

# Afløbssystemets levetid og renovering

- en teknisk, økonomisk og servicerelateret analyse

Jes Vollertsen og Thorkild Hvitved-Jacobsen  
Aalborg Universitet

Niels Aagaard Jensen, Christian Seidelin Sørensen  
og Mads Uggerby  
NIRAS

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

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

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

# Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
DEFINITIONER	16
1 INDLEDNING	18
1.1 BAGGRUND	18
1.2 FORMÅL	18
1.3 METODIK	19
2 OPBYGNING AF SYSTEMGENNEMGANGEN	21
2.1 INDLEDNING	21
2.2 EKSEMPEL PÅ ANALYSE AF ET RENOVERINGSPROJEKT	22
2.3 DATAINDSAMLING OG -SYSTEMATISERING	24
2.4 METODENS OPBYGNING	24
2.4.1 <i>Miljøteknisk analyse af afløbssystemets funktion</i>	24
2.4.2 <i>Økonomisk analyse af løsningsforslag</i>	27
2.4.3 <i>Målsætninger og prioritering af renoveringsopgaver</i>	28
2.4.4 <i>Brugerens anvendelse af metodikken</i>	28
3 ANALYSE AF AFLØBSSYSTEMETS TILSTAND, FUNKTION OG MILJØPÅVIRKNING	31
3.1 TEKNISKE TILSTANDE DER FORÅRSAGER GENER	32
3.1.1 <i>Dimensionering af regnafledning</i>	33
3.1.2 <i>Dimensionering af tørvejrslafledning</i>	35
3.1.3 <i>Selvrensningsevne</i>	37
3.1.4 <i>Lunker og bagfald</i>	38
3.1.5 <i>Udformning af ledninger, brønde og bygværker; forhindringer</i>	41
3.1.6 <i>Aggressivt grund- og spildevand (abiotisk korrosion)</i>	42
3.1.7 <i>Udløb fra trykledninger</i>	44
3.1.8 <i>Ledninger med stort fald samt styrt</i>	46
3.1.9 <i>Fysiske skader, deformitet og lignende</i>	46
3.1.10 <i>Fællessystemers bassiner</i>	48
3.1.11 <i>Fysiske fejl, fejlkoblinger, kortslutninger og lignende</i>	50
3.1.12 <i>Udløb fra separatsystemer og overløbsbygværker</i>	51
3.1.13 <i>Manglende drift og vedligehold</i>	52
3.1.14 <i>Problematiske afledningsstrukturer</i>	54
3.1.15 <i>Dårlige adgangs- og arbejdsforhold</i>	54
3.2 VIRKNINGER PÅ AFLØBSSYSTEMETS TEKNISKE FUNKTION	55
3.2.1 <i>Hydraulisk kapacitet under regn</i>	55
3.2.2 <i>Overløbshyppighed</i>	57
3.2.3 <i>Hydraulisk kapacitet under tørvejr</i>	58
3.2.4 <i>Sedimentaflejringer</i>	59
3.2.5 <i>Resuspension af sediment under regn</i>	62
3.2.6 <i>Resuspension af sediment ved daglige maksimal vandføringer</i>	64

3.2.7	<i>Uvedkommende vand</i>	64
3.2.8	<i>Materialetransport fra den omgivende jord ind i ledninger</i>	67
3.2.9	<i>Udsivning</i>	67
3.2.10	<i>Kemisk korrosion</i>	68
3.2.11	<i>Svovlbrintedannelse</i>	69
3.2.12	<i>Biologisk korrosion</i>	71
3.2.13	<i>Lugdannelse</i>	73
3.2.14	<i>Mekanisk erosion</i>	73
3.2.15	<i>Rodindtrængning</i>	74
3.3	GENER VED DRIFT OG ÅRSAGER HERTIL	75
3.3.1	<i>Oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn</i>	76
3.3.2	<i>Oversvømmelser af installationer under tørvejr</i>	78
3.3.3	<i>Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø</i>	79
3.3.4	<i>Badevandskvalitet</i>	83
3.3.5	<i>Vandløbskvalitet</i>	85
3.3.6	<i>Grundvandskvalitet</i>	89
3.3.7	<i>Udledning af toksiske stoffer</i>	91
3.3.8	<i>Lugt</i>	93
3.3.9	<i>Arbejds miljø</i>	94
3.3.10	<i>Fysisk nedbrydning af afløbssystemet</i>	96
3.3.11	<i>Skadedyr</i>	99
3.3.12	<i>Æstetik ved regnbetingede udledninger</i>	100
3.3.13	<i>Driftsproblemer på renseanlæg relateret til afløbssystemet</i>	101
3.3.14	<i>Drift og vedligehold af afløbssystemet</i>	103
3.4	SAMMENFATNING AF PERFORMANCE INDIKATORER	105
4	<b>AFLØBSSYSTEMETS LEVETID</b>	<b>108</b>
4.1	TYPER AF SVIGT OG DISSES UDVIKLING OVER TID	109
5	<b>TEKNOLOGIVALG FOR RENOVERING</b>	<b>113</b>
5.1	LEDNINGENS FYSISKE TILSTAND	113
5.2	DRIFT AF AFLØBSSYSTEMET	114
5.3	SAMFUNDSUDVIKLINGEN	115
5.4	IDENTIFIKATION AF BEHOV FOR RENOVERING	116
6	<b>ØKONOMISK KONCEPT FOR VURDERING AF RENOVERINGSLØSNINGER</b>	<b>117</b>
6.1	METODEVALG – COST-EFFECTIVENESS ANALYSE	117
6.1.1	<i>Samfundsøkonomi eller selskabsøkonomi</i>	118
6.1.2	<i>Normalisering af omkostninger</i>	118
6.1.3	<i>Annuiseringsmetoden</i>	119
6.1.4	<i>Implementering af performance indikatorer</i>	120
6.1.5	<i>Afgrænsning</i>	120
6.2	MODELBEKRIVELSE	121
6.2.1	<i>Model inputs</i>	121
6.2.2	<i>Model resultater</i>	121
7	<b>MÅLSÆTNINGER OG SERVICENIVEAU</b>	<b>123</b>
7.1	SERVICENIVEAU	124
8	<b>EKSEMPEL PÅ ANVENDELSE</b>	<b>125</b>
8.1	DEFINITIONER	125
8.1.1	<i>Saneringsprojekt</i>	125
8.1.2	<i>Etape</i>	125
8.1.3	<i>Løsning</i>	127
8.1.4	<i>Illustration</i>	127

8.2	SANERINGSPROJEKTER - EKSEMPEL PÅ ANVENDELSE	127
8.2.1	<i>Saneringsprojekt A</i>	128
8.2.2	<i>Saneringsprojekt B</i>	130
8.2.3	<i>Prioritering af saneringsprojekter</i>	135
9	AFSLUTTENDE BEMÆRKNINGER	137
10	REFERENCER	139



# Forord

Det er afgørende for forfatterne indledningsvis at fastslå, at der med denne publikation ikke nødvendigvis lægges afstand til det grundlag, som mange kommunale tekniske forvaltninger allerede benytter i forbindelse med igangsætning af renoveringsprojekter for deres afløbsnet. Det nye ligger i systematiseringen og bevidstgørelsen af hvilke elementer og beslutningsveje, der indgår i den samlede proces. Det har været forfatterne magtpåliggende, at denne proces bliver logisk besluttet og gennemført, især derved, at den indledende analyse af afløbssystemets *tilstand* både adskilles fra og integreres med den tilhørende *virkning* og de potentielle *gener* – det er jo på grund af generne, at vi overhovedet ofrer tanker og ressourcer på afløbsnettets renovering! Har vi først på logisk vis gennemført denne samlede analyse, ligger vejen åben for både den økonomiske vurdering og den enkelte kommunes efterfølgende stillingtagen til hvilke specifikke mål, der skal opnås for afløbssystemets udbygning og – forhåbentlig – fremtidssikring. Hermed har vi fået hvad vi ønsker, nemlig ”mere for pengene” eller sagt mere nøgternt ”optimal udnyttelse af ressourcerne”. Hvilke mål der vægtes tungest og hvordan disse mål bliver fortolket, er en kommunalpolitisk beslutning, der skal være synlig og danne ledetråden for forvaltningens udbygning, drift og vedligehold af afløbssystemet.

Nærværende projekt giver et bud på en sådan systematisk integrationen af det tekniske grundlag for renoveringsbehovet, de økonomiske overvejelser der skal gøres samt de politiske mål for afløbssystemets funktion – herunder forhold der vedrører ledningsejeren, kloakforsyningens mandskab, brugerne af systemet og det eksterne miljø.

Denne rapport retter sig basalt mod at etablere en metodik for hvorledes et højt serviceniveau af et kommunalt afløbssystem kan opnås. Dette serviceniveau skal i en udvidet forståelse ikke blot etableres over for brugerne af systemet, men i lige så høj grad over for de fysiske omgivelser, som påvirkes af afløbssystemets eksistens. Det er således et helhedssyn på afløbssystemets funktion, der vil blive lagt til grund for begrebet ”et godt afløbssystem”. Det er ledningsejerens legitime ret og pligt, at dette helhedsorienterede serviceniveau opnås på et økonomisk forsvarligt grundlag. Dermed bliver der lagt op til en sammenhængende teknisk og økonomisk analyse, som vil blive efterfulgt af en vurdering og afvejning af de kvalitetskriterier, som ikke er sammenlignelige. Denne samlede forståelse udgør således det logiske grundlag for renoveringsprocessens planlægning og gennemførelse. Tidshorizonten er afløbssystemets teknologiske levetid, dvs. den tidsperiode, hvor systemet opfylder de krav og ønsker, der fremgår af de opstillede servicemål.

Det bliver dermed dette projekts overordnede mål at beskrive og etablere metodikken for håndteringen af disse forhold.





# Sammenfatning og konklusioner

Projekt har til formål at medvirke til processen "det bedst mulige afløbssystem for pengene" ved at præsentere en metodik for reoveringen under hensyntagen til en bred vifte af kriterier for teknisk funktion, miljøpåvirkning, økonomi og serviceniveau. Det opfattes som vigtigt, at en sådan metodik er udarbejdet under grundig hensyntagen til bæredygtige tekniske, miljømæssige og økonomiske principper samtidigt med, at den er åben for lokale ønsker og behov.

Projektet præsenterer metoder og strategier, der kan anvendes som beslutningsværktøjer ved reovering og udbygning af det danske afløbsnet. Værktøjerne tager udgangspunkt i de drifts- og miljømæssige gener, der skabes af u hensigtsmæssig funktion, tilstand og indretning af afløbssystemet, vurderer disse økonomiske konsekvenser og sætter dem i forhold til den lokale målsætning og strategi for reovering.

Ved brug af teknisk-objektive værktøjer identificeres og kvantificeres først de problemer, der måtte være i et kloakopland. Afløbssystemet analyseres for tekniske forhold, der kan føre til behov for reovering eller nyanlæg, og der redegøres for potentielle problemer forårsaget af disse tekniske forhold. Værktøjerne kobler problemer og gener med de tekniske årsager hertil, og der opstilles målbare funktionskriterier (performance indikatorer, PI) for et bredt spektrum af problemstillinger. Funktionskriterierne er kvantificerbare i form af PI-værdier, der kan benyttes som indikatorer for graden af målopfyldelse.

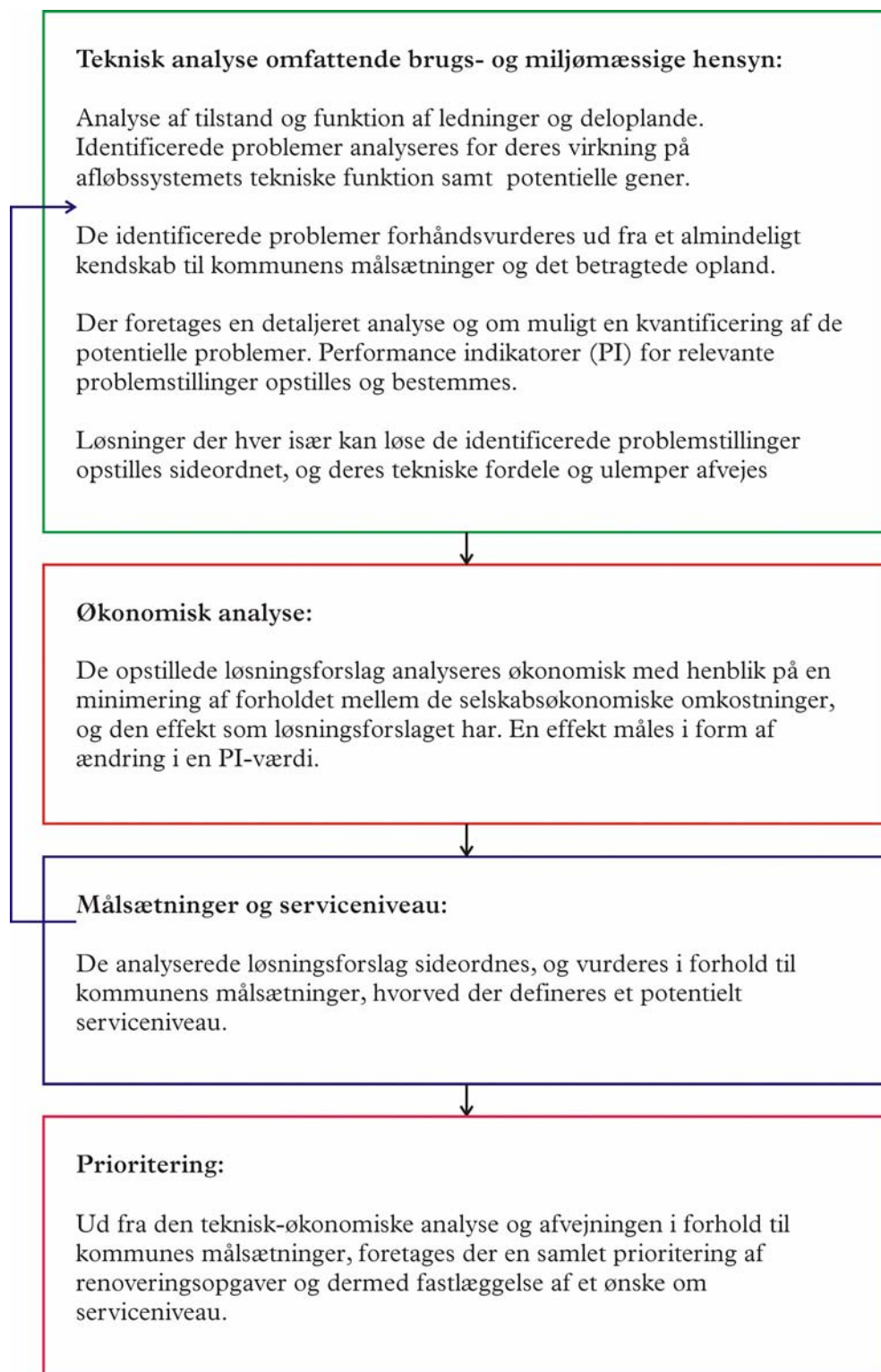
Opfyldelsen af en given målsætning for reovering med udgangspunkt i afløbssystemets tekniske funktion overlejrtes til enhver tid af de økonomiske konsekvenser. Der præsenteres følgelig et værktøj til vurdering af det økonomiske perspektiv i form af en selskabsøkonomisk Cost-Effectiveness Analyse (CEA) af de tekniske løsningsforslag.

Resultatet af en CEA udgør et overskueligt grundlag for en teknisk prioritering af de enkelte saneringsprojekter eller løsningsalternativer. For det enkelte projekt måles "Cost" ved den annuierede nettoomkostning, mens "Effectiveness" måles ved ændring i udvalgte PI-værdier. Forholdet (ratioen) mellem "Cost" og "Effectiveness" indikerer, hvor omkostningseffektiv den betragtede investering er med henblik på det enkelte funktionskriterium. For at sammenligne forskellige projekter, rangordnes Cost-Effectiveness ratioen, og projektet med den bedste ratio favoriseres. Ved sammenligning af visse alternativer, er effekterne ikke sammenlignelige, og prioriteringen må foretages på kvalitativt grundlag.

Den mere "objektive" og systemafhængige indgangsvinkel til valg af en aktuel strategi for reovering, overlejrtes af ønsker og krav, der typisk vil være afledt af såvel lokale som samfundsmæssige forhold. Dermed fastlægges et "serviceniveau", der defineres i form af ønsker og behov, og som vil variere i tid og sted. De tekniske og økonomiske muligheder for en given kloakreovering bliver hermed filtreret gennem den enkelte kommunes sæt af målsætninger og strategier for slutteligt at ende i en samlet bæredygtig løsning. Metodikken giver med andre ord ikke faste teknisk-økonomiske løsninger til

en given problemstilling, men er åben for en aktiv medvirken af beslutningstageren.

I overensstemmelse med ovenstående bliver arbejdsgangen i renoveringsprocessen følgende:



Projektet fokuserer på at skaffe et helhedssyn på renoveringsprocessen og den samfundsmæssige indflydelse herpå. Afløbssystemets muligheder for at kunne tilpasse sig fremtidige – pt. ukendte – funktions- og miljøkrav er i denne sammenhæng et væsentligt hensyn. Til opfyldelse af dette formål behandles

en vifte af funktions- og miljøorienterede muligheder og økonomiske konsekvenser for kloakreivering, samt disses endelige prioritering med udgangspunkt i ønskede aktuelle servicemål og fleksibilitet.

Overordnet har projektet dermed til formål at etablere et grundlag for reivering og udbygning af et afløbsnet, som den enkelte kommune i praksis vil kunne forholde sig til. Anvendelsen af de udviklede metoder og strategier er sket med dette for øje og er vist gennem et større eksempel.

I rapporten er der lagt stor vægt på såvel en systematisering som en bevidstgørelse af de elementer og beslutningsveje, der indgår i den samlede proces i tilknytning til reivering af kommunernes afløbssystemer. Til yderligere illustration af den bagvedliggende tankegang er der givet eksempler på anvendelse, der belyser delelementer i arbejdsgangen for reiveringsprocessen.

Rapporten giver baggrund og procedure for, hvorledes tekniske, miljømæssige, økonomiske og servicereleerede aspekter kan inddrages i en reiveringsproces for et afløbssystem. Herved opnås en samlet optimal funktion indenfor systemets teknologiske levetid. Som en del af denne procedure gives endvidere forslag til, hvorledes detaljer i denne forbindelse inddrages, eksempelvis i form af valg af performance indikatorer (PI'er) for afløbssystemets funktion samt detaljer vedrørende den økonomiske analyse. Det er i denne forbindelse magtpåliggende at få præciseret, at disse detaljer ikke er mere fastlagte end at der fortsat er åbent for fortolkning og valg afledt af den enkelte brugers ønsker og behov.

Begrebet "levetid" er central ved enhver anlægs- eller reiveringsopgave for et afløbssystem. Kravet til denne opgave er i korthed udtrykt gennem en teknologisk levetid, der i bund og grund er bestemt af det til enhver tid ønskede serviceniveau. En lang fysisk levetid af et afløbssystem bliver derfor kun meningsfuld, såfremt vi har indbygget fleksibilitet, således at vi senere vil kunne tilføje ny teknologisk levetid og dermed udnytte den fysiske restlevetid.

Det vil være ønskeligt, om denne rapports metode vil blive benyttet i denne sammenhæng.



# Summary and conclusions

The purpose of this project is to contribute to the process of achieving “the best possible sewer system for the money available”. This task is undertaken by developing a methodology for sewer rehabilitation, taking into account a large number of criteria for technical operation, environmental impacts, economy and service level. It is considered important that such methodology is developed with due regard to sustainability, technological, environmental and economic principles, at the same time allowing consideration of local objectives and needs.

The project presents methods and strategies, which can be applied as decision support tools for renovation and development of the Danish sewer system. The starting point of the tool is the operational problems and environmental impacts resulting from poor operation, state and structure of the sewer system. The tool then addresses the economic consequences and puts them in relation to the local objectives and strategies for rehabilitation.

By means of a technical-objective tool, the problems in a sewer catchment area are identified and quantified. The sewer system is then analyzed with respect to conditions that may result in the need for rehabilitation. Potential problems originating from the network itself are discussed. The tool links problems and adverse effects with their technical origin. Quantifiable performance indicators (PI's) are defined for a broad range of issues. The performance indicators are quantified in terms of PI values that can be used to determine to which degree objectives are met.

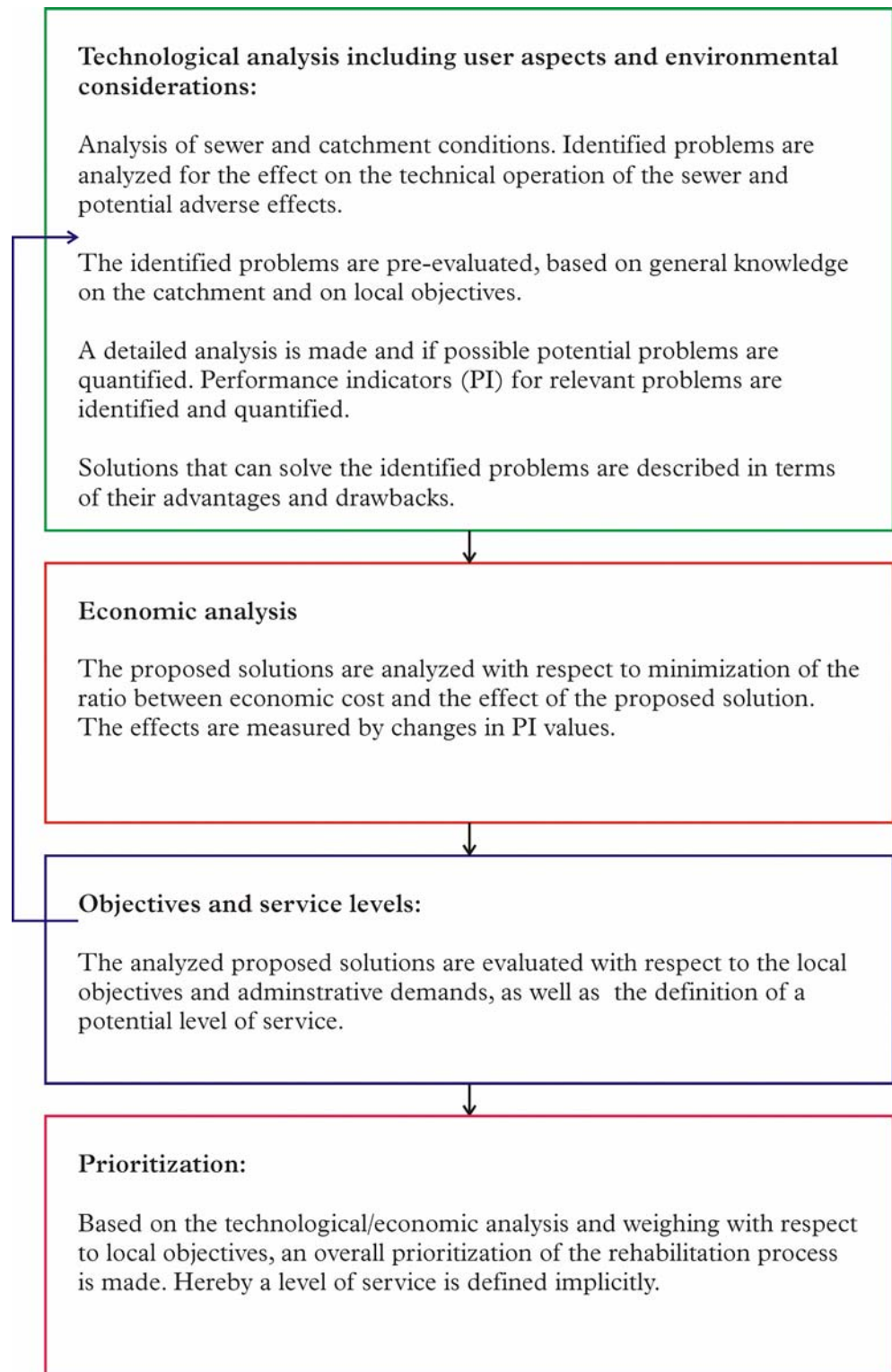
Meeting a certain objective for the technical operation of a sewer system is at any time overlayed by the economic consequence hereof. Consequently, a tool for evaluation of the economic perspectives of the technological rehabilitation solution, in terms of a Cost-Effectiveness Analysis (CEA), is presented.

The CEA establishes a sound basis for the technological prioritization of each rehabilitation project or solution method. For each project or solution the “Cost” is measured by the annuity of the net costs, and “Effectiveness” is measured by the change in selected PI's. The ratio between “Cost” and “Effectiveness” indicates how cost-effective an investment is with respect to selected performance indicators. To compare different projects or solutions, the cost-effectiveness ratios are ranked, and the best ratio is favoured. For some alternatives, the performance indicators are not comparable, and the prioritization must be done on a qualitative basis.

The “impartial” and system-depending approach for choosing a rehabilitation strategy is overlayed by objectives and demands originating from local and national interests. Thus, a service level is defined in terms of objectives and demands, which vary in time and space. The technical and economic possibilities for a rehabilitation project are hereby filtered through the objectives and strategies of each municipality, finally resulting in an overall and sustainable solution. In other words, the methodology does not result in a

fixed technological/economic solution of a problem, but paves the way for an active interaction with the decision maker.

In agreement with this, the procedure in the rehabilitation process is as follows:



Focus of the project is on the establishment of a holistic rehabilitation process, including socio-economic influences. In this context, the capability of the sewer system to adapt to future – and, at the time, unknown – aspects of operation and environmental impacts, is crucial. To meet this objective, a

broad spectrum of operational and environmental possibilities and economic consequences of sewer rehabilitation is addressed. Furthermore, the final prioritization, with starting point in the desired service level and flexibility of the system, is dealt with.

Overall, the project has the purpose of establishing a basis for rehabilitation and development of a sewer system, which a municipality in practice can operate. An example is given of application of the developed methods, with this purpose in mind.

Emphasis is on the systematization and awareness of elements and decision processes, which are part of the overall sewer rehabilitation process. To further illustrate the underlying ideas, examples are given that illustrate the use and importance of elements of the rehabilitation process.

The report provides the background for and the procedures with which technological, environmental, economical and service-related aspects can be included in the sewer rehabilitation process. Hereby, operation of the sewer within its service life time is optimized. As part of this procedure, proposals are given on how to include e.g. the choice of performance indicators (PI's) for the characterization of the sewer, as well as details regarding economic aspects. It is in this respect important to emphasize that the procedure is not rigid, but open for interpretation and choices according to the needs and objectives of individual users.

The concept of "lifetime" is central for any construction or rehabilitation work of the sewer system. Briefly stated, the requirement for this task is expressed through the technological lifetime, which, basically, is determined by the actual demand for a certain level of service. A long physical lifetime of a sewer system is therefore only meaningful when the system is based on flexibility. Hereby it becomes possible later to add technological lifetime, and, thus, make use of the residual physical lifetime.

It would be advisable to apply the method described in this report in this context.

# Definitioner

## **Afløbssystem**

Et afløbssystem defineres i dette projekt som summen af de tekniske installationer i form af ledninger, bygværker, indretninger på byoverfladen mv., der betinger, at byspildevand og regnvand kan opsamles og transporteres i det offentlige rum frem til renseanlæg eller anden form for afledning. Afløbssystemet omfatter dermed indretninger til regnvandets eventuelle håndtering i oplandet, men ikke installationer, der specifikt vedrører slutbehandling af spildevand på renseanlæg.

## **Annueringsmetoden**

En økonomisk analysemetode, hvor investeringer omregnes til annuiteter, som derved umiddelbart kan sammenlignes med årligt forekommende driftsudgifter og -indtægter resulterende i en samlet årlig omkostning ved en renoveringsproces. Det afløbssystem, som har lavest annuitet i forhold til effekten, er derfor omkostningsmæssigt mest attraktivt. En PI-værdi kan anvendes som mål for opnået effekt forudsat at dennes enhed er angivet på årsbasis.

## **Cost-Effectiveness Analyse (CEA)**

CEA er en økonomisk analyse af et teknisk løsningsforslag, som finder sted på et selskabsøkonomisk grundlag, idet "Cost" er den annuerede nettoomkostning ved løsningsforslaget og "Effectiveness" måles i form af summen af en række ændringer i værdierne for de valgte performance indikatorer. Et antal løsningsforslag til en kloakrenovering kan dermed rangordnes mht. omkostningseffektivitet.

## **Performance indikator (PI)**

En indikator, der kvantificerer graden af ønsket tilstand, funktion eller indretning (ydeevnen) for et afløbssystem og som dermed kan benyttes for at angive graden af ønsket opfyldelse af en given egenskab ved systemet. En PI-værdi er dermed det bestemmende bindeled mellem en teknisk-miljømæssig analyse og en økonomisk analyse. Som kvantificerbar størrelse (numerisk værdi) omfatter en PI-værdi derfor også en fysisk enhed, eksempelvis antal overløb per år, hyppigheden af terrænoversvømmelser eller indsvivet vandmængde per år.

## **Renoveringsproces**

En proces der kan iværksættes, når det opstillede serviceniveau for et afløbssystems tilstand, funktion og indretning ikke længere opfyldes i ønsket omfang. Sådanne manglende servicemål kan være af teknisk, miljømæssig eller økonomisk karakter eller de kan være fastlagte i form af lokalt opstillede målsætninger eller myndighedskrav.

## **Serviceniveau**

Et kvalitetsniveau for et afløbssystem i form af ønsket tilstand, funktion eller indretning, der kan omfatte aspekter af teknisk, miljømæssig og økonomisk karakter samt omfatte forhold, der er afledt af lokale ønsker og krav fra myndigheder. Et serviceniveau relaterer sig



til ledningsejeren, kloakforsyningens mandskab, brugerne af systemet eller det eksterne miljø. Et serviceniveau fastlægges ud fra en kvantificerbar (objektiv) CEA, der overlejres af en ikke-kvantificerbar del, som omfatter en (subjektiv) hensyntagen til ikke-målbare forhold. Et serviceniveau er underlagt variationer i både tid og sted. Som eksempel på serviceniveau kan nævnes, at der højest accepteres terrænoversvømmelse fx hvert 10 år eller at indsivning højest må udgøre fx 20% af den samlede vandmængde i afløbssystemet.

#### **Teknologisk levetid**

Den tidsperiode inden for hvilken et afløbssystem opfylder de krav og ønsker, der fremgår af de opstillede mål i form af et serviceniveau. Den teknologiske levetid er typisk betragtelig mindre end den rent fysiske levetid, der udelukkende omfatter konstruktions- og materialemæssige forhold.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

Det danske afløbssystem, der omfatter et ca. 50.000 km offentligt ledningsnet, renoveres og udbygges på årsbasis for ca. 1 mia. kr. Ud over denne anlægsinvestering anvendes betydelige ressourcer på driften heraf. Såvel anlæg som drift er brugerbetalt og administreres af de kommunale myndigheder og vidt forskellige målsætninger og kriterier for ønsket funktion lægges til grund for renovering og udbygning af nettet. Det foreliggende projekt tager dette forhold som udgangspunkt. På dette grundlag fokuseres på de forhold, som indgår i hele renoveringsprocessen, med det overordnede mål at optimere de anvendte ressourcer i dette stykke dansk infrastruktur.

Det er i udgangspunktet en udfordring, at et afløbssystem har en potentiel fysisk levetid (funktionsperiode) på måske 100 år eller mere, og at den tilhørende teknologiske udvikling og de samfundsmæssige krav til afløbssystemets funktion udvikler sig grundlæggende over måske blot 10 år. En lang funktionsperiode af et afløbsnet er af en lang række årsager naturligvis ønskelig; så meget desto mere er fremtidssikringen ved renovering heraf nødvendig. Det er ikke tilstrækkeligt, at et afløbssystem som sådant stadig er fysisk intakt, hvis det ikke lever op til dagens funktionskrav. Der er dermed behov for at skelne mellem fysisk og teknologisk levetid af et afløbssystem.

Der er behov for at betragte renovering af et kloaksystem i forhold til en øjeblikkelig investering og med en ønsket funktion (funktionsforbedring) her og nu. Ønsket om at tilgodese funktionen på lang sigt stiller krav til fleksibilitet i vor måde at renovere på. Der er derfor behov for at tydeliggøre målet med en renovering og systematisere den måde hvorpå selve renoveringsprocessen skal finde sted. I modsat fald bliver renovering af afløbsnettet en konserverende faktor, der vil lægge hindringer i vejen for den fremtidige håndtering af vandressourcen i vore byer.

Det aktuelle projekt har til formål at medvirke til processen "et bedre afløbssystem til en fornuftig pris" ved at udarbejde en metodik for renoveringen under hensyntagen til en bred vifte af kriterier for teknisk funktion, miljøpåvirkning, økonomi og serviceniveau. Det opfattes som vigtigt, at en sådan metodik er udarbejdet under grundig hensyntagen til tekniske, miljømæssige og økonomiske principper samtidigt med, at den er åben for lokale ønsker og behov. Flexibilitet ved valg af renoveringsløsninger bliver væsentlig – ikke mindst på grund af ændringer i samfundets krav til funktion.

## 1.2 Formål

Projektet har således til formål at udvikle og belyse metoder og strategier, der kan anvendes som beslutningsværktøjer ved renovering og udbygning af det danske afløbsnet. De nævnte beslutningsværktøjer tager udgangspunkt i kriterier, der kan grupperes som værende af enten driftsmæssig eller

miljømæssig karakter (den samlede tekniske funktion), og som afhængig af en række eksterne forhold skal opfyldes i samspil med økonomi og de aktuelle, lokale behov og samfundsmæssige krav.

Opfyldelsen af en given målsætning for renovering med udgangspunkt i afløbssystemets tekniske funktion overlejreres til enhver tid af de økonomiske konsekvenser. Den mere "objektive" og systemafhængige indgangsvinkel til valg af en aktuell strategi for renovering, overlejreres af ønsker og krav, der typisk vil være afledt af såvel lokale som samfundsmæssige forhold. Dermed fastlægges et "serviceniveau", der defineres i form af ønsker og behov, og som vil variere i tid og sted. De tekniske og økonomiske muligheder for en given kloakrenovering bliver hermed filtreret gennem den enkelte kommunes sæt af målsætninger for sluttelig at ende i en samlet bæredygtig og lokal ønskelig løsning. Metodikken giver med andre ord ikke faste teknisk-økonomiske løsninger til en given problemstilling, men er åben for en aktiv medvirken af beslutningstageren.

Der vil med projektet blive fokuseret på at skaffe et helhedssyn på renoveringsprocessen og den samfundsmæssige indflydelse herpå. Afløbssystemets muligheder for at kunne tilpasse sig fremtidige – pt. ukendte – funktions- og miljøkrav er i denne sammenhæng et væsentligt hensyn. Til opfyldelse af dette formål behandles en vifte af funktions- og miljøorienterede muligheder og økonomiske konsekvenser for kloakrenovering, samt disses endelige prioritering med udgangspunkt i ønskede aktuelle servicemål og fleksibilitet.

Overordnet har projektet dermed til formål at etablere et grundlag for renovering og udbygning af et afløbsnet, som den enkelte kommune i praksis vil kunne forholde sig til. Anvendelsen af de udviklede metoder og strategier er sket med dette for øje og er eksemplificeret gennem et større eksempel.

### 1.3 Metodik

Som nævnt i det foregående behandler projektet renoveringsprocessen for afløbsnet ud fra følgende 3 hovedhensyn:

- Den miljøtekniske funktion defineret under hensyntagen til de brugs- og omgivelsesmæssige gener, som forekommer i såvel afløbssystemet som i dets fysiske omgivelser
- De økonomiske konsekvenser af en række teknisk relevante muligheder for renovering
- Brugerønsker og fleksibilitet



Figur 1-1: Princip for analyse og prioritering af hovedhensynene ved en renoveringsproces.

Det er udgangspunktet, at de to førstnævnte hensyn kan operationaliseres i forhold til en række eksternt givne forudsætninger. Efterfølgende er det opfyldelsen af en række lokale og brugerrelaterede ønsker – et politiske valg –

som på et miljøteknisk-økonomisk sundt grundlag vil bestemme, hvorledes renoveringen skal gennemføres. Hele strategien for behandling af en renoveringsproces kan derfor illustreres gennem Figur 1-1, der mere detaljeret vil blive kommenteret i Kapitel 2.

Det er med den skitserede metodik projektets overordnede mål at give både teknikere og beslutningstagere i den kommunale sektor et værktøj, som kan benyttes ved valg af kloakrenovering for et konkret opland på et systematisk grundlag og under hensyntagen til forhold, som grundlæggende set ikke er sammenlignelige.

## 2 Opbygning af systemgennemgangen

### 2.1 Indledning

Afløbssystemet skal holdes i en sådan tilstand, at det opfylder ønsket funktion og ikke giver anledning til væsentlige gener for borgere, miljøet, driftspersonalet og ledningsejeren. For at forebygge gener, skal renoveringer af systemet sættes i værk før systemet svigter. Det ideelle afløbssystem skal ikke ses, lugtes, eller på anden vis forårsage gener. Afløbssystemets formål er at opsamle og flytte spildevand og regnvand fra kilde til renseanlæg og recipient samt at fungere i en integreret sammenhæng med disse omgivelser. Ligesom andre forsyningssystemer er afløbssystemet en skjult infrastruktur, som skal virke, uden at brugeren er opmærksom på, at systemet eksisterer. Så længe brugeren – individet såvel som samfundet – bliver betjent af systemet på ønsket vis og ikke bliver generet af dets drift, så længe må systemet siges at fungere tilfredsstillende.

Afløbssystemet kan medføre en række forskellige gener for individ og samfund. Hver især eller i kombination kan disse gener gøre renovering påkrævet. En væsentlig type af gener skabes, når afløbssystemet har utilstrækkelig evne til at opfylde sin grundlæggende funktion – altså at lede spildevand fra kilde til recipient og renseanlæg. Under tørvejr vil samfundet altid forvente at spildevandet kan bortledes, hvorimod man under regn accepterer, at vandet ikke altid kan bortledes i den takt regnen falder. Under såvel regn som tørvejr kan afløbssystemets drift føre til, at det eksterne miljø forringes enten direkte eller via forringede vilkår for den efterfølgende rensning af spildevandet.

Eksempelvis vil ringe hydraulisk kapacitet under regn kunne give anledning til hyppige aflastninger, med negativ påvirkning af recipienter til følge. Utætheder i systemet kan give anledning til ind- og udsivning, der igen påvirker recipienter og grundvand. Enkeltpersoner kan blive generet af forhold, der ikke nødvendigvis har betydning for det eksterne miljø eller systemets transportkapacitet, og utætheder kan føre til lokale lugtgener og skadedyrsproblemer. De mest udsatte enkeltpersoner er det driftspersonale, der arbejder med afløbssystemet, og arbejdsmiljøhensyn skal derfor medtages når renovering prioriteres.

Hvilke forhold der vejer tungest, er ikke givet på forhånd. Skal gentagne oversvømmelser af kældre eksempelvis veje tungere end forringet badevandskvalitet? Systemgennemgangen, der er præsenteret i nærværende rapport, skal ikke give svar på sådanne spørgsmål, men giver i stedet anvisninger på, hvordan en systematisk afvejning af sådanne usammenlignelige forhold kan opnås.

## 2.2 Eksempel på analyse af et renoveringsprojekt

Til illustrering af tankegangen bag metodikken, skitseres i det følgende et (tænkt) eksempel på håndteringen af et enkelt renoveringsprojekt:

Den miljøtekniske gennemgang af et afløbssystem har vist, at udløb fra en afskærende trykledning til en hovedkloak under en havnepromenade giver anledning til lugtgener, tæring af en nedstrøms beliggende betonledning og af et nedstrøms beliggende overløbsbygværk. Inspektion har vist, at tæringen foregår med en rate på omkring 1 mm betonoverflade per år, og at der jævnlige er kloaklugt i området.

Den fysiske "uhensigtsmæssige" tekniske tilstand (Tabel 2-1, side 29) i denne sammenhæng relaterer sig til selve trykledningen, idet trykledninger af en vis længde altid vil have potentiale for denne type problemer. Den direkte virkning (Tabel 2-2, side 29) på afløbssystemet er frigivelse af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer til kloakatmosfæren. De afledte virkninger og affødte gener (Tabel 2-3, side 29) er svovlbrintekorrosion af betonen, samt at svovlbrinte og andre ildelugtende gasser ventileres ud til byens atmosfære. Det er på alle disse tre fronter, at løsninger kan sættes ind.

Løsningsmulighederne kan opdeles i tiltag, der forhindrer såvel svovlbrinte- som lugtdannelsen, tiltag der fjerner svovlbrinte (men ikke nødvendigvis lugt), og tiltag der mindsker de problematiske konsekvenser af tilstedeværelsen af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer.

Ses problemet i sammenhæng med kommunens målsætning om at undgå lugtgener samt at have et godt arbejdsmiljø for driftspersonalet, er det dog umiddelbart klart, at tilstedeværelse af det giftige stof svovlbrinte ikke på nogen måde kan accepteres, hvorfor tiltag der blot hindrer korrosion (fx anvendelse af plastmaterialer), ikke kommer på tale. Af tilsvarende årsager er eksempelvis fældning af svovlbrinte med jernsulfat – hvorved lugtproblemer ikke fjernes – heller ikke relevant at tage i betragtning. Tilbage er dermed kun de løsningsmuligheder, der forhindrer dannelsen af såvel svovlbrinte som andre ildelugtende gasser. Af disse løsningsmuligheder ønskes anvendt en metode, der med stor sikkerhed og til enhver tid forhindrer dannelsen af de problematiske stoffer, idet selv en sjælden frekvens af lugtgener eller svovlbrinte på havnepromenaden ikke kan accepteres af politiske årsager.

Der identificeres på denne baggrund følgende mulige tekniske løsninger:

- Tilsætning af nitrat til trykledningen. Denne metode giver meget stor sikkerhed for at undgå dannelse af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer.
- Tilsætning af luft eller ren ilt til trykledningen. For relativt korte ledninger giver denne metode god sikkerhed for, at undgå dannelse af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer. Afhængig af ledningens udformning vil denne løsning dog give anledning til energitab i trykledningen, og dermed kræve større pumper og større energiforbrug ved pumpning af spildevandet.
- Fjernelse af biofilm ved mekanisk afrivning med "rensegris". Denne metode mindsker dannelse af svovlbrinte og andre ildelugtende stoffer på kort sigt, men en vis dannelse kan ikke undgås. For at få en rimelig effekt, skal der derfor periodevis sendes en rensegris gennem ledningen, typisk med en lille uges mellemrum.

Den økonomiske vurdering af disse tre metoder tager udgangspunkt i situationen før renovering. Gøres der intet ved problemstillingen, får ledningen en kortere levetid, og dermed en kortere afskrivningsperiode. Ud fra raten af nedbrydning kan den fysiske restlevetid estimeres. Derudover må der tales gener i form af lugt og arbejdsmiljøproblemer, der ikke umiddelbart kan prissættes.

Vælges at etablere en anordning til at sende en rensegris gennem ledningen, begrænses den tekniske løsning af problemstillingen derfor til mekanisk afrivning af biofilm. Der opstår ved denne løsning ikke yderligere anlægsomkostninger i forhold til de andre løsningsstrategier. På driftsomkostningssiden skal der påregnes, at ledningen hyppigt skal renses. Fysisk afrivning af biofilm er ikke ligeså effektiv som de andre tiltag, og der må fortsat forventes en nedsat levetid af nedstrøms bygværker og ledninger. Endvidere må der påregnes en vis risiko for arbejdsmiljø- og lugtproblemer.

Ved tilsætning af luft, medgår der anlægsudgifter til etablering af en kompressor, der pumper luft ind i ledningen, og der medgår driftsomkostninger til at efterse og vedligeholde kompressoren. Endvidere er der strømforbrug til drift af kompressoren og et øget strømforbrug til pumpning af spildevandet, da luft i en trykledning giver anledning til energitab i ledningen. Hverken denne metode eller anvendelsen af ren ilt bekæmper generne lige så sikkert som tilsætning af nitrat, og visse ledningsudformninger er mindre velegnet til tilsætning af luft eller ren ilt. Afhængig af trykledningens udformning kan der dermed fortsat være tale om nogen risiko for lugt- og arbejdsmiljøproblemer samt muligvis en lidt nedsat levetid af systemet.

Tilsætning af nitrat kræver anlæg af doseringsudstyr og lagertank, og på driftssiden opstår der udgifter til vedligehold af udstyret samt køb af tilsætningskemikalier. Af de tre metoder, har denne den sikreste effekt, og der kan påregnes fuld levetid af de efterfølgende anlægsdele samt eliminering af risiko for lugt- og arbejdsmiljøproblemer.

Kommunens konkrete økonomiske vurdering af omkostningerne ved de tre løsningsmetoder viser, at for anlægsomkostningernes vedkomne er mekanisk afrivning af biofilm billigst, tilsætning af luft og ren ilt lidt dyrere, og tilsætning af nitrat dyrest. På driftsomkostningssiden er tilsætning af luft billigst, afrivning af biofilm koster arbejdstid, anvendelsen af ren ilt kræver indkøb heraf eller alternativt udstyr til iltproduktion og nitrattilsætning koster indkøb af nitrat. Levetiden af anlægget bliver kortest ved mekanisk afrivning og længst ved nitrattilsætning. Ved luft- eller ilttilsætning bliver levetiden dog ikke meget kortere end ved nitrattilsætning.

Inddrages alle økonomiske forhold – altså anlægsudgifter, driftsudgifter og fysisk restlevetid – viser det sig billigst at tilsætte luft, mens tilsætning af nitrat er dyrest. Ikke desto mindre vælges den dyreste løsning, idet kommunen har en høj prioritet af målsætningen om sikkerhed for et godt arbejdsmiljø og for at undgå lugtproblemer i den indre by.

En mere systematisk gennemgang af metodens anvendelse findes i kapitel 8.

## 2.3 Dataindsamling og -systematisering

Forud for enhver systemanalyse ligger indsamling og systematisering af data vedrørende systemets tilstand og drift. Informationerne forefindes på en række forskellige former, eksempelvis som resultater fra TV inspektion, driftspersonalets observationer, henvendelser fra brugere eller som resultater af modelberegninger.

Tilgængelighed og systematik af informationerne er en nødvendig forudsætning for planlægning og renovering af afløbssystemet. Data skal følgelig indsamles og systematiseres løbende. Til dette formål har den danskudviklede DAS database fundet bred anvendelse i Danmark. Databasen er under konstant udvikling og revision.

## 2.4 Metodens opbygning

Som skitseret i eksemplet i afsnit 2.2, er det første skridt i vurderingen af et renoveringsbehov en miljøteknisk gennemgang og analyse af afløbssystemet. Ved brug af teknisk-objektive værktøjer identificeres og kvantificeres først de problemer, der måtte være i et kloakopland. Herefter redegøres for mulige tekniske løsninger på problemerne. Efter den tekniske gennemgang vurderes løsningerne i økonomisk perspektiv, og der redegøres for anlægsinvesteringer, driftsomkostninger og funktionsperiode for det renoverede system. En sådan gennemført metodik vil efterfølgende give mulighed for en sammenlignende økonomisk vurdering af løsningsforslagene (Figur 2-1).

Kommuner har forskellige målsætninger for deres afløbssystem. Fra politisk hold sker der en vægtning af forhold, der forskyder den forudgående tekniske og økonomiske vægtning af problemer og løsningsmuligheder. Det må forventes, at en sådan vægtning er velovervejet og derfor også formuleret i kommunens kloakfornyelsesplan. Det er med udgangspunkt i de således definerede målsætninger for kommunen, at den endelige prioritering af renoveringsopgaverne skal foregå (Figur 2-1).

### 2.4.1 Miljøteknisk analyse af afløbssystemets funktion

Det første trin i systemgennemgangen er en miljøteknisk analyse af afløbssystemets funktion for forhold, der kan føre til et behov for renovering eller nyanlæg (Figur 2-1). I analysefasen foretages der en rent miljøteknisk kvantificering af disse forhold. Afløbssystemet bliver i denne fase opdelt i renoveringsprojekter, der analyseres hver for sig.

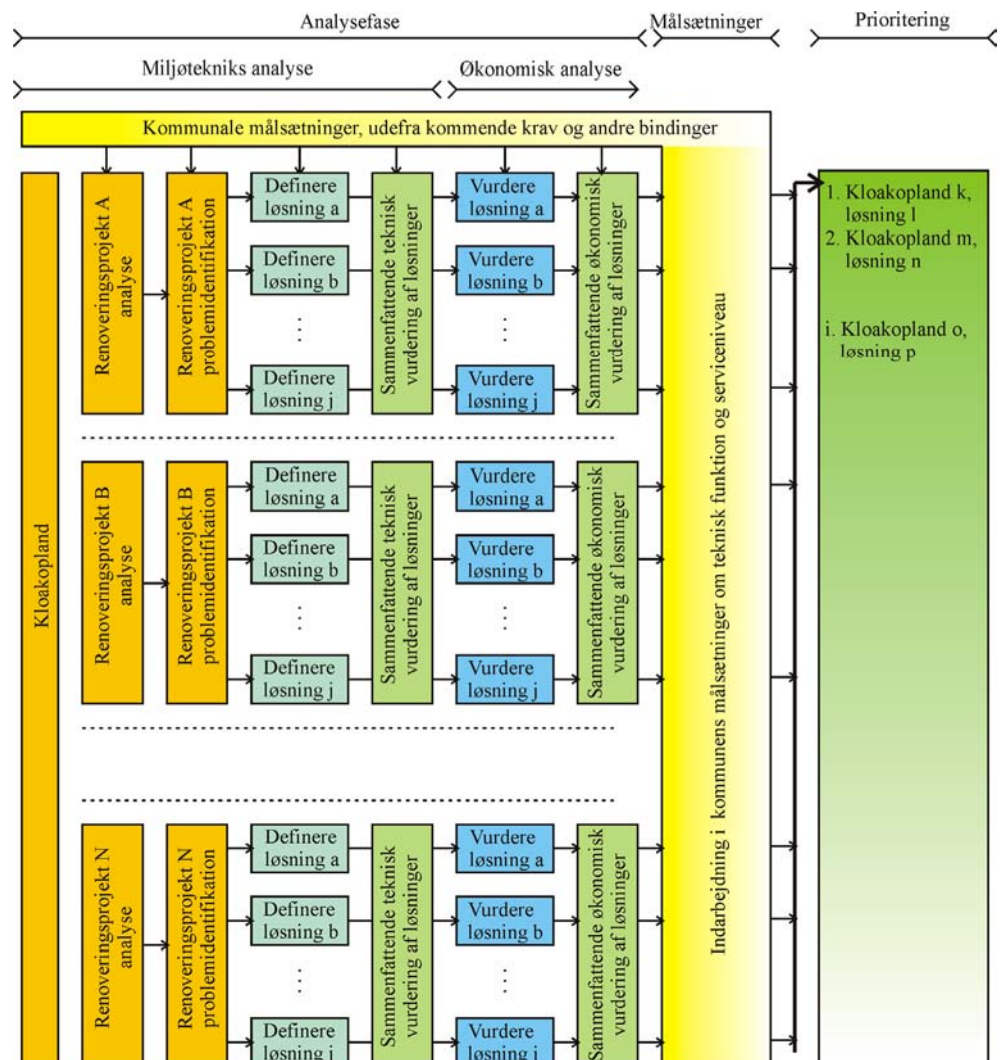
I den miljøtekniske analyse søges der sat absolutte værdier på specifikke problemstillinger. Eksempelvis søges det bestemt hvor hyppigt der sker oversvømmelser af en byoverflade, hvilken mængde af bakterier systemets overløbsbygværker udleder eller hvor meget spildevand der siver ud af afløbssystemet. Til dette formål giver nærværende vejledning detaljerede forslag til, hvilke tekniske og miljømæssige forhold der bør vurderes, samt hvilke værktøjer der kan bruges hertil (Kapitel 3).

På baggrund af analysefasens miljøtekniske del vurderes det, om det enkelte forhold udgør et problem. Altså eksempelvis om hyppigheden af oversvømmelser af byoverflader er uacceptabel, om bakterieudledningen fra overløbsbygværker er væsentlig i forhold til badevandskvaliteten, eller om det



udsivende spildevand er en trussel for grundvandskvaliteten. I denne vurdering kan det være påkrævet at inddrage andre aspekter end de strengt miljøtekniske. Hvis der for eksempel ønskes foretaget en detaljeret vurdering af, om overløbenes bidrag til forringelsen af badevandskvaliteten er acceptabel eller ej, er det nødvendigt at identificere og kvantificere samtlige kilder til bakterier i badevand, samt transport og omsætning af disse i recipienten. Nærværende rapport giver forslag til, hvordan en sådan vurdering af problemernes væsentlighed kan opnås (Kapitel 3).

De kommunale målsætninger, udfra kommende bindinger i form af eksempelvis myndighedskrav og andre bindinger, inddrages løbende i analysefasen, og begrænser mængden af mulige løsninger for renoveringsprojekter. Der kan være tale om en lang række forskellige bindinger, eksempelvis at en ledningsejer på forhånd har besluttet at benytte bestemte materialer eller teknologier i givne renoveringssammenhænge, at myndighederne stiller krav til omfanget af regnbetingede udledninger, eller at der ingen grundvandsinteresser er i et område.



Figur 2-1: Princip for analyse og prioritering af renoveringsopgaver.

#### *2.4.1.1 Udarbejdelse af løsningsforslag*

Den miljøtekniske gennemgang af kloakoplandene resulterer i et sæt tekniske løsningsforslag, der hver især, helt eller delvist, kan afhjælpe de identificerede problemstillinger. Løsningsmulighederne omfatter:

- Ændrede driftsrutiner (eksempelvis spuling, bortfræsning af rødder, svovlbrintebekæmpelse)
- No-dig renoveringsmetoder
- Nyetablering af ledninger (opgravning)
- Renoveringsfri tiltag (eksempelvis lokal håndtering af regnvand, ændringer af spildevandsplanen og frivillige aftaler)

Der eksisterer en række forskellige teknologier, der kan løse de problemer, der optræder i et afløbssystem. Ikke alle teknologier afhjælper alle problemtyper, men har til gengæld andre fordele. Eksempelvis afhjælper en strømpeforing et indsvinningsproblem, men ikke et kapacitetsproblem. På den anden side er der under anlægsfasen færre gener ved strømpeforing end ved eksempelvis opgravning. I denne fase, identificeres de realistiske løsningsmuligheder, og der redegøres for hvordan og i hvilket omfang den enkelte løsningsmetode kan afhjælpe de identificerede problemer. Løsningernes tekniske fordele og ulemper i forhold til den konkrete renoveringsopgave vurderes, sammenlignes og sammenfattes.

Nærværende rapport diskuterer kort teknologier i forbindelse med kloakrenovering og hvilke problemer, de kan afhjælpe. Gennemgangen omfatter ikke nødvendigvis alle tænkelige muligheder, idet de konkrete teknologier er under konstant udvikling, og de enkelte firmaers specifikke leverancer ikke vurderes. I stedet henvises til branchens og entreprenørernes informationsmateriale.

#### *2.4.1.2 Kvantificering af effekten af renovering – performance indikatorer*

Den miljøtekniske analyse omfatter – jævnfør Afsnit 2.4.1 – en kvantificering af de forhold, der kan føre til et behov for renovering. Denne kvantificering benyttes i nærværende projekt som mål for systemets funktion. Målestørrelsen for funktion kaldes også performance indikator, efter den engelske betegnelse "Performance Indicator" (PI), altså en indikator for afløbssystemets funktion eller ydeevne.

PI er en teknisk-objektiv og fysisk målbar størrelse, der kan angives ved en numerisk værdi og som endvidere omfatter en enhed. Eksempelvis kan PI for grundvandsbelastning måles i procent af den samlede grundvandsdannelse og PI for udledning af næringssalte fra regnbetingede udledning, kan måles som kg næringssalt per år.

Performance indikatorer kan benyttes til et antal forskellige analyser. Ved identifikation af relevante PI'er er det vigtigt at holde sig de efterfølgende anvendelser for øje:

- PI som målestørrelse for en miljøteknisk prioritering af renoveringsprojekter
- PI som målestørrelse for effekt i en cost-effekt analyse
- PI som mål for serviceniveau

Benyttes PI'er til at prioritere renoveringsprojekter på et rent miljøteknisk grundlag eller til en cost-effekt analyse, hvor såvel tekniske som økonomiske konsekvenser af en renovering analyseres, er den absolutte størrelse af PI'erne

af underordnet betydning, og i stedet træffes beslutningerne på baggrund af den relative funktionsforbedring, der opnås gennem en renovering. Ønskes i stedet det absolutte serviceniveau målt, er det de absolutte PI-værdier, der er relevante. Ved såvel miljøteknisk prioritering som cost-effekt analyse, beregnes PI-værdier følgelig for såvel funktionen før renoveringstiltaget som for funktionen efter renoveringstiltaget, og den relative funktionsforbedring bestemmes.

I nærværende projekt afgrænses anvendelsen af PI'er til sidstnævnte forhold, og anvendelsen af PI'er som mål for serviceniveau behandles ikke.

#### 2.4.2 Økonomisk analyse af løsningsforslag

Når den miljøtekniske gennemgang er foretaget, kan løsningerne analyseres i økonomisk perspektiv, idet der undervejs udarbejdes estimater for anlægsinvesteringer, driftsomkostninger og levetiden for det renoverede system.

I den økonomiske analysefase kan de samfundsmæssige omkostninger tænkes inddraget, idet andre end anlægsejeren kan blive påført udgifter i forbindelse med en renovering. Eksempelvis kan butikker og virksomheder opleve en omsætningsnedgang, mens anlægsarbejdet står på, og færdslen kan blive forstyrret, således at virksomheder og samfundet får større transportomkostninger. Hensynet til øvrige samfundsmæssige aspekter ligger imidlertid udenfor ledningsejers ansvarsskema, hvorfor nærværende rapport tager udgangspunkt i en selskabsøkonomisk model.

Der anbefales dermed en selskabsøkonomisk Cost-Effectiveness Analyse (CEA) af de tekniske løsningsforslag. Resultatet af en Cost-Effectiveness Analyse udgør et overskueligt grundlag for en kombineret miljøteknisk og økonomisk prioritering af de enkelte saneringsprojekter eller løsningsalternativer.

I en CEA rangordnes alternativerne efter medgåede samlede omkostninger for at opnå en given effekt. Den opnåede effekt måles som PI'er identificeret ved den tekniske analyse. Bindeledet mellem den miljøtekniske analyse og den økonomiske analyse findes dermed i PI-værdierne. Generelt vælges det alternativ, som minimerer cost-effectiveness ratioen (C/E), hvilket indikerer, hvor meget det koster at opnå en defineret enhed af effekt. Hvis effekten er den samme for alle alternativer, rangordnes alene efter finansiell fordelagtighed af alternativerne.

En sådan gennemført metodik vil efterfølgende give mulighed for en sammenlignende økonomisk vurdering af løsningsforslagene

I evalueringen af de miljøtekniske løsningsforslag indgår dog typisk flere effekter, dvs. der rangordnes efter flere kriterier. CEA'en giver således flere rangordninger, som hver belyser løsningsforslagets grad af målopfyldelse i forhold til et givet kriterium. Beslutningstageren skal derfor forholde sig til flere forskellige rangordninger af det samlede udvalg af løsningsforslag.

### 2.4.3 Målsætninger og prioritering af renoveringsopgaver

I planlægningen af renoveringsopgaver og identifikationen af, hvilke renoveringsteknologier der ønskes benyttet, er det nødvendigt at foretage et valg mellem størrelser, der ikke – på et objektivt miljøteknisk eller økonomisk grundlag – kan vurderes indbyrdes. Det er nødvendigt at afveje, om eksempelvis en sikring af grundvandskvaliteten har højere prioritet end et godt arbejdsmiljø for de ansatte, eller om oversvømmelserne af fru Hansens kælder har højeste prioritet.

Ideelt set søges alle problemer og gener undgået ved rettidig renovering. Typisk står de økonomiske rammer sjældent mål med dette ideal, og der må prioriteres således, at de ”vigtigste” opgaver løses først, samt at der fås ”mest for pengene”. Hvilke problemstillinger, der er de vigtigste, og om det er vigtigere at afhjælpe få men alvorlige problemer frem for mange, men lettere problemer, er en lokalpolitisk beslutning og – i visse tilfælde – baseret på myndighedskrav, hvilket grundlæggende set også er politisk besluttet. For at opnå en konsistent og langsigtet renoveringsstrategi, er det nødvendigt at kommunen definerer og prioriterer de målsætninger, der ud over teknisk-økonomiske forhold ligger til grund for kommunens kloakrenovering. Af hensyn til den langsigtede strategi, bæredygtighed og sammenhæng i den enkelte kommunes renovering af sit afløbssystem, er det nødvendigt at prioriteringen er klart formuleret og ikke underkastet tilfældige beslutninger over kort tid. Det må derfor forventes, at kommunens prioriteringer ikke blot er kendt af kommunen, men vil være tilgængelig for eksempelvis rådgivere og entreprenører.

### 2.4.4 Brugerens anvendelse af metodikken

Analysen af afløbssystemets tilstand kan betragtes fra en række forskellige indgangsvinkler. Analysen kan tage udgangspunkt i gener for brugeren, gener for anlægsejeren, et konkret fysisk forhold i afløbssystemet eller en virkning af sådanne forhold på selve afløbssystemet. Analysen kan også tage udgangspunkt i et behov for at udvide kendskabet til systemets tilstand, således at kommunen gennem renoveringsplanlægning kan foregribe fremtidige gener.

Det er vigtigt at forstå, at denne analyse – det vil sige den systematiske tilgangsvinkel – er afgørende nødvendig for at gøre hele renoveringstiltaget meningsfuldt og ikke tilfældigt besluttet.

I mange tilfælde bliver et renoveringsbehov initieret af, at brugere ikke bliver serviceret på acceptabel vis. Eksempelvis kan der forekomme for hyppige oversvømmelser eller en uacceptabel badevandskvalitet. Renoveringsbehovet kan ligeledes initieres af, at fysiske forhold skaber driftsproblemer, for eksempel at der skal spules. I andre situationer er det mere indirekte forhold, der gør sig gældende, eksempelvis at udsivning ønskes minimeret af hensyn til et forsigtighedsprincip – altså at være på den sikre side med hensyn til potentiel grundvandsforurening fra utætte kloakker.

For at imødekomme de forskellige indgangsvinkler til analyse af afløbssystemets tilstand, indeholder nærværende rapport oversigter og beskrivelser af såvel

- den tekniske tilstand af afløbssystemet, dvs. fysiske uhensigtsmæssigheder i systemet (Tabel 2-1),

- deres direkte og afledte virkninger på afløbssystemet (Tabel 2-2), som de
- affødte gener som disse forårsager for brugere og ledningsejer (Tabel 2-3).

Under hvert punkt er der krydshenvisninger, således at det eksempelvis for en "virkning på afløbssystemet" er beskrevet hvilke fysiske årsager der kan være hertil samt hvilke gener det medfører.

Tabel 2-1: Tekniske tilstande der potentielt skaber u hensigtsmæssige funktioner i afløbssystemet.

Teknisk tilstand af afløbssystemet
<b>Dimensionering af regnafledning</b> (Afsnit 3.1.1)
Dimensionering af tørvejsafledning (Afsnit 3.1.2)
Selvrensningsevne (Afsnit 3.1.3)
<b>Lunker og bagfald</b> (Afsnit 3.1.4)
Udformning af ledninger, brønde og bygværker (Afsnit 3.1.5)
Aggressivt grund- og spildevand (abiotisk korrosion) (Afsnit 3.1.6)
Udløb fra trykledninger (Afsnit 3.1.7)
<b>Ledninger med stort fald samt styrt</b> (Afsnit 3.1.8)
Fysiske skader, deformitet og lignende (Afsnit 3.1.9)
Fællessystemers bassiner (Afsnit 3.1.10)
Fysiske fejl, fejlkoblinger, kortslutninger og lignende (Afsnit 3.1.11)
Udløb fra separatsystemer og overløbsbygværker (Afsnit 3.1.12)
<b>Manglende drift og vedligehold</b> (Afsnit 3.1.13)
Problematiske afledningsstrukturer (Afsnit 3.1.14)
<b>Dårlige adgangs- og arbejdsforhold</b> (Afsnit 3.1.15)

Tabel 2-2: U hensigtsmæssige tekniske funktioner af afløbssystemet

Teknisk funktion
<b>Hydraulisk kapacitet under regn</b> (Afsnit 3.2.1)
<b>Overløbshyppighed</b> (Afsnit 3.2.2)
<b>Hydraulisk kapacitet under tørvejr</b> (Afsnit 3.2.3)
<b>Sedimentaflejringer</b> (Afsnit 3.2.4)
Resuspension af sediment under regn (Afsnit 3.2.5)
<b>Resuspension af sediment ved daglige</b> maksimal vandføring (Afsnit 3.2.6)
Uvedkommende vand (Afsnit 3.2.7)
Materialetransport fra den omgivende jord ind i ledninger (Afsnit 3.2.8)
Udsivning (Afsnit 3.2.9)
Kemisk korrosion (Afsnit 3.2.10)
Svovlbrintedannelse (Afsnit 3.2.11)
Biologisk korrosion (Afsnit 3.2.12)
Lugdannelse (Afsnit 3.2.13)
Mekanisk erosion (Afsnit 3.2.14)
Rodindrængning (Afsnit 3.2.15)

Tabel 2-3: Gener der kan medføre et renoveringsbehov.

Problemer og gener affødt af drift af afløbssystemer
<b>Oversvømmelser af byoverflader og kældre</b> under regn (Afsnit 3.3.1)
Oversvømmelser af installationer under tørvejr (Afsnit 3.3.2)
Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø (Afsnit 3.3.3)

Badevandskvalitet (Afsnit 3.3.4)  
Vandløbskvalitet (Afsnit 3.3.5)  
**Grundvandskvalitet** (Afsnit **3.3.6**)  
Udledning af toksiske stoffer (Afsnit 3.3.7)  
Lugt (Afsnit 3.3.8)  
Arbejds miljø (Afsnit 3.3.9)  
Fysisk nedbrydning af afløbssystemet (Afsnit 3.3.10)  
Skadedyr (Afsnit 3.3.11)  
Æstetik ved regnbetingede udledninger (Afsnit 3.3.12)  
Driftsproblemer på renseanlæg (Afsnit 3.3.13)  
Drift og vedligehold (Afsnit 3.3.14)

---

# 3 Analyse af afløbssystemets tilstand, funktion og miljøpåvirkning

Et afløbssystem kan give anledning til gener og problemer for brugerne af systemet. Som brugere opfattes i denne sammenhæng både det enkelte individ, ledningsejeren og dennes ansatte samt det omgivende samfund og miljø. Hver især eller i kombination kan disse gener give anledning til et renoveringsbehov.

Tabel 3-1, Tabel 3-2 og Tabel 3-3 viser de væsentligste gener der opstår ved brug af afløbssystemet. Hver især kan generne forårsages af en række forskellige tekniske tilstande af afløbssystemet. Der er sjældent entydig sammenhæng mellem et generende forhold og et enkelt aspekt ved afløbssystemet. For eksempel kan afløbssystemet forårsage en forringet badevandskvalitet gennem regnbetingede overløb fra fællessystemer, udløb fra separate regnvandsledninger og udløb fra renseanlæg. Disse tre forhold kan igen hver især forårsages af en række forskellige omstændigheder. Således kan regnbetingede overløb skyldes, at der er for lille kapacitet i rørene, at der er store sedimentaflejringer, at der er rodindtrængning, osv. Ved gener for det eksterne miljø kommer hertil, at et observeret miljøproblem ofte har flere samtidige årsager, og at disse langt fra altid har noget at gøre med afløbssystemet, men skyldes helt andre forhold.

Tabel 3-1: De væsentligste gener i byerne for de tilsluttede ejendomme og den enkelte borger

---

Oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn
Oversvømmelser af installationer under tørvejr
Lugt
Skadedyr

---

Tabel 3-2: De væsentligste gener for det omgivende miljø

---

Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø
Badevandskvalitet
Vandløbskvalitet
Grundvandskvalitet
Udledning af toksiske stoffer
Æstetik ved regnbetingede udledninger

---

Tabel 3-3: De væsentligste gener for anlægsejer og driftspersonale

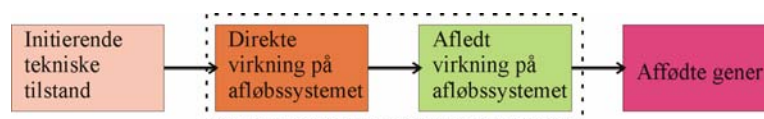
---

Arbejdsmiljø
Fysisk nedbrydning af afløbssystemet
Drift og vedligehold
Driftsproblemer på renseanlæg

---

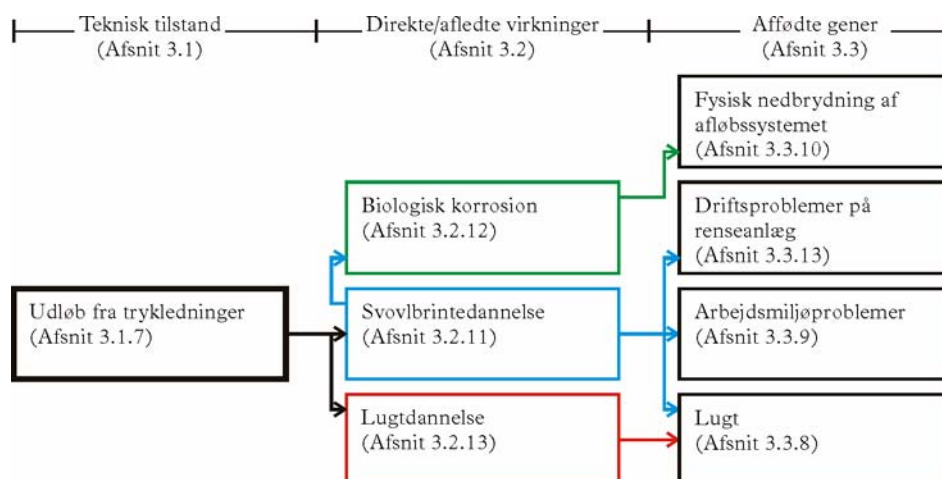
Nærværende rapport er udarbejdet for afløbsteknikere og tager derfor udgangspunkt i afløbssystemets tilstand. Tekniske tilstande som "utætheder",

"lunker", "faldforhold", osv. gennemgås som mulige fysiske årsager til et problem, der afføder et renoveringsbehov. Rapporten opbygges ud fra en forståelse af, at der er årsags-virknings sammenhæng mellem forskellige tekniske tilstande af afløbssystemet og de gener, som brugerne af systemet oplever (Figur 3-1).



Figur 3-1: Princippet for årsags-virknings sammenhænge mellem fysiske forhold i afløbssystemet og gener for brugerne.

I Figur 3-2 ses et eksempel på den årsags-virknings kæde, der er anvendt i eksemplet i Afsnit 2.2. Ikke alle affødte problemer er lige hyppigt forekommende, og for nogle oplande er visse af de affødte problemer irrelevante. For eksempel er badevandskvalitet selvsagt irrelevant, hvis der ingen badevandsinteresser er i forbindelse med udledning fra oplandet.



Figur 3-2: Eksempel på årsags-virknings sammenhænge: Effekterne af udløb fra trykledninger, jf. eksemplet i Afsnit 2.2.

De tekniske forhold ved et afløbssystem, der kan give gener er beskrevet i Afsnit 3.1, mens disse forholds virkning på afløbssystemets drift gennemgås i Afsnit 3.2. Effekterne heraf for brugerne i form af enkeltpersoner, ledningsejer, samfund og miljø diskuteres i Afsnit 3.3. For hvert forhold gives en beskrivelse af problemstillingen samt en metode til, hvordan problemets omfang kan vurderes og kvantificeres. Endvidere gennemgås årsags-virkningssammenhænge mellem fysiske forhold, disses virkning på systemernes drift og de affødte gener for brugerne.

### 3.1 Tekniske tilstande der forårsager gener

En række tekniske tilstande og karakteristika ved et afløbssystem kan føre til uheldsmæssig funktion. Disse kan entydigt defineres, men er i sig selv "problemfrie". Problemerne opstår først, når disse tilstande og karakteristika udløser en uheldsmæssig funktion, der derpå afføder et problem for eksempelvis brugere og anlægsejer. De væsentligste tekniske tilstande ved et afløbssystem, der kan medføre en negativ virkning på systemets funktion er angivet i **Tabel 2-1** (side 29).



I det følgende afsnit gennemgås de i Tabel 2-1 (side 29) nævnte tekniske tilstande ved afløbssystemet, hvilke gener de kan give anledning til, samt hvordan disse kan afhjælpes. Hvert underafsnit indeholder en gennemgang af:

- Generel præsentation af den tekniske tilstand
- Beskrivelse af hvilke problemer og gener denne tilstand vil kunne afføde
- Metodik(er) til kvantificering og vurdering af tilstanden

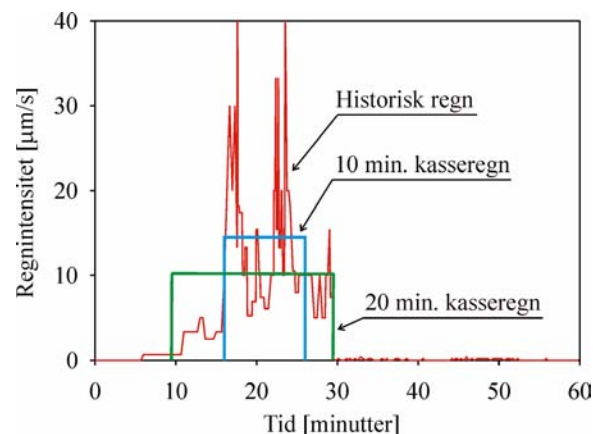
For hver teknisk tilstand gives endvidere en oversigt over, hvordan den kan forårsage virkninger på afløbssystemet og hvordan disse kan give anledning til gener for brugerne.

### 3.1.1 Dimensionering af regnafledning

Størrelsen af en ledning – eller mere korrekt formuleret, den kapacitet ledningen er blevet designet til at have – er en afgørende faktor i forbindelse med overløb fra fællessystemer samt opstuvning og derunder oversvømmelse af byoverflader. Dimensionering af afløbsledninger for regnafledning tager udgangspunkt i en erkendelse af, at regn forekommer ujævnt fordelt over tid, og at der med en given hyppighed vil forekomme hændelser med høj intensitet – de såkaldte ekstremregn.

Måling af ekstremregn har i Danmark systematisk været foretaget siden 1933, hvor de mest kendte og anvendte regnserier – Odense regnserien fra 1933 til 1979 og Gentofte regnserien fra 1933 til 1972 – op gennem sidste århundrede har fundet vid anvendelse ved dimensionering af afløbssystemer. Endvidere tog Spildevandskomitéen (SVK) under Dansk Ingeniørforening i 1979 initiativ til at etablere et landsdækkende net af målestationer, med det formål at bestemme korttids- og langtidsvariation i lokale regnserier. Resultat heraf blev, at der ved udgangen af 2003 fandtes i alt 75 SVK regnmålere fordelt i hele landet. Regnserier fra SVK regnmålersystemet er i dag ved at finde vid anvendelse og danner et nødvendigt supplement til Odense og Gentofte regnserierne fra midten af sidste århundrede (Spildevandskomitéen, 1999).

I dimensioneringsøjemed er fænomenet ekstremregn traditionelt blevet håndteret ved at bestemme middelintensiteten af hver regn for et udvalg af tidsintervaller (regnvarigheder) (Figur 3-3). Middelintensiteterne er herefter grupperet efter regnvarighederne de er bestemt for, og ved rangordning er de enkelte regns gentagelsesperiode bestemt (Linde et al., 2002).



Figur 3-3: Bestemmelse af 10 minutters og 20 minutters middelintensitet for en historisk regnhændelse til henholdsvis 14 µm/s og 10 µm/s.

Under anvendelse af de således bestemte regnintensiteter og regnvarigheder, en oplandsbeskrivelse samt enten den rationelle beregningsmetode eller tid-areal beregningsmetoden, er ledningsdimensionen for fuldtløbende rør fundet (Linde et al., 2002). Dimensioneringskriteriet har op gennem den anden halvdel af sidste århundrede typisk været, at en separat regnvandsledning højst må blive fuldtløbende for en regn med en gentagelsesperiode på ét år, mens en ledning i et fællessystem højst må blive fuldtløbende for en regn med en gentagelsesperiode på to år. Anden praksis for valg af dimensioneringskriterier har dog også fundet anvendelse.

Dimensioneringen af separate regnvandsledninger eller ledninger i fællessystemer har derfor kun knyttet sig indirekte til de gener, som afløbssystemets funktion måtte give anledning til. Det har været afløbsteknisk almindeligt accepteret, at kriterier for dimensionsgivende regn af ovenfor nævnte slags, erfaringsmæssigt fører til acceptable oversvømmelses- og overløbshyppigheder. Endvidere har det tidligere ikke beregningsteknisk været muligt at bestemme gentagelsesperioder for oversvømmelse og overløb.

Efterhånden som højtydende computere og beregningsprogrammer muliggør en mere detaljeret – og konceptuelt set mere rigtig – dimensioneringsmetode, er denne dimensioneringspraksis ved at undergå forandring. I dag er det almindelig praksis at dimensionere fællessystemer med henblik på antallet af overløb, aflastede volumener samt aflastede stofmængder, og myndighederne stiller i dag ofte krav til disse parametre.

Det har hidtil imidlertid ikke været almindelig praksis at dimensionere afløbssystemet ud fra oversvømmelshyppigheder, men med fremsættelse af DS/EN 752, omhandlende afløbssystemer uden for bygninger (Dansk Standard, 2000), er det blevet rekommanderet, at dimensionere afløbssystemer under hensyntagen til oversvømmelshyppigheder.

I dansk regi er dette arbejde blevet fulgt op af PH-Consult, DANVA og Spildevandskomitéen (PH-Consult, 2004), og en detaljeret anbefaling er blevet udarbejdet. Formålet med arbejdet har, med henblik på opstuvning og oversvømmelse været, at etablere grundlaget for en landsdækkende praksis for funktion af afløbssystemer under regn, således at der skabes en ensartet praksis for, hvilke krav der kan stilles i denne forbindelse.

I modsætning til tidligere dimensioneringspraksis anbefales det, at virkelige regnhændelser og gener lægges til grund for, om funktionskrav er opfyldt, og ikke blot en for simplicitetens skyld defineret kunstig hændelse (eksempelvis i form af en kasse- eller CDS-regn). Det anbefales at visse minimumskrav for opstuvning og oversvømmelse altid overholdes. Endvidere skal der tages højde for forholdet mellem omkostningerne ved de skadevoldende begivenheder, og udgifter til anlæg og ekstra drift, altså en cost-benefit analyse. En sådan analyse kan føre til, at der i følsomme områder vælges længere gentagelsesperioder og dermed sjældnere forekomst af oversvømmelser.

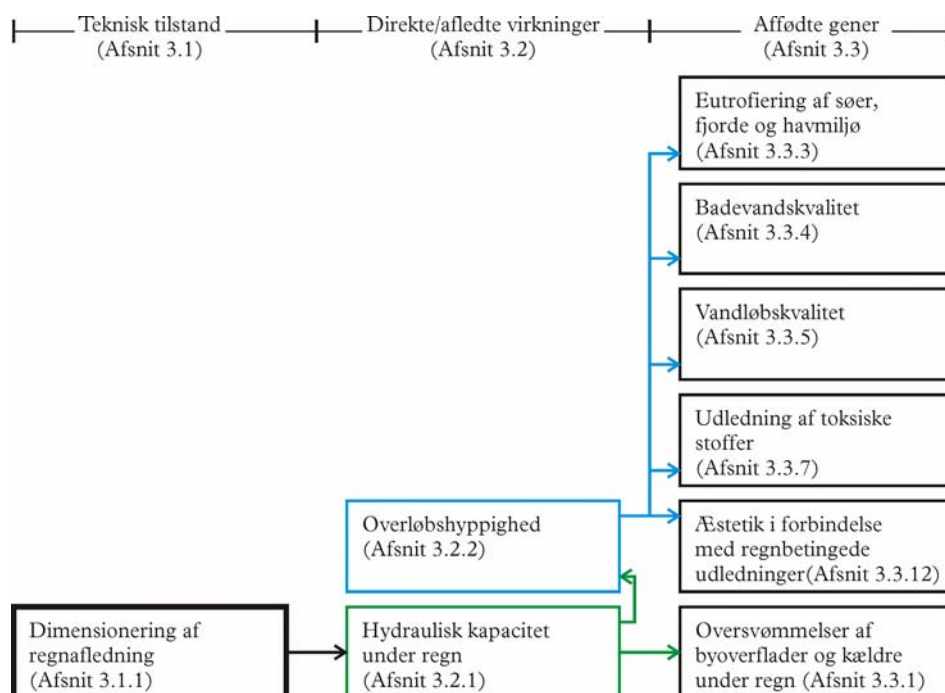
#### *3.1.1.1 Affødte problemer og gener*

De umiddelbare effekter der opstår på grund af for små ledningsdimensioner og dermed utilstrækkelig hydraulisk kapacitet er skitseret i Figur 3-4, og omfatter for høj oversvømmelshyppighed af kældre og byoverflader (Afsnit 3.3.1), samt for høj overløbshyppighed (Afsnit 3.2.2). Sidstnævnte bidrager igen potentielt til en række miljømæssige gener, så som eutrofiering (Afsnit

3.3.3), dårlig badevandskvalitet (Afsnit 3.3.4), nedsat biologisk kvalitet i vandløb (Afsnit 3.3.5), udledning af toksiske stoffer til vandmiljøet (Afsnit 3.3.7) og æstetiske gener på grund af synligt affald i recipienterne (Afsnit 3.3.12).

### 3.1.1.2 Kvantificering og vurdering

De direkte effekter i form af hyppigheden af fællessystemers aflastning under regn samt hyppigheden af oversvømmelse fra både separate regnvandsledninger og fra fællessystemer, kan i dag beregningsmæssigt bestemmes med god sikkerhed. Opmærksomheden skal dog rettes mod, at en god kvalitet af beregningsresultater forudsætter, at systemet der skal dimensioneres er velbeskrevet, og at modellerne der benyttes er velkalibrerede. På verdensplan eksisterer et antal beregningsprogrammer til dette formål, men i Danmark anvendes typisk de dansk producerede programmer MOUSE og SAMBA.



Figur 3-4: De væsentligste gener der kan optræde ved for små ledningsdimensioner for regnafledning.

Uddybende litteratur: PH-Consult (2004), Spildevandskomitéen (1999); Linde et al. (2002)

## 3.1.2 Dimensionering af tørvejsafledning

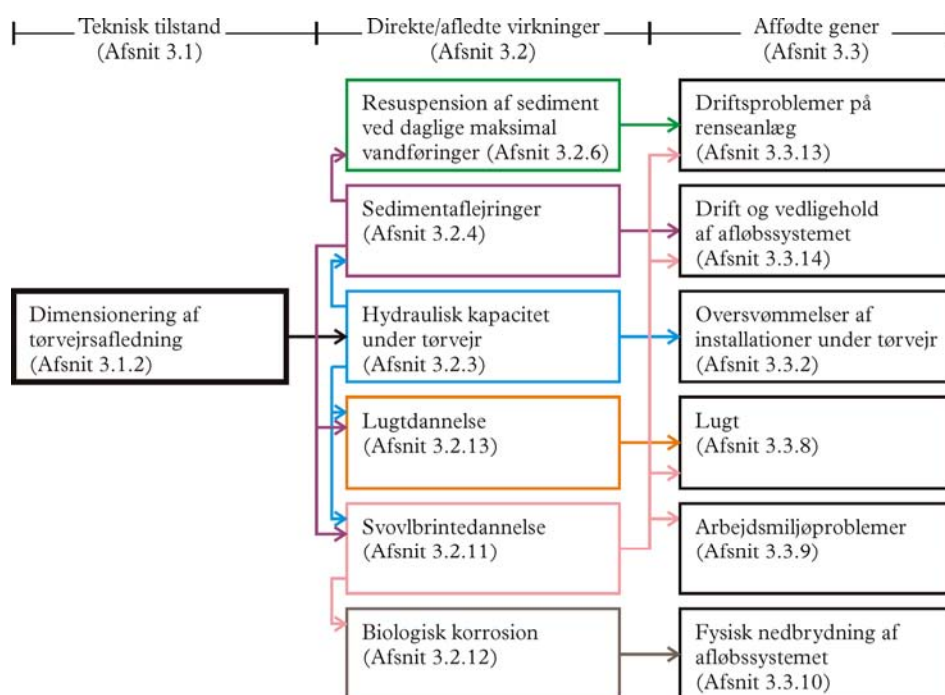
Som tommelfingerregel bliver separate spildevandssystemer dimensioneret således, at højst halvdelen af ledningens kapacitet er udnyttet ved maksimal tørvejsvandføring. I fællessystemer vil dette dimensioneringskrav typisk umiddelbart være opfyldt, idet der i fællessystemer også skal være kapacitet til det afstrømmende regnvand (overvand). I separatsystemers øvre del vil dimensioneringskravet ligeledes typisk være opfyldt, idet der ved dimensionering af systemet almindeligvis er blevet valgt ledningsdimension ud fra et ønske om en mindste diameter.

Hvor der med tiden er blevet koblet større kloakoplande på en eksisterende ledning, kan der dog i separatsystemer opstå problemer med ledningskapaciteten under tørvejr (Afsnit 3.2.3). Ligeledes kan infiltration og uvedkommende vand i separatsystemer medvirke til, at ledningskapaciteten bliver for lille (Afsnit 3.2.7).

### 3.1.2.1 Affødte problemer og gener

I yderste konsekvens kan ledningens kapacitet blive så ringe, at spildevandet ikke kan bortledes i den takt det tilføres. Den resulterende opstuvning af spildevand bagud i nettet, kan føre til oversvømmelse under tørvejr (Afsnit 3.3.2). Under danske forhold forekommer denne problemstilling dog formentlig kun sjældent.

Stuver spildevandet bagud i systemet falder den opstrøms vandhastighed og der bliver herved øget risiko for sedimentaflejring (Afsnit 3.2.4). En høj delfyldningsgrad af ledningen kan i princippet føre til, at spildevandet bliver iltfrit (anaerobt). Under anaerobe forhold dannes der svovlbrinte, der er giftigt, ildelugtende og som fører til korrosion af beton og metaller (Afsnit 3.2.11 og 3.2.12). Ligeledes vil der dannes andre ildelugtende forbindelser, der vil kunne føre til gener, når de frigives fra brønde og lignende (Afsnit 3.2.13). Under danske forhold forekommer såvel sedimentaflejringer på grund af opstuvninger som anaerobe forhold grundet for høj delfyldningsgrad kun sjældent.



Figur 3-5: De væsentligste gener der kan optræde ved utilstrækkelige ledningsdimensioner for tørvejrsafledning.

### 3.1.2.2 Kvantificering og vurdering

Den sikreste måde at kvantificere spildevandsflow, delfyldningsgrad og ledningskapacitet under tørvejr er ved måling eller visuel observation af vandstanden i ledningen. Tørvejrstrømning følger generelt en ganske fast rytme over døgnet, med spidsbelastninger på tidspunkter, der afhænger af aktiviteterne i oplandet og transportforholdene for spildevandet til observationsstedet. Er der eksempelvis tale om et opland med udelukkende beboelsesejendomme, vil spildevandsproduktionen være højest om morgenen

henholdsvis sidst på eftermiddagen / først på aftenen. På tilsvarende vis vil institutioner og industrier udlede spildevand med relativt faste rytmer. Det er derfor tilstrækkeligt med et begrænset antal målinger af vandstanden i de ledninger, der er under observation.

Alternativt til at udføre målinger på og observationer af ledningsnettet kan vandføring og delfyldningsgrad beregnes ud fra et kendskab til oplandet og brug af almindeligt kendte hydrauliske beregningsmetoder.

Selvom ledningen bliver fuldtløbende over kortere strækninger eller perioder, behøver dette ikke nødvendigvis at skabe gener for brugerne. Ikke desto mindre bør spildevandsledninger aldrig blive fuldtløbende, og der skal være en rimelig reservekapacitet i ledningen.

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002)

### 3.1.3 Selvrensningsevne

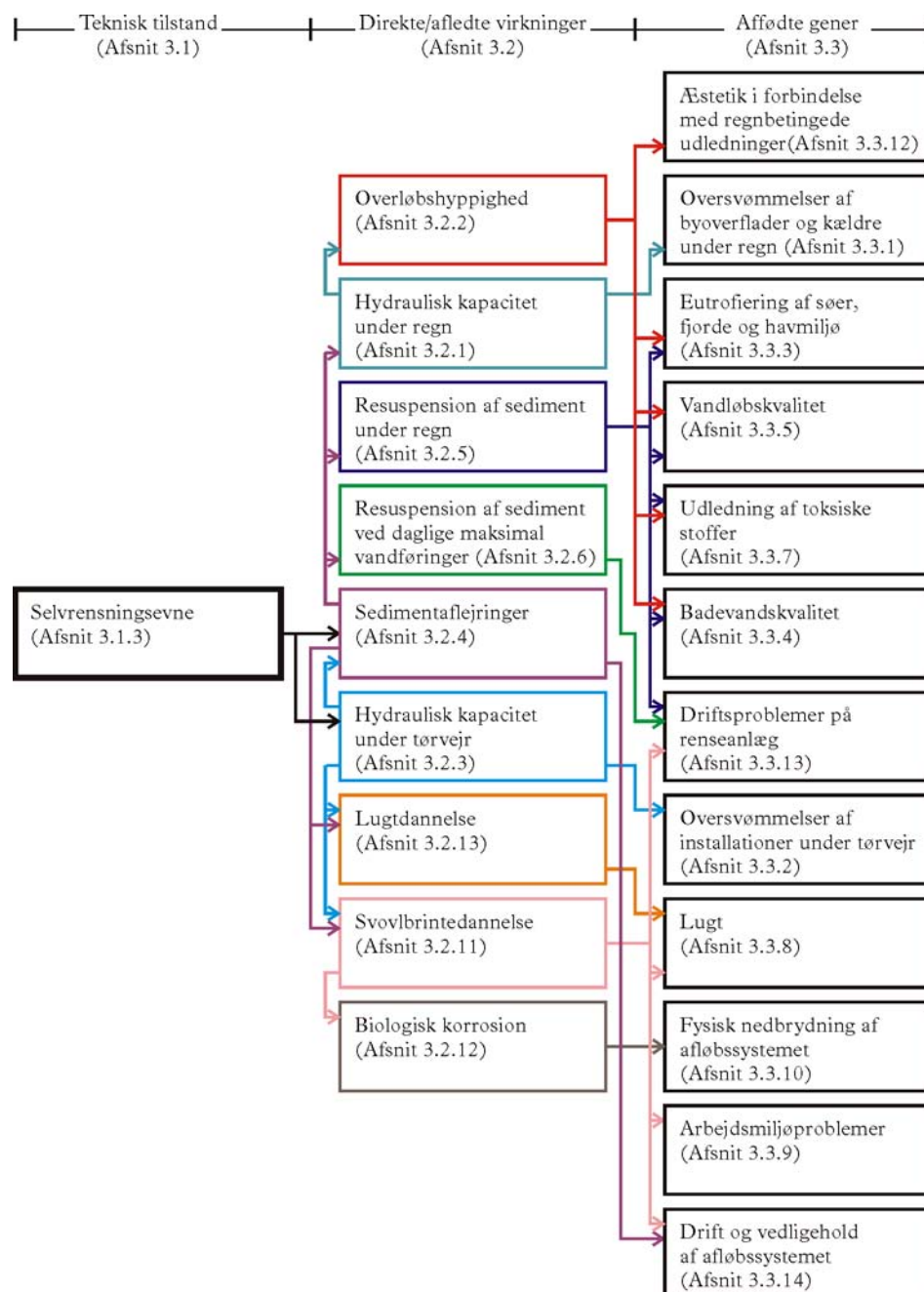
Ud over at være en medvirkende faktor i ledningens transportkapacitet (Afsnit 3.1.1 og 3.1.2), spiller ledningens fald en stor rolle i forbindelse med ledningens selvrensningsevne, altså om der forekommer væsentlige sedimentaflejringer eller ej. Sedimentaflejringer forårsages af, at vandstrømmen i ledningen ikke er tilstrækkelig til at flytte større og/eller tungere partikler i spildevandet i samme takt som de bliver tilført systemet. Selvrensningsevnen er afhængig af en kombination mellem ledningens fald, systemudformning, vandføring og egenskaberne af de partikler, der skal transporteres (Afsnit 3.2.4).

#### 3.1.3.1 Affødte problemer og gener

Generne i forbindelse med for lille ledningsfald er betingede af, hvilket system forholdet optræder i. Især i separate spildevandsledninger, vil sedimentaflejringer med højt organisk indhold kunne forårsage dannelse af ildelugtende stoffer (Afsnit 3.2.13) og svovlbrinte (Afsnit 3.2.11), der igen kan føre til lugtgener (Afsnit 3.3.8), arbejdsmiljøproblemer (Afsnit 3.3.9), driftsproblemer på renseanlæg (Afsnit 3.3.13) og fysisk nedbrydning af afløbssystemet (Afsnit 3.3.10). Sedimentaflejringer i fællessystemer med et større indhold af uorganisk materiale, vil kunne forårsage for ringe hydraulisk kapacitet under tørvejr (Afsnit 3.2.3) og herved føre til tilstopning og tilbagestuvning.

I separate regnvandsledninger vil sedimentet primært bestå af sand indeholdende små mængder organisk stof. Bliver aflejringerne store, kan der under regn forekomme en begrænsning af den hydrauliske kapacitet, der igen kan føre til terrænoversvømmelser.

I fællessystemer forekommer de største problemer og gener i forbindelse med sedimentaflejring i ledninger med for ringe fald. Ligesom for separate regnvandsledninger, knytter et af problemerne sig til mindsket hydraulisk kapacitet under regn (Afsnit 3.2.1), og der opstår problemer i relation til resuspension af aflejret materiale under en regnbegivenhed (Afsnit 3.2.5). Sidstnævnte fører i forbindelse med overløb til en række uønskede påvirkninger af recipienterne, så som eutrofiering og forringet vandløbskvalitet.



Figur 3-6: De væsentligste gener der kan optræde ved utilstrækkelige faldforhold.

### 3.1.3.2 Kvantificering og vurdering

Den sikreste måde at vurdere omfanget af sedimentaflejringer i en ledning på, er ved inspektion af den ikke spulede ledning eller ved vejning af opsamlet sediment efter spuling. Alternativt kan der foretages en beregningsmæssig vurdering af risiko og omfang af sedimentdannelse i ledningen (Afsnit 3.2.4).

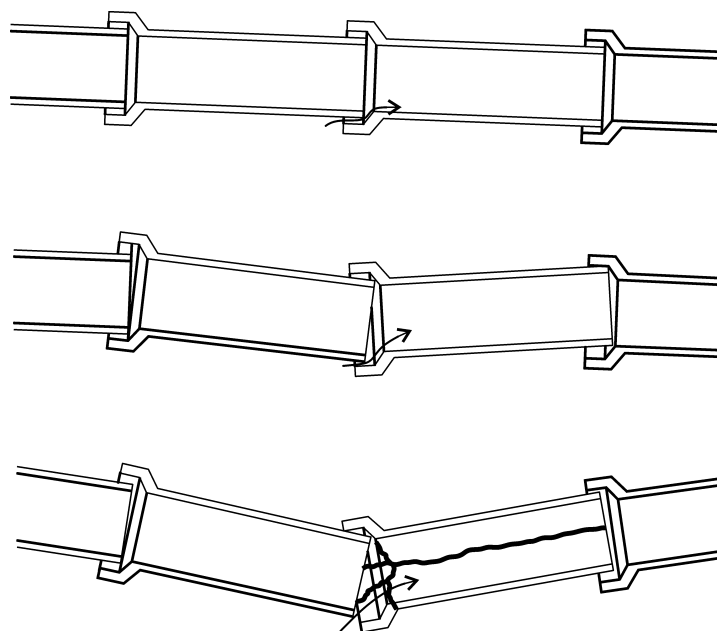
Uddybende litteratur: Linde et al. (2002); IWA (2004)

### 3.1.4 Lunker og bagfald

Lunker kan stamme fra dårlig udførelse i forbindelse med anlæg af ledningen, fra uensartede sætninger af jordbunden eller de kan være dannet ved at materialet under samlingerne vaskes bort af indsvivende vand (Figur 3-7 og

Afsnit 3.2.8). Lunker dannet ved sætninger eller indsvivende vand, vil i yderste konsekvens kunne medføre et sammenbrud af ledningen.

Bagfald opstår enten ved dårlig udførelse eller planlægning af afløbsledningen eller ved at der forekommer sætninger over større områder.



Figur 3-7 Dannelse af lunker som konsekvens af indsvivning (Miljøstyrelsen, 1992a)

#### 3.1.4.1 Affødte problemer og gener

Da vanddybden vil være større i lunkerne end på ledningsstræk med jævnt fald, vil vandhastigheden og dermed selvrensningsevnen blive reduceret, og der vil lettere kunne dannes sedimentaflejringer i lunkerne. Sedimentet vil forsøge at fylde lunkerne op, således at et jævnt fald af bundløbet bliver genetableret. Der vil herved opstå en indsnævring af rørtværsnittet (Figur 3-8) med en formindsket hydraulisk kapacitet til følge (Afsnit 3.2.3 og 3.2.1).



Figur 3-8 Sedimentaflejring i en lunker

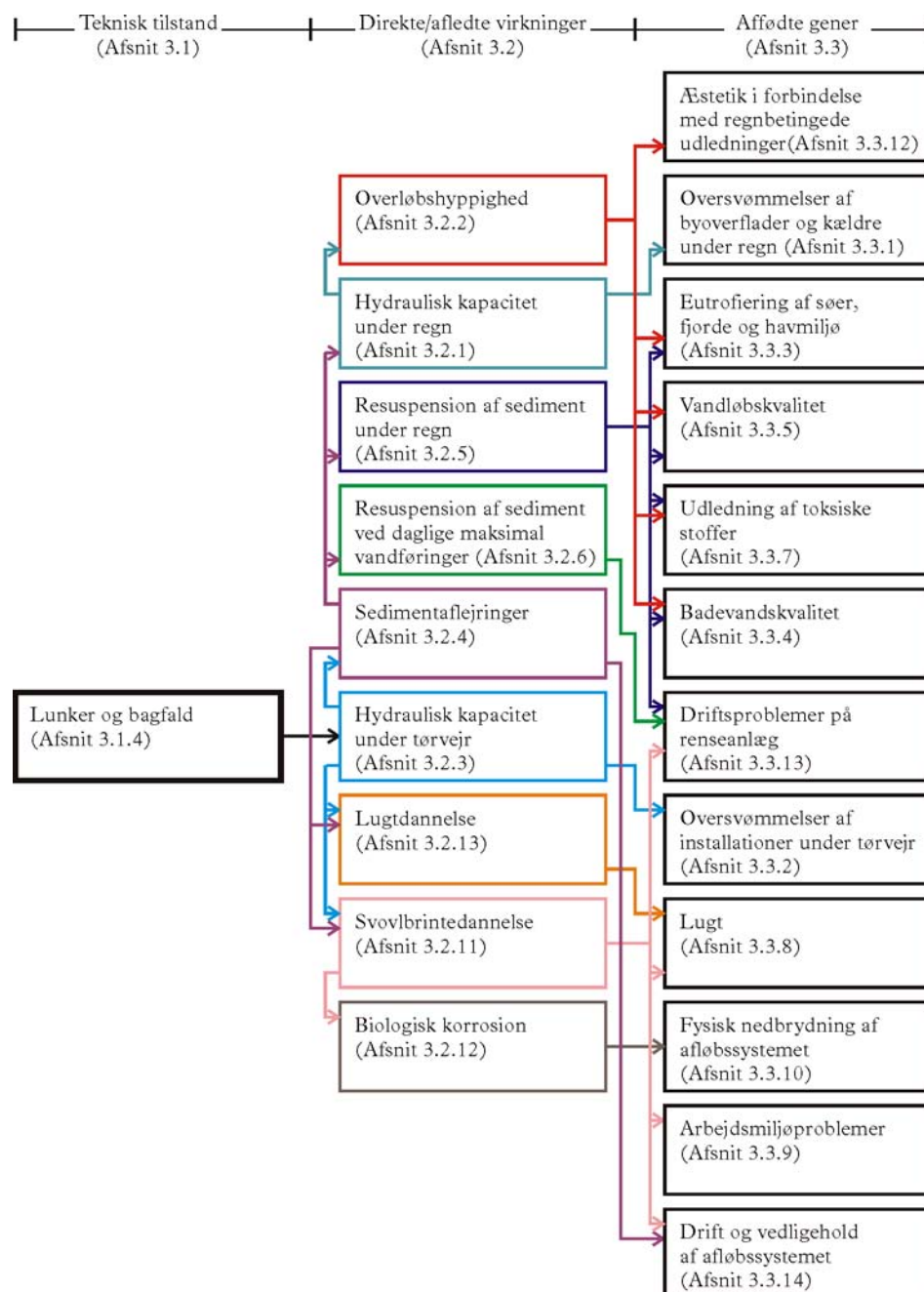
På samme vis som for lunker, medfører bagfald over kortere eller længere ledningstrækninger at vandhastigheden i ledningen bliver lav, og der vil være risiko for sedimentaflejring (Figur 3-9).



Figur 3-9 Sedimentaflejring i ved bagfald

Er ledningen en del af et fællessystem eller af et separat regnvandssystem, bliver det aflejrte sediment i større eller mindre omfang skyllet bort under regn. Det bortskyllede kloaksediment bliver bragt i suspension i vandfasen, og bidrager til belastning af recipienter fra overløb (Afsnit 3.3), samt til stødbelastning af renseanlæg i begyndelsen af regnhændelsen (det såkaldte "first flush" fænomen, Afsnit 3.2.5).





Figur 3-10: De væsentligste gener der kan optræde ved lunker og bagfald.

### 3.1.4.2 Kvantificering og vurdering

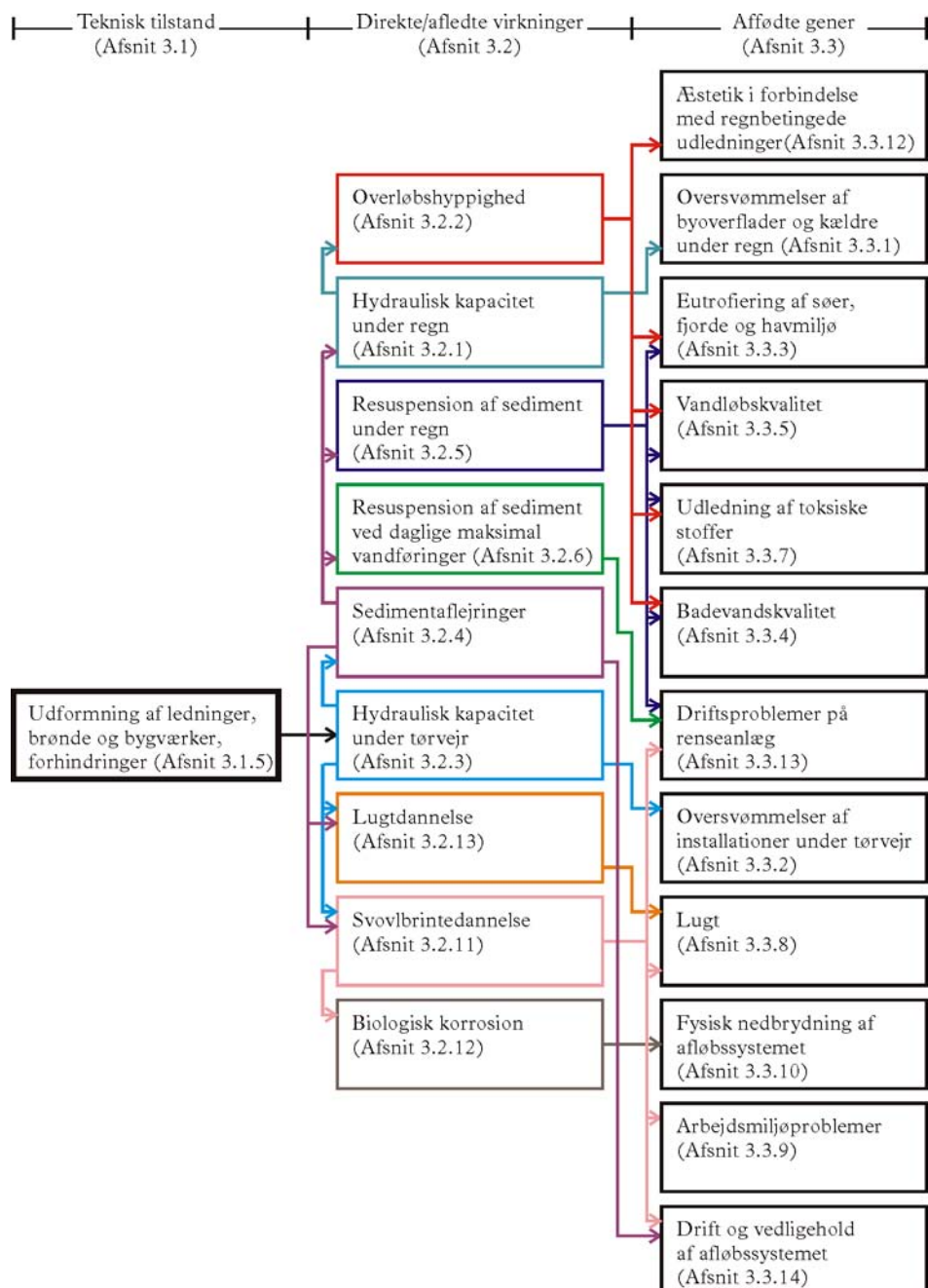
Vurdering af om en given lunke forårsager sedimentaflejring fås bedst ved inspektion af den uspulede ledning eller ved at veje sedimentet, der fjernes ved spuling. Især kan semi-permanente aflejringer identificeres på denne måde. Alternativt kan bundløbets fald vurderes og den aktuelle forskydningsspænding i lunken kan beregnes (Afsnit 3.2.4). Er forskydningsspændingen i lunken lille, kan der forventes sedimentaflejringer under tørvejr (Afsnit 3.1.3). En præcis bestemmelse af sedimentaflejringer omfang kan ikke opnås ved beregning alene, men kræver lokal inspektion af forholdene, hhv. en kalibrering af beregningsmetoden til det enkelte kloaksystem.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1992a); IWA (2004)



### 3.1.5 Udformning af ledninger, brønde og bygværker; forhindringer

Flaskehalse, gummiringe der hænger ind i ledningen og påhugning af stikledninger vil typisk stamme fra dårlig udførelse af anlægsarbejdet. Andre forhindringer opstår over tid. Eksempelvis kan store genstande danne forhindringer, der ikke, eller kun langsomt, føres med spildevandet. Sådanne genstande kan for eksempel være kommet ind i ledningen under anlægsarbejder eller ved kollaps af opstrøms beliggende ledningsdele. Sedimentaflejring i lunger og ved bagfald (Afsnit 3.1.4) samt rodindtrængning (Afsnit 3.2.15) fører ligeledes til forhindringer og reduktion af ledningstværsnit. Endvidere kan forhindringer opstå ved aflejring af fedt i rørsystemet.



Figur 3-11: De væsentligste gener der kan optræde ved flaskehalse og forhindringer.

#### *3.1.5.1 Affødte problemer og gener*

Reduktioner i rørtværsnit (flaskehalse), indstikkende ledninger, indhængende gummiringe, sedimentaflejringer i lunger, rødde, fedtaflejringer, o.l., fører til en lokal reduktion af ledningens hydrauliske kapacitet. Dette fører til en opstrøms opstuvning, der i fællesledninger og separate regnvandsledninger igen vil kunne føre til forøget oversvømmelseshyppighed (Afsnit 3.3.1) samt forøget overløbshyppighed (Afsnit 3.2.1 og 3.2.2) med de dertil hørende gener (Figur 3-5, side 36).

Forekommer forhindringen under tørvejrsvandspejlet i fællessystemer, vil der under tørvejr ske opstuvning opstrøms for forhindringen. Her vil vandhastigheden og dermed selvrensningsevnen falde og der vil være risiko for sedimentaflejringer. Under regn vil det dannede sediment i større eller mindre grad resuspenderes og medvirke til en forøget belastning af renseanlæg og recipienter (Afsnit 3.3).

Større genstande der transporteres med spildevandet vil kunne sætte sig fast ved forhindringer i ledningen, øge disses størrelse og til sidst føre til tilstopning af ledningen.

#### *3.1.5.2 Kvantificering og vurdering*

Er der tale om permanent reducerede rørdimensioner eller lignende, kan konsekvensen heraf på ledningskapaciteten kvantificeres og vurderes gennem modellering med hydrodynamiske modeller så som MOUSE. Er der tale om forhindringer, der er vanskeligere at vurdere størrelsen på (eksempelvis indstikkende ledninger, sedimentaflejringer eller rødde), bliver en konsekvensberegning ved hjælp af modellering tilsvarende mere usikker. Registrering af den virkelige opstuvning under regnhændelser kan udføres ved niveaumåling, men gennemføres sjældent.

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002)

### **3.1.6 Aggressivt grund- og spildevand (abiotisk korrosion)**

Korrosion af ledningsmaterialer kan opstå på grund af mikrobiel aktivitet (biotisk korrosion) eller være abiotisk og dermed forårsaget af kemiske egenskaber ved og sammensætningen af spildevand og grundvand (porevand). Biotisk korrosion er i praksis ensbetydende med svovlbrintekorrosion, og forekommer under danske forhold typisk i forbindelse med trykleddninger (Afsnit 3.1.7). I det følgende, samt i Afsnit 3.2.10, beskrives abiotisk korrosion, mens biotisk korrosion beskrives i Afsnit 3.2.12.

Visse lednings- og brøndmaterialer er i praksis mere udsat for abiotisk korrosion end andre. Plastmaterialer, glaseret tegl, o.l. er typisk holdbare overfor den slags korrosion, der forekommer i afløbssystemet, mens beton, cement og visse metaller er mindre holdbare. Der er lavet en lang række undersøgelser i forbindelse med betonprodukters korrosionsbestandighed i anvendelsessituationen, hvorimod tilsvarende undersøgelser er sparsomme, eller slet ikke findes, for andre ledningsmaterialer.

Cementpasta består hovedsageligt af ret tungtopløselige komponenter af calciumsilikathydrater og calciumsulfoaluminathydrater, samt af letopløseligt calciumhydroxid. Det omgivende porevand samt spildevandet i ledningen kan føre til, at disse komponenter nedbrydes på forskellig vis, med ændret karakter

og egenskaber af betonen til følge. De forskellige nedbrydningsmekanismer virker ofte samtidigt:

- Udvasningskorrosion
- Ionbyttekorrosion
- Syrekorrosion
- Sulfatangreb
- Basisk korrosion

For beton af dårlig kvalitet og ringe tæthed kan udvasningskorrosion på grund af porevandssammensætningen være et problem. Denne type korrosion er primært blevet konstateret for betonrør produceret frem til midten af 40'erne. I relation til porevand, er de andre korrosionstyper nok mulige, men formentlig kun sjældent forekommende.

Har betonen en høj kvalitet – altså en lav permeabilitet og et lavt vand/cement forhold –, vil nedbrydningen af betonbindemidlet begrænses til betonoverfladen. Under disse omstændigheder foregår porevandtætning nedbrydning almindeligvis så langsomt, at det ingen praktisk betydning har for betonens fysiske levetid.

De abiotiske nedbrydningsmekanismer kan også forårsages af spildevandet der transporteres i ledningen. Igen er det primært cementholdige ledningsmaterialer, så som beton, der er udsatte for angreb. For ledninger af god kvalitet og ved transport af almindeligt husholdningsspildevand, har spildevandet dog ikke nogen mærkbar nedbrydende virkning (se endvidere Afsnit 3.2.10).

Spildevand fra industrier kan i visse tilfælde være ganske aggressivt, og især syrekorrosion kan være et problem. For eksempel kan surt rengøringsvand virke stærkt nedbrydende på betonledninger og andre cementbaserede ledningstyper. Plastledninger er generelt bedre i stand til at modstå aggressivt spildevand.

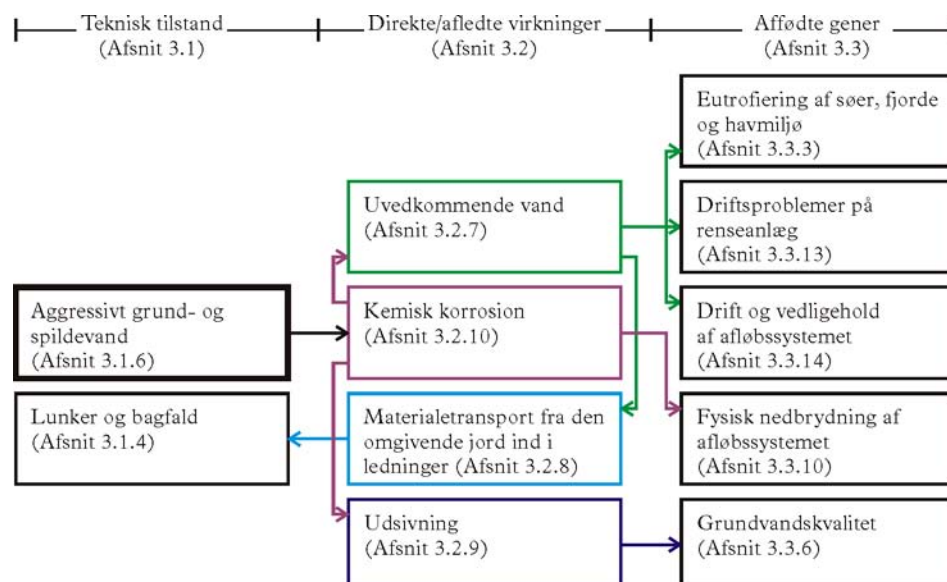
#### *3.1.6.1 Affødte problemer og gener*

Korrosion fører til gradvis nedbrydning og svækkelse af ledningsmaterialet. Herved bliver risikoen for sammenbrud ved belastninger forøget. Afhængig af jordbundstype kan en ledning dog være svært korroderet uden at ledningen nødvendigvis er faldet sammen. Eksempelvis kan en ledning, der har et bortkorroderet bundløb men ellers er intakt, fortsat bortlede spildevandet. En sådan ledning kan dog medføre andre problemer, så som indsvivning af grundvand, udsivning af spildevand og øget ruhed på grund af tilslagsmaterialernes fremkomst (Afsnit 3.2.7, 3.2.9 og 3.3.10).

#### *3.1.6.2 Kvantificering og vurdering*

TV-inspektion (Afsnit 5.4) giver mulighed for en kvalitativ vurdering af, om korrosion forekommer, samt hvor alvorlig den er. En egentlig kvantificering, eksempelvis i form af ledningsmaterialets reststyrke, kan dog ikke opnås ved denne metode. Kun ved opgravning og efterfølgende brudstyrkeanalyse kan sådan information opnås. En metode til kvalitativ vurdering af pore- og spildevands nedbrydende virkning på betonrør er givet i Afsnit 3.2.10.

Uddybende litteratur: Lapertis (1999)



Figur 3-12: De væsentligste gener der kan optræde ved aggressivt grund- og spildevand.

### 3.1.7 Udløb fra trykledninger

Organiske stof (COD) i spildevandet omsættes af bakterierne i spildevandet og rørets biofilm. Under tørvejr er iltforbruget i vandfasen typisk på 2-20 mgO<sub>2</sub>/(l h) og for biofilmen typisk på 50-500 mgO<sub>2</sub>/(m<sup>2</sup> h). Da der normalt er 1-4 mg/l ilt til stede i spildevand, bliver iltten i en nedstrøms liggende trykledning hurtigt opbrugt og spildevandet bliver iltfrit. Er der nitrat til stede, kan bakterierne dog benytte sig heraf i stedet for af ilt. Nitrat forekommer dog kun i meget små mængder i spildevand, og vil derfor ligeledes hurtigt blive opbrugt. Når der hverken er ilt eller nitrat til stede, betegnes systemet som værende anaerobt (septisk).

Under anaerobe forhold er der bakterier, der udfører gæringsprocesser (fermentering af spildevandets COD), hvorved der bl.a. dannes en række ildelugtende stoffer (flygtige organiske forbindelser, VOC). Andre bakteriearter omsætter COD ved at reducere sulfat, hvorved der dannes svovlbrinte. Bakteriearter der lever under anaerobe forhold er typisk langsomt voksende, og kan ikke nå at opformeres i spildevandet, men gror stort set kun i rørets biofilm eller i aflejret sediment.

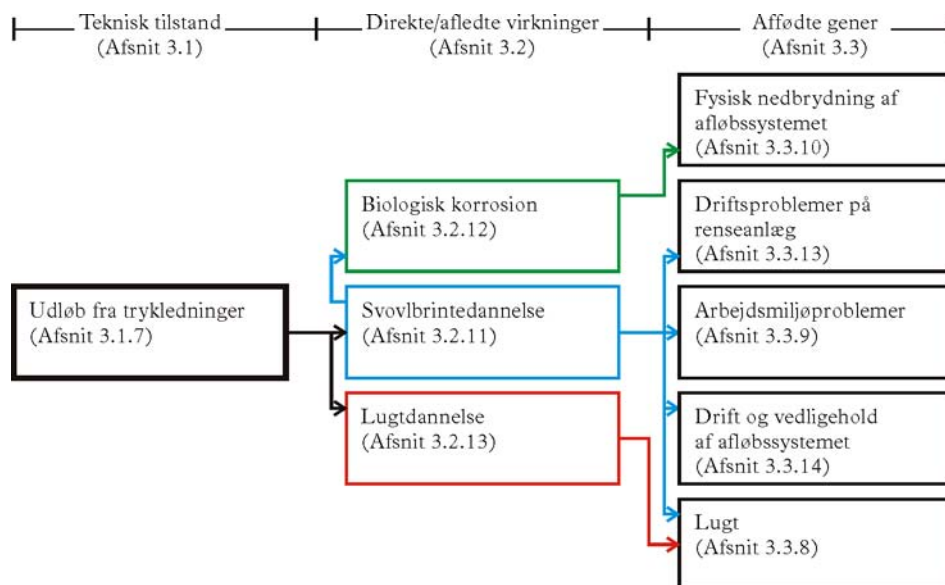
Trykledninger med en vis opholdstid af spildevandet vil have potentiale for at give lugt og svovlbrinte problemer på nedstrøms liggende strækninger. For almindeligt spildevand uden en væsentlig industriandel, skal opholdstiden under danske forhold typisk være større end en time, før der opstår væsentlige gener. Har spildevandet et højt indhold af COD – som det specielt findes i spildevand fra fødevarereproducerende virksomheder – kan kortere opholdstider give anledning til begyndende problemer.

#### 3.1.7.1 Affødte problemer og gener

En række af de problematiske stoffer, der bliver dannet i trykledninger under anaerobe forhold, er flygtige. I oppumpningsbrønde er der typisk en del turbulens, der medfører at disse flygtige stoffer hurtigt stripes af til kloakatmosfæren. Stripningen vil dog også ske i gravitationsledningen efter en pumpeledning – om end i et langsommere tempo. De mest markante lugt- og

svovlbrinterelaterede gener opstår derfor typisk i oppumpningsbrønde og andre steder med høj turbulens.

De problemer, der knytter sig til trykledninger er lugt (Afsnit 3.2.13 og 3.3.8), svovlbrinte korrosion (3.2.12 og 3.3.10), forringet arbejdsmiljø og sundhedsrisici (Afsnit 3.3.9) samt under visse omstændigheder driftsproblemer på renseanlæg (Afsnit 3.3.13). Endvidere kan biologisk korrosion i alvorlige tilfælde forårsage lækager over vandspejlet. Indsivning kan derfor forekomme hvis grundvandsspejlet befinder sig over ledningen, men anses ikke for et væsentligt problem i denne sammenhæng.



Figur 3-13: De væsentligste gener der kan optræde ved udløb fra trykledninger.

### 3.1.7.2 Kvantificering og vurdering

Den sikreste måde til at afgøre om en eksisterende trykledning giver anledning til gener er at måle svovlbrintekonzentrationen over en periode. Svovlbrinte kan måles i enten vandfasen eller i gasfasen.

Vandfase målinger giver det bedste mål for omfanget af eventuelle problemer, idet svovlbrintekonzentrationen i vandfasen er det direkte mål for, hvor meget svovlbrinte (og andre ildelugtende stoffer) der er blevet dannet. Det er dog ikke ukompliceret at måle svovlbrinte i vandfasen, idet der skal udtages prøver, der skal konserveres umiddelbart efter udtagning. Tabel 3-6 (side 72) giver et overblik over hvordan svovlbrintekonzentrationer i vandfasen kan relateres til genernes omfang.

Gasfase målinger er væsentligt simplere at udføre, idet der fås prisrimelige, robuste og let håndterbare elektroniske instrumenter, der kan måle og registrere gasfasekoncentrationen. Disse hænges blot ned i en brønd og hjemtages igen efter en vis periode. Findes svovlbrinte i gasfasen under oppumpning, må der også forventes at være svovlbrinterelaterede gener. Det er dog ikke umiddelbart simpelt at relatere gasfasekoncentrationen af svovlbrinte til problemernes omfang.

Som alternativ til måling kan der udføres beregninger af den forventede svovlbrintedannelse i afløbssystemet. Et antal simple, empiriske beregningsmetoder for svovlbrintedannelse er velbeskrevne og almindeligt anvendte, men også mere avancerede, konceptuelle modeller af svovlbrinte

dannelse og omsætning kan bringes på banen. Begge typer modelberegninger bør så vidt muligt kalibreres ved målinger på stedet.

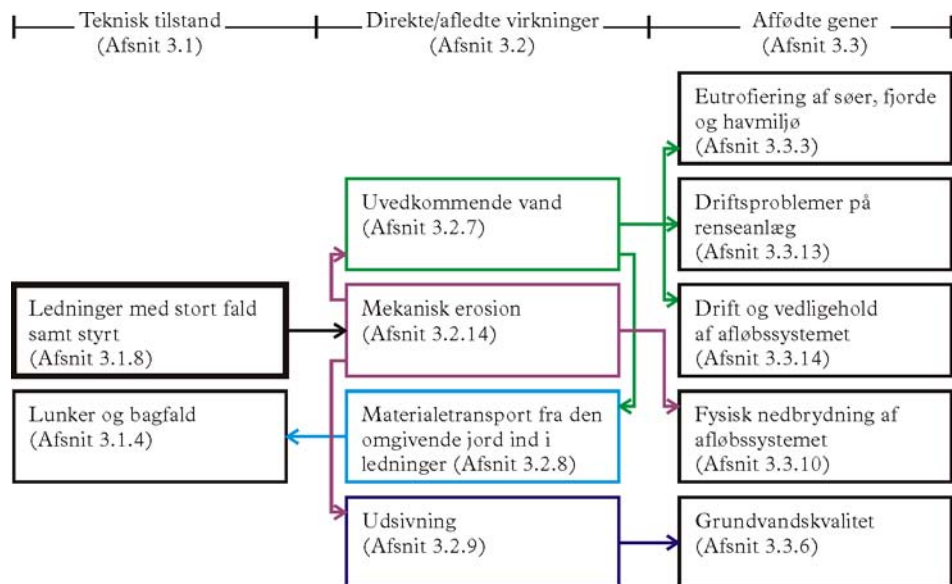
Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1988); Hvitved-Jacobsen (2002)

### 3.1.8 Ledninger med stort fald samt styrt

Hvor der i ledninger med stort fald eller styrt forekommer en væsentlig transport af sand og grus, kan disse slide bundløbet (Afsnit 3.2.14). Fænomenet er ofte knyttet til, at der benyttes sand og grus til glatførebekæmpelse, og er eksempelvis almindeligt i Norge, hvor sand til glatførebekæmpelse i kombination med stejle ledninger er hyppigt forekommende. Bundslitage ses primært i fællessystemer og separate regnvandsledninger.

#### 3.1.8.1 Affødte problemer og gener

Ledninger med bortslidte dele, typisk bundløb, vil ofte kunne bortlede spildevand uden at bryde sammen. De vil dog være svagere overfor mekaniske belastninger samt medføre gener så som øget ind- og udsivning (Afsnit 3.2.7 og 3.2.9).



Figur 3-14: De væsentligste gener der kan optræde ved ledninger med stort fald samt styrt.

#### 3.1.8.2 Kvantificering og vurdering

TV-inspektion (Afsnit 5.4) muliggør en registrering og kvalitativ vurdering af slitagens omfang. Se endvidere Afsnit 3.2.14.

Uddybende litteratur: Sægrov (1992).

### 3.1.9 Fysiske skader, deformitet og lignende

Afløbssystemets fysiske tilstand afviger ofte fra den ideelle tilstand. Jf. Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997) observeres der i virkelighedens systemer brud, korrosion, støbefejl og stenreder, deformationer, forskudte samlinger, åbne samlinger, indhængende

samlingsmaterialer, indstikkende konstruktionsgenstande samt utilsigtede retningsændringer.

Det er ikke ualmindeligt, at en ledning med mange fysiske skader fortsat kan bortlede spildevand, idet selv alvorlige brud på ledningsmaterialet ikke nødvendigvis betyder sammenstyrning af ledningen. Fysiske skader på afløbssystemet forårsager dog en lang række andre problemer for brugere og ledningsejer.

Fysiske skader på afløbssystemet stammer dels fra anlægsfasen, dels fra pludselige belastninger og dels fra langsom nedbrydning af ledningsmaterialer. Det første og andet forhold styres af afløbssystemets materialevalg, anlægspraksis og eksterne fysiske belastninger. Endvidere har ledningsnettet i visse perioder været styrkemæssigt underdimensioneret og kvaliteten af anlæggelsen utilstrækkelig. Dette har medført, at der på ledninger fra disse perioder hyppigere forekommer skader.

Det sidstnævnte forhold – langsom nedbrydning af materialer – dækker dels over erodering eller nedbrydning af samlingsmaterialer og dels over korrosion og erosion. Korrosion af ledningsmaterialer sker dels ved at grundvand og spildevand kan være aggressivt overfor ledningsmaterialet (Afsnit 3.1.6) og dels ved, at der dannes svovlbrinte i afløbssystemet, der efterfølgende nedbryder ledningsmaterialet (Afsnit 3.2.11 og 3.2.12). Erosion dækker over en mekanisk nedslidning af afløbssystemet – specielt ledningens bundløb – pga. sand og grustransport (Afsnit 3.2.14).

I ældre ledninger blev der valgt samlingsmaterialer med en kortere fysisk levetid end rørmaterialet, eksempelvis bitumen, cement eller organisk pakningsmateriale. Nedbrydning og erosion af disse samlingsmaterialer efterlader efter nogen tid ledningerne med åbne og utætte samlinger.

#### *3.1.9.1 Affødte problemer og gener*

Ledninger med mange skader kan fortsat fungere tilfredsstillende set ud fra et spildevandsbortledningssynspunkt. Der er dog en række andre problemer knyttet til ledninger med skader. Indsivning og udsivning (Afsnit 3.2.7 og 3.2.9) vil forekomme, og der kan med det indsvivende vand ske en transport af jordmaterialer ind i ledningen (Afsnit 3.2.8). Herved vil der kunne dannes lunker, der i sidste ende vil kunne føre til sammenbrud af ledningen. Større huller eller manglende anlægsdele vil kunne føre til indtrængning af rotter (Afsnit 3.3.11).

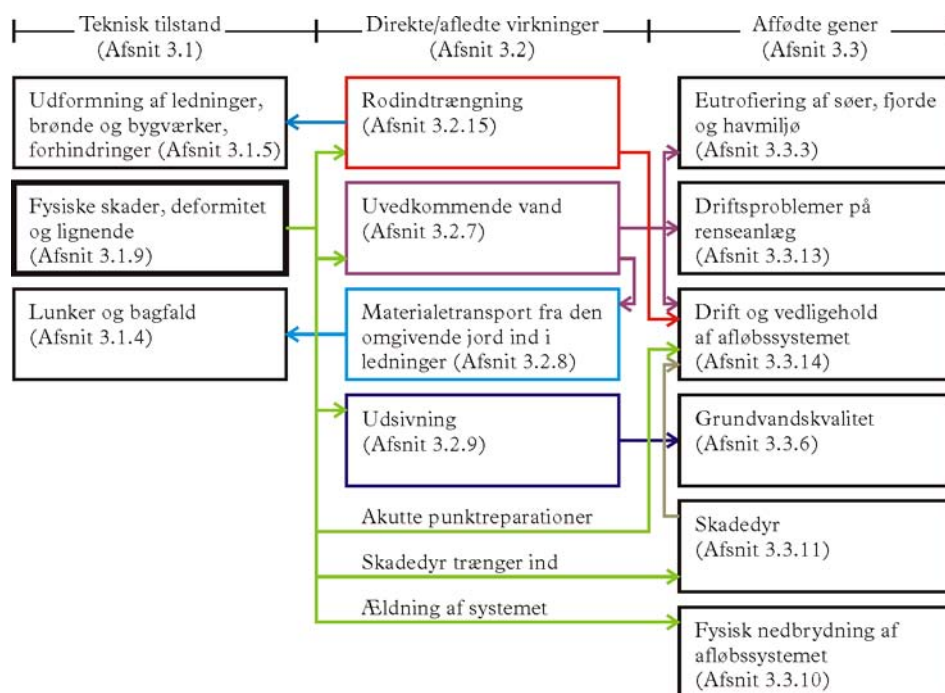
Befinder en ledning med fysiske skader sig i nærheden af træer og buske vil der være en risiko for rodindtrængning (Afsnit 3.2.15). Endvidere vil sprækker, revner og brud svække ledningens mekaniske styrke, hvilket vil kunne føre til sammenbrud ved yderligere belastning af ledningen og – alt andet lige – føre til fysisk nedbrydning (Afsnit 3.3.10).

#### *3.1.9.2 Kvantificering og vurdering*

TV-inspektion (Afsnit 5.4) muliggør en registrering og kvalitativ vurdering af skadernes omfang. Selvom en analyse af ledningens tilstand ved TV-inspektion er en nødvendig forudsætning for vurdering af de affødte gener, så kan TV-inspektioner ikke stå alene ved vurdering af ind- og udsivning eller ledningens resterende funktionsperiode, idet en række andre forhold end selve de observerede skader spiller ind.



Uddybende litteratur: Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997); DANVA og Fotomanualgruppen (2004)



Figur 3-15: De væsentligste gener der kan optræde ved fysiske skader, deformiteter, og lignende.

### 3.1.10 Fællessystemers bassiner

For at begrænse udledningen af forurenende stoffer fra fællessystemer til vandmiljøet, samt for at reducere den hydrauliske belastning nedstrøms, etableres ofte sparebassiner (forsinkelsesbassiner). Under regn opnås herved en øget tilbageholdelse og udjævning af vand i systemet, og dermed reducerede overløbsmængder. Ved regnens ophør bliver det opmagasinerede vand sendt videre til renselanlægget.

#### 3.1.10.1 Affødte problemer og gener

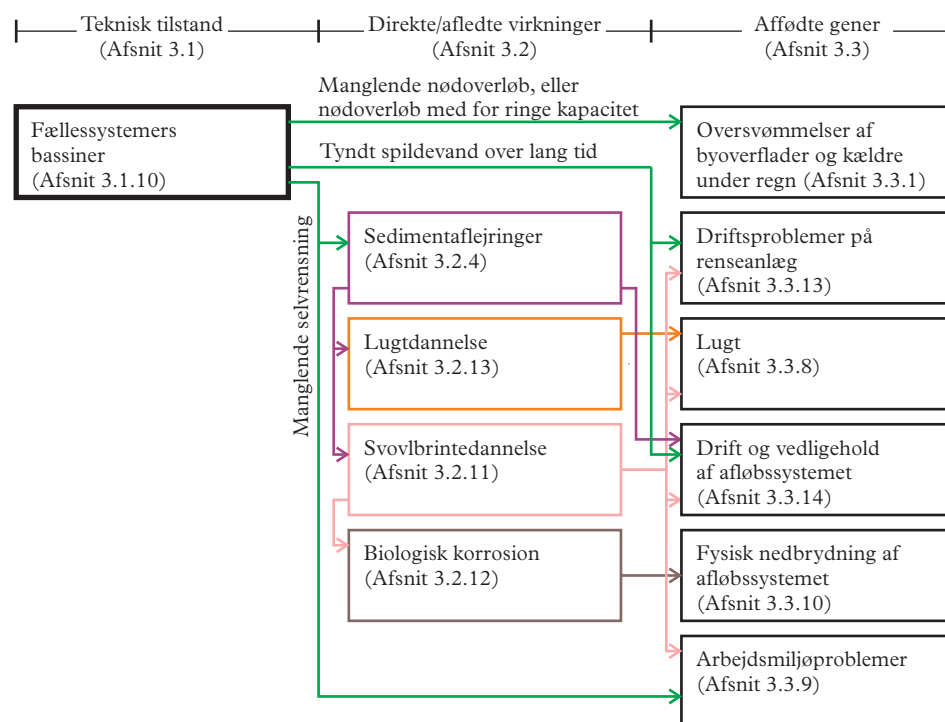
Installering af forsinkelsesbassiner i afløbssystemet begrænser miljøbelastningen fra fællessystemerne ved at begrænse antal og volumen af overløb. Bassiner fører dog også visse negative effekter med sig, idet vandet der er blevet tilbageholdt, efterfølgende skal håndteres af såvel afløbssystem som renselanlæg.

For afløbssystemet betyder dette en øget belastning af pumpestationer (Afsnit 3.3.14), mens det for renselanlæggene betyder, at anlægget skal håndtere en større mængde af relativt tyndt spildevand (Afsnit 3.3.13). Effekten heraf på renselanlægget er, at der forbruges mere energi og flere kemikalier i rensprocessen, samt at massen af udledt kvælstof og fosfor fra renselanlægget øges i forhold til tørvejrssituationen. Sidstnævnte skyldes, at renselanlæg til fjernelse af kvælstof og fosfor kun kan rense spildevandet ned til en vis udløbskoncentration, som er stort set uafhængig af indløbskoncentrationen til renselanlægget.

Endvidere forekommer det, at bassiner er u hensigtsmæssigt dimensioneret. Fx er det ikke ualmindeligt, at overløb har for ringe hydraulisk kapacitet eller helt



mangler. Endvidere kan bassiner være udformet med dårlig selvrensningsevne, og derved give anledning til problemer i lighed med de i Afsnit 3.1.3 beskrevne, såvel som arbejdsmiljøproblemer i forbindelse med rengøring af bassinet (Afsnit 3.3.9).



Figur 3-16: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med bassiner i fællessystemer, idet relationer til selve overløbene ikke er omfattet.

### 3.1.10.2 Kvantificering og vurdering

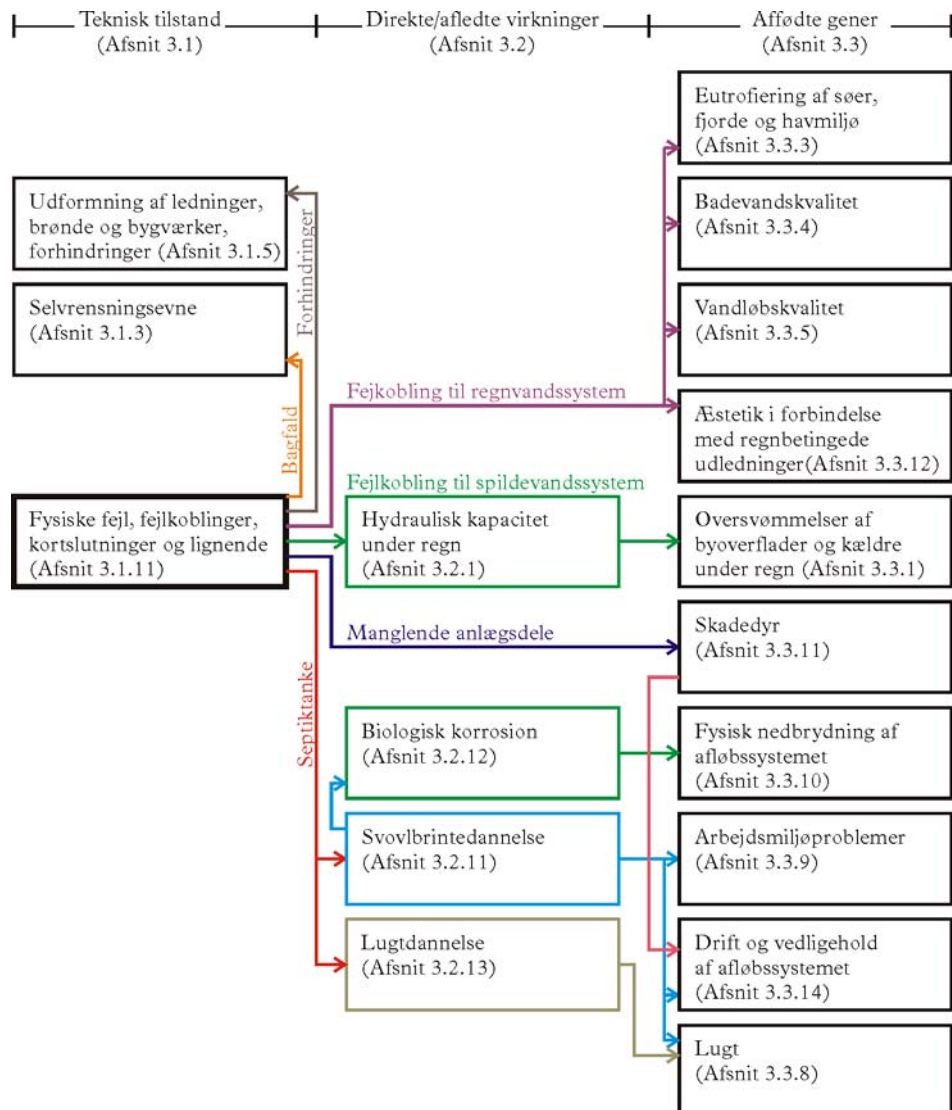
For at kunne afveje de positive og negative effekter af at aflaste mindre vand via overløb og til gengæld at håndtere vandet i afløbssystemet og på renseanlægget, skal vandmængderne der aflastes og videreføres bestemmes. Dette kan gøres ved at analysere systemet med hydrodynamiske modelværktøjer som eksempelvis MOUSE, og herved at bestemme, hvor meget et givent bassinvolumen vil betyde for den hydrauliske belastning af pumpestationer og oplandets renseanlæg.

Det næste skridt er at bestemme koncentrationen af stof (specielt N og P) i det aflastede vand og i udløbet fra renseanlægget. Som det fremgår af Tabel 3-7 (side 81), afhænger koncentrationen i det aflastede vand (en blanding af overvand og spildevand) af bassinvolumenet i afløbssystemet. I realiteten er det dog ikke kun det samlede bassinvolumen, der er afgørende, men i høj grad den konkrete udformning af det enkelte bassin og det enkelte overløbsbygværk. Endvidere er graden af selvrensning i afløbssystemet af stor vigtighed. Det kan derfor ikke anbefales at anvende de i Tabel 3-7 (side 81) viste typetal til en sammenligning mellem udledt N og P fra overløb og renseanlæg. Ønskes at gå i detaljer med en sådan vurdering, er det nødvendigt at måle mængderne af N og P aflastet under regn.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1993; 1990a; 2000a).

### 3.1.11 Fysiske fejl, fejkoblinger, kortslutninger og lignende

Ethvert større afløbssystem indeholder et vist antal fysiske fejl. Fejlene kan stamme fra etableringen af systemet, eller være sket ved at systemet løbende er blevet ændret. Således kan der med tiden eksempelvis være blevet fejkoblet tilslutninger i et separatsystem, eller der kan være sket utilsigtede kortslutninger mellem to ledninger. Ved systemets etablering kan eksempelvis strækninger være blevet lagt med bagfald, der kan være manglende samlingsmaterialer eller ligefrem manglende anlægsdele. Mange sådanne fejl kan kun findes ved inspektion, idet de – ifølge sagens natur – sjældent fremgår af den oprindelige ledningsregistrering.



Figur 3-17: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med fysiske fejl, fejkoblinger, kortslutninger og lignende.

Tidligere var det ikke ualmindeligt, at spildevandet i parcelhusområder blev bortledt via en septiktank, der befandt sig indenfor ejendommens skel. Ved kloakering af sådanne områder burde septiktankene have været nedlagt, hvilket dog langt fra altid er sket, og spildevandet er blot ført fra septiktankens udløb til offentlig kloak. Sådanne septiktanke har typisk ikke været tømt i mange år, og husejeren kender ofte ikke til deres eksistens.

#### *3.1.11.1 Affødte problemer og gener*

Selv et begrænset antal fejkoblinger af regn- eller drænvand til separate spildevandsledninger, eller fejkoblinger af spildevand til separate regnvandsledninger, fører til alvorlige gener. Kobles regnvand til separate spildevandsledninger, vil disses kapacitet hurtigt kunne overskrides, med opstuvning og oversvømmelse af installationer under regn til følge (Afsnit 3.3.1). Fejkobles spildevandsledningen til en regnvandsledning, vil spildevand blive ført urensset til recipient, med heraf følgende gener (Afsnit 3.3.3, 3.3.4, 3.3.5 og 3.3.12). Er der installeret systemer til rensning af regnvand, vil disses funktion blive generet af det tilførte spildevand.

Andre slags fejl kan føre til en lang række gener som eksempelvis skadedyr i tilfælde af manglende bygningsdele eller døde ledninger og stik (Afsnit 3.3.11), sedimentaflejring i tilfælde af bagfald (Afsnit 3.1.3 og 3.2.4), forhindringer i tilfælde af indstikkende ledninger (Afsnit 3.1.5), og så videre.

Eksisterer der ikke-nedlagte septiktanke i et opland, kan disse føre til lugtgener samt dannelsen af svovlbrinte. Sidstnævnte kan føre til korrosion af det offentlige ledningssystem (Afsnit 3.2.11 og 3.2.12).

#### *3.1.11.2 Kvantificering og vurdering*

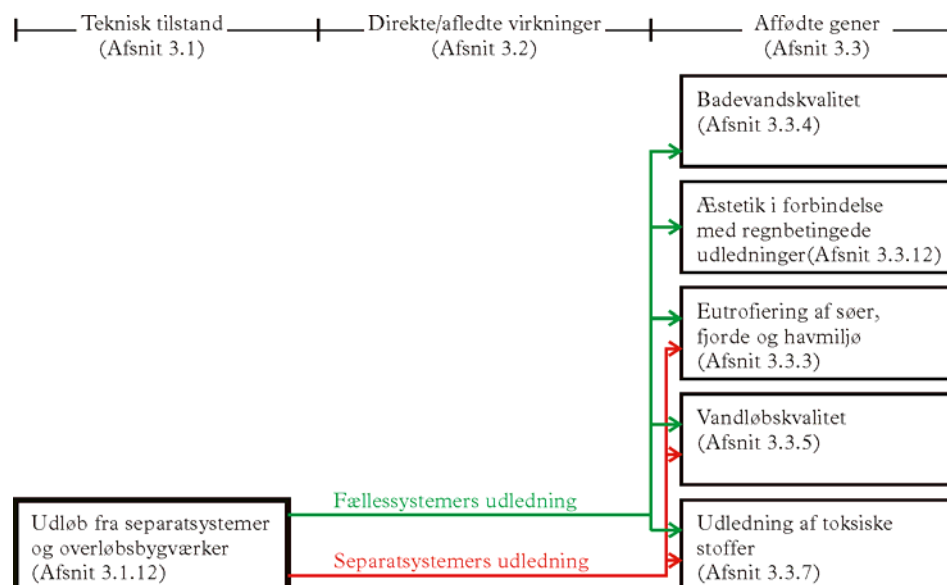
Fysiske fejl afsløres ofte ved TV-inspektion (Afsnit 5.4), eller ved at der konstateres gener, der hidrører fra fejlene.

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002)

### **3.1.12 Udløb fra separatsystemer og overløbsbygværker**

Afstrømmet regnvand indeholder en række forurenende stoffer, der ved udledning til recipient giver anledning til gener. Specielt de udledte mængder af kvælstof og fosfor fra separate regnvandsudledninger, har været betragtet som et problem (Afsnit 3.3.3.3), men også den toksiske effekt af specielt vejvand er et erkendt problem (Afsnit 3.3.7). Kilderne til forurenende stoffer i separat regnvand er atmosfæren og byoverfladen, hvor især sidstnævnte er styrende for den samlede forureningsbelastning. For at begrænse generne fra separate regnvandsudledninger, er det i den senere tid blevet mere udbredt at etablere bassiner til dels rensning af regnvandet og dels udligning af den hydrauliske belastning på recipienten (Afsnit 3.3.3, 3.3.5 og 3.3.7).

Fællessystemer aflaster under kraftig regn en blanding af spildevand og overvand til recipienten. Hvor hyppigt disse aflastninger sker, og med hvilke mængder, afhænger af systemets udformning, herunder specielt størrelsen af afløbssystemets bassinvolumen (Afsnit 3.1.10, 3.2.2 og 3.3.3.2). De forurenende stoffer indeholdt i fællessystemers aflastninger, stammer fra en blanding af spildevand og overvand. Kilderne til overvandets indehold af stof er atmosfæren, byoverfladen samt biofilm og sediment, der eroderes i selve kloaksystemet. Herved bliver specielt afløbssystemets selvrensningsevne en væsentlig faktor for forureningsbelastningen fra fællessystemers aflastning under regn (Afsnit 3.1.3).



Figur 3-18: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med udløb fra separatsystemer og overløbsbygværker.

### 3.1.12.1 Kvantificering og vurdering

Metoder til kvantificering og vurdering af problemets omfang er gennemgået i Afsnit 3.2.2 og 3.3.3.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1990a; 1990b; 1990c; 1991; 1992e; 2000a; 2000b; 2001a; 2002a; 2003b); Spildevandskomitéen (1984); Linde et al. (2002)

## 3.1.13 Manglende drift og vedligehold

En række installationer i afløbssystemet kræver jævnlig vedligehold. Således skal sandfang og olieudskillere tømmes, riste i overløbsbygværker holdes rene, vejbrønde tømmes for sand og visse typer bassiner skal spules. Sker dette ikke, vil der opstå en række forskellige gener for driften af resten af afløbssystemet.

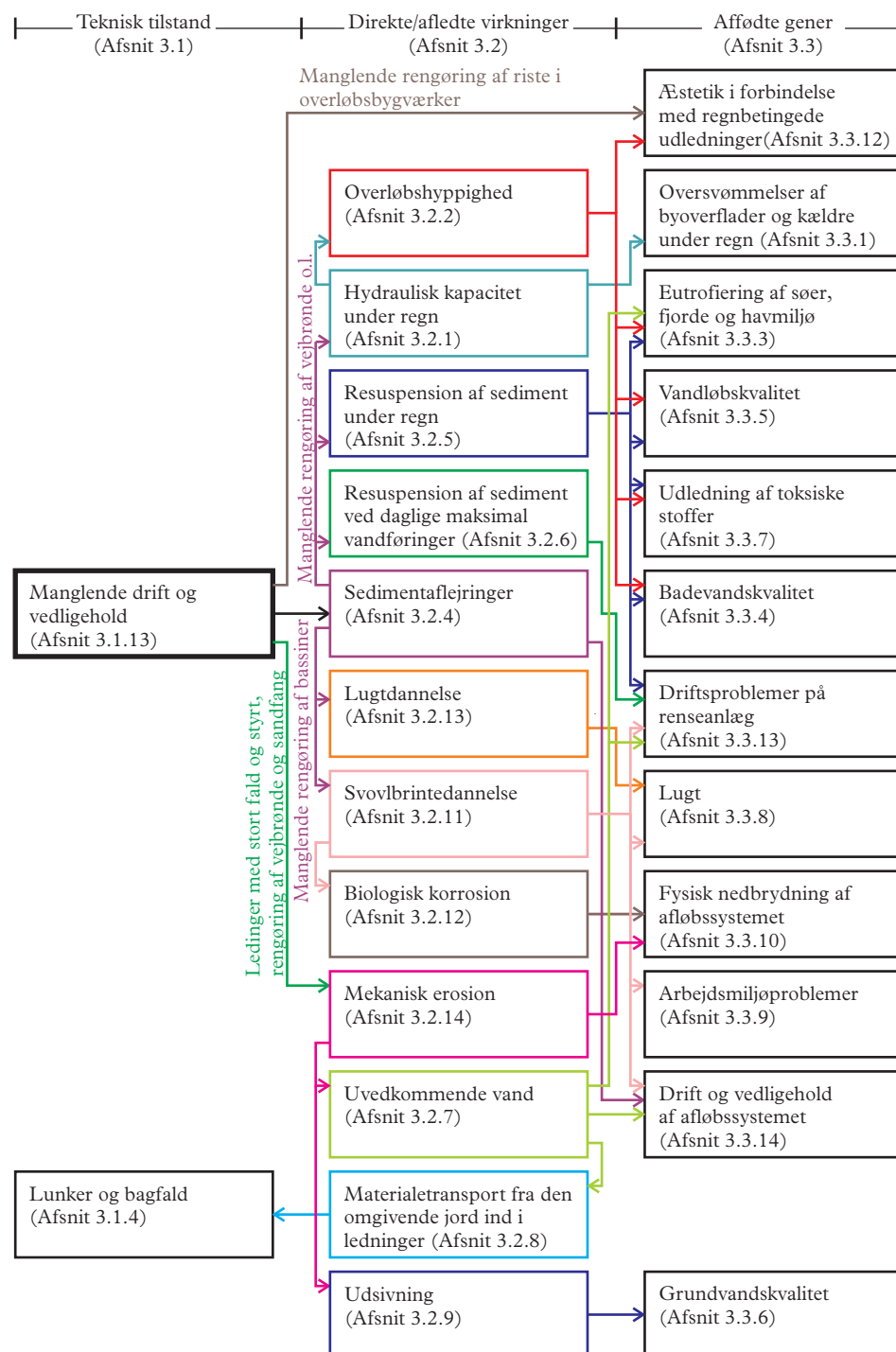
### 3.1.13.1 Affødte problemer og gener

Hvilke gener der opstår ved manglende vedligehold og utilstrækkelig drift af afløbssystemet bestemmes af hvilke dele af systemet, der er tale om, samt af systemets udformning. Således vil sandfang og vejbrønde, der ikke tømmes for sand, miste deres effekt, og der kommer øgede mængder af sand og grus i afløbssystemet. Disse partikler er tunge, transporteres kun langsomt ned gennem systemet og kan give anledning til sedimentaflejringer. Omfang af sedimentproblemet afhænger af ledningssystemets selvrensningsevne (Afsnit 3.1.3 og 3.2.4). Således vil eksempelvis et fladt opland være mere udsat for sedimentaflejringer end et stejlt opland. I stejle oplande vil der på den anden side være øget risiko for mekanisk erosion af ledningen (Afsnit 3.2.14).

Når riste i overløbsbygværker stopper til fordi de ikke bliver rengjorte, vil overløbsvandet stuve op over risten, og der vil transporteres ristegods ud i recipienten. Ristegodset opfattes som uhumsk og fører derfor til æstetiske gener i recipienten (Afsnit 3.3.12).

Visse bassiner er ikke selvrensende efter en regnhændelse, og hvis disse ikke renses med jævne mellemrum, vil der ophobes sediment i bassinerne. Det

aflejrede sediment vil give risiko for lugtgener (Afsnit 3.2.13 og 3.3.8) og for dannelsen af svovlbrinte (Afsnit 3.2.11), der igen kan føre til arbejdsmiljø problemer (Afsnit 3.3.9) og tæring af bygværket (Afsnit 3.2.12 og 3.3.10.3).



Figur 3-19: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med manglende drift og vedligehold.

### 3.1.13.2 Kvantificering og vurdering

En direkte kvantificering af manglende drift og vedligehold er problematisk, og må i stedet vurderes ud fra de gener, det giver anledning til, samt inspektion af de dele, der er under mistanke. Problemerne der skyldes manglende vedligeholdelse kan – ifølge sagens natur – afhjælpes ved at sikre god vedligeholdelse.

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002).

### 3.1.14 Problematisk afledningsstrukturer

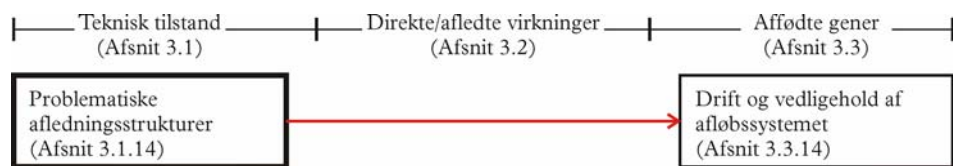
Hvor ledninger befinder sig under stærkt trafikerede veje, bygninger eller på privat grund, kan vedligehold og reparation blive vanskeligt og dyrt. I sådanne tilfælde kan det være hensigtsmæssigt at være på forkant med problemerne, og flytte ledningerne i forbindelse med sanering af afløbssystemet.

#### 3.1.14.1 Affødte problemer og gener

I forbindelse med problematiske afledningsstrukturer er der risiko for vanskeliggørelse og fordyrelse af reparation og vedligehold (Afsnit 3.3.14).

#### 3.1.14.2 Kvantificering og vurdering

Forholdet kan kvantificeres ved analyse af ledningers lokalisering.



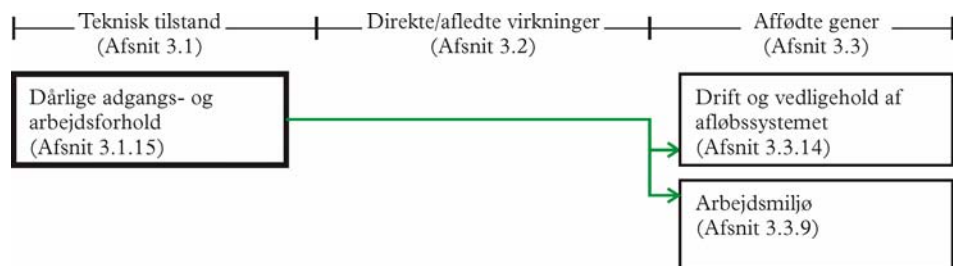
Figur 3-20: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med problematiske afledningsstrukturer.

### 3.1.15 Dårlige adgangs- og arbejdsforhold

Visse bygværker og brønde befinder sig på utilgængelige steder så som under trafikerede veje, eller har en u hensigtsmæssig adgangsvej. Således kan adgangsvejen være for snæver, stiger og lejdere kan være u hensigtsmæssigt placeret eller i dårlig stand. Endvidere kan arbejdspladsen i bygværker være for trang eller for u hensigtsmæssigt indrettet til, at vedligeholdelsesarbejder kan udføres forsvarligt.

#### 3.1.15.1 Affødte problemer og gener

Ved vedligehold af bygværker og brønde med dårlige adgangs- og arbejdsforhold er der risiko for arbejdsmiljøproblemer (Afsnit 3.3.9). I praksis vil bygværker med dårlige adgangs- og arbejdsforhold blive ringe eller slet ikke vedligeholdt, hvorved der kan opstå øgede drifts- og vedligeholdelsesomkostninger for systemet som helhed (Afsnit 3.3.14).



Figur 3-21: De væsentligste gener der kan optræde i forbindelse med dårlige adgangs- og arbejdsforhold.

### 3.1.15.2 *Kvantificering og vurdering*

Forholdet kan kvantificeres ved analyse bygværker og brønde i oplandet.

## 3.2 Virkninger på afløbssystemets tekniske funktion

De problematiske tekniske tilstande og karakteristika ved afløbssystemet, der er beskrevet i Afsnit 3.1, er ikke i sig selv et problem. Det er først når disse forårsager en uhensigtsmæssig teknisk funktion af afløbssystemet, at der eventuelt opstår gener. De uhensigtsmæssige tekniske funktioner der optræder i et afløbssystem er beskrevet i nærværende Afsnit 3.2. Det beskrives hvilke tekniske tilstande der kan forårsage den uhensigtsmæssige funktion, samt til hvilke gener denne kan føre. Tabel 2-2 (side 29) giver i oversigt indholdet af dette afsnit.

### 3.2.1 Hydraulisk kapacitet under regn

#### 3.2.1.1 *Årsager til uhensigtsmæssig funktion*

Regn forekommer med varierende intensitet, og med mellemrum forekommer der regnhændelser med endog meget høje intensiteter. Det er ikke økonomisk og praktisk forsvarligt eller muligt at etablere et afløbssystem for regn, der er i stand til at bortlede en hvilken som helst forekommende regnhændelse. Fællessystemer og separate regnvandsledninger dimensioneres følgelig efter en vis overbelastningsfrekvens. Tidligere har dimensioneringskriteriet for overskridelse af ledningernes hydrauliske kapacitet været baseret på, at ledningens kapacitet i fuldtløbende tilstand kun må overskrides for en vis gentagelsesperiode af regn, eksempelvis en gang hvert år for separate regnvandsledninger og en gang hvert andet år for fællessystemer. I dag fokuseres der mere på de gener, som hydraulisk overbelastning medfører, altså hyppigheden af oversvømmelse af kældre og byoverflader (Afsnit 3.1.1 og 3.3.1). Endvidere tages der i dag højde for et andet kapacitetsproblem, nemlig aflastninger fra fællessystemer (Afsnit 3.2.2).

Idet der er ved at ske et skift i dimensioneringsparadigmet for oversvømmeshyppigheder (PH-Consult, 2004), må det formodes, at visse ledninger fremover ikke vil kunne overholde de nye krav til funktion. Herved er ledningens kapacitet de facto blevet for lille – uden at der nødvendigvis er sket nogen ændring af afløbssystemet eller af de vandmængder, der tilføres under regn.

I de senere år har der været en del diskussion om, hvorvidt klimaændringer vil medføre en øgning i frekvensen af ekstremregn i Danmark. Visse klimateorier peger i denne retning, og der må på baggrund heraf formodes at være sandsynlighed for, at der i fremtiden vil ske en stigning i hyppigheden af ekstremregn. Regnserier fra det danske SVK regnmålersystem (Afsnit 3.1.1) er blevet belyst gennem en indledende analyse for at vurdere, hvorvidt der i Danmark er sket væsentlige ændringer i ekstremregn i perioden fra 1979 til 2001. Den indledende analyse viser ikke nogen entydig tendens. For visse af regnserierne har frekvensen af ekstremregn været tiltagende, mens den for stort set lige så mange andre regnserier har været aftagende. Målingerne tyder dog på, at der er en vis tendens til øgning af frekvensen af ekstremregn på Sjælland, mens samme tendens ikke blev observeret for Jylland og Fyn (Arnbjerg og Hansen, 2003).

Ledningens fysiske tilstand i form af forekomsten af forhindringer, flaskehalse, indstikkende rør, og lignende vil give anledning til energitab og dermed en reduceret hydraulisk kapacitet (Afsnit 3.1.5 og 3.1.9). På tilsvarende vis vil rodindtrængning blokere for vandstrømmen og reducere vandføringsevnen (Afsnit 3.2.15). Manglende selvrensningsevne fører til sedimentaflejringer, der mindsker rørets tværsnit og dermed rørets hydrauliske kapacitet (Afsnit 3.2.4).

#### *3.2.1.2 Affødte problemer og gener*

Overskrides en afløbslednings kapacitet ved at ledningen bliver fuldtløbende, stuver vandet op i brønde og opstrøms liggende ledninger. Den resulterende trykstrømning i røret vil øge rørets kapacitet, og herved vil tilstrømningen af vand til ledningen delvist blive balanceret mod ledningens vandføringskapacitet. Stuver vandet op over terræn, vil vandet trænge op gennem brønddæksler og ud på byoverfladen. Overstiger opstuvningen i et fælleskloakeret område kælderniveau, vil der endvidere være risiko for oversvømmelser af kældre, der ikke er sikrede herimod.

Brugerne af afløbssystemet må acceptere en vis hyppighed af oversvømmelse af såvel byoverflader som kældre. Hvor hyppigt sådanne oversvømmelser må forekomme, har i Danmark hidtil ikke været formuleret, hverken gennem god, ingeniørmæssig praksis, eller gennem myndighedskrav. God ingeniørmæssig dimensioneringspraksis har i stedet været, at dimensionere afløbssystemet så rørene ikke bliver fuldtløbende for regn, der har gentagelsesperioder mindre end en bestemt værdi. For fællessystemer har der ofte været benyttet regn med gentagelsesperioder på  $\leq 2$  år og for separatsystemer ofte regn med gentagelsesperioder på  $\leq 1$  år (Afsnit 3.1.1). Erfaringsmæssigt har denne dimensioneringspraksis i Danmark ført til en acceptabel funktion under regn. Med offentliggørelsen af DS/EN 752, omhandlende afløbssystemer uden for bygninger (Dansk Standard, 2000), er der dog kommet nye rekommandationer. Således nævner DS/EN 752 eksempelvis, at ifald der ikke foreligger andre myndighedskrav, bør større afløbssystemer dimensioneres efter at oversvømmelser i beboelsesområder højest forekommer med en gentagelsesperiode på 20 år, og i bycentre, industriområder og lignende bør oversvømmelse højest forekomme med en gentagelsesperiode på 30 år. DS/EN 752 fortæller dog ikke, hvorvidt der ved oversvømmelse menes oversvømmelse af terræn, eller oversvømmelse af kælderniveau. PH-Consult (2004) har gennemarbejdet denne problemstilling, og givet et bud på, hvordan god ingeniørmæssig praksis for dimensionering af afløbssystemers funktion under regn i fremtiden bør formuleres.

#### *3.2.1.3 Kvantificering og vurdering*

Beregning af oversvømmelseshyppigheder kræver anvendelse af en fuldt dynamisk hydraulisk model. På verdensplan findes et antal kommercielt tilgængelige modeller, men i Danmark benyttes næsten udelukkende den danskproducerede model MOUSE. Denne model kan gennemregne afløbssystemer for hele regnserier, og derved beregne opstuvningsstatistikker til eksempelvis terræn eller kælderniveau. Herved kan beregninger med MOUSE under anvendelse af lange regnserier i princippet opfylde kravet til dimensionering af afløbssystemer baseret på et kriterium for oversvømmelseshyppigheder, sådan som det er fremsat i DS/EN 752.

For at kunne beregne oversvømmelseshyppigheden for et afløbssystem med en rimelig sikkerhed kræves dog, at længden af den regnserie, der benyttes, er adskillige gange længere end den dimensionsgivende



oversvømmelseshyppighed. Da DS/EN 752 anbefaler frekvenser på både 20 og 30 år, er selv den længste danske regnserie ikke lang nok. Det er derfor nødvendigt at kombinere flere regnserier for at håndtere denne problemstilling, sådan som det eksempelvis blev gjort ved opstilling af den såkaldte landsregnrække, der kombinerer 6 lokale regnserier af en samlet varighed på 139 år (Spildevandskomitéen, 1974). Det er dog i dag næppe acceptabelt at anvende den for 30 år siden konstruerede landsregnrække til beregning af oversvømmelsesfrekvenser, idet det må formodes, at der er sket en vis udvikling i ekstremregnsiden måling af de i landsregnrækken anvendte regn. Endvidere har undersøgelser vist, at der bør tages hensyn til regional variation i ekstremregnsiden (Spildevandskomitéen, 1999) – hensyn der følgerlig også skal tages ved konstruktion af de nødvendige lange regnserier, der kræves for at efterprøve kriterierne for oversvømmelseshyppigheder.

Uddybende litteratur: DS/EN 752; PH-Consult (2004)

### 3.2.2 Overløbshyppighed

#### 3.2.2.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Dele af afløbssystemet har under kraftig regn utilstrækkelig kapacitet til at kunne håndtere afstrømning af regn- og spildevand. Det drejer sig typisk om videreførende ledninger og renseanlæg. For at aflaste disse, installeres der i fællessystemer overløbsbygværker, typisk kombineret med bassinkapacitet. Er der kun indbygget ringe magasineringsskapacitet i afløbssystemet, vil overløbsbygværkerne træde i funktion ved selv relativt små regnhændelser, og aflaste til en nærliggende recipient.

Den væsentligste flaskehals i afløbssystemet er almindeligvis renseanlægget, der under regn sjældent kan behandle mere end nogle få gange tørvejrsvandføringen. Udsættes renseanlæg for høj hydraulisk belastning, vil især efterklaringsstankens funktion hæmmes, og der bliver risiko for udslip af aktivt slam (slamflugt) til recipienten. Samtidigt vil en høj hydraulisk belastning under visse omstændigheder medføre ringere fjernelse af specielt kvælstof.

Vandet, der under regn aflastes fra et fællessystem, indeholder stoffer, der stammer fra atmosfæren, byoverfladen, selve kloakken (eroderet biofilm og sediment) og tørvejrsspildevandet. Stofindholdet er altså ikke blot afhængigt af, hvor meget spildevandet opspædes med regnvand, men i høj grad af byoverfladens beskaffenhed og brug samt af afløbssystemets udformning. På byoverfladen aflejres støv fra urbane aktiviteter, så som trafik og erosion af bygningsmaterialer, og i afløbssystemet aflejres sedimenter og opbygges biofilm (Afsnit 3.2.4). Under regn vil disse aflejringer helt eller delvist blive transporteret med det afstrømmende vand og føre til en væsentlig forureningsbelastning, der i forbindelse med overløb fra fællessystemer vil påvirke recipienterne negativt (Afsnit 3.2.5).

For at nedbringe aflastningshyppigheden og de aflastede vandmængder, etableres der i dag forsinkelsesbassiner i afløbssystemet og ofte også før indløbet til renseanlægget. Disse bassiner opmagasinerer vandet under regn, og afleverer det til det videreførende ledningssystem eller renseanlæg i takt med disses kapacitet. I forbindelse med bassiner etableres typisk overløbsbygværker, der aflaster vand til en nærrecipient, når kapaciteten af bassin og det videreførende system er overskredet. Størrelsen af bassinvolumenet er følgerlig styrende for, hvor hyppigt aflastning forekommer.

Samlet set bidrager fællessystemer derfor med forurenende stoffer via to typer udledninger, overløb og renseanlæg. Begge typer udledninger indeholder forurenende stoffer, og ved minimering af forureningsbelastning fra fællessystemer skal der derfor tages højde for begge bidrag.

#### *3.2.2.2 Affødte problemer og gener*

Overløb fra fællessystemer består af en blanding af spildevand og afstrømmende regnvand (overvand). Overvandet indeholder stof fra byoverfladen, resuspenderet kloksediment og afreven biofilm. Ved udledning til recipient giver stofindholdet i overløbsvandet (blanding af spildevand og overvand) anledning til forskellige forureningsproblemer, så som eutrofiering (Afsnit 3.3.3), forringet badevandskvalitet (Afsnit 3.3.4), nedsat biologisk kvalitet i vandløb (Afsnit 3.3.5), udledning af toksiske stoffer til vandmiljøet (Afsnit 3.3.7) og æstetiske gener på grund af synligt affald i recipienterne (Afsnit 3.3.12). Endvidere vil forøgelsen af vandføringen kunne føre til erosion af vandløb (Afsnit 3.3.5.4).

Forsinkelsesbassiner reducerer aflastningen fra fællessystemer, og dermed de ovenfor nævnte gener, men giver på den anden side en øget stofmæssig og hydraulisk belastning af renseanlægget, som igen fører til en fordyret drift og en øget udledning af forurenende stoffer (Afsnit 3.1.10 og 3.3.13).

#### *3.2.2.3 Kvantificering og vurdering*

Beregning af overløb og aflastede stofmængder kan gennemføres på forskellige niveauer, afhængig af beregningernes formål. Miljøstyrelsen (1990a) anbefaler og gennemgår tre beregningsniveauer. Det simpleste niveau (Niveau 1) er baseret på arealenhedstal, og kan anvendes på hele oplande, men bør ikke benyttes til bestemmelse af aflastning fra enkelte bygværker. Niveau 2 gør brug af den i Skrift 21 (Spildevandskomitéen, 1984) opstillede metode til beregning af aflastede vandmængder, og Niveau 3 baserer sig på detaljeret, numerisk gennemregning af lange regnserier med programmer som MOUSE-SAMBA eller MOUSE-LTS.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1990a; 1990c; 2000a; 2000b); Spildevandskomitéen (1984); Linde et al. (2002)

### **3.2.3 Hydraulisk kapacitet under tørvejr**

#### *3.2.3.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion*

I separate spildevandsledninger – og under danske forhold – vil kapaciteten af spildevandsledningen typisk være tilstrækkelig til at bortlede spildevandet. I fællessystemer vil ledningskapaciteten under tørvejr så godt som altid være tilstrækkelig, idet ledningen vil være designet for regnvandsstrømmen (Afsnit 3.1.2).

I praksis kan utilstrækkelig kapacitet forekomme, når der er utilsigtede forhindringer i ledningen, eksempelvis rødder, flaskehalse, lunger med sedimentaflejring, indstikkende rørdele, og lignende (Afsnit 3.1.4, 3.1.5, 3.2.4 og 3.2.15). I sjældnere tilfælde kan sedimentaflejring på grund af et for lille ledningsfald føre til utilstrækkelig hydraulisk kapacitet (Afsnit 3.1.3). Se endvidere Figur 3-5 (side 36).

### 3.2.3.2 *Affødte problemer og gener*

Den umiddelbare konsekvens af utilstrækkelig kapacitet under tørvejr er opstuvning af spildevand bagud i systemet. Denne opstuvning fører igen til, at vandhastigheden falder og at der dermed aflejres sediment (Afsnit 3.2.4). Endvidere vil genluftningen af spildevandet mindskes, og der kan opstå lugt- og svovlbrintedannelse (Afsnit 3.2.11 og 3.2.13). I sidste instans kan en opstuvning af spildevand føre til oversvømmelse af installationer under tørvejr (Afsnit 3.3.2). Sidstnævnte forekommer formentlig kun sjældent i Danmark.

### 3.2.3.3 *Kvantificering og vurdering*

Skyldes den utilstrækkelige kapacitet under tørvejr en for lille ledningsdimension, kan dette – under forudsætning af, at vandføringen kendes – på enkel vis vurderes ved en hydraulisk beregning af ledningskapaciteten. Skyldes problemet forhindringer, dårlig selvrensning eller lignende, må der inspektion til, for at kunne bestemme problemets karakter (Afsnit 5.4).

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002)

## 3.2.4 Sedimentaflejringer

### 3.2.4.1 *Årsager til uhensigtsmæssig funktion*

Sedimentaflejringer forekommer i varierende omfang i store dele af afløbssystemet. Omfanget af aflejringerne samt deres sammensætning afhænger af en lang række faktorer. Afgørende for sedimentets sammensætning er bl.a. om aflejringerne forekommer i separatsystemer eller fællessystemet, og om de forekommer i den øvre eller nedre del af systemet. Oplandets egenskaber er ligeledes af betydning eksempelvis i form af typen af spildevand, der tilledes, spildevandsmængden, rytmen med hvilken vandet tilføres afløbssystemet og beskaffenheden af oplandets overflader. Endvidere er en række ledningskarakteristika – så som ledningsfald, rørdiameter, lunger, bøjninger og forhindringer – af væsentlig betydning.

I store dele af ledningssystemet vil variationer i vandføringen medføre, at transport af større partikler ikke finder sted gennem hele døgnet. Når flowet er lille, vil der ske en ophobning af partikulært materiale i ledningen, der ved større flow igen vil resuspenderes og fortsætte transporten.

Dette forhold gør sig eksempelvis gældende i den øvre del af afløbssystemet, hvor døgnets mindste vandføring typisk er beskedent eller ligefrem nul. Her vil der i hovedparten af det danske afløbssystem forekomme midlertidige sedimentaflejringer. Sådanne aflejringer må anses for værende uundgåelige og en del af afløbssystemets dynamik. Først når sedimentaflejringer får et væsentligt omfang eller går hen og bliver mere eller mindre permanente, giver de anledning til problemer.

Også under regn kan der aflejres partikulært materiale i ledningen. Større, tunge partikler, eksempelvis sandkorn, bliver transporteret nedstrøms, når flowet er på sit højeste og sedimenterer, når flowet igen aftager. Således kan materiale transporteres rykvis med strømmen. Generelt transporteres partikler – især større og tungere – langsommere gennem afløbssystemet end selve vandet.

Det sediment, der findes i afløbssystemet, har forskellig sammensætning og egenskaber, alt efter hvor det forekommer. Således består sediment i regnvandsledninger næsten udelukkende af uorganisk materiale, mens sediment i fællessystemer indeholder en vis mængde organisk stof. Også her er

det dog typisk den uorganiske fraktion, der er langt overvejende. Ofte udgør det organiske materiale totalt set kun en begrænset del af sedimentet. I separate spildevandsledninger derimod udgør organisk stof en væsentlig større del af sedimentet.

Den uorganiske andel af kloaksedimenterne i fællessystemer og separate regnvandsledninger hidrører i væsentlig grad fra byoverfladerne, mens den uorganiske andel i separate spildevandsledninger primært stammer fra husholdningers og industriers udledninger. En mindre fraktion af uorganisk materiale kan transporteres fra den omgivende jord ind i kloakledningerne (Afsnit 3.2.8). Endvidere kan anlægsarbejder i oplandet føre til indtrængen af uorganisk materiale.

På grund af kloaksedimentets indhold af finpartikulært organisk materiale og biomassevækst, kan sedimentet få kohæsive egenskaber, hvilket medfører, at der skal mere kraft til at bringe aflejret sediment i suspension end hvis sedimentet var ikke-kohæsivt. Med andre ord: antages det, at der findes et kritisk flow, ved hvilken sediment aflejres permanent, så vil en overskridelse af det samme flow ikke være tilstrækkelig til at få sedimentet tilbage i suspension.

#### *3.2.4.2 Affødte problemer og gener*

En del af sedimentet kan blive mere eller mindre permanent aflejret. I ledninger med lille fald, i lunger, foran forhindringer og lignende, vil der selv under høj vandføring (eksempelvis under regn i et fællessystem) ikke være tilstrækkelig påvirkning af det aflejrede sediment til at bringe det tilbage i suspension. Effekten af permanente sedimentaflejringer er et mindsket rørværnsnit og dermed en reduceret hydrauliske kapacitet (Afsnit 3.2.1), hvilket igen medfører en forøget risiko for oversvømmelse af byoverflader (Afsnit 3.3.1) og forøget overløbshyppighed (Afsnit 3.2.2). Se endvidere Figur 3-25 (side 77).

I store dele af afløbssystemet vil der kun forekomme midlertidige sedimentaflejringer. Sådant sediment bringes i suspension, når vandføringen stiger. Dette fænomen ses under såvel tørvejr som regn. Under tørvejr ses denne resuspension som en stigning i koncentrationen af organisk stof med stigende vandføring (Afsnit 3.2.6). Under regn ses resuspensionen som et højt indhold af organisk stof i begyndelsen af en regnhændelse (Afsnit 3.2.5).

#### *3.2.4.3 Kvantificering og vurdering*

I kraft af den ujævne belastning med stof og vand som afløbssystemet udsættes for, vil der i langt de fleste systemer i større eller mindre grad forekomme sedimentaflejring. Et operationelt kriterium for hvornår sediment i ledninger er acceptabelt, og hvornår det er uacceptabelt, må derfor indbefatte accept af, at sedimentaflejringer forekommer i kortere eller længere perioder. Et sådant kriterium er sammensat dels af en beskrivelse af de vandføringsforhold, der fører til resuspension af sediment, og dels af en beskrivelse af hvor ofte – og hvor længe – disse vandføringsforhold optræder.

#### *Kritisk forskydningsspænding*

Det er i dag bredt accepteret at benytte sig af et kriterium i form af en forskydningsspænding for at definere de vandføringsforhold, der fører til selvrensning. Denne størrelse kaldes ofte "kritisk forskydningsspænding" ( $\tau_c$ ). For at kunne anvende dette begreb må man dels beslutte, hvordan forskydningsspændingen bestemmes og dels hvilken værdi der fører til resuspension.

Angående beregningsmåden for forskydningsspændingen, så benyttes almindeligvis den gennemsnitlige vægfskydningsspænding for det rene rør, altså:

$$\tau = \gamma R I$$

hvor

$\tau$  er forskydningsspændingen [ $\text{N/m}^2$ ]

$\gamma$  er vandets densitet ganget med tyngdekraften [ $\text{kg}/(\text{m}^2 \text{ s}^2)$ ]

$R$  er den hydrauliske radius [m]

$I$  er energilinegradienten (normalt antaget at være lig med bundliniegradienten) [m/m]

Når det kommer til valget af den kritiske forskydningsspænding, er der uenighed om, hvad der er rigtigt. Således siger Norm for Afløbsinstallationer (DS 432) for eksempel, at for spildevandsdelen i betonrør skal den kritiske forskydningsspænding ( $\tau_c$ ) være større end  $2,5 \text{ N/m}^2$  og angiver, at denne værdi skal opnås mindst en gang i døgnet. Undersøgelser i udlandet tyder på, at permanente sedimentaflejringer undgås ved lavere  $\tau_c$ -værdier, end hvad der anbefales som designkriterium i DS 432. Det skal dog bemærkes, at DS 432 kun er gyldig for lokale installationer på privat grund, hvor der tolereres mindre risiko for tilstopning end i de større, kommunale ledninger. Der er dog stor spredning på de rapporterede værdier. Den kritiske forskydningsspænding for resuspension af sediment i fællessystemer ligger ifølge litteraturen formentlig omkring  $1,5$  til  $2 \text{ N/m}^2$ .

#### *Vandføring og hyppighed for selvrensning*

For at begrebet "kritisk forskydningsspænding" med mening kan anvendes til dimensionering eller tilstandskontrol, må det anføres, hvor ofte denne tilstand forekommer. Diskussionen falder her i to dele, nemlig tørvejr og regnvejr.

Ved anvendelse af DS 432 til dimensionering af selvrensning under tørvejrforhold, kunne man fristes til at benytte den dimensionsgivende vandføring, som værende den vandføring ved hvilken  $\tau_c$  skal bestemmes. Dette giver dog ingen mening, idet den logiske konsekvens heraf må være, at  $\tau_c$  aldrig opnås, idet den dimensionsgivende vandføring aldrig overskrides. Der skal derfor vælges en reelt forekommende vandføring. Dette kunne være den største timevandføring i det døgn, hvor den gennemsnitlige vandføring er lavest – ofte betegnet mindste døgn maksimale timevandføring. Herved vil ledningen i princippet være selvrensende mindst en time i døgnet i samtlige årets døgn. Alternativt kan middeldøgnet maksimale time anvendes ud fra den filosofi, at mindre sedimentaflejringer i kortere perioder er acceptable. Der findes ikke i dag en grundig undersøgelse af, hvilket kriterium der er mest rigtig, eller hvilken varighed tilstanden "forskydningsspænding større end  $\tau_c$ " skal have.

For bestemmelse af frekvensen for selvrensning under regn, er en absolut tidsangivelse ikke relevant, idet regn selvsagt ikke forekommer jævnt fordelt over året. DS 432 anbefaler i stedet at anvende 10% af det dimensionsgivende flow ved en gentagelsesperiode på 1 år. Et sådant kriterium forekommer fornuftigt, om end valget af 10% ikke er velunderbygget.

#### *Driftsmæssig selvrensning*

Der findes mange afløbsledninger, hvor det ovenfor beskrevne dimensioneringskriterium ikke er opfyldt, og hvor der alligevel ikke forekommer problemer i forbindelse med sedimentaflejringer. Der bør derfor

skelnes mellem dimensioneringskriterier for selvrensning (kriterier der er på den sikre side) og kriterier der afgør, hvornår forskellige driftsrutiner iværksættes. Tabel 3-4 angiver et skøn over hvilke forskydningsspændinger, der kan forventes at føre til problematiske sedimentaflejring.

Tabel 3-4: Skøn over sammenhæng mellem forskydningsspænding og sedimentaflejring.  $\tau$  refererer til en vandføring der forekommer over 1 time hvert døgn.

Forskydningsspænding	Omfang af sedimentaflejring
$\tau > 1,5 \text{ N/m}^2$	Ingen permanente sedimentaflejring
$\tau > 0,5 > 1,5 \text{ N/m}^2$	Nogen risiko for sedimentaflejring
$\tau < 0,5 \text{ N/m}^2$	Høj risiko for sedimentaflejring

#### Modeller til simulering af sedimentopbygning

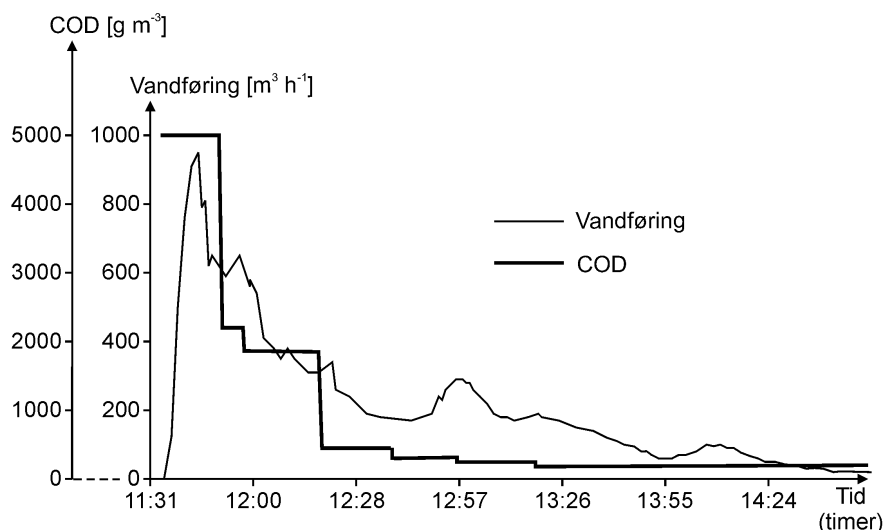
Alternativt til den simple metodik angivet i Tabel 3-4, findes der på markedet sedimentmodeller koblet til hydrauliske beregningsværktøj (eksempelvis MOUSE), der benyttes til forudsigelse af sedimentdannelse.

Uddybende litteratur: IWA (2004)

### 3.2.5 Resuspension af sediment under regn

#### 3.2.5.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Under regn vil midlertidigt aflejret sediment kunne resuspenderes og blandes op i vandstrømmen. Ledningerne bliver på denne måde skyllet mere eller mindre rene. Den del af det aflejrede materiale, der først resuspenderes, er finpartikulært materiale med et højt indhold af organisk stof, samt løsrevet biofilm. Dette materiale blandes op i den fri vandfase, og transporteres sammen med denne. Tungere materiale, primært i form af sand, bringes i bevægelse når vandhastigheden stiger yderligere, men transporteres først og fremmest tæt ved ledningens bund og med en langsommere hastighed end selve vandet.

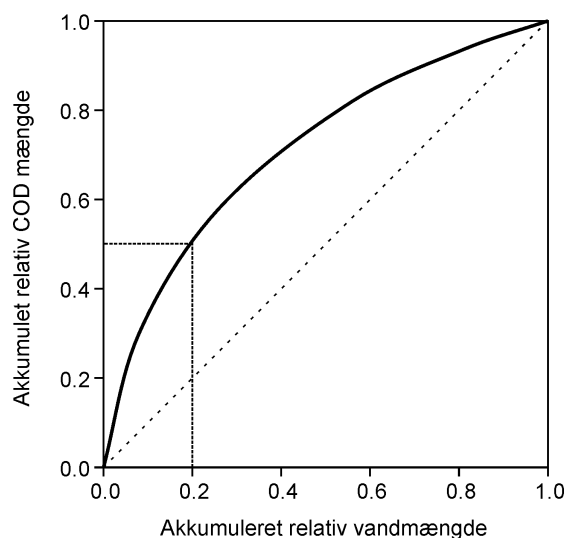


Figur 3-22: Eksempel på sammenhæng mellem afstrømmet regnvand og afstrømmet organisk stof.

I begyndelsen af en regnhændelse vil det afstrømmende vand kunne indeholde relativt meget organisk materiale. Senere i afstrømningsforløbet vil indholdet

af organisk materiale i vandfasen aftage. Figur 3-22 viser et eksempel på et målt sammenhæng mellem flow og COD. Det ses, at COD er meget høj i begyndelsen af afstrømningshændelsen, for efter nogen tid at falde til et lavt niveau.

Af Figur 3-22 ses, at stoffet – målt som COD – kommer ud af takt med vandet. Dette fænomen ses i mange afløbssystemer, og kan afbildes grafisk som eksemplificeret i Figur 3-23. Figuren illustrerer eksempelvis, at 50% af COD'en er afstrømmet med de første 20% af vandet.



Figur 3-23: Principielt forløb af first flush for COD under en regnhændelse.

### 3.2.5.2 Affødte problemer og gener

Effekten af at midlertidigt aflejrede sedimenter resuspenderes under regn er størst i fællessystemer. I separatsystemers regnvandsledninger indeholder sedimentet ikke ret meget organisk materiale (Afsnit 3.2.4).

Resuspenderet organisk stof og løsrevet biofilm kan føre til væsentlige stødbelastninger af renseanlæg, specielt efter langvarige tørvejrperioder. Effekten af et stød af indkommende spildevand med meget COD, efterfulgt af en øget hydraulisk belastning, giver driftsproblemer på renseanlæg (Afsnit 3.3.13).

Det resuspenderede sediment og afrevet biofilm kan endvidere bidrage væsentligt til indholdet af organisk stof i overløbsvand (Afsnit 3.2.2). Omfanget heraf afhænger af afløbssystemets udformning. Hvis den afskærende ledningskapacitet er tilstrækkelig til at bortlede den første, højt belastede del af vandet til renseanlægget, vil recipienterne mærke mindre til fænomenet. På tilsvarende vis kan bassiner tilbageholde stoffet i afløbssystemet og sende det videre til renseanlægget. Alt andet lige vil sedimentaflejringer i afløbssystemet dog føre til en øget belastning af recipienterne med organisk stof, hvilke igen medfører nedsat recipientkvalitet (Afsnit 3.3.3 og 3.3.5).

### 3.2.5.3 Kvantificering og vurdering

En egentlig kvantificering af forholdet kræver – for et konkret opland – langvarige måleprogrammer af sammenhængen mellem vandføringen og stofafstrømningen. En hurtig, billig og troværdig kvantificering er ikke

umiddelbart mulig. Uden et egentligt måleprogram fås det bedste indicium ved at se på, om der aflejres sediment i oplandet, og herudfra vurdere størrelsesordenen af problemet. Til dette formål kan de i Afsnit 3.2.4 beskrevne metoder anvendes.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (2000a); IWA (2004)

### 3.2.6 Resuspension af sediment ved daglige maksimal vandføringer

Vandføringen i et afløbssystem under tørvejr varierer over døgnet. Når vandføringen er lav, aflejres der materiale i ledningen, som så igen bliver bragt i transport, når vandføringen stiger. Omfanget af fænomenet afhænger af, hvor "selvrensende" systemet er (Afsnit 3.2.4). Især i den øvre ende af afløbssystemet er ledningerne aldrig fri for aflejringer. Dette skyldes, at større partikler, der er tungere end vandet, transporteres med en langsommere hastighed en selve vandet. Når der kommer en spildevandstilledning (eksempelvis i form af toiletskyl), vil partiklerne bevæge sig med vandføringen, men langsomt sakke bagud, indtil der ikke er vand hhv. vandhastighed nok til at flytte dem længere. Ved næste skyl vil partiklerne så atter blive transporteret nok et stykke, indtil de enten er nedbrudte, eller er flyttet ud i en ledning, hvor der er en mere permanent vandføring.

Tilledes der i perioder meget vand til systemet – som for eksempel i morgentimerne når beboerne er ved at gøre klar til at tage på arbejde og i skole – vil det midlertidigt aflejrede materiale skylles hurtigere ud af systemet. Dette fører til en stigning i koncentrationen af organisk stof i forhold til de perioder, hvor tilledningen af spildevand er mere beskedent.

#### 3.2.6.1 Affødte problemer og gener

Effekten af deposition og resuspension under tørvejr er en ujævn belastning af renseanlæg med organisk stof. Det opløste stof – eksempelvis ammonium – tilledes renseanlægget i samme takt som det tilledes afløbssystemet, mens det partikulære stof tilbageholdes længere eller kortere tid i ledningsnettet. Alt andet lige giver dette anledning til en ujævn belastning af renseanlægget og dermed risiko for en nedsat effektivitet af anlægget (Afsnit 3.3.13).

Såfremt den midlertidige deposition under tørvejr er høj, vil fænomenet endvidere bidrage til sedimentrelaterede problemer under regn, idet et vist antal af regnhændelserne vil forekomme samtidig med lav tørvejrsvandføring.

#### 3.2.6.2 Kvantificering og vurdering

Kvantificering af fænomenet deposition og resuspension af organisk materiale under tørvejr, samt effekten heraf på spildevandsrensningen og eventuelt på recipienterne kræver omfangsrige måleprogrammer. En vurdering af problemets omfang kan dog fås ved at benytte de i Afsnit 3.2.4 beskrevne metoder.

Uddybende litteratur: IWA (2004)

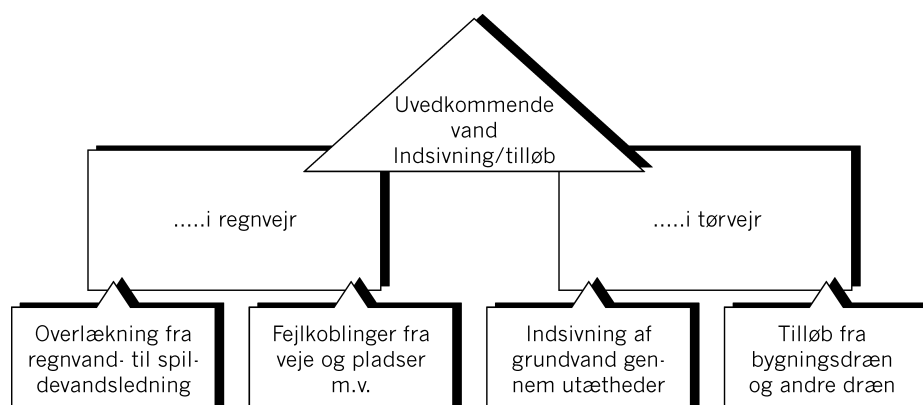
### 3.2.7 Uvedkommende vand

#### 3.2.7.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Uvedkommende vand er vand, der er uønsket i afløbssystemet. Det kan forekomme som indsvingning af regn- eller grundvand, ved fejltilkobling af dræn



eller – for separate spildevandsledninger – som fejkobling af regnvandsledninger (Figur 3-1).



Figur 3-1: De væsentligste former for uvedkommende vand (Miljøstyrelsen, 1992a).

Indsivning defineres som grundvand, der trænger ind gennem utætheder i afløbssystemet. Indsivning kan forekomme, hvor grundvandspejlet står højere end vandspejlet i ledningen. Vandet trænger ind gennem utætte samlinger og brud i ledningsmaterialet (Afsnit 3.1.9).

Overlækning forekommer, når der under regn sker en midlertidig vandmætning af ledningsgraven, idet materialet i omkringfyldningen ofte har en højere hydraulisk ledningsevne end den råjord i hvilken ledningen er lagt. Ledningen kommer herved til at ligge under det midlertidige grundvandspejl, og der kan forekomme infiltration indtil ledningsgraven igen er afdrænet. Dette fænomen er formentlig specielt udtalt, hvor en utæt regnvandsledning ligger i samme ledningsgrav som en utæt spildevandsledning.

Drænafstrømning fra bygningsdræn og lignende forekommer, hvor det har været nødvendigt at sænke grundvandsstanden. Er drænet koblet til en separat regnvandsledning eller en fællesledning, er betegnelsen "uvedkommende vand" strengt taget misvisende, idet det bevidst er valgt at bortlede drænvandet på denne måde. Fejkoblinger forekommer, hvor regn- eller drænvand er tilkoblet en separat spildevandsledning.

### 3.2.7.2 Affødte problemer og gener

Indsivning øger den vandmængde, der skal håndteres i afløbssystemet og behandles på renseanlæg. Som umiddelbar konsekvens heraf, bliver udgifterne til drift af renseanlæg og pumpning af spildevand på renseanlæg og i afløbssystemet dermed forøget (Afsnit 3.3.13 og 3.3.14). En anden konsekvens af indsivning er, at renseanlæg til biologisk/kemisk fjernelse af kvælstof og fosfor i praksis kun kan rense ned til en vis udløbskoncentration. Denne udløbskoncentration er stort set uafhængig af indløbskoncentrationen, hvilket medfører, at renseanlæg der udsættes for indsivning, hvor koncentrationerne af N og P typisk er lave, vil udlede større mængder næringssalte end renseanlæg, der ikke er belastede af indsivning (Afsnit 3.3.3).

Indsivende vand vil optage en del af kapaciteten i ledningen og dermed reducere kapaciteten for afledning af spildevand og regnvand. Danske fællessystemer og separate regnvandssystemer er typisk dimensioneret så tilpas store, at konsekvensen af denne reduktion i kapacitet er af underordnet betydning, og heller ikke for separate spildevandsledninger har reduktionen i hydraulisk kapacitet almindeligvis væsentlig betydning (Afsnit 3.2.1 og 3.2.3). Endvidere vil indsivningsmængderne under regn reduceres, når trykniveauet i

ledningen stiger, idet den drivende kraft for indsivning bestemmes af forskellen mellem trykniveauet af vandet i afløbsledningen og trykniveauet i det omgivende grundvand.

### 3.2.7.3 *Kvantificering og vurdering*

Der er ingen simpel og acceptabel måde hvorpå indsivning kan beregnes ud fra observationer af ledningens tilstand ved eksempelvis TV inspektion. Indsivning kan foregå uden at det nødvendigvis kan ses ved TV inspektion, og selvom indsivning kan ses, kan mængderne ikke bestemmes herved. Indsivningen bør følgelig bestemmes ved direkte måling. Måling af indsivning foregår på forskellig vis, afhængig af om det er et helt opland, for hvilken den gennemsnitlige indsivning ønskes bestemt eller om det er den enkelte ledning, der ønskes undersøgt.

Til bestemmelse af indsivning i et helt kloakopland, kan drikkevandsforbruget sammenlignes med spildevandsproduktionen. Det antages, at al forbrugt drikkevand tilledes afløbssystemet, og at ekstra vand kommende fra oplandet skyldes indsivning. Der er dog en række praktiske problemer forbundet med denne teknik:

- Der er sjældent sammenfald mellem vandforsyningsoplande og kloakoplande. Det er følgelig forbundet med meget besvær at bestemme drikkevandsforbruget hørende til et kloakopland. Endvidere kan vandforbruget ved denne metode ofte kun findes som årsmiddelværdi, og ikke som aktuel øjebliksværdi.
- Til sammenligning med vandforbruget skal den tilsvarende afstrømmende vandmængde findes. For at kunne gøre dette, skal vandføringen i afløbssystemet måles kontinueret over en periode. Dette er ganske vanskeligt og dyrt at gøre andre steder end på renseanlæg, hvor der i forvejen er etableret flowmåling. Måling af vandføring i ledninger med frit vandspejl er endvidere forbundet med væsentlige usikkerheder.
- Metoden kan ikke skelne mellem uvedkommende vand i form af eksempelvis tilkoblede dræn og vand, der trænger ind gennem utætheder i ledningerne.

En simpel og acceptabel metode til bestemmelse af indsivning for mindre oplande er at observere vandføringen i de tidlige morgentimer. For små oplande, kan det normalt antages, at der ikke forekommer vandforbrug i de meget tidlige morgentimer. Er afstrømningstiden kort, kan ledningsnettet nå at tømme ud, før der igen tilføres spildevand, og den vandføring, der kommer lige før befolkningen i oplandet står op, kan derfor henføres til indsivning.

Til bestemmelse af indsivning på enkelte ledningsstræk, kan der anvendes sporstofmålinger. Et antal metoder til sporstofmetoder er udviklet, og tilbydes kommercielt til bestemmelse af indsivning.

Et generelt problem i forbindelse med måling af indsivning er, at indsivningsmængder varierer over tid. Således forekommer såvel årstidsvariationer grundet varierende grundvandsstand, som korttidsvariationer i forbindelse med nedbør, og den tidsmæssige variation i indsivningsmængder kan være endog meget stor.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1992a), Miljøstyrelsen (1992b)

## 3.2.8 Materialetransport fra den omgivende jord ind i ledninger

### 3.2.8.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Forekommer der indsvivning gennem større lækager, vil det indsvivende vand kunne føre materiale fra omkringfyldningen med ind i ledningen (Afsnit 3.2.7). Herved ændres kornsammensætningen i omkringfyldningsmaterialet, og der kan dannes hulrum ved lækagerne.

### 3.2.8.2 Affødte problemer og gener

Bortskylning af omkringfyldningsmaterialet kan føre til, at den omgivende jord sætter sig, og at der dannes lunger på ledningen (Afsnit 3.1.4). Sætningerne kan endvidere føre til skader på vejbelægninger og lignende. Jord og sand der skylles ind i ledningen, vil endvidere give et vist bidrag til det uorganiske materiale i sedimentaflejringer (Afsnit 3.2.4). I fællessystemer må dette bidrag dog forventes at være af underordnet betydning i forhold til det uorganiske materiale, der i øvrigt føres ind i ledningen via overfladeafstrømning af regnvand.

### 3.2.8.3 Kvantificering og vurdering

Sammenhængen mellem indsvivning og materialetransport ind i ledningen er ikke kendt, og det er derfor ikke umiddelbart muligt at kvantificere betydningen af fænomenet. Under de rette omstændigheder, kan lunkedannelse på grund af indsvivning dog formentlig være et reelt forekommende problem.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1992a), Miljøstyrelsen (1992b)

## 3.2.9 Udsivning

Effekten af udsivning er en effekt på grundvandet og ikke på de andre vandige recipienter. Der er ingen indikationer på, at udsivning skulle kunne forurene overfladevand. Endvidere er de afløbsledninger, der ligger tæt på en vandig recipient ofte under grundvandsspejl, og udsivning kan derfor ikke forekomme.

### 3.2.9.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Når grundvandsspejlet ligger lavere end en utæt kloakledning, vil der forekomme udsivning af spildevand. Udsivningens omfang bestemmes af en række faktorer, heriblandt lækagerne størrelse og placering, vandstanden i røret, driftsvariationer (eksempelvis regnhændelser) og spildevandets sammensætning.

### 3.2.9.2 Affødte problemer og gener

Undersøgelser har vist, at lækagerne stopper delvist til, og at udsivningen efter få dage stabiliserer sig på et relativt lavt niveau. I og under en lækage danner der sig en zone af få centimeters tykkelse, med en hydraulisk ledningsevne, der typisk er lavere end i det materiale, der er anvendt i ledningsgravens omkringfyldning. Tilstopningslaget består af en blanding af jordpartikler, partikler fra spildevandet og biologisk vækst.

En del af de forurenende stoffer indeholdt i spildevand vil blive frafiltreret og tilbageholdt ved udsivning gennem tilstopningslaget samt den omgivende jord. Andre stoffer vil ikke kunne tilbageholdes, og vil i sidste instans føre til en påvirkning af grundvandet (Afsnit 3.3.6).

### 3.2.9.3 *Kvantificering og vurdering*

Udsivningens omfang – altså de udsivende vandmængder – kan i princippet bestemmes ved sporstof måleteknikker. Vandmængderne, der siver ud, er dog almindeligvis små, set i forhold til den totale vandtransport i ledningen. Det er derfor vanskeligt at udføre sådanne målinger præcist, og de bliver let behæftede med ikke uvæsentlige usikkerheder. Kan målemetodernes præcision dokumenteres, er direkte måling af udsivningen den bedste, men også den mest omkostningsfulde metode, til kvantificering af udsivning.

Alternativt til direkte måling kan udsivningen beregnes ud fra et kendskab til ledningens tilstand. Kendes antal, placering og størrelse af lækager, er det muligt at beregne en forventet udsivning. Problemet med denne metode er, at det ofte er vanskeligt at bestemme lækagerne i en ledning. Især er det vanskeligt at vurdere, om en given skade, der observeres ved TV-inspektion også er en utæthed. Antages at enhver mulig utæthed rent faktisk er en utæthed, kan denne beregningsmetode anvendes til bestemmelse af den værst tænkelige udsivning fra en given kloakledning.

Kvantificering af stofmængder transporteret til grundvandet via udsivning er endnu vanskeligere end kvantificering af vandmængder. Oveni problemerne med at bestemme udsivningsmængderne præcist, kommer vanskelighederne ved at bestemme de forurenende stoffers skæbne under transport gennem den umættede jordzone. I praksis må der benyttes en kvalitativ vurdering af problemets omfang. Ud over et kendskab til udsivningsmængderne skal heri indgå hvilke problemstoffer der findes i spildevandet, og i hvilket omfang disse transporteres gennem den umættede jord ned til grundvandet såvel som omsættes. Sådan et overslag over de til grundvandet tilførte forurenende stoffer skal efterfølgende sammenholdes med den grundvandsdannelse, der er i området – altså fortyndingen.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (2002b)

## 3.2.10 **Kemisk korrosion**

### 3.2.10.1 *Årsager til uhensigtsmæssig funktion*

En mere korrekt betegnelse for 'kemisk korrosion' er 'abiotisk korrosion', idet også den biologisk initierede korrosion har et kemisk element (Afsnit 3.2.12). Kemisk korrosion dækker over at forskellige egenskaber ved stoffer i det omgivende grundvand såvel som i spildevandet kan nedsætte den fysiske levetid af visse ledningsmaterialer. Disse stoffer kan være naturligt forekommende i det omgivende grundvand, indtrængende havvand eller de kan blive tilført afløbsledninger med spildevand fra visse industrier.

### 3.2.10.2 *Affødte problemer og gener*

Salte som ammonium, magnesium, klorid og sulfat, aggressiv kulsyre samt lav pH i spildevandet eller det omgivende grundvand kan virke nedbrydende på visse ledningsmaterialer. Specielt cementholdige materialer kan være udsatte for sådan nedbrydning, mens plastmaterialer generelt er mere bestandige (Afsnit 3.1.6). Herved kan den forventede fysiske levetid af afløbssystemet blive reduceret (Afsnit 3.3.10).

### 3.2.10.3 *Kvantificering og vurdering*

Det er med dagens viden ikke muligt at give en sikker forudsigelse af, hvilke jordbunds-, grundvands- og spildevandstyper der fører til hvilke nedbrydningshastigheder af forskellige materialer.

En kvalitativ vurdering af porevandets og den omgivende jords indvirkning på betonledninger kan fås fra Tabel 3-5. Sværhedsgraden af angrebet gælder for velkomprimeret beton med et vand/cement forhold på 0,35-0,40, og forekomst efter 50 års kontinueret påvirkning. Forekommer der to eller flere typer angreb af samme sværhedsgrad, skal den samlede sværhedsgrad hæves et niveau – eksempelvis fra moderat til stærkt angreb (Hvorslev, 1996; Lapertis, 1999).

Tabel 3-5: Vejledende værdier for væsker og jords påvirkning af betonrør (Hvorslev, 1996; Lapertis, 1999).

	Intet angreb	Svagt angreb	Moderat angreb	Stærkt angreb	Meget stærkt angreb
pH (vand)	>6,5	6,5-5,5	5,5-4,5	4,5-4,0	<4,0
Aggressiv kulsyre, mg/l (vand)	<15	15-30	30 – 60	60-100	>100
Ammonium, mg/l (vand)	<15	15-30	30-60	60-100	>100
Magnesium, mg/l (vand)	< 100	100-300	300-1500	1500-3000	>3000
Sulfat, mg/l (vand)	<200	200-600	600-3000	3000-6000	>6000
Sulfat, mg/kg (lufttør jord)	<2000	2000-6000	6000-12000	>12000	-

Nedbrydning og ældning af andre ledningsmaterialer end beton på grund af spildevands- og porevandssammensætningen er ikke velbelyst, og en vurdering heraf derfor ikke mulig.

Uddybende litteratur: Hvorslev (1996); Lapertis (1999).

### 3.2.11 Svovlbrintedannelse

#### 3.2.11.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Forudsigelse af svovlbrintedannelse og efterfølgende korrosion af betondele (Afsnit 3.2.12) har allerede i den første halvdel af det 20'ende århundrede været opfattet som et væsentligt problem. Fænomenet har i specielt USA og Australien været genstand for undersøgelse på et relativt tidligt tidspunkt, og det blev klarlagt, hvilke forhold der er af betydning for problemets omfang.

De væsentligste forhold for svovlbrintedannelse under anaerobe (iltfri) forhold er:

- Biofilm arealet: Svovlbrinte dannes ikke i vandfasen men i ledningens biofilm og i et eventuelt forekommende sedimentlag. Forholdet mellem rørets overfladeareal og volumenet af vandfasen er derfor væsentligt – det såkaldte A/V (Areal/Volumen) forhold. Jo mere areal per volumen, jo mindre vand er der til at fortynde den i biofilm og sediment dannede svovlbrinte. Med andre ord giver små ledningsdiametre anledning til højere svovlbrintekonzentrationer end store ledningsdiametre.
- COD og dennes kvalitet: Ved svovlbrintedannelsen sker der en omsætning af COD. Jo mere COD der er i spildevandet og des lettere omsætteligt denne COD er, desto mere svovlbrinte vil der blive produceret. Først ved

- meget høje COD koncentrationer vil der opstå en form for mætning, hvor produktionsraten bliver uafhængig af COD koncentrationen.
- Opholdstid: Omfanget af svovlbrintedannelse bestemmes af den anaerobe opholdstid for spildevandet i ledningen, der således bliver væsentlig.
  - Temperatur: Som alle andre biologiske og kemiske processer er svovlbrintedannelsen temperaturafhængig. Undersøgelser under danske forhold har vist, at raten hvormed svovlbrinte dannes i afløbssystemet ændres med 34% for hver gang temperaturen ændres med 10°C. Denne temperaturafhængighed er relativt beskedent, og betyder, at svovlbrinte vil kunne dannes selv om vinteren.
  - pH: Svovlbrinteproducerende bakterier kan fungere med god effektivitet mellem pH 5,5 og 9. pH har derfor almindeligvis ikke den store betydning for svovlbrintedannelsen. Spildevandets pH har dog markant betydning for en eventuelt efterfølgende svovlbrintekorrosion (3.2.12).
  - Sulfatindhold: Svovlbrinte dannes ved reduktion af sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Der skal derfor være sulfat tilstede i spildevandet for at processen kan forløbe. Sulfat bliver begrænsende for svovlbrintedannelsen, hvis der er mindre end 5-15 mg/l i spildevandet. Typiske sulfatindhold i spildevand ligger dog på et væsentligt højere niveau, og sulfatbegrænsning er derfor almindeligvis ikke forekommende.
  - Vandhastighed: Des højere vandhastigheden er i ledningen, desto lettere tilgængeligt bliver spildevandets COD for bakterierne i biofilmen. På den anden side vil biofilmens tykkelse – specielt de anaerobe biofilm der forekommer i trykledninger – aftage med øget vandhastighed. De to effekter er modsat rettede, og summen af dem gør i praksis, at vandhastigheden ikke er af væsentlig betydning for svovlbrintedannelse. Vandhastigheden skal dog være så stor, at der ikke forekommer sedimentaflejringer.
  - Sedimentaflejringer: Dannes der permanente sedimentaflejringer i ledningen, vil der typisk ses en øget svovlbrinteproduktion, idet svovlbrinte vil produceres i hele sedimentets dybde.

Svovlbrinte kan både dannes i gravitationsledninger og pumpeledninger. Under danske forhold er det dog typisk kun sidstnævnte, der har så væsentligt et omfang, at det i praksis giver anledning til problemer (Afsnit 3.1.7). Såfremt en gravitationsledning fører spildevand med højt indhold af organisk stof, høj delfyldningsgrad, høj temperatur og et lille fald vil der dog foreligge mulighed for svovlbrintedannelse i gravitationsledninger (Afsnit 3.2.3).

#### 3.2.11.2 Affødte problemer og gener

Svovlbrinte er en giftig gas, der kan forårsage akut forgiftning. Svovlbrinte kan forekomme i afløbssystemet i så høje koncentrationer, at der er risiko for dødsulykker, men allerede ved relativt lave koncentrationer, er der risiko for sundhedsskader (Afsnit 3.3.9). Under danske forhold forekommer høje koncentrationer af svovlbrinte specielt ved udløb fra trykledninger.

Svovlbrinte er endvidere ildelugtende, og kan fornemmes ved selv små koncentrationer. Lugt fra afløbssystemer udgøres af et meget stort antal forskellige stoffer, med svovlbrinte som en af de væsentlige komponenter i det samlede lugtindtryk (Afsnit 3.3.8).

En anden væsentlig gene ved svovlbrinte er korrosion af afløbssystemet. Er der ilt tilstede, vil svovlbrinte på fugtige overflader blive iltet til svovlsyre. Specielt i forbindelse med oppumpningsbrønde fra trykledninger og efterfølgende gravitationsledninger, kan der observeres svovlbrintekorrosion.

Omfang heraf afhænger af, hvor hurtigt den dannede svovlbrinte frigives og om det materiale, som brønd og ledning er lavet af, er korrosionsbestandigt eller ej (Afsnit 3.2.12).

### 3.2.11.3 *Kvantificering og vurdering*

Under danske forhold og ved transport af almindelig husspildevand forekommer svovlbrintedannelse praktisk talt udelukkende i trykledninger og ikke i gravitationsledninger. Dog kan svovlbrintedannelse forekomme i gravitationsledninger, hvis COD koncentrationen er høj og COD'en let omsættelig (eksempelvis spildevand fra mejerier, slagterier og andre fødevareproducerende virksomheder).

Overslag over en eventuel svovlbrintedannelse kan gøres ved at benytte empiriske formler for svovlbrintproduktion. Gennem tiden er der blevet foreslået en række sådanne formler, hvoraf den seneste er udviklet til danske forhold og inddrager de væsentligste faktorer der er bestemmende for svovlbrintedannelsen:

$$\frac{dH_2S}{dt} = k(COD_s - 50)^{0.5} 1,03^{T-20} \frac{A}{V}$$

hvor

k er 0,001 – 0,010 afhængig af spildevandets omsættelighed

COD<sub>s</sub> er den opløste COD

T er temperaturen

A/V er biofilmareal delt med volumenet af vandfasen

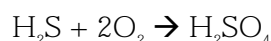
En mere præcis bestemmelse af svovlbrinteproduktionen og den efterfølgende frigivelse kan opnås ved at foretage modelberegninger, der inddrager alle de relevante omsætningsprocesser. En sådan model er gennem de senere år udviklet til et niveau, der tillader praktisk anvendelse (Hvitved-Jacobsen, 2002). Modellen går under betegnelsen WATS (Wastewater Aerobic/anaerobic Transformations in Sewers).

Uddybende litteratur: Hvitved-Jacobsen (2002), [www.sewer.dk](http://www.sewer.dk)

## 3.2.12 Biologisk korrosion

### 3.2.12.1 *Årsager til u hensigtsmæssig funktion*

Biologisk korrosion i afløbssystemer er i praksis ensbetydende med svovlbrinte korrosion. Svovlbrinte dannes af bakterier under anaerobe (iltfri) forhold ved reduktion af sulfat. Svovlbrinte kan stripes fra vandfasen til kloakatmosfæren, hvor det efterfølgende adsorberes relativt hurtigt til ledningens fugtige overflader. Her vil der foregå en oxidation (iltning) af svovlbrinten til svovlsyre efter formlen:



Er der tale om en betonledning, angriber denne svovlsyre betonens bindemiddel og omdanner bindemidlet til letudvaskelige forbindelser. Herved frilægges tilslagsmaterialet og betonen nedbrydes med tiden. Ved moderat svovlbrinteangreb observeres der nedbrydningsrater på 1-2 millimeter per år, mens voldsomme angreb kan føre til nedbrydningsrater på op til 5-15

millimeter per år. På tilsvarende vis vil installationer og metaldele i eventuelle pumpestationer og lignende blive nedbrudt.

Den svovlbrinte der forbliver i vandfasen bliver ligeledes oxideret, dog uden at gøre skade, idet den dannede svovlsyre bliver neutraliseret af spildevandet. Svovlbrintekorrosion vil derfor typisk ses på steder, hvor anaerobt spildevand bliver udsat for høj turbulens og dermed stripping af svovlbrinte. Sådanne steder kan være udløbsbrønde fra pumpeledninger, indløbsbygværker på renseanlæg, o.l.

De forhold, der er af særlig betydning for svovlbrintekorrosionens omfang er:

- Betonens syrebestandighed. Jo større syrebestandighed betonen har, desto mere svovlbrinte kan betonen tåle, og desto mindre nedbrydningsrater vil forekomme. Større syrebestandighed kan opnås ved, at betonen har et højt cementindhold eller ved at benytte kalkholdige tilslagsmaterialer.
- Ventilation. En kraftig ventilation af oppumpningsbrønden vil kunne trække en del af den frigivne svovlbrinte ud af afløbssystemet, og dermed nedbringe korrosionen. Naturlig ventilation gennem udluftningsrør og lignende fjerner dog kun ubetydelige mængder svovlbrinte fra systemet.
- pH. Spildevandets pH er afgørende for, hvor hurtigt svovlbrinte stripkes fra vandfasen op i gasfasen. Ved høj pH ( $\text{pH} > 8,5-9$ ) vil stort set al svovlbrinte forblive i vandfasen. Ved lav pH ( $\text{pH} < 5-5,5$ ), vil svovlbrintefrigivelsen nå sit maksimum. Svovlbrinteoxidationen (svovlbrintefjernelsen) i vandfasen er ligeledes pH afhængig, og foregår væsentligt hurtigere ved høj pH end ved lav.
- Temperatur. Svovlbrintefrigivelse samt oxidation af svovlbrinten i spildevandet såvel som på ledningens fugtige overflader, er temperaturafhængig. Des højere temperaturen er, des hurtigere frigives svovlbrinten. Effekten af temperatur på frigivelsesraten er dog ikke voldsom. Således stiger frigivelsesraten med omkring 1/3 for hver  $10^\circ\text{C}$ .
- Turbulens i vandfasen. Raten, med hvilken svovlbrinte stripkes af vandfasen, er stærkt afhængig af den turbulens, der er i vandfasen. Derfor ses svovlbrinte korrosion primært på steder med høj turbulens.

### 3.2.12.2 Affødte problemer og gener

Ud over at korrosion af ledninger, brønde og installationer selvsagt forkorter disses fysiske levetid (Afsnit 3.3.10), kan korrosion give anledning til utætheder, der igen vil kunne give anledning til indsivning (Afsnit 3.2.7). Sidstnævnte er dog af underordnet betydning for den samlede indsivning til et afløbssystem. Udsivning på grund af biologisk korrosion forekommer ikke, idet korrosionen foregår over vandspejlet i ledningen.

### 3.2.12.3 Kvantificering og vurdering

I det konkrete tilfælde hvor svovlbrintekonzentrationer i vandfasen er kendt, kan denne give et fingerpeg i retning af, om der opstår et væsentligt korrosionsproblem eller ej (Tabel 3-6).

En mere detaljeret forudsigtelse af korrosionsrater kan fås ved at antage, at al svovlbrinte (målt eller beregnet) i spildevandet, frigives til kloakatmosfæren, hvor den oxideres til svovlsyre og efterfølgende nedbryder bindemidlet i beton. Alternativt kan svovlbrintedannelse, frigivelse og oxidation beregnes under anvendelse af en konceptuel model af omsætningerne i afløbssystemet.

Tabel 3-6: Sammenhæng mellem svovlbrintekonzentration i vandfasen og svovlbrinteproblemets omfang.



Svovlbrinte i vandfasen	Problemerkernes omfang
$H_2S < 0,5 \text{ mg/l}$	Små
$0,5 < H_2S < 3 \text{ mg/l}$	mellemstore
$H_2S > 3$	Store

Uddybende litteratur: Hvitved-Jacobsen (2002), [www.sewer.dk](http://www.sewer.dk)

### 3.2.13 Lugtdannelse

#### 3.2.13.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Under anaerobe (iltfri) forhold dannes der ved mikrobiel aktivitet en række nedbrydningsprodukter, af hvilke nogle er stærkt ildelugtende. Der dannes bl.a. svovlbrinte, der bidrager væsentligt til den samlede lugt, men rækken af stoffer der dannes er lang. Der dannes mercaptaner, aminer, indol, aldehyder, VFA, og mange flere. Hvilke stoffer, der primært dannes under hvilke forhold, er kun lidt kendt. Da mange af stofferne endvidere er svære at måle, anvender man som oftest lugtpaneller til at vurdere lugtens intensitet.

Anaerobe forhold opstår i trykledninger og i ledninger med høj delfyldningsgrad og lille fald. Endvidere bidrager indhold og kvalitet af det organiske materiale, temperaturen og varigheden af de anaerobe forhold til lugtdannelsen (Afsnit 3.2.3, 3.1.7 og 3.2.11).

#### 3.2.13.2 Affødte problemer og gener

Dannelse af ildelugtende stoffer fører til lugtgener på de steder, hvor de afgives til atmosfæren. Dette sker dels gennem eksempelvis utætte brønde og lignende samt i renseanlæggets mekaniske del (Afsnit 3.3.8). Ud over at være til almindelig gene for borgerne, udgør ildelugt et arbejdsmiljøproblem for driftspersonalet (Afsnit 3.3.9).

#### 3.2.13.3 Kvantificering og vurdering

Forudsigelse af graden af lugt er ligeså vanskelig som lugtsammensætningen er forskellig. Den pragmatiske tilgangsvinkel til forudsigelse af lugt er at relatere den samlede lugt til den samlede svovlbrinteproduktion – idet svovlbrinte dels er let at måle, dels modelmæssigt kan forudsiges med rimelig sikkerhed. Til modelberegning af lugt benyttes derfor det samme modelsystem som til beregning af svovlbrintedannelse (3.2.11).

Uddybende litteratur: Stuetz and Frechen (eds) (2001).

### 3.2.14 Mekanisk erosion

#### 3.2.14.1 Årsager til uhensigtsmæssig funktion

Slitage af bundløbet på grund af sandtransport forekommer hyppigst i stejle ledninger af dårlig betonkvalitet (Afsnit 3.1.8). På lige strækninger er erosionen oftest begrænset, mens erosionen ved retningsændringer og rørsamlinger er mere udtalt.

#### 3.2.14.2 Affødte problemer og gener

Borterosion af bundløb medfører en nedsat fysisk levetid af ledningen, idet dens fysiske styrke reduceres (Afsnit 3.3.10). Afhængig af grundvandets placering i forhold til ledningen, vil der samtidigt kunne foregå væsentlig ind- eller udsivning, hvis bundløbet er borteroederet (Afsnit 3.2.7 og 3.2.9).

### 3.2.14.3 *Kvantificering og vurdering*

Der findes ingen sikre metoder til forudsigelse af mekanisk erosion af afløbsledninger. Erosion af betonledninger er især blevet observeret i fællessystemer og i separate regnvandsledninger med fald på mindst 50-60‰. Graden, med hvilke andre ledningsmaterialer end beton eroderes, kendes ikke.

Uddybende litteratur: Sægrov (1992)

## 3.2.15 Rodindtrængning

### 3.2.15.1 *Årsager til uhensigtsmæssig funktion*

Hvor der vokser træer med dybtgående rødder tæt på en utæt afløbsledning, må der forventes rodindtrængning, idet træets rødder søger efter det lettest tilgængelige vand. Er rødder først begyndt at trænge ind i ledningen, kan disse på kort tid reducere ledningens hydrauliske kapacitet væsentligt, og i sidste instans føre til en fuldstændig tilstopning. Kravet til rodindtrængning er følgelig, at det ikke må forekomme i et afløbssystem.

Træers vækstbetingelser er sjældent optimale i byerne, idet jordbundsforholdene og jordbundens komprimeringsgrad er stærkt varierende. Hvis rødderne formår at trænge ind i ledningsgraven, vil de søge mod rørene, og trænge ind gennem revner, sprækker og samlinger.

Rodindtrængning forekommer hyppigst i samlinger og hyppigst ved små lægningsdybder. Således er det fra Storbritannien rapporteret, at 90% af rodindtrængningerne her forekommer indenfor en dybde af 0,6 m. Der kan dog forekomme rodindtrængning i væsentlig større dybder. Dette understøttes blandt andet af, at der også forekommer rodindtrængning i danske ledninger, hvor lægningsdybder af offentlige kloakker er større end de ovenfor omtalte 0,6 m. Nyere samlinger af god kvalitet forhindrer effektivt rodindtrængning. Således ses der sjældent rodindtrængning i ledninger lagt i 80'erne og fremover. Trænger rødder ind i nyere ledninger, er der ofte tale om dårligt udført anlægsarbejde.

Rødder fra visse træer trænger lettere ind i afløbsledninger end andre. For danske forhold rapporteres det, at pil, birk, poppel og elm står for henholdsvis 30, 25, 23 og 6% af rodindtrængning i urbane kloakledninger (Randrup, 2001). Pil, birk og poppel er ikke typiske vejtræer i Danmark, men forekommer i private haver, og rodindtrængning er hyppigst et problem i parcelhus- og villakvarterer. Rodindtrængning opstår typisk indenfor en afstand af 6 meter fra et træ.

En spørgeskemaundersøgelse i 1996 viste, at rødder forekommer i det kommunale ledningsnet, men sjældent giver anledning til store problemer. I snit fjernes der rødder på godt en km ledning pr år pr kommune. Rodbeskæring er kun en midlertidig løsning på problemet, idet afskæring af rødder faktisk fremmer røddernes vækst og fører til et kraftigere og mere forgrenet rodnet. Benyttes rodbeskæring for at kontrollere et rodproblem, skal beskæringen ske hyppigt og mindst hvert tredje år.

### 3.2.15.2 *Affødte problemer og gener*

Trænger rødder ind i ledninger vil de i løbet af kort tid stoppe ledningen helt eller delvist til. Herved vil ledningens kapacitet selvsagt blive reduceret og der vil kunne ske opstuvning og oversvømmelser under regn og tørvejr (Afsnit 3.1.5, 3.2.1 og 3.2.3). Ved delvis tilstopning opstår områder med langsomt

flydende vand, der fører til sedimentaflejringer opstrøms for rodindrængningen (Afsnit 3.2.4).

### 3.2.15.3 Kvantificering og vurdering

Rodindrængning observeres gennem TV-inspektion, men forudsigelse af rodindrængning er vanskelig. Følgende faktorer øger erfaringsmæssigt risikoen for rodindrængning:

- Træer med dybgående rødder
- Lille lægningsdybde
- Ledninger med mange og dårlige samlinger

Uddybende litteratur: Randrup og Faldager (1997).

## 3.3 Gener ved drift og årsager hertil

Intentionen med metoderne til vurdering af afløbssystemets tekniske tilstand og funktion (Afsnit 3.1 og 3.2), er at identificere årsags-virkningssammenhænge mellem afløbssystemets tilstand og funktion på den ene side og gener for brugerne og omgivelserne på den anden. Generne kvantificeres som aspekter af afløbssystemets tilstand og funktion – eksempelvis antal overløb, stofmængder i udledninger, indsivningsmængder, eller omfanget af skadede bygningsdele. Tilstands- og funktionsaspekterne kan kvantificeres med varierende sikkerhed. Nogle aspekter – eksempelvis omfanget af skadede bygningsdele – kan bestemmes med nogenlunde nøjagtighed, mens vurderingen af andre aspekter – eksempelvis udsivning – er behæftet med større usikkerhed.

Efter kvantificering af den tekniske tilstand og funktion, bestemmes årsags-virkningssammenhængen mellem funktionsaspektet og de heraf affødte gener. Således sker der efter eksempelvis bestemmelse af aflastede stofmængder en bestemmelse af stoffernes effekt på recipientens tilstand.

Der kan kun i sjældne tilfælde opstilles en præcis og kvantitativ beskrivelse af årsags-virkningssammenhængen mellem et teknisk forhold i afløbssystemet og de heraf resulterende gener. Almindeligvis er forholdene så komplekse, at alene et kvalificeret skøn af årsags-virkningssammenhængen er opnåeligt. Problemstillingen vanskeliggøres af, at de observerede gener ofte indbefatter summen af andre påvirkninger, og ikke kun påvirkninger fra afløbssystemet. Dette er i særdeleshed gældende for de eksterne miljøgeneres vedkommende, hvor eksempelvis eutrofiering ikke alene skyldes afløbssystemet, men også næringssaltudledning fra eksempelvis landbrug, dambrug og atmosfærisk nedfald.

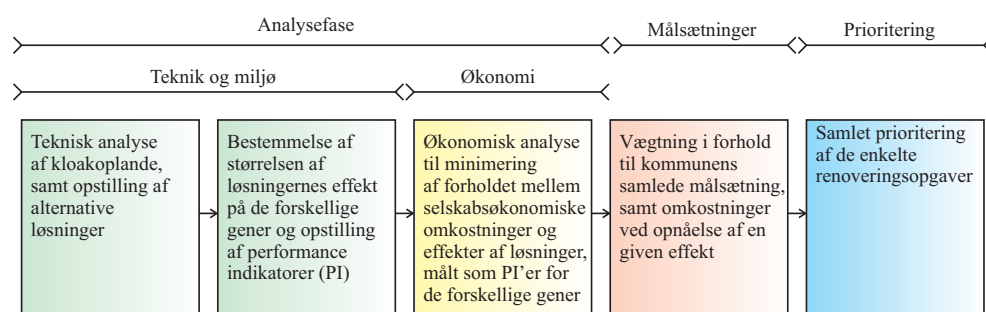
I det efterfølgende bliver generne, der optræder på grund af afløbssystemets funktion gennemgået, og der gives generelle retningslinier for, hvordan en vurdering kan foretages (Tabel 2-3, side 29).

### Performance indikatorer og deres vægtning

I vurderingen af afløbssystemets funktion opereres der med begrebet performance indikator, "PI", som kommer af den engelske betegnelse "Performance Indicator", altså en indikator for afløbssystemets funktion (ydelse). PI er en teknisk-objektiv og fysisk målbar størrelse med en fysisk enhed. Eksempelvis måles funktionsindikatoren (PI) for grundvandsbelastning

eksempelvis i procent af den samlede grundvandsdannelse eller alternativt i ( $\text{m}^3$  udsivning)/år ( $\text{km}^2$  opland)).

Sammenlignes to ens gener for forskellige "brugere" – eksempelvis eutrofiering i to forskellige recipienter – kan en indbyrdes vægtning mellem generne benyttes sammen med PI-værdierne. Herved er det muligt at normalisere og afveje generne fra eksempelvis udledning af næringssalte til to forskellige recipienter (Figur 3-24), og lade denne vægtning indgå i en økonomisk vurdering af udbyttet af renoveringstiltag.



Figur 3-24: Performance indikatorer (PI) og deres indbyrdes vægtning.

Valget af den indbyrdes vægtning afhænger af en lang række konkrete omstændigheder, og vægtningen skal fastsættes af brugeren i den konkrete situation. Som eksempel afhænger vægtningen for effekten af udsivning ikke kun af udsivningsmængden, men også af de lokale grundvandsinteresser og grundvandsrecipientens sårbarhed. Vægtningen for effekten af udsivning bliver dermed en del af kommunens målsætning for grundvandsinteresser, mens PI for udsivning er en teknisk-objektiv og fysisk målbar parameter. Der er dermed lagt op til, at vægningerne direkte eller indirekte indeholdes i de målsætninger, der fremgår af den enkelte kommunes kloakfornyelsesplan (Kapitel 7).

Sammenligning og afvejning af to forskellige gene typer – eksempelvis eutrofiering og arbejdsmiljø – foregår på kvalitativt niveau med udgangspunkt i kommunens målsætning og serviceniveau (Kapitel 7). Et forsøg på en eksakt sammenligning, hvor der sættes tal på den indbyrdes vægtning af to forskelligartede gener, er i princippet muligt, men almindeligvis vil en kvalitativ sammenholdning af gener udgøre et acceptabelt beslutningsgrundlag.

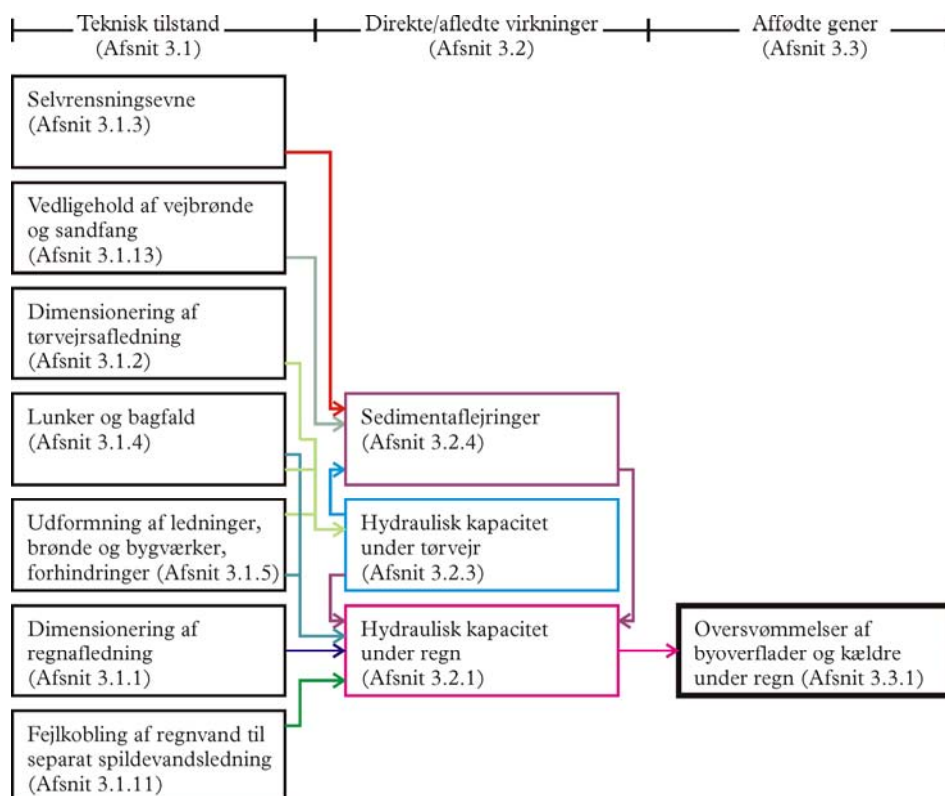
### 3.3.1 Oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn

Er ledningsdimensioner for små, er der flaskehalse, lunger, bagfald eller forhindringer i afløbsledningen, vil den hydrauliske kapacitet af ledningen blive nedsat, og der vil være øget risiko for oversvømmelse af byoverflader, kældre og bygninger (Figur 3-25). Hyppigheden af oversvømmelse afhænger dels af systemets udformning og kapacitet og dels af de regn, der falder over området.

Regn er et stokastisk optrædende fænomen, og ujævnt fordelt over tid og sted forekommer der regn af både ekstrem intensitet og ekstremt volumen (Afsnit 3.1.1). Således målte de 75 regnmålere i SVK regnmålersystemet for 2003 årsmaksima af 10 minutters middelintensiteter mellem 5,17 (målestation 23127) og 30,67  $\mu\text{m/s}$  (målestation 29122) (Danmarks Meteorologiske

Institut, 2004). Sammenlignet med landsregnrækken i Skrift 16 (Spildevandskomitéen, 1974), har regnen med en gentagelsesperiode på 1 år en 10 minutters middelintensitet på 11 µm/s. De i 2003 målte regn svarer i sammenligning med landsregnrækken til et spænd af gentagelsesperioder på mellem cirka 2½ måned og mere end 20 år.

Af økonomiske årsager og på grund af regnens stokastiske natur, er det ikke muligt at etablere et afløbssystem, der aldrig vil blive overbelastet og aldrig fører til oversvømmelse af byoverflader og kældre under regn. På den anden side har borgerne i almindelighed og brugerne af systemet i særdeleshed ret til et vist serviceniveau, i form af at overbelastning af afløbssystemet kun forekommer sjældent.



Figur 3-25: De væsentligste årsager til oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn.

Forekommer der fejlkobling af regnvand til en separate spildevandsledning, kan spildevandsledningens kapacitet overskrides under regn. Heraf følger en opstuvning af spildevand og i værste fald en oversvømmelse af spildevandsinstallationer (Afsnit 3.1.11).

### 3.3.1.1 Performance indikator (PI)

Generne i forbindelse med oversvømmelse af byoverflader og kældre er af økonomisk karakter, men de ikke-økonomiske gener ved oversvømmelse af eksempelvis folks boliger er dog ligeledes væsentlige, og skal tages med i den samlede vurdering af den skadevoldende begivenhed. For alle gener er den opståede skade afhængig af, hvad der bliver oversvømmet. Sker oversvømmelsen eksempelvis i et grønt område, sker der ingen eller kun ringe skade, mens oversvømmelser af gader, veje, parkeringspladser og lignende giver anledning til trafikale gener, og dermed formentlig nogen skade. Oversvømmes kældre eller endog huse i stueplan, er skaden ofte væsentlig, og beboerne stærk generet af hændelsen.

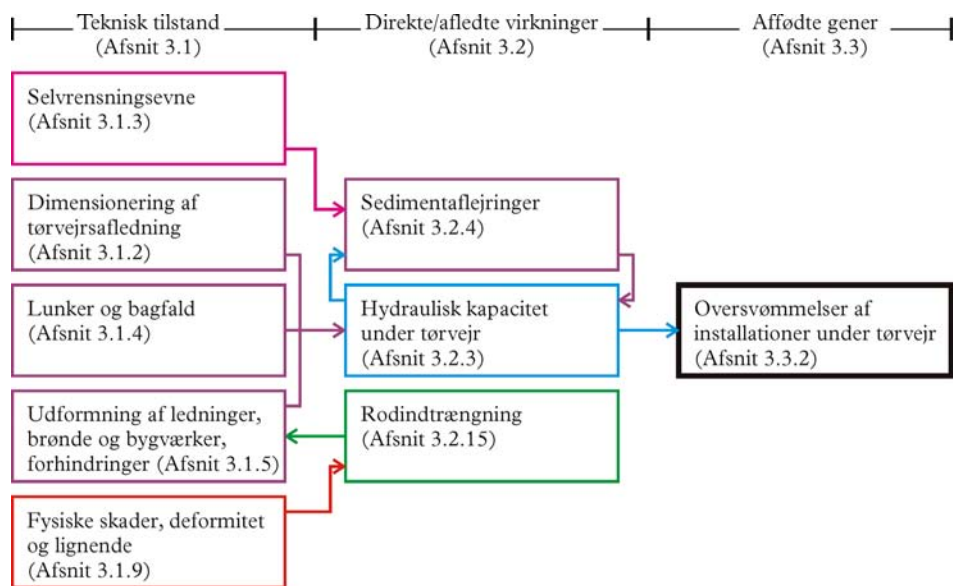
Ved fastsættelse af en indikator for oversvømmelse kan et overslag over de direkte økonomiske skader benyttes som PI. Herved tages der dog ikke nødvendigvis passende højde for alle de gener, hændelsen har forvoldt. Således kan eksempelvis en oversvømmelse af en færdselsåre give anledning til en del gener, uden nødvendigvis at foranledige direkte omkostninger for ledningsejeren. En pragmatisk løsning på dette problem er at prissætte de ikke-økonomiske gener, for herved at få sammenlignelige tal. Alternativt til et estimat over den økonomiske skade, kan antal registrerede eller beregnede oversvømmelser per år benyttes.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Summen af de direkte økonomiske skader og værdiansættelsen i kroner af de ikke-økonomiske gener	-	kr/år
Antal registrerede eller beregnede oversvømmelser per år	-	antal/år

Uddybende litteratur: PH-Consult (2004)

### 3.3.2 Oversvømmelser af installationer under tørvejr

Hvis spildevandet under tørvejr ikke kan bortledes af afløbssystemet, kan der i yderste konsekvens ske en oversvømmelse af installationer med spildevand. Under danske forhold forekommer denne problemstilling sjældent, men kan opstå ved fuldstændig blokering af ledninger, som eksempelvis ved sammenstyrtninger, rodindtrængning og lignende (Afsnit 3.1.5 og 3.2.15 samt Figur 3-26).



Figur 3-26: De væsentligste årsager til oversvømmelser af installationer under tørvejr.

Såfremt sådanne problemer opstår, kræves umiddelbar analyse af problemstillingen og en tilhørende indsats for udbedring og tiltag for at forhindre gentagelse. Det er følgelig ikke relevant at inddrage forholdet i en langtidspanlægning, og dermed at tildele forholdet en PI.

Uddybende litteratur: Linde et al. (2002)

### 3.3.3 Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø

Tilføres der for meget næringssalt – specielt kvælstof (N) og fosfor (P) – til søer, fjorde og havet, vil disse recipienter blive eutrofe. Alger vil blomstre kraftigt op og atter henfalde. De døde alger vil synke til bunds og rådne op. Herved forbruges der ilt, og der bliver risiko for iltmangel på bunden af recipienten (Miljøstyrelsen, 1991). Eutrofiering giver dermed en lang række af komplekse miljøeffekter.

Byernes udledning af regn- og spildevand vil – afhængig af de lokale omstændigheder – kunne bidrage væsentligt til eutrofieringsproblematikken og især byernes udledning af fosfor kan være betydelig. Det er derfor ønskeligt, at byernes udledning af næringssalte reduceres mest muligt.

Udledning af næringssalte fra byerne sker dels via renseanlæg, via separate regnvandsudledninger og dels via overløb fra fællessystemer. Det er på alle disse tre fronter, at der skal sættes ind for at minimere byernes belastning af de vandige recipienter. Således var fosforbelastningen fra punktkilder i eksempelvis 2002 fordelt med 45% på renseanlæg, 4% på industrier, 22% på regnbetingede udledninger, 19% på spredt bebyggelse og 10% på dambrug (Miljøstyrelsen, 2003b).

I tiden siden vandmiljøhandlingsplanernes ikrafttræden, er udledningerne fra disse punktkilder faldet ganske betydeligt – på nær udledningen fra regnbetingede udledninger og spredt bebyggelse, der begge har været nogenlunde konstante siden sidst i 80'erne. Der er derfor stigende fokus på disse udledninger, og et stigende nationalt ønske om, at de reduceres mest muligt.

#### 3.3.3.1 Renseanlæg

Danske spildevandsrenseanlæg er opbygget som mekanisk-biologisk-kemiske anlæg, og fjerner bl.a. væsentlige mængder næringssalte. Teknologien bag denne type anlæg gør, at der kan renses ned til en bestemt udløbskoncentration. Denne koncentration er stort set uafhængig af indløbskoncentrationen. Det vil sige, at des mere fortyndet indløbet bliver med eksempelvis uvedkommende vand, des større bliver massen af næringssalte, der udledes. Uvedkommende vand samt tilsluttede dræn (Afsnit 3.2.7 og Figur 3-27) vil derfor føre til øget belastning af recipienterne med næringssalte. Således vurderede Miljøstyrelsen, at indsivningen til danske afløbssystemer i 2002 udgjorde 24% af den samlede spildevandsmængde (Miljøstyrelsen, 2003b). Overslagsmæssigt resulterer den samlede indsivning til danske afløbssystemer dermed i, at udledningen af næringssalte fra renseanlæg bliver en tredjedel større, end hvis afløbssystemet havde været helt tæt.

Belastningen af vandmiljøet via renseanlæg er relativt godt bestemt, idet der på samtlige danske renseanlæg udføres hyppige målinger af udløbskoncentrationer samt kontinueret måling af udløbsvandføringen. Baseret på disse målinger, er det endvidere muligt at komme med kvalificerede overslag på indsivning. Tilsammen kan den øgede belastning af recipienterne på grund af indsivning dermed fastlægges med god sikkerhed.

I det konkrete tilfælde kan udledningen på grund af indsivning findes som indsivningsvandmængden ganget med udløbskoncentrationen fra renseanlægget. Disse værdier kendes for samtlige danske renseanlæg, og kan

eksempelvis findes i Miljøstyrelsens punktkilder rapporter. I 2002 indeholdt rensed spildevand således som vægtede gennemsnit 0,63 g fosfor og 5,6 g kvælstof per m<sup>3</sup>, med typiske værdier i intervallerne 0,2<P<1,0 og 3<N<8 (Miljøstyrelsen, 2003b).

#### 3.3.3.2 Overløb

Ved overskridelse af fællessystemers kapacitet under regn vil en blanding af spildevand, afstrømmende regnvand fra byoverfladerne, resuspenderet kloaksediment samt afrevet biofilm, blive aflastet til en vandig recipient. Belastningen af recipienten med næringssalte bestemmes af det årligt aflastede volumen samt af stofkoncentration og -sammensætning i overløbsvandet. Sidstnævnte styres af faktorer som forekomsten af sediment i afløbssystemet, regnhændelsens intensitet, varigheden af den forudgående tørvejrperiode og af byoverfladernes brug og beskaffenhed (Afsnit 3.2.4 og 3.2.5 samt Figur 3-27).

Er der i afløbssystemet steder med for ringe hydraulisk kapacitet, kan dette – afhængig af systemets udformning – medføre øget overløbshyppighed og dermed øget recipientbelastning (Afsnit 3.2.1 og 3.2.2 samt Figur 3-27).

Uvedkommende vand og vand fra tilsluttede dræn optager en del af ledningens kapacitet. Under regn vil dette føre til en hyppigere overbelastning af nettet, og dermed også en forøget overløbsfrekvens (Afsnit 3.2.2 og 3.2.7 samt Figur 3-27). Under danske forhold er fællessystemets kapacitet dog typisk så stor, at dette forhold er af underordnet betydning.

Det er ikke umiddelbart simpelt at bestemme byers påvirkning af vandmiljøet gennem belastning fra fællessystemers overløb under regn. I vandmiljøplanens overvågningsprogram er der til hjælp herfor udført et større undersøgelses- og redegørelsesarbejde, der er mundet ud i opstilling af standardmetoder til bestemmelse af recipientbelastning fra regnbetingede udløb (Miljøstyrelsen, 1990a; 2000a).

Beregningerne er opdelt i 3 niveauer, gående fra et relativt simpelt niveau – baseret på arealenhedstal – til et relativt komplekst niveau – baseret på detaljerede modelberegninger. For alle beregningsniveauer gælder det dog, at der skal være inddata af god kvalitet til rådighed og des mere komplekst beregningsniveauet er, des mere information kræves. Variationer i beregningsresultatet er almindeligvis mere afhængig af inddatakvaliteten end af beregningsniveauet.

**Tablet 3-7** viser danske typetal for årsmiddelkoncentrationer i fællessystemers overvand og separat regnvand. For overløb fra fællessystemer, er der taget hensyn til, om systemet har meget eller lidt off-line volumen, idet dette forhold indvirker på koncentrationen af forurenende stoffer.

#### 3.3.3.3 Regnvandsudledning

Regnvand, der strømmer af på byoverflader i separatkloakerede oplande, indeholder en lang række stoffer i relativ lav koncentration. De afstrømmende volumener er dog store, hvorved den samlede belastning af recipienter fra regnvandsudledninger ofte får et væsentligt omfang, og hvad næringssalte angår ofte en større årsbelastning end fra typiske overløb.



Tabel 3-7: Typetal for årsmiddelkoncentrationer i Danske fællessystemers overvand samt årsmiddelkoncentrationer i afstrømmet regnvand (Miljøstyrelsen, 1990a; 2000a; 2001a).

	Off-line volumen i afløbssystem (Overvand)		Afstrømmende regnvand
	<3-5 mm	>3-5 mm	
P (mg/l)	2-3	1,5-2,0	0,5
N (mg/l)	10	3-7	2
COD (mg/l)	160	100-140	50
SS (mg/l)	150-200	100-150	-

Byoverfladernes beskaffenhed og brug er væsentlige forhold i denne sammenhæng. Således spiller faktorer som trafikbelastning, vejmaterialer, bygningsmaterialer og områdets anvendelse en væsentlig rolle i forureningen af det afstrømmende regnvand. Et område med høj trafikbelastning eller hvor der forekommer særligt forurenende virksomhed, vil føre til større forurening af overfladerne end et byområde med beskeden trafik og ingen industri. Endvidere vil et åbent og spredt byområde alt andet lige føre til mindre recipientbelastning end et tæt bebygget område.

Almindeligvis tages der dog ikke hensyn til de nævnte forhold, og en gennemsnitsværdi i form af et typetal for stofindholdet i det afledte regnvand benyttes til at opgøre belastningen (Tabel 3-7). Udledningen af separat regnvand håndteres beregningsmæssigt på tilsvarende vis som udledningen fra fællessystemer (Afsnit 3.3.3.2).

Er der implementeret foranstaltninger for rensning af regnvand, nedbringes forureningsproblemet. De forurenende stoffer, der transporteres med regnvand, er i væsentligt omfang partikelbundne, og megen forurening kan derfor fjernes ved fysiske og kemiske renseprocesser. Hvor meget der konkret fjernes ved rensning af regnvand, afhænger af, hvilken renseforanstaltninger der vælges, samt hvordan disse drives (Miljøstyrelsen, 1992e).

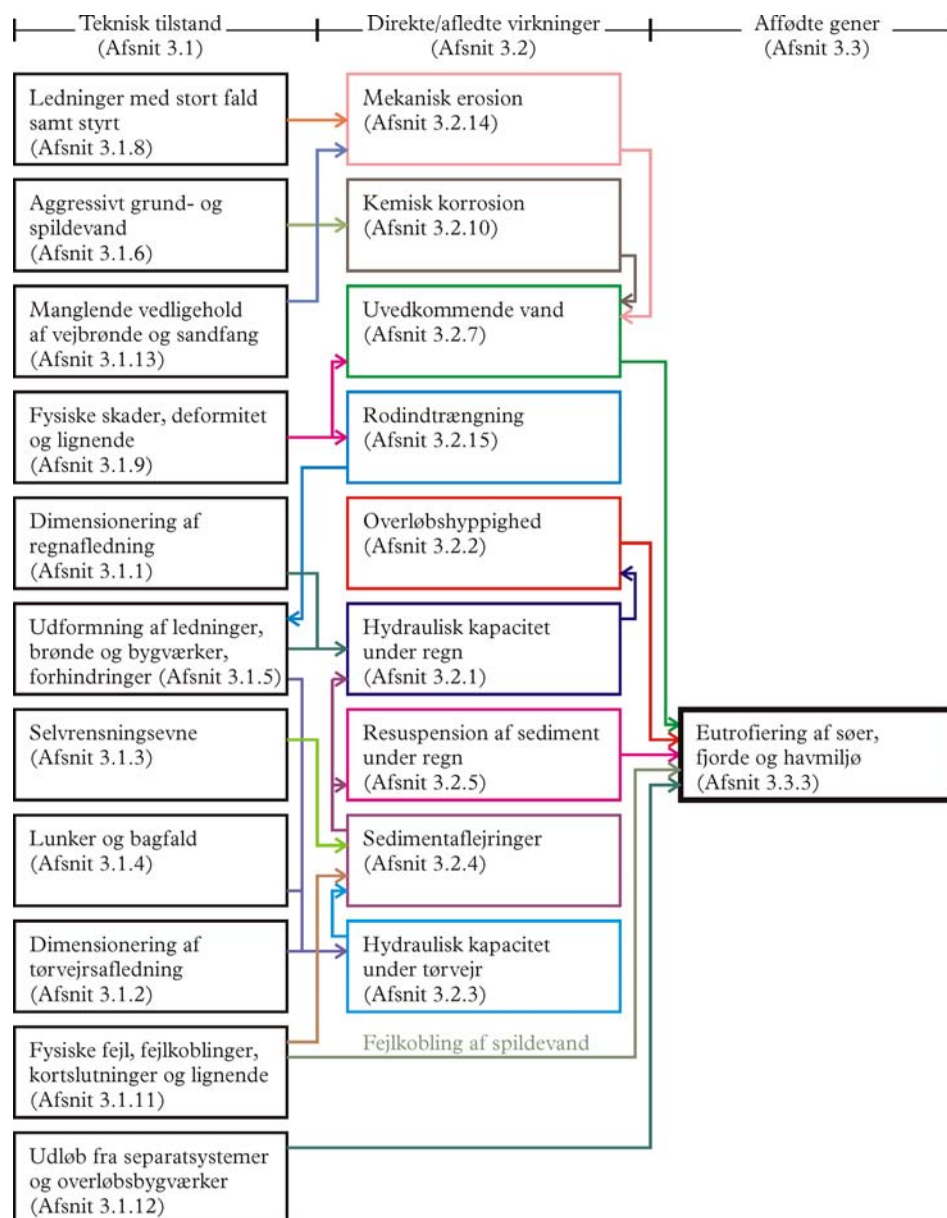
#### 3.3.3.4 Andre forhold der har indvirkning på eutrofiering

Byernes udledning af næringssalte er kun ét aspekt af den samlede eutrofieringsproblemstilling. Andre forhold så som landbrug, dambrug og atmosfærisk deposition spiller ligeledes en væsentlig rolle. Således kan der udmærket forekomme eutrofieringsproblemer i en recipient, selvom det tilsluttede byområde måtte opnå en nul-udledning af næringssalte.

#### 3.3.3.5 Performance indikator (PI)

Beregning af en recipients eutrofieringsgrad tager udgangspunkt i en samlet belastningsopgørelse for recipienten. Generelt er det dog vanskeligt at opnå god sikkerhed i bestemmelse af årsags-virkningsammenhængen mellem byernes andel i udledning af næringssalte og en resulterende eutrofiering – specielt hvis der er tale om større og komplekse recipienter.

I det følgende betragtes derfor udelukkende belastningen, som byerne i form af afløbssystem og renseanlæg påfører recipienten. Herved afspejler opgørelsen ikke hele eutrofieringsproblematikken, idet byens belastning i visse tilfælde er underordnet i forhold til andre næringssaltbelastninger på recipienten.



Figur 3-27: De væsentligste årsager til eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø.

For at bestemme byens belastning af en recipient med næringssalte, skal der tages hensyn til såvel renseanlæggenes udledning ( $M_{\text{rense}}$ ), overløb fra fællessystemer ( $M_{\text{overløb}}$ ), som udledninger fra separatsystemer ( $M_{\text{separat}}$ ). Den samlede udledning af et næringssalt (N eller P) kan på årsbasis beregnes som:

$$M_{\text{næringssalt}} = M_{\text{rense}} + M_{\text{separat}} + M_{\text{overløb}}$$

hvor M er den årligt udledte stofmængde (kg/år).

Benyttes metoden til at sammenligne forskellige udledninger til den samme recipient, kan udledningen af det begrænsende næringssalt (enten N eller P) benyttes som direkte mål for sammenligning. Sammenlignes forskellige recipienter, skal der ske en vægtning af eutrofieringseffekten i forhold til disse. Denne vægtning kan foregå gennem valget af  $V_{\text{pt}}$ , således at en følsom recipient tildeles en høj vægt i forhold til en mindre følsom recipient.

PI for eutrofiering af én recipient, defineres følgelig direkte som mængden af udledt N eller P ( $M_{\text{nærings salt}}$ ):

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Udledning af nærings salt, N eller P ( $M_{\text{nærings salt}}$ )	-	kg/år

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1990a; 1990b; 1991; 1992e; 2000a; 2000b; 2001a; 2002a; 2003b); Spildevandskomitéen (1984).

### 3.3.4 Badevandskvalitet

Badevandet har i perioden 2000-2003 som årsgennemsnit været overvåget i 1269 lokaliteter. I denne periode har der årligt i snit været 40 lokaliteter med uegnet eller tvivlsomt badevand. Langt hovedparten af tilfældene skyldtes bakteriel forurening. Af lokaliteter med uegnet eller tvivlsomt badevand kunne 14% henføres til afløbssystemets regnbetingede udledninger, 33% til tørvejsudledninger af spildevand, 13% til andre årsager end spildevands- og regnvandsudledninger, mens 40% af forureninger ikke kunne henføres til nogen specifik årsag. Selvom problemet således må siges at have et begrænset omfang, kan der – hvor problemet konkret optræder – være væsentlige gener. Lokaliteter med problematisk badevandskvalitet fremgår af Miljøstyrelsens hjemmeside (www.mst.dk).

#### 3.3.4.1 Regnbetingede udledninger

Afstrømmende regnvand kan indeholde humane fækaler fra fejkoblinger samt dyrefækaler, der vaskes af overflader og transporteres ud i recipienterne. Overløb fra fælleskloakerede områder indeholder endvidere humane fækaler fra spildevandsandelen og det resuspenderede materiale. Således kan både udledning af regnvand og overløb fra fællessystemer bidrage til en bakteriel forurening af badevand. Overløb fra fællessystemer udgør dog typisk det absolut væsentligste bidrag i dette sammenhæng (Figur 3-28).

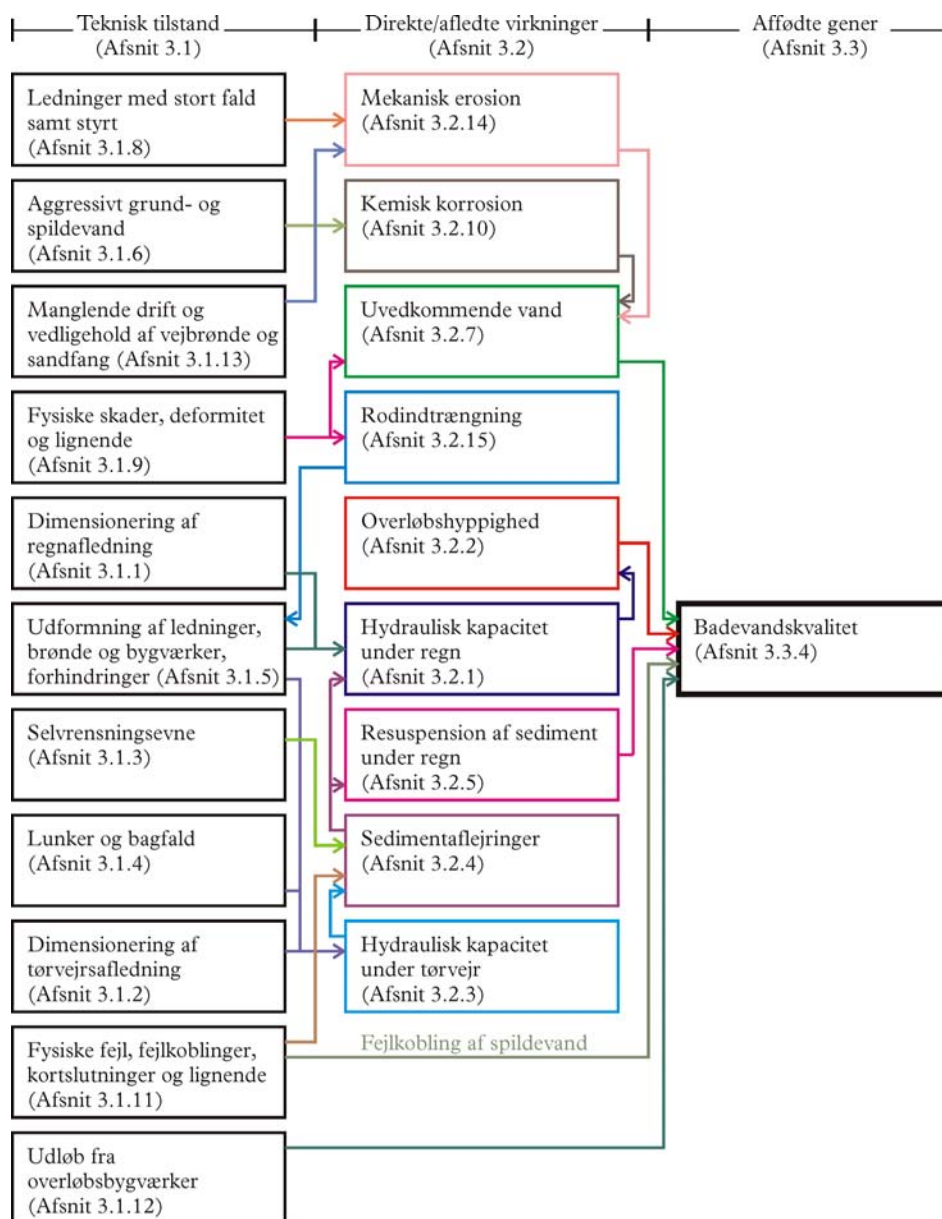
Internationalt findes rapporteret bakteriologisk forurening af badevand grundet dyrefækaler, men disse er dog typisk relaterede til forhold som fuglekolonier og husdyrhold, og ikke til udledning af regnvand fra byoverflader.

Miljøstyrelsen (1992c) præsenterer en metode, der beskriver hvordan badevandsbelastningen med bakterier fra regnbetinget udledning kan beregnes. Metoden sammenkobler en model for stofudledning fra afløbssystemer med en transportmodel for marine recipienter samt en model for henfald af bakterier. Kalibreres en sådan model mod målinger, kan modellen benyttes til at beregne effekten af tiltag til minimering af udledningerne. Ved brug af metoden skal man være opmærksom på, at den kræver et godt og omfangsrigt datagrundlag til modelkalibrering.

#### 3.3.4.2 Tørvejsudledninger af spildevand

I råspildevand er der typisk  $10^6$  -  $10^9$  coliforme bakterier per 100 ml. I udløbet af et nærings salt fjernende renseanlæg er antallet af bakterier blevet reduceret væsentligt, men indholdet er stadig betydeligt, nemlig  $10^4$  -  $10^6$  coliforme bakterier per 100 ml. Dermed vil udløb fra renseanlæg nær badevand kunne påvirke vandkvaliteten. En reduktion af renseanlægs udledning af bakterier kan opnås gennem videregående rensning så som filtrering eller sterilisering (Miljøstyrelsen, 2003a). Endvidere må det formodes, at en afskæring af

uvedkommende vand vil nedbringe bakterieudledningen proportionalt med den nedbragte vandmængde. Viden om dette forhold er dog ganske ringe, hvorfor forholdet ikke er medtaget i vurderingen af badevandskvaliteten (Figur 3-28).



Figur 3-28: De væsentligste årsager til forringet badevandskvalitet.

Udledning af urensset spildevand forekommer i Danmark stort set kun fra spredt bebyggelse og sommerhusområder. I 2002 blev det således opgjort, at der i alt var cirka 150.000 ejendomme med udledning af spildevand direkte til vandige recipienter. Den langt overvejende del heraf var spredt bebyggelse i det åbne land (Miljøstyrelsen, 2003b). Selvom antallet af bebyggelser uden anden rensning end bundfældning er beskedent, så bidrager hver af disse dog med 100-1.000 gange flere bakterier, end hvis husstanden havde været tilsluttet et moderne renseanlæg. Er antallet af urensede udledninger stort, og afstanden til badevandet ikke for lang, kan spredt bebyggelse via spildevandsbelastede vandløb bidrage væsentligt til en badevandsforurening.

#### 3.3.4.3 Andre årsager til dårlig badevandskvalitet

En væsentlig andel af badevandsproblemerne kan ikke henføres til nogen konkret årsag. For at kunne vurdere problemet og eventuelt implementere tiltag til forbedring, er det nødvendigt, at identificere kilderne til problemet. Først herefter kan konkrete tiltag vurderes.

En mindre del af badevandsproblemerne kan henføres til algeopblomstring, og bør derfor i dette sammenhæng betragtes som en eutrofieringsproblematik (Afsnit 3.3.3).

#### 3.3.4.4 Performance indikator (PI)

Bakterieindholdet i udledninger fra renseanlæg og andre tørvejrskilder kan med god sikkerhed bestemmes ved direkte måling. Vanskeligere er det at bestemme bakterieindholdet i de regnbetingede udledninger, men den i Miljøstyrelsen (1992c) beskrevne metode kan benyttes. Den samlede recipienteffekt kan herefter bestemmes gennem simulering af transport og omsætning af bakterier i recipienten.

Samlet set er der dog forbundet en stor indsats og ikke uvæsentlige usikkerheder ved numerisk forudsigtelse af badevandskvalitet. Følgelig er en kvalitativ vurdering af årsagen til badevandsforurening ofte mest hensigtsmæssig, og vurderingen begrænses til, hvad der er hovedårsagen til problemet.

Defineres størrelsen  $B_{\text{badevand}}$  som omfanget af badevandskvalitetsproblemer der stammer fra byens udledninger, fås dermed at  $B_{\text{badevand}} = 1$  når problemet stammer fra byens udledninger og  $B_{\text{badevand}} = 0$  når der enten intet problem er, eller problemet stammer fra andre kilder end byernes udledninger.

PI for badevandskvalitet defineres derfor som:

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Tilstedeværelse af badevandskvalitetsproblemer ( $B_{\text{badevand}}$ )	0 eller 1	-

Foretages en detaljeret recipienteffektanalyse af årsagen til forringet badevandskvalitet, bestemmes PI for badevand som antallet af bakterier på badelokaliteten, der kan henføres til de enkelte udledninger, altså:

Performance Indicator ( $PI_{\text{badevand}}$ )	Værdi	Enhed
Antal dage hvor badevandskriteriet overskrides pga bakterier, der kan henføres til regnbetingede udledninger	-	antal dage

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1983; 1992c; 2003a).

### 3.3.5 Vandløbskvalitet

Danske vandløb er ikke på samme måde som søer udsatte for eutrofiering, idet opholdstiden – og dermed den tid, der er til rådighed for opblomstring af fritsvævende alger – er for kort. Vandløb påvirkes dog på anden vis negativt af menneskeskabte udledninger. I 90'erne kunne således kun cirka 60% af de danske vandløb opfylde de af amterne fastsatte målsætninger (Miljøstyrelsen, 2000c). I 2003 var 44% af de danske vandløb forholdsvis rene og fysisk

varierede, 39% havde en moderat påvirket smådyrfauna mens 17% af vandløbene var i meget dårlig tilstand (Andersen et al., 2003).

Til vurderingen af hvorvidt et vandløb overholder amtets målsætning for levesteder for fisk (lakse- og karpefisk) benyttes Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) (Miljøstyrelsen, 1998). Ud over effekten af vandløbets struktur, vil de forskellige fiskearter og smådyrarter (invertebrater) have forskellig ilttolerance, hvilket er den primære årsag til, at artsfordelingen kan benyttes som et mål for forurening med iltforbrugende stoffer. Desuden har smådyrene forskellig grad af tolerance overfor slamaflejringer samt belægnings af svampe og bakterier, hvilket gør dem til gode indikatorer for vandløbs forureningstilstand (Kirkegård et al., 1992; Miljøstyrelsen, 1998).

I det følgende omtales en række forhold af betydning for vandløbskvalitet. Kun punkterne 3.3.5.3 og 3.3.5.4 vil normalt være relateret til afløbssystemet.

#### *3.3.5.1 Vandløbsvedligeholdelse og -regulering*

Formålet med vedligeholdelse og regulering af vandløb er at opnå en god dræning af de vandløbsnære områder, samtidigt med, at vandløbet understøtter et rigt dyre- og planteliv. Dette sikres ved at vedligeholde vandløbet skånsomt og bevare de varierede fysiske forhold der forekommer i naturlige vandløb (Miljøstyrelsen, 1995a). Reguleres og vedligeholdes et vandløb u hensigtsmæssigt, kan dette nedsætte vandløbskvaliteten væsentligt.

#### *3.3.5.2 Okker*

I et okkerbelastet vandløb forsvinder langt de fleste smådyr, og heller ikke fisk, fiskeæg og fiskelarver kan tåle høje okkerkoncentrationer. Okkers skadevirkning skyldes dels ferro-jernets (okkerens) giftvirkning, og dels at okkerpartiklerne fører til en tilslamning af overflader. Okker forekommer i områder hvor jorden indeholder jernforbindelser som pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) og siderit ( $\text{FeCO}_3$ ). Således er cirka 25% af det sydlige, vestlige og nordlige Jylland potentielt udsat for okkerbelastning, og en dræning af disse arealer, kan medføre væsentlig forringet vandløbskvalitet på grund af jernudvaskning (Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 1984; Miljøstyrelsen, 1992d).

#### *3.3.5.3 Udledning af urensset spildevand*

Miljøstyrelsen vurderer, at der i 2002 findes omkring 140.000 helårsboliger med udledning af urensset spildevand direkte til recipient. De 66% heraf planlægges at få pålagt forbedret spildevandsrensning (Miljøstyrelsen, 2003b). Sker udledning af urensset spildevand til et sårbart vandløb, kan dette medføre iltsvind samt hygiejniske problemer i vandløbet og nedstrøms beliggende badevande (Afsnit 3.3.4).

#### *3.3.5.4 Regnbetinget udledning*

Effekterne der knytter sig til regnbetingede udledninger styres dels af udledningens karakter og dels af vandløbets karakter. Således vil eksempelvis et stort og hurtigt strømmende vandløb være mindre udsat for fysisk erosion end et lille og langsomt strømmende vandløb.

Ved vurdering af generne fra regnbetingede udledninger, er det første skridt at fastlægge, hvilke af udledningens potentielle effekter, der er væsentlige i den konkrete situation. Herefter vurderes, om disse effekter har akut eller akkumuleret skadevirkning. Er der tale om akutte effekter, er det den enkelte hændelse, der er afgørende, og effektvurderingen baserer sig på hyppigheden og størrelsen af ekstremhændelserne. Er der tale om akkumulerede effekter, er

de ekstreme hændelser af underordnet betydning. Her er det summen af udledning over et længere tidsrum, typisk et år, der skal vurderes.

#### Akutte effekter

*Forøget vandføring i vandløbet.* Under regn øges vandføringen i afløbssystemet, og dermed de udledte vandmængder. Separatsystemers udledning og fællessystemers overløb sker mere eller mindre decentralt i hele oplandet. I fællessystemer ledes herudover en stor del af regnvandet gennem centralt placerede renseanlæg, der har et væsentligt udligningsvolumen og almindeligvis er placeret ved relativt store recipienter. Følgelig er sidstnævnte udledninger sjældent problematiske i hydraulisk henseende. Overløbsbygværker og udløb fra separate regnvandsledninger er derimod ofte placerede ved små vandløb eller grøfter. Hermed er der risiko for erosion af vandløbet med reduktion af dyre- og planteliv til følge. Endvidere kan oversvømmelser af lavtliggende områder forekomme. For at minimere risikoen for hydraulisk betingede gener, må summen af vandløbets basisvandføring ( $Q_{\text{basis}}$ ) og regnafledningen ( $Q_{\text{regn}}$ ) fra et opland ikke overskride det pågældende vandløbs medianmaksimumsvandføring (med en gentagelsesperiode på 2 år) (Spildevandskomitéen, 1998)).

*Problematiske hygiejniske forhold* (badevandskvalitet) kan forekomme i forbindelse med regn. Hyppigheden af forekomsten heraf er dog lav (se endvidere Afsnit 3.3.4).

*Iltforhold.* Udledning af organisk materiale giver anledning til et umiddelbart iltforbrug i vandløb. Den ene del af iltforbruget skyldes organisk stof, der er suspenderet i vandfasen. Området med iltforbrug bevæger sig følgelig nedstrøms sammen med den udledte vandmængde. Den anden del af iltforbruget knytter sig til omsætning af partikulært materiale, der aflejres på vandløbets bund. Når dette omsættes, sker der et iltforbrug på det sted, hvor sedimentet blev aflejret. Spildevandskomitéen (1985) anbefaler en metode til vurdering af, om iltforholdene i et vandløb belastet med overløb fra fællessystemer er tilstrækkelig til at kunne overholde kriterier for godt fiskevand. Der er opstillet kriterier for: Gyde- og yngleopvækstområde for laksefisk, laksefiskevand samt karpefiskevand (Miljøstyrelsen, 1981; Spildevandskomitéen, 1985).

*Akut toksiske stoffer.* Der forekommer toksiske stoffer i udløb fra separatsystemer, overløb fra fællessystemer og rensset spildevand. Således har undersøgelser vist, at eksempelvis vejvand kan have akut toksisk virkning på alger, bakterier og dafnier (Miljøstyrelsen, 2001b). Det har dog ikke været muligt at etablere entydige årsags-virkningssammenhænge, der kan beskrive den toksiske effekt. En større grad af rensning kan dog – alt andet lige – antages at nedbringe den akut toksiske effekt af udledninger (Afsnit 3.3.7). Typisk forekommer toksiske stoffer dog i koncentrationer, der ikke medfører en akut effekt.

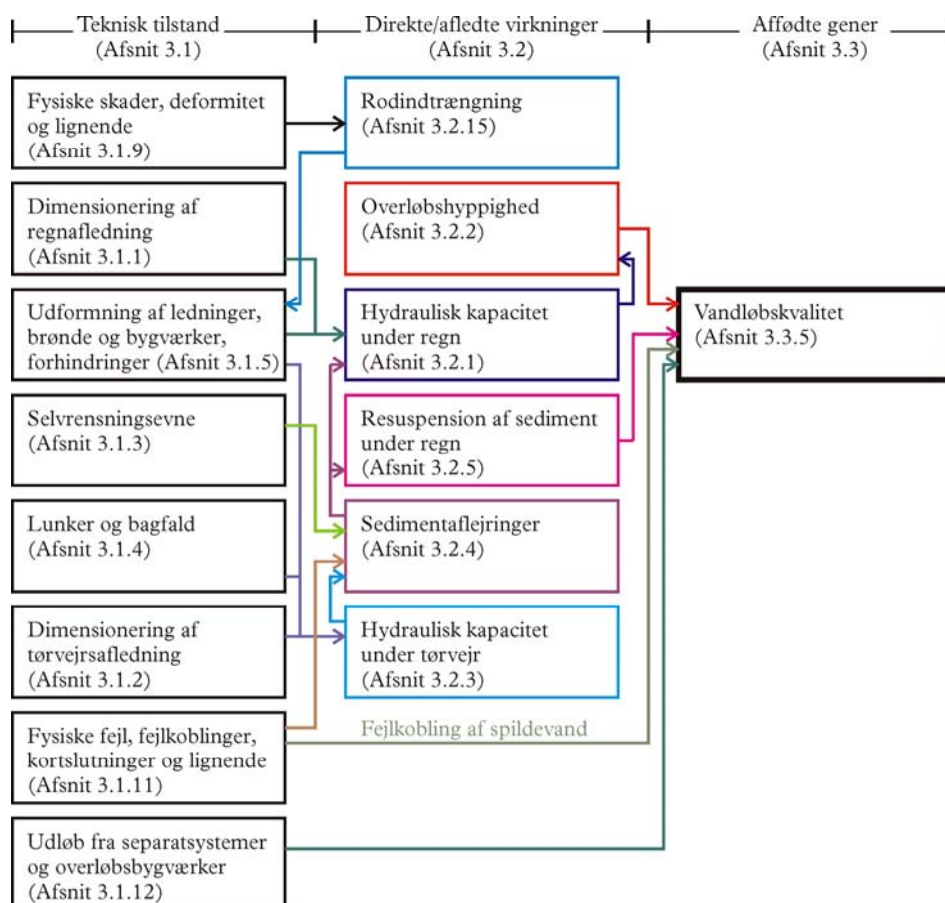
#### Akkumulerede effekter

*Toksiske stoffer.* Når man bevæger sig fra vurderingen af akutte toksiske effekter til vurdering af akkumulerede toksiske effekter, bliver usikkerhederne omkring effekterne samt årsags-virkningssammenhænge mellem udledning og effekt yderligere vanskeliggjort, men pragmatisk bestemt i form af udledt stofmængde per år set i forhold til recipientens følsomhed. Som ved de akutte

effekter, antages det derfor, at en forbedret rensning vil kunne nedbringe problemets omfang (Afsnit 3.3.7).

*Eutrofiering* er generelt ikke relevant for vandløb, men spiller en væsentlig rolle i de recipienter, som vandløbet føder (Afsnit 3.3.3).

*Æstetiske gener* opstår, når udledt separat regnvand såvel som overløbsvand indeholder store og uhumske partikler. Partikler fra separate udledninger er typisk henkastet affald, mens partikler fra overløb opfattes som specielt uæstetiske, idet de indeholder ristegods (Afsnit 3.3.12).



Figur 3-29: De væsentligste årsager til forringet vandløbskvalitet.

### 3.3.5.5 Performance indikator (PI)

Som det fremgår af afsnittene 3.3.5.1 - 3.3.5.4, belastes vandløb på en række meget forskelligartede måder. Disse er ikke umiddelbart sammenlignelige, og behandles derfor hver for sig. Det vil sige, at der opstilles en PI for hver af de gener, der optræder i vandløbene.

PI for øget vandføring i vandløb bestemmes som forholdet mellem afstrømning under regn for en gentagelsesperiode på to år ( $Q_{\text{regn}, T=2}$ ) og vandløbets basisvandføring ( $Q_{\text{basis}}$ ):

Performance Indikator (PI)	Værdi	Enhed
Afstrømning under regn for en gentagelsesperiode på to år delt med vandløbets basisvandføring ( $Q_{\text{regn}, T=2}/Q_{\text{basis}}$ ):	-	$\text{m}^3/\text{m}^3$



PI for problematiske hygiejniske forhold bestemmes på samme vis som for forringet badevandskvalitet (Afsnit 3.3.4.4). Størrelsen  $B_{\text{badevand}}$  defineres som omfanget af hygiejniske problemer, der stammer fra byens udledninger, således, at  $B_{\text{hygiejne}} = 1$  når problemet stammer fra byens udledninger og  $B_{\text{hygiejne}} = 0$ , når der enten intet problem er, eller problemet stammer fra andre kilder end byernes udledninger.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Tilstedeværelse af hygiejniske problemer forårsaget af regnbetingede udledninger ( $B_{\text{hygiejne}}$ )	0 eller 1	-

PI for iltforhold følger kriterierne som er opstillet til godt fiskevand, således at kriteriet  $K_{\text{fiskevand}}$  er 1 for "Gyde- og yngleopvækstområde for laksefisk", 5 for laksefiskevand og 7 for karpefiskevand. Vægtningen 1, 5, 7 er valgt for at illustrere, at der kan være en større miljømæssig gevinst ved at gå fra "laksefiskevand" til "gyde og yngleopvækstområde for laksefiske", end at gå fra "karpefiskevand" til "laksefiskevand".

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Påvirkning af iltforhold fra regnbetingede udledninger ( $K_{\text{fiskevand}}$ )	1, 5 eller 7	-

PI for æstetiske gener fra regnbetingede udledninger fastlægges som beskrevet i Afsnit 3.3.12. Størrelsen  $B_{\text{æstetik}}$  defineres som omfanget af æstetiske problemer forårsaget af regnbetingede udledninger, således at  $B_{\text{æstetik}} = 0$ , når der ikke synes at være noget problem, og lig  $B_{\text{æstetik}} = 1$ , når problemet forekommer med en uacceptabel hyppighed.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Tilstedeværelse af æstetiske gener i vandløb fra regnbetingede udledninger ( $B_{\text{æstetik}}$ )	0 eller 1	-

Der opstilles ikke nogen selvstændig PI for akut eller akkumuleret toksicitet, idet der ikke er tilstrækkelig viden herfor. Toksicitet kan i første tilnærmelse betragtes som værende dækket ind under de andre PI'er, eksempelvis PI for eutrofiering.

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1981; 1990a; 1998; 2000a; 2000b; 2001b; 2002a); Spildevandskomitéen (1984; 1985; 1998).

### 3.3.6 Grundvandskvalitet

Om indsivning af grundvand til kloaksystemer og konsekvenser heraf foreligger der en del information. I modsætning hertil eksisterer der kun begrænset viden om størrelsen af spildevandsudsivningen i Danmark, om det udsivende vands omsætning i den omgivende jord og især om dets effekt på det underliggende grundvand.

Udsivning fra et afløbssystem skal ses i sammenhæng med den omgivende jords egenskaber, lækagerne art og omfang samt de varierende hydrauliske forhold, som lækagerne opererer under. I den omgivende jord vil fysiske, kemiske og biologiske processer have indflydelse på, i hvilken grad jordens transportevne ændres, samt i hvilket omfang en eventuel omsætning af forurenende stoffer stammende fra afløbssystemet finder sted. Lækagerne art

vil, sammen med variationer i ledningens vandføring, kunne have indflydelse på, om en lækage bliver effektiv, samt på hvilke transportforhold, der eksisterer i jorden tæt ved selve lækagen. For eksempel vil tryk- og erosionsforhold under regn kunne bevirke en ændring i jordstrukturen og dermed permeabiliteten i den omgivende jord. Ydermere vil en årstidsvariation i grundvandsstanden kunne bevirke, at grundvandsspejlet varierer mellem at stå over og under kloakledningens tørvejrsvandsspejl. Også herved vil jordens egenskaber med henblik på transport og omsætning kunne påvirkes.

Forurening af drikkevand med spildevand og de heraf følgende hygiejniske problemer er et velkendt problem. Hygiejniske problemer i form af sygdomsudbrud hidrører dog oftest fra forureninger tæt på selve grundvandsboringen eller fra kontamination af selve borehullet og ikke fra den "almindelige" belastning af grundvandsmagasinet gennem udsivning fra utætte kloakrør. Forureningsproblemet i forbindelse med langt størsteparten af udsivningen må snarere ses i forbindelse med, at det udsivende spildevand kan bidrage til forringelse af grundvandets almindelige kvalitet i form af forhøjet indhold af uønskede stoffer.

Udsivningsvandmængder kan bestemmes ved et antal direkte målemetoder, som dog alle indbefatter stor måleindsats og som almindeligvis er behæftede med væsentlige usikkerheder. En indirekte metode, der baserer sig på TV-inspektioner, er udviklet i Miljøstyrelsen (2002b). Denne metode er ligeledes behæftet med en del usikkerhed, men har den fordel, at den kan benyttes uden omfattende måleindsats. Metoden bestemmer for et givent opland en øvre værdi for de udsivende vandmængder, og kan derfor benyttes som et værktøj til risikovurdering.

Bestemmelse af en given udsivnings effekt på det underliggende grundvand er problematisk, idet de konkrete jordbundsforhold og grundvandets nøjagtige placering i forhold til ledningen sjældent er velbestemte. Samtidig findes der kun meget begrænset viden om omsætningen af hovedparten af de problematiske stoffer, der måtte forekomme i spildevand. Det kan dog forventes at visse stoffer (eksempelvis kvælstof i form af nitrat) når grundvandet i ubeskåret omfang. Kendes koncentrationerne af problematiske stoffer i spildevandet, samt disses omsætning og tilbageholdelse i jord, kan der følgelig gives et estimat på en øvre værdi for grundvandspåvirkning med forurenende stoffer.



Figur 3-30: De væsentligste årsager til forringet grundvandskvalitet.

### 3.3.6.1 Performance indikator (PI)

Som første estimat – og som øvre værdi – for en grundvandsbelastning fra udsivning, kan det anbefales at benytte en øvre værdi for udsivningsvandmængder (eksempelvis som bestemt i Miljøstyrelsen (2002b)) og sammenholde denne med den samlede grundvandsdannelse, altså med summen af grundvandsdannelse fra nedbør og grundvandsdannelse fra udsivning. Derved bliver PI for grundvandsbelastning udtrykt som en fraktion af den samlede grundvandsdannelse i oplandet.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Den udsivende spildevandsmængde i forhold til den samlede grundvandsdannelse	0 - 1	-

Ved beregning af øvre værdien for udsivning, skal såvel antal, art og størrelse af skaderne være kendt. Kendes kun skadernes antal og art, kan det være rimeligt i stedet at benytte fysisk indeks som PI.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Ledningens fysiske index	1-10	-

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1985; 1992a; 1992b; 2001c; 2002b)

### 3.3.7 Udledning af toksiske stoffer

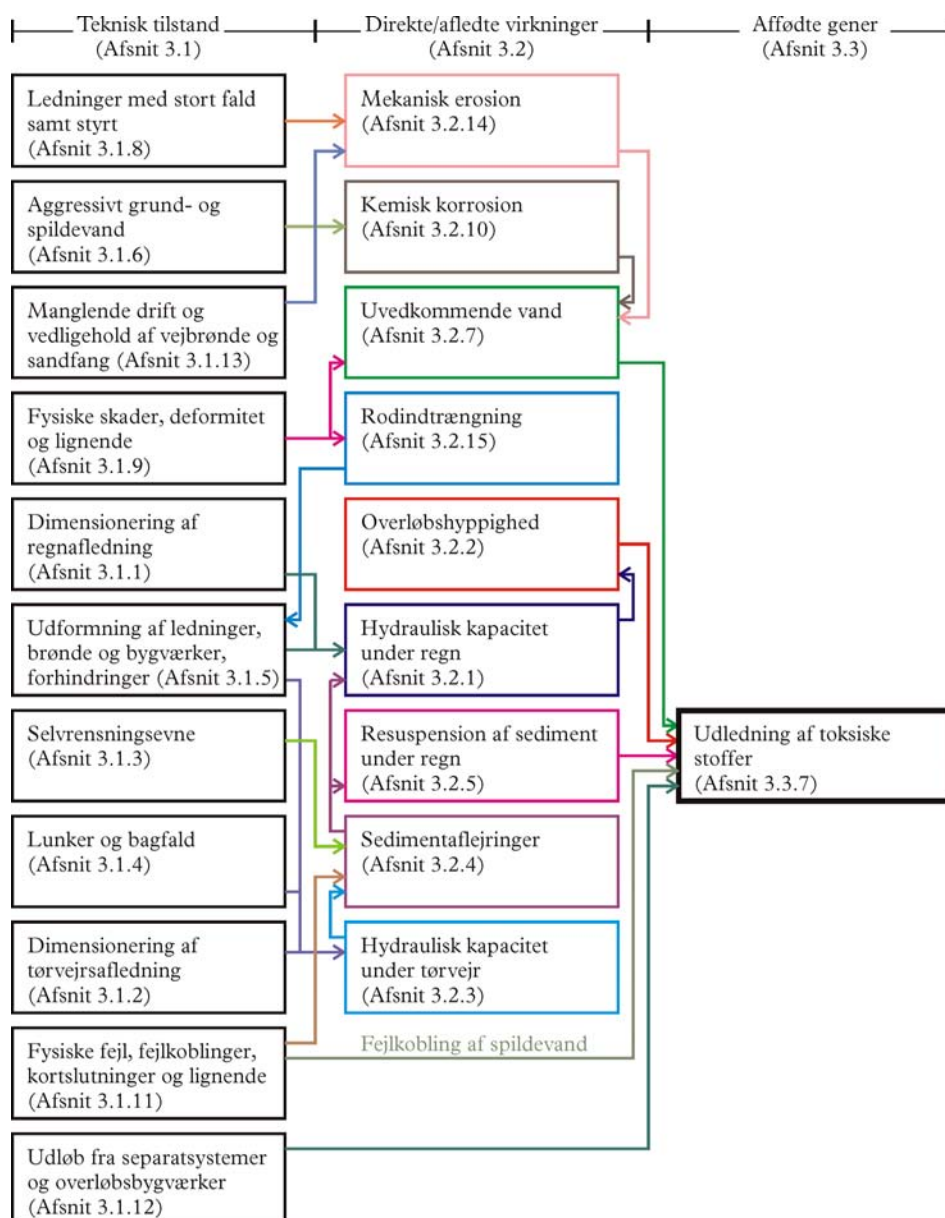
Toksiske stoffer – herunder organiske og uorganiske miljøfremmede stoffer – der forekommer i vejvand, separat spildevand, overløb fra fællessystemer samt udledninger fra renseanlæg, påvirker de vandige recipienter. Således er der rapporteret forhøjet forekomst af forskellige miljøfremmede stoffer i danske vandløb, samt kønsskifte af fisk på grund af forekomst af østrogenlignende stoffer. Forekomsten af tungmetaller kan også påvirke dyrelivet i vandmiljøet negativt.

Det har dog vist sig at være ganske vanskeligt at koble forekomsten af konkrete stoffer i regnbetingede udledninger og rensed spildevand til konkrete toksiske effekter. I mange tilfælde har det heller ikke været muligt, at identificere kilderne til en observeret effekt. Ej heller er der påvist sammenhæng mellem simple analyseparametre (eksempelvis suspenderet stof, COD, og lignende) og toksicitet. Således undersøgte Miljøstyrelsen (2001b) vejvands toksicitet, men kunne ikke påvise sammenhæng mellem eksempelvis trafikbelastning og toksicitet eller mellem toksicitet og længden af den forudgående tørvejrperiode.

Toksiske effekter kan være af såvel akut som akkumuleret karakter. Nogle toksiske stoffer forekommer i så høje koncentrationer, at de virker umiddelbart toksiske på dyr og planter, hvilket dog ikke typisk vil forekomme ved udledning af spildevand eller regnvand. Andre stoffer nedbrydes langsomt og akkumuleres i fødekæden, med en langtidstoksisk effekt til følge. På det foreliggende videngrundlag kan der kun siges ganske lidt om langtidseffekterne af akkumulerende toksiske stoffer i såvel udledninger fra renseanlæg som regnbetingede udledninger.

De forskellige undersøgelser indikerer, at en ikke uvæsentlig del af de toksiske stoffer i regnbetingede udledninger er bundet til partikler, og at det derfor – alt

andet lige – er hensigtsmæssigt at reducere indholdet af partikulært materiale i de regnbetingede udledninger.



Figur 3-31: De væsentligste årsager til udledning af toksiske stoffer.

### 3.3.7.1 Performance indikator (PI)

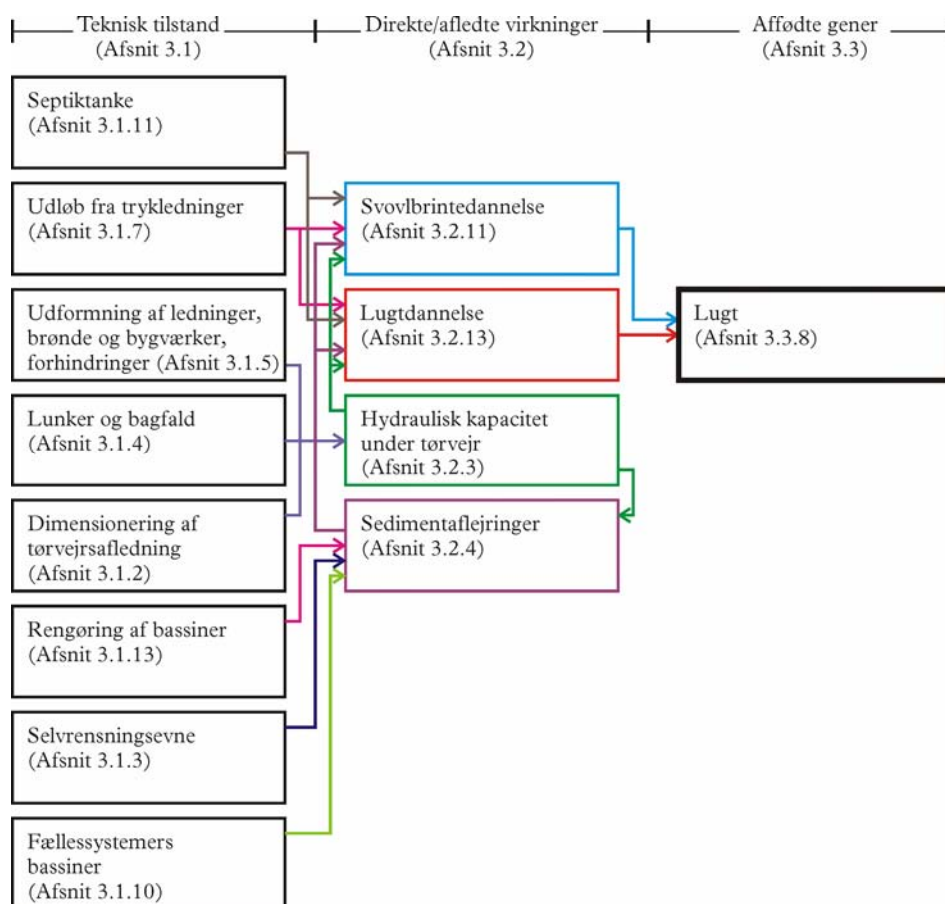
Da det ikke er muligt at etablere en entydig årsags-virkningssammenhæng mellem toksiske stoffer i byens udledninger og den resulterende effekt på flora og fauna, er det problematisk at opstille en PI for et afløbssystems funktion med hensyn til toksiske stoffer. Idet stoftilbageholdelse og videregående rensning dog alt andet lige må antages at føre til reduceret toksicitet, anbefales det at bruge dette forhold som recipienteffekt PI for toksicitet. Dette forhold er i forvejen omfattet af eutrofieringsproblematikken (Afsnit 3.3.3 og Figur 3-27, side 82), og der opstilles derfor ikke nogen selvstændig PI for toksicitet. Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1981; 1997; 2000a; 2000b; 2001b).

### 3.3.8 Lugt

Styrken med hvilken spildevand lugter, er afhængig af hvilke processer der foregår eller har foregået i spildevandet, biofilmen og kloaksedimentet. Generelt set vil spildevand, der har været udsat for anaerobe forhold, lugte markant kraftigere end spildevand der har været transporteret under aerobe eller anoxiske forhold. Under anaerobe forhold dannes en række nedbrydningsprodukter, af hvilke en del er såvel flygtige som yderst kraftigt lugtende. Den ildelugtende gas, der typisk forekommer i størst koncentration, er svovlbrinte. Dette er dog ikke nødvendigvis ensbetydende med, at den giver det største lugtbidrag, idet forskellige gasser lugter forskelligt kraftigt. En væsentlig del af lugten er almindeligvis fra svovlbrinte, mens resten stammer fra en lang række andre stoffer (Afsnit 3.2.11 og 3.2.13).

En undtagelse herfra er trykledninger hvor svovlbrinte er blevet bekæmpet med jerntilsætning. Jern går i forbindelse med svovlbrinten og danner tungtopløseligt, lugtfrit jernsulfid, men påvirker ikke de andre lugtende stoffer, der bliver dannet under anaerobe forhold.

Under hensyntagen til ovennævnte, anvendes svovlbrintekonzentrationen typisk som indikator for lugt, idet den udgør en ikke uvæsentlig del af lugtproblemet, er let at måle samt er knyttet til helbreds- og korrosionsproblemer (Afsnit 3.3.9 og 3.3.10).



Figur 3-32: De væsentligste årsager til lugtproblemer.

#### 3.3.8.1 Performance indikator (PI)

Tilstedeværelsen af svovlbrinte som indikator for lugt kan måles i afløbssystemets gasfase på relativ enkel vis. Den resulterende

gasfasekoncentration er et resultat af en lang række samspillende faktorer, herunder svovlbrintedannelse, svovlbrinteoxidation, svovlbrintefrigivelse og ventilation. Som første estimat kan man antage, at der er lineær sammenhæng mellem produktionen af svovlbrinte i vandfasen og den resulterende gasfasekoncentration. Dermed kan svovlbrintekoncentrationen i vandfasen benyttes som PI for lugt for de systemer, hvor der ikke er tilsat jern for at bekæmpe svovlbrinteproblemer. Metoder til bestemmelse heraf er beskrevet i Hvitved-Jacobsen (2002). En sikrere vurdering fås ved at inddrage alle de relevante processer, lige fra svovlbrintedannelsen under anaerobe forhold til fjernelsen i vand- og gasfase under aerobe forhold. Metoder hertil er under stadig udvikling, men kan i dag give et godt bud på, om og i hvilket omfang lugtproblemer måtte opstå (Afsnit 3.2.12 og 3.2.13 samt Figur 3-32).

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Svovlbrintekoncentration i enten gas- eller vandfase i spidsværdier i sommerperioden	-	ppm eller g/m <sup>3</sup>
Svovlbrinteproblemets omfang jf. Tabel 3-6 (side 72)	små, mellem, store	-

Uddybende litteratur: Miljøstyrelsen (1988); Stuetz and Frechen (eds.) (2001); Hvitved-Jacobsen (2002); [www.sewer.dk](http://www.sewer.dk).

### 3.3.9 Arbejdsmiljø

Ved arbejdet med afløbssystem og renseanlæg udsættes driftsmandskabet for en lang række patogene vira og bakterier, toksiske gasser, kemikalier og fysiske risici. Effekten af disse arbejdsmiljøproblemer er ikke velundersøgte, hverken i Danmark eller i udlandet.

Set i forhold til den samlede arbejdsdygtige befolkning, viser tal fra arbejdstilsynet en overhyppighed af infektionssygdomme i den branche, hvor der arbejdes med vandforsyning, kloak, losseplads og forbrændingsanlæg. Således var godt 7% af alle arbejdsbetingede lidelser i denne branche infektionssygdomme (1997-2002), mens det for alle brancher i snit kun var godt 1%, for hvem infektionssygdomme blev en arbejdsbetinget lidelse ([www.arbejdstilsynet.dk](http://www.arbejdstilsynet.dk)).

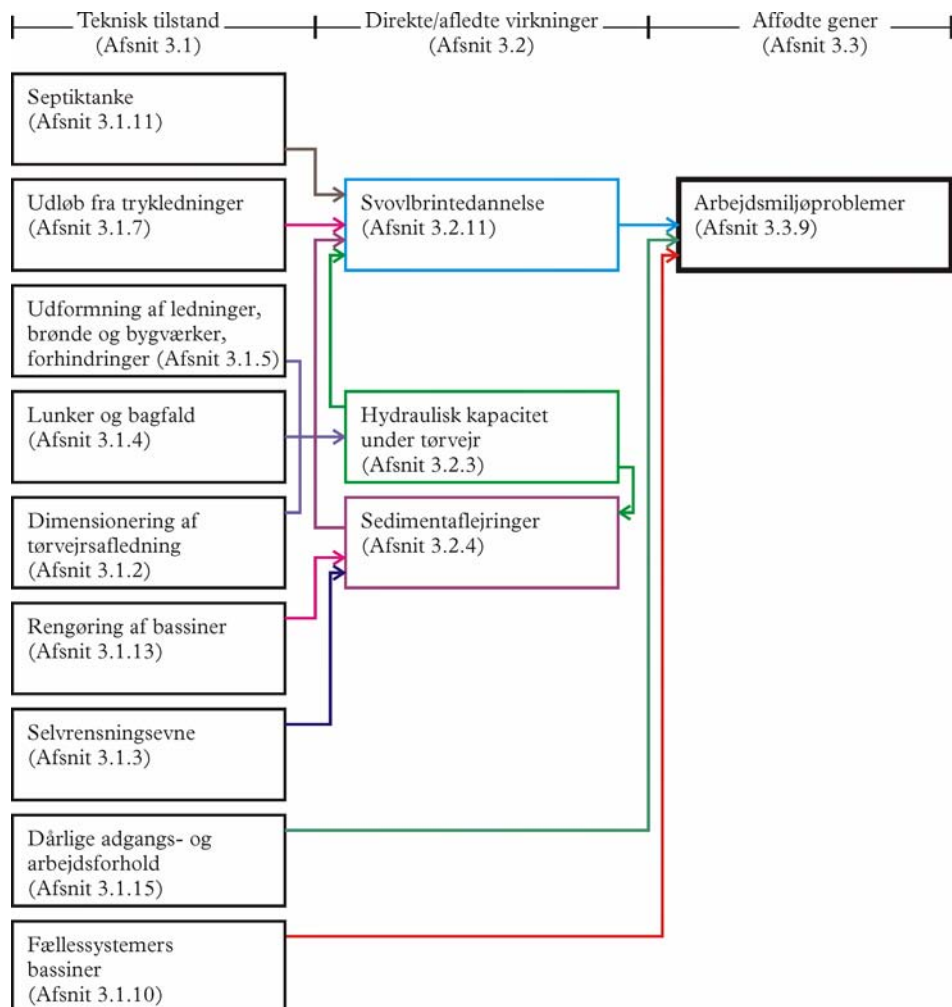
Den største del af de arbejdsbetingede lidelser er skader på bevægeapparatet. Dog ligger branchen her lavere end gennemsnittet af alle brancher. På tilsvarende vis er knoglebrud, forstuvninger, og særskader almindelige arbejdsskader i branchen vandforsyning, kloak, losseplads og forbrændingsanlæg ([www.arbejdstilsynet.dk](http://www.arbejdstilsynet.dk)). I forbindelse med bygværker og lignende, kan opmærksomheden i denne sammenhæng rettes mod forhold som uhensigtsmæssige adgangsveje samt uhensigtsmæssigt indrettede arbejdssteder.

Særlig opmærksomhed i forbindelse med arbejdsmiljø bør endvidere rettes mod arbejde i selve kloakken, på pumpestationer, oppumpningsbrønde og visse dele af renseanlægget, hvor der kan være risiko for svovlbrintedannelse. Svovlbrinte er en ildelugtende og toksisk gas, der i høje koncentrationer kan medføre død (Tabel 3-8).

Tabel 3-8: Effekten af svovlbrinte i gasfasen på mennesker.

Lugt eller human påvirkning	Koncentration i atmosfæren (ppm)
Lugtgrænse	0,0001 – 0,002
Ubehagelig og stærk lugt	0,5 – 30
Hovedpine, ubehag, slimhindeirritation	10 – 50
Syns- og åndedrætsskader	50 – 300
Livstruende	300 – 500
Øjeblikkelig død	> 700

På nær risici omkring svovlbrinteforgiftning (Figur 3-32) er arbejdsskader og arbejdsbetingede lidelser i forbindelse med afløbssystemet ikke forårsaget af systemets funktion, men snarere af en for arbejdets udførelse uhensigtsmæssig indretning af arbejdsstedet. Således vil bakterier og vira altid være til stede som en naturlig del af spildevandet, og arbejdsstedet skal derfor indrettes, så der er mindst mulig risiko for, at driftspersonalet kommer i kontakt med spildevandet. Det skal i denne forbindelse holdes in mente, at spildevand kan spredes gennem aerosoler, eksempelvis ved spuling af bygværker og turbulens i pumpestationer.



Figur 3-33: De væsentligste årsager til arbejdsmiljøproblemer.

### 3.3.9.1 Performance indikator (PI)

En generel årsags-virkningssammenhæng mellem afløbssystemets udformning og arbejdsmiljø kan være vanskelig at opstille. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at benytte antallet af sygedage som et indirekte mål for arbejdsmiljøets tilstand.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Sygedage blandt driftspersonalet	-	antal/år

Ved vurdering af effekten af renoveringsprojekter eller nyanlæg på arbejdsmiljøet, kan sygedage dog ikke benyttes, idet denne PI ifølge sagens natur først kan bestemmes efter at projektet er gennemført. I stedet må en kvalitativ vurdering tages i brug. Eksempelvis ved at definere en parameter,  $A_{\text{arbejdsmiljø}}$ , som går fra værdien 1 når arbejdsmiljøet er uacceptabelt til værdien 0 når arbejdsmiljøet er uproblematisk.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Arbejdsmiljøets kvalitet ( $A_{\text{arbejdsmiljø}}$ )	0-1	-

Uddybende litteratur: Arbejdstilsynets hjemmeside ([www.arbejdstilsynet.dk](http://www.arbejdstilsynet.dk)).

### 3.3.10 Fysisk nedbrydning af afløbssystemet

Fysisk nedbrydning af afløbssystemet kan ske på grund af et antal væsensforskellige mekanismer. Nedbrydning over tid kan skyldes en kombination af mekanisk belastning og materialetæthed, pludselige belastninger, erosion af bundløb, kemisk korrosion eller biologisk korrosion. Idet mekanismerne er forårsaget af vidt forskellige årsager, behandles de i det efterfølgende hver for sig.

#### 3.3.10.1 Mekanisk nedbrydning over tid

En langsom udvikling i skadesgraden uden at skaderne kan henføres til bestemte årsager betegnes ofte som ældning. Mekanismerne bag ældning er ikke velbeskrevne, men en vis del stammer fra initiale skader under selve lægningen, mens andre er opstået "hen ad vejen". Uensartede sætninger og belastninger samt svigtende materialestyrke spiller givetvis en væsentlig rolle for den langsomme nedbrydning af ledningsmaterialerne. Endvidere ses ofte, at samlingsmaterialer i specielt ledninger af ældre dato ældes hurtigere end selve rørmaterialet, således at ledninger kommer til at henligge med delvist åbne samlinger.

Selvom der forekommer skader i form af brud, revner, deformiteter, åbne samlinger og lignende, kan ledningen udmærket godt være i stand til at bortlede spildevand. Det har ikke været muligt at påvise et sammenhæng mellem ledningens fysiske tilstand og eksempelvis antallet af sammenbrud. Ledningen kan have haft de observerede skader fra den blev lagt, og så længe jorden omkring den ikke forstyrres ved eksempelvis gravearbejder, kan ledningen udmærket fungere tilfredsstillende i mange år. Alt andet lige har en fysisk skadet ledning dog mindre styrke, og derfor er det rimeligt at antage, at den er mere udsat for sammenbrud end en intakt ledning.

Befinder en ledning med fysiske skader sig i nærheden af træer og buske vil der desuden være en risiko for rodindtrængning med de deraf affødte problemer (Afsnit 3.2.15). Fysiske skader fører endvidere til en række andre



gener, der kan gøre ledningens tilstand uacceptabel (Afsnit 3.1.9). Se endvidere Figur 3-34.

Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997) samt DANVA og Fotomanualgruppen (2004) giver – sammen med DAS databasen – anvisning for hvordan ledningers skadegrad kan bestemmes og tilhørende fysiske tilstand indekseres. Sådanne indeks og skadesgrader giver et billede af ledningens fysiske tilstand – om der er mange eller få skader på ledningen, og kan benyttes som PI for denne type problem.

#### *3.3.10.2 Pludseligt opståede belastninger*

Udføres grave-, vej- eller konstruktionsarbejder over eller tæt ved en ledning, kan belastningen fra dette arbejde medføre ledningssammenbrud. Specielt sprøde og hårde materialetyper er udsatte (eksempelvis glaserede lerrør). Det kan derfor være nødvendigt at udskifte afløbsledninger, der ellers er i god fysisk stand, når der af anden årsag arbejdes i jorden. Idet der er tale om akutte skader, er det ikke hensigtsmæssigt at opstille en PI for forholdet.

#### *3.3.10.3 Biologisk korrosion*

Svovlbrinte dannes under anaerobe forhold, og vil under aerobe forhold blive oxideret. Sker denne oxidation på fugtige overflader, vil der blive dannet svovlsyre. Herved bliver ikke-syreresistente overflader udsat for korrosion. Eksempelvis er det ikke ualmindeligt, at betonoverflader bliver korroderet med adskillige mm per år, men væsentlig højere korrosionsrater er observeret.

Biologisk korrosion af betonoverflader vil fritlægge tilslagsmaterialet, og føre til en øget ledningsruhed. Korrosion forekommer dog uensartet fordelt over rør- og brøndtværsnit, hvilket gør det problematisk at opstille et entydigt sammenhæng mellem ruhed og korrosionsgrad.

Som første estimat kan man antage, at der er en lineær sammenhæng mellem produktionen af svovlbrinte i vandfasen og den resulterende korrosion. Tages betonens alkalinitet (evne til at neutralisere syre) med i betragtningen, kan korrosionsraten forudsiges. En sikrere vurdering fås ved at inddrage alle de relevante processer, lige fra svovlbrinte dannelsen under anaerobe forhold, over fjernelsen i vandfasen under aerobe forhold, til oxidationen og den efterfølgende korrosion på betonoverfladen. Metoder hertil er beskrevet i Hvitved-Jacobsen (2002). Metoderne er under stadig udvikling, men kan i dag give en god bestemmelse af, om og i hvilket omfang svovlbrinte korrosionsproblemer måtte opstå (Afsnit 3.2.12 og 3.2.13 samt Figur 3-34).

Afhængig af om der benyttes en simpel eller mere kompleks tilgang til forudsigelse af svovlbrintekorrosion, kan henholdsvis koncentrationen af svovlbrinte i vandfasen eller svovlbrintekorrosionsrater benyttes som PI for biologisk korrosion.

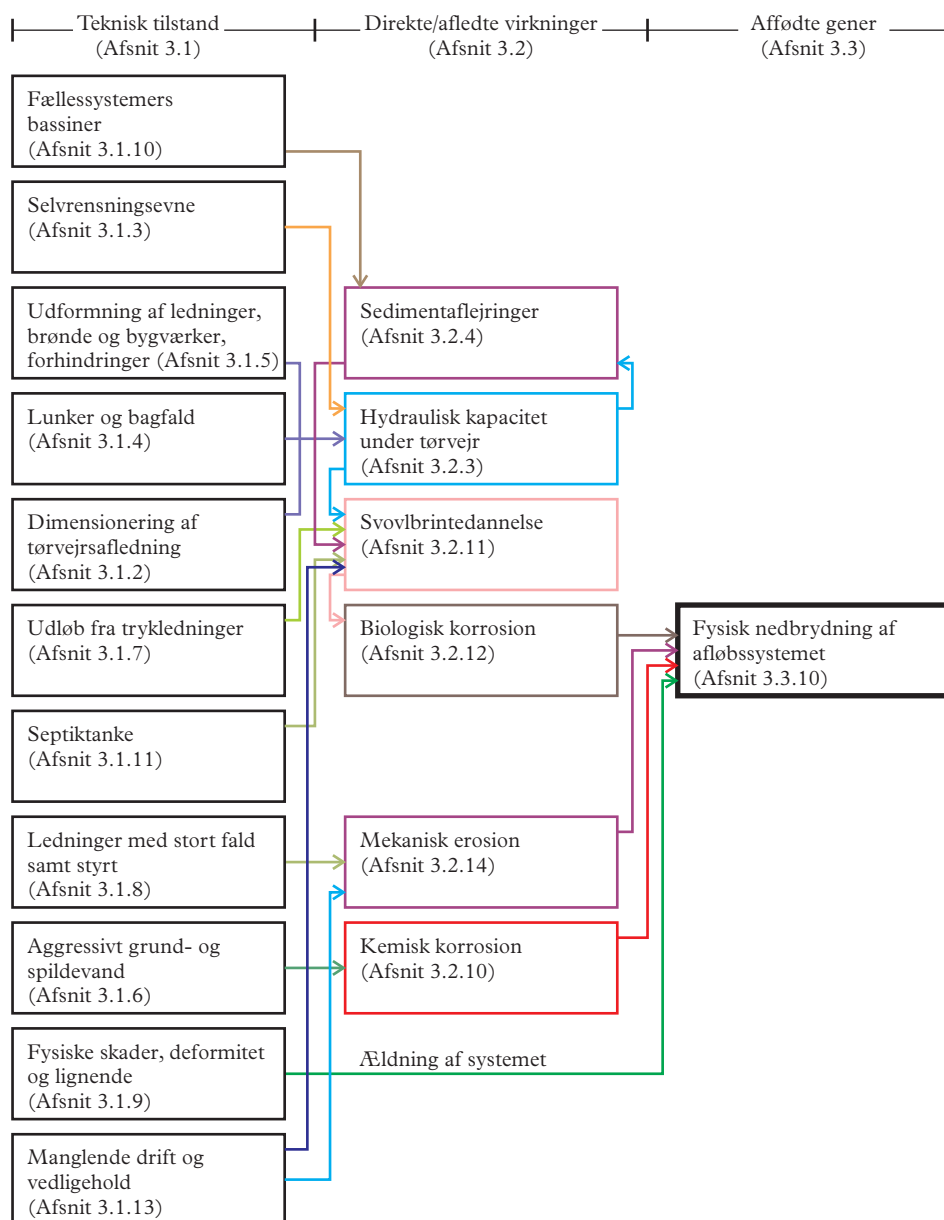
#### *3.3.10.4 Kemisk korrosion*

Kemisk korrosion af især betonmaterialer kan forekomme ved at enten spildevandet eller det omgivende porevand er aggressivt overfor betonmaterialet (Afsnit 3.2.10). Da der ikke findes sikre metoder til forudsigelse af kemisk korrosion, er det følgelig ikke relevant at opstille en selvstændig PI for forholdet.

### 3.3.10.5 Mekanisk erosion

Mekanisk nedslidning af bundløb kan forekomme i stejle ledninger eller styrt. Jf. Afsnit 3.2.14 findes der dog ingen sikre metoder til forudsigelse af sådan slitage. Det er følgelig ikke relevant at opstille en selvstændig PI for forholdet.

Betragtes biologisk korrosion, kemisk korrosion og mekanisk erosion under et, kan antallet af TV-inspektionsregistreringer af korrosion/erosion (KO) (Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen, 1997) benyttes som performance indikator for summen af disse forhold.



Figur 3-34: De væsentligste årsager til fysisk nedbrydning af afløbssystemet.

### 3.3.10.6 Performance indikator (PI)

Jævnfør ovenstående er der to forhold omkring den fysiske nedbrydning af afløbssystemet, der bør beskrives ved en performance indikator (PI), nemlig den langsomme nedbrydning af materialerne og svovlbrintekorrosion. Førstnævnte beskrives ved dens fysiske indeks, mens sidstnævnte beskrives ved svovlbrintekonzentration i vandfasen eller ved raten med hvilken betonoverfladen korroderes. Benyttes observationer fra TV-inspektion af

korrosion/erosion (KO), bør disse vægtes efter sværhedsgrad, idet en KO1 næppe giver anledning til bekymring, mens en KO3 eller KO4 udgør alvorlige problemer, jf. Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997).

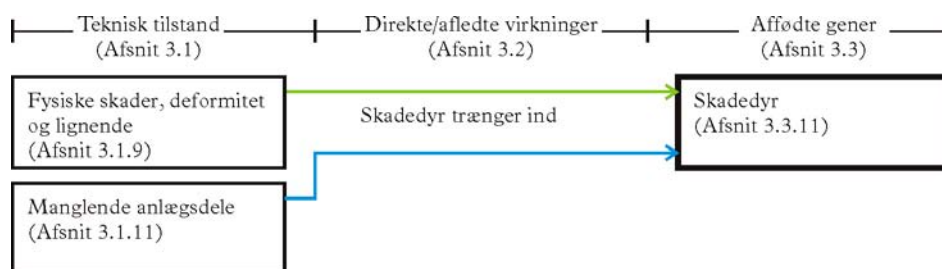
Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Ledningens fysiske indeks	0-10	-

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Svovlbrintekonzentration i vandfasen	-	g/m <sup>3</sup>
Svovlbrinteproblemets omfang jf. <b>Tabel 3-6</b> (side 72)	små, mellem, store	-
Svovlbrintekorrosionsrate af betonoverfladen	-	mm/år
Antal observationer af korrosion/erosion (KO) ved TV-inspektion, vægtet efter sværhedsgrad	-	vægtet antal/m

Uddybende litteratur: Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997); DANVA og Fotomanualgruppen (2004); Stuetz and Frechen (eds.) (2001); Hvitved-Jacobsen (2002); www.sewer.dk.

### 3.3.11 Skadedyr

I forbindelse med afløbssystemet er det i langt overvejende grad rotter, der optræder som skadedyr. Rotter bygger ikke rede i selve kloakledningen, men i den omgivende jord eller døde ledninger og stik. De er derfor afhængige af, at der er adgangsveje til afløbssystemet gennem hvilke de kan nå ledningsnettet for at fouragere. En stor andel af rotternes tilgangsveje til kloaknettet befinder sig på de private stikledninger, hvorfor det ofte er en renovering af private stik, der skal afhjælpe rotteproblemet.



Figur 3-35: De væsentligste årsager til forekomst af skadedyr.

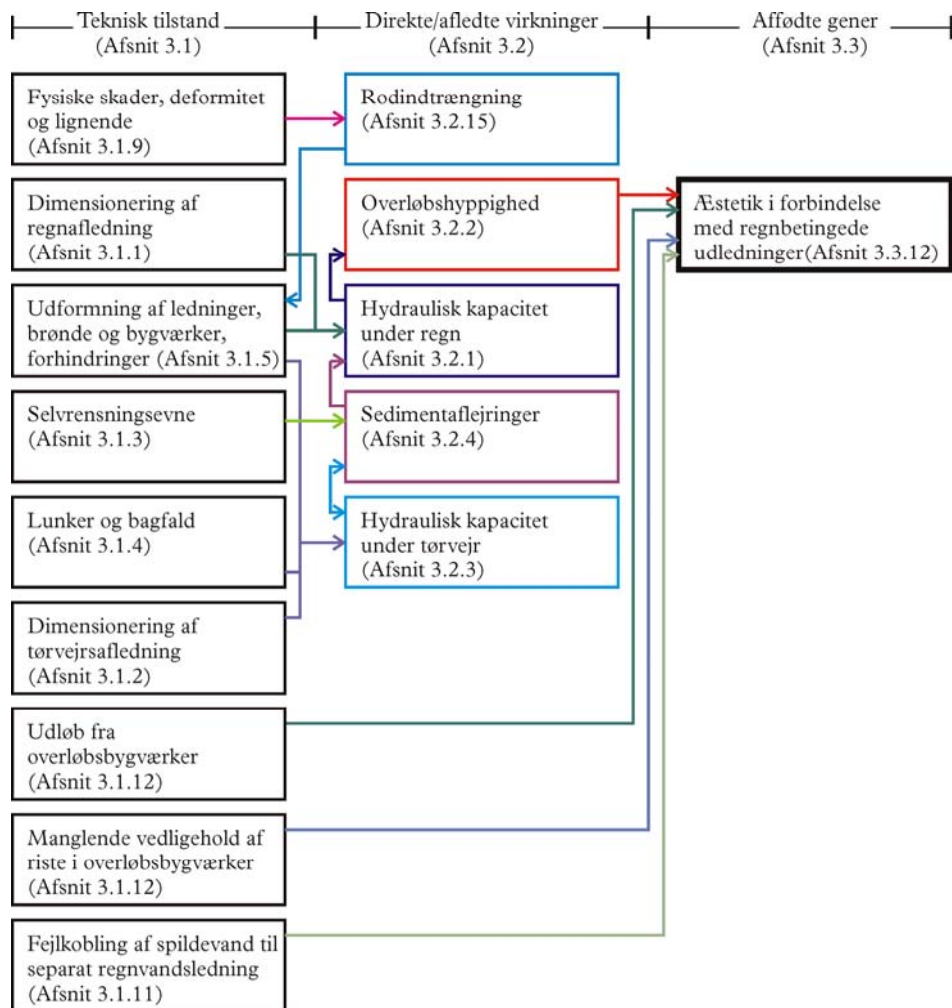
#### 3.3.11.1 Performance indikator (PI)

Rotter skal først og fremmest forebygges, og det kan derfor være rimeligt at anvende afløbssystemets fysiske tilstand som PI for skadedyr (Afsnit 3.1.9 og 3.3.10.1). Alternativt kan forekomsten og omfanget af den aktuelle rotteplage benyttes, og plagen ( $P_{rotte}$ ) tildeles en værdi afhængig af plagens omfang. Eksempelvis: intet:  $P_{rotte} = 0$ ; lille omfang:  $P_{rotte} = 1$ ; almindeligt omfang:  $P_{rotte} = 2$ ; stort omfang:  $P_{rotte} = 3$ .

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Ledningens fysisk indeks	0-10	-
Den aktuelle rotteplages omfang: lille, almindeligt eller stort omfang	0, 1, 2 eller 3	-

### 3.3.12 Æstetik ved regnbetingede udledninger

Ved udløb fra separate regnvandssystemer vil henkastet affald i et vist omfang blive skyllet ned i vejbrøndene og med regnvandet transporteret ud i recipienten, hvor det giver æstetiske gener. Et større problem kan være overløb fra fællessystemer, hvor sanitært affald (ristegods) kan komme med overløbsvandet ud i recipienten. For at begrænse omfanget af problemet bør der være installeret riste i overløbsbygværkerne.



Figur 3-36: De væsentligste årsager til æstetiske gener i forbindelse med regnbetingede udledninger.

#### 3.3.12.1 Performance indikator (PI)

PI for æstetiske gener ved regnbetingede udledninger ( $PI_{\text{æstetik}}$ ) kan ikke bestemmes ved beregning, men må baseres på et skøn over problemets forekomst og omfang. Defineres størrelsen  $B_{\text{æstetik}}$  som omfanget af æstetiske problemer forårsaget af regnbetingede udledninger, fås at  $B_{\text{æstetik}} = 0$ , når der ikke synes at være noget problem, og lig  $B_{\text{æstetik}} = 1$ , når problemet forekommer med en uacceptabel hyppighed. Ved renoveringsplanlægning eller nyanlæg, må  $B_{\text{æstetik}}$  skønnes ud fra de planlagte foranstaltninger til reduktion af uæstetiske forhold, eksempelvis rist, skumbræt og overløbsbygværkets hydrauliske udformning.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Tilstedeværelse af æstetiske gener ved regnbetingede udledninger (B <sub>æstetik</sub> )	0 eller 1	-

Uddybende litteratur: IWA (2004)

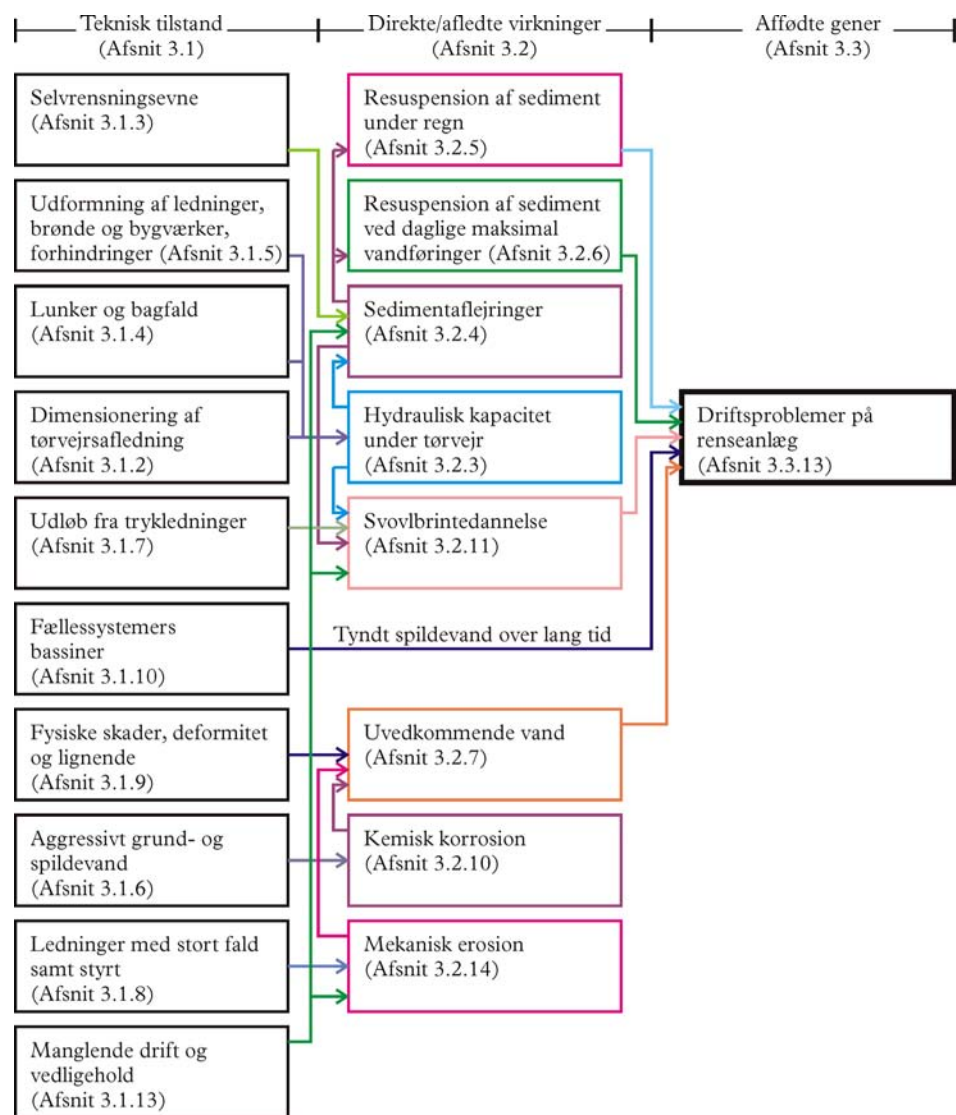
### 3.3.13 Driftsproblemer på renseanlæg relateret til afløbssystemet

Biologien og kemien bag renseanlæg til fjernelse af næringssalte gør, at anlæggene i praksis kun kan rense det indkomne spildevand til en vis udløbskoncentration af kvælstof og fosfor. Denne udløbskoncentration er i vid udstrækning uafhængig af indløbskoncentrationen. Dette forhold gør, at indsivning til et kloakopland vil øge den samlede udledning af kvælstof og fosfor (Afsnit 3.3.3). Indsivningen vil endvidere kræve et merforbrug af strøm og mere slitage på pumper. I dimensioneringssammenhæng medfører indsivning, at visse dele af anlægget skal dimensioneres større – eksempelvis pumper, klaringstanke og sand-/fedtfang –, end det ville være tilfældet, hvis der ingen indsivning var.

Under regn vil en nedbringelse af recipientbelastningerne gennem etablering af sparebassiner (nedbringelse af antallet af overløb), samtidigt øge den samlede mængde vand, der skal håndteres på renseanlægget og øge tiden med høj hydraulisk belastning (Afsnit 3.1.10). Herved generes anlæggets drift langvarigt af store, fortyndede vandmængder. Følgen heraf er nedsat udløbskvalitet, større slitage på anlæggets installationer, samt forøget energiforbrug. Håndteres regnvand på anden vis – eksempelvis gennem separation, decentral infiltration, og lignende – fås ikke tilsvarende gener.

Sedimenter, der resuspenderes, og biofilm, der afrives, kan føre til stødbelastninger af renseanlæg, og dermed en ringere drift af renseanlægget. Dette fænomen kan finde sted under såvel tørvejr som regn. Under tørvejr skyldes fænomenet at tørvejrsvandføringen er underlagt en markant døgnvariation, der gør, at tungere materiale kan udfældes, når vandføringen er lav – eksempelvis om natten – for så igen at blive resuspenderet, når vandføringen stiger – eksempelvis om morgenen (Afsnit 3.2.6). På tilsvarende vis kan selv små regnhændelser i fællessystemer bringe aflejret materiale i suspension samt afrive biofilm af rørvæggen (Afsnit 3.2.5). Sådanne hændelser behøver ikke være store, og fører derfor langt fra altid til overløb. I stedet vil alt materialet transporteres nedstrøms i systemet. En del af materialet vil atter aflejres længere nedstrøms, mens en anden del vil blive ført til renseanlægget.

Forekommer der svovlbrinte i indløbet til et renseanlæg, vil dette kunne medføre lugtproblemer, korrosion af bygværker og installationer samt arbejdsmiljøproblemer (Afsnit 3.3.8, 3.3.9 og 3.3.10.3). Endvidere vil svovlbrinte i indløbsspildevandet kunne fremme visse former for trådformede bakterier, der vil kunne nedsætte det aktive slams bundfældningsegenskaber.



Figur 3-37: De væsentligste årsager til driftsproblemer på renseanlæg relateret til afløbssystemet.

### 3.3.13.1 Performance indikator (PI)

Uvedkommende vand og den ekstra vandmængde, der tilledes renseanlægget på grund af afløbssystemets bassiner er forårsaget af forskellige fænomener, og bør derfor have egne PI'er.

Performance Indikator (PI)	Værdi	Enhed
Uvedkommende vand tilført renseanlæg, normeret efter anlæggets størrelse	-	m <sup>3</sup> /(år PE)

Performance Indikator (PI)	Værdi	Enhed
Ekstra vand tilført renseanlægget på grund af afløbssystemets bassiner, normeret efter anlæggets størrelse	-	m <sup>3</sup> /(år PE)

For generne omkring svovlbrinte, er det indholdet af svovlbrinte i tilløbet til renseanlægget, der er problemet. PI'en herfor sættes følgelig lig med svovlbrintekonzentrationen i indløbet til renseanlægget.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Svovlbrintekonzentration i vandfasen i indløbet til renselanlægget	-	g/m <sup>3</sup>

Generne på grund af resuspension af kloaksediment er vanskelige at kvantificere. De er dog nøje knyttet til afløbssystemets selvrensningsevne, og en estimering af selvrensningsevnen kan derfor benyttes som et udtryk for generne for renselanlægget fra resuspension af kloaksediment. Eksempelvis kan dette ske ved at definere en parameter,  $S_{\text{selvrensning}}$ , som går fra værdien 1 når selvrensningsevnen er dårlig til værdien 0 når selvrensningsevnen er god.

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Afløbssystemets selvrensningsevne ( $S_{\text{selvrensning}}$ )	0-1	-

### 3.3.14 Drift og vedligehold af afløbssystemet

En række fysisk problematiske tilstande i afløbssystemet fører til høje drifts- og vedligeholdelsesudgifter af afløbssystemet. Således vil der være højere udgifter i forbindelse med akutte punktrepARATIONER hvis ledningens fysiske tilstand er ringe end hvis den er god (Afsnit 3.1.9). Forekommer der samtidigt træer med dybtgående rødder tæt på ledningen, trænger rødder ind gennem revner og sprækker. Ledninger med rodindtrængning skal holdes under observation, og rødderne skal med mellemrum fræses bort (Afsnit 3.2.15). Skader på ledninger kan også føre til indtrængen af skadedyr, og dermed øgede udgifter til skadedyrsbekæmpelse (Afsnit 3.3.11).

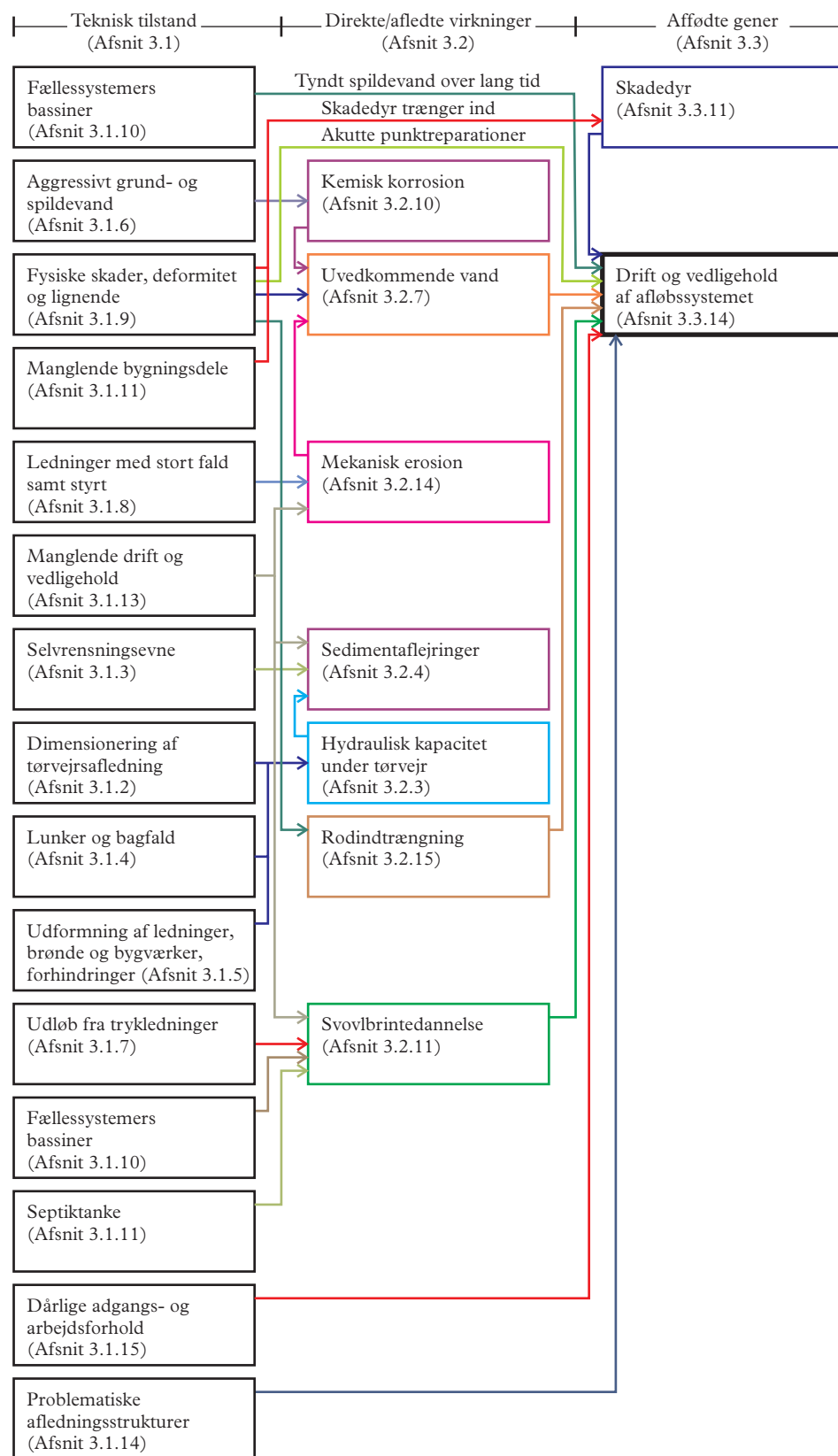
Befinder skaderne på ledningsnettet sig under grundvandsspejlet, vil indsvivning til afløbssystemet føre til øget belastning af pumpestationer (Afsnit 3.2.7). På tilsvarende vis vil tømning af bassiner efter regn føre til, at der skal pumpes større mængder spildevand (Afsnit 3.1.10). Den øgede vandmængde i afløbssystemet medfører dermed større elforbrug samt kortere funktionstid og øget vedligehold af pumper med mere.

Forekommer der store sedimentaflejringer i ledningen, eksempelvis på grund af utilstrækkelige faldforhold, lunger, bagfald, flaskehalse, forhindringer og lignende (Afsnit 3.1.3, 3.1.4 og 3.1.5), vil en øget observation og spuling af disse ledninger være påkrævet, med de heraf følgende omkostninger.

Dannes der svovlbrinte i afløbssystemet, vil det ofte være påkrævet at bekæmpe enten dannelsen eller virkningen af svovlbrinte (Afsnit 3.2.11 og 3.3.10.3). Afhængig af systemets konkrete udformning, kan der være væsentlige omkostninger forbundet med svovlbrinteproblematikken og bekæmpelse af svovlbrinte (Hvitved-Jacobsen, 2002).

#### 3.3.14.1 Performance indikator (PI)

Som PI for den øgede drift og vedligehold af afløbssystemet, er det nærliggende at anvende udgifterne forbundet hermed ( $PI_{\text{driftsudgift}}$ ). For at kunne benytte udgifterne som PI, er det dog rent praktisk nødvendigt, at ledningsejeren regnskabsmæssigt på enkel vis kan identificere udgifterne forbundet med ledningsstræk eller oplande. Endvidere vil det være formålstjenligt, om udgifterne til de enkelte typer af tiltag – eksempelvis udgifterne til punktrepARATIONER i et opland – kan identificeres. Benyttes de faktiske udgifter som PI, skal alle udgifter medtages – altså også værdien af forsyningsvirksomhedens eget arbejde.



Figur 3-38: De væsentligste årsager til øget drift og vedligehold af afløbssystemet.

PI for øget udgift til drift og vedligehold kan opgøres som de samlede udgifter til drift og vedligehold af et opland eller en ledningsstrækning:



Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Samlet udgift til drift og vedligehold af et opland eller en ledningsstrækning	-	kr/år

Alternativt kan ovenstående PI udspecificeres på eksempelvis følgende PI'er:

Performance Indicator (PI)	Værdi	Enhed
Udgift til pumpestationers strømforbrug, vedligehold af udstyr samt værdiforringelse af udstyr	-	kr/(m <sup>3</sup> år)
Udgifter til fjernelse af rødder	-	kr/år
Udgifter til punktrepARATIONER	-	kr/år
Udgifter til skadedyrsbekæmpelse	-	kr/år
Udgifter til svovlbrintebekæmpelse	-	kr/år

Uddybende litteratur: DANVA (2003)

### 3.4 Sammenfatning af performance indikatorer

I nærværende afsnit er det valgt at fokusere på de gener som afløbssystemet kan forårsage, og de performance indikatorer, der er defineret som mål for systemernes egenskaber i denne forbindelse. Indikatorerne benyttet i denne rapport er samlet i Tabel 3-9, og dækker den overvejende del af de forhold, der skal tages hensyn til i forbindelse med vurderingen af et afløbssystems indvirkning på omgivelserne.

Andre værdier for de valgte PI'er kunne dog have været valgt. Eksempelvis kan forhold som oversvømmelse af byoverflader og kældre under regn, tilstopning af afløbssystemet under tørvejr, forekomsten af skadedyr og æstetiske problemer i stedet indiceres ved antallet af modtagne klager. Det kan dog diskuteres, hvorvidt antallet af klager er et præcist mål for generens reelle omfang.

Der er internationalt blevet benyttet en række andre performance indikatorer, end de i dette arbejde præsenterede. Således er PI'en "Mængde kloaksediment fjernet per år" benyttet i eksempelvis Storbritannien, hvor der er indbygget en lang række sedimentfælder i afløbssystemet. Disse skal selvfølgelig tømmes jævnlige, og giver dermed anledning til driftsudgifter. I denne rapport er der dog kun medtaget forhold, der anses for at være af væsentlig betydning under danske forhold.

*Performance indikatorerne valgt i denne rapport skal ikke betragtes som endegyldige. Indikatorer skal i det praktiske arbejde tilpasses de aktuelle forhold og nye indikatorer kan opstilles efter behov. I forbindelse med den overordnede planlægning af renoveringsindsatsen, kan kommunen derfor opstille de performance indikatorer, der anses for nyttige at inddrage ved planlægning af konkrete renoveringsopgaver.*

Tabel 3-9: Performance indikatorer anvendt i nærværende rapport.

Gene	Performance Indikator (PI)	Værdi	Enhed
<b>Oversvømmelser af byoverflader og kældre</b> under regn	Summen af de direkte økonomiske skader og værdiansættelsen i kroner af de ikke-økonomiske gener	-	kr/år
	Antal registrerede eller beregnede oversvømmelser per år	-	antal/år
Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø	Udledning af næringssalt, N eller P ( $M_{\text{næringssalt}}$ )	-	kg/år
Badevandskvalitet	Tilstedeværelse af badevandskvalitetsproblemer ( $B_{\text{badevand}}$ )	0 eller 1	-
	Antal dage hvor badevandskriteriet overskrides pga bakterier, der kan henføres til regnbetingede udledninger	-	antal dage
Vandløbskvalitet	Afstrømning under regn for en gentagelsesperiode på to år delt med vandløbets basisvandføring ( $Q_{\text{regn, T=2}}/Q_{\text{basis}}$ ):	-	$\text{m}^3/\text{m}^3$
	Tilstedeværelse af hygiejniske problemer forårsaget af regnbetingede udledninger ( $B_{\text{hygiejne}}$ )	0 eller 1	-
	Påvirkning af iltforhold fra regnbetingede udledninger ( $K_{\text{fiskevand}}$ )	1, 5 eller 7	-
	Tilstedeværelse af æstetiske gener i vandløb fra regnbetingede udledninger ( $B_{\text{æstetik}}$ )	0 eller 1	-
Grundvandskvalitet	Den udsivende spildevandsmængde i forhold til den samlede grundvandsdannelse	0 - 1	-
	Ledningens fysiske indeks	1-10	-
<b>Lugt</b>	Svovlbrintekonzentration i enten gas- eller vandfase i spidsværdier i sommerperioden	-	ppm eller $\text{g}/\text{m}^3$
	Svovlbrinteproblemets omfang jf. Tabel 3-6 (side 72)	små, mellem, store	-
Arbejdsmiljø	Sygedage blandt driftspersonalet	-	antal/år
	Arbejdsmiljøets kvalitet ( $A_{\text{arbejdsmiljø}}$ )	0-1	-
Fysisk nedbrydning af afløbssystemet	Ledningens fysiske indeks	0-10	-
	Svovlbrintekonzentration i vandfasen	-	$\text{g}/\text{m}^3$
	Svovlbrinteproblemets omfang jf. Tabel 3-6 (side 72)	små, mellem, store	-
	Svovlbrintekorrosionsrate af	-	mm/år

	betanoverfladen		
	Antal observationer af korrosion/erosion (KO) ved TV-inspektion, vægtet efter sværhedsgrad	-	vægtet antal/m
Skadedyr	Ledningens fysiske indeks	0-10	-
	Den aktuelle rotteplages omfang: lille, almindeligt eller stort omfang	0, 1, 2 eller 3	-
Æstetik ved regnbetingede udledninger	Tilstedeværelse af æstetiske gener ved regnbetingede udledninger ( $B_{\text{æstetik}}$ )	0 eller 1	-
Driftsproblemer på renseanlæg relateret til afløbssystemet	Uvedkommende vand tilført renseanlæg, normeret efter anlæggets størrelse	-	$\text{m}^3/(\text{år PE})$
	Ekstra vand tilført renseanlægget på grund af afløbssystemets bassiner, normeret efter anlæggets størrelse	-	$\text{m}^3/(\text{år PE})$
	Svovlbrintekonzentration i vandfasen i indløbet til renseanlægget	-	$\text{g/m}^3$
	Afløbssystemets selvrensningsevne ( $S_{\text{selvrensning}}$ )	0-1	-
Drift og vedligehold af afløbssystemet	Samlet udgift til drift og vedligehold af et opland eller en ledningsstrækning	-	kr/år
	Udgift til pumpestationers strømforbrug, vedligehold af udstyr samt værdiforringelse af udstyr	-	kr/( $\text{m}^3$ år)
	Udgifter til fjernelse af rødder	-	kr/år
	Udgifter til punktrepARATIONER	-	kr/år
	Udgifter til skadedyrsbekæmpelse	-	kr/år
	Udgifter til svovlbrintebekæmpelse	-	kr/år

Supplerende litteratur: Matos et al. (2003)

## 4 Afløbssystemets levetid

Levetiden af et afløbssystem, eller af dele heraf, er defineret som den tid der går fra anlæg til renovering bliver påkrævet. Et behov for renovering af en enkelt ledning eller af et helt afløbssystem kan udløses af alle de omstændigheder og gener, der er gennemgået i Kapitel 3, og omfatter forhold lige fra sammenbrud af ledninger til den uacceptable gene, eksempelvis et uacceptabelt arbejdsmiljø. Om muligt skal renovering ske før en alvorlig gene eller et svigt indtræder, altså før afløbssystemets levetid er overskredet.

For at bestemme en lednings levetid, er det derfor nødvendigt at definere, hvilken tilstand og/eller hvilke gener, der betragtes som værende et svigt af ledningen eller ledningssystemet. Det virker umiddelbart indlysende, at forekommer der sammenstyrt på en ledning eller af en brønd, så er der tale om svigt. Men denne slags svigt sker relativt sjældent, og berører ofte kun korte delstrækninger eller enkelte brønde. Sammenstyrt kan følgelig i mange tilfælde håndteres ved akut punktrepARATION, og kræver ikke nødvendigvis en omlægning af hele ledninger. Svigt af hele ledningen eller af et ledningssystem må i denne situation snarere vurderes ud fra, hvor hyppigt det er nødvendigt at foretage akutte reparationer.

Hvor mange sammenstyrt må der være i et ledningssystem? Hvor meget udsivning kan tillades før en ledning betragtes som havende svigtet? Hvor meget indsvivning er acceptabel? Hvor dårlige må ledninger være, uden at ledningsejeren bliver ansvarlig for den skade der opstår ved et eventuelt svigt? Der er kun én måde at besvare disse spørgsmål på, nemlig ved at stille modspørgsmålet: Hvilke gener giver afløbssystemets funktion anledning til, og hvor store gener kan accepteres, før man vil bekoste en afhjælpning af problemet, altså et indgreb på et tidspunkt, hvor afløbssystemets levetid netop er overskredet? Svaret på ovenstående spørgsmål er svaret på, om ledningen eller ledningssystemet har svigtet eller ej, men det er ikke svaret på, hvor lang tid der går, før et svigt vil indtræde – altså hvad ledningens restlevetid er.

For nogle typer svigt kan det lade sig gøre at estimere, hvornår svigtet vil indtræde. Således kan eksempelvis svovlbrintekorrosionsraten for en betonledning nedstrøms et udløb fra en trykledning beregnes, og udsagn som at røret korroderes med et vist antal millimeter per år, kan gives med en rimelig sikkerhed. Ledningens eller bygværkets godstykkelse fastlægger med denne viden restlevetiden med hensyn til svovlbrintekorrosion. En række andre typer svigt kan derimod ikke forudsiges, og spørgsmålet om hvor mange år der går, før et forhold bliver uacceptabelt i eksempelvis arbejdsmiljømessig henseende kan ikke besvares. Kendskab til fremtidige krav fastlagt i lovgivning eller af arbejdsmarkedet er snarere den relevante indgang til bestemmelse af restlevetiden.

Betragtes de forskellige fysiske u hensigtsmæssige tilstande (Tabel 2-1, side 29), u hensigtsmæssige funktioner (Tabel 2-2, side 29) samt gener for brugerne (Tabel 2-3, side 29), er det ikke muligt at forudsige udviklingen over tid for ret mange af disse. De fleste af forholdene er alt for komplekse til, at der kan gøres forudsigelser, og afhænger i høj grad af hvilken vej samfundets udvikling tager.

Ønsker man eksempelvis at forudsige, hvornår et afløbssystems funktion bliver uacceptabel med hensyn til udledning af næringssalte, løber man ind i problemer: De danske afløbssystemer udleder i dag i snit den samme mængde fosfor via regnbetingede udledninger, som de gjorde for 10-15 år siden, mens bidraget fra rensesanlæg og industrier er blevet kraftigt reduceret i samme periode. Den relative betydning af fosforudledningen fra de regnbetingede udledninger får derfor markant større relativ betydning (Miljøstyrelsen, 2003b). Der kan følgelig blive tale om, at afløbssystemet svigter med hensyn til eutrofiering – ikke fordi afløbssystemet er blevet ringere, men fordi kravene fra det omgivende samfund har ændret sig.

Af disse årsager er det relevant at skelne mellem fysisk levetid og teknologisk levetid. Den fysiske levetid beskriver, hvor lang tid der går, til en ledning har nået en uacceptabel fysisk skadetilstand. Den teknologiske levetid beskriver, hvornår teknologien bag systemet har overlevet sig selv, og systemets funktion som følge heraf er blevet uacceptabel. Under den sidste kategori hører eksempelvis den bymæssige udvikling og udviklingen i vandforbrug, men også udviklingen af, hvordan gener opfattes. En række gener, der tidligere blev tålt med en vis frekvens og/eller intensitet, kan fremover ikke længere nødvendigvis forventes at blive tålt.

Generelt set er det kun den fysiske levetid, som afløbstechnikerer har mulighed for at beregne, mens den teknologiske levetid altid må være op til et skøn.

#### 4.1 Typer af svigt og disses udvikling over tid

Svigt af individuelle ledninger, bygværker eller hele afløbssystemer indtræder, når et forhold i afløbssystemet får så væsentlige konsekvenser for ledningsejeren, borgerne og det omgivende miljø, at de opståede gener ikke længere er acceptable. Af planlægningsmæssige og økonomiske hensyn, er det ønskeligt at kunne forudsige hvornår svigt indtræder. Som beskrevet ovenfor er dette dog ikke umiddelbart simpelt, og afhænger af, hvilken type svigt – fysisk eller teknologisk – der er tale om.

Således er eksempelvis svigt forårsaget af oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn (Afsnit 3.3.1) bestemt af den teknologiske udvikling såvel som udviklingen i ekstremregn. Det må antages, at borgerne i fremtiden vil blive mindre villige til at acceptere, at oversvømmelser af kældre og terræn med opspædet spildevand er et nødvendigt og acceptabelt aspekt af afløbssystemets funktion. Endvidere kan en fortætning af byerne og en øgning af byernes impermeable flader føre til øgede vandmængder og dermed øgede oversvømmelseshyppigheder. I den anden retning trækker, at der i stigende grad gøres brug af lokal håndtering af regnvand samt en øget separation, hvorved der kan fjernes væsentlige regnvandsmængder fra afløbssystemet.

Udviklingen i ekstremregn på grund af klimaændringer fører muligvis til hyppigere ekstremregn, hvilket i givet fald vil trække i retning af et behov for øget kapacitet af afløbssystemet. Dette forhold kan i princippet forudsiges ved hjælp af klimamodeller, dog må forudsigelse af langtidsudviklingen i ekstremregn betragtes som værende usikker, og danske målinger af ekstremregn over de sidste to årtier, viser ikke nogen entydig tendens i denne henseende (Afsnit 3.2.1)

Hvordan summen af disse faktorer udvikler sig over tid er ikke muligt at vurdere. Det synes end ikke at være muligt at give et kvalificeret bud på, om der bliver en stigende tendens til svigt af afløbssystemet på grund af oversvømmelser eller ej. Det er følgelig ikke muligt at vurdere levetid med hensyn til svigt på grund af oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn.

På tilsvarende vis kan tidshorizonten for svigt forårsaget af andre gener i realiteten ikke forudsiges. En undtagelse er dog svigt på grund af visse fysiske nedbrydninger af afløbssystemet, hvor der findes beregningsmetoder og modelværktøjer, der i konkrete tilfælde tillader bestemmelse af en lednings restlevetid.

Viden om levetider og restlevetider er en nødvendig forudsætning for renoveringsplanlægning, og skal bestemmes på trods af, at der er en række vanskeligheder forbundet hermed. Erfaringsbaserede overslag over levetider må således benyttes i mangel af sikre, teknisk deduktivt baserede metoder til levetidsbestemmelse.

Den fremtidige fysiske nedbrydning af afløbssystemet kan estimeres ud fra systemets nedbrydningshistorie. Udføres således tv-inspektioner af de samme systemer med tilpas langt mellemrum, kan den historiske nedbrydningsrate bestemmes, og den fremtidige ekstrapoleres herudfra. Er inspektionsgrundlaget mere beskedent, må erfaringer fra tilsvarende oplande drages ind et estimat af restlevetiden.

Vanskeligere er det at bestemme den teknologiske restlevetid, idet den samfundsmæssige og teknologiske udvikling samt effekten heraf på afløbssystemet, hverken lader sig bestemme ved naturvidenskabelige eller statiske metoder. Det synes dog rimeligt at påstå, at afløbssystems teknologiske levetid er en del kortere end den fysiske levetid.

Erfaringen gennem de senere årtier har endvidere vist, at teknologisk svigt af afløbssystemet sjældent nødvendiggør renovering af hele systemet. Ofte drejer det sig kun om bygværker og lignende, mens ledningerne i mange tilfælde kan blive liggende. Et eksempelvis herpå er ombygning af en ældre pumpestation uden hus til en pumpestation, der er i overensstemmelse med nutidens krav om godt arbejdsmiljø. Et andet eksempel er etablering af renseforanstaltninger for separat regnvand, før vandet bliver udledt til recipient. Den teknologiske levetid for bygværker og lignende må derfor antages at være kortere end den teknologiske levetid for selve ledningerne. Høj økonomisk udvikling i et samfund er formentlig medvirkende til at nedsætte den teknologiske levetid.

Sammenfattende kan levetiden af et afløbssystem dermed opdeles i et antal hovedgrupper:

- Fysisk levetid af ledninger og brønde.
- Fysisk levetid af bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende.
- Teknologisk levetid af ledninger og brønde.
- Teknologisk levetid af bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende.

Ledninger og brønde udført af inerte materialer, og som ligger under belastningsmæssigt gunstige forhold, må forventes at have endog meget lange, fysiske levetider. Eksempelvis kendes murede ledninger på langt over 100 år, der stadig er i fysisk god stand, og som formentlig kan ligge længe endnu.

Også fra andre sammenhænge, så som bygninger, broer og lignende, kendes anlæg med meget lang fysisk levetid. Forfatterne af nærværende rapport anser en gennemsnitlig fysisk levetid af ledninger og brønde på 75-150 år som værende realistisk (Tabel 4-1).

Bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende består ud over selve bygværket af en række installationer (eksempelvis pumper og elinstallationer), der har en kortere fysisk levetid end selve bygværket. Den samlede fysiske levetid må derfor være kortere end for ledninger og brønde, og forfatterne af nærværende rapport anser en gennemsnitlig fysisk levetid af bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende på 30-70 år som værende realistisk (Tabel 4-1).

Den teknologiske levetid af ledninger og brønde er kortere end den fysiske levetid, men erfaringsmæssigt længere end den teknologiske levetid af bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende. En række ledninger og brønde har eksempelvis i de seneste årtier måttet skiftes af teknologiske årsager, idet de gav anledning til en uacceptabel oversvømmelsesfrekvens. Forfatterne af nærværende rapport anser en gennemsnitlig teknologisk levetid af ledninger og brønde på 50-100 år som værende realistisk (Tabel 4-1).

Bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende har kortest teknologisk levetid. Det har eksempelvis i de senere år været nødvendigt at renovere nyere bygværker og pumpestationer af arbejdsmiljømæssige hensyn, og bassiner af miljømæssige hensyn. Forfatterne af nærværende rapport anser en gennemsnitlig teknologisk levetid af bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende på 20-50 år som værende realistisk (Tabel 4-1).

Tabel 4-1: Estimerede levetider til brug ved renoveringsplanlægning.

Fysisk levetid	Nye, veludførte ledninger og brønde	75-150 år
	Bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende	30-70 år
Teknologisk levetid	Ledninger og brønde	50-100 år
	Bygværker, pumpestationer, bassiner og lignende	20-50 år

Alt efter behov, er det rimeligt at underopdele de enkelte former for levetid, således at eksempelvis ledninger lagt i et bestemt tidsrum har kortere fysisk levetid end andre. I forbindelse med definition af kommunens målsætninger og udarbejdelse af renoveringsplaner, skal levetiden af afløbssystemets forskellige elementer vurderes, og de specifikke levetider afhænger af en lang række konkrete, lokalt bestemte forhold, for hvilke der ikke kan gives generelle anbefalinger (Tabel 4-2). Hver kommune må derfor vurdere levetiderne for deres eget afløbssystemet ud fra lokal viden og erfaringer samt ud fra kommunens forventninger til den teknologiske udvikling.

Med udgangspunkt i den meget væsentlige kapital, der er investeret i et afløbsnet, er det afgørende, at man vedkender sig de problemstillinger, der knytter sig til den teknologiske restlevetid. Samfundets fremtidige udvikling, der manifesterer sig i form af nye behov, krav og teknologiske landvindinger, vil trække i nedadgående retning på denne form for restlevetid. Modsætningsvis vil den investerede kapital og den hastighed hvormed kapitalfornyelse er tilgængelig fra samfundets side virke konserverende, altså forlængende på den teknologiske restlevetid.

Tabel 4-2: Eksempler på elementer af afløbssystemet med specifik levetid afhængig af lokale forhold.

Fysisk levetid	Betonrør og -brønde fra før 1950 Betonrør og -brønde fra 1960'erne Betonrør og -brønde fra efter 1970 Plastrør og -brønde, gravitationsledninger Plastrør, trykledninger Ledninger renoveret med forskellige metoder Pumpestationer Bassiner i fællessystemer Overløbsbygværker Separate regnvandssystemer
Teknologisk levetid	Ledninger og brønde Pumpestationer Bassiner Overløbsbygværker Separate regnvandssystemer

I erkendelse heraf er det væsentligt, at jo større fleksibilitet vi er i stand til at indbygge i et afløbssystem, desto mindre konflikt vil vi i fremtiden skabe mellem ønsket om renovering og de tilgængelige muligheder herfor betinget af ressourcetilførslen. Eksempelvis vil separatsystemer med oplagte muligheder for håndtering af regnafstrømningen uafhængigt af den daglige spildevandsstrøm umiddelbart byde på større fleksibilitet, end hvad der vil kunne opnås i et fællessystem.



# 5 Teknologivalg for renovering

Hvilken teknologi, der vælges for at afhjælpe svigt, afhænger af årsagen til svigtet, afløbssystemets udformning og funktion, samt af de til rådighed stående teknologiers egenskaber. Alle tre aspekter skal tages op til overvejelse ved valg af strategi og teknologi til problemløsning. I praksis er der endvidere forskel på, hvordan forskellige kommuner håndterer den samme problemstilling, forskelle, der ikke umiddelbart kan forklares ud fra teknisk-objektive kriterier.

Hvad angår årsagen til svigtet, bør der skelnes mellem fysisk svigt – altså at den fysiske tilstand er blevet uacceptabel – og teknologisk svigt – altså at systemet teknologisk set ikke længere er adækvat, eksempelvis på grund af nye myndighedskrav. Sidstnævnte forhold svarer til, at den teknologiske levetid er overskredet. Især i tilfælde af teknologisk svigt, er det afgørende at identificere årsagen til svigtet, idet denne påvirker valget af løsningsstrategi. Skyldes et svigt eksempelvis for høj overløbshyppighed forårsaget af for små ledningsdimensioner, giver det selvsagt ingen mening at fore ledningen. Der skal i dette konkrete tilfælde vælges en løsningsstrategi, der enten nedbringer vandmængden i ledningen eller øger dennes kapacitet.

Afløbssystemets udformning giver både muligheder og begrænsninger for valg af løsningsstrategi, og et separatsystem vil almindeligvis give større frihed ved valg af løsningsstrategi end et fællessystem. Systemets funktion som helhed skal tages med i overvejelserne, og løsningsstrategier skal ikke kun snævert relateres til den betragtede ledning. Eksempelvis skal det holdes in mente, at for høj oversvømmeshyppighed ikke kun afhjælpes ved øgede ledningsdimensioner, men også ved eksempelvis lokal infiltration, ved bassiner og – hvor mulighederne byder sig – ved at afskære dele af regnvandet til naboledninger.

Teknologier til ledningsrenovering har i de senere år været under hastig udvikling. Således findes der i dag et antal forskellige metoder til nyanlæg – eksempelvis opgravning og underboring – og et meget større antal metoder til opgradering af eksisterende ledninger. De forskellige metoder har forskellige egenskaber, og finder derfor deres berettigelse i forbindelse med afhjælpning af forskellige problemtyper.

Valg af renoveringsteknologi bør tage sit udgangspunkt i de initierende problemstillinger og i de behov en renovering skal opfylde, og ikke være fokuseret på de enkelte teknikker, som forskellige entreprenører vælger at tilbyde. Endvidere skal løsningsstrategien falde i tråd med kommunens målsætning i form af et serviceniveau for afløbssystemet og være økonomisk optimal. Teknologivalget er derfor en integreret del af renoveringsprocessen (**Figur 2-1**, side 25).

## 5.1 Ledningens fysiske tilstand

I en række tilfælde hvor ledningsrenovering er påkrævet, er årsagen en uacceptabel fysisk tilstand af ledninger og brønde. Valget af den påkrævede

reoveringsstrategi- og metode, tager udgangspunkt i, hvilke skader der forekommer, samt omfang og art af gener skaderne medfører.

#### Utætheder

Problemer, der forårsages af utætheder og huller i afløbssystemet, er uvedkommende vand (Afsnit 3.2.7), materialetransport ind i ledningen (Afsnit 3.2.8), udsivning (Afsnit 3.2.9), skadedyr (Afsnit 3.3.11) og rodindtrængning (Afsnit 3.2.15). Disse problemstillinger kan løses ved at benytte en reoveringsmetode, der skaber et tæt afløbssystem.

Opmærksomheden skal dog rettes mod, at en række af disse problemer ikke kun er forårsaget af de offentlige, men også de private ledninger. En reovering af det offentlige net alene, vil dermed ikke nødvendigvis give den ønskede afhjælpning.

#### Korrosion og erosion

Problemer omkring korrosion og erosion af ledningsmaterialer forårsages af kemisk aggressivt grund- og spildevand (Afsnit 3.2.10), af biologisk dannet svovlbrinte (Afsnit 3.2.12) samt af mekanisk erosion (Afsnit 3.2.14). Ved disse problemstillinger er det ikke tilstrækkeligt at afhjælpe den forekommende skade. Fortsat korrosion og erosion skal også forhindres. Dette kan ske ved at anvende resistente ledningsmaterialer (nyanlæg), resistente foringer (no-dig reovering) eller ved at hindre de skadelige processer i at finde sted.

#### Styrke

Problemer forårsaget af nedsat fysisk styrke grundet ældning eller pludselig opståede skader (Afsnit 3.1.9 og 3.3.10), kræver at ledningens styrke genskabes. Dette kan ske ved såvel nyanlæg som ved visse af no-dig reoveringsmetoderne.

### 5.2 Drift af afløbssystemet

I visse tilfælde kan problemer i afløbssystemet håndteres på tilfredsstillende vis ved driftsmæssige strategier, og nyanlæg eller opgradering kan udskydes eller helt undgås. Valget mellem en driftsmæssig løsning og en egentlig reoveringsløsning gennemføres på tilsvarende vis som ved valget mellem to forskellige reoveringsstrategier.

#### Kapacitet

Har en ledning for lille fald (Afsnit 3.1.3), eller er der lunger (Afsnit 3.1.4), bagfald, indsnævring eller andre permanente forhindringer (Afsnit 3.1.5), øges risikoen for sedimentaflejring (Afsnit 3.2.4) og – i værste fald – tilstopning af ledningen.

Ud over at gennemføre konstruktive ændringer af systemet – eksempelvis anlæg af en ledning med større fald – kan problemstillingen omkring selvrensning og tilstopning begrænses ved jævnlig spuling af ledningen. I forhold til eksempelvis nyanlæg, kan spuling være et fornuftigt alternativ over en kortere eller længere periode – selvom denne løsning driftsmæssigt set er ressourcekrævende.

#### Rodindtrængning

Forekommer der huller og sprækker – eksempelvis i form af åbne samlinger – og befinder ledningen sig tæt på visse typer træer, er der risiko for, at rødder trænger ind i ledningen (Afsnit 3.2.15).

Rodindtrængningen kan forhindres ved at tætte ledningen – enten ved at anlægge en ny ledning eller ved at reparere/renovere den oprindelige. Som midlertidig løsning kan rødderne i ledningen endvidere fræses bort. Man skal dog være opmærksom på, at rødderne vender tilbage, og at processen skal gentages med jævne mellemrum. Endvidere stimuleres rodvæksten ved beskæring, og gentagende beskæring fører til gendannelse af et tættere og mere forgrenet rodnet i ledningen.

#### Svovlbrintebekæmpelse

Trykledninger kan føre til dannelse af svovlbrinte og andre ildelugtende gasser (Afsnit 3.1.7 og 3.2.11), der igen fører til biologisk korrosion, lugtgener (Afsnit 3.2.12, 3.2.13 og 3.3.8) samt arbejdsmiljøproblemer (Afsnit 3.3.9). Korrosionsproblemet kan i visse tilfælde håndteres ved valg af korrosionsbestandige ledningsmaterialer, og lugtgener samt arbejdsmiljøproblemer kan minimeres gennem en hensigtsmæssig udformning af afløbssystemet. Det er dog langt fra altid muligt at undgå gener, når der først bliver dannet svovlbrinte, og en driftsmæssig håndtering af problemet er ofte nødvendig. I denne forbindelse kan der benyttes en række strategier, der er nærmere gennemgået i Hvitved-Jacobsen (2002).

### 5.3 Samfundsudviklingen

Bliver ledningsrenovering påkrævet på grund af den teknologiske og samfundsmæssige udvikling, er spektret af mulige problemstillinger og løsningsstrategier komplekst. I denne situation sker renoveringen ikke fordi systemet er fysisk defekt, men fordi det omgivende samfund har undergået ændring og ofte stillet nye, skærpede krav til afløbssystemets interaktion med omgivelserne, hvorved den teknologiske levetid bliver overskredet. Kravene der stilles kan ske såvel direkte i form af myndighedskrav eller som mere lokalt formulerede politiske ønsker og målsætninger.

Accept af overløb fra fællessystemer og de herved aflastede volumener, er et eksempel på, at samfundets udvikling medfører skærpede krav til afløbssystemets funktion: Selvom et givet afløbssystem i dag aflaster de samme volumener, som det gjorde for år tilbage, vil samfundet ikke længere acceptere generne fra disse. Et ellers intakt og velfungerende afløbssystemet skal dermed renoveres med henblik på, at aflastningerne – og de heraf følgende miljøgener – nedbringes.

Udviklingen i retning af at separere regn- og spildevand er et yderligere eksempel på den samfundsmæssige udviklings betydning for renovering af afløbssystemet: Hvor holdningen tidligere har været, at separat regnvand er forureningsmæssigt uproblematisk, og derfor kan udledes direkte til recipient, sker der i dag et holdningsskift i retning af, at afstrømmende regnvand skal renses før udledning. Herved bliver et system, der for blot 10-20 år siden blev betragtet som noget nær miljømæssigt ideelt, i dag betragtet som problematisk, og renovering kan kræves for at nedbringe forureningsbelastningen.

Generelt knytter renoveringsbehov begrundet i den teknologisk udvikling sig til de gener, der er beskrevet i Afsnit 3.3, og forståelsen heraf knytter sig tæt til de betragtninger omkring teknologisk levetid, der er opstillet i Kapitel 4. De konkrete løsningsmuligheder er mangfoldige, og i vid udstrækning afhængige af den konkrete situation.

#### 5.4 Identifikation af behov for renovering

Behovet for renovering initieret af den teknologiske og samfundsmæssige udvikling, udmøntes i myndighedskrav samt lokale politiske ønsker og målsætninger, og kan som sådan ikke identificeres ved at betragte afløbssystemet alene. Inspektion og registrering af ledningers fysiske og driftsmæssige tilstand er dog en integreret og nødvendig del af denne proces, og danner selvsagt også grundlaget for identifikation af det renoveringsbehov, der initieres af afløbssystemets fysiske tilstand.

I forbindelse med identifikation af ledningers og brøndes fysiske tilstand, er TV inspektion et meget anvendt redskab. Til dette formål har det i Danmark siden 1986 været god praksis at anvende den danske fotomanual, udarbejdet af Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997). Fotomanualen opdateres løbende, og holdes ajour i forhold til teknikkens stade (DANVA og Fotomanualgruppen, 2004). Samtidigt sikres der sammenhæng mellem fotomanualen og den danske afløbssystemdatabase, DAS.

En europæisk standard er publiceret i 2004 (Dansk Standard, 2004a; 2004b). I Danmark forventes det dog, at den danske fotomanual også fremover vil ligge til grund for TV inspektion og registrering af afløbssystemets tilstand, eventuelt i form af en fællesnordisk manual, der forventes at komme til at ligge tæt op ad den danske.

Behandling af TV inspektioner ved brug af eksempelvis den danske fotomanual sammen med DAS, tillader håndtering af oplysninger om ledningens karakteristika, fysiske tilstand og visse driftsaspekter. Heriblandt registreres, om der er rodindtrængning, aflejringer, udfældninger, stillestående vand og om der observeres indsvivning.

Den danske Fotomanual giver – sammen med DAS databasen – anvisning for hvordan ledningers fysiske tilstand kan indekseres. Sådanne indices og skadesgrader giver et billede af ledningens fysiske tilstand – om der er mange eller få skader på ledningen, samt visse driftsaspekter. De er dog ikke nødvendigvis et udtryk for ledningens styrke. En ledning med mange brud og revner kan udmærket godt ligge i jorden mange år og bortlede spildevand uden at falde sammen.

Ved anvendelse af skadesindeks og lignende, bør man følgelig holde sig for øje, at der ikke er en simpel, entydig sammenhæng mellem ledningens fysiske tilstand og graden af gener for brugere og ledningsejer, der jo grundlæggende set bør være den drivende kraft for ethvert renoveringstiltag.

# 6 Økonomisk koncept for vurdering af renoveringsløsninger

Den økonomiske vurdering af renoveringsløsninger tager udgangspunkt i en teknisk analyse som beskrevet i Afsnit 3. Den tekniske analyse munder ud i identifikation og kvantificering af performance indikatorer (PI-værdier), der påvirkes ved et givent renoveringstiltag (Afsnit 3.3 og 3.4). Omkostningen til opnåelse af en effekt – kvantificeret som forbedrede/foringede PI-værdier – måles i kroner til investering, drift og vedligehold. Efterfølgende udgør ratioen mellem omkostningen og omkostningens effekt et væsentligt værktøj til prioritering af renoveringsopgaver.

Ved fastlæggelse af den økonomiske omkostning i forbindelse med et renoveringstiltag er der imidlertid andre faktorer end den direkte effekt, der skal medtages i analysen. Specielt renoveringstiltagets levetid påvirker analysen, og i denne sammenhæng er det væsentligt at holde sig for øje, at det bør være den teknologiske levetid, der lægges til grund for den økonomiske vurdering, og ikke den fysiske levetid, idet førstnævnte er kortere end sidstnævnte (Afsnit 4).

I det efterfølgende beskrives en økonomisk model, der kan danne grundlag for en sådan udvidet vurdering af forskellige renoverings- eller løsningsmuligheder.

## 6.1 Metodevalg – Cost-Effectiveness Analyse

I såvel den tekniske som økonomiske analysefase er det afgørende for en systematiseret saneringsplanlægning og –prioritering, at opgaverne defineres så præcist som muligt. I denne sammenhæng bør der skelnes mellem saneringsprojekter og løsninger (Afsnit 8.1), men uanset dette er de alternativer, der skal sammenlignes, kendetegnet ved:

- Forskellig investerings- og reinvesteringsprofil
- Forskellig fysisk og teknologisk levetid af investeringerne
- Forskellige driftsomkostninger
- Forskellige grader af effekt og målopfyldelse (målt ved performance indikatorer, Afsnit 3.3 og 3.4)

Ved en Cost-Effectiveness Analyse (CEA) kan ovennævnte faktorer sammenstilles, og udgøre et overskueligt grundlag for en teknisk prioritering af de enkelte saneringsprojekter eller løsningsalternativer.

I en CEA rangordnes alternativerne efter medgåede samlede omkostninger for at opnå en given effekt. Generelt vælges det alternativ, som minimerer cost-effectiveness ratioen (C/E), som indikerer, hvor meget det koster at opnå en "enhed effekt". Hvis effekten er den samme for alle alternativer, rangordnes alene efter finansiel fordelagtighed af alternativerne.

### 6.1.1 Samfundsøkonomi eller selskabsøkonomi

En CEA kan tage såvel et samfundsøkonomisk som selskabsøkonomisk udgangspunkt.

I den selskabsøkonomiske CEA inddrages kun direkte omkostninger ved projektet, målt i markedspriser som ledningsejeren oplever dem. I modsætning hertil værdisættes i en samfundsøkonomisk analyse et bredere spektrum af effekter, og der tages udgangspunkt i modificerede markedspriser (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

I en samfundsøkonomisk CEA rangordnes alternativerne efter deres respektive omkostninger for samfundet som helhed, og det foretrukne alternativ er det, som, set med samfundets øjne, er det bedste. Tilsvarende sigter en selskabsøkonomisk CEA mod at minimere omkostningerne, men i dette tilfælde blot for ledningsejeren.

Det er ledningsejernes opgave at sikre et serviceniveau, der lever op til kommunens målsætning og som overholder øvrige myndighedskrav; herunder miljømæssige krav. Samtidigt skal drift og vedligeholdelse af kloakken optimeres økonomisk. Disse samfundsmæssige hensyn er således medtaget i en selskabsøkonomisk CEA, men hensynet til øvrige samfundsmæssige aspekter ligger reelt udenfor ledningsejernes ansvarsområde. Den selskabsøkonomiske model skal derfor anvendes i denne sammenhæng.

Da en selskabsøkonomisk CEA som nævnt kun inddrager direkte omkostninger for ledningsejeren, kan det dog anbefales, at den ledsages af en diskussion af øvrige mulige effekter, fx betydningen for antal arbejdspladser, trafik, handlende etc.

CEAen åbner dog også for en opblødning mellem den rent selskabsøkonomiske, hhv. samfundsøkonomiske analyse, idet omkostningen kan måles i forhold til en effekt, som ellers hører hjemme i den mere helhedsorienterede samfundsøkonomiske analyse.

### 6.1.2 Normalisering af omkostninger

De enkelte alternativer er kendetegnet ved forskellige investerings- og reinvesteringsprofiler, levetider og driftsomkostninger. Alle disse parametre har betydning for den samlede omkostning ved alternativet. I forbindelse med en økonomisk projektevaluering opereres traditionelt med en række forskellige normaliseringsmetoder (investeringskriterier), dvs. metoder til prioritering af alternativer. Forskellige investeringskriterier er anvendelige i forskellige situationer. Eksempler på investeringskriterier er:

- Nutidsværdimetoden
- Interne rentes metode
- Tilbagebetalingsmetoden
- Annuiseringsmetoden

Nutidsværdimetoden tilbagediskonterer alle omkostninger ved et alternativ til en nutidsværdi, dvs. den værdi betalingsstrømmen har ved opstart. Metoden forudsætter, at de sammenlignede projekters levetid er ens. Projektet med den største nutidsværdi (her laveste omkostninger) foretrækkes.

Den interne rentes metode forudsætter, at en initial investering resulterer i et positivt afkast i hele projektperioden. Endvidere forudsættes, at alternativernes levetider er ens. Projektet med den højeste interne forrentning foretrækkes.

Ved tilbagebetalingsmetoden evalueres alternativerne i forhold til tilbagebetalingstiden for initialinvesteringen. Projekter med den korteste tilbagebetalingstid foretrækkes. Metoden tager imidlertid ikke hensyn til diskontering, ligesom eventuelle betalinger, der falder efter tilbagebetalingstiden ikke inddrages i evalueringen.

Annuiseringsmetoden omregner investeringer til annuiteter som umiddelbart kan lægges sammen med årligt forekommende udgifter eller indtægter i et samlet udtryk for årlige omkostninger. Det alternativ, der har den laveste annuitet (forudsat der er tale om omkostninger) i forhold til effekten, foretrækkes. Annuiseringsmetoden kan umiddelbart kombineres med forskellige effektmål (PI), såfremt effekten er udtrykt i samme tidsinterval som annuiteten; typisk pr. år.

I nærværende sammenhæng er annuiseringsmetoden at foretrække. Både nutidsværdimetoden og den interne rentes metode forudsætter som udgangspunkt, at investeringernes levetider er ens. Den interne rentes metode og tilbagebetalingsmetoden forudsætter en projektrelateret indtægt. Begge disse forudsætninger vil sjældent være opfyldt ved sammenligninger mellem alternative kloaksaneringsprojekter.

### 6.1.3 Annuiseringsmetoden

Med annuiseringsmetoden kan alternativer sammenlignes på trods af forskellige former for omkostninger og varierende levetider. Metoden er anvendt i andre sammenlignelige sammenhænge, se fx (Miljø- og Energiministeriet, 2000). Metoden er således et kendt og accepteret redskab i forbindelse med prioritering af investeringer indenfor miljøområdet.

Annuiseringsmetoden er udtrykt i formlen, som er vist nedenfor:

$$\dot{A}OMK = \frac{AOMK \cdot DF}{(1 - (1 + DF)^{-L})} + DOMK + VOMK + MOMK$$

Hvor:

ÅOMK:	Årlige omkostninger (kr/år)
AOMK:	Anlægsomkostninger (kr)
DF:	Diskonteringsfaktor (-)
L:	Anlæggets tekniske levetid (år)
DOMK:	Årlige nettodriftsomkostninger (kr/år)
VOMK:	Årlige vedligeholdelsesomkostninger (kr/år)
MOMK:	Årlige miljøomkostninger (kr/år)

Med den skitserede metode omregnes engangsinvesteringer, dvs. initiale investeringer og reinvesteringer til årlige omkostninger – annuiteter – som kan håndteres på lige fod med alternativets øvrige årlige omkostninger. Teknisk gøres dette ved at gange engangsinvesteringen med annuiseringsfaktoren, som i formlen ovenfor er udtrykt ved  $DF/(1-(1+DF)^{-L})$ .

Det skal bemærkes, at projektets annuierede nettoomkostning ikke er et direkte udtryk for projektets samlede nettoomkostning, men en indikation af niveauet, der er umiddelbar sammenlignelig med øvrige alternativets annuiteter til trods for divergerende omkostningsprofiler.

Som det kan udledes af ovenstående formel for annuitetsmetoden, reduceres et alternativets annuitet ved øget levetid og omvendt.

#### *6.1.3.1 Diskontering*

Diskontering angiver den ændring i en omkostnings værdi, der sker over tid. En diskonteringsfaktor kan således anvendes til at omregne et alternativets fremtidige omkostning til en nutidsværdi, der er sammenlignelig med tilsvarende nutidsværdier for andre alternativer.

Det gælder, at desto højere diskonteringsfaktor desto mindre er nutidsværdien. Det betyder, at en høj diskonteringsfaktor reducerer betydningen af fremtidige omkostninger i forhold til initialomkostninger.

På baggrund af Finansministeriets anbefaling (6 %) og Miljøministeriets anbefaling (3 %) anbefales diskonteringsfaktoren i denne sammenhæng fastlagt til f.eks. 5 %. Argumentet herfor er, at der er tale om infrastrukturinvesteringer, som bør gennemføres på markedsvilkår, men samtidig kan investeringerne delvist betragtes som miljøinvesteringer, som bør diskonteres lavere.

#### **6.1.4 Implementering af performance indikatorer**

En af styrkerne ved en CEA er, at alternativernes økonomiske omkostninger kan sættes i forhold til graden af målopfyldelse, altså effekten af alternativet. Dette forudsætter naturligvis, at effekten kan kvantificeres på en meningsfuld måde. Effekterne af kloakrening kan kvantificeres ved performanceindikatorer, benævnt  $PI_{1-n}$  (Afsnit 3.3 og 3.4).

Hver performanceindikator kvantificerer en effekt ved den konkrete kloakinvestering. Investeringerne kan rangordnes efter, hvor omkostningseffektivt de opnår den effekt, som indikeres af performanceindikatoren. Alternativerne kan rangordnes successivt efter flere forskellige performanceindikatorer.

Ved sammenligning af visse alternativer (hovedsageligt saneringsprojekter) er effekterne ikke sammenlignelige, og prioriteringen må foretages mere kvalitativt. Såfremt alle alternativer har kvantificerede værdier for de pågældende performanceindikatorer kan prioriteringen gennemføres kvantitativt.

#### **6.1.5 Afgrænsning**

Med baggrund i ovenstående tager den økonomiske model til prioritering af saneringsprojekter og løsningsalternativer udelukkende udgangspunkt i en selskabsøkonomisk model.

Dermed er de bredere samfundsmæssige effekter, som f.eks. gener for trafikkanter og handlende, lugtgener og miljøpåvirkninger osv. ikke direkte



værdisat. Implementering af performance indikatorer i modellen gør dog, at disse faktorer frit kan inddrages.

Modellen baseres på en snæver selskabsøkonomisk vurdering af alternativernes budgetmæssige omkostninger, levetid og effekter. Dette betyder, at der regnes med selskabsøkonomiske priser, og afledte effekter inddrages ikke direkte i værdisætningen. Der regnes endvidere i reale priser, dvs. at inflationsforventninger ikke inddrages. Teknisk ligger der ved denne fremgangsmåde implicit en antagelse om, at priserne ikke forskyder sig i forhold til hinanden – det såkaldte relative prisforhold er dermed konstant. Fordelen ved denne fremgangsmåde er, at projektets økonomiske virkninger ikke forsvinder i antagelser om inflation.

## 6.2 Modelbeskrivelse

Til brug for rapportens casestudier (Kapitel 8) er der blevet udviklet en simpel regnearksmodel efter retningslinierne, som er beskrevet ovenfor. Modellen er kortfattet beskrevet nedenfor, da modellens opbygning forventes at kunne tjene som inspiration for rapportens læsere.

### 6.2.1 Model inputs

I overensstemmelse med den tekniske beskrivelse kan modellen håndtere rangorden af kloakinvesteringer efter en række forskellige PI'er. Input til modellen er givet i tabellen nedenfor:

Tabel 6-1: Eksempel på matrix for input-værdier til fire alternative projekter, A-D

Projekt	Inv. omk. (kr.)	Drift omk. (kr.)	Levetid (år)	PI <sub>1</sub> (enhed)	PI <sub>2</sub> (enhed)	PI <sub>3</sub> (enhed)	PI <sub>4</sub> (enhed)	...	PI <sub>N</sub> (enhed)
A									
B									
C									
D									

For fuldtud at kunne rangordne projekterne efter det kvantitative kr./PI kræves det, at den pågældende PI værdi (f.eks. PI<sub>2</sub>) kendes for alle projekterne. Kendes ydermere samtlige PI værdier, kan projekterne rangordnes efter alle kriterierne.

Hvis dette ikke er tilfældet foretages en kvalitativ vurdering, eller en revision af problemstillingen, hvor ikke-quantificerbare PI'er fjernes.

### 6.2.2 Model resultater

På baggrund af de inddaterede data rangordner modellen projekterne efter deres respektive CEA ratioer mht. de forskellige PI værdier.

Hvis fx PI<sub>1</sub> og PI<sub>3</sub> er kendt for projekterne A-D ovenfor, vil modellens output være:

Tabel 6-2: Eksempel på output fra CEA analysen

Projekt	kr./PI <sub>1</sub>	Projekt	kr./PI <sub>3</sub>
A		A	
B		B	
C		C	
D		D	

Hvis alle PI'er er kendt, er modellens output således N rangordener af projekterne.

Selvom de samme PI'er ikke er kendt for alle projekterne, vil modellen stadig levere input til en struktureret kvalitativ vurdering.

## 7 Målsætninger og serviceniveau

En kommune træffer gennem spildevandsplanen beslutning om, hvilke områder der skal tilsluttes det offentlige kloaknet. Når kommunen har truffet beslutning om, at et opland skal kloakeres, har ejendommene i oplandet såvel pligt som ret til at blive tilsluttet. Til gengæld for borgerens pligt til at tilslutte sig det offentlige afløbssystem, har kommunen pligt til at levere acceptabel service til de tilsluttede ejendomme, der som minimum omfatter retten til, at en ejendom kan bortlede vand ved gravitation fra stueniveau. Dog indebærer almindelig dansk dimensioneringspraksis, at brugerne i denne sammenhæng må acceptere, at bortledning af vand ikke altid kan finde sted under ekstreme regnhændelser.

På tilsvarende vis kan brugerne af systemet forvente en rimelig service, således at gener, som afløbssystemet kan give anledning til, undgås, jf. Afsnit 3.3. Brugere er dels de tilsluttede ejendomme, dels den enkelte borger, dels det omgivende miljø og dels anlægsejeren og dennes ansatte. I Tabel 3-1 (side 31), Tabel 3-2 (side 31) og Tabel 3-3 (side 31) er generne med angivelse af de væsentligste målgrupper der bør tages højde for opsummeret.

Den service som brugeren kan forvente, er typisk formuleret bredt i form af politiske målsætninger. For at kunne anvendes i den konkrete renoveringsplanlægning, skal målsætninger gøres operationelle gennem udmøntning i kommunens kloakfornyelsesplan, evt. suppleret med en intern håndbog om hvordan kommunen griber renoveringsopgaver an. Har kommunen eksempelvis en målsætning om, at arbejdsmiljøet skal vægtes højt, skal dette mål udmøntes i konkrete anvisninger som eksempelvis "Pumpestationer skal være overbygget med hus, opvarmede og indeholdende vaskefaciliteter med rindende koldt og varmt vand".

Med udgangspunkt i en målsætning for service fra ledningsejeren, skal kommunen udfærdige en handlingsplan for fornyelse af afløbssystemet. Som udgangspunkt for en sådan fornyelsesplan skal afløbssystemet analyseres for problematiske, fysiske forhold, og tekniske løsninger på problemerne skal vurderes i et økonomisk perspektiv. Den således opnåede teknisk-økonomiske analyse af problemerne skal afvejes i forhold til kommunens mere specifikke målsætninger.

Ved vurdering af renoveringsprojekter, er det væsentligt at holde sig for øje, at levetid for afløbssystemet ikke kun relaterer sig til den fysiske levetid af materialerne, men i højere grad til systemets teknologiske levetid (Kapitel 4). Ifølge sagens natur er den teknologiske levetid uforudsigelig, idet vi ikke i dag kan vide, hvordan samfundet ser ud om 10, 20 eller 100 år. Vi kan dermed ikke indregne fremtidens teknologiske krav i nutidens løsninger. I stedet må vi indrette systemerne med størst mulig fleksibilitet, således at fremtidige generationer har optimale muligheder for at indrette afløbssystemet efter deres behov.

## 7.1 Serviceniveau

Det er centralt, at der i kommunens kloakfornyelsesplan opstilles en operationelt formuleret målsætning for reovering af den enkelte kommunes afløbsnet. Uden en sådan målsætning vil det ikke være muligt at identificere en teknisk-økonomisk optimal løsning på et reoveringsprojekt, og den metodik, der er beskrevet i dette miljøprojekt, bliver dermed meningsløs.

I dette projekt er en sådan operationelt formuleret målsætning med kloakreoveringen benævnt et "serviceniveau". Serviceniveauet definerer et niveau for den kvalitet i form af ønsket tilstand, funktion og indretning, som kommunens afløbsnet skal leve op til. I serviceniveauet indgår derfor målsætninger, der er knyttet til en række aspekter, der anses for centrale for afløbsnettet:

- Systemets tekniske tilstand og funktion
- Den interne og eksterne miljøpåvirkning
- Økonomien knyttet til såvel anlæg som drift
- Lokalsamfunds ønsker og forventninger
- Myndigheders krav

Serviceniveauet er dermed rettet mod at opfylde krav, forventninger og ønsker, der i princippet vil være formuleret af ledningsejeren selv, dennes ansatte samt brugerne af nettet. Dertil kommer, at det omgivne miljø også "stiller krav"; direkte i form af myndighedskrav, men også indirekte gennem eksempelvis formuleringer, der afspejler et ønske om "vand i byen".

Der indgår derfor en blanding af både målbare og ikke-målbare elementer i et serviceniveau. En lang række af de tekniske og miljømæssige forhold kan kvantificeres og sammenlignes, hvilket i forbindelse med et kloakreoveringsprojekt kan gøres ved hjælp af de valgte performance indikatorer (PI'er). Det er derfor muligt et langt stykke af vejen gennem en Cost-Effectiveness Analyse (CEA) at vurdere hvad der giver "mest miljø for pengene". Det er imidlertid afgørende at forstå, at et serviceniveau også består af subjektivt formulerede eller ikke-sammenlignelige elementer. Førstnævnte vil være tilfældet, når der i en vurdering indgår bestemte holdninger af eksempelvis teknisk, miljømæssig og politisk karakter, hvorimod sidstnævnte forhold blot eksisterer fordi målsætninger ikke nødvendigvis alle er sammenlignelige. Brugen af den kvantificerbare metodik, der er beskrevet i dette projekt, ved hjælp af PI'er og CEA, må derfor nødvendigvis resultere i et antal alternativer, som hver især afspejler forskellige supplerende målsætninger. Sådanne alternativer må derfor sluttelig filtreres gennem et lag indeholdende de ikke-kvantificerbare servicemål for at man kan nå frem til netop den løsning, der skal implementeres.

Selvom et serviceniveau for et kommunalt afløbsnet er en labil størrelse, der vil variere i tid og sted, vil det inden for en rimelig tidshorisont være mulig at definere og formulere dette præcist. Ud over at være en rettesnor for ledningsejeren er det, som beskrevet her, en nødvendighed at få dette serviceniveau klart og operationelt formuleret for at opnå "mest miljø for pengene" ved en kloakreovering.

Supplerende litteratur: Miljøstyrelsen (1990d)

## 8 Eksempel på anvendelse

I rapportens foregående kapitler er der lagt stor vægt på såvel en systematisering som en bevidstgørelse af de elementer og beslutningsveje, der indgår i den samlede proces i tilknytning til renoveringen af kommunernes afløbssystemer.

Til yderligere illustration af den bagvedliggende tankegang er der i dette kapitel givet et eksempel på anvendelse. Eksemplet belyser en prioritering på projektplan, men tilsvarende prioritering kan naturligvis gennemføres på f.eks. løsningsplan (Figur 8-2).

Den overordnede fremgangsmåde ved prioritering af renoveringsopgaver følger de beskrivelser, der er anført i de foregående afsnit og summeret op i skematisk form i Figur 8-1.

### 8.1 Definitioner

I såvel den tekniske som økonomiske analysefase er det afgørende for en systematiseret saneringsplanlægning og -prioritering, at opgaverne defineres så præcist som muligt. I denne sammenhæng anbefales det derfor, at der skelnes mellem begreberne: "saneringsprojekt", "etape" og "løsning".

#### 8.1.1 Saneringsprojekt

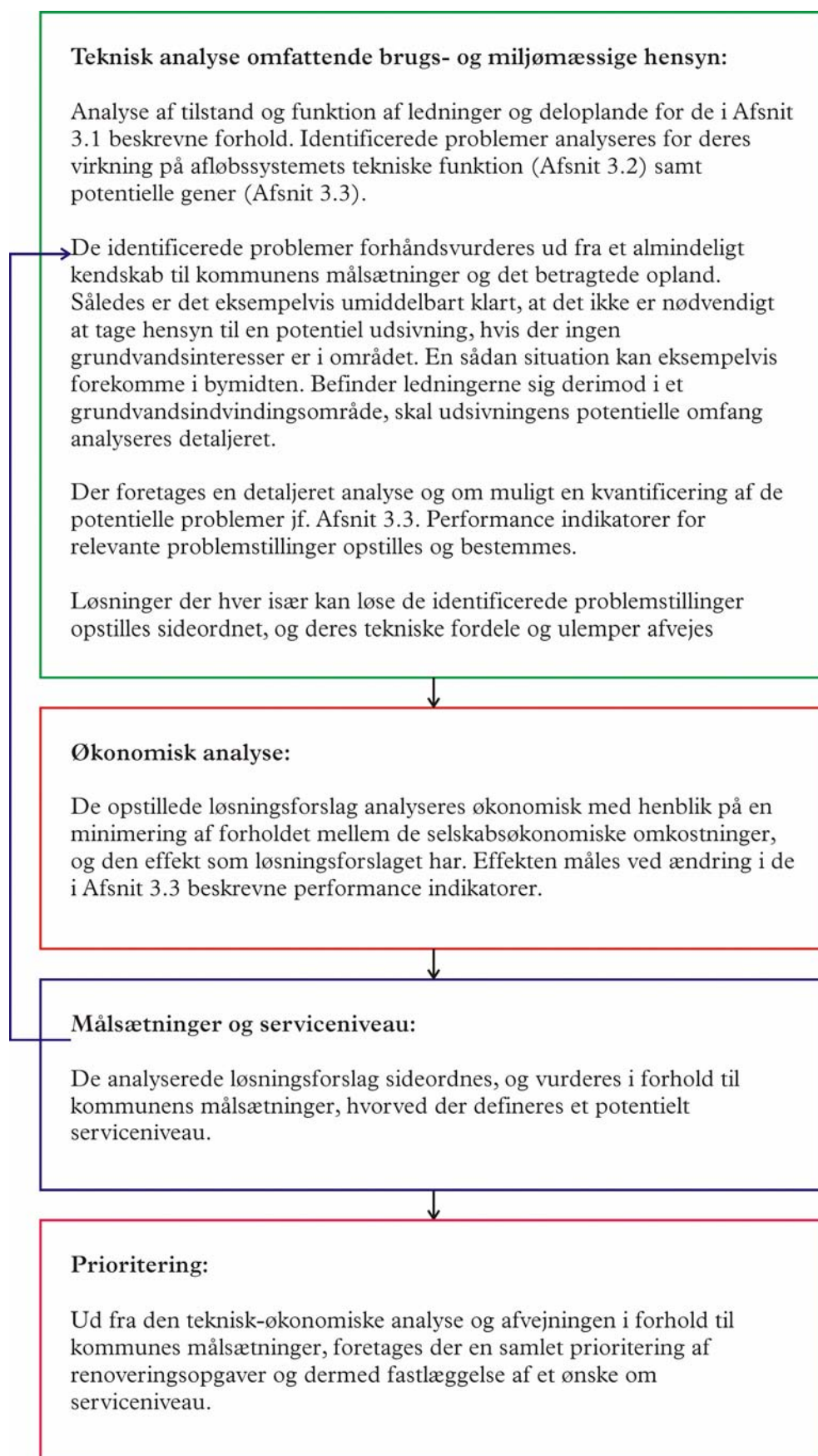
Et saneringsprojekt defineres her som et selvstændigt projekt, der ikke har bindinger til andre saneringstiltag. Dette betyder, at hvert enkelt saneringsprojekt kan udføres uafhængigt af andre projekter i kommunen udelukkende ud fra en prioritering af effekten af projektet, projektets økonomi eller andre relevante hensyn i den givende situation.

Et saneringsprojekt kan affødes af overordnede målsætninger som f.eks. at forbedre vandkvaliteten i en overfladevandsrecipient, undgå udsivning af forurende spildevand til grundvandsmagasinet osv., eller af mere lokale problemer som f.eks. rotteplage, kælderoversvømmelse, lugtgener eller uæstetiske forhold.

I et saneringsprojekt er konkrete etaper og løsningsmetoder, for at opnå de ønskede mål, kun overslagsmæssigt fastlagt.

#### 8.1.2 Etape

Et saneringsprojekt består af et eller flere tiltag, der har til formål at afhjælpe et eller flere problemer (virkninger). Etaperne er ofte afhængige af færdiggørelse af andre etaper i projektet, og kan derfor ikke prioriteres uden hensyntagen til disse bindinger.



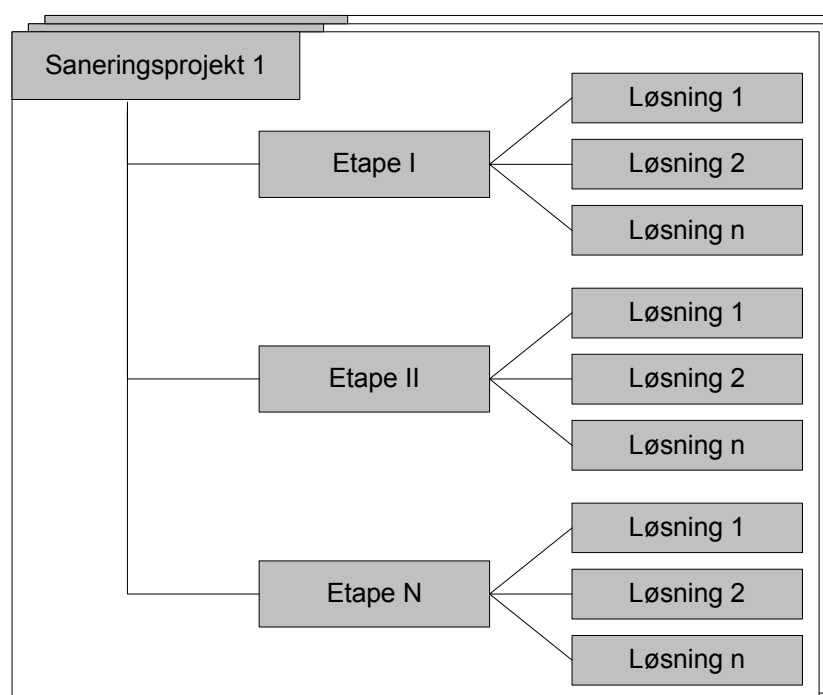
Figur 8-1: Arbejdsgangen i prioritering af renoveringsopgaver.

### 8.1.3 Løsning

Løsninger er konkrete alternativer til afhjælpning af et givet problem. En etape har således ofte flere mulige løsningskombinationer. De enkelte løsninger af et problem er uafhængig af de øvrige løsningsmuligheder, og kan derfor prioriteres frit på baggrund af økonomiske og politiske afvejninger.

### 8.1.4 Illustration

Ovenstående definition, der beskriver processen fra overordnet planlægning på kommuneniveau til valg af løsning på f.eks. kapacitetsproblemet på strækning A-B, kan illustreres som angivet på Figur 8-2.



Figur 8-2: Definitioner i forbindelse med saneringsprojekter

Det er vigtigt at holde forskellen mellem et projekt og en løsning for øje. Målsætningerne med og dermed effekterne af to forskellige projekter kan ofte ikke sammenlignes direkte, hvorfor en sammenligning kræver en kvalitativ vurdering (Afsnit 6.1.4). Således er det eksempelvis ikke umiddelbart muligt at sammenligne værdien af en forbedret grundvandskvalitet opnået i ét saneringsprojekt, med en nedsat hyppighed af kælderoversvømmelser opnået i et andet saneringsprojekt.

Det modsatte er tilfældet for løsninger, der ifølge sagens natur alle retter sig mod at give samme ønskede effekt, og derfor kan sammenlignes kvantitativt (Afsnit 6.1.4).

## 8.2 Saneringsprojekter - eksempel på anvendelse

Når en kommune skal prioritere de kommende års renovering af afløbssystemet, er muligheden for at sammenligne de enkelte saneringsprojekter af afgørende betydning.

I dette eksempel udgør kloakoplandet hele afløbssystemet i X-købing Kommune. Som skitseret i de efterfølgende afsnit har kommunen analyseret afløbssystemet, og på den baggrund fundet, at følgende to saneringsprojekter skal gennemføres i en prioriteret rækkefølge:

Projekt A: Renovering af saneringsmoden ledningsstrækning i tæt bebygget bevaringsværdigt byområde.

Projekt B: Afhjælpning af opstuvningsproblemer, der medfører oversvømmelse af kældre, i et lavtliggende, recipientnært område.

Prioriteringen mellem de to projekter kompliceres af, at effekterne af projekterne ikke er direkte sammenlignelige. Derfor anvendes den i Afsnit 6 beskrevne økonomiske vurderingsmetode som værktøj for beslutningstagerne, der skal træffe den endelige beslutning.

## 8.2.1 Saneringsprojekt A

### 8.2.1.1 Teknisk analyse af Saneringsprojekt A

Den tekniske analyse, der skal ligge til grund for en efterfølgende problemidentifikation, består i at tilvejebringe TV-inspektion, opmåling og brøndrapportering for afløbssystemet og indsamling af diverse driftsmæssige observationer i området.

Disse faktuelle oplysninger om ledningens fysiske, hydrauliske og funktionsmæssige tilstand beskrives med målbare faktorer i en saneringsplan for området (f.eks. ledningens fysiske indeks, opstuvning ved en dimensionsgivende regnhændelse, antal henvendelser vedrørende rotteproblemer osv.).

Samtlige tekniske tilstande, der kan forårsage gener (Afsnit 3.1), samt alle kendte gener ved drift og årsager hertil (Afsnit 3.3) er analyseret og beskrevet i planen.

### 8.2.1.2 Teknisk problemidentifikation af Saneringsprojekt A

Af saneringsplanen fremgår det, at kloakkens fysiske tilstand er dårlig. Den tekniske vurdering er, at ledningen er saneringsmoden af fysiske årsager. Samtidigt er området plaget af rotter, der sandsynligvis opholder sig i døde stikledninger og udenfor utætheder på ledningen.

Ledningens hydrauliske kapacitet og den beregnede opstuvning lever op til kommunens dimensioneringskriterium og målsætning om forsyningssikkerhed. Overordnede betragtninger vedrørende afledningsstrukturen i området afslører ikke behov for ændringer. Det er blevet klarlagt under den tekniske analyse, at der ikke er observeret andre gener eller fysiske tilstande, der potentielt kan skabe gener.

Problemet er således identificeret: gener, herunder *Drift og vedligehold af afløbssystemet (Afsnit 3.3.14)*, *Skadedyr (Afsnit 3.3.11)* og *Fysisk nedbrydning af afløbssystemet (Afsnit 3.3.10)*, kan henføres til *fysiske skader, deformitet og lignende (Afsnit 3.1.9)* på ledningen.



Formålet med sanering af kloakken er således at forbedre ledningens fysiske tilstand og fjerne døde stikledninger.

#### 8.2.1.3 Teknisk definition af Saneringsprojekt A

På projektniveau betragtes eventuelle projekialternativer, hvorimod der ikke tages stilling til konkrete løsningsmuligheder (f.eks. opgravning kontra No-Dig). Såfremt nærværende problem eksempelvis kunne have været afhjulpet ved sanering af andre dele af afløbssystemet eller ved tiltag på privat grund ville disse løsninger udgøre projekialternativer.

Den ønskede effekt er at fjerne risikoen for sammenbrud og driftsforstyrrelser som følge heraf. Samtidigt ønskes de konstaterede rotteproblemer afhjulpet. Med afsæt deri har X-købing Kommune fastlagt PI-værdier, der beskriver samtlige effekter af projektet, hvor PI ændres som følge af projektet; jf. Tabel 8-1. Bemærk, at kommunen her selv definerer en alternativ PI-værdi i relation den fysiske nedbrydning af afløbssystemet set i forhold til de under afsnit 3.3.10.6 foreslåede.

Tabel 8-1: PI for det aktuelle saneringsprojekt

PI	Værdi før sanering	Værdi efter sanering
A.1 Den aktuelle rotteplages omfang	3	0
A.2 Meter ledning med FI > 7	250	0

#### 8.2.1.4 Teknisk vurdering af Saneringsprojekt A

På projektniveau er mulige løsninger af det pågældende problem begrænset til sanering af den aktuelle ledningsstrækning.

Der skal på dette niveau således ikke tages stilling til, hvorvidt der i saneringen anvendes opgravning, en gravefri metode eller en kombination af begge.

#### 8.2.1.5 Økonomisk vurdering af Saneringsprojekt A

Metoden beskrevet i Afsnit 6 anvendes i det følgende til økonomisk vurdering af saneringsprojekt A.

Overslagsmæssigt vurderer X-købing Kommune, at omkostningen til renovering af den pågældende ledningsstrækning beløber sig til 2,0 mio. kr. Den gennemsnitlige levetid for sanerede ledninger er af kommunen vurderet til 75 år. Der forventes ingen reinvesteringer i løsningens levetid. Derimod vil der typisk skulle påregnes driftsomkostninger med stigende tendens mod slutningen af ledningens levetid for sanerede ledninger. Drift dækker i den sammenhæng både punktrepARATIONER, rodsKæring, stikreparationer osv., men også spuling og TV-inspektion af kloakken.

I den økonomiske vurdering anvendes her gennemsnitlige driftsomkostninger beregnet over hele ledningens levetid til trods for, at omkostningerne oftest vil udvise en stigende tendens over tid.

PI-værdier beskrevet i Tabel 8-1 indarbejdes i den økonomiske vurdering af projektet. Idet projektets ønskede effekt i dette tilfælde kun kan opnås ved sanering af de pågældende ledningsstrækninger, er den økonomiske vurdering udelukkende til brug ved sammenligning af projektet i forhold til andre saneringsprojekter.

Tabel 8-2: Økonomisk vurdering

	Værdi	Annuiseringsfaktor	Annuiseret værdi
Saneringsomkostninger (tusind kr.) / levetid (år)	2.000 / 75	4,9 %	98
Reinvestering (tusind kr.) / hyppighed (år)	0 / -	-	-
Årlige driftsomkostninger (tusind kr.)			3
<b>Samlede annuiserede omkostninger (tusind kr.)</b>			<b>101</b>

Den annuiserede værdi er et udtryk for de samlede sammenlignelige udgifter affødt af saneringsprojektet. Denne værdi kan anvendes ved prioritering af projektet i forhold til andre saneringsprojekter.

Effekten af saneringsprojektet beskrives ved hjælp af PI-værdier i forhold til projektets annuiserede omkostninger, jf. Tabel 8-3.

Tabel 8-3: Anvendelse af PI-værdier

PI	Værdi		Effekt af sanering	CEA ratio (C/E)
	Før sanering	Efter sanering		
A.1	3	0	3	33,7
A.2	250	0	250	0,4

## 8.2.2 Saneringsprojekt B

Opstuvning af kloakvand til over kældergulvsniveau i et lavtliggende, recipientnært område har gentagne gange medført gener for borgerne i området. Problemerne har fået offentlig og politisk bevågenhed.

Systemet består af et kloakopland med direkte afløb til en pumpestation på kommunens afskærende ledningssystem. I forbindelse med pumpestationen findes ligeledes et overløb til en marin recipient. Pumpestationens indretning er utidssvarende og er årsag til uheldsmæssigt arbejdsmiljø for driftspersonalet.

### 8.2.2.1 Teknisk analyse af Saneringsprojekt B

Henvendelser fra borgere generet af opstuvet kloakvand, vandstandsregistreringer i bygværker og brønde, oplysninger fra skadeservicefirmaer og forsikringsselskaber samt hydrauliske modelberegninger danner grundlaget for X-købing Kommunes tekniske analyse af problemernes reelle omfang.

Kommunen har endvidere analyseret afløbssystemets fysiske tilstand på baggrund af TV-inspektioner og foretaget en vurdering af systemets afledningsstruktur.

De fysiske tilstande, der kan forårsage gener (Afsnit 3.1), samt alle kendte gener ved drift og årsager hertil (Afsnit 3.3) er således analyseret og vurderet.

### 8.2.2.2 Teknisk problemidentifikation af Saneringsprojekt B

Saneringsprojektet B er affødt af observerede gener; *Oversvømmelser af byoverflader og kældre under regn (Afsnit 3.3.1)* og *Arbejdsmiljø (Afsnit 3.3.9)*.

Kommunen har vurderet samtlige tilstande, der kan være årsag til de observerede stuvningsproblemer. Konkret skyldes problemerne manglende kapacitet i pumpestation samt overløbsbygværk og -ledninger; *Udformning af ledninger, brønde og bygværker, forhindringer (Afsnit 3.1.5)* og *Ledningsdimensioner for regnafledning (Afsnit 3.1.1)*.

Konstaterede *Arbejdsmiljøproblemer (Afsnit 3.3.9)* kan henføres til *Udformning af ledninger, brønde og bygværker (Afsnit 3.1.5)*, idet problemerne skyldes adgangsforskel til og indretningen af bygværket.

I forbindelse med den tekniske analyse har kommunen endvidere analyseret øvrige fysiske tilstande, der potentielt medfører gener. Det har vist sig, at ca. 75 m ledning i det pågældende kloaksystem er saneringsmoden som følge af *Fysiske skader, deformitet og lignende (Afsnit 3.1.9)*. Kommunen har ikke konstateret gener affødt af disse fysiske forhold, men der er observeret *Uvedkommende vand (Afsnit 3.2.7)*, der potentielt medfører *Eutrofiering af søer, fjorde og havmiljø (Afsnit 3.3.3)*, *Driftsproblemer på renseanlæg (Afsnit 3.3.13)* og *Drift og vedligeholdelse af afløbssystemet (Afsnit 3.3.14)*.

Endeligt har kommunen konstateret en problematisk afledningsstruktur, idet det nuværende ledningstracé er uhensigtsmæssigt (en ledning forløber over privat grund). Fremtidig renovering af ledningen vil medføre gener for borgerne og fordyre renoveringen af ledningen for kommunen. Derfor skal omlægning af denne ledningsstrækning i et nyt tracé medtages i Saneringsprojekt B.

### 8.2.2.3 Teknisk definition af Saneringsprojekt B

Saneringsprojekt B har til formål at afhjælpe flere forskellige problemstillinger:

- Afhjælpning af stuvningsproblemer
- Afhjælpning af arbejdsmiljøproblemer
- Renovering af saneringsmodne ledninger
- Forlægning af en ledningsstrækning i nyt tracé

Afhjælpning af stuvningsproblemer kan løses ved etablering af overløbspumper, der kan reducere stuvningsniveauet i pumpestation og overløbsbygværk. Dette kræver en ombygning af pumpestation samt overløbsbygværk og -ledning. Alternativt kan oplandet med gener som følge af opstuvet kloakvand separatkloakeres. Derved kan stuvningsproblemerne afhjælpes uden væsentlige ændringer af pumpestation og overløbsbygværk.

Arbejdsmiljøproblemerne kan afhjælpes ved at ændre bygværkskonstruktionen og forbedre adgangsforskel til pumpestationen.

Renovering af saneringsmodne ledninger kan gennemføres ved sanering af ledningen (hvorvidt saneringen sker ved opgravning eller gravefri metoder tages der ikke stilling til på projektniveau), mens forlægning af en ledningsstrækning i et nyt tracé i sagens natur kræver opgravning. Såfremt

stuvningsproblemerne afhjælpes ved separering reduceres omkostningerne ved sanering af de saneringsmodne strækninger, idet strækningen derved skal opgraves under alle omstændigheder.

Der er således kortlagt to mulige projekialternativer, der begge afhjælper de konstaterede problemer:

1. Etablering af overløbspumper, reovering af saneringsmodne ledninger, forlægning af en ledning i et nyt tracé samt forbedring af de arbejdsmiljømæssige forhold ved pumpestation og overløbsbygværk.
2. Separatkloakering af oplandet, der generes af opstuvet kloakvand, herunder omlægning af saneringsmodne strækninger. Forlægning af en ledning i et nyt tracé samt forbedring af de arbejdsmiljømæssige forhold ved pumpestation og overløbsbygværk.

Kvantificering af de ønskede effekter af saneringen er beskrevet ved hjælp af en PI for hver effekt, der ændres som følge af projektet; jf. Tabel 8-4.

Tabel 8-4: PI for saneringsprojekt B

PI	Værdi før sanering	Værdi efter sanering ved projekialternativ	
		1	2
B.1 Kritiske brønde med opstuvning over rørtop ved dimensionsgivende regn (stk.)	36	0	14
B.2 Pumpede vandmængder (m <sup>3</sup> /år)	0	8.000	0
B.3 Arbejdsmiljøets kvalitet	0,8	0	0
B.4 Meter ledning med FI > 7	75	0	0
B.5 Udledning af N (kg/år)	430	450	360
B.6 Uvedkommende vand tilført spildevandsførende ledninger (m <sup>3</sup> /år)	25.000	10.000	0
B.7 Ledningslængde med uhensigtsmæssig afledningsstruktur (m)	175	0	0

#### 8.2.2.4 Økonomisk vurdering af Saneringsprojekt B

Metoden beskrevet i Afsnit 6 anvendes i det følgende til økonomisk vurdering af saneringsprojekt B.

X-købing Kommune har beregnet de overslagsmæssige omkostninger forbundet med begge projekialternativer.

##### *Projekialternativ 1*

Ved alternativ 1 er saneringsomkostningerne vurderet til 5,0 mio. kr. Levetiden for ledningsanlæg og bygværk vurderes af kommunen til 75 år, mens levetiden for pumpestationens mekaniske dele (pumper, kontraklapper osv.) vurderes til 15 år. Derfor kalkuleres med en reinvestering hvert 15. år på 0,5 mio. kr. De gennemsnitlige årlige driftsomkostninger over levetiden (75 år) er anslået til 0,1 mio. kr.

Af Tabel 8-5 fremgår den økonomiske vurdering og de annuierede værdier for henholdsvis saneringsomkostninger, reinvesteringer og årlige

driftsomkostninger, og af Tabel 8-6 fremgår anvendelsen af PI værdier til bestemmelse af CEA ratioen.

Tabel 8-5: Økonomisk vurdering – projektalternativ 1

	Værdi	Annuiseringsfaktor	Annuiseret værdi
Saneringsomkostninger (tusind kr.) / levetid (år)	5.000 / 75	4,9 %	244
Reinvestering (tusind kr.) / hyppighed (år)	500 / 15	8,8 %	44
Årlige driftsomkostninger (tusind kr.)			100
<b>Samlede annuiserede omkostninger (tusind kr.)</b>			<b>388</b>

Tabel 8-6: Anvendelse af PI-værdier

PI	Værdi		Effekt af sanering	CEA ratio(C/E)
	Før sanering	Efter sanering		
B.1	36	0	36	10,8
B.2	0	8.000	-8.000	-0,049
B.3	0,8	0	0,8	485,0
B.4	75	0	75	5,2
B.5	430	450	-20	-19,4
B.6	25.000	10.000	15.000	0,03
B.7	175	0	175	1,4

Bemærk at CEA ratioen for B.2 og B.5 bliver negative, hvilket i streng økonomisk forstand ikke giver mening, idet resultatet kan fortolkes derhen, at ledningsejeren får penge for at opnå en given effekt. Ikke desto mindre er det ved analyser baseret på flere PI'er hensigtsmæssigt at gøre dette kunstgreb, da det ved sammenligning mellem flere projekialternativer er væsentligt, at ikke kun de positive effekter af et renoveringsprojekt kvantificeres og sammenlignes, men også de negative effekter – selvom disse naturligvis ikke vil resultere i en tilsvarende økonomisk gevinst for ledningsejeren.

I ovenstående eksempel er renoveringsprojektet målt på 7 forskellige PI'er, hvoraf nogle fortæller, at projekialternativet har negativ indflydelse på de 2 performance indikatorer og en positiv indflydelse på de 5. Således medfører projekialternativet, at der skal pumpes mere vand end før renoveringen, og at der bliver udledt mere kvælstof – begge forhold, som ledningsejeren vil betragte som negative. På den anden side er der også en lang række positive gevinster. For at kunne gennemføre en helhedsbetragtning må såvel de negative og de positive effekter vurderes og sammenholdes.

#### *Projekialternativ 2*

Projekialternativ 2 medfører saneringsomkostninger på ca. 4,0 mio. kr. Det bør bemærkes, at dette alene er udgiften for Kloakforsyningen. Udover dette beløb vil en separatkloakering af oplandet medføre en ikke uvæsentlig udgift for de tilsluttede parcejere, men denne udgift medtages ikke i den selskabsøkonomiske analyse.

Levetiden for ledningsanlæg og bygværk vurderes af kommunen til 75 år. Der påregnes ingen reinvesteringer i systemets levetid. De gennemsnitlige årlige driftsomkostninger over levetiden (75 år) er anslået til 0,05 mio. kr.

Tabel 8-7: Økonomisk vurdering – projektalternativ 2

	Værdi	Annuiseringsfaktor	Annuiseret værdi
Saneringsomkostninger (tusind kr.) / levetid (år)	4.000 / 75	4,9 %	195
Reinvestering (tusind kr.) / hyppighed (år)	0 / -	-	-
Årlige driftsomkostninger (tusind kr.)			50
<b>Samlede annuiserede omkostninger (tusind kr.)</b>			<b>245</b>

Tabel 8-8: Anvendelse af PI-værdier

PI	Værdi		Effekt af sanering	CEA ratio (C/E)
	Før sanering	Efter sanering		
B.1	36	14	22	11,1
B.2	0	0	0	∞
B.3	0,8	0	0,8	306,6
B.4	75	0	75	3,3
B.5	430	360	70	3,5
B.6	25.000	0	25.000	0,01
B.7	175	0	175	1,4

### 8.2.2.5 Prioritering af projekialternativerne

De to projekialternativer kan nu sammenlignes mht. CEA-ratioen for de enkelte PI'er (Tabel 8-9).

Tabel 8-9: Sammenligning af projekialternativernes CEA-ratioer

PI	Alternativ 1 CEA ratio (C/E)	Alternativ 2 CEA ratio (C/E)
B.1 Kritiske brønde med opstuvning over rørtop ved dimensionsgivende regn (stk.)	10,8	11,1
B.2 Pumpede vandmængder (m <sup>3</sup> /år)	-0,049	∞
B.3 Arbejdsmiljøets kvalitet	485,0	306,6
B.4 Meter ledning med FI > 7	5,2	3,3
B.5 Udledning af N (kg/år)	-19,4	3,5
B.6 Uvedkommende vand tilført spildevandsførende ledninger (m <sup>3</sup> /år)	0,03	0,01
B.7 Ledningslængde med uhensigtsmæssig afledningsstruktur (m)	1,4	1,4

Ved rangordning af alternativerne er det imidlertid mest hensigtsmæssigt at benytte den reciprokke værdi af Cost/Effekt ratioen – altså Effect/Cost ratioen.

Rangordning efter Effekt/Cost ratioen muliggør således en direkte sammenligning, hvor alternativet med den bedste effekt i forhold til omkostningen også har den højeste Effekt/Cost ratio – uanset om effekten af et tiltag er positivt eller negativt.

Tabel 8-10: Sammenligning af projekternes Effect/Cost ratioer

PI	Alternativ 1 Effect/Cost ratio	Alternativ 2 Effect/Cost ratio	Alternativ med højeste rang
B.1 Kritiske brønde med opstuvning over rørtop ved dimensionsgivende regn (stk.)	0,093	0,090	1
B.2 Pumpede vandmængder (m <sup>3</sup> /år)	-20,4	0	2
B.3 Arbejdsmiljøets kvalitet	0,0021	0,0033	2
B.4 Meter ledning med FI > 7	0,19	0,30	2
B.5 Udledning af N (kg/år)	-0,052	0,29	2
B.6 Uvedkommende vand tilført spildevandsførende ledninger (m <sup>3</sup> /år)	33	100	2
B.7 Ledningslængde med uhensigtsmæssig afledningsstruktur (m)	0,71	0,71	Lige-værdige

Projektets initierende problem var som tidligere anført, at opstuvning af kloakvand til over kældergulvsniveau gentagne gange har medført gener for borgerne i området. Det kan derfor være nærliggende at vælge alternativ 1, da dette alternativ rangeres øverst mht. PI'en for netop dette problem.

Som det fremgår af Tabel 8-10 opnår alternativ 2 imidlertid langt bedre PI'er for så vidt angår de øvrige PI'er, hvilket i det aktuelle tilfælde bliver afgørende for, at X-købing Kommune vælger at arbejde videre med netop dette alternativ.

### 8.2.3 Prioritering af saneringsprojekter

Der er nu skabt et grundlag for prioritering mellem de to uafhængige saneringsprojekter. Ved de individuelle projekter er problemerne identificeret, og relevante PI'er fastlagt. Endvidere er der gennemført en økonomisk vurdering af projekterne, hvorved CEA ratioer har kunnet beregnes med hensyn til de enkelte effekter (Tabel 8-11).

Tabel 8-11: Sammenligning af saneringsprojekternes CEA-ratioer

PI	Projekt A CEA ratio (C/E)	Projekt B CEA ratio (C/E)	Projekt med højeste rang
Den aktuelle rotteplages omfang	33,2	-	-
Kritiske brønde med opstuvning over rørtop ved dimensionsgivende regn (stk.)	-	11,1	-
Pumpede vandmængder (m <sup>3</sup> /år)	-	∞	-
Arbejdsmiljøets kvalitet	-	306,6	-
Meter ledning med FI > 7	0,4	3,3	projekt A

Udledning af N (kg/år)	-	3,5	-
Uvedkommende vand tilført spildevandsførende ledninger (m <sup>3</sup> /år)	-	0,01	-
Ledningslængde med uhensigtsmæssig afledningsstruktur (m)	-	1,4	-

Reelt bør den samme effekt kunne identificeres for alle de involverede projekter, hvis det skal give mening at sammenligne og rangordne ud fra de kvantitative kriterier. I det aktuelle eksempel er det således kun på PI'en for "Meter ledning med FI > 7" der kan sammenlignes direkte på, da det er den eneste, der går igen for de to projekter.

Kort opsummeret skal X-købing Kommune altså nu prioritere mellem:

Projekt A: Renovering af saneringsmoden ledningsstrækning i tæt bebygget bevaringsværdigt byområde (udgift her og nu: 2 mio. kr.).

Projekt B: Afhjælpning af opstuvningsproblemer, der medfører oversvømmelse af kældre, i et lavtliggende, recipientnært område (udgift her og nu: 5 mio. kr.).

Målt på den eneste direkte sammenlignelige PI vil der være "mest miljø for pengene" ved at prioritere projekt A højere end projekt B. Efter en ren kvalitativ vurdering på politisk niveau vælger X-købing Kommune imidlertid at igangsætte saneringsprojekt B, idet de involverede problemer som tidligere nævnt allerede har såvel offentlig som politisk bevågenhed. Dermed udskydes projekt A, til der igen kan findes plads indenfor kommunens budgetrammer.



## 9 Afsluttende bemærkninger

Det foreliggende miljøprojekt vedrørende afløbssystemets levetid og renovering er initieret af ønsket om at udvikle det samlede danske afløbsnet i en mere bæredygtig retning. Ikke mindst ønsket om at få "mere miljø for pengene" med de ressourcer, der i disse år ved renovering af afløbsnettet overføres fra samfundet, har været stærkt initierende.

At få "mere miljø for pengene" i forbindelse med renovering af et afløbssystem betyder nødvendigvis, at renoveringsprocessen skal kunne analyseres og kvantificeres på et teknisk, økonomisk og miljømæssigt grundlag. Overvejelserne vedrørende den valgte metodik har været mange; dette projekt beskriver teori, indhold og eksemplificering, som blev vurderet mest hensigtsmæssig. Samtidigt er der tilstræbt en åbning, der vil kunne udfyldes på lokalt plan. Det blev i projektets startfase klart, at der i virkelighedens verden forekommer forhold i beslutningsprocessen for en renovering, der ikke lader sig objektivt fastlægge. Der er derfor beskrevet en samlet metodik for en renoveringsproces, der sammenknytter den objektivt målbare tekniske, økonomiske og miljømæssige del af processen med en subjektiv del, der er ikke-målbare og som primært relaterer sig til lokalt opstillede målsætninger og myndighedskrav. Den samlede målsætning for en renoveringsproces i form af et tilstræbt "serviceniveau" omfatter derfor både kvantificerbare og ikke-kvantificerbare elementer.

Det er renoveringsprocessens mål gennem en periode – afløbssystemets teknologiske levetid – at opnå det ønskede serviceniveau. Det er grundlæggende set uinteressant, at vi ved en renovering har opnået lang fysisk levetid af et afløbssystem, hvis dette ikke opfylder det samlede sæt af ønsker og krav, der er omfattet af serviceniveauet. Alligevel bliver der naturligvis en sammenhæng mellem den fysiske og den teknologiske levetid. Har vi ved den teknologiske levetids afslutning en indbygget fleksibilitet, da vil vi med en ny renovering have mulighed for at udnytte en fysisk restlevetid fornuftigt.

Vi kender ikke morgendagens krav til vort afløbssystem. En væsentlig – måske afgørende – faktor ved en renovering er derfor at indbygge fleksibilitet, således at vi senere på optimal vis vil kunne tilføje ny teknologisk levetid. En lang række faktorer, der ikke har været dette projekts mål at medtage, skal derfor overvejes. Eksempelvis valget mellem et fælles- og et separatsystem.



# 10 Referencer

Andersen, J.M., Boutrup, S., Svendsen, L.M., Bøgestrand, J., Grant, R., Jensen, J.P., Ellermann, T., Rasmussen, M.B., Jørgensen, L.F. & Laursen, K.D. (2003): Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 471: 50 s.

Arnbjerg, K. og Hansen, L. (2003). Trends i ekstremregn. Rapport. Styregruppen for regnmålersystemet, Spildevandskomitéen. COWI A/S, oktober 2003.

Dansk Standard (2000). DS/EN 752-4:1999. Afløbssystemer uden for bygninger. Del 4: Hydraulisk design og miljøaspekter.

Dansk Standard (2004a). DS/EN 13508-2:2003. Afløbssystemer uden for bygninger - Tilstandsvurdering - Del 2: Kodningssystem til visuel inspektion.

Dansk Standard (2004b). DS/EN 13508-1:2004. Afløbssystemer uden for bygninger - Tilstandsvurdering - Del 1: Generelle krav.

Danmarks Meteorologiske Institut (2004). Drift af Spildevandskomitéens Regnmålersystem. Årsnotat 203. København 2004.

DANVA og Fotomanualgruppen (2004). TV-inspektion af afløbsledninger. Standarddefinitioner og fotomanual for strømpeforede ledninger (2002, revideret februar 2004). DANVA, Horsens.

DANVA (2003). Store kloakledninger - drift, renovering og nyetablering. DANVA Rapport nr. 50, DANVA, Horsens

Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Sewer Processes – microbial and chemical process engineering of sewer networks, CRC-Press, pp 237.

Hvorslev, S.B. (1996). Afløbsledningers korrosionsbestandighed. Stads- og havneingeniøren, nr. 1, 1996.

IWA (2004). Solids in Sewers. The Sewer Systems and Processes Working Group of the IWA/IAHR Joint Committee on Urban Drainage. IWA Scientific & Technical Report No. 14.

Kirkegaard, J., Wiberg-Larsen, P., Jensen, J., Iversen, T.M. & Mortensen, E. (1992): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Metode til anvendelse på vandløbsstationer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. - Teknisk anvisning fra DMU 5: 22 s.

Lapertis, F. (1999). Bedømmelse af betonafløbsledningers restlevetid. Ph.D. afhandling, Aalborg Universitet, Danmark, pp. 106.

Linde, J.L., Winther, L., Jensen, H.T, Mathiasen, L.L. og Johansen, N.B. (2002). Afløbsteknik. Polytekniske forlag. 4. udgave, 1. oplag 2002, ISBN 87-502-0827-6

Matos, R., Cardoso, A., Ashley, R., Duarte, P., Molinari, A. and Schulz, A. (editors) (2003). Performance Indicators for Wastewater Services. IWA Manual of Best Practice Series, ISBN: 1900222906

Miljø- og Energiministeriet (2000). Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. ISBN 87-7772-532-8

Miljøstyrelsen (1981). Regnvandsundersøgelser - Vandløbs reaktion på regnvandsafledning fra fælleskloakerede byområder. Miljøprojekt nr. 36.

Miljøstyrelsen (1983). Miljøbakterier som indikatorer for vandkvalitet.

Miljøstyrelsen (1985). Kilder til grundvandsforurening. Miljøprojekt nr. 67.

Miljøstyrelsen (1988). Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger. Miljøprojekt nr. 96, ISBN 87-503-7392-7, pp 109.

Miljøstyrelsen (1990a). Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4

Miljøstyrelsen (1990b). Bearbejdning af danske måledata af regn og stoftransport. Miljøprojekt 136. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1990c). Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn. Miljøprojekt, 137. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1990d). Udarbejdelse af fornyelsesplaner for afløbssystemer. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 13

Miljøstyrelsen (1991). Nitrogen and Phosphorus in Fresh and Marine Waters - Project Abstracts of the Danish NPo Research Programme. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1992a). Uvedkommende vand i afløbssystemer. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 48.

Miljøstyrelsen (1992b). Afskæring af infiltrationsvand fra utætte kloakledninger. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 32.

Miljøstyrelsen (1992c). Beregning af badevandskvalitet. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 42.

Miljøstyrelsen (1992d). Okkerbelastning af jyske vandløb - Kemiske vandløbsundersøgelser 1989-90: Hovedrapport. Miljøprojekt nr. 211

Miljøstyrelsen (1992e). Lokal rensning af regnvand. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 49.

Miljøstyrelsen (1993). Spildevandsforskning 1987-1992. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 52.

Miljøstyrelsen (1995a). Vandløbene - 10 år med den nye vandløbslov: En samling eksempler på vedligeholdelse og restaurering. Miljønyt nr. 10

- Miljøstyrelsen (1995b). Rotter - 2. udgave - Lovgivning, bekæmpelse m. v. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 5/1995.
- Miljøstyrelsen (1997). Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355.
- Miljøstyrelsen (1998). Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 5/1998.
- Miljøstyrelsen (2000a). Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer. Miljøprojekt nr. 532
- Miljøstyrelsen (2000b). Regnbetingede udløb fra kloaksystemer. Miljøprojekt nr. 547.
- Miljøstyrelsen (2000c). Vandmiljø-2000. Status og perspektiver for et renere vandmiljø. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 7/2000.
- Miljøstyrelsen (2001a). Punktkilder 2000. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 13/2001.
- Miljøstyrelsen (2001b). Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb. Miljøprojekt nr. 610, 2001.
- Miljøstyrelsen (2001c). Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand renses i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr. 11, 2001.
- Miljøstyrelsen (2002a). Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af NPO og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003. Miljøprojekt Nr. 701
- Miljøstyrelsen (2002b). Udsivning af spildevand fra afløbssystemer. Miljøprojekt nr. 685, 2002.
- Miljøstyrelsen (2003a). Smitstoffer i spildevand. Miljøprojekt nr. 800, 2003.
- Miljøstyrelsen (2003b). Punktkilder 2002. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet, Fagdatacenterrapport. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 10/2003.
- Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1984). Vandløb – økologi og planlægning. Publikation nr. 21 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Norm for Afløbsinstallationer (DS 432), 2. udgave, Dansk Standard, 1994.
- PH-Consult (2004), Funktionspraksis for afløbssystemer under regn, udkast til rapport til Dansk Vand- og Spildevandsforening (DANVA).
- Randrup, T. B., and Faldager, I. (1997). "Trærødder i afløbsledninger." Park-og Landskabsserien No. 14-1997, Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm, Danmark
- Rørcentret på DTI og Fotomanualgruppen (1997). TV-inspektion af afløbsledninger – standarddefinitioner og fotomanual. Rørcentret på Dansk

Teknologisk institut i samarbejde med Fotomanualgruppen under DAS-styregruppen. ISBN 87-7511-575-1

Spildevandskomitéen (1974). Bestemmelse af regnrækker. Skrift nr. 16. IDA Spildevandskomitéen, København.

Spildevandskomitéen (1984). Recipientbelastning fra overløbsbygværker. Skrift nr. 21 med bilag. IDA Spildevandskomitéen, København. ISBN 87-88671-01-1

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

Spildevandskomitéen (1998). Rapport om udledningskrav for regnbetingede udløb fra kloaksystemer i relation til fysiske forhold i vandløb. IDA Spildevandskomitéen, København.

Spildevandskomitéen (1999). Regional variation af ekstremregn i Danmark. Skrift nr. 26. IDA Spildevandskomitéen, København.

Stuetz, R. and Frechen, F.-B. (eds.), (2001). Odours in Wastewater Treatment: measurement, modelling and control, IWA Publishing, pp 437

Sægrov, S. (1992). Tilstand og tilstandsændring for betonafløpsledninger. Doktor ingeniørafhandling, Norges Tekniske Høgskole