Miljøprojekt
nr. 137

1990

Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøprojekt

Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
Nr. 82 : QSAR og toksikologi - en ny strategi i kemikalievurdering
Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi - en litteraturgennemgang
Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
Nr. 90 : Nikkelafgivelse fra metallegeringer
Nr. 91 : Algetoksicitetstest
Nr. 92 : CFC-forbrugsmønster i Danmark
Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
Nr. 100 : Hazard Assesment of 1,1,1-Trichloroethane
Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
Nr. 106 : Haloner - forbrugsmønster i Danmark
Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener - organisation af indsamling og oparbejdning
Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet
Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse
Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram
Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
Nr. 117 : Dioxinemission ved affaldsforbrænding
Nr. 118 : Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde
Nr. 124 : Vedligeholdelse af køle-smøremidler
Nr. 125 : Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
Nr. 126 : Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
Nr. 127 : Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
Nr. 128 : Nedsivning fra byggeaffald
Nr. 129 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
Nr. 130 : Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
Nr. 131 : Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
Nr. 132 : PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m.v.
Nr. 133 : PVC i byggeri og anlæg
Nr. 134 : PVC i emballage
Nr. 135 : Hjemmekompostering
Nr. 136 : Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
Nr. 137 : Regulering af forurening fra afløbsystemer under regn

Miljøprojekt nr. 137

1990

Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn

PH-Consult ApS

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

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

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

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

Indholdsfortegnelse

	Sammenfatning	7
0.	Forord	11
1.	Projektets baggrund	13
1.1	Projekt 1	14
1.2	Projekt 2	14
2.	Fundamentale principper	17
2.1	Fundamentale forudsætninger	17
2.2	Kategorier af forurening	20
	2.2.1 Akut forurening	21
	2.2.2 Akkumulerende forurening	23
	2.2.3 Overgangstilfælde	25
3.	Afløbssystemets udformning	27
3.1	Fællessystemer	27
3.2	Separatsystemer	29
3.3	Blandede systemer	30
4.	Regler kendt fra ind- og udland	33
4.1	Danmark	33
	4.1.1 Historisk oversigt	33
	4.1.2 Nuværende praksis	37
4.2	Sverige	42
4.3	Norge	45
4.4	Tyskland	47
4.5	England	55
4.6	Schweiz	62
4.7	Nederlandene	63
4.8	Europæisk fællesbearbejdelse	66
4.9	USA	68
4.10	Internationalt	74
5.	Principielle reguleringsmetoder	77
5.1	Det fysiske system	77
5.2	Reguleringsmåder	77

	5.2.1 Almen holdning	78
	5.2.2 Den professionelle sædvane	79
	5.2.3 Vejledninger	80
	5.2.4 Normer	81
	5.2.5 Standarder	81
	5.2.6 Love, bekendtg. og cirkulærer	81
5.3	Konkrete reguleringer	82
	5.3.1 Begrænsning ved kilden	84
	5.3.2 Begrænsning ved rensning før udledn.	86
	5.3.3 Valg af krav	87
6.	Stoftransport og omsætning i systemet	91
6.1	Karakteristisk afstrømning	95
6.2	Deterministiske modeller	104
	6.2.1 Overfladeafstrømning	104
	6.2.2 Nedløbsbrønde	108
	6.2.3 Rørafstrømning	110
6.3	Empirisk-statistisk beskrivelse	116
6.4	Overløb	123
6.5	Bassiner	124
	6.5.1 Fællessystem	124
	6.5.2 Separatsystem	125
6.6	Lokal rensning	125
	6.6.1 Fællessystem	126
	6.6.2 Separatsystem	126
7.	Regnafledningens virkning og regulering	129
7.1	Bakterier og smittefare	129
	7.1.1 Forureningens betydning	129
	7.1.2 Krav til bakteriel foruren.	136
	7.1.3 Modelberegning	140
	7.1.4 Badevandsforurening	143
7.2	Organisk stof og iltsvind	144
	7.2.1 Iltsvindets betydning	144
	7.2.2 Iltsvindets beskrivelse	145
	7.2.3 Iltkriterier	148
	7.2.4 Fremgangsmåde	150
7.3	Svovlbrinte, iltsvind og forgiftning	157
7.4	Ammoniak, iltsvind og forgiftning	160
7.5	Næringssalte og eutrofiering	162

7.6	Miljøfremmede stoffer generelt	164
7.7	Metal og forgiftning	171
	7.7.1 Akut forurening	171
	7.7.2 Akkumuleret forurening	172
7.8	Særl. org. stoffer og forgiftning	177
7.9	Æstetiske krav til recipientpåvirkning	179
7.10	Hydraulisk påvirkn. af recipient	180
7.11	Hydraulisk påvirkn. af rensningsanlæg	181
	7.11.1 Slamflugt	181
	7.11.2 Forurening under regn	182
	7.11.3 Styring	183
7.12	Temperaturpåvirkn af rensningsanlæg	186
8.	Valg af foranstaltninger	189
8.1	Fælles for de to afløbssystemer	189
	8.1.1 Regnen	189
	8.1.2 Afvaskning af flader	189
	8.1.3 Lokal infiltration	189
	8.1.4 Rensning af nedløbsbrønde	191
8.2	Fællessystemet	192
	8.2.1 Aflejringer i afløbssystem	192
	8.2.2 Overløbsbygværker	193
	8.2.3 Bassiner	196
	8.2.4 Rensningsanlæg	196
8.3	Separatsystemer	197
	8.3.1 Fejltilslutninger	197
	8.3.2 Udløb	197
	8.3.3 Rensning	199
8.4	Økonomiske forhold	199
	8.4.1 Fællessystem	199
	8.4.2 Separatsystem	202
9.	Konklusion	205
10.	Litteraturliste	209

SAMMENFATNING

Status	Igennem de senere år er det blevet erkendt, at de gennem mange år hævdvundne metoder til afledning af regnvand i byer giver anledning til uacceptabel forurening. Den hidtidige dimensioneringspraksis har været baseret på regler, hvis udgangspunkt har været økonomiske og konstruktive forhold, snarere end hensyntagen til den skabte forurening. Dette forhold bør ændres. Rapporten diskuterer grundlaget for formulering af ændrede regler og giver anbefalinger med hensyn til formulering af regler, samt forslag til undersøgelser, hvor det ønskelige grundlag ikke foreligger.
International udvikling	Den hidtidige praksis er under revurdering i mange lande. I rapporten gennemgås situationen i en række lande. Den almene tendens er at udforme regler, som er mere direkte formuleret i relation til den resulterende forurening i recipienten. Det gælder specielt i England, Holland og i USA. I alle de omtalte lande må der forventes meget store investeringer i foranstaltninger til begrænsning af forureningen i forbindelse med regnafledning fra byer.
Kilder til forurening	Der er foretaget en detaljeret beskrivelse af vor viden om kilderne til forureningen af regnafstrømningen samt vurdering af koncentrationsniveauerne i afstrømningen i afløbssystemet. Dette omfatter en vurdering af vor viden om de processer, som er styrende for stofafstrømningen i afløbssystemet. For danske forhold må det på det foreliggende grundlag konkluderes, at stofafstrømningen som minimum bør beskrives ved en middelkoncentration, som er behæftet med en stor usikkerhed. Denne usikkerhed bør der tages hensyn til ved beregning af ekstreme forureningssituationer. Der foreligger et rimeligt godt grundlag for beskrivelse af stofafstrømningen.
Bassiner	Der foreligger et mindre godt grundlag for beskrivelse af stofafstømningen gennem bassiner. Der er et stort behov for nytænkning med hensyn til konstruktion af bassiner før udløb fra separatsystemer.
Rensningsanlæg	Der foreligger ikke et egnet grundlag for vurdering af virkningerne på rensningsanlæg af øget hydraulisk belastning forårsaget af mindre udledning fra fællessystemer og resulterende øget tilstømning til rensningsanlæggene.
Principielle krav	Der er foretaget en principiel gennemgang af de muligheder, som foreligger med hensyn til for-

mulering af krav til forurening i forbindelse med regnafledning.

Der stilles følgende principielle krav til formuleringen: Kravet skal være relateret til den resulterende forurening og skal være formuleret operationelt af hensyn til den praktiske gennemførelse.

Der er opstillet følgende principielt forskellige muligheder for påvirkning af praksis: Den almene holdning, den professionelle sædvane, udsendelse af vejledninger, fastsættelse af normer, fastsættelse af standarder og vedtagelse af love, samt udsendelse af bekendtgørelser og cirkulærer.

Forureningens virkning

Ved sammenligning af forureningen af afledt regn fra separatsystemer og fra overløb fra fællessystemer er der foretaget en vurdering af forureningspotentiellet fra regnafledning. De væsentligste typer for overløb fra fællessystemer er: Bakteriel forurening, iltsvind, næringssaltsbelastning, metaller, salt.

De væsentligste typer for separatsystemer er: Næringssaltsbelastning, metaller, salt.

Der anbefales standardiserede beregninger, på hvilket grundlag den tilladelige udledning kan beregnes ud fra de vedtagne vandkvalitetskrav.

Der lægges vægt på gennemførelse af lokale løsninger, som tilgodeser såvel de lokale forhold med hensyn til afløbssystemet som hensynet til recipienten. De vil give både bedre og billigere løsninger.

Fællessystem

I fællessystemer bør indbygges bassiner i et sådant omfang, at den tilladelige udledning overholdes. Efterklaringsbasssiner på rensningsanlæg bør udformes således, at den øgede belastning ikke fører til slamflugt. Disse forhold kan eventuelt optimeres ved aktiv styring af af strømningen.

Separatsystem

I separatsystemer bør foretages rensning i bassiner for at mindske forureningen med henblik på opnåelse af den krævede vandkvalitet.

Udgifter

Udgifterne i forbindelse med gennemførelse af foranstaltninger i overensstemmelse med ovenstående anslås med stor usikkerhed til:

Fællessystem: 4 milliarder
Separatsystem: 2 milliarder

Der er visse forhold, som ikke har kunnet inddrages i dette skøn, f.eks. arealerhvervelse

og ledningsomlægninger, fordi dette er domineret af lokale forhold.

Undersøgelser

Der bør gennemføres særlige undersøgelser af følgende forhold: Bedste udformning af bassiner, samspil mellem afløbssystem og rensningsanlæg, lokal infiltration af hensyn til mindsket regnafledning, metalforurenings betydning, betydningen af sedimenter i afløbssystemet, samt betydningen af svovlbrinte.

FORORD

Oplæg

Denne rapport er blevet til på opfordring af Miljøstyrelsen, som anmodede PH-Consult ApS om at foretage en gennemgang af videnstatus om forurening forårsaget af regnafledning specifikt med henblik på at danne basis for formulering af nationale krav til dimensionering af regnafledningssystemer i byer, baseret på information tilgængelig i Danmark og internationalt.

Styringsgruppe

For arbejdets gennemførelse har virket en styringsgruppe bestående af:

Kontorchef, civiling. Poul Erik Sørensen
Ingeniør, M.I. J. Bielecki
Professor Poul Harremoës

Følgegruppe

Som følgegruppe har fungeret Regnudvalget under Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité.

Regnudvalget har ved møder i februar og maj 1989 gennem livlige diskusioner bidraget væsentligt til udformning af de endelige konklusioner og forslag. Det må dog understreges, at den endelige formulering ikke tegnes af hverken Regnudvalget eller Miljøstyrelsen, men udelukkende står for PH-Consult's egen regning. Der er grund til at takke følgegruppen og styregruppen for de positive bidrag til arbejdets gennemførelse og at takke for godt samarbejde.

Poul Harremoës
PH-Consult ApS

1. PROJEKTETS BAGGRUND

Forurening forårsaget af udledning af regnvand fra byområder har altid været en væsentlig problemstilling i forbindelse med kloakering; men betydningen er stigende, fordi det relative bidrag fra regnafledning i forhold til den daglige afledning fra rensningsanlæg vil være stigende. Med indførelse af næringssaltsfjernelse fra det kontinuert udledte spildevand må det forventes, at der vil ske en forbedring af vandkvaliteten i vore recipienter generelt. Det er da forventeligt, at de diffuse kilder vil blive mere dominerende og iøjnefaldende. Det er forventeligt, at med den øgede indsats på rensningsområdet vil det almene krav til vandkvaliteten i omgivelserne stige. Der er grundlag for at forvente, at med denne øgede opmærksomhed vil flere diffuse kilder give anledning til forurening, som ikke fremover vil blive tolereret. Regnafledning hører til blandt disse diffuse kilder. Regnafledning har desuden den egenskab, at den foregår over meget kort tid og derved bliver yderligere synlig og let identificerbar. Dette markeres yderligere af, at den udledte forurening også omfatter umiddelbart synlige forureninger, f.eks. sedimenter og flydestoffer - for ikke at snakke om genstande, som umiddelbart lader sig identificere med spildevand.

Dimensionering af overløbsbygværker i fællessystemer har stort set været baseret på tommelfingerregler, som kun i ringe grad har været relateret til den faktiske forureningspåvirkning af omgivelserne. Denne praksis bør laves om. Regnafledning fra separatsystemer blev udbredt i 1950'erne i den forventning, at det afledte vand stort set var rent. Det har senere undersøgelser vist er forkert. Der mangler en formuleret politik, som tager udgangspunkt i denne nye viden.

Der foreligger i dag omfattende undersøgelser af disse problemstillinger. Sådanne undersøgelser har i Danmark i det væsentlige været udført i perioden siden 1974, koordineret af Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite. I 1988 fik PH-Consult ApS til opgave af Miljøstyrelsen at undersøge og sammenfatte disse problemstillinger ved to individuelle, indbyrdes koordinerede projekter, som sigter på en fortsættelse af dette arbejde med specifikt sigte på to forhold:

1.1 Projekt 1

I en gruppe under Nordisk Ministerråd arbejdes på en fælles nordisk koordination af bearbejdning af data vedr. forurenende stoffer i regnafledning. Professor Poul Harremoës, DTH, er medlem og civiling. Steen O. Petersen, PH-Consult ApS, er faglig sekretær. Indsatsen for at skabe det fælles grundlag for en bearbejdning finansieres af Nordisk Ministerråd.

I Danmark foreligger et omfattende, offentligt tilgængeligt materiale af målinger af koncentrationer af forurenende stoffer i regnafledning. Ved flere lejligheder har der i Danmark været foranstaltet omfattende undersøgelser af forureningsbidraget fra regnafledning, især kan nævnes Hovedstadsrådets undersøgelser i Mølleåens opland, de af Miljøstyrelsen støttede undersøgelser i Vallensbæksøerne og i to åer i Jylland samt andre undersøgelser udført af VKI og af AUC. Disse undersøgelser repræsenterer meget væsentlige investeringer og resultaterne repræsenterer en tilsvarende værdi. De foreliggende data har ikke været genstand for en fornyet samlet undersøgelse, siden de hver for sig blev rapporteret.

På grund af de store omkostninger forbundet med fremskaffelse af sådanne data er der anledning til fornyet bearbejdelse af de nationale data, men der er også anledning til at foranledige andre landes data bearbejdet på en måde, som kan gøre disse mere generelt anvendelige.

Som bidrag til den fælles nordiske bearbejdning er der gennemført en fornyet bearbejdelse af det foreliggende materiale. Der henvises til individuel rapport for dette projekt.

1.2 Projekt 2

Dette projekt sigter mod at gennemføre en bearbejdning og vurdering af den forhåndenværende viden om regnafledning, som er tilgængelig i den internationale litteratur, samt den viden, som er etableret ved DIF's Spildevandskomite's indsats, med henblik på at hjælpe Miljøstyrelsen til formulering af en politik i forholdet til forurening fra regnafledning.

Bortset fra finansiering af projekter i DIF's Spildevandskomite vedrørende regnafledning og efterfølgende publicering af resultaterne i serien Miljøprojekter har Miljøstyrelsen ikke forholdt sig specifikt til problemstillingerne

i forbindelse med regnafledning. Der foreligger i dag en serie skrifter fra Spildevandskomiteen, som beskriver nye metoder til dimensionering og analyse af afløbssystemer baseret på EDB. Herved er der åbnet helt nye muligheder for at udføre beregninger af afløbshændelsers faktiske forløb. Blandt de væsentligste nyskabelser kan nævnes:

1. Beregningerne kan baseres på faktisk målte regnhændelser, i stedet for syntetiske, såkaldt dimensionsgivende regn.

2. De hydrauliske beregninger er meget mere realistiske og overløb og oversvømmelser kan simuleres i beregningerne.

3. Dimensionering kan baseres på statistik på den skadevoldende hændelse, f.eks. selve oversvømmelsen eller forureningshændelsen.

Dette betyder, at der kan *beregnes ekstrem* statistik for forurenende hændelser, årsbelastning og dennes variation fra år til år og fordelingen af belastningen inden for året. I Spildevandskomiteens skrifter er der redegjort for disse muligheder og givet forslag til deres udnyttelse.

Afledning af regn fra separate afløbssystemer medfører forurening, som for flere forureningskomponenters vedkommende er af samme størrelse pr. oplandsareal som afledning fra fællessystemer. Fra fællessystemer kan forureningen fra overløbene begrænses ved at bygge flere bassiner og sende det magasinerede vand til rensningsanlægget efter regnskyllet. Denne mulighed foreligger ikke for så vidt angår separate systemer. I dag sker rensning i olieudskillere, som kun giver en begrænset reduktion af forureningen, eller i bassiner, hvor forurening utilsigtet kan blive hængende. Der er ikke nogen formuleret politik med hensyn til denne forureningskilde, som i givet fald skulle gøres til genstand for rensning. Dette er absolut ikke nemt i en kraftig og stærkt tidsvarierende strøm, som forekommer i mindre end 5% af tiden.

Miljøstyrelsen har opfordret PH-Consult ApS til at medvirke med data og erfaring fra arbejdet i Spildevandskomiteen til formulering af en politik, hvormed Miljøstyrelsen kan ytre sig til samfundet med hensyn til foranstaltninger til begrænsning af udledning af forurenet vand fra afløbssystemer. Denne rapport redegør for resultatet af disse overvejelser.

Projekt 2 har haft følgende faser:

* identifikation af behovet for regler for regnafledning,

* gennemgang af foreliggende erfaringer fra danske undersøgelser og udenlandsk litteratur,
* formulering af udkast til regler fra Miljøstyrelsen.

Denne rapport redegør for resultatet af projekt 2. Rapporten er relativt lang, hvilket er sket i den hensigt at gøre et større fagligt publikum bekendt med resultater også fra udlandet. Det er så kostbart at udføre måling og bearbejdning af data på regnafledningen og dens forurening, at vi i Danmark nødvendigvis også må gøre brug af et omfattende udenlandsk materiale. Det er håbet, at danske fagfolk kan få et indtryk også af den store indsats, der gøres i udlandet, og dele erfaringer på dette grundlag.

2. FUNDAMENTALE PRINCIPPER

2.1 Fundamentale forudsætninger

I den konventionelle konstruktionspraksis for afløbssystemer i Danmark før 1950'erne var dimensioneringskriterierne stort set konstruktive/ økonomiske. Praksis var meget præget af veletablerede konventioner.

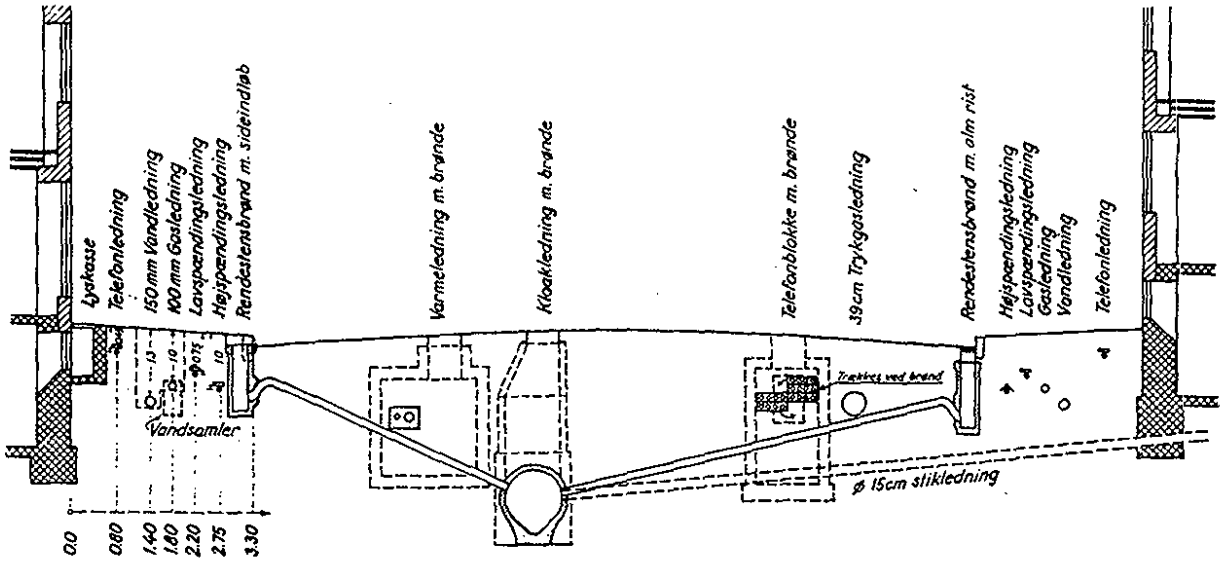
I byerne blev der allerede i slutningen af 1800-tallet fastsat visse normer for konstruktion af gader og veje, som har holdt sig op i dette århundrede, f.eks. figur 2.1 fra "Teknisk vejledning i kloakmesterarbejde", Erichsen (1964). Der var konventioner for, hvordan fortovet, vejbanen og rendestenen blev konstrueret. Dette mønster går igen i alle købstæder, selv i landsbyer. Hovedpointen var (og er stadig), at bortlede vandet så hurtigt som muligt uden gener i form af opstuvninger lokalt.

Kun i få tilfælde er der ændret ved konventionerne, f.eks. ved lokal nedsivning af tagvand (7% i Lyngby-Tårbæk Kommune og 38% i Tårnby Kommune). Først i de senere år er der pillet ved disse normer, f.eks. ved at tillade kun græs på fortove i bebyggelser af enkelthuse. Sådanne undtagelser har ikke en udbredelse, som kan tillægges betydning på landsbasis.

Den konventionelle konstruktionsform før 1950'erne var fællessystemet, hvor spildevand og regnvand afledes i samme rørsystem. Hele ledningsnettet er derfor dimensioneret ud fra to hensyn:

* Selvrensning ved den daglige spildevandsføring.
* Afledning af regn uden opstuvning.

I store net fører dette til meget store dimensioner, hvorfor det indgik i den grundlæggende konstruktionspraksis allerede fra starten af, at der kunne indlægges regnvandsoverløb, som under stor belastning ledte spildevand opblandet med regnvand urenset ud i recipienten. Så sent som i 1974 er formålet med overløbsbygværker beskrevet med følgende formål: "at aflaste de efterfølgende ledninger for en vis del af vandmængden under kraftig regn", Andersen m.fl. (1974).



Figur 2.1
Eksempel på standardiseret udformning af vejprofil med tilsvarende standardisering af afløbssystem, Erichsen (1964).

I praksis dimensioneres overløb således, at overløb træder i funktion ved en opspædning på 1:5 (dele spildevand:dele regnvand). Imidlertid viste en undersøgelse af afløbssystemerne i Mølleåens opland, Miljøstyrelsen (1984), at den faktiske opspædning, ved hvilken overløbene i systemerne trådte i kraft, varierede meget fra overløb til overløb; fra overløb, som aldrig trådte i funktion på grund af ændringer i systemet, til overløb, som trådte i funktion ved lavere opspædninger end 1:5. Andre steder er der eksempler på overløb, som træder i funktion også uden regn, nemlig ved den daglige maksimalafstrømning af spildevand. Sådanne undersøgelser har gennemgående vist, at kommunerne i 1970'erne havde meget lidt kendskab til overløbenes placering og funktion.

Fra Andersen m.fl. (1974) kan citeres følgende formulering af formålet med anlæg af bassiner:

"1. Et bassin nedstøms for et afvandingsområde aflaster hovedafløbsledningen til rensningsanlægget, når tilstrømningsmængderne er størst, således at hovedafløbsledningens dimension kan gøres mindre. Bassinets størrelse vælges således, at summen af omkostningerne til anlæg og drift af bassin og til anlæg og drift af ledninger bliver minimum. På samme måde kan bassiner anlægges for at aflaste pumpestationer og rensningsanlæg ved topbelastning.

2. Såfremt der tilsluttes nye afvandingsområder til eksisterende områder, kan anlæg af bassiner erstatte nødvendige kostbare ombygninger af det eksisterende afløbsnet.

3. I forbindelse med overløb i fællessystemer kan bassiner aflaste recipienten.

4. Anlæg af bassiner kan forsinke regnvandstilstrømningen og derved nedsætte ledning- og grøftedimensioner."

Det fremgår klart af ovenstående citat, at hovedkriteriet frem til for få år siden var konstruktivt/økonomisk. Det er derfor heller ikke helt nemt i litteraturen at finde klare regler for fastsættelse af tilladelig overbelastning af bassiner. Der opereres med overløbshyppigheder fra 10 gange om året til et overløb hvert 10'ende år.

I 1950'erne foregik der en omfattende debat om fordele og ulemper ved overgang til separatsystem. Et væsentligt argument for indførelse af separatsystem var den opfattelse, at det afledte regnvand i regnvandsdelen var stort set rent. Hermed blev der fokuseret især på den traditionelle forurening målt med BI_5, for hvilken denne opfattelse til en vis grad kan siges at være rigtig; men senere undersøgelser har med al mulig tydelighed vist, at afstrømningen fra separate systemer ikke kan anses for uforurenet. I denne henseende henvises til kapitel 6.

Det må konstateres, at nok indgår hensyn til recipienten; men det nævnes kun sekundært. Hensynet til recipienten har man utvivlsomt haft i tankerne, og man har sikkert også ment, at det indgik i betragtningerne; men faktum er, at det ikke indgik med nogen form for vægt og aldrig blev omsat til et rationelt formuleret hensyn, som kunne anvendes i teknisk hygiejnisk praksis.

Det er et fundamentalt aksiom for denne rapport, at der skal formuleres kriterier for dimensionering og konstruktion af afløbssystemer på grundlag af hensynet til de forureningsmæssige forhold i recipienten.

Disse kriterier (sammen med de tilsvarende kriterier for oversvømmelse) skal danne en ramme af begrænsning for dimensionering og konstruktion, inden for hvilken der kan ske en konstruktiv og økonomisk optimering af systemerne.

Der er ikke hermed taget stilling til den konkrete udformning af de nævnte kriterier. De kan vælges simple eller komplicerede. Kravet er, at de skal vælges så de er operationelle i forhold

til en ændret teknisk hygiejnisk praksis. Dette vil blive diskuteret i detaljer i kapitel 5.

2.2 Kategorier af forurening

For kun få årtier siden var forurening afledt med byspildevand kun at karakterisere ved dets indhold af organisk stof. Dette var baseret på den klassiske teori fra 1920'erne for iltsvind i vandløb, med dertil hørende veldokumenterede skader på dyrelivet i vandløb. Indtil for knapt tyve år siden blev al forurening med relation til byspildevand vurderet med denne målestok, jvf. beslutningen om overgang til separate systemer. Dette skal ses i lyset af datidens manglende erkendelse af selv dette velkendte problem og tilsvarende uvilje til at investere i de traditionelle biologiske rensningsanlæg. Opfattelsen var, at hvis der blev bygget biologiske rensningsanlæg for spildevandet, og hvis regnvandet blev afledt i separate regnvandsledninger, da var forureningsproblemerne i realiteten løst.

Vi må i dag beskæftige os med et meget større spektrum af forurenende stoffer. Det er væsentligt at sætte dette spektrum ind i en funktionel ramme. Som denne ramme er valgt den for forureningskomponenterne funktionelle tidsskala. Dette skyldes, at dette er en operationel ramme for forureningsproblemer, som forårsages af meget abrupte begivenheder, der optræder som enkelte, særskilt identificerbare hændelser. Dette er i modsætning til den stadige forureningsbelastning fra udledning af det daglige spildevand.

Der skelnes mellem to ekstremer med hensyn til tidsskala:

Akut forurening — er karakteriseret ved, at skaden kun sker under selve begivenheden, og at der ikke er efterladt en skadelig virkning efter hændelsens afslutning.

Akkumuleret forurening — er karakteriseret ved ikke at have nogen umiddelbar identificerbar virkning, men ved at efterlade en skadelig virkning i kraft af akkumulation af forureningskomponenten i recipienten.

Disse to ekstreme kategorier af forurening skal behandles helt forskelligt med hensyn til formulering af kriterier for belastning. I det første tilfælde skal kriteriet formuleres som en tilladelig sjælden begivenhed. I det andet tilfælde skal kriteriet formuleres som en tilladelig belastning over en periode.

2.2.1 Akut forurening

Den akutte forurening har en virkning, medens recipienten er under belastning; men ikke længere. Denne påvirkning kan have en skadelig effekt, som kan være af længere varighed; men det væsentlige er, at skaden skete ved den enkelte hændelse. De små hændelser er helt uden betydning, fordi der ikke sker nogen skade. Det er de store hændelser, som er af betydning, fordi det er dem, som giver skader, evt. med dramatiske effekter af lang varighed efter hændelsen. Den samlede belastning over en valgt tidsperiode er uden betydning. Det er den sjældne hændelse, som skal vurderes. Dette gøres operationelt ved hjælp af ekstremstatistik.

Til de akutte påvirkninger hører:

Udledning af bakterier med smittefare til følge

Det er velkendt, at spildevand indeholder smittefarlige kim. Dette gælder også det med regnvand blandede spildevand. Det gælder i mindre grad regnvand afledt separat, men det er ikke uden smittefare.

Vandet er kun forurenet og dermed smittefarligt under selve hændelsen, og der efterlades ikke smittefarlige kim i vandet, fordi der sker en hendøen af bakterierne under de for bakterierne ugunstige vilkår i recipienten. Derimod kan skaderne være langvarige i form af sygdomstilfælde, som ikke er lige til at slippe af med.

Udledning af organisk stof med iltsvind til følge

Inden for et ganske kort tidsrum vil iltkoncentrationen i recipienten blive sænket til meget lave værdier. Ved ekstrem belastning evt. til så lave værdier, at fiskene ikke kan overleve. Virkningen er kortvarig; men skaden kan være langvarig, fordi det vil tage tid at genopbygge en ny fiskepopulation.

Udledning af organisk stof udtrykt ved BI_5 er det bedste eksempel på misfortolkning af en fundamental egenskab ved fænomenet. Det er fortsat sådan, at man i den internationale (og den nationale) litteratur ser belastningen fra et overløb angivet som årsbelastning. Denne størrelse er uden relation til det fundamentale iltproblem.

Udledning af akut toksiske stoffer til følge

Ved udledning af akut toksiske stoffer sker der en forgiftning af vandet i recipienten og denne forgiftning virker, så længe vandet ikke er fortyndet, eller stoffet er nedbrudt til koncentrationer lavere end grænsen for toksisk virkning. Der er ikke efterladt nogen mere permanent virkning, men den efterladte skade kan være dramatisk.

Et typisk eksempel fra byspildevand er **ammoniak**, som er en fast bestanddel af spildevand. Ved højt pH kan ammoniak være særdeles giftigt over for fisk, Harremoës og Malmgren-Hansen (1988).

Et andet typisk eksempel fra byspildevand er **sulfid**, som kan være dannet ved anaerobe processer i kloakken, Hvitved Jacobsen m.fl. (1985b og 1988a).

Hertil kommer en række stoffer, som kan hidrøre fra **industrispildevand**. Sandsynligheden for denne forurening er dog ikke stor, fordi sådanne akutte forureninger også måtte forventes at påvirke rensningsanlægget i den daglige drift ved konstante udledninger. Ved akutte udledninger må sandsynligheden for sammenfald mellem den pludselige belastning af afløbssystemet og en kraftig regnhændelse, der fører til akut påvirkning med skadelig effekt, anses for at være lille.

Akut påvirkning af udseende

Det udledte vand vil ikke have samme udseende som recipientens vand, hvorfor det forurenede vand vil kunne identificeres som værende snavset. Denne virkning forekommer kun under hændelsen og har ikke følger efter hændelsen.

Denne æstetiske forurening er en af de virkeligt svære at fastsætte kriterier for.

Udledning af kemikalier fra væltet tankbil

Udledning af olie må nævnes som et specielt tilfælde, fordi det kombinerer flere akutte virkninger. Det har toksisk effekt, og det efterlader synlige aflejringer i recipienten.

Der er desuden det helt specielle forhold, at der er fare for pludselig afledning af store mængder med stor potentiel forurenende effekt via regnafledningen - uden at det behøver at regne. Ved enhver dimensionering af afløbssystemer for regn må det tages i betragtning, at en væltet tankbil vil kunne sende flere tons kemikalier ned i systemet. Dette vil påvirke rensningsanlægget i et fællessystem og recipienten i et separat system.

Den hydrauliske belastning

Den skadelige virkning på recipienten behøver ikke at dreje sig om forurenende stoffer. Selve den hydrauliske belastning kan føre til skader i form af erosion og fysiske ændringer af vandløbet. Skaden sker under hændelsen, men kan efterlade varige fysiske skader.

Den hydrauliske belastning kan forårsage indirekte forureningsbelastning i kraft af erosion i et sediment, som derved frigør toksiske stoffer. Dette er ikke observeret i Danmark; men den er veldokumenteret i amerikanske vandløb, Meinholz m.fl. (1979), Keefer m.fl. (1979) og

Kreutzberger m.fl. (1980). Hvis der er anaerobe forhold i sedimentet, kan en erosion frembringe både letomsættelige organiske stoffer, som påfører vandløbet et kraftig iltsvind, og svovlbrinte med tilknyttet toksisk effekt.

Det fundamentale er, at skaden opstår ved en sjælden pludselig hændelse, der kan betragtes isoleret fra andre tidsmæssigt nærliggende overløbshændelser. Den enkelte hændelse skal vurderes isoleret med hensyn til evnen til akut skadelig effekt. Dette sker ved at analysere de statistiske egenskaber ved den samlede mængde af overløbshændelser. Det er de ekstreme hændelser, som tæller. Det drejer sig derfor om at fastsætte en **tilladelig gentagelsesperiode** for den skadevoldende hændelse. Dette sker bedst ved brug af reglerne for ekstremstatistik.

2.2.2 Akkumulerende forurening

For akkumulerende forurening gælder, at der ikke sker skade i kraft af den enkelte hændelse, men kun i kraft af den akkumulation af forurening, som belastningen i den foregående periode har givet anledning til. Den enkelte hændelse har kun betydning i kraft af sit bidrag til den samlede belastning over en given periode.

Den relevante periode for vurdering af belastningen skal være af størrelsesorden som opholdstiden af den pågældende forureningskomponent i recipienten.

Til denne kategori hører:

Næringssalte

Udledning af næringssalte med eutrofiering til følge.

Den enkelte udledning af næringssaltene **fosfor** og **kvælstof** med afledt regn giver ikke i sig selv anledning til forurening; men den samlede udledning over en sæson kan bidrage til opbygning af næringssalt i søen i et sådant omfang, at der opstår problemer med overgødskning af recipienten.

Den relevante periode for vurdering af belastningen er en sæson, f.eks. en sommerperiode; men for recipientsystemer med lang opholdstid af næringssalt, f.eks. i sedimentet kan der være tale om at vurdere belastningen over flere år. Det sædvanlige vil dog være at benytteperioden ét år.

Vejsalt

Afstrømning af vejsalt, som udvaskes fra vejene og midlertidigt ophobes i recipienten i vinterens løb.

Små søer og moser kan blive kraftig påvirket af den afstrømning af vejsalt, som er en uundgåelig følge af glatførebekæmpelse i sin nuværende form. Saltholdigheden kan blive så stor, at det ikke er muligt for ferskvandsfisk at leve i vandet. Problemet lader sig kun løse ved kilden, fordi der ikke er nogen rensningsmuligheder.

Miljøfremmede stoffer

Udledning af miljøfremmede stoffer med akkumulation i recipienten til følge.

Det typiske ved denne kategori er, at forureningskomponenterne ikke udledes i sådanne koncentrationer, at det giver anledning til akut toksicitet, men at der sker en ophobning i recipienten. Denne ophobning kan ske i fødekæden, hvor koncentrationen opbygges til niveauer med skadelig virkning. Ophobningen af de miljøfremmede stoffer kan også ske i sedimentet, hvor der opbygges koncentrationer, som er skadelige for de i sedimenterne levende dyr og for de dyr i vandet, som lever af dyr i sedimentet.

Blandt forureningskomponenterne i denne kategori skelnes især mellem de **organiske forbindelser** og de **tunge metaller**.

Dette er ikke stedet til at gå i detaljer med det spektrum af egenskaber, som karakteriserer denne myriade af stoffer; men det skal indledende understreges, at dette med vor nuværende viden er et af de vanskeligste problemer at takle med hensyn til vurdering af regnafledningens skadelige effekt i recipienten.

Synlig forurening

Akkumulerede synlige genstande med æstetisk forurening til følge.

Med regnafledning udledes genstande, som strander i recipienten i et sådant omfang, at denne anses for snavset.

Det gælder egentlige genstande som WC-papir og præservativer fra overløb fra fællessystemer. Det gælder sand og papir fra separate systemer. Det gælder også svømmestoffer, som er tilstrækkeligt unedbrydelige til at akkumuleres fra gang til gang, og derfor giver en permanent tilstand af snavsede overflader.

Det er en af de problemstillinger, som det er meget vanskeligt at opstille kriterier for.

Fælles for alle de stoffer, som kan give anledning til akkumulation i recipienten, er, at de skal ses i sammenhæng med alle de andre bidrag til akkumulerende forurening af samme slags. Dette er specielt karakteristisk for nærings-

salte, hvor bidraget fra regnafledning langtfra er det største.

2.2.3 *Overgangstilfælde*

De to beskrevne tilfælde er ekstremer, henholdsvis akut og akkumulerende. Der er selvfølgelig tilfælde i den grå zone mellem to ekstremer: Der er forureningskomponenter, som tilhører begge kategorier, f.eks. miljøfremmede stoffer, som både optræder i sådanne koncentrationer, at der er tale om akut effekt, og som er så svært nedbrydelige, at der også kan være tale om akkumulation.

Der er forureningskomponenter, som nok akkumuleres, men samtidig nedbrydes eller udvaskes med en sådan hastighed, at der ikke sker nogen ophobning af betydning. Der er tale om et samspil mellem recipientens og det forurenende stofs egenskaber.

I praksis må man dog konstatere, at nok kan der formuleres overgangstilfælde; men de almindelige tilfælde af recipientegenskab og karakteristik for forureningskomponenten knytter sig med god tilnærmelse til enten den ene eller den anden af de to ekstremer.

Som en første tilpasning af problemstillingen til praktisk anvendelse foreslås at lægge de to kategorier: akut og akkumulerende forurening til grund for fastsættelse af regler for regnafledning.

3. AFLØBSSYSTEMETS UDFORMNING

Det er ikke hensigten hér at skrive, hvad man kan læse i de grundlæggende lærebøger om afløbsteknik, Andersen et al (1974). Det er kun hensigten med dette afsnit at gennemgå systemets systematik, således som det har betydning for den aktuelle problemstilling: Hvor og hvordan kan der gribes ind over for forurening fra regnafledning i byer?

Den mest fundamentale forskel på afløbssystemer er udtrykt i forskellen mellem fællessystemer og separatsystemer:

3.1 Fællessystemer

Fællessystemer er baseret på afledning af spildevand og regnvand i samme forgrenede afløbsnet. Det fundamentale er, at regnvandet blandes med spildevandet, hvorved denne blanding kommer til at indeholde forureningskomponenterne fra begge typer vand. For organisk stof betyder dette, at regnvandet tilføres en større forurening fra spildevandet. For bly gælder det modsatte, at spildevandet tilføres bly, således at blandingen er mere forurenet end spildevand for så vidt angår bly.

Afstrømningen fra overfladerne, hvorfra regnvandet afstrømmer, er den samme for de to systemer. Med regnen kommer forurening fra atmosfæren. Fra byens overflader afvaskes forurening, som føres til nedløbsbrøndene. I disse opsamles forurening, som omsættes og påvirker forureningen af afstrømningen til rørsystemet, f.eks. med ammoniak og sulfid.

Under den daglige afledning af spildevand sker der en aflejring i bunden af ledningerne i afløbssystemet, og der sker en begroning på fladerne i rørene. Det tilstræbes ved dimensioneringen at gøre afløbsledningerne selvrensende; men dette kan aldrig lykkes helt, f.eks. på grund af begroning. Ved den øgede afstrømning under regn afrives denne begroning, hvilket påvirker koncentrationen af forurening i afstrømningen. Dette fænomen bliver af øget betydning i sådanne tilfælde, hvor rørene ikke er ordentligt selvrensende, og kan blive til virkeligt meget, hvor rørene er anlagt forkert, f.eks. hvor der er lunker. Resul-

tatet af disse forhold er, at der altid må regnes med **tre bidrag** til forureningen:

* Forurening fra overfladeafstrømningen.
* Forureningen tilført ved blanding med spildevandet.
* Forurening fra aflejringer i afløbssystemet.

Overløbsbygværker

Afløbssystemet kan ikke klare en hvilken som helst regnbelastning. Derfor er der tradition for, at der i afløbssystemet indbygges en række overløbsbygværker, hvor blandingen af spildevand og regnvand på passende steder ledes urenset til nærmeste recipient. Den afledte vandmængde udgør af størrelsesorden 1500 m^3/bef. ha pr. år, Hovedstadsrådet (1984).

Det har altid været bekendt, at denne praksis førte til kortvarige, kraftige forureninger af recipienten. Alligevel er reglerne for dimensionering af afløbssystemer og overløbsbygværker traditionelt baseret på økonomiske betragtninger i relation til besparelsen i rørdimensioner nedstrøms for bygværket samt i relation til beskyttelse af rensningsanlægget, se næste kapitel.

Renseanlæg

Den videreførte afstrømning ledes til rensningsanlægget, hvor det påvirker funktionen af dette, især på grund af øget hydraulisk belastning. Dette kan føre til momentan, kraftig forøgelse af forureningsbelastningen fra rensningsanlægget.

Der er således to åbninger i systemet, som har betydning for forureningen af omgivelserne fra regnafledning: Overløbsbygværkerne og rensningsanlægget. **Dette system må ses i sammenhæng.**

Begrænsning af forurening

Forureningen kan begrænses ved at reducere belastningen på systemet. Der er tale om en hydraulisk belastning og om en forureningsbelastning. Den hydrauliske belastning kan mindskes ved at mindske den afløbsmængde, som tilføres afløbssystemet under regn. Det vil have en direkte effekt på overløbsmængderne og dermed på den mængde forurening, som tilføres recipienten fra et overløbsbygværk. Den forureningsmæssige belastning i oplandet er det væsentligt sværere at reducere. Det skyldes, at der er tale om diffuse kilder, som ikke let lader sig regulere.

Måden, hvorpå forureningen til omgivelserne kan reguleres inden for systemet, er ved bygning af regnvandsbassiner. Herved tilbageholdes vandet midlertidigt, således at det kan forblive i systemet og udledes gennem rensningsanlægget efter rensning. På denne måde kan forureningen fra overløbsbygværker reduceres væsentligt; men

det skal understreges, at forureningen ikke kan elimineres, fordi der er tale om en stokastisk belastning fra regnen. Uanset hvor stort et bassin, man laver, vil der en dag optræde en regnhændelse, som vil overskride kapaciteten. Det er et spørgsmål, om hvor sjældent sådanne overløb kan tillades med hvilken belastning.

Der har været tradition for, at regnafledning skete i afløbssystemer med faste konstruktioner. Disse systemer åbnede ikke mulighed for at foretage en aktiv regulering af afledningen med det formål at tilbageholde så meget som eksisterende magasiner tillader. Til disse magasiner hører også ledningsvoluminet, som kan yde et væsentligt bidrag, men ikke kan forventes at yde tilstrækkeligt og derfor må suppleres med egentlige bassiner. Aktiv styring åbner store muligheder for at begrænse overløbene, Petersen og Harremoës (1988). I situationer, hvor regnen ikke er på det ekstreme dimensionsgivende niveau, vil der være plads i systemet til optimeret tilbageholdelse. Det gælder for eksempel den situation, hvor regnen er holdt op, men der løber stadig vand til bassinet og vand i overløbene. Da vil det være formålstjenligt aktivt at gribe ind i systemet ved at lukke overløbene og udnytte det fulde volumen.

3.2 Separatsystemer

I separatsystemer er der en klar adskillelse mellem de ledninger, som fører spildevand, og de ledninger, som fører regnvand. Grundtanken er, at der ikke skal ske forurening af regnvandet med spildevand, og at regnvandet på dette grundlag kan anses for rent og kan udledes til recipienten direkte.

Afstrømningen fra overfladerne i separatsystemer adskiller sig ikke fra de tilsvarende i fællessystemer, og der gælder tilsvarende kommentarer.

Problemstilling

Det karakteristiske ved separatsystemet i denne sammenhæng er, at alt det afstrømmede vand føres til recipienten, uden at blive ført gennem et rensningsanlæg. Afstrømningen er af størrelsesorden 3800 m^3/bef. ha pr. år, Hovedstadsrådet (1984). Afstrømningen er karakteriseret ved den forurening, som optages fra atmosfæren og afvaskes fra fladerne i byen. Det er en fejltagelse at tro, at denne forurening skulle være uden betydning, som det vil fremgå af det følgende.

Det må i dag erkendes, at separatsystemet i relation til forurening blev indført på et forkert

grundlag, og at samfundet i dag står med en væsentlig problemstilling, såfremt den afledte forurening ikke længere anses for acceptabel. Problemet er, at der ikke er lette reguleringsmuligheder, således som de foreligger ved fællessystemet i form af indbygning af øget lokal magasinering og øget rensning i et rensningsanlæg.

Indgrebsmuligheder

Der er **to indgrebsmuligheder:** Indgreb ved kilderne; men det bliver vanskeligt, fordi kilderne er så diffuse. Indgreb i form af rensning før afledning. Dette er heller ikke nogen simpel sag, fordi der er tale om så store vandføringer over kort tidsrum, og fordi udløbene ofte er distribuerede på grund af lokal tilledning til nærmeste recipient.

Det er imidlertid karakteristisk, at den væsentligste del af denne forurening er bundet til det partikulære stof. Dette giver forhåbning om, at der ved indbygning af bassiner af passende udformning kan opnås en fjernelse, som vil være meget vanskelig at opnå ved traditionel rensning.

3.3 Blandede systemer

Desværre er forholdene ikke så simple, som de er omtalt i lærebøgerne. I praksis er de to principper sammenblandede, og sjældent fungerer de som forudsat. Blandt de mange eksempler på dette skal især nævnes:

Tilledning af spildevand til regnvandssystemet

Der skal ikke mange fejltilslutninger til, før det udgør en væsentlig forurening, som på denne måde afledes direkte til recipienten uden rensning - dagligt, ikke kun når det regner. Sådanne tilstande kan opspores ved at følge strømmen i tørvejr.

Tilledning af regnvand til spildevandsledningerne

Dette sker undertiden ved bevidst projektering. Ofte sker det ved tilslutning af separatsystemer opstrøms i etablerede fællessystemer. Det er ikke sikkert, at de nedstrøms beliggende overløbsbygværker omprojekteres i den anledning, hvorfor hyppighed og belastning af recipienten vil øges ud over det oprindeligt forudsatte.

Det sker også utilsigtet, f.eks. fordi der er lækage mellem de to systemer. Dette har en meget uheldig virkning på rensningsanlægget, som efter systemet ikke skulle belastes med regnvand og derfor kan forventes ofte at blive overbelastet.

Det er store investeringer, som ligger i jorden. Disse har deres forhistorie, som ikke altid har

været så rationel, som en entydig projekteringspraksis kunne have gjort mulig. Ny projektering er i væsentlig grad bundet af det eksisterende, hvorfor dagens løsning ofte kræver stor lokal tilpasning.

Formålet med denne rapport er at analysere mulighederne for fastlæggelse af et overordnet regel- og beregningssæt for begrænsning af forureningen fra regnafledning, som kan være styrende for lokal udfoldelse af afløbsteknikken på de historiske præmisser, som de eksisterende anlæg dikterer.

4. REGLER KENDT FRA IND- OG UDLAND

4.1 Danmark

4.1.1 Historisk oversigt

Det er en interessant kendsgerning, at den første samlede kloakplan for København af P. M. Lindberg fra 1840'erne var en plan for et separatsystem, Nobel (1903). Der var særskilte ledninger for "Husspildevand" og for "Overfladevand". Spildevandet skulle ledes under havnen i to dykkede ledninger og pumpes til Øresund. Et bemærkelsesværdigt initiativ på dette tidlige tidspunkt.

Det var dog ikke planer, der kom til udfoldelse. På grund af manglende enighed mellem borgerrepræsentationen og magistraten skulle den endelige afgørelse træffes af indenrigsministeren: Anders Sandø Ørsted, som d. 7. februar 1854 afviste forslaget til samlet kloakering. Det bemærkelsesværdige ved dette er, at det var et halvt år efter koleraen i København! Afslaget skyldtes især den økonomiske belastning, som skullelægges til belastningen fra projekterne til vand- og gasforsyning; foruden politiske forviklinger, Knudsen (1988).

I 1860'erne begyndte kloakeringen; men det var i små sektioner med direkte afledning til havnen.

Det første samlede projekt til kloakering af København kom ved århundredskiftet, Nobel (1903). Det var baseret på fælleskloakering, som skikken havde udviklet sig i Europas storbyer.

Fra denne tid findes de første angivelser af dimensioneringsgrundlag for overløbsbygværker, Nobel (1903). I forbindelse med det store projekt blev nogle grundlæggende principper slået fast af stadsingeniør Ambt:

> "Ved Fastsættelse af Ledningernes Størrelse spiller imidlertid ikke alene spildevandsmængden en Rolle, men ogsaa Spørgsmålet om den Mængde Regn, der kan medtages i dem."
>
> "At medtage al den Regn, som Ledningerne i Byen er beregnede til, vilde lede til aldeles absurde Størrelser baade af Ledninger og Pumpeværker, idet Regnmængden da vilde udgøre omtrent 40 Gange Spildevandsmængden."

Der er altså tale om en økonomisk begrænsning.

"I Virkeligheden drejer det sig ogsaa kun om at medtage saa megen Regn, at det først afløbende Regnvand, der er tilsmudset af Gaderne, gaar til Pumperne, medens alt øvrigt Regnvand faar Afløb til Havnen eller Stranden, med andre Ord, det drejer sig om, hvor mange Gange Opspædning af Spildevandet, der skal regnes med."

I den første del af udsagnet gøres forureningsproblemet til et relativt fænomen. Desuden introduceres "first flush effect", som vil blive omtalt en del i det følgende. I den sidste del af udsagnet konkluderes (ukorrekt), at opspædningen er den afgørende størrelse.

"En foreløbig Beregning af Ledningerne under forudsætning af 5 Gange Opspædning gav allerede for Ledningernes Vedkommende saadanne Dimensioner, at Projektet derved maatte betegnes som uigennemførligt. Det blev dernæst undersøgt, hvordan Forholdene ville stille sig ved 2 Gange Opspædning (1 Del Spildevand og 2 Dele Regnvand). Herved fremkom vel Ledninger, der ikke kunde siges at være urimelig store, men alene Hovedpumpestationens Maskinkraft blev da over 2.000 Hestes Kraft foruden fornødne Reserve. Man vilde derfor ikke ret vel indlade sig derpaa".

Det står altså helt klart, at den begrænsende faktor var økonomi.

"Det viste sig da, at naar man regnede med 1 Gange Opspædning, vilde Overfaldene til Havnen kunne ventes at træde i Virksomhed .... gennemsnitligt 56 Dage om Aaret, medens man ved 2 Gange Opspædning maatte påregne, at Overfaldene traadte i Virksomhed .... gennemsnitligt 39 Gange om Aaret."

Sammenhængen mellem opspædning og overløbshyppighed er klart etableret.

"Denne Forskel synes ikke at være ret betydelig, naar henses til den nuværende Tilstand."

Det kan man ikke undre sig over, i lyset af at der hidtil var løbet urenset spildevand direkte i havnen, og at vandet i denne ofte var anaerobt.

"I Henseende til den absolutte Forurening, saaledes som den vil vise sig for Øjet umiddelbart ved Udløbene fra Overfaldene, naar disse virker, er der selvfølgelig Forskel, men det må erindres, at 'een Gang Opspædning' er regnet i Forhold til Maximumsspildevandsmængden, saa at det i Virkeligheden vil dreje sig om helt andre Opspædninger, naar Regnen

falder paa Tid af Døgnet, hvor der ikke afløber Maximumsmængde af Spildevand."

Som absolut forurening lægges således vægt på det æstetiske indtryk.

Det fastslås, at opspædning af regnvand i forhold til spildevand gælder for maksimalafstrømningen. Det er bemærkelsesværdigt, for hermed fastslås et princip for Danmark, som er i modsætning til alle andre lande, som angiver opspædning i forhold til gennemsnitsspildevandsføring, se f.eks. for Tyskland. Dette svarer til en faktor 1.3-1.8 større opspædning i Danmark for den samme angivelse af opspædningsgrad. Denne specielle opfattelse af begrebet opspædningsgrad har været fastholdt i Danmark siden, Dahl (1968), side 111.

Opspædning 1:1 blev det dimensionsgivende kriterium, Nobel (1903), side 12.

I Københavns omegnskommuner blev kravet til opspædning senere hævet, Abrahamsen (1944):

> "Opspædningsgraden maa fastsættes under Hensyn til Recipienten. Jo mindre Belastning af forurenet Vand denne taaler, jo større Opspædningsgrad maa der forlanges. I Almindelighed varierer Opspædningsgraden herhjemme mellem 1+3 og 1+9, alt efter forholdene."

I kursusberetning fra 1940'erne, Dansk Ingeniørforening (1944), diskuteres separatsystem kontra fællessystem livligt. Fra denne diskussion er det interessant at citere nogle uddrag, Abrahamsen (1944):

> "Af Hensyn til Recipienten er der næppe noget, der taler til Fordel for det ene System fremfor det andet.
>
> Det lyder ganske vist umiddelbart tiltalende, at man ved Separatsystemet kun leder Overfladevandet direkte til Recipienten, men Overfladeafløbet fra en bymæssig Bebyggelse er som foran nævnt altid stærkt forurenet ved Begyndelsen af et Regnskyl, hvorfor dette ogsaa vil medføre en Forurening af Recipienten."

Dette vægtige udsagn har dog ikke hindret, at man i de efterfølgende år i praksis indførte separatsystemet uden speciel hensyntagen til forureningsbelastningen fra separatsystemer. Det blev den anerkendte myte, at regnafledning fra separatsystem stort set var rent - i hvert

fald i forhold til fællessystemet, og det måtte så være afgørende.

I 1960'erne bliver betragtningerne omkring aflastning til recipienten og dimensionering af regnbassiner meget mere nuancerede. Der skelnes nu mellem følgende fire tilfælde, Larsen (1968):

"1) Bassiner, der anvendes for at man kan nedsætte ledningsdimensionerne i kloaknettet neden for bassinet. Man kan kalde dem **sparebassiner**, og de kan anvendes både i **fællessystem** og i **separatsystem**. De beregnes almindeligvis for samme antal overbelastninger som ledningssystemet, som regel n = 1/2 eller n = 1. De har ikke noget overløb.

2) Bassiner, der udføres i et **separatsystem** inden udløbet i recipienten, hvor denne er et vandløb med begrænset vandføringsevne. Her er det faste afløbs størrelse som regel givet, medens man skal vælge sit n, altså antallet af overbelastninger pr. år, og derud fra beregne bassinvoluminet. Sådanne bassiner skal altså have et overløb til recipienten.

3) Bassiner, der anvendes i et **fællessystem** i forbindelse med overløbsbygværker for at nedsætte forureningsmængden, som gennem overløbet tilføres recipienten. Hvis opspædningsgraden i den afskærende ledning er fastsat, skal man ligesom i det foregående tilfælde vælge n og derefter beregne bassinvoluminet. Overløbene ved disse bassiner bør forsynes med rist og skumbræt.

4) Bassiner på renseanlæg med tilløb fra et **fællessystems** afskærende ledning. De kaldes også **regnvandstanke**. De anvendes i tilfælde, hvor opspædningsgraden i den afskærende ledning er så stor, at hele vandmængden ikke føres videre gennem renseanlægget, men hvor man på den anden side heller ikke ønsker at aflaste direkte til recipienten gennem et overløb. Her er afløbet fra bassinet bestemt af renseanlæggets kapacitet. Man vælger sit n og bestemmer derud fra bassinstørrelsen."

Hér skelnes klart mellem forskellige funktioner: ledningsbesparelsen (1), den hydrauliske beskyttelse af recipienten (2), forureningsbegrænsningen fra overløb (3) og beskyttelse af rensningsanlægget (4).

I tilfælde 1) sparebassinet, kan n fastsættes ud fra en ren økonomisk optimering, hvilket ikke i denne sammenhæng er interessant.

I tilfælde 2) den hydrauliske beskyttelse af recipienten gives følgende vejledning:

> "Ved bassiner, der udføres for at begrænse afløbet fra et separatsystem til et vandløb, er q_a som regel lille."
>
> "De lokale forhold er bestemmende for, hvor tit man vil tolerere overløb, altså hvilken værdi af n bassinet skal beregnes for."

I tilfælde 3) forureningsbegrænsningen fra overløb, forelægges problemets vanskelighed:

> "Jeg har aldrig hørt eller set nogen forklaring på, hvilke kriterier man skal anvende ved fastsættelsen af dette tal (n), om det skal være 1+2, 1+3, 1+4 eller endnu større."

Derpå gives en udmærket analyse af antallet af overløb pr. år og belastningen i kg. BI_5 pr. år og ha, som funktion af opspædning og bassinstørrelse. Dette er jo desværre ikke relevante størrelser, men det er jo også erkendt, jvf. ovenstående.

I tilfælde 4) beskyttelse af rensningsanlægget, er dimensioneringskriteriet lige uafklaret:

> "Det gælder for regnvandstanke såvel som for regnbassiner i forbindelse med almindelige overløb, at man må have kendskab til deres indflydelse på forureningsforholdene for at kunne bedømme, hvor store de bør være."

Det er netop, hvad denne rapport søger at belyse, på grundlag af de sidste års indsats i Danmark og i udlandet, for at afklare denne vanskelige situation. Men der er ikke stor hjælp at finde i den gennem et århundrede etablerede tradition. Det er den, der skal lægge grundlaget for at ændre til noget mere rationelt.

4.1.2 Nuværende praksis

Det var ønsket at gøre status som optakt til at foreslå regler for forurening fra regnafledning til recipienter. Formålet var at belyse den nuværende praksis for at tage udgangspunkt i denne ved forslag til nye regler.

Med dette formål for øje har der været rettet telefonisk henvendelse til alle amter for at få oplysninger om nuværende praksis. Det viste sig, at ingen af amterne ville formulere en egentlig, veletableret praksis; men udelukkende henviste til eksempler fra konkrete sager. Fra

sådanne sager er følgende uddraget, som skønnes at være af almen interesse:

Dimensionering

Krav til kvaliteten i recipienten:

* Udledningen må ikke kræve regulering af nedstrøms vandløbsstrækninger.
* Udledningen må ikke give anledning til nedstrøms oversvømmelse.
* Udledningen må ikke give anledning til slam- og sandaflejringer.
* Udledningen må ikke give anledning til flydestoffer i synligt omfang.
* De i Spildevandskomitéens skrift nr. 22 fastsatte krav til iltkoncentration i vandløb skal overholdes.
* Miljøstyrelsens krav til badevand skal overholdes.
* Hvis det viser sig, at recipientkrav bliver overskredet, kan der stilles yderligere krav.

Krav til det udledte:

* Bundfældeligt stof efter henstand må ikke overstige 0,5 ml/l.
* Der angives en maksimal afstrømning (varierer fra 50 til 3500 l/s).
* Overløbsmængderne skal reduceres til x% af det nuværende uden bassiner (x varierer fra 3% til 30%).

Krav om rensning før udledning:

* Ved alle nye udløb og ved ændringer skal etableres olie- og sandudskillere.
* Alle separate regnvandsudløb til fiskemålsat vandløb skal forsynes med sand- og olieudskillere.
* Sandfang og olieudskillere udformes efter SBI-anvisning nr. 96.
* Opholdstiden i olie- og sandudskillere skal være minimum 20 minutter, overskredet maksimalt 15 gange årligt.
* Hastigheden i olieudskillere må højst være 0,1 m/s og i sandfang højst 0,3 m/s ved regnskyl på 110 l/s pr. ha.
* Overløbsbygværker skal være forsynet med rist, som dækker hele åbningen.
* Rist udføres med en tremmeafstand på max. 20 mm.
* Afløb fra bassiner udformes således, at der sikres tilbageholdelse af flydestoffer og bundfældeligt materiale.
* Bassiner udformes således, at flydestoffer tilbageholdes (dykket udløb).

Krav til funktion af overløb:

* Antallet af overløb skal begrænses mest muligt.
* Opspædning skal være mindst m (varierer fra 1:5 til 1:15). Som eksempler kan nævnes: 1:10 ved udledning til kyst ved badestrand, 1:3

ved kyst og fjord, 1:10 ved overløb til ferske vande, 1:15 i særlige tilfælde).

* Hyppigheden af overløb må højst være n (varierer fra 0,5 til 25).
* Overskridelseshyppighed bør vælges under hensyntagen til den valgte målsætning samt det enkelte udløbs beliggenhed i forhold til recipienten.

Krav til kildekontrol:

* Der er ikke fundet krav, som angik kilderne til forureningen i regnafledningen.

Drift

Krav til vedligehold:

* Sand- og oliefang samt udligningsbassiner skal vedligeholdes således, at der opnås den størst mulige renseeffekt.
* Overløbsbygværkerne tilses og opereres efter behov, således at de til stadighed fungerer efter hensigten.
* Olieudskillere skal tilses mindst to gange årligt, og skal tømmes efter behov, således at de til stadighed fungerer efter hensigten.
* Bassiner skal til stadighed holdes forsvarligt oprensede.
* Olieudskillere, udført som åbne jordbassiner med dykket udløb, skal tilses mindst 1 gang pr. måned.

Krav til kontrol:

* Der skal føres protokol over vedligehold.
* Der skal iværksættes undersøgelse af overløbshyppighed.
* Der skal udarbejdes årsoversigt over overløbets funktion.
* Udledningen af næringssalte skal beregnes med SAMBA-modellen.

Listen er ikke specifik med hensyn til detaljeret formulering, men indeholder den væsentlige mening. Listen kan ikke anses for at være komplet.

Det fremgår af undersøgelsen, at der hersker nogen rådvildhed med hensyn til formulering af krav til overløbsbygværker og separate udløb. Det er et gennemgående træk, at krav stilles hyppigst til:

* Største afstrømning
* Største hyppighed
* Mindste opspædning

Desværre er "største afstrømning" ikke nogen veldefineret størrelse. Den vil ofte være defineret som afstrømningen fra et regnskyl med en intensitet på 110 l/s pr. ha. Det er således ikke nogen største afstrømning, for der vil en dag falde et større regnskyl, som vil give større afstrømning.

Største hyppighed og største opspædning er indbyrdes afhængige størrelser. Denne sammenhæng kan findes af diagrammerne i Spildevandskomitéens skrifter, når andre forhold er fastlagt. Det er interessant, at der i intet tilfælde er fastlagt krav til afløbstallet. Det er dog et vigtigt tal, fordi det styrer belastningen på rensningsanlægget under regn.

Det er interessant, at der i intet tilfælde er stillet krav til begrænsninger ved kilden.

I nogle få tilfælde er der stillet krav, som simpelthen ikke vil kunne overholdes, fordi der ikke er knyttet en hyppighed til kravet. F.eks. vil kravet til bundfældelige stoffer i udløbet ikke kunne gennemføres ved særligt kraftige regnskyl. Spørgsmålet er, hvor grænsen fastlægges.

Oplandsstatistik

Oplysninger om kloakerede arealer findes i Miljøstyrelsen (1980) og Spildevandskomitéen (1985). På grundlag af spildevandsplanerne i 1980 kan regnes med fordeling af det samlede, planlagte opland som følger:

Fælleskloakeret	134135 ha
Separatkloakeret	71894 ha
Ikke specificeret	33451 ha
I alt:	239480 ha

Der opgøres 3454 overløbsbygværker. Det reducerede areal for disse overløbsbygværker opgives til 14676 ha. Dette tal er dog kun beregnet på grundlag af opgivet maksimal vandføring divideret med det dimensionsgivende regnskyl. Dette antages i væsentlig grad at underestimere arealet.

Ved kommunespørgeskemaundersøgelsen i 1985 var besvarelsesprocenten 60. De opgivne arealer fordeler sig således:

Fælleskloakeret	75486 ha
Separatkloakeret	63795 ha
I alt:	139281 ha

Forudsættes i gennemsnit en afløbskoefficient på 1/3 og foretages en direkte opskalering, fås følgende reducerede arealer:

Fælleskloakeret	40000 red ha
Separatkloakeret	35000 red ha
I alt:	75000 red ha

Disse oplande fordeler sig iflg. Miljøstyrelsen (1980) således med hensyn til recipient:

Recipient type:	Fælles ha	%	Separat ha	%
A:	6824	47	10861	50
B:	3568	24	7270	33
C:	2037	14	1807	8
D:	2218	15	1847	9
I alt:	14647	100	21785	100

De angivne recipienttyper dækker følgende gruppering:

A: Søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde.
B: Vandløb til åbne bugter, sunde, bælter og hav.
C: Lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vande.
D: Åbne bugter, sunde, bælter og hav.

Det er i denne opstilling forudsat, at fordelingen på det angivne ukomplette grundlag kan opskaleres på landsplan gennem de beregnede procenter.

Økonomi

Omkostningerne afhænger meget af de valgte størrelser. F.eks. kan fra et konkret tilfælde nævnes: Ved en reduktion af overløbsmængden pr. år til 15% krævedes et sammenlagt bassinvolumen på 15.000 m^3, ved 10% 17.000 m^3, ved 5% 22.000 m^3 og ved 3% 34.000 m^3. Regnes med en enhedspris på ca. kr. 2500 pr. m^3 (for det individuelle bassin af størrelsesorden 2000 m^3, pris 1989 excl. moms.) fås:

Reduktion:	Bassin:	Omkostning:
15%	15.000 m^3	kr. 37 mill.
10%	17.000 m^3	kr. 43 mill.
5%	22.000 m^3	kr. 55 mill.
3%	34.000 m^3	kr. 85 mill.

Det er en stor omkostningsforøgelse ved fastsættelse af en reduktion på et usikkert grundlag.

I Hovedstadsrådets recipientkvalitetsplan, 2. udgave (1987), regnes på to tilfælde: En overløbshyppighed på n = 10 og en hyppighed på n = 0.5, svarende til henholdsvis 10 gange om året og til hvert andet år. n = 10 anses for normalt, medens n = 0.5 anses for anbefalelsesværdigt ved særligt sårbare recipienter. Der skelnes mellem omkostningen ved at bygge åbne jordbassiner og lukkede betonbassiner, som er ca. ti gange dyrere. Beregningen gav følgende resultat:

Åbne bassiner:	n = 10	kr. 22	mill.
	n = 0.5	kr. 113	mill.
Lukkede bassiner:	n = 10	kr. 69	mill.
	n = 0.5	kr. 339	mill.

Dette illustrerer den vældige usikkerhed, som ligger i vurderingen. Undersøgelsen er baseret på 500 regnvandsudløb, hvoraf ca. halvdelen skønnes at være overløbsbygværker. På landsbasis regnes med 5300 overløbsbygværker, Spildevandskomitéen (1985). Tillades opskalering med en faktor 21, fås et omkostningsniveau på landsplan varierende fra kr. 0,5 milliarder til kr. 7 milliarder.

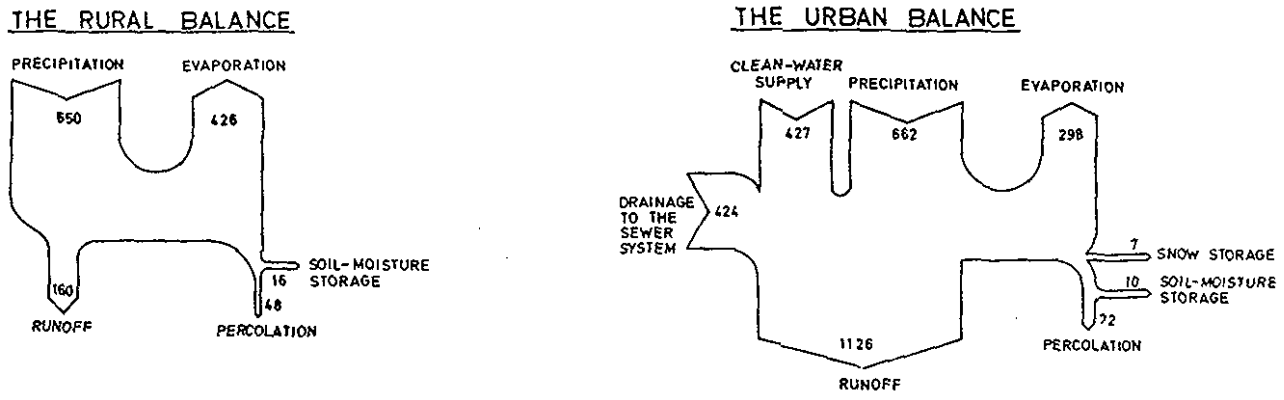
Disse meget store omkostninger er motiverende for at lade standardiserede beregninger og vurderinger på lokalt plan af hensyn til recipienten være afgørende for valg af regnafledningens tilladelige recipientpåvirkning.

4.2 Sverige

Kloakering af byer i Sverige adskilte sig ikke væsentligt fra den måde, hvorpå regnvand blev afledt i de øvrige europæiske byer - indtil 1950'erne. Da gennemførte man i Sverige separation med en konsekvens, som ikke er kendt fra andre lande. Man besluttede, at alle fællessystemer skulle ombygges til separatsystemer, hvor andre lande skiftede fra fælleskloakering til separatsystem kun i tilfælde af byggemodning, eller hvor særlige forhold gav anledning hertil. Total overgang til separatsystem skete stort set i alle bymæssige områder i Sverige - undtagen de store byer, hvor omkostningerne var så store, at disse omfattende tiltag blev forsinket år efter år. Som i andre lande var overgangen i 1950'erne fra fælles- til separatsystem motiveret af forureningen fra overløbsbygværker, som man forventede væsentligt mindsket ved den direkte udledning af regnvand.

Undersøgelser

I løbet af 1970'erne satte man i Sverige omfattende undersøgelser i gang. Disse viste med al mulig tydelighed, at udledningen fra separatsytemer ikke kunne anses for uforurenet. Man måtte erkende, at nok reduceredes den traditionelle forurening med organisk stof (som interessen i 1950'erne helt var koncentreret om); men udløbene fra separatsystemer medbragte andre væsentlige forureninger. Interessen blev især knyttet til metaller. I 1979 tog man officielt konsekvensen af disse resultater ved en publikation fra Sveriges Naturvårdsvärk (1978). Det

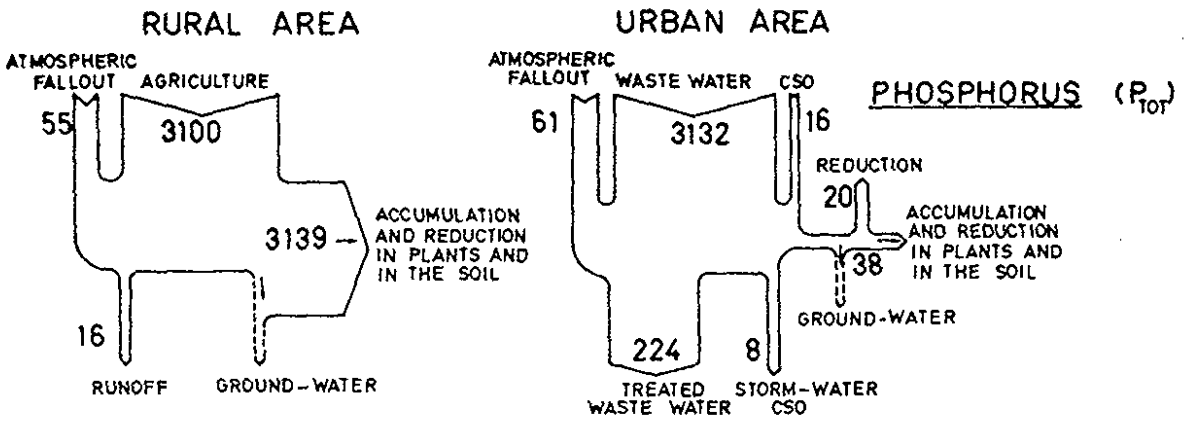


Figur 4.1
Illustration af forskellen mellem den rurale og den urbane hydrologi. Enhed i mm/år. Hogland (1986).

er ikke længere et krav, at alle fællessystemer skal ombygges til separatsystemer. Den formulerede politik er nu at reducere forureningen ved rationelt valg blandt de muligheder, som er teknisk til rådighed, herunder brug af bassiner i fællessystemer, Stahre (1981).

I forskningsmiljøet i Lund blev der i 1970'erne og 80'erne foretaget meget intense undersøgelser af hydrologien i bymæssige byggelser, sammenlignet med den mere traditionelle hydrologi for landskaber, f.eks. Hogland (1986), hvorfra figur 4.1 er gengivet til illustration af forskellen. I denne samlede helhed indgår regnens afledning i separate systemer og via overløb fra fællessystemer som en vigtig komponent i systembetragtningen. Denne betragtningsmåde omfatter også tilsvarende massetransporter af forurening til omgivelserne fra den bymæssige bebyggelse. Figur 4.2 viser et eksempel for fosfor, som bekræfter det velkendte, at fosforbelastningen helt domineres af bidraget fra rensningsanlægget.

På grund af den i 1970'erne rådende politik blev undersøgelser vedrørende forurening forårsaget af regnafledning helt koncentreret om udledning fra separatsystemer. Disse undersøgelser var især koncentreret forskningsmiljøet ved Chalmers tekniska Högskola, hvorfra der foreligger et omfattende materiale, især afhandlinger: Lisper (1974), Malmquist (1983) og Svensson (1987). Der synes ikke på grundlag af disse og andre omfattende undersøgelser at være fastlagt en officiel politik af Naturvårdsverket, som giver klare og simple regler for håndtering af regnafledning fra separatsystemer. Der foretages fortsat undersøgelser over hele spektret af tekniske muligheder, f.eks. lokal infiltrering til grundvandet,



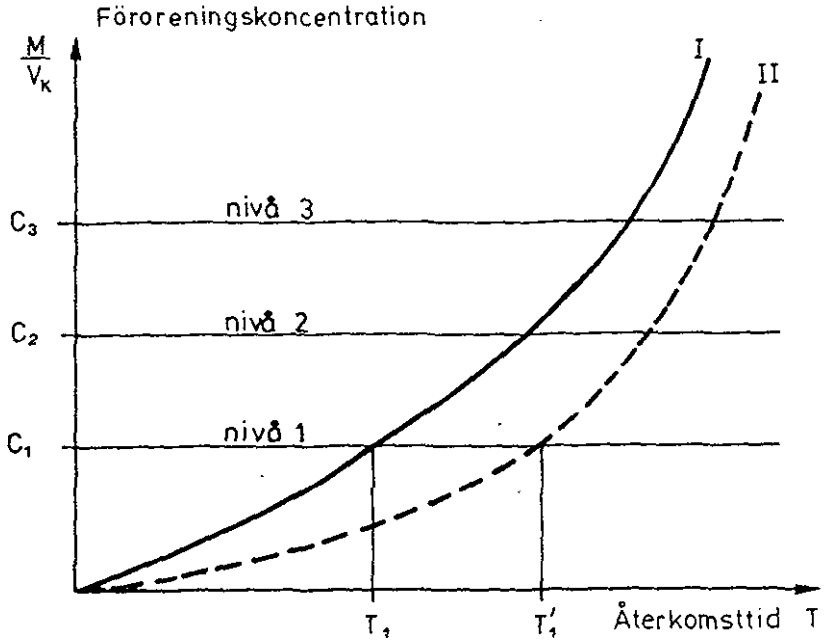
Figur 4.2
Illustration af forskellen mellem stoftransport af fosfor med vandbevægelsen gennem det rurale og det urbane system. Enhed i kg/km^2 pr. år. Hogland (1986).

Malmquist og Hård (1981). Der tales om at styre udledningen af forurening med afstrømmet regnvand under hensyntagen til den resulterende forurening i recipienten; men disse betragtninger har ikke udmøntet sig i officielt formulerede regler for fastsættelse af en tilladelig udledning.

Da det i 1978 officielt blev erkendt, at der ikke var mening i fortsat at forlange separering overalt, måtte man også beskæftige sig med det faktum, at de store byer i stor udstrækning stadig var fælleskloakerede og ville forblive sådan, især Stockholm, Göteborg og Malmö. På dette grundlag blev indledt omfattende undersøgelser af forureningstransporten ud af fælleskloakerede oplande, centreret i forskningsmiljøet i Lund. Der blev foretaget undersøgelser i Malmø og Hälsingborg, Hogland et al. (1983 og 1984) og Berndtsson (1985). Resultatet af disse undersøgelser af hele problematikken er samlet i en publikation fra Byggforskningsrådet: Hogland et al. (1986). Erkendelsen af udligningsbassinernes berettigelse førte tidligt til en afhandling om teknikken i dimensionering og drift af disse, Stahre (1981).

Det fremgår af undersøgelsen, Hogland (1986), at den etablerede svenske praksis ikke adskiller sig i princippet fra den danske: Overløbsbygværker kan træde i kraft ved en opspædning på 5 gange middelspildevandsføringen (altså ikke max. time spildevandsføringen, som praksis i Danmark). Opspædningen angives at variere fra 1:3 til 1:10; men i virkeligheden er variationen utvivlsomt mget større, fordi 30% af de adspurgte kommuner

Figur 4.3
Principiel svensk illustration af betragtningsmåde for bedømmelse af virkningen af overløbsbygværker. Den fuldt optrukne kurve forestiller det eksisterende bygværk, hvor en koncentration C_1 optræder med en gentagelsesperiode T_1. Den punkterede kurve forestiller forbedringen, som den kan illustreres ved øget gentagelsestid, Hogland (1986).



angav ikke at kende noget til udledte vandmængder - ganske svarende til danske erfaringer. Der skelnes mellem forureningskomponenterne: iltforbrugende stoffer, toksiske stoffer (især tungmetaller), bakteriel forurening, næringssalte og æstetisk påvirkning (udseende og lugt). Derlægges vægt på forskellen mellem momentan og akkumulerende påvirkning. Der formuleres følgende forhold:

"Det karakteristiske opspædningsvolumen beror på en mængde faktorer, såsom:

* Vandomsætningen i recipienten
* Recipientens biologiske egenskaber
* Udvalgte forureningskomponenter
* Recipientanvendelse"

Ud fra disse forhold foreslås en metodik til bedømmelse af forbedring af forureningen ved indgreb, samt bedømmelse i forhold til opstillede kvalitetskrav som gengivet i figur 4.3, Hogland (1986). Forslaget er ikke gjort operationelt med hensyn til valg af kvalitetskrav.

4.3 Norge

Traditionen for bygning af afløbssystemer i Norge har ikke adskilt sig fra de tilsvarende traditioner i Danmark. Overløb fra fællessystemer blev baseret på en krævet opspædning, og udløb fra separatsystemer blev anset for rene og kunne udledes urenset i nærmeste recipient. Dette forhold blev ændret i 1970'erne. I Skan-

dinavien var Norge først med overordnede helhedsberegninger og -vurderinger omfattende den samlede forurening fra hele oplandet, afløbssystemet og rensningsanlægget set som en samlet enhed, hvorfra forurening blev ledt til omgivelserne, Lindholm (1974 og 1975).

Systemanalyserne blev især brugt til økonomisk optimering af begrænsende foranstaltninger inden for rammen af fastlagte tilladelige udledninger. Dette blev især baseret på udledning af organisk stof (BOD_7) og fosfor. I det første tilfælde arbejdes i et eksempel på optimalisering med sigte på en mindste BOD_7-fjernelse på 90% for det samlede system (afløbssystem + rensningsanlæg). Dette virker ikke særligt relevant, i modsætning til et tilsvarende krav til fosfor, for hvilket en 90%-fjernelse kan være relevant i forhold til oplandets samlede bidrag til eutrofiering af en recipient.

Undersøgelser

Der har i Norge været foretaget omfattende undersøgelser af stofafstrømningen fra såvel fælles- som separatkloakerede oplande, Lindholm (1977). I de seneste år har der været knyttet stor interesse til sedimentet i fællessystemledninger som et væsentligt bidrag til forureningstransporten under regn, Lindholm (1983, 1984 og 1987).

Der har tilsvarende været knyttet stor interesse til separation af sedimenterbart og floterbart stof i forbindelse med overløbsbygværker, herunder specielt hvirveloverløb, Sægrov (1987).

Det kræver udledningstilladelse at bygge overløbsbygværker på fællessystemer, Mosevold (1975), men der foreligger ikke noget tilgængeligt om, på hvilket grundlag en sådan tilladelse fra myndighederne gives. Fra Lindholm (1982) kan citeres: "Behandlingen af overløbsspørgsmål har frem til i dag været tilfældig og uensartet, både på kommunalt niveau, på amtsniveau og centralt." Behovet for vejledning motiveres således: "En undersøgelse af tilstanden vedr. overløb har vist, at en stor del af de eksisterende overløb har en dårlig udformning, uhensigtsmæssig placering og mangelfuldt tilsyn."

Det er bemærkelsesværdigt, at der fra norsk side har været gjort en så betydelig indsats med hensyn til alle forhold vedrørende forureningstransport til "end of pipe" og så lidt med hensyn til undersøgelse af de forhold i recipienten, som til syvende og sidst skal motivere investeringerne. Dette skyldes formodentligt, at fosforbidrag til eutrofiering anses for den væsentligste problemstilling. For så vidt angår recipienten, er denne problemstilling undersøgt i de-

taljer i Norge, og den er dækket af analyser af de enkelte oplandes samlede, akkumulerede udledning, for så vidt angår bidrag fra bymæssig bebyggelse. Derimod er iltsvind fra momentan udledning af organisk stof ikke en speciel norsk problemstilling. Forureningsproblemer i recipienten fra andre forureningskomponenter forekommer sparsomt belyst.

4.4 Tyskland

Overløb fra fællessystemer

I Tyskland er der et fast, normeret sæt af regler for dimensionering af afløbssystemer, overløbsbygværker, bassiner og rensningsanlæg. Dette finder man en omfattende og detaljeret beskrivelse af i Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik (ATV, 1982). Det normerede regelsæt for overløbsbygværker fra fællessystemer findes i arbejdsblad A 128 (ATV, 1977):

Der fastlægges tre grundlæggende kriterier:

Krav til stoftransport til omgivelserne

Det helt overordnede kriterium for samspillet mellem overløbsbygværker og rensningsanlæg er formuleret således:

> "Disse retningslinier har det mål, at anlæg til aflastning og behandling af regnafstrømning skal dimensioneres og drives således, at 90% på årsbasis af hele stoftransporten af BI5 og af sedimenterbart stof under regn fra det samlede opland skal ledes til behandling i rensningsanlægget".

Der findes ikke i skriftet nogen som helst argumentation for valget af denne regel eller for valget af 90%.

Der er åbnet mulighed for undtagelser, f.eks. ved ugunstige recipientforhold eller ved særlige anvendelser af recipienten.

Krav til belastningen af recipienten fra det enkelte overløbsbygvæk

For det enkelte overløbsbygværk tillades overløb, når tilstrømningen til bygværket overskrider en værdi kaldet r_{krit}. Denne værdi er en funktion af forholdet mellem recipientens middelmindstevandføring MNQ og spildevandsstrømmen Q_s, begge i l/s. Den mindste værdi af r_{krit} er 7 l/(s*ha) ved forholdet MNQ/Q_s=1000; og største er 15 l/(s*ha) ved forholdet 0.5.

For disse parametre gælder følgende definitioner:

$$Q_t = Q_h + Q_g + Q_f = Q_s + Q_f$$

hvor

Q_t er den samlede tørvejrstilstrømning
Q_h er tilstrømningen af husspildevand
Q_g er tilstrømningen af industrispildevand
Q_f er tilstrømningen af indsivet vand
$Q_s = Q_h + Q_g$

Den tilhørende vandføringskapacitet af drosselledningen nedstrøms for overløbsbygværket beregnes da af følgende formel:

$$Q_{krit} = r_{krit} * z * A_{red}$$

hvor

A_{red} er det reducerede areal af oplandet
z er en empirisk reduktionsfaktor mellem 0.5 (stort opland) og 1.0 (lille opland)

Denne regel ledsages af følgende kommentar:

> "Reduktionen af r_{krit} for voksende værdi af MNQ/Q_s skyldes den erfaring, at den kortvarige belastning under regn påvirker recipienten mindre, når denne har stor vandføring. Videnskabelige undersøgelser til underbygning for dette foreligger dog ikke".

Til trods for en sådan formodning er det kendetegnende, at der i Tyskland er foretaget endnu færre undersøgelser af recipientpåvirkningen ved regnafledning end i andre lande. Årsagen hertil er utvivlsomt, at faste sæt af normer ikke appellerer til at undersøge forholdene.

Krav til maksimal belastning af rensningsanlægget

Rensningsanlægget tillades belastet med 2 gange spildevandstilstrømningen i maksimal timen i døgnet plus tilstrømning af fremmed vand.

Der tillades ikke aflastning mellem den primære bundfældning og den biologiske rensning.

Dimensionering af regnvandsbassiner

For at overholde den ovenfor angivne belastning af rensningsanlægget kræves indlagt bassiner i systemet. Rensningsanlægget kan belastes med vandføringen

$$Q_{dim} = Q_{rab} + Q_t$$

Heraf findes regnandelen i belastningen Q_{rab}, som omregnes til specifik regntilstrømning:

$$r_{ab} = Q_{rab}/A_{red}$$

Med r_{krit} og r_{ab} som indgang kan aflæses det nødvendige specifikke bassinvolumen V_{sr}, hvoraf bassinets størrelse findes:

$$V = V_{sr} a A_{red}$$

hvor

a er en korrektionskonstant som varierer mellem 1 og 2, voksende med oplandets størrelse målt som tilløbstid.

r_{krit} må ikke antage værdier mindre end 10 l/(s*ha).

Det frarådes at tage hensyn til ledningsvoluminet i den opstrøms afløbsledning ved dimensionering af bassin. Til gengæld kan hovedledningen dimensioneres som bassin efter de samme principper, hvis overløbsbygværket ligger langt opstrøms for drosselen. Hvis overløbsbygværket ligger ved drosselen skal bassinet gøres væsentligt større. Dette tilskrives mulig erosion i rørbassinet med øget koncentration i aflastningen over overløbsbygværket til følge.

Der har været en ret så hidsig debat i den tyske fagpresse om disse regler, (Sieker, 1986; Brombach, 1986). Debatten skyldes følgende forhold:

* Reglen fører i praksis til meget store bassinanlæg med dertil hørende omkostninger. Der er stillet spørgsmålstegn ved rimeligheden af disse store investeringer.

* Det fremføres, at det er svært at se sammenhængen mellem reglen og de forventeligt resulterende forhold i recipienten.

* Der har været megen uklarhed om forståelsen af, hvad 90% i regel 1 skulle beregnes udfra. Med dette krav lægges for megen vægt på den årlige belastning, medens belastningen fra enkelte ekstreme hændelser lades ude af betragtning.

* Reglerne gør det umuligt at tage hensyn til stedspecifikke forhold, herunder hensyn til opstrøms overløbsbygværker.

* Reglen er ikke almengjort i forhold til de muligheder, som er åbnet med introduktion af simulationsmodeller, hvormed virkningen af dimensionering kan undersøges. F.eks. er der ikke taget hensyn til indflydelsen af tømningstiden i forhold til tiden til næste regn (et forhold, som der f.eks. er taget hensyn til i en SAMBA-beregning, jvf. Spildevandskomiteen, 1984.

* Reglen indeholder urimeligheder ved at give meget mindre bassiner pr. reduceret opland i tæt bebyggelse i forhold til spredt bebyggelse.

Reglerne stammer især fra arbejder udført ved Universitet i Stuttgart (Krauth, 1970 og 1973). Man skal tilbage til denne originallitteratur for at finde begrundelser for regelsættet. Disse undersøgelser danner ikke et rationelt grundlag for de opstillede regler.

Der er opbrud i de tyske fagfolks syn på disse regler. Det har endda været foreslået i ATV's udvalg om emnet at indføre de af Den danske Spildevandskomité foreslåede regler for beregning af iltsvind forårsaget af overløb fra fællessystemer. Der foreligger ikke nogen sikker viden om planer for revision af reglerne; men det er annonceret, at der vil komme nye regler (ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3, 1988).

Linien for disse forventelige regler fremgår af følgende citat (ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3, 1988):

> "Ved planlægning af regnaflastning bliver aflastningsforholdene i bedste fald beskrevet ved varighed, vandmængde, stofmængde og hyppighed, eller bliver beskrevet ved at bedømme i forhold til en fastlagt tilladelig belastningsnorm. En sådan beskrivelse giver dog kun oplysninger om aflastningsanlæggets virkemåde, men giver ingen information om den mulige virkning af aflastningen på recipienten"

Dette følges op af en opfordring til feltundersøgelser af den forurenende virkning af kortvarige, stødvise belastninger fra regnoverløb.

Udledning fra separatsystemer

Der foreligger ikke tilsvarende regler for behandling af udledning fra separatsystemer, men der foreligger en redegørelse fra et ATV-udvalg (ATV 1980). I (ATV 1982, bind II, side 189) skrives om afledning fra oplande uden særlig forurening fra fladerne og uden fejltilslutninger:

> "Ved sammenligning mellem afledning af suspenderet stof fra separatsystem og fra fællessystem dimensioneret efter fastsatte regler fås en større belastning fra fællessystemer end fra separatsystemer uden rensning. Der er således ikke behov for særlig rensning af afledning fra separatsystemer."

Der er en række undtagelser herfra:

* Ved særlig anvendelse af recipienten, f.eks. i forbindelse med drikkevandsforsyning og ved badestrande, anbefales bundfældning, for hvilken der er givet dimensioneringsregler.

* Ved afledning fra særligt forurenede flader, f.eks. industrikvarterer, anbefales særlige foranstaltninger, som gadefejning eller rensning af afstrømningen ved bundfældning.

* Ved separatsystemer med fejltilslutninger anbefales, at afstrømningen behandles på samme måde som for fællessystemer. Dette skyldes, at der ikke skal mange fejltilslutninger til, før den samlede strøm fra oplandet påvirkes væsentligt, Ellis (1988).

Stoftransport

I (ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3, 1988) opereres med følgende typer af beregningsmetoder:

* Dimensioneringsmetoder
  Dette er den ovenfor beskrevne metode (jvf. ATV, Arbeitsblatt A 128, 1977).

* Kurver for årsbelastning
  På grundlag af oplandsspecifikke informationer om afstrømning og stofkoncentrationer kan årsbelastningen aflæses på kurver produceret universelt.

* Hydrologisk-empiriske beregning
  Ved beregningen tilstræbes beregnet middelforhold for belastningen fra overløbsbygværket. For oplandet benyttes en forenklet beskrivelse, og som inddata til beregningen benyttes modelregn, som forventes at repræsentere forholdene i middel.

* Hydrologisk-deterministisk modellering
  Til beskrivelse af oplandet benyttes en hydrograf efter translations- og magasineringsprincippet. Der kan da regnes på individuelle regn. Dette svarer stort set til princippet i en SAMBA-beregning (Spildevandskomiteen, 1984).

* Hydrologisk-hydrodynamisk-deterministisk modellering
  Ved denne beskrivelse benyttes de fulde St. Venant's ligninger til den hydrodynamiske modellering, og til beskrivelse af stoftransporten tilstræbes en detaljeret deterministisk beskrivelse af hver enkelt delproces. Dette svarer, for så vidt angår hydrodynamikken, til beregningerne i MOUSE-programsystemet.

Tyskerne har været særdeles godt med i udvikling af modeller til hydrodynamisk beregning af regnafledning fra byområder; men de har ikke været specielt gode til at samles om sådanne modeller, endsige gøre dem generelt anvendelige i Tyskland. Det har især drejet sig om rådgivende firmaers egne modeller, f.eks. Pecher (1988) I løbet af

de sidste fem år har gruppen vedr. regnafledning ved Universitet i Hannover lanceret mikrodatamat-baserede programmer, som frigives i forbindelse med kurser, f.eks. Fuchs (1985), Fuchs og Harms (1986).

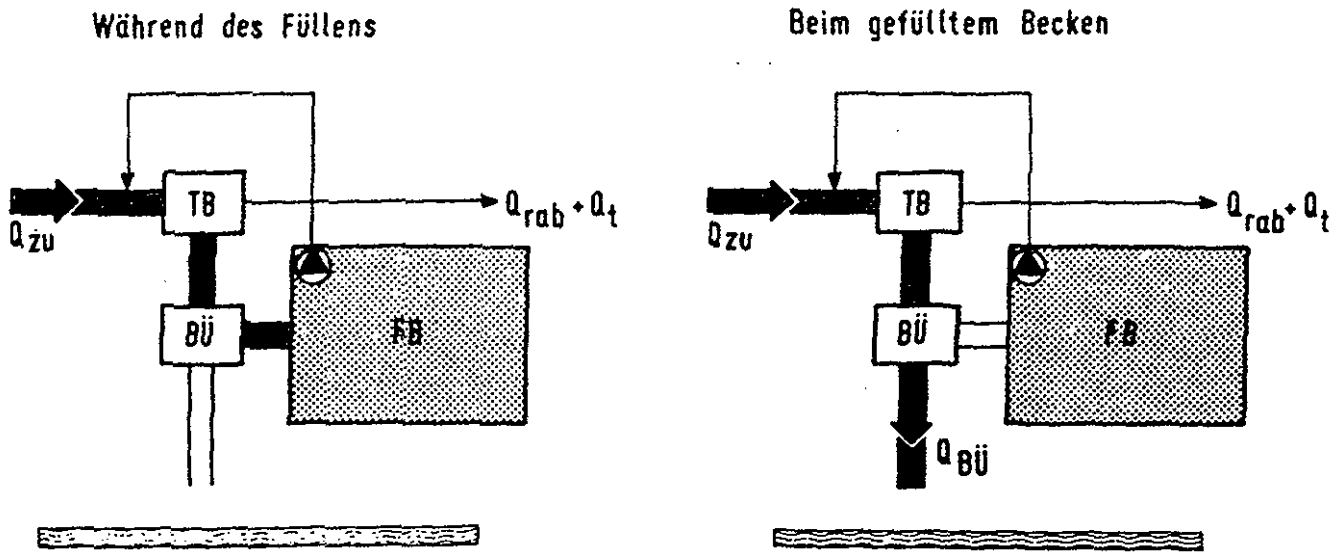
Medens der i Tyskland ikke har været foretaget recipientundersøgelser af betydning, har der været foretaget meget omfattende og grundige undersøgelser af stoftransport i afløbssystemer under regn. Resultater foreligger i form af afhandlinger, især Brunner (1975), Göttle (1978) og Geiger (1984). Der foreligger et stort materiale, som desværre ikke let lader sig genbehandle.

Der har også været udviklet modeller for stoftransporten i afløbssystemer, f.eks. Geiger (1975, 1980), som var meget tidligt ude og måtte offentliggøres i USA for at blive anerkendt, Iossifidis (1985), Paulsen (1987); men disse modeller har ikke fundet praktisk anvendelse - angiveligt fordi de ikke har været en succes med hensyn til deterministisk simulering af hændelsesforløbet (Sieker, 1987). Der foreligger en overordnet sammenlignende opstilling af foreliggende modeller (Euler, Jacobi, Heinzelmann, 1985). De har været fortalere for at indføre den hydrologisk-deterministiske simulering, ganske som SAMBA-beregning og stærkt inspireret heraf, i den hensigt at opnå langtidssimulering inden for overskuelig regnetid på EDB (Sieker, 1987).

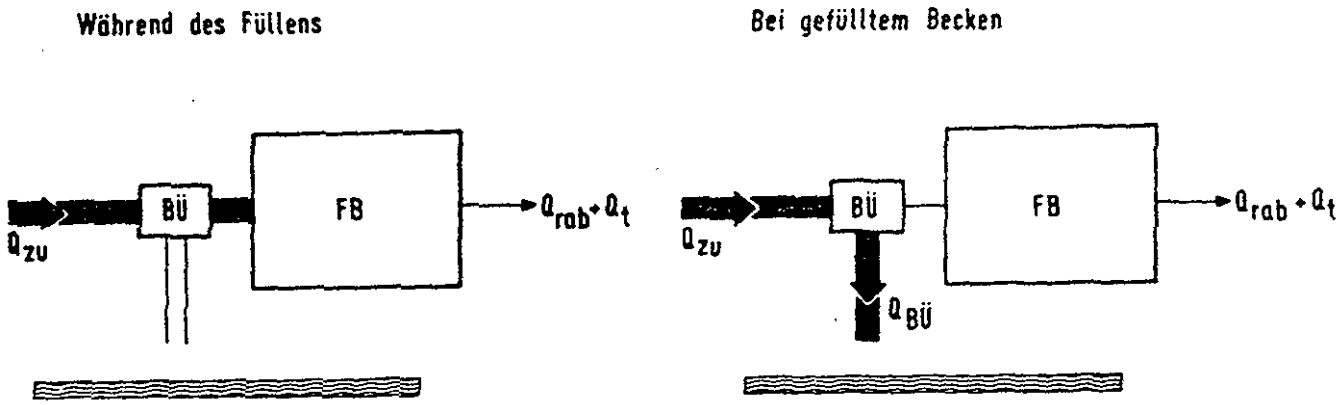
Der vil ske væsentlige ændringer i løbet af de nærmeste år. Abwassertechnische Vereinigung arbejder på nye regler, som vil bestå af en udvidet version af det bestående regelsæt og af en åbning i retning af brug af tidsserier, Göttle (1988).

Praktisk dimensionering

I Tyskland kombineres regnoverløb og bassiner udfra to hensyn: Ønsket om at opsamle det første forurenede vand i bassinet, således at dette ikke løber over bygværket, et såkaldt **opsamlingsbassin**, samt ønsket om at udnytte bassinet til bundfældning af spildevandet, et **gennemløbsbassin**. Disse to typer bassin kan i princippet placeres i systemet enten i **hovedstrømmen**, hvor vandet til rensningsanlægget føres direkte gennem bassinet, eller i en **sidestrøm**, hvor hovedledningen aflastes til en sidestrøm, som fører til bassinet. På dette grundlag fås fire principielle kombinationer, som vist på figurerne 4.4 - 4.7.



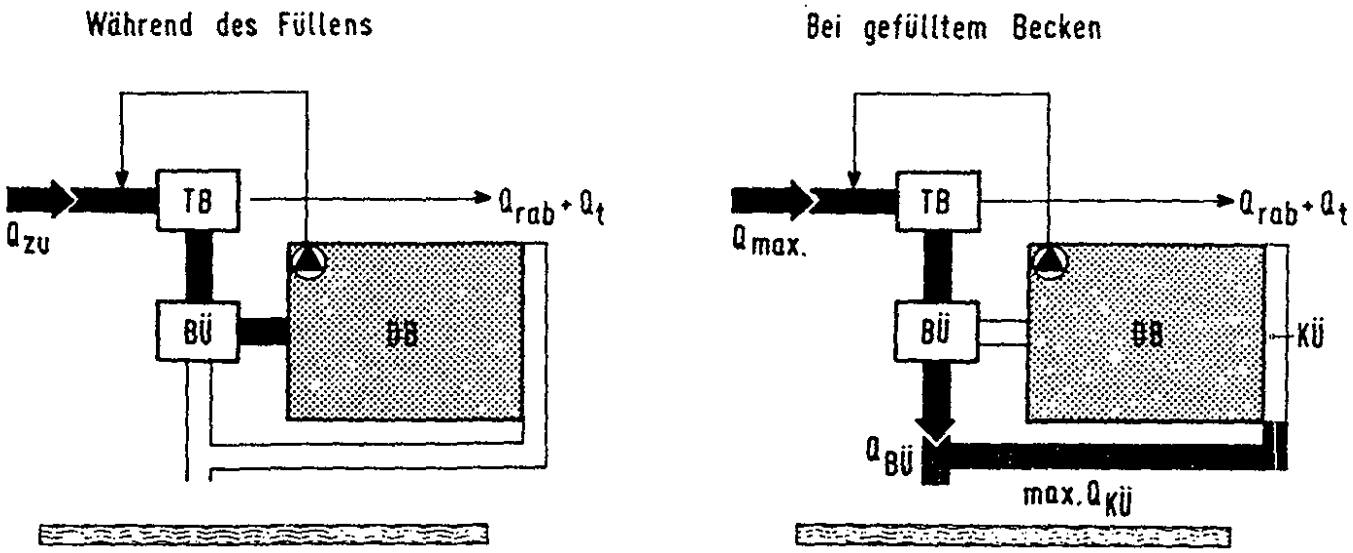
Figur 4.4
Tysk principtegning af opsamlingsbassin i sidestrøm, ATV (1977c).



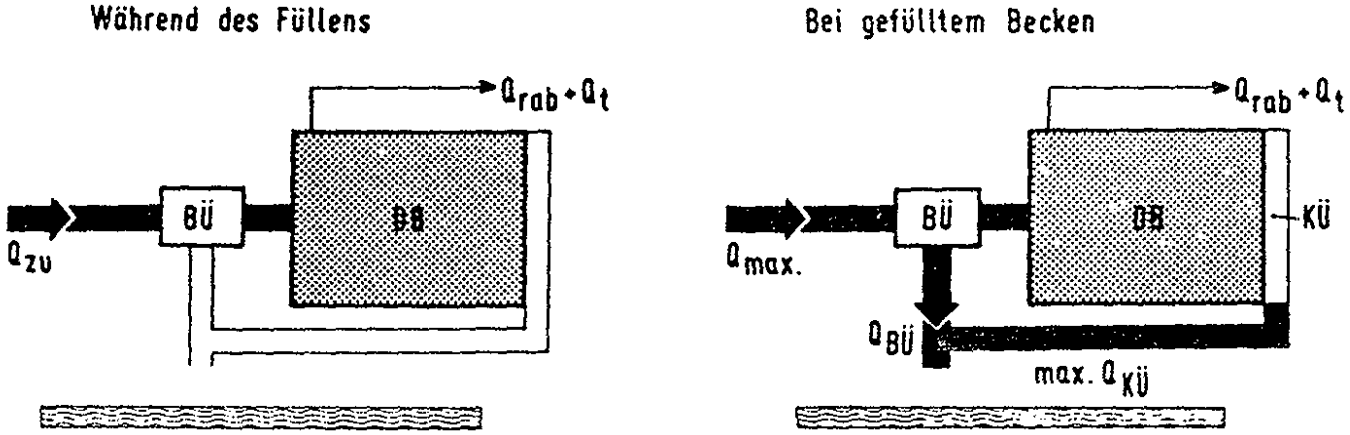
Figur 4.5
Tysk principtegning af opsamlingsbassin i hovedstrøm, ATV (1977c).

Til dette knyttes følgende kommentarer:

Opsamlingsbassin i sidestrøm, figur 4.4	Fordele:	Intet energitab i hovedledning. Ingen belastning af bassin ved ingen eller ringe regn. Ringe variation i afstrømning uden regulering.
	Ulemper:	Mere kompliceret opbygning. Tilbagepumpning oftest påkrævet.
Opsamlingsbassin i hovedstrøm, figur 4.5	Fordele:	Kun et overløb. Simpel opbygning. Tømning ved naturligt fald. Stor frihed i valg af grundplan.
	Ulemper:	Stor variation i afløb uden regulering. Muligt stort energitab.



Figur 4.6
Tysk principtegning af gennemstrømningsbassin i sidestrøm, ATV (1977c).



Figur 4.7
Tysk principtegning af gennemstrømningsbassin i hovedstrøm, ATV (1977c).

Gennemstrømnings-bassin i side-strøm, figur 4.6

Fordele: Intet energitab i hovedledning.
Ingen belastning af bassin ved ingen eller ringe regn.
Ringe variation i afstrømning uden regulering.
Væsentlig tilbageholdelse af svømmestof.

Ulemper: Mere kompliceret opbygning.
Tilbagepumpning oftest påkrævet.
Ulemper ved to overløb.

Gennemstrømnings-bassin i hoved-strøm, figur 4.7

Fordele: Simpel opbygning.
Tømning ved naturligt fald.
Væsentlig tilbageholdelse af svømmestof.

Ulemper: Stor variation i afløb uden regulering.
Ulemper ved to overløb.
Behov for turbulensbegrænsning i bassin.

For gennemstrømningsbassiner stilles krav om en mindste opholdstid på 10 til 20 minutter, aftagende for øget r_{krit}.

4.5 England

England er inde i en rivende udvikling med hensyn til synet på forurening fra regnafledning og med hensyn til metoder til analyse og dimensionering af overløbsbygværker fra fællessystemer, som dominerer problemstillingen. Med hensyn til undersøgelser er England inde i en udvikling, som svarer til udviklingen i Danmark i slutningen af 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne - blot i en større skala.

Dimensionering

Den traditionelle metode til dimensionering af regnoverløb bestod i simple regler, Crabtree et al. (1988):

1. Nødvendig opspædning:
   6 * DWF,
   hvor DWF er tørvejrsafstrømningen.

2. Dimensioneringsformel:
   Afløbstal = DWF
   + 1350*P + 2*E
   hvor P er antal tilsluttede personer
   E er industritilledninger
   alt i liter/dag

   I praksis fører denne formel til overløb ved opspædningen (6 +/- 2) * DWF, Crabtree et al. (1988), altså ikke meget forskelligt fra pkt. 1.

Den ændrede holdning i England fremgår af følgende citat, Clifforde et al. (1986):

> "Traditionelt har fremgangsmåden ved fastsættelse af regler for dimensionering af overløbsbygværker været baseret på tekniske og økonomiske forhold: Hvor meget vand kan og skal tilbageholdes i systemet?". Kun i ringe grad er der blevet taget hensyn til den modsatte betragtning: Hvor meget kan recipienten tolerere?"

Ved omfattende undersøgelser er det konstateret, at 11% af de engelske vandløb er forurenede eller meget forurenede. Samtidig er der i perioden 1980 til 1985 konstateret en stigning i antallet af forurenede vandløb, Crabtree (1988). Dette tilskrives diffuse kilder, hvortil regnoverløb bidrager væsentligt.

På dette grundlag er det erkendt, at den hidtidige dimensioneringspraksis ikke længere kan anses for tilstrækkelig. Det er erkendt, at der i meget væsentlig grad mangler viden om hele problemstillingen, især på grund af den kortvarige belastning. Bedre dimensioneringspraksis vil blive baseret på brug af modeller, Crabtree (1988). Den første version heraf var "The Wallingford Procedure", Department of Environment (1981).

Det har desuden været afgørende for udviklingen, at der i England har været en voksende erkendelse af behovet for renovering af afløbsledningerne - før denne erkendelse blev opnået i de øvrige europæiske lande. Dette har ført til omfattende procedurer til renovering, Water Research Centre (1986), herunder behovet for bedre beregningsmetoder. Dette er bl.a. motiveret af omkostningerne ved omfattende omlægning af afløbsledninger i gaderne. Dette emne er grundigt behandlet i ovennævnte reference, hvor det anbefales, at dimensionering af overløbsbygværker baseres på betragtninger over recipientens forhold og resulterende forurening. Medens der gives anvisning på beregning af forureningsbelastning, gives der ingen anvisning på, hvorledes der skal tages hensyn til ønsket vandkvalitet i recipienten.

Beregningsmetoder

I de senere år er der foreslået to midlertidige metoder til beregning af tilladelig forurening fra overløbsbygværker:

QUALSOC (Quality Impacts of Storm Overflows: Consent Procedure)
CARP (Comparative Acceptable River Pollution)

QUALSOC er baseret på simpel massebalance beregning og en tilladelig koncentration i recipienten. Almindeligvis baseres beregningen på BOD, men er også tænkt anvendelig på anden forurening, f.eks. ammoniak. Spildevandsstrømmen sættes til 1.5 * DWF. Spildevandskoncentrationen sættes til 1.25 gange middelkoncentrationen. Der tillades 25 mg/l BOD som maksimal koncentration i recipienten ved lille vandføring sat til Q_{10}, 10% fraktilen af vandføringsstatistikken. Der er ikke klarhed med hensyn til fastlæggelse af tilladelig hyppighed for denne koncentration; men man opererer alternativt med følgende krav

i form af MAC-værdier (Maximum Acceptable Concentration):

Klassifikation	1B	MAC	10	mg/l	BOD
-	2	-	15	-	-
-	3	-	20	-	-

hvor MAC gælder for 99% fraktilen ved statistik for koncentrationen i recipienten. (Læg mærke til at der hér benyttes en fraktil i % af tid, et princip, som man også benytter i USA; men som nu er forladt igen i England).

CARP er baseret på en forestilling om, at man kan lave en empirisk sammenligning af BOD-belastningen fra en recipient til en anden. På grundlag af intensive målinger på udvalgte strækninger søges en sammenhæng mellem belastning og resulterende vandløbskvalitet. Ved subjektiv vurdering fastlægges tilladelig belastning, som derpå er udgangspunkt for vurdering af andre recipienters tilladelige belastning. Belastningen måles i kg BOD/km pr. mill. liter/dag vandføring i vandløbet. Dette giver mindelser om et tilsvarende forsøg under Suså-undersøgelserne på at relatere tilsvarende belastninger for daglig udledning med vandløbskvalitet - et forsøg, der ikke lykkedes. Belastningen opgøres som en statistik for de kraftigste regn i en udvalgt ("typisk") 1 års regnserie. Resultatet er illustreret på figur 4.8 for en klart utilladelig belastning og for en acceptabel belastning, Crabtree et al. (1988).

Metoden er interessant, fordi den tager ekstremstatistik i regning, hvilket må anses for et stort fremskridt. Til gengæld hviler kvalitetskriteriet på et meget empirisk, subjektivt grundlag.

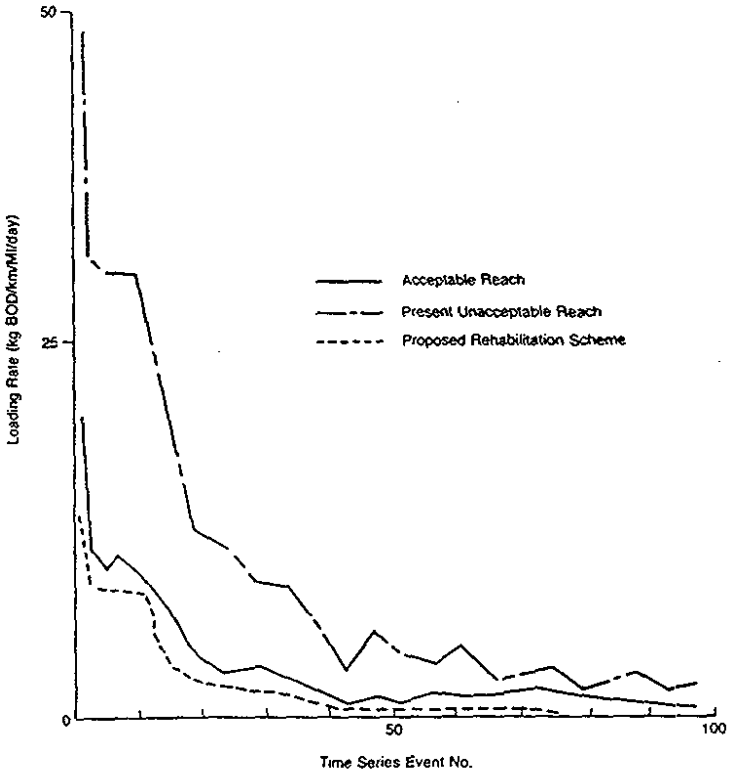
Metoderne anbefales ikke til fremtidigt brug, Crabtree et al (1988), "fordi metoderne vil blive overhalet af mere avancerede modelteknikker. Til den tid vil ovenstående metoder kun finde begrænset anvendelse og i så fald kun som foreløbige skøn."

For forbedring af disse forhold er der lagt en strategi, Clifforde (1986), Moys et al (1988), som består af følgende elementer:

Bedre viden om og brug af regn

Hvor dimensionering tidligere blev baseret på dimensionsgivende regn, foreslås dimensionering fremover baseret på regnserier, Henderson (1986). Hertil er udarbejdet et typisk år, som lægges til grund; men det erkendes, at det vil være bedre at basere dimensioneringen på længere serier end ét år.

Figur 4.8
Illustration af engelsk metode til vurdering af acceptabel belastning af en flod angivet som kg BI_5 pr. km flod pr. million liter/dag vandføring i floden. Denne belastning er afsat i faldende rangorden for hver gennemregnet regnhændelse i en serie og sammenlignet med en belastning fra et andet vandløb, som anses for acceptabelt, Crabtree (1988).



Model for stoftransport i afløbsledninger

I England findes der allerede en egnet model til beskrivelse af den ikke-stationære strømning i afløbsledninger, kaldet WASSP-SIM. Crabtree (1988) omtaler den amerikanske model SWMM, Huber (1984), som værende for kompliceret. Der udvikles til mikrodatamat tilsvarende deterministiske modeller for stoftransporten i afløbsledningerne, henholdsvis en simpel, Crockett (1988), og en væsentligt mere avanceret, Moys (1987). Der er også tale om indbygning af stokastiske fortolkninger, men det foreligger der meget lidt oplysning om pt.

Vandløbsmodel

På tilsvarende måde vil der blive udviklet vandløbsmodeller i simpel og i avanceret udgave, Crabtree (1986), til beskrivelse af fænomenerne under forureningens transport ned ad vandløbet efter udledningen fra regnoverløbet. Modellerne vil især tage hensyn til forureningsfaren ved følgende forureningskomponenter: BOD, ammoniak, suspenderet stof, uorganiske salte og svovlbrinte. Det sidste lægges der megen vægt på, som mulig forklaring af konstateret fiskedød efter regnoverløb, Crabtree (1986). Samme forfatter (1986) refererer direkte til den danske modelopfattelse, hvorefter udledt BOD kan føre til et øjeblikkeligt og et forsinket iltsvind, DIF Spildevandskomité (1985).

Klassifikationssystem for vandkvalitet

Sådanne klassifikationssystemer er der foreslået flere versioner af, fra en meget simpel, som blot er en udvidelse af den ovennævnte formel, over et empirisk belastningsklassifikationssystem, Crabtree et al (1988), til et avanceret

system baseret på vurdering af tilladelige transiente vandkvalitetsforringelser, Whitelaw (1988), meget lig de af DIF's Spildevandskomité foreslåede krav til ilt i vandløb, Spildevandskomitéen (1985). Det oplyses (Bryan Ellis, samtale nov. 1988), at man i England forventer at benytte en formulering af krav til ilt efter de samme principper som i DIF's forslag. Desuden oplyses, at metaller må formodes at være en væsentlig kilde til forurening fra regnafledning.

I forbindelse med udvikling af dette samlede koncept er der igangsat omfattende forskning. Denne koncentrerer sig i væsentlig grad om beskrivelse af stoftransporten i afløbssystemet, især beskrivelse af sedimentation og resuspension af partikulært stof, og især beskrivelse af virkningen i recipienten samt forureningens virkning. Den til engelske formål foreslåede model er beskrevet af Moys (1988). Der rapporteres om store vanskeligheder med at opnå pålidelig simulering fra den ene begivenhed til den anden (Bryan Ellis, samtale nov. 1988).

England er utvivlsomt det sted i verden, hvor der forskes og udvikles mest intensivt for tiden. Det sker med en tidshorisont frem til 1991.

Praktisk dimensionering

I Balmforth og Henderson (1988) anbefales bestemte typer af konstruktioner:

Højt sideoverløb med fortank

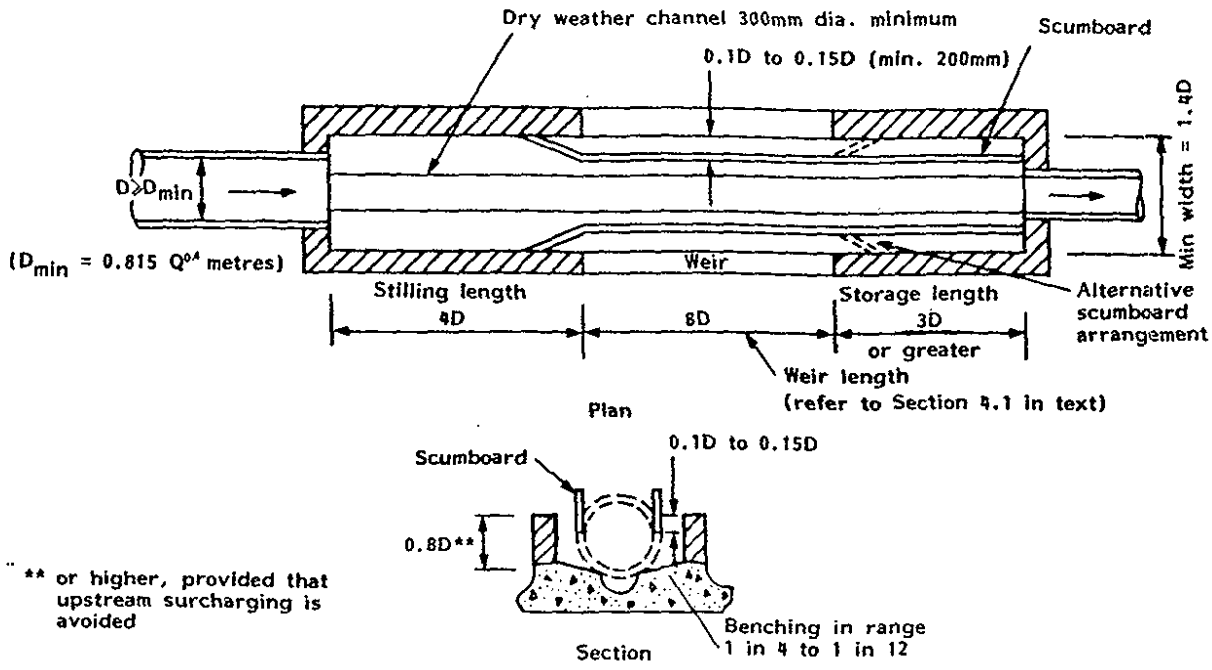
Konstruktionen er vist på figur 4.9. Det er en helt konventionel konstruktion, som også er konventionel i Danmark. Efter det angivne skulle en specificeret dimensionering som angivet på figuren give bedre adskillelse af partikler end ved konventionel dimensionering. Denne effekt skyldes tankstørrelsen i forbindelse med overløbet, men effekten er ikke så stor som for de følgende konstruktioner.

Tværoverløb med fortank

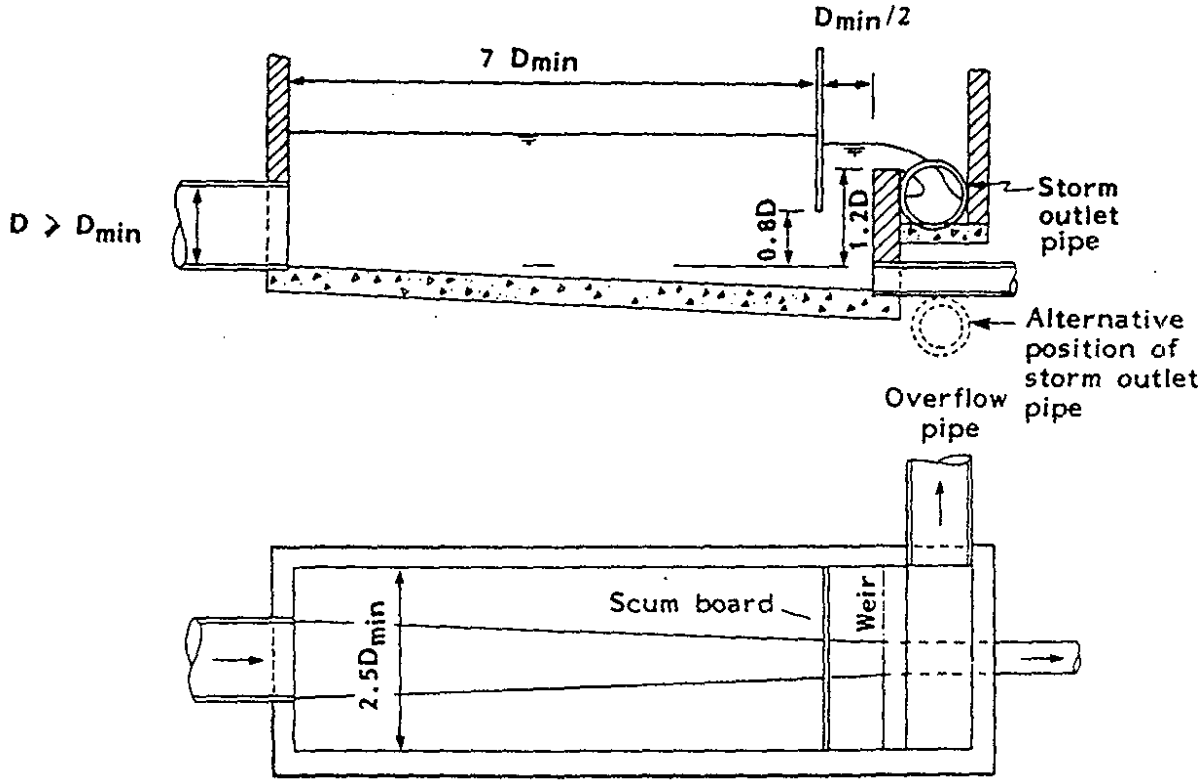
Konstruktionen er vist på figur 4.10. Efter det oplyste skulle der kunne opnås en væsentlig adskillelse af partikler, som vil blive ført til rensningsanlægget med understrømmen.

Vortex overløbet

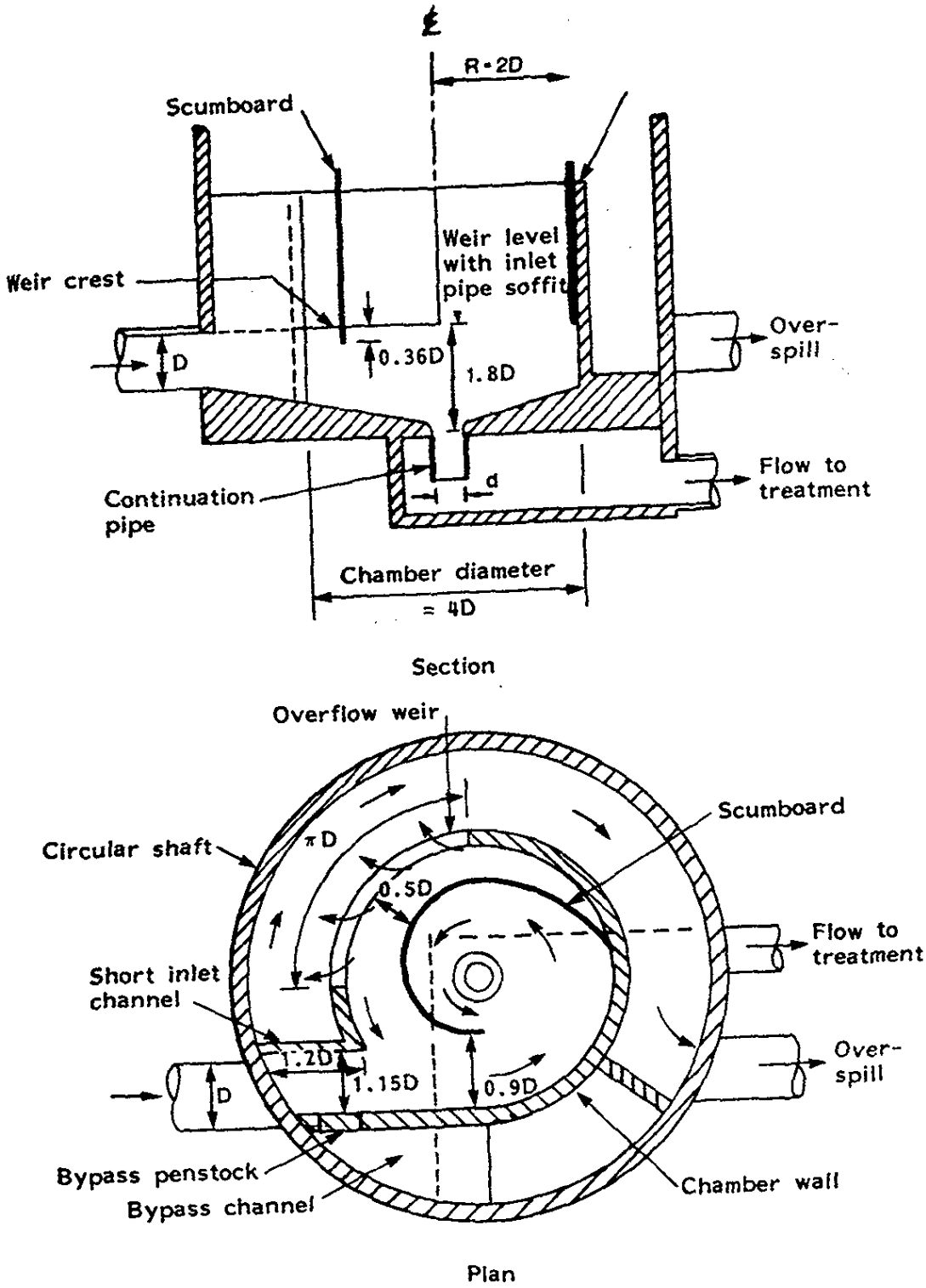
Konstruktionen er vist på figur 4.11. Ved den roterende strøm sker der en væsentlig adskillelse af såvel svømmestoffer som af bundfældelige stoffer. Ulempen er, at konstruktionen er ret kompliceret. Den er forbundet med et stort energitab.



Figur 4.9
Engelsk tegning af hvad de kalder et "højt" sideoverløb, Balmforth og Henderson (1988).



Figur 4.10
Engelsk tegning af tværoverløb, Balmforth og Henderson (1988).



Figur 4.11
Engelsk version af et hvirveloverløb, Balmforth og Henderson (1988).

4.6 Schweiz

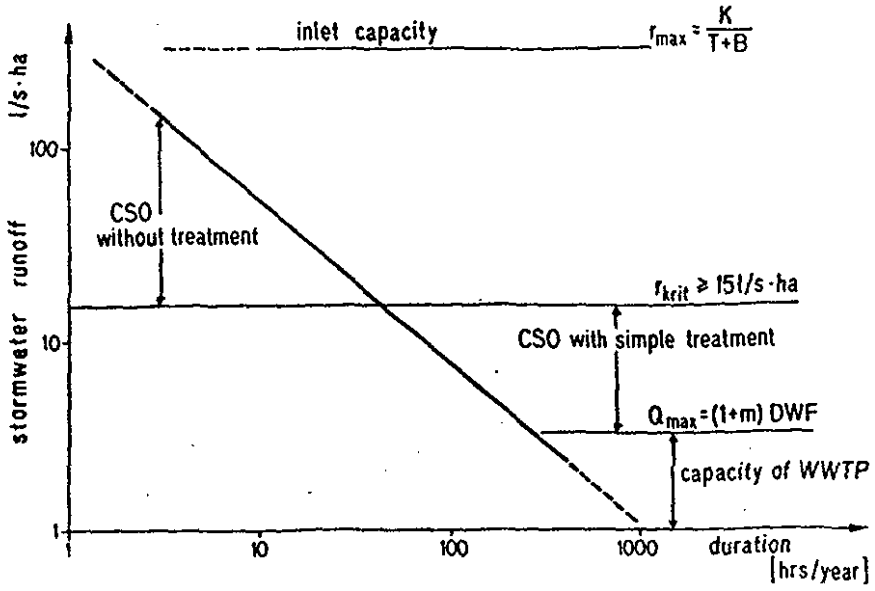
Forholdene i Schweiz med hensyn til dimensionering af regnafledningssystemer har stort set været baseret på tysk tradition. I perioden 1940-1965 blev reguleringen af overløb baseret på et koncept, som er illustreret på figur 4.12, Krejci (1987). Kriteriet for overløbets funktion er baseret på en krævet opblanding før overgang til simpel rensning, samt et krav til afstrømningens størrelse før overgang til overløb af helt urenset spildevand.

I de senere år har der været generationsskifter, og konflikten mellem de traditionelle bygningsingeniørmæssige foranstaltninger og de videnskabelige, økologiske betragtninger har været mere udtalte end i Tyskland. Der er ingen grund til at fremhæve de traditionelle fremgangsmåder, fordi de ikke viser noget nyt. Der kan derimod henvises til resultater fra nyere undersøgelser, som klart har vist, at der er behov for at se på det samlede system i en helhed: regn, opland, rørsystem, overløb, bassin, rensningsanlæg, udløb og recipient. For eksempel påvises det, at overløb efter den primære bundfældningstank kan være direkte skadelig for recipienten, fordi det med regn fortyndede spildevand ved øget hydraulisk belastning vil fortrænge ufortyndet spildevand med et højt indhold af opløst stof, som belaster recipienten mere end, hvis det urensede vand var udledt fra et bygværk før den primære bundfældningstank, Gujer og Krejci (1987).

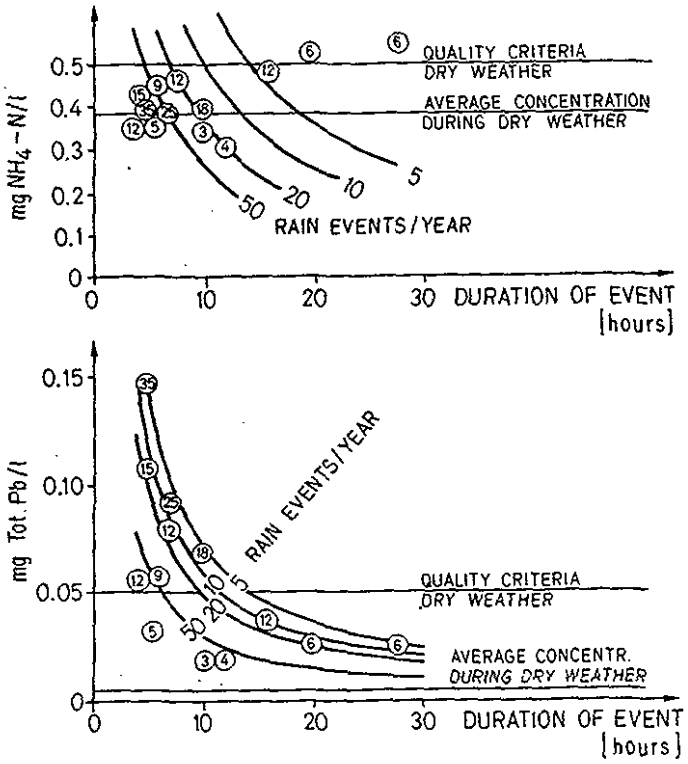
På grund af den store vandføring i de schweiziske floder er hverken iltforbrug eller sedimentation af suspenderet stof et problem. Der er derimod problemer med æstetisk forurening, hydraulisk erosion, bakteriel forurening, ammoniak og tungmetaller; men det påvises, at bidrag med fosfor til eutrofieringsproblemerne fra overløb er små. Det ville desuden være uforholdsmæssigt dyrt pr. kg. P renset at bygge regnvandsbassiner, fremfor at forbedre rensning i rensningsanlæggene.

Der er et kriterium for tilladelig koncentration i recipienten som vist på figur 4.13, Gujer og Krejci (1987). Kriteriet er baseret på den betragtning, at varigheden ganget med koncentrationen stort set giver samme økologiske belastning. Der er ikke ellers forelagt informationer, som videreudvikler dette koncept.

Figur 4.12
Traditionelt dimensioneringskriterium for overløbsbygværker i Schweiz, baseret på overløbets funktionstid samt antal overløb pr. år. Krejci (1987).



Figur 4.13
Forslag til kriterium for koncentration af ammoniak og total bly som funktion af eksponeringens varighed. De fuldt optrukne linier forbinder punkter med samme produkt af koncentration og varighed og svarer til den angivne hyppighed, hvormed denne kombination vil finde sted - udtrykt som antal hændelser pr. år. Tallene i cirkler angiver intensiteten af eksempler på gennemregnede regnhændelser (l/s pr. ha), Gujer og Krejci (1987) .



4.7 Nederlandene

I Nederlandene kom man sent i gang med fornyende undersøgelser vedr. regnafledning; men omkring 1980 organiserede man en national konference med inviterede gæster fra lande, hvor denne forskning allerede var i gang: USA, England, Sverige, Danmark og Tyskland. Dette var starten på et omfattende undersøgelsesprogram, hvis resultater nu er ved at gøre sig gældende.

Dimensioneringspraksis

Udgangspunktet for fornyet vurdering af regnafledning fra byer i Nederlandene er væsensforskelligt fra det tilsvarende udgangspunkt i andre lande. Dette skyldes den særlige måde, hvorpå afløbssystemer konstrueres i Nederlandene. Det karakteristiske er meget store byområder på meget fladt land. De enkelte oplande kloakeres som vanligt med overfladisk afstrømning fra tage, gader og veje og afstrømning i lokale kloaknet. Forskellen er, at de lokale afløbsnet leder til store afskærende ledninger, som stort set ligger vandret og stort set virker som bassiner. Disse forhold er nærmere beskrevet af Faldager (1982). Dimensionering af de opstrøms systemer adskiller sig ikke fra, hvad der er kendt fra andre lande. Dimensionering af de afskærende ledninger (bassiner) sker ved diagrammer, som viser hver regn ved en prik i et diagram, som viser volumen af regnen som funktion af regnvarigheden. En ret linie gennem diagrammets nulpunkt svarer til en given intensitet eller en bortpumpningskapacitet. Alle punkter over linien giver magasinering i ledningen. Alle punkter angiver et volumen svarende til, at ledningens volumen over linien vil give overløb med et i diagrammet aflæsbar voluminer. For en given regnserie over en årrække kan antallet af overløb og vandmængden pr. år aflæses. Dimensioneringskriteriet synes at have været en tilladelig hyppighed, f.eks. et tilladeligt antal pr. år.

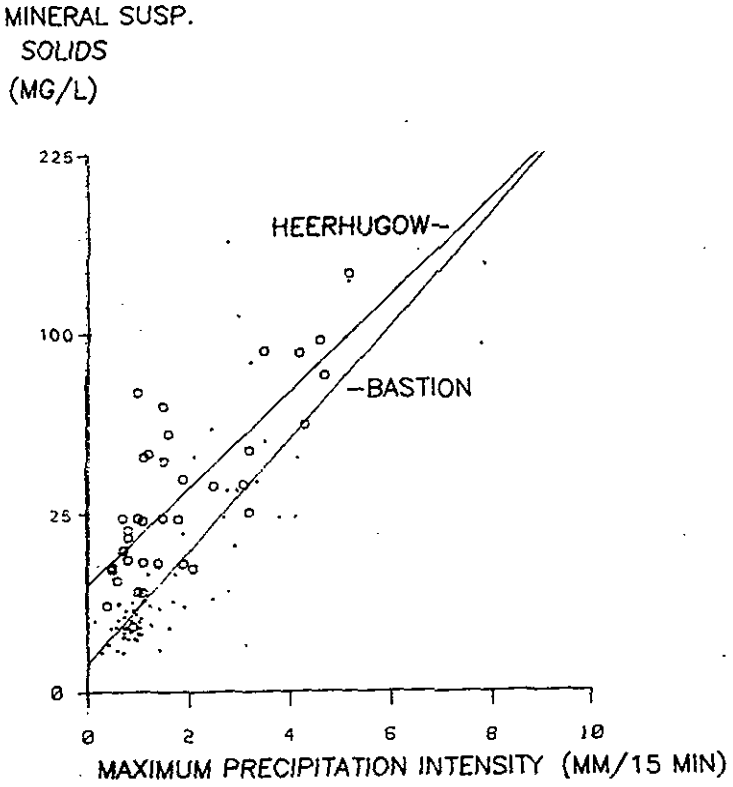
De specielle ledningsforhold fører til en række egenskaber, som ikke findes i samme grad i andre afløbssystemer, f.eks. en ekstrem stor aflejring af sediment i den afskærende ledning og entilsvarende erosion fra denne aflejring ved øget vandføring i ledningen, Uunk (1985), figur 4.14.

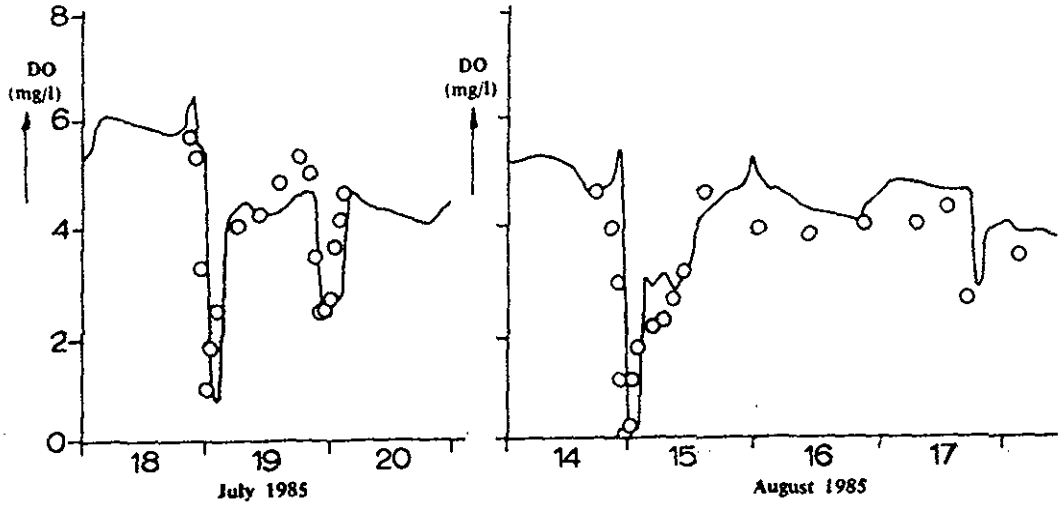
Situationen i Nederlandene har været karakteriseret ved en større bevågenhed over for recipientproblemet end i andre lande. Dette har givet sig udslag i en national konference, TNO (1985) og en international, TNO (1986). F.eks. kan det nævnes, at der i de nederlandske kanaler forekommer iltsvind forårsaget af regnoverløb fra fællessystemer flere gange om året, van Straten (1986), se figur 4.15.

Der er ikke for tiden alternative regelsæt for dimensionering af regnafledning under hensyntagen til forurening at hente i Nederlandene; men der arbejdes målbevidst hen mod alternativeformuleringer.

Figur 4.14
Eksempel på sammenhæng mellem regnintensitet af regnhændelser og koncentrationen af suspenderet stof i afstrømningen. Der er en klar empirisk sammenhæng, som tilskrives medrevet sediment fra de meget flade ledninger i Holland, Uunk (1985).

	CORRELATIONCOEFF.(R)	NO OF MEASUREM.
BASTION	.854	64
HEERHUGOW.	.771	38





Figur 4.15
Eksempler på veldokumenterede iltsvindstilfælde i hollandske kanaler, van Straten (1986).

4.8 Europæisk fællesbearbejdelse

I regi af den europæiske forening vedr. vandforurening (The European Water Pollution Control Association, EWPCA) blev der på initiativ af prof. Poul Harremoës etableret en komité til fælles bearbejdning af europæiske data for stoftransport i afløbssystemer under regn, under ledelse af prof. Bryan Ellis, England, EWPCA (1987). Fra komiteen foreligger en statusrapport, som er et første forsøg på at uddrage oplysninger af det samlede sæt af målinger foretaget i Europa. Det er ikke uden vanskeligheder på grund af de helt ukoordinerede undersøgelser, som undersøgelsen baseres på. Rapporten er kun foreløbig.

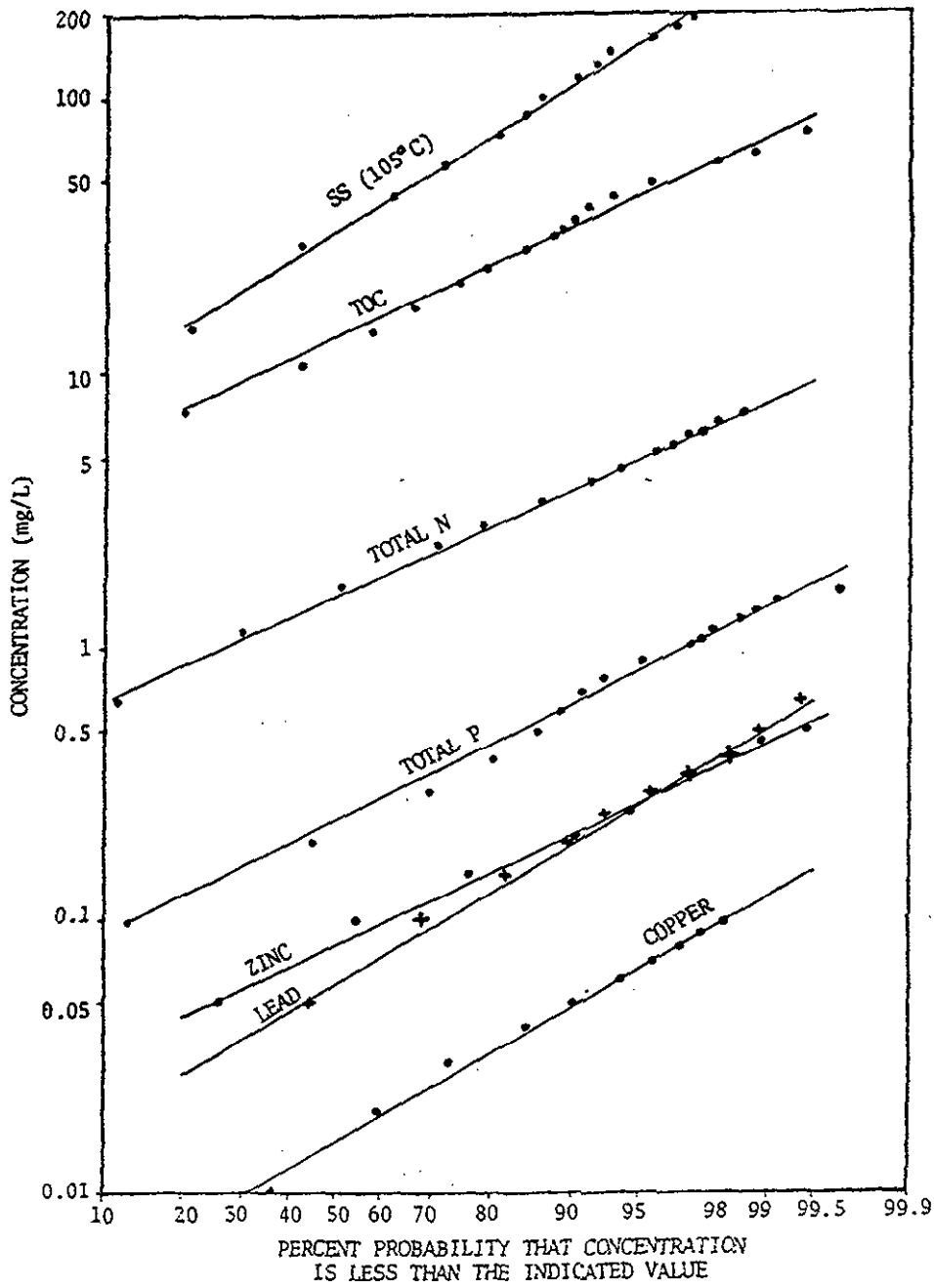
Der er i rapporten ikke foretaget en gennemgang af de nationale regler for styring af regnafledning; men det konstateres som en fælles europæisk erfaring, at især små floder og særligt opstrøms bifloder med en rig fiskepopulation er meget sårbare over for de pludselige belastninger, som stammer fra regnafledning. Der er erfaring for, at selv den bedste rensning af den daglige spildevandsstrøm ikke har vist sig i stand til at sikre den ønskede vandkvalitet. Det anses for givet, at finansielle begrænsninger vil være årsag til uacceptable udledninger i europæiske vandløb under regn mange år endnu.

Europæiske data

I rapporten er resumeret data fra ni lande (Finland, Norge, Sverige, Danmark, Nederlandene, Tyskland, Schweiz, Frankrig og Storbritannien). Derpå er opstillet en oversigt over de parametre for opland og for den enkelte regn, som forventes at have betydning for koncentration og mængde af afstrømmet forurening.

Det udtales som resultat af denne foreløbige oversigt, at "selv om det store materiale fra de rapporterede undersøgelser mindsker spredningen totalt set i forhold til spredningen inden for de enkelte undersøgelser, er forskellene betydningsfulde. En del af disse undersøgelser udviser en statistisk variation som vil dominere statistiske relationer mellem oplandets karakteristika, regnhændelsens karakteristika og den resulterende forurening af afstrømningen. Den stokastiske komponent af koncentrationsdata for afstrømningen, sammen med det potentielt meget store antal uafhængige variable og parametre, vil uundgåeligt gøre udledning af funktionelle sammenhænge overmåde svært".

En af konklusionerne er, "at der bliver utvivl-



Figur 4.16
Eksempler på bearbejdning af europæiske data for koncentrationen i regnafledning fra separatsystemer, EWPCA.

terende sammenstillinger af data for forureningen af regnafledning".

Anbefalinger

Derpå opstilles i rapporten en række regler og anbefalinger for måling og rapportering af data for forurening af regnafledning. Dette er grundstammen for de regler og anbefalinger, som ligger til grund for analyse af nordiske data i regi af Nordisk Råd, Den Nordiske Vandgruppe, Bräddning i avloppsledningar. Det er også disse

regler og anbefalinger, som er udgangspunkt for bearbejdning af de danske data, som led i denne undersøgelse for Miljøstyrelsen. Det er de samme principper, som bør være udgangspunkt for videregående danske projekter vedr. forurening fra regnafledning under det samlede moniteringsprogram.

Europæiske database

Den udviklede europæiske database for data for forurening af regnafledning forventes at kunne danne basis for "indarbejdelse af stokastisk variabilitet inden for rammen af deskriptive, deterministiske systemrepræsentationer". Der lægges op til brug af "Event Mean Concentration" (EMC, se næste afsnit om udviklingen USA for nærmere forklaring), som karakteristisk parameter for den stokastiske bearbejdning. Figur 4.16, EWPCA (1987), viser et eksempel på bearbejdning ud fra forudsætning om logaritmisk normalfordeling af dataene.

Disse emner vil blive mere grundig behandlet i afsnit 6: Tilgængelig information om forureningstransport.

4.9 USA

De store byer i USA blev oprindeligt fælleskloakeret efter europæisk tradition, men eksempelvis overgik byen Washington til kloakering med separatsystemer allerede omkring 1890. I 1933 blev kloakeringen i visse distrikter i USA ændret fra fælles- til separatsystem, Lager (1974). Kun ca. 30% af den samlede befolkning, som var tilsluttet kloakering i USA, var tilsluttet fælleskloakering. Det er fra USA Europa i 1950'erne importerede separatsystemet som alternativ til fælleskloakering.

Udgangspunktet for omfattende undersøgelser af problemstillingen var et forslag til kongressen i 1963 om overgang til separatsystem. Det blev klart, at man kendte kun lidt til omkostningerne ved en sådan overgang og senere måtte det erkendes, at i de store byer var en sådan overgang prohibitiv af såvel økonomiske som praktiske grunde. "Det blev hurtigt klart, at der ikke fandtes nogen enkel 'ideel' løsning på problemet", Lager (1974). Dette citat er et opgør med den tro, at løsningen blot var forceret overgang til separatsystem. I stedet koncentrerede man sig om følgende fem områder:

* Kildekontrol.
* Magasinering og rensning før udløb.
* Reduktion af infiltration i ledningerne.

* Bedre udnyttelse af eksisterende faciliteter.
* Matematisk modellering til optimering af tiltag.

På grundlag af et omfattende undersøgelsesprogram blev det fastslået, at hele systemet: opland, ledningsnet, rensningsanlæg og recipient må bedømmes under ét, på basis af multidisciplinære angrebsvinkler. Hertil anbefales matematisk modellering som et værdifuldt redskab. Fra Lager (1974) kan fremhæves nogle interessante observationer, som fremhæves på grund af deres fortsatte gyldighed:

* Der mangler i udstrakt grad tilstrækkelig viden om afstrømningssytemet.
* Der bør foretages målinger af afstrømningsforløb, f.eks. med central overvågning.
* Overflademagasinering opstrøms i systemet er en af de mest effektive indgreb, fordi det mindsker afstrømningen.
* Der er størst potentiel i udnyttelse af magasineringsmuligheder i det eksisterende ledningsnet og i ikke-længere anvendte faciliteter.
* Der er et ikke-udnyttet potentiel i aktiv styring af afstrømningsforløbet.
* Det er mest økonomisk først at magasinere og styre afstrømningen af vand. Først derpå kan det blive nødvendigt at foretage rensning.

I rapporten blev også lagt op til kontinuert monitering og central overvågning af recipienten - et forslag, som endnu i 1989 ikke er kommet til udfoldelse.

Regler

USA har i den forløbne periode på flere punkter varieret på kursen; men det har alligevel været et gennemgående træk, at regler om udledning af forurening til omgivelserne skulle baseres på analyse af recipientens evne til at omsætte forureningen uden at overskride fastsatte vandkvalitetskrav. Siden slutningen af 1970'erne er gennemført et omfattende program: "USEPA Storm and Combined Sewer Research, Development and Demonstration Program". Af lederen, Field (1981) er dette udtrykt således: "Identifikation og kvantificering af belastningen og skaderne på de ønskede anvendelser af recipienten er fundamentale faktorer for valg af tiltag". "Forbindelsen mellem den resulterende vandkvalitet og udledningen af regnvand må identificeres og beskrives. Beskrivelse af og begrænsning af den ønskede anvendelse af recipienten og de tilknyttede vandkvalitetskrav er det store mål".

Der har derfor været gjort en omfattende indsats for at etablere et egnet grundlag for fastsættelse af vandkvalitetskrav på et rationelt grundlag, f.eks. USEPA (1985 og 1986). Der er endnu ikke meget bedre materiale til rådighed med hensyn til fastsættelse af vandkvalitetskrav for de miljøfremmede stoffer, som kan danne grundlag for regler for regnafledning, jvf. kap. 7.

Matematiske modeller

I USA startede man tidligt på udvikling af matematiske modeller til beregning af regnafstrømning fra bymæssige bebyggelser. Allerede tidligt i 1970'erne udvikledes kendte modeller for store maskiner som: STORM, som er en grov planlægningsmodel, og SWMM, Storm Water Management Model (1971), som er et stort og kompliceret modelkompleks til deterministisk simulering af alle relevante processer i afstrømningen, herunder både vandtransport og stoftransport, samt simulering af iltsvindet i recipienten. Modellen var baseret på den kinematiske bølgeteori; men er senere videreudviklet til at omfatte den dynamiske bølgeteori, kaldet EXTRAN. Denne modeludvikling følges op kontinuert gennem udveksling af erfaringer gennem en publikation: EPA-Newsletter from Center for Water Quality Modelling, som udkommer ca. to gange årligt, f.eks. USEPA (1983c), samt gennem årlige møder i "Bruger Gruppen for SWMM", f.eks. USEPA (1983d).

Også kendt er ILLUDAS, som er en simplere model baseret på kinematisk bølgeteori for vandets ikke-stationære strømning. Ingen af disse modeller er udviklet til mikrodatamater på et internationalt plan.

Den hydrauliske simulation var en stor succes og denne succes forventedes overført på simuleringen af stoftransporten med det strømmende vand. Dette har dog ikke udviklet sig, som man havde håbet. I stedet har der udviklet sig to stridende lejre:

Den deterministiske lejr

I denne lejr er man af den opfattelse, at beskrivelse af stofafstrømningen er et spørgsmål om at gå i flere detaljer, som hver for sig kan beskrives. Helheden skal således kunne brydes ned til små enheder, som kan studeres eksperimentelt og beskrives matematisk. Når resultaterne i dag ikke er gode med hensyn til simulation af den enkelte hændelses samlede udledning eller tidsforløb under hændelsen, skyldes dette kun mangel på viden og kunnen, som kan overkommes ved yderligere eksperimentel og teoretisk indsats.

Denne indsats kan bedst illustreres med publikationer af Jewell (1974, 1978, 1981 og 1982)

og Alley (1979 og 1980). Disse artikler drejer sig om forsøg på detaljeret beskrivelse af afstrømningen fra overflader i bymæssig bebyggelse, hvorfra der foreligger omfattende undersøgelser fra flere forsøgsoplande i USA. Det kan simpelthen konkluderes, at de ikke lykkes at komme frem med en detaljeret beskrivelse, uden at der er efterladt meget betydelig statistisk usikkerhed. Reaktionen herpå kom tidligt i 80'erne:

Den stokastiske lejr

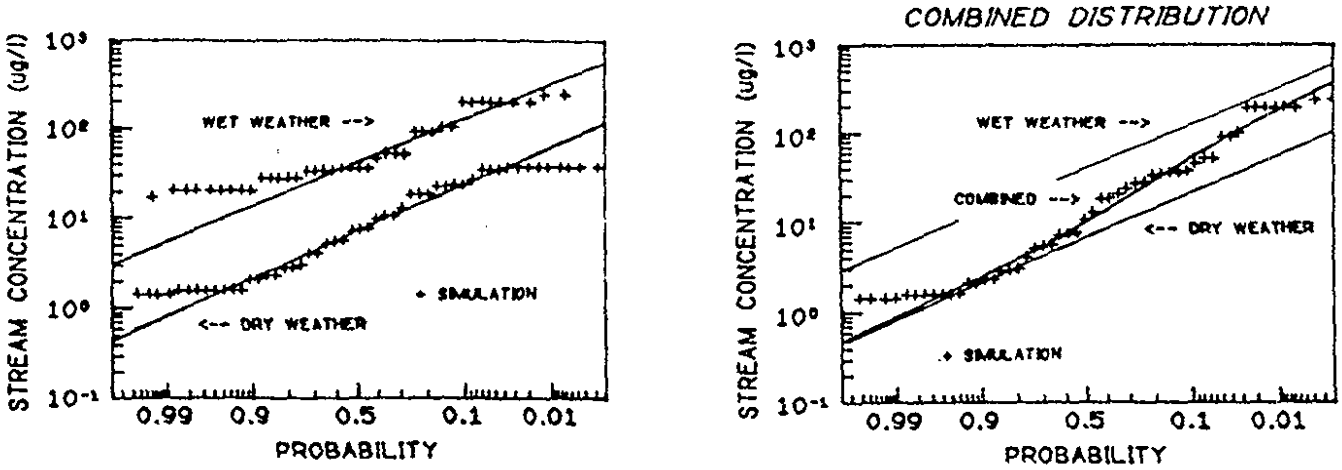
Der udviklede sig en modsat lejr, som forfægtede den opfattelse, at det ikke vil kunne lade sig gøre at beskrive processerne på overfladerne og i ledningerne på en sådan måde, at det er af værdi. Man kunne lige så godt tage skridtet fuldt ud og nøjes med en ren stokastisk beskrivelse. På dette grundlag udvikledes konceptet om "Event Mean Concentration", ofte forkortet EMC. Dette blev til på et teoretisk grundlag skabt af Warn (1980) og Di Toro (1984). Dette er baseret på den tanke, at belastningen på omgivelserne for en enkelt hændelse bedst lader sig beskrive ved en enkel parameter og dennes statistiske egenskaber, som med god tilnærmelse har vist sig at være logaritmisk normalt fordelt. Det er implicit i valget af parameter, at det er forudsat, at stoftransporten i en regnhændelse er proportional med vandtransporten. Dette udtrykker medrivningen af sedimen-tet i rørsystemet.

Det statistiske udgangspunkt har den fordel, at man på dette grundlag kan regne på samspillet mellem udledning og recipient. Figur 4.17 viser et eksempel på statistik for koncentrationen nedstrøms for et regnoverløb, i tørvejr og under regn, samt kombineret, Di Toro (1984).

Den statistiske fremgangsmåde har udviklet sig siden begyndelsen af 1980'erne. Der er samlet store databaser, som undersøges for årsagsmæssige sammenhænge med henblik på at kunne forudsige en hændelses middelkoncentration på grundlag af oplandets egenskaber. Dette er gået så vidt, at der også er postuleret en logaritmisk normalfordeling af middelkoncentrationerne fra det ene opland til det andet, som vist på figur 4.18, Mancini (1988). Dermed har man også opgivet at give en deterministisk beskrivelse af sammenhængen mellem opland og forureningstransport ud af oplandet under regn!

Undersøgelsesprogram

Denne nye udvikling førte til et konkurrende nationalt program: NURP Nationwide Urban Runoff Program, som står for den alternative bearbejdning af eksisterende data for stoftransport fra bymæssig bebyggelse under regn, USEPA (1983a). I dette program fortolkes alle data ud fra hypotesen om logaritmisk normalfordeling af EMC. Materialet er offentligt tilgængeligt i



Figur 4.17
Fordeling af koncentration nedstrøms for et udløb fra et separatsystem i tørvejr og under regn afbildet hver for sig, henholdsvis kombineret. Kombinationen illustrerer den bløde overgang mellem de to statistiske populationer, Di Toro (1984).

store databaser, hvorfra materialet kan uddrages og gøres til genstand for bearbejdning ud fra egne præmisser, U. S. Geological Survey (1985). Dette vil blive behandlet mere indgående i kapitel 6.

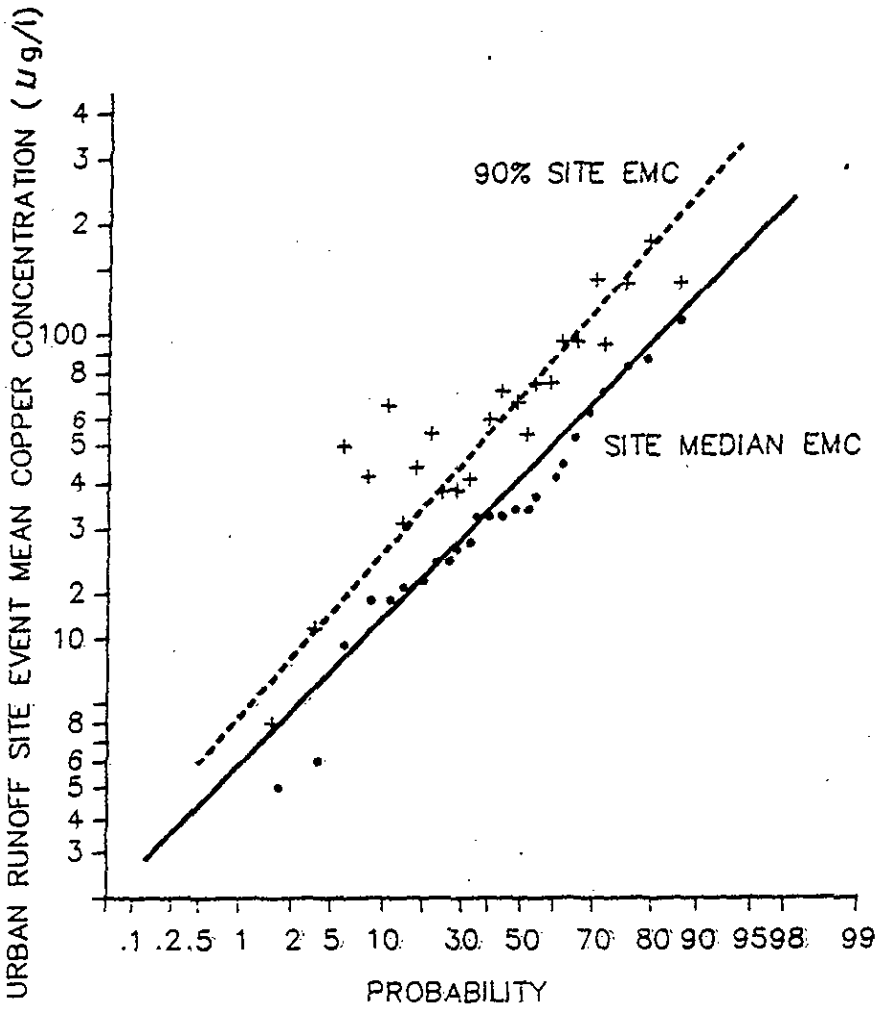
Konklusioner

Det samlede program: Storm and Combined Sewer Program, har over en 20 års periode ført til en omfattende række af publikationer fra EPA, som dækker alle aspekter af problemet, f.eks. resumeret af Field (1985):

* Projektet har været en succes med hensyn til etablering af forbindelsen mellem udledning og resulterende vandkvalitetsforringelse for organisk stof, næringssalte og opløste miljøfremmede stoffer; men der mangler væsentlige oplysninger for så vidt angår alle problemer relateret til sedimenterbart og suspenderet stof.

* Der lægges vægt på de integrerede løsninger, fordi ingen enkelt foranstaltning vil kunne løse problemerne.

* Der lægges stor vægt på distribuerede løsninger på overfladerne. Det gælder byplanlægningen i bredeste forstand og det gælder helt specifikke foranstaltninger, som at undgå impermeable flader (f.eks. græsrabatter og permeable vejbelægninger) og at etablere distribuerede, små magasiner lokalt. Gadefejning har ikke vist sig velegnet som middel til reduktion af forurening, som ledes med



Figur 4.18
Eksempel på amerikansk bearbejdning af data for koncentrationen i afløb fra separatsystemer fra mange forskellige lokaliteter i USA. Hypotesen er, at ikke alene anses koncentrationen logaritmisk normalt fordelt fra hændelse til hændelse; men også logaritmisk normalt fordelt fra lokalitet til lokalitet, Mancini (1988).

regnafstrømning (med mindre dette sker næsten dagligt og med støvsuger). Der lægges stor vægt på begrænsning af saltning.

* Der er opnået succes med distribuerede bassiner i små størrelser, f.eks. nedløbsbrønde, som tømmes to gange årligt. Der kan opnås store gevinster ved udjævning af afstrømningen, enten ved indbyggede konstruktioner (f.eks. vandbremser) eller ved egentlig styring af afstrømningen. For separate systemer lægges stor vægt på identifikation og elimination af fejlforbindelser til regnvandssystemet.

* Det mest effektive og økonomiske middel til begrænsning af forurening afledt til reci-

pienten fra det samlede system er magasinering i bassiner. Denne effektivitet kan billigt øges ved at øge disse bassiners evne til at fjerne forurening.

* Kun fysiske behandlingsmetoder har vist sig at være egnede til behandling af regnafledning. Heraf har hvirvelseparatoren vist sig egnet som sandfang (eng. degritter). Af de egentlige rensningsmetoder (foruden sedimentation) har følgende vist sig anvendelige i kommunalt regi: Flotation med opløst luft, finsigtning og filtrering).

* Det er erfaringen, at løsningerne er lokalt betingede (eng. site-specific).

På dette grundlag er der løbende udarbejdet et omfattende materiale i form af statusrapporter (eng.: state of the art reports), f.eks. Lager (1974 og 1977) og tekniske vejledninger (eng.: manuals of practice), f.eks. Sonnen (1977), Kaufman (1978) og Field (1982).

4.10 Internationalt

I løbet af de sidste 10 år har problemerne omkring regnafledning fået stadig mere international opmærksomhed. Det har f.eks. givet sig udslag i etablering af "The Joint IAHR/IAWPRC Committee on Urban Storm Drainage", som prof. Harremoës, DTH, har været viceformand og indtil 1987 formand for. Der holdes konferencer hvert 3' år. I publikationerne fra disse konferencer kan man følge med udviklingen gennem de sidste ti år. Konferencesteder: Southhampton 1978, Urbana 1981, Gøteborg 1984, Lausanne 1987. Den næste konference er i Osaka 1990. I de seneste år har der været knyttet stadig øget opmærksomhed mod recipientens problemer gennem afholdelse af konferencer om dette emne: Wageningen 1986 og igen i 1989.

Den internationale institution, som har ydet den største indsats til belysning af disse problemer, er UNESCO, som led i "Det Internationale Hydrologiske Program". Der er udarbejdet en omfattende rapport over emnet, UNESCO (1987). Basis for denne rapport er erkendelse af brud med den konventionelle hydrologi, som alene omfattede det åbne land. "Fordi problemerne og løsningerne i byområder er ret så forskellige har der udviklet sig en ny gren af hydrologien, kaldet 'urban hydrologi'. Nogle af de vigtige problemer dækket af urban hydrologi er effekten af byudviklingen

på oplandets hydrologiske reaktion og de afledte vandkvalitetsproblemer."

Rapporten fra UNESCO omtaler i detaljer de konventionelle kriterier for dimensionering af afløbssystemer for så vidt angår hydraulisk overbelastning; men der gives ikke oplysninger med hensyn til dimensionering ud fra vandkvalitetshensynet. Der er detaljeret omtale af stofafstrømningsdata og af metoder til måling og bearbejdning af sådanne data. Der er også omtale af modeller til beregning af stofafstrømning. Derimod er der intet sted omtalt mulige kriterier for fastsættelse af krav til stofafstrømning fra separat og fælles systemer. Det siges, "Fordelene og ulemperne ved fælles kontra separate systemer er stadig under diskussion" og "Til trods for separate systemers popularitet stilles der i dag spørgsmålstegn ved effektiviteten af disse systemer ud fra et vandforureningssynspunkt". På intet punkt er der omtale af hensyn til recipientens forhold. Dette forhold lades helt åbent. Det skyldes dels, at der ikke har været tradition for at formulere sig i forhold til recipienten, dels spores en væsentlig usikkerhed med hensyn til forureningens virkning, hvorfor enhver stillingtagen er udeladt. Det er typisk således at vende ryggen til det fundamentale problem. Det må tilskrives usikkerheden med, hvordan det skulle håndteres, hvis man formulerede problemet. Så hellere fortie det.

Der er således endnu ikke hjælp at hente fra de internationale organisationer med hensyn til den fundamentale problemstilling; men der er udsigt til bedre information inden for en overskuelig årrække. F.eks. har det af UNESCO netop oprettede internationale center for urban hydrologi i Beograd medtaget såvel de rent hydrologiske og hydrauliske aspekter som stoftransporten i selve afløbssystemet og de forureningsmæssige aspekter i recipienten. Den internationale opmærksomhed er skærpet på et meget vanskeligt sæt af problemer, som tidligere blev overset.

5. PRINCIPIELLE REGULERINGSMETODER

Ved regulering af forurening i forbindelse med regnafledning fra byer er det væsentligt at gøre sig klart, hvor i det fysiske system regulering kan sættes ind. Det er desuden væsentligt at skelne mellem de forskellige former for regulering, som kan tages i anvendelse. Dette vil blive gennemgået helt principielt i det følgende, for derpå at blive sat i relation til det konkrete.

5.1 Det fysiske system

Det fysiske system illustreres bedst ved at følge vandets vej fra regn til resulterende påvirkning af recipienten:

1. Selve regnen
2. Den overfladiske afstrømning
3. Nedløbsbrønden
4. Spildevandsstrømmen
5. Ledningerne
6. Overløbsbygværket
7. Forsinkelsesbassinet
8. Lokal rensning
9. Rensningsanlægget
10. Recipienten

Der er nøjere redegjort for alle disse komponenter i kapitel 3, hvortil henvises. Ovenstående er opstillet for at etablere den relevante systematik.

5.2 Reguleringsmåder

Det må være klart, at udformning af en by reguleres på en række måder, som ikke blot er lovmæssige indgreb fra en myndighed. I en tid med stort pres om forbedrede forhold, er det nærliggende hele tiden at vurdere muligheder for lovmæssige indgreb eller tilsvarende reguleringer af samme karakter. Det er fristende at benytte disse reguleringsmetoder, fordi de virker hurtigt og fordi det demonstrerer det politiske systems vilje til handling (f.eks. i forhold til udvikling af nye sædvaner). Der er imidlertid mange alternative former for regulering:

1. Den **almene holdning** er adfærdsregulerende og er derfor af betydning for den genererede forurening.
2. Den **professionelle sædvane** har betydning for, hvordan der planlægges, projekteres, konstrueres og vedligeholdes.
3. Den tekniske udformning påvirkes af **vejledninger** udsendt i professionelle kredse.
4. Tekniske udformninger reguleres gennem **normer**, som kan være fravigelige.
5. Tekniske udformninger reguleres af **standarder**, som er ufravigelige.
6. Alle aktiviteter kan reguleres ved **lov**, ledsaget af **bekendtgørelser og cirkulærer**.

Forud for gennemgang af de for regulering af forurening fra regnafledning relevante muligheder kan ovenstående illustreres ved nogle eksempler fra spildevandsteknikken generelt.

5.2.1 Almen holdning

Det er velkendt, at det almindelige forureningsniveau i samfundet i høj grad reguleres af sædvane. Det gælder traditionelt med relation til teknisk hygiejne for så vidt angår den personlige hygiejne, uden hvilken selv de bedste tekniske installationer ville komme til kort over for smittespredning.

Helt tilsvarende gælder for renligholdelse af gader og veje. Der kan køre nok så mange fejemaskiner; men det vil alligevel være svært at holde byen ren, hvis folk spreder skidt uden hæmninger. I denne henseende skulle Danmark efter egne begreber være bedre rustet til reduktion af den almene, synlige forurening. Fra undersøgelser i USA er det klart påvist, at der er en sammenhæng mellem den sociale holdning med hensyn til almen renholdelse og den bakterielle forurening af afstrømmet regnvand i et separat system, Oliviri (1988). Det er velkendt, at den diffuse forurening med metaller i USA er meget større end i Danmark. Det er vanskeligt at spore nøjagtigt årsagen til denne forskel, men det hænger utvivlsomt sammen med almen, herunder industriel adfærd.

Det er en langsom proces at påvirke den almene holdning; men det må fremhæves, at det kan være svært at opnå gode resultater uden en generel holdningsændring. Denne er utvivlsomt på vej for så vidt angår forurening. Det er da et spørgsmål om at hjælpe befolkningen til at forstå sammenhængen mellem den gode hensigt og den enkeltes bidrag i hverdagen. Spørgsmålet er, om der gøres nok generelt i denne henseende.

5.2.2 Den professionelle sædvane

Denne reguleringsform er meget mere betydningsfuld end det umiddelbart formodes. Læsten for hvordan en by skal se ud blev fastlagt omkring århundredskiftet, Knudsen (1988). Der har været lavet mange eksperimenter siden; men faktum er, at de ikke har foranlediget væsentlige ændringer for så vidt angår teknisk hygiejnisk sædvane ved udformningen af overfladerne i byer.

Blandt eksperimenterne i den tekniske hygiejne kan nævnes:

* Permeable overfladebelægninger, f.eks. græs på fortove i spredt bebyggelse, permeable belægninger med fliser, brosten, græsbeton eller egentlige vejbelægninger.
* Lokal nedsivning af vand fra tage og fra veje.

Den eneste store radikale ændring skete som tidligere beskrevet i 1950'erne ved overgang til separatsystem frem for fællessystem ved byggemodninger, især i forstæder. I denne henseende har dette skift ikke været den store succes, som illustreret ved at man i Sverige har ændret politik med hensyn til omlægning fra fælles- til separatsystem, kapitel 4.

Disse sædvaner med hensyn til udformning af byer gennem byplanlægning og teknisk udformning af den synlige del af byen viser inertien i udviklingen. I de nuværende byer ligger meget store investeringer (både over og under jorden), som ikke bare lader sig ændre radikalt. Igen er eksemplet fra Sverige illustrerende. Trods beslutning om omlægning skete dette ikke i de store byer over en periode på tredive år. Tidsforbruget og omkostningerne ved en så radikal omlægning var for store til at beslutningen kom til udfoldelse. Disse forhold og overordnet diskussion af alternativer for europæiske byer er offentliggjort af Gujer (1987).

Den professionelle sædvane kan lettere identificeres i forhold til konkrete dimensioneringskriterier og konstruktive udformninger. F.eks. er dimensionering af overløbsbygværker for en opspædning på 1:5 en professionel sædvane, hvis oprindelse fortaber sig i det uvisse; men ikke desto mindre en sædvane, som har været af stor betydning for det faktisk resulterende forureningsniveau i omgivelserne. Tilsvarende gælder dimensioneringskriteriet for ledninger og forsinkelsesbassiner.

Som et godt eksempel på sædvane kan nævnes noget så simpelt som udformningen af udløbet fra af-

løbssystemer til vandløb. Ofte vil man finde udformninger, som ikke er specielt kønne i forhold til vandløbet som en rekreativ facilitet. Dette skyldes, at holdningen til lokale vandløb i byområder oftest var at opfatte vandløbet som afløbssystemets fortsættelse i omgivelserne. Denne holdning resulterede i mange flisebelagte og rørlagte vandløb. Selv uden dette vil man ofte se udformninger, som ikke tager hensyn til de store vandføringer, som skal udledes, og til den erosion af vandløbets begrænsninger, som disse vandføringer kan give anledning til.

Den professionelle sædvane kan påvirkes gennem målrettet undervisning, møder i professionelle kredse, vejledninger og love. Det skal understreges, at ønske om tekniske ændringer til formindskelse af forurening opnås bedst ved en bred påvirkning af den professionelle sædvane.

5.2.3 Vejledninger

Vejledninger kommer fra myndigheder og fra professionelle organisationer. Som eksempel kan nævnes publikationer fra universiteter og højere læreanstalter, fra Miljøstyrelsen, fra Statens Byggeforskningsinstitut og fra Dansk Ingeniørforening. I henseende til regnafledning må fremhæves de i litteraturlisten anførte publikationer, herunder rækken af skrifter fra Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité.

Fordelen ved vejledninger er, at de giver en retning som kan følges uden at være bindende. Vejledningerne giver en generel påvirkning af den professionelle sædvane uden at virke begrænsende på den professionelle udfoldelse. Det giver endvidere mulighed for at tage lokale hensyn, som tilpasser den generelt ønskede tendens til de aktuelle forhold.

Gode vejledninger er befordrende for en høj professionel standard.

Et af de væsentligste påvirkningspunkter med hensyn til den professionelle udfoldelse er ved udarbejdelse af beskrivelse før udbud af projekter. Herved påvirkes den professionelle sædvane med hensyn til indhold og form af de betingelser, som skal tilgodeses ved bygning af de tekniske konstruktioner og installationer.

Der er en stor styrke ved de facto normer og standarder i kraft af anerkendt sædvane. De er fleksible og lever kun så længe de er alment anerkendte i branchen. Dette har ikke de egentlige normers og standarders indgroede ulemper, som beskrevet nedenfor.

5.2.4 **Normer**

Normer er en integreret del af den professionelle udfoldelse i de tilfælde, hvor det er vigtigt, at tingene passer sammen, og at der opnås en ensartet standard. Der er en lang tradition for sådanne normer i Dansk Ingeniørforening, baseret på støtte og opbakning fra byggemyndighederne.

De danske normer har i de seneste årtier undergået en forandring fra at stille konstruktive krav til at stille funktionskrav. Dette skyldes en voksende erkendelse af, at meget specifikke konstruktive krav let bliver for stive og dermed begrænsende for udviklingen. Derimod må funktionskrav forventes at have en meget længere levetid og at åbne op for andre løsninger end dem, der var kendte ved normens udformning. Det er ikke let at lave om på normer. De har derfor tendens til at normere sådanne tekniske forhold, som var bedste teknik lige før udgivelsestidspunktet. Derpå forældes normer, ofte rivende hurtigt på et område i dynamisk udvikling.

Den danske tradition i denne henseende er truet fra to sider. Ønsket om hurtige indgreb tenderer mod kraftigere regulering ved mere lovfæstet påvirkning. Vi vil snart komme under påvirkning fra Centraleuropa, hvor der er lang tradition for meget håndfaste normer, som er stive i deres udformning og vanskelige at ændre, jvf. kapitel 4.

Der er et omfattende sæt af normer, som regulerer den professionelle udfoldelse inden for teknisk hygiejne. Dette gælder specielt på installationssiden og med hensyn til krav til materialer i teknisk hygiejniske konstruktioner.

5.2.5 **Standarder**

Ovenstående omtale af normer gælder tilsvarende for standarder, som blot er mere håndfaste og styres af en offentlig myndighed.

Der er betydningsfulde standarder inden for teknisk hygiejne med hensyn til f.eks. kemiske analyser og materialeprøvning.

5.2.6 **Love, bekendtgørelse og cirkulærer**

Det er ad denne vej den centrale myndighed kan stille kontante krav til den almene, såvel som den professionelle udfoldelse. I de seneste ti år er der fremkommet en meget omfattende lovgivning med relation til forurening, som det ikke har mening at sige mere om hér.

Det er dog bemærkelsesværdigt, at for så vidt angår forurening forårsaget af regnafledning er der meget lidt lovmæssig regulering at finde i det omfattende materiale. Dette skyldes utvivlsomt, at det er et vanskeligt område at regulere, fordi forureningen er kortvarig. De nu udviklede regelsæt for forurening udledt dagligt med spildevandet kan ikke simpelt overføres til regulering af de pludselige forureningstilfælde eller til regulering af de diffuse kilder, f.eks. landbrugets bidrag.

Det er denne rapports hensigt at gennemgå behovet for og mulighederne for regulering, herunder lovmæssige indgreb til formindskelse af forureningen i forbindelse med regnafledning.

5.3 Konkrete reguleringer

Den etablerede praksis er at kræve opspædning 1:5 før overløb fra fælles systemer og at tillade regnafledning fra separate systemer uden rensning, bortset fra tilfælde med lokale krav om olieudskillere. Som beskrevet i kapitel 4 eksperimenteres der både i Danmark og internationalt med nye formuleringer af krav. Der er behov for en analyse af de muligheder, som foreligger, og af de forskellige muligheders fordele og ulemper.

Målsætning

Som overordnet målsætning gælder følgende:

* Regulering med henblik på begrænsning af forurening fra regnafledning skal så vidt muligt formuleres i direkte relation til den resulterende forurening.

* Hvor regulering med henblik på begrænsning af forurening fra regnafledning ikke formuleres i direkte relation til den resulterende forurening, skal de regulerende krav være motiveret i relation til den resulterende forurening.

* Regulering til begrænsning af forurening fra regnafledning skal vælges operationelt i systemet for effektivt at påvirke forureningens årsager og mindske dens virkning.

Disse generelle målsætninger er formuleret specifikt som en modsætning til de herskende forhold, hvor det ikke er muligt at finde nogen relation mellem det stillede krav og den resulterende forurening - ganske simpelt fordi disse krav oprindeligt var konstruktivt/økonomisk

motiveret og ikke baseret på betragtninger vedr. resulterende forurening.

Regulering

Regulering sker bedst, hvis det formuleres direkte med relation til den resulterende forurening. Målsætningen er klar for alle og der bevares frihed til at vælge den konstruktivt/ økonomisk bedste løsning, under hensyn til de lokale omstændigheder inden for rammerne af de stillede krav.

Krav

Eksempler på formulering i nær tilknytning til den resulterende forurening er:

* Krav om en given kvalitet af de biologiske forhold i recipienten,

hvilket ofte omsættes til krav til koncentrationer af udvalgte forureningskomponenter i recipienten. Herom vides, at disse kravværdiers overholdelse vil sikre den ønskede biologiske kvalitet i recipienten. Der er erfaring for, at dette ikke er nogen let omsætning fra biologisk formulering til koncentrationsangivelse.

* Krav til mindste iltkoncentration i vandfasen.
* Krav til største ammoniakkoncentration i vandfasen.
* Krav til største koncentration af sulfid i vandfasen.
* Krav til største koncentration af metaller i vandfasen.
* Krav til største koncentration af metaller i sedimentet.
* Krav til største koncentration af specifikke miljøfremmede organiske forbindelser i vandfasen.
* Krav til største koncentration af specifikke miljøfremmede organiske forbindelser i sedimentet.

På dette grundlag kan man ræsonnere sig tilbage ad vandets vej til nødvendige foranstaltninger til begrænsning af forureningen. Dette forudsætter en viden om stoffernes omsætning i recipienten, således at man kan beregne en tilladelig belastning af omgivelserne. På dette grundlag kan man da vælge foranstaltning, hvad enten der vælges begrænsning ved kilden eller rensning. Det er en speciel vanskelighed ved forurening fra regnafledning, at der er tale om et stokastisk fænomen. Det er således ikke muligt at undgå overskridelse af de krav, som sædvanligvis gælder for den daglige udledning. Kravene må nødvendigvis gives en specifik stokastisk formulering. Dette vil blive behandlet i hvert enkelt tilfælde, hvor en kravformulering til recipienten er gennemførlig.

Der er erfaring for, at disse formuleringer kan føre til omstændelige procedurer, før man har ræsonneret sig frem til det rationelle grundlag for konkrete forureningsbegrænsende foranstaltninger. En af grundene til denne træghed i systemet er, at der opstår et ønske om at kende til forholdene i meget store detaljer, før man tør træffe en beslutning, især på lokalt plan. Det kan undre, at man i praksis således svinger direkte fra regler stort set uden relation til den resulterende forurening, til at stille utopiske krav til den nøjagtighed, hvormed man skal kende relationen mellem konkret forureningsbegrænsende foranstaltning og den resulterende forurening.

Det er selvsagt ikke muligt at foretage omfattende recipientundersøgelser for hvert overløb fra et fællessystem og ethvert udløb fra et separatsystem. Løsningen er derfor at vejlede med **generelt acceptable procedurer for beregning af resulterende forurening**, som kan sammenlignes med etablerede krav til koncentrationen i recipienten. Dette kan gennemføres for så vidt angår bakteriel forurening af hensyn til badevand og udledning af organisk stof, som fører til iltsvind - som nærmere beskrevet i kapitel 7.

Denne formulering levner frihed til at identificere den mest optimale løsning til begrænsning af forureningen, under hensyn til de lokale forhold.

Der er kun to konkrete former for regulering:

* Begrænsning ved kilden
* Rensning før udledning

som vil blive omtalt i det følgende:

5.3.1 Begrænsning ved kilden

Dette er den mest effektive foranstaltning. Forureningen hindres i at finde sted. Det er også den sværeste, fordi så mange omstændigheder er låst fast af allerede foretagne investeringer. Det svenske eksempel er igen godt som illustration. Omlægning til separatsystem blev forhindret af opgavens omfang og blev sluttelig opgivet, fordi der var andre upåagtede forureningskilder i systemet. Mulighederne for begrænsning ved kilden må dog hele tiden haves for øje, fordi det er meget effektivt, hvor det kan gennemføres. Nedenstående opregnes en række eksempler fra litteraturen:

Påvirkning af folks adfærd på veje og gader

Som omtalt er der en klar relation mellem den almindelige renholdning af byen og forureningen af det afstrømmede vand. En indsats på dette

område vil være gavnlig. Det er samtidig en påmindelse om ikke at reducere den offentlige renholdelse af byen.

Gadefejning

Bortset fra den ovenfor omtalte effekt af den almindelige renholdelse af byen har amerikanske undersøgelser vist, at der ikke kan spores en væsentlig effekt af gadefejning, medmindre dette sker jævnligt og med støvsuger. Årsagen er, at de forurenende stoffer af betydning er knyttet til de fineste partikler i vejstøvet, f.eks. Miljøstyrelsen (1981), se også figur 7.26.

Lokal nedsivning

Lokal nedsivning har tidligere været anvendt som en metode til begrænsning af tilløbet til afløbssystemet, som dermed belastes mindre ud fra en hydraulisk betragtning. Dette vil selvfølgeligt også mindske den forurening, som ledes til omgivelserne via separatsystemers udløb og via overløb fra fællessystemer; men man skal dog huske, at forureningen ikke er forsvundet. Den er blot ført et andet sted hen, nemlig ned tilgrundvandet - hvis den da ikke er filtreret fra i jordlagene, inden den når grundvandet.

Den potentielle grundvandsforurening fra nedsivning af vand fra tage, gader og veje er så relativt ubelyst, at det vil kræve yderligere undersøgelser.

Tømning af nedløbsbrønde

Tømning af nedløbsbrønde hører til sædvanlig vedligeholdelse af afløbssystemet. Denne tømning er i praksis motiveret af ønsket om at undgå forstoppelse. Engelske undersøgelser har vist, at der tilføres væsentlige mængder forurening fra stoffer, som akkumuleres i brøndene, Pratt (1987). Tømningsrutinen kan eventuelt forbedres med det specifikke formål at begrænse forureningen.

Spuling af ledningssystemet

Flere undersøgelser har vist, at koncentrationen af forurenende stoffer i overløbsvand fra fællessystemer er væsentligt øget på grund af udvaskning af sedimenter og begroning i afløbsledningerne, Lindholm (1977), Johansen (1985), Hogland (1986). Norske undersøgelser har vist, Lindholm og Aaby (1988), at der er visse omstændigheder i afløbssystemet, som kan gøre denne forøgelse specielt stor, nemlig hvor der er lunker eller på anden måde er årsag til ansamling af materiale i ledningen. Det vil i så fald være en væsentlig forureningsbegrænsende foranstaltning jævnligt at spule ledningen på de identificerede strækninger.

Forbud mod visse materialer

Det er veldokumenteret, Malmquist (1983), at forurening i afløbsvand fra byer stammer fra korrosion, erosion og afvaskning af partikler fra overfladerne: zink og cadmium fra zinktag-

render, kobber fra kobbertage, opløsningsmidler fra plastmaterialer, bly fra udstødningen fra biler, asfaltpartikler fra vejbanen, dækrester fra bilerne, jord fra ubefæstede overflader (især fra byggepladser) og meget mere.

Det eneste vellykkede eksempel på begrænsning af denne art er begrænsningen af bly i benzinen, og det var ikke specielt motiveret af forureningen i det afledte vand, men af luftforurening. Reduktionen af forurening fra regnafledning er kun en gavnlig bieffekt.

Der er omfattende udenlandske undersøgelser af disse forhold, men undersøgelserne kan ikke siges at give entydige svar. Dette skyldes især, at der stadig er uvished om disse stoffers faktiske forureningsmæssige betydning ved udledning med regnvand i de koncentrationer, som er målt i praksis. Disse forhold vil blive behandlet specifikt i kapitel 6 og 7.

5.3.2 Begrænsning ved rensning før udledning

Ved rensning forstås, at det udledte vand bibringes en lavere koncentration end koncentrationen i vandet, som ledes til rensningsanlægget.

Rensning af regnafledning er rensningstekniker-ens mareridt. Det ene øjeblik er der ikke vand at rense. Det næste øjeblik strømmer der en kubikmeter vand pr. sekund gennem anlægget - og det hele varer måske kun en time.

Der er et helt spektrum af muligheder for rensning af det afledte vand. De konventionelle løsninger er:

Fællessystemet

* Skumbræt i overløbsbygværket.
* Rist i overløbsbygværket.
* Udformning af overløbsbygværket, således at sedimenterbart og floterbart materiale så vidt muligt ikke løber over.
* Magasinering, således at mere vand ledes til rensning i selve rensningsanlægget, i stedet for at blive ledt ud ved overløbsbygværket.
* Udformning af bassinerne således at så meget sedimenterbart og floterbart materiale tilbageholdes, for efter regnskyllet at blive ledt til selve rensningsanlægget.
* Olieudskillere, som udformes til separation af sedimenterbare og især floterbare stoffer. Der er megen usikkerhed om dimensioneringskriterierne for olieudskillere, Hansen (1982).

Der er af Miljøstyrelsen ydet speciel støtte til en analyse af alternative, konstruktive

udformninger, hvormed rensningen i de konventionelle bygværker kan øges. Derfor vil disse forhold ikke blive behandlet i detaljer hér, bortset fra forholdene for så vidt angår virkningen af den øgede belastning på selve rensningsanlægget, kapitel 7.

Der foreligger også en række ukonventionelle metoder, men disse er ikke principielt forskellige fra de rensningsmetoder, som kan finde anvendelse for separatsystemer, som omtalt nedenfor:

Separatsystemet

* Filtrering
* Kemisk fældning
* Dissolved air flotation

Hér vil separatsystemets eventuelle begrænsning vise sig. Hvis det viser sig at blive nødvendigt at rense det udledte vand af hensyn til forureningen fra separatsystemer, vil det blive til store omkostninger til lokal rensning. Dette er da også grunden til, at det overvejes inden for vandmiljøhandlingsplanens forsknings- og udviklingsprogram at bevilge støtte til et projekt specielt om lokal rensning af regnafledning. De specifikke metoder vil ikke blive gjort til genstand for særlig analyse hér, men vor viden - eller mangel på samme - om forureningen, som kan motivere et behov for rensning, vil blive omtalt.

5.3.3 Valg af krav

Det er ikke altid muligt at give en rationel formulering med direkte relation til forureningen i recipienten. Det er da nødvendigt at gå på akkord med det fundamentale kravs formulering. Dette gælder f.eks. begrænsning af den synlige forurening, flydestoffer og genstande.

Det kan være umuligt at formulere operationelle krav til vandkvaliteten, fordi sådanne (hvis de findes) ikke simpelt kan omsættes fra recipientkrav til anden form for krav. Usikkerheden omkring en sådan omregning kan være for stor til at gøre det til en generelt anvendelig procedure. På dette grundlag vil det heller ikke kunne indgå ved hensyntagen til lokale forhold. Under disse omstændigheder må der formuleres mere generelle krav, som kan formuleres operationelt i forhold til den konkrete foranstaltnings gennemførlighed.

Til gengæld må konsekvensen af den manglende viden være, at der igangsættes undersøgelser, som kan kaste lys på relationen mellem kilder i oplandet, mulige rensningsforanstaltninger og resulterende effekt i recipienten. Det kan ikke være tilfredsstillende i det lange løb at gen-

nemføre potentielt dyre foranstaltninger uden klare indikationer for disse foranstaltningers berettigelse, herunder hensyntagen til den usikkerhed, hvormed sådanne udsagn kan gives. Dette vil blive identificeret i hvert tilfælde i det følgende.

Der er en række alternative formuleringer, som kan tages i anvendelse:

* Krav til udløbskoncentrationen i det udledte vand.
* Krav til den udledte mængde i den enkelte hændelse.
* Krav til den form for rensning, som vandet skal gennemgå før udledning.

Til disse krav må der nødvendigvis høre en statistisk formulering af kravets overholdelse, fordi det for et stokastisk fænomen som regn ikke kan garanteres, at der ikke vil komme et regnskyl, som vil gøre det umuligt at overholde de stillede krav.

* Krav til konstruktionen i forbindelse med udledningen.
* Krav om spuling af udpegede ledningsstrækninger.
* Krav om omlægning af udpegede ledningsstrækninger.
* Krav til udformning af de afløbstekniske installationer.
* Krav til udformning af belægninger i byen.
* Krav om begrænsning af identificerede aktiviteter i byen.
* Krav til ikke at benytte identificerede stoffer i bygningsmaterialer.

Fælles for disse indgreb er, at de må motiveres af hensynet til en resulterende forurening i recipienten eller til risikoen for denne forurening; herunder også hensyntagen til den usikkerhed, hvormed de motiverende relationer kan anses for kendte i forhold til forureningens potentielle skader.

Der er ikke tradition for så detaljerede krav formuleret fra centralt hold. Det er således dansk tradition at overlade disse detaljer til afgørelse i det nære miljø. Det er en god tradition, fordi det giver mulighed for lokalt tilpassede løsninger. Det er imidlertid en tradition, som har været kraftigt anfægtet med henvisning til manglende viden, evne og/eller vilje lokalt til at løse vanskelige forureningsproblemer. Denne tradition har også været anfægtet fra lokal side, hvor man ønskede klare direktiver, som var lette at overskue og gennemføre. Det må gentages, at på længere sigt vil lokal

viden og evne til håndtering af de detaljerede problemer være mere operationel end firkantede centralt fastsatte krav uden lokal tilpasning. På længere sigt er det bedst at hæve videnniveauet lokalt, som omtalt under afsnittet om professionel sædvane; fremfor regelsæt, som ikke motiverer til bedre viden og øget professionel standard.

Vanskeligheden ved denne omfattende identifikation af egnede reguleringsmuligheder må ikke undervurderes. Dette kan illustreres af omfattende undersøgelser i USA over de sidste 20 år af alle disse alternativer. Denne proces er ikke tilendebragt med et entydigt resultat.

Valg af reguleringsmetode må tilpasses det identificerede forureningsproblem.

I kapitel 6 vurderes vort videngrundlag med hensyn til koncentrationer af specifikke, forurenende stoffer i det med regn afledte vand. I kapitel 7 gennemgås på dette grundlag vor viden om alvoren i den påførte forurening og de konkrete krav, som kan stilles i lyset heraf.

6. STOFTRANSPORT OG OMSÆTNING I SYSTEMET

Undersøgelse

Det særlige ved stofafstrømning under regn er, at karakteristiske størrelser som koncentrationen varierer under hændelsen, fra hændelse til hændelse og fra sted til sted. Der er foretaget meget omfattende undersøgelser i mange lande, som bidrager til at beskrive disse fænomener; men det må konstateres, at der er meget store vanskeligheder med at omsætte disse omfattende data for karakteristiske størrelser til praktisk anvendelse. Det må fastholdes, at disse undersøgelser bør være lavet med et praktisk sigte, og at de ikke lever op til målsætningen, hvis ikke resultatet kan omsættes til praktisk anvendelse. Denne problemstilling har ikke fundet sin endelige løsning, trods mange forsøg.

Bearbejdningsformer

Mange bearbejdningsformer og præsentationsformer har været prøvet. De væsentligste vil blive præsenteret i det følgende. Der er tre principielt forskellige fremgangsmåder:

* Karakteristisk afstrømning (med stokastisk variation).
* Deterministisk modelbeskrivelse med stokastisk variation.
* Empirisk relation med stokastisk variation.

Den første karakterisering forekommer i alle rapporteringer af de omfattende undersøgelser. Der angives ofte en karakteristisk koncentration; men i praksis er variationen omkring denne karakteristiske koncentration så stor, at der i reglen også bør angives en spredning for at give et begreb om usikkerheden på størrelsen.

På et meget tidligt tidspunkt forsøgte man med modelbeskrivelse. Man forventede at få ligeså stor succes med deterministisk beskrivelse af stofafstrømningen som med den hydrauliske beskrivelse.

Den empiriske metode er forsøgt som en konsekvens af modellernes manglende succes i et forsøg på dog at tage de væsentligste årsagssammenhænge i regning.

Concentrations of the pollutants

Pollutants	highway surface run-off (weighted average)			precipitation		
	A 81 Pleidelsheim	A 6 Obereisesheim	A 8/B 10 Ulm-West	Pleidelsheim	Obereisesheim	Ulm-West
filterable solids ($mg.l^{-1}$)	137	181	252	7.0	12.1	10.2
spec.el.cond. ($\mu b.cm^{-1}$)	386	414	962	74	44	30
COD ($mg.l^{-1}$)	107.1	118.5	85.6	18.7	18.1	22.5
mineral oil ($mg.l^{-1}$)	7.02	5.51	2.05	0.41	0.34	0.32
PAH ($\mu g.l^{-1}$)	2.61	2.97	2.51	-	-	-
Cd	0.0059	0.0059	0.0028	0.0008	0.0010	0.0005
Cr	0.0096	0.0204	0.0052	0.0019	0.0021	0.0020
Cu	0.097	0.117	0.058	0.021	0.014	0.006
Fe	3.42	5.16	2.18	0.22	0.32	0.13
Pb	0.202	0.245	0.163	0.031	0.037	0.021
Zn	0.36	0.62	0.32	0.12	0.12	0.08
Cl^-	108	152	357	2.0	0.3	-
NH_4^+-N	0.76	0.89	0.51	1.26	1.59	0.98
P_{tot}	0.25	0.35	0.31	0.10	0.19	0.15

(mg.l⁻¹)

Figur 6.1
Angivelse af koncentrationer som resultat af undersøgelser af seks oplande i Tyskland, Stotz (1987). Der er ikke nogen form for angivelse af en variation omkring de angivne koncentrationer.

Yearly polllution loads

	yearly pollution loads in highway surface run-offs			yearly pollution loads in settled airborne particles and in precipitation		
	A 81 Pleidelsheim	A 6 Obereisesheim	A 8/B 10 Ulm-West	Pleidelsheim	Obereisesheim	Ulm-West
	in kg/(ha.a)			in kg/(ha.a)		
filterable solids	873	848	479	169	283	200
COD	672	557	207	253	236	243
mineral oil	43.27	27.09	4.85	4.94	3.83	2.29
PAH	0.018	0.014	0.005	-	-	-
Cd	0.037	0.029	0.0072	0.013	0.009	0.003
Cr	0.062	0.100	0.012	0.040	0.002	0.015
Cu	0.621	0.544	0.130	0.223	0.125	0.060
Fe	23.37	28.81	4.37	3.60	4.65	1.34
Pb	1.332	1.155	0.360	0.325	0.307	0.179
Zn	2.329	2.892	0.715	1.261	0.907	0.571
Cl^-	1011	777	1344	15.62	2.7	-
NH_4^+-N	4.60	3.22	1.03	11.11	10.57	5.76
P_{tot}	1.62	1.45	0.63	1.04	1.45	0.98
run-off in $m^3/(ha.a)$	6709	4715	2113	-	-	-

Figur 6.2
Angivelse af årlig afstrømning som resultat af undersøgelser af seks oplande i Tyskland, Stotz (1987).

TABLE 1 SUMMARY OF EUROPEAN WATER QUALITY DATA FOR URBAN DISCHARGES

Flow weighted average concentrations (mg l^{-1}) and loadings (kg ha^{-1} yr^{-1}); bacterial counts (MPN/100 ml)

Location, Author/Source	Sewer Type	Slope %	Area (ha)	Imp. %	Pop. (p/ha)	Events/Obs. (No.)	Concentrations (mg l^{-1}) SS	BOD	COD	NO_3-N	N_{tot}	P_{tot}	Pb	Zn	Fecal Coliforms	Loadings (kg ha^{-1} yr^{-1}) SS	BOD	COD	NO_3-N	N_{tot}	P_{tot}	Pb	Zn
FINLAND																							
Pakila, Helsinki (Melanen)	S	20	20	29	30	13 - 56	220	12	93		1.6	0.25	0.09	0.14		22	1.5	11.0		0.25	0.03	0.01	
Kaukovalmo, Oulu (Melanen)	S	0.5	41	30	65	19 - 57	160	14	120		1.7	0.27	0.13	0.34		8.7	1.3	11.0		0.20	0.03	0.01	
Hameenpuisto, Tampere (Melanen)	S	1.4	13	67	125	36 - 63	270	28	140		2.2	0.43	0.43	0.45		120	10.0	54.0		0.95	0.19	0.16	
NORWAY																							
Ova, Trondheim 1. (Lindholm)	C	1.1	21	37	93	13	510		352			3.0				1573		1088					
Risvollan, Trondheim 2. (Lindholm)	S	5.3	20	18	30	14	929		74		2.3	0.3	0.07	0.10		160		127			0.5	0.12	0.50
Bisettbekken, Oslo 1. (Lindholm)	C	2.8	219	69	342	16	721	200	530		6.2	2.4	0.45	1.07		1867	518	1373					
Oslo 3. (Lindholm)	S		37	43	155	9	367		73		4.9	0.5	0.10	0.17		628		125			0.8	0.17	0.29
Vestli, Oslo 4. (Lindholm)	S	9.5	37	33	123	11	66		63		5.9	0.8	0.05	0.32		164		120			1.6	0.10	0.61
Rukkilabekken, Sandefjord (Lindholm)	C	2.5	380	12	25	9	424	103	268		14.4	4.0	0.08	0.64		537	131	340				0.83	6.61
SWEDEN																							
Mellbyleden, Goteborg (Malmquist)	S		15.6	39	115	7	79		89	1.2	2.5	0.21	0.16	0.33	2100	52		60			0.17	0.12	0.27
Vegapaten, Goteborg (Malmquist)	S		5.8	53	250	9	140		120			0.33	0.39	0.44	600	101		138			0.41	0.45	0.63
Bergsjovangen, Goteborg (Malmquist)	S		4.8	45	85	6	67		69	1.3	2.4	0.20	0.20	0.24	790	83		85			0.38	0.15	0.24
Linnegatan, Malmo (Hogland)	C	0.5	250	25	50	103 (Ob)	180	53	460		7.6	1.80	0.10	0.32	0.1×10^6								
DENMARK																							
Cedervaenget, Lyngby (Harremoes)	C	1.1	5.3	45	94	23 - 30	155	30	138	2.1	9.2	2.6	0.11	0.52									
Vestre Paradisvej, Soelleroed (Harremoes)	C	1.1	17.2	23	21	20 - 28	197	31	121	0.6	9.4	2.6	0.15	0.30									
Murkerisparken, Birkeroed (Harremoes)	S	0.8	6.4	46	27	19 - 36	52	4.4	37	1.2	1.4	0.11	0.04	0.34	3200								
Soender Ege, Ry (Simonsen)	C		45	-	-	34			20		5.3	1.7											
Noerremarken, Viborg, (Simonsen)	S		159	-	-	-	90		11		5.8	0.38	0.09	0.30									
Skraetmoelle, Skanderborg (Simonsen)	S		27	-	-	5 - 27	354		15		2.9	0.86	0.02										
Ladegaardsbakken, Skanderborg (Simonsen)	S	-	7.5	-	-	5	241		31		6.7	0.68	0.05	0.04									
Aalborg Oest (Hvitved Jacobsen)	S		8.8	-	-	12	15						0.10	0.45									
NETHERLANDS																							
Bastion, Lelystad (Dirk)	S	0.1	4.5	66	150	8	142	7	58	3.3	4.1	0.75	0.10	0.74	3000		6.9			6.0	0.34		
Heerlugswaard (Dirk)	S		12.5	-	-	-	36	25	35		2.2	0.32	0.01	0.09									
FRG																							
Pullach II, Munchen (Brunner)	S	0.7	23	35.6	35	40	158	11	90	1.01	3.78	1.6											
Harlaching, Munchen (Geyer)	C	0.1	528	40	200	600/2000 (Ob)	153	102	275		21.0	8.4				232	40	142	1.8	-	1.8		
Burmu, Stuttgart (Kraith)	C	0.6	31.7	38	125	-	177	114	88		19.4	6.6				1312	784	1943		151.0	67.0		
Emil Clar Strasse, Frankfurt (Grieesdorsch)	C	0.1	70.3	82	-	24	422	180	126	6.6	21.1	9.5				1426	919	846		156.0	53.0		
Lettigkautweg, Frankfurt (Grieesdorsch)	C		45.3	51	-	18	463	180	108	3.2	23.7	15.2											
Westhausen, Frankfurt (Grieesdorsch)	S	0.1	88.6	48	-	12	515	46	81	9.7	12.2	1.2											
Sameder, Herth (Pecher)	C		504	42	-	4	681	58	138	2.2		17.5		0.37									
Rubgarten, Gelebel	C	0.4	35	50	-	56	586	60	130	2.4	3.6	1.4											
SWITZERLAND																							
Schwamendingen, Zurich (Roberts)	C	0.5	9	47	200	90	83	8	37	1.0	2.1	0.18	0.11	0.13		314	30	138	3.7		0.7	0.42	0.05
Kanalisation Friedacker, Zurich, (Dauber)	C	5.0	12.7	42	129	-	212	189	498	0.11	40.6	13.1	0.02	0.28		87	63					0.04	
FRANCE																							
Maurepas, Paris (Deutsch)	S	0.5	26.7	60	100	174	191	12	77	6.1													
Les Ulis, Paris (Deutsch)	S	0.6	43.1	42	350	97	439	34	188	7.8		1.32	0.28	0.64		940	55	380	23.0	26.0	4.1	0.41	1.65
Aix Zup, Aix-en-Provence (Deutsch)	S	2.9	25.6	78	210	75	296	58	202	9.8		3.20	0.34	0.89		1100	85	460	14.0	16.0	4.9	0.30	0.86
Aix Nord, Aix-en-Provence (Deutsch)	S	6.5	92.0	35	40	73	473	45	278			1.75	0.02	0.14		630	75	430	11.0	12.0	2.6	0.35	0.66
																300	30	160	2.0	3.4	0.65	0.17	0.23
UK																							
Chelmsly Wood, Birmingham (WRc)	S		107	35	107	-	130	14	134		0.5	0.21	0.34	0.39		225	28	234			0.36	0.59	0.68
St Andrews, Northampton (HMSO)	C		83	50	102	-	370	95								2439	672						
Coopers Lane, Bradford (Gameson)	C		68	28	90	-	237	43								308	126						
Rastrick, Brighouse (Gameson)	C		240	11	15	-	647	84								154	61						
Shephall, Stevenage (Mance)	S		143	23	66	80	112			1.7	2.0		0.21	0.27		101						0.23	0.45
Clifton Grove, Nottingham (Pratt)	S	3.0	10.6	42	85	18	21	7	39		8.8												
Graham Park, N London (Ellis)	S	1.8	350	39	34	18	316	22	165	2.3	6.5	0.72	0.40	0.67	4865	184	32	210	4.2	18.5	0.84	0.27	0.73
Oxhey, N London (Wilkinson)	S	2.2	247	18	51	79	194	7								69	11.0						
Oxhey, N London (Ellis)	S	2.2	247	20	64	24	194	51		1.3	2.4	0.37	0.39	0.30	3840	190	47					0.38	0.45

Figur 6.3
Angivelse af koncentrationer og årlig afstrømning som resultat af undersøgelser af byer i Europa, EWPCA (1987).

Location, Author/Source	Traffic Intensity (veh/day)	Total Area (ha)	Imp. %	Average Concentrations (mg l^{-1})									Average Loadings (kg ha^{-1} yr^{-1})						
				SS	BOD	COD	NH_4-N	NO_3-N	N_{tot}	P_{tot}	Pb	Zn	SS	BOD	COD	N_{tot}	P_{tot}	Pb	Zn
E6, Jessheim, Norway (Gjessing)	7000	0.25	100	780		256					0.52	0.74			291			4.4	3.6
Trondheim, Norway (Reinertsen)	4000			585		171					0.45								
A81, Pleidelsheim, FRG (Krauth)	41,500	1.3	100	137		107	0.8			0.25	0.2	0.36	873		672		1.6	1.3	2.3
A6, Obereisesheim, FRG (Stotz)	47,000	2.52	86	181		119	0.9			0.35	0.25	0.62	848		557		1.5	1.2	2.9
A8, Ulm, FRG (Stotz)	40,600	25.0	40	252		86	0.51			0.32	0.16	0.32	479		207		0.6	0.4	0.7
N1, Rossberg, Switzerland (Dauber)	15,000			110	12		0.5	1.3	3.3	0.28	0.34	0.25	820	90		15.5	2.1	2.5	1.9
A38M, Birmingham, UK (Hedley)	58,000	3.6	100	178	32						2.4	3.6	6289	11,610				13.0	19.0
M1, Toddington, UK. (Perry)	38,600	0.08	100	180		469					0.6	0.18	1469					3.27	2.64
Basils Rd, Stevenage, UK (Mance)		0.38	100	28					0.98		0.15	0.22							
Twyford Gdns, Nottingham, UK (Pratt)	≥400		95	121	16	57	2.5	19.3		1.3	0.1	0.1							
Tame Close, Nottingham, UK (Pratt)	≥200		95	110	22	173	3.0	20.3		2.5	0.1	0.2							
Chilwell Gdns, N London, UK (Ellis)	620	0.05	68	55	34	185	0.8	32.4		1.5	0.28	0.17	86					6.7	10.6

Figur 6.4
Angivelse af koncentrationer og årlig afstrømning som resultat af undersøgelser af landeveje i Europa, EWPCA (1987).

Disse tre fremgangsmåder vil blive gennemgået hver for sig.

6.1 Karakteristisk afstrømning (med variation)

Koncentrations-middelværdier

Den karakteristiske afstrømning kan angives på flere måder, afhængigt af forventet anvendelse, typisk som koncentration eller som afstrømning pr. overfladeenhed pr. år. Det mest primitive er da at angive karakteristiske tal, almindeligvis aritmetiske middelværdier. Figur 6.1 og figur 6.2 viser to eksempler taget fra Stotz (1987). Meget grundige og omfattende undersøgelser rapporteres med angivelse af den karakteristiske koncentration eller belastning med angivelse af tre op til fire betydende cifre uden indikation af stokastisk variation!

Tilsvarende rapporterer den europæiske fælles bearbejdning, EWPCA (1987), resultaterne fra de enkelte undersøgelser med angivelse af middelkoncentration, figur 6.3 og 6.4.

Koncentrations-intervaller

Figur 6.5 og 6.6 er taget fra UNESCO (1987), hvor de karakteristiske størrelser er angivet som et interval. Det er jo heller ikke nogen stor hjælp, når man iagttager de vældige intervaller, der er tale om; f.eks. (som værste tilfælde): Suspenderet stofkoncentration i separat regnafledning fra beboelsesområder: enkeltmålinger i intervallet 1-12000 mg/l og middelværdier for enkeltundersøgelser i intervallet 28-736 mg/l.

Tilsvarende rapporterer den europæiske fælles bearbejdning, EWPCA (1987), det samlede resultat fra undersøgelserne med angivelse af koncentrationsinterval, figur 6.7.

Koncentrations-variation

Flere metoder har været taget i anvendelse til illustration af undersøgelsesresultatet og dets variation. Figur 6.8 viser anbefalede koncentrationer til karakterisering af afstrømning fra separatsystemer, Malmquist (1983). Figuren giver et klart indtryk af variationen, men intervalangivelsen er ikke statistisk veldefineret. Der er givet en fremstilling af forskellen mellem forskellige oplande, men det fremgår også, at variationen i de fleste tilfælde er så stor, at der ikke er signifikant forskel på oplandstypen for kvælstofs og fosfors vedkommende. Afstrømning fra trafikoplande har en klart forhøjet COD-koncentration i forhold til de andre oplande. Figur 6.9, Hogland m.fl. (1986), viser tilsvarende anbefalede værdier for koncentrationen i over-

Land Use	Residential		Commercial		Industrial	
Source Units	CSO's mg/L	Stormwater mg/L	CSO's mg/L	Stormwater mg/L	CSO's mg/L	Stormwater mg/L
BOD_5	2 - 600 (23 - 114)	1 - 145 (8 - 55)	4 - 600 (46 - 95)	0,5 - 173 (17 - 38)	82 - 685 (86 - 153)	0,5 - 88 (9 - 28)
COD	33 - 1762 (138 - 209)	4 - 1740 (28 - 213)	41 - 626 (138 - 145)	3 - 610 (46 - 170)		0,7 - 605 (86 - 343)
Settleable Solids	0,1 - 656 (165 - 238)	0,1 - 4500 (50 - 435)		0,1 - 440 (76 - 160)		0,1 - 1270 (151 - 374)
Total Suspended Solids	24 - 1260 (177 - 271)	1 - 12000 (28 - 736)	20 - 1800 (90 - 391)	1 - 4803 (56 - 275)	124 - 1000 274 - 637)	1 - 11900 (114 - 1220)

First line = minimum and maximum values of data from all studies.
econd line (in parentheses) = range of average concentrations found in different studies.

Figur 6.5
Intervalangivelser for koncentrationer i overløb fra fællessystemer og udløb fra separatsystemer, UNESCO (1987).

	Annual Pollutant Loadings (kg/ha/yr)				
Source	Total Suspended Solids	BOD	COD	Total N	Total P
Runoff in storm sewers	100 - 6300	5 - 170	20 - 1000	2 - 12	0,2 - 2,2
Residential area runoff	600 - 2300	5 - 100	20 - 800	2 - 12	0,2 - 2,2
Commercial area runoff	100 - 800	40 - 90	100 - 1000	5 - 12	1,2 - 2,2
Industrial area runoff	400 - 1700	10 - 90	200 - 1000	5 - 10	1,0 - 2,1
Highway runoff	120 - 6300	90 - 170	180 - 3900	-	-
Combined sewer overflows	1200 - 5000	500 - 1300	500 - 3300	15 - 40	4 - 8

Data sources: Ellis (1986), Dick and Marsalek (1979), Marsalek (1984), and Melanen (1981).

Figur 6.6
Intervalangivelser for årlig afstrømning fra overløb fra fællessystemer og udløb fra separatsystemer, UNESCO (1987).

løbsvand fra fællessystemer, angivet som max-min interval og som det interval, inden for hvilket 50% af dataene befinder sig; ikke nogen sædvanlig eller statistisk velegnet fremstillingsform. Figur 6.10 viser en lignende grafisk fremstilling, Hogland (1983) og (1986), for undersøgelser i Malmö. Det fremgår klart af den grafiske fremstilling at fordelingerne er meget skæve. Denne fremstilling lider af den ekstra usikkerhed, som ligger i at variationen fra varierende opspædning med spildevand ikke er elimineret. Dette har ikke været muligt, fordi der er målt på selve overløbet og ikke på hele afstrømningen fra et veldefineret opland.

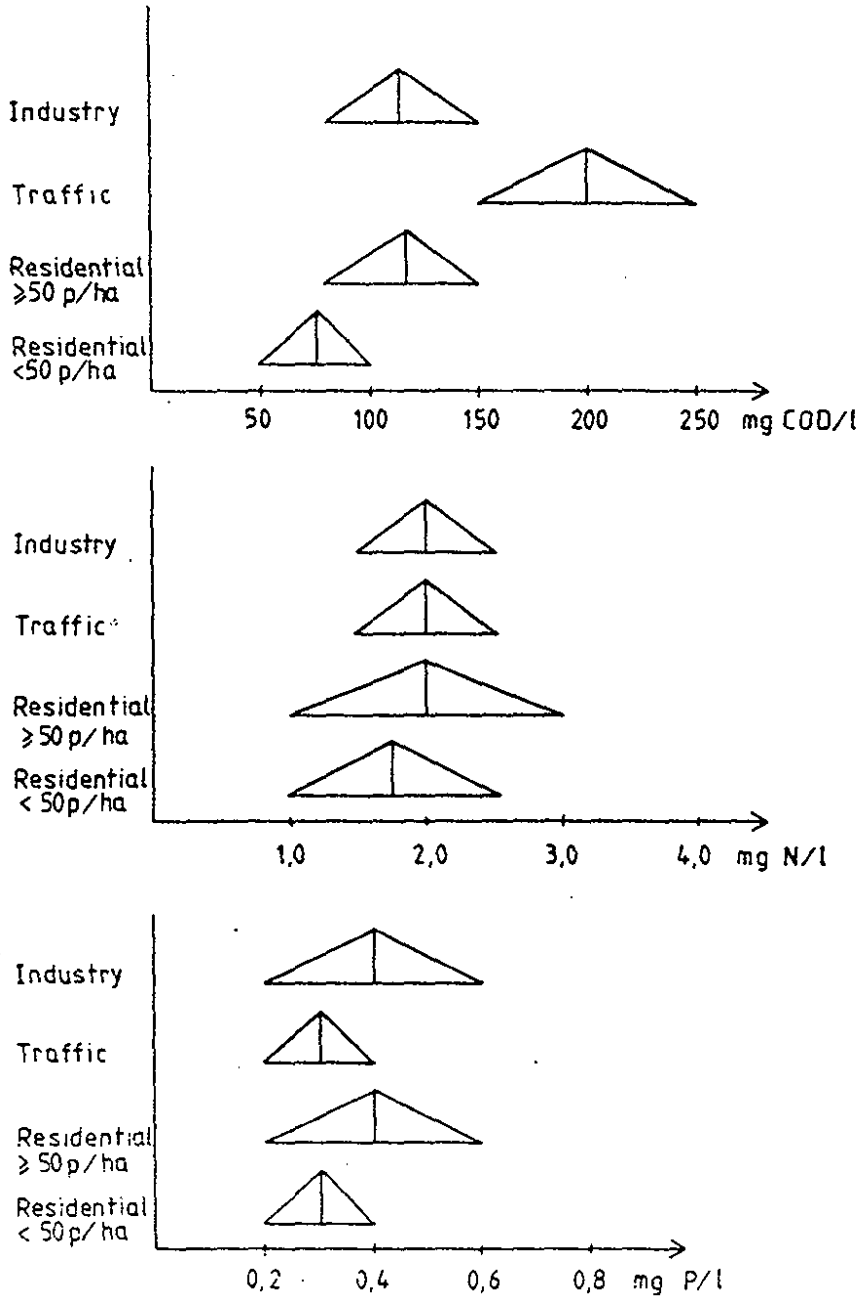
Sewer Type	Mean Pollutant Concentrations ($mg\ l^{-1}$)								Mean Pollutant Loadings ($kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)					
	TS	TVS	BOD	COD	NH_4	Pb	PAH[a] B(a)P	E.Coli[b]	TS	TVS	BOD	COD	NH_4	Pb
Separate Storm	21 -	26 -	7 -	33 -	0.2 -	0.03 -	29 -	10^2 -	347 -	90 -	35 -	22 -	1.2 -	0.09 -
Sewer Runoff	582	149	22	265	4.6	3.1	200	10^4	2340	127	172	703	25.1	1.91
Combined Storm Sewer Overflows	237 - 635	N/A	43 - 95	120 - 560	2.9 - 4.8	0.15 - 2.9	12 - 215	10^4 - 10^6	1230 - 4917	N/A	505 - 1345	1760 - 3256	52 - 85	N/A
Highway Runoff	28 - 1178	18 - 86	12 - 32	128 - 171	0.02 - 2.1	0.15 - 2.9	365 - 60000	10^1 - 10^3	121 - 6289	45 - 851	90 - 172	181 - 3865	0.8 - 6.1	0.65 - 13.0
Roof Runoff	12.3 - 216	40 - 88	2.8 - 8.1	57.9 - 80.6	0.4 - 3.8	0.001 - 0.030	N/A	10^2						
Gully Pot Liquors	15 - 840	185	6.8 - 241	25 - 109	0.7 - 1.39	0.06 - 0.85	N/A	10^1 - 10^2						

a. $ng\ l^{-1}$

b. MPN/100 ml

N/A No data available

Figur 6.7
Intervalangivelser for koncentration og årlig afstrømning fra overløb fra fællessystemer og udløb fra separatsystemer i Europa, EWPCA (1987).

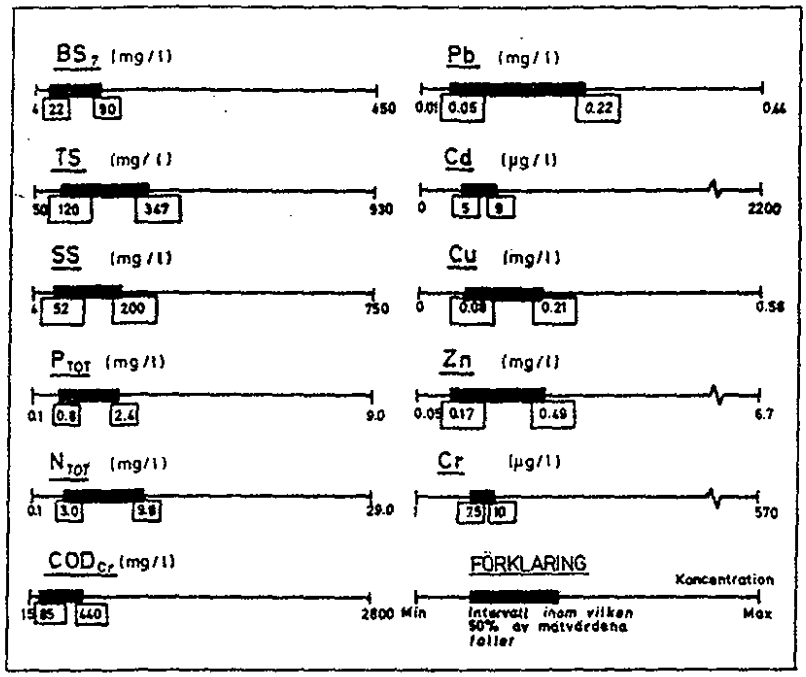


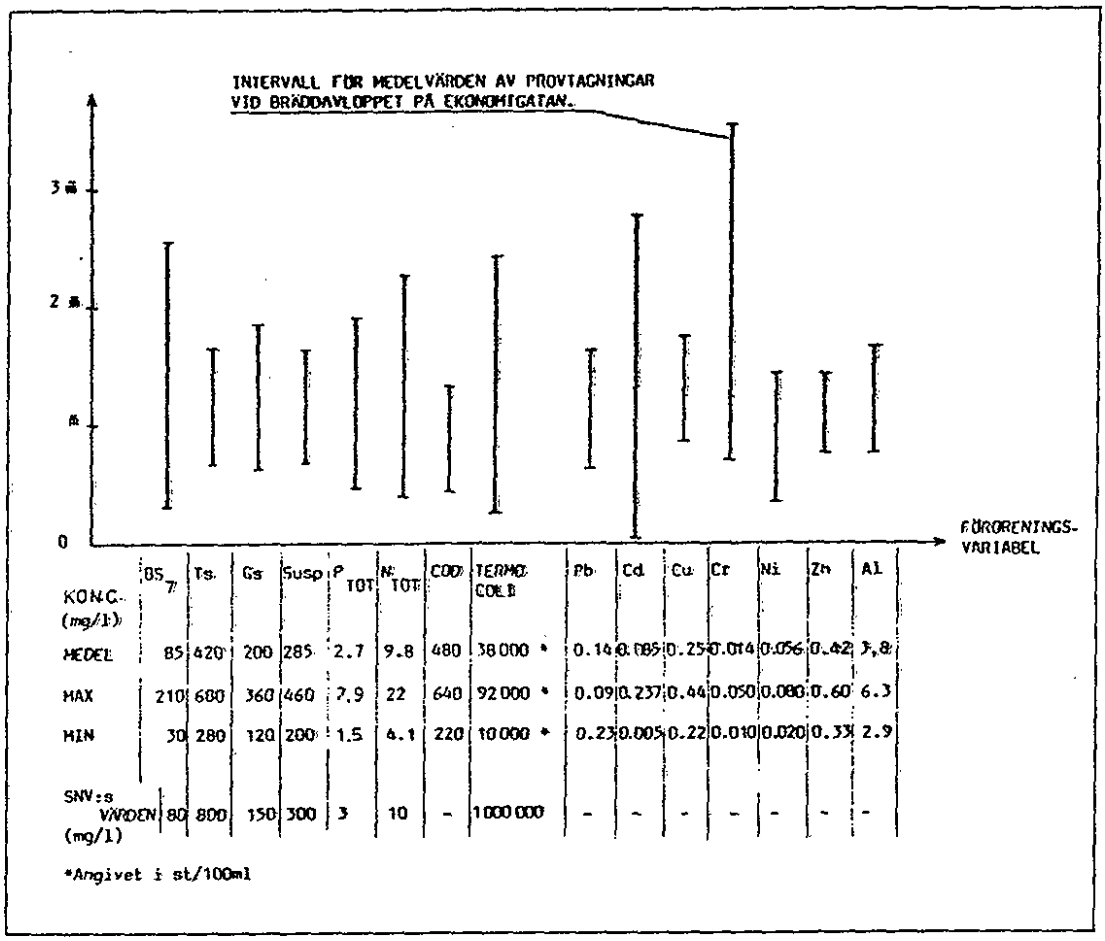
Figur 6.8
Grafisk fremstilling af koncentrationer i afstrømning fra separate systemer som anbefaling på grundlag af omfattende undersøgelser, især i Göteborg, Malmquist (1983).

Karakteristisk koncentration med variation

Alle de foregående fremstillinger lider af ikke at være operationelle i forhold til praktisk anvendelse. I praksis bør der kunne tages hensyn til en karakteristisk størrelse og variationen omkring denne størrelse. Det var amerikanerne,

Figur 6.9
Grafisk fremstilling af koncentrationen i overløb fra fællessystemer i Sverige, Hogland m.fl. (1986).





KONC. (mg/l)	BS7	Ts	Gs	Susp	PTOT	NTOT	COD	TERMO COLI	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Al
MEDEL	85	420	200	285	2.7	9.8	480	38 000 *	0.14	0.085	0.25	0.014	0.056	0.42	3.8
MAX	210	680	360	460	7.9	22	640	92 000 *	0.09	0.237	0.44	0.050	0.080	0.60	6.3
MIN	30	280	120	200	1.5	4.1	220	10 000 *	0.23	0.005	0.22	0.010	0.020	0.33	2.9
SNV:s VÄRDEN (mg/l)	80	800	150	300	3	10	-	1 000 000	-	-	-	-	-	-	-

*Angivet i st/100ml

Figur 6.10
Koncentrationsangivelser for koncentration i overløb fra fællessystem i Malmø, Hogland (1983). Der er en meget skæv fordeling omkring middelværdien.

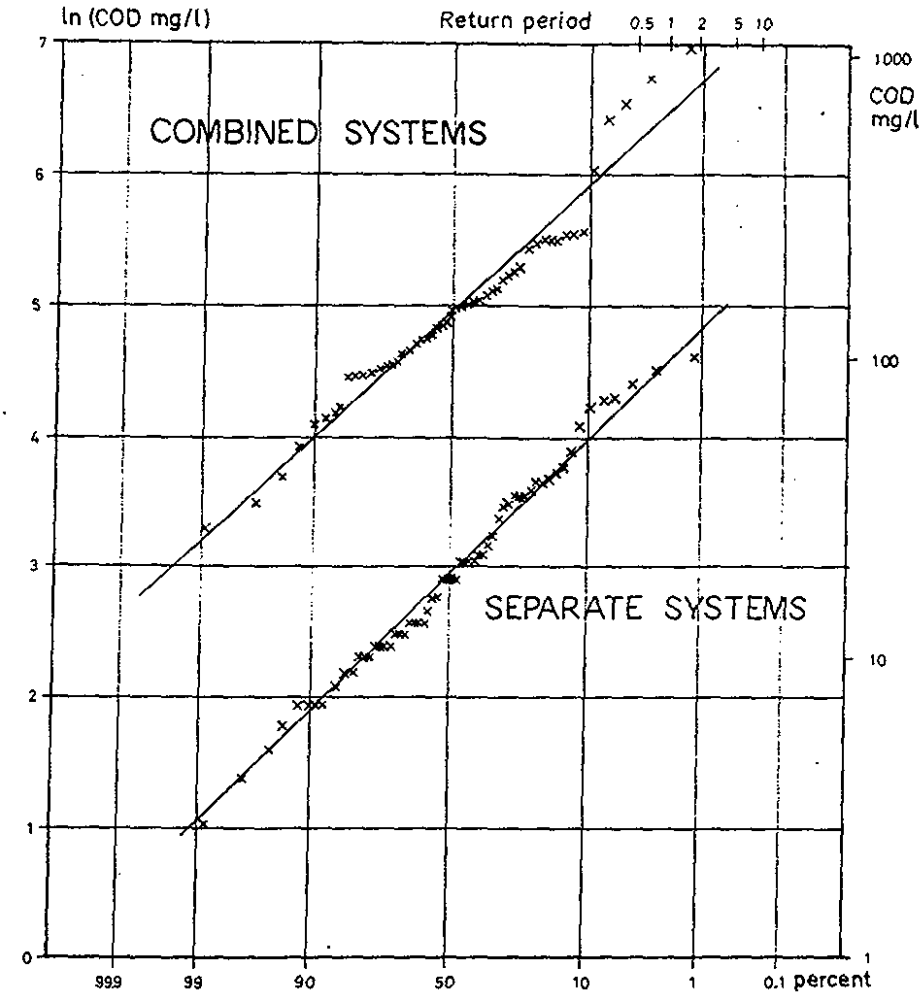
som først gav en egnet statistisk fremstilling, som omtalt i kapitel 4. Det har vist sig at være en god forudsætning i de fleste tilfælde at anse dataene fra et givet opland som logaritmisk normalt fordelt, som illustreret på figur 4.16. Dette blev også undersøgt på danske data, Harremoës (1986) og (1988), figur 6.11. COD-koncentrationen ses at være logaritmisk normalt fordelt i afstrømningen fra både fælles- og separatsystemer. Figur 6.12 viser resultatet i en tabel med de karakteristiske størrelser:

* logaritmen til den logaritmiske middelværdi,
* standardafvigelsen på logaritmen,
* den logaritmiske middelværdi,
* den aritmetiske middelværdi.

Den logaritmiske middelværdi er ca. 150 mg/l COD for fællessystemer og ca. 20 mg/l COD for separat system, begge med en logaritmisk variation på ca. 0.8 på logaritmen, svarende til en faktor 2.2. Fordelen ved denne fremstilling er, at man giver en fuldstændig beskrivelse af informationen med kun to veldefinerede størrelser: logaritmisk middelværdi og spredning.

Den mest omfattende bearbejdning af stofafstrømning findes i rapporteringen fra NURP-projektet i USA, USEPA (1983). Figur 6.13 viser en grafisk fremstilling af datamaterialet. Informationen kan med rimelighed anses for logaritmisk normalt fordelt. Resultatet er, at resultatet entydigt kan fremstilles som vist i figur 6.14. Tabellen angiver logaritmisk middelværdi og spredning for fire forskellige oplandstyper i USA.

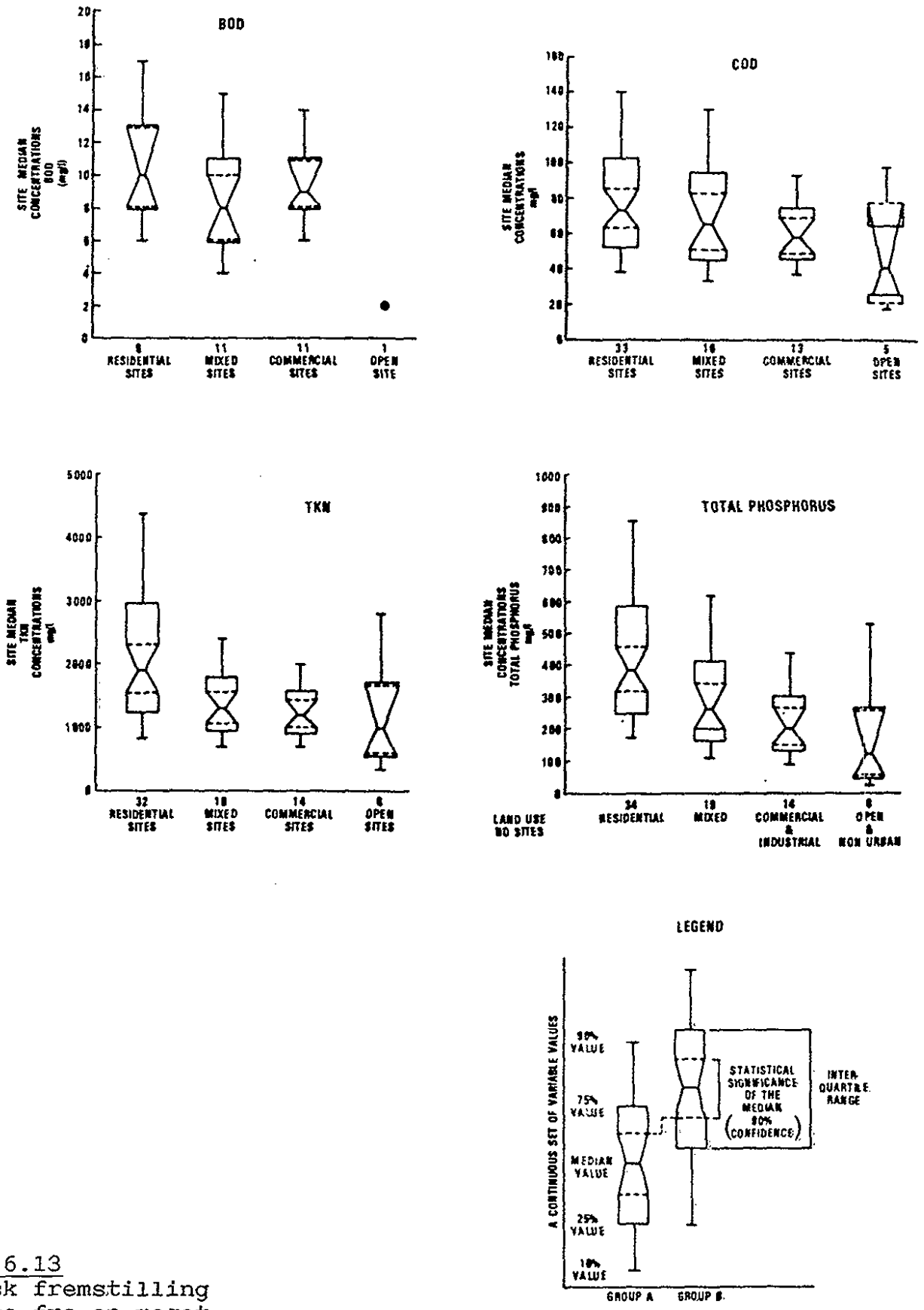
Dette materiale kan der gøres operationelt brug af i praksis. Ved beregning af årlig afstrømning kan man simpelthen benytte den vandmængde vægtede middelværdi, fordi variationen fra hændelse til hændelse summeres bort over et års mange hændelser. Derimod må der tages hensyn til variationen i koncentration fra en hændelse til en anden ved beregning af ekstremstatistik. Resultatet er, at koncentrationen skal ganges med en faktor, hvis størrelsen vokser med voksende gentagelsesperiode. En tabel svarende hertil er vist på figur 6.15, Harremoës (1986) og (1988), funktionssammenhængen er vist i næste afsnit, figur 7.18. Ved en gentagelsesperiode på 5 år skal koncentrationen ganges med en faktor på 2.5-2.8.



Figur 6.11
Logaritmisk normalfordeling af koncentrationen af COD i overløb fra fællessystemer og i udløb fra separatsystemer, Harremoës (1986) og (1988).

Catchment	No. observed	ln C	σ_{ln}	C_{ln}	C_{ar}
Combined systems					
Vester Paradisvej	25	5.0	0.9	150	220
Cedervaenget	26	4.9	0.6	140	170
Together		5.0	0.8	140	190
Separate systems					
Munkerisparken	24	3.4	0.8	29.0	39
Ladegaardsbakken	9	3.1	0.9	21.0	26
Skvaetmoelle	27	2.5	0.6	12.0	14
Together		2.9	0.9	19	26

Figur 6.12
Tabel over resultatet af analyse af danske data for COD-koncentration i afløbssystemer. Under forudsætning af logaritmisk normalfordeling giver dette en fuld beskrivelse af datamaterialet, Harremoës (1986) og (1988). Fra venstre: logaritmen til den logaritmiske middelværdi, spredningen på logaritmen til enkeltmålingen. Den logaritmiske middelværdi er i mg/l og den aritmetriske middelværdi er i mg/l.



Figur 6.13
Grafisk fremstilling af data fra en meget omfattende undersøgelse i USA, USEPA (1983).

Pollutant		Residential		Mixed		Commercial		Open/Nonurban	
		Median	CV	Median	CV	Median	CV	Median	CV
BOD	mg/ℓ	10.0	0.41	7.8	0.52	9.3	0.31	-	-
COD	mg/ℓ	73	0.55	65	0.58	57	0.39	40	0.78
TSS	mg/ℓ	101	0.96	67	1.14	69	0.85	70	2.92
Total Lead	µg/ℓ	144	0.75	114	1.35	104	0.68	30	1.52
Total Copper	µg/ℓ	33	0.99	27	1.32	29	0.81	-	-
Total Zinc	µg/ℓ	135	0.84	154	0.78	226	1.07	195	0.66
Total Kjeldahl Nitrogen	µg/ℓ	1900	0.73	1288	0.50	1179	0.43	965	1.00
NO_2 -N + NO_3 -N	µg/ℓ	736	0.83	558	0.67	572	0.48	543	0.91
Total P	µg/ℓ	383	0.69	263	0.75	201	0.67	121	1.66
Soluble P	µg/ℓ	143	0.46	56	0.75	80	0.71	26	2.11

Figur 6.14
Tabel over logaritmisk middelværdi og tilhørende spredning for afstrømning fra separatsystemer, USEPA (1983). (CV betyder "Coefficient af Variation", som er den aritmetriske spredning divideret med den aritmetriske middelværdi. Der er en entydig matematisk sammenhæng mellem de aritmetriske og de logaritmiske størrelser, di Toro (1984)).

CATCHMENT TYPE	FACTOR				
	RETURN PERIOD				
	0,5	1	2	5	10
COMBINED	1.80	2.01	2.20	2.46	2.64
SEPARATE	1.95	2.20	2.46	2.77	3.00

Figur 6.15
Faktor for hensyntagen til ekstremstatistik for regn og usikkerhed på beskrivelse af stofafstrømning, Harremoës (1986 og 1988).

6.2 Deterministiske modeller

6.2.1 Overfladeafstrømning

De første modeller for stofafstrømning fra overflader blev opstillet i forbindelse med udviklingen af den amerikanske model SWMM, Huber m.fl. (1975). Det var en relativt simpel model baseret på akkumulation af stof på fladerne forud for den aktuelle regn og afstrømning af stoffet fra stofreservoiret på fladerne aftagende eksponentielt med tiden under regnen. Denne empiriske beskrivelse var helt uverificeret. Til denne oprindelige modeludvikling knyttes da også den kommentar, Huber m.fl. (1975), at stofafstrømningsparametre skal kalibreres lokalt.

Amerikanske undersøgelser

På dette grundlag blev der understøttet betydelige projekter i USA til eksperimentel undersøgelse af modeller i forhold til omfattende praktiske målinger, Jewell m.fl. (1974, 1978, 1981 og 1982). Projekterne startede ambitiøst med formulering af bedre modeller og et omfattende eksperimentelt program med måling af alle for modellerne relevante data. Konklusionen af undersøgelserne i 1981 er bemærkelsesværdig:

> "Der er ingen grund til at udvikle nye hydrologiske modeller, fordi der er flere modeller, som er gode til at estimere afstrømningens volumen og tidsvariation. - Desværre har det hidtil været sådan, at estimeringen af stofafstrømningen er det svageste led: Eksisterende stoftransport teknikker kan lige så godt fjernes fra modellerne og generelle parameterværdier kan ikke opretholdes".

Det findes ikke muligt at etablere sammenhænge mellem data fra opland til opland, hvorfor det tilrådes altid at foretage en lokal kalibrering. Dette gentages i 1982:

> "Der er ikke en bestemt model, som er bedre end de andre med hensyn til forudsigelse af stofafstrømning under regn fra et opland til et andet. - Det konkluderes, at det er nødvendigt at samle lokale data og at beskrive disse statistisk med en repræsentativ model".

De omtalte modeller er lineære eller lineære transformerede til multipel regressionsanalyse, hvori inkluderes alle tænkelige parametre for oplandet, regnhændelsen og dens tidsvariation.

Area		SS (mg/l)	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)
Roof-CTH	mean	4.7	17	n.a.	23	55
	max	12	37		29	97
Parking Lot-CTH	mean	49	128	1.7	57	n.a.
	max	69	308	5.0	126	
Street-CTH	mean	122	321	1.9	55	n.a.
	max	237	999	3.7	146	
Vegagatan	mean	100	340	n.a.	260	390
	max	650	1680		960	2220
Mellby-leden	mean	58	120	5.2	170	290
	max	680	670	-	700	940
Bergsjö-svängen	mean	53	150	n.a.	26	230
	max	310	570		110	750
Floda	mean	68	63	n.a.	23	170
	max	1050	340		89	470

n.a. = not analyzed

Figur 6.16
Summation af data for suspenderet stof og metaller i regnafledning fra separatkloakerede overfladearealer i Göteborg. Svensson (1987). Med hensyn til de fire nederste datasæt henvises henvises til Malmquist (1983).

Dette er naturligvis blevet kraftigt kritiseret af modelører, f.eks. Akan (1987), som mener, at man med en detaljeret fysisk beskrivelse af fænomenerne på fladerne kun vil mangle data for fysisk relevante parametre, som forventes beskrevet i generaliserbar form, afhængig af oplandets karakter. Beskrivelsen er baseret på meget idealiserede forudsætninger, f.eks. helt plan flade. Sådanne modeller har været kalibreret og verificeret i laboratoriet, hvor der godt kan findes god overensstemmelse mellem teori og måling, Nakamura (1984), gældende for kunstigt regnarrangement, plan overflade og opløste stoffer.

Svenske undersøgelser

Der foreligger fra Sverige, Svensson (1987), et meget detaljeret studium af vand- og stofafstrømningen fra urban flader, koncentreret om suspenderet stof og metallerne: bly, cadmium og kobber. Figur 6.16 viser de observerede koncentrationer, sammenlignet med tilsvarende må-

	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)
Arithmetic mean	65.1	0.94	27.2
Standard deviation	44.3	0.41	21.6
Number of samples	22	17	22

	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)
Arithmetic mean	490	0.72	37.4
Standard deviation	890	0.63	37.2
Number of samples	22	17	22

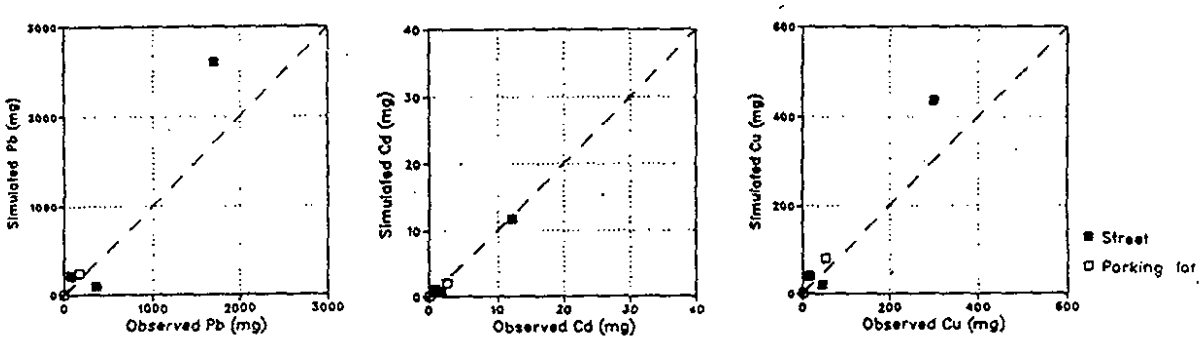
Figur 6.17
Koncentrationer af metaller i afstrømning fra separatkloakerede overflader i Göteborg, med angivelse af standardafvigelse, gældende for metal på opløst (øverst) og på suspenderet form (nederst), Svensson (1987).

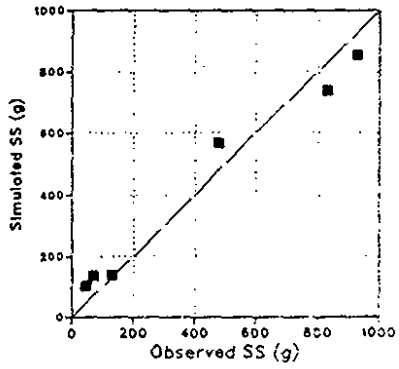
linger fra andre omfattende målinger af stofafstrømninger fra andre oplande i Göteborg, Malmquist (1983). Det fremgår klart, at afstrømningen fra tage er væsentligt mindre forurenet end afstrømningen fra gader og veje.

Figur 6.17 viser metalkoncentrationernes fordeling på opløst form og på fikseret form. Det fremgår klart, at den helt overvejende del af blyet forekommer på fikseret form, medens lidt mere end halvdelen af cadmium koncentrationen forekommer på opløst form. Bemærk standardafvigelsen på de målte koncentrationer. Der blev påvist en sammenhæng mellem koncentrationen af suspenderet stofs specifikke overfladeareal og fikseret metal, med korrelationskoefficienter varierende mellem 0.71 og 0.86.

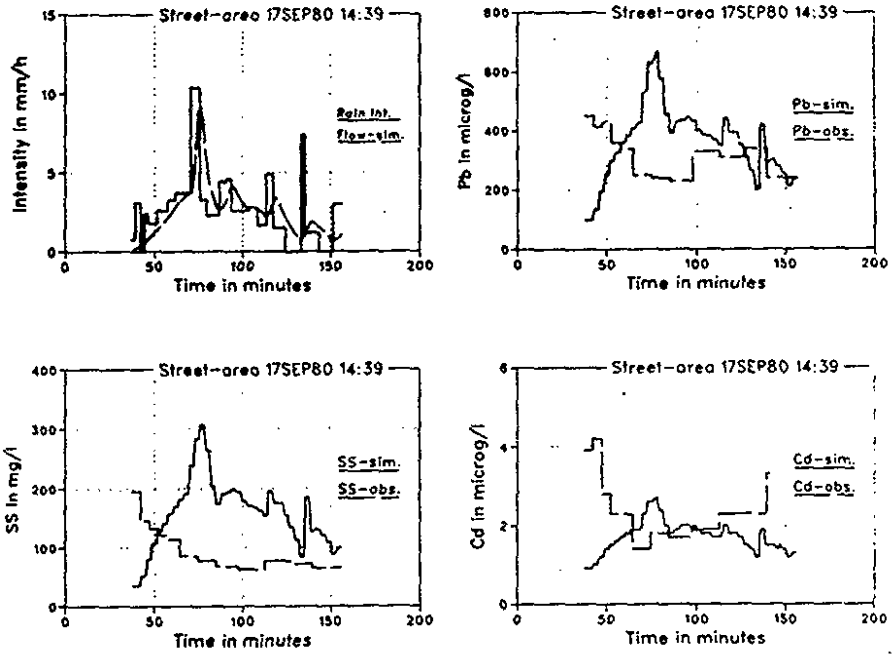
Afstrømningen fra fladen beskrives ved at regne på afrivningen fra henholdsvis regndråbernes impuls og fra strømningen over fladen. Transporten beregnes som opslemmet transport og som bundtransport. Dette beskrives for hver af fraktionerne i en kornstørrelsesfordeling. For disse beregninger foreligger der EDB-programmer. En laboratorieundersøgelse gav faktisk en ret dårlig sammenhæng mellem beregnet og målt afstrømning af sediment.

Til gengæld har modellen kunnet kalibreres mod målinger for et tag, en parkeringsplads og en vej. Derpå er disse verificeret mod uafhængige målinger med godt resultat for så vidt angår





Figur 6,18
Verifikation af model for afstrømning fra separatkloakerede overflader af suspenderet stof og for metaller, Svensson (1987). Verifikationen for metallerne lider ved, at alle punkter undtagen ét ligger samlet ved nulpunktet.



Figur 6.19
Simulation af afstrømning med model, Svensson (1987). Vandtransporten er velsimuleret; men den tidsmæssige variation af stofafstrømningen må betegnes som dårlig.

suspenderet stof; med mindre overbevisende resultat for så vidt angår metaller, figur 6.18, Svensson (1987). Den tidsmæssige simulation af stoftransporten er ikke overbevisende, som vist på figur 6.19; i modsætning til hydrografen, som viser god simulation.

Engelske modeller

Englænderne, Moys (1988), har investeret stor indsats i udvikling af detaljerede deterministiske modeller, inkl. detaljeret beskrivelse af stofafstrømningen på overfladerne. Modellen tager hensyn til stofakkumulation under tørvejr og transport og sedimentation/resuspension under regn:

Det akkumulerede stof på overfladen skal fastsættes af brugeren forud for hver regnsimulering - i modsætning til de fleste amerikanske modeller, som benytter en lineær akkumulation siden sidste regn. Under regn inkluderes følgende fænomener: Tilførsel med regn, erosion fra regndråber, sedimentation/erosion i overfladestrømmen og i rendestenen.

Der foreligger ikke data, som verificerer disse detaljerede beskrivelser.

6.2.2 Nedløbsbrønde

Nedløbsbrønde er ikke almindeligvis medtaget i en modelbeskrivelse af stofafstrømning; men den engelske modeludvikling medtager nedløbsbrønde ved en meget enkel beskrivelse af udvaskningen af det akkumulerede forurenede vand i nedløbsbrøndene forud for den simulerede regn. Dette sker ved simpel udvaskning af en totalt opblandet beholder, uden hensyntagen til ophvirvling af sedimenteret materiale.

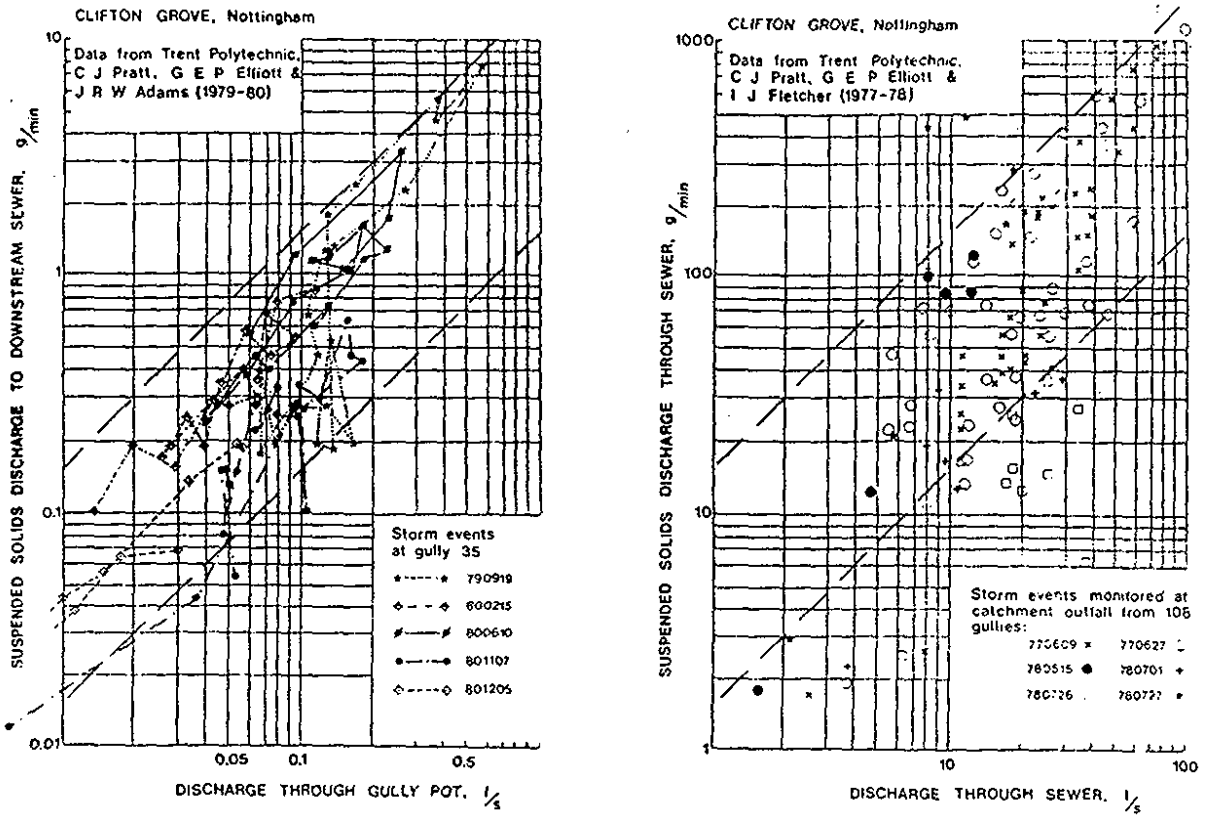
Engelske undersøgelser

En gruppe på Trent Polytechnic i England har specialiseret sig i undersøgelse af virkningen af nedløbsbrønde på stofafstrømningen fra befæstede overflader i byer. Det er meget grundige undersøgelser over flere år, som ligger til grund for resultaterne, Pratt og Adams (1982), Pratt, Elliot og Fulcher (1986), Pratt, Elliot og Fulcher (1987).

Ambitionen var at opnå en deterministisk beskrivelse af fænomenerne, både beskrivelse af stofafstrømningen fra fladerne og udvaskningen/resuspensionen i nedløbsbrønden. Det viste sig ikke at være opnåeligt - som illustreret med følgende citat:

> "Såvel tilstrømningen af materiale til nedløbsbrønde som afløb fra disse samt koncentrationen af suspenderet stof i nedløbsbrønde er så variable, at det er vanskeligt at forudsige ved deterministisk beskrivelse."

Dette er illustreret på figur 6.20, Pratt, Elliot og Fulcher (1987), til venstre, som viser stofafstrømningen fra en enkelt brønd som funktion af vandstrømmen. Tilsvarende viser figur 6.20,

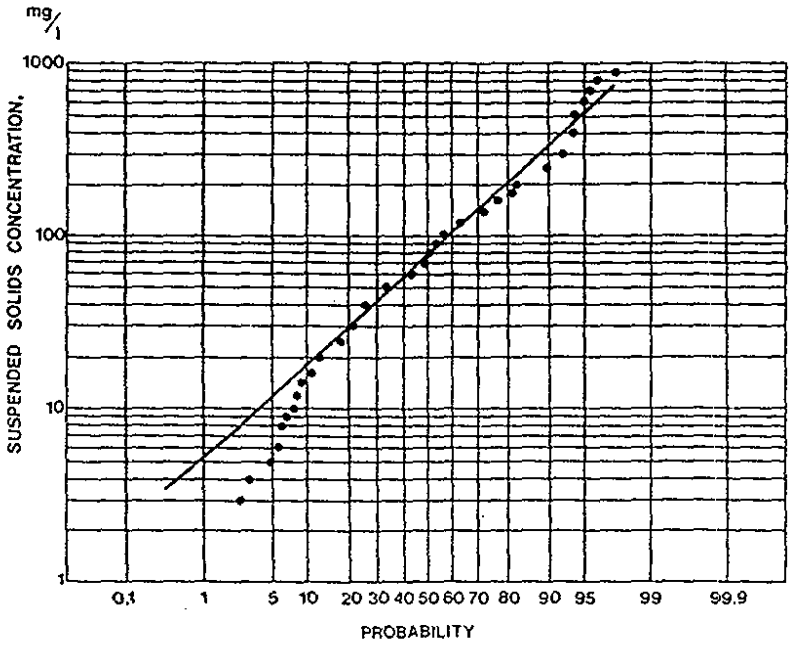


Figur 6.20
Sammenhæng mellem afstrømning af vand og af suspenderet stof under hændelser (til venstre) og i middel over hændelser (til højre) for separatkloakerede vejarealer i England. Pratt, Elliot og Fulcher (1987). De punkterede linier repræsenterer konstante koncentrationer.

til højre, afstrømningen fra 108 sådanne brønde. De to punkterede linier svarer til suspenderede koncentrationer på henholdsvis 25 og 250 mg/l. Der er fundet en svag årsvariation, hvor årets klima- og vegetationsvariationer kan spores. Der er derimod ikke fundet nogen statistisk bestembar variation fra hændelse til hændelse, heller ikke som funktion af længden af forudgående tørvejrsperiode. Der er ikke fundet nogen tendens til afvaskning af overfladerne ved lange hændelser, men der kan spores en vis tendens til udvaskning af det vand i brønden, som stod der før regnen begyndte; hvis der da ikke indtræder så stor vandføring, at der sker udvaskning af aflejringerne i brønden, som helt tilslører denne tendens i statistisk variation.

Figur 6.21, Pratt, Elliot og Fulcher (1987), viser den resulterende statistiske variation. Der er tale om middelværdier for hver hændelse. Bag dette ligger en tilsvarende variation for hver måling inden for hændelserne, som blot har en større spredning, jvf. figur 6.20.

Figur 6.21
Statistisk bearbejdning af data for stofafstrømning fra nedløbsbrønde, angivet som middelkoncentration over hver hændelse. Mellem hændelser er middelkoncentrationen rimeligt logaritmisk normalt fordelt med en medianværdi på ca. 80 mg/l.



Den resulterende beskrivelse er en logaritmisk normalfordeling med en middelværdi på 79 mg/l suspenderet stof og en spredning på log C = 0.5, svarende til en faktor 3.2; altså varierende mellem 25 og 250 mg/l, gældende for alle vandføringer. Der er således ca. 30% sandsynlighed for, at koncentrationen målt i en tilfældig hændelse ligger uden for dette interval!

Det er bemærkelsesværdigt, at disse undersøgelser ikke har kunnet finde generaliserbare beskrivelser af stofafstrømningens tidsmæssige variation (first flush effect).

Disse resultater af års praktiske målinger giver ikke megen forhåbning om, at det vil lykkes at udvikle deterministiske modeller uden dominerende elementer af stokastisk formulering. Det nuværende videnniveau tyder på. at modeller til praktisk anvendelse kan baseres på middelkoncentration med stor spredning i afløbet fra overflader og nedløbsbrønde. For disse to størrelser kan benyttes generelt observerede data fra litteraturen; med mindre andre værdier er fundet ved lokale målinger. Det vil kræve en stor lokal indsats at opstille, kalibrere og verificere detaljerede deterministiske stofafstrømningsmodeller for overfladerne i et aktuelt opland.

6.2.3 Rørafstrømning

Det oprindelige koncept for modellering af afstrømning blev udviklet i USA i begyndelsen af 1970'erne, USEPA (1971). Den grundlæggende tanke er, at den hydrauliske afstrømning såvel som stofafstrømningen kan beskrives ved at opløse alle processer i hver enkelt fysisk, kemisk og

biologisk delproces og beskrive hver af disse detaljeret ud fra kendte naturlove. Dette samles derpå i en model, som løser de således etablerede samhørende differentialligninger. Dette har været fulgt af videreudviklinger i mange lande siden, jvf. følgende ikke udtømmende referenceliste: USEPA (1971), Göttle (1978), Geiger (1980), Iossifidis (1985), Schmitt og Hahn (1986), Paulsen (1987), Moys (1987 og 1988), MOUSE (1987), herunder en systematisk gennemgang af udvalget, Euler m.fl. (1985).

Det er ikke hensigten i denne rapport at gennemgå spektret af modeller og deres varierende valg af de fysiske love. For at give et indtryk af, hvad der tages hensyn til gives nedenstående en kort omtale af den seneste, mest detaljerede model, Moys (1988):

Ved modelleringen af stofafstrømningen tages der hensyn til følgende forhold:

1. Blanding af afstrømmet regnvand og spildevand.
2. Dispersion under afstrømningen.
3. Sedimentation og erosion af sediment i røret.

Sedimenttransport

Det første punkt tages der hensyn til i alle modeller. Det andet punkt er ikke af større betydning. Det er det sidste, som er af betydning, og som giver de store vanskeligheder ved beskrivelsen. Årsagen er, at sedimentet i afløbsledninger udgør et medie, som er overordentligt vanskeligt at beskrive funktionelt med hensyn til sedimentation og erosion. Der skelnes mellem følgende lag:

1. Suspenderet stoftransport i vandfasen.
2. Stoftransport langs bunden (bedload).
3. Aktivt bundlag.
4. Kohæsivt bundlag.
5. Immobilt bundlag.

Den engelske model

Til beskrivelsen benyttes i England "konventionelle sediment transport formler", Ackers og White (1973), specielt tilpasset sediment i afløbsledninger, Ackers (1978). For sedimentet regnes med kornstørrelsesfordeling, således at udvalgte fraktioner tages i regning. Før beregningen specificeres begyndelsesbetingelserne for sedimentet i form af omfang og egenskaber. Det overvejes at opstille en kontinuert model, som også regner på tørvejrssituationerne mellem regnhændelserne, for at udregne akkumulationen forud for hver hændelse. Sideløbende foretages omfattende eksperimentelle undersøgelser af sedimenters egenskaber, Crabtree (1987). Der skelnes mellem følgende lag:

A. Kornet, fortrinsvis mineralt materiale.
B. Som A, men blandet med bindemidler, som asfaltrester og fedt.
C. Finkornet, mobilt materiale, domineret af organisk materiale.
D. Organisk, fastsiddende materiale, som en biofilm.

Der er ikke tvivl om, at disse sedimenter, især type C, giver anledning til øget stoftransport ud af systemet under regn. Der er heller ikke tvivl om, at den så ofte påkaldte "første forureningsprop" kan tilskrives medrivningen af sediment, især type C.

Spørgsmålet er, hvorvidt det kan lade sig gøre at beskrive stofafstrømningen gennem detaljeret modellering af udvalgte processer. Dette kan kun konstateres ved at sammenligne fuldskala undersøgelser med sideløbende forsøg på matematisk beskrivelse.

Det skal understreges, at denne vurdering ikke er let, fordi der ikke er en tilstrækkelig international litteratur, som grundigt redegør for sådanne undersøgelser. Denne begrænsning er bl.a. forårsaget af det krav, at den undersøgte model skal være kalibreret alment eller tilpasset lokalt, for derpå at blive verificeret på grundlag af et større antal uafhængige målinger på andre regnhændelser end dem, som modellen blev kalibreret på. Dette er et uomgængeligt krav. Litteraturen fremviser adskillige eksempler på fin overensstemmelse mellem simuleret og målt afstrømning på enkelte tilfælde; men der er blevet yderst tavst siden med hensyn til, hvordan modellen passede til et større antal uafhængige sæt af målinger.

Situationen i USA er beskrevet i kapitel 4. Der er ikke fundet nogen dokumentation af vellykket simulation med SWMM's model til beskrivelse af stofafstrømning over en serie af regnhændelser frigjort fra modellens kalibrering. Som omtalt er dette grundlaget for formulering af en alternativ politik baseret på stokastiske formuleringer, jvf. omtale i kapitel 4.

I England foretages omfattende undersøgelser, som endnu ikke er dokumenterede (men ifølge den professionelle kommunikation er der store vanskeligheder med at opnå tilpasning fra hændelse til hændelse for et givet opland, og endnu større vanskeligheder med tilpasning fra opland til opland).

Tyske undersøgelser

I Tyskland starter Geiger allerede i 1980 med sammenligninger mellem model og målinger, Geiger

(1980). Det ser meget imponerende ud, men alle sammenligninger er individuelle tilpasninger, og der foreligger ingen samlende statistisk vurdering.

Der er foretaget omfattende eksperimentelle undersøgelser i Tyskland, men resultaterne foreligger stort set ikke beskrevet på en sådan måde, at der kan foretages en selvstændig bearbejdning. Litteraturen omfatter især: Göttle (1983), Geiger (1984), Euler (1985), Schmitt (1986) og Paulsen (1988).

Af disse giver kun Paulsen (1988) en detaljeret beskrivelse af både model og måledata fra Hildesheim på separatkloakerede områder. Modellen er en kontinuert model, stærkt inspireret af SWMM, med akkumulation og medrivning på overfladen; men ren translation i rørene. Undersøgelsen omfatter seks oplande for hydraulisk afstrømning og tre for stoftransport. Oplandene varierer fra et lille gadeområde på 0.4 ha befæstet opland til 15 ha befæstet beboelsesopland.

Vurderingen af modellens egnethed er foretaget på grundlag af den samlede vandmængde og den samlede stofafstrømning for hver hændelse. Dette er de væsentligste parametre at teste på, fordi den samlede mængde har størst indflydelse på resulterende effekt.

Figur 6.22 viser modellens evne til at simulere den hydrauliske afstrømning. For kalibrering var variationen på middelværdien 3-7% og på den enkelte hændelse 18-41%. For verifikation var variationen på middelværdien 3-11% og på den enkelte hændelse 20-39%. Oversat betyder dette, at man kan forudsige den afstrømmede vandmængde over lang tid med en usikkerhed på ca. 10%; medens usikkerheden på forudsigelse af den afstrømmede vandmængde for en individuel regnhændelse er ca. 25%. Det svarer til mange andre tilsvarende hydrologisk-hydrauliske undersøgelser af regnafledning, f.eks. Jacobsen (1980).

Figur 6.23 viser de tilsvarende resultater for stofafstrømningen. For kalibrering var variationen på middelværdien 10-30% og på den enkelte hændelse 55-135%. For verifikation var variationen på middelværdien 18-60% og på den enkelte hændelse 54-180%. (Alene af dette fremgår, at det ville have været bedre med en beregning for logaritmisk normalfordeling, da der ikke kan forekomme negative værdier. Dette fremgår også af en illustreret fordeling, som dog ikke er gengivet her). Efter kalibrering kan man således ikke forudsige stofafstrømningen med en bedre sikkerhed for langtidsbelastning

	Kalibrierung				Verifikation			
	n	$\bar{A}$	FM_1	FM_2	n	$\bar{A}$	FM_1	FM_2
	-	mm	%	%	-	mm	%	%
P3	46	1.61	5.7	38.8	12	4.28	10.7	38.6
P4	55	1.11	3.6	26.9	35	3.31	3.3	19.5
P5	38	2.27	6.6	40.7	34	3.69	5.9	34.4
P6	31	1.96	5.3	29.7	34	3.55	5.4	31.8
P7	33	2.72	3.3	18.3	39	4.09	4.9	30.6
P8	33	2.52	5.7	32.9	39	3.92	4.9	30.7

Figur 6.22
Resultat af kalibrering og verifikation af hydraulisk model på data fra seks oplande, Paulsen (1988). (n er antallet af data, A er den målte afstrømning, FM_1 er standardafvigelsen på middelværdien og FM_2 på enkeltværdien).

	Kalibrierung				Verifikation			
	n	$\bar{F}$	FM_1	FM_2	n	$\bar{F}$	FM_1	FM_2
	-	kg/ha*	%	%	-	kg/ha*	%	%
P4								
Abs. Stoffe	25	18.8	22	110	15	30.5	39	151
$KMnO_4$-Verbr.	25	0.33	15	75	15	0.70	29	112
BSB_5	25	0.079	17	85	15	0.184	39	151
CSB	25	0.38	20	100	12	1.00	25	87
P5								
Abs. Stoffe	15	80.4	27	105	13	99.2	44	159
$KMnO_4$-Verbr.	15	1.25	18	70	13	2.00	34	123
BSB_5	15	0.218	29	112	13	0.388	41	148
CSB	15	1.66	18	70	13	2.66	32	115
P7								
Abs. Stoffe	25	63.1	27	135	9	96.0	60	180
$KMnO_4$-Verbr.	25	0.56	11	55	9	1.44	30	90
BSB_5	25	0.127	15	75	9	0.349	42	126
CSB	23	0.84	13	65	9	2.157	18	54

Figur 6.23
Resultat af kalibrering og verifikation af model for stofafstrømning på data fra tre oplande, Paulsen (1988). (n er antallet af data, F er den målte afstrømning, FM_1 er standardafvigelsen på middelværdien og FM_2 på enkeltværdien).

end ca. 50% og for den individuelle hændelse ikke bedre end ca. 100%!

Det er bemærkelsesværdigt, at de øvrige ikke dokumenterer relationen mellem model og data

på en gennemskuelig måde, især for så vidt angår Geiger, som tidligt lavede en model; men han har ikke kunnet opnå god tilpasning (personlig kommunikation). Fra den overordnede sammenligning, Euler (1985), side 192, kan citeres om stofakkumulation i rørene:

> "Det skal endnu en gang betones, at nok er konceptet for de detaljerede, deterministiske modeller principielt egnet til at beskrive de naturlige processer i stofakkumulationen; men det kan dog ikke bedømmes sådan, at de anvendte modelparametre giver bedre tilpasning end brug af velvalgte middelkoncentrationer i afløbsvandet".

Bortset fra sådanne bemærkninger undlader rapporten at tage stilling til detaljerede deterministiske modellers egnethed. I stedet omtales, hvad der skal til for at foretage en grundig fælles analyse af forholdene. En sådan er tilsyneladende ikke indledt (1989). I stedet omtaler det tyske materiale diverse empiriske sammenhænge, som vil blive behandlet nedenstående.

Der foreligger ikke modelvurderinger fra Frankrig, selv om der i Frankrig findes både modeller og omfattende data, Deutsch og Hemain (1984) og Desbordes og Servat (1984). De kvalitative konklusioner vil blive omtalt nedenfor.

Konklusion

På det foreliggende grundlag må det konkluderes, at der ikke foreligger egnede sammenligninger mellem modeller og data. Dette er forbavsende, fordi både modeller og data har været tilgængelige i flere lande i flere år. Der er grundlag for at formode, at dette må tilskrives manglende verifikation af modellerne på et omfattende statistisk materiale. Det kan ikke udelukkes, at bedre modeller vil kunne forbedre en hidtil ubeskrevet generel dårlig tilpasning; men det er overvejende sandsynligt, at ingen deterministisk model af stofafstrømning vil kunne beskrive stofafstrømningen i detaljer. Det må forventes, at tilpasningen vil blive væsentligt ringere end kendt for den hydrauliske simulering. På det foreliggende grundlag må det anses for overvejende sandsynligt, at ingen model kan blive fyldestgørende uden at inddrage stokastiske elementer i beskrivelsen. I engelsktalende videnskabelige kredse er der endda opstået et modeord: "naive physics", som betegner forsøg på detaljeret beskrivelse af komplicerede fysiske fænomener uden hensyn til stokastiske forhold, herunder "kaos", f.eks. i meteorologien.

6.3 Empirisk-statistisk beskrivelse

Alternativet til karakterisering ved en simpel angivelse af en koncentration som den ene yderlighed og en detaljeret deterministisk modellering på den anden side er en empirisk-statistisk beskrivelse. Herved forstås en model, som tager hensyn til den statistiske variation ved at beskrive denne. Det er veldokumenteret, at bearbejdning under forudsætning af logaritmisk normal fordeling er en egnet metode, hvis resultater kan finde anvendelse i praksis, se figur 4.16 og 4.17, samt figur 6.15 og 7.18. Den empirisk-statistiske beskrivelse tager desuden hensyn til generelle og især lokale erfaringsmæssige sammenhænge.

Det må konstateres, at der er store afvigelser fra det ene opland til det andet, se figur 4.18. Dette kan der kun tages hensyn til meget generelt ved at fastlægge en middelkoncentration efter oplandets karakter eller ved at udføre lokale målinger. Det må ved sådanne målinger understreges, at der skal foretages mange målinger, før resultaterne giver mening. Der må nødvendigvis etableres et materiale af et sådant omfang, at det kan gøres til genstand for statistisk bearbejdning.

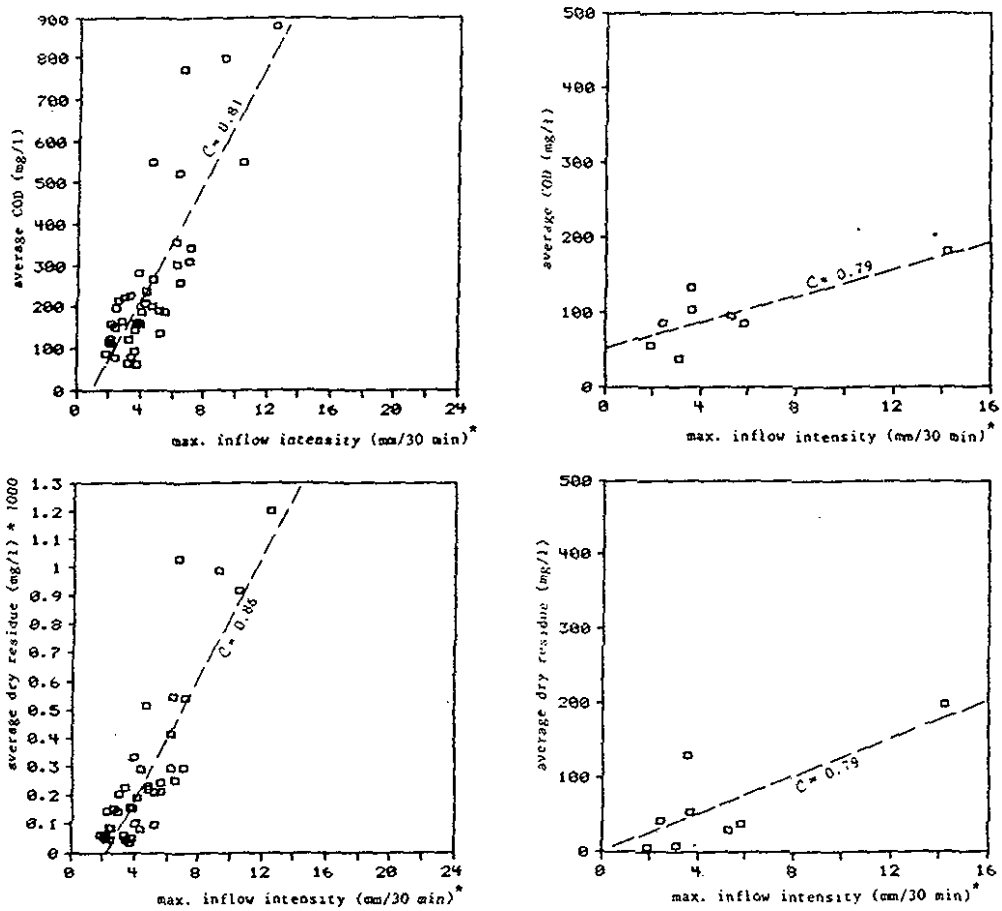
Dernæst må det konstateres, at den væsentligste parameter for afledning af interesse med hensyn til variation fra et opland til omgivelserne er den samlede stoftransport i en hændelse. Den tidsmæssige variation under hændelsen er af mindre afgørende betydning. Det er derfor væsentligst at beskæftige sig med denne samlede mængde. Af litteraturen findes visse væsentlige forhold:

Tid fra foregående regnskyl

I flere tilfælde har man kunnet konstatere en øget samlet stofafstrømning med øget tid fra foregående regn, Alley (1980), Desbordes (1984).

Afstrømningsintensitet

Der er i få tilfælde konstateret en sammenhæng mellem regnhændelsens eller afstrømningens intensitet eller samlede mængde. Dette gælder i Holland, jvf. figur 4.14 eller nedenstående figur 6.24. Der er tale om meget forskellige afhængigheder af intensiteten. Figur 6.25 viser et tilsvarende eksempel fra Tyskland, Paulsen (1988). Desbordes (1984) omtaler effekten som betydningsfuld. Disse forhold kan simuleres empirisk eller eventuelt deterministisk. Det er imidlertid ikke så almindeligt, som man skulle have ventet. Disse fænomener forekommer således ikke i det danske materiale, jvf. figur 6.26, Harremoës (1986 og 1988). I norsk litteratur, Norsk Institut for Vannforskning (1983),



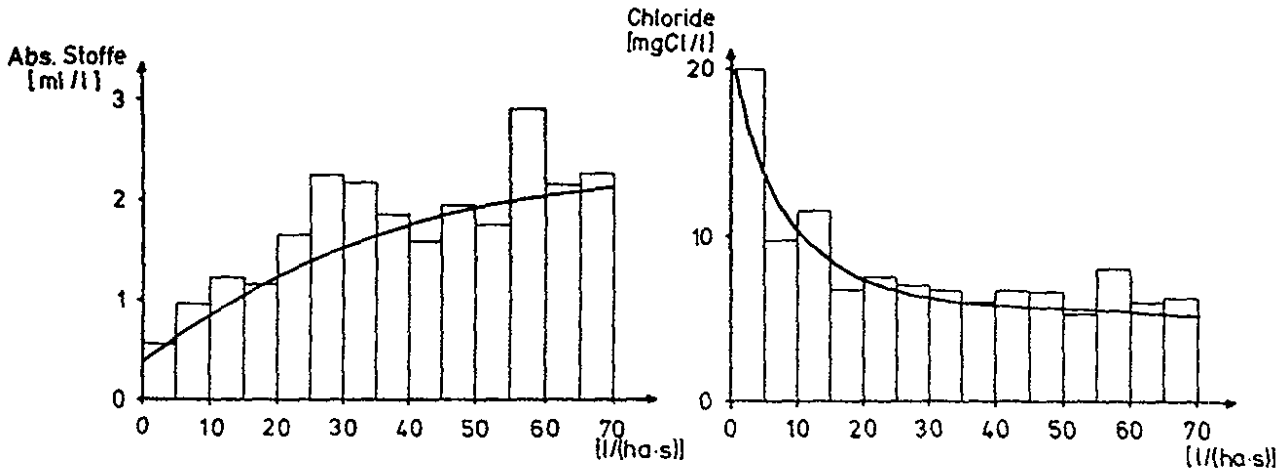
Figur 6.24
Stofkoncentrationens afhængighed af afstrømningsintensiteten i hollandsk afløbssystem, Onderdelinden og Timmer (1986).

I Lindholm (1988), er omtalt resultater af undersøgelser med spuling af sedimenter. Det fremgår heraf, at aflejringer især er knyttet til lunker og anden uregelmæssighed. Ved selektiv spuling kan aflejringerne reduceres og koncentrationen i regnafstrømningen reduceres. Det siges, at der er målt en afhængighed i stofkoncentrationen af afstrømningsintensiteten; men omtalen er ikke ledsaget af dokumentation.

Disse relationer er behandlet mere udførligt i ledsagende rapport til Miljøstyrelsen, hvori danske data for stofafstrømning er bearbejdet eksplicit med hensyn til sådanne empiriske relationer; samt i rapport til Nordisk Ministerråd med en fælles bearbejdning af nordiske data.

Variation under regnskyl

Som anført ovenfor er den totalt afledte stofmængde under et regnskyl af afgørende betydning, medens den tidsmæssige variation inden for regnskyllet er af relativt mindre betydning. Figur 6.27 viser en beregning af betydningen af regnens varighed på iltsvindet i et vandløb nedstrøms for et overløbsbygværk. Alligevel er



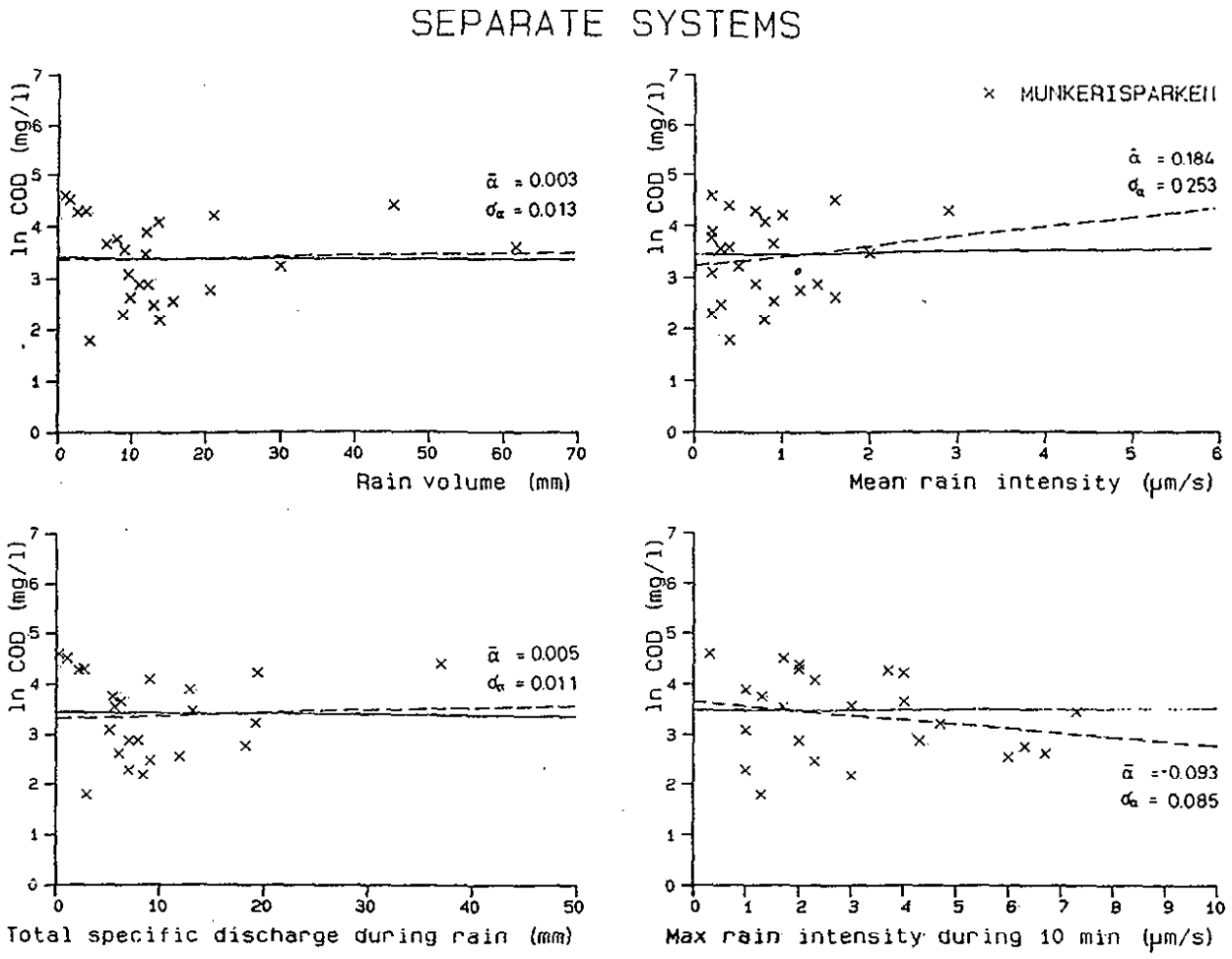
Figur 6.25
Koncentrationen af sedimenterbart stof og af salt som funktion af afstrømningsintensiteten, Paulsen (1988). Der er tale om en afspulings-effekt og en fortyndingseffekt.

denne variation gennem årene tillagt en uforholdsmæssig stor betydning og bliver bestandigt debatteret, som om det var af dominerende betydning. På engelsk kaldes fænomenet "the first flush effect".

First flush effect

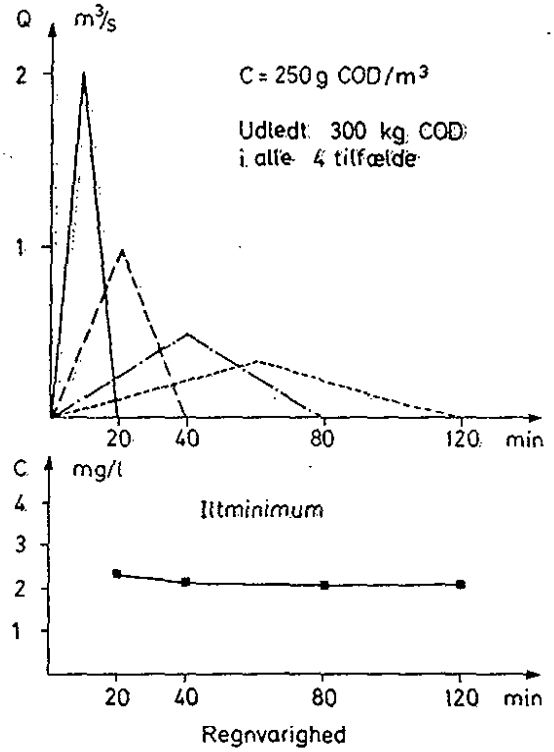
Der er ikke tvivl om, at der forekommer en første udspulingseffekt. Dette kan iagttages på utallige afbildninger af koncentrationen som funktion af tiden, f.eks. figur 6.28, Geiger (1984). Billedet ser imidlertid noget anderledes ud, når man afbilder stoftransporten som funktion af tiden - og det er stoftransporten, som er afgørende; altså strøm gange koncentration lig stoftransport. Den almindelige afbildning er at vise stoftransporten afbildet som funktion af vandtransporten i procent af den samlede respektive transport, f.eks. figur 6.29, Geiger (1987). På figuren ses positive effekter (stof kommer før vand), men der ses også negative effekter (stof kommer efter vand) - endda samme regnhændelse. Det er vist som gennemsnit, som funktion af forudgående tørvejrsperiode og som funktion af tid på døgnet. Hyppigheden af positive og negative effekter er eksemplificeret i figur 6.30. Sådanne kurver er udarbejdet for næsten alle undersøgelser, også Hovedstadsrådet (1984). Bortset fra ekstreme enkelttilfælde ligger forløbet stort set således, at når 50% af vandet er passeret, er ca. 60% (+/- 10%) af stoffet passeret. Det er af betydning, men ikke i en udstrækning svarende til dominansen i litteraturen.

Den største betydning har tidlig udspuling på effekten af magasinering. Det har en effekt at kunne tilbageholde de første 60% fremfor 50%. Desværre er effekten ikke tilsvarende udtalt,



Figur 6.26
Koncentrationen af COD i afstrømningen fra danske oplande viser ikke relation til afstrømningsintensiteten, Harremoës (1986 og 1988).

Figur 6.27
Indflydelsen af regnens varighed på iltsvindet i et vandløb, under forudsætning af samme afledt stofmængde.



når stoftransporten afbildes absolut som funktion af vandtransport absolut - og det er det, der er afgørende. Som det fremgår af afsnittet om tysk praksis og figurerne 4.4-4.7, lægges der megen vægt på at kunne tilbageholde det første volumen. Det er fornuftigt; men effekten kan let overdrives.

Det i afløbssystemet aflejrede materiale er af stor betydning for stofafstrømningen i fællessystemer, som påvist af Pisano (1979), Lindholm (1983) og (1984), Lavellee (1984), Broeker (1984), Berlamont (1984), Hogland (1984) og Lindholm og Aaby (1988). Dette bekræftes af de danske data, som viser forskellen mellem separatsystemets og fællessystemets stoftransport, f.eks. fig 6.11, Harremoës (1986, 1988).

Stofafstrømningen kan beskrives på to klart adskilte måder:

* Den detaljerede deterministiske beskrivelse: Der udvikles en matematisk model baseret på fysiske lovmæssigheder. Sådanne lovmæssigheder er beskrevet ovenstående, ellers henvises til speciallitteraturen. Disse modeller vil kun kunne regne på enkelte regntilfælde på grund af betydelig regnetid. Det må forventes, at der vil blive efterladt meget væsentlige statistiske usikkerheder trods den detaljerede beregning.

* Den empirisk statistiske beskrivelse: Der opstilles simple relationer, som udbygges på et empirisk grundlag med hensyn til sammenhænge mellem betydningsfulde parametre. Dette gøres på grundlag af generelle data eller bedre på grundlag af lokale målinger. Det er vigtigt, at modellen bygger på så simple relationer, at der kan regnes hurtig med henblik på statistisk behandling af mange regnhændelser fra en historisk serie.

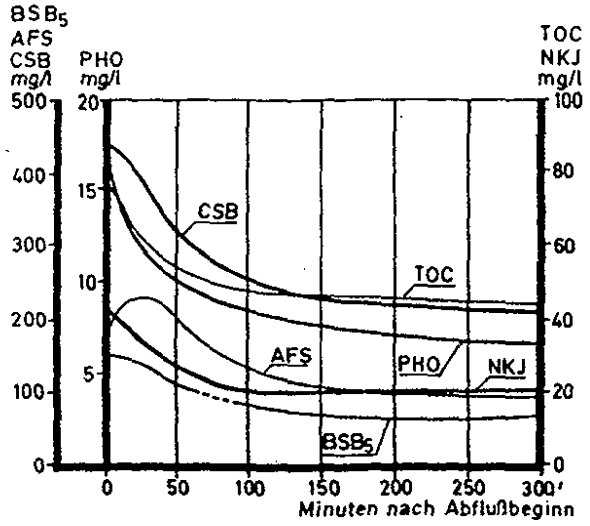
Som empirisk statistisk beskrivelse foreslås:

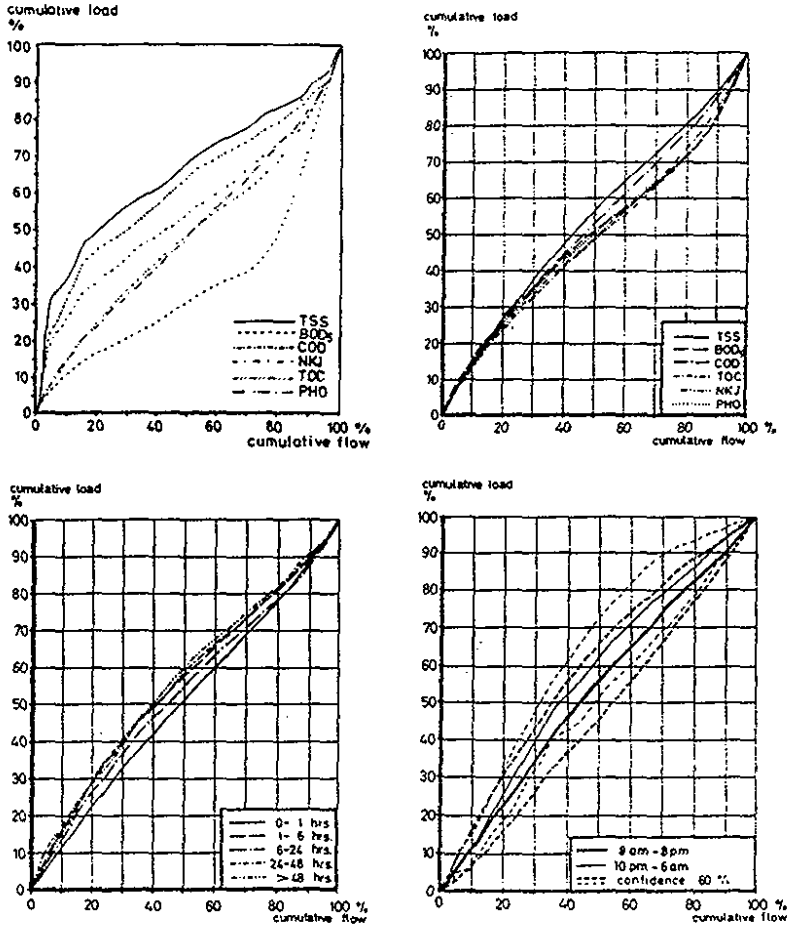
$$P = Q_s \; C_s + Q_r \; (C_f + C_a) = (Q_s + Q_r) \; C_m$$

hvor

P er stofafstrømningen
Q_s er spildevandsstrømmen
Q_r er regnafstrømningen
C_s er koncentrationen i spildevandet
C_f er koncentrationen i overfladeafstrømningen
C_a er koncentrationen fra udspuling af aflejringer
C_m er middelkoncentrationen, i afløbet

Figur 6.28
Eksempel på første udspuling af materiale fra overflader og fra rør i systemet, Geiger (1984).





Figur 6.29
Eksempler på afbildning af stoftransport som funktion af vandtransport under regnhændelsen, Geiger (1987). Øverst til venstre ses variationen i en enkelt hændelse og til højre er vist den gennemsnitlige variation for forskellige stoffer. Nederste kurver gælder suspenderet stof, til venstre som funktion af forudgående tørvejrsperiode, til højre som funktion af tidspunktet på døgnet.

Stoffgröße	AFS	BSB_5	CSB	TOC	NKJ	PHO
Gesamtzahl der Ereignisse	125	32	123	34	122	33
Ausgeglicher Verlauf	7,2	0,0	7,3	2,9	4,1	6,1
Positiver Verlauf						
- schwach	31,2	21,9	40,7	8,8	28,7	24,2
- stark	25,6	12,5	13,8	11,8	6,5	3,0
Negativer Verlauf						
- schwach	12,8	12,5	15,4	14,7	27,1	24,2
- stark	7,2	15,6	9,8	20,6	11,5	9,2
Positiv-negativer Verlauf	12,0	31,3	13,0	41,2	22,1	33,3
Negativ-positiver Verlauf	4,0	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0

Figur 6.30
Statistik for positive og negative effekter af udspuling fra afløbsledninger, Geiger (1984). Det ses for eksempel for BI5, at ca. 22% havde en svag positiv første udspulingseffekt, ca. 13% havde stærk effekt. På den anden side havde ca. 13% svag negativ første effekt, ca. 16% stærk negativ effekt. I alt 35% med positiv effekt mod 29% med negativ effekt. Den positive effekt er lidt stærkere for COD.

Q_s og C_s afhænger af tidspunktet på døgnet; men kan anses for konstant under regnhændelsen. Q_r afhænger af den hydrauliske beregning, som i denne sammenhæng kan anses for velbestemt. Som første tilnærmelse kan disse koncentrationer regnes konstant, så længe dette giver et rimeligt udtryk for den samlede mængde stof afstrømmet fra hver enkelt hændelse, set i forhold til den meget betydelige usikkerhed, hvormed disse koncentrationer er bestemt.

Udtrykket kan fortolkes således, at der er taget hensyn til afspuling af stof på overflader og i rør ved at forudsætte stoftransporten proportional med vandstrømmen. Ved integration over variationen inden for en hændelse opnås en samlet stoftransport, som divideret med vandmængden giver en middelkoncentration; hvilket udtrykker denne proportionalitet.

Hvor der foreligger lokale data, kan der tages hensyn til eventuelle empirisk eller deterministisk bestemte relationer. C_f og C_a afhænger eventuelt af foregående tørvejrsperiode og under regnhændelsen kan de variere af afvaskning og af afstrømningsintensiteten. Disse relationer kan eventuelt etableres på et lokalt grundlag og bør kunne tilføres modellen af brugeren. Der må tages hensyn til den meget væsentlige usikkerhed, som disse koncentrationer er behæftet med i beskrivelsen af den enkelte hændelse,

jvf. Harremoës (1986) og (1988), ved bearbejdning af data fra gennemregning af regnserier.

6.4 Overløb

Overløb beregnes næsten altid under den forudsætning, at der sker total opblanding af de forurenende stoffer i bygværket. Dette er i reglen en god forudsætning; men det er hverken korrekt eller tilstræbelsesværdigt.

Der vil altid være en tendens til at sedimenterbart og floterbart materiale transporteres adskilt fra hovedstrømmen, ved henholdsvis bunden og overfladen. Det er meget vanskeligt i praksis at prøvetage således at der skelnes.

Udformning af overløbsbygværker

Overløbsbygværker bør udformes således, at der sker mest mulig adskillelse af sedimenterbart, floterbart materiale og af genstande, som så videreføres til rensningsanlægget, hvor der er maskineri til at håndtere dette (riste, sandfang og sedimentationstanke). Bygværkerne bør udformes under hensyntagen til følgende:

* Gennemstrømningen bør være rolig, dvs. bygværket bør give anledning til så lidt turbulens som muligt. Dette kan opnås ved lige tilløb og ved ikke at have bratte udvidelser af tværsnittet.

* Overløbet bør forsynes med et skumbræt, som hindrer floterbart materiale i at løbe over.

* Overløbet bør udformes med rist med 3-5 cm mellem tremmerne, på en sådan måde, at der ikke sker forstoppelse af hele overløbet.

Disse krav er konventionelle, men ikke altid overholdt. Der er desuden problemer med vedligeholdelsen i praksis. Forholdene omkring overløbsbygværkers dimensionering, udformning og vedligeholdelse er genstand for undersøgelser i forbindelse med et erhvervsforskerprojekt ved AUC.

Der henvises til et engelsk forslag til udformning af overløbsbygværker, afsnit 4.5, Balmforth og Henderson (1988), herunder tegninger som gengivet i denne rapport, figur 4.9-4.11. Supplerende kan henvises til skandinavisk litteratur: Mosevold (1975) og Hogland (1986). Der har i Danmark ikke været vist megen interesse for den specielle udformning i form af et hvirvel-

overløb, figur 4.11, kendt fra USA, England og Norge, Johansen (1987). Dette specielle overløbsbygværk har i visse tilfælde vist gode seperationsegenskaber, men det er en dyrudformning.

Dansk vejledning

Der bør udsendes en dansk vejledning i dimensionering, udformning og vedligeholdelse af overløbsbygværker. Herunder bør der tages stilling til, hvordan man bør forholde sig til ældre overløbsbygværker, som ikke lever op til dagens krav. Der er noget at tage fat på i betragtning af at det skønnes, at der er ca. 5300 overløbsbygværker i Danmark, Spildevandskomitéen (1985b). Dette må anses for en selvfølgelig del af et kommunalt program for renovering af afløbssystemer.

6.5 Bassiner

Bassiner tjener til udjævning af strømmen og til tilbageholdelse af forurenende stoffer. Der må skelnes mellem funktionen i fællessystemer og i separatsystemer.

6.5.1 Fællessystemer

Der henvises især til tysk litteratur med hensyn til udformning af bassiner i relation til deres placering i afløbssystemet og til en svensk rapport om emnet, Stahre (1981).

Medens overløbsbygværkets evne til at tilbageholde forurening er begrænset, fordi der i kraft at bygværkets størrelse altid vil være en kraftig turbulens, udmærker bassiner sig ved at kunne udformes således, at der kan etableres en rolig strøm og en tilsvarende større adskillelse af separérbart materiale. Der henvises især til Stahre (1981) med hensyn til udformning for at opnå maksimum separation, herunder sådanne udformninger, som gør det muligt automatisk eller manuelt at genophvirvle det separerede materiale efter regnen og sende det videre til rensningsanlægget. Som led i Vandmiljøhandlingsplanens forsknings- og udviklingsprogram vil disse forhold blive yderligereundersøgt for danske forhold.

Der har været foretaget forbavsende få forsøg på at modellere separationen af materiale i bassiner ved deterministisk beskrivelse af processerne i bassiner, se f.eks. konferencebidrag fra serien af "International conferences in urban storm drainage" i Southhampton (1978),

Illinois (1981), Göteborg (1984) og Lausanne (1987).

Det kan konkluderes, at teknikken til effektiv tilbageholdelse i regnvandsbassiner er velkendt; men bør formidles bedre til dansk praksis; samt at evnen til at beregne tilbageholdelse som funktion af bassinudformning og hydraulisk påvirkning er utilfredsstillende.

6.5.2 Separatsystemer

For separatsystemer må der skelnes mellem tørre og våde bassiner.

I Vallensbæksøundersøgelsen, Miljøstyrelsen (1981), blev det konkluderet, at separationen i søerne var væsentlig. På dette grundlag foreslås, at regnvandsbassiner udformes specifikt med henblik på maksimal tilbageholdelse af forurenende stoffer. Forslagene baseres på en udformning, som giver mindst turbulens i bassinerne.

Der er foretaget undersøgelser af rensningen ved gennemløb af våde bassiner, Hvitved-Jacobsen m.fl. (1984), Yousef m.fl. (1987), Hvitved-Jacobsen m.fl. (1987) og Hvitved-Jacobsen og Keiding (1987). Disse undersøgelser har vist en væsentlig fjernelse af regnvandets forurening i sådanne bassiner, 60-80% for suspenderet stof, 55-70% for fosfor og 44-90% fjernelse for metaller.

Det er imidlertid meget vanskeligt at uddrage andet end generelle erfaringstal af litteraturen for så vidt angår fjernelse. På dette punkt er der et væsentligt behov for opbygning af bedre viden om de mekanismer, som styrer tilbageholdelse i bassiner - så meget mere som bassiner fremover utvivlsomt vil finde øget anvendelse ved begrænsning af forurening fra regnafledning fra separatsystemer.

6.6 Lokal rensning

Det er uden for denne rapports rammer at gennemgå spektret af rensningsmetoder for regnafledning. Der henvises f.eks. til Henze (1980), Hansen (1982) og til et forventet projekt under vandmiljøhandlingsplanens forsknings- og udviklingsprogram.

6.6.1 Fællessystemer

Der henvises til Spildevandskomitéen (1986) med hensyn til samspillet mellem rensningsanlæg og afløbssystem.

Der er projekter i gang til undersøgelse af konstruktioner, som kan øge fjernelse af separérbart stof før udledning til recipienten. Det er ikke indeholdt i denne rapport at foregribe resultatet af disse undersøgelser.

6.6.2 Separatsystemer

Man kan skelne mellem følgende typer bassin:

* Bassiner med betonafgrænsning.
* Bassiner uden særlig beplantning.
* Bassiner beplantet med sumpplanter.
* Bassiner kun fyldt under regnafstrømning.
* Permanent fyldte bassiner.
* Bassiner med udstrømning gennem filter.
* Strømning gennem naturligt vådområde.

Disse muligheder kan kombineres på mange måder. Med hensyn til rensning kan bassinerne karakteriseres på følgende måde:

Den dårligste rensning opnås i betonbassiner uden særlige arrangementer til af skaffe rolig strømning egnet til sedimentation af suspenderet stof. Eksisterende bassiner kan ofte forbedres ved at indbygge sådanne arrangementer. Planter har vist sig egnede til at øge separationen. Denne øges i bassiner som altid står fyldte. Den største effekt opnås ved filtrering af afløbet, f.eks. ved udstrømning gennem et filterlag i bunden.

Dimensioneringsgrundlag

Dimensioneringsgrundlaget for sådanne bassiner har været diskuteret af Hvitved-Jacobsen og Yousef (1988). Baggrunden for artiklen er erfaringer for god separation ved opholdstider i fyldte bassiner på 12-24 timer. Teorien baseres på et ønske om opnåelse af en opholdstid i bassinet på 72 timer. Det postuleres derpå, at dimensioneringen bør baseres på en statistik for sammenhængende tørvejrsperioder på 72 timer. En sådan statistik er udarbejdet på grundlag af Spildevandskomitéens regnobservationer fra Odense. Metoden lider ved at være meget sensitiv over for definitionen af mindste regnhændelse, i Odense sat til 3 mm regn.

Figur 6.31 viser rensningen for suspenderet stof og total fosfor i vandfyldte bassiner som funktion af forholdet mellem volumen af bassinet og middelværdien af afstrømmet volumen. Der kan i praksis opnås rensningsgrader af størrelsesorden ca. 80% ved volumenforhold på 7-10, Hvitved-Jacobsen (1989).

Nødvendig bassinstørrelse

For Hovedstadsrådet (1989) har COWIconsult i januar 1989 udarbejdet en rapport om mulighederne for rensning af regnvand fra separate systemer. Rapporten gennemgår de beskrevne bassintyper og forsøger en dimensionering på grundlag af teorien for sammenhængende tørvejrsperiode, som beskrevet overfor. Dette fører til en nødvendig bassinstørrelse på **220-250 m^3/red. ha.**

Metoden er forsøgsvis anvendt i Nive Å-oplandet på alle oplande større end 1 red. ha (som udgør mindre end 10% af arealet; men lige ved 50% af antallet af udløb). Etableringsomkostningerne er beregnet til ca. kr. 500/m^3. Dette giver ca. kr. 120.000/red. ha. For Nive Å-oplandet skønnes dette at føre til ca. 75% reduktion af BI5 og kvælstof, samt ca. 50% reduktion af fosfor.

På landsplan er der ca. 35.000 red. ha i alt. Dette giver på landsplan: **kr. 4.2 milliard.**

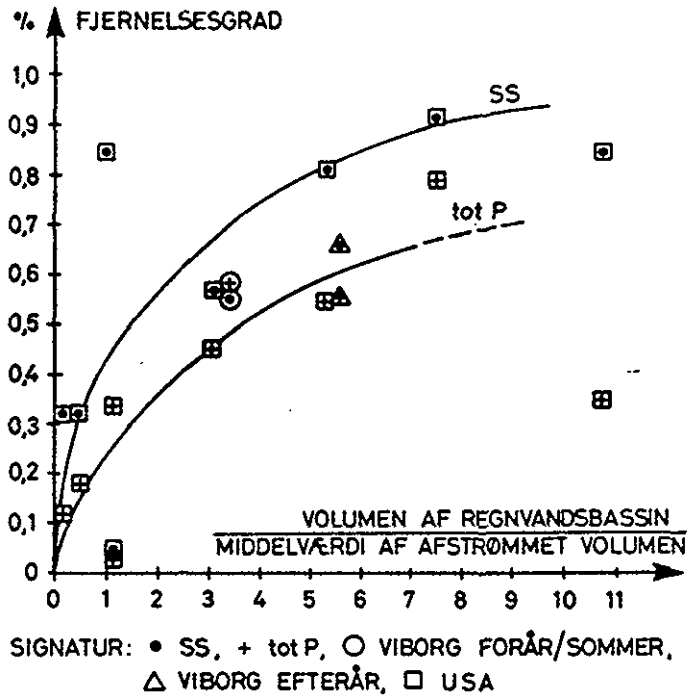
I en undersøgelse for Viborg Kommune (1988) er der tilsvarende foretaget beregninger for vandfyldte bassiner. Rensning af regnvandet anses for nødvendig af hensyn til eutrofieringen af Viborg Søerne. For et areal på 216 red. ha er der i alt projekteret syv bassiner med et samlet volumen på 52.100 m^3. Dette svarer til 240 m^3 bassin pr. red. ha. Prisen angives til 3.8 mill. inkl. projektering og arealerhvervelse; svarende til ca. kr. 70/m^3 eller kr. 17.500/red. ha. Denne investering forventes at svare til ca. 60% reduktion af fosforbelastningen på Viborg Søerne.

På landsplan svarer dette til ca. **0.6 milliard.**

Der ses at være stor usikkerhed med hensyn til det forventede omkostningsniveau; foruden usikkerheden med hensyn til hvilken rensning, der bør stilles krav om, kapitel 7.

Der er et væsentligt behov for udvikling af former for rensning, som går ud over dagens praksis. Denne udvikling er allerede i gang.

Der bliver et tilsvarende behov for mere viden om disse rensningsmetoders reaktion på hurtigt varierende hydraulisk belastning. Dette bør ske ved fastlæggelse af simple modeller for rensningen (f.eks. eksponentielt aftagende udløbskoncentrationen med opholdstiden), som kan benyttes til gennemregning af lange regnserier med henblik på beregning af den årlige belastning af næringssalte og metaller, se kapitel 7.



Figur 6.31
Sammenhæng mellem hydraulisk belastning af en vandfyldt dam og rensningen af regnvand, som strømmer gennem søen. Hvitved-Jacobsen (1989).

7. REGNAFLEDNINGENS VIRKNING OG REGULERING

På grundlag af diskussionen i afsnit 5 anbefales det at regulere regnafledningen i så nær tilknytning som muligt til den identificerede virkning i recipienten. Dette bør ske ved i størst mulig udstrækning at formulere krav til vandkvaliteten i recipienten og ved at opstille egnede beregningsmetoder for transporten og omsætningen i recipienten. På dette grundlag projekteres og iværksættes egnede tekniske foranstaltninger. Det anbefales at give sådanne krav og beregningsmetoder de facto anerkendelse i form af vejledninger fra enten professionelle foreninger, f.eks. Dansk Ingeniørforening, eller myndigheder, Miljøstyrelsen, og i form af konkrete godkendelser af projekter udarbejdet efter sådanne principper.

Fordelen ved denne fremgangsmåde er:

1. Der sættes en retningslinie for en praktisk fremgangsmåde, som bliver "normdannende".

2. Fremgangsmåden bliver ikke "normdannende" i den forstand, at den bliver ufravigelig; hvilket levner mulighed for hensyntagen til lokale forhold og mulighed for professionel udvikling i lyset af ny erkendelse.

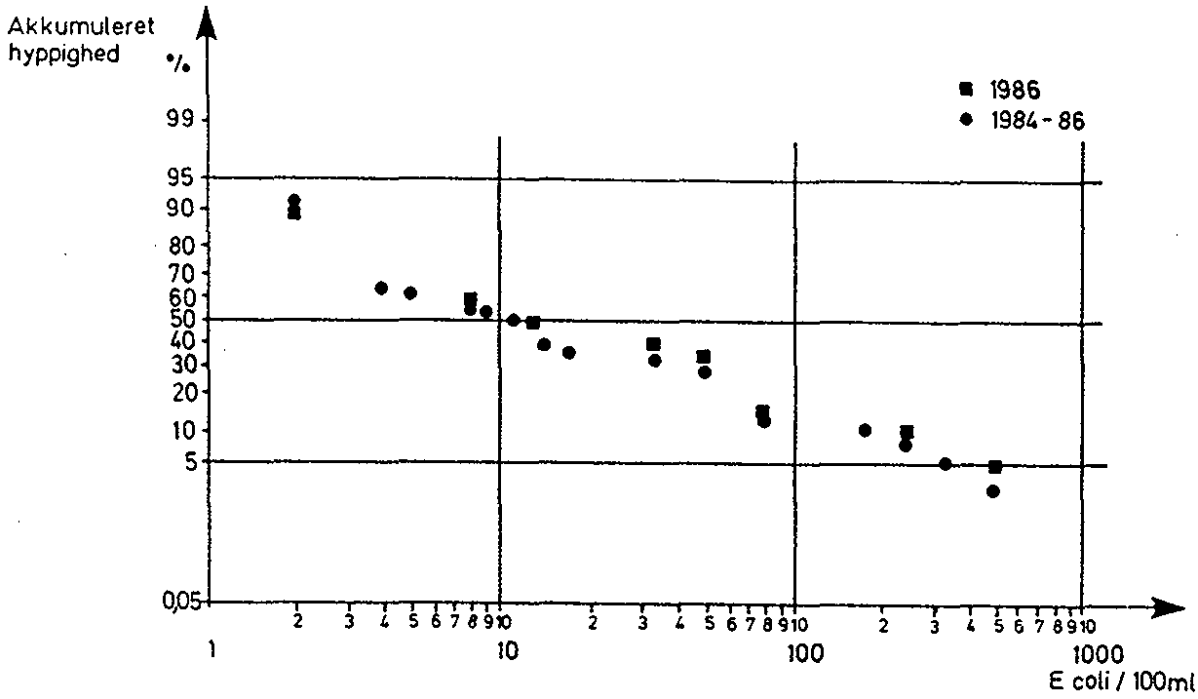
3. Der spildes ikke tid på grund af usikkerhed og deraf afledte forsinkelser omkring valg af fremgangsmåde.

Disse principper vil blive søgt omsat til konkrete forslag i det følgende.

7.1 Bakterier og smittefare

7.1.1 Forureningens betydning

Allerede i 1960'erne blev der på opfordring af Gentofte Kommune af Isotopcentralen foretaget en undersøgelse af forurening af badevand fra et overløbsbygværk under regn, Harremoës (1967). Overløbet var beliggende ved Charlottenlund Fort, nord for København, umiddelbart syd for Charlottenlund badestrand og Charlottenlund badeanstalt. Udledning af sporstof fra overløbet viste, at vandet langsomt blev ført langs kysten



Figur 7.1
Eksempel på en badevandsstatistik fra Isotopcentralens undersøgelser ved Skagen, Harremoës og Malmgren-Hansen (1989).

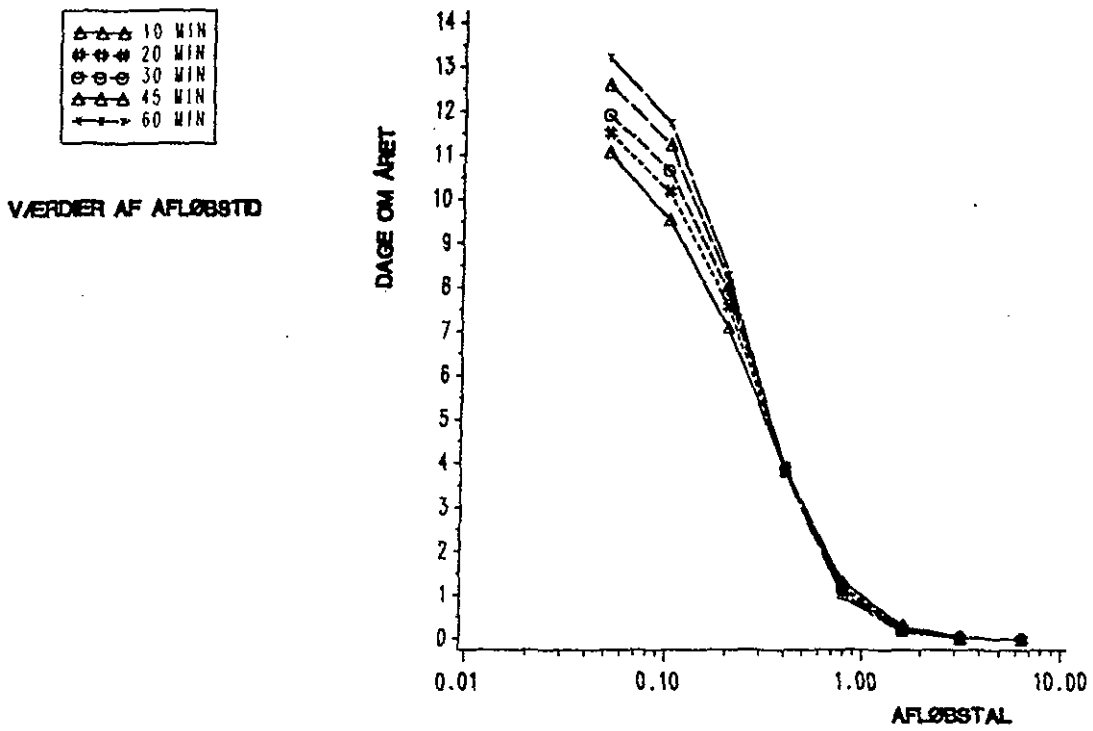
tæt på land forbi både stranden og badeanstalten i løbet af den næste dag. Sporstoffet kunne spores næsten til Bellevue. Resultatet levnede ikke tvivl om, at badevand kan blive endog meget forurenet ved udledning fra overløbsbygværker, som løber ud i strandkanten tæt ved badeområder. Dette er ikke mærkeligt i betragtning af den store bakterielle koncentration i overløbsvandet, afsnit 6. Det forbavsende er, at ingen har reageret før tyve år efter på denne information.

Daglig forurening

Dette skyldes nok, at den bakterielle forurening har været domineret af den daglige forurening fra udledning af spildevand fra rensningsanlæg, som udledte utilstrækkeligt renset vand for tæt på kysten. Figur 7.1, Harremoës og Malmgren-Hansen (1988), viser et eksempel på badevandsstatistik domineret af den daglige forureningsbelastning.

Forurening fra regnafledning

Desuden skyldes det, at forurening fra regnafledning højst forekommer i den del af tiden, hvor det regner. Dette er i Danmark max. 5% af tiden. Figur 7.2, Bramslev (1989), viser funktionstiden af overløbsbygværker i dage pr. år, som funktion af afløbstallet og afløbstiden. I praksis når funktionstiden af overløbsbygværker uden bassiner kun op på ca. 2% af tiden. Det må dog anføres, at virkningen i recipienten kan vare længere end selve funktionstiden for overløbet, jvf. resultatet af den første undersø-



Figur 7.2
Maksimal funktionstid i dage for et overløbsbygværk som funktion af afløbstallet for den afskærende ledning fra et opland med en afløbstid som angivet. Der er ikke bassin i forbindelse med overløbet. Bramslev (1989).

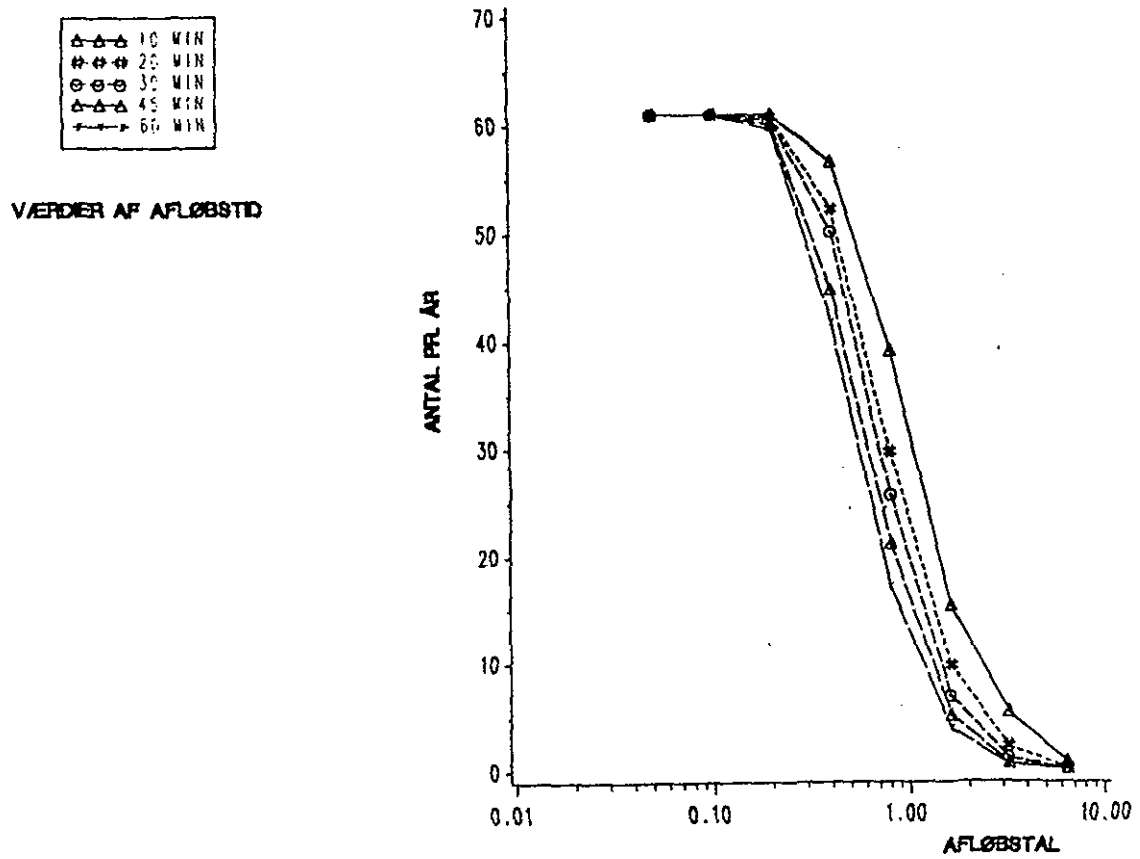
gelse i 1960'erne. For en prøvetagning af hensyn til badevandskvalitet, som kun finder sted hver uge i sæsonen, er denne forurening kun en ringe del af tiden.

Figur 7.3, Bramslev (1989), viser antallet af overløb fra et bygværk som funktion af afløbstallet for den afskærende ledning og afløbstiden for oplandet. For meget små afløbstal kan overløbet komme op på 60 pr. år. Dette maksimum skyldes, at regnserien er afkappet ved de små irrelevante regnhændelser < 3 mm.

Eksempel

Forholdene kan illustreres ved følgende beregning:

Forudsættes, at der i et opland er ca. 200 personer pr. reduceret ha og en maksimal spildevandsafstrømning på 0.006 l/s pr. person, giver dette ca. 1.2 l/s pr. reduceret ha. Forudsættes en opspædning i overensstemmelse med gængs praksis på 1:5, fås et afløbstal på ca. 7 l/s pr. ha eller 0.7 µm/s. Dette svarer til en funktionstid på **1.5 dag pr. år** eller **36 timers funktion pr. år**. Af figur 7.3 fås **45 overløb pr. år** for små oplande (afløbstid ca. 10 min.) uden bassin. Det svarer til en **gennemsnitlig varighed på én time**. Det store antal overløb



Figur 7.3
Antal overløb pr. år for et overløbsbygværk som funktion af afløbstallet for den afskærende ledning fra et opland med en afløbstid som angivet. Der er ikke bassin i forbindelse med overløbet. Bramslev (1989).

for de små oplande hindrer ikke, at funktionstiden er en lille del af tiden. Selv hvis påvirkningen af recipienten varer 10 gange så længe som selve overløbets varighed (se figur 7.4) er det stadig en ringe del af tiden, som sjældent vil blive registreret ved en ugentlig momentan prøvetagning i badesæsonen.

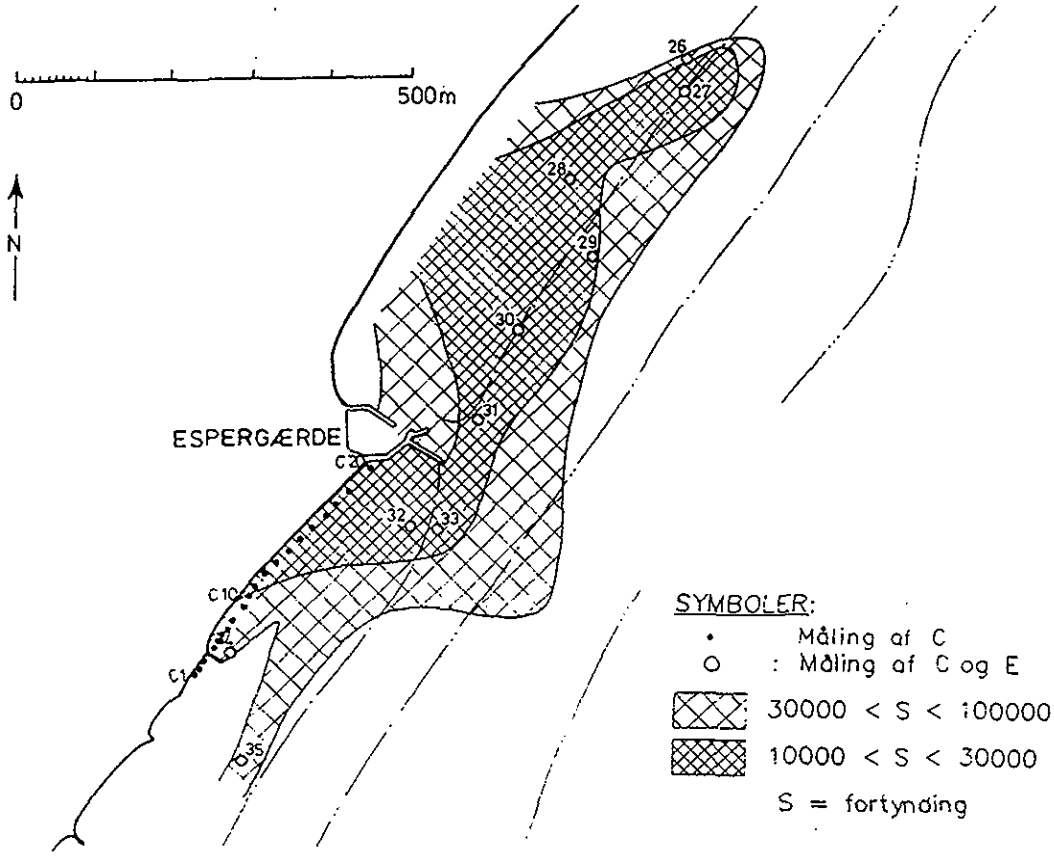
Det må understreges, at én prøvetagning, som tilfældigvis foretages samtidig med regnpåvirkning, vil give indtryk af overskridelse af kriteriet for badevand.

For badesæsonen gælder, at varighed og hyppighed er ca. 50% større end svarende til hele året, som beskrevet ovenfor, Vandkvalitetsinstituttet (1987).

Figur 7.4 viser en relation mellem regnhændelse og bakteriel forurening fra et regnvandsoverløb, som registreret af Isotopcentralen (1987).

Forurening fra vandløb

Figur 7.5 viser tidsforløbet af målt bakteriekoncentration nedstrøms for et regnoverløb målt

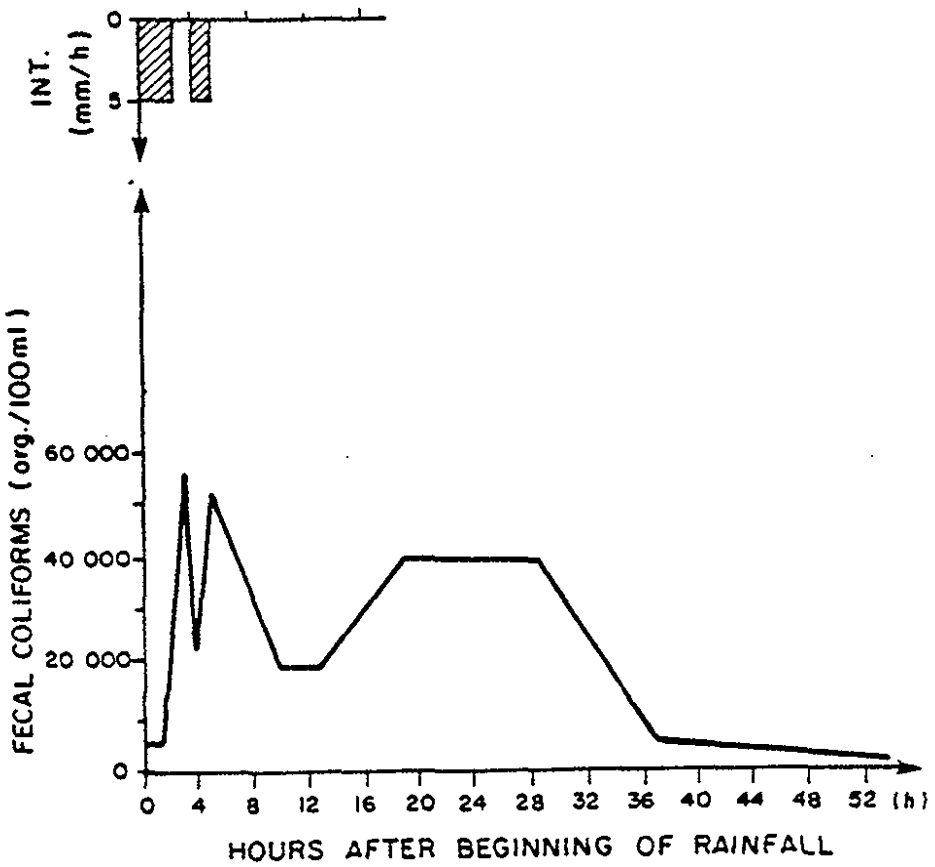


Figur 7.4
Eksempel på forurenet overløbsvand udledt fra et overløbsbygværk ved en badestrand. Isotopcentralen (1987).

i en canadisk flod, Villeneuve og Lavallée (1985). Koncentrationen er klart over de anerkendte grænser, se næste afsnit. Dette svarer til erfaringer fra danske undersøgelser, Hovedstadsrådet (1985) og Vandkvalitetsinstituttet (1987). Disse to rapporter viser, at forurening fra vandløb ved udløb til havet kan være en væsentlig årsag til badevandsforurening, ved henholdsvis Nive Å, Øresund, og Liver Å, Uggerby Å og Tversted Å i Nordjylland. Ofte vil et vandløb ikke kunne overholde badevandskriteriet alene på grund af den daglige udledning fra rensningsanlæg. For de nordjyske vandløb varierer E. Coli koncentrationen mellem 400 og 31000 undertørvejr. Det er interessant, når man tager i betragtning, at der er vandløb, som simpelthen udmunder direkte på badestrande.

Forurening fra vandløb under regn

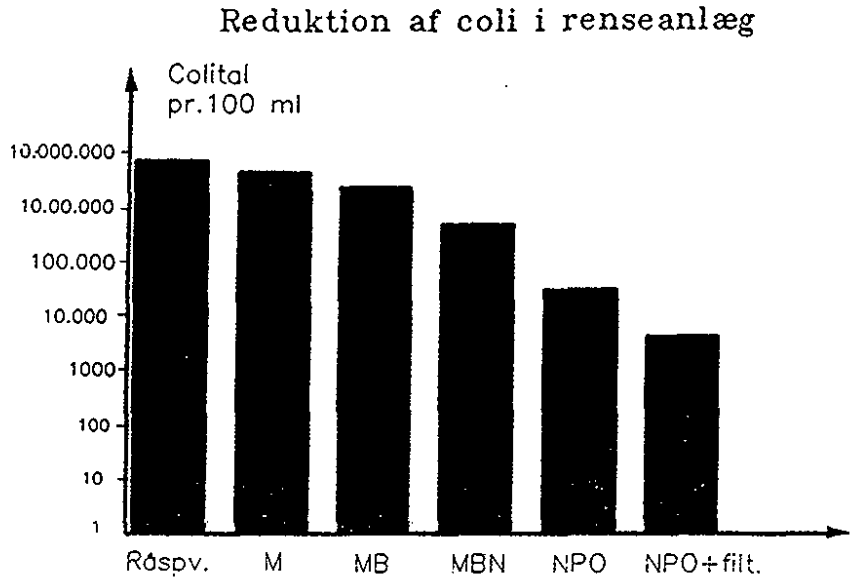
Under regnvejr stiger koncentrationen i vandløb med en faktor mellem 1 og 1000, Vandkvalitetsinstituttet (1987). Med en mindre henfaldstid i ferskvand og en opholdstid målt i dage giver dette en langvarig belastning af kysten ved udløbet. Bakteriel forurening af badevand langs kyster er ikke kun et spørgsmål om regnvand;



Figur 7.5
Et eksempel på bakteriel forurening i en canadisk flod nedstrøms for et overløbsbygværk. Den bakterielle forurening er langt over almindeligvis acceptable grænser. Forureningen varer ca. 6 gange så lang tid som selve overløbshændelsen. Villeneuve og Lavallée (1985).

men er også en stadig belastning via udløbene fra rensningsanlæggene, hvilket umiddelbart slår igennem på badevandsstatistikken. Fordi virkningen af regnafledning trækkes ud forstærkes denne forurening af ekstreme tilfælde, som slår igennem på statistikken.

Når forholdene for udledning fra rensningsanlæg bedres, vil forureningen fra den daglige udledning mindskes. Figur 7.6 viser, hvor meget den bakterielle forurening reduceres ved forskellige rensningsmetoder, Jansen (1989). Med urenset, mekanisk renset eller simpel biologisk renset spildevand er den udledte koncentration af størrelsesorden 10^7 E. Coli/100 ml. Mere avanceret rensning uden filtrering sænker koncentrationen ca. én størrelsesorden. Dette vil få en identificerbar effekt på badevandsstatistikken. Herved øges sandsynligheden for at registrere badevandsforurening fra overløbsbygværker, især via vandløb, som ekstreme tilfælde. Det har været postuleret, at det er sket i de senere år, hvor der er observeret øget bakteriel forurening af



Figur 7.6
Oversigt over forventelig reduktion af bakteriekoncentrationen i afløbet fra rensningsanlæg som funktion af øget rensning. Jansen (1989).

badevand, Hovedstadsrådet (1988), Isotopcentralen (1988).

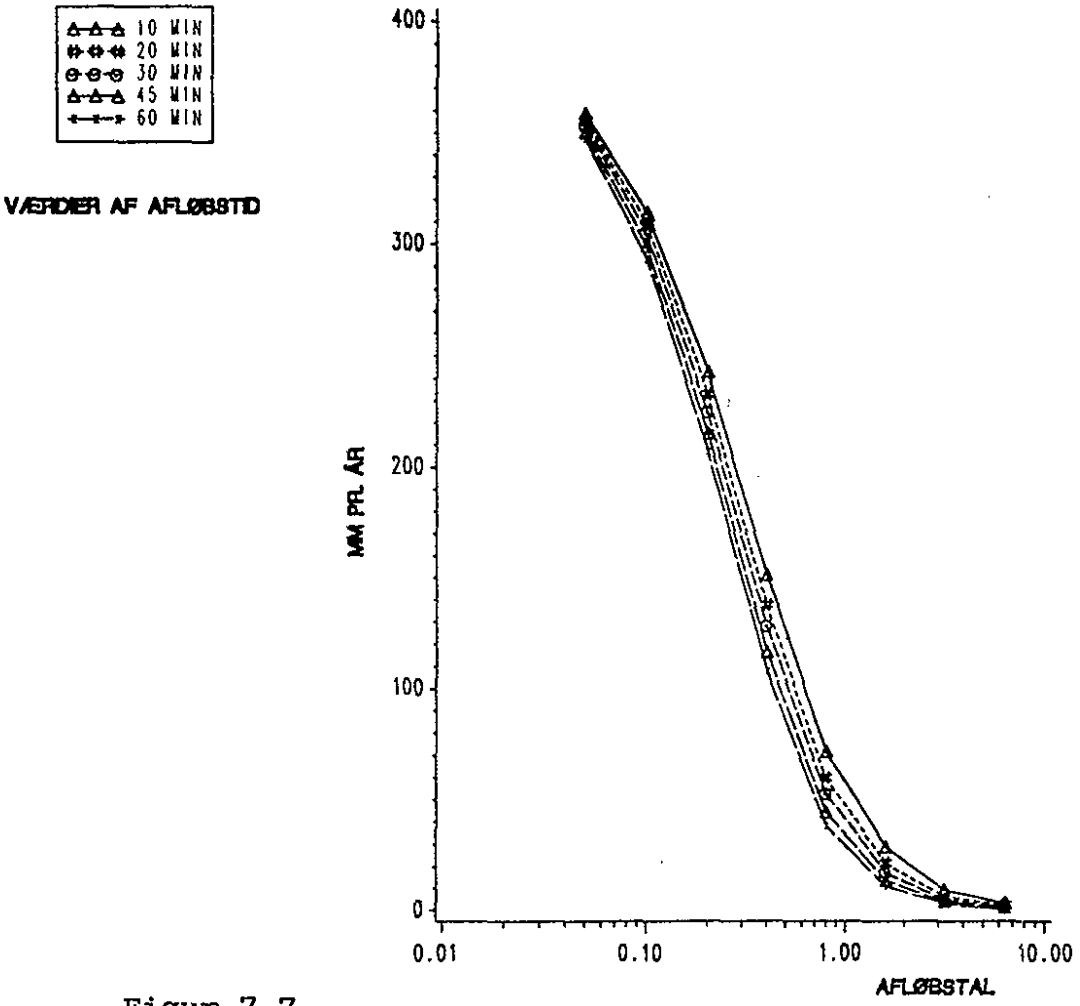
Bakteriekoncentrationer

Den udledte blanding af spildevand og regnvand fra overløbsbygværker har en bakteriekoncentration af samme størrelsesorden som renset spildevand, men der udledes kun i ca. 0.4% af tiden. Det har været foreslået at disse udledninger skulle sammenlignes:

Figur 7.7 viser antallet af mm regnvand udledt fra et overløbsbygværk uden bassin, Bramslev (1989). På dette grundlag kan det allerede opstillede eksempel fortsættes:

Forudsættes, at der i et opland er ca. 200 personer pr. reduceret ha og en daglig spildevandsstrøm på 300 l/d pr. person, giver dette ca. 60 m^3/ha pr. dag i en konstant daglig strøm eller 22000 m^3/ha pr. år. Af figur 7.7 ses, at dette modsvares af ca. 75 mm overløbsmængde fra et overløbsbygværk uden bassin fra et lille opland (afløbstid 10 min.) eller 750 m^3/ha pr. år - udledt i 0.4% af tiden eller i en samlet periode på 35 timer pr. år.

Bakteriekoncentrationen er næsten den samme. Den udledte vandmængde over overløb er ca. halvanden størrelsesorden mindre end udledt fra rensningsanlægget. Udløbet fra rensningsanlægget forurener kontinuert hele tiden, medens overløbet forurener 0.4% af tiden eller ca. 35 timer pr. år. Med en forventet rensning på halvanden størrelsesorden i kraft af miljøhandlingsplanen bliver den årlige belastning på recipienten af samme



Figur 7.7
Overløbsmængde i mm pr. år for et overløbsbygværk som funktion af afløbstallet for den afskærende ledning fra et opland med en afløbstid som angivet. Der er ikke bassin i forbindelse med overløbet. Bramslev (1989).

størrelse for de to kilder; men den ene virker dagligt, den anden sjældent. I begge tilfælde er der fortsat langt til det oftest citerede krav på 1000 E. Coli/100 ml. Det er ikke muligt at vurdere disse forhold uden at tage hyppighed og beliggenhed i betragtning. Til syvende og sidst drejer det sig om at reducere sandsynligheden for, at en badende træffer på en smittekilde ved badning.

7.1.2 Krav til den bakterielle forurening

De danske regler for tilladelig bakteriel forurening af badevand er nedfældet i Miljøstyrelsen (1985). Kravet kan i denne sammenhæng formuleres således:

> I højst 5% af tiden i badesæsonen må vandet indeholde mere end 1000 EC/100 ml af bakterien E. Coli.

Dette suppleres ofte i praksis med følgende krav, Isotopcentralen (1988):

> I højst 20% af tiden i badesæsonen må vandet indeholde mere end 100 EC/100 ml af bakterien E. Coli.

Konsekvens af gældende krav

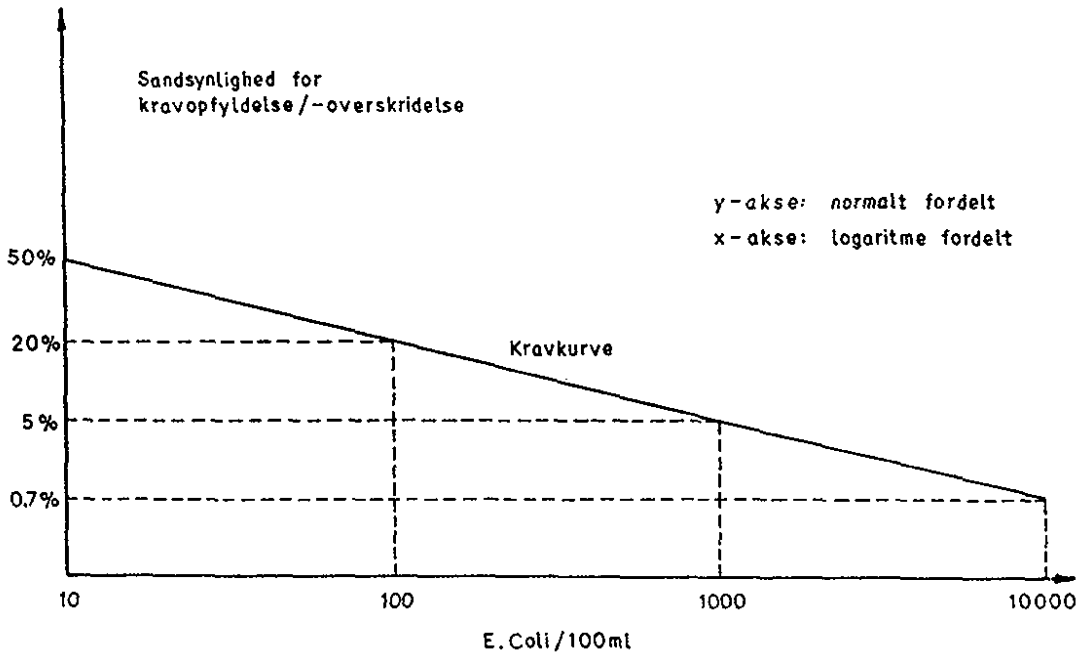
Hvorved fastlægges en kurve for kravet som funktion af procent af tiden, jvf. nedenstående.

Dette udtrykker krav til den procentdel af tiden, hvor forureningen overstiger en valgt koncentration. Dette er relevant for bakteriel forurening af badevand, fordi det relaterer sig til sandsynligheden for, at en bader træffer på forurenet badevand. Man skal gøre sig klart, at disse kriterier blev til i løbet af 1960'erne og 1970'erne under megen faglig diskussion. Det grundlæggende kriterium er behæftet med meget stor usikkerhed, fordi det aldrig er lykkedes at etablere en sikker sammenhæng mellem badevands bakterielle forurening og klinisk smittefare, trods omfattende forsøg herpå i international målestok. Dette er af betydning for vurderingen af beregningsmetoder og projektering. Det vil være urimeligt at forlange stor nøjagtighed i beregningsmetoderne for transport og omsætning i recipienten og for beregning af belastningen i form af overløbsvolumen og -bakteriemængde pr. hændelse. Der er således et rimeligt grundlag for at godkende forenklede beregningsmetoder - på samme måde, som der er fastsat forenklede vandkvalitetskriterier.

De angivne procentdele af tiden er relevante for den daglige forurening; men de er ikke relevante for bedømmelse af forurening fra overløb. Disse virker som nævnt i mindre end 5% af tiden. Man skal således gøre sig klart, at det kun i få tilfælde vil være muligt at forklare overskridelse af det sædvanlige kriterium: 1000 EC/100 ml i 5% af tiden, ved øget regnafstrømning fra et enkelt nærliggende overløb.

Det er forudsat, at virkningen af en enkelt regnhændelse ikke vil kunne spores på det samme sted i recipienten to dage i træk på grund af enten bakteriernes forsvinden eller/og på grund af det forurenede vands flytning med vind og strøm. Da vil høje koncentrationer på grund af regnoverløb ikke kunne føre til overskridelser ved de reglementerede prøvetagninger for procenter større end overløbsprocenten, undtagen i sjældne tilfælde af uheldig prøvetagning.

Denne forudsætning gælder tilsyneladende ikke for udløb fra vandløb.



Figur 7.8
Forslag til kravkurve for den statistisk tilladelige bakterielle forurening af badevand. Det allerede fastlagte punkt er: 1000 E. Coli/100 ml i højst 5% af tiden. Kurven foreslås ekstrapoleret til de sjældne hændelser: 10000 E. Coli/100 ml i højst 0.7% af tiden.

Forslag til nyt krav

Der må tages stilling til kriterier for mindre procenter end 5%. Det er almindeligt at anse den statistiske fordeling af bakteriekoncentrationen **logaritmisk normalt fordelt.** På figur 7.8 er vist de to ovenfor angivne kriterier ved to punkter på logaritmisk sandsynlighedspapir. Normalfordeling fører i en sådan afbildning til en ret linie. Det foreslås at formulere krav til badevand for mindre procenter end 5% ved forlængelse af en ret linie gennem to allerede accepterede punkter, som vist på figuren. Dette fører til følgende supplerende kriterium:

> I højst 0.7% af tiden i badesæsonen må vandet indeholde mere end 10.000 EC/100 ml af bakterien E. Coli.

hvilket stort set svarer til ca. én hændelse pr. sæson.

Det skal understreges, at denne ekstrapolation er baseret på den tilnærmelse, at bakteriekoncentrationen er logaritmisk normalt fordelt, til trods for, at den er baseret på to forskellige statistiske fordelinger: én for den daglige afledning og én for regnafledningen. Dette fører ikke nødvendigvis til en enkelt, veldefineret statistisk fordeling (se kapitel 4.9, figur

4.17 og næste afsnit om iltsvind). I det aktuelle tilfælde forventes denne tilnærmelse ikke at få stor betydning på grund af de mange andre kilder til usikkerhed - herunder at selve analysemetoden for bestemmelse af bakteriekoncentrationen er behæftet med en ufravigelig usikkerhed på en faktor ca. 3 som logaritmisk standardafvigelse, Harremoës m.fl. (1980) og Harremoës og Malmgren-Hansen (1989).

Til det foreslåede kriterium skal bemærkes, at det fortrinsvis er ment som et dimensioneringskriterium. Dette bemærkes, fordi det ikke vil være muligt med den prøvetagningsfrekvens, som er fastlagt i vejledningen til enten 6, 10 eller 20 prøver pr. sæson, Miljøstyrelsen (1985), at bestemme en overskridelse i ca. 0.7% af tiden med rimelig sikkerhed. Dette ville kræve en væsentlig større hyppighed af prøvetagningen.

I grove træk betyder disse kriterier, at regnafledning fra **separatsystemer** for så vidt angår bakteriel forurening kan afledes i nærheden af badeområder uden større foranstaltninger, fordi bakteriekoncentrationen i det afledte vand er af samme størrelsesorden som kriteriet, jvf. kapitel 6.

For fællessystemer gælder modsvarende, at der er en forskel mellem bakteriekoncentrationen i overløbsvand og kriteriet på en faktor af størrelsesorden 100 til 1000. Denne reduktion kan kun opnås på tre måder:

* Fortynding
* Reduktion under transport
* Lokal rensning

Det kræver meget effektive rensningsmetoder at reducere bakteriekoncentrationen. De sædvanlige metoder er stort set uden effekt. Biologisk rensning kan reducere noget (en faktor ti), men er helt urealistisk som lokal rensning ved et overløb. Kemisk fældning kan reducere tilsvarende, men det bliver dyrt. De realistiske fremgangsmåder er:

* **Reduktion af overløbsmængde og -hyppighed ved at øge afløbstallet for overløbsbygværket og ved at indlægge bassin.** Der ledes mere til rensningsanlægget, og sjældnere og mindre ud over overløbet.

* **Reduktion i kraft af afstand mellem udløb og badevand.** Herved udnyttes fortyndingen og reduktionen under transport med havstrømmen fra udløb til badestrand.

Det er en umiddelbar konsekvens af kriteriet, at der ikke kan være overløb i direkte tilknytning til en badestrand.

Den ingeniørmæssige opgave er at finde den bedste tekniske løsning, som tilgodeser det statistiske kriterium under rimelig hensyntagen til spildevandets, oplandets, overløbets og recipientens egenskaber - uden at dette bliver for kompliceret til anvendelse i praksis. Dette kan ske ved udvikling af en anerkendt model for bakteriel forurening af recipienten:

7.1.3 Modelberegning

De fysiske og mikrobiologiske fænomener, som indgår i processen fra udledning til forurening af badevandet på en nærliggende strand, har været identificeret i længere tid. Der er tale om følgende fænomener:

* Hydrodynamikken i strålen under udledning af blandingen af spildevand og regnvand.
* Indlejringen i overfladen af blandingen.
* Fortyndingen i recipientens strøm og transport med strømmen.
* Omsætningen af mikroorganismerne i recipientens vand, herunder især sedimentation og sollysets desinficerende virkning.

Alle disse fænomener kan beskrives generelt. Der foreligger modeller, hvormed disse fænomener kan formuleres rimeligt nøjagtigt. Den eneste væsentlige forskel i hydrodynamisk henseende for udledning fra overløbsbygværker i forhold til udledninger fra rensningsanlæg, som har været undersøgt i årtier, er, at udledningen ofte er meget tæt ved kysten. Hér er hydrodynamikken forskellig fra forholdene på dybere vand. Dette forhold anses ikke for tilstrækkeligt vigtigt til at kunne stå i vejen for en rimelig formulering på det nuværende videngrundlag.

For så vidt angår de fysiske processer afhænger de af den lokale topografi, de lokale vind- og strømforhold. Disse forhold kan ikke gøres til genstand for detaljerede recipientundersøgelser for hvert overløbsbygværk. Til gengæld kan rimelige forudsætninger for en modelopstilling efter de lokale forhold gennemføres, hvis det egnede modelapparat er etableret. Usikkerheden på den fysiske beskrivelse vil være mindre end på den mikrobiologiske omsætning og mindre end på fastsættelse af kriteriet.

Der er megen usikkerhed omkring det mikrobielle henfald af indikatorbakterier, for ikke at sige sygdomsbakterier i recipienten, Harremoës (1982),

Harremoës og Malmgren-Hansen (1989), Isotopcentralen (1988). Denne usikkerhed står mål med usikkerheden på selve kriteriet. Det er i dag et spørgsmål om at fastsætte en rimelig beskrivelse og rimelige reaktionskonstanter på grundlag af eksisterende nationale og internationale data.

Konklusion

Konklusionen er, at der under hensyntagen til en tilladelig usikkerhed på modelbeskrivelsen i dag kan opstilles et egnet modelapparat som vil kunne udgøre et rimeligt grundlag for individuel projektering af overløbsbygværker under hensyntagen til den hygiejniske standard af nærliggende badestrande. Dette vil føre til mere optimale løsninger end alternative reguleringsformer.

I visse tilfælde vil dette utvivlsomt føre til reduceret udledning, men det vil også føre til udledning fjernere fra badestranden, fordi afstandselementet i projekteringen ikke skal undervurderes. Store overløb dimensioneret efter gængs praksis, med bakteriekoncentrationer ca. 100 gange større end 0.7% kriteriet, vil ikke længere kunne placeres i strandkanten midt på en badestrand. Det vil kræve en begrænsning af hyppigheden til mindre end 1 gang pr. 14 år i badesæsonen. Det hygiejniske kriterium vil hermed bidrage til løsning også af et æstetisk problem.

Modeludvikling

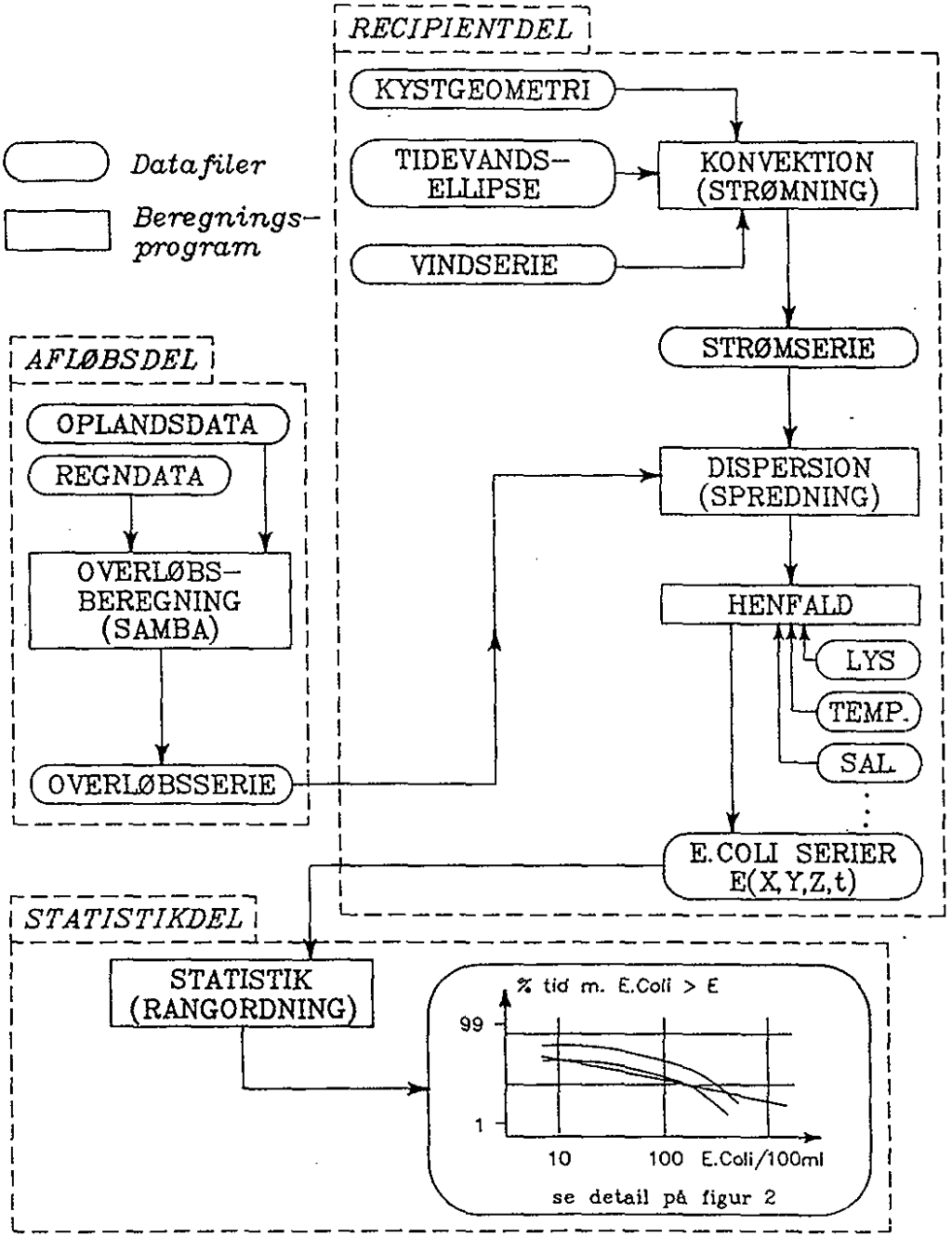
Fra Isotopcentralen (1988) er figur 7.9 gengivet. Isotopcentralen har fået bevilget midler fra Miljøstyrelsen med henblik på udarbejdelse af den viste model.

Modellen kan bestå af tre dele:

* En recipientdel
* En afløbsdel
* En statistikdel

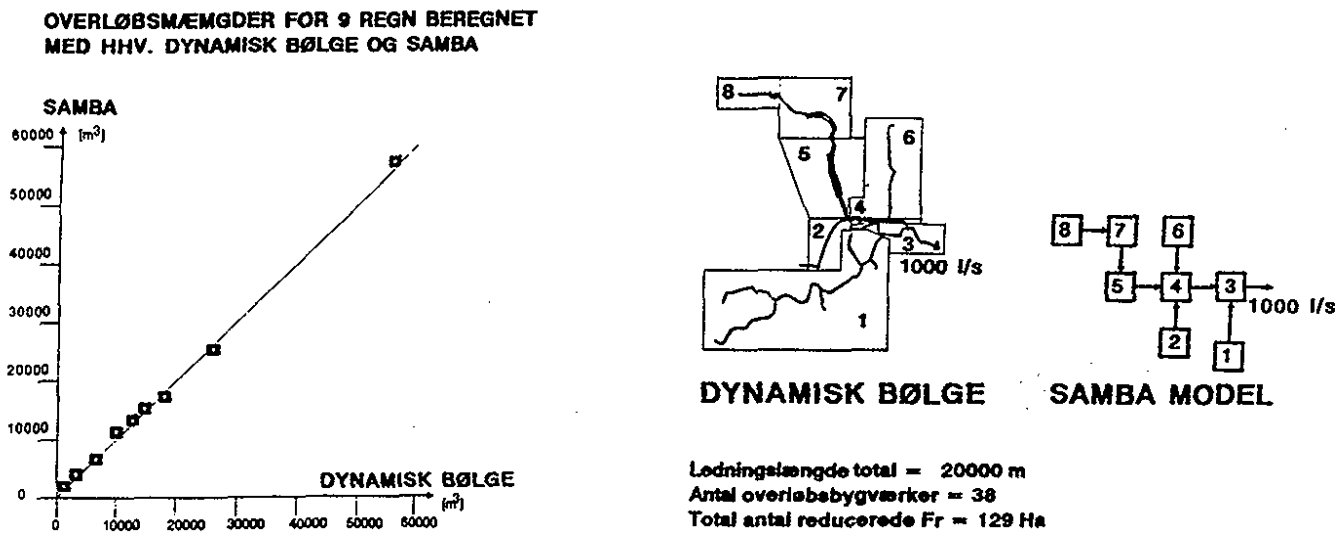
De eksterne oplysninger til recipientbeskrivelsen består af kysttopografi samt viden om vind og strøm. Resten af recipientbeskrivelsen består af matematisk modellering af transport, fortynding og henfald samt fastlæggelse af de indgående konstanter. Kunsten vil være at gøre dette så simpelt for den enkelte bruger, at han kan foretage en egnet analyse på grundlag af oplysninger, som med rimelighed kan opnås lokalt.

Afløbsdelen vil blive baseret på en eksisterende beskrivelse af regnafledning i afløbssystemer: MOUSE. I denne programpakke indgår specifikt et modul til beregning af statistik for overløb, kaldet SAMBA. Beregningen er baseret på en forenkling som giver rimeligt små beregningstider



Figur 7.9
Isotopcentralens forslag til opbygning af modeller til beregning af bakteriel forurening fra overløbsbygværker. Det bør overvejes at standardisere sådanne beregninger, så de kan danne et let tilgængeligt, mindste grundlag for lokal stillingtagen til udledning. Isotopcentralen (1988).

uden at miste regnenøjagtighed af betydning, Hovedstadsrådet (1984), Spildevandskomitéen (1984d), Johansen (1985). Ved indjustering af ledningsvolumen i afløbssystemet på grundlag af sammenlignende kørsler med dynamisk bølgemodel kan opnås overløbsberegninger, som ikke kan skelnes fra resultaterne af den mere komplice-



Figur 7.10
Sammenligning af to forskellige måder at beregne overløb på: Den dynamiske bølgemodel, som regner fysisk korrekt; men er timer om at gennemregne én regn. Den simple model SAMBA kan opnå samme resultat ved en beregningstid på få minutter, hvis der tages hensyn til ledningernes volumen. Jensen og Jacobsen (1989).

rede model, figur 7.10, Jensen og Jacobsen (1989). På dette grundlag kan den nødvendige statistik udarbejdes ved gennemregning af mange års hændelser.

Statistikdelen er uden problemer, fordi al nødvendig viden foreligger.

Det anbefales, at den skitserede model udvikles og gøres tilgængelig for praksis så hurtigt som muligt.

Det anses ikke for nødvendigt at lave mere indgående undersøgelser af de fænomener, som er styrende for sammenhængen mellem udledning og resulterende forurening. Efter endt udvikling kan en eksperimentel opfølgning eventuelt komme på tale i lyset af muligt identificerede ubelyste detaljer.

7.1.4 Badevandsforurening fra vandløb

De foreliggende rapporter giver anledning til at tro, at der er et problem med badevandsforurening fra vandløb ved deres udløb ved kysten. Det ferske vand vil ikke blive væsentligt opblandet på grund af tæthedsforskellen, og det vil have tendens til at klæbe til kysten, Hovedstadsrådet (1985) i Nive Bugt, og Vandkvalitetsinstituttet (1987) ved Hirtshals. Der foreligger ikke tilstrækkelig viden om kilderne til bakterier i vandløb eller om omsætningen af bak-

terier i vandløb. Dette bør gøres til genstand for mere omfattende undersøgelser. Det er således vigtig at gøre sig klart i hvilket omfang den forventede reduktion af den bakterielle forurening fra rensningsanlæg vil bidrage til problemets løsning. Det er vigtigt at identificere omfanget af den bakterielle forurening fra overløbsbygværker med hensyn til størrelse og hyppighed i vandløb. Hvis vandløbet fører til udjævning af forureningen over flere dage efter regnskyllet, således at dette i længere tid vil påvirke badevandsforureningen ved udløbet væsentligt, vil det betyde store krav til begrænsning af overløbene til mange vandløb alene ud fra dette hensyn. Der bør etableres tilstrækkelig viden til med rimelighed at kunne regne på dette i et vandløb. Dette kunne ske ved at knytte simple beregninger i en vandløbsmodel til resultater fra MOUSE-SAMBA. Det vil kræve øget viden om kilder og omsætning, samt vandløbets bevægelse efter udledning ved stranden.

7.2 Organisk stof og iltsvind

7.2.1 Iltsvindets betydning

Iltsvind og fiskedød forårsaget af udledt organisk stof er den traditionelle af de teknisk hygiejniske problemer ved udledning af spildevand til vandløb. Man skal helt tilbage til århundredskiftet for at finde den første klare identifikation af denne årsagssammenhæng. Allerede i 1920'erne blev dette formuleret matematisk, Streeter og Phelps (1924). Indtil 1960'erne blev denne problemstilling anset for den helt dominerende ved udledning af byspildevand til omgivelserne. Det var denne problemstilling, som lå til grund for overgang til separatsystemer, som udmærker sig ved at udlede mindre organisk stof, i en mindre nedbrydelig form, jvf. kapitel 6.

Problemet ved pludselig udledning af store mængder organisk stof fra overløbsbygværker fra fællessystemer har således været kendt længe. Alligevel har problemstillingen indtil 1970'erne været helt domineret af den daglige udledning af utilstrækkeligt renset spildevand. Før da var problemstillingen erkendt, men samfundet var ikke villigt til at investere de nødvendige midler. Først siden da kan man sige, at udledning af organisk stof og iltsvind er kommet under kontrol. Dette har aktualiseret problemet omkring de lejlighedsvise udledninger. Det er bemærkelsesværdigt, at man skal helt frem til slutningen på 1970'erne for at finde en grundig fænomeno-

logisk analyse af denne specielle problemstilling. Dette er udtryk for det sædvanlige mønster, at ingeniører med stor interesse analyserer i detaljer alle tænkelige fænomener i de tekniske systemer opstrøms for udledningspunktet og stort set lader uløste problemer i recipienterne uanalyserede.

I relation til iltsvind ved pludselig udledning af organisk stof fra overløbsbygværker har Danmark bidraget på internationalt plan, Harremoës (1982), Hvitved-Jacobsen (1982), Hvitved-Jacobsen og Harremoës (1982).

Der foreligger på sin vis bemærkelsesværdigt lidt eksperimentel dokumentation for fænomenets betydning. Amerikanske undersøgelser har vist, at iltsvind optræder, men at det ikke er et så gennemgribende problem som først antaget, Heaney (1977), Keefer (1979) og Field (1985). Hvor problemer har været observeret har disse fortrinsvis været knyttet til sedimenter, Meinholtz m.fl. (1979), hvorfra figur 7.11 er taget. Canadiske undersøgelser har påvist en betydelig effekt, også forbundet med stort iltforbrug fra sedimenter nedstrøms for overløbet, Villeneuve og Lavallée (1985). Hollandske undersøgelser viser klar dokumentation for hyppige og skadelige iltsvindsproblemer forårsaget af overløb, van Straten m.fl. (1986), figur 4.15. De danske undersøgelser, Schaarup-Jensen m.fl. (1979), Hvitved-Jacobsen og Schaarup-Jensen (1981), viste fænomenets egenskaber; men det skete ikke for et overløb til et vandløb, som udviste iltsvind af dramatisk betydning for vandkvaliteten. F.eks. viser figur 7.12 klart fænomenet sammen med vandløbets iltsvingning, men påvirkningen påvirker kun iltkoncentrationen med ca. 3 mg/l. I Danmark mangler der stadig en egentlig verifikation i vandløb, hvor den skadelige effekt kommer klart til udtryk.

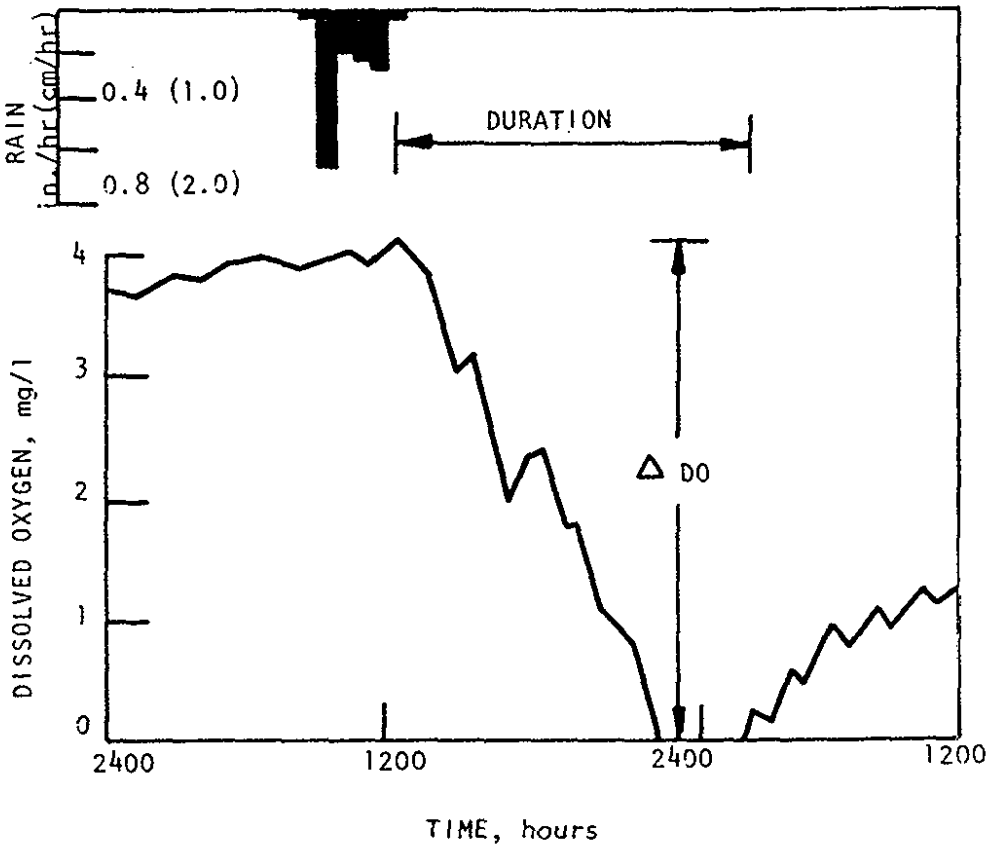
7.2.2 Iltsvindets beskrivelse

I litteraturen vil man finde omtale af tre former for iltsvindsfænomen:

1. Organisk stofs nedbrydning i vandfasen.

2. Organisk stofs fiksering til sedimenterne efter udledning fra et overløb og nedbrydning dér efter regnhændelsen er overstået.

3. Organisk stofs fiksering til sedimenterne under daglig udledning fra rensningsanlæg. Under regnhændelse sker hydraulisk erosion og frigørelse af iltforbrug.

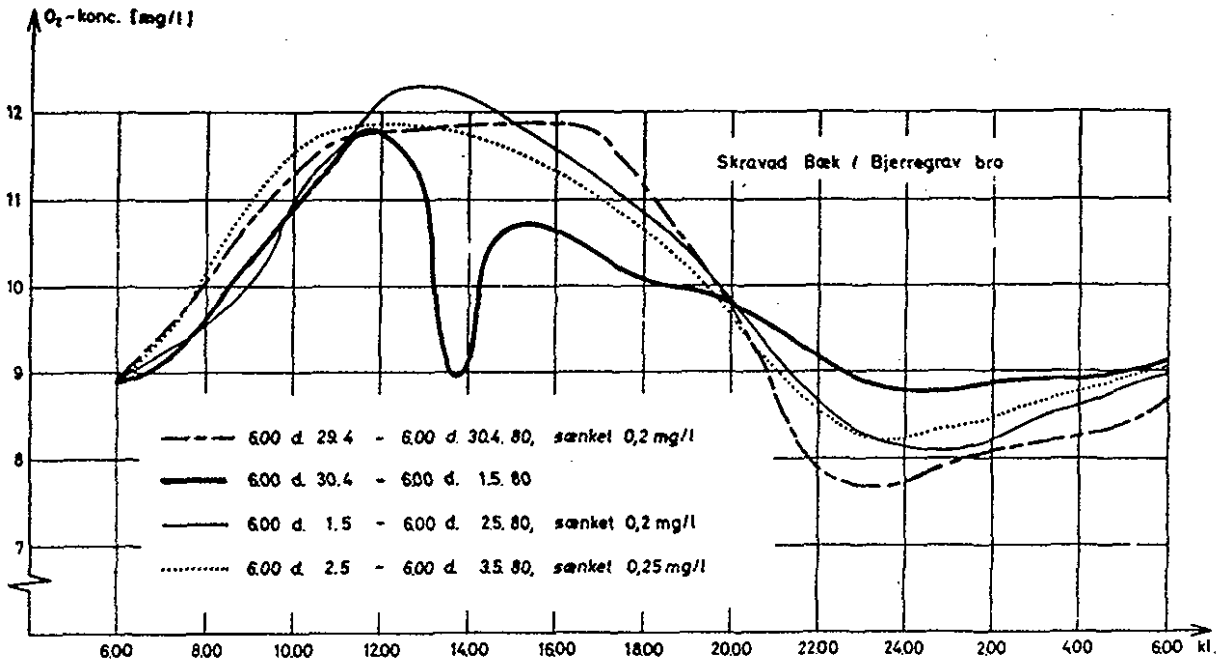


Figur 7.11
Et dramatisk eksempel på iltsvind registreret i en amerikansk flod, Meinholtz m.fl. (1979).

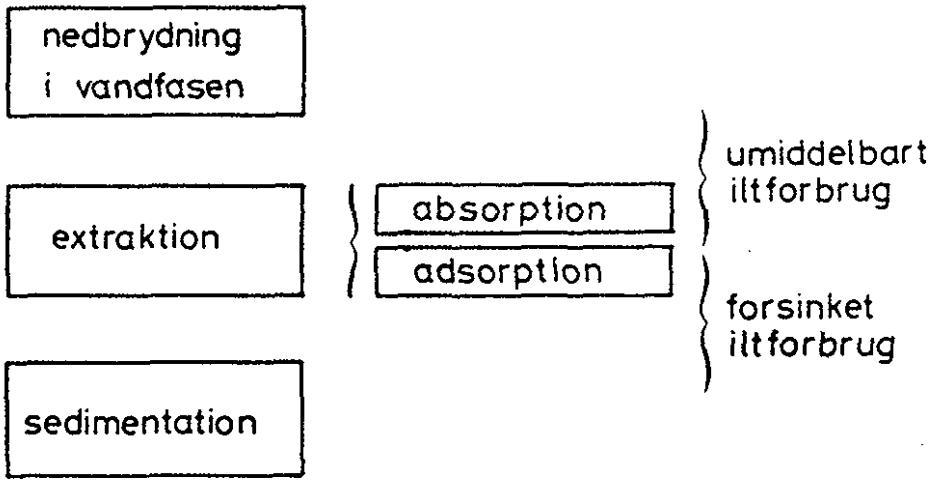
Det første fænomen er den klassiske opfattelse af iltsvindsfænomenet, Harremoës og Malmgren-Hansen (1989).

Det andet fænomen er baseret på den egenskab ved den dominerende del af det organiske stof i byspildevand, at det er på partikulær eller kolloid form. Det vil derfor meget hurtigt sedimentere eller adsorberes til sedimentet. Det til sedimentet fikserede organiske stof vil blive nedbrudt under forbrug af ilt; men det er det afstrømmede vand efter regnhændelsen, som vil blive udsat for iltsvindet. Figur 7.13 viser de basale mekanismer. En detaljeret beskrivelse af fænomenet kan findes i Harremoës (1978), Hvitved-Jacobsen og Schaarup-Jensen (1981), Harremoës (1982) og Hvitved-Jacobsen (1982). Figur 7.14 viser iltsvindet, som beregnet af et program DOSMO, som beskriver dette fænomen, Schaarup-Jensen (1988a og b).

Det tredje fænomen er grundigt beskrevet i amerikansk litteratur, Meinholz m.fl. (1979), Keefer m.fl. (1979), Kreutzberger m.fl. (1980). Det vil især gøre sig gældende i sådanne tilfælde, hvor udledning af utilstrækkeligt renset spildevand giver anledning til sedimenter med stort indhold af letnedbrydeligt organisk stof nedstrøms for udløb



Figur 7.12
Iltsvind registreret i et dansk vandløb. Iltsvindet fra regnoverløbet er overlejret den daglige iltsvingning i vandløbet. Iltsvindet er ca. 3 mg/l, hvilket er uden betydning i dagtimerne, hvor iltkoncentrationen i forvejen er høj. Det kunne være betydningsfuldt i nattetimerne. Hvitved-Jacobsen og Schaarup-Jensen (1981).



Figur 7.13
Processerne, som er afgørende for det forsinkede iltsvind, Harremoës (1982a) og Hvitved-Jacobsen og Schaarup-Jensen (1981).

fra fælleskloakerede oplande. Disse lag af organisk stof vil kunne være sårbare over for erosion, som vil kunne give et voldsomt iltforbrug. Denne erosion kan finde sted ved den øgede vandføring i recipienten under regn. Det bliver spe-

cielt voldsomt, hvis sedimenterne er anaerobe, fordi det frigivne organiske stof vil være specielt letnedbrydeligt. Desuden vil svovlbrinte kunne blive frigivet ved samme lejlighed. Fænomenet er illustreret på figur 7.15 fra Meinholz m.fl. (1979).

Fænomenet er ikke observeret i danske vandløb; men dette skyldes utvivlsomt, at der ikke er kikket efter det, mens rensningen af det daglige spildevand endnu er utilstrækkelig med hensyn til organisk stof. Denne problemstilling forventes at blive mindre og mindre aktuel i kraft af den øgende rensning af det daglige spildevand. Fænomenet vil ikke blive gjort til genstand for yderligere analyse i denne rapport. Hvis dette anses for utilfredsstillende, er det eneste alternativ at iværksætte en målrettet undersøgelse på en egnet lokalitet.

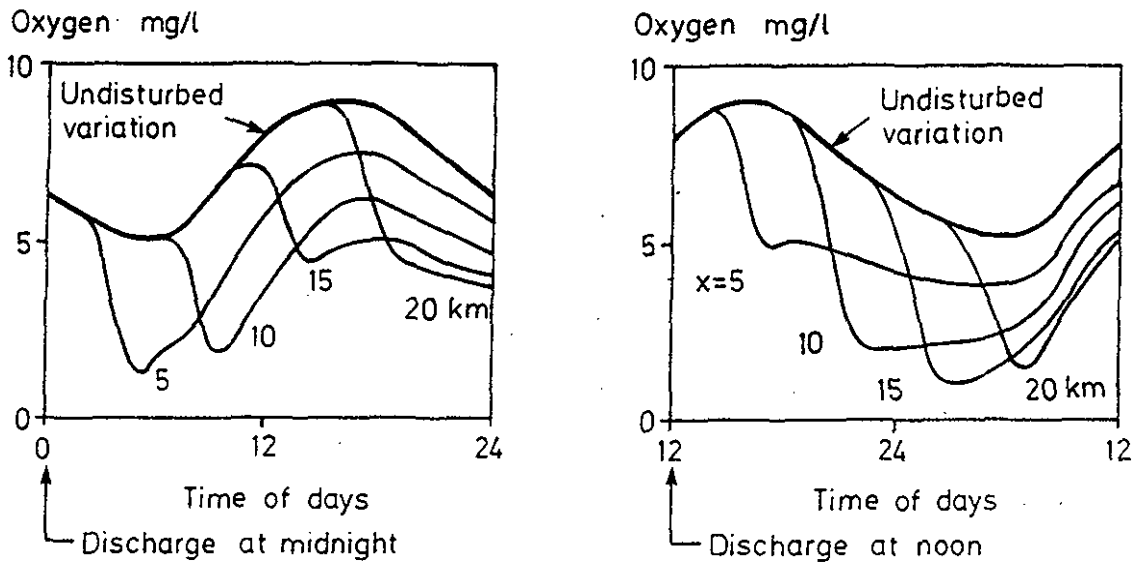
Der foreligger i dag danske undersøgelser, som giver tilstrækkelig dokumentation for betydningen af både det umiddelbare iltforbrug og det forsinkede iltforbrug. Begge fænomener kan simuleres gennem modeller, f.eks. DOSMO, Schaarup-Jensen (1988a og b).

7.2.3 Iltkriterier

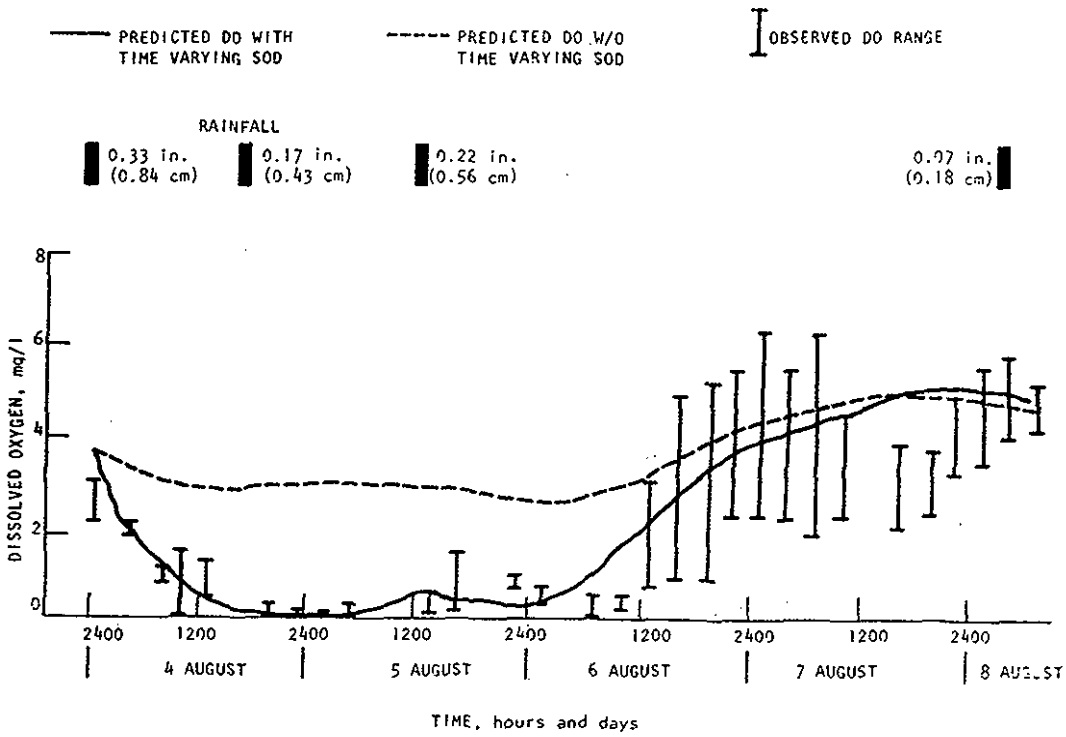
Fisk dør når koncentrationen bliver for lav. Det er en klassisk, men vanskelig problemstilling. Der foreligger omfattende undersøgelser af fisks dødelighed ved lave iltkoncentrationer, f.eks. EIFAC (1973), for langvarig eksponering. Det er imidlertid en anden problemstilling, når den mindskede iltkoncentration kun forekommer i få timer og ved sjældne lejligheder. Der har ikke været megen opmærksomhed om denne problemstilling i den internationale litteratur. Det komplicerende aspekt er problemets uomgængelige statistiske natur.

Amerikanske kriterier

I USA, U.S. Environmental Protection Agency (1979), har man forsøgt med en formulering af kravet til ilt som illustreret på figur 7.16, Field (1985). Kravet til ilt er i det aktuelle eksempel sat til 5 mg/l. Kravet er da formuleret således, at de 5 mg/l skal være overholdt i mere end 75% af tiden. Data for målt eller beregnet iltkoncentration er afsat som funktion af procentdele af tiden eller som procentdele af regntilfælde, hvor et givet koncentrationskrav er overholdt. Det fremgår f.eks. at for eksisterende er kravet om 5 mg/l kun overholdt i 30% af tiden. I tilfælde af regn overholdes kriteriet 5 mg/l som krævet i 75% af tiden, hvis der renses 75% før udledning. Det er en lidt mærkelig formulering, fordi der ud fra statistisk vurdering altid vil være sjældne tilfælde, som ikke overholder kriteriet 5 mg/l.



Figur 7.14
Iltsvind i et vandløb beregnet med programmet DOSMO. Iltsvindet er domineret af forsinket iltforbrug. Udledningen finder sted på to forskellige tidspunkter: midnat og middag og giver helt forskellige resultater på grund af overlejringen af den daglige iltsvingning.



Figur 7.15
Observeret iltsvind i en amerikansk flod. Den punkterede iltsvindskurve er baseret på den klassiske teori for iltsvind, mens den fuldt optrukne er baseret på sedimentets iltforbrug, som passer godt med de observerede data. Meinholtz (1979).

Der stilles det spørgsmål, hvad der er den tilladelige procent. Dette er en forkert formulering, jvf. nedenstående.

Der er ikke fundet information fra andre lande, hvor en statistisk formulering af iltkriteriet har været forsøgt.

Forslag til danske kriterier

Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité har taget et andet statistisk udgangspunkt for vurderingen af tilladelig kortvarig sænkning af iltkoncentrationen i vandløb. Udgangspunktet er, at tilladeligheden skal vurderes på grundlag af ekstremstatistik. Hvor sjældent kan man tillade, at iltkoncentrationen bringes under givne værdier. Til grund for denne betragtning ligger den opfattelse, at iltsænkningen nok er kortvarig, men den har væsentlig og langvarig skadelig effekt. Ved en enkelt, stor hændelse kan fiskepopulationen uddø, og det vil tage tid at opbygge en ny. Denne begivenhed skal være sjælden, bedst udtrykt ved en gentagelsesperiode i år.

Som videreudvikling af undersøgelserne af iltsvind i danske vandløb har Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité foranlediget foretaget en analyse af informationen i litteraturen om virkningen over kort tid af manglende ilt på fisk i vandløb, Hvitved-Jacobsen (1984). Dette har ført til opstilling af de på figur 7.17 viste kurver for krævet iltkoncentration i vandløb forårsaget af regnafledning, fra Spildevandskomiteen (1985), hvortil henvises med hensyn til detaljeret argumentation.

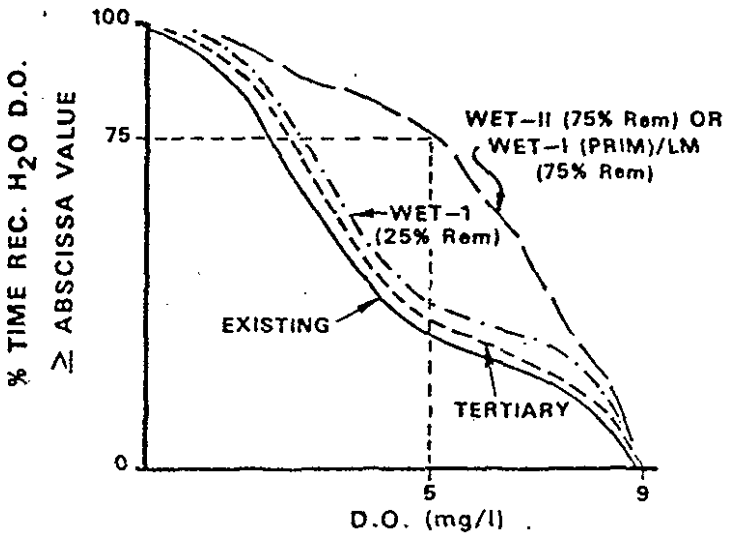
Denne formulering har været publiceret internationalt og har været genstand for detaljeret diskussion på diverse konferencer, Harremoës P. (1982a), Hvitved-Jacobsen og Harremoës (1982), Harremoës, Hvitved-Jacobsen og Johansen (1986), Harremoës P. (1988). Denne formulering som ekstrem statistik er ved at vinde anerkendelse og vil blive lagt til grund for tilsvarende kriterier i England, iflg. prof. Bryan Ellis, som desuden oplyser, at man vil nuancere kriteriet yderligere (personlig samtale, nov. 88).

Det anbefales at lægge de af Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité i skrift nr. 22 foreslåede kriterier til grund for vurdering af projekter vedrørende udledningstilladelser for overløbsvand fra fællessystemer.

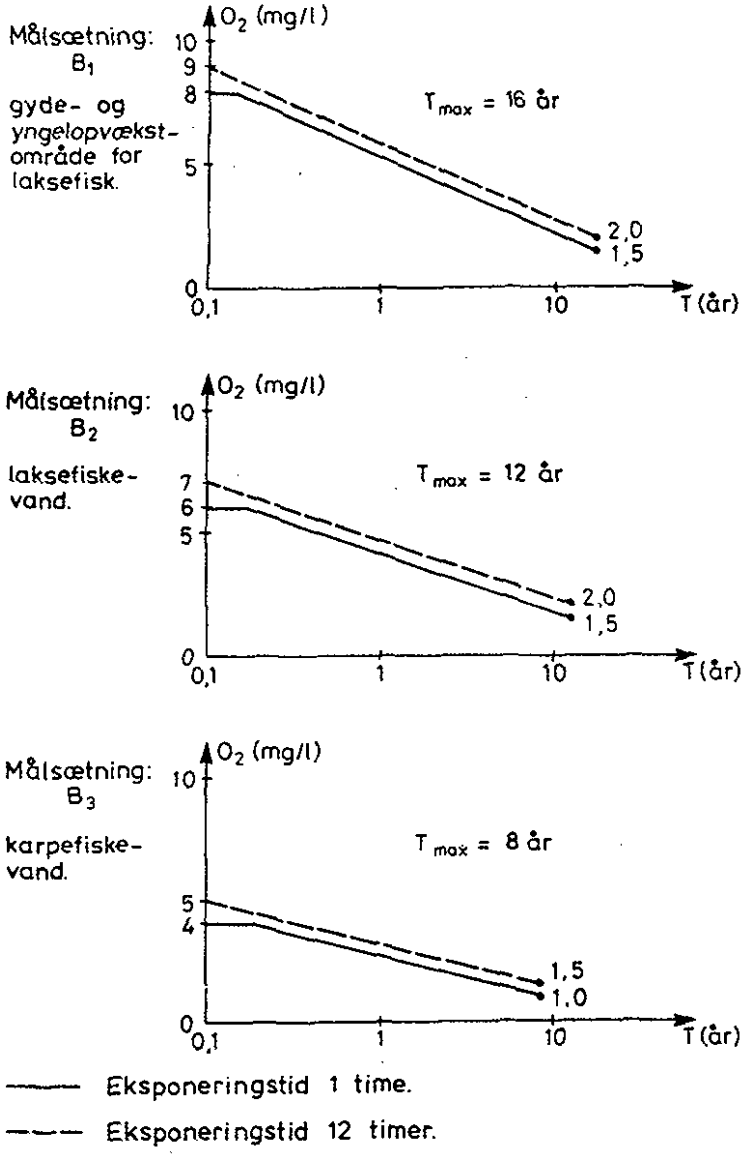
7.2.4 Fremgangsmåde

De grundlæggende elementer i en egnet fremgangs-

Figur 7.16
Illustration af et amerikansk forslag til formulering af krav til ilten i vandet. Som vist kræves 5 mg/l overholdt i mere end 75% af tiden. Det vil kræve 75% rensning eller 75% reduktion ved "land management". Field (1985). Kravet går mere på de daglige forhold end på de ekstreme forhold, som kan slå fiskene ihjel.



Figur 7.17
Forslag til kvalitetskrav til ilten i vandløb under hensyntagen til muligheden for at sjældne tilfælde vil kunne slå fiskene ihjel. Forslaget er fremsat af Spildevandskomitéen under Dansk Ingeniørforening, Spildevandskomitéen (1985).



måde er regnens stokastiske egenskaber og den tilsvarende nødvendige stokastiske formulering af vandkvalitetskriteriet, som beskrevet ovenfor. Det fysiske system i form af regn- og stofafstrømning står for transformationen fra regn til forurening i recipienten. Den fundamentale egenskab ved denne beskrivelse skal være, at den på grundlag af kendte statistiske inddata for regnen skal kunne producere en statistik for den resulterende iltkoncentration i et vandløb, som kan sammenlignes med kvalitetskriteriet. Dette system har vi i dag metoder til at beskrive.

Afstrømning i afløbssystemet

SAMBA-beregningen inden for MOUSE-programpakken er lavet i den specifikke hensigt at forenkle afstrømningsmodellen så meget, at der kan produceres en statistisk serie af uddata på grundlag af en statistisk serie af regninddata. På grundlag af Odense-serien, som indeholder 1571 regn større end 3 mm, kan beregnes en tilsvarende uddataserie for overløb i et afløbssystem. Hver hændelse består af information om tidspunkt for hændelsen, hændelsens varighed og samlet mængde BI_5 udledt under hændelsen. Metoden er beskrevet i Spildevandskomitéens skrift nr. 21 (1984d).

Dette kan bruges som inddata for tilsvarende modeller for iltsvind i vandløbet, som beskrevet i Spildevandskomiteens skrift nr. 22 (1985), se nedenfor.

Beregning af vandtransport

SAMBA-beregningen er en forenkling i forhold til de faktiske hydrodynamisk fænomener, som bedst beskrives ved den dynamiske bølgeteori for ikke-stationær strømning i MOUSE-programpakken. Detaljerede undersøgelser foretaget på Laboratoriet for Teknisk Hygiejne på DTH og DIAB har imidlertid vist, at man med fordel kan justere SAMBA-beregningen ind efter resultater fra beregninger baseret på den dynamiske bølgeteori, Sørensen og Jensen (1988) samt Jensen og Jacobsen (1989). Metoden består i at justere på voluminerne i SAMBA-beregningen, således at der tages hensyn til ledningsvoluminet ved tilbagestuvning i systemet. Hermed opnås en tilnærmelse til den mere avancerede beregning i en sådan udstrækning, at forskellen i praksis ikke spiller nogen rolle.

Beregning af stoftransprot

I SAMBA-beregningen benyttes middelkoncentrationer for de tre bidrag til forureningen i det afstrømmede vand:

1. Spildevandet
2. Regnvandet
3. Bidraget fra medrivning fra flader og rør

Bidraget fra 1. beskrives ved en middelkoncentration, medens bidragene fra 2. og 3. beskrives samlet ved en middelkoncentration. Bortset fra tidsvariationen i blandingen af disse to vandtyper under hændelsen er der ikke taget hensyn til tidsvariation, dvs. de to koncentrationer anses for uafhængig af tiden under hændelsen.

Denne manglende beskrivelse af variationen i koncentration under hændelsen er ikke af betydning for resultatet, som inddataserie til en vandløbsmodel. Det kan let vises, at det i helt dominerende grad er den samlede mængde udledt organisk stof, som er afgørende for iltsvindet i vandløbet. Det er ikke særligt afgørende om udledningen sker over ti minutter eller over to timer. Det er ikke særligt afgørende om der kommer mere stof i begyndelsen af hændelsen eller i slutningen.

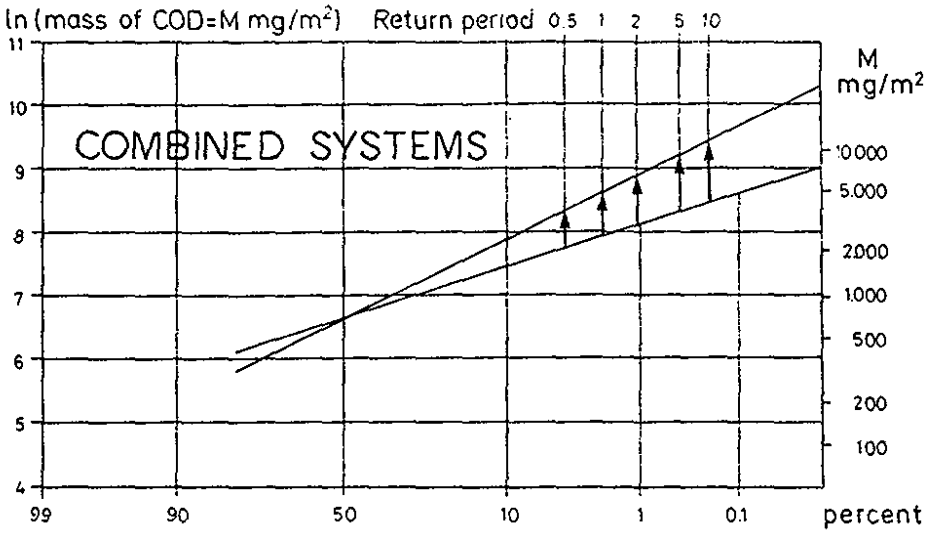
Der er som tidligere omtalt megen uenighed med hensyn til, hvorvidt der forekommer en betydningsfuld uens tidsmæssig fordeling af koncentrationen under det tidsmæssige forløb af et overløb. En sådan tidsmæssig uens fordeling er ikke af betydning for det resulterende iltsvind, men det kan have betydning for den mængde stof, som vil blive tilbageholdt i et eventuelt bassin opstrøms for overløbet. Dette vil selvsagt have betydning for den totale mængde stof, som løber over, og dermed for det resulterende iltsvind - stort set proportionalt med reduktion i udledt mængde.

Statistisk variation af middelkoncentration

Det er imidlertid veldokumenteret, at der er stor statistisk variation i middelkoncentrationen fra en hændelse til den anden. Dette kan beskrives ved en logaritmisk normalfordeling, jvf. afsnit 6. Den resulterende statistik for iltsvind vil være en kombination af statistikken forbundet med regnhændelsen og statistikken forbundet med variationen i middelkoncentration fra en hændelse til den næste. Ekstremregn kan for så vidt angår regnmængde pr. hændelse også udtrykkes ved en logaritmisk normalfordeling. Denne kombination af statistiske egenskaber fører til en øget belastning for en given gentagelsesperiode. Dette kan tilgodeses ved for en given gentagelsesperiode at multiplicere middelkoncentrationen med en faktor. Denne faktor er illustreret i figur 7.18 og tabelleret i figur 6.15. Dette emne er nærmere behandlet i Harremoës (1986) og Harremoës (1988). Denne faktor er af størrelsesorden ca. 2.5 og kan ikke med rimelighed negligeres - i modsætning til mange andre deterministiske detaljer.

Iltsvind i vandløb

I spildevandkomitéens skrift nr. 22, Spildevandskomitéen (1985), er der redegjort for de danske



Figur 7.18
Forslag til hensyntagen til den statistiske usikkerhed ved kendskabet til koncentrationen af organisk stof i overløbet fra et bygværk. Belastningen for den ekstreme hændelse skal ganges med en faktor, som afhænger af gentagelsesperioden, f.eks. en faktor ca. 3 for en gentagelsesperiode på 10 år. Harremoës (1988).

undersøgelser af iltsvind ved kortvarig udledning af organisk stof fra overløbsbygværker, samt for forskellige fremgangsmåder til beskrivelse af iltsvindet. Disse fremgangsmåder er differentieret med hensyn til kompleksitet og krav om inddata. Denne differentierede opstilling af alternativer har der været redegjort for internationalt, Harremoës m.fl. (1984). Den differentierede opstilling er baseret på ønsket om at have forskellige fremgangsmåder til dimensionering af overløb, således at man kan vælge den modelbeskrivelse, som i kompleksitet, detalje og behov for inddata er tilpasset den aktuelle opgave.

Niveau 1 — er et simpelt skemaopslag, baseret på simple data for vandløbet. Resultatet er tilsvarende unøjagtigt.

Niveau 2 — er en standard beregningsmetode, baseret på procesdata fra kendte undersøgelser.

Niveau 3 — er en standard beregningsmetode som niveau 2; men med procesdata baseret på undersøgelser i det aktuelle vandløb.

Niveau 4 — er en individualiseret model med procesdata baseret på undersøgelser i det aktuelle vandløb.

Der foreligger i dag modeller til beskrivelse af kortvarige belastninger af vandløb med organisk stof svarende til ovenstående fire

niveauer. Ved valg af niveau må der tages hensyn til behovet for nøjagtighed og til usikkerheden på de data, som en beregning hviler på. I denne vurdering må der tilstræbes en vis konsistens, f.eks. at modelnøjagtighed modsvares af en tilsvarende nøjagtighed på de inddata, som beregningen baseres på. Hermed tænkes f.eks. på, om regndata er fra en lokal station eller har en usikkerhed, som kommer fra overførsel fra en fjern målestation. Dette gælder i endnu højere grad for data for forureningsafstrømningen, som ikke kan overføres fra et opland til et andet uden stor usikkerhed. Tilsvarende usikkerhed gælder overførsel fra et vandløb til et andet. Slutteligt må modelniveauet også vurderes i forhold til den sikkerhed, hvormed selve iltsvindskriteriet er fastlagt. Argumentet er, at der skal tilstræbes konsistens i alle disse forhold ved valg af indsats, hvad enten det gælder valg af model eller valg af indsats for at bestemme lokale data fremfor ukritisk at benytte globale data, se nedenfor.

Niveau 1

kan kun anses for egnet til indledende overslag, men kan ikke anses for fyldestgørende til egentlig dimensionering af overløb.

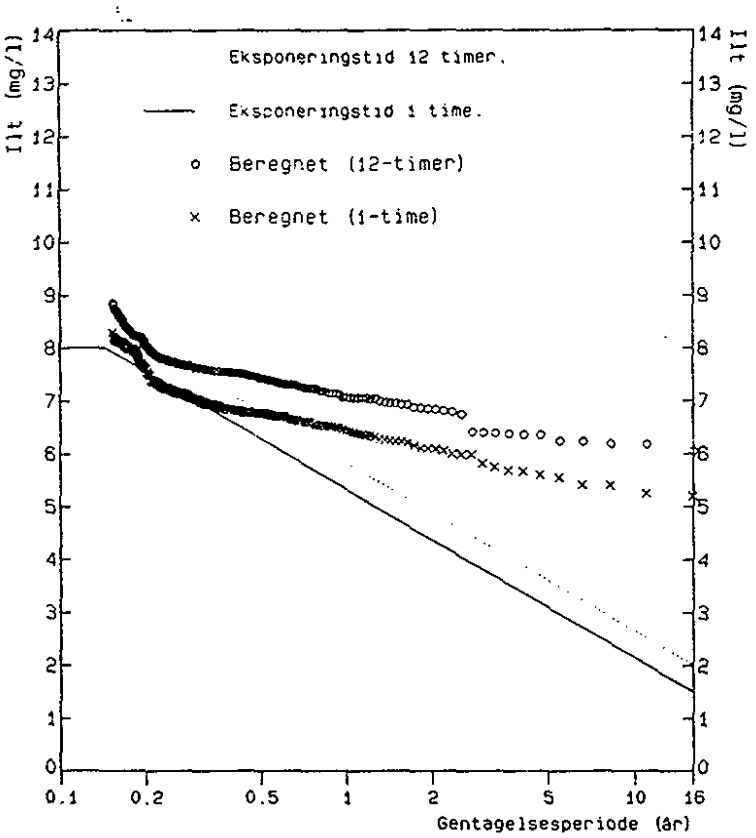
Niveau 2

er egnet til ukomplicerede tilfælde. Til beregning på dette niveau foreligger en model fra AUC samt en fra Hedeselskabet, Poulsen og Nielsen (1988). De kan benyttes i direkte fortsættelse af uddata fra SAMBA-beregninger fra MOUSE-programpakken. Fordelen ved denne model er, at de kan producere statistik for det resulterende iltsvind i direkte fortsættelse af den tilsvarende statistik for vandløbets belastning fra SAMBA-beregningen. En sådan statistik er illustreret på figur 7.19 fra Poulsen og Nielsen (1988).

Niveau 3 og 4

Til beregning på niveau 3 og 4 foreligger to modeller: DOSMO fra AUC, Schaarup-Jensen (1988) og MIKE 11's kvalitetsmodul fra VKI. Problemet med disse modeller er, at de er meget komplicerede og hver kørsel varer lang tid - så lang tid, at det ikke er overkommeligt at producere statistik for en hel belastningsserie produceret af en SAMBA-beregning. Der er i denne henseende en parallel mellem SAMBA-beregningen for afløbssystemer i relation til en dynamisk bølgeberegning og den simple iltsvindsberegning i relation til den komplicerede beregning. For at opnå et passende statistisk grundlag foreslås, at den simple beregning indjusteres i forhold til den komplicerede model for udvalgte regn over spektret af regnhændelser, således at egnet statistik kan produceres med den simple, hurtige model efter justering i forhold til den komplicerede model.

Figur 7.19
Eksempel på resultatet af en dansk undersøgelse: Iltsvindet i Simested å. I dette tilfælde er det de hyppige hændelser ved en belastning ca. 3 gange (gentagelsesperiode = 0.2-0.3), som viser sig afgørende for dimensioneringen. Ofte er det de helt sjældne ved en gentagelsesperiode på 10 år, Poulsen og Nielsen (1988).



Den store vanskelighed ved de avancerede modeller er, at der ikke er data for det aktuelle vandløb svarende til de avancerede modellers krav. Med hensyn til organisk stofs omsætning i vandfasen, samt ekstraktion til sedimentet og nedbrydning dér, foreligger der kun eksperimentelle data for Skravad Bæk og Halkær Å, Hvitved-Jacobsen og Schaarup-Jensen (1981). Det er ikke nogen simpel sag at skaffe pålidelige oplysninger om sådanne procesdata for et aktuel vandløb. Der har ikke været afsat ressourcer nationalt til at fremskaffe yderligere data for andre lokaliteter. Det er også et spørgsmål om det er en national sag, når først de grundlæggende principper er fastlagt, som sket ved de refererede undersøgelser. På den anden side er det helt utænkeligt at forlange en omfattende recipientundersøgelse for hvert overløbsbygværk med det formål at skaffe data til de avancerede modeller.

Anbefalet beregningsmetode

Løsningen på dette dilemma er at give en **de facto anerkendelse** af brugen af en simpel model, eventuelt justeret ved samkørsel med en avanceret model, baseret på standarddata for proceshastigheder som registreret i de refererede undersøgelser. Kun i betydningsfulde og bekostelige tilfælde bør der forlanges brug af avancerede modeller baseret på lokalt justerede data for proceshastigheder.

Det anses for afgørende, at der tages hensyn til ekstraktion og nedbrydning i sedimentet og at der tages hensyn til iltsvingningen i vandløbet. Det sidste betyder, at det er afgørende for en hændelses betydning, om den sker i dagtimerne (hvor der kan være rigelige iltressourcer at tære på) eller i nattetimerne (hvor der i forvejen er ringe iltressource at tære på), se figur 7.14. Som minimum bør en simpel model tage hensyn til følgende fænomener og dertil knyttede parametre:

Afløbssystem

Serie af overløbshændelser bestående af:
- Tidspunkt for overløbets start
- Vandmængde over overløbet
- Overløbets varighed
- Samlet belastning målt i COD eller BI_5

Vandløb

Lokale parametre:
- Bundliniehældning
- Middeltværsnitsareal (over året)
- Middelvanddybde (over året)
- Basisvandføring (over året)
- Temperatur (over året)
- Middeliltkoncentration (over året)
- Iltudsving i døgnet (over året)

Globale parametre:
- Nedbrydningskonstant i vandfasen
- Fjernelseshastighed
- Nedbrydningskonstant i sedimentet
- Geniltningskonstanten ved beregning
- Temperaturkorrektionskonstanter

Det er især de tre globale parametre, det kan være nødvendigt at acceptere uden lokal undersøgelse, fordi en sådan undersøgelse vil blive både omstændelig og bekostelig for det almindelige tilfælde.

Hvor det lokalt måtte anses for ønskeligt, kan det anbefales at benytte mere avancerede modeller; men det må understreges, at der ikke er meget opnået ved øgede omkostninger til avancerede modeller med mindre disse er tilsvarende fulgt op af gode informationer lokalt om vigtige procesparametre.

7.3 Svovlbrinte, iltsvind og forgiftning

Svovlbrinte er en meget stærk fiskegift i den udissocierede form: H_2S, som forekommer ved pH lavere end ca. 6.8. Giftvirkningen skyldes blokering af respirationen via blodet. Det er den selv samme giftvirkning, som gør svovlbrinte til en kraftig gift i luft ved koncentrationer

over 15 mg/m^3. For vand ligger grænsen af størrelsesorden 0.01-0.1 mg/l H_2S udtrykt som LC50 ved 96 timers eksponering. USEPA angiver kravværdien til 0.002 mg/l total svovlbrinte til beskyttelse af akvatisk miljø, Crabtree (1986).

Svovlbrinte i det udledte regn-/spildevand kan desuden give anledning til pludseligt iltsvind, fordi svovlbrinten meget hurtigt kan blive iltet til sulfat.

I England er der observeret tilfælde af fiskedød i nærheden af overløb fra fællessystemer uden at fænomenet har kunnet tilskrives andre kendte faktorer, som iltsvind, ammoniaktokcisitet eller andre akut giftige miljøfremmede stoffer i det afledte regn-/spildevand, Crabtree (1986). Der er noget der tyder på, at sådanne tilfælde kan tilskrives udledning af svovlbrinte. Vanskeligheden består i, at svovlbrinten iltes hurtigt og derfor ikke let moniteres i vandet efter hændelsen.

Dannelse af svovlbrinte

Svovlbrinten opstår ved mikrobiologisk reduktion af sulfat i spildevandet. Det er et velkendt fænomen i pumpeledninger, som har været genstand for undersøgelser i Danmark i de senere år, Hvitved-Jacobsen (1985, -86 og -88). Problemet er blevet akut på grund af tendensen til at pumpe spildevand gennem lange trykledninger til centralrensningsanlæg.

Svovlbrinten kan udvikles, hvis spildevandet bliver septisk, dvs. alt ilt fjernes fra vandet. Under disse anaerobe forhold vil sulfat blive reduceret mikrobiologisk - specielt af de bakterier, som sidder på biofilmene langs rørvæggen. Svovlbrinten kan give anledning til overordentligt farlige forhold, hvor det septiske vand igen kommer i kontakt med atmosfæren, på grund af den ekstremt kraftige giftvirkning ved indånding. Desuden vil efterfølgende iltning af svovlbrinten producere svovlsyre, som fører til meget kraftig korrosion på rør og pumpestation. Problemet løses enten konstruktivt ved omlægning af hele systemet eller ved at tilsætte iltningsmiddel i form af enten ilt eller et iltende kemikalie, f.eks. nitrat.

Det er klart, at overløb fra et overløbsbygværk nedstrøms for udløbet fra en pumpeledning med svovlbrinteproblemer vil kunne give anledning til alvorlig forurening i recipienten under regn. Imidlertid tyder engelske undersøgelser på, at svovlbrinte dannes i enhver biofilm i belægningen i afløbsledninger på grund af anaerobe forhold inderst i biofilmen, hvortil ilt ikke kan diffundere fra det omgivende vand. Det postuleres, at der ved øget strøm under regn kan ske erosion

i belægningen, hvorved svovlbrinte kan frigives til vandet, Crabtree (1986). I følge denne hypotese skulle svovlbrinteforurening kunne ske ved overløb også i tilfælde, hvor der ikke i øvrigt er registreret svovlbrinteproblemer i ledningssystemet.

Der er ikke nogen indikation for tilsvarende problemer i danske vandløb i forbindelse med regnoverløb; men der er vist heller ikke nogen, der har gjort en speciel indsats for at identificere et sådant fænomen. Det foreslås, at dette gøres til genstand for en analyse - f.eks. i fortsættelse af de undersøgelser, som udføres på AUC med relation til svovlbrinteproblemet generelt.

I sådanne tilfælde, hvor forurening med svovlbrinte fra regnoverløb måtte finde sted, skal dette løses i relation til det samlede problemkompleks:

* Farligt arbejdsmiljø i ledninger og pumpestationer.
* Voldsom korrosion af ledninger og pumpestationer.
* Iltsvindsproblemer ved overløb.
* Giftvirkning ved overløb.

Problemet løses ikke ved at fastsætte grænser i recipienten og regne baglæns til en tilladelig udledning. På grund af de øvrige skader må problemet klares ved kilden. Der må derfor foretages konstruktive ændringer i systemet eller tilføres iltningsmiddel, således at problemet ikke opstår. Dette er velkendte løsninger, som blot skal benyttes også med sigte på at hindre en eventuel forurening fra overløbsbygværker.

Helt så let er det ikke at eliminere problemet, hvor dette måtte optræde på grund af erosion af belægningen i visse ledninger, hvor der ellers ikke er observeret svovlbrinteproblemer. Rent konstruktivt angiver Klose (1981), at der ved hydraulisk forskydningsspænding større end 3.4 N/m^2 ikke optræder belægninger, som vil give anledning til svovlbrintedannelse af betydning. Desuden opgives, at rørledninger med belægninger, som udgør mindre end 15% af det våde tværsnitsareal ikke vil give anledning til problemer.

Det må under alle omstændigheder anses for væsentligt at holde afløbsledningerne godt ventilerede, Klose (1981). Det første skridt må være at identificere, hvorvidt svovlbrinte i dette tilfælde er et problem i form af forurening under regn.

7.4 Ammoniak, iltsvind og forgiftning

Ammoniak er en kraftig fiskegift i sin udissocierede form NH_3. Figur 7.20 viser et engelsk forslag til formulering af giftigheden af ammoniak under korttids eksponering, Whitelaw og Solbé (1988). De traditionelle formuleringer er LC50 over en bestemt periode, oftest 48 timer. LC står for dødelig koncentration (Lethal Concentration), 50 står for 50% dødelighed blandt de eksponerede fisk. På grundlag af kendte eksperimenter er dette omsat til at gælde varierende eksponeringstider, som vist på figuren. Det er vigtig at bemærke, at der er tale om den udissocierede form NH_3. Ved pH op til ca. 9 er ammoniak på den uskadelige, dissocierede NH_4^+. Først ved ph > 9 bliver der problemer med giftigheden af ammoniak, som da er på den udissocierede form. Til trods for dette forbehold kan der opstå ammoniakproblemer i vandløb, hvor der ved stor fotosyntese i dagtimerne optages CO_2 med øget pH som resultat. pH kan faktisk kommer op på værdier omkring 9.

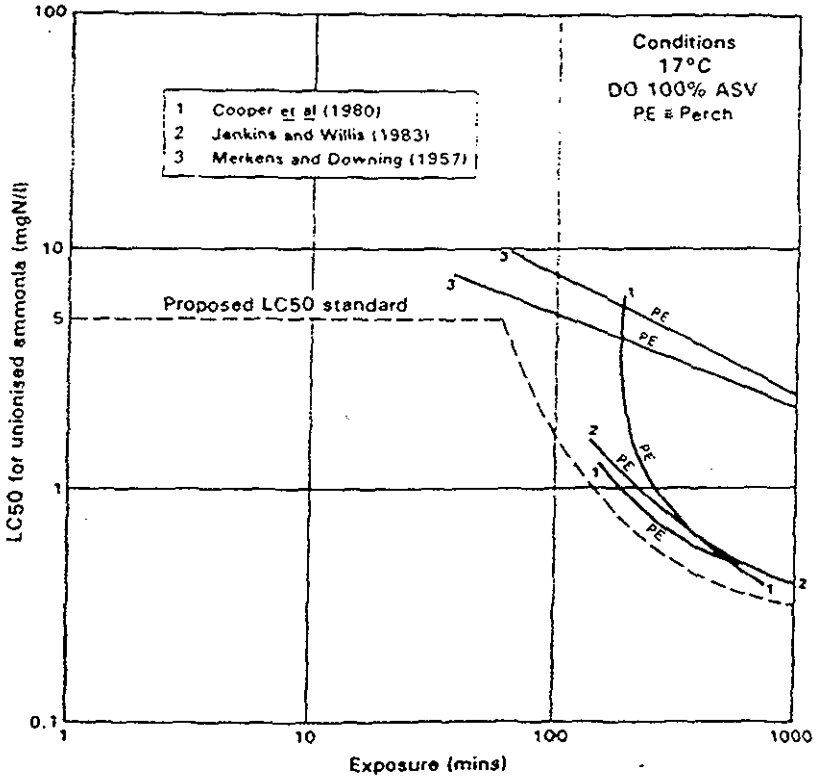
Eksponeringstid på grundlag af regnafledning vil karakteristisk være 20 til 100 minutter. I dette interval er den dødelige koncentration i intervallet 0.2 til 0.7 mg/l udissocieret NH_3.

Koncentration af ammoniak

Koncentrationen af total ammoniak ($NH_3 + NH_4^+$) i regnafledning fra separate systemer vil være af størrelsesorden 1.5 mg/l og ca. 6 mg/l i overløbet fra et fælles system. For pH > 9 i vandløbet vil der under udledning af regnvand skulle ske en fortynding af størrelsesorden 2 (kortvarig udledning fra separat system) til 30 (langvarigt overløb fra fælles system). Imidlertid vil regnudledningen ved lille fortynding ofte påvirke pH i vandløbet i nedadgående retning på grund af regnvandets aciditet. Man kan forestille sig udledning af overløbsvand fra et fællessystem på en varm sommerdag med højt pH i et vandløb i fortynding 1:10, som ikke vil påvirke pH væsentligt. Da vil kravet til ammoniakkoncentration som vist på figuren kunne blive overskredet. Denne kombination må forventes at være sjælden. På grundlag af data for overløb i Holland op til 4.6 mg/l (en enkelt prøve helt oppe på 17 mg/l) mener Verstraelen (1988) uden yderligere dokumentation, at dette om sommeren vil kunne være et problem.

Det anses dog ikke for sandsynligt, at ammoniaktokcisitet er et problem i forbindelse med regnafledning. Der er da heller ikke i litteraturen fundet dokumentation af tilfælde, som kan tilskrives regnafledning. Man må dog have opmærksomheden henvendt på tilfælde, hvor kilder i

Figur 7.20
Engelsk forslag til krav til ammoniakkoncentrationen under hensyntagen til eksponeringstid. Læg mærke til at der er tale om udissocieret ammoniak, som kun forekommer ved højt pH, Whitelaw og Solbé (1988).



oplandet kan give anledning til forhøjede ammoniakkoncentrationer i det afstrømmede vand.

Koncentrationen af ammoniak i det afstrømmede vand fra separatsystemer er af en størrelsesorden som i afløb fra et nitrificerende rensningsanlæg. Der vil derfor ikke være noget problem med iltsvind i recipienten fra regnafledning fra separatsystemer.

Koncentrationen af ammoniak i overløb fra fælles systemer er ca. 6 mg/l. Det ville i princippet være nok til at kunne skabe problemer med iltsvind i recipienten, hvis udledningen skete kontinuert. Det er karakteristisk for iltning af ammoniak i vandløb, at omsætningen ikke sker i vandfasen, fordi de nitrificerende bakterier i vandfasen udvaskes. Omsætningen sker i sedimentet. Dette kræver en opformering i sedimentet svarende til ammoniaktilgængeligheden. Da regnafledning er intermitterende vil en sådan opformering ikke kunne finde sted. Undtagelsen skulle være på sådanne lokaliteter, hvor en nærliggende daglig udledning holder de nitrificerende opformerede, klar til også at omsætte det med regnafledningen tilførte. I et sådant tilfælde vil det væsentlige problem utvivlsomt være den daglige situation og ikke den sjældne.

Konklusion

Iltsvind på grund af regnoverløbs ammoniakkoncentration anses ikke for at være et problem, undtagen i særlige tilfælde.

7.5 Næringssalte og eutrofiering

Udledning af næringssalte til omgivelserne fra separatsystemer og fra overløb fra fællessystemer er ikke det store problem, som det har været gjort til. Det skyldes, at det er et spørgsmål om akkumuleret bidrag til recipienten i sammenhæng med, at der er mange andre væsentligere kilder.

Næringssalte har ikke akut virkning; men næringssaltene tilledes og bidrager til algevæksten i søer, fjorde og bugter samt havet. Det er tilledningen over en periode, som er afgørende, ikke det enkelte bidrag. Den enkelte udløbshændelse i forbindelse med regnafledning er således kun relevant i den forstand, at den bidrager til den samlede belastning.

Bidrag fra regnafledning

For at få et indtryk af størrelsen af afledningen under regn i forhold til anden afledning er der foretaget en beregning af de relative bidrag fra byer som vist i figur 7.21. Heraf fremgår, at belastningen ved afledning til samme recipient kun vil være ca. 1-3% fra regnafledning i forhold til belastningen fra urenset spildevand, på grundlag af data fra undersøgelserne i Mølleå-systemet, Hovedstadsrådet (1984). Ved rensning i følge Vandmiljøhandlingsplanen vil denne andel kunne stige til 20-30%.

Tilsvarende tal blev fundet ved undersøgelserne af Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981). Figur 7.22 viser et tilsvarende regneeksempel baseret på data fra denne undersøgelse. Det fremgår heraf, at regnafstrømningen udgør ca. 5% af det urensede spildevand fra det samme opland for kvælstofs vedkommende og ca. 1% for fosfors vedkommende.

Dette kan ikke anses for at være betydningsfuldt, og slet ikke for kvælstofs vedkommende, fordi byers bidrag i forhold til kvælstof i forvejen er lille i sammenligning med bidraget fra landbruget.

Lokale vandområder

Det kan naturligvis stille sig anderledes på lokaliteter, hvor der ikke sker tilledning af spildevand til samme recipient, især hvor alt spildevandet er afskåret til havet, f.eks. Vallensbæksøerne. I sådanne tilfælde vil det eneste bybidrag til næringssaltsbelastningen være regnafledningen. Denne vil formodentlig stadig være lille i forhold til landbrugets bidrag, men for fosfors vedkommende vil det kunne være helt dominerende. Dette er illustreret i figur 7.23, som viser de relative bidrag til søerne i Mølleå-systemet. Fosforbelastningen fra regnafledning varierer

	Nitrogen	Phosphorus	
WASTEWATER			
kg per capita per year			
before N- and P-removal	3.8	1	kg/(c.y)
after N- and P-removal	0.7	0.1	-"-
COMBINED SEWER SYSTEM			
77 m^2 paved per capita			
kg per paved ha per year (measured)	15.	4.1	kg/(ha.y)
kg per capita per year	0.11	0.03	kg/(c.y)
pct. before N- and P-removal	3	3	%
pct. after N- and P-removal	15	30	%
SEPARATE SEWER SYSTEMS			
77 m^2 paved per capita			
kg per paved ha per year (measured)	10.4	1.0	kg/(ha.y)
kg per capita per year	0.12	0.012	kg/(c.y)
pct. before N- and P-removal	3	1	%
pct. after N and P-removal	15	12	%

Figur 7.21
Beregning af bidraget med næringssaltene N og P fra regnafledning i forhold til den daglige spildevandsstrøm. Dette viser, at bidraget fra regnafledning er småt, ca. 3%, Harremoës (1988).

fra 5% til 96%.

Undersøgelserne af Bagsværd Sø og Vallensbæksøerne har klart vist, at der kan optræde betydelig eutrofiering i søer, selv om den almindelige spildevandsstrøm er fuldt afskåret til anden recipient.

Regnafledning af næringssalte må nødvendigvis ses i sammenhæng med andre kilder til næringssaltsbelastning af den aktuelle recipient. Det er således nødvendigt at etablere et overblik over de forskellige bidrag, som illustreret med figur 7.24 for Furesøens vedkommende.

Beregning af udledte mængder

Beregningen af regnbelastningens bidrag bør ske ved gennemregning af de oplande, som bidrager til søens belastning:

Separatsystemer

For **separatsystemer** sker dette ved at trække det hydrologiske tab fra hver regnhændelse (ca. 0.7 mm) i forventning om at resten afledes til recipienten. Denne afstrømning kan da ganges med en middelkoncentration, jvf. afsnittet om afstrømningens forurening. Der er ikke anledning til at tage specielt hensyn til variationer fra den ene hændelse til den anden, fordi det er det summerede bidrag, der tæller. Fremgangsmåden er i detaljer beskrevet af Hovedstadsrådet (1984).

	Q $10^3 m^3$/år	COD kg/år	tot-N kg/år	tot-P kg/år
Råspildevand	73	37.200	5.840	1.825
Efter biologisk rensning	73	5.600	4.100	1.280
Regnafstrømning	43	2.500	300	16,6

Figur 7.22
Det relative bidrag af vand, organisk stof og næringssalte, baseret på data fra undersøgelserne af Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981).

Fællessystemer

For fællessystemer kan beregningen ske med beregningsprogrammet SAMBA. Oplandet forenkles, men under hensyntagen til alle voluminer i systemet, som beskrevet ovenfor (figur 7.10), giver dette ikke anledning til usikkerhed. Ved forenklingen åbnes mulighed for at gennemregne en landsserie af regn, på hvilket grundlag der kan udarbejdes den ønskede belastning. Hidtil har man især kunnet bruge den lange Odenseserie bestående af 1571 regn > 3 mm over 33 år. På grundlag af målingerne over de seneste 9 år med Spildevandskomitéens regnmålersystem er der for hver måler nu en serie, som er bestemt lokalt. Den vil alternativt kunne anvendes, Bramslev (1989).

Figur 7.25 viser en serie af årsbelastninger fra et overløbsbygværk. Det er bemærkelsesværdigt, at belastningen varierer så meget fra år til år, afhængigt af de meteorologiske forhold. Dette bør man tage hensyn til ved vurdering af den maksimale belastning. Noget tilsvarende gælder i øvrigt kilderne fra det åbne land.

Konklusion

Redskaberne er til stede til at analysere, vurdere og dimensionere regnafledning under hensyntagen til næringssaltsbelastningen på omgivelserne lokalt. Der synes ikke i denne problemstilling at være god begrundelse for at gennemføre administrative regler om reduktion af belastningen med en valgt procent, f.eks. 95% af en i øvrigt dårligt defineret tidligere belastning. Der er alt for store investeringer på spil til at kunne retfærdiggøre sådanne tilfældige valg af udledningsbegrænsning.

7.6 Miljøfremmede stoffer generelt

Der er kun foretaget meget få undersøgelser i Danmark, som omfatter undersøgelser af virkningen af udledningen af miljøfremmede stoffer med

DET RELATIVE REGNAFSTRØMNINGSBIDRAG

SØ	KVÆLSTOF		FOSFOR	
	% af total	% af kontrollérbar	% af total	% af kontrollérbar
Farum Sø	3	100	12	100
Fure Sø*	7	10	33	56
Lyngby Sø	19	100	16	100
Bagsværd Sø	19	100	65	100
Vejle Sø	14	100	5	100
Søllerød Sø	64	100	96	100

* Inklusiv bidrag fra udløb fra kloaknettet under regn fra Hesselbækken, Bistrupbækken og Dumpedalsrenden. Uden hensyntagen til evt. udskylning af kemikalieslam fra Stavnsholt renseanlæg.

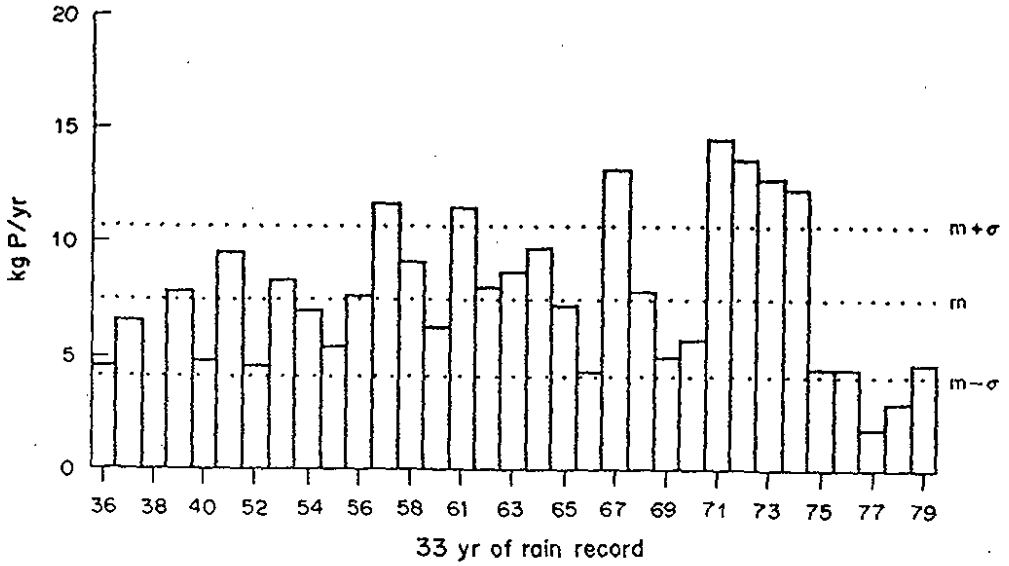
Figur 7.23 Tabellen viser det relative bidrag af næringssalte fra regnafledning til søerne i Mølleåsystemet, Hovedstadsrådet (1984).

KILDE	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år
Tilløb, Fiskebæk	4300	390
Tilløb, Vejle Sø	360	350
Stavnsholt, Hovedudløb*	45820 1)	1105 2)
Stavnsholt, Aflastning*	930	260
Hesselbækken, Regnafledning*	263	53
Dumpedalsrende, Regnafledning*	206	45
Bistrupbækken, Regnafledning	910	235
Aflastning fra fælleskloakeret areal*	642	170
Udløb fra separatkloakeret areal*	1217	109
Atmosfærisk nedfald	10000	600
Skov og landbrugsareal	1370	45
Glatførebekæmpelse ved* Fiskebækbroen	2000	-
Total belastning	76011	3365
Regnafstrømning ialt	4981	1115
Kontrollérbar ialt	51981	1980
Regnafstrømningens andel af total belastning	7%	33%
Regnafstrømningens andel af kontrollérbar belastning	10%	56%

* Kontrollérbare kilder

1) Heraf 820 kg fra regnafledning
2) Heraf 240 kg fra regnafledning

Figur 7.24 Kilderne til næringssaltsbelastning af Furesøen, Hovedstadsrådet (1984).



Figur 7.25
Eksempel på en beregning af næringssaltsbelastningen fra et overløb fra et fællessystem, beregnet ved hjælp af programmet SAMBA i MOUSE-programpakken. Det bemærkelsesværdige er den store variation fra år til år. Harremoës (1988).

regnvand til recipienter. Den væsentlige er Vallensbæksøundersøgelserne, som er omtalt i to publikationer fra Miljøstyrelsen: Miljøprojekter nr. 19 (1979) og nr. 33 (1981).

Undersøgelser

Undersøgelsen har omfattet spektret af miljøfremmede stoffer som indledende undersøgelse. På dette grundlag er den eksperimentelle undersøgelse koncentreret om metallerne bly, cadmium og zink; samt PAH (Poly Aromatiske Hydrocarboner) som eneste repræsentant for de miljøfremmede organiske stoffer.

På grundlag af de omfattende undersøgelser er det konstateret:

- at de miljøfremmede stoffer især er knyttet til det suspenderede og dermed til sedimentet i søerne. Dette er vist på figur 7.26.

- at der er forhøjede koncentrationer i søsedimentet i forhold til andre, ubelastede søer; samt at der er væsentligt højere koncentrationer i den første sø: Tueholm sø i forhold til den anden sø: Vallensbæk sø. Dette er illustreret på figur 7.27.

- at der kunne konstateres miljøskader i form af væksthæmning på muslinger udsat i Tueholm sø, som vist på figur 7.28.

Miljøskader

I forhold til dette må det konstateres, at det sikkert er utopisk ikke at måtte acceptere forhøjede koncentrationer i søer og vandløb i bymæssige omgivelser. Det væsentlige må være, om de forhøjede koncentrationer giver anledning til miljøskader.

Sådanne er konstateret i Tueholm sø, men kun som et specielt tilfælde (muslinger hævet fra sedimentet). Der er grund til at forvente, at de væsentligste miljømæssige skader vil kunne spores på dyr i eller på sedimentet, Bryan Ellis (1988). Der foreligger derfor den mulighed, at forholdene er mere ugunstige end vist ved denne undersøgelse af biologisk effekt.

Vallensbæksø-undersøgelserne var ikke af et sådant omfang, at det kunne konstateres, hvilke forureningskomponenter der var årsag til miljøskaderne, hvilket gør det overmåde vanskeligt at generalisere de opnåede resultater.

Som angivet er der en sammenhæng mellem indholdet af suspenderet stof, metaller og PAH. Dette svarer til udenlandske undersøgelser, f.eks. Eganhouse m.fl. (1981). Der er dog endnu megen usikkerhed om disse relationer og deres betydning.

Giftvirkning af metaller

Det er velkendt, at der opstår en relation mellem de former, som metallerne kan optræde i, kaldet **speciering**. Det er metallet på ion-form, som er akut giftigt. Imidlertid kan visse metaller bundet til organisk stof være meget mere giftige, f.eks. kviksølv. Til gengæld vil metaller adsorberet til organisk stof være helt ugiftigt. I denne sammenhæng bliver det endnu mere komplicerende, at denne adsorption ikke kun sker til den del af det organiske stof, som kan karakteriseres som suspenderet stof. En væsentligt del vil også kunne adsorberes til partikulært organisk stof mindre end de ca. 1 µm i størrelse, som karakteriserer suspenderet stof. Der vil endda kunne være en tendens til større adsorption til de små fraktioner på grund af større relativ overflade.

Giftvirkning af PAH

Tilsvarende gælder for organiske stoffer som PAH. Det er PAH opløst i vandfasen der er toksisk, men der sker en meget væsentligt adsorption, styret af octanol-vandforholdet, Dahi m.fl. (1989).

I den egentlige vandfase kan den opløste, dvs. toksiske fraktion konstateres eksperimentelt, evt. også ved beregning. Det samme gælder i teorien også for interstitialvandet i sedimentet, men i praksis byder dette på meget store vanskeligheder.

DATO 1979	Pb TOT µg/l	Pb FILT µg/l	Pb TOT-FILT / TOT	Cd TOT µg/l	Cd FILT µg/l	Cd TOT-FILT / TOT	Zn TOT µg/l	Zn FILT µg/l	Zn TOT-FILT / TOT
ARITM. MIDDEL	250	17,4	93%	5,3	1,1	79%	673	200	70%
VÆGTET MIDDEL			93%			79%			70%

Figur 7.26
Fordelingen af metal i det suspenderede stof i regnafstrømningen til Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981).

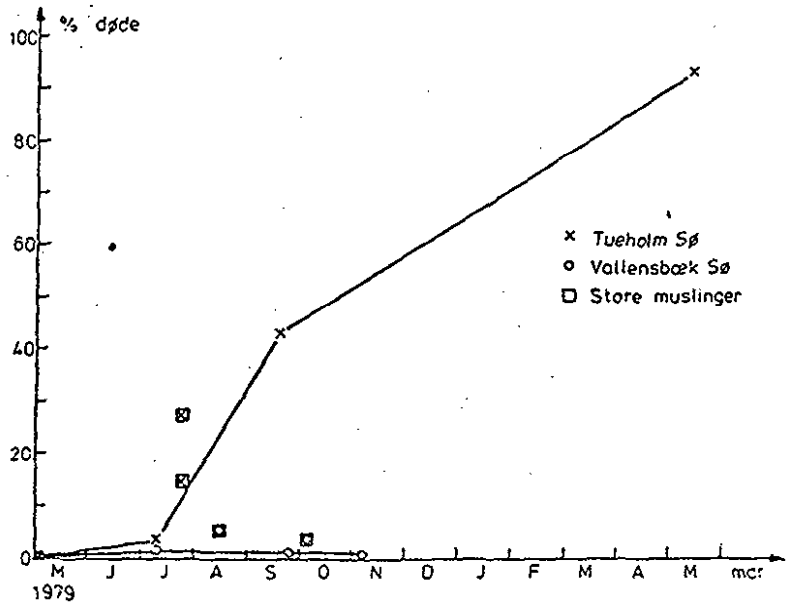
STATION	TUEHOLM SØ S3	TUEHOLM SØ S7	TUEHOLM SØ 40	VALLENSBÆK SØ H2	VALLENSBÆK SØ D4	RESULTATER FRA UCONTAMINEREDE SØER n = 87 MEDIAN	RESULTATER FRA UCONTAMINEREDE SØER n = 87 INTERVAL 90%
Ag	8,4	17	3,5	6,1	4,4	-	-
Pb	640	269	221	102	122	34	10-100
Cd	5,64	4,00	1,97	1,13	1,15	0,40	0,1-1,5
Cr	126	48	25	23	17	62	20-190
Cu	138	74	81	35	51	45	20-90
Hg	0,34	0,15	0,13	0,05	0,16	0,35	0,15-1,5
Ni	46	31	91	23	21	66	30-250
Zn	1153	536	404	222	248	118	50-250

Figur 7.27
Koncentrationer af metal i sedimentet af søerne i Vallensbæk, sammenlignet med andre uforurenede søer. Tueholm sø er den opstrøms af Vallensbæksøerne. Miljøstyrelsen (1981).

I litteraturen er der rettet mest opmærksomhed mod disse problemer for så vidt angår udløb fra separate afløbssystemer. På mange måder synes det at være glemt, at en tilsvarende problemstilling gælder for overløbsbygværker fra fællessystemer.

Udledning fra fællessystemer

Regnvandets transport til afløbssystemet af miljøfremmede stoffer må forventes at være det samme som for separate systemer. Det blandes derpå med spildevand, som yder sit bidrag til transporten, jvf. kapitel 6. I blandingen er der væsentligt større mængder af organisk stof end i afstrømningen fra separate systemer, hvorfor det må forventes, at endnu mere af de miljø-



Figur 7.28
Registreret øget dødelighed af muslinger i Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981).

fremmede stoffer er adsorberet til partikler fremfor opløst i vandfasen. Overløb fra fællessystemer sker sjældnere end udløb fra separatsystemer, og den årlige mængde er mindre. Alt i alt må man således forvente, at problemet er mindre udtalt for så vidt angår fællessystemer i forhold til separate systemer; men dette er ikke tilstrækkeligt grundlag for ikke at beskæftige sig med problemet også for overløb.

Der er desuden den meget væsentlige forskel, at foranstaltninger til reduktion af belastningen fra fællessystemer er traditionelle: nemlig midlertidig magasinering i bassiner. Efter magasinering transporteres de miljøfremmede stoffer videre til det kommunale rensningsanlæg, hvor der sker en meget væsentlig fjernelse i rensningsanlægget, Spildevandskomitéen (1986), hvorved problemet overføres til slammet og vurderes i sammenhæng med det samlede spektrum af kilder til miljøfremmede stoffer, se Hansen og Tjell (1981). Det er i dette tilfælde et spørgsmål om fastsættelse af tilladeligt overløb og bestemmelse af nødvendig bassinstørrelse på dette grundlag.

Udledning fra separatsystemer

Det store problem i forbindelse med udløb fra separate systemer er, at der kun foreligger to mulige foranstaltninger: reduktion ved kilden eller rensning før udledning. Det første er vanskeligt. Det sidste er dyrt og der foreligger ikke et anerkendt rationelt projekteringsgrundlag.

I Vallensbæksø-undersøgelsen blev der konstateret miljøeffekter, og der blev konstateret muligheder for væsentlige reduktioner af belastningen ved gadefejning og ved separation af bundfældeligt materiale før udledning. Ingen af disse foreslåede foranstaltninger har vundet almen anerkendelse - formodentligt fordi omkostningerne vil blive store, uden at der foreligger et egnet beslutningsgrundlag for, hvor meget der faktisk bør fjernes for at løse problemet.

Med miljøhandlingsplanen er den almindelige holdning til acceptable omkostninger væsentligt ændret, og der fastsættes i dag krav til belastningsreduktioner, som vil betyde omfattende investeringer - uden at dette er baseret på et rimeligt rationelt grundlag, jvf. afsnit 4.1.

Effekter

Der må skelnes mellem de akut toksiske effekter og de akkumulerede effekter.

Akut toksiske

De akut toksiske effekter baseres på den aktuelle forureningskomponent på opløst form, som vil kunne forgifte recipienten ved opblanding i denne. Opblandingen kan beregnes for en given overløbshændelse. Det er således muligt at beregne en ekstremstatistik for overskridelse af en given koncentration i recipienten. Den største usikkerhed i dette kompleks af beregninger er fastsættelse af den fraktion af den aktuelle forureningskomponent, som vil være på akut toksisk form. Dette kan overvindes ved simpelt at forudsætte, at hele koncentrationen er på denne form. Dette vil være en meget konservativ beregningsmetode, men den kan gennemføres og kan være den måde, hvorpå sikkerhed kan indbygges.

Akkumulerende

Den akkumulerende effekt er meget vanskeligere at behandle. For det første må bidraget fra regnafledning nødvendigvis vurderes i sammenhæng med andre kilder til belastning af den aktuelle recipient. Dette foreligger der dog oplysninger om og kan gennemføres. Det vil være et rimeligt konservativt udgangspunkt at anse den samlede mængde miljøfremmed stof for sedimenterbar. Den virkelige vanskelighed er, at akkumulationen sker i sedimentet. Selve akkumulationen kan beregnes med en vis sikkerhed, men fastsættelse af krav til koncentrationen af miljøfremmede stoffer i sedimenter er meget vanskelig.

Disse beregninger kan gennemføres og kvalitetskrav kan formuleres. Det rationelle grundlag for fastsættelse af tilladelig belastning er tilstede. På dette grundlag kan de nødvendige indgreb ved kilden og/eller den nødvendige rensning fastlægges, og tilsvarende tekniske foranstaltninger vælges. Der skal dog ikke

være tvivl om, at beregningerne vil være behæftet med stor usikkerhed, og at der for visse forureningskomponenter vil være huller, som kun kan udfyldes ved en forskningsindsats. Problemet er, om der foreligger tilstrækkelig oplysning til at kunne opstille standardiserede beregninger, som kan anvendes under hensyn til de lokale forhold, eller om usikkerheden er så stor, at det vil være mere rimeligt at foretage en overordnet fælles beregning, på hvilket grundlag der kan fastsættes almene krav og regler gældende på nationalt plan for alle udløb og overløb.

Opgaven med denne rapport er at diskutere de fundamentale principper. Opgaven levner ikke mulighed for at gå i detaljer med hver enkel, mulig forureningskomponent, men i det følgende vil ovenstående principper blive illustreret for udvalgte miljøfremmede stoffer, som er forureningsmæssigt væsentlige, og for hvilke der foreligger et rimeligt materiale i dansk, men især i international litteratur.

7.7 Metal og forgiftning

7.7.1 Akut forurening

Den mest omfattende information om metallers akutte giftvirkning foreligger i amerikansk litteratur om "Water Quality", inkl. akutte effekter forårsaget af regnafledning, USEPA (1983a). Der er også litteratur om dette emne på vej fra England, Whitelaw og Solbé (1988).

Kravværdier fra USEPA

Figur 7.29 viser en oversigt over kravværdier for toksicitet som fastlagt af USEPA (1983). Det væsentlige i denne sammenhæng er angivelserne yderst til højre i tabellen, hvor der angives et skønnet effektniveau for midlertidig eksponering (forventet af størrelsesorden en time) sammen med en foreslået grænseværdi.

Det er interessant at sammenligne disse værdier med tilsvarende angivelser for koncentrationen i regnafstrømning fra tilsvarende undersøgelser i USA, USEPA (1983a) og Danmark, Miljøstyrelsen (1981) og Johansen, N.B. (1984), som vist på tabel 7.1.

Det må erindres, at de angivne koncentrationer er udtryk for middelkoncentrationer. Ved den enkelte hændelse kan koncentrationen blive væsentligt større. F.eks. er de største koncentrationer målt i tilledningen til Vallensbæksøerne: 446 µg/l for bly, 10 µg/l for cadmium og

1370 µg/l for zink. Disse tal svarer stort set til en krævet fortynding på 1:3.

Forhøjede koncentrationer tages der hensyn til ved at regne på de statistiske egenskaber, således som forklaret for organisk stof i afsnittet om iltsvind, hvor det er helt parallelt, at organisk stof kan anses for logaritmisk normalt fordelt. Dette svarer stort set til at koncentrationen bør ganges med en faktor ca. 3 for en gentagelsesperiode på ti år, jvf. figur 7.18.

Imidlertid må det erindres, at de angivne koncentrationer gælder de oplande, som blev moniteret i Mølleåens opland, Johansen, N.B. (1984), og i Vallensbæksøernes opland, Miljøstyrelsen (1981). Der kan optræde større koncentrationer i regnafledningen, hvis der i oplandet er aktiviteter, som kan give anledning til øget koncentration. Dette vil især være relateret til særlige anvendelser af metal. Blandt disse skal fremhæves brugen af bly i benzinen, hvilket kan føre til specielt forhøjede koncentrationer fra stærkt trafikerede veje. Desuden vil der kunne spores en relation til den konstruktive anvendelse af metal i oplandet, jvf. kapitel 6. Det mest kendte eksempel er, at man kan datere lagene i sedimentet i Slotssøen om Frederiksborg Slot, fordi man kender årstallet for bygning af kobbertaget og kan registrere springet i kobberkoncentrationen i sedimentet.

Sikkerheden ved at foretage en beregning under forudsætning af, at hele metalkoncentrationen virker toksisk kan illustreres ved resultater som illustreret i figur 7.30, Yousef m.fl. (1986). Undersøgelserne er foretaget på fisk. De viser en sikkerhedsfaktor varierende fra 5 for zink til 50 for kobber, udtrykt som forholdet mellem den akutte toksicitet i rent vand og i vand fra et regnvandsbassin.

På dette grundlag kan det konstateres, at der ikke er væsentlig fare for akutte forgiftningstilfælde i forbindelse med afledning af regnvand med det angivne indhold af metaller.

7.7.2 Akkumuleret forurening

Metaller vil i meget væsentlig grad være bundet til den partikulære fraktion og vil derfor i væsentlig grad blive sedimenteret eller adsorberet til sedimentet. Dette er faktisk en væsentlig mere realistisk forudsætning end at forudsætte fuld opløselighed.

EPA Toxic Criteria

Contaminant	Water Hardness mg/l (as Ca CO_3)	Freshwater Aquatic Life		Saltwater Aquatic Life		Human Ingestion	Estimated Effect Level For Intermittent Exposure	
		24 Hour	Max	24 Hour	Max	(1)	Thresh-hold	Significant Mortality
Copper	50	5.6	12	4.0	23	NP	20	50 - 90
	100	5.6	22	4.0	23		35	90 - 150
	300	5.6	62	4.0	23		115	265 - 500
Zinc	50	47	180	58	170	NP	380	870 - 3,200
	100	47	321	58	170		680	1,550 - 4,500
	300	47	800	58	170		1,700	3,850 - 11,000
Lead	50	0.75	74				150	350 - 3,200
	100	3.8	172	(25)	(670)	50.0	360	820 - 7,500
	300	50.0	660	(C)	(A)		1,400	3,100 - 29,000
Chrome (+3)	50		2,200					
	100	(44)	4,700	N.P.	(10,300)	170.00	8,650	
	300	(C)	15,000		(A)			
Chrome (+6)	-	0.29	21.0	18	1260	50.0		
Cadmium	50	0.01	1.5				3	7 - 160
	100	0.02	3.0	4.5	59.0	10	6.6	15 - 350
	300	0.08	9.6				20	45 - 1,070
Nickel	50	56	1,090					
	100	96	1,800	7.1	140.0	13.4		
	300	220	4,250					

NOTES:

- NP = No criteria proposed.
- Some toxic criteria are related to Total Hardness of receiving water. Where this applies, several values are shown. Other values may be calculated from equations presented in EPA's Criteria Document (Federal Register, 45,231, November 28, 1980). Where a single value is shown, water hardness does not influence toxic criteria.
- Concentration values shown within parentheses ( ) are not formal criteria values. They reflect either chronic (C) or acute (A) toxicity concentrations which the EPA toxic criteria document indicated have been observed. Values of this type were reported where the data base was insufficient (according to the formally adopted guidelines which were used in developing the criteria) for EPA to develop 24 hour and Max values.
- Note (1): The "Human Ingestion" criteria developed by the EPA Toxic Criteria documents are indicated to relate to ambient receiving water quality. The Drinking Water Criteria relate to finished water quality at the point of delivery for consumption.
- Estimated Effects levels reflect estimates of the concentration levels which would impair beneficial uses under the kind of exposure conditions which would be produced by Urban Runoff. They are an estimate of the relationship between continuous exposure and intermittent, short duration exposures (several hours once every several days). Threshold concentrations are those estimated to cause mortality of the most sensitive individual of the most sensitive species.

  Significant Mortality concentrations are shown as a range which reflects 50 percent of the most sensitive species and mortality of the most sensitive individual of the 25th percentile species sensitivity.

Figur 7.29
Oversigt over kravværdier for metalkoncentrationer i recipienter, suppleret med foreslåede grænseværdier for kortvarig eksponering, USEPA (1983a).

Engelske undersøgelser baseret på in situ bioassay i nærheden af overløbsbygværker, Ellis (1988), tyder på, at det ikke er i vandfasen der opstår toksiske effekter, men i det øverste af sedimentet. Dette forventes baseret på mobilisering af metallet i sedimentet, således at dette kommer på toksisk form i det grænseområde, hvor organismerne lever.

Der er foretaget omfattende undersøgelser af disse forhold i Holland. Resultaterne er dog endnu kun offentliggjort på hollandsk: Visser og Lijklema (1989), Campen, Oldenkamp og Oortgiessen (1989), Benoist, Willemsen, Franken og Lijklema (1989) samt Zwart og Luttik (1989).

Metal	Grænseværdi	Koncentration		Nødv. fortynding
	µg/l	µg/l USA	µg/l DK	
Bly:	150-1400	30-150	40-160	<= 1
Kobber:	20-115	20-40	6-40	1 - 2
Zink:	400-1700	130-230	300-520	< 1
Cadmium:	3-20	?	0.5-2.8	< 1

Tabel 7.1
Sammenligning mellem grænseværdier for udvalgte metalkoncentrationer i recipienter ved kortvarig eksponering og målte koncentrationer i afledt regnvand, data fra USEPA (1983a), Miljøstyrelsen (1981), Johansen, N.B. (1984).

For metalindhold i sedimenter med relation til forurening fra regnafledning opereres med tre karakteristiske koncentrationsværdier og fire klasser:

Klasse 1: Altid acceptabel

Overgang: **Stræbeværdi**

Klasse 2: Acceptabel over middellange tidsrum

Overgang: **Retningslinie**

Klasse 3: Forbedring ønsket snarest

Overgang: **Grænseværdi**

Klasse 4: Uacceptabelt

For disse værdier opgives koncentrationer, som angivet i tabel 7.2. På figuren er disse værdier samtidig sammenlignet med målinger foretaget i Vallensbæksøerne.

Af tabel 7.2 fremgår, at det suspenderede stof i regnafstrømningen i sig selv er belastet med metal på grænsen af det tilladelige og væsentligt mere end det ønskelige. Der skal således ske en reduktion af metalbelastningen i forhold til belastningen med suspenderet stof eller ske en fortynding ved blanding med andet sediment i recipienten.

Det fremgår af tabel 7.2, at den direkte belastede sø, Tuehold Sø, er hårdt belastet med alle tre metaller: kobber, bly og zink, medens den efterfølgende sø ligger på et acceptabelt niveau (mindre end retningslinien, men dog stadig over stræbeværdien). Der er ikke tvivl

Metal	LC-50 in mgl^{-1} Deionized Water	Pond Water	Ratio
Cu	0.008	0.40	50
Cd	0.500	7.40	15
Zn	1.300	7.0	5
Pb	1.100	>10 mgl^{-1}	>9

Figur 7.30
Sammenligning mellem toksicitet af metaller over for fisk i rent vand og i vand fra et regnvandsbassin. Vandet i bassinet har en afgiftende effekt. Yousef m.fl. (1986).

om, at sedimentet i recipienten umiddelbart nedstrøms for udledningspunktet for regnafledning virker som opsamlingssted for de udledte metaller og at dette fører til akkumulation af metaller til niveauer, som er mere toksisk end ønskeligt af hensyn til en målsætning om at opretholde et rigt og varieret liv i recipienten. Der er al mulig grund til at forvente, at dette er et generelt fænomen.

Denne belastning af sedimenterne fra regnafledning er ikke meget forskellig for de to afløbssystemer: fælles og separat, som vist i tabel 7.3. For bly og zink gælder, at bidraget pr. afstrømningsareal er større for separatsystemer end for fællessystemer.

Isoleret set betyder dette, at der er et væsentligt problem med forurening af vandløb og søer med metaller i nærheden af udledningspunkterne for regnafstrømning. Dette kan begrænses ved at nedsætte den årlige overløbsmængde fra overløbsbygværker i fællessystemer.

For separatsystemer kan det ske ved enten at begrænse forureningen ved kilden (som det allerede er sket for blys vedkommende) eller ved rensning før afledning.

Spektret af forskellige uorganiske forureninger er stort, men er i det væsentlige koncentreret om metaller. Et indtryk af spektret kan fås fra NURP-undersøgelsen, USEPA (1983a), figur 7.31. Det fremgår, at der er registreret problemer i varierende omfang for følgende stoffer: beryllium, cadmium, chrom, kobber, cyanid, bly, nikkel, selen og zink; men ikke for arsen og antimon. Kobber, bly og zink er dog de væsentlige.

	Metal:	Cu µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
Vurderingsgrundlag	Stræbeværdi:	25	50	180
	Retningslinie:	70	125	750
	Grænseværdi:	400	700	2500
Måleresultater i afstrømning	Fællessystem:		700-800	1500-3300
	Separatsystem:	-	600-1600	1500-6000
Måleresultater i søer	Tueholm Sø:	74-138	221-640	404-1153
	Vallensbæk Sø:	35-51	102-122	222-248
	Ubelastede søer:	20-90	10-100	50-250

Tabel 7.2
Oversigt over foreslåede karakteristiske værdier for acceptable metalkoncentrationer i sedimenter, angivet som µg/g tørstof af sedimentet, Visser og Lijklema (1989). Disse anbefalinger er sammenlignet med resultater fra undersøgelserne i Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981).

	Fællessystem typisk konc. µg/l	m^3/ha·år eller g/ha·år	Separatsystem typisk konc. µg/l	m^3/ha·år eller g/ha·år
Vand		1500		4000
Kobber	40	60	4-6	24
Cadmium	1	1.5	0.5-2.8	2-11
Bly	100	150	40-160	130-330
Zink	400	600	100-300	500-1100

Tabel 7.3
Sammenligning mellem metalafstrømningen med regnvand fra overløb i fællessystemer og fra separatsystemer, baseret på data fra undersøgelserne i Vallensbæksøerne, Miljøstyrelsen (1981) og undersøgelserne i Mølleåen, Hovedstadsrådet (1984). Alle areal opgivelser er i reducerede ha.

Denne lokale forurening kan vurderes ved at beregne sedimentationen og adsorptionen efter udledning til recipienten. Dette er der ret sparsomme oplysninger om, men som et foreløbigt resultat kan der i vandløb for overløbsvand benyttes den samme værdi, som den der anbefales benyttet ved sedimentation af organisk stof, k = 1.5 m/d, Spildevandskomitéen (1985). I vandløb kan det forventes, at sedimentet i det væsentlige fornys hvert år ved de store vinterafstrømninger. I søer vil der derimod ske en stadig akkumulation. Disse forhold bør gøres til genstand for mere indgående undersøgelser.

Der bør opstilles metoder for isoleret beregning

af metalbelastningen på sedimentet nedstrøms for udledningspunkter for regnafstrømning.

Generelt bør hele problemet om metalbelastning af sediment ikke ses isoleret. Det bør vurderes som led i den samlede transport af metal gennem samfundet og den samlede belastning og effekt af metaludledning til recipienterne, se f.eks. Hansen (1980) og Miljøstyrelsen (1980) om cadmium, Miljøstyrelsen (1985) om arsen, chrom, cobolt og nikkel, og Miljøstyrelsen (1989) om bly.

7.8 Særlige organiske stoffer og forgiftning

Der er meget sparsomme oplysninger om de skadelige effekter af miljøfremmede organiske stoffer forårsaget af regnafledning. Figur 7.31 omfatter også sådanne organiske stoffer, som er registreret i det amerikanske program NURP, USEPA (1983a). Programmet omfattede mange flere stoffer end angivet; men alle de øvrige blev enten ikke registreret eller så sjældent registreret eller i så små koncentrationer, at disse ikke tillægges nogen betydning.

Af figur 7.31 fremgår, at der kan konstateres et potentielt problem for så vidt angår følgende stoffer: -hexachlorocyclohexane, lindane, chlordane, -endosulfan, pentachlorphenol, phthalate og bis(2-ethylhexyl). Det fremgår også, at der ikke synes at være noget problem forbundet med PAH (poly-aromatiske-hydrocarboner). Det kan ikke vides, om disse amerikanske resultater kan overføres til danske forhold.

Undersøgelser vedr. PAH

Undersøgelserne i Vallensbæksøerne omfattede kun PAH. Der blev fundet forhøjede koncentrationer i den opstrøms sø i forhold til den nedstrøms sø, som igen er forhøjet i forhold til Esrum sø, som i denne henseende anses for uforurenet. Målingerne omfatter sediment og udsatte muslinger og fisk.

I sedimentet er koncentrationen for total-PAH: 6-9 µg/g TS opstrøms og 1.3-1.7 µg/g TS nedstrøms. Der foreligger ikke noget om, hvorvidt disse koncentrationer kan anses for betydningsfulde. Der er også konstateret forhøjede koncentrationer i muslinger i opstrøms sø, men heller ikke dette foreligger der noget om med hensyn til betydning. Alle målinger i fisk ligger lige netop over detektionsgrænsen og antages ikke for at være et forureningsproblem.

Pollutant	Frequency of Detection (%)	Detections/ Samples[2]	Criteria Exceedances (%)[3]						
			None	FA	FC	OL	HH	HC*	DW
I. PESTICIDES									
3. α-Hexachlorocyclohexane	20	21/106						8,18,20	
5. γ-Hexachlorocyclohexane (Lindane)	15	15/100			8			0,10,15	
7. Chlordane	17	7/42		2	17			17,17,17	
12. α-Endosulfan	19	9/49			10				
II. METALS AND INORGANICS									
22. Antimony	13	14/106	X						
23. Arsenic	52	45/87						52,52,52	1
25. Beryllium	12	11/94			6*			12,12,12	
26. Cadmium[5]	48	44/91		8	48		1		1
27. Chromium[5,6]	58	47/81			1*				1
28. Copper[5]	91	79/87		47	82				
29. Cyanides	23	16/71		3	22		4		
30. Lead[5]	94	75/80		23	94		73		73
32. Nickel[5]	43	39/91			5		21		
33. Selenium	11	10/88			5		10		10
36. Zinc[5]	94	88/94		14	77				
IV. HALOGENATED ALIPHATICS									
47. Methane, dichloro-	11	3/28						0,0,11	
VII. PHENOLS AND CRESOLS									
90. Phenol	14	13/91	X						
94. Phenol, pentachloro-	19	21/111		1*	11*	1			
96. Phenol, 4-nitro-	10	11/107	X						
VIII. PHTHALATE ESTERS									
105. Phthalate, bis(2-ethylhexyl)	22	15/69			22*				
IX. POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS									
115. Chrysene	10	11/109						10,10,10	
117. Fluoranthene	16	17/109	X						
121. Phenanthrene	12	13/110						12,12,12	
122. Pyrene	15	16/110						15,15,15	

* Indicates FTA or FTC value substituted where FA or FC criterion not available (see below).

[1] Based on 121 sample results received as of September 30, 1983, adjusted for quality control review.

Number of times detected/number of acceptable samples.

[3] FA = Freshwater ambient 24-hour instantaneous maximum criterion ("acute" criterion).
FC = Freshwater ambient 24-hour average criterion ("chronic" criterion).
FTA = Lowest reported freshwater acute toxic concentration. (Used only when FA is not available.)
FTC = Lowest reported freshwater chronic toxic concentration. (Used only when FC is not available.)
OL = Taste and odor (organoleptic) criterion.
HH = Non-Carcinogenic human health criterion for ingestion of contaminated water and organisms.
HC = Protection of human health from carcinogenic effects for ingestion of contaminated water and organisms.
DW = Primary drinking water criterion.

[4] Entries in this column indicate exceedances of the human carcinogen value at the 10^{-5}, 10^{-6}, and 10^{-7} risk level, respectively. The numbers are cumulative, i.e., all 10^{-5} exceedances are included in 10^{-6} exceedances, and all 10^{-6} exceedances are included in 10^{-7} exceedances.

[5] Where hardness dependent, hardness of 100 mg/l $CaCO_3$ equivalent assumed.

[6] Different criteria are written for the trivalent and hexavalent forms of chromium. For purposes of this analysis, all chromium is assumed to be in the less toxic trivalent form.

Figur 7.31
Oversigt over registrerede "priority pollutants" og indikation af overskridelse af kriterier for koncentration i vand i en omfattende amerikansk undersøgelse, USEPA (1983).

Konklusion

Generelt må det konkluderes, at der ikke på det foreliggende grundlag er indikation for, at regnafledning skulle udgøre et væsentligt problem for så vidt angår miljøfremmede organiske stoffer. Det kan dog heller ikke udelukkes på grundlag af den foreliggende viden. Hvis dette anses for utilstrækkeligt må der iværksættes et særligt program til undersøgelse heraf. En sådan undersøgelse må forventes at skulle omfatte eksperimentelle undersøgelser.

Det må anses for bemærkelsesværdigt, at der ikke foreligger bare nogenlunde brugbare undersøgelser af betydningen for olie, bortset fra nogle specielle oliekomponenter, f.eks. PAH. I betragtning af at det er etableret praksis at investere specifikt i sandfang og olieudskillere som rensningsforanstaltning forud for udledning af regn afledt fra separatsystemer, er det bemærkelsesværdigt, at der ikke foreligger ordentlige undersøgelser, hverken nationalt eller internationalt. En undtagelse er Egenhouse (1981a og b). I forbindelse med vandmiljøhandlingsplanens forsknings- og udviklingsprogram er der iværksat undersøgelser af olieindholdet i afledt regnvand samt metoder til rensning før udledning. Undersøgelserne bør inkludere analyse af oliens skæbne og betydning i recipienten.

7.9 Æstetiske krav til recipientpåvirkning

Det er sjældent, at man finder de æstetiske problemer omtalt i den nationale eller den internationale litteratur. Som en undtagelse er dette forhold specifikt fremhævet af Gujer og Krejci (1987). Denne sparsomme omtale står i skarp modsætning til den interesse, som de æstetiske forhold tillægges af praktikere, motiveret af den praktiske kendsgerning, at det især er de æstetiske forhold som giver anledning til klager.

Der foreligger ikke et rationelt grundlag for fastsættelse af krav til de æstetiske forhold. Det har i anden forbindelse (badevandsundersøgelse foretaget af NIVA) været forsøgt at etablere et sådant rationelt grundlag, men det lykkedes ikke at skabe mening i informationerne. Der må fastsættes et praktisk sæt af regler, som med rimelighed kan forlanges overholdt, og som i det væsentlige kan tilgodese hensynet til æstetiske forhold. Sådanne regler har været under overvejelse i Holland, som indgår i følgende anbefalede forholdsregler, Lijklema (1989, personlig kommunikation):

Generelt for fællessystemer og separatsystemer:

* Der stilles krav til indretning af alle overløbs- og udløbsbygværker, således at konstruktionen omfatter både et skumbræt og en rist. Det foreslås, at der udarbejdes en vejledning, som omfatter påkrævede udformninger, som forventes at ville kunne tilgodese rimelige krav til tilbageholdelse, samt vedligehold og registreringsmulighed, f.eks. baseret på eksperimentelle og praktiske undersøgelser.

* Det kræves, at intet overløbsbygværk fører til en gren af et vandløb uden egentlig vandføring. Det er meget uheldigt at lede vandet til en blind arm, som ikke i sig selv fører vand. Det fører til let identificerbar forurening, både med hensyn til udseende og lugt.

* Udledningen skal ske ved et bygværk, som konstruktivt udformes således at det ikke umiddelbart lader sig identificere som en del af et kloaksystem. Ofte udformes udløbskonstruktionen som store grimme betonbygværker. Dette bør undgås. Sådanne konstruktioner, som ikke kan undgås, bør placeres på lidet tilgængelige steder og bør omkranses med beplantning.

Specielt for fællessystemer:

* Der fastsættes en mindste tilladelige overløbshyppighed. Det forlanges således, at afløbssystemet udformes således, f.eks. med bassiner, at der ikke fra noget overløbkommer overløb hyppigere end 10 gange pr. år i middel.

7.10 Hydraulisk påvirkning af recipient

Det karakteristiske ved regnafledning fra byer er, at afstrømningen kommer hurtigere og voldsommere fra byen end den ville være kommet, såfremt der havde været landbrug eller skov. Dette giver en påvirkning af recipienten, som fører til nedstrøms skade. Det gælder især vandløb. Skaderne er enten lokale ved udløbet eller distribueret over de nedstrøms strækninger.

Den lokale skade er knyttet til selve udledningspunktet. Vandføringen i vandløbet er endnu i det væsentlige upåvirket af de opstrøms afstrømninger forårsaget af samme regn. På meget kort tid øges vandføringen i udløbet til stor

vandføring - i små vandløb ofte mere end vandføringen i vandløbet. Dette kan føre til erosion og ødelæggelse i nærheden af udløbet. Det er derfor vigtig at føre vandstrømmen fra udløbet ind i vandløbet i hovedstrømmens retning, således at tværgående strøm rettet mod modsatte bred mindskes mest muligt. Dette krav er ofte i modstrid med det æstetiske krav, ifølge hvilket bygværket skal være mindst muligt. Der bør udgives en vejledning til kommunerne om dette emne.

Den øgede vandføring kan være større end vandløbets kapacitet. Dette kan være årsag til oversvømmelse på nedstrøms strækninger, ligesom der kan ske erosion på grund af stor vandføring. Der er ikke grundlag hér for at redegøre detaljeret for disse problemer, bortset fra at henlede opmærksomheden på dem. Disse overvejelser må indgå i den almene administration af vandløb, i overensstemmelse med den almene kulturtekniske vandbygning og fagets traditioner. Med hensyn til modellering af vandløbets påvirkning foreligger der model i form af MIKE11 til formålet. Den afløbstekniske regulering består i at forsinke og udjævne afstrømningen ved hjælp af bassiner opstrøms i afløbsnettet for udløbet. Metoder til dimensionering af bassiner ud fra et rent hydraulisk hensyn er til stede ved kombination af beregninger foretaget med MOUSE-og MIKE11-programpakken.

7.11 Hydraulisk påvirkning af rensningsanlæg

Et af de alvorligste problemer ved regnafledning vedrørende både afløbssystem og rensningsanlæg er den hydrauliske påvirkning af rensningsanlægget. Denne sammenhæng bør gøres til genstand for en fornyende teknisk udvikling. Der er alt for mange eksempler på skader på rensningsanlæggets funktion på grund af for stor hydraulisk belastning under regn.

7.11.1 Slamflugt

Den væsentligste potentielle skade er knyttet til overbelastning af efterklaringstanken i en sådan udstrækning, at der sker slamflugt. Der er to skadelige effekter af en sådan slamflugt:

* Under selve slamflugten udledes over kort tid store mængder slam til recipienten. Der foreligger tilsyneladende ikke undersøgelser af den skadelige effekt af denne massive belastning af recipienten, hvilket i sig selv er bemærkelsesværdigt. Det skyldes utvivlsomt

de store praktiske vanskeligheder, som en sådan undersøgelse vil være forbundet med: Et kortvarigt fænomen, som trods alt ikke indtræder ofte.

* Imidlertid er der ikke rejst tvivl om den formodning, at sådanne tilfælde af slamflugt fører til betydningsfulde skader i recipienten. Der er snarere enighed om, at anlæggene bør udføres sådan, at slamflugt helt undgås.

* Ved en stor slamflugt taber rensningsanlægget slam. Det kan være af en sådant omfang, at rensningsanlæggets funktion er hæmmet i en efterfølgende periode af størrelsesorden som anlæggets slamalder, ca. 14 dage. Dette er naturligvis skadeligt for recipienten.

Slamflugt vil kun forekomme sjældent ud fra et statistisk synspunkt med hensyn til prøvetagning. Det vil ikke være selve slamflugten, som vil blive registreret ved den standardiserede prøvetagning. Der bør derfor forlanges journalisering af slamflugt, når operatøren observerer dette. I forbindelse med slamflugt bør det forlanges, at der foretages måling af anlæggets slammængde umiddelbart efter slamflugten. På denne måde kan omfanget af belastningen på recipienten beregnes. Disse registreringer bør indgå i anlæggets rapportering til amtet.

Der kan ikke være tvivl om, at en af de faktorer, som kan gøre det svært at leve op til de krav til afløbskvalitet, som stilles i forbindelse med vandmiljøhandlingsplanen, er den efterfølgende, hæmmende påvirkning forårsaget af den hydrauliske overbelastning under regn.

Det må således konkluderes, at der bør ske en radikal ændring af måden, hvorpå der tages hensyn til samspillet af afløbssystemer og rensningsanlæg under regn ved dimensioneringen. Denne ændring bør baseres på følgende krav:

> Der bør indbygges sådanne konstruktioner og reguleringer, at den hydrauliske belastning af efterklaringstanken ikke kan overskride den belastning, ved hvilken der sker slamflugt.

7.11.2 Forurening under regn

I tilknytning til slamflugtsproblemerne må der tages hensyn til mulighederne for at minimere udledningen af forurening fra det samlede system. Der er foretaget en undersøgelse, Spildevandskomitéen (1986), som viser, at man ved

begrænsning af overløbsmængden ved magasinering i fællessystemer nok begrænser bidraget med forurening fra overløbene; men det vand som ikke løber over overløbene føres til rensningsanlæggene, hvorfra der så sker en øget belastning.

Ved store vandføringer under regn vil koncentrationen af f.eks. næringssalte være reduceret i blandingen af spildevand og regnvand i forhold til ufortyndet spildevand. F.eks. vil en fortynding på 1:5 sænke koncentrationen fra ca. 35 til ca. 12 mg/l tot. N. Føres den samme vandføring til rensningsanlægget vil den udledes efter rensning med en koncentration af størrelsesorden, ca. 6 mg/l N, hvis der ikke sker forringelse af rensningen under den øgede hydrauliske belastning. Dette forhold forstærkes yderligere ved øget regnafstrømning med tilsvarende fortynding til følge og øget hydraulisk belastning. Der skal ikke ske megen forringelse af rensningseffekten under den øgede hydrauliske belastning, før det ikke gør nogen forskel, om regnen ledes til samme recipient over overløbsbygværket eller gennem rensningsanlægget. Dette gælder også for fosfor. Det gælder derimod ikke for metaller, som i væsentlig grad adsorberes til slammet og fjernes med dette uden effektreduktion under regn.

Inden for rensningsanlægget må det også tages i betragtning hvilket vand, som ledes til recipienten. Der er tradition for at tillade større hydraulisk belastning af den primære sedimentationstank end efterklaringstanken. Der indbygges et overløbsbygværk mellem den primære bundfældning og den biologiske rensning. Det vand, som udledes dér, vil ikke være fortyndet med regnvand, før der er løbet mere til end indholdet i sedimentationstanken. Der opnås således en fordel ved sedimentation, men en ulempe ved den manglende fortynding i begyndelsen af regnpåvirkningen.

Disse komplicerede forhold skal tages i betragtning ved projektering af samspillet mellem afløbssystem og rensningsanlæg. Fra det offentliges side vil reguleringen af dette ske i kraft af kravet til afløbskvalitet fra rensningsanlægget.

7.11.3 Styring

Der er flere forskellige niveauer for håndtering af disse problemstillinger:

Gældende praksis modificeret

Den simpleste og mest konservative dimensioneringsmetode er at konstatere den maksimale belastning ved kontinuert belastning (stationære forhold), ved hvilken slamspejlet ikke vil blive hævet til overløbskanten. Dette vil svare til

en tilladelig vandtilstrømning, som ikke må overskrides. Opstrøms for anlægget indbygges en vandføringsbegrænsende konstruktion (f.eks. rør af begrænset kapacitet, vandbremse eller reguleret spjæld). Overskydende vandføring føres til recipienten i det omfang dette kan tillades, jvf. de foran beskrevne betingelser og beregningsmetoder. Yderligere overskydende vand magasineres i et bassin dimensioneret til formålet. Dette er i virkeligheden det samme, som dagens praksis; men det fremgår af erfaringerne med denne praksis, at den tilladte vandtilstrømning ofte sættes for højt.

Regelstyring af tilløb

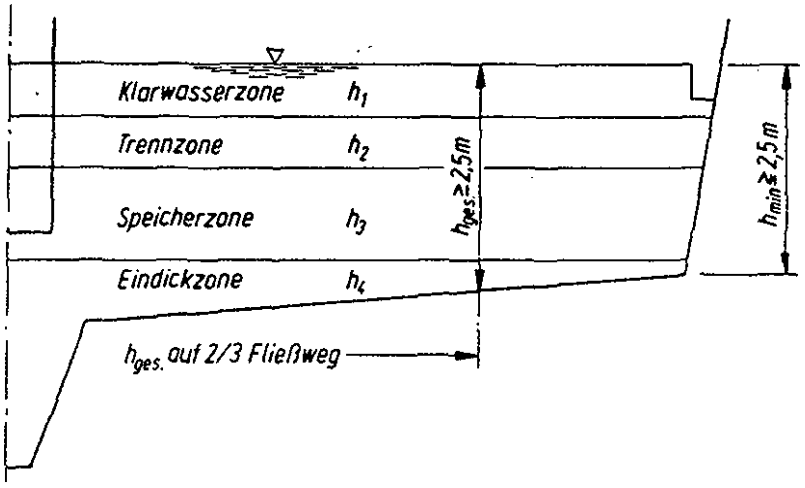
Metoden er baseret på et ved dimensioneringen fastlagt sæt af regler for styring af tilstrømning til rensningsanlægget, magasinering og overløb.

Figur 7.32, ATV (1983), viser et snit i en efterklaringstank. Der er ved projekteringen ifølge tysk praksis afsat rumfang til klaring, separation, magasinering og koncentrering. Ved øget hydraulisk belastning vil slam fra beluftningstanken blive ført over til klaringstanken. Der opstår en akkumulation af slam i klaringstanken, som reguleres af tilstrømningen og returpumpningen. Slamspejlet hæves under denne akkumulation. Slamflugt sker, når denne akkumulation går ud over det til formålet afsatte slammagasin i klaringstanken. Efter denne akkumulation kan systemet kun klare en meget lille hydraulisk belastning, nemlig svarende til den hydrauliske balance mellem sedimentation og klaring i tankens to øverste zoner. Før dette punkt nås, kan systemet imidlertid klare meget større hydrauliske belastninger, fordi dette kun fører til akkumulation; men dette kan kun tillades i en begrænset tid.

Det er op til leverandøren af anlægget at kende egenskaberne ved efterklaringstanken i denne henseende og projektere således at slamflugt undgås.

I dag kan denne regulering ske ved regelstyring af tilløbet. På grundlag af måling af tilstrømningen opstrøms for kombinationen af bassin, overløb og rensningsanlæg kan der opstilles regler for styring af tilstrømningen til rensningsanlægget, magasinering i bassinet og resulterende overløb. Der findes i dag et program kaldet SAMBA-STYR, som kan benyttes ved projekteringen og valg af egnede regelsæt for styringen. Dette system har været benyttet ved projektering i Gladsaxe, Vojens, Kolding og Næstved i forbindelse med udbygning af afløbsnet og rensningsanlæg.

3.5 Absetzbecken



Figur 7.32
Skematisk tegning af en efterklaringstank med inddeling af tanken i lag efter funktion, ATV (1983).

Dynamisk optimering

Disse systemer har potentiel til væsentligt mere avanceret styring. Bassiner i oplandet kan styres således at tilstedeværende magasiner (i bassiner og ledninger) udnyttes optimalt ud fra de til enhver tid kendte informationer om afløbsnettets og rensningsanlæggets tilstand, samt eventuelt kendte informationer om forventet regn.

I afløbssystemet vil dette kræve strategisk velanbragte sensorer, især regnmålere, vandstandsmålere og vandføringsmålere. Senere vil dette kunne suppleres med informationer om forventet regn fra vejrradar. Der foreligger allerede i dag metoder til optimering af afstrømningsfænomenet ved styring af systemet således at oversvømmelse og forurening mindskes, Petersen (1987), Petersen og Harremoës (1988). Med henblik på overvågning er et system af sensorer allerede indbygget i afløbssystemmet i Hvidovre, Damskier (1987). Der foretages indledende undersøgelser af optimalt valg af sensorplacering i Københavns Kommune med henblik på overvågning og efterfølgende styring, baseret på et med analyser og målinger voksende kendskab til afløbssystemet og dets virkemåde. Der er givet offentlige tilskud til udvikling af metoder i forbindelse med projekter i Struer og Tårnby.

I rensningsanlægget er dynamisk styring baseret på registrering af tilstrømningen opstrøms for bassin, overløb og rensningsanlæg. Internt i rensningsanlægget styres på de interne recirkulationsstrømme, evt. på et internt overløb. Styringen er i så fald baseret på et kendskab om efterklaringstankens virkemåde, således at den forventede virkning af tanken kan beregnes. Dette

vil næppe være en særligt sikker beregning, fordi kendskabet til slammets egenskaber ved sedimentation ikke er særligt godt kendt. Et konstruktivt alternativ er at måle på slamspejlets placering i tanken og styre på dette grundlag. Problemet er om dette er en tilstrækkeligt pålidelig måling i praksis. Med offentlige tilskud arbejdes der også med disse problemer i projekterne i Struer og Tårnby.

Der kan forventes en væsentlig videnopbygning og metodeudvikling i den nærmeste fremtid på dette felt.

7.12 Temperaturpåvirkning af rensningsanlæg

I forbindelse med vandmiljøhandlingsplanen har der været megen opmærksomhed omkring temperaturforholdene i rensningsanlæggene, Jansen m.fl. (1988) og Vandkvalitetsinstituttet (1988a og b). Dette skyldes, at fjernelse af kvælstof kræver omsætning ved nitrifikation af spildevandets organiske kvælstof og ammoniak til nitrat, som forudsætning for den endelige fjernelse ved omsætning af nitrat til atmosfærisk kvælstof ved denitrifikation. Den biologiske proces nitrifikation er specielt temperaturafhængig. Ved lave temperaturer kan væksthastigheden af de nitrificerende bakterier, som gennemfører processen, blive så lav, at det er svært at opretholde processen. Disse begrænsninger har opnået speciel opmærksomhed i forbindelse med ydelse af garantier for opnåelse af krævet afløbskvalitet.

I forbindelse med denne opmærksomhed er der fremkommet udtalelser om krav til procestemperaturen, som bør behandles hér, fordi det har relation til problematikken om afledning af regn.

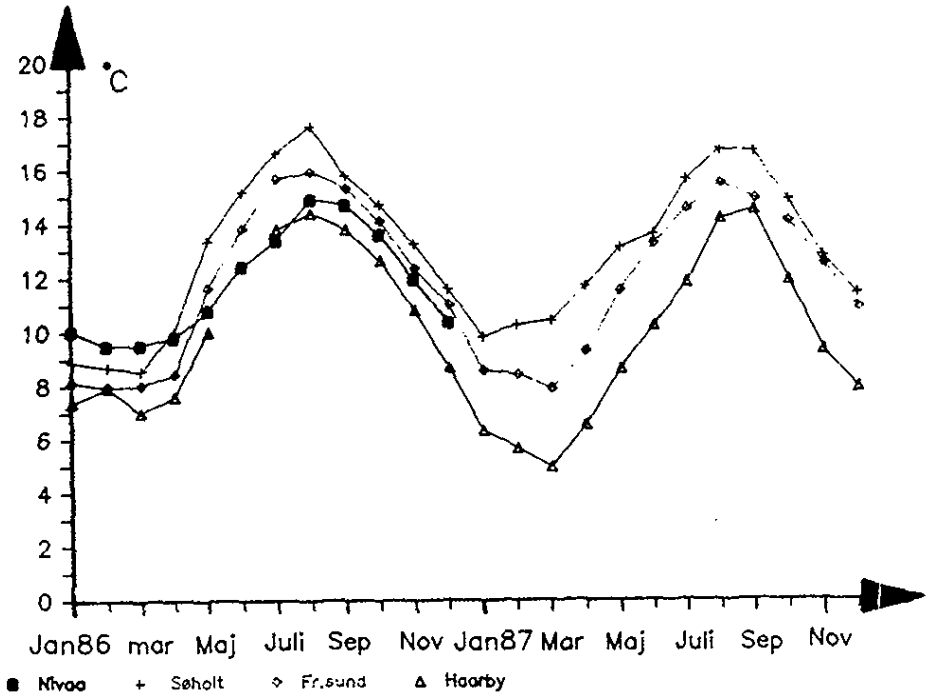
Den aller væsentligste faktor, som styrer procestemperaturen i et rensningsanlæg, er tilløbstemperaturen. Figur 7.33 viser middeltemperaturens variation over året for fire anlæg, Vandkvalitetsinstituttet (1988b). Af væsentlige momenter fra undersøgelsen skal fremhæves, at man tydeligt kan skelne mellem "kolde" og "varme" vintre og at temperaturen for det enkelte anlæg påvirkes af lokale forhold, som må vurderes og tages i betragtning individuelt. Der er tale om middeltemperaturer, som er påvirket af alle former for variationer, hvoraf i denne sammenhæng skal fremhæves regnafledning og snesmeltning.

Forudsætningen for at kunne opretholde nitrifikation i anlægget er, at der opretholdes en

slamalder, som er længere end svarende til de nitrificerende bakteriers væksthastighed. Ved 5°C kræves således en slamalder på ca. 20 døgn. Det vil sige, at slammet skal kunne tilbageholdes i anlægget i middel i ca. 20 døgn. Over denne periode skal middel væksthastigheden være af størrelse svarende til 20 døgns opholdstid. Er middeltemperaturen mindre vil væksthastigheden være tilsvarende mindre. Resultatet af dette vil for det givne anlæg være, at væksthastigheden er for lille i forhold til slamalderen og de nitrificerende bakteriers koncentration i slammet vil aftage på grund af udvaskning, Harremoës m.fl. (1989).

Afledning af regn om vinteren vil føre til sænkning af spildevandets temperatur under afledningen. Dette vil påvirke temperaturen i tilløbet i ugunstig retning over en periode, som svarer til regnafledningen. Dette udgør kun ca. 3% af tiden. Selv en sænkning til nul grader under regn vil i middel kun føre til en sænkning af en vintertemperatur på 8°C over en periodesvarende til slamalderen på 20 døgn til ca. 7.7°C. Dette bør naturligvis tages i betragtning; men det bør ikke anses for et væsentligt problem. Pointen er, at kortvarige nok så kold tilstrømninger under regn kun har ringe betydning for opretholdelsen på længere sigt af nitrifikation i anlægget. I modsætning hertil er det klart, at der ikke kan forventes nitrifikation af spildevandet i selve den tid, hvor temperaturen i tilløbet er sænket til nær nul på grund af regnafledning. For rensningsanlæggets funktion og for den statistiske overholdelse af afløbskravet er dette imidlertid heller ikke væsentligt, fordi fænomenet kun optræder i så ringe procent af tiden.

Problemstillingen er en helt anden med hensyn til afstrømning under snesmeltning. I sådanne perioder kan afstrømningen over lang tid (dage) være væsentligt større end selve spildevandsstrømmen, men ikke så stor, at det fører til overløb fra afløbsnettet. I sådanne perioder kan spildevandets temperatur sænkes til nær nul og perioden vil kunne være tilstrækkelig lang til at kunne få væsentlig indflydelse på rensningsresultatet under snesmeltning og på middeltemperaturen over en 20 dages periode. Man kunne forestille sig, at ovennævnte identifikation af forskelle mellem "kolde" og "varme" vintre kunne tilskrives snesmeltning. Disse forhold er meget dårligt belyst og burde gøres til genstand for en særlig undersøgelse.



Figur 7.33
Årsvariationen i tilløbstemperaturen fra fire danske rensningsanlæg, Vandkvalitetsinstituttet (1988b).

8. VALG AF FORANSTALTNINGER TIL BEGRÆNSNING AF FORURENING

På grundlag af de foregående kapitler gennemgås i nedenstående spektret af muligheder for valg af foranstaltninger til begrænsning af forurening fra regnafledning. Desuden angives de måder, hvorpå disse foranstaltninger kan gennemføres, og hvad det kan forventes at koste det danske samfund.

Gennemgangen af mulige foranstaltninger og de måder, hvorpå de kan gennemføres, er baseret på den filosofi, som er beskrevet i kapitel 5. Der lægges vægt på, at reguleringer formuleres så operationelt som muligt og med tæt tilknytning til den overordnede målsætning. Der skelnes mellem: almen holdning, professionel sædvane, vejledninger, normer, standarder og cirkulærer, bekendtgørelser samt love. Gennemgangen foretages med vandets vej gennem systemet.

8.1 Fælles for de to afløbssystemer

Fra regnen til dennes afløb fra brønde er de to systemer identiske og vil blive behandlet ens:

8.1.1 Regnen

Regnen optager forurenende stoffer fra atmosfæren. Som eksempler kan nævnes den sure nedbør, øget koncentration af total kvælstof i nedbør og blybidraget fra bilernes udstødning. Fælles for disse forureninger er, at der gøres en indsats til begrænsning af forureningen uafhængigt af problemerne vedr. regnafledning i byer.

Sur nedbør har en indirekte effekt i forbindelse med regnafledning, derved at den øger korrosionen og dermed øger koncentrationen af metaller i afledningen.

Kvælstofbidraget fra regnafledning fra byer er ikke væsentligt i forhold til andre bidrag; men dets betydning vil stige, når vandmiljøhandlingsplanen er gennemført.

Blybidraget har været under reduktion i kraft af reduktioner af blyindholdet i benzin.

Disse forhold bør benyttes i argumentationen

for foranstaltninger og bør bidrage til disses gennemførelse.

8.1.2 **Afvaskning fra flader**

Regnen vasker fladerne i byen rene. Det afvaskede bidrager til forureningen i den anden ende af systemet.

Det er ikke let at påvirke disse kilder; men forholdene lader sig påvirke gennem den almene holdning og ved tekniske foranstaltninger.

Tilførslen af bly til veje og gader direkte fra udstødningen fra biler vil blive begrænset som omtalt ovenfor.

Tilførslen af organisk stof og næringssalte ved dyreekskrementer kunne begrænses ved påvirkning af den almene holdning. Dette sker allerede ud fra et alment hygiejnisk synspunkt.

Bidraget af metaller til forureningen af regnafledning kunne begrænses ved at forbyde omfattende brug af metaloverflader, f.eks. kobbertage, blyinddækninger, zinktagrender m.m. Det vil kræve bedre argumentation end den foreliggende at gennemføre sådanne begrænsninger. Det ville kræve udvidede undersøgelser og sammenholdelse med alternativer (jvf. nedenstående).

Gadefejning har været grundigt undersøgt i USA og analyseret i forbindelse med Vallensbæksøundersøgelserne i Danmark. Gadefejning har sin positive effekt, men den kan ikke anses for afgørende. Dette skyldes, at den væsentlige forurening (især metaller) er adsorberet til de små partikler. Fejning har tendens til kun at fjerne de store partikler. Alternativet ville være at støvsuge gader og veje. Dette ville utvivlsomt have en væsentlig betydning; men det ville være behæftet med store omkostninger på grund af den nødvendige hyppighed. Et centralt krav i denne henseende ville behøve mere indgående undersøgelser for at opnå tilstrækkelig argumentation for sådanne foranstaltninger.

Salt fra glatførebekæmpelse føres i store mængder til recipienterne. Der gøres allerede i dag store bestræbelser for at mindske tilførslen, f.eks. kræver saltning af vejbanen mindre salt, når det påføres før sneen falder. Disse bestræbelser hindrer dog ikke, at det fortsat er et problem.

8.1.3 **Lokal infiltration**

En radikal foranstaltning til begrænsning af forureningen ved regnafledning ville være at infil-

trere regnen lokalt. Herved ville regnen slet ikke blive afledt i store ledninger og ikke give anledning til koncentrerede forureningskilder ved udløb fra separatsystemer og ved overløb fra fællessystemer.

Der findes faktisk en etableret praksis for lokal infiltration, f.eks. i Mølleåens opland, hvor ca. 7% af oplandet har lokal infiltration af regnafledning fra tage. I Tårnby er der så meget som 38% infiltration af regnvand fra tage. Det fremgår af afsnit 6.2.1, at afløb fra tage er væsentligt mindre forurenet end afløb fra gader og veje. På Danmarks tekniske Højskole er der lokal infiltration fra parkeringspladser, enten ved permeable belægninger eller ved indsivning fra dræn under pladsen. Metoden er velegnet, hvor de geologiske forhold tillader indsivning.

Problemet med lokal indsivning er, at det vil kunne give anledning til grundvandsforurening. Dette er utilstrækkeligt undersøgt, men indsivningens rensningspotential er stort, f.eks. over for metaller og særlige organiske stoffer. Denne problemstilling må ikke forveksles med anden grundvandsforurening fra lossepladser og fabriksgrunde, hvor forureningspotentialet er af en helt anden størrelsesorden. På den anden side må problemet ikke undervurderes, fordi en udbredt anvendelse vil kunne give forureningsbidrag over store områder i modsætning til koncentrerede kilder.

Lokal infiltration bør overvejes nøje med henblik på en eventuel radikal ændring af de etablerede professionelle opfattelser af, hvordan byer bør afvandes. Lokal infiltration bør gøres til genstand for detaljerede undersøgelser med henblik på formulering af en politik, specielt i relation til beskyttelsesområder for vandindvinding, generelt i relation til den øgede grundvandsforurening i byområder.

8.1.4 Rensning af nedløbsbrønde

Engelske undersøgelser har klart vist, at rensning af nedløbsbrønde kan give en væsentlig reduktion af forureningen i det afstrømmede vand. Det er etableret praksis at rense nedløbsbrønde; men det foregår i dag udelukkende for at hindre forstoppelse. Pointen skulle være, at når man nu alligevel har lokale små sedimentationsbassiner, bør man udnytte denne mulighed til at fjerne det sedimenterede, fremfor at lade det skylle videre ved næste regn. Det ville kræve envæsentlig forøgelse af rensningsfrekvensen, for at det skulle have en betydningsfuld effekt på afledningens forurening. Mulighederne er utilstrækkeligt belyst. Det ville kræve en mere indgående undersøgelse af potentialet under danske forhold

for at kunne opstille den nødvendige argumentation for en centralt inspireret påvirkning af praksis.

8.2 Fællessystemet

I fællessystemet har følgende forhold især betydning for forurening fra regnafledning: Afvaskning af aflejringer i ledningerne, overløbenes funktion, bassiners funktion og belastning af rensningsanlægget.

8.2.1 Aflejringer i afløbsledninger

I fællessystemet blandes regnvand og spildevand. Dette giver i sig selv en forøgelse af forureningen af det afledte regn. Når bidraget fra spildevandet trækkes fra, er koncentrationen stadig væsentligt forøget i forhold til afstrømningen i separate systemer, se f.eks. figur 6.11.

Norske undersøgelser har vist, at disse aflejringer bliver særligt store, når der er konstruktive fejl i ledningerne, f.eks. lunker, forsætninger mellem enkelt rør, m.m.. Der er ikke tvivl om, at sådanne aflejringer påvirker det generelle niveau af koncentrationen i regnafledningen, således som det er kvantificeret i en lineær relation behæftet med betydelig statistisk variation, afsnit 6.3.

Konstruktive fejl i afløbssystemet skal ses i sammenhæng med andre forhold, som påvirkes af ledningernes konstruktive tilstand. Det gælder især ind- og udsivning. Indsivning er til skade for rensningen i etablerede rensningsanlæg og væsentligt fordyrende ved dimensionering af nye anlæg. Udsivning giver anledning til grundvandsforurening i et stort set ukendt omfang. I disse problemer er inddraget ikke blot de offentlige ledningen, men i lige så høj grad de private stikledninger.

Problemet om aflejringernes betydning for forureningen fra regnafstrømning bør benyttes som en yderligere argumentation for inspektion af afløbsledninger og til foranstaltninger til renovering af afløbsledninger.

Ifølge norske undersøgelser kan regelmæssig spuling af særlige strækninger med udtalt tendens til ophobning af sedimenter være en betydningsfuld foranstaltning. Dette bør gøres til genstand for særlige undersøgelser også i Danmark; i kommuner, som kan se perspektivet i sådanne foran-

staltninger. Det kan være en økonomisk fordelagtig foranstaltning i sådanne tilfælde, hvor afledning til meget sårbare recipienter ellers ville kræve meget store bassiner.

Selv i ledninger med rigtigt fald og ingen speciel ophobning af sediment vil koncentrationen i regnafledningen være større end i afledningen fra separatsystemer.

8.2.2 Overløbsbygværker

Forureningen fra regnafledning bør være motiverende for yderligere begrænsning af belastningen på recipienten fra overløb. Den tilladelige belastning af recipienten bør fastsættes under hensyntagen til mindst følgende forhold.

- **Bakteriel forurening.** Badevandskriteriet bør udvides til også at omfatte sjældne hændelser. Det foreslås, at 10.000 E. Coli/100 ml højst må forekomme i 0.7% af tiden, som supplement til den etablerede grænse.
- **Iltsvind.** Krav til iltkoncentrationen i vandløb foreslås fastsat som foreslået i Spildevandskomitéens skrift nr. 22.
- **Næringssalte.** Krav til næringssalte bør formuleres i det enkelte tilfælde i form af en tilladelig belastning af recipienten i kg N og/eller kg P pr. år (evt. pr. sæson for søer med kort opholdstid). Dette bør ske ved vurdering af regnafledningens relative bidrag og enhedsomkostning for at opnå reduktion.
- **Metaller.** Der bør fastsættes grænser for koncentrationen i recipientens vand som funktion af varigheden af den akutte eksponering og for koncentrationen af akkumuleret metal i sedimentet.
- **Miljøfremmede organiske stoffer.** Der bør fastsættes grænser for koncentrationen i recipientens vand som funktion af eksponeringstiden og for koncentrationen i sedimentet.
- **Salt.** Der bør fastsættes grænser for saltkoncentrationen i recipienten som funktion af varigheden af eksponering til salt.

På grundlag af disse vandkvalitetskrav bør den tilladelige udledning beregnes under hensyntagen til de lokale forhold. Det foreslås, at dette sker ved standardiserede beregninger i det almindelige tilfælde. Hvor der foreligger tilstrækkelig viden, kan disse beregninger individualiseres i overensstemmelse med lokalt erhvervet viden om recipienten.

- **Bakteriel forurening.** Det foreslås, at der udvikles en standardberegning, som gør det muligt på grundlag af information om kilder

(overløb, udløb og vandløb) og om de lokale recipientforhold (fysiske forhold, strøm og vind) at forudsige den bakterielle forurening af badestrande. Der foreligger allerede et projekt med dette formål.

- **Iltsvind.** Der foreligger allerede et anerkendt sæt af beregninger, som med rimelig tilnærmelse kan forudsige iltsvindet ved momentan udledning fra overløb.
- **Næringssalte.** Der foreligger en standardiseret beregning, hvormed belastningen fra et overløb kan beregnes.
- **Metaller.** Der foreligger allerede en anerkendt beregning, som kan ligge til grund for forudsigelse af belastningen; men der foreligger ikke en beregning til forudsigelse af koncentrationer i recipientens sedimenter. En sådan burde kunne laves simpelt med rimelig tilnærmelse.
- **Miljøfremmede organiske stoffer.** Der foreligger allerede en anerkendt beregning, som kan ligge til grund for forudsigelse af belastning, men der er kun lille kendskab til koncentrationerne, som denne beregning skulle baseres på. Der foreligger ikke nogen beregning til forudsigelse af virkningen i recipienten.
- **Salt.** Det er ikke svært at regne på saltets udvaskning og bevægelse med vandet i recipienten, men saltproblemet er mest et kildeproblem og et spørgsmål om valg af recipient.

Der bør fastsættes en tilladelig vandføring for en given hyppighed fra et overløbsbygværk, baseret på vurdering af virkningerne i recipienten.

Et overløbsbygværk bør udformes således, at det giver god adskillelse af sedimentérbare og flotérbare stoffer, specielt olie. Alle bygværker bør forsynes med skumbræt og med rist med en tremmeafstand på 2-5 cm. Store overløb bør mindst forsynes med simple muligheder for at registrere, at der har været overløb. Visse bør forsynes med egentlig overvågning.

Overløb bør udformes således, at de falder godt ind i landskabet og ikke er iøjnefaldende. De bør udformes således, at der ikke sker erosion omkring udløbet.

Der bør stilles krav til vedligehold af overløbsbygværker, således at de til stadighed virker optimalt.

Overløb bør ikke udledes til små og sårbare recipienter. I hvert fald må man se i øjnene, at det vil føre til meget store omkostninger til de bassiner, som skal til for at beskytte den sårbare

recipient mod ødelæggende chokbelastning.

Det giver **ikke** god mening: 1) at stille krav til maksimal afstrømning uden definition af tilsvarende hyppighed, 2) at stille krav til koncentrationen af bundfældelige stoffer i overløbet, 3) at forlange en bestemt %-reduktion af belastningen i forhold til en oprindelig, dårligt defineret tilstand.

I Spildevandskomitéens regnudvalg har det været diskuteret, hvorvidt der skulle fastsættes et nationalt enhedskriterium, som en mindste indsats mod forurening fra overløbsbygværker. Diskussionen var baseret på et oprindeligt forslag om at fastsætte et krav til hyppighed, som intet overløbsbygværk måtte overskride. Det overvejedes at fastsætte n=10 som maksimum.

Følgende forslag kunne overvejes med hensyn til fordele og ulemper:

Opspædning

Dette er den traditionelle fremgangsmåde. Man kunne forestille sig at gøre den etablerede praksis til et basiskrav.

Fordele: Kravet er velkendt.
Simpel regel som basiskrav.

Ulemper: Kravet er ikke relateret til resulterende forurening.
Kravet giver ikke en entydig bestemmelse af nødvendig bassinstørrelse.
Dårligt defineret i praksis.

Max. vandføring pr. ha for given hyppighed

Dette ville have mening som mål for hydraulisk belastning, men er ikke relateret til forurening.

Fordel: Simpel regel som basiskrav.
Veldefineret.

Ulemper: Ikke relateret til forureningsbelastningen.

Min. bassinstørrelse pr. ha

Dette er et rent konstruktivt krav, som let kunne implementeres, men det virker meget arbitrært.

Fordel: Simpel regel som basiskrav.
Veldefineret.

Ulemper: Ikke relateret til forureningsbelastningen.

Max. hyppighed

Fordele: Simpel regel som basiskrav.
Teoretisk veldefineret.

Ulemper: Kravet er ikke relateret til resulterende forurening.
Dårligt defineret i praksis.

Max. hyppighed har været den mest relevante parameter til fastlæggelse af en national mindste indsats for det enkelte bygværk.

Ingen af disse muligheder kunne vinde tilstrækkelig støtte i regnudvalget. Årsagen hertil kan illustreres med følgende synspunkter:

Det vil være uforholdsmæssigt dyrt at fastlægge et krav, f.eks. n=10, for det enkelte bygværk i en by. Det vil koste uforholdsmæssigt meget at overholde dette krav også for overløb i bykernen, hvor omkostningerne vil kunne være prohibitive. Derfor må der kunne foretages en fordeling, så belastningen fra den samlede by bliver i overensstemmelse med kravene dikteret af hensyn til forureningen i recipienten. Dermed er forslaget om et fælles nationalt mindstekrav ikke gennemførligt uden sådanne korrigerende lokale beregninger af fordeling.

Det blev tilsvarende fremført, at det vil være for strengt et krav i sådanne tilfælde, hvor udledning i havet sker gennem en lang ledning, f.eks. en nedlagt udløbsledning. Det vil påføre projektet uforholdsmæssigt store omkostninger.

På dette grundlag foreslås, at krav til overløbsbygværker formuleres af hensyn til forureningen i recipienten, og at der etableres anerkendte beregninger, hvorved der kan tages hensyn til den resulterende forurening lokalt på en rimelig måde.

8.2.3 Bassiner

Krav til bassinstørrelse er en funktion af kravet til overløbet og til den tilladelige belastning af rensningsanlægget.

Bassiner bør udformes således, at de giver størst mulig tilbageholdelse af sedimentérbare og flotérbare stoffer. Dette bør ske på en sådan måde, at det efterfølgende kan videreføres til rensningsanlægget. Der bør eventuelt udføres specielle rensningsforanstaltninger, som iværksættes efter hvert regnskyl.

Bassiner kan udformes således, at de kan tilbageholde det først afstrømmede vand, som er mest forurenet; men denne effekt er ikke så stor, som den ofte gøres til.

8.2.4 Rensningsanlæg

Belastningen af rensningsanlægget bør begrænses, således at der opnås god rensning også under regn. Der bør etableres god sikkerhed mod overbelastning af efterklaringstanken, således at

slamflugt ikke finder sted.

Dette sker traditionelt ved at begrænse den hydrauliske belastning til en fast værdi ved en drossel (ledning med begrænset vandføringsevne eller en vandbremse) i forbindelse med et overløbsbygværk.

Dette system kan forbedres ved dynamisk styring. Det er vigtigt, at det samlede system: afløbsnettet og rensningsanlægget, ses som en styringsmæssig helhed. Det vil være optimerende for systemet om belastningen på anlægget gøres afhængig af efterklaringstankens aktuelle tilstand, ved løbende registrering af slamspejlets placering i efterklaringstanken.

8.3 Separatsystemer

Fleksibiliteten i separatsystemer er væsentligt mindre end i fællessystemer, men en række væsentlige forhold kan fremhæves:

8.3.1 Fejltilslutninger

Det bør foreskrives for ethvert separatsystem, at der ikke må forekomme fejltilslutninger. Det gælder tilsluttede spildevandsledninger, og det gælder simple utætheder, som skaber forbindelse mellem naboledninger. Der bør foretages undersøgelser, som registrerer strøm og forurening, når det ikke regner. Bidrag bør derpå spores opstrøms i systemet.

8.3.2 Udløb

Den tilladelige belastning af recipienten bør fastsættes under hensyntagen til mindst følgende forhold.

- **Bakteriel forurening.** Anses ikke at være et stort problem, fordi koncentrationen i udløb fra separatsystemer kun er lidt større end det tilladelige i 5% af tiden.
- **Iltsvind.** Anses ikke for at være et væsentligt problem, fordi koncentrationen af BI_5 er lille.
- **Næringssalte.** Krav til næringssalte bør formuleres i det enkelte tilfælde i form af en tilladelig belastning af recipienten i kg N og/eller kg P pr. år (evt. pr. sæson for søer med kort opholdstid). Dette bør ske ved vurdering af regnafledningens relative bidrag og enhedsomkostning for at opnå reduktion.
- **Metaller.** Der bør fastsættes grænser for

koncentrationen i recipientens vand som funktion af varigheden af eksponeringen og for den akkumulerede koncentration i sedimentet.

- **Miljøfremmede organiske stoffer.** Der bør fastsættes grænser for koncentrationen i recipientens vand som funktion af varigheden af eksponeringen og for den akkumulerede koncentration i sedimentet.
- **Salt.** Der bør fastsættes grænser for saltkoncentrationen i recipienten som funktion af varigheden af eksponeringen.

På grundlag af disse vandkvalitetskrav bør den tilladelige udledning beregnes under hensyntagen til de lokale forhold. Det foreslås, at dette sker ved standardiserede beregninger i det almindelige tilfælde. Hvor der foreligger tilstrækkelig viden, kan disse beregninger individualiseres i overensstemmelse med lokalt erhvervet viden om recipienten.

For standardiserede beregninger gælder:

- **Næringssalte.** Der foreligger en standardiseret beregning, hvormed belastningen fra et overløb kan beregnes.
- **Metaller.** Der foreligger allerede en anerkendt beregning, som kan ligge til grund for forudsigelse af belastningen; men der foreligger ikke en beregning til forudsigelse af koncentrationer i recipientens sedimenter. En sådan burde kunne laves simpelt med rimelig tilnærmelse.
- **Miljøfremmede organiske stoffer.** Der foreligger allerede en anerkendt beregning, som kan ligge til grund for forudsigelse af belastning, men der er kun lille kendskab til koncentrationerne, som denne beregning skulle baseres på. Der foreligger ikke nogen beregning til forudsigelse af virkningen i recipienten.
- **Salt.** Det er ikke svært at regne på saltets udvaskning og bevægelse med vandet i recipienten, men saltproblemet er mest et kildeproblem og et spørgsmål om valg af recipient.

Der bør fastsættes en tilladelig vandføring for en given hyppighed fra et udløbsbygværk, baseret på vurdering af virkningerne i recipienten.

Udløb bør udformes således, at de falder godt ind i landskabet og ikke er iøjnefaldende. De bør udformes således, at der ikke sker erosion omkring udløbet.

8.3.3 **Rensning**

Der bør som minimum bygges bassin af størrelse, som kan beregnes på grundlag af kravet til tilladelig vandføring.

Der bør indbygges en olieudskiller, som mindst bør kunne rumme et volumen svarende til en væltet tankbil.

Der bør etableres rensning svarende til de krav, som stilles, jvf. ovenstående, til kvaliteten i recipienten. Dette kan ske ved etablering af sandfang og ved at bygge bassiner, som er udformet således, at der sker en betydelig tilbageholdelse. Sådanne bassiner bør udformes således, at strømmen tillader sedimentation og flotation. Udløbet bør udformes således, at der ikke sker afløb af allerede udskilt materiale. Mere avancerede bassiner indeholder vegetation, eventuelt med permanent vand. Bedste resultat opnås ved afløb gennem et filterlag. I særlige tilfælde kan der bygges egentlige filteranlæg. Disse muligheder vil blive behandlet særskilt i et andet projekt.

Bassiner og anlæg til rensning bør vedligeholdes således, at de funktionerer optimalt. Der bør lejlighedsvis ske oprensning. Det oprensede materiale bør analyseres og endelig disponering bør vælges på grundlag af disse informationer.

8.4 Økonomiske forhold

8.4.1 **Fællessystem**

Tabel 8.1 viser en sammenstilling af beregninger af karakteristiske egenskaber ved overløb fra et opland med et givet afløbstal for afløbet til den afskærende ledning og med en given bassinstørrelse. Der er set bort fra oplandets størrelse, hvilket flere beregninger har vist ikke giver anledning til store afvigelser, så længe resultatet angives pr. areal befæstet opland, se f.eks. figur 7.3 og 7.7.

Recipientbaserede krav kan føre til store lokale omkostninger, når der udledes til sårbare recipienter. Der har forekommet tilfælde, hvor det lokalt er meget svært at forstå, at det lokale recipienthensyn (f.eks. iltsvind) kan føre til krav om 5 gange større bassiner end svarende til det traditionelle. Der er imidlertid kun tre logiske muligheder: 1) at nedprioritere vandløbet, 2) at bygge bassinet, eller 3)

Bassin-størrelse i mm	Afløbstal i µm/s 0.2	0.5	1.0	
0	47	41	23	antal/år
	1803	937	442	m^3/ha pr. år
	100	52	24	(%)
	17	9	4	kgN/ha pr. år
	4	2	1	kgP/ha pr. år
1	40	22	9	antal/år
	1325	598	285	m^3/ha pr. år
	73	33	16	(%)
	13	6	3	kgN/ha pr. år
	3	1	0.6	kgP/ha pr. år
2	28	12	6	antal/år
	982	428	213	m^3/ha pr. år
	54	24	12	(%)
	9	4	2	kgN/ha pr. år
	2	1	0.4	kgP/ha pr. år
5	10	4	2	antal/år
	473	206	110	m^3/ha pr. år
	26	11	6	(%)
	4	2	1	kgN/ha pr. år
	1	0.4	0.2	kgP/ha pr. år

1 µm/s = 10 l/s pr. ha

Tabel 8.1
Resulterende karakteristika for et overløbsbygværk som funktion af to variable: afløbstallet og bassinvolumen. Udregnet med EDB-programmet SAMBA for et givet opland. Alle arealer er reducerede arealer.

at flytte overløbet til en mindre sårbar recipient.

Det er ikke muligt på nationalt plan at finde materiale til vurdering af mulighederne for bygning af lukkede kontra åbne bassiner. Det afhænger helt af de lokale forhold.

Antages det samlede areal reduceret, fælleskloakeret opland at være 40.000 ha (se kapitel 4), er det muligt at udregne omkostningen på landsplan for forskellige størrelser bassin.

Der regnes med følgende enhedspriser:

Lukket betonbassin: kr. 3500.- pr. m^3
Åbent betonbassin: kr. 1100.- pr. m^3
Åbent jordbassin: kr. 350.- pr. m^3

Priserne inkluderer alle anlægsomkostninger, men er ekskl. arealerhvervelse, inkl. 50% uforudsete

og 15% projektering og tilsyn. Priserne er pr. nytår 1989 og er uden moms. Der er ikke taget hensyn til ledningsomlægninger i forbindelse med bygning af bassiner. Der er ikke taget hensyn til de øgede omkostninger, som større efterklaringstanke påfører udførelsen af rensningsanlæggene.

Udgifter til bassiner i **fællessystemer** på landsplan baseret på samme krav overalt:

Bassinstørrelse i mm	Bassintype Beton Lukket	Beton Åbent	Jord Åbent
	------ millioner kr.		-----
1	1500	400	150
2	3000	900	300
5	7000	2000	800

Dette er lidt forskelligt fra den udgift, som er beregnet i kapitel 4, opnået ved ekstrapolation af data fra Hovedstadsrådets opstilling for Køge Bugts opland, svarende til n=10 (svarende til ca. 2 mm bassin). Disse udgifter varierede mellem 0.5 og 1.4 milliarder. Det giver et indtryk af usikkerheden ved beregningen.

For at komme nærmere til et skøn over udgifterne kan der foretages et skøn med hensyn til krævet største hyppighed for forskellige recipienttyper, samt skøn over fordeling af bassintype. Der foretages følgende skøn:

Skøn over omkostning

Det forudsættes, at bassintype fordeler sig med 50% på lukkede bassiner, 50% på åbne betonbassiner og 0% på åbne jordbassiner. Der er ikke noget solidt grundlag for disse skøn.

	m^3	mill. kr.
Recipienttype A+B (70%, 5 mm):		
Lukkede betonbassiner	700000	2500
Åbne betonbassiner	700000	800
I alt	1400000	3300
Recipienttype C+D (30%, 2 mm):		
Lukkede betonbassiner	120000	400
Åbne betonbassiner	120000	150
I alt	240000	550
Samlet:	**1640000**	**3850**

Til recipienttype A+B og C+D kræves henholdsvis følgende bassinstørrelse **5 mm og 2 mm**. (A: Søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde. B: Vandløb til åbne bugter, sunde, bælter og hav. C: Lukkede fjorde og øvrige lukkede salte og brakke vande. D: Åbne bugter, sunde, bælter og hav).

Det må således skønnes, at omkostningsniveauet på landsplan vil være af størrelsesorden **4 milliarder** for en **differentieret løsning**.

8.4.2 Separatsystem

Det er meget svært på det foreliggende videngrundlag at skønne omkostningerne til rensning af udløb fra separatsystemer. Det forudsættes, at større udløb til sårbar recipient skal udjævnes og renses i et bassin, som er egnet til tilbageholdelse af det fine partikulære stof, hvorpå den væsentlige forurening sidder.

Det skønnes da, at det vil kræve ca. 20 mm bassin, eller 200 m^3/ha reduceret areal før udledning til de mest sårbare recipienter. Disse recipienter skønnes at være recipienttype A: Søer samt vandløb til søer og lukkede fjorde, hvortil der afledes fra 50% af de separatkloakerede oplande.

I alle andre tilfælde skønnes, at der ikke vil kræves mere end 5 mm bassin.

Det antages, at der i Danmark er ca. 35.000 red. ha separatkloakeret opland, se kapitel 4. Pris skønnes at være ca. 500 kr./m^3. Prisen er øget i forhold til et almindeligt åbent jordbassin på grund af særlige foranstaltninger til tilbageholdelse af forurening, f.eks. beplantning, specielt afløb, m.m.

Udgift til bassin i **separatsystemer** på landsplan:

	m^3	mill. kr.
Recipienttype A (50%):		
Åbne damme (20 mm)	3500000	1750
Recipienttype B+C+D (50%):		
Åbne damme (5 mm):	880000	450
Samlet:	**4380000**	**2250**

Dette er kun udtryk for en størrelsesorden på **2 milliarder**. Den er tilstrækkelig stor til at motivere en grundig undersøgelse af de krav, som med rimelighed skal stilles af hensyn til recipienten. Det forventes, at især begrænsning af næringssalte og metaller vil blive afgørende. Om metalforurening er vor viden utilstrækkelig sammenlignet med et investeringsbehov af den angivne størrelsesorden.

En del af disse investeringer, som i alt skønnes til 6 milliarder, er allerede under udførelse i forbindelse med vandkvalitetsplanerne og vandmiljøhandlingsplanens gennemførelse. Den aktuelle situation med hensyn til graden af investe-

ring kan ikke bedømmes uden ved direkte henvendelse til kommunerne.

Det må understreges, at mange af disse investeringer nødvendigvis må foretages i forbindelse med gennemførelse af planen for udbygning af rensningsanlæggene, fordi de rent konstruktivt ikke lader sig udskyde. Det må tilsvarende understreges, at det er nødvendigt at foretage en indledende projektering af de forventede foranstaltninger til begrænsning af forureningen fra regnoverløb, fordi de resulterende bassinanlæg vil øge den hydrauliske belastning af rensningsanlæggene under regn. Det vil kunne blive dyrt ikke at tage højde for en forudsigelig, øget hydraulisk belastning af rensningsanlæggene.

9. KONKLUSION

Praksis

Igennem årtier har krav til tilladelig forurening i forbindelse med regnafledning været udtrykt i form af meget primitive regler, som har været baseret på økonomiske og konstruktive hensyn. Typiske regler for overløbsbygværker i fællessystemer er en krævet mindste fortynding på 1 del spildevand til 5 dele regnvand eller en krævet største hyppighed på 10 gange pr. år. Afløb fra separatsystemer har oftest været tilladt uden særlige krav, i den forventning at det afledte regnvand var rent. Kun i særlige tilfælde er der konstrueret olieudskillere og sandfang. Disse forhold har været gældende i stort set alle lande i Europa og Nordamerika.

Forureningsstatus

Det kan anses for godtgjort, at overløb fra fællessystemer dimensioneret efter den ovenfor beskrevne gamle praksis giver anledning til forurening, som ikke kan tillades efter dagens miljøkrav. Det gælder f.eks.: 1) iltsvind i sårbare vandløb, 2) bakteriel forurening af badestrande, 3) bidrag til næringssaltsbelastning af recipienter, som ikke modtager belastning fra rensningsanlæg på grund af afskæring af det rensede vand til anden recipient, 4) forurening med metaller i sedimenter nedstrøms for overløbsbygværker.

Det kan anses for godtgjort, at afstrømning fra separatsystemer ikke kan anses for rent. Det kan give anledning til f.eks.: 1) bidrag til næringssaltsbelastning af recipienter, som ikke modtager belastning fra rensningsanlæg på grund af afskæring af det rensede vand til anden recipient, 2) forurening med metaller i sedimenter nedstrøms for overløbsbygværker.

På grund af denne erkendelse er der i Danmark såvel som i andre lande i Europa og Nordamerika et voksende ønske om at revidere den kendte praksis for regnafledning fra byer. Samtidig hersker der stor usikkerhed med hensyn til alternative formuleringer af krav til forurening fra regnafledning fra byer.

Kravfastsættelse

Det foreslås, at fremtidige krav til forurening fra regnafledning fra byer grundlæggende formuleres ud fra hensynet til de forureningsmæssige forhold i recipienten. Kravene skal formuleres operationelt i forhold til foranstaltningernes gennemførlighed. Der foreligger følgende muligheder for påvirkning:

- Den almene holdning,
- Den professionelle sædvane,

- Udsendelse af vejledninger,
- Fastsættelse af normer,
- Fastsættelse af standarder og
- Vedtagelse af love, samt udsendelse af bekendtgørelser og cirkulærer.

Der stilles følgende forslag til formindskelse af forureningen ved kilden:

- Forurening fra regnafledning benyttes som styrkende argument i bestræbelserne for at mindske:

  - Sur nedbør,
  - Kvælstofindholdet i nedbøren og
  - Blyforureningen fra biler.

- Den almene holdning til forurening af gader og veje påvirkes gennem oplysning og undervisning.

- Glatførebekæmpelse begrænses så meget som trafiksikkerheden tillader.

- Der tilstræbes en øget lokal infiltration af regnvand.

Af disse tillægges lokal infiltration stor potentiel betydning, hvis det gennemføres systematisk i større omfang over en årrække.

Der stilles følgende forslag til tilladelig forurening, hvoraf en tilladelig udledning fra overløbsbygværker i fællessystemer og udløb fra separatsystemer kan findes under hensyn til de lokale forhold:

- Der fastsættes vandkvalitetskrav til:

  - Bakteriel forurening
  - Iltsvind
  - Næringssaltsbelastning
  - Metaller
  - Miljøfremmede organiske stoffer
  - Salt

- Der etableres standardiserede beregninger, på hvilket grundlag den tilladelige udledning kan beregnes ud fra de vedtagne vandkvalitetskrav.

På ovenstående grundlag beregnes den tilladelige overløbshyppighed af et overløbsbygværk i et fællessystem eller den nødvendige rensning af udløbet fra et separatsystem.

I fællessystemer indbygges bassiner i et sådant omfang, at den tilladelige udledning overholdes. Efterklaringsbassiner på rensningsanlægget udfor-

mes således, at den øgede hydrauliske belastning ikke fører til slamflugt. Det kan eventuelt optimeres ved aktiv styring af afstrømningen.

Der stilles desuden krav til største tilladelige vandføring med en vis hyppighed af hensyn til den hydrauliske virkning i recipienten. Der bygges bassiner i et sådant omfang, at den tilladelige vandføring overholdes.

Der stilles krav til udformning af overløbsbygværker, bassiner og udløb fra separatsystemer, f.eks.: størst mulig tilbageholdelse, mindst mulig synlighed i landskabet

Der stilles krav til vedligeholdelse, således at driften er optimal.

Gennemførelse

Der lægges vægt på gennemførelse af lokale løsninger, som tilgodeser såvel de lokale forhold med hensyn til afløbssystemet som hensynet til recipienten. Det vil give både bedre og billigere løsninger.

Det er vigtigt at understrege, at der er en udbredt mangel på kendskab til afløbssystemets konstuktioner, beliggende og forfatning. Programmer til opnåelse af bedre kendskab til systemerne bør suppleres med hydrauliske målinger i systemet. Der bør lægges vægt på opnåelse af et egnet fagligt grundlag for gennemførelse af meget vanskelige målinger i afløbssystemer.

Hvor større investeringer skal foretages, bør der gennemføres modelberegninger af afløbssystemet. Sådanne modeller bør altid kalibreres på basis af hydrauliske målinger af regnafledning. Disse bør i væsentlige tilfælde suppleres med målinger af storafstrømning. Sådanne bør foretages i en sådan udstrækning, at der kan foretages en ordentlig statistisk bearbejdning af datamaterialet.

På basis af registrering, måling af afstrømning og modelberegninger kan ændringer i systemet optimeres med hensyn til at opnå størst effekt for den mindste investering. Disse informationer kan også ligge til grund for etablering af styring med dertil hørende effektivisering af systemet.

Økonomi

Udgifterne i forbindelse med gennemførelse af foranstaltninger i overensstemmelse med ovenstående anslås med stor usikkerhed til:

Fællessystem: 4 milliarder
Separatsystem: 2 milliarder

Disse omkostninger kan ikke skønnes bedre uden

et nært samarbejde med kommunerne, fordi lokale forhold spiller en stor rolle for omkostningerne.

Disse investeringer er allerede under gennemførelse i forbindelse med recipientkvalitetsplanlægningen og vandmiljøhandlingsplanen, bl.a. fordi de ikke kan udskydes i forbindelse med udbygningen af rensningsanlæggene. Projektering af foranstaltninger til begrænsning af forureningen fra fællessystemer bør ikke udskydes. Det bør indgå i projekteringen af rensningsanlæggene, fordi der bør tages hensyn til en senere øget hydraulisk belastning forårsaget af formindsket overløb og øget magasinering i afløbssystemet.

Undersøgelser

Det foreslås, at der gennemføres særlige undersøgelser af følgende forhold:

* betyder at undersøgelser er iværksat
- betyder at undersøgelser ikke er iværksat

* Undersøgelse af bedste udformning af bassiner i såvel fælles- som separatsystemer.

* Undersøgelse af samspillet mellem hydraulisk belastning af rensningsanlæg og udløb af suspenderet stof fra efterklaringstanken, især slamflugt; samt mulighederne for at styre tilløbet under hensyntagen hertil.

- Undersøgelse af forholdene omkring infiltration i stor skala til mindskelse af forureningen af overfladevand. Det er især den potentielle grundvandsforurening, som skal undersøges.

- Undersøgelse af betydningen af korrosion af metalflader i det fri som kilde til metalforurening af recipienterne ved overløbsbygværker og udløb fra separatsystemer.

- Undersøgelse af den forureningsbegrænsende virkning af rensning af nedløbsbrønde, undersøgelse af metoder til beskrivelse af sedimenttransporten i afløbssystemer, samt effekten af spuling af afløbsledninger med stort sedimentindhold.

- Undersøgelse af metalafstrømnings betydning for vandkvaliteten nedstrøms udløb til recipienten.

- Betydningen af svovlbrinte i forbindelse med overløb fra fællessystemer.

10. LITTERATURLISTE

Abrahamsen S. (1944): Kloaknettets konstruktion og udførelse, Dansk Ingeniørforening: Moderne kloakteknik, foredrag og diskussioner fra kursus, november 1943, 313 s.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1977a): Richtlinien für die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrückhaltenbecken, ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 117, November 1977.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1977b): Richtlinien für die hydraulische Berechnung von Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanälen, ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 118, Juli 1977.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1977c): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 128, Juli 1977.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1980): Behandlung des Regenwasserabflusses beim Trennverfahren, Bericht der ATV-Arbeitsgruppe "Regenbecken und Regenüberläufe". Korrespondance Abwasser, 27, s. 49.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1982a): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band I, Wassergütewirtschaftlische Grundlagen, Bemessungen und Planung von Abwasserableitungen, Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1982b): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band II, Entwurf und Bau von Kanalisationen und Abwasserpumpverken, Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (1983): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band III, Grundlagen für Planung und Bau von Abwasserkläranlagen und mechanische Klärverfahren, Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.

Abwassertechnische Vereinigung e. V., Arbeitsgruppe 1.9.3 (1988): Charakterisierung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden - Anwendungsziele, Systemstruktur, Datenbasis, Ergebnisse, Korrespondance Abwasser, 35, p. 77-82.

Ackers P. og White W.R. (1973): Sediment transport: New Approach and Analysis, Journal Hydraulic Div. (ASCE), 99 (HY11).

Ackers P. (1978): Urban drainage: The effects

of sediment on performance and design criteria. In: Urban storm Drainage (ed. Helliwell P.), Pentech Press.

Akan A.O. (1987): Pollutant Washoff by Overland Flow, Journ. Envir. Eng., ASCE, 113, no. 4, 811-823.

Alley, W. M. og S. R. Ellis (1979): Rainfall - Runoff Modelling of Flow and Total-Nitrogen from two Localities in The Denver, Colorado, Metropolitan Area, Proc. SWWM User Group Meeting, May 24-25, Proceedings, pp. 363-404, US EPA, Washington (EPA-600/9-79-026).

Alley, W.M., F.W. Ellis und Sutherland, R.C. (1980): Toward a more Deterministic Urban Runoff - Quality Model, Intl. Symp. on Urban Storm Runoff, July 28-31, Univ. Kentucky, Proceedings pp. 171-182, ORES Publ. Kentucky (UKY BU121).

Andersen E.B. et al. (1974): Teknisk Hygiejne, Afløbsteknik, Polyteknisk Forlag, ISBN 87 502 03703.

Balmforth, D. J. and R.J. Henderson (1988): A Guide to the Design of Storm Overflow Structures, WRc Engineering, rep. ER 304E, Swindon, UK, April 1988.

Benoist A.P., Willemsen G.D., Franken R.O.G. og Lijklema L. (1989): Some effects of heavy metal discharges from sewer systems in receiving waters and sediments, H_2O, 22, nr. 1, 2-5. (på hollandsk)

Berlamont J., Smits M. (1984): The Overflow Frequency as a Criterion for the Design of Combined Sewer Systems, Proc. 3' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Gothenburg, Ed. Balmér et al., 879-897.

Berndtsson, R., Hogland, W. og Larson M: (1985) Bräddning i Helsingborg, Institutionen förteknisk Vattenresursläre, Lunds Universitet, Rapport nr. 3101.

Bramslev J.P. (1989): Bearbejdning af nedbørsdata fra et landsdækkende regnmålersystem, udkast til rapport fra Laboratoriet for teknisk Hygiejne, januar, 1989.

Brombach, H. (1986): Kritische Anmerkungen zur Bemessung von Fangbecken nach dem Arbeitsblatt A 128, Korrespondance Abwasser, 33, p. 1216-1224.

Broeker H. W. (1984): Impact of Deposition on Sewer Operation, Proc. 3' Intl. Conf. Urban storm Drainage, Gothenburg, Ed. Balmér et al., 879-887.

Brooker, W.J. et al. (1982): Pollution from Urban Stormwater Runoff: An Impact Assessment on the Brampton Branch of the River Nene, Northhamptonshire, WRc Environmental Protection, report July 1982.

Brunner, P.G. (1975): Untersuchungen über die Verschmutzung von Regenwasserabflüssen im Trennverfahren, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München, H. 9.

Campen A.L.B.M. van, Oldencamp S.A. and Oortgiessen A.J. (1989): Micropollutants in runoff, H_2O, 22, nr. 1, 6-9. (på hollandsk)

Clifforde, I.T. et al (1986): Urban Pollution of Rivers The UK Water Industry Research Programme, Proc. Intl. Conf. Water Quality Modelling in the Inland Natural Environment, Bournemouth, England, 10-13 June 1986.

Crabtree, C.P. (1986): The Discharge of Toxic Sulphides from Storm Sewage Overflows - a Potential Polluting Process, WRc Engineering, rep. ER 203E, Swindon, UK, November 1986.

Crabtree, R.W. (1986): River Water Quality Modelling in the UK. A Review of Past and Present Use with Recommendations for future requirements, WRc Engineering, rep. ER 196E, Swindon, UK, Sept. 1986.

Crabtree, R.W. (1987): Sediment Types and Characteristics, Joint HRL/CIRIA/WRc Seminar on "Sediments in Sewers, Wallingford, 29. Oct. 1987.

Crabtree, B. (1988): Urban River Pollution in the UK: the WRc River Basin Management Programme, Geomorphology in Environmental Planning, ed. Hooke, J.M., John Wiley & Sons Ltd.

Crabtree, R.W. et al (1988): Interim River Water Quality Planning Procedures for Controlling Intermittent Pollution from Storm Sewage Overflows, WRc Engineering, Swindon, UK, August 1988.

Crabtree, R. W. (1988): A Classification of Combined Sewer Sediment Types and Characteristics, WRc Engineering, Swindon, September 1988.

Crockett, C.P. et al (1988): SPRAT - A Simple River Quality Inpact Model for Intermittent Discharges, Poster Prres., 14th Biennial Conf. and Exhibition on Water Pollution Control, 17-22 June, 1988, Brighton, England.

Dahi E. (1989): Lærebog i vandforurening med miljøgifte, Polyteknisk Forlag.

Dahl N.J. (1968): Kloaknettets beregning, Dansk Ingeniørforening og Ingeniørsammenslutningen: Kloakering, Kursus i kloakering og spildevandsrensning, Teknisk Forlag, 384 s.

Damskier P. (1987): Renere miljø for færre penge, Stads- og Havneingeniøren, 78, 74-76.

Dansk Ingeniørforening (1944): Moderne kloakteknik, foredrag og diskussioner fra kursus,november 1943, 313 s.

Dansk Ingeniørforening og Ingeniørsammenslutningen (1968): Kloakering, Kursus i kloakering og spildevandsrensning, Teknisk Forlag, 384 s.

Department of Environment (1981): Design and Analysis of Urban Storm Drainage, The Wallingford Procedure, National Water Council, Standing Technical Commitee Reports, No. 28.

Desbordes M. og Servat E. (1984): Solids in urban runoff statistical analysis of Frensh experimental data, Proc. 3. Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Chalmers Univ. of Technology, June 4-8, 1984, Goteborg, Sweden. s. 947- 956.

Deutsch J.C. og Hémain J.C. (1984): Main results of the Frensh national programme of urban runoff quality measurements, Proc. 3. Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Chalmers Univ. of Technology, June 4-8, 1984, Goteborg, Sweden. s. 939-946.

Di Toro, D.M. (1984) Probability Model of Stream Quality due to Runoff, Journal Environmental Engineering Division ASCE, 110 (3) 607-628.

Eganhouse R.P. og Kaplan I.R. (1981): Extractable organic matter in urban stormwater runoff, 1. Transport dynamics and mass emission rates, Environmental Science & Technology, 15, nr. 3, 310-314.

Eganhouse R.P., Simoneit R.T. og Kaplan I.R. (1981): Extractable organic matter in urban stormwater runoff, 2. Molecular characterization, Environmental Science & Technology, 15, nr. 3, 315-326.

EIFAC, European Inland Fisheries Advisory Commission (1973): Water quality criteria for European freshwater fish. Report on dissolved oxygen and inland fisheries, FAO, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Technical Paper No. 19, Rome.

Ellis J.B. (1988): Urban sewer flow quality and receiving water impacts, proc. Encontro Nacional de Saneamento Basico/1988, Associacao Protuguese

para Estudos de Saneamentot Basico og Laboratorio Nacional de Engenharia Civil, s 52-65.

Erichsen K. (1964): Teknisk vejledning for kloakmesterarbejde, Teknologisk Instituts Forlag, København.

Euler, G., Jacobi, D. og Heinzelmann, C. (1985): Die Berechnung des Schmutzfrachtabflusses aus Niederschlägen. Eine vergleichende Darstellung und Wertung der Modelansätze. Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik, nr. 33. Institut für Wasserbau, Technische Hochschule, Darmstadt.

EWPCA (1987): Status Report 1987, The Technical Subcommittee on Urban Runoff Quality Data, The European Water Pollution Control Association (limited circulation).

Faldager I. (1982a): Overløbsfrekvenser i fællessystemer, Stads- og Havneingeniøren, 73, 17-20.

Field, R. og Turkeltaub, R. (1981): Urban Runoff Receiving Water Impacts: Program Overview, Journ. Environmenal Division, ASCE, Feb. s. 83 - 100.

Field R. og Weisman D.A. (1982): A Planning and Design Guidebook for Combined Sewer Overflow Control and Treatment, USEPA-600/2-82-084.

Field, R. (1985): Urban Stormwater Runoff Quality Management: Low-Structually Intensive Measures and Treatment, NATO Workshop on Urban Runoff Pollution, Montpellier, France, aug. 26-30, preprints.

Fuchs L. (1985): Untersuchung der hydrologischen Kriterien von Regenwasserkanalnetzen, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Band 1 und 2.

Fuchs L. og Harms R.W. (1986): Hystem-Extran Model Application in Scientific Investigations, Proc. Intl. Symp. Urban Drainage Modelling, Dubrovnik, 87-95.

Gaboury D.R., Driscoll E.D. og Sartor J.D. (1987): A probabalistic methodology for estimating water quality effects from highway stormwater runoff, The Science of the total Environment, 59, Elsevier Science Publ. 447-456.

Geiger W. F. (1975): Urban Runoff Pollution derived from Long-time Simulation, Nat. Symp. Urban Hyd. and Sed. Control, University of Kentucky, Lexington, July 1975.

Geiger W. F. (1980): Quantity-Quality Simulation (QQS): A Detailed Continuous Planning Model for Urban Runoff Control, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, EPA-600/2-80-011.

Geiger, W. (1984): Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit - ein Beitrag zur Kanalnetzplanung, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität Müchen, H. 50.

Geiger W.F. (1987): Flushing effects in combined sewer systems, Proc. 4. Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Lausanne, s. 40-46.

Gujer, W. og Krejci, V. (1987): Urban Storm Drainage and Receiving Waters Ecology, Proc. 4. Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Lausanne, s. 1-19.

Göttle, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung. Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in stätischen Gebieten. Institut für Bauingenieurwesen, Technische Universität München, BRD.

Göttle A. und Weis H.(1983): Bemessung von Regenentlastungen mittels Närungsverfahren und Schmutzfrachtmodellrechungen, Wasserwirtschaft, 73. Jahrgang, 298-303.

Göttle A. (1988): Ziele und Grundsätze der Regenwasserbehandlung, Korrespondance Abwasser, 35, 1106-1108.

Hansen E. (1980): Cadmiumtransoprt og - forurening i Danmark og tekniske muligheder for at begrænse denne forurening, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH.

Hansen J.A. og Tjell J.C. (1981): Slammets jordbrugsanvendelse, I: Overblik og II: Fokusering, Polyteknisk Forlag.

Hansen J.Å. (1982): Sandfang og olieudskillere - forslag til ny praksis, Stads- og Havneingeniøren, 73, 95-99.

Harremoës P. (1967): Samhørende Isotop- og Colimålinger, bearbejdelse af måleresultater fra Gentofte undersøgelsen, d. 13.9.66. Isotopcentralen, intern rapport 10. august 1967.

Harremoës P. (1970): Field determination of bacterial disappearance in seawater, Water Research, 04, 737-749.

Harremoës P. (1977): Betydningen af forurening

fra regnafstrømning for valg af urbane afløbssystemer - En oversigt over Nordisk litteratur og vurdering af status, Nordforsk Symposium, Røros.

Harremoës P. (1978): Lærebog i Vandforurening, udkast, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH.

Harremoës P., Henze M., Arvin E. og Dahi E. (1980): Teoretisk vandforurening, Polyteknisk Forlag, 2. udgave, ISBN 87-502-0500-5.

Harremoës P. (1982a): Immediate and Delayed Oxygen Depletion in Rivers, Water Research, 16, 1093-1098.

Harremoës P. (1982b): Urban Storm Drainage and Water Pollution, Proceedings 2' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Univ. Illinois Urbana-Champaign, Vol. II, 469-494.

Harremoës, P. Jensen M. og Johansen N.B. (1984): A Staged Approach to Application of Rainfall Data to Urban Runoff Calculations, Water Science and Technology, 16, 237-250.

Harremoës P., Hvitved-Jacobsen T. og Johansen N.B. (1986): Combined Sewer Overflows; Statistics on Oxygen Depletion, TNO Committee on Hydroligical Research, Proceedings and Information No. 36: Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, International Conference, Wageningen, s. 197-210.

Harremoës P. (1986): Interaction between quantity and quality models for urban storm drainage. Urban drainage modelling, Supplement to proc. intl. symp. on comparison of urban drainage models with real catchment data, UDM '86 Dubrovnik, Yugoslavia, Ed. Maksimovic og Radojkovic.

Harremoës P. (1988a): Stochastic models for estimation of extreme pollution from urban runoff, Water Research, 22, 1017-1026.

Harremoës P. (1988b): Überlauf von Mischwasser und Sauerstoffeinhalt im Vorfluter, Korrespondance Abwasser, no. 11, nov., s. 1168-1173. Harremoës P. (1988c): Overflow quantity, quality and receiving water impact, 14th Intl. IAWPRC Conf., specialist group seminar, Brighton.

Harremoës P., Malmgren-Hansen, A. (1989): Lærebog i Vandforurening, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Polyteknisk Forlag.

Harremoës P. et al. (1989): Teoretisk Vandhygiejne, Polyteknisk Forlag, 3. udgave.

Heany J.F. et al (1977): Nationwide evaluation of combined sewer overflow and urban stormwater discharges, Vol. 1, Executive summary, report no. EPA-600/2-77-064a, USEPA.

Heise P. (1977): Hvad sker der når en by tager bad, Stads- og havneingeniøren, 68.

Henderson, R.J. (1986): Rainfall Time Series for Sewer System Modelling, WRc Engineering, rep. ER 195E, Swindon, UK, July 1988.

Henderson, R.J. (1986): Rainfall Time Series for Storm Overflow Assessment, poster 14. biennial IAWPRC conf., Brighton, July 1988.

Henze M. (1980): Videregående rensning af regnvand. En procesteknisk og økonomisk vurdering. Stads- og Havneingeniøren, 71, 118-131.

Henze M. (1987): Storm water handling in wastewater treatment plants. EAS-symposium, Munich. Proceedings by EWPCA, Bonn.

Hogland, W. Berndtsson, R. og Larsen, M. (1983): Bräddning i Malmö, årlige bräddvattenvolymer och föroreningsmängder samt förslag til bräddningsreducerende åtgärder, Institutionen för teknisk vattenresursläre, Lunds tekniska Högskola, Lunds Universitet, Lund, Rapport 3079.

Hogland, W., Berndtsson R. og Larson, M. (1984): Bräddning, dimensionering, funktion och sanering av bräddavlopp samt beräkning av bräddvattenvolymer och föroreningsmängder, Institutionen för teknisk vattenresursläre, Lunds tekniska Högskola, Lunds Universitet, Lund, Rapport 3092.

Hogland, W. (1986): Rural and Urban Water Budgets, A Description and Characterization of Different Parts of the Water Budgets with special Emphasis on Combined Sewer Overflows, Institutionen för teknisk vattenresursläre, Lunds tekniska Högskola, Lunds Universitet, Lund, Report 1006.

Hogland W. et al. (1986): Bräddavlopp, Funktionsanalys, Sanering och Dimensionering av Bräddavlopp, Byggforskningsrådet.

Hovedstadsrådet (1978): Regnafstrømning i Møllеåsystemet: 1. Udvælgelse af måleoplande, Hovedstadsrådet, arbejdsdokument, Maj.

Hovedstadsrådet (1981a): Regnafstrømning i Møllеåsystemet: 2. Måleoplande og -udstyr Hovedstadsrådet, arbejdsdokument.

Hovedstadsrådet (1981b): Regnafstrømning i Møl-leåsystemet: 3. Laboratoriemetodik, Hovedstads-rådet, arbejdsdokument, Juli 1981.

Hovedstadsrådet (1981c): Regnafstrømning i Møl-leåsystemet: 4. Måleresultater, Hovedstadsrådet, arbejdsdokument, Dec. 1981.

Hovedstadsrådet (1981d): Regnafstrømning i Mølle-åsystemet: 5. Modeller, Hovedstadsrådet, ar-bejdsdokument, Dec. 1981.

Hovedstadsrådet (1981e): Regnafstrømning i Mølle-åsystemet: 6. Belastningsdata, Hovedstadsrådet, arbejdsdokument, Marts 1981.

Hovedstadsrådet (1984): Regnafstrømningsprojekt i Mølleåsystemet 1977-1981, Samlerapport, Ar-bejdsdokument, Marts 1984.

Hovedstadsrådet (1987): Recipientundersøgelse af Nive Å systemet og Nivå Bugt, Badevandskva-litet og undersøgelser af opblandingsforhold ved Nive Åens udløb i Nivå Bugt, delrapport 6 af COWIconsult.

Hovedstadsrådet (1987): Forslag til recipient-kvalitetsplan for Køge Bugt og opland, planlæg-ningsdokument PD 424.

Hovedstadsrådet (1988): Badevandsrapport 1988.

Hovedstadsrådet (1989): Reduktion i belastningen fra separate regnsvandsudløb i Nive Å-oplandet, udarb. af COWIconsult, januar 1989.

Huber W.J. et al. (1975) Storm water Management Model User's Manual, version II, U.S. Environ-mental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, 350 s.

Huber W.C. (1984): Storm Water Management Model, Users Manual Version III, USEPA-600/2-84-109a.

Hvitved-Jacobsen T. og Schaarup-Jensen K. (1981): Regnvandsundersøgelser, Vandløbs reaktion på regnvandsafledning fra fælleskloakerede byområ-der, Miljøprojekter nr. 36, Miljøministeriet.

Hvitved-Jacobsen, T. (1982) The Impact of Com-bined Sewer Overflows on the Dissolved Oxygen Concentration of a River, Water Research, 16, 1099-1105.

Hvitved-Jacobsen, T. and Harremoës, P. (1982) Impact of Combined Sewer Overflows on Dissolved Oxygen in Receiving Streams. Proceedings 2' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Univ. Illinois, Ur-bana-Champaign, Vol. II, 226-235.

Hvitved-Jacobsen T., Yousef Y.A., Wanielista M.P. og Pearce D.B. (1984): Fate of Phosphorus and nitrogen in ponds receiving highway runoff, The science of the total environment, vol. 33, 259-270.

Hvitved-Jacobsen, T.: (1984) Forurening af Vandløb fra Overløbsbygværker, Udkast til skrift nr. 22, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite, Feb.

Hvitved-Jacobsen T. (1985): Pollution from Urban Runoff in Denmark, Report submitted to the Urban Runoff Quality Committee, the European Water Pollution Control Assciation.

Hvitved-Jacobsen T., Jensen B.W., Nielsen P.H. (1985b): Svovlbrinteproblemer i afløbssystemer, Vand og Miljø, 2, Dec. 1985, s. 262-265.

Hvitved-Jacobsen T., Nielsen P.H. (1986): The Impact of Wet Weather Flow on the Hydrogen Sulphide Formation in Combined Sewers, TNO Committee on Hydroligical Research (1986): Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, Proceedings and Information No. 36, International Conference, Wageningen, s. 39-52.

Hvitved-Jacobsen T., Keiding K. og Yousef Y.A. (1987): Urban runoff pollutant removal in wet detention ponds. 4th International conference in urban storm drainage. Urban storm water quality, planning and management, ed. Gujer og Kreiji, 137-142.

Hvitved-Jacobsen T., Nielsen P.H. (1988a): Forudsigelse af svovlbrinteproblemer i trykledninger, Vand og Miljø, særhæfte 3, Nov. 1988, s. 3-9.

Hvitved-Jacobsen T. og Jensen S. (1988): Integrated measures for the reduction of storm water and combined sewer overflow impact on an urban lake. UNESCO International Symposium on hydrological processes and water management in urban areas, Duisburg, 391-399.

Hvitved-Jacobsen T. og Yousef Y. A. (1988): Analysis of rainfall series in the design of urban drainage control systems, Water Research, 22, 491-496.

Hvitved-Jacobsen T. (1989): Rensning af regnvand i bassiner med permanent vandspejl, Institutet for Vand, Jord og Miljøteknik, AUC-Efteruddannelse, April 1989.

Iossifidis, V. (1985): Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalsationsnetzen, Dessertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungsvesen, Universität Karlsruhe.

Isotopcentralen (1987): Eksperimentel undersøgelse af overløbsbygværkers påvirkning af badevandskvaliteten i et kystområde, rapport Isotopcentralen, Dec. 1987.

Isotopcentralen (1988): Forbedring af badevandskvaliteten ved reduktion af overløbsmængder under regn, Ansøgning til vandrensningsrådet, sept. 1988.

Jacobsen, P.: Urban Surface Runoff Simulation, *PhD thesis, Department of Environmental Engineering*, Technical University of Denmark (1980).

Jacobsen B.N., Warrer-Hansen I. og Godvin, S. (1981): Separat regnafstrømnings effekt på et søsystem, Stads- og Havneingeniøren, 72, 4-8 (Modificeret af Jacobsen med hensyn til gadefejnings effekt ved brev af 1989.01.13).

Jansen J.1.C., Kristensen G.H., Laursen K.D. og Jørgensen L. (1988): Temperaturforhold i danske renseanlæg, Stads- og havneingeniøren, 79.

Jansen J.1.C. (1989): Foredrag i Dansk Ingeniørforening, jan. 1989.

Jensen F.K. og Jacobsen P. (1989): Beregning af overløbsmængder. Regulering af afstrømningen i Strandvængets område, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH.

Jewell, T.K., Mangarella, P.A. og Di Giano, F.A. (1974): Application and Testing of the EPA Stormwater Management Model to Greenfield, Massachusetts. In: Nat. Symp. on Urban Rainfall and Runoff and Sediment Control, July 29-31, University of Kentucky, Proc. s. 61-71 ORES Publ., Kentucky, USA (UKYBU106).

Jewell, T.K., Nunno, T.J. and Adrian, D.D. (1978): Methodology for Calibrating Stormwater Models, Journ. Environmental Engineering Division, EE3, 485-501.

Jewell, T.K und D.D. Adrian (1981): Development of Improved Stormwater Quality Models, Journ. of the Environmental Eng. Div., ASCE, 107, 957-973.

Jewell, T.K. and Adrian D.D. (1982): Statistical Analysis to derive improved Stormwater Quality Models, Journal Water Pollution Control Federation, 54, 489-499.

Johansen L. (1981): Planlægning af regnafstrømning fra byområder, Stads- og havneingeniøren, 72, 18-23 og 36-40.

Johansen, N.B. (1984) Regnafstrømning i Mølleå-systemet, Samlerapport, Dept. Env. Eng., Tech. Univ. Denmark, Dec. 1981 og Hovedstadsrådet.

Johansen, N.B., Harremoës, P. og Jensen, M. (1984): Methods for Calculation of Annual and Extreme Overflow Events from Combined Sewer Systems, Wat. Sci. Tech., 16, 311-325.

Johansen N.B., J.J.Linde-Jensen und P. Harremoes (1984): Computing Combined System Overflow based on Historical Rain Series, Proc. 3. Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Chalmers Univ. of Technology, June 4-8, 1984, Goteborg, Sweden.

Johansen N.B. (1985): Discharge to Receiving Waters from Sewer Systems during Rain, PhD-thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.

Johansen O.J. (1987): Driftsundersøkelse av virveloverløb, projektrapport 48/86, NTNF, program for VAR-teknikk.

Kaufman H.L. et al. (1980): Conventional and Advanced Sewer Design Concepts for Dual Purpose Flood and Pollution Control, USEPA Report no. EPA-600/2-78-090.

Keefer T.N. et al (1979): Dissolved Oxygen Impact from Urban Storm Runoff, EPA-600/2-79-156.

Klose N. (1981): Sulfidprobleme und deren Vermeidung in Abwasseranlagen, Beton-Verlag, IBSN 37640-0156-9.

Knudsen T. (1988): Storbyen støbes. København mellem kaos og byplan 1840-1917, Akademisk Forlag, ISBN 87-500-2761-1, 231 s.

Krauth, K. (1970): Der Einfluss und die Verschmutzung des Abflusses in Mischwasserkanalisation bei Regen, Stuttgarter Berichte für Siedlungswasserwirtschaft, H 45, Kommisionsverlag Oldenbourg, München.

Krauth, K. (1973): Entlastung der Gewässer durch Behandlung des Regenwassers in Regenüberlaufbecken, Wasserwirtschaft, H. 2.

Krejci V. (1987): Stormwater Pollution Control and Management in Schwitzerland, 4' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Seminar D, Lausanne.

Kreutzberger W.A. et al. (1980): Impact of Sediments on Dissolved Oxygen Concentrations following Combined Sewer Overflows, Journ. WPCF, 52, no. 1, 192-201.

Lager J.A. et al (1974): Urban Stormwater Management and Technology: An assessment, US-EPA-670/2-74-040, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, USA.

Lager J.A. et al (1977): Urban Stormwater Management and Technology: Update and Users Guide, EPA-600/8-77-014, September.

Larsen E. (1968): Kloaknettes beregning, Dansk Ingeniørforening og Ingeniørsammenslutningen: Kloakering, Kursus i kloakering og spildevandsrensning, Teknisk Forlag, 384 s.

Lavaellée P., Lessard P. og Villeneuve J.P. (1984): Water quality variations in running waters due to combined sewer overflowing. Evaluation of negative influence, 3' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Gothenborg, Ed. Balmér, 761-770.

Lindholm, O. (1974): A Pollutional Analysis of the Combined Sewer System, Licentiatafhandling, Institutt for Vassbygging, Norges Tekniske Høgskole, Trondheim.

Lindholm, O. (1975): Systemanalyse av Avløpsanlegg, Projektkomitéen for Rensning av Avløpsvann, PRA 1, Statens Forurensningstilsyn og Norsk Institut for Vandforskning.

Lindholm O. (1977): Forurensninger i overvann, Projektkomitéen for Rensning av Avløpsvann, PRA 7, Statens Forurensningstilsyn og Norsk Institut for Vandforskning, ISBN 80-90180-06-3.

Lindholm, O. (1982): Veiledning for Bygging og Drift av Overløb, Statens Forurensningstilsyn, rapport TA-574.

Lindholm, O. (1983): Tørrværsavsetninger i Fellessystemrør, Fase II, Norsk Institutt for Vannforskning, VA rapport 27/83.

Lindholm, O. (1984): Konsekvenser av Tørrværsavsetninger i Aavløpsledninger, Projekt Transport av Vann, Norges Tekniskvitenskabelige Forskningsråd, PTV29.

Lindholm, O. (1987): Overløbsforurensninger, Teoretiske Beregninger, Norsk Institutt for Vannforskning, VA rapport 1/87.

Lindholm O. og Aaby L. (1988): In-pipe flushing and their implication for overflow quality, 14. IAWPRC conf. Brighton, Special seminar: Water Quality Impacts of Storm Sewerage Overflows on Receiving Waters, Ed. Ellis, B.J.

Lisper (1974): Om Dagvattens Sammensättning och dess Variation. Doktoravhandling, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg.

Malmquist, P.A. og Hård, S. (1981): Grundvattenpåverkan av Dagvatteninfiltration, Geohydrologiska Forskningsgruppen vid CTH, Meddelande nr. 59, Göteborg.

Malmquist, P. (1983): Urban Stormwater Pollutant Sources. An Analysis of Inflows and Outflows of Nitrogen, Phosphorous, Lead, Zink, and Copper. Doktoravhandling, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg.

Mancini J.L. (1988): Urban Discharges and Water Quality Criteria: Towards the Development of Wet Weather Criteria, 14. IAWPRC conf. Brighton, Special seminar: Water Quality Impacts of Storm Sewerage Overflows on Receiving Waters, Ed. Ellis, B.J.

Meinholz T.L., Kreutzberger W.A., Harper M.E. og Fay K.J. (1979): Verification of the waqter quality impacts of combined sewer overflow, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, report EPA-600/2-79-155.

Miljøministeriet (1976): Blyforurening. Rapport udarbejdet af en arbejdsgruppe under Statens Lavnedsmiddelinstitut og Miljøstyrelsen. ISBN 87-503-2133-1

Miljøstyrelsen (1979): Regnvandsundersøgelser, Vallensbæk Søerne, 1978 - 1979, Statusrapport, Miljøprojekter nr. 19.

Miljøministeriet (1980): Cadmiumforurening. En redegørelse om anvendelse, forekomst og skadevirkninger af cadmium i Danmark, ISBN 87-503-3442-5.

Miljøstyrelsen (1980): Analyse af spildevandsplaner. Miljø-projekter nr. 24, udarbejdet af COWIconsult AS.

Miljøstyrelsen (1981): Regnvandsundersøgelser, Vallensbæk Søerne, 1979 - 1980, Slutrapport, Miljøprojekter nr. 33. (Modificeret af Jacobsen med hensyn til gadefejnings effekt ved brev af 1989.03.16 til Miljøstyrelsen).

Miljøstyrelsen (1985): Kontrol med badevand, Vejledning nr. 2/85, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1985): Forbrug og forurening med arsen, chrom, cobalt og nikkel, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7, ISBN: 87-503-5838-3.

Miljøstyrelsen (1988): Fosfor - kilder og virkninger, redegørelse nr. 2, 1988.

Miljøstyrelsen (1989): Forbrug af og forurening med bly i Danmark, Miljøprojekt nr. 105, ISBN: 87-503-7672-1.

Mosevold, G. (1975): Regnvannsoverløp og Fordrøyningsbasseng, Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Projektkomitéen for Rensing av Avløpavann, PRA 2.

MOUSE (1987): MOUSE Brugervejledning og dokumentation, MOUSE Service Center.

Moys, G.D. (1987): Modelling of StormwaterQuality including Tanks and Overflows (MOSQITO) - design specifications, Hydraulic Research, Wallingford, rep. SR 127, March 1987.

Moys, G.D., Osborne M.P. and Payne J. A. (1988): MOSQITO 1, Modelling of Stormwater Quality, including Tanks and Overflows, Design Specifications.

Nakamura E. (1984): Factors affecting Stormwater Quality Decay Coefficient, Proc. 3. Intl. conf. on Urban Storm Drainage, Göteborg, 979-988.

Nobel O.K. (1903): Kjøbenhavns Nyere Kloakanlæg, Københavns Kommunalbestyrelse, 73 s.

Norsk Institut for Vannforskning (1983): Tørrværsavsetninger i fellessystemrør, Fase II, VA-rapport 27/83.

Ohlsen B. (1981): BI_5, N og P i regnvandet i kloakerne, Stads-og havneingeniøren, 72, 103-106.

Ojgaard K. og Jacobsen B.N. (1985): Regnbelastede søer, Stads-og havneingeniøren, 76, 206-208.

Oliviri V.P. (1988): Bacteriological Impacts of Combined Sewer Overflows: Pollution Indicators and their Implications for Receiving Water Quality and Uses, 14. IAWPRC conf. Brighton, Special seminar: Water Quality Impacts of Storm Sewerage Overflows on Receiving Waters, Ed. Ellis, B.J.

Onderdelinden T. og Timmer J.L. (1986): Discharges of Pollutants from Dutch Sewerage Systems; An Overview of Measurements, Experiences and Results, TNO Committee on Hydroligical Research, Proceedings and Information No. 36: Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, International Conference, Wageningen, s. 53-69.

Paulsen O. (1987): Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, der Universität Hannover, Mitteilungen, Heft 62, ISSN 0343-8090.

Pecher R. (1988): Die Abhängigkeit der Entlastungsdaten von Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation vom jährlischen Niederschlag. Korrespondance Abwasser, 35, 1118-1128.

Petersen S.O. (1987): Real time control of urban drainage systems, eksamensprojekt, Laboratoriet for teknisk hygiejne, DTH.

Petersen S.O. og Harremoës P. (1988): Styring af afløbssystemer under hensyntagen til oversvømmelse of forurening, Særtryk af Vand og Miljø, 5, 13-17.

Pisano, W.C. et al (1979): Dry-Wheather Deposition and Flushing for Combined Sewer Overflow Pollution Control, EPA-600/2-79-133, August.

Poulsen P. og Nielsen O.M. (1988): Nyt EDB-program kan reducere forureningen fra overløbsbygværker, Vækst - Hedeselskabets tidsskrift 6/ 1988.

Pratt C.J. og Adams J.R.W. (1982): Sediment Washoff into Roadside Gullies, Proceedings 2' Intl. Conf. Urban Storm Drainage, Univ. Illinois Urbana-Champaign, Vol. II, 174-183.

Pratt C.J., Elliot G.E.P. og Fulcher G.A. (1986): Role of Highway Gullies in Determining the Water Quality in Separate Storm Sewers, TNO Committee on Hydroligical Research, Proceedings and Information No. 36: Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, International Conference, Wageningen, s. 1-12.

Pratt C.J., Elliot G.E.P. og Fulcher G.A. (1987): Suspended Solids Discharge from Highway Gully Pots in a Residential Catchment, The Science of the total Environment, 59 , Elsevier Science Publ. 355-364.

Schaarup-Jensen K., Hvitved-Jacobsen T. og Mortensen E. (1979): Recipienters reaktion på regnafledning fra et fælleskloakeret byområde, fællesrapport fra Laboratoriet for Hydraulik og Havnebygning, AUC; Laboratoriet for Miljøteknik, AUC og Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

Schaarup-Jensen K. (1988a): Vandkvalitetsmodellen DOSMO, AUC-Efteruddannelse: Forurening fra regnafstrømning, Institut for Vand, Jord og Miljøteknik, Aalborg Universitetscenter, Maj 1988.

Schaarup-Jensen K. (1988b): DOSMO brugervejledning, Aalborg Universitetscenter, version 01-jun-1988.

Schmitt T.G. og Hahn, H.H. (1986): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität, Karlsruhe, ISSN 0722-7698.

Sieker, F. og Uhl M. (1986): Hydrologische Grundlagen der Bemessung von Mischwasserentlastungen, Korrespondance Abwasser, 33, p. 1254.

Sieker, F. (1987): Neue Aspekte der Bemessung von Mischwasserentlastungen. Teil II: Bemessung nach dem Princip der Zweikomponenten-Methode und der Langzeitssimulation. Korrespondance-Abwasser, 34, p. 638-644.

Sonnen, M.B. (1977): Abatement of Deposition and Scour in Sewers, EPA-600/2-77-212, November.

Spildevandskomiteen (1974): Bestemmelse af regnrækker, Skrift nr. 16, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité, Teknisk Forlag.

Spildevandskomiteen (1980): Spildevandskomiteens regnmålersystem, Skrift nr. 17, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité, Teknisk Forlag, København.

Spildevandskomitéen (1984a): Maksimalafstrømning og bassinvoluminer fra historiske regnserier, Skrift nr. 18, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité, Teknisk Forlag.

Spildevandskomiteen (1984b): Standardiserede data for afløbssystemer, Skrift no. 19, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite, Teknisk Forlag.

Spildevandskomiteen (1984c): Undersøgelse af dimensioneringspraksis for små afløbssystemer, Skrift no. 20, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite, Teknisk Forlag.

Spildevandskomitéen (1984d): Recipientbelastning fra Overløbsbygværker, Skrift nr. 21, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité, Teknisk Forlag.

Spildevandskomiteen (1985a): Forurening af Vandløb fra Overløbsbygværker, Skrift no. 22, Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite Denmark.

Spildevandskomitéen (1985b): Udredningsarbejde om sanering af afløbssystemer, 1. Kommuneundersøgelse og 2. Slutrapport, projektkatalog,

rapport fra Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomite, Denmark.

Spildevandskomitéen (1986): Styring af afstrømningsforløbet i fællessystemer og rensningsanlæg, I: Hovedrapport, 20 sider og II: Baggrundsrapport, 64 sider. Arbejdsgruppe under Spildevandskomitéens regnudvalg, Dansk Ingeniørforening.

Stahre, P. (1981): Flödesutjämning i Avloppsnet, Byggforskningsrådet.

Storm Water Management Model (1971a): Vol. I, Final Report. Medcalf & Eddy, Inc. University of Florida and Water Resources Engineers, Inc. 11024 DOC. Environmental Protection Agency, July.

Storm Water Management Model (1971b): Vol. II, Verification and Testing, Medcalf & Eddy, Inc. University of Florida and Water Resources Engineers, Inc. 11024 DOC. Environmental Protection Agency, August.

Stotz G. (1987): Investigation of the Proporties of the Surface Water Run-off from Federal Hughways in the FRG, The Science of the total Environment, 59 , Elsevier Science Publ. 329-337.

van Straten G., van Riel P.H. og Heins J.C. (1986): Model-based Assessment of Effects of Stormwater Overflow Management alternatives upon low Dissolved Oxygen Occurence in the Receiving Stream, TNO Committee on Hydroligical Research, Proceedings and Information No. 36: Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, International Conference, Wageningen, s. 221-233.

Streeter H.W. og Phelps E.B. (1924): A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III Factors concerning the phenomena of oxidation and reaeration. Public Health Bulletin no. 146, US Public Health Service.

Svensson, G. (1987): Modelling of Solids and Metal Transport form Small Urban Watersheds, Doktoravhandling, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg.

Sveriges Naturvårdsvärk (1978): Saneringsplaner för kommunale Avloppsledningsnät. Allmänna råd. Stockholm.

Sægrov, S. (1987): Driftsundersøgelse av Virveloverløp, Norges Tekniskvitenskabelige Forskningsråd, Projektrapport 48/86.

Sørensen M.O. og Jensen F.K. (1988): Konsekvenser

af afløbsregulering, afgangsprojekt, Teknisk Hygiejne, Danmarksingeniørakademi.

TNO Committee on Hydroligical Research (1985): Water in Urban Areas, Proceedings and Information No. 33, International Conference, Wageningen, 266 s.

TNO Committee on Hydroligical Research (1986): Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, Proceedings and Information No. 36, International Conference, Wageningen, 349 s.

UNESCO (1987): Manual on Drainage in Urbanized Areas. Vol. I: Planning and design of drainage systems. Vol. II: Data collection and analysis for drainage design, Studies and reports in hydrology. ISBN 92-3-102416-7.

U.S. Environmental Protection Agency (1971): Storm Water Management Model, Vol. I - IV, Metcalf and Eddy, Inc., Univ. of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., reports no. 11024DOC07-08-09-10/71.

U.S. Environmental Protection Agency (1979): A statistical method for assessment of urban stormwater loads - impacts - controls, EPA 440/3-79-023.

U.S. Environmental Protection Agency (1983a): Final Results of the Nationalwide Urban Runoff Program, Vol. I, Water Planning Division, U. S. Environmental Protection Agency, NTIS PB84-185552.

U.S. Environmental Protection Agency (1983b): Results of the Nationwide Urban Runoff Program, Vol. III - Data Appendix, Water Planning Division, U. S. Environmental Protection Agency, NTIS PB84-185578.

U.S. Environmental Protection Agency, Center for Water Quality Modelling (1983c): Newsletter, Environmental Research Laboratory, Athens, GA 30613, ERL-ATH-614, July.

U.S. Environmental Protection Agency (1983d): Proc. Stormwater and Water Quality Model Users Group Meeting, Jan. 27-28, 1983, EPA-600/9-83-015.

U.S. Environmental Protection Agency (1985): Water Quality Criteria, Federal Register, Vol. 50, no. 145, s. 30784-96, July 29.

U.S. Environmental Protection Agency (1985):Technical Support Document for Water Quality - Based Toxics Control, Sept.

U.S. Environmental Protection Agency (1986): Water Quality for Water 1986, EPA 440/5-86-001/ May.

U. S. Geological Survey (1985): Urban Stormwater Data Base for 22 Metropolitan Areas throughout the United States, Open-file report 85-337, Lakewood, Colorado.

Uunk E.J.B. (1985): Urban Stormwater Runoff Pollution, TNO Committee on Hydroligical Research: Water in Urban Areas, Proceedings and Information No. 33, International Conference, Wageningen, s. 77-98.

Vandkvalitetsinstitutet (1987): Kvantificering af de betydende kilder til hygiejnisk forurening omkring åudløbene fra Liver å, Uggerby å og Tversted å, Rapport til Nordjyllands Amtskommune, Hirtshals -, Sindal - og Løkken-Vrå Kommune.

Vandkvalitetsinstitutet (1988a): Temperaturforhold i danske renseanlæg, indledende undersøgelse, rapport for sag nr. 6850.

Vandkvalitetsinstitutet (1988b): Temperaturforhold i danske renseanlæg, dataindsamling fra fynske renseanlæg og efterprøvning af temperaturmodel, rapport for sag nr. 6850.

Verstraelen P.J.T. et al. (1988): Urban Water Quality in Relation to Combined Sewer Overflow and Stormwater Run-off in Amstel- en Gooiland, Proc. Intl. Symp. Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas, UNESCO,ISBN 90-8000166-1-6.

Viborg Kommune (1989): Viborg Søerne. Rensedamme til regnvand. Rapport ved AUC og Palle Christensen, rådg. ing.

Villeneuve J. og Lavallée P. (1985): Measured CSO contribution to river quality deterioration and methodologic approach for negative influence evaluation, NATO Workshop on Urban Runoff Pollution, Montpellier, France, Aug. 26-30.

Visser C.M. og Lijklema L. (1989): Effects of micropollutants from sewer systems upon aquatic organisms: problems in hazzard assessment, H_2O, 22, nr. 1, 2-5. (på hollandsk)

Warn, A.E. og Brew, J.S. (1980): Mass Balance, Water Research, 14, 1427.

Water Research Centre/Water Authorities Association (1986): The Sewage Rehabilitation Manual, 1st edition, Jan. 1984, 2nd edition, April 1986.

Whitelaw, K. and J.F. de L.G. Solbé (1988): River-catchment Mangement: An Approach to the Derivation of Quality Standards for Farm Pollution and Storm Sewage Discharges, 14. biennial conf. IAWPRC, Brighton, UK, July 1988.

Witt J. (1988): Udledning og rensning af overfladevand, Stads-og havneingeniøren, 79, 16-21.

Yousef Y.A., Hvitved-Jacobsen T., Wiseman L. og Bateman J.M. (1986): Detoxification of heavy metals in highway runoff by retention/detention, Conference on Chemicals in the Environment, Lisbon, July 1-3.

Yousef Y.A., Hvitved-Jacobsen T., Wanielsta M.P. og Harper H.H. (1987): Removal of contaminants in highway runoff flowing though swales. The science of the total environment, 59, 391-399.

Zwart D. de, Luttik R. (1989): The impact of combined sewer overflows on surface water quality, part 1: micro pollutants, H_2O, vol. 22, nr. 1, 2-5. (på hollandsk)

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 137

Udgivelsesår: 1990

Titel: Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn

Undertitel:

Forfatter(e):

Udførende institution(er):
PH-Consult ApS

Resumé:
Afledning af regnvand fra byer er anledning til uacceptabel forurening af recipienterne. Rapporten giver en detaljeret gennemgang af viden om kilder til forurening samt en vurdering af koncentrationsniveauer i regnvandsafstrømningen og forureningspotentialet ved udledning fra separate og fælles systemer. Der er forslag til principielle udlederkrav fra regnbetingede afløb, som skal sikre nedbringelse af forureningen til et acceptabelt niveau. Der er foretaget skøn over de økonomiske konsekvenser af kravene.

Emneord:
nedbør; afstrømning; statistik; afløb; overløb; analysemetoder; vandføring; kloaksystemer; stoftransport; regulering

ISBN: 87-503-8394-9

ISSN: 0105-3094

Pris kr. 130.- (inkl. 22% moms)

Format: A4

Sideantal: 232

Md./år for redaktionens afslutning: februar 1990

Oplag: 800

Andre oplysninger:

Tryk: Notex · Grafisk Service Center · as

Trykt på miljøpapir

Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn

Afledning af regnvand fra byer er anledning til uacceptabel forurening af recipienterne. Rapporten giver en detaljeret gennemgang af viden om kilder til forurening samt en vurdering af koncentrationsniveauer i regnvandsafstrømningen og forureningspotentialet ved udledning fra separate og fælles systemer. Der er forslag til principielle udlederkrav fra regnbetingede afløb, som skal sikre nedbringelse af forureningen til et acceptabelt niveau. Der er foretaget skøn over de økonomiske konsekvenser af kravene.

Miljøministeriet

Miljøstyrelsen

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

Pris kr. 130.- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094
ISBN nr. 87-503-8394-9