

Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg

Indhold

FORORD	7
1 INDLEDNING OG LOVGRUNDLAG	9
1.1 INDLEDNING	9
1.2 LOVGIVNING	10
1.2.1 Tilslutningstilladelse	10
1.2.2 Relation til lov om miljø og genteknologi	11
1.2.3 Ændring af vilkår for eksisterende tilslutninger	11
1.2.4 Relation til byggeloven	12
1.2.5 Klageadgang	13
1.2.6 Tilsyn og håndhævelse	14
1.3 TRIN VED UDARBEJDELSE AF TILLADELSE TIL AFLEDNING	15
2 VURDERING AF STOFFER I SPILDEVAND	17
2.1 OVERSIGT OVER MILJØHENSYN	17
2.1.1 Forhold af betydning for kloaknettet	18
2.1.2 Beskyttelse af renseprocesserne	19
2.1.3 Beskyttelse af slamkvalitet	21
2.1.4 Beskyttelse af vandmiljøet	21
2.1.5 Udledning via overløbsbygværker	24
2.1.6 Sammenfatning af hensyn	24
2.2 KILDER TIL DATA OM STOFFERS EGENSKABER OG EFFEKTER	25
2.3 VURDERING AF ORGANISKE STOFFER	26
2.3.1 Overordnet strategi	26
2.3.2 Kriterier for gruppering af organiske stoffer	27
2.3.3 Liste over A,B,C-vurderede organiske stoffer	30
2.3.4 Beregning af grænseværdier og kravværdier for B-stoffer	31
2.3.5 NPE, DEHP, LAS og PAH'er	33
2.3.6 Medicinrester og resistens	36
2.4 VURDERING AF OLIE OG FEDT	37
2.4.1 Vegetabilsk og animalsk olielfedt	37
2.4.2 Mineralsk olie	38
2.4.3 Grænseværdier for olie og fedt	39
2.4.4 Fremgangsmåde til reduktion af mineralsk olie	40
2.4.5 Olielfedt-udskillere og sandfang	41
2.5 VURDERING AF METALLER	42
2.6 VURDERING AF ANDRE FYSISK/KEMISKE FORHOLD	45
2.6.1 Vandmængde	45
2.6.2 Næringsstoffer og organisk stof	46
2.6.3 Korrosion	46
2.6.4 Cyanid	48
2.6.5 Asbestfibre	48
2.7 VURDERING AF BIOLOGISKE EFFEKTER	49
2.7.1 Komplekst industrispildevands effekter	49
2.7.2 Acceptniveauer for nitrifikationshæmning	50
2.7.3 Undersøgelserprogram for nitrifikationshæmning	50
2.7.4 Testmetoder for undersøgelse af nitrifikationshæmning	51
2.7.5 Valg af slam til hæmningstest	51
2.7.6 Undersøgelse af effekter på vandmiljø efter rensning	52

2.8	SAMMENFATNING	52
3	BEDSTE, TILGÆNGELIGE TEKNIK	57
3.1	KRAV OM BAT	57
3.1.1	<i>Hvad er BAT?</i>	57
3.1.2	<i>Dokumentation for anvendelse af BAT</i>	58
3.2	VURDERING AF BAT	59
3.2.1	<i>Teknologi og drift</i>	59
3.2.2	<i>Hjælpeoperationer</i>	60
3.2.3	<i>Stofsubstitution</i>	60
3.3	INFORMATION OM BAT	61
4	SPILDEVANDSTEKNISK BESKRIVELSE AF VIRKSOMHED	65
4.1	PRODUKTIONSBEKRIVELSE	67
4.1.1	<i>Beskrivelse af produktionsforløb</i>	68
4.1.2	<i>Identifikation af aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand</i>	68
4.1.3	<i>Valg af mål for produktionsvolumen</i>	68
4.1.4	<i>Tidsmæssig mønster for spildevandsafledning</i>	69
4.1.5	<i>Dokumentation af produktionsaktiviteter</i>	69
4.2	RÅVARER OG HJÆLPESTOFFER	70
4.2.1	<i>Samlet råvareliste</i>	70
4.2.2	<i>Vurdering af spildprocent for råvarer</i>	70
4.2.3	<i>Indholdsstoffer i råvarer med spild til kloak</i>	71
4.2.4	<i>Miljømæssig kategorisering af råvarer</i>	72
4.2.5	<i>Dannede reaktionsprodukter</i>	72
4.2.6	<i>Dokumentation for afledning af stoffer</i>	72
4.3	SPILDEVANDSSTRØMME	73
4.3.1	<i>Afløbsplan</i>	73
4.3.2	<i>Karakterisering af spildevandsstrømme</i>	74
4.3.3	<i>Spildevandsmængde</i>	76
4.3.4	<i>Indledende karakterisering af samlet spildevand</i>	77
4.3.5	<i>Videregående karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme</i>	79
5	KRAV OG KONTROL	81
5.1	VALG AF REGULERINGSMETODE	81
5.1.1	<i>Krav til anlæg og drift</i>	82
5.1.2	<i>Krav til afledning</i>	82
5.1.3	<i>Kombination af krav - tandlægeklinikker</i>	83
5.1.4	<i>Koncentreret spildevand som resultat af vandbesparelser</i>	83
5.1.5	<i>Krav om handlingsplan</i>	84
5.1.6	<i>Eksempel på vurdering af behov for krav til afledning</i>	84
5.2	KONTROLPROGRAM	86
5.2.1	<i>Gradueret afløbskontrol</i>	86
5.2.2	<i>Valg af kontroltype og kontrolregel</i>	90
5.2.3	<i>Tilrettelæggelse og gennemførelse af kontrol</i>	95
5.3	UDFORMNING AF EN TILLADELSE	97
5.3.1	<i>Minimumselementer i en tilladelse</i>	97
5.3.2	<i>Eksempel på tilladelse</i>	98
6	REFERENCER	103

- Bilag 1 Vurderede specifikke organiske stoffer
- Bilag 2 Fysisk-kemiske data for vurderede organiske stoffer
- Bilag 3 Analyseparametre til karakterisering af spildevand
- Bilag 4 EU-bestemmelser
- Bilag 5 Metodik for vurdering af eksplosionsfare

Figurer:

- 2.3.1 Principperne for vurdering af tilladning af miljøfarlige organiske stoffer til offentlige spildevandsanlæg.
- 4.3.1 Eksempel på afløbsplan for en mindre virksomhed.
- 5.2.1 Illustration af sammenhæng mellem sand vandkvalitet og vandkvaliteten beskrevet på basis af et antal stikprøver.

Gennemgående virksomhedseksempel:

Præsentation	afsnit 3.2.1
Mål for produktionens omfang	afsnit 4.1.3
Tidsmæssig mønster for afledning	afsnit 4.1.4
Spild til kloak	afsnit 4.2.2
Vurdering af sammensætning af råvarer	afsnit 4.2.3
	og afsnit 4.2.4
Afløbsplan	afsnit 4.3.1
Spildevandsstrømme	afsnit 4.3.2
Vandbalance	afsnit 4.3.3
Spildevandskarakterisering	afsnit 4.3.4
Vurdering af behov for krav til afledning	afsnit 5.1.6
Kontrolregler	afsnit 5.2.2
Udformning af tilladelse	afsnit 5.3.2

Forord

Formål

Denne tekniske vejledning har til formål fagligt at støtte kommuner i arbejdet med at meddele tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven til tilledning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg og påbud om reviderede vilkår for industrispildevand, der tilledes offentlige spildevandsanlæg. Samtidig er vejledningen tænkt som støtte for de virksomheder, der har behov for afledning af spildevand.

Revision

Nærværende vejledning er en revideret version af Miljøstyrelsens tidligere vejledning nr. 6 fra 1994 om ”Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg” (Miljøstyrelsen, 1994d), og erstatter således den tidligere vejledning. Baggrunden for revisionen af vejledningen er hovedsageligt et ønske om at gøre vejledningen mere brugervenlig. Dette er forsøgt gjort ved blandt andet at lave en kraftig udvidelse af vejledningens liste over vurderede stoffer samt at udbygge beskrivelsen af emner som BAT, ”spildevandsteknisk beskrivelse” og kontrol. Desuden er der gennem vejledningen indsat en række eksempler, til hjælp for forståelsen af de forskellige emner, som vejledningen berører. Derudover er der med revisionen foretaget en række justeringer og opdateringer af blandt andet princippet for vurdering af organiske stoffers miljøfarlighed.

Det faglige grundlag

Som fagligt grundlag for vejledningen har DHI-Institut for Vand og Miljø (tidligere VKI) for Miljøstyrelsen udarbejdet rapporten ”Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg”, der er udgivet som miljøprojekt nr. 245 (Miljøstyrelsen, 1993b). Miljøprojektet uddyber en række af vejledningens anbefalinger. DHI-Institut for Vand og Miljø har desuden for Miljøstyrelsen udarbejdet oplæg til nærværende revision af vejledningen. DHI-Institut for Vand og Miljø’s arbejde har været fulgt af en styregruppe med repræsentanter fra Foreningen af Miljømedarbejdere i Kommunerne, Spildevandsteknisk Forening, Dansk Industri og Kommunernes Landsforening. Gruppen har undervejs bidraget med fagligt input og kommentarer til arbejdet.

Udkast til revideret vejledning har været sendt til høring hos industriens repræsentanter, Kommunernes Landsforening, Københavns og Frederiksberg Kommune, Amtsrådsforeningen, grønne organisationer m.fl. Høringssvarene er så vidt muligt indarbejdet i den endelige vejledning. Dog er høringssvar om forslag til yderligere udbygning af vejledningen ikke tilgodeset ved denne revision.

1 Indledning og lovgrundlag

Denne vejledning er en teknisk vejledning, der giver generelle anvisninger for administrationen af tilledningen af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg. Vejledningens anbefalinger kan fraviges, når der er fagligt grundlag for det, mens det lovbundne grundlag for administrationen af området er miljøbeskyttelsesloven og de bekendtgørelser, der er udstedt med hjemmel heri.

1.1 INDLEDNING

Vejledningen beskriver således de grundlæggende principper for vurdering af industrispildevand med henblik på at opstille relevante vilkår for afledning til offentlige spildevandsanlæg. Det er hensigten, at vejledningen skal være et redskab til brug for kommuners, såvel som virksomheders, administration af spildevandsområdet. Med industrispildevand menes i denne vejledning spildevand, hvis sammensætning er forskelligt fra almindeligt husspildevand og regnvand.

Anbefalingerne er vejledende

Det skal understreges, at vejledningens anbefalinger er generelle og skal suppleres med viden om de enkelte branchers eller virksomheders mulighed for at reducere spildevandsbelastningen ved hjælp af renere teknologi, genanvendelse og rensning. Anbefalingerne forudsættes anvendt som udgangspunkt for en konkret vurdering af tilledningens omfang og karakter, det offentlige spildevandsanlæg og vandområdet, hvortil spildevandet ønskes udledt. Dette kan i konkrete sager føre til såvel skærpede som lempede forhold til vejledningens anbefalinger.

Mål for miljøarbejdet

Vejledningens grænseværdier og øvrige anbefalinger er primært fastsat ud fra miljømæssige hensyn, men er i modsætning til for eksempel brancheorienteringer og branchevejledninger ikke relateret til enkelte brancher. Kravene til specifikke stoffer bør så vidt muligt administreres, så afløbskvaliteten fra virksomhederne svarer til vejledningens grænseværdier. Der vil dog uundgåeligt være situationer, hvor gængs teknik ikke er tilstrækkelig til at opnå den ønskede afløbskvalitet. I disse situationer anbefales det generelt, at afløbskrav fastsættes ud fra, hvad der er opnåeligt med den for virksomheden og myndigheden bedste løsning på det pågældende tidspunkt. Dette bør kombineres med et krav til virksomheden om aktivt at arbejde for på sigt at opnå målet for afløbskvaliteten.

Kommunens konkrete vurdering

Kompetencen til at afgøre, under hvilke forhold afledningen af spildevand til de offentlige spildevandsanlæg kan ske, ligger hos kommunalbestyrelsen, idet kommunalbestyrelsen er ansvarlig for overholdelse af kravene til den endelige udledning fra deres spildevandsanlæg. Hvis kommunalbestyrelsen konkret vurderer, at vejledningens anbefalede mål for virksomhedernes tilledning ikke harmonerer med de konkrete forhold for afledning, kan kommunalbestyrelsen skærpe eller lempe kravene i forhold til vejledningens anbefalinger og i stedet for gøre brug af den erfaring og viden om samspillet mellem stoffer, slam- og afløbskvalitet samt beskyttelse af vand- og jordmiljøet, kommunen har opnået gennem sin tidligere praksis.

I forbindelse med en eventuel klagesag vil Miljøstyrelsen tage udgangspunkt i vejledningens anbefalinger, men i de enkelte sager også inddrage konkrete vurderinger.

1.2 LOVGIVNING

Myndighedskompetence Det lovmæssige grundlag for administration af spildevandsområdet er fastlagt i miljøbeskyttelsesloven (Miljø- og Energiministeriet, 2001c). Lovens § 28, stk. 3 giver kommunalbestyrelsen hjemmel til at meddele tilladelse til tilslutning af spildevand til det offentlige spildevandsanlæg, mens lovens § 30, stk. 1 og 4 giver kommunalbestyrelsen hjemmel til at påbyde forbedring eller fornyelse af vilkår, der må anses for utilstrækkelige eller uhensigtsmæssige.

Med hjemmel i loven er der desuden med Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. (Miljø- og Energiministeriet, 1999) fastsat nærmere regler for administrationen af spildevandsområdet. I Miljøstyrelsens vejledning til bekendtgørelsen om spildevandstilladelser m.v. (Miljøstyrelsen, 1999b) er det samlede lov og regelgrundlag beskrevet, mens nærværende vejledning er en teknisk vejledning og omhandler alene tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg.

EU-bestemmelser En del af de danske regler på spildevandsområdet er en implementering af EU-bestemmelser. De væsentligste direktiver i denne forbindelse er byspildevandsdirektivet (EU, 1991a) og direktivet om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (EU, 1976). Sidstnævnte direktiv vil blive erstattet af vandrammedirektivet (EU, 2000), jf. bilag 4.

Farligt affald Det skal bemærkes at farligt affald som defineret i affaldsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000a) aldrig må afledes til kloaksystemet, men skal håndteres efter bekendtgørelsens regler.

1.2.1 Tilslutningstilladelse

Miljøbeskyttelseslovens § 28 Enhver tilslutning af industrispildevand til et offentligt spildevandsanlæg kræver tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 28.

Overensstemmelse med spildevandsplan Kommunalbestyrelsen kan på baggrund af en konkret vurdering meddele tilladelse med vilkår inden for spildevandsplanens rammer og spildevandsanlæggets kapacitet og udledningstilladelse. Hvis der ønskes tilsluttet spildevand til et offentligt renseanlæg i et omfang, der ligger ud over spildevandsplanens rammer, forudsætter det at spildevandsplanen revideres i overensstemmelse hermed.

Ansøgning Forudsætningen for, at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til tilslutning er, at der foreligger en ansøgning, der indeholder tilstrækkelige oplysninger om spildevandsmængder og indhold af forurenende stoffer. Kommunalbestyrelsen afgør hvilke oplysninger, der skal foreligge ved behandling af sager om tilslutning.

Ny eller ændret produktion Hvis en eksisterende virksomhed ændrer produktionsforholdene, så den hidtil gældende tilladelse ikke er dækkende for produktionen og den nye type spildevand, er virksomheden forpligtet til at ansøge om en ændret tilslutningstilladelse for den nye produktion. Det skal dog bemærkes, at

virksomheden efterfølgende godt kan fortryde og vælge ikke at udnytte en eventuel ny tilladelse, men i stedet fortsætte med at producere inden for rammerne af den tidligere tilladelse. På denne baggrund bør der i tilladelsen fastsættes en frist for tilbagemelding til kommunen om bekræftelse af ibrugtagning af tilladelsen.

Ny ejer

En tilslutningstilladelse følger en given produktion på et givet sted. Dette skal forstås således, at hvis en virksomhed får ny ejer, men ellers fortsætter uændret produktionsmæssigt set, er det den hidtil gældende tilslutningstilladelse, der fortsat fastsætter tilslutningsvilkårene. Flytter virksomheden produktionen, kræver det en ny tilladelse.

Ændrede forudsætninger for spildevandsanlæggets udledningstilladelse

Hvis kommunalbestyrelsen påtænker at meddele tilslutningstilladelse til en spildevandsstrøm, der med sin mængde eller koncentration af forurenende stoffer påvirker den samlede udledning fra spildevandsanlægget i en sådan grad, at forudsætningerne for anlæggets udledningstilladelse ændres, skal kommunalbestyrelsen forinden søge amtsrådet om fornyet tilladelse til udledning under de nye betingelser.

1.2.2 Relation til lov om miljø og genteknologi

Genmodificerede organismer

Er der tale om tilslutning af spildevand fra en produktion, der anvender genmodificerede organismer, gælder særlige forhold. I dette tilfælde reguleres vilkår for afledning af genetisk modificerede organismer i medfør af lov nr. 356 af 6. juni 1991 om miljø og genteknologi.

Kompetence til at fastsætte vilkår for afledning af genetisk modificerede organismer i industrielt spildevand fra produktion til et offentligt spildevandsanlæg er efter denne lov tillagt amtsrådet.

For tiden er produktionssagerne vedrørende genteknologi dog kaldt ind til central afgørelse i Miljøministeriet. Det er således Skov- og Naturstyrelsen, der fastsætter vilkårene for indholdet af genetisk modificerede organismer i spildevandet. Det forudsættes dog, at pågældende kommunalbestyrelse bliver hørt herom, idet kommunalbestyrelsen har ansvaret for det offentlige spildevandsanlæg og udledning herfra.

Kompetencen til at give tilslutningstilladelse efter miljøbeskyttelsesloven er ved produktion med genmodificerede organismer fortsat hos kommunalbestyrelsen.

1.2.3 Ændring af vilkår for eksisterende tilslutninger

Denne vejledning ændrer ikke i sig selv gældende tilslutningsvilkår for bestående virksomheder.

Miljøbeskyttelseslovens § 30, stk. 1 og 4

Kommunalbestyrelsen har dog med miljøbeskyttelseslovens § 30, stk. 1 og 4 hjemmel til at påbyde forbedring og fornyelse af vilkår, der må anses for utilstrækkelige eller uhensigtsmæssige, eller påbyde ændringer ved tilsluttede anlæg. Der vil typisk være tale om forhold, hvor den gældende tilslutningstilladelse ikke er tidssvarende under hensyn til den udbygning af spildevandsanlægget, som er sket i henhold til Vandmiljøplanen, slammets slutdisponering, udvikling inden for renere teknologi eller ny viden om farlige stoffer.

Ofte vil det ikke være muligt for en kommunalbestyrelse at tilskrive en eventuel effekt på spildevandsanlæg, kloaknet eller modtagende vandområdet til en bestemt afledning. Det gør det i endnu højere grad nødvendigt, at kommunalbestyrelsen ved påbud om reviderede vilkår for afledning for den enkelte virksomhed sikrer sig, at der ikke er risiko for, at den pågældende afledning bidrager til uacceptable effekter.

En kommunalbestyrelse, der har optaget drøftelser med en virksomhed om forbedringer af en eksisterende spildevandsafledning, har pligt til at behandle sagen efter lovens § 30, stk. 1 og 4 og de forvaltningsretlige regler, der gælder for meddelelse af påbud, såfremt der ikke forudgående kan opnås enighed om indholdet af de nye vilkår for afledning. En kommunalbestyrelse kan altså ikke pålægge en virksomhed at ansøge om reviderede vilkår for afledning, selv om disse er utidssvarende, men skal gøre brug af påbud.

Forvarsling

En revision af gældende tilslutningsvilkår kræver påbud med skriftlig forvarsling efter lovens § 75. Modtageren af påbudet bør opfordres til inden for en givet frist at bidrage med oplysninger, der kan belyse omkostninger, fordele og ulemper ved kommunalbestyrelsens beslutning. Kommunalbestyrelsen bør i forbindelse med en forvarsling sikre sig en tilsvarende viden om eksempelvis en virksomheds spildevand som ved behandling af en ansøgning om tilslutning. Dette kan opnås ved at anmode om oplysninger til vurdering af spildevandsforholdene, alternativt påbyde virksomheden at fremskaffe oplysningerne efter reglerne i lovens § 72.

Bedste, tilgængelige teknik

I de tilfælde, hvor tilslutningsvilkår tages op til revision, bør vejledningens anbefalinger være udgangspunktet, som havde der været tale om meddelelse af en tilladelse. Det betyder bl.a., at grundlaget er bedste, tilgængelige teknik. At gældende tilslutningsvilkår ikke følger anbefalingerne i denne vejledning, er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at vilkårene p.t. bør tages op til revision. Dette bør baseres på en konkret vurdering.

Overensstemmelse med spildevandsplan

Reguleringer af tilslutningstilladelser kan ikke ske for at skabe ekstra kapacitet på spildevandsanlægget som følge af et for småt dimensioneret anlæg. Her har virksomheden ret til at aflede spildevand inden for den kapacitet, der er afsat for det givne opland i spildevandsplanen. Uanset spildevandsplanens eventuelle kapacitetsangivelser skal vilkår for afledning dog altid være baseret på, at virksomheden anvender bedste, tilgængelige teknik.

1.2.4 Relation til byggeloven

På trods af ovenstående afgrænsning af, hvornår en kommunalbestyrelse kan meddele en tilladelse til tilslutning af spildevand, i modsætning til at meddele et påbud om ændrede tilslutningsvilkår, har der i praksis vist sig administrative uklarheder, når der er tale om nybyggeri og tilslutninger i forbindelse hermed.

Når tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven mangler

Problemet opstår særligt i forbindelse med eksisterende virksomheder, der for år tilbage har fået meddelt byggetilladelse, uden at kommunen samtidig har været opmærksom på, at der ikke efter ansøgning var meddelt tilladelse til tilslutning af spildevandet.

Efter Bygningsreglementet af 1. april 1995 (BR) og Bygningsreglement for småhuse af 25. juni 1998, jf. byggelovens § 16, stk. 3, har kommunalbestyrelsen pligt til at påse overholdelse af anden lovgivning, som har væsentlig betydning for et byggeri, før der kan meddeles byggetilladelse.

(Se også Bygge- og Boligstyrelsens vejledning nr. 130 af 31. juli 1997 om kommunalbestyrelsens lovgennemgang i byggesager.)

Ifølge kommentar til § 16, stk. 3 i byggeloven, Karnovs Lovsamling, 1998, side 2770 "...er det af hensyn til retshåndhævelsen anset som tilstrækkeligt, at kommunens pligt til at holde byggetilladelsen tilbage kun kommer til at gælde, når en afgørelse efter anden lovgivning kan føre til, at byggeriet slet ikke kan opføres det ansøgte sted eller til betydelige ændringer af projektet. Forhold som ikke behøver at være afklaret før byggeriets påbegyndelse, som f.eks. krav til enkeltheder i byggeprojektet vedrørende indretning er således holdt uden for de fastsatte bestemmelser i BR."

Retspraksis på området har dog vist, at selv om den byggende som udgangspunkt selv bærer ansvaret for, at lovgivningen overholdes, og ansvaret for at der f.eks. foreligger en tilslutningstilladelse før afledning i praksis finder sted, så har kommunalbestyrelsen som tilsynsmyndighed haft vanskeligt ved at håndhæve dette.

Det kan derfor anbefales, at den byggende i forbindelse med en byggetilladelse gøres opmærksom på det forhold, at hvis der er tale om afledning af spildevand fra byggeriet, skal der gennem kommunen ansøges om den fornødne tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven.

Gamle tilslutninger uden tilladelse I en situation, hvor en virksomhed derfor gennem flere år har tilledt spildevand til det offentlige spildevandsanlæg uden tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, men alene på baggrund af en byggetilladelse, må kommunen være bekendt med tilledningen. Når kommunen i en sådan situation vurderer, at der er fagligt grundlag for at stille særlige vilkår for tilslutning, vil dette administrativt set kunne ske efter lovens § 30.

Nye eller ændrede tilslutninger uden tilladelse Drejer det sig derimod om en virksomhed, med eller uden byggetilladelse, der igennem en kortere periode har været tilsluttet det offentlige spildevandsanlæg uden tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, skal kommunalbestyrelsen som tilsynsmyndighed efter lovens § 65, i det øjeblik denne bliver vidende om forholdet, foranledige det ulovlige forhold bragt til ophør, jf. lovens §§ 68-69. Hvis en virksomhed uden tilladelse ændrer forhold i produktionen, så spildevandsafledningen ændres, skal kommunalbestyrelsen også efter lovens §§ 68-69 foranledige det ulovlige forhold bragt til ophør. Retningslinier herfor findes i vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 12 1992 "Håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven".

1.2.5 Klageadgang

Miljøstyrelsen som klageinstans Kommunalbestyrelsens afgørelser efter § 28, stk. 3 (tilladelser) og § 30 (påbud) kan påklages til Miljøstyrelsen inden for 4 uger fra den dag afgørelsen er meddelt, jf. §§ 91 og 93. Klageskrivelsen skal fremsendes til kommunen, som derefter videresender skrivelsen sammen med samtlige af sagens akter til Miljøstyrelsen, jf. §§ 94 og 80 stk. 1.

Ingen klageadgang som undtagelse Der er dog den undtagelse, at der ikke er klageadgang, hvis tilladelsen eller påbudet vedrører en spildevandstilledning, hvis sammensætning svarer til husspildevand, og der samtidig er tale om en tilledning, der mængdemæssigt er på 30 personækvivalenter (PE) eller derunder, jf. spildevandsbekendtgørelsens § 11 (Miljø- og Energiministeriet, 1999).

Ved 1 PE forstås 21,9 kg organisk stof (BI₅) pr. år, 4,4 kg kvælstof (N) pr. år eller 1 kg fosfor (P) pr. år, jf. spildevandsbekendtgørelsens § 4, stk. 5 (Miljø- og Energiministeriet, 1999). En vurdering af sammensætningen skal foretages ud fra samtlige 3 parametre, forstået således at samtlige 3 parametre skal holde sig under niveauet svarende til 30 PE. En sommerproduktion eller kampagneproduktion kan ikke udjævnes over hele året. Det bør anføres, hvis udledningen kun pågår i en måned, så er det kapaciteten i denne måned, der skal angives. Tilledningen må desuden ikke indeholde andre stoffer, end hvad der sædvanligt forekommer i husspildevand eller have en væsentlig anden sammensætning, jf. spildevandsbekendtgørelsens § 11 nr. 2. Forhøjet temperatur, f.eks. på kølevand, medfører ligeledes, at spildevandet ikke er sammenligneligt med husspildevand, hvorfor der i så tilfælde er klage mulighed.

Miljøklagenævnet som klageinstans

Miljøstyrelsens afgørelser kan ligeledes inden for 4 uger fra afgørelsen er meddelt påklages til Miljøklagenævnet, jf. §§ 93 og 103 nr. 2 (Miljø- og Energiministeriet, 2001c). Afgørelsen bør indeholde en dato for klagefristen. Nævnet afgør, om afgørelsen er af større eller principiel karakter, og kun i sådanne tilfælde kan nævnet behandle klagesagen. Klager over Miljøstyrelsens afgørelser skal fremsendes direkte til Miljøklagenævnet, som herefter rekvirerer sagens akter hos Miljøstyrelsen.

Domstolene

En afgørelse kan derudover altid indbringes for domstolene indtil 6 måneder efter, at afgørelsen er meddelt, jf. § 101 i lov om miljøbeskyttelse, hvilket skal oplyses i enhver tilladelse.

1.2.6 Tilsyn og håndhævelse

Miljøbeskyttelseslovens kapitel 9

Ifølge miljøbeskyttelseslovens kapitel 9 (Miljø- og Energiministeriet, 20001c) og spildevandsbekendtgørelsens § 53 (Miljø- og Energiministeriet, 1999) er kommunalbestyrelsen forpligtet til at føre tilsyn med alle spildevandsanlæg, der er tilsluttet offentlige spildevandsanlæg og dertil hørende udløbsledninger, dog med undtagelse af større industrielle anlæg, der tilsluttes offentlige spildevandsanlægs udløbsledninger, jf. bekendtgørelsens § 20, stk. 2 (her har amtsrådet tilsynsforpligtelsen). Kommunalbestyrelsen skal desuden ifølge spildevandsbekendtgørelsens § 54 (Miljø- og Energiministeriet, 1999) føre tilsyn med spildevandsanlæg tilsluttet private spildevandsanlæg, der afleder til offentlige spildevandsanlæg. Kommunalbestyrelsen skal således føre tilsyn med, at vilkår fastsat i tilladelser overholdes, og at påbud og forbud efterkommes.

Hvis kommunalbestyrelsen konstaterer overtrædelse af tilslutningstilladelser, skal kommunalbestyrelsen håndhæve de ulovlige forhold i henhold til lovens kapitel 9.

For godkendelsespligtige virksomheder efter lovens kapitel 5, hvor amtsrådet er godkendelsesmyndighed, er det kommunalbestyrelsen der meddeler tilladelse til spildevandsafledning til offentlig kloak, jf. lovens § 28, stk. 3. Amtsrådet har det generelle tilsyn med virksomheden, og kommunalbestyrelsen har tilsyn med spildevandsinstallationerne, herunder også med spildevandsinstallationerne inde på selve virksomheden.

For yderligere oplysninger og vejledning om tilsyn og håndhævelse henvises til Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 12, 1992 om "Håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven".

1.3 TRIN VED UDARBEJDELSE AF TILLADELSE TIL AFLEDNING

Processen med at udarbejde vilkår for tilslutning af industrispildevand til det offentligt spildevandssystem afhænger meget af de konkrete omstændigheder. I det følgende er de overordnede elementer i arbejdsgangen beskrevet med henvisning til, hvor i vejledningen der kan hentes yderligere oplysninger.

MULIGT FORLØB FOR UDARBEJDELSEN AF TILSLUTNINGSTILLADELSE.		
1. Ved kontakt mellem virksomhed og kommune informerer kommunen om procedure og lovgrundlag for tilslutningstilladelser.	→	Se kap. 1
2. Virksomhed fremsender ansøgning med en spildevandsteknisk beskrivelse af dens: produktionsforhold råvarer og hjælpestoffer spildevandsstrømme samt en redegørelse for anvendelse af BAT.	→	Se kap. 4
3. Kommunen behandler den fremsendte ansøgning og anmoder eventuelt om yderligere materiale.	→	Se kap. 4
4. Kommunen foretager på baggrund af den spildevandstekniske beskrivelse en vurdering af spildevandsafledningen i forhold til: anvendelsen af BAT kloakarbedere kloaksystemet renseanlægget vandmiljøet og slamkvaliteten	→	Se kap. 2
5. Kommunen udarbejder en tilslutningstilladelse med følgende hovedelementer: anlægs og/eller driftsvilkår vilkår for afledning egenkontrol handlingsplan	→	Se kap. 5

2 Vurdering af stoffer i spildevand

2.1 OVERSIGT OVER MILJØHENSYN

Ved tilledning af spildevand til det offentlige spildevandssystem skal der tages hensyn til spildevandets betydning for blandt andet kloaksystemet, renselanlægget og de vandområder, der modtager det rensede spildevand, eller som modtager urensset spildevand fra overløb. I det følgende beskrives stoffer og forhold, der kan give problemer ved afledning til spildevandssystemet, og der gives forslag til kriterier for kravfastsættelse til disse stoffer.

Der er som nævnt mange hensyn at tage ved vurdering af industrispildevands mulige effekter. Vurdering og eventuel kravfastsættelse til den enkelte virksomhed bør ske ud fra hensynene til - på den ene side:

- Tilstopning og korrosion mv. i afløbssystemet
- Arbejdsmiljø for kloakarbejdere, og hensynet til kloakpumpestationernes naboer mv.
- renselanlæggets processer
- Anvendelsesmulighederne for slammet fra renselanlægget
- Det vandområde, der skal modtage det rensede vand
- Eventuelle regnvandsbetingede overløb af fortyndet urensset spildevand direkte til et vandområde

Og på den anden side:

- Virksomhedens muligheder for at reducere afledningen af uønskede stoffer ved renere teknologi og intern rensning

I det følgende omtales de miljømæssige hensyn nærmere. I kapitel 3 omtales forholdene vedrørende anvendelse af bedste, tilgængelige teknik.

Grundlaget er biologisk nedbrydning

Det skal bemærkes, at vejledningens anvisninger tager udgangspunkt i, at der finder en god biologisk nedbrydning sted i renselanlægget. Hvis der skal gives tilladelse til afledning til et ikke-biologisk anlæg, f.eks. et mekanisk-kemisk anlæg, skal kommunalbestyrelsen derfor være opmærksom på, at kravene til afledning af spildevand indeholdende diverse stoffer tilsvarende bør skærpes.

Tilslutning til udløbsledning

Desuden er vejledningens anvisninger rettet mod, at tilledningen af spildevand sker til indløbet til et offentligt spildevandsanlæg. Det kan forekomme, at en virksomhed ønsker at tillede processpildevand til udløbsledningen fra renselanlægget, dvs. efter rensprocesserne. I så tilfælde skal kommunalbestyrelsen ved meddelelse af tilladelse til afledning tilsvarende tage hensyn til, at der ikke sker den nedbrydning af stoffer, som ellers er grundlaget for vejledningens anbefalinger.

2.1.1 Forhold af betydning for kloaknettet

Tilstopning

Helt grundlæggende for funktionen af afløbssystemer er, at der ikke sker tilstopninger, dvs. at der ikke med spildevandet tilføres så store emner, at rørene

blokeres, og at der ikke tilføres så meget tungt, bundfældeligt stof, at rørene fyldes op med dette materiale.

Disse hensyn vil ofte være tilgodeset ved opfyldelse af bygningsreglementet og normer for udformning af afløbssystemet, men der kan i visse tilfælde være behov for at stille specifikke driftskrav til den enkelte virksomhed om disse forhold.

Det kan være nødvendigt, afhængig af spildevandets karakter, at kræve forrensning som for eksempel bundfældning, fedtudskiller, benzin- og olieudskiller for at sikre, at kloaknettet ikke sættes ud af funktion, hvorved spildevandet kan forurene vandområder via overløbsbygværker, utætheder, dobbeltbrønde mv. At forrensningen fungerer efter hensigten, kan kræves sikret via alarmer eller anden overvågning.

Der kan specielt i visse sammenhænge være behov for at stille krav til mængden af flydestoffer og fedt på grund af de gener, det kan give ved tilstopning i pumpestationernes pumper, kontraventiler og styreaggregater (niveauvipper).

Eksplosionsfare

De elektriske installationer i pumpestationer og renseanlæg mv. kan på trods af sikring give anledning til gnistdannelse, og det må derfor sikres, at der ikke tilføres eksplosionsfarlige luftarter i de tilknyttede luftrum.

Der må derfor stilles krav om, at vandet ikke indeholder højere koncentrationer af flygtige eksplosionsfarlige stoffer som f.eks. organiske opløsningsmidler, benzin og olie. En vurdering af, om flygtige stoffer kan give anledning til eksplosionsfare, kan udføres som nærmere beskrevet i bilag 5.

Lugt

Mange typer af spildevand, eksempelvis fra fødevarerindustrien, afleder meget let-bioomsætteligt organisk stof, som under iltfattige forhold kraftigt vil forøge dannelsen af svovlbrinte ud fra en sulfatholdig biomasse. Svovlbrinte er en farveløs luftart, og som er hyppig årsag til lugtgener. Svovlbrinte er tillige en giftig luftart. Svovlbrinte er lidt tungere end atmosfærisk luft, hvorfor svovlbrinte har tendens til at samles i brønde og andre fordybninger. Svovlbrintedannelse kan derfor udgøre en fare for kloakarbejdere. Desuden vil der ofte være risiko for lugtgener i forbindelse med pumpestationer. Der kan søges yderligere oplysninger om svovlbrinte i rapporter (Hvidtved-Jacobsen, 2001), (Miljøstyrelsen, 1993b) og (Miljøstyrelsen, 1988).

Hydraulisk overbelastning

Hensynene til kapaciteten af rørsystem og pumpestation kan medføre, at der er behov for at stille krav om maksimal vandføring. Selv om de fleste overløbshændelser er knyttet til nedbørssituationer, kan der lokalt være forhold, der gør det nødvendigt at stille krav om udjævning af flow fra virksomheder, f.eks. hvor der på virksomhederne sker tømninger af beholdere o.l.

Specielt bør det sikres, at regnvejrshændelser og andre store afløbshændelser udjævnes og/eller nedsives, så de ikke medfører, at kloaksystemet løber over og forurener vandområderne.

Korrosion

Hensynet til holdbarheden af ledningsnettet, pumpestationer mv. betyder, at det er vigtigt at være opmærksom på spildevandets korrosive egenskaber.

Generelt kan man skelne mellem de direkte korrosive stoffer (som f.eks. syrer, baser mv.) og stoffer, som omdannes til korrosive stoffer i kloaksystemet. Bl.a. vil en sulfatholdig biomasse under iltfattige forhold forøge dannelsen af det korrosive stof svovlbrinte.

Samtidig skal man være opmærksom på, at risikoen for korrosion er helt afhængig af de materialer, rørsystemerne er bygget af. Normalt vil hovedparten af kloaksystemet dog være udført i beton, og det vil derfor især være syrer, der har den største korrosionseffekt.

2.1.2 Beskyttelse af rensprocesserne

Ved tilledning af spildevand til rensanlæg må man skelne mellem de stoffer, som anlægget er udformet til at håndtere, og de stoffer, som ikke kan håndteres af anlæggets processer. Når der eksempelvis er tale om et rensanlæg til biologisk næringssaltfjernelse, vil biologisk omsætteligt organisk stof, kvælstof og fosfor være "velegnede" stoffer, når de leveres i en mængde og sammensætning, som anlægget er dimensioneret til at behandle. Derimod er stoffer, der hæmmer rensprocesserne, dvs. hæmmer den biologiske omsætning, uønskede, ligesom stoffer, der medfører uacceptabel kvalitet af rensanlæggets slam eller det rensede spildevand, er det.

Biologiske omsætninger

Den helt dominerende type rensanlæg i Danmark er anlæg med biologisk nedbrydning af organisk stof samt kvælstof- og fosforfjernelse, hvor de biologiske processer, der indgår, er:

- aerob nedbrydning (iltning af organisk stof ved hjælp af ilt)
- nitrifikation (iltning af ammonium til nitrat)
- denitrifikation (iltning af organisk stof ved hjælp af nitrat)

samt eventuelt:

- biologisk fosforoptagelse og
- anaerob udrådning af slammet.

Ét væsentligt hensyn ved vurdering af industrispildevandet er derfor, at spildevandet ikke indeholder stoffer, der hæmmer disse processer. Da alle processerne er af vital betydning for rensanlæggenes funktioner, må kravene sættes ud fra hensynet til den mest kritiske af disse.

Nitrifikation

Af rensanlæggets processer er nitrifikationen den mest kritiske, idet nitrificerende rensanlæg er dimensioneret, således at nitrifikationsprocessen netop kan forløbe. Nitrifikationsprocessen kan inhiberes af en lang række stoffer, hvilket selv ved en ringe inhibering kan resultere i totalt ophør af nitrifikationen. Dette vil dog ikke nødvendigvis ske momentant, men ofte efter en udvaskningsproces på flere uger.

På grund af en meget langsom væksthastighed hos nitrificerende bakterier bliver processen samtidig dimensionerende for rensanlæggets luftningstanke.

Den langsomme væksthastighed betyder endelig, at det tager lang tid for rensanlægget at komme sig over stødvisse belastninger med nitrifikationshæm-

mende stoffer. Dette kan betyde, at renseanlægget ikke fungerer optimalt i en ret stor del af tiden, og at udlederkravene for kvælstof derfor ikke kan overholdes. Der er således et klart behov for at sikre, at industrispildevandet ikke tilfører nitrifikationshæmmende stoffer i mængder, der generer renseeffektiviteten. Vurdering af nitrifikationshæmning er nærmere omtalt i afsnit 2.7, og der kan findes yderligere oplysninger om nitrifikationshæmmende stoffer i (Miljøstyrelsen, 1993b) bilag 4.1 og i (Blum et al., 1991).

Respiration

Den biologiske nedbrydning af det organiske stof i renseanlæggene udføres af den bredt sammensatte flora af såkaldte heterotrofe mikroorganismer. Denne gruppe består for en stor del af organismer, der ud over den normale oxidation med ilt, er i stand til at oxidere organisk stof ved hjælp af nitrat - såkaldt 'nitratrespiration'. Dette forhold udnyttes i den biologiske kvælstoffjernelse til denitrifikation, og i denne sammenhæng betyder det, at det i aktiv slam stort set er den samme gruppe mikroorganismer, der udfører de to processer, aerob nedbrydning (respiration) og denitrifikation.

Disse processer er som nævnt normalt væsentligt mindre følsomme over for hæmmende stoffer end nitrifikationen. Der vil således normalt ikke være grund til at stille krav om spildevandets effekt på respirationen, når det er sikret, at vandet ikke har hæmmende effekt på nitrifikationen.

Fosforfjernelse

Biologisk fosforfjernelse udføres af specialiserede grupper af heterotrofe mikroorganismer. Videnniveauet om hæmning af disse mikroorganismegrupper er endnu begrænset, og der er udført ret få forsøg på at bestemme følsomheden af disse grupper.

Der er således ikke mulighed for på det nuværende grundlag at stille specifikke krav til beskyttelse af denne proces.

Udrådning

Udrådning af slam involverer mange grupper af anaerobe mikroorganismer, men specielt gruppen af methandannende bakterier er i litteraturen angivet at være følsom over for forskellige hæmmende stoffer. Ud over tungmetaller og giftige organiske forbindelser angives almindeligt forekommende ioner som kalcium, natrium og kalium at kunne virke hæmmende i høje koncentrationer (Stronach et al., 1986). Følsomheden af methandannelsen over for miljøfarlige stoffer ligger generelt på niveau med nitrifikationen.

I Danmark er hæmning af rådnetanke dog sjældent et problem. Den lange opholdstid sammenholdt med den meget lille del af spildevandet, der tilføres rådnetankene, vil normalt bevirke, at vandopløselige hæmmende stoffer kun vil forefindes i lave koncentrationer. Derimod vil stoffer, der akkumuleres i slammet, udgøre en potentiel risiko for hæmning.

Slamegenskaber

Aktivt slams bundfældningsegenskaber har stor betydning for renseanlæggenes afløbskvalitet. Generelt er sammenhængen mellem slamegenskaber og tilførte stoffer eller spildevandets sammensætning dårligt kendt. Det skyldes blandt andet, at der er tale om et kompliceret samspil mellem spildevandets sammensætning og driftsformen, som tilsammen styrer udviklingen af mikrofloraens sammensætning, som igen er bestemmende for slammets bundfældningsegenskaber.

Det er således vanskeligt at pege på bestemte stofgrupper, der bevirker udvikling af dårlige slamegenskaber. Det er dog kendt, at høje koncentrationer af olie og fedt emulgeret i vandet kan påvirke bundfældningsegenskaberne

negativt. Ligeledes kan tilledning af svovlbrintedannende stoffer til et renseanlæg være afgørende for udviklingen af f.eks. trådformede bakterier, som giver problemer med slammets bundfældningsegenskaber. Problemet opstår ved tilstedeværelse af sulfat under iltfattige forhold. Forrensning af spildevandet ved industrien kan i disse tilfælde overvejes. Også overfladeaktive stoffer (detergenter) er i enkelte tilfælde angivet som årsag til dårlige slamegenskaber, men dokumentationen er usikker.

Grænseværdierne for olie og fedt - omtalt i afsnit 2.4.3 - er fastsat på baggrund af hensynet til slamegenskaberne.

2.1.3 Beskyttelse af slamkvalitet

Slam som ressource

Slam er en ressource, der i videst muligt omfang skal udnyttes. Det er den generelle politik i Danmark, at der skal ske størst mulig genanvendelse af slammets gødnings-værdi ved udbringning af slam på landbrugsjord (Miljøministeriet, 1992b). Heraf følger, at hensynet til slammets kvalitet må indgå i vurderingen af industrispildevand.

Jordbrugsanvendelse

Bortskaffelsen af slammet fra renseanlæggene i Danmark sker primært ved udnyttelse af slammet som gødnings- og jordforbedringsmiddel i landbruget og alternativt ved f.eks. forbrænding eller deponering i de tilfælde, hvor en udnyttelse ikke er mulig. For anvendelsen i landbruget er der fastsat krav til slammets kvalitet. Disse krav er udformet dels som grænseværdier for slammets indhold af tungmetaller, og dels som afskæringsværdier for et antal specifikke organiske stoffer. Derudover er der for fosfor og kvælstof fastsat et loft over tilførsel pr. arealenhed (Miljø- og Energiministeriet, 2000c).

Forbrænding og deponering

At slammet fra et offentligt spildevandsanlæg har en karakter, så det ikke er egnet til jordbrugsformål, men må brændes eller deponeres, berettiger ikke til at aflede ubegrænsede mængder tungmetaller eller miljøfremmede stoffer til anlægget. Målet er fortsat at søge at begrænse tilledningen af forurenende stoffer til spildevands-anlægget.

Ved forbrænding frigøres en betydelig del af bl.a. de indeholdte tungmetaller, der overføres til restproduktet fra røggasrensningen eller spredes i omgivelserne. Specielt kviksølv og arsen er kendt for deres flygtighed, der gør det vanskeligt at foretage en effektiv røggasrensning for disse stoffer. Deponering af restprodukter fra forbrænding kan ligeledes udgøre et problem, bl.a. på grund af risiko for udvaskningen fra depoterne, hvilket også gør sig gældende, hvis slam deponeres på losseplads.

Ved fortsat at arbejde for at begrænse indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i slammet kan der i øvrigt eventuelt senere vise sig mulighed for anden anvendelse end forbrænding og deponering af slammet.

Grænseværdier

Der er for en række tungmetaller og specifikke organiske stoffer fastsat grænseværdier ud fra hensynet til slamkvalitet og afløbskvalitet, disse er nærmere omtalt i afsnit 2.5 og 2.3.5.

2.1.4 Beskyttelse af vandmiljøet

Spildevandets egenskaber

Den miljømæssige påvirkning af et vandområde fra udledning af spildevand fra et renseanlæg skyldes en række egenskaber ved det samlede spildevand. Disse egenskaber kan igen henføres til spildevandets indhold af en række stoffekomponenter, der tilsammen er af betydning for spildevandets miljømæssige effekt. Da spildevandet fra et renseanlæg indeholder et meget stort antal

stoffer, hvoraf mange er ukendte, vil en mulig måde at bedømme den miljømæssige påvirkning af spildevandet være ud fra måling af en række generelle egenskaber ved spildevandet. Ved kendskab til konkrete tilførsler af specifikke stoffer skal denne viden naturligvis inddrages.

Spildevands- karakterisering

Et spildevands miljømæssige egenskaber er ud over de primære effekter på iltforbrug og eutrofiering (dvs. næringsberigelse og algevækst i vandområder) yderligere karakteriseret ved følgende parametre:

- giftighed (toksicitet)
- indhold af akkumulerbare stoffer (dvs. stoffer med evne til at ophobe sig i levende organismer)
- indhold af tungt nedbrydelige (persistente) forbindelser
- farve og lugt
- sygdomsfremkaldende mikroorganismer

Hvorledes industrispildevands effekter i det modtagende vandområde kan vurderes, er udførligt beskrevet i rapporten: "Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand" (Miljøstyrelsen, 1992a). I nærværende sammenhæng bliver det afgørende spørgsmål at vurdere, hvilken effekt spildevandet har efter passage gennem et biologisk renseanlæg, og specielt hvilke parametre eller -stofgrupper der kan forventes at have effekter på vandområdet.

Giftighed

Giftighed (toksisk effekt) kan opdeles i akut effekt, af ufortyndet eller utilstrækkeligt fortyndet spildevand omkring udledningen i vandmiljøet og vedvarende giftighed af persistente (tungtnedbrydelige) stoffraktioner, som kan transporteres over større afstande og have effekter på organismer f.eks. i et sedimentationsområde.

Akkumulerbare stoffer

Akkumulerbare stoffer i spildevand kan på grund af deres ophobning i sediment, planter mv. medføre effekter på organismer i miljøet. Eksempelvis kan stofferne ved ophobning i fisk og skaldyr udgøre en fare for organismer i vandmiljøet og i sidste ende påvirke mennesker, der spiser disse organismer.

Den mest kendte og omtalte form for bioakkumulerbare stoffer er tungmetaller, men en lang række organiske forbindelser, primært en række lipofile stoffer (stoffer, der foretrækker at være i en fedtfase eller fase med organisk materiale frem for en vandfase), har tilsvarende egenskaber.

Vurderingerne af bioakkumulerbarhed må tillige ses i relation til kvaliteten af renseanlægsslammet.

Tungtnedbrydeligt stof

Mange stoffer vil blive opfanget i renseanlæggene, og det vil specielt være vandopløselige, ikke let-nedbrydelige stoffer, der passerer renseanlægget, og som derfor kan have effekter i vandområdet.

Der er i forbindelse med vandmiljøplanen fastsat krav til indholdet af organisk stof, kvælstof og fosfor i det rensede spildevand fra større renseanlæg. For den del af det organiske stof, der er letnedbrydeligt, gælder det generelt, at afløbskvaliteten primært er kontrolleret af renseprocessernes udformning og effektivitet. Det er dog kendt, at der altid forekommer en større eller mindre andel tungt nedbrydeligt organisk stof og organisk bundet kvælstof i afløbet fra offentlige anlæg. Dette kan i specielle tilfælde betyde vanskeligheder med at overholde kravene for total kvælstof. Organisk stof målt som BI₅ (det biokemiske iltforbrug) er sjældent et problem, idet denne metode kun måler

den biologisk nedbrydelige fraktion af det organiske stof. Organisk stof kan derimod give sig udslag i et højt forhold mellem COD (det kemiske iltforbrug) og BI₅ i afløbet som følge af tungt nedbrydelige organiske stoffer.

Betydningen af udledningen af tungt nedbrydeligt organisk stof er kun mangelfuldt kendt, men da denne fraktion kan indeholde ikke nedbrudte miljøfremmede stoffer, må der naturligvis fokuseres på dette forhold, specielt hvis COD/BI₅-forholdet er meget højt, jf. afsnit 2.7.3.

Tegn på nitrifikationshæmning indikerer ligeledes tilstedeværelse af tungt nedbrydelige stoffer, jf. afsnit 2.7.3.

I enkelte tilfælde har forekomsten af tungt nedbrydelige stoffer kunnet knyttes til industrielle tilledninger af specifikke miljøfremmede organiske forbindelser, og det illustrerer behovet for at være opmærksom på industrier, der afleder tungt nedbrydelige stoffer.

TOC Det totale indhold af organisk stof målt som TOC kan ligeledes sammenholdt med BI₅- og COD-analyser give god viden om sammensætningen af spildevandet.

Farve Farve af spildevand vurderes primært at være et æstetisk problem, som blandt andet er kendt fra spildevand fra papirfabrikker og tekstilfarverier. Udledning af farve kan dog være et problem for faunaen i vandløb. Opmærksomheden bør også rettes mod den kendsgerning, at farven ofte kan relateres til uønskede miljøfarlige stoffer. Ved stærke farver inden for absorptionsspektret for chlorophyll er der risiko for effekter på højere planter i vandområdet.

Der kan henvises til Miljøstyrelsens rapport vedrørende spildevand fra tekstilfarverier for en nærmere diskussion af kravværdier mv. (Miljøstyrelsen, 1991a).

Sygdomsfremkaldende mikroorganismer I specielle situationer kan der også være grund til at karakterisere spildevandets indhold af sygdomsfremkaldende mikroorganismer som bakterier, vira og parasitter. Generelt set bør spildevandsanlæg, som brønde, pumper og øvrige installationer indrettes således, at der ikke eller kun i minimal grad er kontakt mellem mennesker og spildevandet. I visse særlige tilfælde kan det dog være hensigtsmæssigt at stille krav til hygiejnisering af spildevandet inden afledningen til det offentlige spildevandsystem. Dette kunne for eksempel være ved afledning af spildevand fra specielt problematiske sygehusafdelinger.

Vandkvalitetskrav For en lang række specifikke stoffer er der henholdsvis i EU, nationalt eller af amtsrådet fastsat kvalitetskrav for vandmiljøet (Miljø- og Energiministeriet, 1996). Kvalitetskrav er den maksimale acceptable koncentration af et stof i vandmiljøet, og skal sikres overholdt ved meddelelse af tilladelse til direkte udledning af spildevand fra blandt andet industrier og renseanlæg, jf. (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

Princippet om at sikre, at kvalitetskravet for vandmiljøet er opfyldt, har som konsekvens, at kommunalbestyrelsen ved meddelelse af en tilladelse til afledning af spildevand skal sikre sig, at det offentlige spildevandsanlæg fortsat kan overholde sin udledningstilladelse. Hvis kommunalbestyrelsen påtænker at meddele tilladelse til en spildevandsstrøm, der med sin mængde eller koncentration af forurenende stoffer påvirker den samlede udledning fra

renseanlægget i en sådan grad, at der er risiko for, at kvalitetskravene for vandmiljøet ikke er opfyldt, så forudsætningerne for anlæggets udledningstilladelse er ændret, skal kommunalbestyrelsen forinden søge amtsrådet om fornyet tilladelse til udledning under de nye betingelser.

2.1.5 Udledning via overløbsbygværker

Regnbetinget udledning Udledning af spildevand via overløbsbygværker kan i mange tilfælde være miljømæssigt set mere betydende end udledning af rensed spildevand, især fordi udledning via overløbsbygværker ofte sker til et mere følsomt vandområde, end det renselanlægget udleder til.

Generelt bør disse forhold håndteres ved dimensionering af regnvandssystemer og renselanlæg. Lokalt kan der i forbindelse med større industrier, der bidrager væsentligt til et overløb, være behov for at vurdere de akut giftige effekter af spildevandet.

Tilsvarende kan der for industrier med separat kloaksystem for regnvand være behov for at vurdere, om der er tale om mindre forurenede overfladevand, eller om der er tale om vand, der bliver kontamineret væsentligt med for eksempel spild fra pladser og veje eller ved oplagring af materialer.

Ændrede forudsætninger for overløbs udledningstilladelse Udledning af spildevand via overløbsbygværker kan ændre karakter både med hensyn til spildevandets sammensætning og med hensyn til overløbshyppigheden ved nye tilslutninger til kloaksystem og ved ændringer i eksisterende tilslutning fra virksomhed. Sker der ændringer i udledninger fra overløbsbygværker i en sådan grad, at der er risiko for, at kvalitetskravene for vandområdet ikke er opfyldt, så forudsætningerne for overløbsbygværkets udledningstilladelse er ændret, skal kommunalbestyrelsen forinden søge amtsrådet om fornyet tilladelse til udledning under de nye betingelser.

2.1.6 Sammenfatning af hensyn

På baggrund af ovennævnte gennemgang af de hensyn, der bør indgå ved vurderingen af industrispildevandet, kan det sammenfattes, at de parametre, det er specielt relevant at fokusere på, kan samles i følgende grupper:

Relevante parametre

Organiske stoffer - specielt giftige, tungt nedbrydelige eller bioakkumulerbare organiske stoffer, som begrænses af hensyn til vandområderne, der modtager det rensede vand, og til slambeholdningen.

Miljøfarlige organiske stoffer inkluderer stoffer, der er prioriteret af EU, herunder Liste I stoffer og stoffer på EU's liste over prioriterede stoffer. Disse stoffer er generelt uønskede i miljøet og bør derfor elimineres fra spildevandet. Øvrige forurenende stoffer bør begrænses i spildevandet.

Organiske stoffer omtales nærmere i afsnit 2.3. Se i øvrigt bilag 4, der nærmere forklarer EU's regler om farlige stoffer til vandmiljøet.

- **Olie/fedt**, hvor kravene stilles af hensyn til kloaksystem og slamegenskaber samt for mineralolie også af hensyn til indholdet af miljøfarlige stoffer heri. Omtales i afsnit 2.4.

- **Tungmetaller**, hvor kravene stilles af hensyn til slam anvendelse, renseprocesserne og vandområderne samt de generelle ønsker om at minimere udslip af tungmetaller i omgivelserne. Omtales nærmere i afsnit 2.5.
- **Fysisk-kemiske parametre**, hvor kravene stilles primært af hensyn til kloaksystemet og teknikken på renseanlæggene. Omtales nærmere i afsnit 2.6.
- **Næringsstoffer og organisk stof**, hvor kravene stilles af hensyn til, at renseanlæggets processer kan fungere tilfredsstillende og stabilt. Omtales nærmere i afsnit 2.6.
- **Biologiske effekter (giftighed)** over for både renseanlæggets processer, primært nitrifikation, og organismer i vandområderne. Omtales nærmere i afsnit 2.7.

I forbindelse med enhver tilslutning af spildevand til det offentlige kloaknet bør alle de ovennævnte grupper vurderes med henblik på opstilling af specifikke krav.

2.2 KILDER TIL DATA OM STOFFERS EGENSKABER OG EFFEKTER

Stoffers skæbne og effekt

Stoffer, der tilledes et renseanlæg, kan afhængig af deres evne til nedbrydning, vedhæftning til slam og afblæsning under renseprocessen (stripning) genfindes i henholdsvis det rensede spildevand, i spildevandsslammet eller tilføres luften. Fastlæggelse af grænser for acceptable koncentrationer af miljøfarlige stoffer i rensede spildevand og slam må baseres dels på en vurdering af de enkelte stoffers miljøfarlighed, og dels på en vurdering af egenskaberne af det samlede spildevand samt slamkvaliteten.

Vejen til regulering af belastningen af miljøet med miljøfarlige stoffer fra renseanlæg er blandt andet at fastsætte krav til afledning for enkeltstoffer i spildevandet fra den enkelte spildevandstillede. Krav til afledning af miljøfarlige stoffer til renseanlæg bør baseres på blandt andet en vurdering af de enkelte stoffers skæbne i renseanlægget og lovbestemte kvalitetskrav (jf. bilag 4 om vandrammedirektivet og direktivet om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø med dertil hørende bekendtgørelser). Tillige skal fastsættelsen af krav til afledning baseres på mulighederne for renere teknologi og forrensning på virksomheden.

Kilder til datasøgning

For at kunne vurdere konkrete stoffer kræves viden om deres egenskaber og effekter. I Miljøstyrelsens vejledning om klassificering m.v. af kemiske stoffer og produkter (Miljøstyrelsen, 1995e) beskrives en strategi for datasøgning ved indsamling af oplysninger om stoffer. Ligesom Nordisk Ministerråds rapporter om klassifikation af miljøfarlige stoffer (Nordic Council of Ministers, 1996) og (Nordic Council of Ministers, 1997) indeholder oplysninger om emnet.

Blandt andre relevante publikationer kan nævnes specielt kapitel 16 i Miljøstyrelsens vejledning nr. 5 fra 1999 (Miljøstyrelsen, 1999b) om kvalitetskrav og krav til udledning af visse farlige stoffer og miljøprojekt nr. 260 om "Industrispildevands miljøfarlighed" (Miljøstyrelsen, 1994b), der

omhandler industrispildevand, der udledes direkte fra en virksomhed til et vandområde. Miljøprojekt nr. 260 anviser en praktisk fremgangsmåde for tilvejebringelse og vurdering af oplysninger med det formål at fastlægge og udforme vilkår for udledning af industrispildevand indeholdende miljøfarlige stoffer, idet der fokuseres på økotoksikologiske effekter i vandmiljøet. Publikationen bygger i høj grad på den viden og erfaring, der er samlet i miljøprojekt nr. 188 om ”Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand” (Miljøstyrelsen, 1992a). Miljøprojekt nr. 250 ”Økotoksikologiske kvalitetskriterier for overfladevand” (Miljøstyrelsen, 1994a) anbefaler en metode for fastsættelse af kvalitetskriterier for overfladevand og sediment, hvilket er grundlæggende for vurdering af hensyn til vandmiljøet.

2.3 VURDERING AF ORGANISKE STOFFER

I det følgende er der givet en strategi for, hvordan organiske stoffers miljøfarlighed ved tilledning til offentlige spildevandsanlæg bør vurderes.

2.3.1 Overordnet strategi

Princippet for vurdering af organiske stoffers miljøfarlighed ved tilledning til offentlige spildevandsanlæg bygger på en inddeling af stoffer på tre lister på baggrund af stoffernes potentielle humane skadevirkning, biologiske nedbrydelighed og potentielle effekt over for vandlevende organismer:

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

B: Stoffer, der ikke bør forekomme i så store mængder i det tilledte spildevand, at miljømæssige kvalitetskrav/kriterier overskrides. For udvalgte stoffer er der fastsat grænseværdier. Stofferne skal tillige reguleres efter princippet om anvendelse af den bedste, tilgængelige teknik.

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

Vurderingen af den enkelte virksomheds muligheder for anvendelse af for renere teknologi og intern rensning er nærmere omtalt i kapitel 3 og 4.

Vand- og jordmiljøet

Langt hovedparten af de tilgængelige oplysninger om kemiske stoffers miljømæssige egenskaber stammer fra undersøgelser med vandlevende organismer. Kriterierne for vurdering af de enkelte stoffer er således valgt primært ud fra hensynene til vandmiljøet, men det forventes, at hensynet til jordkvalitet ved anvendelse af slam i jordbruget er tilgodeset i betydeligt omfang.

Human skadevirkning

Stoffer, der potentielt kan medføre uheldelige skadevirkninger over for mennesker (eksempelvis som angivet ved risiko-sætningerne R39, R40, R45, R46, R48, R60, R61, R62, R63, R64), må betragtes som uønskede i afløbssystemet uanset deres evne til at nedbrydes. Dette skyldes risikoen for menneskers kontakt med stofferne, dels ved arbejde i kloaksystemet eller på renseanlæg, og dels at det ikke kan udelukkes, at rester af selv let-nedbrydelige stoffer findes i det rensede spildevandet eller spredes til dyrkningsjord i forbindelse med udbringning af slam (Miljøstyrelsen, 1996a).

Flygtige stoffer

Stoffer, der fordampes fra spildevandet, kan potentielt medføre sundhedsmæssige effekter på mennesker, der udfører arbejde i kloaksystemet eller på renseanlæg. De stoffer, der kan regnes for let fordampelige, er stoffer med en Henry's lovkonstant, $H > 10^{-3} \text{ atm} \times \text{m}^3/\text{mol}$ ($0,101 \text{ kPa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$). Lovkonstanten udtrykker et stofs fordeling mellem gas- og væskefase i ligevægtstilstanden.

De flygtige stoffer udgør en særlig risiko i arbejdsmiljøet, hvor mennesker kan udsættes for stofferne ved indånding eller optagelse gennem huden. Specielt bør flygtige stoffer, der potentielt kan medføre alvorlige skadevirkninger over for mennesker, begrænses (eksempelvis som angivet ved risiko-sætningerne R20, R23, R24, R26, R27, R29, R42, R49). Dette kan også ske ved at sikre, at Arbejdstilsynets grænseværdier for stoffer i luft ikke overskrides. Oplysninger om grænseværdier for sundhedsskadelige stoffer i arbejdsmiljøet kan søges i Arbejdstilsynets anvisning om "Grænseværdier for stoffer og materialer" (Arbejdstilsynet, 1992).

Eksplodingsrisiko

Det bør i øvrigt vurderes i hvert enkelt tilfælde, om spildevandets indhold af flygtige stoffer indebærer en risiko for eksplosion. Dette kan ske ved anvendelse af den metodik, der er givet i bilag 5.

2.3.2 Kriterier for gruppering af organiske stoffer

På baggrund af forskellige hensyn, der skal tages ved tilledning af spildevand indeholdende organiske stoffer til renseanlæg, er her opstillet kriterier for inddeling af stofferne i listerne A, B og C som omtalt i afsnit 2.3.1.

Liste A

Liste A omfatter stoffer, der potentielt kan medføre uheldelige skadevirkninger over for mennesker, og/eller stoffer der ikke er let nedbrydelige, og som samtidig har en høj giftighed over for vandlevende organismer. Stofferne på liste A må betegnes som uønskede i spildevand.

Stoffer klassificeres i liste A, når de opfylder nedenstående kriterier:

1. Stoffer, der er vurderet potentielt at kunne medføre uheldelig skadevirkning over for mennesker efter reglerne om sundhedsfareklassificering (Miljø- og Energiministeriet, 2000b), her defineret som stoffer der skal mærkes med en eller flere af risikosætningerne (Miljø- og Energiministeriet, 2000d):

R 39: Fare for varig alvorlig skade på helbred

R40: Mulighed for varig skade på helbred

R45: Kan fremkalde kræft

R46: Kan forårsage arvelige genetiske skader

R48: Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning

R60: Kan skade forplantningsevnen

R61: Kan skade barnet under graviditeten

R62: Mulighed for skade på forplantningsevnen

R63: Mulighed for skade på barnet under graviditeten.

R64: Kan skade børn i ammeperioden

eller

2. Stoffer, der ikke er let-nedbrydelige i OECD's screeningstests (301 A-F) (OECD, 1993)

og

som samtidig er karakteriseret ved høj akut giftighed over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger) angivet ved $EC_{50} \leq 1$ mg/l

EC_{50} er den koncentration, der under givne betingelser og i et givet tidsrum medfører en nærmere defineret effekt hos 50 % af testorganismene. Når effekten er dødelighed hos for eksempel fisk benævnes koncentrationen LC_{50} . I den følgende vil betegnelsen EC_{50} være anvendt som fælles betegnelse for både EC_{50} og LC_{50} . Stoffer med $EC_{50} \geq 1$ mg/l betegnes som meget giftige for organismer, der lever i vand, ifølge reglerne om miljøfareklassificering (Miljø- og Energiministeriet, 2000b).

Stoffer, der ikke er let nedbrydelige, og hvor der ikke umiddelbart foreligger oplysninger om giftigheden, bør i første omgang klassificeres i liste A. Yderligere oplysninger om stoffets giftighed over for vandlevende organismer vil således kunne bevirke, at klassificeringen af stoffet ændres.

Liste A stoffer bør elimineres fra spildevandet ved substitution, eller hvis dette ikke er muligt reduceres til et absolut minimum.

Liste B

Liste B indeholder stoffer, der ikke er let nedbrydelige og samtidig har en middel akut giftighed over for vandlevende organismer eller er potentielt bioakkumulerbare.

Stoffer klassificeres i liste B, når de opfylder nedenstående kriterier:

1. Stoffer, der ikke har potentiale for at give skadevirkninger over for mennesker, ikke er let-nedbrydelige i OECD's screeningstests (301 A-F) (OECD, 1993) og desuden er karakteriseret ved et eller begge af følgende kriterier:

- *Middel akut giftighed over for vandlevende organismer (fisk, krebsdyr, alger) angivet ved $1 \text{ mg/l} < EC_{50} < 100 \text{ mg/l}$*

og/eller

- *Potentiel bioakkumulerbarhed i vandlevende organismer angivet ved $\log P_{ow} \geq 3$.*

eller

2. Stoffer, der er påvist ikke at være nedbrydelige under anaerobe forhold i ISO-screeningstest (ISO11734) (International Standardiserings Organisation, 1998) og desuden er kendetegnet ved et eller begge af følgende kriterier:

- *$EC_{50} \leq 10 \text{ mg/l}$*

og/eller

- *Potentiel bioakkumulerbarhed i vandlevende organismer angivet ved $\log P_{ow} \geq 3$.*

Baggrunden for disse kriterier er, at $EC_{50} = 100$ mg/l ifølge reglerne om miljøfareklassificering (Miljø- og Energiministeriet, 2000b) er grænsen for, hvornår stoffer på grund af deres giftighed betegnes som skadelige for organismer, der

lever i vand (akut giftighed), og $EC_{50} = 10$ mg/l er grænsen for, hvornår stoffer betegnes som giftige. Desuden anses et stof for at være potentielt bioakkumulerbart, når $\log P_{ow} \geq 3$, med mindre der foreligger en forsøgsmæssigt bestemt biokoncentreringsfaktor $BCF < 100$ (Miljø- og Energiministeriet, 2000b). P_{ow} er stoffets octanol/vand fordelingskoefficient.

Liste B stoffer skal begrænses ved anvendelse af bedste, tilgængelige teknik og således, at miljøkvalitetskrav overholdes.

Ophobning i slam/ ikke anaerobt nedbrydeligt

Stoffer, der ikke er anaerobt nedbrydelige, kan ophobe sig i slam eller akvatiske sedimenter.

I tilfælde hvor det er kendt, at specifikke stoffer ophobes til betænkelige niveauer i slam eller akvatiske sedimenter, bør dette yderligere føre til, at stofferne som minimum placeres i liste B. Kriteriet er nødvendigt for at tage højde for problematiske stoffer, der på trods af resultaterne af OECD's screeningstest for aerob nedbrydning ikke nedbrydes under anaerobe forhold.

Dette kriterium sikrer, at stoffer, der er identificeret som potentielt problematiske i forhold til jordbrugsanvendelse af slammet, f.eks. NPE, PAH'er, DEHP og LAS (Miljø- og Energiministeriet, 2000c), som minimum placeres på liste B (jf. afsnit 2.3.5).

Stoffer betegnes som anaerobt nedbrydelige, når der opnås mindst 60 % af den teoretiske kuldioxid- og methanproduktion i ISO-screeningstest for anaerob nedbrydelighed (ISO 11734).

Liste C

Liste C består af de resterende stoffer, det vil sige stoffer, der hverken er omfattet af liste A eller liste B.

Stoffer klassificeres i liste C, når de opfylder nedenstående kriterier:

Stoffer, der ikke har potentiale for at give skadevirkninger over for mennesker, og som samtidig er karakteriseret ved enten at være:

- *let-nedbrydelige i OECD's screeningstests (301 A-F) (OECD, 1993)*

eller

- *ikke at være potentielt bioakkumulerbare ($\log P_{ow} < 3$) og desuden at have en giftighed, der svarer til $EC_{50} > 100$ mg/l.*

Ved afledning via renseanlæg vurderes risikoen for, at disse stoffer vil medføre skadelige effekter i vandmiljøet generelt at være lille. De ansvarlige for renseanlæggene bør dog være opmærksomme på risikoen for hæmning af anlæggets biologiske processer og overskridelse af kvalitetskrav for vandmiljøet ved særligt store tilledninger af liste C-stoffer. Stofferne skal som udgangspunkt begrænses ved anvendelse af bedste, tilgængelige teknik, men der kan være hensyn, der medfører behov for regulering af liste C-stoffer, eksempelvis at et stof udviser nitrifikationshæmmende effekt.

Ovenstående kriterier for vurdering af organiske stoffer er vist samlet i figur 2.3.1.

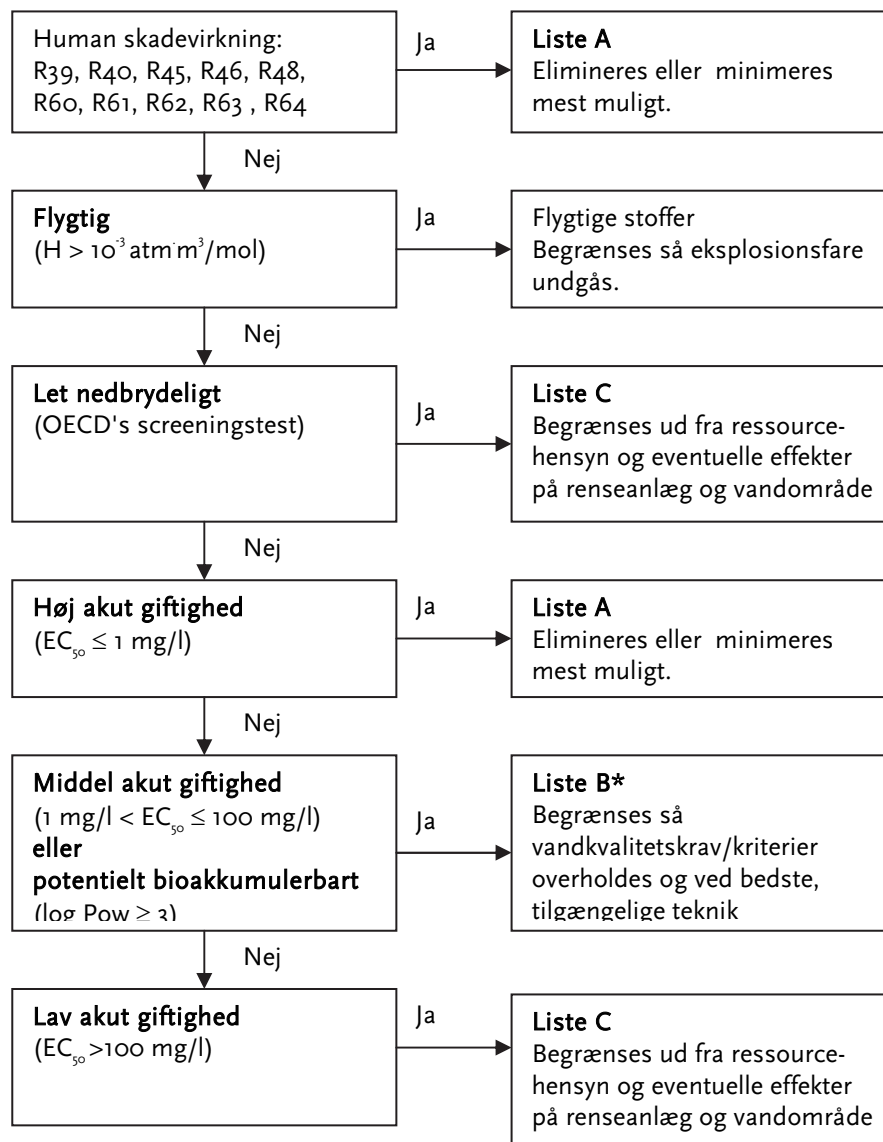
2.3.3 Liste over A,B,C-vurderede organiske stoffer

Der afledes en lang række stoffer med industrielt spildevand til offentlige spildevandsanlæg. En række af disse stoffer er så almindeligt forekommende, at det er hensigtsmæssigt at foretage en generel vurdering og regulering af disse. Stoffer, der kun afledes fra enkelte specifikke produktioner, må enten vurderes i hvert enkelt tilfælde, eller de må vurderes i forbindelse med udarbejdelse af branchereguleringer i overensstemmelse med principperne beskrevet i afsnit 2.3.2.

Stofliste med A,B,C-vurderinger i bilag 1

En liste, primært baseret på almindeligt forekommende stoffer i spildevand, er opstillet ud fra lister over internationalt prioriterede stoffer samt stoffer, der anvendes i store mængder. Disse stoffer er i bilag 1 angivet med listebetegnelsen A, B eller C, vurderet efter principperne beskrevet i afsnit 2.3.2. Samtidig er vurderingskriterierne: nedbrydelighed, bioakkumulerbarhed, giftighed og sundhedsfaremærkning angivet for de enkelte stoffer i bilaget.

Stoffernes fysisk-kemiske data, der ligger til grund for vurderingen er gengivet i vejledningens bilag 2.



*: Liste B omfatter desuden stoffer, der er påvist ikke at være nedbrydelige under anaerobe forhold i ISO-screeningstest og desuden er kendetegnet ved et eller begge af følgende kriterier:

- $EC_{50} \leq 10 \text{ mg/l}$ og/eller
- Potentielt bioakkumulerbarhed i vandlevende organismer angivet ved $\log P_{ow} \geq 3$.

FIGUR 2.3.1
PRINCIPPERNE FOR VURDERING AF TILLEDNING AF MILJØFARLIGE ORGANISKE STOFFER
TIL OFFENTLIGE SPILDEVANDSANLÆG.

2.3.4 Beregning af grænseværdier og kravværdier for B-stoffer

Ifølge de generelle principper for regulering af organiske stoffer, som de er beskrevet i afsnit 2.3.2, skal B-stoffer begrænses ved anvendelse af bedste, tilgængelige teknik og således, at miljøkvalitetskrav kan forventes opfyldt. Fastsættelse af kravværdier, der sikrer overholdelse af de miljømæssige kvalitetskrav kan bestemmes på baggrund af en konkret vurdering af:

- fortynding i afløbssystemet
- skæbne i renseanlæg, herunder nedbrydning og adsorption til slam

- fortynding ved udledning til vandområde
- kvalitetskrav for vandmiljøet, jf. afsnit 2.1.4.
- kvalitetskrav for slam, jf. afsnit 2.1.3.

Grænseværdier for liste B stoffer i bilag 1

For en række liste B stoffer indeholder vejledningen grænseværdier, der sikrer overholdelse af de miljømæssige kvalitetskrav. Grænseværdierne er givet i bilag 1. Nedenfor beskrives de principper, Miljøstyrelsen har anvendt til beregning af grænseværdier for liste B stofferne i bilag 1.

Kravværdier for øvrige liste B stoffer

Samme princip bør lægges til grund ved beregning af kravværdier for de liste B-stoffer, der ikke er vurderet i bilag 1 og dermed heller ikke har nogen grænseværdi angivet. For stoffer, der ikke findes på listen i bilag 1, vil det være nødvendigt at indsamle de oplysninger, der er nødvendige for vurderingen. Dette kan ske ved anvendelse af den datasøgningsstrategi og datatolkning, som er angivet i (Nordisk Ministerråd, 1995a).

0-fortynding

I de fleste tilfælde sker der ved tilslutning af spildevand til kloaksystemet en betydelig opblanding med andet industrispildevand og med husholdningsspildevand. En indregning af fortyndingen kræver et udbygget kendskab til bidrag fra alle de øvrige kilder i oplandet. Et sådant kendskab vil i mange tilfælde være umuligt at etablere, og specielt vil det være vanskeligt at følge med i variationerne i kildernes bidrag.

Det anbefales derfor som udgangspunkt, at kravfastsættelsen ikke baseres på forskellige grader af fortynding eller opblanding i kloaksystemet, men i stedet på et princip om, at alt spildevand, der afledes til kloaksystemet, skal være af en sådan beskaffenhed, at det kan behandles på det efterfølgende renseanlæg i ufortyndet form. Ved tilstrækkelig viden om kloaksystemet og dets spildevandstilledere kan der dog indregnes fortynding i forbindelse med en konkret vurdering.

Model for tungmetallers skæbne i renseanlæg

Vurdering af stoffers skæbne i renseanlæg kan for tungmetaller baseres på en massebalancemodel. Generelt vil det gælde, at:

$$\text{Stofindhold i slam} = (\text{Indløbskoncentration} \times \text{Udskilningsgrad}) / \text{Slamproduktion}$$

og

$$\text{Udløbskoncentration} = \text{Indløbskoncentration} \times (1 - \text{Udskilningsgrad})$$

På denne måde kan de maksimalt acceptable indløbskoncentrationer, der sikrer overholdelse af det mest kritiske kvalitetskrav for udløb eller slamkvalitet, beregnes, jf. (Miljøstyrelsen, 1993b). Slamproduktionen opfattes her som mængden af overskudsslam pr. m³ spildevand tilført renseanlægget og er i beregning af grænseværdierne fastsat til 250 g/m³. Dette niveau er typisk for biologiske renseanlæg med næringssaltfjernelse, men kan variere betydeligt anlæggene imellem.

Udskilningsgraden beskriver, hvor stor en andel af det tilførte stof, der tilbageholdes i renseanlægget. Denne andel afhænger af en række forskellige forhold, og det anbefales derfor om muligt at anvende empirisk bestemte erfaringstal som grundlag for beregning af kravværdier (Miljøstyrelsen, 1993b).

Metodikken er anvendt til fastlæggelse af vejledningens grænseværdier for tungmetaller, jf. afsnit 2.5.

Model for organiske stoffers skæbne i renselanlæg

Ovennævnte model kan også anvendes til beregning af den acceptable indløbskoncentration for (ikke-letnedbrydelige) organiske stoffer. I disse tilfælde skal der yderligere tages højde for en vis nedbrydning i renselanlægget, og det anbefales derfor at basere vurderingen på den typiske genfinding af de pågældende stoffer i slammet kombineret med en vurdering af overholdelsen af vandkvalitetskrav.

Dette princip er i afsnit 2.3.5 anvendt for de organiske stoffer LAS og DEHP, der er fastsat afskæringsværdier for i 'Slambekendtgørelsen' (Miljø- og Energiministeriet, 2000c).

Simuleringsmodeller som alternativ

Alternativt kan der anvendes matematiske modeller (f.eks. 'Simpletreat' under EUSES (EU-kommissionen, 1996)). Ved anvendelsen af sådanne modeller er det nødvendigt at 'kalibrere' modellen til det aktuelle renselanlæg, og dette giver naturligvis samtidig en mulighed for at foretage en mere specifik vurdering. Anvendelsen af sådanne simuleringsmodeller er dog ikke simpelt, bl.a. fordi de kræver korrekt input af stofspecifikke data.

Fortynding ved udledning

Det er ikke muligt generelt at fastsætte eksakte størrelser for initialfortyndingen ved udledning fra et offentligt spildevandsanlæg. Ved initialfortynding forstås fortyndingen i selve den opstigende spildevandsstråle med det omgivende vand ved udledning, inden spildevandet indlejres i vandmiljøet.

Initialfortynding ved udledning til marine vandområder er typisk 10-50 gange, og ved udledning til ferske vande er der i nogle tilfælde næsten ingen fortynding. I de tilfælde, hvor initialfortyndingen er kendt, kan kravfastsættelsen baseres på konkrete udledningsforhold. Ved afledning til et renselanlæg med udledning til et vandområde, hvor der ikke er sikkerhed for en vis grad af initialfortynding, bør den anbefalede grænseværdi reduceres tilsvarende.

Faktor 20 som udtryk for delvis nedbrydning og en vis initialfortynding

Til beregning af grænseværdier for liste B-stofferne angivet i bilag 1 er der regnet med en faktor 20 som udtryk for en delvis nedbrydning og en vis initialfortynding. Ved konkret vurdering af fortyndingsforholdene ved en udledning skal der i øvrigt tages højde for de i forvejen forekommende stofkoncentrationer i vandmiljøet.

Mest kritiske hensyn: vandkvalitet eller slamkvalitet?

Stoffer, der er problematiske i forhold til krævet jordkvalitet og dermed også slamkvalitetet, bør vurderes både i forhold til vandkvalitetskriterier og kvalitetskriterier for jord/slam. På denne måde kan kravværdien fastsættes ud fra det mest kritiske hensyn.

Dette princip er anvendt ved beregning af vejledningens grænseværdier for DEHP, LAS og tungmetaller, da slambekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000c) opstiller afskæringsværdier for disse stoffer. Jf. afsnit 2.3.5 for DEHP og LAS og afsnit 2.5 for tungmetaller.

2.3.5 NPE, DEHP, LAS og PAH'er

For stofferne NPE, DEHP, LAS og PAH'er er der fastsat afskæringsværdier i slambekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000c). Samtidig optræder stofferne på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen,

1998a). På denne baggrund er der særlig fokus på begrænsning af tillæden af disse stoffer til kloaknettet.

NPE

Nonylphenol og nonylphenoethoxylater (samlet kaldet NPE) er ikke-let-nedbrydelige, meget giftige for vandorganismer og potentielt bioakkumulerbare og er af denne årsag A-stoffer. NPE er således uønsket i afløbssystemet og bør erstattes eller reduceres til et minimum.

NPE er overfladeaktive stoffer, som bl.a. indgår i visse rengøringsmidler, industrielle affedtningsmidler og farve- og lakprodukter. Der findes i dag realistiske alternativer til NPE, og NPE bør derfor så vidt muligt erstattes ved alle anvendelser. Hvis en virksomhed har vægtige økonomiske argumenter mod en umiddelbar substitution, kan det være hensigtsmæssigt at stille vilkår om en handlingsplan med tidsplan for substitutionen.

Ved vurdering af NPE i spildevand bør der både tages højde for nonylphenol, nonylphenolmonoethoxylat og nonylphenoldiethoxylat samt langkædede nonylphenol-forbindelser. NPE anvendes oftest som langkædede forbindelser i diverse produkter, mens nonylphenol og nonylphenoethoxylater med 1-2 ethoxygrupper er de nedbrydningsprodukter, der er fastsat afskæringsværdier for i slam. Langkædede nonylphenolforbindelser nedbrydes relativt let til nonylphenol og nonylphenoethoxylater med 1-2 ethoxygrupper.

LAS og DEHP

LAS (Linære alkylbenzensulfonater) og DEHP (di(2-ethylhexyl)phthalat) er B-stoffer, og bør således begrænses så de miljømæssige kvalitetskrav kan forventes opfyldt og ved bedste, tilgængelige teknik.

Der er på denne baggrund opstillet grænseværdier for disse stoffer. Bemærk, at grænseværdierne er angivet som tilsigtede grænseværdier som udtryk for det langsigtede mål for afledningen (se tabel 2.3.1).

LAS er ligesom NPE overfladeaktive stoffer, som typisk indgår i vaske- og rengøringsvaskemidler. Produkter, som indeholder LAS, bør erstattes eller begrænses, så kvalitetskravene kan forventes opfyldt.

DEHP er et blødgøringsmiddel, som især indgår i blød PVC. Ud over at der vil ske emission fra plastfabrikker, hvor DEHP anvendes direkte i fremstillingsprocessen, vil emission ske ved, at DEHP udvaskes fra den bløde PVC. Dette sker f.eks. ved forskellige former for vask af PVC. Udvaskningen øges ved stigende temperatur og ved øget mekanisk påvirkning. Samtidigt sker der løbende afdampning til luft, som vil bidrage til diffus forurening gennem nedbør.

TABEL 2.3.1

BEREGNEDE MAKSIMALT ACCEPTABLE TILLØBSKONCENTRATIONER FOR DEHP OG LAS TIL RENSEANLÆG SAMT TILSIGTEDE GRÆNSEVÆRDIER FOR AFLEDNING AF SPILDEVAND.

Slamstof	Reference vandkvalitet	Reference slamkvalitet	Mest kritiske hensyn	Beregnet maksimal acceptabel tilløbskonc. (µg/l)	Tilsligtede grænseværdi (µg/l)	Reference grænseværdi
DEHP	(DHI, 2000a)	(Miljø- og Energi- ministeriet, 2000c)	Vandkvalitet	0,7	7	(Miljøstyrelsen, 2002b)
LAS	(DHI,2000a)	(Miljø- og Energi- ministeriet, 2000c)	Slamkvalitet	70	700	(Miljøstyrelsen, 2002b)

Tabel 2.3.1 viser resultatet af beregninger af de maksimalt acceptable indløbskoncentrationer til renselanlæg, som danner baggrund for fastsættelsen af grænseværdier for tilledning til renselanlæg. Strategien for fastsættelse af grænseværdier følger den, der er beskrevet i afsnit 2.3.4. Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en initialfortynding på nul svarende til udledning til ferskvand, idet der ikke er forskel på vandkvalitetskriteriet for ferskvand og saltvand for DEHP og LAS.

Sammenholdes beregningsgrundlaget med de tilgængelige metoder til at begrænse DEHP- og LAS-indholdet i spildevandet, er det vurderet acceptabelt at fastsætte tilsligtede grænseværdier for tilslutning til kloak til 10 gange den beregnede maksimalt acceptable tilløbskoncentration til renselanlæg.

Det fremgår, at det mest kritiske hensyn for DEHP er overholdelse af vandkvaliteten (WQ: 0,1 µg/l (DHI, 2000a)), mens det for LAS er overholdelse af slamkvaliteten (Miljø- og Energiministeriet, 2000c).

Grænseværdierne for DEHP og LAS forventes generelt at være vanskelig for virksomheder at overholde på nuværende tidspunkt på grund af det generelt høje niveau af diffus forurening med DEHP og LAS. Grænseværdierne bør derfor opfattes som en målværdi, der bør kunne opnås i takt med, at især den bløde PVC udfases, og indholdet af LAS i vaske- og rengøringsmidler reduceres.

PAH'er

De ni PAH'er¹ (polycykliske, aromatiske hydrocarboner) fra slambekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000c) er alle A-stoffer, og er på denne baggrund uønskede i spildevand. PAH'er stammer især fra mineralske olieprodukter (asfalt, tagpap og tungere oliedestillater), creosot (træimprægnering) og fra ufuldstændig forbrænding (diverse forbrændingsprocesser). PAH'er er derfor i mange tilfælde en diffus forurening, der kan være vanskelig helt at eliminere fra spildevand, som det er strategien for A-stoffer.

¹ Acenaphthen, phenanthren, fluoren, fluoranthen, pyren, benzfluoranthen (b+j+k), benz(a)pyren, benz(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren.

PAH'er må vurderes og reguleres efter de generelle principper beskrevet for organiske stoffer i afsnit 2.3.

2.3.6 Medicinrester og resistens

Medicinrester skal bortskaffes som farligt affald

I princippet bør der ikke forekomme medicinrester i spildevand på grund af direkte tilførsel fra medicinalvirksomheder, sygehuse, klinikker m.m., idet medicinrester i affaldsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000a) er anført på listen over farligt affald (miljø- og/eller sundhedsskadeligt). Det vil sige, at medicinrester ikke må afledes med spildevand, og at virksomheder over for myndighederne skal anmelde mængden af medicinrester, sammensætning, emballering, egenskaber m.m. De kommunale myndigheder skal etablere en indsamlingsordning for farligt affald, der produceres i kommunen.

Miljøstyrelsens vejledning om håndtering af klinisk risikoaffald (Miljøstyrelsen, 1998b) omfatter alle affaldsprodukter i den primære sundhedssektor (praktiserende læger, tandlæger, jordemødre m.m.) og den sekundære sundhedssektor (hospitaller, klinikker m.m.) og indeholder vejledning i bortskaffelse af rester af lægemidler. Herunder lægemidler til både mennesker og dyr.

I forbindelse med produktion af medicin og medicinholdige produkter kan det være vanskeligt fuldstændigt at opsamle alle medicinrester. Hvis der er risiko for, at disse rester ender i spildevandet, skal spildevandets indholdsstoffer vurderes i henhold til principperne om A-, B- og C-stoffer, jf. afsnit 2.3. Det bør samtidig vurderes om de pågældende stoffer har andre specifikke uønskede effekter, end dem der tages højde for med ABC-systemet, som for eksempel antibiotika-resistens.

Begrænsning i afledningen af medicinrester bør, som for øvrige stoffer, ske gennem optimal udnyttelse af råvarer og optimering af produktionsprocesser.

Antibiotika-resistente bakterier

Afledning af medicin og medicinrester i form af antibiotika kan give anledning til dannelse af antibiotika-resistente bakterier, jf. (VKI, 1997a) og (Miljøstyrelsen, 2002a).

For fortsat at kunne sikre effektiv behandling af sygdomme fremkaldt af bakterieinfektioner er det vigtigt, at der ikke opstår gunstige betingelser for udvikling af sygdomsfremkaldende bakterier, som er antibiotika-resistente. Desuden er det vigtigt at mindske spredningen af disse bakterier.

Dannelse af antibiotika-resistente bakterier kan ske efter to mekanismer:

- Ved at sygdomsfremkaldende bakterier - efter gentagne påvirkninger af antibiotika - gennem naturlig selektion udvikler resistens.
- Ved at resistente gener i form af frit DNA optages og indbygges i sygdomsfremkaldende bakteriers arvmasse.

I forhold til tilslutningstilladelser er det vigtigt at være opmærksom på spildevand, der kan indeholde antibiotika-resistente bakterier, og/eller spildevand, der kan fremme dannelsen af antibiotika-resistente bakterier. Der kan være tale om følgende typer spildevand:

- Spildevand som indeholder antibiotika eller antibiotika-rester. Typisk spildevand fra lægemiddelproduktion.
- Spildevand fra sygehuse samt kyllinge- og svinefarme, der både kan indeholde antibiotika-rester og antibiotika-resistente bakterier.
- Spildevand fra dyrkning af rene bakteriekulturer med indkodet antibiotika-resistens. I forbindelse med dyrkningsprocesserne slås de uønskede bakterier ihjel ved hjælp af antibiotika.

Metoder til begrænsning af afledning

Følgende metoder kan anvendes som led i at begrænse afledningen af antibiotika og antibiotika-rester samt begrænse spredningen af antibiotika-resistente bakterier og resistensgener:

- BAT - Medicinalvirksomheder kan gennem optimal udnyttelse af råvarer og optimering af produktionsprocesser mindske tabet af antibiotika-rester til spildevand.
- Forrensning - Membranfiltrering kan eksempelvis benyttes til at fjerne antibiotika fra spildevandet. Bakteriekulturer, der indeholder antibiotika-resistente bakterier, kan inaktiveres ved varmebehandling.
- Affaldshåndtering - Gennem opsamling og destruktion af uforbrugt antibiotika kan spredningen af antibiotika minimeres. Antibiotika betragtes som farligt affald, der skal håndteres efter retningslinierne beskrevet i Affaldsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000a).
- Spildevandsrensning - På de offentlige spildevandsanlæg sker der typisk en reduktion i antallet af bakterier på ca. 99 %. Reduktionen er dog afhængig af de forskellige typer bakterier og forholdet mellem antallet af resistente og ikke-resistente bakterier før og efter spildevandsrensningen kan således ændre sig (Miljøstyrelsen, 2002a).

2.4 VURDERING AF OLIE OG FEDT

Den anbefalede strategi for vurdering af miljøfarlige organiske stoffer i industrispildevand i afsnit 2.3. er baseret på en forudsætning om et betydeligt kendskab til de anvendte og udledte enkeltstoffer. Når der er tale om, at råvarer, hjælpestoffer mv. består af komplekse blandinger, f.eks. mineralisk olie, kan et sådant kendskab være meget vanskeligt at etablere, og i disse situationer er man derfor i et vist omfang henvist til at foretage vurderingerne ud fra det samlede spildevands sammensætning og egenskaber.

Som beskrevet nedenfor bør der dog foretages en indledende vurdering baseret på stoffernes oprindelse og natur, og specielt kan eventuelle overfladeaktive stoffer anvendt til affedtning/rengøring vurderes som beskrevet i afsnit 2.3.

Ved vurdering af olie og fedt er det nødvendigt at skelne mellem olie/fedt af vegetabilsk og animalsk oprindelse, og stoffer af mineralisk oprindelse, da der bl.a. er væsentlige miljø- og sundhedsmæssige forskelle.

2.4.1 Vegetabilsk og animalsk olie/fedt

Nedbrydelige og ugiftige forbindelser

Vegetabilsk og animalsk olie/fedt (polære forbindelser) vil i sin oprindelse bestå af bionedbrydelige og ugiftige forbindelser, og vil, såfremt det ikke er

kontamineret med andre stoffer, kunne sammenlignes med andre former for omsætteligt organisk stof. Ved reguleringen kan det dog være hensigtsmæssigt at stille vilkår, der sikrer mod eventuelle tilstopninger i kloaksystemet.

Vegetabiliske og animalske olie/fedt vil typisk blive udledt fra fødevarerindustrier, restauranter, grillbarer og private husholdninger.

Analysemetoder

Den gravimetrisk metode DS/R 208 (Dansk Standard, 1980)² modificeret med anvendelse af pentan som ekstraktionsmiddel er anvendelig til bestemmelse af vegetabilisk og animalsk olie/fedt. Analysemetode DS/R 208 foreskriver anvendelsen af tetrachlormethan som ekstraktionsmiddel, hvilket er problematisk af blandt andet arbejdsmiljømæssige årsager. Det anbefales derfor, at analysen i stedet foretages med pentan som ekstraktionsmiddel.

Der er udviklet en ny metode, der er sammenlignelig med DS/R 208, benævnt ISO 9377-1 (International Standardiserings Organisation, 2000a). Dette er ligeledes en gravimetrisk metode. Det er ikke muligt at anbefale den ene gravimetrisk metode frem for den anden, når der anvendes samme ekstraktionsmiddel, idet pentan anbefales som ekstraktionsmiddel (Miljøstyrelsen, 2002c). En eventuel overgang til ISO-metoden forventes ikke at give større problemer, da det målte koncentrationsniveau ved denne metode svarer til niveauet ved DS/R 208 med pentan- eller freonekstraktion (Miljøstyrelsen, 2002c).

Ved gravimetrisk bestemmelse af olie/fedt er detektionsgrænsen 2-5 mg/l.

2.4.2 Mineralsk olie

A-stoffer

Mineralske olieprodukter (apolære forbindelser) vil være produceret på basis af råolie, der består af utallige forskellige enkeltstoffer. En meget stor del af disse vil være tungt nedbrydelige, og mange vil derudover have en række negative miljø- og sundhedsmæssige egenskaber.

På denne baggrund bør mineralsk olie som udgangspunkt vurderes som A-stoffer, medmindre virksomheden kan dokumentere, at de afledte oliekomponenter bør vurderes anderledes. Afledningen af mineralsk olie bør således minimeres og/eller opsamles med bedste, tilgængelige teknik og bortskaffes som farligt affald, jf. afsnit 2.4.3.

Mineralsk olie afledes til kloaksystemet i forbindelse med processer i industrien, hvor der anvendes vand til rengøring af udstyr, eller til emner, der skal forarbejdes, dvs. primært ved affedtning på produktionsvirksomheder eller værksteder. Væsentlige kilder er autoværksteder og vaskeanlæg for køretøjer og udstyr.

Analysemetoder

DS/R 208 er hidtil anbefalet som analysemetode for mineralsk olie, men i virkeligheden fanger metoden kun en del af kulbrinterne i mineralsk olie. Det skyldes, at mineralsk olie bl.a. består af flygtige og lettere kulbrinter ($< C_{14}$), der tabes under analysegangen efter DS/R 208.

Anvendes DS/R 208 fortsat til bestemmelse af mineralsk olie, bør pentan anvendes som ekstraktionsmiddel, jf. afsnit 2.4.1.

² DS/R 208 inddeler analyse-mæssigt olie/fedt i to gruppe, apolære og polære forbindelser. Den apolære gruppe omfatter de fleste af de stoffer, der indgår i mineralsk olie, visse opløsningsmidler, mineraloliedelen i smørfedt. Den polære gruppe omfatter animalsk og vegetabilisk olie/fedt, mange organiske opløsningsmidler, overfladeaktive stoffer mv.

Hvis der anvendes koldaffedtningsmidler på en virksomhed, eller der forekommer spild af benzin eller petroleum, er det relevant at bestemme den mineralske olies indhold af flygtige og lettere forbindelser ($< C_{14}$). I så tilfælde kan DS/R 208 suppleres med en gaschromatografiske analyse (GC-FID). En olies indhold af flygtige og lettere kulbrinter vil variere meget fra produkt til produkt, afhængig af produktets sammensætning.

Alternativt kan mineralsk olie bestemmes ved den gaschromatografiske metode ISO 9377-2 (International Standardiserings Organisation, 2000b). Denne metode fanger såvel de lettere som tungere kulbrinter ($C_{10} - C_{40}$). Det betyder, at f.eks. benzin og petroleum medbestemmes ved denne metode. De flygtige kulbrinter ($< C_{10}$) som benzen, toluen, ethylbenzen og xylener tabes dog i mindre grad under analysegangen (Miljøstyrelsen, 2002c). Skal alle de flygtige kulbrinter bestemmes, bør ISO 9377-2 derfor suppleres med en separat GC-FID analyse.

Analyseresultater fra DS/R 208 og ISO 9377-2 til bestemmelse af mineralsk olie er ikke umiddelbart sammenlignelige, idet genfindingen af olieforbindelser er bedre for den gaschromatografiske metode ISO 9377-2 (ca. 80 %) end ved gravimetri (ca. 50 %), afhængig af oliens sammensætning (Miljøstyrelsen, 2002c).

Det skal i øvrigt bemærkes, at DS/R 208 har en detektionsgrænse for bestemmelse af mineralsk olie på 2-5 mg/l, mens ISO 9377-2 giver en detektionsgrænse på 0,1 mg/l.

2.4.3 Grænseværdier for olie og fedt

Mineralsk olie

De fleste mineralolier vil, som beskrevet ovenfor, have egenskaber, der gør dem uønskede i afløbssystemet (A-stoffer), og kravene til disse bør således fastsættes ud fra princippet om bedste, tilgængelige teknik.

Ved fastsættelse af en kravværdi for afledning af mineralsk olie fra industrier er der hidtil taget udgangspunkt i en grænseværdi på 10 mg/l i tilløb til renseanlæg. Da kravfastsættelsen som udgangspunkt ikke bør baseres på forskellige grader af fortynding eller opblanding i kloaksystemet, bliver grænseværdien for afledning fra virksomheden ligeledes 10 mg/l relateret til analysemetoden DS/R 208.

Anvendes DS/R 208 (pentanekstraktion) til bestemmelse af mineralsk olie, anbefales fortsat en grænseværdi på 10 mg/l.

Overgår man til ISO 9377-2 til bestemmelse af mineralsk olie, bør dette få indflydelse på kravet til afledning af mineralsk olie, da denne metode vil resultere i højere analyseresultater som følge af, at en større del af oliens komponenter medbestemmes (Miljøstyrelsen, 2002c). Ved bestemmelse efter ISO 9377-2 anbefales derfor en grænseværdi for afledning af mineralsk olie på 15 –20 mg/l.

Hvis spildevandet indeholder mere end 10 mg/l (DS/R 208) eller 15 –20 mg/l (ISO 9377-2), kan det være relevant at stille krav om, at virksomheden f.eks. gennemfører den fremgangsmåde, der er beskrevet i afsnit 2.4.4, til reduktion af indholdet af mineralsk olie i spildevandet. Fremgangsmåden kan kombineres med et krav til virksomheden om fortsat at arbejde for at nedbringe indholdet af mineralsk olie i spildevandet, f.eks. i form af en reduktionsplan, jf.

afsnit 5.1.5. Ved små tilledninger kan det, af hensyn til hvad der er teknisk og økonomisk muligt, være nødvendigt at fastsætte lempeligere krav.

Hvis der er tvivl om karakteren af den pågældende olie/fedt, kan det anbefales at gennemføre en komponentanalyse af spildevandet baseret på en GC-FID analyse.

Samlet indhold af olie/fedt efter DS/R 208

Ved fastsættelse af krav til spildevandets samlede indhold af olie og fedt (totalt ekstraherbare stoffer, både polære og apolære forbindelser), bestemt efter DS/R 208 (pentanekstraktion), bør der for at sikre en tilstrækkelig god slamkvalitet på renseanlægget, tages udgangspunkt i en grænseværdi på 40-50 mg/l i tilløb til renseanlæg og dermed samme værdi som grænseværdi for afledning fra virksomheden.

Andre forhold kan i konkrete situationer begrunde et større indhold af olie og fedt i tilledningen. Det kunne for eksempel være, hvis der var tale om letomsætteligt vegetabilsk eller animalsk olie og fedt, der kan tjene som kulstofkilde på renseanlægget. I andre tilfælde, specielt ved små tilledninger, kan der som tidligere nævnt være situationer, hvor det ikke er teknisk-økonomisk muligt at nedbringe det samlede indhold af olie og fedt til 40-50 mg/l. I disse tilfælde må der fastsættes vilkår ud fra, hvad der samlet set kan accepteres i den konkrete situation.

2.4.4 Fremgangsmåde til reduktion af mineralsk olie

Afledning af mineralsk olie i spildevand vil ofte ske fra forskellige industrielle processer såsom vask med højtryksspuler, undervognsvask og afvoksning af nye biler. Her vil den mineralske olie i langt de fleste tilfælde forekomme emulgeret sammen med de vaskemidler, som blev brugt i vaskeprocessen. I disse tilfælde vil en gravimetrisk olieudskiller (jf. afsnit 2.4.5) ofte have en ringe effektivitet, og der må derfor foretages nærmere undersøgelser af mulighederne for begrænsning af olieindholdet i spildevandet.

Nedenstående fremgangsmåde kan – i den nævnte prioriterede rækkefølge – anvendes til at undersøge mulighederne for at minimere afledningen af mineralsk olie samt miljøproblematiske vaskemidler fra sådanne processer. Fremgangsmåden kan gennemføres som et samarbejde mellem virksomheden og leverandører af udstyr og kemikalier samt den lokale myndighed. Fremgangsmåden er nærmere uddybet i miljøprojekt om reduktion af mineralsk olie i processpildevand (Miljøstyrelsen, 2001a). Forudsætningen for fremgangsmåden er, at det eksisterende olieudskillersystem er korrekt dimensioneret i forhold til de forekommende spildevandsmængder fra de aktuelle processer.

Fremgangsmåden er følgende:

Ændrede arbejdsgange

1. Først undersøges mulighederne for at ændre arbejdsgange med hensyn til:

- *Undgå afledning til kloak.* Grundlæggende bør det undersøges, om rengøring uden vand er en mulighed. Kan rengøring for eksempel foretages ved aftørring eller vask i et lukket system?
- *Opsamling af spild eller koncentrerede strømme.* Virksomheden undersøger, om der er specifikke aktiviteter, som er hovedkilder til olien i spildevandet. Er det muligt at opsamle spildet, inden det blandes med vand?

- *Begrænse mekanisk emulgering.* Virksomheden undersøger, om aktiviteter med højtryksrensere kan gennemføres uden højtryk, ved lavere tryk eller i stedet med varmt vand, for at undgå kraftig mekanisk emulgering. Dette skal også ses i sammenhæng med nedenstående om muligt skift af vaskemidler.

Substitution af vaskemidler

2. Dernæst undersøges muligheder for substitution af vaskemidler gennem undersøgelse af et antal mulige vaskemidlers:
 - *Indhold af A- og B-stoffer.* Virksomheden dokumenterer, eventuelt ved hjælp af oplysninger fra kemikalieleverandøren, indholdet af A- og B-stoffer i vaskemidlerne, jf. afsnit 2.3.2.
 - *Evne til olie/vand-separation.* Dokumentation af vaskemidlernes præstation i laboratorietest med hensyn til evnen til at separere efter blanding af olie, vand og vaskemiddel. Laboratorietesten bør vælges på baggrund af anbefalingerne i (Miljøstyrelsen, 2001a).
 - *Funktionsevne.* De udvalgte vaskemidlers funktionsevne testes i praksis i forhold til de vaskeprocesser, der skal gennemføres.

Renseteknologier

3. Hvis ikke ændrede arbejdsgange eller substitution af vaskemidler kan reducere afledningen af mineralsk olie tilstrækkeligt, kan det være nødvendigt at anvende yderligere renseteknologier. Følgende renseteknologier er relevante i forhold til olieholdigt spildevand:
 - Øget henstandstid inden separation evt. batchvis
 - Filtrering gennem filtermateriale
 - Membranfiltrering
 - Biofiltre
 - Flotation
 - Fældning og filtrering
 - Inddampning/destillationsanlæg

Membranfiltrering og inddampning/destillationsanlæg har det potentiale, at det rensede vand kan genanvendes i vaskeprocessen. Omvendt kan disse renseteknologier være mindre attraktive set ud fra anskaffelsespris og driftsudgifter. I (Miljøstyrelsen, 2001a) er der udført teknisk-økonomiske og miljømæssige vurderinger af udvalgte egnede renseteknologier.

Se i øvrigt også (Miljøstyrelsen, 1990), (Miljøstyrelsen, 1992b) og (DTI, 1994) for så vidt angår renseteknologi.

2.4.5 Olie/fedt-udskillere og sandfang

Indretning og dimensionering

Indretning og dimensionering af både olie/fedt-udskillere og sandfang bør ske efter retningslinierne i SBI-Anvisning 185 (SBI, 1997), og udskilleren skal være godkendt efter Boligministeriets godkendelsesordning for vand og afløbsinstallationer (VA-godkendelse).

For eksisterende olieudskillere bør der tages hensyn til de anbefalinger, der er givet i projekt om effektivisering af olieudskillere (Miljøstyrelsen, 1990) herunder:

- Koldaffedtningsmidler bør ikke tilledes gravimetrisk olieudskillere

- Hvis det olieholdige spildevand er mekanisk eller kemisk emulgeret (f. eks. med detergenter), bør olieudskilleren belastes mindst 10 gange mindre end svarende til kravene efter VA-godkendelsen
- Anvendelse af koalescensfiltre anbefales, såfremt det kan dokumenteres, at der kan opnås effekt

Hvis der tilledes emulgeret olie til en olieudskiller, er det nødvendigt med specielle krav til dennes fysiske udformning og størrelse. Dette kræver ofte en mangedobling af størrelsen og investeringen. I disse situationer bør ovenstående fremgangsmåde til reduktion af olieafledninger anvendes (jf. afsnit 2.4.4), som netop sigter på, at graden af emulgering reduceres.

Vedligeholdelse

Anvendes koalescensfiltre, hvis virkning fremkommer ved, at små emulsionsdråber adsorberes på fiberoverfladerne, skal disse regelmæssigt rengøres ifølge leverandørens anvisning. Ved utilstrækkelig vedligeholdelse mister filtrene deres effektivitet, efterhånden som de bliver mættede af olie. Tilstoppede filtre kan desuden forårsage opstuvning bagud i systemet.

Tømning

Olie/fedt-udskillere og eventuelle sandfang skal tømmes og rengøres regelmæssigt. Tømningsfrekvensen for sandfang og olie/fedt-udskillere bør fastsættes ud fra en konkret vurdering af de faktisk afledte mængder sand, slam og olie/fedt. Herudover skal eventuel minimumsfrekvens for tømning af sandfang og olieudskiller overholdes, hvis en sådan er fastsat i et kommunalt tømningsregulativ (Miljø- og Energiministeriet, 1999). Det bør desuden overvejes at etablere alarm, som sætter i gang ved overfyldning af udskilleren.

Rengøring bør kun foretages med vand, og det er vigtigt at anvende en fornuftig procedure, således at rengøringen ikke er årsag til afledning af det opsamlede olieaffald.

Ifølge bekendtgørelse om affald (Miljø- og Energiministeriet, 2000a) har kommunalbestyrelsen pligt til at anvise muligheder for bortskaffelse af det materiale, der udskilles i olie/fedt-udskillere.

Kommunalbestyrelsen kan efter bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. (Miljø- og Energiministeriet, 1999) fastsætte obligatoriske kommunale tømningsordninger for afløbsinstallationer, herunder fedtudskillere og sandfang.

Farligt affald

Affald fra tømning af olieudskillere indeholdende mineralsk olie vil ifølge affaldsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2000a) som udgangspunkt være farligt affald. Dvs. at det skal bortskaffes som farligt affald med mindre, at virksomheden kan dokumentere, at affaldet ikke opfylder kriterierne for farligt affald i bekendtgørelsens bilag.

2.5 VURDERING AF METALLER

Grænseværdier i tabel 2.5.1

Alle afledninger af tungmetaller skal som udgangspunkt begrænses efter bedste, tilgængelige teknik. Herefter skal man sikre sig, at vand- og jordkvalitetskravene kan forventes opfyldt. For en række tungmetaller er den maksimale tilløbskoncentration til renseanlæg samt grænseværdi for afledning fra virksomheder til kloak beregnet, jf. tabel 2.5.1.

Cadmium og kviksølv

For cadmium og kviksølv er det dog, som det fremgår af bilag 4, målet helt at eliminere forurening med disse stoffer, da de indgår på EU's Liste I (EU, 1976). Kviksølv og cadmium er desuden optaget på listen over prioriterede

stoffer under vandrammedirektivet (EU, 2001), identificeret som prioriterede *farlige* stoffer, hvilket betyder at udledningen af stofferne på sigt skal bringes til ophør (EU, 2000).

Bly og nikkel

Bly og nikkel er desuden optaget på listen over prioriterede stoffer (EU, 2001) med det sigte løbende at reducere udledningen (EU, 2000).

Model til beregning af grænseværdier

Beregningerne af grænseværdierne i tabel 2.5.1 er udført i overensstemmelse med den strategi, der er beskrevet i afsnit 2.3.4, på et konservativt grundlag og med udgangspunkt i vandkvalitetskrav for tungmetaller og kvalitetskravene for slam anvendt i jordbruget. Hvis disse tilløbskoncentrationer ikke overskrides, vil det samtidig være sikret, at der ikke forekommer hæmning af de biologiske processer i renseanlægget, betinget af tilførslen af de vurderede tungmetaller.

Ved beregning af maksimalt acceptabelt tilløbskoncentration er der regnet med en initialfortynding på 20 til salte vandområder og ingen initialfortynding ved udledning til ferske vande.

Sammenholdes beregningsgrundlaget med de tilgængelige metoder til begrænsning af tungmetalindholdet i spildevandet, er det vurderet acceptabelt at fastsætte grænseværdier for tilslutning til kloak til 10 gange den beregnede maksimalt acceptable tilløbskoncentration til renseanlæg.

Stikprøver i undersøgelsesfase

Det må altid vurderes, om der kan tænkes at forekomme tungmetaller i en afledning af industrispildevand. Det betyder konkret, at der i forbindelse med undersøgelsesfasen bør foretages stikprøve til undersøgelse af, om metalkoncentrationerne ligger under grænseværdierne, jf. tabel 2.5.1

Hvad der er teknisk-økonomisk muligt

For visse virksomheder vil det ikke i dag være muligt ved tilgængelig teknik at opnå en afløbskoncentration svarende til de anbefalede grænseværdier for tungmetaller. Kravfastsættelsen må derfor baseres på, hvad der er teknisk-økonomisk muligt for den enkelte virksomhed. Samtidig bør det sikres, at virksomheden i disse tilfælde løbende arbejder for at forbedre afløbskvaliteten, f.eks. ved at udarbejde en reduktionsplan.

TABEL 2.5.1

BEREGNEDE MAKSIMALT ACCEPTABLE TILLØBSKONCENTRATIONER FOR METALLER TIL RENSEANLÆG SAMT GRÆNSEVÆRDIER FOR AFLEDNING AF SPILDEVAND.

Metal	Reference vandkvalitet	Reference slamkvalitet	Mest kritiske hensyn	Beregnet maksimal acceptabel tilløbskonc. (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)	Reference grænseværdi
Arsen	(DHI, 2000a)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Fersk- og saltvand	1,3	13*	(Miljøstyrelsen, 2002b)
Bly	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Ferskvand	10	100*	(Miljøstyrelsen, 1993,b)
Cadmium	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Slam	0,3	3*	(Miljøstyrelsen, 1993,b)
Chrom	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Slam og ferskvand	30	300*	(Miljøstyrelsen, 1993,b)
Kobber	(Miljøstyrelsen, 2001d)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Fersk- og saltvand	10	100**	(Miljøstyrelsen, 2002,b)
Kobolt	(DHI, 2000a)	(LRF, 1997)	Fersk- og saltvand	1,0	10	(Miljøstyrelsen, 2002b)
Kviksølv	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Slam	0,3	3*	(Miljøstyrelsen, 1993b)
Molybdæn	(Miljøstyrelsen, 1996c & 1997b)	(Miljøstyrelsen, 1998c)	Slam	3	30	(Miljøstyrelsen, 2002b)
Nikkel	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Slam	25	250*	(Miljøstyrelsen, 1993b)
Selen	(Miljøstyrelsen, 1996c & 1997b)	(Miljøstyrelsen, 1997a)	Slam	0,8	8	(Miljøstyrelsen, 2002b)
Sølv	(US-EPA, 19xx)	(Vandkvalitetsinstituttet, 1994)	Ferskvand	25	250	(Vandkvalitetsinstituttet, 1994)
Tin	(DHI, 2000a)	(Miljøstyrelsen, 1997a)	Slam	6	60	(Miljøstyrelsen, 2002b)
Zink	(Miljø- og Energiministeriet, 1996)	(Miljø- og Energiministeriet, 2000c)	Ferskvand	300	3000*	(Miljøstyrelsen, 1993b)

* Det vandkvalitetskriterium, der er anvendt som grundlag for fastsættelsen af grænseværdien, er under revision.

** Tilsigtet grænseværdi som udtryk for det langsigtede mål for afledningen.

EU-bestemmelser

To tungmetaller er på EU's Liste I og på vandrammedirektivets liste over prioriterede farlige stoffer: cadmium og kviksølv. Disse metaller skal altid begrænses mest muligt og helst elimineres. Der er blandt andet på denne baggrund udformet særlige bekendtgørelser om afledningen af cadmium og kviksølv fra visse industrier, jf. (Miljøministeriet, 1986a) og (Miljøministeriet, 1986b).

De øvrige metaller er på EU's Liste II, dvs. øvrige forurenende stoffer end Liste I stoffer. Afledningen af Liste II stoffer skal begrænses, så koncentrationen i miljøet ikke overstiger fastsatte kvalitetskrav.

EU-bestemmelserne er i øvrigt nærmere beskrevet i bilag 4.

Chrom

Erfaringerne har vist, at det i visse tilfælde er nødvendigt at skærpe kravene til afledning af chrom i forhold til grænseværdien. Dette må forudses specielt at være i de situationer, hvor chrom fortrinsvis findes i spildevandet som chrom(VI). Årsagen er, at chrom(VI) har en højere akut giftighed over for organismer i hav og ferskvand end chrom(III)-forbindelser. Der er i øvrigt ofte usikkerhed om fordelingen af de to forbindelser i spildevandet.

Kobber og zink

For kobber og zink gælder ifølge reglerne om drikkevandskvalitet (Miljø- og Energiministeriet, 2001b) to sæt af kvalitetskrav. Det ene sæt er gældende for drikkevandet ved fraløb fra pumpe eller vandværk. For kobber er dette kvalitetskrav lig grænseværdien ved afledning til afløbssystem på 100 µg/l.

Det må derfor forventes, at der kan være situationer, hvor det kan være vanskeligt at opfylde grænseværdien for kobber. Grænseværdien for kobber er derfor formuleret som en tilsigtet grænseværdi som udtryk for det langsigtede mål for afledningen. Kommunen må konkret tage stilling til, om der er baggrund for at fastsætte krav til afledning på et højere niveau end grænseværdien. Der er god grund til at have de 100 µg/l som det endelige mål for kobber, idet erfaringerne viser, at vandmiljøet er forholdsvis højt belastet med kobber i forhold til det gældende vandkvalitetskriterium.

Det andet sæt drikkevandskvalitetskrav for kobber og zink gælder efter 12 timers henstand i rørsystemet. Dette sæt af kvalitetskrav har sin baggrund i, at der især ved nyere rørinstallationer kan forekomme forhøjede værdier af kobber og zink i vandet ved længere tids henstand i rørene. Disse kvalitetskrav ligger på et væsentligt niveau højere end grænseværdierne for afledning til afløbssystemet. Kun en lille del af et spildevandsflow vil i praksis henstå i mindst 12 timer i rørsystemet, så efter en opblanding af vandet forventes dette ikke at give anledning til problemer med overholdelse af grænseværdierne. Hvis der i praksis alligevel skulle vise sig problemer med kravoverholdelsen pga. forhøjede koncentrationer i drikkevandet ved nyere rør, bør myndigheden være opmærksom på dette ved fastsættelse af krav til virksamheden.

2.6 VURDERING AF ANDRE FYSISK/KEMISKE FORHOLD

En række fysisk-kemiske forhold må tages i betragtning ved vurdering af tilladning af spildevand til et rensesanlæg.

2.6.1 Vandmængde

Vandmængde pr. tidsenhed

Krav til maksimal afledt vandmængde bør altid indgå i en tilladelse til afledning af spildevand med specifikation af:

- Maksimum pr. sekund og/eller time
- Maksimum pr. døgn og/eller år

Sekund- eller timevandmængde anvendes, såfremt der er hensyn at tage til efterfølgende pumpestationer eller ledningskapacitet.

Maksimal mængde pr. døgn og/eller år bør altid indgå, blandt andet for i kombination med stofkoncentrationer at sætte en begrænsning for den samlede stofafledning. Desuden sikrer dette krav, at der bliver fokuseret på vand som ressource. Kravet har tillige det formål at sikre, at problemer med kravoverholdelse ikke løses med fortynding.

Kontrol

Det må i en tilladelse eller påbud specificeres, hvorledes disse krav skal kontrolleres eller måles, og eventuelt må der stilles krav om etablering af en fastmonteret flowmåler på afløbet - med årlig kalibrering. I visse tilfælde er det hensigtsmæssigt at benytte sig af resultater fra en vandmåler på tilledningen af vand til virksomheden.

Kølevand

Det kan være rimeligt i undersøgelsesfasen også at fokusere på afledningen af kølevand, idet undersøgelser har vist, at meget store dele af industriens vandforbrug går til dette formål (Miljøstyrelsen, 1994c). Ofte vil det være muligt at finde besparelser i kølevandforbruget ved for eksempel recirkulering. Det kan desuden være værd at overveje varmegenvinding.

2.6.2 Næringsstoffer og organisk stof

Effekt på renseanlægsprocesser

For at reneanlæggets processer kan fungere tilfredsstillende, skal det sikres, at belastningen med næringsstoffer og organiske iltforbrugende stoffer fra oplandet ligger inden for reneanlæggets kapacitet. Særligt virksomheder med en stor andel af den samlede belastning på reneanlæg og virksomheder med stor variation i belastning (døgn, uge eller sæson) kan give anledning til driftsproblemer på reneanlæg. Reneanlæg med kvælstoffjernelse er særligt følsomme over for variationer i kvælstofbelastning, da denne belastning typisk er dimensionsgivende for anlæggene. Yderligere vil variationer i kulstof/kvælstof forholdet for disse anlæg også kunne påvirke renefunktionen, idet et fald i mængden af tilgængeligt letomsætteligt kulstof kan reducere kvælstoffjernelsen.

Krav om maksimal tilledning

For at undgå driftsproblemer som følge af ukontrollerede tilledninger af næringsstoffer og organisk stof bør der i tilladelser til afledning af spildevand fastsættes krav om maksimal tilladelig belastning fra virksomheden, når tilledningen er af et omfang, der har betydning for reneanlægget. Der kan da fastsættes krav til mængden af næringsstoffer, organisk stof (BI_5 , COD) og hydraulisk belastning, jf. afsnit 2.6.1.

Overensstemmelse med spildevandsplan

Det skal dog samtidig sikres, at virksomheden får tilladelse til afledning af spildevand i overensstemmelse med den kapacitet, der er afsat til den i spildevandsplanen eller til oplandet, hvor virksomheden er beliggende. Ud fra spildevandsplanens afsatte kapacitet udtrykt i personækvivalenter (PE) og definitionen af PE, jf. § 4, stk. 5 i spildevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 1999), kan den maksimale tilladelige belastning af næringsstoffer og organisk stof fra virksomheden fastsættes.

BAT

Uanset spildevandsplanens eventuelle kapacitetsangivelser skal vilkår for afledning dog altid være baseret på, at virksomheden anvender bedste, tilgængelige teknik.

2.6.3 Korrosion

Fokus på betonrør

Afløbssystemer kan blive alvorligt skadet ved korrosion. Korrosion opstår på grund af en række kemiske og biologiske processer, og afhænger af de

materialer, som afløbssystemet består af og deres modstandsdygtighed. I denne sammenhæng er der fokuseret på normale betonrør, da det er det mest almindeligt anvendte materiale til afløbsledninger i Danmark.

*pH, temperatur,
suspenderet og
bundfældeligt stof, sulfat*

For at undgå korrosion bør der stilles krav til pH, maksimal temperatur, indholdet af suspenderet eller bundfældeligt stof samt til sulfat. Sulfat kan under iltfattige forhold omdannes til svovlbrinte, der er et korrosivt stof.

Chlorid

Der er tradition for også at begrænse afledningen af chlorid af hensyn til faren for korrosion af betonrør. Det er dog vanskeligt at finde litteratur, der underbygger denne teori. Er der tale om armerede betonrør, som der kun findes ganske få af i Danmark, kan man dog ikke udelukke, at der er en korrosionsfare, om end det ikke har været muligt at finde litteratur med konkrete eksempler herpå. Jf. (Afløbsfraktionen, 1995) og (Lapertis, 1999).

Af hensyn til usikkerheden om korrosionsfaren ved chlorid anbefales det, at der tages udgangspunkt i den hidtil gældende grænseværdi for chlorid på 1.000 mg/l, men forstået således, at det i den konkrete situation kan være velbegrunderet at fravige denne grænseværdi. Det anbefales dog, at kommunen ved en større afvigelse fra grænseværdien, f.eks. ved 4.000 – 5.000 mg/l, jævnligt inspicerer den offentlige kloaklednings tilstand umiddelbart nedstrøms den fysiske tilslutning af det chloridholdige spildevand. Dette vil kunne danne grundlag for et eventuelt senere påbud om at nedbringe chloridindholdet i afledningen, hvis der skulle opstå tegn på korrosion.

Grænseværdier

Som grænseværdier anbefales:

- pH bør ligge i intervallet 6,5 til 9,0, men spidsværdier bør kunne accepteres, jf. (Dansk Standard, 1994).
- Maksimal temperatur over længere perioder bør være under 50 °C. Ved tilstedeværelse af flygtige eller ætsende stoffer bør krav til maksimal temperatur skærpes. Jf. (Dansk Standard, 1994).
- Gennemsnitskoncentrationen af suspenderet stof bør ikke være over 500 mg/l og/eller bundfældeligt stof ikke over 50 ml/l, jf. (Dansk Standard, 1994) og (Henze et al., 1992)
- Gennemsnitskoncentrationen af sulfat bør ikke være over 500 mg/l, jf. (Hvidtved-Jacobsen, 2001), (Miljøstyrelsen, 1988)
- Gennemsnitskoncentrationen af chlorid bør som udgangspunkt ikke være over 1.000 mg/l, jf. (VAV, 1983).

Når der stilles krav svarende til grænseværdierne, vil hensynet til kemisk korrosion normalt være tilgodeset, og der vil i en vis udstrækning være taget højde for svovlbrinte-korrosion. Beskyttelse mod svovlbrinte-korrosion er dog mere komplekst, jf. (Miljøstyrelsen, 1993b), (Hvidtved-Jacobsen, 2001) og (Miljøstyrelsen, 1988).

pH og temperatur

pH bør indgå, såfremt der på virksomheden anvendes syrer eller baser, og temperatur bør indgå, såfremt det vurderes, at der afledes varmt spildevand i betydeligt omfang.

Bundfældeligt og/eller suspenderet stof Mål for indholdet af bundfældeligt og/eller suspenderet stof bør indgå, når det vurderes, at der vil kunne ske en udfældning af disse stoffer i kloaksystemet, dvs. at det i forbindelse med en undersøgelsesfase er vist, at der forekommer tunge partikler i spildevandet.

Ledningsevne, chlorid og sulfat Ledningsevne og anionerne chlorid og sulfat bør indgå, såfremt det i undersøgelsesfasen er vist, at saltindholdet ligger på et højt niveau.

2.6.4 Cyanid

Frit cyanid Cyanid er et meget reaktivt stof, der kemisk set forekommer i vand i en række forskellige former. Ved vurdering af cyanids effekt og skæbne i afløbssystemet, renseanlægget og vandmiljøet kan der tages udgangspunkt i frit cyanid som kritisk parameter. Frit cyanid er defineret som summen af den cyanid, der findes som hydrogencyanid og cyanidionen. Frit cyanid er ligeledes en relevant parameter ud fra hensynet til kloakarbejdere.

Det må forventes, at der kun forekommer små koncentrationer af frit cyanid efter opblanding med husspildevand og passage af renseanlæg, idet forekomsten dog afhænger af udformningen af afløbet, tilstedeværelsen af andre stoffer, pH mv. Der er vist begyndende effekter på nitrifikationen ved koncentrationer af frit cyanid omkring 0,1 mg/l (Vandkvalitetsinstituttet, 1994). Parameteren frit cyanid er analytisk set problematisk, da det er vanskeligt at måle frit cyanid direkte.

Grænseværdi for total cyanid På denne baggrund anbefales det at fastsætte krav til cyanid som indholdet af total cyanid. Ud fra hensynet til renseanlæggets processer og beskyttelsen af akvatiske organismer anbefales det, at koncentrationen af total cyanid ikke overstiger 1 mg/l. Dette bør suppleres med en vurdering af, om cyanid kan forventes at forekomme som frit cyanid i spildevandet.

Syreflygtigt cyanid Eventuelt kan parameteren syreflygtigt cyanid anvendes. Ved syreflygtigt cyanid forstås den del, som kan bringes på gasform ved syretilsætning, dvs. frit cyanid og en del let omsættelige cyanidkomplekser.

2.6.5 Asbestfibre

Højtryksspuling Højtryksspuling af asbestholdige materialer, så som eternittage, er generelt forbudt (Arbejdsministeriet, 1986). Arbejdstilsynets tilsynskredse har dog ifølge Arbejdstilsynets cirkulæreskrivelse nr. 1/1988 bemyndigelse til at give dispensation fra forbudet til producenter af anlæg, der opfylder en række nærmere fastsatte betingelser. Med hensyn til afledning af spildevand er betingelserne, at anlægget skal være indrettet således, at benyttet spulevand opsamles og filtreres. Indholdet af opslemmet stof i spildevand herfra skal ifølge At-cirkulæreskrivelsen være mindre end 30 mg/l (Arbejdstilsynet, 1988a).

Kraftige børsteanlæg Ved anvendelse af øvrige kraftige børsteanlæg til afrensning af asbestholdige materialer, hvor asbestfibre må forventes at løses i mængder svarende til anvendelse af højtryksspuling, bør tilsvarende betingelser være opfyldt, før spildevandet afledes til offentligt spildevandsanlæg.

Tilladelse efter ansøgning Før afledning af asbestholdigt spildevand til offentligt spildevandsanlæg skal der ansøges om tilladelse efter § 28, stk. 3 i lov om miljøbeskyttelse. Af hensyn til begrænsning af spredningen af asbest bør tilladelsen indeholde krav om

opsamling og filtrering af spulevandet, således at indholdet af suspenderet stof i spildevandet er mindre end 30 mg/l.

Blød vandstråle o.lign. Ifølge Arbejdstilsynets At-meddelelse nr. 3.01.6 af maj 1988 kan svampe og lign. f.eks. fjernes med en blød vandstråle efter, at det er løsnet fra taget (Arbejdstilsynet, 1988b). Dette kræver ikke nogen særlig tilladelse efter lov om miljøbeskyttelse, da der ikke forventes at forekomme asbest i spildevandet.

2.7 VURDERING AF BIOLOGISKE EFFEKTER

Komplekst spildevand Industrielt spildevand består ofte af en kompleks blanding af mange forskellige stoffer. Foruden rester af anvendte kemikalier og produkter kan spildevandet indeholde en række ukendte stoffer, der bl.a. kan omfatte kemiske urenheder, samt reaktions- og nedbrydningsprodukter. Det kan derfor være en vanskelig opgave at vurdere en sådan blandings nedbrydelighed eller giftighed ud fra egenskaber for samtlige enkeltstoffer som beskrevet i afsnit 2.3.

Selv for en spildevandsblanding, hvor indholdet af kemiske stoffer er kortlagt, kan en forudsigelse af blandingsens giftighed på grundlag af denne strategi give et væsentligt andet resultat end det, der kan findes ved direkte målinger. En af årsagerne til dette fænomen er, at en række faktorer, som f.eks. interaktioner mellem stoffer og sorptionsfænomener, kan indvirke på en stofblandings egenskaber. For at kontrollere resultatet af en indledende stofvurdering og vurdere et komplekst industrispildevands effekt på processerne i et renseanlæg og på vand- og jordmiljø kan det derfor være hensigtsmæssigt at foretage undersøgelser af egenskaberne af det samlede spildevand.

2.7.1 Komplekst industrispildevands effekter

I vurderingen af komplekst industrispildevands biologiske effekter foreslås det at anvende målemetoder, der bestemmer de samlede effekter af de indeholdte stoffer.

Hæmningstest Ved hæmningstest bestemmes et bestemt spildevands indvirkning på en biologisk proces i forhold til processens forløb uden tilstedeværelse af dette spildevand. Den biologiske proces kan f.eks. måles i form af en omsætningshastighed af et tilsat næringsmedium. Giver det undersøgte spildevand anledning til en reduceret (hæmmet) omsætningshastighed, har spildevandet en akut giftighed på den testede proces. Hæmningseffekten - dvs. graden af giftighed - udtrykkes i procent af den omsætningshastighed, der kan måles, når der ikke er tilsat spildevand.

Ved vurdering af industrielle afledningers effekt på renseanlæg har det tidligere været praksis at benytte en test for slamhæmning efter Dansk Standard (normalt DS 298). Efter udbygningen af de danske renseanlæg til kvælstoffjernelse er anvendelsen af denne test imidlertid blevet mindre relevant. Årsagen hertil er, at slamhæmningstesten ikke er designet med henblik på at vurdere gifteffekter på nitrifikationsprocessen, som ofte er den mest kritiske proces på moderne renseanlæg. Anvendelse af testen kan endda maskere virkningen af de nitrifikationshæmmende stoffer på aktiv slam, hvilket fejlagtigt kan medføre, at spildevandet med væsentlige mængder nitrifikationshæmmende stoffer frikendes for giftige effekter.

Nitrifikationshæmning Det anbefales derfor at anvende en kortvarig hæmningstest for nitrifikationsprocessen, jf. afsnit. 2.7.4. I denne testtype bestemmes

spildevandets akutte giftighed i løbet af en testperiode på f.eks. 2 til 4 timer. Der opnås således et mål for spildevandets øjeblikkelige gifteffekt, men ikke viden om eventuelle langtidseffekter.

Giftvirkning af vanskeligt nedbrydelige stoffer

Ved brug af den akutte hæmningstest fokuseres først og fremmest på spildevandets effekt på renseanlæggets processer. Viser testen, at spildevandet giver anledning til en uacceptabel hæmningseffekt, kan det være relevant at udføre undersøgelser for kronisk toksicitet. Kronisk toksicitet beskriver, hvilke gifteffekter der er tilbage i spildevandet efter en biologisk nedbrydning og har således størst betydning i forbindelse med vurdering af det rensede spildevands effekter på vandområdet. Undersøgelsen er dog også relevant til at vurdere, om der findes persistente stoffer i et spildevand, hvor dette ikke kan belyses tilstrækkeligt på andre måder. Testmetoder er nærmere beskrevet i (Miljøstyrelsen, 1992a).

2.7.2 Acceptniveauer for nitrifikationshæmning

Ved fastsættelse af krav til nitrifikationshæmning bør der generelt maksimalt accepteres et effektniveau på 50 %, mens effekter i intervallet 20-50 % bør udløse undersøgelser, der sigter på at belyse, hvilke forhold der giver anledning til hæmningen. Virksomheden bør naturligvis arbejde mod at opnå et effektniveau under 20 %. For de anførte effektniveauer er det en forudsætning, at der for at opnå hensigtsmæssige undersøgelsesbetingelser i nitrifikationshæmningstesten er anvendt en testfortynding for industrispildevand på 1+4, dvs. 200 ml/l, jf. afsnit 2.7.4.

Grænseværdi 50 %, vejledende krav 20 %

Den anbefalede kravfastsættelse tager udgangspunkt i en anbefaling af følgende acceptniveauer for hæmningseffekter:

- under 20 % hæmning opfattes som ubetydelig (vejledende krav)
- over 50 % hæmning er uacceptabelt (grænseværdi)

2.7.3 Undersøgelserprogram for nitrifikationshæmning

Orienterende undersøgelser for nitrifikationshæmning

Et undersøgelsesprogram til vurdering af industrispildevands gifteffekter bør tage udgangspunkt i den spildevandstekniske beskrivelse. Det anbefales, at der i forbindelse med den indledende gennemgang foretages en orienterende undersøgelse af en repræsentativ døgnprøve af virksomhedens samlede spildevand for nitrifikationshæmning. Ved en varierende produktion eller uensartet spildevandsafledning må dette naturligvis inddrages i fastlæggelsen af prøveudtagnings- og undersøgelsesprogrammet (jf. kapitel 4).

Afhængig af resultatet fra denne første screening af spildevandets hæmningseffekt kan der nu fastlægges et program, der enten sigter på en løbende kontrol eller en dyberegående karakterisering af effekterne.

Videregående undersøgelser for nitrifikationshæmning

Konstaterede hæmningseffekter over 20 % bør udløse nærmere undersøgelser som for eksempel:

1. Nærmere belysning af mønstret for afledning af hæmmende stoffer.
2. Identifikation/kildesporing af hæmmende stoffer.

3. Undersøgelse af om giftvirkningen skyldes vanskeligt nedbrydelige stoffer (kronisk toksicitet).

Identifikation af de hæmmende stoffer kan ske enten ved, at der tages udgangspunkt i virksomhedens råvarelistes, og/eller der kan foretages kildesporing ved undersøgelse af delstrømme.

Undersøgelser af, om giftigheden skyldes vanskeligt nedbrydelige stoffer, kan indledningsvis belyses ved COD/B₅-forholdet i spildevandet, hvor det kan antages, at et forhold større end 3 må tages som indikation af en relativ stor andel af langsomt omsættelige stoffer (Miljøstyrelsen, 1993b).

Herefter kan der om nødvendigt udføres test for, om en giftvirkning skyldes vanskeligt nedbrydelige stoffer (Miljøstyrelsen, 1992a).

2.7.4 Testmetoder for undersøgelse af nitrifikationshæmning

ISO 9509

Der findes ingen Dansk Standard for vurdering af spildevandsprøvers eller specifikke stoffers effekt på nitrifikation. Derimod findes en international standard (ISO 9509). Denne metode har dog et par svagheder. Et af de vigtigste punkter er ISO-testens lave krav til iltindholdet (2 mg O₂/l). Reelt vil nitrifikationen ved denne iltkoncentration være betydeligt hæmmet, og det må anbefales at arbejde med et iltindhold på minimum 4 og gerne over 6 mg/l. ISO-testen stiller endvidere ikke krav til antallet af gentagelser eller kontrolmålinger af temperatur og pH. Det må anbefales, at testen mindst foretages med dobbeltbestemmelser, og at både temperatur og pH kontrolleres i testglas. Begge parametre kan have afgørende effekt på nitrifikationen.

Et andet vigtigt punkt, som ikke er bemærket i ISO-testen, er betydningen af en eventuelt høj koncentration af ammonium/ammoniak i det testede spildevand. Det er således vigtigt at være opmærksom på, at ammonium/ammoniak i højere koncentrationer kan virke hæmmende for nitrifikationen. Det anbefales derfor at kontrollere koncentrationen af ammonium/ammoniak i spildevandsprøven før test og at sikre, at den ikke overstiger 100 mg NH₄⁺-N pr. liter testblanding.

En modificeret udgave

ISO-testen anvendes ofte i 2 modifikationer. I den ene modifikation benyttes et testsystem, der ligger tæt op af det, der er beskrevet i ISO 9509, men metoden er modificeret således, at der sikres en høj iltkoncentration. Derudover anvendes dobbeltbestemmelser og analyse af både ammonium/ammoniak og nitrit-nitrat-N, når der testes på spildevand.

Anden modificeret udgave
= 'Screeningsmetoden'

Den anden modifikation går ud på at modificere yderligere i testdesignet således, at der benyttes lukkede glasrør med et relativt lille testvolumen. Ved test af industrispildevand sikres en tilstrækkelig høj iltkoncentration i de lukkede glas ved tilsætning af ren ilt. Metodens princip er beskrevet i (Arvin et al., 1994) og i (Naturvårdsverket, 1995).

2.7.5 Valg af slam til hæmningstest

Tilvænnet slam

Valget af aktiv slam kan have afgørende betydning for resultatet af en test for nitrifikationshæmning. Det er derfor vigtigt at definere formålet med den planlagte test. Det aktive slam i et specifikt renseanlæg vil være påvirket af de stoffer, der er i det tilledte spildevand. Slammet kan således være tilvænnet til den type spildevand og dermed de industrielle tilledninger, som det er vant til.

Salte

Et andet forhold, som kræver opmærksomhed, er det aktive slams følsomhed over for salte og her især klorid. Undersøgelser af aktiv slam fra renselanlæg med forskelligt kloridindhold i spildevandet har vist, at klorids effekt på nitrifikationen afhænger af det kloridniveau, der normalt optræder i tilløbet til renselanlægget. Da mange typer industrispildevand indeholder relativt høje mængder klorid, vil et valg af et kloridfølsomt slam derfor kunne resultere i, at spildevandet bedømmes stærkt hæmmende alene pga. et højt kloridindhold.

Slamvalg afhænger af formål

Det er således ikke muligt at udvælge et enkelt testslam, som er velegnet til alle typer undersøgelser. Følgende retningslinier bør følges ved valg af slam:

1. Test, der udføres som led i opstilling af vilkår for afledning af spildevand, udføres med aktiv slam fra det renselanlæg, hvortil spildevandet skal tilsluttes.
2. Ved kildesporing af hæmmende stoffer anvendes et følsomt referenceslam, dvs. aktiv slam fra et renselanlæg med lav industribelastning. Slammets følsomhed over for salt bør kendes.

2.7.6 Undersøgelse af effekter på vandmiljø efter rensning

Undersøgelse af effekter over for organismer i vand

De omtalte metoder til undersøgelse af hæmning fokuserer på undersøgelse af effekter på renselanlæggets processer. I forbindelse med store industrier, der afleder spildevand via offentlige spildevandsanlæg, kan det yderligere være relevant at vurdere eventuelle effekter på vandområdet efter rensning (persistent toksicitet).

Dette kan i praksis gøres ved at lade en prøve af spildevandet stabilisere ved inkubering med aktiv slam fra det pågældende anlæg, hvorefter spildevandet, der på denne måde er ”renset”, undersøges for effekter over for organismer, der lever i vand. Teknikken i en sådan undersøgelse er nærmere omtalt i Miljøprojekt nr. 188 (Miljøstyrelsen, 1992a).

2.8 SAMMENFATNING

Det er ikke muligt at lave en udtømmende liste over stoffer som det kan være relevant at stille vilkår til ved tilslutning af spildevand til spildevandsanlæg, men i de ovenstående afsnit er en række hyppigt forekommende stoffer og deres påvirkning af miljøet beskrevet. Valget af stoffer i den enkelte tilslutningstilladelse eller påbud skal baseres på en konkret vurdering af spildevandets sammensætning, og det kan derfor også være relevant at stille vilkår for stoffer, der ikke nærmere er beskrevet i denne vejledning.

*Organiske miljøfremmede stoffer
Bilag 1*

En lang række organiske miljøfremmede stoffer er vurderet og indplaceret på liste A, B eller C, jf. afsnit 2.3. Oplysningerne om disse stoffer er samlet i bilag 1. For de af liste B-stofferne, hvor der er fundet tilstrækkelige data til, at det har kunnet lade sig gøre, er der desuden i bilag 1 anført grænseværdier for afledning af industrispildevand.

*Andre parametre tabel
2.8.1*

For de øvrige omtalte stoffer og parametre er grænseværdierne samlet i tabel 2.8.1. Grænseværdier for tilledning af stoffer til spildevandsanlæg må betragtes som administrative redskaber, der kan lette sagsbehandlingen ved konkrete vurderinger af industritilslutninger. Grænseværdierne kan modificeres på baggrund af en mere detaljeret vurdering af blandt andet kloaksystemet, renselanlæggets processer, slam- og afløbskvaliteten,

beskyttelsen af vand- og jordmiljøet samt tekniske og økonomiske muligheder for at reducere stoftilførelsen.

Ikke vurderede stoffer

For de stoffer og parametre, der ikke er vurderet i denne vejledning, må der foretages en konkret vurdering i de enkelte tilfælde. Der kan eventuelt søges oplysninger om generelle retningslinier anvendt i udlandet, f.eks. svenske (VAV, 1983) og norske (SFT, 1989) retningslinier for afledning af industrispildevand.

Prøvetagning og kontrol

For anbefalinger om prøvetagning og valg af kontrolmetode henvises til kapitel 5.

TABEL 2.8.1

SAMMENFATNING AF GRÆNSEVÆRDIER FOR AFLEDNING AF INDUSTRISPILDEVAND MED HENVISNINGER TIL UDDYBENDE OMTALE.

BEMÆRK, AT ABC-VURDERINGER OG GRÆNSEVÆRDIER FOR SPECIFIKKE ORGANISKE STOFFER FINDES I BILAG 1, OG PRØVETAGNING ER NÆRMERE BESKREVET I AFSNIT 5.2.

Kontrolparameter	Grænseværdi	Analysemetode ¹	Prøvetagning/ Måleperiode	Bemærkninger og henvisninger til nærmere omtale
Temperatur maksimum	50°C		Måles med termometer og kontinuert registrering	Ved spildevand indeholdende flygtige stoffer kan det være nødvendigt med en lavere maksimal temperatur, jf. 2.6.3.
Vandmængde maksimum			Pr. sekund/-time/døgn/år	Omtalt i afsnit 2.6.1.
pH minimum	6,5	DS 287	Måles med elektrode og/eller kontinuert registrering ²⁾	Bør registreres over længere perioder - f.eks. 14 dage. Omtalt i afsnit 2.6.3.
pH maksimum	9,0			
Bundfældeligt stof	50 ml/l	DS 233	Stikprøver	Omtalt i afsnit 2.6.3.
Suspenderet stof	500 mg/l	DS 207	Flowproportional døgnprøve eller stikprøver	Omtalt i afsnit 2.6.3.
Chlorid	1000 mg/l	DS 239/ DS 249	Flowproportional døgnprøve	Omtalt i afsnit 2.6.3.
Sulfat	500 mg/l	DS 286 ³⁾	Flowproportional døgnprøve	Omtalt i afsnit 2.6.3.
Cyanider total	1 mg/l	SM 1975: 413 B&D	Stikprøver, der konserveres	Bør suppleres med en vurdering af, om cyanid kan forventes at forekomme som frit cyanid, jf. 2.6.4.
Arsen	13 µg/l*	4)	Flowproportional døgnprøve i syre-vaskede prøveflasker ⁵⁾ . Oplukning i Henhold til DS 259 eller DS 2210	Omtalt i afsnit 2.5 Ved metallerne er analyseresultatet ikke metodeafhængigt. Derfor kan krav til analysekvalitet hensigtsmæssigt stilles som krav til detektionsgrænse. Anvendelige analysemetoder er bl.a. DS 2211 for arsen, bly cadmium, chrom, kobolt og nikkel og DS 263 for kobber og zink. 8)
Bly	100 µg/l*			
Cadmium	3 µg/l*			
Chrom	300 µg/l*			
Kobber	100 µg/l**			
Kobolt	10 µg/l			
Kviksølv	3 µg/l*			
Molybdæn	30 µg/l			
Nikkel	250 µg/l*			
Selen	8 µg/l			
Sølv	250 µg/l			
Tin	60 µg/l			
Zink	3 mg/l*			
Oliefedt	50 mg/l	DS/R 208 eller ISO 9377-1	Stikprøver i specialvaskede flasker ⁶⁾	Omtalt i afsnit 2.4 Pentan bør anvendes som ekstraktionsmiddel ved begge analysemetoder.

Kontrolparameter	Grænseværdi	Analysemetode ¹	Prøvetagning/ Måleperiode	Bemærkninger og henvisninger til nærmere omtale
Mineralsk olie	10 mg/l (15-20 mg/l)	DS/R 208 (ISO 9377-2)	Stikprøver i specialvaskede flasker ⁶⁾	Omtalt i afsnit 2.4. DS/R 208 er relateret til grænseværdien 10 mg/l og den alternative metode ISO 9377-2 til en grænseværdi på 15-20.
Nitrifikationshæmning - ved 200 ml/l	< 50 % < 20 % vejledende krav	⁷⁾	Flowproportional døgoprøve	Omtalt i afsnit 2.7 50 % anbefales som juridisk bindende krav og 20 % som vejledende krav ved test fortynding 200 ml/l.

Noter:

- 1) For visse af analysemetoderne findes der senere udgaver af DS-standarder end de nævnte.
- 2) Spidsværdier til pH 4 og 10 kan accepteres i 10 % af tiden målt over en time.
- 3) Metoden modificeres ved at fortynde spildevandet 10 gange og filtrere før analyse foretages efter DS 286 .
- 4) Kviksølv bør bestemmes med hydridgenerering/atomabsorption med cold vapour, evt. atomabsorption med grafitovn.
- 5) Prøver til analyse for kviksølv (flygtigt) bør udtages som stikprøve. Ved orienterende måling evt. som flowproportional døgoprøve.
- 6) Evt. flowproportional døgoprøve, hvis virksomhed og kommune er enige herom.
- 7) ISO 9509:1989 kan anvendes med visse modifikationer som beskrevet i afsnit 2.7.4, jf. ligeledes (Naturvårdverket, 1995).
- 8) For krav om kvaliteten af analyserne henvises i øvrigt til bekendtgørelsen om kvalitetskrav til miljømålinger udført af akkrediterede laboratorier, certificerede personer m.v. (Miljø- og Energiministeriet, 1997).

* Det vandkvalitetskriterium, der er anvendt som grundlag for fastsættelsen grænseværdien, er under revision.

** Tilsigtet grænseværdi som udtryk for det langsigtede mål for afledningen

3 Bedste, tilgængelige teknik

Bedste, tilgængelige teknik (BAT = Best Available Techniques) er et bærende element i miljøbeskyttelsesloven (Miljø- og Energiministeriet, 2001c). I dette kapitel er det beskrevet, hvordan virksomheder og myndigheder kan gribe arbejdet med BAT an, og hvor der kan hentes yderligere information om emnet.

3.1 KRAV OM BAT

At blive stillet over for kravet om at anvende BAT rejser spørgsmålet, hvad man reelt skal forstå med BAT, og hvordan en virksomhed skal dokumentere anvendelse af BAT.

3.1.1 Hvad er BAT?

Miljøbeskyttelsesloven

Miljøbeskyttelseslovens § 3 (Miljø- og Energiministeriet, 2001c) slår fast, at der ved lovens administration skal lægges vægt på, hvad der er opnåeligt ved anvendelse af den bedste, tilgængelige teknik (BAT), herunder mindre forurenende råvarer, processer og anlæg og de bedst muligt forureningsbekæmpende foranstaltninger. Ved denne vurdering skal der ifølge loven lægges særlig vægt på en forebyggende indsats gennem anvendelse af renere teknologi.

Ud fra dette princip pålægger miljøbeskyttelsesloven den enkelte virksomhed at anvende den bedste, tilgængelige teknik, således at forureningen ud fra en samlet betragtning bliver mindst mulig.

Spildevandsbekendtgørelsen

I henhold til spildevandsbekendtgørelsens § 4, stk. 11 skal BAT forstås som den teknik, som er teknisk gennemførlig og økonomisk opnåelig for den pågældende virksomhedstype (Miljø- og Energiministeriet, 1999).

Ved vurderingen af, hvad der er bedste, tilgængelige teknik, skal der først og fremmest lægges vægt på at forebygge forureningen ved at anvende renere teknologi. Herunder skal den uundgåelige forurening søges begrænset mest muligt ved forureningsbegrænsende foranstaltninger, herunder bedst mulig rensning.

Med udtrykket "bedste, tilgængelige teknik" menes det mest avancerede trin i udviklingen af aktiviteter, processer og driftsmetoder, som på vurderingstidspunktet er mest effektiv til at forhindre eller begrænse forurening fra en bestemt branche.

Teknisk og økonomisk gennemførlig

Det forudsættes, at teknikken er afprøvet - herhjemme eller i udlandet - i en skala, der gør den relevant for den pågældende branche. Det er endvidere en forudsætning, at teknikken skal være teknisk og økonomisk gennemførlig i den pågældende branche.

Parametre til vurdering af BAT Når det bestemmes, hvad der er den bedste, tilgængelige teknik for en bestemt branche, tænkes ikke kun på "teknik" i snæver forstand, men også på for eksempel:

- hvordan anlægget konstrueres, bygges, vedligeholdes, drives og afvikles,
- tidssvarende produktionsgange,
- mulighederne for at erstatte farlige stoffer med mindre farlige stoffer,
- teknologier, der danner mindst mulig affald,
- genanvendelse og genvinding,
- råvareudnyttelse samt på
- energieffektivitet.

Også uddannelse af medarbejdere i god miljøpraksis har indflydelse på driften af en virksomhed.

Virksomhedens samlede miljøforhold Omtalen af BAT og renere teknologi fokuserer i denne vejledning på spildevandsrelaterede problemstillinger, men ved en konkret vurdering af en virksomheds forurening skal der ligeledes tages hensyn til luftforurening og støj. Samtidig skal der tages højde for det affald, der dannes på virksomheden, og til behovet for at spare på naturressourcerne og på energiforbruget. Ideen er, at man ikke skal kunne løse miljøproblemerne ved at flytte forureningen fra vand til luft eller jord - eller omvendt.

3.1.2 Dokumentation for anvendelse af BAT

Ansøgning Kravet om anvendelse af BAT indebærer, at virksomheder, der søger om tilladelse til afledning af spildevand, over for myndighederne skal fremlægge dokumentation for, at det ansøgte bygger på anvendelsen af BAT. Det påhviler den enkelte virksomhed at undersøge og vurdere virksomhedens muligheder for at anvende den bedste, tilgængelige teknik. Myndigheden skal herefter vurdere ansøgningens oplysninger og konklusioner og om nødvendigt anmode om yderligere dokumentation. På dette grundlag træffer myndigheden efter en konkret vurdering afgørelse om vilkår for spildevandsafledningen.

Grundlag for påbud Har en myndighed begrundet formodning om, at en spildevandsafledning ikke er søgt begrænset mest muligt, kan myndigheden (efter miljøbeskyttelseslovens § 72) anmode virksomheden om at redegøre for mulighederne for at anvende den bedste, tilgængelige teknik og på dette grundlag (efter miljøbeskyttelseslovens §§ 75 og 30) varsle og påbyde reviderede vilkår. Myndigheden kan dog ikke påbyde virksomheden at anvende en bestemt teknologi, men kan stille vilkår svarende til det niveau, der er opnåeligt ved at anvende af den bedste, tilgængelige teknik.

Ændring af teknologi Ønsker en virksomhed på eget initiativ at tage en ny og eventuel renere teknologi i anvendelse, bør virksomheden inddrage tilsynsmyndigheden med henblik på at få afklaret, om den ønskede ændring kræver reviderede vilkår for spildevandsafledningen. Det forudses, at en ændret teknologianvendelse i mange tilfælde ikke vil give anledning til reviderede vilkår.

Dog kan det ske, at en ændring af teknologi medfører øget forurening, afledning af andre stoffer eller forøgede mængder udover, hvad der lå til grund for vilkårene i den eksisterende tilladelse. I en sådan situation er

virksomheden forpligtet til at ansøge om fornyet tilladelse. Såfremt dette ikke sker må tilsynsmyndigheden indskærpe at forholdene lovliggøres (efter miljøbeskyttelseslovens §§ 68 og 69). Se i øvrigt mere herom i afsnit 1.2.

Omlægning af en virksomheds aktiviteter ud fra princippet om BAT kan undtagelsesvis medføre en forøget spildevandsbelastning. Dette vil være acceptabelt i de tilfælde, hvor myndigheden vurderer, at virksomhedens samlede miljøbelastning minimeres, og hvor myndigheden vurderer det acceptabelt af hensyn til arbejdsmiljøet, afløbssystemet, renseanlægget, slammet og vandmiljøet.

3.2 VURDERING AF BAT

Mange aspekter skal inddrages ved vurdering af om en virksomhed anvender BAT. I dette afsnit trækkes de væsentligste aspekter frem.

3.2.1 Teknologi og drift

For at vurdere om en virksomhed anvender BAT, er det nødvendigt at se på virksomheden fra forskellige vinkler. De forhold på en virksomhed der giver anledning til miljøpåvirkninger kan principielt opdeles i:

- Teknologien, dvs. det materiel, der anvendes, og de processer, der udføres, samt
- Driften, der er måden, hvorpå teknologien anvendes og processen udføres.

Dette gælder ikke alene for virksomhedens hovedaktivitet, men også for de forskellige hjælpeoperationer.

Teknologi

Bidraget fra teknologien vil afhænge af, hvordan processen i praksis er opbygget, dvs. hvilke enhedsoperationer, der anvendes, og karakteren af det pågældende udstyr. Eksempler på forskellige tiltag, der kan begrænse miljøpåvirkningen fra teknologien, er:

- Substitution af miljømæssigt problematiske stoffer
- Udskiftning af nedslidte maskiner til tilsvarende med bedre miljøspecifikationer
- Recirkulering af vand og delstrømme
- Separering og genanvendelse af spildstrømme

Drift

Bidragene fra driften vil afhænge af en lang række forhold vedrørende styringen af teknikken, herunder specielt driftspersonalets instruktion og motivation. BAT i relation til driften betegnes ofte driftsoptimering eller 'god husholdning'. Eksempler på forskellige tiltag, der kan begrænse miljøpåvirkningen fra driften, er:

- Driftsprocedurer og manualer for produktion, hjælpeoperationer og vedligeholdelse
- Uheds- og risikoplanlægning
- Miljømæssig bevidsthed af medarbejdere, f.eks. ved uddannelse og træning
- Forbedret instruktion i forbindelse med f.eks. opstarts- og nedluknings-situationer

Som gennemgående eksempel i denne vejledning er valgt et konstrueret eksempel på en malingsproducerende virksomhed. Eksemplet er bl.a. konstrueret ud fra Brancheorienteringen for lak- og farveindustrien (Miljøstyrelsen, 1996b).

En virksomhed arbejder med produktion af vandbaseret maling.

Teknologien:

Produktion af maling består grundlæggende i fire delprocesser:

- 'forblanding', hvor materialerne opslemmes i vand,
- 'rivning' dvs. findeling af materialerne
- 'toning', hvor malingen tilsættes pigmenter til ønsket farve
- 'tapping', hvor malingen fyldes på dunke i forskellig størrelse

Ved malingsproduktionen opstår der en række spild/tab, idet

- kuglemøllen til rivning støver, hvilket medfører spild til kloak, når gulvene senere vaskes
- rengøring af tanke og rørsystemer medfører udvaskning af 'sjatter' og maling, der er hæftet til overfladerne, både ved blanding, toning og på tappelinier.

Driften:

Samtidig kan der også opstå spild i forbindelse med driften. Omfanget af spildet kan variere mellem forskellige skiftehold. Dette kan eksempelvis skyldes, at ikke alle er lige omhyggelige med tømning af sækkene, og at holdene bruger lidt forskellige rutiner ved tømning af tankene inden rengøring.

3.2.2 Hjælpeoperationer

Ved gennemgang og vurdering af indsatsmulighederne for BAT er det væsentligt ikke kun at fokusere på selve produktionsprocessen, men også at se på de tilknyttede hjælpeoperationer. Eksempelvis vil mange virksomheder i forskelligt omfang have:

- kraftforsyning og anden energifremstilling
- køleanlæg
- visse typer luftrensning
- rengøringsoperationer
- laboratorier
- værksteder

Driften af disse hjælpeoperationer vil potentielt kunne give anledning til ikke uvæsentlige spildevandsafledninger. Derudover kan også oplag af råvarer og produkter give anledning til spildevandsafledning i forbindelse med eventuelle uheld og spild.

Det anbefales at pladser med olier og kemikalier etableres uden afløb og overdækket, så der ikke sker afledning af overfladevand herfra.

3.2.3 Stofsubstitution

Vurdering af BAT i relation til spildevand har ofte udgangspunkt i begrænsning i afledningen af stoffer, der er uønskede i spildevandet. Dette kan ske dels ved:

- at begrænse eller helt undgå anvendelsen af de pågældende stoffer,

- at undgå, at de pågældende spildevandsstrømme afledes til kloak, eller ved
- at udskifte/substituere de uønskede stoffer med mere miljøvenlige stoffer.

Information fra leverandører

Ved ansøgning om tilladelse til afledning af spildevand til kloak skal virksomheden som tidligere nævnt redegøre for anvendelsen af BAT. I relation til stofs substitution kræver dette en række oplysninger om de stoffer og produkter, der anvendes på virksomheden. Hvis virksomheden ikke selv ligger inde med de nødvendige oplysninger, må virksomheden skaffe disse fra underleverandører.

3.3 INFORMATION OM BAT

Der sker til stadighed en udvikling af den bedste tilgængelige teknik. Det er netop hele ideen bag dette begreb. Når en virksomhed skal undersøge mulighederne for at anvende BAT, kan der blandt andet tages udgangspunkt i det materiale, der udsendes af Miljøstyrelsen. En del af materialet er udarbejdet med henblik på miljøgodkendelse af virksomheder, men kan i mange tilfælde også anvendes i forbindelse med spildevandstilladelser.

Det drejer sig om:

- branchespecifikke bekendtgørelser,
- brancheorienteringer og
- branchevejledninger.

Miljøstyrelsen har desuden udsendt en referenceliste med oplysninger om bl.a. rapporter om renere teknologi, som kan supplere ovennævnte materiale (Miljøstyrelsen, 2000a). Her udover udsender Europakommissionen løbende "BAT reference documents" (BREFs), i det følgende omtalt som BAT-noter.

Brancheorienteringer

For en række brancher har Miljøstyrelsen udarbejdet brancheorienteringer med udgangspunkt i branchens forureningsproblemer samt mulighederne for at anvende renere teknologi. En brancheorientering vil typisk indeholde en generel beskrivelse af branchen og dens forureningsforhold samt en gennemgang af tilgængelige teknikker og metoder til at nedbringe forureningen.

Miljøstyrelsens brancheorienteringer omfatter p.t. brancherne varmforzinkning (Miljøstyrelsen, 1993c), autoophugning (Miljøstyrelsen, 1993d), galvanisering (Miljøstyrelsen, 1993e), asfaltindustri (Miljøstyrelsen, 1995a), jern- og metalgenvinding (Miljøstyrelsen, 1995b), farve- og lakindustri (Miljøstyrelsen, 1996b) og autoværksteder (Miljøstyrelsen, 2000b). Form og indhold for den enkelte brancheorientering er fastlagt i samarbejde med branchen.

Brancheorienteringer for følgende brancher er under forberedelse: fiskeindustri, tekstilfarverier og trykkerier, træ- og møbelindustri samt plast industri.

Branchevejledninger

For enkelte brancher er der udarbejdet egentlige branchevejledninger. Miljøstyrelsens branchevejledninger omfatter p.t. overflade behandling af skibe (Miljøstyrelsen, 1991b), grovvarebranchen (Miljøstyrelsen 1991c), forbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen, 1993a) og skydebaner (Miljøstyrelsen, 1995c).

BAT-noter

For virksomheder, der i henhold til godkendelsesbekendtgørelsen er (i)-mærkede listevirksomheder (Miljø- og Energiministeriet, 2001a), udsender Europakommissionen løbende BAT-noter. Disse indeholder:

- generelle oplysninger om branchen,
- generelle oplysninger om de industrielle processer i den pågældende branche,
- data og information om aktuelle udlednings- og forbrugsniveauer for den pågældende branche hentet fra eksisterende virksomheder,
- de mest oplagte emissionsbegrænsende foranstaltninger incl. oplysninger om de forbrugs- og emissionstærskler, der kan opnås ved anvendelse af disse foranstaltninger,
- omkostningerne ved disse foranstaltninger,
- cross-media betragtninger,
- vurdering af foranstaltningernes anvendelighed på nye såvel som gamle anlæg henholdsvis små eller store anlæg,
- en vurdering af, hvilke teknikker og forbrugs- og emissionsniveauer (BAT emissions levels), der helt generelt må anses for BAT med henblik på at angive et referenceniveau, som kan bidrage til bestemmelsen af BAT for den enkelte virksomhed.

Det er vigtigt at understrege, at BAT-noterne indeholder emissionsniveauer og ikke emissionsgrænseværdier. BAT-noterne er tænkt som et input til myndighedernes bestemmelse af, hvilke krav der skal gælde for den enkelte virksomhed.

BAT-noterne offentliggøres i deres fulde version af IPPC-bureauet i Sevilla på internetadressen:

<http://eippcb.jrc.es>

Et kort uddrag (executive summary) offentliggøres af Europa-Kommissionen på Kommissionens hjemmeside vedrørende IPPC-direktivet:

<http://europa.eu.int/comm/environment/ippc/index.htm>

I alt er det planlagt at udstede 32 BAT-noter, der vil blive udstedt i perioden frem til 2004. Medio 2002 forelå der 8 endeligt vedtagne BAT-noter omfattende:

- Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries,
- Reference Document on Best Available Techniques on the Production of Iron and Steel,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry,

- Reference Document on Best Available Techniques in the Ferrous Metals Processing Industry,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Chlor-Alkali Manufacturing Industries,
- Reference Document on Best Available Techniques to Industrial Cooling Systems
- Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry.

Desuden forelå der medio 2002 følgende færdige, men ikke endeligt vedtagne BAT-noter:

- Reference Document on Best Available Techniques for the Tanning of Hides and Skins,
- Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Large Volume Organic Chemical Industry,
- Reference Document on Best Available Techniques in the Common Waste Water and Waste Gas Treatment/ Management Systems in the Chemical Sector.

Brancheforeninger

Endnu en kilde til oplysninger om BAT inden for en bestemt branche er brancheforeninger. Disse foreninger har ofte betydelig viden om status inden for branchen.

4 Spildevandsteknisk beskrivelse af virksomhed

For at kunne vurdere en virksomheds spildevandsforhold efter principperne beskrevet i kapitel 2 og 3, om spildevands mulige effekter og BAT, kræves der et godt kendskab til virksomheden og dens aktiviteter. Dette kapitel indeholder en fremgangsmåde, hvormed kommuner og virksomheder i samarbejde kan fremskaffe de nødvendige oplysninger.

Ansøgning

Ved ansøgning om tilladelse til afledning af spildevand er det nødvendigt at virksomheden fremlægger de fornødne oplysninger om forhold af betydning for spildevandsproduktionen. Konkret bør dette ske ved, at virksomheden udarbejder en spildevandsteknisk beskrivelse af dens aktiviteter, der kan danne grundlag for den spildevandstekniske vurdering, som kommunen udfører. For godkendelsespligtige virksomheder bør vurderingen af spildevandsforholdene koordineres med miljøgodkendelsen således, at virksomhedens miljøforhold vurderes samlet. Den spildevandstekniske beskrivelse kan samtidig være med til at bevidstgøre virksomheden om dens spildevandsforhold og indkredse eventuelle indsatsområder for renere teknologi. Hvis kommunen vurderer, at ansøgningen ikke indeholder tilstrækkelige informationer, kan den stille krav om yderligere oplysninger inden der meddeles tilladelse, jf. afsnit 3.1.2.

Virksomheden skal ved ansøgning som minimum redegøre for indretning og drift, herunder oplysninger om art og forbrug af råvarer, mikroorganismer og hjælpestoffer samt procesbeskrivelse. Der skal fremlægges dokumentation for, at virksomhedens aktiviteter bygger på princippet om BAT. Ansøgningen skal desuden indeholde oplysninger om spildevandets mængde og sammensætning med hensyn til temperatur, pH og koncentrationen af forurenende stoffer og bør desuden indeholde forslag til vilkår og egenkontrol.

Ændring af produktionsforhold

Som omtalt i afsnit 1.2 er en virksomhed forpligtet til at søge om ændring af sin tilladelse til afledning af spildevand, såfremt der planlægges ændringer af produktionsforholdene, der medfører ændrede betingelser for afledning af spildevand. For at både virksomheden og kommunen til en hver tid kan se, om en tilladelse og forudsætningerne for den er dækkende for en bestemt produktion, er det hensigtsmæssigt, at tilladelsen indeholder en spildevandsteknisk beskrivelse og kommunens vurdering af forholdene, således at det tydeligt fremgår, hvad grundlaget for afgørelsen har været.

Reviderede vilkår

Hvis en kommune finder vilkårene i en virksomheds spildevandstilladelse for utilstrækkelige eller uhensigtsmæssige, kan den som beskrevet i afsnit 1.2 efter miljøbeskyttelseslovens § 30, stk. 1 og 4 påbyde reviderede vilkår for spildevandsafledningen. Kommunen bør i den forbindelse sikre sig en tilsvarende viden om virksomhedens forhold som ved behandling af en ansøgning om spildevandsafledning. Hvis kommunen ikke har tilstrækkelige oplysninger om forholdene på virksomheden, kan den efter miljøbeskyttelseslovens § 72 anmode virksomheden om at fremskaffe de nødvendige oplysninger.

Med de mange forskellige virksomhedstyper, hvor udarbejdelse af en spildevandsteknisk beskrivelse kan være relevant, er det ikke muligt at give en entydig model for processen, men der er med dette kapitel beskrevet en mulig fremgangsmåde, hvormed kommuner og virksomheder i samarbejde kan fremskaffe det nødvendige vurderingsgrundlag.

*Struktur
spildevandsteknisk
beskrivelse*

Omfanget af den spildevandstekniske beskrivelsen vil afhænge meget af virksomhedens størrelse og kompleksitet. I det følgende er der givet et eksempel på, hvorledes strukturen i en sådan beskrivelse hensigtsmæssigt kan være:

- Redegørelse for anvendelse af bedste, tilgængelige teknik (BAT), jf. kapitel 3.
- Gennemgang af virksomhedens **produktionsforløb** med fokus på de væsentligste spildevandsgenererende processer/aktiviteter (afsnit 4.1)
- Gennemgang af virksomhedens forbrug af **råvarer og hjælpestoffer**, samt produkter, der dannes i produktionen, med henblik på at identificere, om der afledes miljømæssigt problematiske stoffer (afsnit 4.2)
- Karakterisering af **spildevandsafledningen** på grundlag af eventuelt prøvetagnings- og analyseprogram (afsnit 4.3)

Flere niveauer

Hver af disse områder kan beskrives på forskelligt detaljeringsniveau. I det følgende er der skelnet mellem den indledende kvalitative **identifikation**, en videre **kvantificering**, en eventuel bestemmelse af det **tidsmæssige mønster** samt mulighederne for at **dokumentere** de beskrevne forhold.

Tabel 4.1 viser en oversigt over mulige komponenter i arbejdet, og i de efterfølgende afsnit er disse komponenter beskrevet nærmere, blandt andet ved anvendelse af eksempler.

TABEL 4.1
 OVERSIGT OVER MULIGE ELEMENTER I EN SPILDEVANDSTEKNISK BESKRIVELSE.
 BEMÆRK, AT DEN SPILDEVANDSTEKNISKE BESKRIVELSE DESUDEN SKAL REDEGØRE FOR
 ANVENDELSE AF BAT, IDET BAT SKAL VÆRE UDGANGSPUNKTET FOR PRODUKTIONEN, JF.
 KAPITEL 3.

	Produktionsbeskrivelse	Råvarer og hjælpestoffer	Spildevandsstrømme
Identifikation	<p>Beskrivelse af produktionsforløb med fokus på spildevandsgenererede aktiviteter (4.1.1)</p> <p>Identifikation af processer/aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand (4.1.2)</p> <p>Evt. valg af mål til karakterisering af produktions størrelse (4.1.3)</p>	<p>Identificering af råvarer med angivelse af årligt forbrug (4.2.1)</p> <p>Beskrivelse af indholdsstoffer i råvarer med væsentligt spild til kloak (4.2.3)</p> <p>Miljømæssig kategorisering, dvs. inddeling i A-, B- og C-stoffer (4.2.4)</p> <p>Beskrivelse af dannede reaktionsprodukter (4.2.5)</p>	<p>Intern afløbsplan (4.3.1)</p> <p>Karakteristik af spildevandsstrømme (4.3.2)</p> <p>Evt. identifikation af spildevandsemissioner med væsentligt indhold af A- og/eller B-stoffer eller med ukendt sammensætning</p> <p>Opgørelse af samlet spildevandsvolumen. Evt. opstilling af samlet vandbalance (4.3.3)</p> <p>Indledende karakterisering (måling og prøvetagning) af samlet spildevandsafledning (4.3.4)</p>
Kvantificering	Uddybende beskrivelse af processer/aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand	Vurdering af % spild til kloak (4.2.2)	Uddybende karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme (4.3.5)
Tidsmæssig mønster	Beskrivelse af, hvornår afledningen sker, f.eks. <ul style="list-style-type: none"> - produktionstid - kampagneproduktion (4.1.4)	Beskrivelse af, hvornår forbruget/afledningen af udvalgte råvarer og hjælpestoffer sker	Beskrivelse af afledningsmønster for flow og udvalgte indholdsstoffer (4.3.5)
Dokumentation	Dokumentation for omfang af spildevandsafledningen ud fra produktionsparametre (4.1.5)	Dokumentation for afledning af stoffer via fakturaer/bogholderi/datablade, oplysninger fra datablade m.v. (4.2.6)	Vurdering af mulighederne og behovet for at måle spildevandsafledningen (4.3.5)

4.1 PRODUKTIONSBEKRIVELSE

Formål

Formålet med at udarbejde en spildevandsorienteret produktionsbeskrivelse er at skabe overblik over produktionen, og hvor der afledes spildevand. Samtidig kan produktionsbeskrivelsen bruges som grundlag for redegørelsen for, at den anvendte teknologi og drift er udtryk for den bedste tilgængelige teknik (BAT).

4.1.1 Beskrivelse af produktionsforløb

Produktionsflow

I de fleste tilfælde vil det være relevant at starte med at beskrive virksomhedens produktionsforløb med angivelse af de vigtigste processer/aktiviteter, f.eks. i et flowdiagram.

I nogle tilfælde kan det være vanskeligt at beskrive produktionen med et enkelt lineært forløb. Det gælder virksomheder, hvor produktionsforløbet udformes til hver enkelt ordre. I disse tilfælde er det ofte tilstrækkeligt - for at forstå produktionens karakter - at man lister de enhedsoperationer, der indgår, uden at følge produkternes vej gennem produktionen.

4.1.2 Identifikation af aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand

Oversigt

På baggrund af produktionsbeskrivelsen kan der udarbejdes en oversigt over de væsentligste aktiviteter, der giver anledning til produktion af spildevand. Her må der for de enkelte aktiviteter både tænkes på teknologien og driften fra såvel hovedaktiviteterne som hjælpeoperationerne. Oversigten kan eksempelvis udformes som i tabel 4.1.2, jf. de to første kolonner .

4.1.3 Valg af mål for produktionsvolumen

Det er i nogle situationer hensigtsmæssigt at kunne følge udviklingen i en virksomheds spildevandsafledning i forhold til dens produktion. Eksempelvis kan det være relevant ved indførelse af vandbesparende foranstaltninger at kunne vurdere spildevandsafledningen i forhold til produktionens størrelse, jf. afsnit 5.1.4.

Produktionsvolumen

For at gøre det muligt at følge den udvikling i spildevandsafledningen, der er relateret til produktionens omfang, vil det normalt være hensigtsmæssigt at finde et mål, der kan bruges til at karakterisere produktionens størrelse i forhold til det afledte spildevand. Dette mål kaldes ofte antallet af nøgleenheder eller produktionsenheder og kan anvendes for eksempel ved sammenligning af produktionsomfang i forskellige perioder eller ved sammenligning af forskellige teknologier til bestemmelse af BAT.

I tabel 4.1.1 er der givet eksempler på mål udvalgt specielt til at karakterisere produktionens omfang i relation til betydende forhold i spildevandet.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.1.1
EKSEMPLER PÅ MÅL FOR PRODUKTIONENS OMFANG (PRODUKTIONSENHEDER) I RELATION TIL SPILDEVANDSAFLEDNINGEN FOR FØRSKELLIGE VIRKSOMHEDSTYPER.

Virksomhed	Mål for produktionens omfang
Trykkeri	Areal af produceret tryksag
Offset-trykkeri	Pladeareal fremkaldt
Serigrافي-virksomhed	Rammeareal
Reprovirksomhed	Arealet af fremkaldt film
Mejeri	Mængden af indvejet mælk
Slakteri	Antal slagtedy
Farve-lak producent	Volumen af producerede malingsprodukter
Tekstilfarveri	Mængden af indfarvet klæde
Galvanisk virksomhed	Forbruget af anoder
Medicinalvirksomhed	Syntese eller gæret volumen
Papirproducent	Mængden af produceret papir
Vaskeri	Vægten af vasket tøj
Bilvaskehal	Antal vaskede biler

Som det fremgår af eksemplerne, kan målet være: samlet mængde af råvarer, en dominerende råvarekategori, mængden af produkterne, et dominerende mellemprodukt eller en råvare, der specifikt er relateret til den/de spildevandsgenererende processer.

Valget afhænger af formålet

Inden for hver branche kan der dog være forskellige mål for produktionens omfang, der kan være relevante til vurdering af forskellige miljøforhold. F.eks. kan tungmetalafledning være relateret til én produktionsenhed (f.eks. forbrugt hjælpestof), mens organisk stof kan være relateret til en anden (f.eks. anvendt råvare).

4.1.4 Tidsmæssig mønster for spildevandsafledning

Som led i den miljømæssige vurdering af spildevandsstrømmene kan det være relevant at beskrive, hvornår afledningen af de pågældende strømme finder sted. Der kan være tale om:

- at bestemte aktiviteter kun sker i starten eller slutningen af en produktionsdag
- at særlig grundig rengøring udføres inden en weekend
- at regenerering af en ion-bytter kun sker en gang om måneden
- at bestemte stoffer kun anvendes i forbindelse med bestemte produktionskampagner

Kendskab til afledningsmønstret er en vigtig forudsætning for at gennemføre en korrekt miljømæssig vurdering af spildevandsafledningen, og det må derfor anbefales, at afledningsmønstret beskrives for de betydende spildstrømme, som vist i eksemplet i tabel 4.1.2, jf. sidste kolonne.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.1.2
EKSEMPEL PÅ LISTE OVER AKTIVITETER, HVORFRA DER AFLEDES SPILDEVAND MED ANGIVELSE AF AFLEDNINGSMØNSTER.

Aktivitet	Spildevandsstrøm	Typisk afledningsmønster
Forblandeanlæg	Fortrængningsvand	Dagligt løbende
Forblandeanlæg	Rengøringsvand	Dagligt løbende
Laboratorier	Laboratoriespildevand	Dagligt løbende
Produktionshaller	Tag- og overfladevand	Nedbørsafhængigt
Tappelinier	Rengøringsvand	Dagligt kl. 14-15
Toiletter og omklædningsrum	Sanitært spildevand	Dagligt løbende størst kl. 14-15
Toningsrampe	Rengøringsvand	Dagligt løbende

4.1.5 Dokumentation af produktionsaktiviteter

I forbindelse med udarbejdelsen af en produktionsbeskrivelse kan det være relevant at kunne dokumentere, hvorledes produktionen foregår.

Driftsjournaler

Til dokumentation af omfanget af produktionsaktiviteterne vil der typisk være tale om driftsjournaler af forskellig form. Mange virksomheder har styringssystemer, hvor der produceres diverse rapporter indeholdende relevante informationer. Disse rapporter kan være ganske nyttige og medvirkende til at skabe overblik, også over de spildevandstekniske forhold.

Det vil derfor være hensigtsmæssigt at vedlægge disse til den spildevandstekniske beskrivelse.

4.2 RÅVARER OG HJÆLPESTOFFER

Formål

Som grundlag for en vurdering af om virksomheden håndterer - og dermed potentielt afleder - stoffer, der kan være problematiske for spildevandssystemet, bør virksomheden gennemgå sit samlede råvareforbrug.

Trinvis gennemgang

Gennemgangen af råvarer og hjælpestoffer kan passende udføres i en række trin, og der er herunder givet et forslag til en sådan fremgangsmåde:

1. Første trin er etablering af en samlet råvareliste med oplysninger om navn, leverandør, proces, hvor råvaren anvendes, og forbrugte mængder (afsnit 4.2.1).
2. Derefter vurderes, hvor stor en procentdel der afledes til kloak (afsnit 4.2.2).
3. For de råvarer, der afledes til kloak, indsamles oplysninger om indholdsstofferne og deres miljø- og sundhedsmæssige effekter (afsnit 4.2.3).

På baggrund af oplysningerne foretager kommunen herefter en vurdering af, om der er tale om A, B eller C-stoffer, og kommunen vurderer i overensstemmelse med principperne i kapitel 2, om de afledte mængder og koncentrationer er acceptable (afsnit 4.2.4), idet det forudsættes, at der anvendes bedste, tilgængelige teknik, jf. kapitel 3.

4.2.1 Samlet råvareliste

Oplysninger om råvarer

Indledningsvis bør virksomheden udarbejde en råvareliste, der som udgangspunkt indeholder oplysninger om navn, produkttype, leverandør, proces, hvor råvaren anvendes og forbrugte mængder for eksempel pr. år.

4.2.2 Vurdering af spildprocent for råvarer

Virksomheden bør efterfølgende gennemgå den udarbejdede råvareliste med henblik på at anslå den mængde af de enkelte råvarer, der afledes til kloak.

Det kan være relevant samtidig at opdele råvarerne i egentlige råvarer og hjælpestoffer, hvor hjælpestofferne er karakteriseret ved ikke at indgå i det færdige produkt.

Hjælpestoffer

Typiske hjælpestoffer vil være rengøringsmidler, tilsætningsstoffer til køleanlæg og kedelanlæg, katalysatorer og opløsningsmidler. Ofte vil det være relativt enkelt for virksomheden at angive, om hjælpestofferne ender i spildevand, affald eller stripes af til luften.

Råvarer

For de egentlige råvarer, dvs. de varer der i forskelligt omfang indgår i produkterne, må virksomheden tilsvarende vurdere, hvor stor en andel der ender i kloak.

Støv o.lign.

I den forbindelse skal man være opmærksom på, at mange former for bearbejdning af forskellige emner kan føre til dannelse af støv og lignende, som kan ende i kloak via rengøring af produktionslokaler.

Virksomhedseksempel

Ofte kan det være hensigtsmæssigt at operere med en række grove procentangivelser for, hvor stor en del af en råvare eller et hjælpestof, der ender i kloak, f.eks.:

- 0,1 % Råvaren kan under normale omstændigheder ikke havne i kloaksystemet*
- 1 % Der foregår et mindre spild af råvaren til kloak, men det er meget lille*
- 10 % Der sker et betydeligt spild af råvaren til kloak*
- 50 % Rundt regnet halvdelen af råvaren ender i kloak*
- 80 % Størstedelen af råvaren ender i kloak, men der går også lidt til affald eller med produktet*
- 100 % Dette hjælpestof anvendes direkte til et formål, hvor den efterfølgende afledes til kloak*

I tabellen nedenfor er vist et eksempel på en råvareliste med angivelse af spildprocenter.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.2.1
EKSEMPEL PÅ UDSNIT AF RÅVARELISTE MED ANGIVELSE AF SKØNNET AFLEDNING TIL KLOAK OG RESULTATET AF DEN INDLEDENDE MILJØMÆSSIGE VURDERING.

Råvare/hjælpesoffer	Anvendes i forbindelse med processen	Årligt forbrug (kg)	Skønnet vægt-% afledt	Skønnet årlig afledning (kg)
NPE	Blanding af maling	125	2 %	2,5
Monopropylenglycol	Blanding af maling	125.000	2 %	2500
Texanol	Blanding af maling	25	2 %	0,5
Kaolin	Blanding af maling	250.000	2 %	5.000
Talkum	Blanding af maling	500.000	2 %	10.000
Titandioxid	Blanding af maling	500.000	2 %	10.000
Diuron	Blanding af maling	<25	2 %	0,5
'Vask og rens'	Rengøring	200	100 %	200

4.2.3 Indholdsstoffer i råvarer med spild til kloak

Betydende råvarer

For at kunne vurdere spildevandets sammensætning må virksomheden fremskaffe oplysninger om indholdsstofferne i de råvarer, der kan risikere at ende med spildevandet i kloakken. For at koncentrere indsatsen om de spild af råvarer, der har miljømæssig betydning, kan virksomheden i samarbejde med kommunen som myndighed identificere de betydende råvarer til nærmere bestemmelse af indholdsstoffer, jf. eksemplet i tabel 4.2.2.

Formålet med oplysninger om indholdsstoffer er at etablere et grundlag for en sortering af råvarerne i forhold til deres indhold af liste A-, B- eller C-stoffer, jf. afsnit 2.3.

De oplysninger, som virksomheden bør fremskaffe for at myndighed, og evt. også virksomheden selv, kan foretage en vurdering af, om indholdsstofferne er A, B eller C-stoffer, er oplysninger om stoffernes humane skadevirkning, flygtighed, nedbrydelighed, giftighed, og bioakkumulerbarhed, jf. afsnit 2.3.2.

4.2.4 Miljømæssig kategorisering af råvarer

ABC-vurdering af indholdsstoffer

På baggrund af de indsamlede oplysninger om indholdsstofferne i råvarerne kan kommunen som myndighed herefter foretage en vurdering af, om indholdsstofferne er A, B eller C-stoffer og dermed vurdere, hvor problematiske stofferne er ved afledning til spildevandssystemet, jf. afsnit 2.3.1.

I tabel 4.2.2 er der vist eksempler på resultatet af en vurdering af indholdsstofferne i et sammensat produkt.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.2.2

EKSEMPEL PÅ IDENTIFIKATION AF INDHOLDSTOFFER OG RESULTAT AF VURDERING AF INDHOLDSTOFFER I UDVALGT PRODUKT FRA RÅVARELISTEN

Råvarenavn	Indholdsstoffer	CAS-nr.	Vægt-% af indholdet	Resultat af Stofvurdering
'Vask og rens'	LAS (C ₁₂)		5	B
	Alkoholethoxylater (C ₈ - C ₁₈ , 8EO)		5	C
	Butyldiglycol	112-34-5	2	C
	Citronsyre	5.949-29-1	1	C
	2-Bromo-2-nitropropan-1,3-diol	52-51-7	<0,1	A

4.2.5 Dannede reaktionsprodukter

Ud over råvarerne og hjælpestofferne bør virksomheden desuden være opmærksom på de stoffer, der dannes som reaktionsprodukter i processen, og som afledes til kloak. Disse produkter kan være vanskelige at identificere, men virksomheden bør tilstræbe dette, så de miljømæssigt vigtigste reaktionsprodukter identificeres.

Hypochlorit

For eksempel er desinfektionsmidlet natriumhypochlorit vurderet til at være et C-stof, men hypochlorit kan danne halogenerede organiske forbindelser, bl.a. chloroform, der er et A-stof. Anvendelsen af natriumhypochlorit bør derfor begrænses som havde det været et A-stof.

4.2.6 Dokumentation for afledning af stoffer

Som det fremgår af ovenstående, vil en samlet dokumentation for afledningen af miljømæssigt problematiske stoffer - baseret på den beskrevne metodik - bestå af flere komponenter, deriblandt dokumentation for:

- råvareforbruget
- spildprocenten
- sammensætningen af betydende råvarer
- oplysninger om de enkelte indholdsstoffer i råvarerne

Råvareforbrug

Virksomheden vil normalt kunne etablere en liste over det samlede råvareforbrug ud fra dens materialestyringssystem eller bogholderi. Da disse oplysninger indgår i virksomhedens økonomiske regnskab (samt eventuelt også i dens grønne regnskab), vil de typisk være kendt med forholdsvis stor nøjagtighed. Alternativt kan det være nødvendigt at virksomheden gennemgår fakturaer for råvareindkøb for en periode.

<i>Spildprocent</i>	<p>Fremskaffelse af dokumentation for spildprocenten afhænger delvis af spildprocentens størrelse. For hjælpestoffer, hvor spildet ofte er 100 %, er opgaven naturligvis simpel, og det samme gælder til dels for spildprocenter på nul, hvor der udfra de producerede mængder kan fremskaffes dokumentation for, at disse stoffer disponeres på anden måde.</p> <p>For stoffer, hvor der sker en delvis afledning med spildevand, kan dokumentationen ske via målinger, massebalancer på den aktuelle proces eller ved kvalificerede skøn. Det må i det enkelte tilfælde afklares med kommunen, med hvor stor nøjagtighed det er nødvendigt at kende spildet.</p>
<i>Sammensætning</i>	<p>Oplysninger om sammensætning af en råvare må ofte skaffes fra sikkerhedsdatablade eller fra leverandøren af de enkelte råvarer. Hertil kommer, at der for visse brancher er udarbejdet lister over mulige indholdsstoffer i forskellige råvaregrupper - opdelt efter funktioner, f.eks. grafisk branche (Miljøstyrelsen, 1995d).</p> <p>Nogle leverandører vil være utrygge ved at udlevere oplysninger om den præcise sammensætning af deres produkter. I de situationer kan det være en mulighed, at leverandøren udleverer oplysningerne direkte til myndigheden.</p>
<i>Stofoplysninger</i>	<p>Dokumentation for oplysningerne om de enkelte stoffer består typisk af kildeangivelser til relevante undersøgelsesresultater.</p>

Bilag 1 og 2 indeholder de nødvendige oplysninger for en række relevante stoffer.

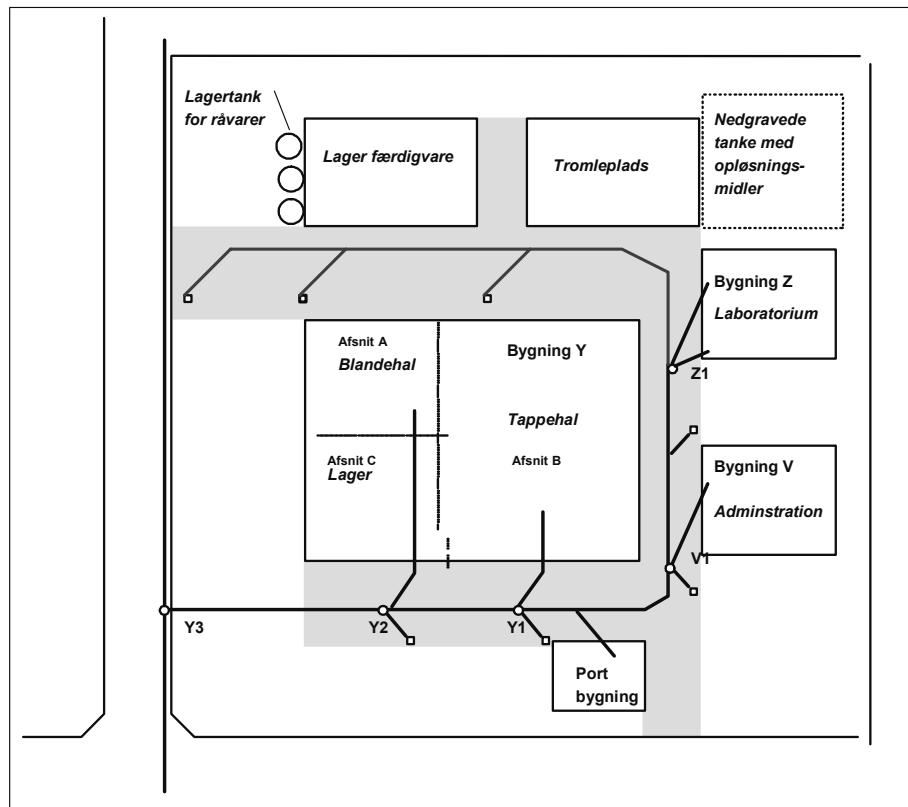
4.3 SPILDEVANDSSTRØMME

En virksomhed har ofte normalt flere spildevandsstrømme. Disse bør alle registreres og karakteriseres.

4.3.1 Afløbsplan

<i>Alle spildevandsstrømme</i>	<p>For at skabe overblik over en virksomheds spildevandsafledning bør den spildevandstekniske beskrivelse indeholde en plan over virksomhedens afløbsforhold, både hvad angår produktionsområdet, men også hvad angår virksomhedens øvrige afløbsforhold til for eksempel regnvand. Det skal af planen tydeligt fremgå, hvor spildevandet tilsluttes den offentlige kloak. Et eksempel på en afløbsplan er vist i figur 4.3.1.</p>
--------------------------------	--

Valget af detaljeringsniveau vil afhænge af virksomhedens størrelse og produktionens kompleksitet, men normalt vil lidt større virksomheder i forvejen være opdelt i forskellige produktionsafsnit.



FIGUR 4.3.1
 EKSEMPEL PÅ AFLØBSPLAN FOR EN MINDRE VIRKSOMHED.
 DER ER ET 1-STRENGET SPILDEVANDSSYSTEM, SÅ PROCESSPILDEVAND, SANITÆRT SPILDEVAND OG OVERFLADEVAND AFLEDES TIL SAMME SYSTEM. OMRÅDER MED SKYGGE ANGIVER BEFÆSTEDE AREALER. SYMBOLET "□" ANGIVER REGNVANDSBRØNDE. TILSLUTNINGSTEDET TIL OFFENTLIG KLOAK ER ANGIVET SOM Y3, DER DESUDEN FUNGERER SOM PRØVETAGNINGBRØND.

4.3.2 Karakterisering af spildevandsstrømme

For at kunne vurdere sammensætningen af en virksomheds spildevand er det nødvendigt at kende oprindelsen af de enkelte strømme.

Af hensyn til den efterfølgende vurdering af mulighederne for en forebyggende indsats kan det være hensigtsmæssigt at skelne mellem forskellige kategorier af spildevand:

- Biprodukter, dvs. hvor der er tale om et vandigt biprodukt fra produktionen (processpildevand)
- Spild/tab, dvs. strømme der indeholder uønskede tab af råvarer, hjælpestoffer eller produkter
- Spildevand fra hjælpeoperationer, f.eks. kølevand
- Særligt forurenede overfladevand

Det er for alle spildevandsstrømmenes vedkommende vigtigt at være opmærksom på, hvilke stoffer de kan indeholde. Visse strømme indeholder typisk rester af råvarer og hjælpestoffer i deres oprindelige form, mens andre strømme primært indeholder reaktionsprodukter fra de processer, der sker på virksomheden.

<i>Biprodukt</i>	For biproduktstrømmene vil der i mange tilfælde være tale om ret koncentrerede strømme, og det kan derfor være relevant at vurdere om disse ressourcer kan nyttiggøres. Hvis der tale om strømme med et vist indhold af organisk materiale, kan det eksempelvis være relevant at overveje at anvende dem til for eksempel biogasproduktion eller som jordforbedringsmiddel. Salte eller metaller vil muligvis kunne oparbejdes til råvarer osv.
<i>Spild</i>	<p>Spild vil ofte bestå af mere eller mindre tilsigtede tab af råvarer eller produkter. De kan opstå som rester i bunden af tanke, som det er vanskeligt at tømme, fejlblandinger eller større og mindre uheld i forbindelse med driften. Denne type spild bør dog ofte bortskaffes som affald. Mulighederne for at begrænse spildet vil primært bestå i forskellige former for driftsoptimering eller spildminimering; jf. kapitel 3.</p> <p>Virksomhedsgennemgangen bør indeholde vurderinger af risikoen for utilsigtede spild af råvarer, hjælpestoffer eller produkter, der efterfølgende på grund af for eksempel regn eller gulvvask tilføres spildevandssystemet.</p> <p>En vurdering af risikoen for utilsigtede spild af råvarer og hjælpestoffer kan hensigtsmæssigt udføres ved at tage udgangspunkt i procedurerne for håndtering, oplagring og anvendelse af de forskellige typer. Det bør så vidt muligt sikres, at utilsigtet spild undgås.</p>
<i>Hjælpeoperationer</i>	<p>Spildevandet fra hjælpeoperationerne vil ofte kunne beskrives/vurderes i forhold til de aktiviteter, det stammer fra, eksempelvis:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Rengøringsvand fra rumrengøring og lignende, som primært vil indeholde de rengøringsmidler, der anvendes • Kølevand fra recirkulerende anlæg vil typisk være konditioneret med forskellige kemikalier (korrosionsinhibitorer og biocider) • Røggaskondensat fra forbrænding vil kunne indeholde flygtige komponenter fra brændslet, f.eks. kviksølv og arsen, og kan være meget hæmmende for aktivt slam på renseanlægget • Spildevand fra laboratorier vil kunne karakteriseres i forhold til de analyser, der udføres • Spildevand fra køkkener/kantiner, baderum og toiletfaciliteter
<i>Overfladevand</i>	Særligt forurenede overfladevand vil kunne forekomme ved afledning fra befæstede arealer, der er udsat for særlig belastning. Det kan f.eks. være skrotpladser og påfyldningsområder. Afledningen kan ofte begrænses eller undgås ved at overdække området.
<i>Oversigt, jf. tabel 4.3.1</i>	Der kan således alene ved at udarbejde en oversigt over, hvilke strømme der afledes med angivelse af en karakteristik af strømmen ud fra kendt eller skønnet stofindhold, etableres en del af det nødvendige grundlag for vurdering af de miljømæssige forhold og mulighederne for en renere teknologi indsats, jf. tabel 4.3.1.
<i>Kobling til afløbsplanen</i>	Det vil være desuden være hensigtsmæssigt, hvis oversigten kobles sammen med afløbsplanen, således at de enkelte aktiviteter kan lokaliseres i forhold til

de forskellige afløb, jf. tabel 4.3.1. Ofte vil det være en hjælp af visualisere de forskellige typer af spildevandsstrømme og afløbsbrønde i et flowdiagram.

Det anbefales, at en virksomheds afløbssystemer så vidt muligt indrettes således, at regnvand afledes til regnvandssystem, og at sanitært spildevand adskilles fra processpildevandet inden prøvetagningsbrønd.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.3.1
EKSEMPEL PÅ LISTE OVER AKTIVITETER, HVORFRA DER AFLEDES SPILDEVAND MED ANGIVELSE AF SPILDEVANDETS KARAKTERISTIK OG AFLEDNINGSPUNKT.

Aktivitet	Spildevandsstrøm	Kendte indholdsstoffer/ Karakteristika	Afledningspunkt (jf. fig.4.2.1)
Forblende-anlæg	Fortrængnings-Vand	Skønnet 5-10 % maling	Y2
Forblende-anlæg	Rengøringsvand	Skønnet 0,5-1 % maling	Y2
Toningsrampe	Rengøringsvand	Skønnet 1-2 % maling plus farvepigmenter	Y2
Tappelinier	Rengøringsvand	Skønnet 1-2 % maling plus farvepigmenter	Y1
Produktions-haller	Tag- og overflade-vand	Råvarestøv og vejstøv	alle
Laboratorier	Laboratorie-spildevand	Indeholder maling og laboratoriekemikalier	Z1
Toiletter og omklædnings-rum	Sanitært spildevand	Sanitært spildevand plus støv fra råvarer	Primært V1

4.3.3 Spildevandsmængde

Med henblik på at kunne opgøre de samlede stofmængder, der transporteres med spildevandet, må gennemgangen af virksomhedens spildevandsforhold indeholde en opgørelse af det samlede spildevandsflow. Da de færreste virksomheder har flowmålere på spildevandsudløbet, vil der typisk være tale om at estimere spildevandsmængden ud fra oplysninger om vandforbruget. Det vil normalt være hensigtsmæssigt at opstille en vandbalance for virksomheden.

Vandbalance

I forbindelse med vandbalancen kan der være forhold, der gør, at spildevandsmængden er mindre end vandforbruget. Det kan eksempelvis være tilfældet hvis:

- Virksomhedens produkt indeholder vand
- Virksomheden har recirkulerende vandbaserede køleanlæg (køletårne/graderværker), hvorfra der sker fordampning.
- Dele af virksomhedens vandholdige spildstrømme bortskaffes på anden måde (f.eks. som farligt affald)

Omvendt vil der kunne tilføres vand fra:

- Virksomhedens råvarer (mælk, opløste kemikalier o.l.)
- Nedbør

Et orienterende måleprogram på afløb kan tjene til at verificere vandbalancen. I tabel 4.3.2 er vist et eksempel på en vandbalance. Der ses i eksemplet at være god overensstemmelse mellem den tilførte og den afledte vandmængde.

Virksomhedseksempel

TABEL 4.3.2

VANDBALANCE FOR EN MALINGSPRODUCERENDE VIRKSOMHED

VAND TILFØRT VIRKSOMHEDEN	MÆNGDE (M ³ /ÅR)	BEMÆRKNINGER
VANDFORBRUG (VANDMÅLERE)	11.200	AFLÆSNING
FLYDENDE RÅVARER	500	ESTIMAT
TAG- OG OVERFLADEVAND	1.000	1.500 M ² AREAL * 650 MM NEDBØR
SAMLET TILFØRT VANDMÆNGDE	12.700	

VAND FRALEDT VIRKSOMHEDEN		MÆNGDE (M ³ /ÅR)		BEMÆRKNINGER
TIL KLOAK	RENGØRINGSVAND OG FORTRÆNGNINGSVAND	10.000		BASERET PÅ 45 UGERS PRODUKTION
	LABORATORIESPILDEVAND	150		ESTIMAT
	SANITÆRT SPILDEVAND	450		25 MAND Å 80 L/D I 225 DAGE (= 45 UGER)
	TAG- OG OVERFLADEVAND	1.000		1.500 M ² AREAL * 650 MM NEDBØR
	I ALT TIL KLOAK		11.600	
TIL PRODUKT	VAND I PRODUKT		1.000	50 % VANDINDHOLD I MALINGS- PRODUKT. PRODUKTIONEN AF MALING ER PÅ 2.000 M ³ /ÅR
SAMLET FRALEDT VANDMÆNGDE			12.600	

Maksimalt flow

I visse tilfælde vil det af hensyn til efterfølgende pumpestationer eller ledningskapacitet være relevant også at vurdere det maksimale flow pr. sekund, time eller døgn.

4.3.4 Indledende karakterisering af samlet spildevand

Orienterende måleprogram

For eksisterende virksomheder vil det normalt være relevant at gennemføre et orienterende prøvetagnings- og måleprogram med det formål at karakterisere virksomhedens samlede spildevand. Formålet med denne karakterisering er specielt at undersøge de forhold, der ikke umiddelbart kan udledes af produktionsbeskrivelsen og råvare gennemgangen.

For virksomheder under etablering vil det i nogle tilfælde være muligt at foretage en vejledende karakterisering af spildevandet fra forsøgsproduktioner i laboratorie- eller pilotskala.

For visse parametre vil indholdet i spildevandet kunne beregnes ud fra oplysninger om forbruget af råvarer og hjælpestoffer (jf. afsnit 4.2), eller viden om produktionen af forskellige produkter. I mange tilfælde vil det dog alligevel være relevant at foretage undersøgelser af de faktiske forhold, ikke mindst fordi det for mange parametre er vanskeligt at forudsæ og beregne niveauerne.

Valg af parametre

Valget af undersøgelsesparametre må naturligvis tage sit udgangspunkt i typen af virksomhed og produktionsbeskrivelsen og må som udgangspunkt omfatte

de parametre, som det overvejes at stille krav til, men kan også omfatte en række parametre eller undersøgelser, der har til formål at undersøge spildevandets karakter.

En karakterisering kan eksempelvis omfatte:

- Fysisk-kemiske forhold, dvs. vandmængde, pH, temperatur, ledningsevne, olie og fedt, bundfældeligt stof mv., jf. afsnit 2.6.
- Belastningsparametre omfattende organisk stof (målt som COD og/eller BI₅), slam (målt som suspenderet stof og/eller bundfældeligt stof) samt næringssaltene kvælstof og fosfor, jf. afsnit 2.6.
- Tungmetaller, der kan stamme fra produktionen, produktionsudstyret, urenheder i råvarer m.v. Specielt bør der være fokus på: bly, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel, zink og sølv, men også andre metaller kan være relevante (f.eks. tin og arsen), jf. afsnit 2.5.
- Organiske miljøfremmede stoffer, der ligeledes kan stamme fra produktionen i form af råvarer eller reaktionsprodukter, jf. afsnit 2.3. Det vil i mange tilfælde være hensigtsmæssigt at foretage en screening for miljøfremmede stoffer samt nærmere undersøgelser for specifikke stoffer f.eks. ved COD/BI₅ over 3, jf. afsnit 2.7.3.
- Spildevandets samlede effekter på renselanlæggenes processer - typisk målt som nitrifikationshæmning, jf. afsnit 2.7.

En række andre parametre eller undersøgelsesmetoder kan dog afhængigt af virksomhedens karakter være relevante at inddrage i en spildevandskarakterisering.

Bilag 3 viser en oversigt over relevante analyseparametre til karakterisering af spildevand med angivelse af metodernes virkefelt og princip. De prøvetagnings-tekniske forhold omkring de enkelte metoder er beskrevet i rapporten ”Prøvetagning og flowmåling af spildevand” (Nordisk Ministerråd, 1995b).

Virksomhedseksempel

Et eksempel på en indledende spildevandskarakterisering er vist i tabel 4.3.3. Virksomheden er tilsluttet til den offentlige kloak via brønden Y3 (jf. figur 4.3.1). I denne brønd er der udført en flowmåling og udtaget spildevandsprøver for at få et indtryk af virksomhedens samlede belastning.

TABEL 4.3.3

RESULTAT AF MÅLEPROGRAM PÅ AFLØB FRA EN MALINGSPRODUCERENDE VIRKSOMHED

	Bygning V, Y, Z Malingsproduktion, laboratorium og administration (afløb Y ₃)	
	Middelkoncentration (målt)	Mængde pr. uge
Produktions- volumen		45 m ³ /uge
Spildevandsmængde		240 m ³ /uge (svarer til 10.800 m ³ vand/år)
Suspenderet stof	950 mg/l	
COD	2.600 mg/l	
BI ₅	570 mg/l	
Bly	60 µg/l	
Chrom	250 µg/l	
Kobber	250 µg/l	
Nikkel	200 µg/l	
Zink	6.900 µg/l	
Nitrifikations- hæmning	45 %	

Prøvetagningen er udført flowproportionalt over 5 døgn (mandag til fredag) med normalt produktionsomfang. Tabellen viser gennemsnitsværdierne for de 5 døgnprøver. Der er ikke udført beregning af standardafvigelse, da ønsket har været at identificere et "niveau" for produktionsugen samlet.

Nitrifikationshæmning er kun undersøgt på en enkelt døgnprøve (tirsdag) på referenceslam fra X-købing renseanlæg.

Mængdemæssigt afledes zink i specielt store mængder, hvilket vurderes at stamme fra anvendelsen af "zinkhvidt".

COD/BI₅-forholdet er ca. 4,5, hvilket indikerer en ret høj andel af tungt nedbrydelige stoffer.

4.3.5 Videregående karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme

Årsagssøgning

For de spildevandsstrømme, der ved den indledende karakterisering er identificeret som potentielt problematiske, kan der være behov for en yderligere karakterisering. Denne karakterisering vil afhænge meget af de konkrete forhold og tage udgangspunkt i de indledende undersøgelser. Der vil som regel være tale om yderligere målinger og analyser for at identificere årsagen til for eksempel høj ledningsevne, højt COD/BI₅-forhold eller stor hæmning i de indledende undersøgelser.

Afledningsmønster

Som led i den udvidede karakterisering af udvalgte strømme kan det også være relevant at beskrive afledningsmønsteret for de identificerede problematiske stoffer/parametre. Dette kan samtidig være et led i identifikationen af kilderne til de problematiske forhold og dermed til de processer, hvorfra det kan være nødvendigt at begrænse afledningen.

Dokumentation

Gennemførelse af forskellige former for måleprogrammer vil ofte være måden at tilvejebringe den nødvendige dokumentation til den videregående karakterisering.

5 Krav og kontrol

Der bør aldrig stilles krav til en virksomheds spildevandskvalitet uden, at der samtidig stilles krav til, hvorledes kvaliteten skal kontrolleres. Kontrollen skal være entydig, den skal kunne udføres i praksis og den skal tilpasses den enkelte virksomhed.

Kontrol kan enten udføres som egenkontrol eller som myndighedskontrol. Den kontrol, der er beskrevet i nærværende kapitel er tænkt som virksomhedens egenkontrol, der eventuelt kan suppleres med enten varslet eller uanmeldt myndighedskontrol.

Arbejdet med at udforme krav og kontrolprogram til en tilladelse til afledning af spildevand kan i princippet opdeles i to faser:

- Først vælges en **reguleringsmetode**, og konkrete krav fastlægges
- derefter udformes og formuleres selve **kontrolprogrammet**

Nedenfor beskrives disse aktiviteter nærmere og afslutningsvis opstilles et eksempel på udformning og formulering af en tilladelse.

5.1 VALG AF REGULERINGSMETODE

Oversigt over reguleringsmetoder

Valg af reguleringsmetode består i at vælge mellem principielt forskellige former for regulering eller kombinationer af sådanne:

- **Indirekte krav til afledning gennem krav til anlæg eller drift.** Indirekte regulering af afledninger anvendes som regel i situationer, hvor det skal sikres, at et anlæg udføres og drives efter særlige retningslinier. Denne type krav stilles typisk ved nyetablering af virksomheder og anlæg, således at det sikres, at der anvendes BAT. Veludformede krav til anlæg og drift kan i mange situationer erstatte eller supplere målinger af spildevandet og dermed spare ressourcer. Traditionelt bliver denne type krav stillet til diverse renseforanstaltninger som olieudskillere, fedtudskillere, filtre, amalgamseparatorer o.l.
- **Direkte krav til spildevandsafledning.** Direkte krav til spildevandsafledninger har til formål at båndlægge eller definere den maksimalt acceptable afledning. Afledningskrav kan stilles som krav til enten koncentrationer eller mængder.
- **Krav om udarbejdelse af handlingsplan.** Handlingsplaner har til formål at sikre en langsigtet indsats for at reducere en spildevandsafledning. Krav kan for eksempel bestå i at virksomheden, ifølge en fastsat tidsplan, udarbejder en redegørelse om anvendelse af BAT, eller en plan for udvikling af løsningsmuligheder til reduktion af uacceptable afledninger af A- og B-stoffer.

Samtidig har denne type krav normalt til formål at sikre, at resultatet af dette arbejde bliver kendt af myndigheden, således at det kan indgå i den

videre sagsbehandling. Handlingsplanen skal eventuelt senere følges op i form af ændrede afledningskrav eller krav til indretning og drift.

Disse former for krav kan enten anvendes hver især eller kombineres afhængig af forholdene på den enkelte virksomhed.

5.1.1 Krav til anlæg og drift

Krav til anlæg og driftsforhold udformes typisk som krav om, at virksomheden dokumenterer udformningen/opbygningen af et anlæg ved hjælp af for eksempel tegninger og procesbeskrivelser, samt at virksomheden løbende fører driftsjournaler.

Indretning

Ved nyetableringer af industrier eller anlæg er det vigtigt, at vurderingen af spildevandsproduktionen sker ud fra anvendelse af BAT, således at disse hensyn kan indgå i projekteringen og godkendelsesforløbet.

Krav til anlæg og drift har traditionelt omhandlet olieudskillere, neutralisering, m.v., men vil også kunne omfatte for eksempel krav til opkanter eller lignende til sikring mod spild af råvarer, hvor der er risiko for at spildet ledes til kloak.

Det vil dog i mange sammenhænge være en betydelig fordel, at miljøsagsbehandling integreres med byggesagsbehandling, således at eventuelle problemer kan forebygges i planlægnings- og etableringsfasen.

Drift

Parallelt med fastlæggelse af anlægskrav kan der stilles krav om kontrol af driften. Denne type krav kan eksempelvis være krav til tømningshyppighed for olieudskillere eller skift af filtre. Samtidig vil kravet til driftskontrol kunne indgå som et led i en samlet kvalitetsstyring og kontrol af produktionen, f.eks. i form af krav om indrapportering af forbrug af råvarer og hjælpeoffer, afleveret farligt affald mv.

5.1.2 Krav til afledning

Formål

Formålet med et krav til afledning er at sikre overholdelse af den maksimalt acceptable afledning af et stof eller en parameter. Kontrollen udføres som et måleprogram, der giver dokumentation gennem måle- og analysedata.

Kravet til afledning skal altid stilles sammen med en kontrolregel og eventuelt et kontrolprogram, jf. 5.2, således at der ikke er tvivl om, hvornår et afledningskrav er overholdt.

Krav til afledning

For krav til afledning gælder tre helt grundlæggende ting. Afledningskrav skal være:

- relevante, dvs. at der skal være en logisk sammenhæng mellem årsagen til reguleringen og kravene
- entydige, dvs. at de klart skal angive grænsen mellem det acceptable og det uacceptable
- kontrollerbare, dvs. at de skal kunne kontrolleres, og det skal være beskrevet hvorledes.

Valg af parametre

Valget af, hvilke parametre der skal reguleres med krav til afledning, må baseres på en vurdering af, hvilke problematiske stoffer der findes i spildevandsafledningen, og hvilke stoffer der findes i problematiske koncentrationer. Her vil vejledningens grænseværdier være en støtte til at afgøre, hvilke parametre der er problematiske. Hvis de indledende undersøgelser har vist, at koncentrationen af et stof vil være på sikker afstand af grænseværdierne, vil der normalt ikke være behov for at stille krav til afledning af stoffet.

5.1.3 Kombination af krav - tandlægeklinikker

Eksempel på kombination af krav til anlæg, drift og afledning

Regulering af spildevand indeholdende kviksølv fra f.eks. tandlægeklinikker kan hensigtsmæssigt reguleres ved en kombination af krav til anlæg, drift og afledning. Målet er at reducere afledningen af kviksølv til et minimum. Til tandlægeklinikker, der arbejder med amalgam, bør der som anlægskrav stilles krav om anvendelse af BAT, herunder etablering af amalgamseparatorer på alle relevante afløb. Det kan hensigtsmæssigt kræves, at filtrene indrettes med alarmer, der markerer, når separatorerne skal tømmes. Som driftskrav bør der stilles krav om vedligeholdelse af separatorerne, herunder tømning eller separatorskift med et fast interval.

For at sikre at afledningen fra tandlægeklinikker sker i overensstemmelse med kravet om BAT, kan der stilles krav om, at en amalgamseparator skal opfylde den internationale standard EN ISO 11143:1999. Ifølge denne ISO-standard skal der foreligge dokumentation for separatorens effektivitet i form af en nærmere specificeret test.

Supplerende kan der som krav til afledning fra tandlægeklinikker stilles krav om for eksempel en karakterisering af spildevandets sammensætning umiddelbart efter, at separator er etableret for at dokumentere, at afledningen er acceptabel.

5.1.4 Koncentreret spildevand som resultat af vandbesparelser

I tilfælde hvor en virksomhed indfører ny teknologi eller vandbesparende foranstaltninger er der risiko for at virksomhedens spildevand koncentrerer, og eventuelt at tidligere fastsatte grænseværdier derved overskrides.

Inddrag produktionens omfang

Hvis der i disse tilfælde er tale om stoffer og parametre, der ikke giver anledning til akutte effekter på spildevandssystemet eller recipienten og ikke giver anledning til sundhedsfare for kloakarbejdere, kan kommunen, hvis den på baggrund af en konkret vurdering finder det acceptabelt, lade produktionens omfang indgå i vurderingen af stofafledningen, jf. afsnit 4.1.3. Kommunen vil således kunne vurdere, om virksomhedens afledning af stoffer pr. produceret enhed fastholdes eller måske ligefrem reduceres på trods af, at stofkoncentrationerne i spildevandet stiger.

Ved en sådan vurdering anbefales det, at der tages udgangspunkt i, at den eksisterende produktion skal overholde de grænseværdier, der er nævnt i kapitel 2, og at der med udgangspunkt i afledt stofmængde pr. produceret enhed og det mindre vandforbrug regnes frem til nye krav til afledning udtrykt som et koncentrationskrav. Det skal dog altid vurderes, hvorvidt højere koncentrationer i en mindre spildevandsstrøm samlet set kan accepteres af hensyn til spildevandssystemet og kravene til slamkvalitet (Miljø- og Energiministeriet, 2000c) og vandkvalitet (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

5.1.5 Krav om handlingsplan

Krav om udarbejdelse af en handlingsplan kan være relevant, når der er behov for væsentlige ændringer af forholdene, men hvor løsningen ikke er umiddelbar kendt eller teknisk og økonomisk muligt for den pågældende virksomhed på tidspunktet for kravfastsættelsen.

Handlingsplaner bør have fokus på både teknologien og driften for en proces og bør både omhandle de egentlige produktionsprocesser og virksomhedens forskellige hjælpeoperationer, som omtalt i afsnit 3.2.

Eksempler

Krav om udformning af handlingsplaner må tage udgangspunkt i det eksisterende vidensniveau om de teknologiske muligheder, og der kan eksempelvis arbejdes med følgende graduering:

- Der stilles krav om, at virksomheden inden en nærmere fastsat dato skal udarbejde en redegørelse, der inkluderer en vurdering af mulighederne for at anvende renere teknologi. Ved modtagelse af handlingsplanen vil myndigheden tage spildevandstilladelsen op til fornyet overvejelse.
- Hvis redegørelsen viser, at eksisterende BAT-løsninger medfører acceptabel spildevandskvalitet, stilles krav om udarbejdelse af handlingsplan for indførelse af teknologien eller reduktion af afledningen til et tilsvarende niveau, herunder også en tidsplan.
- Såfremt redegørelsen derimod ikke viser en tilstrækkelig god løsning, stilles krav om udarbejdelse af en handlingsplan for udviklingen af en metode til opnåelse af en tilstrækkelig reduktion af afledningen, herunder også en tidsplan.
- Som resultat af ovenstående kan der efterfølgende påbydes afledningskrav, der svarer til anvendelse af BAT.

Virksomhedens valg

Det er virksomhedens valg og ansvar, hvilken teknologi der vælges for at opnå et specificeret afledningskrav svarende til det forureningsniveau, der er opnåeligt ved anvendelse af BAT.

5.1.6 Eksempel på vurdering af behov for krav til afledning

I det følgende er givet et eksempel på, hvordan man kan vurdere, hvilke krav der bør stilles til afledning fra en virksomhed ud fra bl.a. spildevandets sammensætning og vejledningens grænseværdier.

TABEL 5.1.1
MIDDELKONCENTRATIONER AF TUNGMETALLER MV. I SPILDEVAND SAMMENHOLDT MED GRÆNSEVÆRDIER

	Middel- koncentration	Grænseværdier, jf. kap. 2	Reguleringsbehov ¹⁾
Suspenderet stof (mg/l)	950	500	Forbedring ønskelig
COD (mg/l)	2.600	-	
BI ₅ (mg/l)	570	-	
Bly (µg/l)	60	100	Afledning acceptabel
Chrom (µg/l)	250	300	Afledning acceptabel
Kobber (µg/l)	250	100	Forbedring ønskelig
Nikkel (µg/l)	200	250	Afledning acceptabel
Zink (µg/l)	6.900	3.000	Afgørende forbedring ønskelig
Nitrifikationshæmning ved 200 ml/l (%)	45	20/50	Forbedring ønskelig

¹⁾ Grundlæggende forudsættes det, at virksomheden opfylder kravet om at anvende BAT, jf. kap.3.

De beregnede stoffkoncentrationer fra tabel 4.3.3 kan nu sammenholdes med vejledningens grænseværdier i kapitel 2 med henblik på at identificere behovet for regulering, jf. tabel 5.1.1. Det forudsættes, at virksomheden som udgangspunkt anvender BAT.

For suspenderet stof viser målingerne, at der er behov for en yderligere begrænsning i forhold til det eksisterende niveau. Det bør eventuelt undersøges, hvor stor mængden af bundfældeligt stof er i spildevandet.

For BI₅ vil behovet for en regulering afhænge af en vurdering af renseanlæggets kapacitet, herunder den kapacitet, som er afsat til oplandet, hvor virksomheden er beliggende, eller den kapacitet som i spildevandsplanen eventuelt er afsat direkte til virksomheden, idet det vurderes, at afledningen ikke umiddelbart kan nedbringes yderligere ved anvendelse af BAT.

For tungmetallernes vedkommende viser beregningerne, at der er behov for en yderligere begrænsning af kobber og zink, mens det ikke ser ud til, at der vil være problemer med bly-, chrom- og nikkelkoncentrationen ved den nuværende produktion. Bly-, chrom- og nikkelkoncentrationen ligger dog forholdsvis tæt på vejledningens grænseværdier, så en regulering i form af krav til afledning af bly, kobber og nikkel vil være hensigtsmæssig.

Da målet er, at hæmningen ikke bør være mere end 20 %, er der fortsat grundlag for at arbejde for at nedbringe hæmningen og følge niveauet ved målinger. COD/BI₅-forholdet (= ca. 4,5) er større end 3 og indikerer dermed også et ret høj andel af tungnedbrydelige stoffer i spildevandet. Dette kunne være årsag til den observerede hæmning.

På samme måde kan koncentrationerne af specifikke organiske stoffer vurderes baseret på opgørelserne af det samlede årlige forbrug som opgjort i tabel 4.2.1, jf. tabel 5.1.2.

TABEL 5.1.2
MIDDELKONCENTRATIONER AF A- OG B- STOFFER I SPILDEVAND SAMMENHOLD MED
GRÆNSEVÆRDIER

	Årligt forbrug (kg)	% afledt til kloak	Skønnet afledning (kg/år)	Årlig middel-konc. ¹⁾ (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)	Reguleringsbehov
A-stoffer:						
NPE	125	2 %	2,5	230	0 ²⁾	Afgørende forbedring ønskelig
Texanol	25	2 %	0,5	46	0 ²⁾	Afgørende forbedring ønskelig
Diuron	<25	2 %	<0,5	<46	0 ²⁾	Afgørende forbedring ønskelig
B-stoffer:						
LAS	10	100 %	10	930	700	Mindre forbedring ønskelig

¹⁾ Beregningerne er udført på basis af en årlig vandmængde på 10.800 m³/år.

²⁾ Grænseværdier for liste A-stoffer er i princippet altid nul, da stofferne er uønskede i afløbssystemet.

Det kan konkluderes, at der er behov for begrænsning af de afledte liste A-stoffer i forhold til den nuværende produktion. Desuden er det ønskeligt at udledningen af LAS nedbringes.

Virksomhed og myndighed aftaler, at virksomheden inden for et år skal udarbejde en handlingsplan for, hvorledes afledningen af tungmetallerne kobber og zink, liste B-stoffet LAS og suspenderet stof kan reduceres, og hvordan afledningen af liste A-stofferne NPE, texanol og diuron kan reduceres med henblik på afvikling. Planen skal indeholde en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af mulighederne for at reducere/afvikle afledningen af disse stoffer ved anvendelse af BAT. Desuden skal planen indeholde en konkret tidsplan for gennemførelsen af valgte løsninger.

5.2 KONTROLPROGRAM

Som omtalt i indledningen til dette kapitel skal der ved fastsættelsen af vilkår for afledning af spildevand altid stilles krav til kontrol af overholdelsen af disse vilkår. For anlægs- og driftsvilkår vil der typisk være tale om krav om dokumentation i form af tegninger, procesbeskrivelser og driftsjournaler. For krav om handlingsplaner vil det typisk være krav om udarbejdelse af redegørelser, mens der for krav om overholdelse af specifikke grænseværdier vil skulle udføres en egentlig afløbskontrol.

Som udgangspunkt bør der generelt alene stilles krav om kontrol af parametre, for hvilke der samtidig stilles vilkår om kravværdier, der skal være opfyldt. Der kan dog være situationer, hvor det kan være relevant at følge udviklingen af en parameter over tid, uden at der stilles vilkår om kravværdi for den pågældende parameter, f.eks. hvis der er tvivl om, hvorvidt et stof er tilstede i spildevandet.

5.2.1 Graderet afløbskontrol

Kontrol tilpasset virksomheden

Afløbskontrollen skal til enhver tid tilpasses den enkelte virksomhed, således at aktuelle behov for kontrol gennemføres på baggrund af en konkret vurdering under hensyntagen til proportionalitetsprincippet. Vurderingen kan tage udgangspunkt i de fire kontrolniveauer (0-III), der er illustreret i tabel 5.2.1. Der kan på baggrund af en konkret vurdering godt fastsættes et forskelligt antal kontrolprøver for forskellige parametre.

Til fastlæggelse af omfanget af afløbskontrollen, specielt hvad angår antallet af prøver pr. år, er der i det efterfølgende beskrevet en metode til graduering af kontrollen. Gradueringen bør administreres fleksibelt, men ved krav om afløbskontrol skal prøvetagning, analysering (afsnit 5.2.3) og kontrolregler (afsnit 5.2.2) altid specificeres.

Virksomhedskategori

Ved graduering af afløbskontrol kan der skelnes mellem *uproblematisk virksomheder* og *virksomheder med særlige forhold*.

Med udtrykket *uproblematisk virksomheder* refereres der til virksomheder, der alene håndterer stoffer, der hører til følgende stofgrupper:

- C-stoffer
- B-stoffer i koncentrationer i sikker afstand fra grænseværdierne, jf. kapitel 2 og
- tungmetaller i koncentrationer i sikker afstand fra grænseværdierne (jf. kapitel 2).

Med udtrykket *virksomheder med særlige forhold* refereres der til virksomheder, der håndterer mindst én af følgende stofgrupper:

- A-stoffer
- B-stoffer i koncentrationer omkring eller over grænseværdierne, jf. kapitel 2 og/eller
- tungmetaller i koncentrationer omkring eller over grænseværdierne, jf. kapitel 2.

Andre forhold ved en virksomhed og dens spildevand kan berettige til, at virksomheden administrativt indgår som en virksomhed med særlige forhold. Dette kan eksempelvis være virksomheder, hvor det er vanskeligt at skabe klarhed over spildevandsmængden eller dens sammensætning.

Som eksempel på virksomheder, der typisk afleder til kloak, og som vil falde i kategorien *virksomheder med særlige forhold*, kan nævnes galvanoidindustrien, kemisk industri, grafisk industri, fotolaboratorier, farve-lakindustri, tekstilfarverier, pesticidformulering og genvindingsindustri.

Graduering efter vandmængde

Graduering af virksomheder efter tilladt afledt vandmængde er vanskeligt at gøre generelt, da det i langt de fleste tilfælde er spildevandets sammensætning, der er afgørende for, om det er problematisk. For at give en indikation anbefales dog følgende:

- at der for *virksomheder med særlige forhold* skelnes mellem mindre og større mængde afledt spildevand ved en afledning på ca. 1.000 m³/år, og
- at der for de *uproblematisk virksomheder* skelnes mellem mindre og større mængde afledt spildevand ved en afledning på ca. 10.000 m³/år.

Denne graduering må dog justeres proportionalt med produktionstiden for sæsonprægede virksomheder. I alle tilfælde bør tallene gælde for processpildevand, eksklusiv kølevandsmængden eller dens sammensætning.

TABEL 5.2.1

RETNINGSLINIER FOR GRADUERET AFLØBSKONTROL OPDELT I FIRE KONTROLNIVEAUER (0-III) FOR UPROBLEMATISKE VIRKSOMHEDER OG VIRKSOMHEDER MED SÆRLIGE FORHOLD

	Uproblematisk virksomheder
	<ul style="list-style-type: none"> Ingen A-stoffer B-stoffer og/eller tungmetaller i sikker afstand fra grænseværdier
Mindre mængde spildevand: < ca. 10.000 m ³ /år	<i>Kontrolniveau 0:</i> Karakterisering ¹ 1-2 prøver (engangskontrol)
Større mængde spildevand: > ca. 10.000 m ³ /år	<i>Kontrolniveau 1:</i> Løbende simpel kontrol 2-6 prøver pr. år

¹ Karakterisering i forbindelse med ny tilladelse eller ændrede forhold.

	Virksomheder med særlige forhold	
	<ul style="list-style-type: none"> Ingen A-stoffer B-stoffer og/eller tungmetaller tilstede omkring eller over grænseværdier 	<ul style="list-style-type: none"> A-stoffer tilstede B-stoffer og/eller tungmetaller tilstede omkring eller over grænseværdier
Mindre mængde spildevand: < ca. 1.000 m ³ /år	<i>Kontrolniveau I:</i> Løbende simpel kontrol 2-6 prøver pr. år	<i>Kontrolniveau II:</i> Løbende alm. kontrol 6-8 prøver pr. år
Større mængde spildevand: > ca. 1.000 m ³ /år	<i>Kontrolniveau II:</i> Løbende alm. kontrol 6-8 prøver pr. år	<i>Kontrolniveau III:</i> Løbende intensiv kontrol 8-12 eller flere prøver pr. år

Kontrolniveau 0

For uproblematisk virksomheder - med lille spildevandsafledning, ingen afledning af A-stoffer og kun ubetydelig afledning af B-stoffer og tungmetaller - kan kontrolprogrammet begrænses til at omfatte en karakterisering i forbindelse med udarbejdelse af tilslutningstilladelsen. Formålet er at bekræfte forventningerne til sammensætningen af spildevandet. Krav om driftsjournal kan være relevant for denne type virksomhed.

Kontrolniveau I

Næste kontrolniveau anvendes på virksomheder, der er vurderet uproblematisk med hensyn til organiske miljøfarlige stoffer og tungmetaller, men hvor den afledte spildevandsmængde er af en vis størrelse. Kontrolniveau I anvendes desuden på virksomheder med en lille spildevandsafledning, når koncentrationen af B-stoffer og/eller tungmetaller ligger omkring eller over grænseværdierne.

På kontrolniveau I vil der være behov for løbende kontrol med 2-6 prøver pr. år.

Kontrolparametrene vil afhængig af det enkelte spildevand være f.eks. temperatur, pH, olie/fedt, kvælstof, fosfor, organisk stof, bundfældeligt stof og/eller suspenderet stof. Desuden kan der suppleres med relevante kemiske parametre, herunder analyse for B-stoffer og tungmetaller.

Der bør desuden indberettes om forbrug af råvarer, hjælpestoffer mv. og specielt stilles krav om driftsjournaler for forbruget af råvarer indeholdende A- eller B-stoffer eller tungmetaller.

Virksomheder med spildevand særligt domineret af specifikke C-stoffer eller karakteriseret ved et større antal C-stoffer bør tillige undersøges for spildevandets eventuelle hæmmende effekter over for renselanlæggets processer, gennem undersøgelse for nitrifikations- eller eventuelt slamhæmning.

Kontrolniveau II

Kontrolniveau II anvendes på virksomheder med særlige forhold med en større spildevandsmængde, når det er vurderet, at der indgår B-stoffer og/eller tungmetaller i koncentrationer omkring eller over grænseværdien. Desuden anvendes kontrolniveau II på virksomheder med en mindre spildevandsmængde, når der også afledes A-stoffer.

På kontrolniveau II vil der være behov for løbende kontrol med 6-8 prøver pr. år.

Der bør desuden indberettes om forbrug af råvarer, hjælpestoffer mv. og specielt stilles krav om driftsjournaler for forbruget af råvarer indeholdende A- eller B-stoffer eller tungmetaller.

I forhold til kontrolniveau I vil der typisk skulle suppleres med undersøgelser af spildevandets hæmmende effekter over for renselanlæggets processer, specielt nitrifikation eller eventuelt slamhæmning samt relevante kemiske parametre. Disse parametre kan omfatte tungmetaller og specifikke analyser for organiske stoffer.

Kontrolniveau III

Endelig anvendes kontrolniveau III på virksomheder med særlige forhold med en større spildevandsmængde, når det ved målinger eller ved vurdering af råvarer og produkter er identificeret, at der afledes A-stoffer. Tillige bør kontrolniveau III anvendes på virksomheder, hvor specifikke B-stoffer eller tungmetaller er specielt dominerende. Andre særlige forhold vedrørende en virksomhed kan berettige til dette kontrolniveau.

På kontrolniveau III bør der kræves intensiv kontrol med 8-12 eller flere prøver pr. år.

I forhold til kontrolniveau II bør kontrollen suppleres med en afviklingsplan for specifikke A-stoffer. Samtidig bør indberetningspligten vedrørende brug af råvarer, hjælpestoffer m.v. være betydelig mere omfattende end på de andre kontrolniveauer. Krav om driftsjournal bør altid indgå.

Alle prøver analyseres for parametre med kravværdier

Ved de 4 kontrolniveauer (0-III) bør de udtagne prøver inden for en kontrolperiode som udgangspunkt analyseres for samtlige de parametre, kommunen vurderer, at det er relevant at fastsætte kravværdier for afledning for, jf. kapitel 2. Dog vil det ofte være tilstrækkeligt, at test for nitrifikationshæmning udføres på et færre antal prøver.

Manglende kravoverholdelse

Ved overskridelse af krav i en tilladelse kan det være aktuelt at påbyde en mere intensiv afløbskontrol, efter reglerne i miljøbeskyttelseslovens § 30, med det formål at opnå bedre viden om spildevandets sammensætning, dvs. en skærpelse af virksomhedens egenkontrol. I øvrigt følges reglerne om håndhævelse, jf. afsnit 1.2.4.

<i>Startfase</i>	Det kan desuden være relevant i forbindelse med en tilladelse eller et påbud at stille vilkår om et intensivt tilsyn i en startfase, f.eks. ved indkøring af en ny produktion eller nye rensforanstaltninger. Dette kan bidrage til en kortlægning og nærmere vurdering af forureningsniveauet, bl.a. med henblik på at fastlægge krav til driftskontrol.
<i>Kontrolperiode</i>	Kontrolperioden skal præciseres, og det skal samtidig specificeres, hvornår i kontrolperioden prøverne skal udtages. Typisk vil det være relevant med en kontrolperiode på et år, f.eks. fra 1. januar til 31. december, eller hvad der svarer til perioden for grønt regnskab. En kortere periode kan anvendes, når dette vurderes hensigtsmæssigt. F.eks. kan kommunen ved mistanke om store svingninger i afløbskvaliteten fra dag til dag efter reglerne i miljøbeskyttelseslovens § 30 påbyde den pågældende virksomhed et intensivt kontrolprogram med en kontrolperiode på f.eks. 3 måneder, jf. afsnit 1.2.
<i>Kontinuert prøvetagning</i>	I sådanne tilfælde kan det også være hensigtsmæssigt, at virksomheden påbydes at udføre kontinuert prøvetagning med opbevaring af døgnprøver fra alle døgn, hvis der er tale om analyseparametre, der kan tåle opbevaring. Dette giver mulighed for at dokumentere en hvilken som helst dags afledning, samt varigheden af en eventuel overskridelse bagud i tid.
<i>Mangelfulde oplysninger</i>	Ved mistanke om uacceptabel afløbskvalitet eller mistanke om, at der ikke foreligger fyldestgørende oplysninger om en tilledning, har kommunen mulighed for med miljøbeskyttelseslovens § 72, efter skriftlig forvarsling, at påbyde virksomheden at undersøge sammensætningen af spildevandet nærmere, jf. kapitel 1.
<i>Myndighedskontrol</i>	Det er hensigtsmæssigt at supplere virksomhedens egenkontrol med en myndighedskontrol (uvildig kontrol), som kan gennemføres med passende mellemrum.

5.2.2 Valg af kontroltype og kontrolregel

<i>Typer af afledningskrav</i>	<p>Ved fastsættelse af afledningskrav kan der skelnes principielt mellem to typer krav:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Krav, der har til formål at regulere, at akutte effekter undgås ved, at bestemte koncentrationer ikke overskrides • Krav, der handler om at regulere den samlede afledte mængde over en tidsperiode
<i>Akutte effekter</i>	<p>Som beskrevet i kapitel 2 er alle de miljømæssige vurderinger af mulige indholdsstoffer i spildevandet afledt til biologiske rensanlæg vurderet i forhold til koncentrationer.</p> <p>Der er dog kun for få parametre tale om egentlige akutte effekter på kloaksystemet, rensanlæggene eller i vandområdet. Det gælder eksempelvis nitrifikationshæmning, pH, temperatur, stoffer med høj akut giftighed (typisk A-stoffer) og stoffer, der kan give anledning til korrosion (f.eks. sulfat/svovlbrinte). Disse stoffer bør kontrolleres enten ved absolutte krav eller ved tilstandskontrol efter DS 2399 (Dansk Standard, 1999) afhængig af antallet af prøver.</p>

TABEL 5.2.2
EKSEMPLER PÅ KONTROLREGLER (1-4).

	Kontrolregel		
Krav til enkeltprøver	1.	Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)	$x_i \leq K$
	2.	Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)	$x_i \leq$ f.eks. 2 - 4 gange K Kombination med K fra kontrolregel 3
Krav til middelværdi	3.	Stikprøvernes middelværdi (\bar{X}) skal overholde kravet (K)	$\bar{X} \leq K$
	4.	Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399	$C \leq K$ Hvor C er kontrolstørrelsen, som beregnes ud fra: $\ln C = \alpha + k_n \cdot \beta^*$ jf. DS 2399

* α : Gennemsnit af logaritmerede kontrolværdier; k_n : Justeringsfaktor; β : Standardafvigelsen af logaritmerede kontrolværdier

Absolutte krav

Generelt bør absolutte krav kun anvendes for parametre, hvor spidsværdier i udledningen er kritisk for kloaknettet, renseanlæggets funktion eller akutte effekter i vandmiljøet. Dette vil være parametre som for eksempel vandmængde, temperatur, pH og nitrifikationshæmning.

Ved valg af kontrolregel bør man være opmærksom på, at absolutte krav til enkeltprøver samt anvendelse af simpel middelværdi reelt resulterer i, at den sande afledning skal ligge væsentligt under kravværdien. Endvidere gælder, at jo mere afledningen varierer, jo mindre skal den sande middelværdi være for at overholde kravværdien.

Tabel 5.2.3

Der er i tabel 5.2.3 opstillet anbefalinger til, hvordan de ovennævnte kontrolregler anvendes i forhold til retningslinierne for gradueret afløbskontrol, jf. tabel 5.2.1. Ud for hvert kontrolniveau (0-III) er der i tabel 5.2.3 angivet flere muligheder for kontrolregler (1-4), men kun én af reglerne skal anvendes til kontrol af en afledning, med mindre andet direkte er angivet i tabellen. Kontrolregler skal altid, ligesom antallet af prøver, fastsættes ud fra en konkret vurdering af virksomhedens afledning. Der skelnes i tabellen mellem kontinuert og varierende afledning af spildevand.

Hvor muligt anvendes DS 2399

Som beskrevet i tabel 5.2.3 anbefales det som udgangspunkt at anvende DS 2399 (Dansk Standard, 1999) som kontrolregel ved krav om 6 prøver eller mere, med mindre afledningen er af meget varierende karakter, som beskrevet herunder. Alternativt anbefales det at stille krav til middelværdien af prøverne, eventuelt, for de parametre, hvor spidsværdier i udledningen er kritisk, kombineret med et absolut krav. Ved krav om karakterisering af spildevandets sammensætning ved udtagning af 1-2 prøver indledningsvis anbefales det at stille kravet til afledning som et vejledende krav.

Vejledende krav

Vejledende krav er krav, der i modsætning til almindelige krav ikke kan retshåndhæves, men kommunalbestyrelsen kan indskærpe eller henstille, at et vejledende krav overholdes, da virksomheden skal indrettes og drives med henblik på at overholde et vejledende krav. Overskridelse af et vejledende krav indikerer, at der er behov for nærmere undersøgelser af, hvad overskridelsen skyldes. Kommunen har således som tilsynsmyndighed mulighed for at bede om en redegørelse for omstændighederne og for at påbyde nødvendige ændringer af vilkår og egenkontrol.

TABEL 5.2.3

ANBEFALEDE KONTROLREGLER (1-4) VED KONTROLNIVEAU (O-III). KONTROLREGLERNE ER NÆRMERE BESKREVET I TABEL 5.2.2. DET ØVERSTE SKEMA ER BASERET PÅ KONTINUET AFLEDNING OG DET NEDERSTE PÅ VARIERENDE AFLEDNING.

Anbefalede kontrolregler (1-4) ved kontinuert spildevandsafledning			
Kontrolniveau 0 Karakterisering	Kontrolniveau I 2-6 prøver pr. år	Kontrolniveau II 6-8 prøver pr. år	Kontrolniveau III ≥ 8-12 prøver pr. år
1. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)*	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399**	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399**	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399**
	3. Stikprøvernes middelværdi (\bar{X}) skal overholde kravet (K), evt. suppleret med: 2. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)		
	1. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)		

* Anbefales stillet som vejledende krav.

** Forudsætter mindst 6 prøver.

Anbefalede kontrolregler (1-4) ved varierende spildevandsafledning			
Kontrolniveau 0 Karakterisering	Kontrolniveau I 2-6 prøver pr. år	Kontrolniveau II 6-8 prøver pr. år	Kontrolniveau III ≥ 8-12 prøver pr. år
1. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)*	3. Stikprøvernes middelværdi (\bar{X}) skal overholde kravet (K), evt. suppleret med: 2. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)	3. Stikprøvernes middelværdi (\bar{X}) skal overholde kravet (K), evt. suppleret med: 2. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)	3. Stikprøvernes middelværdi (\bar{X}) skal overholde kravet (K), evt. suppleret med: 2. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)
	1. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)		
	1. Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)		

* Anbefales stillet som vejledende krav.

DS 2399

Den gældende danske standard for statistisk baseret afløbskontrol, DS 2399 (kontrolregel 4), er udviklet med henblik på kontrol af renseanlæg samt virksomheder med kontinuert udledning. Standarden foreskriver, at seks prøver (døgnprøver) er den nedre grænse for det antal, der kan anses for statistisk forsvarligt (Dansk Standard, 1999). For virksomhedsafledninger kan standarden således anvendes, hvor der udtages fra seks prøver og opefter, og hvor afledningen samtidig kan antages at være kontinuert.

Kontinuert afledning

Kontinuert afledning er nærmere bestemt en spildevandsafledning, som tilnærmelsesvis kan beskrives ud fra en logaritmisk normalfordeling. Det er vist, at en logaritmisk normalfordeling generelt passer bedre til afløbsdata fra renseanlæg end almindelige normalfordeling (DS 2399, 1999).

Generelt er det større virksomhedsafledninger gennem interne renseanlæg eller udligningsbassiner, der kan karakteriseres som kontinuerte afledninger. Det vil sige, at det er større virksomheder på kontrolniveau II (6-12 prøver pr. år) og III (12 eller flere prøver pr. år) med interne renseanlæg eller anden form for udligning, som kan kontrolleres ved hjælp af DS 2399.

Variierende afledning

Ved direkte afledninger fra produktionen vil spildevandet normalt variere i takt med produktionsaktiviteterne. Afledningerne kan derfor ikke altid beskrives som kontinuerte. Dette kan afhjælpes ved, at der etableres en form for udligning af spildevandsstrømmen. Hvis dette ikke vurderes rimeligt, kan variationen konkret modvirkes gennem tilrettelæggelse af prøvetagningen og forøgelse af antallet af prøver.

Prøvetagningen kan tilrettelægges således, at der kun udtages prøver fra perioder, hvor der faktisk afledes fra den produktion, der ønskes kontrolleret. Hermed kan variationen reduceres.

Hvis det på trods af disse tiltag ikke vurderes, at afledningen kan karakteriseres som en kontinuert afledning, bør kontrolreglen udformes som krav til middelværdien (kontrolregel 3), eventuelt kombineret med absolutte krav for enkeltprøver (kontrolregel 2), hvis dette er relevant.

Absolutte krav, når prøveantallet er < 6

For kontrolniveauerne (0 og I), hvor der anbefales udtagning af færre end seks prøver pr. år, bør kontrolreglen udformes som krav til middelværdien (kontrolregel 3), eventuelt kombineret med at det enkelte måleresultat ikke må overstige kravværdien med mere end en nærmere fastsat faktor (mellem f.eks. 2 og 4) (kontrolregel 2). Hvor det vurderes nødvendigt, kan kravene stilles som absolutte krav, således at resultatet af den enkelte måling ikke må overskride grænseværdien (kontrolregel 1).

Virksomhedseksempel

I det nedenstående er der opstillet to eksempler på vilkår i kontrolprogrammer. Ét med udtagning af to prøver pr. år, og ét med 12 prøver pr. år, hvor der er kontinuert afledning, således at DS 2399 kan anvendes.

Krav til afledning

Udtagning af 2 prøver pr. år – Absolut krav (kontrolregel 1, jf. tabel 5.2.2)

Vilkår 1.2:

Spildevandets indhold af sulfat må ikke overskride 500 mg/l ($K = 500$ mg/l).

Kontrolregel: Kravet er overholdt, når de enkelte døgnmålinger foretaget efter vilkår 2.2 viser afledte koncentrationer under kravværdien.

Kontrolperiode: Kalenderårets produktionsdage (ca. 225 dage for hverdagsproduktioner).

Egenkontrolvilkår

Vilkår 2.2:

Vilkår 1.2 skal kontrolleres ved udtagning af mindst to døgnprøver pr. år.

Døgnprøverne udtages som flowproportionale døgnprøver over to efterfølgende produktionsdøgn i januar-marts måned.

Prøvetagning og analyser skal udføres af et firma og laboratorium, som er akkrediteret hertil. Analysen for sulfat skal udføres efter DS 286 modificeret ved at fortynde spildevandet 10 gange og filtrere, før analysen foretages efter DS 286.

<i>Virksomhedseksempel</i>	Udtagning af 12 prøver pr. år – Kontrol af middelværdi ved DS 2399 (kontrolregel 4, jf. tabel 5.2.2)
<i>Krav til afledning</i>	Vilkår 1.2: Kravet til spildevandets indhold af bly er 100 µg/l ($K = 100 \mu\text{g/l}$) Kontrolregel: Kravet er overholdt, når middelværdien for de efter vilkår 2.2 udtagne prøver er under kravværdien. Middelværdien beregnes som kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (transportkontrol). Kontrolperiode: Kalenderårets produktionsdage (ca. 225 dage for hverdagsproduktioner).
<i>Egenkontrolvilkår</i>	Vilkår 2.2: Vilkår 1.2 skal kontrolleres gennem udtagning af mindst 2 prøvetagningsserier á 6 døgnprøver pr. år. Prøvetagningsserierne skal gennemføres halvårligt med minimum 5 måneders mellemrum. Døgnprøverne udtages som flowproportionale døgnprøver over seks efterfølgende produktionsdøgn. Prøvetagning og analyser skal udføres af et firma og laboratorium, som er akkrediteret hertil. Analysens detektionsgrænse skal være mindst 5 µg/l. Analysen for bly kan udføres efter DS 2211 og oplukning af prøven skal ske efter DS 259.

5.2.3 Tilrettelæggelse og gennemførelse af kontrol

Når der stilles krav om overholdelse af specifikke kravværdier, bør der samtidig stilles krav til dokumentation af overholdelsen i form af et antal egenkontrolprøver. Det er virksomhedens ansvar at foretage eller få foretaget disse egenkontrolprøver og samtidig at afholde udgifterne i forbindelse hermed.

Præcisering af egenkontrol Ved fastsættelse af vilkår om egenkontrol bør følgende principper være opfyldt:

- Egenkontrollens omfang og udførelse skal klart præciseres
- Hver enkelt prøve skal gennemløbe en klar og dokumenteret vej fra prøvetagning til rapportering, jf. (Miljøstyrelsen, 1991d) om model for egenkontrol
- Produktionsforholdene under prøvetagningen skal præciseres
- Afrapportering af egenkontrollen skal præciseres

I det følgende beskrives en række øvrige forhold der er vigtige at være opmærksomme på i forbindelse med både egen- og myndighedskontrol.

Akkrediteret prøvetagning og analysering I henhold til bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (Miljø- og Energiministeriet, 1997) skal spildevandsprøvetagning foretages af et akkrediteret firma, og den efterfølgende analysering skal ske på et akkrediteret laboratorium.

Undtagelser herfra er, at kommuner kan udtage spildevandsprøver, når det sker i egenskab af tilsynsmyndighed. I disse tilfælde skal prøvetagningen udføres i overensstemmelse med DANAK's forskrifter for prøvetagning. Fælleskommunale miljøkontroleheder skal dog være akkrediteret til spildevandsprøvetagning og analyse for at kunne foretage dette arbejde.

Endvidere kan prøvetagning og analyser, som indgår i en virksomheds egenkontrol, udtages og analyseres af virksomheden selv på eget laboratorium, hvis ikke kom-munen har fastsat andet. Virksomhedens laboratorium skal i så tilfælde deltage i præstationsprøvninger, jf. (Miljø- og Energiministeriet, 1997). Kommunen bør i disse tilfælde kræve dokumentation for, at virksomheden er kvalificeret til at udføre prøveudtagning og analysering af de relevante parametre.

Registrering af produktionsforhold

Prøvetagninger bør altid ske på en sådan måde, at det sikres, at der samtidig sker registrering af relevante oplysninger om produktionsforholdene, således at eventuelle afvigelser i driften registreres.

Repræsentativ prøvetagning

De fleste virksomheder vil have et meget varierende afledningsmønster, både over døgnet og over ugen. For at udtage en repræsentativ prøve er det som oftest nødvendigt, at prøveudtagningen sker flowproportionalt, normalt som døgnprøver. For visse virksomheder kan prøvetagningen dog gøres mere repræsentativ ved udtagning af ugeblandprøver (eventuelt sammenstukket vandføringsvægtet af døgnprøver), såfremt der er tale om analyseparametre, der kan tåle opbevaring. Teknisk anvisning for punktkilder (Miljøstyrelsen, 1999a) indeholder anvisninger om opbevaring og konservering af spildevandsprøver for en række parametre.

Der findes i dag kommercielt tilgængelige driftssikre systemer, hvorved flowmålinger og tilhørende prøvetagninger kan give pålidelige resultater. Særlige forhold kan efter en konkret vurdering begrunde, at prøvetagning foregår på anden vis, f.eks. ved for lavt flow.

Tidsproportional prøvetagning bør som hovedregel kun anvendes, når det på forhånd er dokumenteret, at der er tale om en jævn afledning med hensyn til koncentration, flow og spildevandets sammensætning. Ofte vil stikprøver, der udtages i samarbejde med driftsfolk på virksomheden, give mere pålidelige resultater end en tidsproportional prøvetagning.

Stikprøver bør ellers kun anvendes, hvor andet ikke er muligt af hensyn til den parameter, der ønskes målt, f.eks. ved flygtige stoffer som cyanider, olie/fedt og bundfældeligt stof.

For mere detaljerede anbefalinger om prøvetagning af spildevand til kemisk analyse henvises til Dansk Standard 203, Teknisk anvisning for punktkilder (Miljøstyrelsen, 1999a) samt Nordisk Ministerråds rapport om prøvetagning og flowmåling af spildevand (Nordisk Ministerråd, 1995b).

Det skal præciseres, at prøvetagningsmetoden skal fastlægges i tilladelsen under hensyntagen til de konkrete forhold på virksomheden.

Prøvetagningssted

Valget af prøvetagningssted er vigtig bl.a. af hensyn til ønsket om en repræsentativ prøve. Lokaliteten skal derfor præciseres, f.eks. ved markeringer på kortskitser. Dansk Standard 203 og (Nordisk Ministerråd, 1995b) beskriver generelle overvejelser, der bør indgå ved valg af prøvetagningssted.

Adskillelse af afløb

For alle tilledninger bør der arbejdes hen imod, at prøvetagning af processpildevand, sanitært spildevand og overfladevand kan ske separat. Overfladevand, der som følge af virksomhedens aktiviteter må forventes at kunne blive særligt forurennet, bør kontrolleres særskilt, idet det kan være relevant at stille særlige forureningsbegrænsende krav til denne del af afledningen.

I hvert enkelt tilfælde må der tages stilling til, om processpildevandet kan kontrolleres særskilt, eller om denne delstrøm fra en virksomhed kan accepteres kontrolleret efter sammenblanding med sanitært spildevand og overfladevand. Det skal dog bemærkes, at de grænseværdier, som er nævnt i kapitel 2, som udgangspunkt er gældende for virksomhedens processpildevand alene. For nye virksomheder bør det være et krav, at alt processpildevand samles i et enkelt udløb inden afledning til offentlig kloak.

Målebrønd og målesystem

Der bør stilles krav om etablering af en målebrønd, indrettet med et lige gennemløb, således at der kan etableres automatisk flowmåler, når der foretages kontrolmålinger. Brønden bør være placeret med gode tilkørsels- og adgangsf forhold, og med strømtilførsel i nærheden. I øvrigt skal bestemmelserne i bekendtgørelsen om kloakarbejde m.v. være opfyldt (Arbejdsministeriet, 1993).

For større tilledninger kan det være relevant også at kræve etableret et permanent målesystem med kontinuert flowmåling, registrering af temperatur og pH samt faciliteter for prøvetagning.

5.3 UDFORMNING AF EN TILLADELSE

Som det fremgår af de forskellige kapitler i denne vejledning er det vanskeligt at opstille generelle retningslinier for udarbejdelsen af en tilladelse til afledning af spildevand eller påbud om reviderede vilkår for afledningen. I afsnit 5.3.1 er der beskrevet en række punkter, der som minimum bør indgå i en tilladelse, mens der i afsnit 5.3.2 er givet et eksempel på udformningen af en tilladelse, hvorfra relevante dele kan anvendes som inspiration ved udarbejdelsen af konkrete tilladelser.

5.3.1 Minimumselementer i en tilladelse

Minimumsindhold i tilladelsen

Ved udformningen af en tilslutningstilladelsen bør følgende dele som minimum indgå:

- **Lovgrundlag.** Angive specifikke referencer til lovgrundlag.
- **Baggrund.** Beskrive baggrunden for tilladelsen med henvisning til ansøgningen (evt. varslingen, hvis der er tale om reviderede vilkår der meddeles som påbud), samt væsentlige dokumenter, der har indgået i sagsbehandlingen.
- **Vilkår i afgørelsen:**
 - **Generelle forhold.** Specificere hvilken produktion og hvilke typer spildevand tilladelsen omfatter.
 - **Anlægs- og driftsvilkår.** Specificere anlægs- og driftskrav, samt krav om hvilke kloakledninger/brønde afledningen skal ske igennem.
 - **Vilkår til afledning, herunder kontrolregler.** Specificere kravværdier for stoffer og parametre, som spildevandet skal overholde, og krav om hvordan dette skal kontrolleres.

- **Egenkontrol.** Specificere krav til hvordan virksomheden skal kontrollere egen afledning gennem målinger eller driftskontrol.
- **Klagevejledning.** Beskrive virksomhedens muligheder for klage over tilladelsen, herunder klagefrist samt klageprocedure.
- **Domstole.** Oplyse at en afgørelse kan indbringes for domstolene.

Bilag i form af:

- **Spildevandsteknisk beskrivelse.** Beskrive de spildevandsproducerende aktiviteter og redegøre for brug af BAT og afledningernes type og omfang.
- **Spildevandsteknisk vurdering.** Kommunen vurderer spildevandsafledningerne og begrundet de opstillede vilkår.

I eksemplet i afsnit 5.3.2 er det illustreret, hvordan de enkelte punkter i en afgørelse kan udformes. Omfanget af vilkår kan være meget forskelligt afhængigt af spildevandets og produktionens kompleksitet. Det beskrevne eksempel er relativt omfattende. For mindre komplekse produktioner kan tilladelsen naturligvis opbygges mere enkelt under hensyntagen til ovenstående minimumselementer.

5.3.2 Eksempel på tilladelse

Virksomhedseksempel

I det følgende er der beskrevet et eksempel på udformningen af en tilladelse til afledning af spildevand. Der er taget udgangspunkt i de eksempler der løbende er beskrevet gennem vejledningens kapitler. Det skal understreges, at eksemplet kun skal betragtes som inspiration til udformning af en tilladelse. Hver enkelt tilladelse skal tilpasses de konkrete forhold og dermed udarbejdes virksomhedsspecifikt.

Adressat

Virksomheden

Lovgrundlag

X-købing Kommune meddeler hermed ”virksomhed” tilladelse til afledning af spildevand til det offentlige kloaksystem på nedennævnte vilkår. Lovgrundlaget for tilladelsen er miljøbeskyttelseslovens kapitel 4, § 28, stk.3, jf. Miljø- og Energiministeriets lovebekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001.

Baggrund

Baggrunden for tilladelsen er virksomhedens ansøgning af (dato).

Virksomheden producerer vandbaseret maling. Forudsætningerne for tilladelsens vilkår er beskrevet i den spildevandstekniske beskrivelse og spildevandstekniske vurdering, jf. bilag X.

[Det er en forudsætning for meddelelse af tilladelsen, at virksomheden forinden har redegjort for, at produktionen foregår ved anvendelse af BAT, og at kommunen i det konkrete tilfælde har vurderet, at den samlede belastning fra virksomheden indtil videre er acceptabel. Det er ligeledes en forudsætning, at virksomheden, jf. vilkår 5.1 om en handlingsplan, arbejder for på sigt at reducere belastningen til et niveau, der svarer til denne vejlednings anbefalinger.]

Alle planlagte ændringer i virksomhedens indretning og drift med indflydelse på spildevandsafledningerne skal, inden ændringen foretages, meddeles til kommunen,

så det kan afklares, om dette udløser et behov for ansøgning om revision af vilkårene i denne tilladelse. Ved eventuelt ejerskifte eller ophør af produktionen skal kommunen underrettes, så snart dette forhold er kendt.

Tilladelsens vilkår
Generelt

Vilkår 1.1: Generelle forhold

Der må afledes følgende typer spildevand fra ejendommen:

- Overfladevand fra tagflader og befæstede arealer
- Sanitært spildevand, herunder spildevand fra kantine og baderum
- Processpildevand fra de anlæg, der er omfattet af den spildevandstekniske beskrivelse med den beskrevne indretning og drift.

Vilkår 1.2: Uheld

Ved eventuelle uheld, hvor der er fare for afledning af stoffer/kemikalier ud over det tilladte, skal virksomheden straks kontakte kommunen på telefonnummer:.... Virksomheden skal desuden udarbejde en redegørelse i henhold til vilkår 6.1.

Anlægs- og driftsvilkår

Vilkår 2.1: Overfladevand

Overfladevand fra omlasteområder og trafikerede arealer skal afledes via de etablerede olieudskillere. Virksomheden skal for så vidt angår olieudskillere være tilsluttet en tønningsordning, der er godkendt af kommunen, og føre driftsjournal over tønningshyppigheder og mængder.

Vilkår 2.2: Processpildevand

Alt processpildevand skal afledes via brønd Y3.

Afledningsvilkår,
kontrolregler

Vilkår 3.1: Spildevandsmængde

Den årlige mængde afledt proces- og sanitetsspildevand må ikke overstige 12.000 m³ målt mellem den 1/1 og 31/12. Desuden må den ugentlige mængde afledt processpildevand og sanitært spildevand ikke overstige 500 m³.

Vilkår 3.2: Spildevandstemperatur

Kravet til temperaturen er max. 50 °C. Temperaturen må på intet tidspunkt overskride denne værdi.

Vilkår 3.3: Spildevandets pH

Kravet til pH er intervallet 6,5 til 9,0. pH skal på ethvert tidspunkt ligge inden for dette interval.

Vilkår 3.4: Spildevandets indhold af tungmetaller, suspenderet stof og BI₅

Kravet til spildevandets indhold af tungmetaller, suspenderet stof og organisk stof (BI₅) er, at spildevandet skal overholde de kravværdier, der er angivet i nedenstående tabel.

Kontrolreglen for tungmetaller, suspenderet stof og organisk stof (BI₅) er, at kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (transportkontrol) ikke må være større end kravværdierne, der er angivet i tabellen.

Parameter	Kravværdi
Suspenderet stof (SS)	1.000 mg/l
Organisk stof (BI ₅)	600 mg/l
Zink	7.000 µg/l
Nikkel	250 µg/l
Kobber	300 µg/l
Chrom	300 µg/l
Bly	100 µg/l

[Kravværdierne er fastsat ud fra en vurdering af, at virksomheden i dag anvender BAT og med den nuværende produktion har en afledning på et niveau svarende til kravværdierne. Virksomheden skal dog ifølge vilkår 5.1 arbejde på at reducere afledningen med henblik på at bringe den ned på niveau med vejledningens anbefalinger.]

Vilkår 3.5: Spildevandets nitrifikationshæmmende effekt

Kravet til spildevandets nitrifikationshæmmende effekt er, at hæmningen skal begrænses mest muligt, og nitrifikationshæmning målt på det samlede spildevandsudløb må ikke overskride 50 % ved 200 ml/l. Alle undersøgte døgnprøver skal overholde kravet. Hvis nitrifikationshæmningen overstiger 20 % ved 200 ml/l, skal virksomheden foretage yderligere undersøgelser af spildevandets sammensætning og senest efter 2 måneder fremsende en redegørelse for årsagen til hæmningen, samt en handlingsplan, incl. tidsplan, for nedbringelse af hæmningen til under 20 %.

Vilkår 3.6: Spildevandets indhold af miljøfremmede organiske stoffer

Kravet til spildevandets indhold af miljøfremmede organiske stoffer er, at disse skal begrænses mest muligt og skal overholde de kravværdier, der er angivet i nedenstående tabel.

Kontrolreglen for de organiske miljøfremmede stoffer er, at kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (transportkontrol) ikke må være større end kravværdierne, der er angivet i tabellen.

Parameter	Kravværdi
NPE	250 µg/l
Texanol	50 µg/l
Diuron	50 µg/l
LAS	1.000 µg/l

[Kravværdierne er fastsat ud fra en vurdering af, at virksomheden i dag anvender BAT og med den nuværende produktion har en afledning på et niveau svarende til kravværdierne. Virksomheden skal dog ifølge vilkår 5.1 arbejde på at reducere/afvikle afledningen med henblik på at bringe den ned på niveau med vejledningens anbefalinger.]

Egenkontrol

Vilkår 4.1: Spildevandsmængde

Den årlige spildevandsmængde til kloak (proces- og sanitetsspildevand) skal opgøres således:

Aflæst vandmængde på vandmåler (m^3 /år) ÷ vandindhold i malingsprodukt (m^3 /år) + flydende råvare på 500 m^3 /år.

Det forudsættes, at vandindholdet i malingsproduktet er 50 % (volumen).

Vilkår 4.2: Spildevandstemperatur

Spildevandets temperatur skal i forbindelse med gennemførelse af måleprogrammet beskrevet i vilkår 4.4 måles kontinuert i hele prøvetagningsperioden.

Vilkår 4.3: Spildevandets pH

Spildevandets pH skal i forbindelse med gennemførelse af måleprogrammet beskrevet i vilkår 4.4 måles kontinuert i hele prøvetagningsperioden.

Vilkår 4.4: Måleprogram for nitrifikationshæmning, tungmetaller, organiske miljøfremmede stoffer mv.

Til kontrol af spildevandets nitrifikationshæmmende effekt og indhold af en række stoffer skal der to gange årligt gennemføres et måleprogram omfattende seks produktionsdøgn. De to måleprogrammer gennemføres i henholdsvis januar og juni måned.

I måleperioden skal der udtages flowproportionale døgnprøver i målebrønden Y3. Prøverne udtages så vidt muligt i perioder uden nedbør. Hvis der i et måledøgn falder mere end 4 mm regn, skal prøven kasseres og måleperioden forlænges med et ekstra døgn. [Begrundelsen for kravet er, at spildevandssystemet er ét-strengt.]

Hver døgnprøve analyseres for følgende parametre:

Analyseparameter	Analysemetode	Max. detektionsgrænse	Bemærkning
Suspenderet stof	DS 207		
Bl _s	EN 1899-1:95		
Nitrifikationshæmning	Modifieret ISO 9509: 1989 Undersøges fortyndet med 4 dele vandhanevand (200 ml/l). Ved analysen skal der anvendes slam fra X-købing renseanlæg.		Som alternativ metode kan screeningsmetoden fra (Naturvårdsverket, 1995) anvendes.
Bly	1)	5 µg/l	Oplukning efter DS 259
Chrom	1)	20 µg/l	Oplukning efter DS 259
Kobber	1)	10 µg/l	Oplukning efter DS 259
Nikkel	1)	10 µg/l	Oplukning efter DS 259
Zink	1)	300 µg/l	Oplukning efter DS 259
NPE	2)	10 µg/l	
Texanol	LC/MS	2 µg/l	
Diuron	LC/MS	2 µg/l	
LAS	2)	50 µg/l	

¹⁾ I overensstemmelse med kravene i Miljø- og Energiministeriets bkg. nr. 637 af 30. juni 1997. For bly, chrom og nikkel kan DS 2211 anvendes og for kobber og zink DS 263.

²⁾ I overensstemmelse med metoden i (DMU, 2001).

Resultaterne af måleprogrammet samles i en journal, der til en hver tid skal være tilgængelig for tilsynsmyndigheden.

Vilkår 4.5: Produktionsregistreringer

Under måleprogrammerne skal produktionsomfanget registreres i form af m³ produceret maling pr. døgn, med specificering af malingstypen.

Vilkår 4.6: Driftsjournaler for forbrug af visse råvarer

Som led i egenkontrollen skal virksomheden løbende registrere forbruget af de i bilag X nævnte råvarer i driftsjournaler. På baggrund af driftsjournalerne opgøres for hver råvare samlet forbrug pr. år. Driftsjournalerne skal opbevares tilgængelig for tilsynsmyndigheden i mindst 5 år.

Hvis en af de nævnte råvarer ønskes erstattet af et andet, der kan påvirke spildevandets sammensætning, skal virksomheden søge om tilladelse hertil.

Vilkår 4.7: Driftsjournal for vandforbrug

Vandforbruget skal aflæses dagligt på virksomhedens centrale vandmåler og registreres i driftsjournal. Driftsjournalen skal opbevares tilgængelig for tilsynsmyndigheden i mindst 5 år.

Handlingsplaner

Vilkår 5.1: Handlingsplan for tungmetaller, liste A- og B-stoffer, og suspenderet stof

Virksomheden skal inden den (dato) fremsende en handlingsplan for, hvorledes afledningen af tungmetallerne kobber og zink, liste B-stoffet LAS og suspenderet stof kan reduceres, og hvordan afledningen af liste A-stofferne NPE, texanol og diuron kan reduceres med henblik på afvikling. Handlingsplanen skal omfatte en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af mulighederne for reduktion/afvikling af afledningen af disse stoffer ved substitution af råvarer, ændring af produktionsprocesser eller rensning af spildevandet. Handlingsplanen skal indeholde en konkret tidsplan for gennemførelsen af valgte løsninger.

Rapportering

Vilkår 6.1: Redegørelse ved overskridelse af afledningsvilkår

Hvis afledningsvilkårene (vilkår 3.1-3.6) overskrides, skal virksomheden umiddelbart underrette kommunen, og senest 2 måneder efter, at dette er konstateret, fremsende en redegørelse til kommunen, hvori det beskrives, hvad årsagen er til overskridelserne. Redegørelsen skal yderligere indeholde forslag til handlingsplan, incl. tidsplan for nedbringelse af afledningen, således at vilkårsoverholdelse sikres fremover.

Vilkår 6.2: Årsrapport

Rapportering til X-købing Kommune skal ske årligt senest d. 31. marts.

Rapporteringen skal ske samlet for det foregående kalenderår og skal omhandle følgende:

- opgørelse af spildevandsmængde (vilkår 4.1 og 4.7)
- resultater af gennemførte målinger (vilkår 4.2 - 4.4)
- resultater af registreringer under måleserier (vilkår 4.5)
- opgørelse af forbrug af råvarer (vilkår 4.6) i forhold til tidligere års forbrug
- status for handlingsplaner.

Klagevejledning

Denne afgørelse kan påklages til Miljøstyrelsen i medfør af miljøbeskyttelseslovens kapitel 11. Klageberettigede er enhver, der har individuel, væsentlig interesse i sagens udfald, samt de i miljøbeskyttelseslovens §§98 -100 nævnte klageberettigede organisationer m.v. i det omfang, de er klageberettigede i den konkrete sag. Eventuel klage skal stiles til Miljøstyrelsen og fremsendes til x-købing Kommune. Klagen skal være kommunen i hænde senest 4 uger efter, afgørelsen er meddelt, det vil sige senest den (dato). Kommunen sender derefter klagen videre til Miljøstyrelsen ledsaget af det materiale, som er indgået i sagens bedømmelse.

Domstolene

Denne afgørelse kan i henhold til miljøbeskyttelseslovens § 101 indbringes for domstolene. Ønskes afgørelsens gyldighed prøvet ved domstolene, skal sagen være anlagt inden 6 måneder efter, at afgørelsen er meddelt; det vil sige senest den (dato) eller, hvis sagen påklages, inden 6 måneder efter, at den endelige administrative afgørelse foreligger.

Underretning

Følgende er blevet underrettet om tilladelsen:

- Xx Amt
- Embedslægeinstitutionen for Xx Amt
- Arbejdstilsynet ...
- øvrige klageberettigede

6 Referencer

Afløbsfraktionen, 1995: Betonrør har god bestandighed og lang levetid. Temablad. <http://www.aflobsfraktionen.dk/temablad/tema3.htm>.

Arbejdsministeriet, 1983: Bekendtgørelse nr. 473 af 7. oktober 1983 om kloakarbejde mv.

Arbejdsministeriet, 1986: Bekendtgørelse nr. 660 af 24. september 1986 om asbest (Asbestbekendtgørelsen).

Arbejdstilsynet, 1988a: Højtryksspuling af asbestholdige materialer. At-cirkulæreskrivelse nr. 1/1988.

Arbejdstilsynet, 1988b: Nedrivning, reparation og vedligeholdelse af asbestholdige byggematerialer. At-meddelelse nr. 3.01.6.

Arbejdstilsynet, 1992: Grænseværdier for stoffer og materialer. At-anvisning nr. 3.1.0.2.

Arvin, E., S. Dyreborg, C. Menck og J. Olesen, 1994: A mini-nitrification test for toxicity screening, MINITOX. *Water Res.*, Vol. 28, no. 9, 2029-2031 (se evt. også: Screening af vands toksicitet med mini-nitrifikationstest. *Vand & Miljø* 10 (3), 1993).

Blum, D.J.W. & R.E. Speece, 1991: A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations. *Research Journal WPCF*, Vol. 63, no. 3.

Dansk Standard, 1980: DS/R 208, april 1980. Vandundersøgelse. Olie og fedt. Gravimetrisk metode.

Dansk Standard, 1999: DS 2399, 1999. Afløbskontrol – Statistisk kontrolberegning af afløbsdata.

Dansk Standard, 1994: DS 432, 7. januar 1994. 2. udgave. Norm for afløbsinstallationer.

DHI, 2000a. DHI – Institut for Vand og Miljø: Forslag til vandkvalitetsstandarder for udvalgte tungmetaller, B-stoffer og PAH'er. Notat af juni 2000 til Miljøstyrelsen.

DHI, 2000b. DHI – Institut for Vand og Miljø: Forslag til vejledende grænseværdier for udvalgte tungmetaller, B-stoffer og PAH'er. Notat fra 2000 til Miljøstyrelsen.

DMU, 2001: Modelling analysis of sewage sludge amended soil. NERI Technical Report No. 361, July 2001.

- DTI, 1994: Rørcentret, Dansk Teknologisk Institut. Benzin- og olieudskilleranlæg på servicestationer. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift.
- EU, 1976: Rådets direktiv 76/464/EEC af 4. maj 1976 om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø.
- EU, 1991a: Rådets direktiv 91/271/EØF af 21. maj 1991 om rensning af byspildevand (Byspildevandsdirektivet).
- EU, 1991b: Rådets direktiv 91/692/EØF af 23. december 1991 om standardisering af rapporterne om gennemførelse af en række miljødirektiver. Efter Kommissionens beslutning 95/337/EF af 25. juli 1995.
- EU, 1999: Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 99/45/EF af 31. maj 1999 om indbyrdes tilnærmelse af medlemsstaternes love og administrative bestemmelser om klassificering, emballering og etikettering af farlige præparater (Præparatdirektivet).
- EU, 2000: Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. af oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (Vandrammedirektivet).
- EU, 2001: Europa-Parlamentets og Rådets beslutning nr. 2455/2001/EF af 20. november 2001 om vedtagelse af liste over prioriterede stoffer inden for vandpolitik og om ændring af direktiv 2000/60/EF.
- EU-kommissionen, 1996: EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances).
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.I.C., Arvin, E., 1992: Spildevandsrensning – Biologisk og Kemisk. Polyteknisk Forlag
- Hvitved-Jacobsen, T., 2001: Sewer processes – microbial and chemical process engineering of sewer networks, CRC Press, pp 237.
- International Standardiserings Organisation, 1998: ISO 11734, ECOTOC nr. 28 (Juni 1998).
- International Standardiserings Organisation, 2000a: ISO 9377-1. Water Quality – determination of oil index – Part I: Method using solvent extraction and gravimetry.
- International Standardiserings Organisation, 2000b: ISO 9397-2. Water Quality – determination of hydrocarbon oil index – Part 2: Method using solvent extraction and gas chromatography.
- Lapertis, Flemming, 1999: Bedømmelse af betonafledningsrestlevetid. Hovedrapport. Institut for Bygningsteknik, Aalborg Universitet.
- LRF, 1997: Jordbruket och miljön i Europa – Handtering af avloppsslam och oranisk hushållsavfall i Europa. LRF.
- Miljøministeriet, 1986a: Bekendtgørelse nr. 181 om grænseværdier for udledning af cadmium med processpildevand fra visse industrianlæg.

Miljøministeriet, 1986b: Bekendtgørelse nr. 736 om grænseværdier for kviksvovl ved udledning af spildevand fra visse industrianlæg.

Miljøministeriet, 1986c: Bekendtgørelse nr. 520 af 8. august 1986 om grænseværdier for udledning af hexachlorcyclohexan til vandmiljøet.

Miljøministeriet, 1992a: Bekendtgørelse nr. 75 af 30. januar 1992 om grænseværdier for udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer og havet (Liste I stoffer).

Miljøministeriet, 1992b: Handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97.

Miljø- og Energiministeriet, 1996: Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet.

Miljø- og Energiministeriet, 1997: Bekendtgørelse nr. 637 af 30. juni 1997 om miljømålinger udført af akkrediterede laboratorier, certificerede personer m.v.

Miljø- og Energiministeriet, 1999: Bekendtgørelse nr. 501 af 21. juni 1999 om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4.

Miljø- og Energiministeriet, 2000a: Bekendtgørelse nr. 619 af 27. juni 2000 om affald.

Miljø- og Energiministeriet, 2000b: Bekendtgørelse nr. 1065 af 30. november 2000 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter.

Miljø- og Energiministeriet, 2000c: Bekendtgørelse nr. 49 af 20. januar 2000 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål.

Miljø- og Energiministeriet, 2000d: Bekendtgørelse nr. 733 af 31. juli 2000 om listen over farlige stoffer.

Miljø- og Energiministeriet, 2001a: Bekendtgørelse nr. 646 af 29. juni 2001 om godkendelse af listevirksomhed (Godkendelsesbekendtgørelsen).

Miljø- og Energiministeriet, 2001b: Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg

Miljø- og Energiministeriet, 2001c: Lovbekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001, Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse (Miljøbeskyttelsesloven).

Miljøstyrelsen, 1988: Svovlbrintedannelse og kontrol i trykledninger. Miljøprojekt nr. 96. Udarbejdet af Aalborg Universitetscenter, Nellemann og Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Miljøstyrelsen, 1990: Effektivisering af olieudskillere. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 12. Udarbejdet af Dansk Teknologisk Institut (J. Bødker, I. K. Hansen).

Miljøstyrelsen, 1991a: Reduktion af farve i industrispildevand. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 25. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet,

ATV (B. M. Pedersen) og DTI, Beklædnings- og Textilinstituttet (J. Hansen).

Miljøstyrelsen, 1991b: Overfladebehandling af skibe. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 3, 1991.

Miljøstyrelsen, 1991c: Retningslinjer for grovvarebranchen. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 1991.

Miljøstyrelsen, 1991d: Notat af 18. november 1991 om model for styrkelse af virksomheders egenkontrol med udledning af spildevand gennem vilkårsfastsættelse for egenkontrol. Miljøstyrelsen, Tilsyns- og lovkantoret J. nr. M 150-0090. Desuden udgivet som bilag 5 i (Miljøstyrelsen, 1993a).

Miljøstyrelsen, 1992a: Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand. Miljøprojekt nr. 188. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (P. Kristensen, F. Pedersen, A. Damborg, H. W. Christensen).

Miljøstyrelsen, 1992b: Afledning af olieholdigt processpildevand. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 37. Udarbejdet af Ole Mortensen Rådgivende Civilingeniører A/S.

Miljøstyrelsen, 1993a: Vejledning om begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg. Vejledning nr. 2, 1993.

Miljøstyrelsen, 1993b: Tilslutning af industrispildevand til kommunale renselanlæg. Miljøprojekt nr. 245. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (H. Grüttner, J. Tørsløv, F. Pedersen).

Miljøstyrelsen, 1993c: Brancheorientering for varmforzinkningsindustrien. Orientering nr. 3, 1993.

Miljøstyrelsen, 1993d: Brancheorientering for autoophugningsbranchen. Orientering nr. 5, 1993.

Miljøstyrelsen, 1993e: Brancheorientering for galvanindustrien. Orientering nr. 6, 1993.

Miljøstyrelsen, 1994a: Økotoksikologiske kvalitetskriterier for overfladevand. Miljøprojekt nr. 250. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (F. Pedersen).

Miljøstyrelsen, 1994b: Industrispildevands miljøfarlighed. Miljøprojekt nr. 260. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (F. Pedersen, A. Damborg og P. Kristensen).

Miljøstyrelsen, 1994c: Vandforbrug i fremstillingsindustrien. Miljøprojekt nr. 259. Udarbejdet af dk-TEKNIK (J.S. Nielsen, P.B. Pedersen).

Miljøstyrelsen, 1994d: Vejledning om tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg. Vejledning nr. 6, 1994.

Miljøstyrelsen, 1995a: Brancheorientering for asfaltindustrien. Orientering nr. 4, 1995.

Miljøstyrelsen, 1995b: Brancheorientering for jern- og metalgenvindings virksomheder. Orientering nr. 6, 1995.

Miljøstyrelsen, 1995c: Vejledning om skydebaner. Vejledning nr. 1, 1995.

Miljøstyrelsen, 1995d: Indsatsområder for renere teknologi i den grafiske branche – spildevandsvurdering. Miljøprojekt nr. 284. Udarbejdet af VKI Vandkvalitetsinstituttet (H.F. Larsen, J. Tørslev, A. Damborg).

Miljøstyrelsen, 1995e: Vejledning om klassificering m.v. af kemiske stoffer og produkter. Miljøstyrelsens vejledning nr. 6/1995.

Miljøstyrelsen, 1995f: Water quality criteria for selected priority substances. Working Report No. 44. Udarbejdet af VKI (L. Samsøe-Petersen, F. Pedersen).

Miljøstyrelsen, 1996a: Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Miljøprojekt nr. 328. Udarbejdet af VKI (P. Kristensen m.fl.).

Miljøstyrelsen, 1996b: Brancheorientering for lak- og farveindustrien. Orientering nr. 5, 1996.

Miljøstyrelsen, 1996c: Notat af 25. april 1996 om Kemikaliekontorets kommentarer til de af Ribe Amt fastsatte vandkvalitetskriterier for molybdæn, vanadium og selen.

Miljøstyrelsen, 1997a: Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 82. Udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser (J. Jensen m.fl.)

Miljøstyrelsen, 1997b: Brev af 4. juni 1997 til Roskilde Amt vedrørende fastsættelse af kvalitetskrav for udledning af tungmetaller til Køge Bugt. J. nr. M 2021-0028.

Miljøstyrelsen, 1998a: Listen over uønskede stoffer. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 1, 1998.

Miljøstyrelsen, 1998b: Vejledning om håndtering af klinisk risikoaffald. Vejledning nr. 4/1998.

Miljøstyrelsen, 1998c: Vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter. Miljøstyrelsens vejledning nr. 6/ 1998.

Miljøstyrelsen, 1998d: Kortlægning og vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljøprojekt 384. Udarbejdet af Center for Integreret Miljø og Toksikologi (T. Madsen, m.fl.) og Danmarks Miljøundersøgelser.

Miljøstyrelsen, 1999a: Teknisk anvisning for punktkilder, Version 2.

Miljøstyrelsen, 1999b: Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. Miljøstyrelsens vejledning 5/1999.

Miljøstyrelsen, 1999c: Notat vedr. vandkvalitetskriterier for acrylamid, acrylat, acrylonitril og acrolein i ferksvand. Notat af 19. august 1999.

Miljøstyrelsen, 2000a: Referencer til renere teknologivurdering ved miljøgodkendelser. Orientering nr. 8, 2000.

Miljøstyrelsen, 2000b: Brancheorientering for autoværksteder. Orientering nr. 13, 2000.

Miljøstyrelsen, 2000c: Bilvask – status og strategier. Miljøprojekt nr. 537. Udarbejdet af DHI – Institut for Vand & Miljø (U. Nielsen, B.M. Pedersen) og IPU (P.E. Jensen).

Miljøstyrelsen, 2000d: Kommentarer til de forskellige vurderinger af kvalitetskriterier for acrylamid, acrylsyre, acrylonitril og acrolein. Notat af 9. oktober 2000.

Miljøstyrelsen, 2001a: Reduktion af mineralsk olie i spildevand. Miljøprojekt nr. 609. Udarbejdet af DHI - Institut for Vand & Miljø (U. Nielsen, B.M. Pedersen) og DGE (P.E. Jensen).

Miljøstyrelsen, 2001b: Notat af 25. april 2001 om forslag til kvalitetskriterie for BAM (2,6-dichlorbenzamid, CAS nr. 2008-58-4).

Miljøstyrelsen, 2001c: Notat af 30. maj 2001 om formalin (CAS 50-00-0). Fastsættelse af kvalitetsgrænseværdier.

Miljøstyrelsen, 2001d: Notat om kobber (CAS 7440-50-8). Fastsættelse af kvalitetsgrænseværdier.

Miljøstyrelsen, 2002a: Environmental Assessment of Veterinary Medicinal Products in Denmark. Miljøprojekt nr. 659. Udarbejdet af KVL.

Miljøstyrelsen, 2002b: Notat om grænseværdi for udvalgte stoffer ved afledning til renseanlæg. LAS, DEHP, PAH'er og tungmetaller. Oktober 2002.

Miljøstyrelsen, 2002c: Olie + fedt i spildevand. Udarbejdet af Miljøstyrelsens Referencelaboratorium, DHI. Marts 2002.

Miljøstyrelsen, 2002d: E-mail af 6. maj 2002 fra Miljøstyrelsen til DHI om vandkvalitetskriterium for EDTA. (Ikke endeligt kvalitetssikret kriterium).

Naturvårdsverket, 1995: Screeningsmetod för bestämning av nitrifikationshämning vid drift av kommunala avloppsreningsverk. SKARV-projektet. Naturvårdsverket, rapport nr. 4424.

Nordisk Ministerråd, 1995a: Environmental Hazard Classification - data collection and interpretation guide (2nd edition). TemaNord 1995:581.

Nordisk Ministerråd, 1995b: Prøvetagning og flowmåling af spildevand. TemaNord 1995:515.

Nordic Council of Ministers, 1996: Environmental Hazard Classification – data collection and interpretation guide (2nd edition). TemaNord 1995:581.

Nordic Council of Ministers, 1997: Environmental Hazard Classification – classification of selected substances as dangerous for the environment (II). TemaNord 1997:549.

Nordisk Ministerråd, 1999: N-Class Database.

OECD, 1993: OECD Guidelines for Testing of Chemicals.

SBI, 1997: Statens Byggeforskningsinstitut. Afløbsinstallationer. SBI-anvisning 185.

SFT, 1989: Statens Forureningstilsyn. Tilførsel av industriavløp til kommunalt net. TA-679.

Stronach, S.M., T. Rudd, J.N. Lester, 1986: Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. Springer-Verlag.

US-EPA, 19xx: Environmental Protection Agency: Ambient Water Quality Criteria for Silver.

Vandkvalitetsinstituttet, 1994: Notat af marts 1994 til Miljøstyrelsen. Forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid i industrispildevand ved tilslutning til kommunale renselanlæg.

VAV, 1983: Svenska vatten- och avloppsverksforeningen. Industriavlopp-gränsvärden. Villkor för utsläpp av skadliga ämnen i kommunal avloppsanläggning. VAV-meddelande M20. Oktober 1983.

VKI, 1997a: Undersøgelse af antibiotika resistente bakterier i spildevand fra udvalgte punkter i oplandet til I/S Avedøre Kloakværk. Rapport til Københavns Amt, I/S Avedøre Kloakværk, Ballerup Kommune og Taastrup Kommune. Juni 1997.

VKI, 1997b: Udkast til rapport til Miljøstyrelsen: Water Quality Criteria for Diuron and Sea-Nine. Project no. 10837.

Bilag 1: Vurderede specifikke organiske stoffer

I dette bilag er givet en oversigt i tabel 1.1 over de organiske stoffer, der er vurderet i henhold til principperne i vejledningens afsnit 2.3. Bilaget beskriver resultatet af vurderingen. Stoffernes fysisk-kemiske data, der ligger til grund for vurderingen, er gengivet i vejledningens bilag 2.

A, B og C

For hvert enkelt stof er angivet, hvilken kategori (liste A, B eller C) stoffet er placeret i. Blanke felter angiver, at det ikke på baggrund af de eksisterende data har været muligt at kategorisere stofferne.

C/B

Enkelte stoffer er placeret under kategorien C/B. Dette angiver, at stoffet ud fra de eksisterende data skal placeres på liste C, men da der er mistanke om, at stoffet ikke er anaerobt nedbrydeligt, kan det ikke afvises, at stofferne vil have tendens til ophobning i slam eller akvatiske sediment, jf. kriterierne for liste B-stoffer afsnit 2.3.2. Det anbefales, at disse stoffer som udgangspunkt reguleres som B-stoffer.

B, C* og C/B**

For nogle B- og C-stoffer er der tilføjet en stjerne ud for kategorien. Dette betyder, at stoffets sundhedsfareklassificering ikke er fundet i Listen over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000d) eller N-Class, (Nordisk Ministerråd, 1999), der er en database, som opsummerer det klassificeringsarbejde, som pågår i EU. Den foretagne vurdering af stoffet er derfor alene baseret på stoffets miljømæssige egenskaber. For disse stoffer er der derfor potentielt mulighed for, at stoffet skal placeres i kategori i A pga. dets sundhedsmæssige egenskaber.

Mangel på data

Endvidere er enkelte stoffer trods manglende data blevet placeret i en kategori, hovedsageligt ud fra viden om andre lignende stoffer. Det drejer sig om PCB'er, dioxiner, furaner, tributyltinnaphthenat, 3-chlor-toluen, octylphenol og tributyl-1-naphthyltin.

Stoffer særligt udvalgt under EU

Rubrikken "Stoffer særligt udvalgt under EU" angiver, at stofferne enten er på EU's liste I i medfør af direktivet om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (EU, 1976), eller at de er optaget på listen over prioriterede stoffer i henhold til vandrammedirektivet, jf. (EU, 2000), (EU, 2001) og bilag 4 om EU-bestemmelser. For hovedparten af disse stoffer er der i EU-regi eller nationalt fastsat kvalitetskrav for det modtagende vandområde; for de øvrige stoffer vil dette ske inden for de nærmeste år.

Vandkvalitetskrav/kriterier

Kvalitetskrav/kriterier gælder for vandmiljøet er angivet i rubrikken "Vand-kvalitetskrav/kriterier". Som fodnote er litteraturreferencen for den enkelte værdi angivet. I Miljøstyrelsens vejledning til spildevandsbekendtgørelsen (afsnit 16.3.1 i (Miljøstyrelsen, 1999b)) er forskellen på vandkvalitetskrav og -kriterier forklaret.

Grænseværdi B-stoffer

I rubrikken "Grænseværdi" er kvalitetskravene/kriterierne for B-stoffer omsat til grænseværdier gældende for afledning, idet kvalitetskravene/kriterierne er ganget med en faktor 20. Faktor 20 repræsenterer den opnåede initialfortynding samt stofomsætningen i renseanlægget. Hvis der i praksis ikke er sikkerhed for en vis grad af fortynding, bør grænseværdierne sænkes tilsvarende, jf. afsnit 2.3.4.

Se i øvrigt afsnit 2.3.5 for så vidt angår DEHP og LAS.

Klassificering/R-sætninger

I rubrikken "Klassificering/R-sætninger" er miljø- og sundhedsfareklassificeringen med R-sætninger angivet. I denne rubrik angiver et blankt felt, at stofferne ikke optræder på Listen over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000d) eller i N-Class (Nordisk Ministerråd, 1999). Betydningen af de R-sætninger, der omhandler uhelbredelig skadevirkning over for mennesker, fremgår af afsnit 2.3.2, mens betydningen af de øvrige fremgår af bekendtgørelse om klassificering og mærkning af kemiske stoffer og produkter (Miljø- og Energiministeriet, 2000b).

Human skadevirkning R-sætninger

Endelig omfatter dette bilag rubrikken "Human skadevirkning R-sætninger", som er en angivelse af, hvilke risiko-sætninger med uhelbredelig skadevirkning over for mennesker, jf. afsnit 2.3.2, der p.t. gælder for stoffet i medfør af Listen over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet, 2000d) og N-Class (Nordisk Ministerråd, 1999). "Nej" angiver, at stoffet er vurderet, men ikke skal klassificeres efter disse R-sætninger. Et spørgsmålstegn angiver, at stoffets sundhedsfareklassificering ikke er fundet på Listen over farlige stoffer eller i N-Class.

Fodnoter til tabel 1.1 i bilag 1:

- * Stoffets sundhedsfareklassificering er ikke fundet i Listen over farlige stoffer (Miljø- og Energiministeriet 2000d) eller i N-Class (Nordisk Ministerråd, 1999), så den foretagne vurdering er alene baseret på stoffets miljømæssige egenskaber. Der derfor potentielt mulighed for, at stoffet skal placeres i kategori i A pga. dets sundhedsmæssige egenskaber.
 - ** Tilsigtet grænseværdi som udtryk for det langsigtede mål for afledningen, jf. afsnit 2.3.5.
 - # Natriumhypochlorit er scoret som et C-stof, men hypochlorit kan danne halogenerede organiske forbindelser, f.eks. chloroform, der er et A-stof. Anvendelsen af natriumhypochlorit bør derfor begrænses som havde det været et A-stof. Se i øvrigt afsnit 4.2.5.
- 1) (Miljø- og Energiministeriet, 1996)
 - 2) (DHI, 2000a)
 - 3) (DHI, 2000a), dog er DHI's forslag til kvalitetskriterier rundet ned.
 - 4) (Miljøstyrelsen, 1995f)
 - 5) (Miljøstyrelsen, 1999c) & (Miljøstyrelsen, 2000d)
 - 6) (Miljøstyrelsen, 2001c)
 - 7) (Miljøstyrelsen, 2001b)
 - 8) (Miljøstyrelsen, 1998d)
 - 9) (VKI, 1997b)
 - 10) (Miljøstyrelsen, 2002d)
 - 11) (Miljøstyrelsen, 2002b)
 - 12) Vandkvalitetskriteriet er under revision.
 - 13) Et vandkvalitetskriterium er under udarbejdelse
 - 14) Vandkvalitetskriteriet, der er anvendt som grundlag for fastsættelse af grænseværdien, er ikke endeligt kvalitetssikret.

TABEL 1.1
ABC-VURDERING AF SPECIFIKKE ORGANISKE STOFFER OG GRÆNSEVÆRDIER FOR B-STOFFER

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer især udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
83-32-9	Acenaphthen	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,1	2)
75-07-0	Acetaldehyd	A	Fx;R12 Xi;R36/37 Carc3;R40	R40	Nej	Ja			Nej			
103-84-4	Acetanilid	C*		?		Ja			Nej			
67-64-1	Acetone	C	F;R11	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
75-05-8	Acetonitril	C	F;R11 T;R23/24/25	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
107-02-8	Acrolein	C	F;R11 T;R25 Tx;R26 C;R34	Nej	Nej	Ja			Nej		0,01	5)
79-06-1	Acrylamid	A	Canc2; R45 Mutz; R46 T; R24/25-48/23/24/25	R45 R46 R48	Nej	Ja			Nej		0,1	12) 5)
107-13-1	Acrylonitril	A	Carc2;R45 F;R11 T;R23/24/25 Xi;R38	R45	Nej	Ja			Nej		1	5)
79-10-7	Acrylsyre	C	R10 C;R34	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej		3	5)
309-00-2	Aldrin	A	T;R24/25-48/24/25 Carc3;R40 N;R50/53	R40 R48	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,01	1)
124-68-5	Amino-2-methyl-1- propanol; 2-	B	Xi; R36/38 R52-53	Nej		Nej	Nej	Ja	Nej		10	3) 200
1066-51-9	Aminomethylphosphorsyre (AMPA)			?	Nej							
3566-10-7	Ammonium ethylenbisdithiocarbamat			?	Nej							
62-53-3	Anilin	A	Xn;R20/21/22 Carc3;R40 T;R48/23/24/25 N;R50	R40 R48	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej			
120-12-7	Anthracen	A		?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,01	12) 1)

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætnin- ger	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
118-92-3	Anthranilsyre	C*		?		Ja			Nej			
12217-43-5	Astrazon blau 3 RL			?	Nej							
1912-24-9	Atrazin	A	Xn; R20/22 Xi; R36 Carc3; R40 Mut3; R40 R43	R40	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej	+	1 12) 1)	
2465-27-2	Auramin (Basic Yellow, CI no 41000)	A	R40	R40		Nej			Nej			
2642-71-9	Azinphos-ethyl		T; R24 Tx; R28	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja		0,01 1)	
86-50-0	Azinphos-methyl		T; R24 Tx; R28	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej		0,01 1)	
1738-25-6	B-dimethylaminopropio- nitril (DMAPN)			?					Nej			
25057-89-0	Bentazon	B	Xn; R22 Xi; R36 R43 R52-53	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			13)
100-52-7	Benzaldehyd	C	Xn; R22	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			
71-43-2	Benzen	A	F; R11 Canc1; R45 T; R48/23/24/25	R45 R48	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	+	2 12) 1)	
56-55-3	Benz(a)anthracen	A	Carc2; R45 N; R50/53	R45	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
238-84-6	Benz(a)fluoren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
50-32-8	Benz(a)pyren	A	Carc2; R45 Mut2; R46 Rep2; R60 Rep2; R61 N; R50/53	R45 R46 R60 R61	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
205-99-2	Benz(b)fluoranthen	A	Carc2; R45 N; R50/53	R45	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
192-97-2	Benz(e)pyren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
191-24-2	Benz(ghi)perylene			?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
205-82-3	Benz(i)fluoranthen	A	Carc2; R45 N; R50/53	R45		Nej	Nej	Nej	Ja			13)
207-08-9	Benz(k)fluoranthen	A	Carc2; R45 N; R50/53	R45	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
65-83-0	Benzosyre	C*		?	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
100-51-6	Benzylalkohol	C	R20 R22	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			
100-44-7	Benzylchlorid (= alfa- chlortoluen)	A	Xn;R22 T;R23 Xi;R37/38-41 Carc3;R40	R40	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej		10	1)
140-29-4	Benzylcyanid	C*		?		Ja			Nej			
92-52-4	Biphenyl	C/B	Xi;R36/37/38 N;R50/53	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja		1	1)
56-35-9	Bis(Tributyltin)Oxid	A	Xi; R36/38; Xn; R21; T; R25- 48/23/25	R48			Ja	Ja	Ja			
80-057-7	Bisphenol A	B	Xi;R36/37/38 R43	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja		1	12) 4)
1675-54-3	Bisphenol-A-diglycidylether		Xi; R36/38 R43	Nej					Ja			
54208-63-8	Bisphenol-F-diglycidylether			?					Ja			
1689-84-5	Bromoxynil	A	T;R25 Rep3;R63	R63	Nej		Ja	Ja	Ja			
71-36-3	Butanol, n-	C	R10 Xn; R22 Xi; R37/38-41 R67	Nej	Nej	Ja			Nej			
78-92-2	Butanol, sek-	C	R10 Xi; R36/37 R67	Nej	Nej	Ja			Nej			
75-65-0	Butanol, tert-	C	F; R11 Xn; R20	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
111-76-2	Buthoxyethanol; 2-	C	Xn; R20/21/22 Xi; R37	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej			
123-86-4	Butylacetat; 1-	C	R10	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
141-32-2	Butylacrylat	C	R10 Xi; R36/37/38 R43	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej			
109-73-9	Butylamin, Aminobutan	C	F; R11 Xn; R20/21/22 C; R35	Nej	Nej	Ja			Nej			
85-68-7	Butylbenzylphthalat (BBP)	C/B*		?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja			
112-34-5	Butylglycol (2- (2- Butoxyethoxy)ethanol)	C	Xi; R36	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
96-48-0	Butyrolacton; gamma-	C*		?	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej			
1563-66-2	Carbofuran		Tx;R26/28	Nej	Nej		Nej	Ja	Nej			
75-69-4	CFC-11	B*		?	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
75-71-8	CFC-12	B*		?	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej			
1570-64-5	4-Chlor-2-methylphenol	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
88-73-3	1-Chlor-2-nitrobenzen	B*		?	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		1	20
89-59-8	4-Chlor-2-nitrotoluen			?	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja		1	1)
59-50-7	4-Chlor-3-methylphenol	A	Xn;R21/22 Xi;R41 R43 N;R50	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		13	
121-73-3	1-Chlor-3-nitrobenzen	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		1	1)
100-00-5	1-Chlor-4-nitrobenzen	B	T;R23/24/25 R33 N;R51/53	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		1	20
87-64-9	2-Chlor-6-methylphenol			?	Nej				Nej			
108-90-7	Chlorbenzen	B	R10 Xn;R20 N;R51/53	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		1	20
510-15-6	Chlorbenzilat	B	Xn;R22	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			
79-11-8	Chloredikesyre	C	T;R25 C;R34 N;R50	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej		13	
1698-60-8	Chloridazon		R43	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej			
94-74-6	Chlormethylphenoxy- eddikesyre (MCPA)	B	Xn; R22 Xi; R38-41	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		0,1	2)
93-65-2	Chlormethylphenoxy- propansyre (MCPPE)	C	Xn; R22 Xi; R38-41	Nej		Nej			Nej			
90-13-1	1-Chlornaphthalen			?	Nej		Nej	Ja	Ja		1	1)
91-58-7	2-Chlornaphthalen			?	Nej		Nej	Ja	Ja			
95-57-8	2-Chlorphenol	C	Xn;R20/21/22 N;R51/53	Nej	Nej	Ja			Nej			
3307-39-9	2-(4-Chlorphenoxy)propion- syre			?	Nej				Nej			
107-05-1	3-Chlorpropen	C	F;R11 Tx;R26 N;R50	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej		100	1)
64902-72-3	Chlorsulfuron	A	N;R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			13)
95-49-8	2-Chlortoluen	B	Xn;R20 N;R51/53	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja		1	20

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
108-41-8	3-Chlortoluen	B	Xn;R20 N;R51/53	Nej	Nej		Nej	Ja	Ja		1) 1)	20
106-43-4	4-Chlortoluen	B	Xn;R20 N;R51/53	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja		1) 1)	20
218-01-9	Chrysen			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
1702-17-6	Clopyralid	B	Xi;R41 N;R51/53	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			
108-39-4	Cresol; m-, (3-Methyl- phenol)	C	T; R24/25 C; R34	Nej	Nej	Ja			Nej		200 1)	
21725-46-2	Cyanazin		Xn;R22	Nej	Nej		Nej	Ja	Nej			
294-62-2	Cyclododecan	B*		?		Nej			Ja			
110-82-7	Cyclohexan	B	F;R11	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja			
52315-07-8	Cypermethrin			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
94-75-7	2,4-Dichlorphenoxy- eddikesyre (2,4-D)	B	Xn;R22 Xi;R36/37/38	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		10 1)	200
75-99-0	Dalapon	C	Xn; R22 Xi; R38-41 R52-53	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
72-55-9	DDE	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja		0,002 1)	
50-29-3	DDT	A	T;R25-48/25 Carc3;R40 N;R50/53	R40 R48	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,002 1)	
6190-65-4	Desethylatrazin			?	Nej				Nej			
3397-62-4	Desethylisopropylatrazin			?	Nej		Nej	Nej				
30125-63-4	Desethylterbutylatrazin			?	Nej							
1007-28-9	Desisopropylatrazin			?	Nej				Nej			
61789-80-8	DHTDMAC	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
103-23-1	Di(2-ethylhexyl)adipat	C/B*		?	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja			
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	B*		?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	+	0,1 12) 2)	7*** 11)

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer især udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
123-42-2	Diacetonealkohol	C	Xi; R36	Nej		Ja	Nej	Nej	Nej			
101-77-9	4,4'-Diaminodiphenyl- methan	A	Carc2;R45 Xn;R20/21/22- 48/20/21 R43 N;R51/53	R45 R48			Nej	Ja	Nej			
53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracen	A	Carc2;R45 N;R50/53	R45	Nej		Ja	Ja	Ja			
132-65-0	Dibenzothiophen	B*		?	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja			
84-74-2	Dibutylphthalat (DBP)	C/B*		?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja			13)
14488-53-0	Dibutyltin			?	Nej							
683-18-1	Dibutylindichlorid	A		?			Nej	Ja			0,01	1)
77-58-7	Dibutylindilaurat	A		?					Nej			
1194-65-6	Dichlobenil		Xn;R21	Nej	Nej		Nej	Ja	Nej			
89-61-2	1,4-Dichlor-2-nitrobenzen	B*		?	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja			
99-54-7	1,2-Dichlor-4-nitrobenzen	B*		?	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			
1570-65-6	2,4-Dichlor-6-methylphenol			?	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja			
2008-58-4	2,6-Dichlorbenzamid (BAM)			?	Nej		Nej	Ja	Nej		100	7)
95-50-1	1,2-Dichlorbenzen	A	Xn;R22 Xi;R36/37/38 N;R50/53	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja		10	1)
541-73-1	1,3-Dichlorbenzen	B	Xn;R22 N;R51/53	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja		10	1) 200
106-46-7	1,4-Dichlorbenzen	B	Xn;R22 Xi;R36/38	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja		10	1) 200
111-44-4	Dichlordiethylether;2,2	A	R10 Tx;R26/27/28 Xn;R40	R40	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
107-06-2	1,2-Dichlorethan	A	Carc2;R45 F;R11 Xn;R22 Xi;R36/37/38	R45	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	+	10	12) 1)
75-35-4	1,1-Dichlorethylen	A	Fx;R12 Xn;R20-40	R40	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		100	1)
540-59-0	1,2-Dichlorethylen	B	F;R11 Xn;R20 R52/53	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej			13)
75-09-2	Dichlormethan	A	Carc3;R40	R40	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	+	10	12) 1)

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	B	Xn; R21/22 C; R34 N; R51/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		10	200
87-65-0	2,6-Dichlorphenol	B*		?	Nej	Nej	Ja	Ja			35	700
25140-90-3	2-(2,6 dichlorphenoxy)- propionsyre			?	Nej				Ja			
120-36-5	Dichlorprop	B	Xn; R21/22 Xi; R38-41	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		10	200
78-87-5	1,2-Dichlorpropan	B	F; R11 Xn; R20/22	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja	Nej		10	200
542-75-6	1,3-Dichlorpropan	A	R10 Xn; R20/21 T; R25 Xi; R36/37/38 R43 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		10	1)
62-73-7	Dichlorvos	A	T; R24/25	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		0,001	1)
95-82-9	2,5-Dicloranilin	A	T; R23/24/25 R33 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			
95-76-1	3,4-Dicloranilin	A	T; R23/24/25 R33 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			
60-57-1	Dieldrin	A	T; R25-48/25 Tx; R27 Carc3; R40 N; R50/53	R40 R48	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,01	1)
111-42-2	Diethanolamin	C	Xi; R36/38	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
109-89-7	Diethylamin	C	F; R11 Xn; R20/21/22 C; R35	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej		100	1)
111-46-6	Diethylenglycol	C*		?	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej			
84-66-2	Diethylphthalat	C*		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
84-66-2	Diethylphthalat (DEP)	C*		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			13)
584-84-9	Diisocyanato-1- methylbenzen; 2,4-	A	Carc3; R40 Tx; R26 Xi; R36/37/38 R42/43 R52-53	R40					Ja			
91-08-7	Diisocyanato-1-methyl- benzen; 2,6-	A	Carc3; R40 Tx; R26 Xi; R36/37/38 R42/43 R52-53	R40			Nej	Ja	Nej		10	2)
28553-12-0	Diisononylphthalat (DNP)	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
108-20-3	Diisopropylether	B	F; R11 R19 R66 R67	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
60-51-5	Dimethoat	A	Xn;R21/22	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		1 1)	
127-19-5	Dimethylacetamid		Xn;R20/21 Xi;R36	Nej					Nej			
124-40-3	Dimethylamin	C	Fx; R12 Xn; R20 Xi; R37/38-41	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej		10 1)	
121-69-7	Dimethylaminlin	A	T;R23/24/25 Carc3;R40 N;R51/53	R40		Nej	Nej	Ja	Nej		0,1 2)	
68-12-2	Dimethylformamid	A	Repr2; R61 Xn; R20/21 Xi; R36 R61	R61	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			
573-98-8	1,2-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
575-41-7	1,3-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
571-58-4	1,4-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
571-61-9	1,5-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
575-43-9	1,6-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
575-37-1	1,7-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
569-41-5	1,8-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
581-40-8	2,3-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
581-42-0	2,6-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
582-16-1	2,7-Dimethylnaphthalen			?			Ja	Ja	Ja			
1576-67-6	3,6-Dimethylphenanthren			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
105-67-9	2,4-Dimethylphenol	C	T;R24/25 C;R34 N;R51/53	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej		1 2)	
131-11-3	Dimethylphtalat	C*		?	Nej	Ja			Nej			
67-68-5	Dimethylsulfoxid	C	R11	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
117-84-0	Di-n-octylphthalat (DnOP)	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
88-85-7	Dinoseb	A	Rep2;R61 Rep3;R62 T;R24/25 Xi;R36 R44 N;R50/53	R61 R62	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
123-91-1	Dioxan, glycolethylenether	A	F; R11-19 Canc3; R40 Xi; R36/37	R40	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
85-00-7	Diquat-dibromid			?			Nej	Ja	Nej			
298-04-4	Disulfonton		Tx; R27/28 N; R50/53	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja			
330-54-1	Diuron	A	Xn; R48/22	R48	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej	+	0,1 12) 9)	
534-52-1	DNOC	A	Tx; R27/28 R33 Xi; R36 Mut3; R40 R44	R40	Nej		Nej	Ja	Nej			
107-64-2	DSDMAC	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
68783-78-8	DTDMAC	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja				
64-19-7	Eddikesyre	C	R10 C; R35	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
60-00-4	EDTA	B*		?	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		100 14) 10)	2000
115-29-7	Endosulfan		T; R24/25 Xi; R36 N; R50/53	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja	+	0,001 12) 1)	
72-20-8	Endrin	A	T; R24 Tx; R28 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,005 1)	
106-89-8	Epichlorhydrin	A	R10 Canc2; R45 T; R23/24/25 C; R34 R43	R45	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		100 1)	
3033-77-0	Epoxypropyl-trimethyl- ammoniumchlorid; 2,	C*		?		Nej	Nej	Nej	Nej			
66230-04-4	Esfenvalerat (pyrethorid)			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
64-17-5	Ethanol	C	F; R11	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
26225-79-6	Ethofumesat			?	Nej		Nej	Ja	Nej			
110-80-5	Ethoxyethanol; 2-	A	R10 Repr2; R60-61 Xn; R20/21/22	R60 R61		Ja	Nej	Nej	Nej			
141-78-6	Ethylacetat	C	F; R11 Xi; R36 R66 R67	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
100-41-4	Ethylbenzen	C	F; R11 Xn; R20	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		10 1)	

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
75-00-3	Ethylchlorid	A	Fx; R12 Canc3; R40 R52-53	R40	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		10	2)
140-88-5	Ethylenacrylat	C	F; R11 Xn; R20/21/22 Xi; R36/37/38 R43	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej			
106-93-4	1,2-Ethylendibromid	A	Carc2; R45 T; R23/24/25 Xi; R36/37/38 N; R51/R53	R45	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		1	2)
107-21-1	Ethylenglycol, mono-	C	Xn; R22	Nej	Nej	Ja						
96-45-7	Ethylthiourinstof (ETU)	A	LOF:S; Repr2; R61 Xn; R22 (N- Class: Repr2; R61 Xn; R22 Canc3; R40)	R61	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
60-29-7	Ethylether, diethylether	C	Fx; R12 R19 (N-Class: Fx; R12 R19 Xn; R22 R66 R67)	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
103-11-7	Ethylhexylacrylat; 2-	C/B	Xi; R37/38 R43	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja			
52-85-7	Famfur			?	Nej				Nej			
122-14-5	Fenitrothion	A	Xn; R22 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,01	1)
67306-03-0	Fenpropimorph			?	Nej							
144-49-0	Floureddikesyre		Tx; R28	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			
79241-46-6	Fluazifop-p-butyl			?	Nej		Ja	Ja				
206-44-0	Fluoranthen	A		?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
86-73-7	Fluoren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			13)
50-00-0	Formaldehyd	A	Canc3; R40 T; R23/24/25 C; R34 R43	R40	Nej	Ja			Nej		1	6)
75-12-7	Formamid	C*		?	Nej	Ja			Nej			
65907-30-4	Furathiocarb		T; R25 Tx; R26 Xi; R36/38 R43 Xn; R48/22 N; R50/53	R48	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
58-89-9	Gamma-lindan (HCH)	A	T;R23/24/25 Xi;R36/38 N;R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,01 12) 1)	
77182-82-2	Clufosinat-ammonium	C	Xn; R22. Miljøklassificering ikke udført p.g.a. datamangel	Nej			Nej	Nej	Nej			
56-81-5	Glycerin	C*		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
106-91-2	Glycidylmethacrylat	C	Xn; R20/21/22 Xi; R36/38 R43	Nej		Ja			Nej			
1071-83-6	Glyphosat			?	Nej		Nej	Ja	Nej			
51276-47-2	Glyphosat-ammonium			?	Nej				Nej			
90-05-1	Guaiacol	C	Xn; R22 Xi; R36/38	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej		82 12) 1)	
87237-48-7	Haloxypop-ethoxy ethyl		Xn;R22 N;R50/53	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja			
1024-57-3	Heptachlorepoxyd	A	T;R25 R33 Carc3;R40 N;R50/53	R40	Nej		Ja	Ja	Ja		0,004 1)	
4390-04-9	Heptamethylnonan; 2,2,4,4,6,8,8-	B*		?		Nej			Ja			
87-68-3	Hexachlor-1,3-butadien (HCB)	A		?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,1 12) 1)	
118-74-1	Hexachlorbenzen (HCB)	A	Carc2;R45 T;R48/25 N;R50/53	R45 R48	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,01 12) 1)	
608-73-1	Hexachlorcyclohexan (uspec.)			?			Ja	Ja	Ja	+	0,01 12) 1)	
67-72-1	Hexachlorethan	A		?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja		10 1)	
110-54-3	Hexan	A	F;R11 Xn;R48/20	R48	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja			
51235-04-2	Hexazinon			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
35822-46-9	1234678-HpCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
67562-39-4	1234678-HpCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
55673-89-7	1234789-HpCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
39227-28-6	123478-HxCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
57653-85-7	123678-HxCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
19408-74-3	123789-HxCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
70648-26-9	123478-HxCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
57117-44-9	123678-HxCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
72918-21-9	123789-HxCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
60851-34-5	234678-HxCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
302-01-2	Hydrazin	A	Carc2;R45 R10 T;R23/24/25 C;R34 R43	R45			Ja	Ja	Nej			
123-31-9	Hydroquinon, quinol	C	Xn;R20/22	Nej	Nej	Ja			Nej			
2163-68-0	Hydroxyatrazin			?	Nej				Nej			
99-96-7	Hydroxybenzoesyre	C*		?		Ja			Nej			
16655-82-6	3-Hydroxycarbofuran			?					Nej			
818-61-1	Hydroxyethylacrylat; 2-	C	T;R24 C;R34 R43	Nej		Ja			Nej			
868-77-9	Hydroxyethylmethacrylat; 2-	C	Xi; R36/38 R43	Nej	Ja	Ja			Nej			
2599-11-3	Hydroxysimazin			?					Nej			
2599-11-3	Hydroxysimazin			?					Nej			
10004-44-1	Hymexazol		Xn; R22 Xi; R41 R52-53	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej			
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	13)	
1689-83-4	Iloxynil	A	Xn;R21 T;R25 Rep3;R63	R63	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			
28159-98-0	Ilgarol 1051	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,001	8)
78-83-1	Isobutanol	C	LOFS: R10 Xn;R20 (N- Class:R10 Xi; R37/38-41 R67)	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
465-73-6	Isodrin		Tx;R26/27/28 N;R50/53	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja	+	0,005	1)

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
37205-87-1	Isononylphenolethoxylater	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
9004-87-9	Isooctylphenolethoxylater	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
78-59-1	Isophoron	C	LOFS (brugt i scoringen): Xi; R36/37/38 (N-Class: Xi; R36/37/38 Canc3; R40 Xn; R21/22)	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
2855-13-2	Isophorondiamin	B	Xn; R21/22 C; R34 R43 R52-53	Nej		Nej	Ja	Ja	Nej			
98-82-8	Isopropylbenzen	C	R10 Xi;R37	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		1 12) 4)	
34123-59-6	Isoproturon	A	Xn;R22 Carc3;R40	R40	Nej		Ja	Ja	Nej	+		13)
917-58-8	Kalium ethylat		F; R11 C; R34 R14	Nej					Nej			
127-65-1	Kloramin T		Xn; R22 R31 C; R34 R42	Nej			Ja	Ja				
42615-29-2	LAS (Lineære alkylbenzen- sulfonater)	B*		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja		10 2)	700** 11)
151-21-3	Lauryl alkoholsulfonat	C*		?		Ja	Ja	Ja	Nej			
2164-08-1	Lenacil			?	Nej		Nej	Ja	Ja			
138-86-3	Limonen	C/B	R10 Xi;R38 R43 N;R50/53	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja			
121-75-5	Malathion		Xn;R22	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej		0,01 1)	
123-33-1	Maleinhydrazid	C		Nej	Nej		Nej	Nej	Nej			
110-16-7	Maleinsyre	C	Xn; R22 Xi; R36/37/38	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
7085-19-0	Mechlorprop	C	Xn;R22 Xi;R38-41	Nej	Nej		Nej	Nej	Nej			10 3)
2032-65-7	Mercaptodimethur		T;R25	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej			
108-67-8	Mesitylen	A	R10 Xi;R37 N;R51/53	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja			
141-79-7	Mesityloxid	C	R10 Xn;R20/21/22	Nej	Nej	Ja			Nej			
18691-97-9	Metabenzthiazuron			?	Nej		Ja	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
41394-05-2	Metamitron		Xn; R22 N; R50/53	Nej	Nej		Nej	Ja	Nej			
137-42-8	Metam-Na, Vapam- (dehydrat af Metam-Na)	C	R21 R22 R31 R41	Nej					Nej			
67129-08-2	Metazachlor			?	Nej		Nej	Ja	Nej			
79-41-4	Methacrylsyre	C	C; R34	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej			
67-56-1	Methanol	C	LOF; F; R11 T; R23/25 (N- Class: F; R11 T; R23/24/25- 39/23/24/25)	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
4435-53-4	Methoxy-n-butylacetat; 3-	C	Xi; R36	Nej		Ja			Nej			
107-98-2	Methoxypropanol	C	R10	Nej		Ja	Nej	Nej	Nej			
109-86-4	Methylcellosolve	A	R10 Repr2; R60-61 Xn; R20/21/22	R60 R61	Ja	Ja			Nej			
74-87-3	Methylchlorid	A	Fx; R12 Canc3; R40 Xn; R48/20	R40 R48	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej			
78-93-3	Methylethylketon	C	F; R11 Xi; R36 R66 R67	Nej	Nej	Ja			Nej			
107-31-3	Methylformiat	C	LOF; Fx; R12 (N-Class: Fx; R12 Xn; R20/22 Xi; R36/37)	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
108-10-1	Methylisobutylketon	C	LOF; F; R11 (N-Class: F; R11 Xn; R20 Xi; R36/37 R66)	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
80-62-6	Methylmethacrylat	C	F; R11 Xi; R36/37/38 R43	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej			
90-12-0	1-Methylnaphtalen			?			Nej	Ja	Ja			13)
91-57-6	2-Methylnaphtalen			?			Nej	Ja	Ja			
1321-94-4	Methylnaphtalen (Uspec.)			?			Nej	Ja	Ja			
2531-84-2	2-Methylphenanthren			?	Nej		Ja	Ja	Ja			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
95-48-7	2-Methylphenol	C	T; R24/25 C; R34	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
106-44-5	4-Methylphenol	C	T; R24/25 C; R34	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
2381-21-7	1-Methylpyren			?	Nej	Nej			Ja			
3442-78-2	2-Methylpyren			?	Nej	Nej			Ja			
1634-04-4	Methyl-tert-butyl-ether (MTBE)			?	Nej	Nej			Nej			
19937-59-8	Metoxuron			?	Nej		Nej	Ja	Nej			
21087-64-9	Metribuzin		Xn; R22	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			
74223-64-6	Metsulfuron-methyl			?	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej		0,1	1)
7786-34-7	Mevinphos		Tx; R27/28	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej		0,01	1)
74-89-5	Monomethylamin	C	Fx; R12 Xn; R20 Xi; R37/38-41	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
110-91-8	Morpholin	A	R10 Xn; R20/21/22 C; R34	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			
81-15-2	Moskusylener	B*		?	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			
64-18-6	Myresyre	C	C; R35	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej			
50-21-5	Mælkesyre	C*		?	Ja	Ja			Nej			
91-20-3	Naphthalen	C*		?	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja		1	12) 1)
130-15-4	1,4-Napthoquinon	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			
128-04-1	Natrium dimethyldithiocar- barnat			?	Nej		Nej	Ja				
127-09-3	Natriumacetat	C*		?	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej			
7681-52-1	Natriumhypochlorit	C#	C; R31 R34	Nej					Nej			
98-95-3	Nitrobenzen	A	Tx; R23/24/25-48/23/24 Carc3; R40 Rep3; R62 N; R51/53 R62	R40 R48 R62	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			
100-02-7	4-Nitrophenol	B	Xn; R20/21/22 R33	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej		10	2) 200

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætnin- ger	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
872-50-4	N-methyl-2-pyrrolidinon	C	Xi; R36/38	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej			
78763-54-9	N-monobutyltin			?	Nej							
25154-52-3	Nonylphenoler	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	13)	
9016-45-9	Nonylphenoethoxylater	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
68412-54-4	Nonylphenoethoxylater, Forgrenede	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
26027-38-3	4-Nonylphenoethoxylater	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
36643-28-4	N-tributyltin (TBT)	A	Xn; R21 T; R25-48/23/25 Xi; R36/38	R48	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	13)	
3268-87-9	OCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
39001-02-0	OCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
32360-05-7	Octadecylmethacrylat	C/B*		?		Ja			Ja			
111-87-5	Octanol	C*		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
27193-28-8	Octylphenol	A		?	Nej	Nej			Ja			
1806-26-4	4-Octylphenol	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	13)	
9036-19-5	Octylphenoethoxylater	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
9063-89-2	Octylphenoethoxylater	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
75-21-8	Oxiran	A	Fx; R12 Canc2; R45 Mut2; R46 T; R23 Xi; R36/37/38	R45 R46	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			
104-40-5	4-(Para)-nonylphenol	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja	+	12) 4)	
56-38-2	Parathion	A	Tx; R27/28 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,01 1)	
298-00-0	Parathion-methyl	A	T; R24 Tx; R28	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		0,01 1)	
40321-76-4	12378-PeCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
57117-41-6	12378-PeCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
57117-31-4	23478-PeCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
40487-42-1	Pendimethalin	A	Xn;R22	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		13)	
76-01-7	Pentachlorethan	A	Carc3;R40 T;R48/23 N;R51/53 R40 R48	R40 R48	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja			
87-86-5	Pentachlorphenol (PCP)	A	T;R24/25 Tx;R26 Xi;R36/37/38 Carc3;R40 N;R50/53	R40	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	+	1) 12) 1)	
13475-82-6	2,2,4,6,6-Pentamethyl- heptan			?			Ja	Ja	Ja			
52645-53-1	Permethrin		Xn;R22	Nej	Nej		Ja	Ja	Ja			
198-55-0	Perylen			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
85-01-8	Phenanthren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		13)	
13684-63-4	Phenmedipham	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
108-95-2	Phenol	C	T;R24/25 C;R34	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej			
108-45-2	Phenylendiamin; m-	A	T;R23/24/25 R43 N;R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		1000	1)
101-84-8	Phenylether	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
23103-98-2	Pirimicarb		T;R25	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			
61788-33-8	Polychlorede terphenyl			?	Nej							
37680-73-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 101)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
32598-14-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 105)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
31508-00-6	Polychlorede biphenyl (PCB # 118)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
35065-28-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 138)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætnin- ger	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
35065-27-1	Polychlorede biphenyl (PCB # 153)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
3380-08-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 156)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
35065-29-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 180)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
7012-37-5	Polychlorede biphenyl (PCB # 28)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
15862-07-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 31)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
35693-99-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 52)	A	R33 N;R50/53	Nej		Nej	Ja	Ja	Ja			
1336-36-3	Polychlorede biphenyl (PCB)	A	R33 N;R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			0,01 12) 1)	
2322-68-3	Polyethylenglycol-6000	B*		?		Nej	Nej	Ja	Nej		100 2)	2000
1918-16-7	Propachlor		Xn;R22 Xi;R36 R43	Nej	Nej		Ja	Ja	Nej			
71-23-8	Propanol; n- (Propylalkohol)	C	LOF;F;R11 (N-Class:F; R11 Xi;R41 R67)	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
111479-05-1	Propaquizafop			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
60207-90-1	Propiconazol			?	Nej		Ja	Ja	Ja		0,1 2)	
67-63-0	Propylalkohol; iso-	C	LOF; F;R11 (N-Class:F; R11 Xi; R36 R67)	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej			
57-55-6	Propylenglycol	C*		?	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
129-00-0	Pyren	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,001 2)	

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
110-86-1	Pyridin	C	F; R11 Xn; R20/21/22	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej		800	1)
108-94-1	Sexton, anon	C	R10 Xn; R20	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej			
122-34-9	Simazin	A	Carc3; R40	R40	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej	+	1	12) 1)
100-42-5	Styren	C	R10 Xn; R20 Xi; R36/38	Nej	Ja	Ja			Nej		250	1)
63-74-1	Sulfamilamid			?					Nej			
1746-01-6	2378-TCDD	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
51207-31-9	2378-TCDF	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
61931-22-4	Tectilon rot 2B			?	Nej							
5915-41-3	Terbutylazin			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
10543-57-4	Tetraacetylethylendiainin (TAED)	C*		?		Ja			Nej			
79-34-5	1,1,2,2-Tetrachlorethan	B	Tx; R26/27 N; R51/53	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej			13)
127-18-4	Tetrachlorethylen	A	Carc3; R40 N; R51/53	R40	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	+	10	1)
56-23-5	Tetrachlormethan	A	Canc3; R40 T; R23/24/25- 48/23 R52-53 N; R59	R40 R48	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	+	10	12) 1)
58-90-2	2,3,4,6-Tetrachlorphenol	A	T; R25 Xi; R36/38 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
109-99-9	Tetrahydrofuran	C	F; R11-19 Xi; R36/37	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej			
9002-93-1	4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl) Phenolethoxylater			?			Nej	Nej	Ja			
25265-77-4	Texanol (2,2,4-Trimethyl-1,3- pentadiol)	B*		?		Nej	Nej	Ja	Ja			
62-55-5	Thioacetamid	A	Canc2; R45 Xn; R22 Xi; R36/38 R45 R52-53	R45		Nej	Nej	Ja	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætning- er	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
137-26-8	Thiram	A	Xn; R20/22 Xi; R36/37 Mut3; R40 R43	R40	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej			
108-88-3	Toluen	C	F; R11 Xn; R20	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej		10	1)
972-09-8	Tributyl-1-Naphthyltin	A		?					Ja			
688-73-3	Tributyltin	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja	+		13)
1461-22-9	Tributyltinchlorid	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
1983-10-4	Tributyltinfluorid	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
2155-70-6	Tributyltinmethacrylat	A		?		Nej	Ja	Ja	Ja			
85409-17-2	Tributyltinmaphthenat	A		?		Nej			Ja			
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzen	A		?	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	+	0,1	12) 1)
76-03-9	Trichloreddikesyre (TCA)	C	C; R35	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	B	Xn; R20 N; R59	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		100	1) 2000
79-00-5	1,1,2-Trichlorethan	B	Xn; R20/21/22	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej		100	1) 2000
79-01-6	Trichlorethylene	A	Canc3; R40 R52-53	R40	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	+	10	1)
67-66-3	Trichlormethan (chloro- form)	A	Xn; R22-48/20/22 Xi; R38 Canc3; R40	R40 R48	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	+	10	12) 1)
95-95-4	2,4,5-Trichlorphenol	A	Xn; R22 Xi; R36/38 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		1	1)
88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	A	Xn; R22 Xi; R36/38 Canc3; R40 N; R50/53	R40	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja		1	1)
26248-87-3	Trichlorpropylphosphat (TCPP)			?	Nej				Nej			13)
76-13-1	1,1,2-Trichlortrifluorethan	B*		?	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja		1	3) 20
1330-78-5	Tricresylphosphat (uspec.)	B*		?	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja			
102-71-6	Triethanolamin (tea)	C*		?	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætnin- ger	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
121-44-8	Triethylamin	B	F; R11 Xn; R20/21/22 C; R35 Xi; R36 R43	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej		1 3)	20
1582-09-8	Trifluralin			Nej	Nej		Ja	Ja	Ja	+	0,1 12) 1)	
75-50-3	Trimethylamin	C	Fx; R12 Xn; R20 Xi; R37/38-41	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej			
526-73-8	Trimethylbenzen; 1,2,3-	B*		?	Ja	Nej			Ja			
879-12-9	1,2,3-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
2717-42-2	1,2,4-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
641-91-8	1,2,5-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
2131-41-1	1,4,5-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
2131-42-2	1,4,6-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
2245-38-7	1,6,7-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
829-26-5	2,3,6-Trimethylnaphtalen			?			Ja	Ja	Ja			
126-73-8	Tri-n-butylphosphat	B	Xn; R22	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			13)
217-59-4	Triphenylen			?	Nej		Ja	Ja	Ja			
115-86-6	Triphenylphosphat	C/B*		?	Nej		Ja	Ja	Ja			
892-20-6	Triphenyltin	A		?	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja			13)
668-34-8	Triphenyltin (TPhT)	A		?	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja			
900-95-8	Triphenyltinacetat	A	T; R24/25 Tx; R26 Xi; R36/38 R43 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,01 1)	
639-58-7	Triphenyltinchlorid	A		?	Nej		Ja	Ja	Ja		0,01 1)	
76-87-9	Triphenyltinhydroxid	A	T; R24/25 Tx; R26 Xi; R36/38 N; R50/53	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja		0,01 1)	
57-13-6	Urea (Urinstof)	C*		?		Ja			Nej			
75-01-4	Vinylchlorid (chloroethylen)	A	Fx; R12 Cancr; R45	R45	Ja	Nej			Nej			13)

CAS-nr	Stof	ABC	Klassificering/ R-sætninger	Human skade- virkning R-sætnin- ger	Flygtigt	Let bio- nedbryde- ligt	EC ₅₀ < 1 mg/l	EC ₅₀ < 100 mg/l	Bioakku- mulerbart	Stoffer særligt udvalgt under EU	Vandkvalitets- krav/kriterier (µg/l)	Grænseværdi (µg/l)
108-38-3	Xylen, m- (1,3-Xylen, 1,3- dimethylbenzen)	C	R10 Xn; R20/21 Xi; R38	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		10	1)
95-47-6	Xylen; o- (1,2-Xylen, 1,2- dimethylbenzen)	C	R10 Xn; R20/21 Xi; R38	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		10	1)
106-42-3	Xylen; p- (1,4-Xylen, 1,4- dimethylbenzen)	C	R10 Xn; R20/21 Xi; R38	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		10	1)
1330-20-7	Xylener (p-xylen, m-xylen og o-xylen)	C	R10 Xn; R20/21 Xi; R38	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja		10	1)
1300-71-6	Xylenol	C	T; R24/25 C; R34 N; R51-53	Nej		Ja			Nej			

Bilag 2: Fysisk-kemiske data for vurderede organiske stoffer

Fysisk-kemiske data

Oversigten tabel 2.1 over fysisk-kemiske data rummer tilgængelige oplysninger om Henry's lovkonstant, $\log P_{ow}$, molvægt, vandopløselighed og damptryk for de organiske stoffer, der i vejledningen er ABC-vurderet.

Som beskrevet i bilag 5 kan koncentrationen af flygtige stoffer i luften over spildevandet (i kloaker mv.) beregnes på basis af Henry's lovkonstant, mens $\log P_{ow}$ anvendes ved vurdering af stoffernes adsorberbarhed og evne til bioakkumulering.

TABEL 2.1.
Fysisk-kemiske data for ABC-vurderede organiske stoffer

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
83-32-9	Acenaphthen	A		2,37E-4	3,9	154,21	21,3
75-07-0	Acetaldehyd	A	7,4E+02	6,61E-05	-2,24	44,1	9,0E+30
103-84-4	Acetanilid	C*	3,8E-04		1,16	135,2	5,6E+00
67-64-1	Acetone	C	2,3E+02	0,0000367	-2,4	58,1	Blandbar
75-05-8	Acetonitril	C	7,4E+01	0,0000293	-3,4	41,1	1,0E+03
107-02-8	Acrolein	C	2,7E+02	0,0000044	1,01	56,1	2,1E-01
79-06-1	Acrylamid	A	7,0E-03	3,2E-10	-1,76	71,1	2,2E+03
107-13-1	Acrylonitril	A	1,1E+02	0,00011	-9,2	53,1	7,5E+01
79-10-7	Acrylsyre	C	2,3E+00	0,032	-0,2	72,1	
309-00-2	Aldrin	A	3,8E-05	4,93E-4	6,5	364,93	0,020
124-68-5	Amino-2-methyl-1-propanol; 2-	B			-0,74	89,0	
1066-51-9	Aminomethylphosphorsyre (AMPA)						
3566-10-7	Ammonium ethylenbisdithiocarbamat					246,4	
62-53-3	Anilin	A	4,9E-01	0,136	,84	93,1	3,6E+01
120-12-7	Anthracen	A		0,0014	4,5	178,23	1,3
118-92-3	Anthranilsyre	C*			1,21	137,1	3,5E+00
12217-43-5	Astrazon blau 3 RL						
1912-24-9	Atrazin	A					
2465-27-2	Auramin (Basic Yellow, CI no 41000)	A	3,0E-07	2,96E-9	2,6	215,69	Max.: 45,0
2642-71-9	Azinphos-ethyl					303,8	
						345,36	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
86-50-0	Azinphos-methyl		7,5E-09	7,90E-9	2,8	317,34	20,9
1738-25-6	B-dimethylaminopropionitril (DMAPN)		1,0E+01		-0,45	98,2	
25057-89-0	Bentazon	B			2,3	240,3	
100-52-7	Benzaldehyd	C	8,4E-01	0,0000276	1,48	106,1	2,9E+00
71-43-2	Benzen	A	75,01	0,0054	2,1	78,114	1,8E+03
56-55-3	Benz(a)anthracen	A			5,8	228	
238-84-6	Benz(a)fluoren	A			5,4	216,28	
50-32-8	Benz(a)pyren	A			6,0	252,3	0,0038
205-99-2	Benz(b)fluoranthen	A			5,8	252,23	
192-97-2	Benz(e)pyren	A			6,4	252,32	0,0040
191-24-2	Benz(ghi)perylene	A			6,6	276	2,6E-04
205-82-3	Benz(j)fluoranthen	A			6,1	252	
207-08-9	Benz(k)fluoranthen	A			252,32		
65-85-0	Benzosyre	C*	4,5E-03	0,00000007	1,87	122,1	2,7E+00
100-51-6	Benzylalkohol	C	5,0E-02	0,00000075	1,1	108,1	4,0E+01
100-44-7	Benzylchlorid (= alfa-chlortoluen)	A	1,1E+00	3,40E-4	2,3	126,585	4,9E+02
140-29-4	Benzylcyanid	C*	1,0E-01		1,56	117,1	
92-52-4	Biphenyl	C/B		2,76E-4	4,0	154,211	7,6
56-35-9	Bis(Tributyltin)Oxid	A				596,07	
80-05-7	Bisphenol A	B	4,0E-08	9,87E-6 - 4,93E-5	3,3	228,28	1,2E+02
1675-54-3	Bisphenol-A-diglycidylether				3,8	340,42	
54208-63-8	Bisphenol-F-diglycidylether				3,3		
1689-84-5	Bromoxynil	A			3,4	276,93	
71-36-3	Butanol, n-	C	7,0E+00	0,00000557	,88	74,1	7,7E+01
78-92-2	Butanol, sek-	C	1,2E+02	0,00000936	,61	74,1	1,3E+02

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
75-65-0	Butanol, tert-	C	4,2E+01	0,00001175	,35	74,1	2,9E+02
111-76-2	Buthoxyethanol; 2-	C	5,9E+01	0,0021	0,7	118,2	Blandbar
123-86-4	Butylacetat; 1-	C	1,2E+01	0,00032	1,82	116,2	6,7E+00
141-32-2	Butylacrylat	C	4,0E+00	39	2,38	128,2	
109-73-9	Butylamin, Aminobutan	C	9,2E+01	0,0000169	,78	73,1	9,0E+30
85-68-7	Butylbenzylphthalat (BBP)	C/B*	8,3E+06	1,28E-6	4,9	312,39	2,7
112-34-5	Butylglycol (2- (2-Butoxy-ethoxy)ethanol)	C	9,8E-03	0,000154	0,2	162,2	Blandbar
96-48-0	Butyrolacton; gamma-	C*	3,2E-01	1,83	-0,56	86,1	Blandbar
1563-66-2	Carbofuran		8,3E+06	3,95E-9	2,3	221,26	7,0E+02
75-69-4	CFC-11	B*	7,5E+02	0,10	2,5	137,37	1,1E+03
75-71-8	CFC-12	B*	4,6E+03	0,43	2,2	120,91	2,8E+02
1570-64-5	4-Chlor-2-methylphenol	A	2,0E-01		3,1 - 4,0	142,6	2,3E+03
88-73-3	1-Chlor-2-nitrobenzen	B*	3,0E-02	3,55E-5	2,2	157,556	2,0E+02
89-59-8	4-Chlor-2-nitrotoluen				3,0	171,5	
59-50-7	4-Chlor-3-methylphenol	A			3,1	142,59	3,9E+03
121-73-3	1-Chlor-4-nitrobenzen	A			2,5	157,556	
100-00-5	1-Chlor-4-nitrobenzen	B	1,0E-02	3,55E-5	2,4	157,556	2,3E+02
87-64-9	2-Chlor-6-methylphenol				2,8	142,6	
108-90-7	Chlorbenzen	B	1,1E+01	0,0035	2,8	112,558	5,0E+02
510-15-6	Chlorbenzilal	B	2,3E+06	6,91E-8	4,7	325,2	14,0
79-11-8	Chloreddikesyre	C	1,4E-01		0,22	94,4973	1,0E+05
1698-60-8	Chloridazon		7,5E+08		1,1	221,6	4,0E+02
94-74-6	Chloromethylphenoxyeddikesyre (MCPA)	B	4,3E-04	1,58E-6	2,8	200,63	7,3E+02

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
93-65-2	Chlormethylphenoxypropansyre (MCPP)	C			-1,66	214,0	6,0E-01
90-13-1	1-Chlornaphthalen		3,9E+02	3,75E-4	4,0	162,62	22,4
91-58-7	2-Chlornaphthalen				4,0	162,62	
95-57-8	Chlorphenol; 2-	C	1,4E+00	0,00000056	2,17	128,6	2,8E+01
3307-39-9	2-(4-Chlorphenoxy)propionsyre				2,3	200,433	
1107-05-1	3-Chlorpropen	C	3,7E+02	0,011	1,5	76,53	3,4E+03
64902-72-3	Chlorsulfuron	A			2,0	357,8	
95-49-8	2-Chlortoluen	B	3,0E+00		3,4	126,585	
1108-41-8	3-Chlortoluen	B			3,3	126,58	
1106-43-4	4-Chlortoluen	B	2,4E+00	0,0041	3,3	126,585	1,1E+02
218-01-9	Chrysen				5,5	228,28	
1702-17-6	Clopyralid	B			1,6	192	
1108-39-4	Cresol; m-, (3-Methylphenol)	C	1,4E-01	0,00000087	1,98	108,1	2,3E+01
21725-46-2	Cyanazin				2,2	240,7	
294-62-2	Cyclododecan	B*	1,9E+03		6,2	168,0	
1110-82-7	Cyclohexan	B	7,8E+01	0,193	3,44	84,2	6,0E-02
52315-07-8	Cypermethrin				6,0	416,32	
94-75-7	2,4-D	B	1,1E-02	9,87E-9	2,8	221,04	6,8E+02
75-99-0	Dalapon	C	3,6E-01	6,91E-8	0,76	142,97	5,0E+05
72-55-9	DDE	A			6,5	318,03	
50-29-3	DDT	A			6,9	354,49	
6190-65-4	Desethylatrazin				1,5	187,453	
3397-62-4	Desethylisopropylatrazin					145,453	
30125-63-4	Desethylterbutylatrazin						
1007-28-9	Desisopropylatrazin				1,1	173,453	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
61789-80-8	DHTDMAC	A			2,7	565,570	Max.: 0,0010
103-23-1	Di(2-ethylhexyl)adipat	C/B*			8,1	370	10,0
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	B*	6,5E+06	1,10E-5	7,6	390,56	0,047 - 0,34
123-42-2	Diacetonealkohol	C	1,2E+00		-0,34	116,2	Blandbar
101-77-9	4,4'-Diaminodiphenylmethan	A			1,6	198,27	
53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracen	A			6,8	278,35	
132-65-0	Dibenzothiophen	B*			4,4	184,26	0,70
84-74-2	Dibutylphthalat (DBP)	C/B*	1,5E-05	4,93E-7	4,7	278,348	11,2
14488-53-0	Dibutyltin						
683-18-1	Dibutylindichlorid	A				303,83	
77-58-7	Dibutylindilaurat	A					
1194-65-6	Dichlobenil		5,5E-04	6,91E-6	2,6	172,0	18,0
89-61-2	1,4-Dichlor-2-nitrobenzen	B*			3,1	192	
99-54-7	1,2-Dichlor-4-nitrobenzen	B*			3,1	192	1,4E+02
1570-65-6	2,4-Dichlor-6-methylphenol				3,4	177,01	
2008-58-4	2,6-Dichlorbenzamid (BAM)				0,77	190,03	
95-50-1	1,2-Dichlorbenzen	A	1,19	0,0012	3,4	147,00	1,0E+02
541-73-1	1,3-Dichlorbenzen	B	1,9E+00	0,0036	3,5	147,003	83,0 -
106-46-7	1,4-Dichlorbenzen	B	1,8E+00	0,0016	3,4	147,00	49,0
111-44-4	Dichlordiethylether;2,2	A	1,6E+00	0,000286	1,29	143,0	1,0E+00
107-06-2	1,2-Dichlorethan	A	6,4E+01	9,77E-4	1,5	98,96	8,7E+03
75-35-4	1,1-Dichlorethylen	A	5,6E+02	0,026	2,1	96,94	2,0E2 -
540-59-0	1,2-Dichlorethylen	B	2,7E+02	0,0041 - 0,0094	1,9 - 2,1	96,94	3,5E3 - 6,3E3
75-09-2	Dichlormethan	A	3,5E+02	0,0038	1,3	84,933	1,3E4 -
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	B		4,24E-5	3,1	163,01	4,5E+03
87-65-0	2,6-Dichlorphenol	B*	1,0E+00	4,93E-7	3,0	163,01	2,0E+02

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
25140-90-3	2-(2,6-Dichlorphenoxy)propion- syre				3,0	234,91	
120-36-5	Dichlorprop	B	6,8E-05	6,91E-8	3,0	235,1	3,0E+02
78-87-5	1,2-Dichlorpropan	B	47,12	0,0030	2,0	112,986	2,8E+03
542-75-6	1,3-Dichlorpropen	A	2,7E+01		2,0	110,97	2,7E+03
62-73-7	Dichlorvos	A	5,27E-02	9,57E-7	1,5	220,98	1,6E+04
95-82-9	2,5-Dicloranilin	A			2,8	162,02	2,8E+02
95-76-1	3,4-Dicloranilin	A			2,7	162,02	
60-57-1	Dieldrin	A	2,81E-08	5,72E-5 - 4,93E-5	5,4	380,9	0,17
111-42-2	Diethanolamin	C	2,1E-04	0,0000039	-2,2	105,1	9,5E+02
109-89-7	Diethylamin	C	2,2E+02	2,57E-5	0,58	73,1381	8,2E+05
111-46-6	Diethylenglycol	C*	4,8E-03		-1,47	106,1	Blandbar
84-66-2	Diethylphthalat	C*	1,7E-03	0,00000048	2,35	222,3	1,1E+00
84-66-2	Diethylphthalat (DEP)	C*	1,7E-03	4,93E-7	2,4	222,26	1,1E+03
584-84-9	Diisocyanato-1-methylbenzen; 2,4-	A	1,0E-02		3,74	174,2	
91-08-7	Diisocyanato-1-methylbenzen; 2,6-	A	2,0E-02		2,337	174,2	
28553-12-0	Diisononylphthalat (DNP)	A	5,4E-07		5,4	418,6	0,20
108-20-3	Diisopropylether	B	1,3E+02	0,00978	1,56	102,0	9,0E+00
60-51-5	Dimethoat	A	5,25E-06	5,92E-11	0,78	229,28	2,5E+04
127-19-5	Dimethylacetamid		1,3E+00		-1,77	87,1	9,0E+30
124-40-3	Dimethylamin	C	1,4E+03	1,78E-5	-0,38	45,08	1,6E+06
121-69-7	Dimethylanilin	A	5,0E-01		2,31	121,2	
68-12-2	Dimethylformamid	A	2,7E+00	0,000000074	-1,73	73,1	Blandbar
573-98-8	1,2-Dimethylnaphthalen				4,3	156,2	
575-41-7	1,3-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
571-58-4	1,4-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	
571-61-9	1,5-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	
575-43-9	1,6-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	
575-37-1	1,7-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	
569-41-5	1,8-Dimethylnaphthalen				4,3	156,2	
581-40-8	2,3-Dimethylnaphthalen				4,4	156,2	
581-42-0	2,6-Dimethylnaphthalen				4,3	156,2	
582-16-1	2,7-Dimethylnaphthalen				4,3	156,2	
1576-67-6	3,6-Dimethylphenanthren				194		
105-67-9	2,4-Dimethylphenol	C	9,8E-02	1,97E-6	2,2 - 2,5	122,18	7,9E+03
131-11-3	Dimethylphthalat	C*	1,7E-03	0,00000011	2,573	194,2	4,0E+00
67-68-5	Dimethylsulfoxid	C	4,2E-01		-2,03	78,1	2,5E+02
117-84-0	Di-n-octylphthalat (DnOP)	A			4,8	390,62	3,0
88-85-7	Dinoseb	A	7,5E-02	5,03E-4	3,6	240,24	25,8
123-91-1	Dioxan, glycoethylenether	A	3,8E+01	0,00000488	-1,42	88,1	9,0E+30
85-00-7	Diquat-dibromid		9,8E-08		-4,6	344,1	
298-04-4	Disulfonton		1,8E-04		4,0	274,4	16,3
330-54-1	Diuron	A	3,0E-06	3,95E-6	2,7	233,1	35,0
534-52-1	DNOC	A		2,66E-6	2,1	198,15	
107-64-2	DSDMAC	A				586,64	
68783-78-8	DTDMAC	A					
64-19-7	Eddikesyre	C	1,2E+01	0,0000001	-1,17	60,1	Blandbar
60-00-4	EDTA	B*	3,6E-06			292,24	5,0E+02
115-29-7	Endosulfan		9,8E-06	1,09E-5	3,8	406,93	
72-20-8	Endrin	A	3,0E-06	7,50E-6	5,2	380,90	0,18
106-89-8	Epichlorhydrin	A	1,6E+01	0,0012	,3	92,5	6,6E+01

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
3033-77-0	Epoxypropyl-trimethyl-ammoniumchlorid; 2,	C*					
66230-04-4	Esfenvalerat (pyrethorid)				6,2	419,9	
64-17-5	Ethanol	C	5,9E+01	0,00000629	-3,1	46,1	Blandbar
26225-79-6	Ethofumesat				2,7	286,3	50,0
110-80-5	Ethoxyethanol; 2-	A	3,8E+00		-0,1	90,1	Blandbar
141-78-6	Ethylacetat	C	6,9E+01	0,00012	,7	88,1	6,4E+01
100-41-4	Ethylbenzen	C	9,5E+00	0,0069	3,1	106,16	1,5E+02
75-00-3	Ethylchlorid	A	1,0E+03	0,0085	1,54	64,5	5,7E+00
140-88-5	Ethylacrylat	C	3,0E+01	25,3	1,3	100,1	1,5E+01
106-93-4	1,2-Ethylendibromid	A	7,7E+00	6,12E-4	1,9	187,88	4,0E+03
107-21-1	Ethylenglycol, mono-	C	8,8E-02	0,00000006	-1,93	62,1	9,0E+30
96-45-7	Ethylthiourinstof (ETU)	A	6,0E-07		-0,66	102,2	1,5E+05
60-29-7	Ethylether, diethylether	C	4,4E+02	0,000624	,8	74,0	6,9E+01
103-11-7	Ethylhexylacrylat; 2-	C/B	1,2E-01	30,72	3,7	184,3	
52-85-7	Famfur				2,2	325,3	
122-14-5	Fenitrothion	A			3,3	271,2	
67306-03-0	Fenpropimorph					303,5	4,3
144-49-0	Floureddikesyre					78,05	
79241-46-6	Fluazifop-p-butyl				0,030	383,4	
206-44-0	Fluoranthen	A		0,0022	5,2	202,25	0,27
86-73-7	Fluoren	A		8,39E-5	4,2	166,22	2,0
50-00-0	Formaldehyd	A	3,9E+03	0,000000327	0,35	30,0	5,5E+01
75-12-7	Formamid	C*	3,0E-02	0,000000015	-1,51	45,0	9,0E+30
65907-30-4	Furathiocarb				4,7	382,5	
58-89-9	Gamma-lindan (HCH)	A	5,6E-05	2,96E-6	3,7	290,85	7,3

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
77182-82-2	Glufosinat-ammonium	C				198,2	
56-81-5	Glycerin	C*	9,0E-05	1,78E-08	-1,76	92,1	Blandbar
106-91-2	Glycidylmethacrylat	C			0,81	128,3	
1071-83-6	Glyphosat				-4,5	169,09	5,0 - 10,0
51276-47-2	Glyphosat-ammonium				-4,0	181,13	
90-05-1	Guaiacol	C	9,0E-02		1,32	124,1	1,7E+01
87237-48-7	Haloxyp-ethoxy ethyl				4,3	433,81	
1024-57-3	Heptachlorepoxid	A	2,0E-05	3,16E-5	5,0	389,30	0,20
4390-04-9	Heptamethylnonan; 2,2,4,4,6,8,8-	B*			7,79	226,0	
87-68-3	Hexachlor-1,3-butadien (HCBD)	A	1,9E-01	0,010	4,8	260,76	4,1
118-74-1	Hexachlorbenzen (HCB)	A	1,9E-05	0,0013	5,7	284,8	0,0062
608-73-1	Hexachlorcyclohexan (uspec.)				3,7 - 4,1	290,83	
67-72-1	Hexachlorethan	A	0,40	0,0020	3,3 - 4,6	236,7	50,0
110-54-3	Hexan	A	1,2E+02	1,68	3,9	86,2	2,0E-02
51235-04-2	Hexazinon					252,36	
35822-46-9	1234678-HpCDD	A			8,2	425,171	
67562-39-4	1234678-HpCDF	A			7,9	409,2	
55673-89-7	1234789-HpCDF	A				409,31	
39227-28-6	123478-HxCDD	A			7,8	390,86	
57653-85-7	123678-HxCDD	A				390,86	
19408-74-3	123789-HxCDD	A				390,86	
70648-26-9	123478-HxCDF	A				374,718	
57117-44-9	123678-HxCDF	A				374,718	
72918-21-9	123789-HxCDF	A				374,718	
60851-34-5	234678-HxCDF	A				374,87	
302-01-2	Hydrazin	A	1,6E+01		-9,99	32,1	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
123-31-9	Hydroquinon, quinol	C	4,0E+00	0,00000865	,55	110,1	5,9E+01
2163-68-0	Hydroxyatrazin				2,1	197	
99-96-7	Hydroxybenzoesyre	C*			1,58	138,2	8,0E+00
16655-82-6	3-Hydroxycarbofuran					237	
818-61-1	Hydroxyethylacrylat; 2-	C	8,7E-02	0,0013016	-0,21	116,1	
868-77-9	Hydroxyethylmethacrylat; 2-	C			-0,55	86,0	
2599-11-3	Hydroxysimazin				1,7		
2599-11-3	Hydroxysimazin				1,7		
10004-44-1	Hymexazol				0,46	99,1	
193-39-5	Indeno (1,2,3-cd)pyren	A			6,7	276,34	
1689-83-4	Ioxynil	A	7,5E-06		3,5	370,92	50,0
28159-98-0	Irgarol 1051	A	6,6E+03		2,8 - 4,0	253	9,0
78-83-1	Isobutanol	C	7,2E+00	0,0004	0,79	74,1	8,5E+01
465-73-6	Isodrin				6,5	364,90	
37205-87-1	Isononylphenolethoxylater	A					
9004-87-9	Isooctylphenolethoxylater	A					
78-59-1	Isophoron	C	3,8E-01	5,82E-6	1,7	138,23	1,2E+04
2855-13-2	Isophorondiamin	B			1,9		
98-82-8	Isopropylbenzen	C	4,0E+00	0,0013	3,7	120,2	50,0
34123-59-6	Isoproturon	A			2,9	206,29	
917-58-8	Kalium ethylat		8,7E-09		-3,72	39,1	
127-65-1	Kloramin T						
42615-29-2	LAS (Lineære alkylbenzensulfonater)	B*					
151-21-3	Lauryl alkoholsulfonat	C*				288,38	1,5E+05
2164-08-1	Lenacil				3,1	234,3	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
138-86-3	Limonen	C/B	7,2E-01	3550	4,3	136,2	
121-75-5	Malathion		8,3E-06	1,97E-8	2,4	330,36	1,4E+02
123-33-1	Maleinhydrazid	C			-0,84	112,09	
110-16-7	Maleinsyre	C	7,9E-01	0,000000001	-5	116,1	7,9E+02
7085-19-0	Mechlorprop	C	2,3E-06		0,74	214,66	7,3E+02
2032-65-7	Mercaptodimethur				2,9	225,3	
108-67-8	Mesitylen	A	1,9E+00	0,0147	3,93	120,2	2,0E-02
141-79-7	Mesityloxid	C	8,7E+00	0,0000401	1,73	98,1	2,8E+01
18691-97-9	Metabenzthiazuron				2,6	221,3	
41394-05-2	Metamitron				1,4	202,2	
137-42-8	Metam-Na, Vapam(dehydrat af Metam-Na)	C			-0,92	129,2	7,2E+02
67129-08-2	Metazachlor				2,4	277,8	
79-41-4	Methacrylsyre	C	6,7E-01	0,125	0,93	86,1	9,8E+01
67-56-1	Methanol	C	9,2E+01	0,000135	-1,77	32,0	Blandbar
4435-53-4	Methoxy-n-butylacetat; 3-	C	1,1E+00		0,098	146,2	3,0E+01
107-98-2	Methoxypropanol	C	1,0E+01		-0,44	90,1	Blandbar
109-86-4	MethylCellosolve	A	4,7E+00	0,0029	-1,54	76,1	9,0E+30
74-87-3	Methylchlorid	A	3,8E+03	0,0094	0,91	50,49	6,5E+03
78-93-3	Methylethylketon	C	9,1E+01	0,0000105	,26	72,1	2,4E+02
107-31-3	Methylformiat	C	4,8E+02	0,000223	-2,64	60,1	2,3E+02
108-10-1	Methylisobutylketon	C	1,5E+01	0,000094	1,19	100,2	2,0E+01
80-62-6	Methylmethacrylat	C	3,0E+01	29,4	1,38	100,1	1,6E+01
90-12-0	1-Methylnaphthalen				3,9	142,20	
91-57-6	2-Methylnaphthalen				3,9	142,20	
1321-94-4	Methylnaphthalen (Uspec.)				3,9	142,20	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
2331-84-2	2-Methylphenanthren				4,9	197,27	
95-48-7	2-Methylphenol	C	3,1E-01	1,18E-5	2,0	108,14	2,5E+04
106-44-5	4-Methylphenol	C	1,3E-01	7,90E-7	2,0	108,14	19,4
2381-21-7	1-Methylpyren				5,5	216,28	
3442-78-2	2-Methylpyren				5,5		
1634-04-4	Methyl-tert-butyl-ether (MTBE)		2,4E+02	5,87E-4	-3,0	88,15	5,1E+04
19937-59-8	Metoxuron				1,6	228,7	
21087-64-9	Metribuzin		4,4E-07		1,7	214,3	1,1E+03
74223-64-6	Metsulfuron-methyl				2,2	381,37	
7786-34-7	Mevinphos		9,8E-05		0,13	224,1	
74-89-5	Monomethylamin 14)	C			-0,57	31,06	
110-91-8	Morpholin	A	7,5E+00	0,000000141	-8,6	87,1	Blandbar
81-15-2	Moskusylener 18)	B*			5,2	297	2,0
64-18-6	Myresyre	C	3,3E+01	0,0169	-1,55	46,0	Blandbar
50-21-5	Mælkesyre	C*	5,0E+02		-0,72	90,1	Blandbar
91-20-3	Naphthalen	C*	8,2E+02	3,95E-4 - 5,92E-4	3,2 - 3,6	128,18	31,7
130-15-4	1,4-Napthoquinon	A			1,7	158,11	7,7E+04
128-04-1	Natrium dimethylthiocarbamat					143,21	
127-09-3	Natriumacetat	C*			-3,7		1,2E+03
7681-52-1	Natriumhypochlorit	C					
98-95-3	Nitrobenzen	A	2,1E+01	2,37E-5	1,9	123,111	2,1E+03
100-02-7	4-Nitrophenol	B	9,8E+04	2,96E-8	1,9	139	1,1E+04
872-50-4	N-methyl-2-pyrrolidinon	C	2,3E+01	0,00158	-0,46	99,1	Blandbar
78763-54-9	N-monobutyltin						
25154-52-3	Nonylphenoler 20)	A	7,5E+02			220,35	3,0E+03
9016-45-9	Nonylphenoletoxylater	A			3,3		

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
68412-54-4	Nonylphenoethoxylater, For-grenede	A					
26027-38-3	4-Nonylphenoethoxylater	A					
36643-28-4	N-tributyltin (TBT)	A	7,5E-06		2,2 - 4,4	290,1	1,0 - 2,0E2
3268-87-9	OCDD	A			9,5	459,72	
39001-02-0	OCDF	A			8,6	443,624	
32360-05-7	Octadecylmethacrylat	C/B*			9,62		
111-87-5	Octanol	C*	4,8E-02	2,37E-05	2,97	130,2	5,4E-01
27193-28-8	Octylphenol	A			5,3	206	
1806-26-4	4-Octylphenol	A			5,5	206,33	
9036-19-5	Octylphenoethoxylater	A					
9063-89-2	Octylphenoethoxylater	A					
75-21-8	Oxiran	A	1,1E+03	0,00012	-3	44,1	3,8E+08
56-38-2	Parathion	A	9,75E-06	5,72E-7	3,8	291,27	20,0
298-00-0	Parathion-methyl	A	9,8E-06	9,87E-8	2,9	263,23	57,0
40321-76-4	12378-PeCDD	A				356,42	
57117-41-6	12378-PeCDF	A			6,8	340,42	
57117-31-4	23478-PeCDF	A			6,9	340,3	
40487-42-1	Pendimethalin	A			5,2	281,31	
76-01-7	Pentachloroethan	A	3,2E+00	0,0025	3,2	202,293	5,0E+02
87-86-5	Pentachlorophenol (PCP)	A	1,1E-04	2,76E-6	5,1	266,32	14,0
13475-82-6	2,2,4,6,6-Pentamethylheptan				5,9	170,34	
52645-53-1	Permethrin				6,5	391,28	
198-55-0	Perylen				6,3	252	
85-01-8	Phenanthren	A		3,95E-5	4,5	178,233	0,99
13684-63-4	Phenmedipham	A			3,6	300,34	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
108-95-2	Phenol	C	5,2E-01	4,93E-7	1,5	94,113	50,0 - 1,0E2
108-45-2	Phenylendiamin; m-	A	3,1E-03		,02	108,1	3,5E+02
101-84-8	Phenylether	A	2,0E-02	0,000224	4,2	170,2	2,0E-02
23103-98-2	Pirimicarb				1,7	238	
104-40-5	P-Nonylphenol	A	4,4E+01		5,8	220,35	
61788-33-8	Polychlorede terphenyler (27)						
37680-73-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 101)	A			6,8	326,44	
32598-14-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 105)	A				326,44	
31508-00-6	Polychlorede biphenyl (PCB # 118)	A			7,1	326,44	
35065-28-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 138)	A				360,88	
35065-27-1	Polychlorede biphenyl (PCB # 153)	A			7,8	360,88	
38380-08-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 156)	A					
35065-29-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 180)	A			8,3	395,33	
7012-37-5	Polychlorede biphenyl (PCB # 28)	A			5,6	257,55	
15862-07-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 31)	A			5,8	257,55	
35693-99-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 52)	A			6,1	291,99	
1336-36-3	Polychlorede biphenyler (PCB)	A					

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
23222-68-3	Polyethylenglycol-6000	B*			-1		Blandbar
1918-16-7	Propachlor				2,2	211,7	
71-23-8	Propanol; n- (Propylalkohol)	C	2,1E+01	0,00000685	,25	60,0	2,0E+03
111479-05-1	Propaquizafop				4,6	443,9	
60207-90-1	Propiconazol				3,5	342,2	
67-63-0	Propylalkohol; iso-	C	4,3E+01	0,00000807	,05	60,1	Blandbar
57-55-6	Propylenglycol	C*	8,0E-02	0,000000012	-1,4	76,1	9,0E+30
129-00-0	Pyren	A		1,18E-5	4,9	202,255	0,14
110-86-1	Pyridin	C	2,0E+02	0,007	,84	79,1	9,0E+30
108-94-1	Sexton, anon	C	3,2E+00	0,000012	,81	98,1	2,3E+01
122-34-9	Simazin	A	2,1E+03	2,96E-5	2,2	201,7	3,5
100-42-5	Styren	C	6,6E+00	0,00281	2,95	104,1	3,1E-01
63-74-1	Sulfanilamid				-0,62	172,2	7,5E+00
1746-01-6	2378-TCDD	A	3,5E-08	7,20E-5	6,8 - 7,1	321,97	0,0020
51207-31-9	2378-TCDF	A			6,5	305,8	
61931-22-4	Tecilron rot 2B						
5915-41-3	Terbutylazin				3,1	229,7	
10543-57-4	Tetraacetylenlendammin (TAED)	C*			,71		1,7E+00
79-34-5	1,1,2,2-Tetrachlorethan	B	4,0E+00	4,74E-4	2,4	167,849	3,0E+03
127-18-4	Tetrachlorethylen	A	1,4E+01	0,024	2,5 - 2,9	165,82	1,3E2 -
56-23-5	Tetrachlormethan	A	113,80	0,030	2,8	153,81	8,0E+02
58-90-2	2,3,4,6-Tetrachlorphenol	A			4,1 - 4,8	231,88	1,0E+02
109-99-9	Tetrahydrofuran	C	1,6E+02	0,0096	0,46	72,12	3,0E+05
9002-93-1	4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)-Phenolethoxylater					250,38	Min.: 88,0
25265-77-4	Texanol (2,2,4-Trimethyl-1,3-pentadiol)	B*	3,0E-03		3,47	216,4	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
62-55-5	Thioacetamid	A			-2,6	75,1	7,5E+00
137-26-8	Thiram	A	7,5E-06	7,90E-8	1,8	240,44	30,0
108-88-3	Toluen	C	2,0E+01	0,0059	2,7	92,13	5,4E+02
972-09-8	Tributyl-1-Naphthyltin	A					
688-73-3	Tributyltin	A					
1461-22-9	Tributyltinchlorid	A					
1983-10-4	Tributyltinfluorid	A				309,03	
2155-70-6	Tributyltinmethacrylat	A					
85409-17-2	Tributyltinnaphthenat	A					
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzen	A	3,8E-01	0,0019	4,0	181,448	19,0 -
76-03-9	Trichloreddikesyre (TCA)	C	4,3E-01	1,78E-5	0,10 - 2,0	163,38	1,3E+07
71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	B	113,08	0,0080	2,5	133,4	1,5E+03
79-00-5	1,1,2-Trichlorethan	B	2,1E+01	0,0012	1,9	133,404	4,4E+03
79-01-6	Trichlorethylen	A	6,0E+01	0,010	2,4	131,40	1,0E3 -
67-66-3	Trichlormethan (chloroform)	A	159,76	0,0031	1,9	119,38	8,2E+03
95-95-4	2,4,5-Trichlorphenol	A	2,2E-02	5,82E-6	3,7	197,44	1,2E+03
88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	A	8,4E-03	5,92E-8	3,7	197,4	8,0E+02
26248-87-3	Trichlorpropylphosphat (TCPP)				0,88		
76-13-1	1,1,2-Trichlortrifluorethan	B*	3,1E+02	0,32	3,2	187,37	1,0E+02
1330-78-5	Tricresylphosphat (uspec.)	B*			4,9	368,37	0,074
102-71-6	Triethanolamin (tea)	C*	3,6E-06	3,4E-19	-2	149,0	Blandbar
121-44-8	Triethylamin	B	5,4E+01	0,000138	1,45	101,2	5,5E+01
1582-09-8	Trifluralin				5,3	335,32	
75-50-3	Trimethylamin	C			0,27	59,13	
526-73-8	Trimethylbenzen; 1,2,3-	B*	1,2E+00	0,00319	3,76	120,2	7,5E-02
879-12-9	1,2,3-Trimethylnaphthalen				4,8	170,2	

CAS-nr	Stof	ABC	Damptryk (mmHg)	Henry's konstant (atm m ³ /mol)	logK _{ow}	Molvægt (g/mol)	Vandopløselighed (mg/l)
2717-42-2	1,2,4-Trimethylnaphthalen				4,8	170,2	
641-91-8	1,2,5-Trimethylnaphthalen				4,8	170,2	
2131-41-1	1,4,5-Trimethylnaphthalen				4,9	170,2	
2131-42-2	1,4,6-Trimethylnaphthalen				4,8	170,2	
2245-38-7	1,6,7-Trimethylnaphthalen				4,8	170,2	
829-26-5	2,3,6-Trimethylnaphthalen				4,7	170,2	
126-73-8	Tri-n-butylphosphat	B	6,0E-03		4,0	266,4	3,9E+02
217-59-4	Triphenylen				5,5	228,29	
115-86-6	Triphenylphosphat	C/B*	6,3E-06	9,87E-10	4,6 - 4,8	326,30	1,9
892-20-6	Triphenyltin	A					
668-34-8	Triphenyltin (TPhT)	A				349,6	
900-95-8	Triphenyltinacetat	A					
639-58-7	Triphenyltinchlorid	A					
76-87-9	Triphenyltinhydroxid	A					
57-13-6	Urea (Urinstof)	C*	6,7E-06		-1,09	60,1	1,0E+03
75-01-4	Vinylchlorid (chlorethylen)	A	2808,15	0,011	1,4	62,5	1,1E3 -
108-38-3	Xylen, m- (1,3-Xylen, 1,3-dimethylbenzen)	C	6,3E+00	0,00768	3,2	106,2	1,7E-01
95-47-6	Xylen; o- (1,2-Xylen, 1,2-dimethylbenzen)	C	4,9E+00	0,0051	3,12	106,2	1,8E-01
106-42-3	Xylen; p- (1,4-Xylen, 1,4-dimethylbenzen)	C	6,6E+00	0,00768	3,15	106,2	2,0E-01
1330-20-7	Xylen (p-xylen, m-xylen og o-xylen)	C	8,3E+00	0,22 - 0,32	3,1 - 3,2	106,16	2,0E+02
1300-71-6	Xylenol	C			2,3	122,2	

Bilag 3: Analyseparametre til karakterisering af spildevand

TABEL 3.1
 TYPISK ANVENDTE ANALYSEPARAMETRE TIL KARAKTERISERING AF INDUSTRIRISPIKLEDETVAND.

Analyseparameter	Analyseens virkefelt	Principper i analysen	Analysemetode ^{1, 2}	Analyseens detektionsgrænse og enhed
pH	Bestemmer prøves surhedsgrad.	Elektrometrisk måling.	DS 287	
Ledningsevne/ konduktivitet	Bestemmer prøvens evne til at lede strøm og giver dermed et indtryk af prøvens indhold af opløste salte.	Elektrometrisk måling.	DS 288	- mS/m
Alkalinitet	Bestemmer prøvens bufferkapacitet, dvs. til at modstå pH-ændringer.	Titration til pH = 4,5 (bicarbonat alkalinitet) eller 8,3 (phenolphthalein alkalinitet).	DS 253	0,5 mmol/l (meq/l)
Chlorid, Cl	Bestemmer prøvens total indhold af klorid.	Titration med sølvnitrat og bestemmelse ved farveomslag eller sølvelektrode - afhængig af prøven.	DS 239, DS 249	5 mg/l
Tørstof, TS	Bestemmer det totale indhold af opløst og suspenderet stof.	Inddampning af kendt volumen ved 105 °C og vejning af tørringsrest.	DS 204	5 mg/l
Glødetab af tørstof, GTTS	Bestemmer indholdet af brændbart (organisk) materiale i tørstof.	Det inddampede tørstof glødes ved 550 °C i 2 timer og vejes.	DS 204	5 mg/l
Suspenderet stof, SS	Bestemmer det totale indhold af suspenderet (opslemmet) stof.	Filtering af kendt volumen gennem standard glasfiberfilter (Whatman GF/A), der tørres ved 105 °C og vejes.	DS 207	5 mg/l

¹ DS = Dansk Standard, ISO = International Standardiserings Organisation, DIN = Tysk Industri Norm, NEN = Hollandsk Standard, OECD = Organisation for Economic Cooperation and Development.

² For visse af analysemetoderne findes senere udgaver af DS-standarder end de nævnte; f.eks. for suspenderet stof (DS/EN 872), biokemisk iltforbrug (DS/EN 1899-1), anion detergent (DS/EN 903) og total fosfor (DS/EN 1189).

Analyseparameter	Analysens virkefelt	Princippet i analysen	Analysemetode ^{1, 2}	Analysens detektionsgrænse og enhed
Glødetab af suspenderet stof, GTSS	Bestemmer indholdet af brændbart (organisk) materiale i det suspenderede stof.	Det suspenderede stof glødes ved 550 °C i 1 time og vejes.	DS 207	5 mg/l
Bundfældeligt stof	Bestemmer hvor stor en del af det suspenderede stof der bundfældes under standardbetingelser.	1 l prøve ophældes i Imhoff-spidglas og volumen af bundfaldet måles efter 2 timers henstand.	DS 233	0,1 ml/l
Biokemisk iltforbrug, BOD ₅	Bestemmer iltforbruget til biologisk nedbrydning af organisk stof og andre stoffer der kan iltes under de standardiserede betingelser.	Prøven fortyndes, tilsættes pudevand (spildevand) og inkuberes 5 døgn ved 20 °C. Iltindholdet måles ved start og slut og iltforbruget beregnes.	DS/R 254	5 mg O ₂ /l
Modificeret Biokemisk iltforbrug, BOD ₅	Bestemmer iltforbruget til biologisk nedbrydning af organisk stof under de standardiserede betingelser. Iltforbrug til ammoniumdannelse undertrykkes ved hæmmende stof.	Prøven fortyndes, tilsættes pudevand (spildevand) og nitrifikationshæmmer og inkuberes 5 døgn ved 20 °C. Iltindholdet måles ved start og slut og iltforbruget beregnes.	DS/EN 1899-1	3 mg O ₂ /l
Kemisk iltforbrug med dichromat, COD _C	Bestemmer iltforbruget til kemisk nedbrydning af organisk stof og andre stoffer under standardiserede betingelser.	Efter fortynding destrueres prøven ved kogning i svovlsyre med kendt indhold af dichromat. Uforbrugt dichromat bestemmes ved titrering og COD bestemmes ud fra forbruget af dichromat.	DS 217 (ved mere end 500 mg/l chlorid anvendes DIN 38409 del 4 ¹ til forbehandling af prøven)	30 mg O ₂ /l
Total kvælstof, TN	Bestemmer totalt indhold af kvælstof, dvs. organisk bundet, ammonium, nitrat og nitrit.	Prøvens nitrogen omsættes til nitrat ved oxidation. Nitrat reduceres til nitrit, der bestemmes kolorimetrisk.	DS 221	0,1 – 5 mg N/l afhængig af fortynding

Analyseparameter	Analysens virkefelt	Princippet i analysen	Analysemetode ^{1, 2}	Analysens detektionsgrænse og enhed
Kjeldahl kvælstof, Kj-N	Bestemmer organisk bundet kvælstof og ammonium.	Prøven destrueres i varm svovlsyre og mængden af ammonium bestemmes ved afdestillering og titrering.	DS 242	5 mg N/l
Total fosfor, TP	Bestemmer totalt indhold af fosfor.	Fosfor oxideres i sur væske til orthofosfat der bestemmes kolorimetrisk.	DS 292	0,01 - 1 mg P/l afhængig af fortynding
Adsorberbart organisk halogen, AOX	Bestemmer adsorberbare organisk bundne halogenforbindelser, dvs. forbindelser med chlor, brom og iod.	Absorption på aktivt kul, der afbrændes og dannet hydrogenhalogenid bestemmes mikrocoulometrisk.	DS/EN 1485:1997	10 µg Cl/l
Ekstraherbart organisk halogen, EOX	Bestemmer ekstraherbare organisk bundne halogenforbindelser.	Ekstraktion med pentan, der afbrændes og dannet hydrogenhalogenid bestemmes mikrocoulometrisk.	NEN 6402/ NEN 6676	0,5 µg Cl/l
Flygtigt organisk halogen, VOX	Bestemmer flygtige organiske halogenforbindelser, dvs. forbindelser der kan afblæses ved temperaturer under 60°C.	Afblæsning med ilt ved 60 °C afbrænding og mikrocoulometrisk bestemmelse af hydrogenhalogenid.	DIN 38409 Teil 25	1 µg Cl/l
Olie og fedt	Bestemmer indholdet af ekstraherbare organiske forbindelser - dog ikke letflygtige alkaner og aromater med kogepunkt under 230 °C. Tab af kulbrinter < C ₁₄ .	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Pentan anbefales som ekstraktionsmiddel. Inddampning. Kvantificering ved gravimetri.	DS/R 208 modificeret	2 - 5 mg/l
Olie og fedt	Bestemmer indholdet af ekstraherbare organiske forbindelser. Tab af kulbrinter < C ₁₄ .	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Pentan anbefales som ekstraktionsmiddel. Kvantificering ved inddampning og gravimetri.	ISO 9377-1	2 - 5 mg/l

Analyseparameter	Analysens virkefelt	Princippet i analysen	Analysemetode ^{1,2}	Analysens detektionsgrænse og enhed
Mineralisk olie	Bestemmer især mineralolier med kogepunkt over 230 °C efter oprensning af ekstraktet fra olie/fedt bestemmelsen. Tab af kulbrinter < C ₁₄ .	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Pentan anbefales som ekstraktionsmiddel. Inddampning. Oprensning af ekstrakt efterfulgt af gravimetrisk bestemmelse.	DS/R 208 modificeret	2 - 5 mg/l
Mineralisk olie	Bestemmer C ₁₀ - C ₄₀ kulbrinter i olie. Tab af flygtige kulbrinter.	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Oprensning. Kvantificering ved gaschromatografi med flammeionisationsdetektor (GC-FID).	ISO 9377-2	0,1 mg/l
Phenoltal	Bestemmer summen af de phenoler, der kan dampdestilleres fra spildevandet (substituerede phenoler).	Spildevand dampdestilleres. På destillatet udføres farvereaktion med 4-aminoantipyridin og fotometrisk måling.	DS 281: 1975	2 - 5 µg/l
Anion detergenter	Bestemmer indholdet af anioniske overfladeaktive stoffer.	Reaktion med methylenblåt og fotometri. Natriumlaurylsulfat bruges som standard.	DS 237: 1976	25 µg/l
Kation detergenter	Bestemmer indholdet af kationiske overfladeaktive stoffer (primært kvarternære ammoniumforbindelser).	Oprensning og adskillelse fra anioniske detergenter. Reaktion med farvereagens og fotometri. DSD MAC bruges som referencestof.	Ny metodeforskrift under udarbejdelse	10 µg/l
Nonion detergenter	Bestemmer indholdet af nonionisk overfladeaktive stoffer.	Stripning til ethylacetat. Koncentrationen bestemmes i relation til nonylphenol med 10 ethylenoxidgrupper, bruges som standard.	ISO/DIS 7875	250 µg/l

Analyseparameter	Analysens virkefelt	Princippet i analysen	Analysemetode ^{1, 2}	Analysens detektionsgrænse og enhed
Slamhæmning	Bestemmer hæmning over for aktiv slam, d.v.s. en bredt sammensat population af mikroorganismer. NB: Resultatet afhænger kraftigt af valget af aktiv slam.	Spildevandsprøve og blanding heraf med syntetisk spildevand med letomsætteligt organisk stof og aktiv slam belufes. Iltoptagelsehastigheden bestemmes på delprøver udtaget efter 0,5 og 2 timer. Som kontrol bruges syntetisk spildevand. Hæmningen bestemmes som forskel i iltoptagelsehastighed mellem prøve og kontrol.	DS 298	10 % hæmning
Nitrifikationshæmning	Bestemmer hæmning over for nitrificerende organismer, dvs. bakteriegrupperne <i>nitrosomonas</i> og <i>nitrobacter</i> NB: Resultatet afhænger kraftigt af valget af aktiv slam.	Spildevandsprøve, ammonium og aktiv slam belufes, og omsætningen af ammonium til nitrat bestemmes efter et antal timer. Som kontrol bruges rent vand. Hæmningen bestemmes som forskel i ammoniumforbrugshastighed mellem prøve og kontrol.	ISO 9509 eller efter (Naturvårdsverket, 1995)	10 % hæmning
Persistent toksicitet	Bestemmer toksiciteten over for en eller flere forskellige typer organismer efter en forudgående 'stabilisering' med aktiv slam.	Stabilisering udføres ved at belufte en fortynding af prøven sammen med aktiv slam - typisk i 28 dage.		

Bilag 4: EU-bestemmelser

EU-bestemmelser om tilledning af industrispildevand

*Byspildevands-
direktivet*

Ifølge direktivet om rensning af byspildevand (EU, 1991a) skal medlemslandene sikre, at industrispildevand, der tilledes kloaknet og rensenanlæg, forinden underkastes fornøden forrensning med henblik på:

- at beskytte helbredet hos det personale, der arbejder ved kloaknettet og på rensenanlæggene
- at sikre, at kloaknettet, rensenanlæggene og det dertil knyttede materiel ikke beskadiges
- at sikre, at rensenanlæggenes drift og behandling af slammet ikke hindres
- at sikre, at udledninger fra rensenanlæggene ikke påvirker miljøet negativt eller bevirker, at kravene i andre EU-direktiver til vandrecipienten ikke kan opfyldes og
- at sikre, at slam kan bortskaffes på en forsvarlig og miljømæssigt acceptabel måde.

EU-bestemmelser om farlige stoffer i vandmiljøet

I forbindelse med beskyttelse af vandmiljøet mod farlige stoffer arbejdes der både i EU, i regi af de internationale konventioner om beskyttelse af havmiljøet og nationalt med en begrænsning af udledningen af miljøfarlige stoffer.

*Direktivet om farlige
stoffer i vandmiljøet*

Direktivet om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (EU, 1976) fastsætter regler for udledning af farlige stoffer til vandmiljøet. Direktivets regler vil blive videreført i vandrammedirektivet (EU, 2000), der blev vedtaget i 2000. Det ældre direktiv vil være gældende i 13 år efter vedtagelsen af vandrammedirektivet.

Vandrammedirektivet

Med vandrammedirektivet (EU, 2000) er det besluttet, at der inden for EU skal iværksættes en fælles indsats over for en række udvalgte stoffer, kaldet prioriterede stoffer. En liste over prioriterede stoffer er i 2001 vedtaget af EU (EU, 2001). Listen over prioriterede stoffer vil blive revurderet af EU hvert 4. år (EU, 2000).

Yderligere er det med vandrammedirektivet besluttet, at der inden for EU skal iværksættes en særlig indsats over for farlige stoffer udvalgt blandt stofferne på listen over prioriterede stoffer, kaldet prioriterede *farlige* stoffer. De prioriterede *farlige* stoffer identificeres af EU (EU, 2001).

Der er med vandrammedirektivet fastsat EU-bestemmelser om de nødvendige foranstaltninger til:

- progressivt at reducere udledning, emission og tab af stoffer på listen over prioriterede stoffer
- ophør eller udfasning af udledning, emission og tab af prioriterede *farlige* stoffer.

Disse foranstaltninger vil blive konkretiseret ved kommende fællesskabsbeslutninger. Desuden vil der blive fastsat fælles EU-kvalitetskrav gældende for vandmiljøet for stofferne på listen over prioriterede stoffer.

Med vandrammedirektivet har medlemslandene generelt en forpligtelse til at iværksætte foranstaltninger til:

- at eliminere forurening af stoffer på listen over prioriterede stoffer. Nærmere regler om, hvordan dette skal ske, vil blive fastsat ved de nævnte kommende fællesskabsbeslutninger.
- progressivt at reducere forurening med andre stoffer, som ellers ville forhindre medlemslandene i at opfylde miljømålene for overfladevand.

Grundtanken er, at vandrammedirektivet inkorporerer de hidtil gældende bestemmelser om beskyttelse af vandmiljøet, herunder også de bestemmelser om farlige stoffer, som ligger i det ældre direktiv om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (EU, 1976).

Dette ældre direktiv forudsætter bl.a., at medlemsstaterne skal træffe foranstaltninger til at eliminere forurening af vandområder med Liste I stoffer og til at mindske forureningen af de pågældende vandområder med Liste II stoffer.

Liste I stoffer og prioriterede stoffer

Liste I stoffer er de stoffer, der hidtil er reguleret ved fælles emissionsgrænseværdier og kvalitetskrav til vandmiljøet. Der er i dag fastsat sådanne bestemmelser for 17 stoffer. Derudover er der af EU identificeret en liste på 129 stoffer, som er blevet betragtet som kandidater til at blive optaget som Liste I stoffer. Denne kandidatliste vil med vandrammedirektivet ikke længere få nogen selvstændig funktion eller status.

Med ophæng i det ældre direktiv om farlige stoffer er der af EU vedtaget en række datterdirektiver, der fastsætter fælles minimums-emissionsgrænseværdier og kvalitetskrav for vandmiljøet for de 17 Liste I stoffer. Stofferne er følgende:

Kviksølv	Cadmium
Hexachlorbenzen	Hexachlorbutadien
Chloroform	Hexachlorcyclohexan (Lindan)
Tetrachlormethan	1,2-dichlorethan
Trichlorethylen	Perchlorethylen
Trichlorbenzen	DDT
Pentachlorphenol (PCP)	Aldrin
Dieldrin	Endrin
Isodrin	

En del af disse Liste I stoffer vil være at genfinde på listen over prioriterede stoffer under vandrammedirektivet (EU, 2001). Emissionsgrænseværdierne og kvalitetskravene for Liste I stofferne er inkorporeret i vandrammedirektivet (EU, 2000). Værdierne kan forventes revurderet af EU inden for de nærmeste år.

Der kan ligeledes i EU forventes fastsat kvalitetskrav for vandmiljøet og foranstaltninger, herunder minimums-emissionsgrænseværdier, for de øvrige stoffer på listen over prioriterede stoffer inden for de nærmeste år (EU, 2000).

De kvalitetskrav, som hidtil er fastsat af EU, dvs. for de 17 Liste I stoffer, er implementeret i dansk lovgivning i Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

De minimums-emissionsgrænseværdier, som hidtil er fastsat af EU, dvs. for de samme 17 Liste I stoffer, er implementeret i dansk lovgivning via en række bekendtgørelser, jf. (Miljøministeriet, 1986a), (Miljøministeriet, 1998b), (Miljøministeriet, 1986c) og (Miljøministeriet, 1992a).

Øvrige forurenende stoffer

Med det ældre direktiv om farlige stoffer (EU, 1997) har Danmark en forpligtelse til at sikre, at der fastsættes kvalitetskrav for vandmiljøet for øvrige forurenende stoffer end Liste I stoffer, også kaldet Liste II stoffer.

Denne bestemmelse er implementeret i dansk lovgivning med Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet (Miljø- og Energiministeriet, 1996). Bekendtgørelsen indeholder nationalt fastsatte kvalitetskrav for vandmiljøet for en række udvalgte stoffer. Stofferne blev udvalgt på grundlag af, at de er identificeret som kandidatstoffer til Liste I (de tidligere omtalte 129 stoffer). Bekendtgørelsen indeholder ud over de nationalt fastsatte kvalitetskrav for kandidatstofferne til Liste I også de EU-fastsatte kvalitetskrav for Liste I stofferne, jf. ovenfor.

I det omfang der med bekendtgørelsen ikke er fastsat kvalitetskrav, er den kompetente myndighed, dvs. amterne, med bekendtgørelsen pålagt selv at fastsætte disse, når der sker udledning af et forurenende stof.

Med vandrammedirektivet (EU, 2002) vil udledning af samtlige forurenende stoffer fremover skulle reguleres ud fra princippet om, at den ansvarlige myndighed ved meddelelse af tilladelse til udledning skal sikre sig, at kvalitetskravet for vandmiljøet kan forventes opfyldt. Dette er et princip som i Danmark allerede er implementeret i lovgivningen med bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

Man vil med vandrammedirektivet ikke længere tale specifikt om ”Liste II stoffer”, men alene om andre forurenende stoffer end stoffer på listen over prioriterede stoffer.

Ændrede forudsætninger for renseanlæggets udlednings-tilladelse

Princippet om at sikre, at kvalitetskravet for vandmiljøet er opfyldt, har som konsekvens, at kommunalbestyrelsen ved meddelelse af en tilslutningstilladelse skal sikre sig, at det kommunale spildevandsanlæg fortsat kan overholde sin udledningstilladelse. Hvis kommunalbestyrelsen påtænker at meddele tilslutningstilladelse til en spildevandsstrøm, der med sin mængde eller koncentration af forurenende stoffer påvirker den samlede udledning fra anlægget i en sådan grad, at der er risiko for, at kvalitetskravene for vandmiljøet ikke er opfyldt, så forudsætningerne for anlæggets udledningstilladelse er ændret, må kommunalbestyrelsen forinden søge amtsrådet om fornyet tilladelse til udledning under de nye betingelser.

Rapportering til EU

Danmark har over for EU-kommissionen en forpligtelse til at rapportere om landets gennemførelse af EU-bestemmelserne om farlige stoffer

(EU, 1991b). Det betyder, at kommunerne efter konkret anmodning fra Miljøstyrelsen forventes at kunne bidrage med detaljerede oplysninger om miljøfarlige stoffer i industritilledninger til kommunale renseanlæg. Disse oplysninger vil Miljøstyrelsens viderebringe til EU-kommissionen. Kommunerne skal ved fastsættelse af kravværdier og kontrolvilkår til industritilledninger derfor være opmærksomme på, at dette bør være kommunernes redskab til at fremskaffe oplysninger om forureningsforholdene til brug ved rapportering til Miljøstyrelsen.

Bilag 5: Metodik for vurdering af eksplosionsfare

Fremgangsmåde

Det er generelt set vanskeligt at vurdere et stofs tendens til at fordampe fra vandfasen, og dermed til potentielt at ophobes i kloaksystemet med eksplosionsfare til følge. I det følgende er der beskrevet en fremgangsmåde, der på baggrund af en række forudsætninger gør det muligt at vurdere eksplosionsfaren ved afledning af stoffer til kloaksystemer.

Vurderingen tager udgangspunkt i stoffets fysiske/kemiske egenskaber, som damptryk, vandopløselighed, Henry's lovkonstant, molvægt og nedre eksplosionsgrænse.

Fremgangsmåden kan opdeles i en vurdering af fire forhold:

- 1) Er stoffet flygtigt?
- 2) Er dampene tungere end atmosfærisk luft, hvilket betyder, at de vil have en tendens til at forblive i kloaksystemet?
- 3) Er stoffet eksplosionsfarligt?
- 4) Hvad er de maksimalt acceptable koncentrationer i spildevandet?

Når der kan antages ligevægt mellem vandfase og luftfase, kan denne vurdering foretages som beskrevet nedenfor.

Vurderingen gælder således ikke for situationer, hvor der ved beluftning sker en aktiv/forceret transport fra vandfasen til luften (stripning). Tilsvarende må der tages forbehold over for tilstedeværelsen af materialer, der reducerer fordampningen ved adsorption af stoffet (f.eks. slampartikler, organiske polymerer og biofilm).

Forudsætninger

Generelt må vurderingen af kemiske stoffers fordampning fra spildevand baseres på en række antagelser:

- Koncentrationen af det kemiske stof i den vandige fase er den, som faktisk er i opløsning, uden at være på ion-form, bundet som komplekser eller adsorberet til partikler.
- Stoffet er ideelt opblandet i den vandige fase, og stoffekonzentrationen i vand og luft er i ligevægt. Dette krav betyder således, at der ikke tages hensyn til koncentrationsgradienter i den vandige fase som følge af fordampningen.
- Der regnes ikke med nogen reduktion i stoffets koncentration betinget af biologisk nedbrydning eller hydrolyse.

Antagelsen om ligevægt mellem vandfase og luftfase indebærer også, at der ikke sker udskiftning af gasfasen. Dette vil tilnærmelsesvis være opfyldt i kloaknet, der ikke ventileres aktivt.

Under disse forudsætninger kan stoffets evne til at fordampe vurderes ud fra Henry's lovkonstant (H), der udtrykker forholdet mellem stoffets damptryk (P) og dets opløselighed i vand (S):

$$H = P/S$$

Flygtigt?

Almindeligvis antages det, at stoffer med en Henry's lovkonstant over 10^{-3} atm m³ / mol vil frigøres til luften i væsentlige koncentrationer.

Tungere end luft?

En vurdering af om stoffet er tungere end luft, og dermed vil have tendens til at forblive i kloaksystemet, kan udføres ved at sammenligne stoffets molvægt med molvægten af atmosfærisk luft (- der er ca. 29 g/mol).

Eksplodingsfarligt?

Oplysning om, hvilke koncentrationer af et stof, der kan give risiko for eksplosionsfare, angives normalt som 'nedre eksplosions grænse' og 'øvre eksplosions grænse' (på engelsk lower/upper explosions limit - LEL/UEL). Værdierne angives normalt som volumenprocent af atmosfærisk luft og kan lidt populært forklares ved, at under den nedre grænse vil stoffet ikke kunne eksplodere p.g.a. de lave koncentrationer; mens den øvre grænse angiver, hvornår koncentrationen af ilt i blandingen bliver for lille til at en eksplosion kan udløses.

I relation til en vurdering af forholdene i et kloaksystem vil det være den laveste grænse, der er relevant, og det må anbefales at anvende en sikkerhedsfaktor, således at koncentrationen i luften maksimalt accepteres til 10 % af den nedre eksplosionsgrænse.

Maksimal acceptabel koncentration

Ved estimering af de maksimalt acceptable koncentrationer i spildevand, omregnes værdien for H til den såkaldte 'dimensionsløse Henry's lovkonstant' (H'), der angiver forholdet mellem stoffets koncentration i luften og stoffets koncentration i den vandige fase:

$$H' = H/RT = K_l / K_v$$

hvor

R er gaskonstanten ($8,21 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3/\text{mol } ^\circ\text{K}$),

T er temperaturen i $^\circ\text{K}$.

K_l og K_v er henholdsvis koncentrationen i gasfase og vandfase.

Selve beregningen er illustreret nedenfor med benzen som eksempel.

Eksempel

Eksempel på beregning af maksimalt acceptabel koncentration af benzen i spildevand ud fra hensyn til eksplosionsfare

Henry's lovkonstant for benzen er $5,43 \times 10^{-3} \text{ atm m}^3/\text{mol}$, og stoffet må derfor betragtes som flygtigt.

Molvægten af benzen er 78,11 g/mol, og stoffet er således betydeligt tungere end atmosfærisk luft.

Temperaturen (T) fastsættes til 12 $^\circ\text{C}$ svarende til 285 $^\circ\text{K}$.

Massefylden af benzen ved 12 $^\circ\text{C}$ kan beregnes ved hjælp af formlen:

$$\text{Massefylde} = M \times p / R \times T$$

hvor

M er molvægten i kg/mol

p er trykket målt i atmosfære (atm)

R er gaskonstanten ($8,21 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3/\text{mol } ^\circ\text{K}$)

T er temperaturen i $^\circ\text{K}$

Indsættes i formlen fås:

Massefylde

$$= M \text{ (kg/mol)} \times p \text{ (atm)} / R \text{ (atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}\cdot\text{K)} \times T \text{ (K)}$$

$$= 0,07811 \text{ (kg/mol)} \times 1 \text{ (atm)} / 8,21 \times 10^{-5} \text{ (atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}\cdot\text{K)} \times 285 \text{ K}$$
$$= 3,34 \text{ g/l}$$

Nedre eksplosionsgrænse for benzen er 1,3 % (volume/volume), svarende til at 13 ml/l luft udgøres af benzen.

Der fastsættes en sikkerhedsfaktor på 10, svarende til at der maksimalt accepteres 0,13 % benzen i luften (1,3 ml/l).

1,3 ml benzen vejer således: $3340 \text{ mg/l} \times 0,0013 \text{ l} = 4,34 \text{ mg}$,
og dvs. at $K_{v\text{-LEL}} = 4,34 \text{ mg/l}$

Den maksimalt acceptable koncentration af benzen i spildevand, der sikrer mod frigørelse af benzen i koncentrationer, der potentielt kan medføre eksplosionsfare, kan beregnes ved brug af den dimensionsløse Henry's konstant (H') for benzen, der ved denne temperatur kan beregnes til 0,232. Det betyder, at den maksimalt acceptable koncentration af benzen i vandet kan beregnes som:

$$K_{v\text{-max}} = K_{v\text{-LEL}} / 0,232$$
$$= 4,34 \text{ mg/l} / 0,232 = 18,7 \text{ mg/l}$$

Niveauet af benzen i afløbet fra den pågældende virksomhed bør således ikke overstige 20 mg/l, hvis risikoen for eksplosion i afløbsledningerne skal forebygges.

Det skal dog påpeges, at benzen efter principperne i kapitel 2 er et A-stof, jf. bilag 1, og alene af den grund er uønsket i spildevand. Stoffet skal begrænses mest muligt, helst elimineres fra spildevandet.

Eksempler på maksimal koncentration, tabel 5.1

I tabel 5.1 er angivet nedre eksplosionsgrænser for en række flygtige stoffer sammen med en beregnet maksimal acceptabel koncentration i spildevandet ud fra hensynet til eksplosionsfare. Beregningerne er foretaget under ovennævnte forudsætninger (dvs. 12 °C og sikkerhedsfaktor = 10).

Det skal dog pointeres, at stofferne under alle omstændigheder skal reguleres efter principperne om ABC-vurderede stoffer, jf. kapitel 2, og at eksempelvis A-stoffer derfor skal elimineres eller begrænses mest muligt.

Oplysninger?

Oplysninger om molvægt, Henry's lovkonstant og eksplosionsgrænser vil kunne findes i en række kemiske opslagsværker, f.eks. *Groundwater Chemicals Desk Reference*. Lewis Publishers, 1990, der er anvendt her.

Tabel 5.1.
Maksimal koncentration i spildevand for udvalgte stoffer, $K_{v,max}$.

	LEL	Molvægt	$K_{v,max}$ (mg/l)	ABC- vurdering ¹⁾
Antracen	0,6 %	178,24	20	A
Benzen	1,3 %	78,11	19	A
Chlorbenzen	1,3 %	112,56	27	B
Chlorethan	3,2 %	64,52	38	
1,2-Dichlorbenzen	2,2 %	147,00	60	A
1,1-Dichlorethan	5,6 %	98,96	102	
1,1-Dichlorethylen	6,5 %	96,94	116	A
Ethylbenzen	1,0 %	106,17	20	C
Naphtalen	0,9 %	128,18	21	C*
Styren	1,1 %	104,15	21	C
Toluen	1,3 %	92,14	22	C
1,1,1-Trichlorethan	7,5 %	133,40	184	B
Trichlorethylen	8,0 %	131,39	194	A
Vinyl chlorid	3,6 %	62,50	41	A
o-Xylen	1,0 %	106,17	20	C
m-Xylen (og p-Xylen)	1,1 %	106,17	22	C

¹⁾ Jf. Bilag 1.

Bilag 6: Sammenhæng mellem ABC-systemet og miljøfareklassi- ficering

Grupperingen i liste A, B og C baseres i høj grad på samme kriterier som EU's miljøfareklassificering (Miljø- og Energiministeriet, 2000b). Det drejer sig om kriterier for let nedbrydelighed (OECD screenings-test), giftighed (EC_{50} for fisk, dafnier og alger) og potentiel bioakkumulerbarhed ($\log P_{ow} \geq 3$ eller biokoncentreringsfaktoren $BCF > 100$).

Den væsentligste forskel mellem ABC-systemet og miljøfareklassificering er, at ABC-systemet tager højde for, at afledningen sker til offentlige spildevandsanlæg og for den biologiske nedbrydning, som vil ske her, således at let nedbrydelighed i ABC-systemet har fået en overordnet plads i forhold til giftighed over for vandlevende organismer. Hertil kommer, at stoffer, der ifølge sundhedsfareklassificering (Miljø- og Energiministeriet, 2000b) medfører uhelbredelig skadevirkning over for mennesker, som forsigtighedsprincip altid grupperes på liste A uanset, om stofferne er let nedbrydelige som vist i figur 2.3.1 i kapitel 2.

Tabel 6.1

I tabel 6.1 er sammenhængen mellem ABC-systemet og miljøfareklassificeringen illustreret. Det fremgår, at egenskaben let nedbrydelighed medfører, at stofferne grupperes på liste C.

Tabel 6.1

Sammenhæng mellem ABC-metoden og mulig miljøfareklassificering (R-sætninger).

Nedbrydelighed (OECD's screenings-test)	Bioakkumulerbart ($\log p_{ow} \geq 3$ eller $BCF > 100$)	Giftighed – EC/LC_{50} (mg/l)			
		$EC/LC_{50} \leq 1$	$1 < EC/LC_{50} \leq 10$	$10 < EC/LC_{50} \leq 100$	$EC/LC_{50} > 100$
Let	Nej	C <i>N; R50</i>	C <i>Ingen</i>	C <i>Ingen</i>	C <i>Ingen</i>
	Ja	C <i>N; R50/53</i>	C <i>N; R51/53</i>	C <i>Ingen</i>	C <i>Ingen</i>
Ikke let	Nej	A <i>N; R50/53</i>	B <i>N; R51/53</i>	B <i>R52/53</i>	C <i>Ingen</i>
	Ja	A <i>N; R50/53</i>	B <i>N; R51/53</i>	B <i>R52/53</i>	B <i>Ingen/R53</i>

Oversigt over anvendte risikosætninger og faresymbol efter miljøfareklassificeringen:

- N: Miljøfarlig (faresymbol)
- R 50: Meget giftig for organismer, der lever i vand
- R 52: Skadelig for organismer, der lever i vand
- R 53: Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet
- R 50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand, og kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet
- R 51/53: Giftig for organismer, der lever i vand, og kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet
- R 52/53: Skadelig for organismer, der lever i vand, og kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Tabellen viser, hvilke mulige miljøfareklassificeringer ABC-systemet dækker. F.eks. vil let nedbrydelige stoffer, der kan betegnes som meget giftige ($EC/LC_{50} \leq 1$ mg/l), kunne miljøfareklassificeres med N;R50 (meget giftig for organismer, der lever i vand). Efter ABC-systemet vil disse stoffer grupperes på liste C. Rimeligheden i denne forskel er, at miljøfareklassificeringen tager generelle hensyn til direkte udledning til

vandmiljøet, mens ABC- systemet er designet til vurdering af stoffer, som tilledes et renseanlæg.

Miljøfareklassificering af et givent stof kan dække over mulig gruppering på flere A-, B- og C-liste. F.eks. vil stoffer, der opfylder kriterierne for N; R50/53 (meget giftig for organismer, der lever i vand, og kan forårsage langtidsvirkninger i vandmiljøet), både kunne klassificeres i liste A og C alt efter, om stofferne er let nedbrydelige eller ej. På samme måde vil stoffer, som opfylder kriterierne for N; R51/53 (giftig over for organismer, der lever i vand, og kan medføre uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet), både kunne dække over stoffer fra liste B og C.

I disse tilfælde er det nødvendigt, hvis man kender miljøfareklassificeringen og ønsker at bestemme ABC-grupperingen, at indhente oplysninger om, hvilke kriterier som har medført miljøfareklassificeringen, herunder om stoffet er let nedbrydeligt eller ej.

Sammensatte produkter

Ved sammenligning af produkter bestående af mange enkeltstoffer kan det i visse tilfælde være hensigtsmæssigt at opstille miljøprofiler i form af produkternes procentvise indhold af A-, B- og C-stoffer. Dette letter formidlingen af produkternes miljøpræstation ved sammenligningen frem for at opgive ABC-grupperingen af hvert enkelt indholdsstof. Ved meddelelse af tilslutningstilladelse vil det dog være nødvendigt at vurdere de enkelte stoffer i de valgte produkter. Eksempler på opstilling af miljøprofiler for produkter kan ses i rapport om Bilvaskehaller – Status og strategier (Miljøstyrelsen, 2000c).

EU's klassificering af produkter

Inden for EU er der udarbejdet et direktiv om klassificering og mærkning af farlige produkter. EU's såkaldte "præparatdirektiv" (EU, 1999) foreskriver en metode til at miljøfareklassificere produkter. Metoden består i en række procentgrænser for indholdet af miljøfareklassificerede stoffer i produkter. Hvis der f.eks. er mere end 25 vægtprocent N; R50/53-klassificerede stoffer i et produkt, skal produktet mærkes "Miljøfarlig N; R50/53".

Som beskrevet ovenfor omkring enkeltstoffer vil en konkret miljøfareklassificering af et stof kunne føre til flere forskellige grupperinger af stoffet efter ABC-metoden, og det vil derfor i mange tilfælde være nødvendigt at indhente oplysninger om, hvad baggrunden er for miljøfareklassificeringen, før det kan bestemmes, om et stof er et A-, B- eller C-stof.

Alligevel kan miljøfareklassificeringen af et produkt – hvis det på en virksomhed er denne information, som umiddelbart er tilgængelig – anvendes til at indikere indholdet af ABC-stoffer i produktet (jf. tabel 6.1). Man bør dog altid være opmærksom på de procentgrænser for indholdsstoffer, som præparatdirektivet (EU, 1999) foreskriver for den aktuelle miljøfaremærkning. Procentgrænsen for, om et produkt skal mærkes eller ej, kan reelt betyde, at et produkt kan indeholde en mindre mængde miljøfareklassificerede stoffer uden, at dette medfører mærkning af produktet. F.eks. vil et produkt med mindre end 2,5 % N; R51/53-klassificerede indholdsstoffer ikke skulle mærkes for miljøfare.

