1 sammen med spildevandsdata fra undersøgelser i Danmark og Norge. Alle analyser er udført på spildevandsprøver udtaget efter olieudskilleren.

Både når det gælder de almindelige spildevandsparametre og tungmetaller, er der store variationer i de målte koncentrationer. Variationerne kan – ud over variationer i tilførslen fra kilderne – henføres til forskelle i

- de vaskeanlæg, der har været målt på
- dosering af vaskekemikalier
- typen af vaskekemikalier
- sandfangets og olieudskillerens størrelse og tømningfrekvens
- vandforbrug
- årstidsvariationer
- rengøringsstidspunkt for vaskehallen
- prøvetagningsmetodik

Ovenstående faktorer vil i varierende omfang have indflydelse på de målte stofkoncentrationer i spildevandet.

Table 3.2.1

Spildevandssammensætning efter olieudskiller.

Parameter	Enhed	(DMU, 1998)	(VAV, 1995)	(VA-verket, 1993)	(Karlstad, 1994)	(Stockholm Vatten, 1991)	(Stockholm Vatten, 1993)	(OK, 1995)	(Paxøus, 1996)	(IVL, 1998)	Husholdningsspv. (Jepsen, 1997)	Grænseværdier (Miljøstyrelsen, 1994)
Land		DK	N	S	S	S	S	S	S	S		
Antal anlæg		26	1	37	18	1	2	1	35	1		
Prøvetagning		tidsprop.	stikprøver	stikprøver	tidsprop.	tidsprop.	tidsprop.	tidsprop.	stikprøver	tidsprop.	middel-	værdier
År		1997	1993	1992	1993/94	1991	1993	1994/95	1990 - 92	1998		
Vandmængde	l/vask	140	390	265		430	240 - 500	13 - 230	200	17 - 18		
COD	mg/l		341 - 2695	76 - 2300	350 - 6400	838 - 1789	1550 - 4600	540 - 720	120-4200	650-890	630	
BOD	mg/l			7,7 - 1500	250 - 2800	301 - 561	400 - 1500	260 - 310		290	260	
Total-P	mg/l						0,32 - 39,2	0,32 - 220		0,22	13	
pH			7,21 - 7,28									
FTU/NTU			78 - 249									
Mineralsk olie	mg/l			3,4 - 620	10 - 840	23 - 739		0,5 - 14	3 - 1300			10
Olie/fedt	mg/l						84 - 140		10 - 1750	3,0 - 3,6	0,14	50
Cd	µg/l			<5 - 100	0,8 - 17	4,3 - 7,5	1 - 9,3	0,4 - 3,2		3,7 - 8,7	0,58	3
Cr	µg/l			<10 - 750	9 - 44	33 - 35		18 - 59		59 - 77	1,8	300
Cu	µg/l						54 - 320	13 - 290			105	500
Ni	µg/l			<50 - 3400	2 - 370	36 - 63	22 - 160	4 - 100		31 - 53	32	100
Pb	µg/l			<50 - 500	350 - 6800	16 - 25	9 - 43	23 - 39		23 - 29	11	250
Zn	µg/l			<10 - 2300	5 - 100	369 - 414	330 - 1500	250 - 1700		2700 - 5000	217	3000
Hg	µg/l										0,53	3
Anioniske	mg/l				0,052 - 1,1						6,8	
Kationiske	mg/l				0,5 - 85						2,5	
Nonioniske	mg/l				1 - 150						0,58	
NP	µg/l	48 - 660							10 - 4000		5,3 - 21*	
NPDE	µg/l	6**										
DEHP	µg/l	5,2 - 760							20 - 4100		31	
Hæmning	ISO 8192		x									
	Nitrifikation						x	x		x		x
	Microtox						x	x		x		

* = NP + NP med 1-2 ethoxylatgrupper; ** NPDE = nonylphenoldiethoxylat.

Sammenlignes koncentrationen af parametrene nævnt i tabel 3.2.1 med koncentrationer målt i husholdningsspildevand, ses, at spildevandet fra bilvask generelt er mere belastet end husholdningsspildevand både med hensyn til organisk stof (COD, BOD), olie/fedt og tungmetaller. I litteraturen er kun fundet én undersøgelse med bestemmelse af tensider (Karlstad, 1994). Undersøgelsen viste højere koncentration af specielt kationisk og nonioniske tensider sammenlignet med koncentrationen i husholdningsspildevand.

COD og BOD

Af tabel 3.2.1 fremgår, at de oftest målte parametre er COD, BOD, mineralsk olie, olie/fedt og tungmetaller. I Sverige og Norge måles BOD over syv døgn, mens BOD i Danmark måles over fem døgn. BOD målt over syv døgn giver højere værdier end BOD målt over fem døgn.

Udregnes COD/BOD-forholdet for at få et udtryk for nedbrydeligheden af spildevandets indhold af organisk stof, fås en lavere værdi, når der benyttes BOD₇ fremfor BOD₅. Ved COD/BOD₅-forhold >3 betragtes spildevandets indhold af organisk stof som tungt nedbrydeligt. I svenske undersøgelser beregnes ofte BOD₇/COD, hvorefter spildevandet betragtes som tungt nedbrydeligt, hvis forholdet er $<0,3$. Forhold mellem BOD₇/COD i undersøgelserne præsenteret i tabel 3.2.1 viser, at spildevandet ikke kan betragtes som tungt nedbrydeligt.

Koncentrationen af tungmetaller er som tidligere nævnt højere i spildevandet fra bilvaskehallerne sammenlignet med koncentrationen i husholdningsspildevand. Sammenlignes med Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for tilslutning til kommunale spildevandsanlæg, ses, at der ved de svenske undersøgelser især har været registreret koncentrationer af bly, nikkel, cadmium og zink over de vejledende grænseværdier (se tabel 3.2.1), mens der ikke er fundet kobber og chromkoncentrationer over de vejledende grænseværdier på henholdsvis 500 og 300 µg/l. Ved litteraturgennemgangen blev der ikke fundet målinger af kviksølv i spildevandet fra bilvaskehaller.

Miljøfremmede stoffer

DMU's undersøgelse af miljøfremmede stoffer i spildevand fra 26 bilvaskehaller i og omkring Roskilde i 1997 er én af de få undersøgelser, hvor analyse for miljøfremmede stoffer har været det primære sigte. Ved litteratursøgning blev kun fundet yderligere en svensk undersøgelse, som omfattede måling af miljøfremmede stoffer i spildevand fra bilvaskehaller. De svenske målinger for miljøfremmede stoffer blev udført på prøver indsamlet i Göteborg-området i 1990-92. Oplysninger om koncentrationer af miljøfremmede stoffer i spildevand fra bilvaskehaller er således sparsomme, og dermed er mulighederne for sammenligning også begrænsede. Umiddelbart ser det dog ud, som om koncentrationerne af NPE og DEHP i spildevand fra bilvaskehaller ligger over koncentrationerne i husholdningsspildevand.

Microtox-test

Mikrotox-testen er en bakteriel bioluminiscens-test, der anvendes som screeningsmetode for akut akvatisk toksicitet. En lysgenererende proces, som er koblet til energiomsætningen i de bakterier der anvendes til testen, forstyrres af toksiske stoffer. Hvis bakteriernes lysudsendelse mindskes ved kontakt med en spildevandsprøve, antages prøven at indeholde toksiske stoffer.

I tabel 3.2.2 er vist resultater fra Microtox-tests udført på spildevand fra bilvaskehaller. Resultaterne er opgivet som EC₅₀-værdier svarende til spildevandets

vandskoncentrationen målt i vol%, der medfører 50% lysreduktion. I Danmark findes ingen vejledende grænseværdier for industrispildevands toksicitet målt ved Microtox-testen. Tilsvarende findes der ikke i Naturvårdsverkets Allmänna råd for bilvask anbefalinger vedrørende Microtox-målinger (Naturvårdsverket, 1996).

Tabel 3.2.2

Nitrifikationshæmningstest og Microtox-test for spildevand fra bilvaskehaller i Sverige.

Reference	Spildevands-type	Nitrifikationshæmning	Microtox-test IC ₅₀ vol %
(Miljøstyrelsen, 1994)	Industrispildevand	<50% hæmning v. 200 ml/l	
(Stockholm Vatten, 1993)	Afløb bilvask	50% hæmning v. 110->400ml/l	0,006-1,4
(OK, 1995)	Afløb bilvask	6-27% hæmning v. 500 ml/l	14
(IVL, 1998 ^{*)})	Afløb renseanlæg	50% hæmning >400 ml/l	7,7

*) toksicitet af vand der recirkuleres.

Nitrifikationshæmning

Nitrifikationsprocessen på renseanlæg er en følsom proces, og derfor kan en nitrifikationshæmningstest anvendes til at vurdere, om spildevand indeholder hæmmende stoffer, der kan nedsætte renseanlæggenes renseeffektivitet. I vejledningen (Miljøstyrelsen, 1994) anbefales, at de kommunale miljømyndigheder stiller krav om, at spildevandet ikke må hæmme mere end 50% ved en fortynding på 200 ml/l. I Sverige opgives resultater af nitrifikationshæmningstest ofte som IC₅₀-værdier, dvs. den vol% af spildevandet, som resulterer i 50% hæmning.

Data for nitrifikationshæmningstests udført på spildevand fra bilvaskehaller i Sverige er præsenteret i tabel 3.2.2. Ved en undersøgelse af forskellige vask- og affedtningkemikaliers effekt på spildevandssammensætningen (Stockholm Vatten, 1993) blev der målt mere end 50% nitrifikationshæmning ved under 200 ml spildevand/l svarende, til at spildevandet overskred den vejledende danske kravværdi. De øvrige data for nitrifikationshæmning viser dog, at spildevandet fra bilvaskehaller kun er svagt hæmmende.

Belastning pr. bil

I Naturvårdsverkets Allmänna Råd for bilvask (Naturvårdsverket, 1996) er der opstillet mål for, hvor stor belastningen må være pr. bilvask. Der sigtes mod, at de opstillede mål skal være opfyldt for alle automatiske bilvaskehaller i Sverige i år 2010. Målene er anført i tabel 3.2.3 sammen med belastningsopgørelser udført på anlæg i perioden 1994-98. Opgørelserne er lavet af henholdsvis Aqua konsult og Naturvårdsverket på baggrund af litteraturundersøgelser. Aqua konsults opgørelser viser, at målet for spildevandets indhold af mineralsk olie tilsyneladende let kan overholdes for både konventionelle anlæg og anlæg med renseanlæg. Naturvårdsverkets data (Naturvårdsverket, 1996) viser derimod, at belastning med olie ligger langt over belastningsmålet, og at der er meget stor variation i belastningen fra de enkelte anlæg. Den store variation skyldes sandsynligvis forskelle i kemikalieanvendelsen. Anvendelse af koldaffedtningmidler vil forøge koncentrationen af mineralsk olie i spildevandet.

Tallene i tabel 3.2.3 afspejler ingen ændringer i spildevandsbelastningen fra 1994 til 1998. Dog viser data fra en undersøgelse af en enkel bilvaskahal med renseanlæg (IVL, 1998), at det er muligt at opnå en spildevandskvalitet,

der ligger tæt på Naturvårdsverkets mål for spildevandsbelastningen fra bilvaskehaller.

Table 3.2.3

Belastningsdata for bilvaskehaller i Sverige 1994-98 og Naturvårdsverkets belastningsmål for bilvaskehaller.

	Enhed	(Aqua konsult, 1999)	(Aqua konsult, 1999)	(IVL, 1998)	(Naturvårdsverket, 1996)	(Naturvårdsverket, 1996) Mål
År		1994-98	1995-98	1998	1993-94	2010
Anlægstype		konventionelle	m. renseanlæg	m. renseanlæg	konventionelle	recirkulering 80%
Opgørelsesmetode		middelværdier	middelværdier	ugeblandprøve		
Antal anlæg		13	41	1		
Udledt vandmængde pr. bil	liter/	315	102	18		<50
Mineralsk olie	mg/vask	31	35	65	4.000-440.000	5.000
Sum af Pb, Ni, Cr	mg/vask	16	47	2,4		10
Cd	mg/vask	0,2	0,9	0,095	0,3-5,5	0,25
Zn	mg/vask	178	216	68	100-5500	50
BOD/COD		0,38	0,36	0,32		>0,3

3.3 Affald fra sandfang og olieudskillere

I sandfanget og olieudskilleren, der er placeret inden afløbet til det offentlige kloaknet, vil der aflejres slam, som typisk fjernes 1-4 gange pr. år og bortskaffes som farligt affald (brandfarligt – giftigt og/eller flydende olieholdigt affald).

Sandfang

Ved tømning af sandfang bundsuges sandfanget, således at både vand og slam suges op i en slamsuger. Herefter bundfælder slammet, og vandfasen ledes tilbage til sandfanget, hvorpå der efterfyldes med rent vand i sandfanget. Slammet bortskaffes - med mindre kommunen har bestemt andet - som farligt affald, idet det både har sundheds- og miljøskadelige egenskaber (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Ved bundsugning er slammængden ca. 1 tons.

Olieudskillere

Olieudskilleren tømmes ved bundsugning eller ved, at kun oliefasen fjernes. Tømningsformen er forskellig i de enkelte kommuner. I visse kommuner kræves bundsugning ved hver tømning, f.eks. i kommunerne i Roskilde Amt (Hoffmann, 1999). Ved bundsugning opsamles både vand- og oliefase, og olieudskilleren rengøres for eventuelt slam, som er bundfældeet. Både olie- og vandfasen samt eventuel bundfældet slam afleveres normalt til olie-separationsanlæg. Inden tømning pejles olieudskilleren, således at størrelsen af olie- og vandfasen fastlægges. Olieudskilleren bundsuges af Roskilde Amt, når vandlaget er under 60% af udskillerens samlede volumen. Olie/vandaffaldet behandles typisk i et olie-separationsanlæg, hvorfra olien afleveres videre til forbrænding hos Kommunekemi a/s, og vandfasen afledes til kloak efter rensning (Hoffmann, 1999). Der afhentes typisk omkring 1 tons olie/vand ved en bundtømning og omkring 100 l olie ved en overfladetømning.

Priser for afhentning af slam og olie/vand-affald

Tømning af sandfang og olieudskillere koster i Roskilde Amt: 770 kr. pr. tons olie/vand- eller slamaffald i behandlingspris, hvortil der lægges faste transportomkostninger på ca. 300 kr. Ved afhentning af f.eks. 1 tons olie/vand samt 1 tons slam vil den samlede pris altså være omkring 1.800 kr, hvortil

der også skal lægges, vand som påfyldes efterfølgende (Hoffmann, 1999). En rundspørge til en række servicestationer viser, at prisen pr. tømning af både sandfang og olieudskiller ligger fra 2.000-4.000 kr. afhængigt af slam-sugerfirma og tømningens omfang.

Analysen af slam udtaget fra sandfang på bilvaskehaller i Sverige viser som forventet, at koncentrationen af olie/fedt er høj (se tabel 3.3.1).

Tabel 3.3.1

Olie/fedt og tungmetaller i slam fra sandfang.

Parameter	Enhed	(Karlstad, 1994)	(Stockholm Vatten, 1993)	(IVL, 1998)	Kraftigere forurenede jord til deponering/rensning: Klasse 4
Land		S	S	S	
Antal anlæg		2/3	2	1	
Prøvetagning		stikprøver	stikprøver	stikprøver	
År		1993/94	1993	1998	
Vandmængde	l/vask		240 – 500	17 – 18	
Mineralsk olie	mg/kgTS	1080 – 11000	1000 – 33000	260	300
Olie/fedt	mg/kgTS	3280 – 36900	3000 – 50000	2300	
Cadmium	mg/kgTS	1,2 – 8		0,026	5
Chrom	mg/kgTS	38 – 44		3,0	300
Kobber	mg/kgTS				750
Bly	mg/kgTS	92 – 240		3,8	400
Nikkel	mg/kgTS	14 – 21		1,5	100
Zink	mg/kgTS	800 – 1300		22	1500

Svenske målinger af tungmetalkoncentrationer i slam fra sandfang (Karlstad, 1994) viste, at slammet især var belastet med cadmium og bly. IVL's undersøgelse fra 1998 viste imidlertid lave tungmetalkoncentrationer i slammet. Sammenlignes tungmetalkoncentrationerne i slammet med maksimale acceptable koncentrationer i ren jord og grænserne for kraftigere forurenede jord til deponering/rensning (Amterne på Sjælland og Lolland-Falster, 1997), ses, at det specielt er slammets indhold af mineralsk olie, der gør, at det skal deponeres på en kontrolleret losseplads. Ifølge Affaldsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 1997) skal affald fra sandfang og olieudskiller efter sin art (affaldskatalogkode) bortskaffes som farligt affald, med mindre det kan dokumenteres, at affaldet indeholder mindre end f.eks. 0,1 vægtprocent kræftfremkaldende eller mutagene stoffer i henhold til bilag 3 og 4 i bekendtgørelsen.

Mineralsk olie består generelt set af utallige enkeltstoffer, hvoraf mange vil have negative miljø- og sundhedsmæssige egenskaber – herunder kræftfremkaldende eller mutagene effekter. På denne baggrund bør både slam fra sandfang og oliefasen fra olieudskiller bortskaffes som farligt affald, da det vurderes, at indholdet af mineralsk olie i begge typer affald generelt vil ligge over 0,1 vægtprocent.

3.4 Energiforbrug

Energiforbruget for et repræsentativt vaskeanlæg, som produceres af California Kleindienst A/S, fremgår af tabel 3.4.1. Anlægget er et kombinationsanlæg, som både kan udføre almindelig børstevask og højtryksvask uden brug af børster.

Tabel 3.4.1

Energiforbrug pr. bilvask i kombinationsanlæg (California Kleindienst, 1999).

kWh/bilvask	Vask	Vask plus tørring
Basis børstevask	0,08	0,45
Undervognsskyl (Standard/super)	0,19/0,4	
Skumforvask	0,01	
Voksbehandling	0,14	
Børstefri højtryksvask (80 bar)	0,4	0,77

En basis børstevask anvender 0,45 kWh/vask. Heraf udgør energiforbruget til tørring 0,37 kWh. Et vaskeprogram med super undervognsskyl, skumforvask samt voksbehandling vil ifølge tabellen anvende 1 kWh/vask.

Det fremgår endvidere af tabel 3.4.1, at en børstefri højtryksvask (80 bar) anvender 0,4 kWh/vask, og at en børstefri vask inklusiv tørring anvender 0,77 kWh/vask.

Leverandørerne af bilvaskeanlæg regner normalt med, at et gennemsnits vaskeanlæg med børstevask i praksis anvender 0,65-1 kWh pr. vask afhængig af anlæggets alder og driftsomfanget. På denne baggrund - og med en elpris på 0,95 øre pr. kWh – kan den typiske el-omkostning pr. bilvask beregnes til mellem 60 og 95 øre pr. vask.

4 Måleprogram

Projektets måleprogram belyser spildevands- og affaldsbelastningen fra tre udvalgte bilvaskeanlæg. Måleprogrammet skal betragtes som et pilotmåleprogram, der skal belyse de kritiske forureningsparametre i spildevand og affald fra bilvaskeanlæg.

4.1 Tre udvalgte bilvaskeanlæg

Typiske bilvaskeanlæg

Måleprogrammets bilvaskeanlæg blev valgt ud fra, at de skulle repræsentere typiske bilvaskeanlæg i Danmark. De tre anlæg opfylder en række kriterier, som sikrer, at anlæggene repræsenterer de typiske vaskeanlægsfabrikater, anlægskategorier, har et typisk vandforbrug, etc. Olieselskaber og vaskeanlægsleverandører udvalgte i fællesskab tre bilvaskeanlæg, som opfylder kriterierne. Data for de udvalgte anlæg fremgår af tabel 4.1.1.

Tabel 4.1.1

Bilvaskeanlæg udvalgt til måleprogrammet.

Kriterier	Børstevask (1) Shell	Børstevask + højtryk (2) Statoil	Børstevask (1) Q8
Olieselskab Adresse	Shell Landevejen 49, KS 4060 Kirke Såby	Statoil Servicecenter Hundige Strandvej 186 2670 Greve	Q8 Service Tæbyvej / Tåmvej 2610 Rødovre
Vaskeanlægsfabrikat og -model	Christ Børstevask	California Kleindienst CK45, Børstevask + højtryk (80 bar)	Wesumat W92 Softwash, Børstevask
Installation/Introduktions år for model	December 1998	August 1996 / 1994	November 1997
Vandforbrug pr. vask	175-185 l/vask	120-250 l/vask	95-135 l/vask
Omvendt osmose?	Ja	Ja	Nej
Undervognsskyl	Super	Super	Standard
Antal vask pr. år	Ca. 10.000	Ca. 12.000, heraf 18% børstefri	Ca. 10.500
Dimension af sandfang (m³) og olieudskiller (l/s)	5 m ³ og 3 l/s	5-6 m ³ og 3 l/s	5 m ³ og 3 l/s
Andre tilløb til sandfang fra værksted, pusleplads m.m.	Ingen andre tilløb	Tilløb fra pusleplads og værksted. Begge plomberet under måling	Ingen andre tilløb
Kemikalieleverandør	Diversey Lever	California Kleindienst	Diversey Lever
Vandur	Installeret inden prøvetagning	Installeret inden prøvetagning	Installeret inden prøvetagning

Med hensyn til vaskeanlægs kategorier blev der udvalgt to børstevask (Kat. 1) og én børstevask + højtryk (Kat. 2). Børstevask udføres på ca. 92% af danske vaskeanlæg og børstevask + højtryk på ca. 7%. Anlægsmodellerne skulle være introduceret efter 1991 og stadig være på markedet (11 ud af de 26 anlægsmodeller, som er installeret i Danmark, er stadig på markedet). Med dette valg sikredes det, at der ikke blev målt på forældede anlægsmodeller.

Fabrikater

Kriteriet vedrørende vaskeanlægsfabrikater blev tilgodeset ved, at de tre vaskeanlægsfabrikater (C&K, Christ og Wesumat), som tilsammen udgør 99% af danske bilvaskeanlæg, blev repræsenteret med hvert et anlæg. Endvidere var tre af de fire dominerende olieselskaber repræsenteret (Q8, Shell og Statoil).

Vandforbrug

Fabrikanternes oplyste, at vandforbrug for de to anlæg med børstevask ligger mellem 100 og 185 l/vask, som det er tilfældet for alle børstevask-anlæg introduceret efter 1991. Anlægget med børstevask + højtryk anvender mellem 120 og 250 l/vask afhængigt af, om der foretages børstevask eller børstefri vask. To af de tre vaskeanlæg anvender blødt vand til sidste skyl, hvilket sker på ca. 50% af danske bilvaskeanlæg.

Undervognsvask

De to typer af undervognsvask blev repræsenteret med to super-undervognsskyl og et standardskyl. Omkring 70% af anlæggene anvender i dag super-undervognsskyl.

Antal vask pr. år

Vaskeanlæggene udfører omkring 10-12.000 vask/år, som er typisk for danske bilvaskeanlæg. Med hensyn til geografisk placering er to af anlæggene placeret i byzone (Rødovre, Hundige) og et i landzone (Kirke Såby), således at den diffuse forurening fra både by og land forventes repræsenteret.

Sandfang og olieudskiller

Ved Statoil, Hundige er sandfang og olieudskiller opbygget således, at rækkefølgen er: Sandfang 1, sandfang 2 (sugebrønd) efterfulgt af olieudskiller. Sandfangene har tilsammen et rumfang på ca. 5 m³, og olieudskilleren en kapacitet på 3 l/s. Denne rækkefølge og kapacitet er typisk ved danske vaskeanlæg (Falster, 1999). Ved Q8, Rødovre er opbygningen modificeret ved, at sandfang og pumpebrønd er samlet til ét stort sandfang/pumpebrønd inden olieudskiller. Shell, Kirke Såby har etableret olieudskilleren imellem sandfang og pumpebrønd. Dvs. at vandet fra undervognsskyllet ledes igennem olieudskilleren, inden det genbruges, hvilket har stor betydning for belastningen af olieudskilleren, jf. afsnit 1.4.

Tømning

Sandfang og olieudskiller blev tømt omkring tre uger inden prøvetagning, således at forholdene omkring udskilleranlæggene var sammenlignelige. Med hensyn til andre tilløb til olieudskiller var der ved Statoil i Hundige tilløb fra pusleplads og værksted. Disse blev plomberet under prøvetagningen.

Bilvaskekemikalier

Med hensyn til bilvaskekemikalier anvendte et bilvaskeanlæg (Statoil, Hundige) kemikalier fra California Kleindienst (producenter: Dr. Stöcker og Samson Enviro). De to øvrige anlæg anvendte kemikalier fra Diversey Lever (producenter: Diversey Lever og Auwa).

95% af alle danske bilvaskeanlæg anvender enten vaskekemikalier fra California Kleindienst eller Diversey Lever fordelt ligeligt på de to leverandører (se kapitel 2).

Vandur

Endelig fik alle tre bilvaskeanlæg installeret vandur, inden måleprogrammet blev gennemført. Herigennem har vaskehallerne vandforbrug kunnet aflæses uafhængigt af stationernes øvrige vandforbrug.

4.2 Prøvetagningssteder og -metoder

Prøvetagningen af spildevand ved de tre vaskeanlæg blev gennemført over 8-11 døgn. Der blev udtaget flowproportionale døgnprøver efter olieudskiller ved afløb til kloak. Prøver til analyse for mineralsk olie blev udtaget som stikprøver. Herudover blev der på hvert anlæg udtaget én stikprøve af slam fra sandfang samt én prøve af oliefasen fra olieudskiller. Prøvetagningsmetoder ved de enkelte lokaliteter fremgår af tabel 4.2.1.

Tabel 4.2.1

Prøvetagningsmetoder fordelt efter prøvetagningslokalitet.

Lokalitet	Prøvetagningsmetode
Spildevand efter olieudskiller	Flowproportional udtagning af døgnprøver med magnetinduktiv flowmåler Stikprøver til olieanalyser udtaget ved overfald fra flowmåler
Oliefase fra olieudskiller	Stikprøve udtaget af overfladevand fra olieudskiller
Slam fra sandfang	Stikprøve af slam fra bunden af sandfang udtaget med slamprøvetager

Magnetinduktive flowmålere

Ved de flowproportionale prøvetagninger blev der anvendt transportable magnetinduktive flowmålere. Udstyret udmærker sig ved at være driftssikkert, og flowet bestemmes med en usikkerhed på under 5%. Som prøvetagere blev der anvendt tryk/vakuump-røvetagere. Hele prøvetagningsforløbet blev gennemført som akkrediteret prøvetagning.

Oliefasen fra olieudskillerne blev udtaget ved, at overfladevandet fra olieudskillerne blev opsamlet. Oliefasen udgjorde i praksis kun en tynd oliefilm på vandoverfladen.

Bundslam fra sandfanget blev udtaget med en slamprøvetager, som blev stukket ned i slammet. Prøverne havde en tørstofprocent på 40-70%.

4.3 Analyseparametre og -metoder

Måleprogrammet omfattede følgende hovedgrupper af analyseparametre:

- **Alm. spildevandsparametre** : COD, BOD, Total-N, Total-P, SSTS, SSGT, mineralsk olie og pH (ledningsevne)
- **Tungmetaller**: Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn
- **Miljøfremmede organiske stoffer**: Slambekendtgørelsens fire stoffer NPE, DEHP, PAH og LAS samt langkædede NPE'er. Hertil kom GC-MS-screening for 115 miljøfremmede stoffer

De specifikke analyseparametre og metoder fremgår af tabel 4.3.1.

Tabel 4.3.1

Måleprogrammets analyseparametre og –metoder.

Parameter	Enhed	Analysemetode
Tørstof SS (TS)	mg/l	DS 204
Glødetab SSGT	mg/l	DS 207
COD _{Cr}	mg/l	DS 217
BOD ₅	mg/l	DS/EN 1899
Total-N (TN)	mg/l	DS 221
Total-P (TP)	mg/l	DS 292
Ledningsevne	mS/m	DS 288
Mineralsk olie	mg/l	DS/R 208 og ISO 9377-4
pH		DS 287
Pb	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Cd	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Cr	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Cu	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Hg	µg/l ell. mg/kg TS	CVAAS
Ni	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Zn	µg/l ell. mg/kg TS	HR-ICP-MS
Ag	µg/l ell. mg/kg TS	ETAAS
LAS	mg/l ell. mg/kg TS	HPLC
NPE	µg/l ell. µg/kg TS	GC-MS
Langkædede NPE	µg/l ell. µg/kg TS	LC-MS
DEHP	µg/l ell. µg/kg TS	GC-MS
PAH	µg/l ell. µg/kg TS	GC-MS
Miljøfremmede stoffer (115)	µg/l ell. µg/kg TS	GC-MS multiscreeing

Alle analyser blev gennemført i VKI's laboratorium.


4.4 Gennemført måleprogram


De enkelte døgn med flowproportional prøvetagning samt fordelingen af de gennemførte analyser fremgår af tabel 4.4.1.

Tabel 4.4.1

Måleprogrammets prøvetagning og analyser. Nedbørsdata er baseret på DMI's observationer i hovedstadsregionen.

Dato	Dag	Nedbør mm	Børstevask (1) Shell, Kirke Såby	Kombi (2) Statoil, Hundige	Børstevask (1) Q8, Rødovre
Spildevand					
01.03.99	Man.	0-1	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie, AS1
02.03.99	Tir	9-10	Tung., MF, AS1	Tung., MF, AS1	
03.03.99	Ons.	1-4	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie, AS1
04.03.99	Tor.	3-4	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, Olie, AS2
05.03.99	Fre.	1-2	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, Olie, AS2	Olie, AS2
06.03.99	Lør.	17-23	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie, AS1	Tung., MF, Olie
07.03.99	Søn.	0-1	Tung., MF, AS2	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, AS2
08.03.99	Man.	2-4	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, Olie, AS2	Tung., MF, AS2
09.03.99	Tir.	1-4	Tung., MF, Olie, AS2	Olie	Tung., MF, AS2
10.03.99	Ons.	3-8			
11.03.99	Tor.	0		Tung., MF, Olie, AS2	
12.03.99	Fre.	0		Tung., MF, Olie, AS1	
Slam fra sandfang					
03.03.99	Ons.	1-4	Tung., MF, Multi.	Tung., MF, Multi.	Tung., MF
Oliefase fra olieudskiller					
03.03.99	Ons.	1-4	Tung., MF, Multi.	Tung., MF, Multi.	Tung., MF
Antal analyser i alt			11 Tung. 11 MF 7 Olie 3 Multi.	12 Tung. 12 MF 10 Olie 4 Multi.	7 Tung. 7 MF 5 Olie 1 Multi.

Flowproportional prøvetagning: 

Døgn som indgik i blandprøve til multiscreening: 

Tung.: Analyse for de otte tungmetaller

MF: Miljøfremmede stoffer (NPE, DEHP, LAS, PAH og langkædede NPE'er)

Olie: Analyse for mineralsk olie

Multi.: GC-MS-multiscreening

AS1 = Almindelige spildevandsparametre: COD, BOD, TN og TP

AS2 = Almindelige spildevandsparametre: COD, BOD, TN, TP, SSTS, SSGT

Prøvetagningsforløb

Prøvetagningen forløb i store træk som planlagt. Vejret var i prøvetagningsperioden fra den 01.03 til den 10.03.99 præget af regnvejr, som det fremgår af tabellen. Fra den 11.03.-12.03 var det tørt klart vejr, og temperaturen faldt til under frysepunktet (-0,2 til -2,2 ifølge middeltemperatur fra DMI). Med det formål at belyse dette frostvejrs indflydelse på spildevandssammensætningen blev det besluttet at fortsætte prøvetagningen i to døgn (den 11.03-12.03) ved et enkelt vaskeanlæg (Statoil, Hundige).

Den manglende prøve ved Q8, Rødovre den 02.03.99 skyldtes en demonteret slange på prøvetageren. Prøven fra den 05.03.99 blev ikke analyseret for miljøfremmede stoffer og tungmetaller på grund af overløb på prøvetagningsdunken.

4.5 Aktiviteter under måleprogram

Registreringer under måleprogram

Under prøvetagningerne blev der af hensyn til tolkningen af analyseresultaterne registreret følgende driftsparametre:

- Antal vaskede biler pr. døgn fordelt på vaskeprogrammer
- Tidspunkt for rengøring af vaskehal
- Vandforbrug pr. døgn (beskrives i afsnit 4.6)
- Bilernes alder samt periode siden sidste bilvask (spørgsmål til kunde)

Endvidere fik de tre servicestationer tømt olieudskillere og sandfang omkring én måned før igangsætning af måleprogrammet. Tømning blev foretaget den 26.01.99 hos Q8 i Rødovre, den 02.02.99 hos Statoil i Hundige og den 03.02.99 hos Shell i Kirke Såby.

4.5.1 Antal vaskede biler og rengøring af vaskehal

Det registrerede antal vask ved de tre bilvaskeanlæg fremgår af tabel 4.5.1. Ved alle tre vaskehaller foretages halrengøring omkring 10 gange pr. år med brug af rengøringskemikalier. Døgn med rengøring under måleperioden fremgår også af tabellen.

Hos Q8 i Rødovre blev halrengøringen ikke foretaget under måleperioden. Seneste rengøring af denne vaskehal inden måleperioden blev foretaget den 02.02.99. Der foregik dog en daglig overspuling af gulvet i vaskehallen uden brug af rengøringskemikalier.

Tabel 4.5.1

Antal vask under måleperioden. Døgn med rengøring af vaskehal er skraveret.

Vask/d	Man. 01.03.99	Tir. 02.03.99	Ons. 03.03.99	Tor. 04.03.99	Fre. 05.03.99	Lør. 06.03.99	Søn. 07.03.99	Man. 08.03.99	I alt
Børstevask Shell, Kirke Såby	20	41	16	11	24	6	27	13	158
Kombivask Statoil, Hundige	29	53	33	10	40	50	19	(15)*	234
Børstevask Q8, Rødovre	40	36	27	8	32	10	33	28	214

*Antal vask er estimeret ud fra flowmålinger.

Variierende vaskeaktivitet

Tabel 4.5.1 viser, at vaskeaktiviteten var stærkt varierende. Generelt lå vaskeaktiviteten i måleperioden lavere end normalt på grund af den megen nedbør. Normalt ligger antallet af vask højere i weekenden. Lørdag den 06.03 var dog præget af kraftigt nedbør, hvilket resulterede i få vask ved Q8 (10 vask) og Shell (6 vask). Ved Statoil i Hundige lå vaskeaktiviteten dog højt (50 vask), hvilket kan skyldes andre lokale vejforhold.

Fordelingen af de gennemførte bilvask på vaskeprogrammer i måleperioden fra den 01.03.-08.03.99 er vist i tabel 4.5.2.

Tabel 4.5.2

Fordeling af bilvask på vaskeprogrammer under måleperioden.

Antal vask	Pr. 1	Pr. 2	Pr. 3	Pr. 4	Pr. 5	Taxi	Guld- vask	Børsteløs 1.	Børsteløs 2.	Børsteløs Guld	I alt
Børstevask Shell, Kirke Såby		19	56	49			28				158
Kombivask Statoil, Hundige	31	26	47	35		26	35	7	6	21	234
Børstevask Q8, Rødovre	33	16	29	46	10		80				214
I alt	64	61	132	130	10	26	143	7	6	21	606

Det fremgår, at guldvask totalt set har været det mest populære vaskeprogram under måleperioden med i alt 139 vask. Specielt ved Q8, Rødovre var der overvægt af guldvask. Efter guldvask blev der vasket flest program 1 (132 vask) og 2 (130 vask), som typisk består af skumforvask, under-vognsvask og uden anvendelse af konserveringsvoks.

De børsteløse vask ved Statoil's kombinationsanlæg udgjorde 27% (62 vask) ud af anlæggets i alt 234 vask under måleperioden.

4.5.2 Bilernes alder og periode siden sidste vask

Som en del af måleprogrammet gennemførte servicestationerne interviews med bilvaskekunderne på to udvalgte dage. Kunderne blev spurgt om bilernes alder (over/under seks år), og perioden siden sidste vask (under én uge, mellem én uge og én måned eller over én måned).

Tabel 4.5.3

Bilernes alder samt periode siden sidste vask.

Antal kunder	Børstevask Q8, Rødovre	Børstevask Shell, Kirke Såby	Børstevask + højtryk Statoil, Hundige	I alt
	Ons. og søn.	Ons. og søn.	Fre. og søn.	
Bil under 6 år	33	29	37	99 (74%)
Bil over 6 år	16	11	8	35 (26%)
Under 1 uge siden vask	14	9	26	49 (37%)
Mellem 1 uge og 1 måned	26	27	17	70 (53%)
Over 1 måned siden vask	7	4	3	14 (10%)
Samlet antal besvarelser	49	40	46	135

Flest nye biler vaskes

Spørgsmålet vedrørende bilernes alder viste, at det hovedsageligt (74%) var nyere biler under seks år, som blev vasket. Andelen af nye biler er tilsyneladende størst (82%) ved Statoil, Hundige. Gennemsnitsalderen for danske biler var ifølge Danmarks Statistik 8,1 år i 1998 (Danmarks Statistik, 1998).

Spørgsmålet om periode siden sidste vask viste, at for kun omkring 10% af de vaskede biler var det over én måned siden, at bilen sidst blev vasket. Dvs. at det er hovedsageligt biler, der vaskes jævnligt, som bliver vasket i vaskeanlæggene.

Ud over alder og periode siden sidste vask blev kunderne spurgt, om de brugte private (eller lånte) vaskemidler til fælde, lygter el. lign., inden bilen køres ind i vaskehallen. Det var specificeret, at man her ikke tænkte på vask vand fra stationens spandpåfylder. Spandpåfylder betragtes i denne undersøgelse som en del af bilvasken.

Tabel 4.5.4

Anvendelse af private vaskemidler inden vask.

	Børstevask Q8, Rødovre	Børstevask Shell, Kirke Såby	Børstevask + højtryk Statoil, Hundige
	Ons. og søn.	Ons. og søn.	Fre. og søn.
Private vaskemidler	17 (35%)	7 (18%)	5 (11%)
Samlet antal besvarelser	49	40	46

Det fremgår af tabel 4.5.4, at der anvendes private eller lånte bilvaskemidler ved omkring 11-35% af de foretagne bilvask. Størst er forbruget ved Q8, Rødovre (35%), hvilket skyldes, at det her er muligt at låne vaskemidler til fælde, etc. af stationen. Private eller lånte bilvaskemidler indgår ikke i projektets kemikalievurdering og kan indeholde stoffer, som er udfaset i de undersøgte kemikalier.

4.6 Vandmængder og flow

Registreringer

Vandforbrug og afledte spildevandsmængder blev målt ved de tre vaskeanlæg fra den 01.-14.03.99. Måleperioden varierede for de enkelte vaskehaller, hvilket fremgår af tabel 4.4.1. Hver morgen blev vandmåleren, der var tilknyttet det enkelte vaskeanlæg, aflæst. Samtlige registreringer af udløbsvandmængder og vandforbrug er vist i bilag 1. De anførte minimum-, maksimum-, middelværdier og standardafvigelse gælder for perioden 01.-09.03.99. Det skal bemærkes, at de anførte middelværdier (l/bil) for vandforbrug og udledte vandmængder er beregnet som vægtede middelværdier.

I tabel 4.6.1 er vist en oversigt over de vægtede middelværdier for udledte vandmængder pr. bil og vandforbrug pr. bil.

Tabel 4.6.1

Udledt vandmængde og vandforbrug målt i liter pr. bil.

	Børstevask Shell	Børstevask Q8	Kombivask Statoil
Udledt vandmængde 01.-09.03.99	163	120	237
Vandforbrug 01.-09.03.99	152	111	248
Leverandørplysninger om vandforbrug	175-185	95-135	120-250

Vandmængder pr. bil

Som det fremgår af tabel 4.6.1, er der udført beregninger af udledt vandmængde pr. bil på baggrund af data fra 01.-09.03.99. For de to anlæg med børstevask lå det registrerede vandforbrug under den udledte vandmængde pr. bil, mens det registrerede vandforbrug for kombivasken var større end den udledte vandmængde. Forskellene mellem de udledte vandmængder og vandforbruget kan skyldes, at vand til rengøring af vaskehallen ikke indgik i det målte forbrug på de to anlæg med børstevask, og at der under regn ledes vand fra overfladeafstrømning til sandfang og olieudskiller. Forskellene er

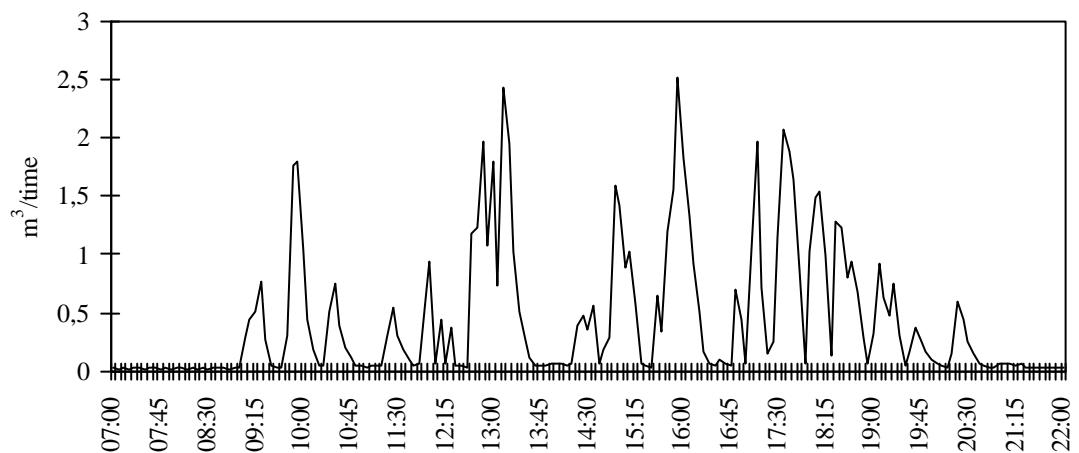
dog så små (<10%), at de alene kan være begrundet i usikkerhed på registreringer af vandforbrug og flowmålinger.

Leverandøroplysninger

Sammenlignes leverandørernes oplysninger om vaskeanlæggenes vandforbrug pr. vasket bil med de udledte vandmængder, ses, at angivelserne af vandforbruget pr. bil for børstevask stemmer overens med de udledte vandmængder pr. bil (tabel 4.6.1). For kombivasken ligger den udledte vandmængde og det registrerede vandforbrug indenfor det interval, leverandøren har opgivet om vandforbrug.

Døgnflow

Figur 4.6.1 viser resultatet af flowmåling i udløbet efter olieudskilleren fra vaskeanlægget med børstevask i Kirke Såby. Flowet varierede mellem 0 og 2,5 m³/time i løbet af dagen. Den pågældende dag blev der vasket 41 biler, og der blev i alt udledt 6,0 m³ spildevand svarende til 146 l/bilvask.



Figur 4.6.1

Flow registreret i udløbet fra vaskeanlæg med børstevask (Shell, Kirke Såby) tirsdag den 02.03.99.

Flowmønsteret på de to andre vaskeanlæg adskilte sig ikke fra flowmønsteret ved anlægget hos Shell i Kirke Såby. Det maksimale flow hos Statoil, Hundige og Q8, Rødovre var henholdsvis 3,7 og 2,3 m³/time.

Tirsdag den 02.03.99 faldt der 9-10 mm nedbør, men udløbet fra vaskeanlægget hos Shell i Kirke Såby var tilsyneladende ikke påvirket af vand fra overfladeafstrømning, hvilket også fremgår af figur 4.6.1.

Rengøring

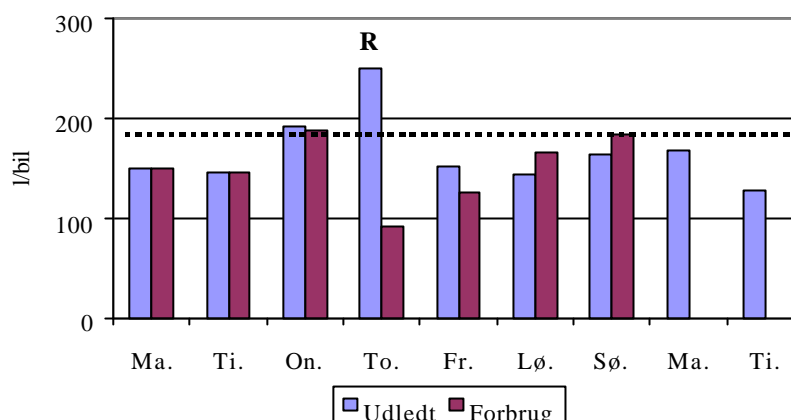
Ud over at der i vaskeanlæggene anvendes vand til selve bilvasken, benyttes vand til rengøring af vaskehallen. På de tre anlæg skete rengøringen på varierende måder i måleperioden. Hos Q8 i Rødovre blev vaskehallen ikke rengjort i måleperioden, men blev hver dag spulet med rent vand uden tilsætning af rengøringsmidler.

Hos Shell blev vaskehallen rengjort torsdag den 04.03.99. Samme dag blev der registreret 251 l vand i udløbet pr. vasket bil. Middelværdien for hele måleperioden 01.-09.03.99 var 163 l/bil.

Børstevask

Figur 4.6.2 viser, at den udledte vandmængde fra anlægget med børstevask hos Shell i Kirke Såby var størst den dag, hvor der blev udført rengøring af vaskehallen. Figuren bekræfter, at vand til rengøringen går uden om vand-

forbrugsmåleren. I øvrigt lå vandforbruget og den udledte vandmængde for Shells vaskeanlæg generelt under den værdi, leverandøren havde opgivet som vandforbrug pr. bilvask.

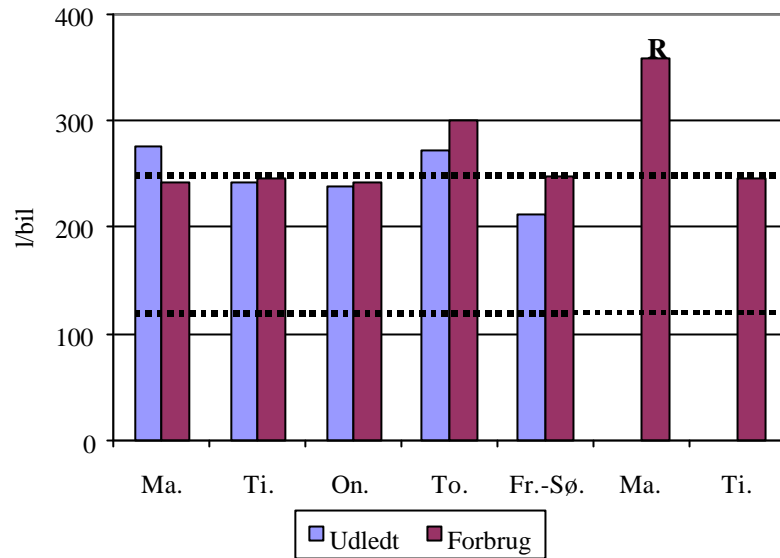


Figur 4.6.2

Vandforbrug og udledt vandmængde pr. bil ved børstevask (Shell). Markering af leverandørens angivelse af vandforbrug pr. vask 175-185 l. R = rengøring.

Kombivask

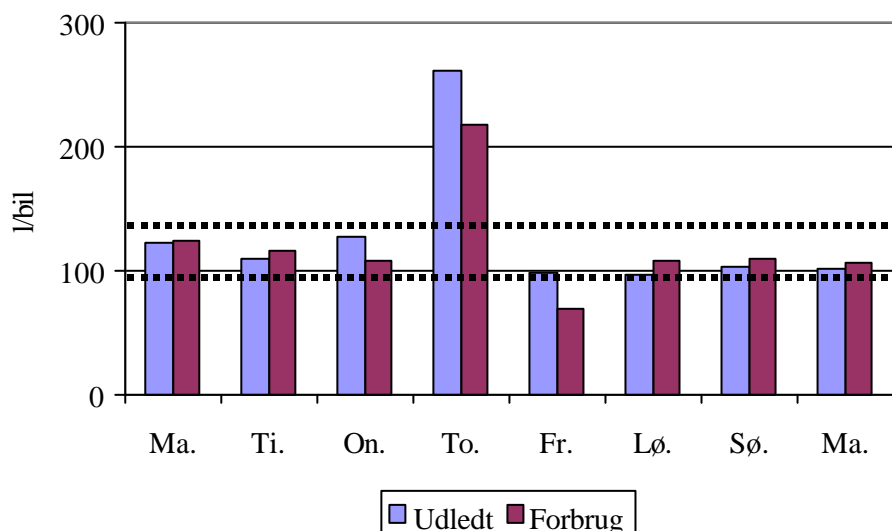
Figur 4.6.3 viser, at der for kombianlægget hos Statoil var god overensstemmelse mellem leverandørens opgivelse af vandforbruget for vaskeanlægget, det registrerede vandforbrug og den faktisk udledte vandmængde. Dog skal det bemærkes, at vandforbruget ligger tæt på den øvre værdi for det forventede vandforbrug, der gælder for børstefri vask. Andelen af børstefri vask lå i måleperioden på ca. 27%. Set i denne sammenhæng må vandforbruget betragtes som relativt højt. Ifølge leverandøren California Kleindienst kan dette forklares ud fra, at anlægget ikke – som normalt for denne type anlæg – anvender genbrugsvand i alle skylletrinnene.



Figur 4.6.3

Vandforbrug og udledt vandmængde pr. bil ved kombivask (Statoil). Markering af leverandørens opgivelse af vandforbrug pr. vask (120-250 l). R = rengøring.

Hos Statoil blev vaskehallen rengjort mandag den 08.03.99, hvilket resulterede i en forøget udledning af spildevand pr. vasket bil. Den udledte vandmængde pr. bil var på rengøringsdagen 358 l sammenlignet med middelværdien på 237 l/bil i perioden 01.-09.03.99. På Statoil-stationen, hvor vaskeanlægget er et kombianlæg, registreredes den mindste forskel mellem vandforbrug og udledt vandmængde.



Figur 4.6.4

Vandforbrug og udledt vandmængde pr. bil ved børstevask (Q8). Markering af leverandørens angivelse af vandforbrug pr. vask (95-135 l).

Kun på en enkelt dag lå vandforbrug og udledt vandmængde hos Q8 over det interval, leverandøren har opgivet for vandforbrug. Årsagen til det højere vandforbrug (220-250 l/bil) torsdag den 04.03.99 kendes ikke.

Vandforbrug - konklusion

Samlet har registreringerne af vaskeanlæggenes vandforbrug og de udledte vandmængder vist, at:

- ved de to anlæg med børstevask var de udledte vandmængder henholdsvis 120 og 163 l/bil, mens vandforbruget målt til 111 og 152 l/bil i middel
- vandforbruget pr. bilvask varierede mellem 70 og 217 l ved børstevask
- vandforbruget og dermed også den udledte vandmængde var ca. 1,2 gange større ved kombivasken sammenlignet med børstevasken
- ved kombivasken målt den udledte vandmængde og vandforbruget i middel til henholdsvis 237 og 248 l/bil
- usikkerheden på flowmålingerne i udløbene fra vaskeanlæggene forventes med den anvendte teknik (magnetisk induktiv flowmåler) at være under 5%
- ved to vaskeanlæg blev vandforbrugsmålerne aflæst i hele m³. Beregnes vandforbruget pr. bil ud fra disse tal, kan det resultere i en afvigelse på op til 25% i forhold til det faktiske forbrug, når det udregnes på baggrund af en enkelt dags målinger

4.7 Almindelige spildevandsparametre

Analyseparametre

Resultaterne fra analysering af døgnprøver for de almindelige spildevandsparametre (COD, BOD, Total-N, Total-P, mineralsk olie, SSTS, SSGT, pH) er præsenteret i bilag 6, mens middel-, minimum- og maksimumværdier samt standardafvigelser fra alle tre anlæg under ét er vist i tabel 4.7.1 sammen med Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for SSTS (suspenderet tørstof), pH samt COD/BOD-forholdet.

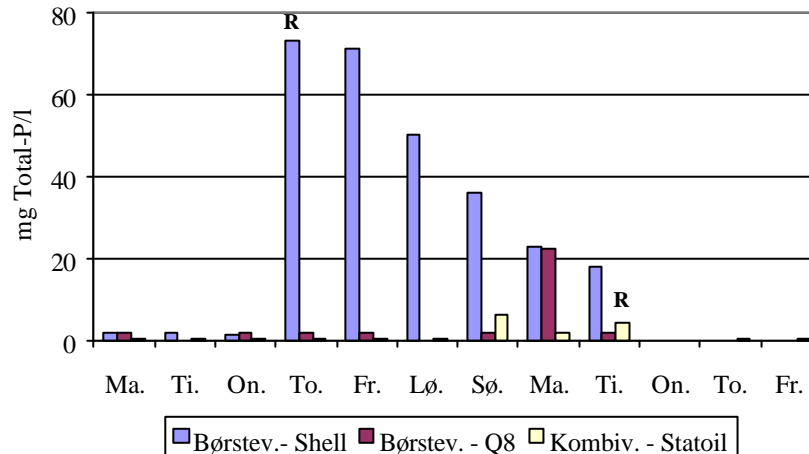
Når det er valgt at behandle alle data fra de tre anlæg under ét, skyldes det, at standardafvigelserne for alle parametre undtagen Total-P er små sammenlignet med middelværdierne, og at der ikke er nogen væsentlig forskel på koncentrationerne de tre anlæg imellem.

Tabel 4.7.1

Koncentration (mg/l) af almindelige spildevandsparametre i udløbet fra bilvaskeanlæg. Enhed for ledningsevne: mS/m.

Parameter	Vejledende grænseværdi	Middel	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
COD		223	170	410	68
BOD		70	37	180	38
Total-N		2,2	1,4	4	0,9
Total-P		12	0,097	73	21
Mineralsk olie	10	9,5	0,25	48	10,3
SSTS	300	53	22	98	23
SSGT		22	8	38	8
pH	6,5-9,0	7,82	7,04	8,57	0,37
Ledningsevne		278	142	410	110
COD/BOD	<3	3,6	2,2	5,5	0,9

Standardafvigelsen var stor for Total-P, som var den eneste parameter, hvor der var en væsentlig forskel mellem koncentrationerne målt i afløbene fra de



tre anlæg, hvilket fremgår af figur 4.7.1.

Figur 4.7.1

Koncentrationen af Total-P målt i udløbene fra tre vaskeanlæg. R = rengøring.

Koncentrationen af mineralsk olie lå i middel under den vejledende grænseværdi på 10 mg/l. Ud af 22 bestemmelser af mineralsk olie lå ni af bestemmelserne over den vejledende grænseværdi. Høj hydraulisk belastning af olieudskillerne kan forøge udledning af mineralsk olie.

Total-P

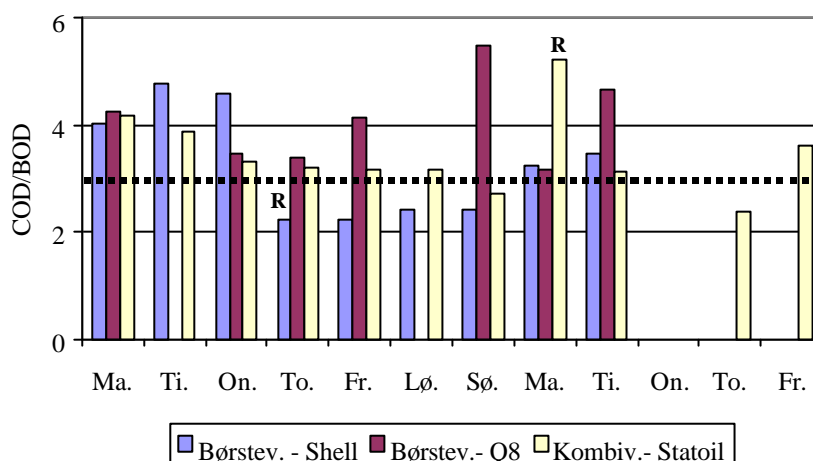
Torsdag den 04.03.99, hvor vaskeanlægget hos Shell blev rengjort, steg koncentrationen af Total-P fra ca. 1,5 mg/l den foregående dag til 73 mg/l. De efterfølgende dage faldt koncentrationen langsomt, og efter fire dage var den

nede på 18 mg/l. Data viser, at fosfat indgår i de vaskemidler, der benyttes til rengøring af vaskeanlægget. Samtidigt viser koncentrationsmålingerne, hvor lang tid der går, inden fosfaten igen er vasket ud af sandfang og olieudskiller. Miljømæssigt har de høje fosforkoncentrationer kun ringe betydning, idet langt størsteparten vil blive fjernet kemisk og/eller biologisk på renseanlægget, hvortil spildevandet ledes.

På de to anlæg hos Shell og Statoil anvendtes osmosevand til sidste skyl. Koncentratet fra osmoseanlægget ledes ud før olieudskilleren og indgår derfor i spildevandet, hvorfra der blev udtaget prøver. Ledningsevnen i spildevandet fra Shell og Statoil var højere (301-410 mS/m) end ledningsevnen målt hos Q8 (142-147 mS/m). Ledningsevnen i drikkevand ligger omkring 75 mS/m.

COD/BOD

COD/BOD-forholdet blev i middel for alle tre anlæg målt til 3,6. Generelt betragtes værdier på over 3 som et udtryk for, at spildevandet indeholder vanskeligt nedbrydelige stoffer, og at årsagen til det forhøjede COD/BOD-forhold bør undersøges nøjere. COD/BOD-værdier målt på de enkelte anlæg er vist på figur 4.7.2.



Figur 4.7.2

COD/BOD-forholdet registreret i spildevandet fra tre vaskeanlæg. COD/BOD = 3 er markeret med en stiplede linie. R = rengøring.

I udløbet fra Statoil-anlægget blev der mandag den 08.03.99, hvor vaskeanlægget blev rengjort, konstateret et tydeligt forhøjet COD/BOD-forhold, der indikerer, at vaskemidlerne indeholder tungnedbrydelige organiske stoffer.

Sammenligning

Sammenlignes koncentrationerne af COD, BOD, Total-P og mineralsk olie målt i afløbet fra de tre danske anlæg med koncentrationer målt på svenske anlæg, var spildevandet på de danske anlæg mindre koncentreret med hensyn til COD og BOD, mens koncentrationen af Total-P som tidligere nævnt var høj for et enkelt af de danske anlæg (se tabel 4.7.3). Dog er der på et enkelt svensk anlæg også målt koncentrationer af Total-P på op til 220 mg/l.

Tabel 4.7.2

Koncentration af COD, BOD, Total-P i spildevand fra bilvaskeanlæg.

Parameter	Enhed	(VA-verket, 1993)	(Karlstad, 1994)	(Stockholm Vatten, 1991)	(Stockholm Vatten, 1993)	(OK, 1995)	(IVL, 1998)	Denne undersøgelse min.-maks.
Land		S	S	S	S	S	S	DK
Antal anlæg		37	18	1	2	1	1	3
Prøvetagning		stikprøver	tidsprop.	tidsprop.	tidsprop.	tidsprop.	tidsprop.	flowprop.
År		1992	1993/94	1991	1993	1995/95	1998	1999
Vandmængde	l/vask	265		430	240 – 500	13 - 230	17-18	190-230
COD	mg/l	76 – 2300	350 – 6400	838 – 1789	1550 – 4600	540 - 720	650-890	170-410
BOD	mg/l	7,7 – 1500	250 – 2800	301 – 561	400 – 1500	260 - 310	290	37-180
Total-P	mg/l				0,32 - 39,2	0,32 - 220	0,22	0,097-73

Middelkoncentrationerne vist i tabel 4.7.3 og figurene 4.7.3 og 4.7.4 understreger de tendenser, der er beskrevet ovenfor, nemlig at koncentrationen af COD, BOD og Total-N var lav sammenlignet med koncentrationer i tilløb til renseanlæg og i spildevand fra boligområder.

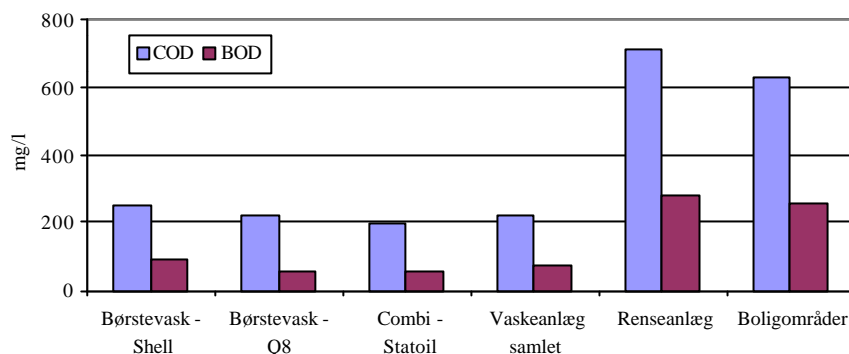
Tabel 4.7.3

Middelkoncentrationer (mg/l) af almindelige spildevandsparametre for spildevand fra bilvaskeanlæg tilført renseanlæg samt fra boligområder.

	COD	BOD	COD/BOD	Total-N	Total-P	Mineralsk olie
Middelværdier						
Børstevask – Shell	253	91	3,3	1,8	31	5,4
Børstevask - Q8	224	58	4,1	3,6	4,6	14,8
Kombivask – Statoil	198	59	3,5	1,7	1,3	9,8
Vaskeanlæg samlet	223	70	3,5	2,2	11,9	9,5
Renseanlæg (Jepsen, 1997)	710	280	2,5	51	10	2,7
Boligområder (Jepsen, 1997)	630	260	2,4	69	13	0,14
Standardafvigelse						
Vaskehaller samlet	68	38	0,9	0,87	21,3	10,3
Renseanlæg (Jepsen, 1997)	160	110		10	2,7	-
Boligområder (Jepsen, 1997)	170	130		21	5,2	-

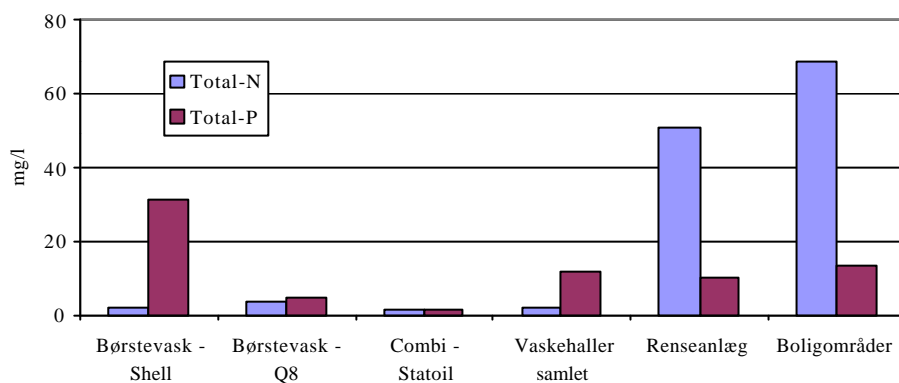
Olie

For mineralsk olie gælder, at to af de tre vaskeanlæg i middel overholder den vejledende grænseværdi, mens der i spildevand fra Q8 i fem stikprøver i middel blev målt 14,8 mg olie/l.



Figur 4.7.3

Middelkoncentration af COD og BOD i spildevand fra bilvaskeanlæg, i tilløb til renseanlæg og fra boligområder.



Figur 4.7.4

Middelkoncentration af Total-N og Total-P i spildevand fra bilvaskeanlæg i tilløb til renseanlæg og fra boligområder.

Konklusion

Samlet har målingerne af almindelige spildevandsparametre i afløbene fra vaskeanlæggene vist, at:

- koncentrationerne af COD, BOD, Total-N og suspenderet stof var lave sammenlignet med svenske målinger og sammenlignet med koncentrationerne i husholdningsspildevand
- COD/BOD-forholdet, der lå over 3 i middel, antyder, at spildevandet indeholder tungt nedbrydelige organiske forbindelser
- nogle af de vaskemidler, der anvendes til rengøring af vaskehallerne, indeholder fosfater i høje koncentrationer
- den vejledende grænseværdi for udledning af mineralisk olie i perioder blev overskredet på alle tre bilvaskeanlæg

4.8 Tungmetalkoncentrationer og -mængder

4.8.1 Tungmetalkoncentrationer

I bilag 2 er præsenteret alle resultaterne fra tungmetalanalyserne udført på spildevandsprøver udtaget efter olieudskillerne på de tre vaskehaller i perio-

den 01.-14.03.99. For hver vaskehal er der anført minimum-, maksimum- og middelværdier samt standardafvigelse.

Tabel 4.8.1 viser bearbejdede data fra bilag 2 sammen med Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for udledning af industrispildevand til det offentlige kloaknet. Der blev udført tungmetalanalyser (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn og Hg) på i alt 26 spildevandsprøver.

Tabel 4.8.1

Vejledende grænseværdier, minimum-, maksimum- og middelværdier samt standardafvigelser af målte tungmetalkoncentrationer ($\mu\text{g/l}$). Værdier over de vejledende grænseværdier er angivet med fed.

Parameter	Vejledende grænseværdier	Middel	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Ag		0,37	<0,2	2,5	0,6
Cd	3	1,6	0,2	4,5	0,94
Cr	300	46	20	88	19
Cu	500	210	93	410	65
Ni	250	17	8	36	7,6
Pb	100	59	32	150	28
Zn	3.000	1.530	635	5.800	1.400
Hg	3	0,25	<0,3	1	0,2

Forhøjede koncentrationer

Middelværdierne for alle tungmetallerne lå under de vejledende grænseværdier. For cadmium, bly og zink blev der målt henholdsvis 2, 2 og 3 enkeltværdier over de vejledende grænseværdier. Ud af 26 analyser af hvert tungmetal blev fire ud af de forhøjede koncentrationer målt i spildevandet fra vaskeanlægget i Kirke Såby, der ligger i et landdistrikt. Cadmium forekommer som følgestof i zink, og det var derfor forventet, at de forhøjede cadmiumkoncentrationer ville forekomme på de samme dage som de forhøjede zinkkoncentrationer, men dette er ikke tilfældet. Cadmium i spildevandet forventes derfor at stamme både fra kilder, der indeholder zink, og kilder der indeholder cadmium alene (bremsebelægninger, bremsevæske, dæk, maling/lak, plast, undervognsbelægning, se tabel 3.1.2).

Chrom, kobber, nikkel

Chrom, kobber og nikkel blev målt i middelkoncentrationer på henholdsvis 46, 210 og 17 $\mu\text{g/l}$, det vil sige langt under de vejledende grænseværdier på henholdsvis 300, 500 og 250 $\mu\text{g/l}$.

Sølv, kviksølv

Sølv og kviksølv blev i henholdsvis 15 og 18 prøver ud af 26 målt i koncentrationer under detektionsgrænserne på 0,2 og 0,3 $\mu\text{g/l}$. Disse to tungmetaller må derfor med det foreliggende datagrundlag betragtes som uden betydning i relation til spildevandsbelastningen fra bilvaskehaller.

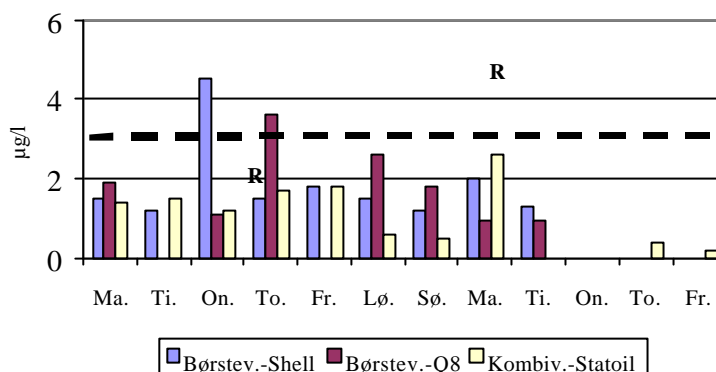
Cadmium, bly, zink

For cadmium, bly og zink, hvor der blev påvist forhøjede koncentrationer i spildevandet, er der på figurerne 4.8.1- 4.8.3 vist samtlige analyseresultater fra de tre vaskehaller. På figurerne er indtegnet den vejledende grænseværdi.

Resultaterne fra bilag 2 viser, at tungmetalkoncentrationerne var højere på de dage, hvor der blev vasket flest biler. Dette gælder specielt vaskehallen i Rødovre (Q8).

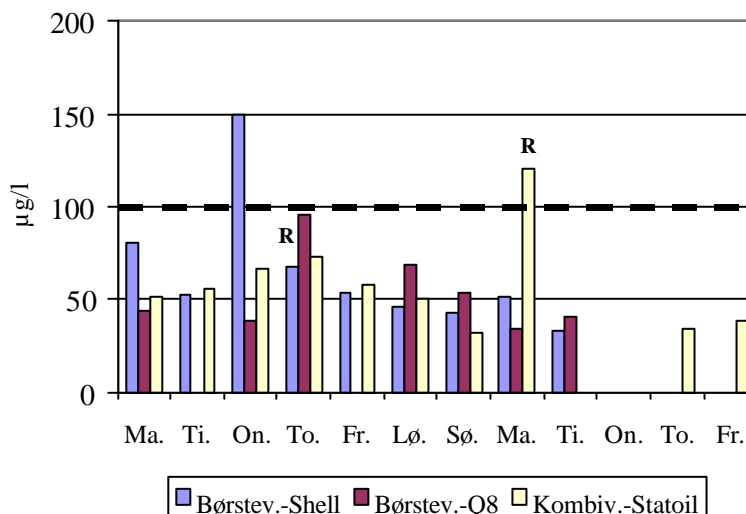
Nedbør

Tirsdag den 02.03 og lørdag den 06.03.99 faldt der henholdsvis 9-10 og 17-23 mm regn. Tungmetalkoncentrationen på disse dage var tilsyneladende ikke lavere, hvilket umiddelbart kunne forventes, hvis der tilføres regnvand til afløbssystemet, hvorved der sker en fortynding af vaskevandet. På tørvejrdsdage efter en nedbørsperiode kunne man omvendt forvente højere tungmetalkoncentrationer i spildevandet, men dette er tilsyneladende heller ikke tilfældet.



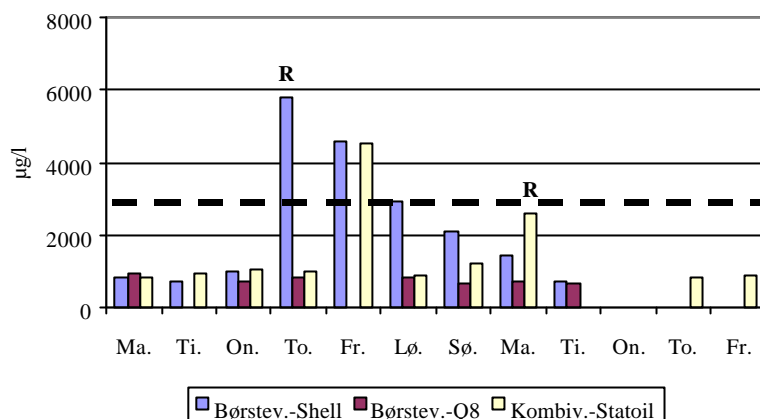
Figur 4.8.1

Cadmiumkoncentrationer i udløb fra vaskelæg. R = rengøring.



Figur 4.8.2

Blykoncentrationer målt i udløb fra bilvaskehaller. R = rengøring.



Figur 4.8.3

Zinkkoncentrationer målt i udløb fra bilvaskehaller. R = rengøring.

Svenske målinger

I tabel 4.8.2 er vist resultater af svenske målinger af tungmetaller i spildevand fra bilvaskehaller fra 1991 til 1998. De svenske målinger er tidligere beskrevet i afsnit 3.2. Her er udelukkende foretaget en sammenligning med resultaterne fra tungmetalanalyserne på de tre bilvaskehaller, der indgår i denne undersøgelse. Resultaterne er præsenteret som intervaller afgrænset af minimum- og maksimumværdierne. Der er ingen væsentlige forskelle mellem de koncentrationsintervaller, der er fundet for de svenske og de danske vaskeanlæg.

Prøvetagning

En væsentlig forskel mellem de svenske undersøgelser og den danske, er, at der har været anvendt flowproportional prøvetagning ved den danske undersøgelse. Ved de svenske undersøgelser har der været anvendt enten stikprøver eller tidsproportional prøvetagning. Når både flow og stofkoncentration varierer sådan, som det er tilfældet i udløbet fra bilvaskehallerne, er det nødvendigt at anvende flowproportional prøvetagning. Samtidig skal vandmængden mellem udtagning af delprøver være forholdsvis lille (100 l), ellers underestimeres stofkoncentrationen i de udtagne prøver.

Tabel 4.8.2

Tungmetalkoncentrationer i spildevand fra bilvaskeanlæg i Sverige og middelkoncentrationer beregnet for de tre anlæg i denne undersøgelse.

Parameter	Enhed	(VA-verket, 1993)	(Karlstad, 1994)	(Stockholm Vatten, 1991)	(Stockholm Vatten, 1993)	(OK, 1995)	(IVL, 1998)	Denne undersøgelse min.-maks.
Land		S	S	S	S	S	S	DK
Antal anlæg		37	18	1	2	1	1	3
Prøvetagning		Stikprøver	Tidsprop.	Tidsprop.	Tidsprop.	Tidsprop.	Tidsprop.	Flowprop.
År		1992	1993/94	1991	1993	1995/95	1998	1999
Vandmængde	l/vask	265		430	240 - 500	13 - 230	17-18	97-275
Ag								<0,2-2,5
Cd	µg/l	<5 - 100	0,8 - 17	4,3 - 7,5	1 - 9,3	0,4 - 3,2	3,7-8,7	0,5-4,5
Cr	µg/l	<10 - 750	9 - 44	33 - 35		18 - 59	59-77	20-88
Cu	µg/l				54 - 320	13 - 290		110-410
Ni	µg/l	<50 - 500	5-100	16 - 25	9 - 43	23 - 39	23-29	8-36
Pb	µg/l	<50 - 3400	2 - 370	36 - 63	22 - 160	4 - 100	31-53	32-150
Zn	µg/l	<10 - 2300	350 - 6800	369 - 414	330 - 1500	250 - 1700	2700-5000	635-2220
Hg	µg/l							<0,3-1*

I tabel 4.8.3 er vist tungmetalkoncentrationer i vejvand registreret ved undersøgelser i Tyskland, Sverige og Danmark. Desuden er der i tabellen vist data for tungmetalkoncentrationer i drikkevand i Danmark samt vejledende kvalitetskrav til drikkevand.

Tabel 4.8.3

Tungmetalkoncentrationer (µg/l) i afløb fra bilvask, i vejvand og i drikkevand.

Tung-metal	Bilvask min.-maks.	Afløb fra veje					Drikkevand Sjølsø 1993-97	Drikkevand vejledende krav	Drikkevand detektionsgrænser VKI
		(Herrmann, 1992) Tyskland	(Malmqvist, 1983) Stockholm	(Kjølholt, 1997) Skovlunde	(Kjølholt, 1997) Bagsværd	(Lehmann, 1998) Danmark			
Ag	<0,2-2,5							u.d	0,1
Cd	0,5-4,5	0,68-2		<0,1-1,6	<0,1-1,5	0,2-0,5	<0,1-0,2	u.d	0,004
Cr	20-88			2,2-6,9	7,6-56	8,2-11	<1	u.d	0,04
Cu	110-410	17-109	26-323	12-140	83-720	53-110	<0,002-<2	100*	0,04
Ni	8-36	10-36		<2-26	2-120	<0,02-1,9	<1-<2	20*	0,03
Pb	32-150	22-203	71-477	12-210	17-190	21-31	<1	u.d	0,02
Zn	635-2220	204-342	169-643	76-790	170-640	190-280	<0,03-<3	100*	0,5
Hg	<0,3-1*			0,022-0,12	0,043-0,17	0,1-0,4	<0,05-<0,5	u.d	0,2

* maksimal koncentration ved fraløb fra vandværk.

u.d. under detektionsgrænsen.

Sammenlignes intervaller for tungmetalkoncentrationer i spildevand fra bilvaskeanlæg i denne undersøgelse med koncentrationerne i vejvand, ses, at spildevandet især er belastet med zink og i mindre grad med cadmium og chrom, mens koncentrationerne af de øvrige tungmetaller ligger indenfor de koncentrationsintervaller, der er fundet i vejvand.

De vejledende kvalitetskriterier for drikkevand og tungmetalkoncentrationer målt i drikkevand er medtaget i tabellen for at kunne sammenligne vandkvaliteten ind og ud af et bilvaskeanlæg.

4.8.2 Tungmetalmængder

Beregninger

For hvert vaskeanlæg er mængden af tungmetaller udledt pr. bilvask beregnet for hver dag. Alle mængdeberegningerne samt minimum-, maksimum- og middelværdier samt standardafvigelse er præsenteret i bilag 3. I tabel 4.8.4 er minimum-, maksimum- og middelværdier samt standardafvigelse beregnet på baggrund af samtlige døgnværdier. Disse værdier er vist sammen med svenske etapemål for udledning af cadmium, zink og chrom + nikkel + bly samt mineralsk olie fra bilvaskeanlæg (Naturvårdsverket, 1996).

Tabel 4.8.4

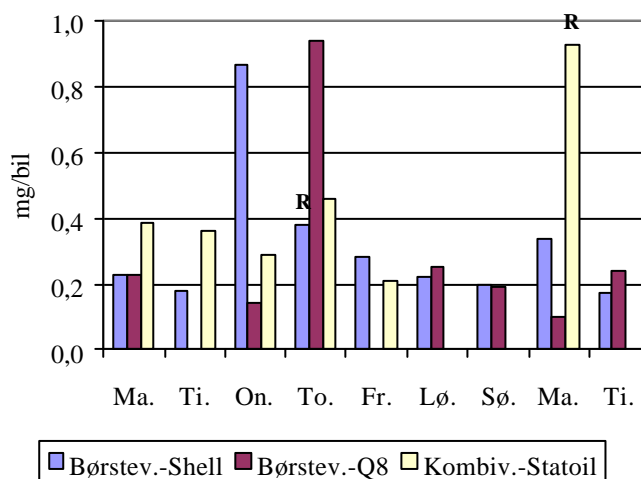
Udledte tungmetalmængder fra bilvaskeanlæg og svenske målsætninger for belastning målt i mg/bilvask. Værdier over de svenske etapemål er angivet med fed.

Parameter	Svensk etapemål	Middelværdi	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Ag		0,062	0,01	0,31	0,09
Cd	0,25	0,34	0,1	0,9	0,24
Cr		9,1	4,0	24	5
Cu		42	20,1	147	26
Ni		3,5	1,3	10,4	2,3
Pb		13	3,5	43	9,6
Zn	50	309	69	1.500	330
Hg		0,04	0,01	0,11	0,02
Cr+Ni+Pb	10	25	12,1	78	16

Middelbelastning

Middelbelastningen fra de tre danske bilvaskeanlæg ligger for alle tre tungmetalparametre over de svenske etapemål. Det skal bemærkes, at de svenske mål er baseret på, at der kun udledes 50 l vand/bilvask, hvor der fra de danske anlæg udledes mellem 2,4 og 5 gange så meget vand pr. bilvask. Etapemålene er således ikke direkte sammenlignelige med belastningen fra de tre vaskeanlæg, idet disse ikke har en recirkuleringsgrad som forudsat i de svenske etapemål.

Figurerne 4.8.4-4.8.6 viser samtlige målinger af cadmium, zink og bly.



Figur 4.8.4

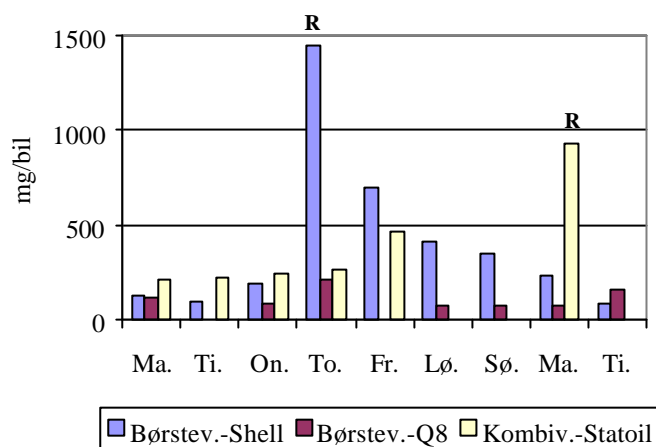
Mængden af cadmium udledt pr. bilvask. R = rengøring.

Cadmium

For cadmium ses, at for alle tre anlæg var der en enkelt dag, hvor cadmiumbelastningen var større end 0,5 mg/bilvask. For vaskeanlæggene hos Shell og Statoil fandt den maksimale belastning sted på de dage, hvor vaskehallen blev rengjort.

Zink

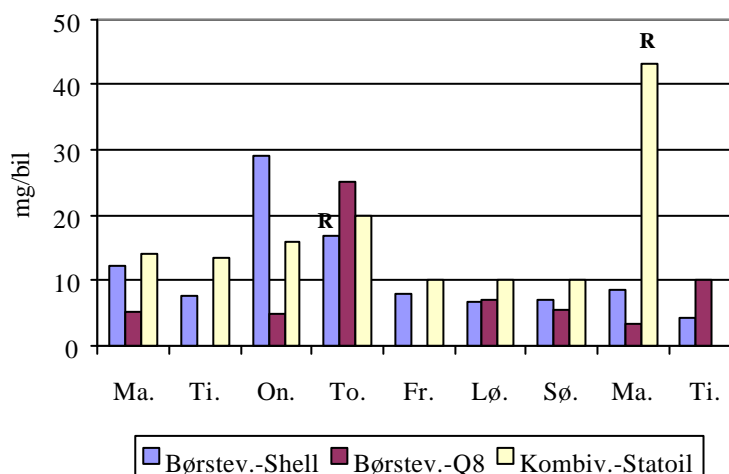
Zinkbelastningen lå for alle vaskeanlæg og på alle dage over det svenske etapemål på 50 mg/bilvask. Zinkbelastningen var ligesom cadmiumbelastningen størst på de dage, hvor der blev gennemført rengøring af vaskeanlæggene hos Shell og Statoil.



Figur 4.8.5

Mængden af zink udledt pr. bilvask. R = rengøring.

Summen af belastningen med chrom, nikkel og bly lå ligeledes for alle tre vaskeanlæg over det svenske etapemål på 10 mg/bilvask.



Figur 4.8.6

Mængden af bly udledt pr. bilvask. R = rengøring.

Med den teknologi, som er anvendt på de tre danske vaskeanlæg, der indgår i denne undersøgelse, kan de svenske etapemål for vandforbrug og tungmetalbelastning pr. bilvask ikke overholdes. En væsentlig faktor for størrelsen af belastningen er dog rengøring af vaskehallerne, under hvilken der sker en betydelig forøgelse af belastningen med cadmium, chrom, kobber, nikkel, bly og zink.

Belastning på renseanlæg

Med udgangspunkt i, at det samlede antal bilvask pr. år i Danmark var 11,5 mio. i 1998, og tungmetalbelastningen ligger mellem minimum- og maksimumværdierne for de tre vaskeanlæg, der indgår i undersøgelsen, er den samlede tungmetalbelastning fra alle anlæg i Danmark beregnet. Data er præsenteret i tabel 4.8.5 sammen med tungmetalbelastningen i tilløb og afløb på et stort dansk renseanlæg – Herning Centralrenseanlæg – som modtager spildevand svarende til 150.000 PE. 70% af spildevandsbelastningen på Herning Centralrenseanlæg er industrispildevand, og derfor er belastningen med tungmetaller generelt høj. Sammenlignes belastningen på Herning Centralrenseanlæg med belastning fra bilvaskeanlæggene, er det især belastningen med zink og kobber, som er forhøjet.

For kobber og bly findes data for den samlede årlige tilledning til renseanlæg i Danmark (Lassen, 1996). Beregnes vaskeanlæggenes andel af belastningen vist i tabel 4.8.5, fås, at belastning med kobber udgør mellem 0,4 og 1,3%, mens belastningen med bly udgør mellem 0,2 og 1,6%. For cadmium og zink kan vaskeanlæggenes andel beregnes ud fra middeltilledningen (middel af (Jepsen, 1997) og (Grüttner, 1994)) og en samlet spildevandsmængde til danske renseanlæg på 700 mio. m³/år. På denne baggrund kan belastningen for cadmium beregnes til mellem 0,1 og 1,2%, mens belastningen for zink kan beregnes til mellem 0,3 og 3,3%. Døgn med rengøring er ikke medtaget i disse beregninger. I stedet er de næsthøjeste værdier anvendt som angivet i parentes i tabel 4.8.5.

Tabel 4.8.5

Samlet tungmetalbelastning (kg/år) fra bilvaskeanlæg i Danmark sammenlignet med belastningen i tilløb og afløb på Herning Centralrenseanlæg (Grüttner, 1996).

	Vaskeanlæg i Danmark	Herning Centralrenseanlæg	
		tilløb	afløb
Ag	0,1 – 3,6	25	13
Cd	1,1 – 11	27	13
Cr	46 – 280	272	130
Cu	230 – 1.700 (840)	524	80
Ni	15 – 120	280	200
Pb	40 – 500 (332)	424	40
Zn	800 – 17.000 (8.000)	2.679	1.400
Hg	0,2 – 1,2		

4.8.3 Sammenfatning vedrørende tungmetalkoncentrationer og -mængder

Vurderingerne i de to foregående afsnit af tungmetalkoncentrationer og -mængder i spildevand fra bilvaskeanlæg kan sammenfattes i følgende hovedkonklusioner:

Konklusion

- Alle målte koncentrationer af sølv, chrom, kobber, nikkel og kviksølv lå under Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for udledning af industrispildevand til det offentlige kloaknet

- Middelkoncentrationerne for cadmium, bly, og zink lå ligeledes under de vejledende grænseværdier, men i enkeltprøver blev der målt cadmium-, bly- og zinkkoncentrationer over de vejledende grænseværdier
- På de to vaskeanlæg, hvor der blev udført rengøring af anlæggene i måleperioden, var tungmetalbelastningen tydeligt forhøjet på dage med rengøring
- Set i forhold til den samlede belastning med kobber på danske renseanlæg udgør belastningen fra bilvaskeanlæggene mellem 0,4 og 2,6%
- Tungmetalbelastningen målt i mg/bilvask oversteg for alle anlæggene de svenske etapemål for cadmium og zink samt summen af chrom, nikkel og bly. Resultaterne skal dog sammenholdes med, at den udledte vandmængde fra de danske vaskeanlæg var op til fem gange større end det svenske etapemål på 50 l/bilvask. Etapemålet skal nås gennem intern rensning og recirkulering af vaskevandet
- Tungmetalkoncentrationerne i spildevandet afviger ikke markant fra de koncentrationer, der er fundet i tilsvarende svenske undersøgelser
- Koncentrationen af cadmium, chrom og zink var i spildevandet forhøjet i forhold til koncentrationen i vejvand

4.8.4 Tungmetalkoncentrationer i oliephase og slam

Sandfang og olieudskillere

I måleperioden blev der i sandfang og olieudskillere tilknyttet vaskeanlæggene udtaget prøver af slam i sandfang og oliefasen i olieudskilleren. Analyse-resultaterne er vist i tabel 4.8.6 sammen med grænseværdier for tungmetalkoncentrationer i jord, der skal deponeres på en kontrolleret losseplads eller renses (Amterne på Sjælland og Lolland/Falster, 1997). Den væsentligste grund til, at slammet skal afleveres som farligt affald til deponering, er dog indholdet af olie (jf. afsnit 3.3).

Tabel 4.8.6

Tungmetalkoncentrationer i slam fra sandfang og i oliefasen fra olieudskillere.

Tungmetal	Sandfang mg/kg TS			Kraftigere forurennet jord Klasse 4	Olieudskillere µg/l			Vejledende grænseværdi
	Shell	Q8	Statoil		Shell	Q8	Statoil	
Ag	0,10	0,04	0,04		<0,2	1	<0,2	
Cd	0,83	2,16	0,38	5	1	0,97	0,97	3
Cr	66	128	29	300	27	53	21	300
Cu	243	1.148	167	500	110	240	410	500
Ni	15	33	7,2	100	6	21	13	250
Pb	39	243	31	400	25	36	120	100
Zn	413	1.634	362	1.500	590	710	310	3.000
Hg	0,02	0,02	0,01	5*	<0,3	<0,3	<0,3	3
TS%	41,2	45,3	71,9					

* skal vurderes særskilt.

Tungmetalkoncentrationerne i oliefasen er præsenteret sammen med grænseværdier for afledning til kloaknettet. Kun koncentrationen af bly lå over den vejledende grænseværdi. Oliefasen i sig selv må dog ikke afledes i kloaknettet på grund af indholdet af mineralsk olie.

Tømning

Slamfang og olieudskillere blev tømt 4-5 uger før prøvetagningen. Hos Q8 skete tømningen en uge tidligere end de to andre steder (Shell og Statoil). Som det fremgår af tabellen, var slammet fra sandfanget hos Q8 langt mere belastet end slammet fra de to andre sandfang. Årsagen kan være både det længere tidsrum fra tømningstidspunktet til dagen for prøvetagning, men også at

der i vaskeanlægget i den forløbne periode kan være gennemført flere vask end på de to andre anlæg.

Tungmetalkoncentrationer

Slam fra sandfangene skal - jf. afsnit 3.3 - ved tømning håndteres som farligt affald. Det forventes, at tungmetalkoncentrationerne i slammet stiger, jo længere tid der forløber fra tømning. Koncentrationen af kobber og zink i slammet fra sandfanget fra Q8 var så høj, at slammet må betegnes som kraftigere forurenede jord til deponering eller jordrensning, når det som farligt affald bortskaffes. Slammet fra de øvrige vaskeanlæg kan i relation til tungmetaller karakteriseres som lettere forurenede, jf. klasseinddelingerne af jord i (Amterne på Sjælland og Lolland/Falster, 1997).

Tabel 4.8.6 viser for oliefasen fra olieudskilleren, at det kun var hos Statoil og kun for et enkelt tungmetal – bly – at der blev målt koncentrationer over den vejledende grænseværdi. Det skal tilføjes, at oliefasen ved tømning af systemet også bortskaffes som farligt affald på grund af indholdet af mineralsk olie.

Sammenligning

Sammenlignes tungmetalkoncentrationerne målt i slam ved denne undersøgelse med tungmetalkoncentrationer fundet ved svenske undersøgelser af slam fra sandfang (se tabel 3.3.1), viser det sig, at tungmetalkoncentrationerne er nogenlunde ens. Dog blev der ved denne undersøgelse målt lidt højere chromkoncentrationer (29-129 mg/kg TS) mod 15-44 mg/kg TS ved den svenske undersøgelse. Som tidligere nævnt forventes prøvetagningstidspunktet i forhold til tømningstidspunktet at have væsentlig indflydelse på tungmetalkoncentrationerne, men der er ikke i litteraturen fundet resultater, der dokumenterer den tidsmæssige udvikling i tungmetalkoncentrationerne i henholdsvis slam og oliefasen.

Det skal bemærkes, at der i undersøgelsen ikke er foretaget ændringer af indholdet af mineralsk olie i henholdsvis slam fra sandfang og oliefasen fra olieudskilleren, men på baggrund af de svenske undersøgelser – og ud fra et forsigtighedsprincip - vurderes det, at begge dele bør bortskaffes som farligt affald (jf. afsnit 3.3).

4.9 Miljøfremmede organiske stoffer

4.9.1 Spildevand

I det nedenstående er resultaterne af analyserne for miljøfremmede organiske stoffer præsenteret. Der blev analyseret i alt 26 prøver for Slambekendtgørelsens fire miljøfremmede stoffer og fire ugeblandprøver blev analyseret for 115 stoffer ved multiscreening. Samtlige resultater fremgår af bilag 4 og 5.

Fire miljøfremmede stoffer

Resultater af analyser for Slambekendtgørelsens fire miljøfremmede stoffer fremgår af tabel 4.9.1. Til sammenligning er typiske stofkoncentrationer i husholdningsspildevand angivet (Jepsen, 1997).

Tabel 4.9.1

Spildevandets indhold af Slambekendtgørelsens fire miljøfremmede stoffer. Målte koncentrationer over koncentrationen i typisk husholdningsspildevand er angivet med fed.

µg/l	Børstevask Shell, Kirke Såby	Børstevask + højtryk Statoil, Hundige	Børstevask Q8, Rødovre	Husholdningsspildevand
	Minimum-Maksimum Middel	Minimum-Maksimum Middel	Minimum-Maksimum Middel	

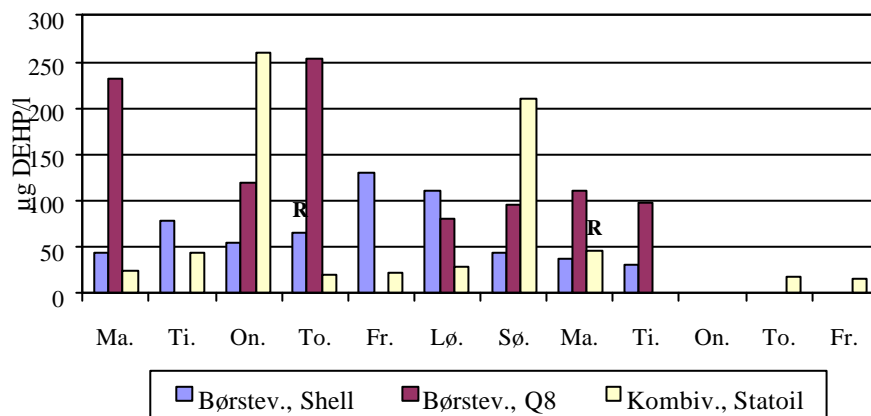
LAS	75-24.000 8.900	2.500-15.000 4.900	110-270 170	570
DEHP	32-130 67	17-260 69	81-254 141	31
NPE (1- og 2-ethoxylater)	<15-82 47	<15-24	<15	9,8
Langkædede NPE	21-45	<10-44	<10	-
Total PAH	<10	<10	<10	0,3

LAS

Tabel 4.9.1 viser, at koncentrationen af LAS blev målt til omkring en tredjedel af den typiske koncentration i husholdningsspildevand ved Q8 i Rødovre. Dette tyder på, at der ikke her blev anvendt LAS-holdige vaskemidler i måleperioden. Ved både Shell i Kirke Såby og Statoil i Hundige blev der målt højere LAS-koncentrationer i døgn efter rengøring, hvilket indikerer, at der anvendes LAS-holdige vaskemidler ved rengøring (jf. bilag 4). Endvidere blev der ved Statoil, Hundige generelt målt forhøjede koncentrationer af LAS sammenlignet med koncentrationen i husholdningsspildevand. Midde-koncentrationen for døgn uden rengøring var her 3.700 µg/l, hvilket peger på, at der blev anvendt LAS-holdige vaskemidler.

DEHP

Blødgøreren DEHP blev i 20 ud af 26 døgnprøver målt i koncentrationer, som lå over koncentrationen i husholdningsspildevand. DEHP udvaskes sandsynligvis fra PVC-komponenter på bilerne, herunder især undervognsbelægningerne, som på nye biler består af blød PVC. DEHP optræder på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 1998). Figur 4.9.1 viser resultaterne af målingerne for DEHP ved de tre bilvaskeanlæg.



Figur 4.9.1

Koncentrationer af DEHP (µg/l) i spildevand fordelt på de enkelte måledøgn. R = rengøring.

Stor variation

Figur 4.9.1 viser, at koncentrationerne af DEHP var stærkt varierende fra døgn til døgn. Der ses ingen sammenhæng mellem døgn med rengøring og høje koncentrationer. Dette underbygger formodningen om, at kilderne til DEHP skal findes i bilernes plastkomponenter og ikke i snavs, der ophobes i vaskehallen og skylles ud ved rengøring.

Det har ikke været muligt at påvise en entydig sammenhæng mellem antal undervognsvask i måleperioden og koncentrationen af DEHP i spildevandet.

Udvaskning og temperatur

Der sker ifølge (Hoffmann, 1996) en øget afdampning af DEHP fra blød PVC ved stigende temperatur. På samme måde forventes udvaskningen af DEHP fra bilkomponenterne at være temperaturafhængig. Dette indikeres også af, at de laveste koncentrationer af DEHP blev målt ved Statoil i Hundige på de to dage med frostvejr. Temperaturen var - ifølge DMI - i landsgennemsnit -2,2 og -0,2°C henholdsvis torsdag den 11. og fredag den 12.03.1999. Middeltemperaturen var for de øvrige døgn i måleperioden 3,2°C (DMI, 1999). På denne baggrund kan der forventes større udvaskning af DEHP i sommerhalvåret.

Tidligere dansk undersøgelse

En tidligere dansk undersøgelse af spildevand fra to bilvaskehaller i Roskilde viste middelkoncentrationer af DEHP på 112 µg/l og et minimum-maksimum-interval på 5,2-760 µg/l (DMU, 1998 og kapitel 3). Spildevandsprøverne ved DMU's undersøgelse blev udtaget før sandfang/olieudskillere og blev udtaget som stikprøver fra den enkelte vask, hvorfor resultaterne er vanskelige direkte at sammenligne med denne undersøgelses resultater. Koncentrationsniveauerne svarer dog til koncentrationerne fra denne undersøgelse. Prøverne blev udtaget november 1997 og januar 1998.

Svensk undersøgelse

En svensk undersøgelse af spildevand fra 31 vaskehaller, hvor der blev udtaget stikprøver efter olieudskillere i perioden fra 1990 til 1992, viste en middelkoncentration af DEHP på 520 µg/l og et minimum-maksimum-interval på 20-4.100 µg/l (Paxéus, 1996). Koncentrationerne fra denne undersøgelse ligger altså på et højere niveau end den svenske undersøgelse, men direkte sammenligning er igen vanskelig på grund af, at undersøgelsen var baseret på stikprøver. Årstiden for udtagning af stikprøverne var ikke specificeret.

Estimeret samlet afledt mængde

I bilag 4 er den afledte mængde DEHP pr. bilvask beregnet. Med udgangspunkt i den afledte minimummængde (4,1 mg/bil) og maksimummængden (66,4 mg/bil) samt en antagelse om, at der foretages 11,5 mio. vask pr. år i danske bilvaskehaller kan den afledte mængde estimeres til mellem 50 og 760 kg/år.

I tabel 4.9.2 er den årlige belastning opstillet sammen med den årligt beregnede belastning fra vask af det samlede areal af danske PVC-gulve, overfladeafstrømning fra befæstede arealer til danske renseanlæg samt den beregnede samlede tilladte mængde til danske renseanlæg.

Tabel 4.9.2

Beregnete afledninger af DEHP fra bilvaskehaller og udvaskning fra PVC-gulve samt samlet tilladning til danske renseanlæg.

	kg DEHP/år
Bilvask (11,5 mio. vask pr. år)	50 – 760
Udvaskning fra PVC-gulve (Hoffmann, 1996)	390 – 440
Overfladeafstrømning til danske renseanlæg (Kjølholt, 1997)	Ca. 3.000

Tilledning til danske renselanlæg (Hoffmann, 1996)	32.000 ± 4.000
---	----------------

Andel af belastning

På baggrund af ovenstående beregninger kan bilvaskehallernes andel af den samlede belastning med DEHP til danske renselanlæg estimeres til 0,2–2,4%. Dette interval er baseret på vintermålingerne fra denne undersøgelse, og som nævnt forventes udvaskningen af DEHP øget ved stigende temperatur.

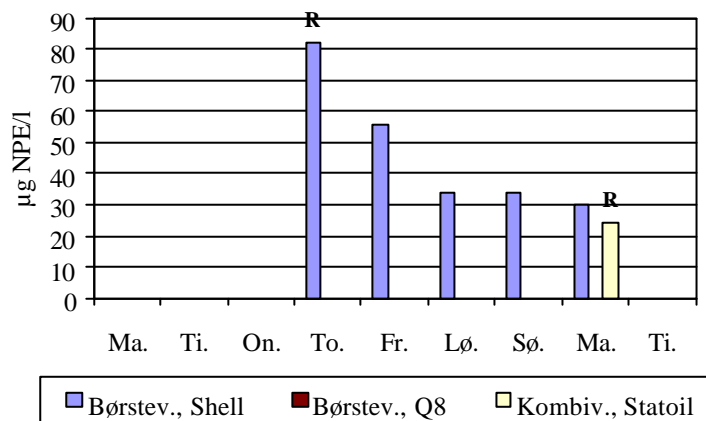
Trafikbelastning

Kilderne til DEHP i overfladeafstrømningen fra befæstede arealer til danske renselanlæg antages fordelt med halvdelen fra den atmosfæriske baggrundsbelastning og den anden halvdel fra trafikbelastningen. Dette baseres på målinger fra henholdsvis trafikbelastede og ikke-trafikbelastede områder (Kjølholt, 1997). Dvs. at trafikbelastningen fra den danske bilpark kan estimeres til omkring 1.500 kg DEHP/år. Trafikbelastningen antages at stamme fra slitage og udvaskning ved regnvejr fra bilernes plastkomponenter.

NPE

Med hensyn til NPE viser tabel 4.9.1, at NPE med 1- og 2-ethoxylater blev konstateret i spildevandet fra Shell i Kirke Såby og Statoil ved Hundige. Der blev i alt målt NPE i seks ud af 26 døgnprøver. NPE er et overfladeaktivt stof, som primært forventes at stamme fra anvendelse af vaskemidler, men NPE indgår også i visse smøreolier og maling/lak. NPE optræder på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 1998).

Figur 4.9.2 viser koncentrationen af NPE (1- og 2-ethoxylater) ved de tre vaskeanlæg fordelt på enkelt døgn i måleperioden.



Figur 4.9.2

Koncentration af NPE (1- og 2-ethoxylater) fra de tre vaskeanlæg. R = rengøring.

NPE og rengøring

Det fremgår af figur 4.9.2, at koncentrationen af NPE (1- og 2-ethoxylater) steg, efter at der blev foretaget rengøring ved Shell, Kirke Såby og Statoil, Hundige. Det formodes derfor, at der er blevet anvendt vaskemidler med NPE ved begge rengøringer.

Den højeste koncentration i spildevandet blev målt ved Shell, Kirke Såby (maksimum: 82 µg/l) torsdag den 04.03.1999. De efterfølgende dage faldt koncentrationen langsomt og var efter fem døgn under detektionsgrænsen. Der blev ikke foretaget rengøring ved Q8, Rødovre i måleperioden.

Langkædede NPE'er

Analyserne for langkædede NPE'er viste, at koncentrationerne generelt fulgte NPE (1- og 2-ethoxylater), men i lavere koncentrationer (se tabel 4.9.1 og bilag 4). Ved Shell, Kirke Såby og Statoil, Hundige blev der konstateret langkædede NPE'er, hvilket fulgte rengøringen ved de to stationer, som blev gennemført henholdsvis den 04.03.1999 og 08.03.1999.

NPE optræder som langkædede NPE'er i vaskemidler. De langkædede forbindelser nedbrydes mikrobielt i kloaksystemet og renseanlægget til NP (nonylphenol) og NPE (1- og 2-ethoxylater), som er bioakkumulerbare og mere toksiske end de oprindeligt langkædede forbindelser. Denne første nedbrydning af de langkædede forbindelser kan forløbe indenfor nogle få timer til over én måned afhængigt af den biologiske aktivitet (Shang, 1999).

En første biologisk nedbrydning af de langkædede forbindelser i sandfang og olieudskillere kan på denne baggrund forklare, at de langkædede forbindelser blev målt i lavere koncentrationer end de kortkædede NPE'er (1- og 2-ethoxylater).

PAH

Total PAH blev målt i koncentrationer under detektionsgrænsen i spildevandet fra de tre vaskehaller.

Multiscreening

Multiscreeningen viste, at der – ud over DEHP – forekom en række andre blødgørere i spildevandet i mindre koncentrationer (se bilag 5). Herunder blev der som de højeste koncentrationer målt 4,2-5,5 µg/l diethyladipat og 4,3-18 µg/l di-n-butylphthalat. Diethyladipat vurderes som A-stof efter Industrispildevandsvejledningens principper (NOVA, 1999 og kapitel 2). A-stoffer er uønskede i kloaksystemet. Di-n-butylphthalat vurderes som C-stof, dvs. at det antages nedbrydeligt i renseanlæg (NOVA, 1999), men stoffet mistænkes samtidigt for at have østrogenlignende effekter (Hoffmann, 1996).

4.9.2 Slam fra sandfang og oliefase fra olieudskillere

Under måleperioden blev der udtaget stikprøver af slam fra sandfang og af oliefase fra olieudskillere (se figur 4.4.1). Analyseresultaterne for Slambekendtgørelsens fire miljøfremmede stoffer er vist i tabel 4.9.3. Slambekendtgørelsens afskæringsværdier samt koncentrationer i husholdningsspildevand (Jepsen, 1997) er angivet til sammenligning for at illustrere størrelsesordenen. Slam fra sandfang og oliefase fra olieudskillere skal bortskaffes som farligt affald (jf. afsnit 3.3).

Dobbelt prøvetagning

Ved prøvetagningen blev der udtaget dobbeltprøver ved både sandfang og olieudskillere. Det ene sæt prøver blev analyseret for de fire miljøfremmede stoffer fra Slambekendtgørelsen ved GC-MS og LC-MS (langkædede NPE'er), mens det andet sæt prøver blev analyseret ved GC-MS multiscreening for 115 stoffer. Blandt de 115 stoffer indgår også NPE, DEHP og PAH'er. Resultaterne fra multiscreeningen for disse parametre er derfor medtaget i tabel 4.9.3. Der blev ikke gennemført multiscreening på slam og oliefase fra Q8, Rødovre.

Tabel 4.9.3

*Miljøfremmede stoffer i slam fra sandfang og i oliefasen fra olieudskilleren. Resultater fra multiscreening er markeret med: *. Værdier over henholdsvis Slambekendtgørelsens afskæringsværdier og typisk husholdningsspildevand er angivet med fed.*

	Sandfang mg/kg TS			Slambkg. (år 2001)	Olieudskillere µg/l			Hushold- ningssp.v.
	Shell	Statoil	Q8		Shell	Statoil	Q8	
LAS	13	114	690	1300	100	5.600	190	570
DEHP	47 160*	34 42*	190	50	270 280*	2.700 2.400*	1.700	31
NPE (1, 2-ethoxylater)	2,8 1,9*	2,2 0,15*	35	10	29 19*	1.600 650*	47	9,8
Langkædede NPE	0,060	0,072	<0,020	-	20	730	<20	-
Total PAH	1,3 1,7*	1,1 1,4*	6,4	3	7,1 8,4*	130 60*	1,3	0,3

”Historiefortællere”

Slamfang og olieudskillere kan betragtes som ”historiefortællere”, hvor stoffer - adsorberet til faste partikler eller opløst i oliefasen - ophobes. Det drejer sig om stoffer, hvis octanol-vand-koefficient ($\log P_{ow}$) er over 3,8 (adsorberes til partikler) eller over 3 (potentielt bioakkumulerbare). Det betyder, at anvendelse af visse miljøbelastende stoffer (f.eks. NPE, $\log P_{ow}$ 3-4,2) forud for måleperioden vil kunne genfindes i slam og oliefase.

Det er dog tilsyneladende beskedne andele af de afledte stoffer, som tilbageholdes i sandfang og olieudskillere. I en svensk undersøgelse blev der gennemført spildevandsmålinger før og efter sandfang/olieudskillere ved en bilvaskehal. Målingerne viste reduktionsprocenter på henholdsvis 22 for DEHP og 8 for NPE (Paxéus, 1996).

LAS

Tabel 4.9.3 viser, at koncentrationen af LAS i sandfangene var lav sammenlignet med Slambekendtgørelsens afskæringsværdier. Dette er i overensstemmelse med de lave koncentrationer af LAS målt i spildevandet i to af vaskehallerne i døgn uden påvirkning fra rengøring. I oliefasen fra olieudskilleren ved Statoil, Hundige ses en forhøjet koncentration (5.600 µg/l), i forhold til typisk husholdningsspildevand, hvilket stemmer med, at der fra denne vaskehal generelt blev målt forhøjede koncentrationer af LAS, jf. tabel 4.9.1.

DEHP

DEHP blev målt i koncentrationer over Slambekendtgørelsens afskæringsværdier i slam fra Shell, Kirke Såby og Q8, Rødovre. I oliefasen fra Statoil, Hundige og Q8, Rødovre blev målt betydelige koncentrationer af DEHP (faktor 60-90 højere end typisk husholdningsspildevand). Dette stemmer overens med, at det også var ved disse to stationer, at de højeste koncentrationer af DEHP blev målt i spildevandet.

NPE og rengøring

NPE blev konstateret i betydelige koncentrationer (650-1.600 og 730 µg/l) i oliefasen fra Statoil, Hundige. Dette formodes at stamme fra rengøringen af vaskehallen. Rengøringen under måleperioden blev foretaget den 08.03.1999, dvs. efter prøvetagningen af oliefasen den 03.03.1999. Den målte NPE formodes derfor at stamme fra en tidligere rengøring foretaget den 18.02.1999. Olieudskilleren blev tømt den 02.02.1999. Tilførslen af NPE er altså sket efter dette tidspunkt.

Der blev fundet relativt lave koncentrationer af NPE (19-29 og 20 µg/l) i slam- og oliefasen ved Shell, Kirke Såby på trods af, at det var her, at de højeste koncentrationer af NPE blev målt i spildevandet i forbindelse med rengøring. Dette kan forklares ud fra, at rengøringen blev foretaget den 04.03.1999, hvilket er dagen efter, at prøvetagningen af oliefasen blev fore-

taget. Der blev ikke foretaget rengøring af vaskehallen mellem tømning af olieudskilleren og prøvetagningen.

Endvidere blev målt NPE i slam og oliefase (35 mg/kgTS og 47 µg/l) ved Q8, Rødovre. Disse koncentrationer kan forklares ud fra en tidligere rengøring den 02.02.1999, som blev gennemført efter tømningen af olieudskilleren den 26.01.1999.

PAH'er

Med hensyn til summen af PAH'er blev der målt en koncentration (6,4 mg/kgTS) over Slambekendtgørelsens afskæringsværdi (3 mg/kgTS) ved Q8, Rødovre. I oliefasen blev der generelt målt relativt høje koncentrationer set i forhold til spildevandet, hvilket skyldes, at PAH'erne generelt vil befinde sig i olie/fedt-fasen fremfor vandfasen (høj log P_{ow}).

Multiscreening

Multiscreeningen af sand fra sandfang og oliefasen fra olieudskillerne viste – som for spildevandet – at der ud over DEHP forekom en række andre blødgørere. De højeste koncentrationer blev målt i oliefasen, og her drejede det sig som for spildevand især om diethyladipat (7,2-63 µg/l) og di-n-butylphthalat (16-19 µg/l). Heruover blev der målt 55-838 µg/l di-isononylphthalat og 2,8-38 µg/l di-n-octylphthalat.

Di-isononylphthalat vurderes som C-stof (NOVA, 1999), men foreslås af en nordisk arbejdsgruppe klassificeret som miljøfarligt ved direkte udledning til recipient (Hoffmann, 1996). Di-n-octylphthalat vurderes som A-stof (NOVA, 1999).

4.9.3 Sammenfatning vedrørende miljøfremmede organiske stoffer

Vurderingerne i de foregående afsnit om miljøfremmede organiske stoffer i spildevand, slam og oliefase kan sammenfattes i følgende hovedkonklusioner:

- Koncentrationen af LAS i spildevandet lå over koncentrationen i typisk husholdningsspildevand efter døgn med rengøring. Koncentrationen af PAH'er var i spildevandet under detektionsgrænsen
- DEHP blev i middel målt i koncentrationer på 2 til 5 gange koncentrationen i husholdningsspildevand. Den samlede DEHP-belastning fra danske bilvaskeanlæg kan ud fra målingerne estimeres til mellem 0,6 og 2,4% af den samlede tilledning til danske renselanlæg
- Vaskevandets temperatur er formodentlig en væsentlig faktor ved udvaskning af DEHP fra PVC. Der sker sandsynligvis en øget udvaskning ved stigende temperatur
- NPE blev kun målt i spildevandet i forbindelse med rengøring af vaskehallerne. De målte koncentrationer var op til otte gange højere end i husholdningsspildevand. Dette indikerer, at der anvendes NPE-holdige vaskemidler ved rengøring
- De miljøfremmede organiske stoffer - herunder DEHP og NPE - ophobes typisk i slam fra sandfanget og i oliefasen fra olieudskilleren. Dette understreger vigtigheden af, at slam og oliefase bortskaffes som farligt affald
- Multiscreeningen viste, at der også forekommer andre blødgørere end DEHP i spildevand og slam/oliefase i lavere koncentrationer

4.10 Sammenfatning på måleprogram

Måleprogrammets resultater kan sammenfattes i følgende hovedkonklusioner.

Målingerne af vandforbrug og de udledte vandmængder viste, at de to børsteanlæg i middel afledte henholdsvis omkring 120 og 160 l/vask, og at kombinationsvasken (børster + højtryk) afledte omkring 240 l/vask. De afledte vandmængder lå indenfor leverandørernes oplysninger om vandforbrug for de pågældende anlægstyper.

På baggrund af spildevandsanalyserne kan der udpeges en række miljökritiske spildevandsparametre. Disse spildevandsparametre fremgår af tabel 4.10.1.

COD/BOD-forholdet blev i middel for alle tre anlæg målt til 3,6. Værdier >3 betragtes som udtryk for, at spildevandet indeholder vanskeligt nedbrydelige stoffer. Cadmium, bly og zink blev i enkelt døgn målt i koncentrationer over Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier.

DEHP blev i middel målt i koncentrationer på to til fem gange koncentrationen i typisk husholdningsspildevand, og NPE blev målt i koncentrationer op til otte gange koncentrationen i typisk husholdningsspildevand i forbindelse med rengøring.

Mulige forureningskilder for de enkelte parametre er angivet i tabel 4.10.1. En nærmere beskrivelse af kilderne er givet i kapitel 3.

Tabel 4.10.1

Miljøkritiske spildevandsparametre med angivelse af mulige forureningskilder.

Parameter	Kildegruppe	Specifikation af kilder
COD/BOD > 3	Bilvaskekemikalier	A- og B-stoffer, som ikke er let nedbrydelige
	Vejbelægning (samt potentielt alle kilder, som bidrager med organisk stof)	Tjære/bitumen
Cadmium	Biler	Plastkomponenter Undervognsbelægning Dæk Bremsebelægninger Maling/lak Metalemner Oliespild/bremsevæske
	Vaskeanlæg og -hal	Metalemner
	Atmosfærisk nedfald	Forbrændingsprocesser
Bly	Biler	Dæk Bremsebelægninger Maling/lak Brændstof
	Vejbelægning	Granit/Porfyr
	Atmosfærisk nedfald	Forbrændingsprocesser
Zink	Biler	Dæk Bremsebelægninger Metalemner Maling/lak
	Vaskeanlæg og -hal	Metalemner
	Vejbelægning	Tjære/bitumen
	Atmosfærisk nedfald	Forbrændingsprocesser
DEHP plus andre blødgørere (B-stof)	Biler	Plastkomponenter Undervognsbelægning Dæk Maling/lak
	Atmosfærisk nedfald	Afdampning til luft fra PVC
NPE (A-stof)	Bilvaskekemikalier	Kemikalier til rengøring
	Biler	Maling/lak Olie/bremsevæske
Mineralsk olie	Biler	Olie/bremsevæske Diverse mekaniske dele
	Bilvaskekemikalier	Kemikalier til rengøring

På baggrund af tabel 4.10.1 kan kilderne til forureningsparametrene opdeles i tre hovedgrupper:

- Bilvaskekemikalier (både til vask og rengøring)
- Biler (udvaskning/korrosion fra komponenter samt snavs, som stammer fra atmosfærisk nedfald og vejbelægning)
- Vaskeanlæg og -hal (udvaskning/korrosion fra anlæg og bygninger)

Måleprogrammet viser på denne baggrund, at en reduktion af spildevandsbelastningen fra vaskehallerne kræver en flerstrengt strategi, hvor mulighederne for reduktioner bør ses i relation til de enkelte kildegrupper.

I kapitel 6 er mulige reduktionsstrategier diskuteret og beskrevet.

5 Recirkuleringsteknologier

De fleste bilvaskeanlæg genanvender i dag vaskevandet direkte til undervognsvask. En reduktion i vandforbruget kan således kun nås ved at anvende genbrugsvand til vask og skyl af overvognen. Kun omkring 5% af bilvaskehallerne er udstyret med recirkuleringsanlæg, som producerer en vandkvalitet, der er egnet til overvognsvask. Disse bilvaskehaller kan drives med et meget lille vandforbrug pr. bilvask.

5.1 Direkte genbrug og recirkulering

Ca. 30% af alle bilvaskeanlæg med børstevask anvender i gennemsnit 570 l vand pr. bilvask. De øvrige ca. 70% anvender i gennemsnit 1.200 l vand pr. bilvask. Forskellen på de to typer vask ligger i undervognsvasken, som det ses af tabel 5.1.1.

Tabel 5.1.1

Vandforbrug for bilvaskeanlæg fordelt på "Standard" og "Super" undervognsvask.

	Vask Undervogn	Vask Overvogn	Skyl Overvogn	Total vandforbrug
Standard	420 l	130 l	20 l	570 l
Super	1.050 l	130 l	20 l	1.200 l

5.1.1 Definitioner på direkte vandgenbrug og recirkuleret vand

Direkte vandgenbrug til undervognsvask

Vandet til undervognsvask er oftest genbrugsvand, behandlet i sandfang - og nogle steder også i olieskifter - før genbrug. Dette genbrug omtales i det følgende som "Direkte vandgenbrug".

De 130 l til vask af overvogn samt de 20 l til det følgende skyl er oftest hævand fra ledningsnettet, og disse 150 l/vask udledes - efter behandling i sandfang og olieskifter - fra vandfasen i olieskifter til kommunale renseanlæg.

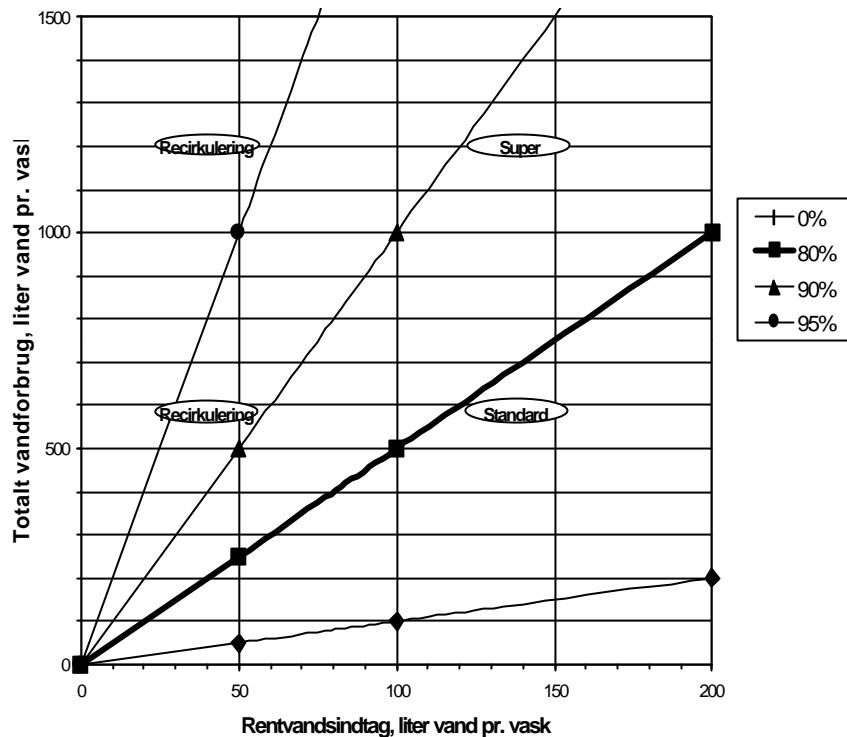
Recirkulering af vand til overvognsvask og skyl

Enkelte vaskehaller har etableret overvognsvask - enten permanent eller som forsøg - med genbrugsvand produceret i recirkuleringsanlæg. Genbrug af vand til overvognsvask og/eller skyl ved hjælp af recirkuleringsanlæg omtales i det følgende som "Recirkulering".

5.2 Barrierer for genbrug og recirkulering

I figur 5.2.1 illustreres vandforbrug, vandgenbrug og vandrecirkulering i bilvaskehallerne. På X-aksen er afsat rentvandsindtaget (= spildevandsafledningen) pr. vask. Når rentvandsforbruget reduceres, bevæger man sig altså fra højre mod venstre i diagrammet. På Y-aksen aflæses det totale vandforbrug pr. vask. Kurverne i diagrammet viser forskellige grader af vandgenbrug (henholdsvis 0% genbrug (ind=ud), 80% genbrug, 90% og 95%) i vaskehallen beregnet efter:

$$\text{Genbrugs-\%} = \frac{\text{Vandforbrug/vask} - \text{Rentvand/vask}}{\text{Vandforbrug/vask}} \times 100$$



Figur 5.2.1

Illustration af vandforbrug ved henholdsvis Standard- og Superunder-
vognsvask med og uden recirkulering.

Genbrugsvand til undervognsvask

De fleste vaskehaller i Danmark har direkte genbrug af vaskevand til undervognsvask. Kravet til vandkvaliteten er lavt indhold af suspenderet materiale og sand. I figur 5.2.1 repræsenterer ellipsen mærket "Super" bilvaskeanlæg med super-undervognsvask, og ellipsen mærket "Standard" vaskeanlæg med standard-undervognsvask. Begge anlæg har et rentvandsforbrug på mellem 140 og 150 l/vask til overvognsvask og skyl og med et vandgenbrug på henholdsvis 88% og 75%. Da vandforbruget til undervognsvask udgør den største andel af det totale vandforbrug, er vandgenbrugsprocenten stærkt afhængig af, hvor meget vand der bruges til undervognsvask.

Genbrugsvand til overvognsvask

Yderligere reduktion af rentvandsforbruget i bilvaskeanlæg kan kun nås gennem recirkulering af vand til overvognsvask. Hertil ønskes vand af høj kvalitet, bedst illustreret ved, at et stadigt voksende antal vaskehaller - i dag omkring 50% - blødgør hanevandet, før det anvendes til vask af overvognen. At producere genbrugeligt vaskevand fra det brugte vaskevand kræver implementering af et internt renselanlæg, som kan reducere indholdet af de stoffer, der kan forringe vaskeprocessen. Det drejer sig først og fremmest om indholdet af snavs, hårdhed og voksprodukter. Omkring 5% af alle vaskehaller har recirkulering af vaskevand til overvognsvask, og disse repræsenteres i figur 5.2.1 af ellipserne mærket "Recirkulering" - med et rentvandsforbrug på mellem 30 og 35 l/vask og et vandgenbrug på henholdsvis 97% og 94%. Da vandforbruget til overvognsvask stadig ligger på omkring 150

l/vask, drives recirkuleringsanlæggene altså med mellem 75% og 80% recirkulering. Den reelle genbrugsprocent er noget lavere, da disse vaskehaller af og til - især om vinteren på grund af saltindholdet - må dumpe det brugte vaskevand som spildevand for at opnå et tilfredsstillende vaskeresultat.

Genbrugsvand til sidste skyl

Hvis genbrugsvand også introduceres til de sidste skyl efter vask, nærmer man sig en lukning af vandsystemet omkring vaskeanlægget. I sin yderste konsekvens svarer dette til en lukning af afløbet fra vaskehallen og dermed til et punkt på Y-aksen (Rentvandsindtag = 0) i figur 5.2.1. Til sidste skyl anvendes en særdeles høj vandkvalitet, bedst illustreret ved, at omkring 50% af vaskehallerne i Danmark i dag er udstyret med omvendt osmose-anlæg til produktion af skyllevand fra blødgjort hanevand. Der er så vidt vides ikke recirkuleringsanlæg i funktion i Danmark, som muliggør en længerevarende lukning af spildevandsudledningen fra bilvaskehaller. Kravet til et sådant recirkuleringsanlæg er, at det kan reducere indholdet af stoffer, der kan forringe skylle- og tørreprocesser, især snavs, salte og detergenter.

Målsætning for vandgenbrug

I de svenske "Allmänna Råd" (Naturvårdsverket, 1996) er de første etapemål et minimum på 80% genbrug og maksimalt 50 l spildevand pr. vask. De danske vaskehaller, der har etableret recirkuleringsanlæg, vil kunne overholde disse krav i dag.

Målsætning for vandkvalitet

Ifølge de svenske etapemål sættes der over en årrække gradvist skærpede krav til, hvad der må udledes med spildevandet fra vaskehallen. Et fremtidigt krav om, at en større andel af vaskevandets komponenter holdes inde i vaskehallen vandsystem, vil betyde, at kvaliteten af genbrugsvandet til direkte genbrug bliver ringere, hvilket vil medføre øgede krav til rensningseffektivitet i recirkuleringsanlæg til vaskehaller.

Kvalitetskrav til recirkulerbart vand

Hvis der i fremtiden optræder komponenter i spildevandet fra vaskehallerne, der nødvendiggør lokal rensning i recirkuleringsanlæg, vil det være en bedre forretning at genbruge det rensede vand til vask, hvis det er muligt, end at aflede dette til kloak. Det er derfor interessant at se på, hvilke vandkvalitetskrav der må sættes til vaskevandet i vaskehallen.

Kvalitetskravene til recirkulerbart vand i bilvaskehallen må ansues fra en såvel vasketeknisk (kvalitetsmæssig), økonomisk og miljømæssig synsvinkel. Hvis baggrunden for etablering af recirkuleringsanlæg er vandbesparelser, vil kvalitetskrav rette sig mod det stofindhold, der kan påvirke vaske- og skylleprocesser. Er baggrunden for etablering af recirkuleringsanlæg udelukkende miljømæssige, vil kvalitetskrav til vandet også relatere sig til det i måleprogrammet identificerede problematiske stoffindhold.

Kvalitetskrav relateret til vask og skyl er vist i tabel 5.2.1. Kravene er ansat meget restriktivt, idet udgangspunktet har været, at kunderne i danske bilvaskehaller ønsker og gerne betaler for en vask af høj kvalitet afsluttet med voksbehandling og tørring. Omkring halvdelen alle etablerede samt alle nyinstallerede vaskeanlæg vasker overvognen i blødgjort vand og skyller efter med afsaltet vand. Bilvask kan gennemføres med vaske- og skyllevand af ringere kvalitet, men vaskeresultatet lever ikke op til kundernes ønsker. Til vask ønskes således blødt vand, og til skyl ønskes blødt og afsaltet vand for at opnå et optimalt efterbehandlings- og tørreresultat.

Det kan bemærkes, at en andel af tilsatte vaske- og voksprodukter ikke vil forbruges i vaskeprocessen, men vil ledes uforbrugte til opsamlingstank. Potentielt er der således en mulighed for at genbruge ikke forbrugte vaske- og voksprodukter, men dette vil som minimum kræve, at vaskevand og skyllevand adskilles og ikke sammenblandes.

Tabel 5.2.1

Kvalitetskrav til recirkulerbart vand.

Komponenter	Vand til vask af undervogn	Vand til vask af overvogn	Vand til skyl af overvogn
Sand og støv	÷	÷	÷
Smuds incl. forbrugte vaske- og voksmidler	0	÷	÷
Hårdhed (Ca/mg salte)	0	÷	÷
Salte (vejsalt, NaCl)	0	Max.1.500 mS/m	÷
Mineralsk olie	0	÷	÷
Uklarhed (Turbiditet)	0	0	÷
Uforbrugte vaskeprodukter	+	+	÷
Uforbrugte voksprodukter	0	÷	+

0 = uden særlig betydning; + = fordelagtigt, ÷ = kun særdeles ringe koncentrationer kan accepteres.

Krav til spildevand

Vejledende kravværdier til afløsningsvandet samt relevante stofreduktionsmål for fremtidigt recirkuleringsanlæg er vist i tabel 5.2.2. Som det beskrives i kapitel 2, 3 og 4, optræder der adskilligt flere miljøproblematisk stoffer i vand fra bilvaskehaller, men disse stoffer er direkte relateret til anvendte kemikalier i vaskehallen, og indholdet af disse stoffer burde kunne reduceres væsentligt ved substitution.

Tabel 5.2.2

Miljøkritiske spildevandsparametre for recirkuleringsanlæg (jf. kapitel 4 og 6).

Parameter (enhed)	Måleprogram Minimum – Maksimum Middel	Vejledende kravværdi baseret på Miljøstyrelsens Vejledning nr. 6 1994	Ønskelig reduktion
Cadmium (µg/l)	0,2 - 4,5 1,6	3	33%
Bly (µg/l)	32 – 150 59	100	33%
Zink (µg/l)	635 – 5.800 1.530	3.000	50%
DEHP (µg/l)	17 – 260 88	15 – 25*	90%
Mineralsk olie (mg/l)	0,25 – 48 9,5	10	80%
COD/BOD	2,2 - 5,5 3,6	COD/BOD < 3	>15%

* Beregnet interval for vejledende grænseværdi for DEHP baseret på overholdelse af Slambekendtgørelsens afskæringsværdi (50 mg/kg TS) og et vandkvalitetskriterium på 0,1 µg/l.

De miljømæssigt set problematiske stoffer kan placeres i to grupper - en gruppe tungmetaller (cadmium, bly og zink) samt en gruppe organiske stoffer (DEHP og mineralsk olie). Dertil kommer en række organiske stoffer, der har ringe biologisk nedbrydelighed i det kommunale renseanlæg, dvs. COD/BOD-forholdet er større end 3.

Ubehandlet vaskevand kan ikke afledes

Vaskevand, der er behandlet, så det overholder afledningskrav, er formodentlig udmærket vaskevand

Ved at sammenligne tabel 5.2.1 og 5.2.2 ses, at der ikke er mange sammenfald mellem stofgrupper relateret til vasketeknik og miljø. Afledningskrav vedrører ikke vigtige vaske/skylletekniske parametre som indholdet af vejsalt, hårdhedsdannende salte samt indholdet af organisk stof – blot dette er letnedbrydeligt og ikke er mineralsk olie. Til gengæld ville det formodentlig ikke berøre vaske/skylleprocessen væsentligt med et ringe indhold af tungmetaller eller DEHP.

5.3 Recirkuleringsteknologier

Mulige teknikker

Syv forskellige separationsteknologier vurderes at være relevante til reduktion af indholdsstoffer i spildevand fra bilvaskehaller. I tabel 5.3.1 er givet en kort beskrivelse af separationsmekanisme og anlægstyper samt en indledende vurdering af væsentlige styrker og svagheder ved hver teknologi. Det bemærkes, at beskrivelserne i tabel 5.3.1 er baseret på rent teoretiske overvejelser. Det er reelt ikke muligt at fremsætte et kvalificeret skøn, førend en række laboratorieforsøg er udført.

Økonomi = Vandøkonomi

I tabel 5.3.1 er ”økonomi” sat under ”væsentlig styrke”, hvis teknologien ventes at kunne producere vand til en pris væsentligt under prisen for at købe vand af kommunen samt aflede det til kommunalt renseanlæg. Omvendt er ”økonomi” sat under ”væsentlig svaghed”, hvis teknologien ventes at producere vand til en pris væsentligt over den samlede indkøbs- og afledningspris. Er økonomi ikke nævnt, ventes teknologien at producere vand til omkring den samme pris som den samlede indkøbs- og afledningspris.

Energiforbrug

Ned gennem tabel 5.3.1 vokser energiforbruget pr. behandlet m³ vand. Sedimentation og adsorption har kun et meget ringe energiforbrug. Konventionel filtrering og kemisk fældning samt mikro- og ultrafiltrering har et noget højere, men stadig relativt ringe energiforbrug. Energiforbruget til nanofiltrering og omvendt osmose - specielt omvendt osmose af saltholdigt spildevand - kan tilskrives ca. halvdelen af omkostningerne pr. m³ behandlet vand. Ved biofiltrering - og i særdeleshed for vandbehandling ved hjælp af ozongenerator eller inddampning og destillation - dominerer omkostninger til energiforbruget helt behandlingsomkostninger pr. m³ vand, med mindre der i anlægsstrukturen er gjort specielt energibesparende tiltag. Inddampningsanlæg kan f.eks. konstrueres som modstrømsanlæg, hvorved energiforbruget kan reduceres væsentligt.

Affald

Alle de nævnte teknologier vil producere et koncentrat af de indholdsstoffer, der er separeret fra vaskevandet – forventeligt i området 0,1-1% af udgangsvolumen. Som det er tilfældet i dag med affald fra sandfang og olieudskille-re, må det forventes, at affald fra recirkuleringsanlæg skal bortskaffes som farligt affald til en forventelig pris mellem 800 og 1.000 kr/m³ (kapitel 3.3). Udgifterne til slambehandling vil derfor ligge i området 0,8 – 10 kr/m³ vaskevand, der behandles i recirkuleringsanlægget. Den samlede økonomi i recirkulering af vaskevand i vaskehallerne er derfor afhængig af, hvor meget vaskevandets indholdsstoffer kan opkoncentreres. Hvis det kun er muligt at opnå koncentreret til omkring 1% af startvolumen, vil slambehandling være en betydende udgift i det totale regnskab og omvendt, hvis koncentratet kun udgør omkring 0,1% eller mindre af startvolumen, er udgifterne til slambe-handling kun af marginal betydning. Det forventes ikke, at affald fra recir-kuleringsanlæg vil være årsag til en væsentlig udgiftsstigning i det eksiste-rende budget for tømning af sandfang og olieudskiller ved vaskehallerne.

Producerede vandkvaliteter

I tabel 5.3.1 er endvidere givet et bud på, hvorvidt det kan forventes, at det behandlede vand:

- **V**: er egnet til vask af overvogn (tabel 5.2.1)
- **S**: er egnet til skyl og efterbehandling (tabel 5.2.1)
- **M**: har et reduceret indhold af miljøkritiske parametre (tabel 5.2.2)

Notationen i tabel 5.3.1 er sådan, at hvis en teknologi forventes at kunne producere vand egnet til recirkulering eller kunne reducere miljøkritiske parametre, angives dette som en "Væsentlig styrke". Modsat, hvis en teknologi ikke forventes at kunne producere vand egnet til recirkulering eller ikke forventes at kunne reducere kritiske miljøparametre, angives dette som en "Væsentlig svaghed".

Phthalater

Et af de miljømæssigt mest problematiske stoffer er DEHP. Renseteknisk er dette stof det mest ukendte. DEHP tilhører gruppen af phthalater, der både anvendes i undervognsbehandling og i plastkomponenter. Phthalater er ikke reaktive og er som sådan ikke bundet i materialet, men har tværtimod en tendens til migration (vandring) over i tilstødende materialer og til udvaskning til omgivende væsker. Denne migration og udvaskning vil ske gennem hele produktets livscyklus. Phthalater er organiske molekyler med ringe molekylvægt (DEHP omkring 390 g/mol), lavt damptryk (DEHP har kogepunkt omkring 420°C) og meget ringe opløselighed i vand (for DEHP angives 0 g/l), og høj opløselighed i olie (O/W (octanol/vand)). Forholdet for DEHP er omkring 7,6. Af disse egenskaber er det det lave damptryk eller det høje O/W forhold, der skal udnyttes til separation. Ved destillation vil phthalater ikke dampe af, og phthalater vil følge oliefasen, hvis denne separeres.

Tabel 5.3.1

Mulige teknologier til recirkulering af vaskevand i bilvaskehaller.

Teknologi	Mekanisme	Anlægstyper	Væsentlige styrker	Væsentlige svagheder
Sedimentation	Forskelle i vægtfylde	Sandfang, olieskiller, centrifuge, flotation	Enkelhed Økonomi	V, S, M Overfladeaktive stoffer sætter olieskiller ud af funktion
Adsorption	Overflade-adsorption	Kolonne med aktivt kul	V, M Leverandør af kul Tilbage tager brugte kul til regenerering	S Økonomi Risiko for biologisk vækst
Filtrering	Forskelle i partikelstørrelse	Sandfilter, filterpose, filterpatron	V Enkelhed	S, M

			Økonomi	
Kemisk fældning med efterfølgende separation af urenheder	Dannelse af uopløselige forbindelser og/eller adsorption på dannede forbindelser	Uorganiske salte og/eller organiske polymerer samt sedimentation eller filtrering	V Kendt teknologi Økonomi	S, M Lavt tørstof i slam Risiko for fældningskemi i rensed vand
Membranfiltrering	Forskelle i molekylstørrelse og/eller-ladning	Mikro-, ultra- og nanofiltrering samt omvendt osmose	V, S, M Kan producere meget rent vand	Membraner velegnet til olie- og voksprodukter under udvikling
Biofilter	Biologisk nedbrydning af organiske stoffer	Udvalgte typer af mikroorganismer	V, M Specialkulturer kan erfaringsmæssigt nedbryde selv særdeles vanskeligt nedbrydelige organiske stoffer ved korrekt slamo pholdtid	S Kræver stabil belastning
Kemisk nedbrydning	Kemisk iltning	Ozongenerator og/eller kemiske iltningmidler (f.eks. brintperoxid)	V Kan producere meget klart vand uden lugt	S, M Risiko for stærkt giftige reaktionsprodukter Energiforbrug Økonomi
Inddampning	Forskelle i kogepunkt	Modstrømsinddampning	V, S, M Kan producere meget rent vand	Energiforbrug Økonomi

V, S, M som væsentlige styrker

Som tabellen viser, er det kun membranfiltrering og inddampning, der forventes at levere recirkulerbart vand til både vask og skyl samtidig med, at vandet kan overholde krav til reduktion af de miljømæssige problematiske parametre.

V, M som væsentlige styrker

Adsorption og biofiltrering forventes at kunne levere vand, der er anvendeligt til vask og samtidig være en miljømæssig forsvarlig løsning, men vandet vil ikke være egnet til skyl og efterbehandling. Det kan være hensigtsmæssigt at kombinere disse teknologier med rent vand til skyl og efterbehandling.

V som væsentlig styrke

Det er nok muligt at producere vand, der er anvendeligt til overvognsvask ved tilstrækkelig fin filtrering eller ved kemisk behandling, men vandet vil ikke være egnet til skyl og efterbehandling og vil ej heller være en miljømæssig god løsning.

Kombinationsanlæg

Det vurderes ikke for muligt at konstruere recirkuleringsanlæg baseret på en enkel teknologi, der kan leve op til stofreduktioner som anført i tabel 5.2.1 og 5.2.2. Recirkuleringsanlæg til bilvaskehaller må derfor være kombinationsanlæg af to eller flere forskellige anlæg af samme teknologi eller to eller flere separationsprincipper samlet i ét anlæg.

Etablerede

recirkuleringsanlæg

Der er primo 1999 foretaget en kortlægning af recirkuleringsanlæg i bilvaskehaller i Danmark. I tabel 5.3.2 ses resultatet af kortlægningen.

Tabel 5.3.2

Recirkuleringsanlæg ved personbilvaskehaller i Danmark (Olieselskaber, 1999).

Anlæg Type	Antal	Teknologi	Vask pr. anlæg pr. år	Liter vand pr. vask	Driftskarakteristik				
					Vel-fungerende året rundt	Vel-fungerende i perioder	Mange driftsstop	Sat ud af drift	Ikke oplyst
Calfit 60	9 (10)*	Fældning/Flotation	19.000	100	7		1	1	(1)*
Calfit 50	3	Fældning/Flotation	12.000	30				3	
RC25AC	17	Fældning/Flotation	13.000	45	2	9	6		
RC25M	3	Fældning/Flotation	8.000	25				2	1
Toss	2 (7)*	Fældning/Flotation	-	-				2	(5)*
MFM	3	Fældning/Filtrering	25.000	45	3				
Ninki	2	Biofilter	16.000	25	1	1			
Biokleen	1(5)*	Aktivt kul/Beluftning/ Fældning/Flotation	22.000	28					1(5)*
Sandfilter	(1)*	Filtrering	95.000	28					(1)*
I alt	40 (51)*		24.000		13	10	7	8	2 (13)*

*Tal i parentes incl. recirkuleringsanlæg hos METAX, hvorom der kun haves begrænsede oplysninger.

Som det ses i tabel 5.3.2, er hovedparten af de anvendte recirkuleringsanlæg baseret på dosering af ét eller flere fældnings-, spaltning- eller flotationskemikalier, efterfulgt af flotation eller filtrering. Biofiltrene fra Ninki er etableret som forsøgsanlæg på to servicestationer. Det mest avancerede recirkuleringsanlæg etableret i Danmark i fuldskala er Biokleen-anlægget, forhandlet af Wesumat. I Biokleen-anlægget gennemføres en kombination af adsorption, biologisk behandling samt fældning/flotation.

Målet er vandbesparelser

Om hovedparten af anlæggene i Danmark oplyses det, at de er installeret for at give bilvaskehallen en mere miljøvenlig profil, men at man også håber, at det økonomisk vil vise sig at være en god forretning. En del anlæg er installeret på grund af begrænsninger i vandforsyningen fra det lokale vandværk i spidsbelastningsperioder.

Dokumentation er sparsom

Dokumenterede driftsdata på anlæggene er sparsomme. Det bedst dokumenterede anlæg er RC25AC fra ReClean A/S, hvor driftsforhold bl.a. er dokumenteret gennem en standardiseret "Referencefunktionskontrol" i Sverige (IVL, 1998).

Generelt ringe tillid til driftssikkerhed

Som det fremgår af tabel 5.3.2, har indehaverne af servicestationerne meget forskellige erfaringer og opfattelse af anlæggene. Omkring 1/3 af stationerne angiver, at anlæggene fungerer helt tilfredsstillende. For de resterende anlæg, der står stille i kortere eller længere perioder, angives det som et problem, at recirkuleringsanlæggene dagligt kræver tilsyn og vedligehold, om end i begrænset omfang. Mange servicestationer har ikke teknisk personale ansat, og ofte tilses anlæggene af ansatte i stationernes dagligvarebutikker, og nødvendige vedligeholdelsesfunktioner og journalføring tilsidesættes. Anlæggene kan derved let komme til at tilstoppe, og en oprensning og genstart kræver professionel teknisk bistand. En vedligeholdelsesløsning er, at der tegnes en serviceordning med leverandøren af recirkuleringsanlægget. Imidlertid reducerer en sådan ordning de økonomiske fordele, der skulle være ved anlægget. Generelt er tilliden i oliebranchen til driftssikkerheden af eksisterende recirkulationsanlæg ikke stor, hvilket også understøttes i (Na-

turvårdsverket, 1996), hvor der konstateres et behov for udvikling af ny teknologi.

Nye recirkuleringsanlæg

På baggrund af oplysninger fra projektdeltagerne samt kontakt til potentielle anlægsleverandører - hovedsagelig identificeret gennem messen "AUTO Mechanica" i efteråret 1998 - beskrives et antal recirkulationssystemer i bilag 9. De 24 anlæg er evalueret efter følgende kriterier:

- Enkelt rensetrin til recirkulering af genbrugsvand, som supplerer eksisterende sand-, slam- og olieskiller
- Flertrins renseanlæg til recirkulering af genbrugsvand, som supplerer sand-, slam- og olieskiller, herunder:
 - Kemisk fældning og flotation
 - Biologiske anlæg
 - Diverse kombianlæg
- Recirkuleringsanlæg, der erstatter konventionel sand-, slam- og olieskiller, installeret direkte på udgående vaskevand fra vaskehallen

Oplysningerne i bilag 9 er alene baseret på forhandlerens salgsmateriale. Uvildig dokumentation er sparsom, og kun i enkelte tilfælde har det været muligt at få en karakterisering af vandkvaliteten, dog uden at kunne få dokumenteret, under hvilke forhold prøver til analyse er udtaget.

Der er ikke grund til at tro, at anlæggene ikke kan producere vand egnet til bilvask, men de fleste anlæg vil producere en vandkvalitet, der er væsentlig ringere end den i tabel 5.2.1 skitserede til vask og skyl.

Miljømæssig vurdering

Som tidligere nævnt anses det for nødvendigt at anvende de relativt avancerede recirkuleringsanlæg, som består af flere forskellige enheder, hvis de miljømæssigt problematiske indholdsstoffer skal separeres. Det er sandsynligt, at flere af de i bilag 9 skitserede anlæg vil kunne løse opgaven. Flere af anlæggene har et rensetrin, hvor aktivt kul indgår, og recirkuleringsanlæg baseret på biofiltre er under hastig udvikling. Aktivt kul er velkendt for stor adsorptionskapacitet over for tungmetaller og organiske stoffer, og biofiltre har i andre sammenhænge udvist gode resultater til nedbrydning af selv svært nedbrydelige organiske stoffer.

To teknologier med potentiale for separation af de miljømæssigt problematiske stoffer er ikke godt repræsenteret blandt de identificerede anlæg. Det drejer sig om membranfiltrering og inddampning. Begge teknologier er under udvikling og bliver år for år mere økonomisk fordelagtige at anvende.

Teknisk vurdering

De kommercielt tilgængelige recirkuleringsanlæg er alle så godt som fuldautomatiske. Driften af disse anlæg kan varetages via en serviceordning, eventuelt via en automatisk alarm direkte til servicefirmaet. Det skulle derfor være muligt at bestyre bilvaskehaller med recirkulationsanlæg, uden at have teknisk personale ansat på den enkelte servicestation.

Økonomisk vurdering

Den nødvendige investering for et recirkuleringsanlæg (incl. tanke og rørføringer), som kan producere recirkulerbart vand, der kan overholde miljøkrav til udledning, anses at ligge i størrelsesordenen kr. 200.000 - 300.000. Dette svarer til 30-40% af investeringen i en bilvaskehal incl. vaskemaskine. In-

stallering af recirkuleringsanlæg vil således være årsag til en væsentlig udgiftsstigning pr. bilvask, formentlig i størrelsesordenen 30-40%.

Besparelsespotential for recirkulering af 150 l vaske- og skyllevand pr. vask ved en almindelig vaskehal med 10.000 bilvask/år og en samlet pris på vand ind/ud af vaskehallen på mellem 20 og 30 kr/m³ vil ligge mellem 30.000 og 45.000 kr/år. Tilbagebetalingstiden for de mere avancerede og tilgængelige recirkuleringsanlæg i prisklassen 300.000 kr. vil strække sig over 7-10 år, hvis vandbesparelserne alene skal finansiere investeringen.

5.4 Vandkvalitetsmatrice

Vandtyper

En vandkvalitetsmatrice er en kortlægning og gruppering af vandtyper. Formålet med vandkvalitetsmatricen er, at den i det videre arbejde, branchen står over for, kan anvendes til at "holde styr" på de enkelte vaske- og skyllevandstyper. Både de vandtyper der behandles i recirkuleringsanlæg, de vandtyper der produceres internt i de enkelte delanlæg i recirkuleringsanlægget samt vandtyper og affaldsprodukter ud af recirkuleringsanlægget.

Kvalitetsparametre

På baggrund af analyserunden beskrevet i kapitel 4 skulle det være muligt at udarbejde en nettoliste for relevante:

- Kvalitetsparametre til bedømmelse af afløbsvand og affaldsstoffer
- Kvalitetsparametre til anvendeligt genbrugsvand

Eksakte kravværdier til relevante kvalitetsparametre for afløbsvand er beskrevet i kapitel 6.

Bruttoliste

Det er ikke muligt generelt at udelade parametre til vurdering af recirkulerbart vand på grundlag af den nuværende viden. For det første anvendes der i dag forskellige vandkvaliteter til overvognsvask, og det er ikke muligt at generalisere på et overordnet niveau, så længe der ikke er enighed om, hvilken vandkvalitet der kan anvendes. De forskellige recirkuleringsteknologier vil yderligere kræve måling af teknologispecifikke parametre under test. Derfor bibeholdes den oprindelige bruttoliste. I forbindelse med specifikke forsøg med recirkuleringsanlæg og vask med det herfra producerede vand kan listen tilpasses aktuelle forhold. Der er i listen i tabel 5.4.1 givet forslag til enkelte kravværdier som inspiration.

Tabel 5.4.1

Skabelon til vandkvalitetsmatrice til brug i arbejdet med at reducere vandforbrug og implementere recirkulationsteknologier.

	UD		IND		
	Spildevand	Slam	Undervognsvask	Overvognsvask	Skyl og efterbehandling
SS mg/l	-			< 5.000	< 500
TDS mg/l	-			< 10.000	< 1.000
COD mg/l				<1.000	< 100
BOD mg/l				<300	<30
Microtox					
Kimtal PCA				10 ⁴	10 ⁴
Nitrifikationshæmning					
pH				6,5 - 9	6,5 – 9
Farve abs/cm				< 2	0
Temperatur °C				10 –40	10 – 40
Ledningsevne, mS/m				<1.000	<100
Mineralsk olie, mg/l	10				
Cl mg/l				< 300	< 30
Pb µg/l	<100				
Cd µg/l	<3				
Cr mg/l					
Cu mg/l				< 1	< 0,1
Fe mg/l				< 1	< 0,1
Ni mg/l					
Zn µg/l	<3.000				
P					
N					
AOX mg/l				< 0,5	< 0,5
LAS mg/l					
NPE mg/l					
DEPH mg/l					
PAH µg/l	25-60				
Hårdhed °dH	Total			< 50	< 5
	CO ₃			< 20	< 2
	Mg			< 20	< 2

5.5 Konklusioner

Vandmængder

Det nødvendige vandforbrug til vask og skyl af overvognen på en personbil ligger erfaringsmæssigt på omkring 150 l, fordelt med 130 l til børstevask og 20 l til skyl.

Vandkvaliteter til vask af overvogn

Kvalitetskravene til vaskevand er for omkring halvdelen af vaskeanlæggenes vedkommende blødgjort hanevand. Der anvendes dog nogle steder vandkvaliteter, som er produceret i recirkuleringsanlæg ud fra det brugte vaskevand fra det lovpligtige sandfang/olieskiller anlæg med tilfredsstillende vaskeresultat.

Vandkvaliteter til skyl af overvogn

Kvalitetskravene til skyllevandet er for omkring halvdelen af vaskeanlæggenes vedkommende blødgjort og afsaltet hanevand. Andelen af vaskeanlæg med denne skyllevandskvalitet er voksende og er tilsyneladende en kvalitetsparameter, der efterspørges af kunderne. Den mængde vand, der fordampes eller følger den vaskede bil ud af hallen, er i dag mindre end skyllevandsmængden. Brug af friskvand til skyl vil således føre til en - om end ringe - spildevandsudledning.

Renseanlæg ved vaskehallen kan blive nødvendigt

Hvis der i spildevandet fra bilvaskehaller optræder komponenter, der ikke må udledes, og/eller komponenter der ikke kan undgås ved ændret materiale- eller kemikalievalg i vaskehallen, vil en vandrensning ved vaskehallen være nødvendig.

Genbrugsvand egnet til vask

Konsekvensen af enrensning af det brugte vaskevand for tungmetaller, phthalater og mineralisk olie - stoffer der i første omgang er fokus på i miljømæssig sammenhæng - vil formodentlig være en vandkvalitet, der vil kunne recirkuleres direkte til bilvask uden for sæsoner med vejsaltning. Dette genbrugsvand vil ikke være egnet til skyllevand.

Eksisterende anlægstyper

Der findes et stort antal kommercielt tilgængelige recirkuleringsanlæg på markedet, men kun ganske få anlægstyper er implementeret ved relativt få vaskehaller. Generelt er tilliden i branchen til driftssikkerheden af eksisterende recirkuleringsanlæg ikke stor. Hvorvidt de tilgængelige anlæg er i stand til at begrænse udledning af de miljøproblematiske stofgrupper er ikke undersøgt, specielt er det interessant, om de etablerede fældings/flotationsanlæg reelt gør det i dag.

Nye anlægstyper

Teknologier som adsorption på aktivt kul eller biofiltre samt membranfiltrering eller inddampning har potentialet hertil. Adskillige tilgængelige anlæg har et rensetrin, hvor aktivt kul indgår. Recirkuleringsanlæg baseret på biofiltre er under hastig udvikling. Disse to teknologier kunne sammen med membranfiltrering og inddampning med fordel inddrages i branchens løbende udviklingsarbejde indenfor recirkuleringsanlæg for vaskehaller.

Manglende teknisk dokumentation

Teknisk set mangler der dokumentation for, hvilke vandkvaliteter de forskellige recirkuleringsanlæg kan producere ud fra det brugte vaskevand.

Manglende miljømæssig dokumentation

De miljømæssige fordele ved at implementere lokale recirkuleringsanlæg, hvor flere teknologier tages i anvendelse til recirkulering af vaskevand, kan være store, idet man undgår en spredning af en række tungmetaller samt en række meget tungt nedbrydelige og bioakkumulerbare stoffer. Med i betragtningen må imidlertid også tages det ressourceforbrug og de miljøbelastninger, der vil stamme fra produktion og drift af et recirkuleringsanlæg.

Lang tilbagebetalingstid

Ud fra en ren økonomisk vurdering er recirkulering af vaskevand i bilvaskehaller med dagens teknologi en langsigtet investering. Et recirkuleringsanlæg, der kan reducere det miljømæssigt problematiske stofindhold i det brugte vaskevand og give en anvendelig vandkvalitet, forventes, hvis anlæget alene skal afskrives ved vandbesparelser, at have en tilbagebetalingstid

på mellem 7 og 10 år. Alternativt skal prisen på bilvask forøges med 30-40%.

6 Strategier for spildevandsregulering og renere teknologi

Fokus på miljøkritiske spildevandsparametre

I kapitel 2, 3 og 4 blev de miljøkritiske spildevands- og affaldsstofparametre i forhold til bilvaskehaller identificeret. Dette kapitel giver forslag til strategier for kommunal spildevandsregulering efterfulgt af forslag til strategier for reduktion af miljøpåvirkninger. Fokus er rettet mod reduktion af de miljøkritiske spildevandsparametre, som er opsummeret i tabel 6.0.1. I sandfang og olieudskiller opkoncentreres spildevandets indholdsstoffer. Affaldsstofparametre behandles derfor ikke separat, da det vil være de samme miljøkritiske parametre som forekommer i spildevandet. Affaldet fra sandfang og olieudskiller bortskaffes som farligt affald på grund af indholdet af mineralsk olie (jf. afsnit 3.3). Vaskeanlæggenes energiforbrug vurderes at være af marginal betydning.

Tabel 6.0.1. viser for hver af de miljøkritiske spildevandsparametre resultatet af projektets måleprogram overfor Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier. Endvidere viser tabellen Miljøstyrelsens vejledende krav til de A-, B- og i.v.-stoffer, som blev identificeret ved kemikalievurderingen i kapitel 2. Endelig er kilderne til de enkelte spildevandsparametre angivet ud fra følgende tre hovedgrupper:

- Bilvaskekemikalier (både til vask af bil og rengøring af hal)
- Biler (afsmitning/korrosion fra komponenter samt snavs, der stammer fra atmosfærisk nedfald og vejbelægning)
- Vaskeanlæg og -hal (afsmitning/korrosion fra anlæg og bygninger)

Tabel 6.0.1

Miljøkritiske spildevandsparametre for bilvaskehaller.

Parameter (enhed)	Måleprogram Minimum – Maksimum Middel	Vejledende grænseværdi baseret på Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen, 1994)	Kildegruppe
Cadmium (µg/l)	0,2 - 4,5 1,6	3	Biler Vaskeanlæg og -hal
Bly (µg/l)	32 – 150 59	100	Biler
Zink (µg/l)	635 – 5.800 1.530	3.000	Biler Vaskeanlæg og -hal
DEHP (µg/l)	17 – 260 88	15-25*	Biler
Mineralsk olie (mg/l)	0,25 – 48 9,5	10	Biler Bilvaskekemikalier
COD/BOD	2,2 – 5,5 3,6	COD/BOD < 3	Bilvaskekemikalier Biler
NPE (µg/l)	< 15 – 82	Krav om udfasning, da NPE er et A-stof	Bilvaskekemikalier Biler
A-stoffer	Kortlagt gennem kemikalievurdering (fortrolig stofliste)	Krav om udfasning af A-stoffer	Bilvaskekemikalier
B-stoffer	Kortlagt gennem kemikalievurdering (fortrolig stofliste)	Krav om begrænsning	Bilvaskekemikalier

i.v.-stoffer	Ikke vurderede stoffer fra kemikalievurdering	Krav om stofoplysninger og miljøvurdering	Bilvaskekemikalier
--------------	---	---	--------------------

* Beregnet interval for foreløbig vejledende grænseværdi for DEHP baseret på overholdelse af Slambekendtgørelsens afskæringsværdi (50 mg/kgTS) og et vandkvalitetskriterium på 0,1 µg/l.

Tabel 6.0.1 viser, at de udvalgte miljøkritiske spildevandsparametre overskrider Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier ved maksimum- og/eller middelværdier.

6.1 Forslag til strategi for kommunal spildevandsregulering

Afledning af spildevand fra bilvaskeanlæg sker normalt til offentlige renselanlæg. Kommunen skal - ifølge Miljøbeskyttelsesloven (Miljøministeriet, 1998) - give tilladelse til en sådan spildevandstilslutning til et offentligt renselanlæg.

Med det formål, dels at tilstræbe en ensartet spildevandsregulering af bilvaskeanlæg på tværs af landets kommunegrænser, dels at anbefale en regulering, som ikke modarbejder, men understøtter de i afsnit 6.2 beskrevne reduktionsstrategier, er der nedenfor opstillet forslag til strategi for den kommunale spildevandsregulering af bilvaskeanlæg.

Det skal bemærkes, at den kommunale miljømyndighed i henhold til Miljøbeskyttelsesloven er forpligtet til at foretage en konkret miljømæssig vurdering af den enkelte spildevandsafledning set i forhold til det lokale renselanlæg og vandområde. Nedenstående skal derfor læses som et overordnet forslag til strategi for kommunens spildevandsregulering. Den kommunale miljømyndighed skal fortsat foretage en konkret vurdering i forhold til de lokale forhold.

Forslag til målsætning

Den overordnede målsætning for forslaget til strategi for kommunal spildevandsregulering er stabil overholdelse af Miljøstyrelsens vejledende krav (Miljøstyrelsen, 1994). Kravoverholdelsen foreslås sikret gennem opnåelse af konkrete mål for de miljøkritiske spildevandsparametre opdelt på:

- Forslag til mål for emissionsparametre
- Forslag til mål for bilvaskekemikalier

6.1.1 Forslag til mål for emissionsparametre

Mængde pr. vasket bil

De vejledende grænseværdier fra Miljøstyrelsen er opgivet som koncentrationseværdier. Dette gælder tungmetaller, organiske miljøfremmede stoffer og mineralsk olie. Ved fastsættelse af emissionskrav til bilvaskehaller foreslås emissionskravene omregnet til mængdekrav pr. vasket bil, fordi det for disse stoffer er mængden af stof, der afledes, som er afgørende for miljøpåvirkningen og ikke koncentrationen. Mængdekrav pr. vasket bil vil yderligere medvirke til, at vandbesparelser ikke medfører overskridelser af kravene.

Betingelser for anvendelse af mængde pr. vasket bil

Anvendelse af mængdekrav pr. vasket bil forudsætter, at der fastsættes et maksimum for det antal biler, som bilvaskehallen vasker årligt, således at der er fastsat et loft for den absolutte årlige forureningsmængde. Endvidere bør der tages forbehold for afledning af koncentrerede spildstrømme fra rensforanstaltninger. Koncentrerede spildstrømme bør vurderes og bortskaffes i

henhold til Affaldsbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 1997). Endelig bør der altid etableres tællværk for antal vaskede biler i vaskeanlægget.

Midlertidige kravværdier

Stabil overholdelse af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier er, ifølge projektets måleprogram, ikke mulig på nuværende tidspunkt. Samtidigt står mange kommuner i øjeblikket over for at skulle udarbejde tilslutningstilladelser til vaskehallerne. Det foreslås derfor, at kommunerne først fastsætter midlertidige kravværdier, hvorefter kravværdierne efter en periode – hvorunder mulige reduktionsstrategier kan afdækkes – skærpes efter de vejledende grænseværdier.

Ved fastsættelse af midlertidige kravværdier kan kommunen anvende projektets måleprogram (kapitel 4) eller et lokalt gennemført indledende måleprogram på den aktuelle vaskehal. De midlertidige kravværdier kan som udgangspunkt fastsættes således, at vaskehallen overholder kravværdierne ved normal vask af biler, men samtidig bør der foretages en konkret vurdering af belastningen i forhold til det lokale renseanlæg og vandområde.

Eksempler på vilkår

Eksempler på konkrete vilkårsformuleringer fremgår af bilag 8.

Målværdier:

Vejledende grænseværdier gange 150 l/vask

Det foreslås som mål, at bilvaskehaller bør overholde de i tabel 6.2.2 angivne forslag til målværdier. Forslag til målværdier er fastsat ud fra, at der afledes 150 l spildevand fra en konventionel bilvask uden recirkulering ganget med Miljøstyrelsens vejledende koncentrationsgrænseværdier. Den acceptable afledte forureningsmængde defineres altså ud fra, at branchens typiske / konventionelle afledte spildevandsmængde bør kunne overholde de vejledende koncentrationsgrænseværdier. Ved at anvende forureningsmængde pr. vasket bil kan spildevandsmængden reduceres, uden at den tilladte forureningsmængde pr. vasket bil overskrides.

Tabel 6.2.2

Forslag til målværdier.

mg/bilvask	Cadmium	Kobber	Bly	Zink	DEHP	Mineralsk olie
Forslag til målværdi	0,45	75	15	450	2,5-4	1.500
Beregning	3 µg/l x 150 l	500 µg/l x 150 l	100 µg/l x 150 l	3.000 µg/l x 150 l	15-25 µg/l x 150 l	10 mg/l x 150 l

* Interval baseret på beregnet vejledende grænseværdi for DEHP (jf. tabel 6.0.1).

Behov for teknologiudvikling

Overholdelse af målværdierne vil kræve reduktioner i størrelsesordenen op til 15 - 90% for de enkelte parametre (jf. tabel 5.2.2). Disse reduktioner vil kræve en teknologiudvikling indenfor branchen. En tidsfrist for kravoverholdelse bør derfor koordineres med denne teknologiudvikling. Behovene for teknologiudvikling er nærmere beskrevet i forslag til reduktionsstrategier i afsnit 6.2.

Undersøgelsesresultater som baggrund for skærpelse af kravværdier

Konkret kan kommunerne revidere gældende tilslutningstilladelser, når der foreligger resultater af undersøgelser, som viser, hvordan målværdierne kan

opnås. På baggrund af undersøgelsesresultaterne kan kommunerne foretage en konkret vurdering af mulighederne for at skærpe kravværdierne til de foreslåede målværdier.

COD/BOD-forhold

Som tidligere beskrevet viste måleprogrammet, at COD/BOD-forholdet i middel var større end tre (se tabel 6.0.1). Et COD/BOD-forhold større end tre indikerer – ifølge Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen, 1994) – at der forekommer tungt nedbrydelige organiske stoffer i spildevandet, og at der bør igangsættes undersøgelser af, hvilke potentielt miljøfarlige stoffer der kan være årsagen til dette.

Tungt nedbrydelige stoffer fra visse bilvaskekemikalier er formodentlig baggrunden for de høje COD/BOD-forhold. Substitution af A-stoffer fra bilvaskekemikalier - og begrænsning af B-stoffer - forventes derfor at medføre COD/BOD-forhold mindre end tre.

6.1.2 Forslag til mål for bilvaskekemikalier

Afledning af A-stoffer til offentlige renseanlæg bør - ifølge industrispildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 1994) - elimineres eller minimeres til et absolut minimum. A-stoffer er uønskede i spildevand.

Forslag til mål: Ingen A-stoffer i bilvaskekemikalier

Projektets kemikalievurdering viste, at der årligt – konservativt vurderet – afledes op til 28 tons A-stoffer gennem bilvaskekemikalier. Målet er på denne baggrund, at danske bilvaskekemikalier ikke bør indeholde A-stoffer.

Forslag til mål: Ingen i.v.-stoffer i bilvaskekemikalier

Bilvaskekemikalier med i.v.(ikke vurderede)-stoffer kan potentielt indeholde A-stoffer. På denne baggrund forslås det ud fra et forsigtighedsprincip som mål, at danske bilvaskekemikalier ikke indeholder i.v.-stoffer.

B-stoffer bør kun afledes i mængder, som ikke medfører, at miljømæssige kvalitetskrav overskrides, fordi B-stoffer ikke er let-nedbrydelige, og fordi de er giftige over for vandlevende organismer.

Det foreslås derfor som mål, at B-stofferne enten substitueres fra bilvaskekemikalierne, eller at kemikalieleverandøren gennem en konkret vurdering dokumenterer, at anvendelsen af B-stofferne ikke er problematisk. Dette kan kemikalieleverandøren gøre ved at dokumentere, at de forekommende B-stoffer renses fra inden afledning (hvis der er etableret renseanlæg på vaskehallen), eller at de afledte mængder ikke vil medføre overskridelser af lokale vandkvalitets- eller slamkrav.

Forslag til mål: Substitution eller dokumentation for rensning/kravoverholdelse

På denne baggrund er målet for B-stofferne, at de substitueres fra vaskekemikalierne, eller at der fremlægges konkret dokumentation for rensning/-ingen overskridelser af kvalitetskrav. B-stofferne bør prioriteres efter A- og i.v.-stoffer, da disse foreslås prioriteret først i reduktionsstrategierne, jf. afsnit 6.2.1.

Målopfyldelsen kræver produktudvikling

Gennemførelse af ovenstående mål for bilvaskekemikalier kræver i de fleste tilfælde produktudvikling. Enkelte produkter indenfor autoshampoo, skumprodukter og produkter til rengøring af vaskehal er – jf. kapitel 2 – allerede

nu fri for A-, B- og i.v.-stoffer. Men for de øvrige produkttyper er der behov for produktudvikling for at fremstille produkter uden de miljøproblematiske indholdsstoffer. Forslag til fremgangsmåde for produktudvikling er nærmere beskrevet i afsnit 6.2.1 som en del af forslag til reduktionsstrategier.

Efter produktudvikling kan der stilles krav til produkter

Når der med tiden er udviklet alternative produkter indenfor de enkelte produktkategorier, som opfylder ovenstående forslag til mål, kan kommunerne gennem tilslutningstilladelserne stille krav om, at det er disse produkter, som skal anvendes i vaskehallerne.

NPE

Projektets måleprogram viste forekomster af NPE i spildevandet efter rengøring af vaskehallerne. NPE er A-stoffer, som ifølge en brancheaftale mellem brancheforeningen SPT og Miljøstyrelsen fra 1987, skulle være udfaset fra danske vaskemidler (Miljøstyrelsen, 1987). NPE (eller andre alkylphenolt-hoxylater) bør derfor ikke forekomme i bilvaskekemikalier. NPE indgår også i visse smøreolier og maling/lak, som dermed også kan udgøre kilder til NPE i spildevandet (jf. afsnit 4.9.1).

6.2 Forslag til strategier for reduktion af spildevandsbelastningen gennem renere teknologi

Målsætning

Det overordnede mål for forslagene til reduktionsstrategier er – som for reguleringsstrategierne – at sikre stabil overholdelse af Miljøstyrelsens vejledende krav (se tabel 6.0.1). Princippet er, at reduktionen i videst muligt omfang bør ske ved kilden. Dvs. at mulige reduktionspotentialer ved ændringer i anvendelsen af vaskemidler, ændringer af vaskeprocessen samt ændringer i opbygningen af vaskeanlæg og –haller skal undersøges sideløbende med eventuelle recirkuleringsteknologier.

Recirkuleringsteknologierne har med de nuværende vandpriser generelt lange tilbagebetalingstider (7-10 år) og udgør på denne baggrund et begrænset økonomisk potentiale. Men da det næppe er realistisk at reducere alle kritiske forureningsparametre ved kilderne, kan rensning af spildevandet måske vise sig nødvendigt.

Den rigtige strategi vil på denne baggrund være en flerstrengt strategi, hvor undersøgelse af mulighederne for at reducere ved kilderne sker sideløbende med, at egnede recirkuleringsteknologier identificeres.

Afgrænsning til bilvaskehallen

Nedenstående forslag omhandler selve bilvaskehallen og de muligheder, som ejerne af bilvaskehaller, samt vaskeanlægs- og kemikalieleverandører har for at foretage ændringer. Dvs. at f.eks. mulige ændringer af bilkomponenter til mindre miljøbelastende komponenter ikke vil blive behandlet. Ændringer af bilkomponenter er en langsigtet proces, som f.eks. kan påvirkes gennem EU-regler. Miljøstyrelsen arbejder gennem "Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af phthalater i blød plast" på at påvirke EU og bilindustrien til at standse anvendelsen af PVC med blødgørere i undervogne (Miljøstyrelsen, 1999).

Forslag til reduktionsstrategier beskrives indenfor følgende områder:

- Bilvaskekemikalier og substitution
- Ændringer af vaskeproces
- Ændringer af vaskeanlæg og –hal, herunder rengøringsrutiner

- Recirkuleringsteknologier

6.2.1 Bilvaskekemikalier og substitution

I kapitel 2 blev bilvaskekemikalierne miljøvurderet og indholdsstofferne blev grupperet i kategori A, B og C efter miljøfarlighed. Endvidere blev stoffer, som ikke kunne vurderes på grund af for ringe datagrundlag, grupperet som i.v.(ikke vurderede)-stoffer.

A-stoffer

A-stoffer er uønskede i spildevand. Det skyldes, at A-stoffer er karakteriseret ved potentielt at kunne medføre uhelbredelig skade på mennesker, ikke at være let-nedbrydelige i vandmiljø, og samtidig er meget giftige over for vandlevende organismer eller er bioakkumulerbare.

For A-stoffer (sum af A og a, se kapitel 2) viste kemikalievurderingen, at der – konservativt vurderet – afledes op til 28 tons/år fordelt på:

- **Voksprodukter.** Op til 15 tons/år af kationiske tensider, siloxanforbindelser samt en enkelt type nonioniske tensider
- **Skumprodukter.** Op til 4,5 tons/år af nonioniske tensider
- **Insekt- og fælgrens.** Op til 4,7 tons/år af nonioniske tensider
- **Rengøringsprodukter til vaskenhaller.** Op til 3,9 tons/år af råoliedestillat samt kationiske og amfotere tensider

B-stoffer

B-stoffer bør kun afledes i mængder, som ikke medfører, at miljømæssige kvalitetskrav overskrides, fordi B-stoffer ikke er let-nedbrydelige, og fordi de er giftige over for vandlevende organismer.

For B-stoffer (sum af B og b) viste kemikalievurderingen, at der – konservativt vurderet – afledes op til 39 tons/år fordelt primært på:

- **Skumprodukter.** Op til 11 tons/år af kompleksbindere samt anioniske og nonioniske tensider
- **Voksprodukter.** Op til 9 tons/år af nonioniske tensider
- **Insekt- og fælgrens.** Op til 8,5 tons/år af kompleksbindere og anioniske tensider

i.v.-stoffer

Endvidere viste undersøgelsen, at der afledes op til 63 tons/år af i.v.-stoffer. Dvs. stoffer, som det ikke har været muligt at miljøvurdere på grund af for ringe datagrundlag. Disse stoffer er ud fra et forsigtighedsprincip potentielt miljøfarlige, og der bør igangsættes indsamling af de fornødne data.

Konklusion:

Kemikalievurderingen viste altså, at der er en række A-stoffer, som bør substitueres, og en række B-stoffer som bør begrænses ved bedste tilgængelige teknologi, samt at der bør indsamles data for en række i.v.-stoffer, der efterfølgende bør miljøvurderes.

Samarbejder om substitution

Det foreslås, at ejerne af bilvaskehaller indgår i samarbejde med leverandører af vaskekemikalier om substitution af A-stoffer og begrænsning af indholdet af B-stoffer samt om indsamling af miljødata og miljøvurdering af i.v.-stofferne.

A-og i.v.-stoffer i første omgang

Da det ikke er realistisk, at alle A- og B-stoffer kan substitueres eller begrænses med det samme, bør indsatsen prioriteres. Det foreslås, at samarbejdet i første omgang bør omhandle mulighederne for substitution af A-stoffer samt indsamling af miljødata om i.v.-stoffer. A-stofferne omfatter specifikke stoffer indenfor følgende stofgrupper:

- Kationiske tensider
- Nonioniske tensider
- Amfotere tensider
- Siloxanforbindelser
- Råoliedestillat

Ved samarbejdet bør der udarbejdes handlingsplaner med fastlæggelse af tidsplaner for substitution af de problematiske indholdsstoffer.

Produktdokumentation

Ved substitution af A- og B-stoffer bør vaskemiddelleverandørerne dokumentere, at erstatningsstofferne ikke også er miljøfarlige. En mulig fremtidig model kan være, at vaskemiddelleverandørerne fremover dokumenterer, at deres produkter ikke indeholder A- eller i.v.-stoffer, og hvilke mængder af B-stoffer der indgår i produkterne.

Målinger i forbindelse med substitution eller begrænsning

I forbindelse med substitution af A-stoffer - eller begrænsning af B-stoffer gennem rensning – foreslås, at der gennemføres spildevandsmålinger på udvalgte anlæg. Målingerne kan dokumentere, om COD/BOD-forholdet reduceres som forventet i takt med, at A- og B-stoffer substitueres. Forekomster af C-stoffer, som er tungt nedbrydelige og har lav giftighed, kan dog medføre, at COD/BOD-forholdet ikke falder som forventet. I så fald søges dette dokumenteret. Målinger kan eventuelt også dokumentere, om A- og B-stoffer, som det i første omgang ikke er lykkedes at substituere, kan begrænses via renseteknologier.

Private vaskemidler

I forbindelse med spildevandsundersøgelsen blev vaskekunderne spurgt, om de brugte private (eller lånte) vaskemidler til fælge, lygter el.lign., inden bilen blev kørt ind i vaskehallen. Hertil svarede 11-35%, at de anvendte private eller lånte vaskemidler inden vask. Disse vaskemidler er ikke miljøvurderet, og derfor kan de potentielt være miljøkritiske og kan dermed udgøre en miljøbelastning, som ikke kan kontrolleres af ejerne af vaskehallerne. Samtidig udgør de private bilvaskemidler en væsentlig potentiel miljøbelastning i forbindelse med de ca. 50% af samtlige bilvask i Danmark, som foretages udenfor vaskehallerne.

Konklusion:

Det foreslås, at der igangsættes tilsvarende miljøvurdering af de mest udbredte bilvaskekemikalier til privat brug (manuel vask), som det er sket for bilvaskekemikalier til vaskehaller. Olieselskaberne kan fremme salget af bilvaskekemikalier uden A- og B-stoffer ved at anbefale forbrugerne at købe produkter mærket med Svanen, når der foreligger mærkede produkter. Svanemærkede produkter vil efter det nye kriteriesæt ikke indeholde A- og B-stoffer (SIS, 1999).

6.2.2 Ændringer af vaskeproces

Kilderne til forureningsparametre i spildevandet fra selve vaskeprocessen kan opdeles i udvaskning/korrosion fra bilkomponenter samt afvaskning af snavs og smuds på bilen.

Udvaskning/korrosion fra bilkomponenter

Bilkomponenter er primære kilder til udvaskning af blødgøreren DEHP fra PVC-plast (især fra undervognsbelægning) samt tungmetallerne cadmium, bly og zink fra maling/lak, dæk og bremsebelægninger. Hertil kommer olie/bremsevæsker, som bidrager med afledninger af mineralsk olie.

Udvaskning af DEHP

Afledningerne af DEHP fra vaskehallerne er - som tidligere beskrevet - betydelige. Spildevandsmåleprogrammet viste, at spildevandet fra vaskehallerne som middelværdi ikke vil kunne overholde den beregnede foreløbige grænseværdi.

Det bør undersøges, om vaskemetoderne kan gøres mere skånsomme på steder, hvor det antages, at udvaskning af forurenende stoffer er størst. Her tænkes specielt på udvaskning af DEHP fra undervognsvask og dermed, om undervognsvasken nødvendigvis skal have det omfang, som den i mange tilfælde har i dag.

Et superundervognsskyl anvender omkring 1 m³ genbrugsvand pr. skyl. Er det ud fra et vasketeknisk synspunkt nødvendigt at vaske moderne plastbelagte undervogne i dette omfang?

Konklusion:

Det foreslås, at der igangsættes en undersøgelse af undervognsvaskens betydning for spildevandets indhold af DEHP. Undersøgelsen kan gennemføres i to trin. Gennem første trin undersøges, hvorvidt unkladelse af undervognsskyl reducerer indholdet af DEHP i spildevandet. Hvis dette er tilfældet, kan der igangsættes et trin to, hvor de vedligeholdelsesmæssige begrundelser for undervognsskyllet søges dokumenteret.

Afvaskning af snavs og smuds

Snavs og smuds på bilerne stammer primært fra vejbelægning og atmosfærisk nedfald. De miljøkritiske parametre herfra er cadmium, bly og zink samt DEHP fra atmosfærisk nedfald, som stammer fra afdampning fra PVC.

Afvaskning af snavs og smuds er vanskelig at begrænse, da det jo er formålet med bilvasken at vaske bilen ren for snavs og smuds. Eventuelle forslag til ændringer af vejbelægningens sammensætning, eller til begrænsning af atmosfærisk nedfald, ligger uden for dette projekts rammer.

Minus tørring: Besparelser på skyllevoks og energi

Det samlede forbrug af skyllevoks bidrager med ni ud af de i alt 15 tons A-stoffer pr. år, som afledes gennem voksprodukter. De resterende fire tons/år afledes gennem forbrug af konserveringsvoks. På denne baggrund kan det overvejes, om forbruget af skyllevoks kan reduceres ved at tilbyde vaskesprogrammer uden tørring af bilerne efter vask.

Skylløvoksen kaldes også tørrehjælp og anvendes til at gøre tørring efter vask mulig. Hvis ikke der anvendes skyllevoks, vil vandet ikke "perle", og tørring vil ikke være mulig med de eksisterende tørreanlæg. Derfor kan det overvejes, om tørreprocessen er nødvendig for et fornuftigt vaskeresultat. Der ligger endvidere et mindre potentiale for energibesparelse på ca. 1 kWh, som tørringen anvender pr. vask.

Konklusion:

Det foreslås, at der igangsættes en undersøgelse af vask uden tørring som et muligt tilbud, forbrugerne kan vælge (vaskeprogram uden tørring). Undersøgelsen skal belyse vaskeresultatet uden tørring og eventuelle begrænsninger for, hvornår tørring kan undværes (f.eks. frostvejr, hvor der kan dannes is-

lag). Dette bør kombineres med en mindre forbrugerundersøgelse, som af-dækker, om der er et marked for bilvask uden tørring, og hvilke virkemidler (f.eks. lavere pris og miljøhensyn) der kan anvendes for at få forbrugeren til at foretrække vask uden tørring.

6.2.3 Ændringer af vaskeanlæg og –hal, herunder rengøringsrutiner

Forhøjede koncentrationer ved rengøring

Måleprogrammet viste, at der generelt var forhøjede koncentrationer af forurenende stoffer i spildevandet på dage med rengøring af vaskehallerne. Det var specielt tungmetallerne zink og bly, der var forhøjet på dage med rengøring. Dette henledte opmærksomheden på rengøringsrutinerne og på konstruktionen af vaskeanlæg og vaskehallerne. Rengøring fortages typisk af et eksternt rengøringsfirma 10-15 gange pr. år.

Metalemmen i vaskehallen inkluderer både selve vaskeanlægget (maskinen, rørføringer, etc.), anlægget til undervognsskyl, som typisk er varmforzinket, samt andre metalemmen på væg og gulv.

Ved både rengøring og almindelig vask anvendes basiske og sure vaske-midler, som kan medføre korrosion af metalemmen.

Det skal bemærkes, at koncentrationerne af DEHP ikke var forhøjet på dage med rengøring. Dette underbygger, at kilderne til DEHP skal findes i biler-nes plastkomponenter og ikke i snavs, der ophobes i vaskehallen og skylles ud ved rengøring.

Konklusion:

Det foreslås, at der igangsættes en undersøgelse, hvor metalemmens betydning for spildevandets indhold af tungmetaller afklares. Herunder kan betydningen af ændringer i vaskehallen konstruktion samt anvendelsen af sure/-basiske vaskemidler afklares. En økonomisk vurdering af omkostningerne ved eventuelle ændringer af konstruktioner (f.eks. skift til rustfrie stålemmen) samt vaske- og rengøringsrutiner bør endvidere gennemføres.

6.2.4 Recirkuleringsteknologier

Stabil overholdelse af de vejledende grænseværdier for cadmium, bly, zink, DEHP samt mineralsk olie kan sandsynligvis ske gennem anvendelse af recirkuleringsteknologier med rensning af spildevandet.

Konklusion:

På baggrund af projektets indledende tekniske, økonomiske og miljømæssige vurdering af mulige recirkuleringsteknologier (kapitel 5) foreslås det, at der igangsættes undersøgelser af en række udvalgte recirkuleringsteknologiers evne til at rense for de miljøkritiske spildevandsparametre. Følgende recirkuleringsteknologier bør undersøges:

- Biologiske anlæg
- Membranfiltrering
- Adsorptionsprocesser
- Fældningsanlæg
- Inddampning

6.2.5 Konklusion og anbefalinger

Forslag til reduktionsstrategier beskrevet ovenfor kan opsummeres i følgende punkter:

- Substitution af A-stoffer og indsamling af data for i.v.-stoffer efterfulgt af substitution af, eller dokumentation for B-stoffer samt undersøgelse af stofsubstitutionernes betydning for COD/BOD-forholdet
- Miljøvurdering af mest udbredte bilvaskekemikalier til privat brug

- Undersøgelse af undervognsvaskens betydning for spildevandets indhold af DEHP
- Undersøgelse af muligheder for bilvask uden tørring samt mindre markedsundersøgelse
- Undersøgelse af materialevalgets betydning for spildevandets indhold af tungmetaller ved konstruktion af vaskehaller
- Undersøgelse af udvalgte recirkuleringsteknologiers evne til at rense for de miljøkritiske spildevandsparametre

Efterfølgende projekt

Det foreslås, at reduktionsstrategierne undersøges gennem et efterfølgende projekt. Herigennem vil det kunne afdækkes, hvilken effekt de enkelte forslag til strategier har for spildevandets kvalitet.

Reduktionsstrategierne foreslås fulgt op af en samlet evaluering, som kan resultere i anbefalinger til, hvordan de miljøkritiske spildevandsparametre mest fordelagtigt kan reduceres set ud fra en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af samtlige strategiforslag.

Spildevandsmålinger på manuel vask

Hertil kommer, at et efterfølgende projekt også bør indeholde spildevandsmålinger på manual vask. Omkring 50% af bilvask i Danmark foretages som manuel vask. For at kunne opgøre den samlede belastning fra bilvask vil det være relevant at udføre et antal repræsentative spildevandsmålinger på manuel vask. Undersøgelsesresultaterne kan bruges til at opgøre, om der er en miljøgevinst ved at udføre flere vask i vaskehallerne.

7 Referencer

Amterne på Sjælland og Lolland/Falster samt Frederiksberg og Københavns kommuner (1997). *Forurenet jord på Sjælland og Lolland/Falster*. Vejledning i hentning og bortskaffelse af forurenet jord. Udgivet af amterne på Sjælland og Lolland/Falster samt Frederiksberg og Københavns kommuner, Februar 1997.

Aqua konsult ab (1999). *Förstudie Bilvardsanläggningar*. Rapport til SIS Miljömärkning AB, Stockholm, 12. jan. 1999.

Bødker, Jørn; Hansen, Ib K. (1990). *Effektivisering af olieudskillere*. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 12 1990.

California Kleindienst (1999). *Produktdatablad for CK 45 Combi* fra California Kleindienst A/S.

CEN (1998). European Committee for standardization. *Separator systems for light liquids (e.g. oil and petrol) – Part 2: Selection of nominal size, installation, operation and maintenance*. September 1998.

Danmarks Statistik (1998). *Statistisk årbog 1998*.

Danske Bilvaskeanlægsleverandører (2000). *Autovaskeanlæg i Danmark 1999*. Januar 2000.

Danske Bilvaskeanlægsleverandører (1998). *Opgørelse af vaskeanlæg pr. 22. september 1998 foretaget af California Kleindienst, Wesumat og AutoTank*.

Danske Vandværkers Forening (1996). *Miljøstyrelsen, GEUS Vandforsyningsstatistik 1996*. Juni 1997.

DMI (1999). Danmarks Meteorologiske Institut. *Ugeberetning 9-10 1999*.

DMU (1998). National Environmental Research Institute. *Sources of phthalates and nonylphenols in municipal waste water – a study in the local environment*. NERI Technical Report No. 225, 1998-11-19.

Falster, Jørgen (1999). Personlig oplysning fra Jørgen Falster, California Kleindienst A/S. 14.07.1999.

Falster, Jørgen (1998). Personlig oplysning fra Jørgen Falster, California Kleindienst A/S. 17.11.1998.

FDM (1996). *Guldvasken er ikke guldet værd*. Motor 2/1996.

Grøn information (1995). *Bilens pleje - miljøskadelige stoffer ender i naturen*. April 1995 nr. 27.

Grüttner, Henrik (1996). *Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam*. Miljøprojekt nr. 325. Miljøstyrelsen 1996.

Grüttner, Henrik (1994). *Miljøfremmede stoffer i renseanlæg*. Miljøprojekt nr. 278. Miljøstyrelsen 1994.

Herrmann R. et al (1992). *Charakterisierung und Analyse der Verschmutzung des Niederschlages und des Niederschlagabflusses, Teilprojekt 1, Verbundprojekt Niederschlag 1*. Universitäres Verbundprojekt des Bundesministers für Forschung und Technologie. Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Tyskland.

Hoffmann, Lone (1999). Personlig oplysning fra Lone Hoffmann, I/S Mokra. 13.07.1999.

- Hoffmann, Leif (1996). *Massestrømsanalyse for phthalater*. Miljøprojekt nr. 320. Miljøstyrelsen 1996.
- IVL, Institutet för vatten- og luftvårdsforskning (1998). *Funktionskontroll av referensanläggning för fordonstvätt ved Q8, Orminge*. Rapport til Reclean A/S. Stockholm juni 1998.
- Jensen, Leif M. (1999). Personlig oplysning fra medarbejder hos Leif M. Jensen. 13.07.1999.
- Jepsen, Svend Erik (1997). *Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand*. Miljøprojekt nr. 357. Miljøstyrelsen 1997.
- Karlstad Kommun (1994). *Undersökning av föroreningar i avlopps-vattnet från bilvårdsanläggningar i Karlstad i vintern 93/94*. Maj 1994.
- Kemikalieinspektionen (1994). *Nye Hjulspår – en produktstudie av gummidäck*. Rapport udarbejdet i samarbejde med länsstyrelsen i Göteborg. 6/1994.
- Kjølholt, Jesper (1997). *Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer*. Miljøprojekt nr. 355. Miljøstyrelsen 1997.
- Kommuner (2000). *Københavns, Gladsaxe, Høje Taastrup, Hvidovre og Esbjerg kommuner omkring regulering af bilvaskenhaller*. Januar 2000.
- Lassen, Carsten; Drivsholm, Thomas; Hansen, Erik (COWI); Rasmussen, Benthe; Christiansen, Kim (Krüger A/S) (1996). *Massestrømsanalyse for kobber*. Miljøprojekt nr. 323. Miljøstyrelsen 1996.
- Lehmann Nikolaj K. J.; Holm, Peter E.; Christensen, Lars Bo; Nielsen, Ole Munk; Pihl, Knud A. (1998). *Miljømålinger langs veje*. Stads- og Havneingeniøren 9.
- Lindblom, Ulf (1999). Personlig oplysning fra er Ulf Lindblom, Länsstyrelsen, Uppsala Län. August-september 1999.
- Malmqvist, PA (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources*. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sverige.
- Miljø- og Energiministeriet (1997). *Bekendtgørelse om miljøkrav i forbindelse med etablering og drift af autoværksteder m.v.* Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 922 af 5. december 1997.
- Miljøministeriet (1998). *Lov om miljøbeskyttelse*. Lovbekendtgørelse nr. 698 af 22. september 1998.
- Miljøministeriet (1997). *Bekendtgørelse nr. 801 af 23. oktober 1997 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter*. Miljøministeriet, 1997.
- Miljøministeriet (1997). *Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer*. Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 829 af 6. november 1997.
- Miljøstyrelsen (1999). *Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af phthalater i blød plast*.
- Miljøstyrelsen (1998). *Listen over uønskede stoffer*. Orientering nr. 1 1998.
- Miljøstyrelsen (1998). *Bekendtgørelse om forbud mod salg og eksport af kviksølv og kviksølvholdige produkter*. Bekendtgørelse nr. 692 af 22. sep. 1998.
- Miljøstyrelsen (1997). *Aftale mellem brancheforeningen SFT og Miljøstyrelsen om brug af nonylphenoethoxylater (NPEO)*.

- Miljøstyrelsen (1996). *Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet*. Bekendtgørelse nr. 921 af 8. okt. 1996.
- Miljøstyrelsen (1994). *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg*. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 1994.
- Miljøstyrelsen (1992). *Bekendtgørelse om forbud mod salg, import og fremstilling af cadmiumholdige produkter*. Bekendtgørelse nr. 1199 af 23. dec. 1992.
- Miljøstyrelsen (1987). *Aftale mellem brancheforeningen SPT og Miljøstyrelsen om brug af nonylphenoethoxylater (NPEO)* af 21. december 1987.
- Naturvårdsverket (1998). *Underlag för kontrollprogram och egenkontroll vid anläggningar med fordonstvätt*. Naturvårdsverkets Förlag 1998.
- Naturvårdsverket (1998), 4952. *Metaller i Stockholm. Kunskapsammenstillinger av metalflöden via olika verksamheter i Stockholm*.
- Naturvårdsverket (1996). *Fordonstvätt – Mål og riktvärden Almänna råd 96:1 (1996)*.
- Nielsen, J. S. og Pedersen, B.P., dk-TEKNIK (1994). *Vandforbrug i fremstillingsindustrien*. Miljøprojekt nr. 259 1994. Miljøstyrelsen.
- NOVA (1999). *Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 – Datablade for stoffer der indgår i NOVA 2003*. Udkast. Miljøstyrelsen. Version af 23. marts 1999.
- OECD (1993). *OECD Guidelines for testing of chemicals, 1993*.
- OK (1995). OK Ekonomisk förening och Stockholm Vatten AB. *Rening och recirkulering av biltvättvatten*. Stockholm Vatten 1995.
- Olieselskaber (1999). Dansk Shell A/S, Hydro-Texaco A/S, Q8 A/S og Statoil A/S. *Opgørelse over recirkuleringsanlæg primo 1999*.
- Olieselskaber (1998). Dansk Shell A/S, Hydro-Texaco A/S, Q8 A/S og Statoil A/S. *Opgørelse af danske bilvaskeanlæg pr. 22.09.1998*.
- Paxéus, Nicklas (1996). *Vehicle Washing as a source of organic pollutants in municipal wastewater*. Wat.Sci.Tech., Vol. 33, No. 6, pp 1-8 1996.
- Pedersen, Lars Borch (1999). *Plast og miljø*. Teknisk Forlag A/S 1999.
- Petersson, David (1999). *Fordonstvätt – marknaden för reningsutrustning*. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm 1999.
- Plantedirektoratet (1997). *Bekendtgørelse og tilsyn med kvaliteten af kommunalt spildevandsslam og komposteret husholdningsaffald m.m. til jordbrugsformål*. Bekendtgørelse nr. 528 af 20. juni 1997.
- Ruager, John (1998). Personlig oplysning fra John Ruager, California Kleindienst A/S. 12.11.1998.
- SBI (1997). *Afløbsinstallationer. SBI-anvisning 185*. Statens Byggeforskningsinstitut, 1997.
- Shang, Dayue Y. (1999). *Persistence og Nonylphenol Ehoxylate Surfactants and Their Primay Degradation Products in Sediments from near a Munucipal Outfall in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada*. Environ. Sci. Technol. 1999, 33, 1366-1372.

SIS, 1999. *SIS-Miljömärkning. Kriteriedokument för miljömärkning av Bilvårdsmodel*. Høringsforslag, 1999.

Sjöstrand, R., Glas, L.-E. (1999). *Förstudie Bilvårdsanläggningar*. Aqua konsult ab for AB SIS Miljömärkning AB. Aqua konsult ab, Sverige 1999.

Stockholm Vatten och AB Svenska Shell (1991). *Olika tvättmetoders inverkan på avloppsvatten från en automatisk biltvätt*. Stockholm juni 1991.

Stockholm Vatten, Ragn-Sells och AB Svenska Shell (1993). *Om avloppsvatten från biltvätter*. Stockholm juli 1993.

VA-verket, Malmö (1993). Leif Runeson. *Avloppsvatten från personbiltvätt i Malmö. 1993:1*.

VAV (1995). Norsk VA-verkforening. *Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg*. ProjeKtrapport 60/1995.

Vejle Amt (1994). *Kemisk Ukrudtsbekæmpelse på landeveje og hovedlandeveje i Vejle Amt*.

VKI (1997). *Tilslutning af industrispildevand til offentlige renseanlæg. Udkast til vejledning*. (Miljøstyrelsens spildevandsvejledning), VKI, marts 1997.

Westerlund K-G. (1998). *Metalemission från Stockholmstrafiken gennem slitage av bromsbelægg. Stockholms luft- og bulleranalys*. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Referencer brugt ved ABC-scoring af kemikalier:

AQUIRE DATABASE (1998). US-EPA, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN 55804.

Damborg, A. & N. Thygesen (1991). *Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet*. Miljøprojekt 166. Miljøstyrelsen.

Data of Existing Chemicals Based on the CSCL Japan. Ministry of International Trade and Industry (MITI) 1992.

Howard, P.H. (1989). *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data For Organic Chemicals*. Lewis Publ. Vol. I (1989), II (1990), III (1991), IV (1993).

Hutzinger, O. (ed.) (1992). *The handbook of environmental chemistry*. Vol. 3. Part F: Anthropogenic Compounds, DETERGENTS. Springer-Verlag.

IUCLID (1996). *International Uniform Chemical Information Database. Existing chemicals. 1 ed*. European Chemicals Bureau. Environment Institute, Ispra (Italy).

Karsa, D.R. & M.R Porter (ed.) (1995). *Biodegradability of surfactants*. Chapman & Hall, Great Britain.

Madsen, T. & F. Pedersen (1993). *Vaskemidlers miljøpåvirkning*. Tekniske meddelelser nr. 4/1993, side 2-8. Forbrugerstyrelsen.

Madsen, T. (1995). *Miljøvurdering af maskinopvaskemidler*. Tekniske Meddelelser nr. 10/1995, side 2-7. Forbrugerstyrelsen.

Madsen, T. (1995). *Miljøvurdering af skyllemidler*. Tekniske Meddelelser nr. 5/1995, side 2-7. Forbrugerstyrelsen.

Miljøministeriet (1997). *Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer*. Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 829 af 6. november 1997.

Nikunen *et al.* (1990). *Environmental Properties of Chemicals*. Ministry of Environment. Research Report 91. VAPK-Publ. Helsinki.

Pedersen, A.R & T. Madsen (1998). *Miljøvurdering af hårshampoo og balsam*. Tekniske Meddelelser nr. 1/1998, side 2-17. Forbrugerstyrelsen.

Pedersen, A.R & T. Madsen (1998). *Miljøvurdering*. Tekniske Meddelelser nr. 9/1996, side 18-24. Forbrugerstyrelsen.

Roth, L. (1994). *Wassergefährdende Stoffe*. Bind 1, 2 og 3. 23 udgave. Ecomed.

Tema Nord Database (1994). 643. *Environmental Hazard Classification - classification of selected substances as dangerous for the environment (I)*, version 1.3a. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

The Merck Index (1996). 12. edition. Windholz, M. *et al.* editors. MERCK & CO. Inc. Rahway, N.J. USA.

Verschueren, K. (1997). *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*. 3. ed. Van Nostrand Reinhold Company.

Bilag 1

Antal vask, udledte vandmængder og vandforbrug

Antal vask, udledte vandmængder og aflæst vandforbrug

Dato	Ugedag	Shell					Q8					Statoil*)				
		Antal	Udledt	Forbrug	Udledt	Forbrug	Antal	Udledt	Forbrug	Udledt	Forbrug	Antal	Udledt	Forbrug	Udledt	Forbrug
		vask	m ³ /d	m ³ /d	l/bil	l/bil	vask	m ³ /d	m ³ /d	l/bil	l/bil	vask	m ³ /d	m ³ /d	l/bil	l/bil
01.03.99	Ma.	20	3,02	3	151	150	40	4,86	4,943	122	124	29	7,98	7	275	241
02.03.99	Ti.	41	6,00	6	146	146	36	3,96	4,204	110	117	53	12,77	13	241	245
03.03.99	On.	16	3,08	3	193	188	27	3,43	2,92	127	108	33	7,88	8	239	242
04.03.99	To.	11	2,76	1	251	91	8	2,09	1,736	261	217	10	2,71	3	271	300
05.03.99	Fr.	24	3,67	3	153	125	32	3,12	2,233	98	70	109	23,15	27	212	247
06.03.99	Lø.	6	0,86	1	143	167	10	0,97	1,077	97	108					
07.03.99	Sø.	27	4,46	5	165	185	33	3,41	3,597	103	109					
08.03.99	Ma.	13	2,18		168		28	2,85	2,961	102	106	15	5,37		358	
09.03.99	Ti.	10	1,27		127		8	2,04	0,881	255	110	13	3,19		245	
10.03.99	On.															
11.03.99	To.															
12.03.99	Fr.												14,35			
13.03.99	Lø.												15,25			
14.03.99	Sø.												10,17			
Minimum		6	0,86	1	143	91	8	0,97	1,077	97	70	10	2,71	3	212	241
Maksimum		41	6,00	6	251	188	40	4,86	4,943	261	217	53	12,77	13	275	300
Middel		21	3,41	3	163	152	27	3,12	2,959	120	111	47	10,90	12	237	248

*) Beregninger for 5.-7. marts udført under ét.

Rengøring af vaskehal: Shell: 4. marts; Statoil: 8. marts 1999.

Bilag 2

Tungmetalkoncentrationer

Tungmetalkoncentrationer

Olieselskab Shell
Fabrikat: Christ
Sted: Kirke Såby
Periode: 1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Aflæst m ³ /d	Vandforbrug Aflæst l/bil	Vandmængde Udledt m ³ /d	Vandmængde Udledt l/bil	Ag µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg µg/l
01.03.99	Ma.	20	3	150	3,02	151	0,7	1,5	57	300	16	80	810	<0,3
02.03.99	Ti.	41	6	146	6,00	146	<0,2	1,2	40	190	9	52	680	<0,3
03.03.99	On.	16	3	188	3,08	193	0,5	4,5	60	190	36	150	990	<0,3
04.03.99	To.*)	11	1	91	2,76	251	0,3	1,5	48	210	20	67	5.800	<0,3
05.03.99	Fr.	24	3	125	3,67	153	<0,2	1,8	40	210	14	53	4.600	0,7
06.03.99	Lø.	6	1	167	0,86	143	<0,2	1,5	28	140	11	46	2.900	<0,3
07.03.99	Sø.	27	5	185	4,46	165	<0,2	1,2	33	180	11	43	2.100	<0,3
08.03.99	Ma.	13			2,18	168	1,8	2	30	190	13	51	1.400	<0,3
09.03.99	Ti.	10			1,27	127	0,4	1,3	67	260	14	33	700	<0,3
10.03.99	On.													
Sum		168	22		27,30									
Minimum		6	1	91	0,86	127	<0,2	1,2	28	140	9	33	680	<0,3
Maksimum		41	6	188	6	251	1,8	4,5	67	300	36	150	5.800	0,7
Middelværdi**)			152	150	163	166	0,4	1,8	45	208	16	64	2.220	0,2
Standardafvigelse							0,6	1,0	14	47	8,2	35	1.865	

*) Rengøring af vaskehal.

**) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. marts 1999.

Tungmetalkoncentrationer

Olieselskab

Q8

Fabrikat:

Wesumat

Sted:

Rødovre

Periode:

1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Aflæst m ³ /d	Vandforbrug Aflæst l/bil	Vandmængde Udledt m ³ /d	Vandmængde Udledt l/bil	Ag µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg µg/l
01.03.99	Ma.	40	4,943	124	4,86	122	0,5	1,9	88	300	23	44	930	0,3
02.03.99	Ti.	36	4,204	117	3,96	110								
03.03.99	On.	27	2,92	108	3,43	127	2,5	1,1	49	250	17	38	690	<0,3
04.03.99	To.	8	1,736	217	2,09	261	0,4	3,6	59	237	33	96	830	<0,3
05.03.99	Fr.	32	2,233	70	3,12	98								
06.03.99	Lø.	10	1,077	108	0,97	97	<0,2	2,6	67	230	28	69	780	<0,3
07.03.99	Sø.	33	3,597	109	3,41	103	0,3	1,8	61	230	24	53	670	0,4
08.03.99	Ma.	28	2,961	106	2,85	102	<0,2	0,95	71	280	19	34	720	<0,3
09.03.99	Ti.	8	0,881	110	2,04	255	<0,2	0,93	76	286	14	40	635	<0,3
10.03.99	On.													
Sum		222	24,552		26,73									
Minimum		8	0,88	70	0,97	97	<0,2	0,9	49	230	14	34	635	<0,3
Maksimum		40	4,94	217	4,86	261	0,4	3,6	88	300	33	96	930	0,4
Middelværdi*)			111	120	120	127	0,49	1,8	67	259	23	53	751	0,21
Standardafvigelse							1,05	0,99	13	29	6,6	22	103	0,07

*) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. marts 1999.

Tungmetalkoncentrationer

Olieselskab

Statoil

Fabrikat:

California Kleindienst

Sted:

Hundige

Periode:

1.-14. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Forbrug m3/d	Vandforbrug Forbrug l/bil	Vandmængde Udledt m3/d	Vandmængde Udledt l/bil	Ag µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg µg/l
01.03.99	Ma.	29	7	241	7,98	275	<0,2	1,4	20	140	13	51	790	<0,3
02.03.99	Ti.	53	13	245	12,77	241	<0,2	1,5	41	180	14	56	940	<0,3
03.03.99	On.	33	8	242	7,88	239	<0,2	1,2	28	160	13	66	1.000	<0,3
04.03.99	To.	10	3	300	2,71	271	<0,2	1,7	28	170	15	73	990	<0,3
05.03.99	Fr.	40	9	247	8,79	212	0,3	1,8	39	200	13	58	4.500	<0,3
06.03.99	Lø.	50	13	247	2,98	212	<0,2	0,6	28	210	13	50	850	0,3
07.03.99	Sø.	19	5	247	10,39	212	<0,2	0,5	20	110	8	32	1.200	0,3
08.03.99	Ma.*)	15			5,37	358	0,3	2,6	68	410	29	120	2.600	1
09.03.99	Ti.	13			3,19	245								
10.03.99	On.													
11.03.99	To.						<0,2	0,4	35	93	8	34	780	0,4
12.03.99	Fr.				14,35		<0,2	0,20	22	130	9	38	850	0,30
13.03.99	Lø.				15,25									
14.03.99	Sø.				10,17									
Sum		262	58		62,06									
Minimum		10	3	241	2,71	212	<0,2	0,2	20	93	8	32	780	<0,3
Maksimum		53	13	300	15,25	358	0,3	2,6	68	410	29	120	4.500	1
Middelværdi**)			248		237	237	0,14	1,2	33	180	14	58	1.450	0,31
Standardafvigelse								0,67	14	89	6,0	26	1.200	0,30

*) Rengøring af vaskehal.

**) Middelværdiberegninger for vand (l/bil gælder for perioden 1.-9. marts 1999. Antallet af vask d. 8. og 9. marts er vurderet ud fra flowmålinger de to dage.

Bilag 3

Tungmetalmængder

Tungmetalmængder

Olieselskab Shell
Fabrikat: Christ
Sted: Kirke Såby
Periode: 1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Aflæst m ³ /d	Vand-forbrug Aflæst l/bil	Vand-mængde Udledt m ³ /d	Vand-mængde Udledt l/bil	Ag mg/bil	Cd mg/bil	Cr mg/bil	Cu mg/bil	Ni mg/bil	Pb mg/bil	Zn mg/bil	Hg mg/bil
01.03.99	Ma.	20	3	150	3,02	151	0,003	0,23	8,6	45	2,4	12,1	122	0,023
02.03.99	Ti.	41	6	146	6,00	146	0,015	0,18	5,9	28	1,3	7,6	100	0,022
03.03.99	On.	16	3	188	3,08	193	0,006	0,87	11,6	37	6,9	28,9	191	0,029
04.03.99	To. *)	11	1	91	2,76	251	0,025	0,38	12,0	53	5,0	16,8	1.455	0,038
05.03.99	Fr.	24	3	125	3,67	153	0,015	0,28	6,1	32	2,1	8,1	703	0,561
06.03.99	Lø.	6	1	167	0,86	143	0,014	0,22	4,0	20	1,6	6,6	416	0,022
07.03.99	Sø.	27	5	185	4,46	165	0,017	0,20	5,5	30	1,8	7,1	347	0,025
08.03.99	Ma.	13			2,18	168	0,004	0,34	5,0	32	2,2	8,6	235	0,025
09.03.99	Ti.	10			1,27	127	0,002	0,17	8,5	33	1,8	4,2	89	0,019
10.03.99	On.													
Sum		168	22		27,30									
Minimum		6	1	91	0,86	127	0,00	0,17	4,0	20	1,3	4,2	89	0,02
Maksimum		41	6	188	6	251	0,03	0,87	12,0	53	6,9	28,9	1.455	0,56
Middelværdier**)			152	150	163	166	0,01	0,31	7	34	2,8	11	406	0,08
Standardafvigelse							0,01	0,22	2,9	9,6	1,9	7,6	439	0,18

*) Rengøring af vaskehal

**) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. marts 1999.

Tungmetalmængder

Olieselskab Q8
Fabrikat: Wesumat
Sted: Rødovre
Periode: 1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Aflæst m ³ /d	Vandforbrug Aflæst l/bil	Vandmængde Udledt m ³ /d	Vandmængde Udledt l/bil	Ag mg/bil	Cd mg/bil	Cr mg/bil	Cu mg/bil	Ni mg/bil	Pb mg/bil	Zn mg/bil	Hg mg/bil
01.03.99	Ma.	40	4,943	124	4,86	122	0,06	0,23	11	36	2,8	5,3	113	0,04
02.03.99	Ti.	36	4,204	117	3,96	110								
03.03.99	On.	27	2,92	108	3,43	127	0,32	0,14	6	32	2,2	4,8	88	0,02
04.03.99	To.	8	1,736	217	2,09	261	0,10	0,94	15	62	9	25	217	0,04
05.03.99	Fr.	32	2,233	70	3,12	98								
06.03.99	Lø.	10	1,077	108	0,97	97	0,01	0,25	6	22	3	7	76	0,01
07.03.99	Sø.	33	3,597	109	3,41	103	0,03	0,19	6	24	2,5	5,5	69	0,04
08.03.99	Ma.	28	2,961	106	2,85	102	0,01	0,10	7	29	1,9	3,5	73	0,02
09.03.99	Ti.	8	0,881	110	2,04	255	0,03	0,24	19	73	3,6	10,2	162	0,04
10.03.99	On.													
Sum		222	24,552		26,73									
Minimum		8	0,88	70	0,97	97	0,01	0,10	6	22	1,9	3,5	69	0,01
Maksimum		40	4,94	217	4,86	261	0,32	0,94	19	73	9	25	217	0,04
Middelværdier**)			111	120	120	127	0,08	0,30	10	40	3	9	114	0,03
Standardafvigelse							0,11	0,29	5,2	20	2,3	8	56	0,01

*) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. marts 1999.

Tungmetalmængder

Olieselskab

Statoil

Fabrikat:

California Kleindienst

Sted:

Hundige

Periode:

1.-14. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Forbrug m ³ /d	Vand-forbrug Forbrug l/bil	Vand-mængde Udledt m ³ /d	Vand-mængde Udledt l/bil	Ag mg/bil	Cd mg/bil	Cr mg/bil	Cu mg/bil	Ni mg/bil	Pb mg/bil	Zn mg/bil	Hg mg/bil
01.03.99	Ma.	29	7	241	7,98	275	0,028	0,39	5,5	39	3,6	14,0	217	0,041
02.03.99	Ti.	53	13	245	12,77	241	0,024	0,36	9,9	43	3,4	13,5	226	0,036
03.03.99	On.	33	8	242	7,88	239	0,024	0,29	6,7	38	3,1	15,8	239	0,036
04.03.99	To.	10	3	300	2,71	271	0,027	0,46	7,6	46	4,1	19,8	268	0,041
05.03.99	Fr.	40	9	247	8,79	212	0,036	0,21	6,2	36	2,3	10,0	470	0,053
06.03.99	Lø.	50	13	247	2,98	212								
07.03.99	Sø.	19	5	247	10,39	212								
08.03.99	Ma.*)	15			5,37	358	0,036	0,93	24,3	147	10,4	43,0	931	0,054
09.03.99	Ti.	13			3,19	245								
10.03.99	On.													
11.03.99	To.													
12.03.99	Fr.				14,35									
13.03.99	Lø.				15,25									
14.03.99	Sø.				10,17									
Sum		262	58		62,06									
Minimum		10	3	241	2,71	212	0,024	0,21	5,5	36	2,30	10,00	217	0,04
Maksimum		53	13	300	15,25	358	0,036	0,93	24,3	147	10,38	42,96	931	0,05
Middelværdi**)			248		237	237	0,029	0,44	10,0	58	4,47	19,34	392	0,04
Standardafvigelse							0,006	0,26	7,2	44	2,96	12,00	280	0,01

*) Rengøring af vaskehal.

**) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. marts 1999. Antallet af vask d. 8. og 9. marts er vurderet ud fra flowmålinger de to dage.

Bilag 4

Miljøfremmede organiske stoffer

Miljøfremmede organiske stoffer

Olieselskab

Q8

Fabrikat:

Wesumat

Sted:

Rødovre

Periode:

1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Forbrug m ³ /d	Vandforbrug Forbrug l/bil	Vandmængde Udledt m ³ /d	Vandmængde Udledt l/bil	LAS µg/l	NPE µg/l	NPE, L µg/l	DEHP µg/l	PAH µg/l	LAS mg/bil	NPE mg/bil	NPE, L mg/bil	DEHP mg/bil	PAH mg/bil
01.03.99	Ma.	40	4,943	124	4,86	122	150	< 15	<10	231	< 10	18,23			28,07	
02.03.99	Ti.	36	4,204	117	3,96	110										
03.03.99	On.	27	2,92	108	3,43	127	140	< 15	<10	120	< 10	17,79			15,24	
04.03.99	To.	8	1,736	217	2,09	261	150	< 15	<10	254	< 10	39,19			66,36	
05.03.99	Fr.	32	2,233	70	3,12	98										
06.03.99	Lø.	10	1,077	108	0,97	97	110	< 15	<10	81	< 10	10,67			7,86	
07.03.99	Sø.	33	3,597	109	3,41	103	130	< 15	<10	95	< 10	13,43			9,82	
08.03.99	Ma.	28	2,961	106	2,85	102	270	< 15	<10	110	< 10	27,48			11,20	
09.03.99	Ti.	8	0,881	110	2,04	255	270	< 15		97	< 10	68,85			24,74	
10.03.99	On.															
Sum		222	24,552		24,69											
Minimum		8	0,88	70	0,97	97	110	< 15	<10	81	< 10	10,67			7,9	
Maksimum		40	4,94	217	4,86	261	270	< 15	<10	254	< 10	68,85			66,4	
Middelværdier				111	3	120	174	< 15	<10	141	< 10	27,95			23,3	
Standardafvigelse							67			71		20,44			20,5	

4.-7. marts 1999 for højt baggrundsflow ved flowmålinger.

* Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9. Marts 1999.

Miljøfremmede organiske stoffer

Olieselskab

Shell

Fabrikat:

Christ

Sted:

Kirke Såby

Periode:

1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Forbrug m3/d	Vand-forbrug Forbrug l/bil	Vand-mængde Udledt m3/d	Vand-mængde Udledt l/bil	LAS µg/l	NPE µg/l	NPE, L µg/l	DEHP µg/l	PAH µg/l	LAS mg/bil	NPE mg/bil	NPE, L mg/bil	DEHP mg/bil	PAH mg/bil
01.03.99	Ma.	20	3	150	3,02	151	75	< 15	<10	45	< 10	11,3			6,80	
02.03.99	Ti.	41	6	146	6,00	146	78	< 15	<10	78	< 10	11,4			11,41	
03.03.99	On.	16	3	188	3,08	193	90	< 15	<10	56	< 10	17,3			10,78	
04.03.99	To.*)	11	1	91	2,76	251	24000	82	21	66	< 10	6021,8	20,57	5,27	16,56	
05.03.99	Fr.	24	3	125	3,67	153	22000	56	45	130	< 10	3364,2	8,56	6,88	19,88	
06.03.99	Lø.	6	1	167	0,86	143	13000	34	39	110	< 10	1863,3	4,87	5,59	15,77	
07.03.99	Sø.	27	5	185	4,46	165	9100	34	28	45	< 10	1503,2	5,62	4,63	7,43	
08.03.99	Ma.	13			2,18	168	6700	30	27	37	< 10	1123,5	5,03	4,53	6,20	
09.03.99	Ti.	10			1,27	127	5400	< 15	<10	32	< 10	685,8			4,06	
10.03.99	On.		145													
Sum		168	22		27,30											
Minimum		6	1	91	0,86	127	75	< 15	<10	32	< 10	11,3	4,87	4,53	4,1	
Maksimum		41	6	188	6	251	24000	82	<10	130	< 10	6021,8	20,57	6,88	19,9	
Middelværdier**)				152	163	171	8938	47,2	<10	67	< 10	1622,4	8,93	5,38	11,0	
Standardafvigelse							9130	21,98		34	< 10	1979,7	6,68	0,95	5,4	

* Rengøring af vaskehal.

** Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder perioden 1.-9. Marts 1999.

Miljøfremmede organiske stoffer

Olieselskab

Statoil

Fabrikat:

California Kleindienst

Sted:

Hundige

Periode:

1.-14. marts 1999

Dato***	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Forbrug m ³ /d	Vand-forbrug Forbrug l/bil	Vand-mængdd Udledt m ³ /d	Vand-mængde Udledt l/bil	LAS µg/l	NPE µg/l	NPE, L µg/l	DEHP µg/l	PAH µg/l	LAS mg/bil	NPE mg/bil	NPE, L mg/bil	DEHP mg/bil	PAH mg/bil
01.03.99	Ma.	29	7	241	7,98	275	3500	< 15	<10	25	< 10	963,1			6,88	
02.03.99	Ti.	53	13	245	12,77	241	3500	< 15	<10	43	< 10	843,3			10,36	
03.03.99	On.	33	8	242	7,88	239	3500	< 15	<10	260	< 10	835,8			62,08	
04.03.99	To.	10	3	300	2,71	271	2500	< 15	<10	21	< 10	677,5			5,69	
05.03.99	Fr.	40	9	247	8,79	212	3800	< 15	<10	23	< 10	835,1			5,05	
06.03.99	Lø.	50	13	247	2,98	212	3000	< 15	<10	30	< 10					
07.03.99	Sø.	19	5	247	10,39	212	5900	< 15	<10	210	< 10					
08.03.99	Ma.*)	15			5,37	358	15000	24	44	46	< 10	5370,0	8,59	15,75	16,47	
09.03.99	Ti.	13			3,19	245										
10.03.99	On.															
11.03.99	To.						4100	< 15	<10	19	< 10					
12.03.99	Fr.				14,35		4600	< 15	<10	17	< 10					
13.03.99	Lø.				15,25											
14.03.99	Sø.				10,17											
Sum		262	58		62,06											
Minimum		10	3	3	2,71	212	2500	< 15	<10	17	< 10	677,5	8,59	15,75	5,1	
Maksimum		53	13	13	15,25	358	15000	24	44	260	< 10	5370,0	8,59	15,75	62,1	
Middel**			8	248	237	252	4940			69	< 10	1587,5			17,8	
Standardafvigelse			4	21	4		3654			89	< 10	1855,3			22,1	

* Rengøring.

** Beregninger for 5.-7. marts er udført under ét.

*** Beregninger for vand er for d. 5.-7. marts udført under ét.

Bilag 5

Multiscreening

Der blev foretaget GC-MS multiscreening på i alt fire spildevandsblandprøver, to stikprøver fra sandfang og to stikprøver fra olieudskiller (se tabel 4.4.1).

Parametre med værdier over detektionsgrænsen er opstillet i nedenstående skemaer for henholdsvis spildevand, sand fra sandfang og oliephase fra olieudskiller.

Spildevand

µg/l	Shell 01.03-08.03 1999	Statoil 02.03-10.03 1999	Statoil 11.03-12.03 1999	Q8 01.03-09.03 1999
Blødgørere				
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	79	117	25	182
Butylbenzylphthalat	0,36	0,44	0,14	0,56
Diethyl phthalat	1,2	0,58	< 0,2	0,60
Diethyl adipat	5,5	9,0	5,5	4,2
Dimethyl phthalat	< 0,2	0,11	0,62	0,52
Di-isononylphthalat	6,4	1,5	0,98	1,6
Di-n-butyl phthalat	17	18	8,3	4,3
Di-n-octyl phthalat	1,3	0,38	0,86	0,36
<i>Sum af blødgørere</i>	<i>111</i>	<i>147</i>	<i>42</i>	<i>194</i>
Alkylphenolforbindelser				
Nonylphenol (1, 2-ethoxylater)	3,1	< 0,6	< 0,6	1,2
Aromatiske kulbrinter				
Methylnaphthalener (C1)	1,9	4,4	2,0	0,04
Dimethylnaphthalener (C2)	1,3	0,63	0,24	0,12
Trimethylnaphthalener (C3)	< 0,02	1,9	< 0,02	< 0,02
PAH'er				
Phenanthren	0,42	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Pyren	0,82	0,05	0,68	< 0,02
Phenolforbindelser				
Phenol	<0,05	<0,05	<0,05	4,0

Slam fra sandfang

mg/kg TS	Shell 03.03.1999	Statoil 03.03.1999
Blødgørere		
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	163,6	41,9
Butylbenzylphthalat	1,8	0,28
Diethyl adipat	2,2	1,75
Dimethyl phthalat	< 0,04	0,074
Di-isononylphthalat	11	6,3
Di-n-butyl phthalat	0,6	< 0,040
Di-n-octyl phthalat	1,6	0,86
Alkylphenolforbindelser		
Nonylphenol (1, 2-ethoxylater)	1,9	0,15
PAH'er		
Anthracen	0,018	< 0,015
Benzo(a)anthracen	< 0,015	0,079
Chrysen/Triphenylen	< 0,015	0,086
Fluoranthren	0,6	0,55
Fluoren	0,05	0,057
Phenanthren	0,47	0,33
Pyren	0,57	0,5
Aromatiske kulbrinter		
Naphthalen	0,2	0,064
Methylnaphthalener (C1)	0,79	0,13
Dimethylnaphthalener (C2)	0,61	0,07
Trimethylnaphthalener (C3)	0,31	0,028
Phenolforbindelser		
Phenol	0,8	0,073

Oliefase fra olieudskiller

µg/l	Shell 03.03.1999	Statoil 03.03.1999
Blødgørere		
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	276	2351
Butylbenzylphthalat	1,8	17
Diethyl phthalat	1,3	< 0,2
Diethyl adipat	7,2	63
Dimethyl phthalat	0,40	< 0,2
Di-isononylphthalat	55	838
Di-n-butyl phthalat	16	19
Di-n-octyl phthalat	2,8	38
Alkylphenolforbindelser		
Nonylphenol (1, 2-ethoxylater)	19	646
PAH'er		
Acenaphthen	< 0,02	< 0,02
Acenaphthylen	1,3	2,2
Anthracen	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)anthracen	< 0,02	3,3
Chrysen/Triphenylen	< 0,02	5,0
Fluoranthren	0,52	7,3
Fluoren	3,3	1,7
Phenanthren	3,9	8,9
Pyren	0,70	42
Aromatiske kulbrinter		
Naphthalen	< 0,02	36
Methylnaphthalener (C1)	28	212
Dimethylnaphthalener (C2)	130	52
Trimethylnaphthalener (C3)	73	32
Phenolforbindelser		
Phenol	< 0,05	0,12

Bilag 6

Almindelige spildevandsparametre

Almindelige spildevandsparametre

Olieselskab Shell
Fabrikat: Christ
Sted: Kirke Såby
Periode: 1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Aflæst m ³ /d	Vand-forbrug Aflæst l/bil	Vand-mængde Udledt m ³ /d	Vand-mængde Udledt l/bil	COD mg/l	BOD mg/l	COD/BOD	Total-N mg/l	Total-P mg/l	SSTS mg/l	SSGT mg/l	Olie mg/l	Lednings-evne mS/m	pH mg/l
01.03.99	Ma.	20	3	150	3,02	151	190	47	4,0	1,7	1,7					
02.03.99	Ti.	41	6	146	6,00	146	210	44	4,8	1,6	1,7			0,87	410	
03.03.99	On.	16	3	188	3,08	193	170	37	4,6	1,5	1,5					
04.03.99	To. *)	11	1	91	2,76	251	400	180	2,2	2,3	73	98	38	7,61		7,04
05.03.99	Fr.	24	3	125	3,67	153	380	170	2,2	2,1	71	90	30	10,5	301	7,16
06.03.99	Lø.	6	1	167	0,86	143	290	120	2,4	1,8	50			9,52		
07.03.99	Sø.	27	5	185	4,46	165	240	100	2,4	1,8	36	85	31	2,31		7,67
08.03.99	Ma.	13			2,18	168	210	65	3,2	1,6	23	64	24			7,58
09.03.99	Ti.	10			1,27	127	190	55	3,5	1,5	18	39	15	5,94		8,03
10.03.99	On.													0,95		
Sum		168	22		27,30											
Minimum		6	1	91	0,86	127	170	37	2,2	1,5	1,5	39	15	0,87		7,04
Maksimum		41	6	188	6	251	400	180	4,8	2,3	73	98	38	10,5		8,03
Middelværdier**)			152	150	163	166	253	91	3,3	1,8	31	75	28	6		7,50
Standardafvigelse							116	72	1,3	0,4	36	30	12	5		0,50

*) Rengøring af vaskehal.

***) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9.marts 1999.

Almindelige spildevandsparametre

Olieselskab Q8
Fabrikat: Wesumat
Sted: Rødovre
Periode: 1.-9. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vandforbrug Aflæst m ³ /d	Vandforbrug Aflæst l/bil	Vandmængde Udledt m ³ /d	Vandmængde Udledt l/bil	COD mg/l	BOD mg/l	COD/BOD	Total-N mg/l	Total-P mg/l	SSTS mg/l	SSGT mg/l	Olie mg/l	Lednings- evne mS/m	pH
01.03.99	Ma.	40	4,943	124	4,86	122	200	47	4,3	4,0	1,7				147	
02.03.99	Ti.	36	4,204	117	3,96	110								11,4		
03.03.99	On.	27	2,92	108	3,43	127	170	49	3,5	4,0	1,8				142	
04.03.99	To.	8	1,736	217	2,09	261	170	50	3,4	3,9	1,7	47	27	15,4		7,94
05.03.99	Fr.	32	2,233	70	3,12	98	190	46	4,1	3,6	1,7	47	24	20,1		7,77
06.03.99	Lø.	10	1,077	108	0,97	97								12,2		
07.03.99	Sø.	33	3,597	109	3,41	103	230	42	5,5	3,3	1,6	40	24	14,8		7,85
08.03.99	Ma.	28	2,961	106	2,85	102	410	130	3,2	2,9	22	75	29			7,7
09.03.99	Ti.	8	0,881	110	2,04	255	200	43	4,7	3,3	1,6	31	17			8,57
10.03.99	On.															
Sum		222	24,552		26,73											
Minimum		8	0,88	70	0,97	97	170	42	3,2	2,9	1,6	31	17	11,4		7,70
Maksimum		40	4,94	217	4,86	261	410	130	5,5	4,0	22,0	75	29	20,1		8,57
Middelværdier*)			111	120	120	127	224	58	4,1	3,6	4,6	48	24	15		7,97
Standardafvigelse							84	32	0,82	0,42	7,7	16	4,5	3,4		0,35

*) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9.marts 1999.

Almindelige spildevandsparametre

Olieselskab Statoil
Fabrikat: California Kleindienst
Sted: Hundige
Periode: 1.-14. marts 1999

Dato	Ugedag	Antal vask	Vand-forbrug Forbrug m ³ /d	Vand-forbrug Forbrug l/bil	Vand-mængde Udledt m ³ /d	Vand-mængde Udledt l/bil	COD mg/l	BOD mg/l	COD/BOD	Total-N mg/l	Total-P mg/l	SSTS mg/l	SSGT mg/l	Olie mg/l	Lednings-evne mS/m	pH mg/l
01.03.99	Ma.	29	7	241	7,98	275	230	55	4,2	1,9	0,1					
02.03.99	Ti.	53	13	245	12,77	241	210	54	3,9	1,85	0,14			1,83	335	
03.03.99	On.	33	8	242	7,88	239	170	51	3,3	1,4	0,097					
04.03.99	To.	10	3	300	2,71	271	190	59	3,2	1,7	0,12	44	17	0,84		8,22
05.03.99	Fr.	40	9	247	8,79	212	180	57	3,2	1,7	0,12	55	18	6,39		7,94
06.03.99	Lø.	50	13	247	2,98	212	170	54	3,1	1,6	0,16			5,1		
07.03.99	Sø.	19	5	247	10,39	212	230	85	2,7	2,2	6,32	22	8	6,1		7,76
08.03.99	Ma.*)	15			5,37	358	220	42	5,2		1,62	49	24	47,9		7,91
09.03.99	Ti.	13			3,19	245	220	70	3,1	1,5	4,38	28	12	16,3		8,03
10.03.99	On.													2,4		
11.03.99	To.						190	80	2,4	1,6	0,42	30	13		312	8,08
12.03.99	Fr.				14,35		170	47	3,6	1,7	0,27			11		
13.03.99	Lø.				15,25									0,25		
14.03.99	Sø.				10,17											
Sum		262	58		62,06											
Minimum		10	3	241	2,71	212	170	42	2,4	1,4	0,097	22	8	0,84		7,76
Maksimum		53	13	300	15,25	358	230	85	5,2	2,2	6,32	55	24	47,9		8,22
Middelværdi**)			248		237	237	198	59	3,5	1,72	1,25	38	15	11		7,99
Standardafvigelse							24	13	0,8	0,23	2,12	13	5,6	14,7		0,16

*) Rengøring af vaskehal.

***) Middelværdiberegninger for vand (l/bil) gælder for perioden 1.-9.marts 1999.

Bilag 7

ABC-scoring tildelt enkeltstoffer/stofgrupper

Stofnavn (kodet)	Stofnavn	CAS nr.	ABC-score
Alkoholethoxylat 1		*	c
Alkoholethoxylat 2	2-(Dodecyloxy)ethanol	4536-30-5	C
Alkoholethoxylat 3	Alkoholpolyglycoether	66455-15-0	c
Alkoholethoxylat 4	Alkylpolyglycosid	141464-42-8	c
Alkoholethoxylat 5		*	C
Alkoholethoxylat 6	Fedtalkoholethoxylat (C9/C11)	68439-46-3	c
Alkoholethoxylat 7		*	a
Alkoholethoxylat 8		*	i.v.
Alkylamidethoxylat 1		*	a
Alkylamidethoxylat 2		*	b
Alkylamidobetain 1	Alkylamidobetain	61789-40-0	C
Alkylamidobetain 2		*	c
Alkylamphopropionat		*	a
Alkylbenzensulfonat 1		*	B
Alkylbenzensulfonat 2		**	B
Alkylbenzensulfonat 3		*	b
Alkylbenzensulfonat 4		*	B
Alkylbenzensulfonat 5		*	B
Alkylbetain 1	Alkylamincarboxylat	94441-92-6	c
Alkylbetain 2		**	a
Alkyldimethylaminoxid	Alkyldimethyl-amin-N-oxid	85408-49-7	c
Alkylethersulfat 1	Alkylethersulfat	68891-38-3	C
Alkylethersulfat 2	Laurylethersulfat	68784-08-7	C
Alkylhexanol		*	C
Alkylsulfonat 1		*	c
Alkylsulfonat 2		**	c
Alkylsulfonat 3		**	c
Alkylsulfonat 4	Alkansulfonat	85711-69-9	c
Alkylsulfonat 5		*	C
2-Aminoethanol	2-Aminoethanol	141-43-5	C
Benzalkoniumchlorid	Benzalkoniumchlorid	61789-71-7	A
Biocid	N-(3-aminopropyl)-N-dodecylpropan 1,3	2372-82-9	i.v.
Biocid (isothiazolon)		*	a
Butyldiglycol	Butyldiglycol	112-34-5	C
Butylglycol	2-Butoxy-ethanol	111-76-2	C
Citronsyre	Citronsyre	77-92-9	C
Eddikesyre	Eddikesyre	64-19-7	C
EDTA 1	EDTA	60-00-4	B
EDTA 2	Tetranatrium EDTA	64-02-8	B
Ethanol	Ethanol	64-17-5	C
Ethoxyleret phenol		*	i.v.
Fedtsyre		*	c
Fedtsyrealkylester		*	i.v.
Fedtsyreethoxylat		*	C
Fosfonat		*	C
Fosforsyre	Fosforsyre	7664-38-2	C
Fosforsyreester		*	i.v.
Hydrogenperoxid	Hydrogenperoxid	7722-84-1	c
Imidazolin derivat 1		*	a
Imidazolin derivat 2	Aminoethyl-	85736-91-0	a

Stofnavn (kodet)	Stofnavn	CAS nr.	ABC-score
	2morfedtsyre-alkylimidazoliumacetat		
Isopropanol	Isopropanol	67-63-0	C
Kaliumhydroxid	Kaliumhydroxid	1310-58-3	C
Kompleksbinder		*	i.v.
Kvaternær ammonium forbindelse 1		**	a
Kvaternær ammonium forbindelse 2	Dipalmitoylethyl	91995-81-2	c
Kvaternær ammonium forbindelse 3		*	C
Mættet alifatisk carboxylsyre 1		*	c
Mættet alifatisk carboxylsyre 2		*	C
Natrium metasilikat	Natrium metasilikat 5 aq	10213-79-3	c
Natrium metasilikat	Natrium metasilikat	6834-92-0	c
Natriumgluconat		*	c
Natriumhydroxid	Natriumhydroxid	1310-73-2	C
Natriumtripolyfosfat 1		*	c
Natriumtripolyfosfat 2		*	c
Nitriлотriacetat	Trinatriumnitriлотriacetat	5064-31-3	b
Polyaluminiumhydroxidchloridsulfat	Polyaluminiumhydroxidchloridsulfat	39290-78-3	c
Polydimethylsiloxan 1		*	i.v.
Polydimethylsiloxan 2	Polydimethylsiloxan-lineær	63148-62-9	C
Polydimethylsiloxan 3	Aminoethylaminopropylmethylsiloxan-dimethyl	71750-79-3	i.v.
Polymer		*	i.v.
Propylenglycol	Monopropylenglycol	57-55-6	C
Råoliedestillat		*	A
Saltsyre	Saltsyre	7647-01-0	C
Siloxan 1		*	a
Siloxan 2		*	i.v.
Substitueret aldehyd		*	i.v.
Terpen 1		*	i.v.
Terpen 2	D limonen	5989-27-5	C
Ubekendt		***	i.v.
Umættet alifatisk carboxylsyre		*	c

* CAS nr. er bekendt, men er af fortrolighedshensyn ikke opgivet her

** CAS nr. ikke kendt

Bilag 8

Eksempler på vilkår i tilslutningstilladelser

Eksempler på vilkår i tilslutningstilladelser

I dette bilag gives eksempler på, hvordan vilkår i tilslutningstilladelser til bilvaskehaller kan udformes. Det drejer sig om udvalgte vilkår, som er centrale for tilslutningstilladelser til vaskehaller. Dvs. at de øvrige vilkår, som en tilladelse normalt bør indeholde, ikke er medtaget. For generel vejledning i udformning af tilladelser henvises til industrispildevandsvejledningen (Miljøstyrelsen, 1994).

Som tidligere beskrevet skal det understreges, at nedenstående vilkår er eksempler, som kan anvendes vejledende. Kommunen fastsætter de endelige vilkår efter en konkret vurdering af den enkelte spildevandsafledning i forhold til det lokale renseanlæg og vandområde.

Eksempler på emissionskrav

Vilkår 1.1

Tungmetaller, DEHP og mineralsk olie

Mængden af afledt tungmetal - DEHP og mineralsk olie pr. vasket bil - må som middel over kalenderåret ikke overskride:

	Cadmium	Kobber	Bly	Zink	DEHP	Mineralsk olie
mg/bilvask	xx	xx	xx	xx	xx	xx

Det skal bemærkes, at forudsætningen om årlig vask af maksimalt xx.xxx biler pr. år – som angivet i den spildevandstekniske beskrivelse – ikke må overskrides uden forudgående aftale med kommunen.

Kontrolregel

Grænseværdierne er overholdt, hvis de målte afledte stofmængder – beregnet som anført i vilkår 3.1 - er under grænseværdierne vist i tabellen ovenfor.

Eksempler på indretnings- og driftskrav

Vilkår 2.1

Tællværk

Bilvaskeanlægget skal have monteret tællværk, som tæller antallet af biler, der vaskes i vaskehallen.

Vilkår 2.2

Vandmåler

Bilvaskehallen skal have monteret separat vandmåler, som måler vandforbruget til hele vaskehallen, inkl. vandforbrug til rengøring.

Vilkår 2.3

Driftsjournaler

Virksomheden skal løbende føre følgende driftsjournal for vaskehallen:

- Antal vaskede biler pr. måned
- Forbrug af vand pr. måned
- Forbrug af enkeltkemikalier, herunder rengøringskemikalier pr. måned
- Tømning af olieudskiller og sandfang. Kvitteringer arkiveres

Driftsjournalerne skal opbevares tilgængelige for myndigheden i mindst fem år.

Eksempler på kontrolkrav

Vilkår 3.1

Måleprogram

Vilkår 1.1 skal kontrolleres gennem udtagning af x stikprøve(r) pr. år udtaget efter olieudskiller inden afløb til kloak. Hver stikprøve sammenstikkes af 5 delprøver udtaget over vask af 5 biler på ét døgn. Stikprøverne udtages i januar-februar måned.

Der analyseres for nedenstående parametre:

Analyseparameter	Analysemetode	Bemærkning
Bly	DS 2211 el. ICP-MS (EPA 200.8:1991)	Oplukning efter DS 259
Cadmium	DS 2211 el. ICP-MS (EPA 200.8:1991)	do.
Kobber	DS 263 el. ICP-MS (EPA 200.8:1991)	do.
Zink	DS 263 el. ICP-MS (EPA 200.8:1991)	do.
DEHP	*Ingen standardiseret metode	-
Mineralsk olie	Den af Miljøstyrelsen anbefalede analysemetode – for nærværende DS/R 208	

* Analyseres som Slamplakken (Miljøstyrelsen, 1997) modificeret til spildevandsprøver.

Akkreditering

Prøverne skal udtages af et af DANAK akkrediteret prøvetagningsfirma og analyseres på et akkrediteret laboratorium.

Kontrolberegning

Forureningsmængderne beregnes ved at gange den pågældende uges gennemsnitlige spildevandafledning pr. vask (jf. vilkår 3.3) med den i prøven målte stofkoncentration. Herefter deles forureningsmængderne med antal vaskede biler i måleperioden (jf. vilkår 3.3). Kontrolværdien er således afledt forureningsmængde pr. vasket bil.

Vilkår 3.2

Justering af kontrol efter kravoverholdelse

Efter x på hinanden følgende års overholdelse af kravværdierne (vilkår 1.1) skal [virksomheden] efterfølgende foretage spildevandsmålinger (vilkår 3.1) hvert x år.

Vilkår 3.3

Registreringer under prøvetagning

I uger med prøvetagning (jf. vilkår 3.1) skal vandforbrug pr. døgn og antal vask pr. døgn registreres over ugens 7 døgn. På denne baggrund kan det gennemsnitlige vandforbrug pr. vask over disse 7 døgn beregnes. Der fratrækkes 5% (udsløb+fordampning) fra det gennemsnitlige vandforbrug pr. vask. Hermed fås den beregnede gennemsnitlige spildevandsafledning pr. vask til anvendelse i kontrolberegningen i vilkår 3.1.

Vilkår 3.4

Periode siden tømning af olieudskiller og sandfang

Spildevandsmålinger (vilkår 3.1) må tidligst gennemføres 6 uger efter tømning af olieudskiller og 2 uger efter tømning af sandfang.

Bilag 9

Recirkuleringsteknologier

Bilag 9.1. Enkelt polertrin på genbrugsvand efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-,olieskaller.

Model	Sandfilter	Kärcher ARS	MFM 20	Atlantis 201
Producent/DK forhandler	Wesumat	Alfred Kärcher GmbH & Co.	California Kleindienst	Arklow A/S
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1996 / 1	- / -	1988 / 3	1987/I DK kun bus/lastbil
Referenceanlæg i DK	METAX	-	Shell	-
Recirkulation, %	-	80%	90%	95
Metode	Filtrering	Filtrering	Kemisk fældning/Filtrering	Filtrering/Kul filter
Anlægsbeskrivelse	Sandfilter til vaskevandstank	Sandfilter til vaskevandstank	Kemisk fældning i sandfang Sandfilter	Stålfiler Sandfilter Kulfilter Sandfilter Stålfiler
Lugtbekæmpelse	-	Cirkulationspumpe	Anbefaler Biocid/Ozon	Anbefaler Biocid/Ozon
Detergenter tilpasset koncept	Nej	Ja	Nej	Nej
Genbrug af detergent	Nej	Ja	-	>30 %
Kapacitet	150 m ³ /døgn	5/10/25 m ³ /h	20 m ³ /dag	5 m ³ /h
L/bilvask v. installation	Ukendt	-	25	34
Sidste skyl ?	-	Ledningsvand	Ledningsvand	RO kan monteres
Kvalitet af rensed vand dokumenteret	-	-	-	-
Slammængde	-	-	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	-	-	-	-
Slambehandling	-	-	Uændret ift. Uden	-
Vedligehold	-	Returskylning (auto.) Filter skiftes	Returskylning, 1/døgn Filtersand skiftes, 3/år	Returskylning, 1/døgn Filter skiftes, 3/år
Pris	175.000	17.000-30.000 DM	151.200 (incl. Ozon)	185.000 (incl.ozon)
Driftsudgifter	Ej kendt	1,2/2/2,8 kW	Kemi: 3,21 kr/m ³ El: 1,30 kW/m ³	Serviceordning, Kr 20.000/år, Incl. Udsk. Af filtre
Ekstra optioner		Leveres med doseringsanlæg for biocider		Auto. Spædning ved For høj salt

Bilag 9.1. Rensningsanlæg installeret efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-,olieskiller. Fældning/Flotation.

Model	Calfit 50 hhv. 60	Toss	Christ CWR	SwedAWAS
Forhandler	California Kleindienst	California Kleindienst	AutoTank A/S	SwedAWAS
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1988 hhv.1995 / 1 hhv. 12	1988 / 7	- / 0	1998
Referenceanlæg i DK	Q8/Shell/Statoil/ METAX	HydroTexaco/ METAX	-	-
Recirkulation, %	80%	80%	-	
Metode	Kemisk fældning+ Flotation	Kemisk fældning+ Flotation	Kemisk fældning+ Flotation	Kemisk fældning+ Flotation
Anlægsbeskrivelse	Fældnings+flok kemi.	Fældnings+flok kemi	Fældnings+flok kemi To trins flotation vha. dispergeret luft	Fældnings+flok kemi Flotation vha. dispergeret luft
Lugtbekæmpelse	-	-	Lugtfrit	Lugtfrit qua flotation
Detergenter tilpasset koncept	-	-	Nødvendigt	Nødvendigt
Genbrug af detergent	-	-	-	-
Kapacitet	2 hhv. 3 m ³ /dag	3,5 m ³ /dag	2,5 m ³ /h	1-10 m ³ /h
L/bilvask v. installation	-	-	-	30
Sidste skyl ?	Ledningsvand	Ledningsvand	Ledningsvand	-
Kvalitet af rensset vand dokumenteret	-	-	-	-
Slammængde	0,6 l/m ³	0,8 l/m ³	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	Kemikaleaffald	Kemikalieaffald	-	-
Slambehandling	-	-	Posefilter	Slam afvandes vha. filter
Vedligehold	Rengøring af pH-elektrode og reaktor	Rengøring af pH-elektrode og reaktor	Rengøring af pH-elektrode og reaktor	Rengøring af pH-elektrode og reaktor
Pris	167.590	167.590	150.000	-
Driftsudgifter	Kemi: 4,82 kr/m ³ El: 0,83 kW/m ³	Kemi: 4,82 kr/m ³ El: 0,71 kW/m ³	-	-
Ekstra optioner				Automatisk tilledning af friskvand ved for høj saltholdighed

Bilag 9.1. Rensningsanlæg installeret efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-,olieskiller. Fældning/Flotation.

Model	RC 25 AutoCompact	RC 25 hhv. 50 Multi
Forhandler	ReClean A/S	ReClean A/S
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1993 / 17	1989 / 3
Referenceanlæg i DK	Statoil	Shell, HydroTexaco
Recirkulation, %		
Metode	Kemisk fældning+ Flotation	Kemisk fældning+ Flotation
Anlægsbeskrivelse	Fældnings+flok kemi To trins flotation vha. dispergeret luft	Fældnings+flok kemi. Tre trins flotation vha. dispergeret luft
Lugtbekæmpelse	Lugtfrit	Lugtfrit
Detergenter tilpasset koncept	Nødvendigt	Nødvendigt
Genbrug af detergent	-	-
Kapacitet	2,5 m ³ /h	Max. 2,5 hhv. 5 m ³ /h
L/bilvask v. installation		
Sidste skyl ?	Ledningsvand	Ledningsvand
Kvalitet af rensed vand dokumenteret	-	-
Slammængde	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	-	-
Slambehandling	Rodzone, alternativt posefilter	Rodzone, alternativt posefilter
Vedligehold	Rengøring af pH-elektrode og reaktor	Rengøring af pH-elektrode og reaktor
Pris	121.300	162.600 hhv. 459.200
Driftsudgifter	Ca. 3,50 kr/m ³	Ca. 3,50 kr/m ³
Ekstra optioner	Ozongenerator. Membranfilter. UV-lys	Ozongenerator. Membranfilter. UV-lys

Bilag 9.2. Rensningsanlæg installeret efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-,olieskiller. Biologiske anlæg.

Model	UNICON Aqua	P.t. ikke navngivet	Aquadetox
Forhandler	UNICON Aqua	NINKI Vandrens ApS	DiverseyLever
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1998 / 0	1997 / 2	- / -
Referenceanlæg i DK	-	Shell	-
Recirkulation, %	100%	100%	-
Metode	Biofilter + UV behandling	Biofilter	Biofilter
Anlægsbeskrivelse	2 biofiltre UV-behandling Filtrering	3-5 stk biofiltre Posefilter	Beluftning af jordtanke Lamelseparator
Lugtbekæmpelse	Ingen lugtgener	Ingen lugtgener	Ingen lugtgener
Detergenter tilpasset koncept	Ja	Nej	-
Genbrug af detergent	-	-	-
Kapacitet	1.000-20.000 m ³ /år	1,5 m ³ /h	-
L/bilvask v. installation	-	~17	-
Sidste skyl ?	Genbrugsvand	Genbrugsvand hvis ønsket	-
Kvalitet af rensset vand dokumenteret	Overholder krav til badevand	-	-
Slammængde	-	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	-	-	-
Slambehandling	-	-	-
Vedligehold	Totalservice aftaler tilbydes	Vedligeholdelsesfrit	-
Pris	-	98.000	-
Driftsudgifter	Beluftning	3-5 kr/m ³	-
Ekstra optioner	Automatisk tilslutning til ledningsnet ved for ringe vandkvalitet	Automatisk tilslutning til ledningsnet ved for højt salt	Automatisk tilslutning til ledningsnet ved for ringe vandkvalitet

Bilag 9.2. Rensningsanlæg installeret efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-,olieskiller. Biologiske anlæg.

Model	Bio Classic	AWAS Biolife-Round	Compact 4000 Plus
Forhandler	California Kleindienst	AWAS-Ihne GmbH	G. Weikmann Verfahrenstechnik GmbH
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1998 / -	- / -	- / 0
Referenceanlæg i DK	-	-	-
Recirkulation, %	85%		85%
Metode	Biofilter + Lamelseparator	Biofilter+ Flotation	Dobbelfiltrering + Biofiltre
Anlægsbeskrivelse	Beluftning af jordtanke Lamelseparator	Kredsløb gennem tanksystem/ rense- anlæg. DAF ventil giver <ul style="list-style-type: none"> • Flotation uden kemi • Biobeh. i Slam/sandfang 	Hydrocyklon 2 Biofiltre
Lugtbekæmpelse	Ingen lugtgener qua beluftning	Ingen lugtgener	Ingen lugtgener (beluftning i slamfang, hydrocyklon, biofilter og genbrugstank)
Detergenter tilpasset koncept	Ja	Nej	-
Genbrug af detergent	Nej	-	-
Kapacitet	3,5 – 10 m ³ /h	4 m ³ hhv. 8 m ³ /h	Min. 4 m ³ /h
L/bilvask v. installation	-	-	-
Sidste skyl ?	Friskvand	-	-
Kvalitet af rensed vand dokumenteret	-	-	Overholder tyske normer
Slammængde	-	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	-	-	Overholder tyske normer
Slambehandling	Til sandfang	-	Spec. Container til afvanding
Vedligehold	-	Næsten intet	"en gang imellem"
Pris	-	-	-
Driftsudgifter	-	-	Beluftning (1,47 kW)
Ekstra optioner		Separat AWAS-OZ ozonanlæg Spæder automatisk m. ledningsvand	Automatisk tilslutning til ledningsnet ved for ringe vandkvalitet

Bilag 9.3. Rensningsanlæg installeret efter konventionelle kombinationer af sand-, slam-, olieskiller. Kombinationsanlæg.

Model	AQUAFRISCH	CATEX CWR	Kärcher ARO	Kärcher ARL
Forhandler	EURODAN	EURODAN	Alfred Kärcher GmbH	Alfred Kärcher GmbH
Leveret siden/Antal anlæg i DK	- / -	- / -	1995 / 0	1995 / 0
Referenceanlæg i DK	-	-	-	-
Recirkulation, %	95%	-	80%	95%
Metode	Fældning+Pladeseparator	Ozonering+Filtrering	Ozonering+Filtrering	Hydrocyklon + Filtrering
Anlægsbeskrivelse	Tilsætning af fældnings+ flok reagenser. Pladeseparator. Sand/kulfilter.	2 uafhængige systemer: I:Ozonering II: Filtrering/kulpatron	2 uafhængige systemer: I: Ozonering af vand i opsamlingsstanke i jorden II: Sandfilter til vaskevandstank	2 systemer: I: Hydrocyklon til vaskevandstank II: Elektroflokkulering, sandfilter og kulfilter til skyllevandstank
Lugtbekæmpelse	-	Ozonering	Cirkulationspumpe Ozonering	Cirkulationspumpe
Detergenter tilpasset koncept	Nej	Nej	Ja	Ja
Genbrug af detergent	Nej	Nej	Nej	Ja
Kapacitet	6-15 m ³ /h	0,5/1/1,3 m ³ /h	5 m ³ /h	6,5 m ³ /h
L/bilvask v. installation	-	-	-	-
Sidste skyl ?	-	-	Ledningsvand	Genbrugsvand
Kvalitet af rensset vand dokumenteret	Overholder EC normer	-	-	-
Slammængde	-	-	-	-
Slamkvalitet dokumenteret	-	-	-	-
Slambehandling	Posefilter	-	-	-
Vedligehold	Kemi+sand/kul	Rens/skift af filtre	Returskylning (auto.) Filter skiftes	Returskylning (auto.) Filtre og kul skiftes
Pris	-	-	30.000-45.000 DM afh. Af ozongenerator	35.000-60.000 DM
Driftsudgifter	-	2,4/3,7/5,7 kW	3-4 kW afh. Af ozongenerator	5 kW
Ekstra optioner	Fuldautomatisk	Ozon nedbrydningsmodul		ARL kan leveres med ozongenerator

Bilag 9.3. Rensningsanlæg installeret direkte på udgående vaskevand fra vaskhallen.

Model	Biokleen	Wap BioRe	AQUA-Jet	Wash and Circulation
Producent/DK forhandler	Wesumat	Wap reinigungssysteme GmbH & Co	EURODAN	Wash and Circulation System of Scandinavia
Leveret siden/Antal anlæg i DK	1993 / 5	- / 0	- / -	- / 0
Referenceanlæg i DK	Statoil/METAX	-	-	-
Recirkulation, %	80%	50%	80%	
Metode	Kombi	Biofilter (dykket)	Biofilter (fluid-bed)	Kemisk Fældning
Anlægsbeskrivelse	Tank m. 2 kamre med: <ul style="list-style-type: none"> • Aktivt kul adsorption • Beluftning (bio.nedbr.) • Kemisk fældning Sandfilter	Totalspildevand fra én opsamlingskammer til båndfilter: Filtrat til biofilter	Lukket cyklus mellem to aktive-ringstanke og biofilter. Genbrugsvand til vaskehal fra biofilter via filterenhed.	En tank m. sandfang/olieudskiller m. fældningskemi, lamelfilter og genbrugskammer (U-vask). Sandfilter (O-vask)
Lugtbekæmpelse	Aktiv kul reducerer lugt	Ingen lugtgener	Vandet overmættes med ilt via en Jet	Beluftning i genbrugstank
Detergenter tilpasset koncept	Nej		Nej	Ja
Genbrug af detergent	Nej		Nej	>30%
Kapacitet	3 m ³ /h		2-20 m ³ /h	4,5 m ³ /h
L/bilvask v. installation	21,7	-	-	10-20
Sidste skyl ?	Ledningsvand		Ledningsvand	Ledningsvand (RO af genbrugsvand opgivet)
Kvalitet af rensed vand dokumenteret	-	Tyske grænsværdier overholdes	-	Overholder S-grænse-værdier på tungmetaller, olie og COD
Slammængde	Tømning, 2/år	-	-	Stor
Slamkvalitet dokumenteret		Høj tørstof Overholder DIN 1999	Overholder US normer til deponi	Højt tørstof (72%)
Slambehandling	Med slamsuger	Filterkage til container.	-	-
Vedligehold		Meget begrænset	Meget begrænset	Returskyllning, 1/døgn Rengøring af elektrode etc., 10-30 min/døgn
Pris	125.000 kr	-	-	~300.000 kr
Driftsudgifter	Ej kendt	-	5 – 30 kWh/dag	~10.000 kr/år
Ekstra optioner	Automatisk spædning ved For høj salt			