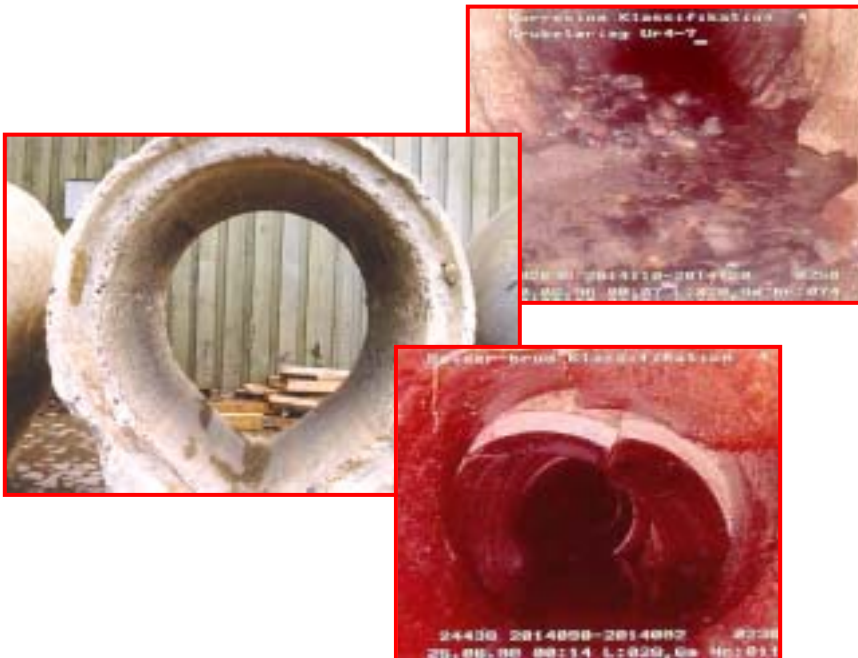


BEDØMMELSE AF BETONAFLØBSLEDNINGERS RESTLEVETID

HOVEDRAPPORT

Udarbejdet af Flemming Lapertis

I samarbejde med:
Aalborg Universitet, Institutet for Bygningsteknik
ig-gruppen
Eurorørsgruppen



*Erhvervsforsker Ph.D. uddannelse under Akademiet for de Tekniske Videnskaber, ATV.
Delvis finansieret af midler fra Erhvervsfremmestyrelsen.*

FORORD

Projektet indeholder forskningsresultater fremkommet ved gennemførelse af en Erhvervsforsker Ph.D. uddannelse under Akademiet for de Tekniske Videnskaber (ATV). Erhvervsforskerprojektet EF 626 har titlen *Bedømmelse af betonafløbsledningers restlevetid*. Arbejdet med erhvervsforskerprojektet er udført hos NIRAS, Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og på Institutet for Bygningsteknik, Aalborg Universitet, i perioden 1. august 1996 til 31. juli 1999. Projektet er beskrevet i en hovedrapport og en laboratorierapport.

Ansvarlig for erhvervsforsker Ph.D. uddannelsens gennemførelse er en ledergruppe, bestående af professor *Per Freiesleben Hansen*, lektor, civilingeniør *Jens Kr. Jehrbo Jensen*, Aalborg Universitet, civilingeniør *Steffen Hvorslev*, Rådgivende ingeniørfirma SBH-Consult Aps F.R.I samt civilingeniør *Peter Hamborg*, NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S. Steffen Hvorslev repræsenterer projektets trediepart bestående af *ig-gruppen* og *Eurorørgruppen*.

Projektet har haft til formål at udvikle et analyseværktøj til brug ved prioritering og planlægning af saneringsarbejder for afløbssystemer af beton, herunder udviklingen af en neural netværksmodel til analyse af afløbsledningers tilstand. Den tekniske mulighed for udvikling af dette analyseværktøj knytter sig til projektets tværfaglige strukturering samt til anvendelsen af neural netværksanalyse. Den udviklede neurale netværksmodel er vedlagt på disketter bagerst i rapporten.

Hovedparten af det eksperimentelle arbejde er udført på *betonlaboratoriet, Aalborg Universitet*. I den forbindelse vil jeg gerne takke ingeniørassistent Nicholas Flint for hans uundværlige bistand under planlægningen og udførelsen af laboratorieundersøgelserne.

Laboratorierapporten er udarbejdet i forbindelse med et studieophold hos *SINTEF, Bygg og miljøteknikk* i Trondheim, Norge. I den forbindelse vil jeg gerne takke Sveinung Sægrov, Inger Meland, Kåre Johansen, Erik Sellevold og Sverre Smepllass for deres uvurderlige bidrag til denne rapport. Specielt tak skal rettes til Duncan Herfort fra *Cement- og Betonlaboratoriet* ved Aalborg Portland for udlån af udstyr og vejledning i forbindelse med tyndslibsundersøgelserne.

Endelig vil jeg takke mine kollegaer hos NIRAS for deres gode råd og forslag gennem hele projektperioden.

Erhvervsforsker Ph.D. projektet er støttet økonomisk af *Erhvervsfremmestyrelsen*, *ig-gruppen* og *Eurorørgruppen*. Laboratorieundersøgelserne er udført med økonomisk støtte fra *COWIfonden*, *Larsen og Nielsen Fonden*, *Direktør, dr.techn. A.N. Neergaards* og *Hustrus Fond* og *Berg, Nielsens Legat*.

Aalborg, august 1999

Flemming Lapertis

NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S

RESUMÉ

Nærværende projekt indeholder resultaterne af en erhvervsforsker Ph.D. uddannelse. Projektet omhandler opbygningen af et analyseværktøj til vurdering af betonafløbsledningers restlevetid. I det følgende er kort beskrevet projektets forudsætninger, metoder, resultater og overordnede konklusioner.

FORUDSÆTNINGER

Kvalificerede estimater af afløbsledningers restlevetid er i dag en udpræget mangelvare, hvilket hovedsageligt skyldes manglende viden dels omkring skadesårsagerne og dels omkring påvirkningernes udvikling. Kommuner og rådgivere har derfor ofte svært ved at vurdere ældre betonafløbsledningers restlevetid, hvorfor nogle renoveringer og fornyelser af afløbsnettet alene foretages på baggrund af resultaterne fra TV-inspektioner. En TV-inspektion giver imidlertid kun få indikationer af restlevetiden.

Der er således behov for nye analyseværktøjer dels til fastsættelse af betonafløbsledningernes tilstand og dels til fremskaffelse af den grundlæggende viden, som er nødvendig ved estimering af afløbsledningernes restlevetid.

Hoved målsætningen for projektet er at udvikle et analyseværktøj til brug ved prioritering og planlægning af saneringsarbejder for afløbssystemer af beton.

METODIK

Opbygningen af analyseværktøjet kræver indgående kendskab til alle de faktorer, som er betydende for betonafløbsledningernes restlevetid. Projektets hovedmålsætning søges derfor opnået gennem følgende 5 delmålsætninger:

1. Gennemførelse af en systematisk kortlægning af udviklingen indenfor fremstilling og lægning af betonafløbsledninger.
2. Gennemførelse af en kortlægning og vurdering af de nedbrydningsmekanismer, som har/kan have indflydelse på betonafløbsledningernes levetid.
3. Gennemførelse af en kortlægning af spildevandets sammensætning samt identifikation af de omdannelsesprocesser, som foregår i spildevandet under transporten i afløbsledningerne.
4. Gennemførelse af laboratorieundersøgelser på ældre danske betonafløbsrør. Formålet er at identificere de undersøgelsesmetoder, som er bedst egnet ved undersøgelse af betonafløbsrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger.
5. Opstilling af en neural netværksmodel til analyse af betonafløbsledningernes tilstand.

Projektet er koncentreret omkring identifikation af de nøgleparametre, som er betydende for betonafløbsledningers tilstand og restlevetid, samt opbygning af en egnet neural netværksmodel. Indsamling af de, for træningen af den neurale netværksmodel, nødvendige datasæt ligger dog udenfor rammerne for dette projekt. Den neurale netværksmodels evne til at afbilde sammenhængen mellem påtrykt inddata og output bliver i stedet undersøgt vha. resultaterne fra laboratorieundersøgelserne.

Med baggrund i den historiske gennemgang, kortlægningen af nedbrydningsmekanismer, undersøgelse af spildevandets sammensætning og laboratorieundersøgelserne udpeges de nøgleparametre, som er bestemmende for en betonafløbslednings levetid/restlevetid. De udvalgte nøgleparametre bliver, sammen med et renoveringsindeks for betonafløbsledningen, brugt som indgangsdata til den neurale netværksmodel. Modellens output er et **tilstandsindeks**, som afspejler betonafløbsledningens faktiske tilstand. Vha. den viden, som opnås gennem projektet, kan tilstandsindekset benyttes som grundlag ved en vurdering af afløbsstrækningens restlevetid.

HOVEDRESULTATER

Den systematiske kortlægning af udviklingen indenfor **fremstilling** og **lægning** af betonafløbsrør viser, at metoderne brugt ved fremstilling af, kontrollen med og lægningen af betonafløbsrør har ændret sig betydeligt igennem dette århundrede.

FREMSTILLING OG KONTROL AF BETONAFLØBSRØR

Kvaliteten af betonrørene var i starten af dette århundrede svingende. Kontrollen af råmaterialernes kvalitet var mangelfuld og materialernes egnethed blev ofte vurderet ud fra materialernes konsistens. Samtidig var støbningen af betonrørene primitiv. Der var i denne periode næsten ingen kvalitetskontrol i rørproduktionen, og der var ingen sanktioner overfor de rørproducenter, som leverede dårlige rør. Samlet set blev der i starten af dette århundrede produceret betonafløbsrør, hvor kvaliteten svingede fra god til dårlig.

Med tiden blev der udført kemiske analyser af cementsammensætningen, hvilket resulterede i en mere hensigtsmæssig cementsammensætning. I 1930'erne og 40'erne blev råmaterialernes kvalitet forbedret betydeligt, samtidig med betonrørproduktionen langsomt blev mekaniseret. Omkring 1920 udkom den første norm for betonrør, og der blev i starten af 1920'erne indført et kvalitetsmærke, som kunne bruges af rørfabrikanter, der ved prøvning kunne vise, at deres rør overholdt normens kvalitetskrav. Generelt var betonrørens kvalitet i denne periode meget afhængig af produktionsstedet, og kunne stadig svinge fra god til dårlig.

I perioden fra omkring 1940 til 1960 blev hele betonrørproduktionen mekaniseret, hvilket sammen med forbedret kontrol af råmaterialernes kvalitet bevirker, at betonrørene produceret efter starten af 1940'erne er af god kvalitet.

LÆGNING OG SAMLING AF BETONAFLØBSRØR

Den historiske kortlægning af metoderne brugt ved lægning af betonafløbsrør viser, at kloakarbejde i starten af dette århundrede blev betragtet med ringeagt, hvilket betød, at der ofte blev benyttet ukvalificeret arbejdskraft. Den ukvalificerede arbejdskraft betød, at komprimeringen af fylden til tider var utilstrækkelig. Samlingerne blev foretaget med pakgarn og asfalt, cementmørtel eller plastisk ler. Kvaliteten af samlingerne var i bedste fald acceptabel og i værste fald yderst kritisabel. Samlet set var kvaliteten af anlægsudførelsen i denne periode svingende, mens kvaliteten af samlingerne af tekniske årsager var dårlig.

I tiden efter 1940 blev det til stadighed mere almindelig at benytte maskiner i anlægsudførelsen, hvilket var tidsbesparende og højnede kvaliteten. Samlingerne blev stadig foretaget med pakgarn og asfalt eller cementmørtel. Frem til starten af 1960'erne var kvaliteten af anlægsudførelsen generelt god mens kvaliteten af samlingerne stadig var mangelfuld.

Anlægsudførelsen i 1960'erne var præget af byggesjusk, hvorfor kvaliteten af anlægsudførelsen i denne periode svinger mellem god og uacceptabel. Samlingerne blev derimod kraftigt forbedret med indførelsen af rulle-ringpakninger af gummi.

Efter den travle periode i 1960'erne blev i tiden efter 1970 rettet op på kvaliteten af anlægsudførelsen. I starten af 1980'erne blev rulle-ringsamlingerne afløst af fleksible glidepakninger, hvilket forbedrede kvaliteten af samlingerne. Generelt må kvaliteten af både anlægsudførelsen og samlingerne i denne periode betegnes som god.

kortlægning af udviklingen indenfor fremstilling og lægning af betonafløbsrør viser, at *afløbsstrækningens alder* er en nøgleparameter ved vurdering af afløbsstrækningens tilstand og restlevetid.

METODER BRUGT VED BELASTNINGSBREGNING

Kortlægningen af metoder brugt ved belastningsberegning viser, at frem til 1945 var fastsættelsen af den mekaniske belastning domineret af grove tilnærmelser og erfaringer. Risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder er derfor relativ stor i denne periode. Efter 1945 blev beregningsmetoderne for rør i grav og rør under dæmning solidt funderet i laboratorie- og fuldskalaforsøg, hvilket reducerede risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af beregningsmetoderne ved disse to anlægstyper. Den anvendte teori tog dog ikke speciel hensyn til ledninger placeret i usymmetrisk grav, hvorfor risikoen for funktionsmæssige problemer ved denne anlægstype er større end for de to andre anlægstyper. Hensynet til ledninger placeret i usymmetrisk grav blev tilgodeset i 1960, hvorfor risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder er begrænset i tiden efter 1960.

Kortlægningen af dimensioneringsmetoderne viser, at *afløbsstrækningens alder* og *anlægstypen* er nøgleparametre ved vurdering af afløbsstrækningens tilstand og restlevetid.

FYSISKE OG KEMISKE NEDBRYDNINGSMEKANISMER

Kortlægningen af de forskellige fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer viser, at udvaskningskorrosion kan være et problem for betonafløbsrør af dårlig kvalitet, hvorfor udvaskningskorrosion hovedsageligt er konstateret på betonrør produceret i starten af dette århundrede. Derimod er betonrør af høj kvalitet og dermed lav permeabilitet kun i begrænset omfang modtagelig for udvaskningskorrosion. Både ionbyttekorrosion og syrekorrosion er mulige korrosionsformer i forbindelse med spildevandsbelastede betonrør. Gennemgangen af sulfatangreb og korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet viser, at begge korrosionsformer er mulige. Dog er korrosion forårsaget af den mikrobielle aktivitet i praksis hovedsageligt begrænset til dels svovlsyreangreb og dels salpetersyreangreb. Behandlingen af basisk korrosion viser, at der i teorien er flere typer af basisk korrosion, men at det ikke har været muligt i litteraturen at finde eksempler på basisk korrosion på betonafløbsrør. Herudover viser kortlægningen af de fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer, at mekanisk erosion, i form af bundslitage, er en yderst relevant "korrosionsform" på afløbsstrækninger med stor fald og retningsændringer.

Kortlægningen af de fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer viser, at *udvaskningskorrosion er en mulig korrosionsform ved betonrør af dårlig kvalitet, mens den kun i begrænset omfang er mulig ved betonrør af god kvalitet. Derudover er ionbyttekorrosion, syrekorrosion, sulfatangreb og korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet mulige korrosionsformer. Den basiske korrosion er en mulig korrosionsform. Derudover viser kortlægningen, at mekanisk erosion er en mulig korrosionsform ved afløbsledninger med stor fald og retningsændringer.*

SPILDEVANDSKARAKTERISERING

Kortlægningen af dels spildevandets sammensætning og dels nedbrydningsmekanismer viser, at det er spildevandet indhold af ammonium, magnesium, sulfat, natrium, kalium, klorid og aggressivt CO₂, samt spildevandets pH-værdi, som umiddelbart er af interesse ved en vurdering af betonrørs tilstand og restlevetid.

Spildevandskarakteriseringen viser dog, at *spildevandets koncentration af ammonium og aggressivt CO₂, samt spildevandets pH-værdi er nøgleparametre ved vurdering af afløbsstrækningens tilstand og restlevetid, mens spildevandets indhold af magnesium, sulfat, klorid, natrium og kalium er uden betydning ved vurdering af betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.*

LABORATORIEUNDERSØGELSER PÅ DANSKE BETONAFLØBSRØR

Laboratorieundersøgelserne viser, at måling af karbonatiseringsdybder på betonafløbsrørens inder- og yderside kun kan benyttes som en grov indikator på betonens kvalitet og porøsitet.

Laboratorieundersøgelserne viser derudover, at betonens vandabsorption efter hhv. 10 minutter og 24 timer, tørdensitet, sug porøsitet, total porøsitet og brudspændinger i praksis alle er fuldt korrelerede. Diskussionen af de forskellige forsøgsmetoder og resultater viser, at måling af vandabsorption efter 24 timer er en bedre og mere stabil indikator på betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger end de øvrige forsøgsmetoder.

Tyndslibsundersøgelserne viser, at vandabsorption efter 24 timer skal kombineres med oplysninger om betonens andel af cementpasta og luft for at gøre absorptionsværdierne, målt på betonrør som ikke har samme produktionsår, direkte sammenlignelige.

Resultaterne fra kapillarsugningsforsøgene viser, at der umiddelbart ikke er nogen sammenhæng mellem betonens makro porøsitet og porøsiteten forårsaget af kontinuerlige makro porer. Med baggrund i diskussionen af effekten af kontinuerlige makro porer vurderes det dog, at betonens andel af kontinuerlige makro porer er en nøgle parameter ved vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger. Tilsvarende anbefales det, at måling af betonens modstandstal benyttes som mål for betonens kvalitet og dermed betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Tyndslibsundersøgelserne og EPMA forsøgene gav gode resultater, men begge forsøgsmetoder er dyre og tidskrævende, hvorfor de ikke kan anbefales anvendt som standard undersøgelsesmetoder ved en vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Vurderingen af prøveudtagningsstederne viser, at prøveemnerne skal udtages fra betonafløbsrørens bundløb, mens det er mindre vigtigt om prøverne udtages fra betonrørens spids- eller mufteende. Dog anbefales det, at prøveemnerne udtages fra betonrørens spidsende. For hver forsøgstype skal der udbøres 3 prøveemner fra betonrørens bundløb. For at sikre, at forsøgsresultaterne er repræsentativ for hele afløbsrørets tilstand anbefales det, at de udborede prøveemner skiftevis benyttes til

vandabsorptionsmålinger og til kapillarsugningsforsøg. Derudover anbefales det, at der udtages prøveemner fra 2 betonrør på hver delstrækning.

Laboratorieundersøgelsernes resultater viser, at resultaterne fra *måling af vandabsorption efter 24 timer, måling af porøsitet forårsaget af kontinuerlige makro porer og måling af betonens modstandstal* er nøgleparametre ved vurdering af afløbsstrækningens tilstand og restlevetid. Ydermere viser resultaterne, at prøveemnerne skal udbores fra betonrørens bundløb ved rørens spidsende. For at opnå repræsentative resultater for hhv. betonrøret og afløbsstrækningen skal der udtages 3 prøveemner til hver forsøgsmetode fra 2 betonrør på hver delstrækning.

MODELOPBYGNING

Ved modelopbygningen er der benyttet en neural netværksmodel til beskrivelse af samspillet mellem indgangsparametrene og modellens output. Som indgangsparametre benyttes resultaterne fra kapitel 2-6 samt et **renoveringsindeks** for afløbsstrækningen beregnet ud fra resultatet af TV-inspektionen. Alle indgangsparametrene er opstillet som normaliseret indekser: I_{Alder} , $I_{Beregning}$, $I_{Ammonium}$, $I_{pH-værdi}$, $I_{Aggressivt\ CO_2}$, $I_{Absorption}$, $I_{Modstandstal}$, I_{KM} og $I_{Renovering}$. Modellens output er et tilstandsindeks, som indeholder oplysninger om betonafløbsrørens alder, spildevandets sammensætning, betonens tilstand samt renoveringsindekset for afløbsstrækningen. Der er i modellen indarbejdet muligheden for at beskære de vægte fra netværket, som i praksis er uden betydning for modellen output.

Modellens evne til at afbilde sammenhængen mellem påtrykt inddata og output er undersøgt ved testkørslen med resultater fra laboratorieundersøgelserne. Der blev benyttet 7 indgangsparametre: Vandabsorption efter 10 minutter, vandabsorption efter 24 timer, suge porøsitet, makro porøsitet, total porøsitet, karboniseringsdybde målt på betonrørens inderside samt karboniseringsdybde målt på betonrørens yderside. Som output benyttes et tilstandsindeks defineret som et tal mellem 1 og 10. Resultatet af test kørslen må betegnes som tilfredsstillende.

Testkørslen med resultaterne fra laboratorieundersøgelserne viser, at den neurale netværksmodel på tilfredsstillende vis er i stand til at gengive sammenhængen mellem de 7 indgangsparametre og modellen output.

OVERORDNEDE KONKLUSIONER

Med baggrund i projektarbejdets resultater kan det konkluderes, at målet med nærværende erhvervsforsker Ph.D. projekt er opfyldt. Gennem projektarbejdet er der udviklet et analyseværktøj, som kan bruges ved prioritering og planlægning af saneringsarbejder for afløbssystemer af beton.

Gennem projektarbejdet er der fremskaffet, behandlet og præsenteret viden om de påvirkningsfaktorer, nedbrydningsmekanismer og kvalitetsparametre, som er bestemmende for betonafløbsrørens levetid. Denne viden er søgt præsenteret på en form, der gør den direkte anvendelig ved undersøgelse af betonafløbsledningers tilstand og restlevetid.

På sigt vil projektet gennem udvikling og afprøvning af den neurale netværksmodel til analyse af betonafløbsledningers tilstand kunne vise sig at få blivende betydning for udviklingen på området. Gennem løbende indlæring af netværksmodellen vil man systematisk kunne opsamle og bearbejde erfaringer fra fremtidige renoveringsarbejder.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. Indledning	1
1.1 Levetid for afløbsledninger.....	2
1.2 Eksempler på levetidsmodeller	4
1.2.1 Restlevetid for betonledninger i Los Angeles.....	4
1.2.2 Kvalitetstal til vurdering af betonafløbsrørens levetid.....	5
1.2.3 Levetidsmodel for betonrender i Ohio, USA.....	5
1.2.4 Asbestcementrør i Norge	5
1.2.5 Praktiske begrænsninger ved levetidsmodeller.....	6
1.3 Afgrænsning, målsætning og metode.....	7
1.3.1 Opbygning af projektet.....	9
2. Historisk gennemgang af betonafløbsledningers kvalitet.....	11
2.1 Fremstilling af betonafløbsrør.....	11
2.1.1 Normkrav	12
2.1.2 Råmaterialer.....	13
2.1.3 Udstyr og støbeteknik	14
2.2 Design og lægning af betonafløbsrør	17
2.2.1 Design af betonafløbsrør.....	17
2.2.2 Samling af betonafløbsrør.....	18
2.2.3 Normkrav til samling af betonafløbsrør.....	18
2.2.4 Lægning af betonrør	19
2.2.5 Normkrav til rørlægningen	21
2.3 Opsamling.....	22
3. Gennemgang af metoder brugt ved belastningsberegning	25
3.1 Mekanisk belastning	25
3.2 Bæreevneberegning.....	27
3.3 Opsamling.....	29
4. Kortlægning af fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer.....	31
4.1 Betonsammensætning og modstandsdygtighed	31
4.1.1 Hydratisering	31
4.1.2 Betonens porestruktur.....	32
4.1.3 Betonens holdbarhed	34
4.2 Nedbrydningsmekanismer	37
4.2.1 Udvasningskorrosion	37
4.2.2 Ionbyttekorrosion.....	38
4.2.3 Syrekorrosion.....	38
4.2.4 Sulfatangreb.....	40
4.2.5 Korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet	41
4.2.6 Basisk korrosion	43
4.2.7 Mekanisk erosion.....	44

5. Spildevandskarakterisering.....	47
5.1 Spildevandstyper og sammensætning	48
5.1.1 Husspildevand.....	48
5.1.2 Industrispildevand.....	50
5.1.3 Afstrømmende vand.....	50
5.2 Omdannelsesprocesser i afløbsledningerne.....	51
5.2.1 Spildevandets iltindhold.....	51
5.2.2 Nitrogen- og svovlforbindelser	52
5.2.3 Organisk materiale i spildevandet.....	53
5.3 Opsamling og vurdering.....	54
6. Resultater fra laboratorieundersøgelserne	59
6.1 Indsamling af betonrør og undersøgelsesmetoder	59
6.2 Gennemgang af resultater.....	61
6.2.1 Måling af karboniseringsdybde.....	61
6.2.2 Måling af vandabsorption og tørdensitet	61
6.2.3 Måling af suge-, makro- og totalporøsitet.....	63
6.2.4 Resultater fra kapillarsugningsforsøgene.....	64
6.2.5 Tyndslibundersøgelser og EPMA forsøg	64
6.2.6 Betonafløbsrørens brudstyrke	64
6.3 Vurdering af prøveudtagningsstederne	66
6.4 Opsamling	66
7. Modelopbygning.....	69
7.1 Multi-Layer Perceptron netværk	70
7.1.1 Eksempel på brug af neural netværksmodel	71
7.2 Indlæringsalgoritme	72
7.2.1 Startværdier.....	76
7.2.2 Stopkriterium for iteration	76
7.3 Modelstørrelse.....	77
7.3.1 Indgangsparametre og antal neuroner	77
7.3.2 Beskæringsteknik	81
7.4 Testkørsel af MLP modellen	83
7.4.1 Generel testkørsel.....	84
7.4.2 Testkørsel af OBD beskæringen	86
7.4.3 Træning med resultater fra laboratorieforsøgene.....	87
7.5 Opsamling	89
8. Sammenfatning og konklusioner.....	93
8.1 Historisk gennemgang af betonafløbsledningers kvalitet.....	93
8.1.1 Fremstilling og kontrol	93
8.1.2 Lægning og samling af betonafløbsrør	94
8.2 Metoder brugt ved belastningsberegning	94
8.3 Fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer	95
8.4 Spildevandskarakterisering	96
8.5 Laboratorieundersøgelser på danske betonafløbsrør.....	97
8.6 Modelopbygning	99
8.7 Overordnede konklusioner	100
8.8 Behov for videre arbejde.....	101
8.9 Perspektivering	102

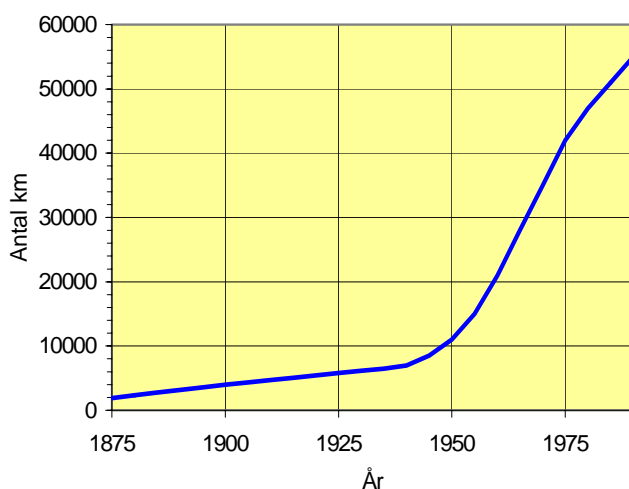
BILAG OG APPENDIX

Bilag 1. Beregning af renoveringsindex.....	103
Bilag 2. Datasæt til træning af MLP model	105

Kapitel 1

INDLEDNING

I Danmark findes der, foruden et ukendt antal km stikledninger, omkring 55000 km afløbsledninger. De materialer, som har været anvendt ved opbygning af afløbssystemerne, har ændret sig op gennem dette århundrede. De første afløbsledninger blev udført af glaseret ler, og de større ledninger blev muret op i mursten, *Randrup og Faldager* [2]. Først omkring 1920 begyndte betonrør for alvor at overtage markedet, og de var stort set enerådende frem til introduktionen af plastrør i 1960'erne. Denne udvikling betød, at store dele af de danske afløbssystemer er opbygget af betonafløbsrør. Ifølge *Randrup og Faldager* [2] findes der ingen nøjagtige statistikker over alderen på de danske afløbssystemer, samt med hvilken hastighed systemerne blev opbygget. På baggrund af spørgeskemaer til de danske kommuner skønner *Randrup og Faldager*, at udbygningen af afløbssystemerne er forløbet som vist i figur 1.1.



Figur 1.1 Udvikling af det danske afløbssystem, *Randrup og Faldager* [2].

En stor del af de danske afløbssystemer er anlagt før 1960. Disse afløbsledninger er i dag mere end 40 år gamle og er naturligvis præget af at have været i brug gennem lang tid. Der er dog ikke noget, som tyder på, at der er en entydig sammenhæng mellem afløbsledningernes alder og deres tilstand. Nogle af de ældste afløbsledninger er i dag i god stand, mens andre og måske nyere afløbsledninger har både tætheds- og holdbarhedsmæssige problemer.

Tætheds- og holdbarhedsmæssige problemer betyder, at kommunerne i dag står over for betydelige investeringer i de danske afløbssystemer. I projektet *Fornyelse af afløbssystemer – Behov og økonomi* udført for Miljøstyrelsen i 1992 konkluderes, at den kommunale andel af fornyelsen af afløbssystemerne udgør ca. 35 mia. kr., som anbefales afholdt i perioden 1991-2010, *Miljøstyrelsen* [1]. Optimal udnyttelse af investeringerne er betinget dels af indgående kendskab til afløbsledningernes nuværende tilstand, og dels af en kvalificeret vurdering af afløbsledningernes restlevetid.

Afløbssystemerne i de danske kommuner har igennem mange år repræsenteret et ”sort hul” mht. kendskab til fejl, skader og årsag. En spørgeskemaundersøgelse blandt de danske kommuner i 1992 viste, at mange af kommunerne ikke havde et stort kendskab til afløbssystemernes egentlige tilstand, *Miljøstyrelsen* [1]. Formålet med spørgeskemaundersøgelsen var at klarlægge omfanget af problemerne med afløbssystemerne. Resultaterne af undersøgelserne er vist i tabel 1.1.

Tabel Fejl! Ukendt argument for parameter..1 *Afløbsledninger med problemer. Spørgeskemaundersøgelse blandt danske kommuner udført i 1992, Miljøstyrelsen [1].*

Problemer	Gennemsnitlig % af afløbsledninger med problemer	Kommuner, der har nævnte problemer, %		
		Ja	Nej	Ved ikke
Kapacitet	6	46	6	48
Selvrensning	5	43	7	50
Tæthed	22	50	2	48
Bæreevne	6	38	8	54
Resistens	9	31	9	60

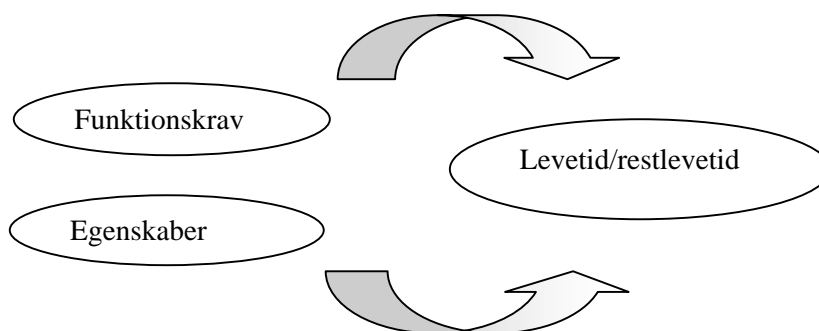
Mest bemærkelsesværdigt var det, at næsten halvdelen af kommunerne svarede ”ved ikke” på spørgsmål om deres problemer med afløbsledningernes kapacitet, selvrensningsevne, tæthed, bæreevne og resistens. Siden 1992 er der i mange kommuner blevet gjort en betydelig indsats for at højne kendskabet til afløbssystemernes tilstand, men det formodes, at en spørgeskemaundersøgelse udført i dag stadig vil indeholde ”ved ikke” besvarelser.

Kvalificerede estimater af afløbsledningernes restlevetid er i dag en udpræget mangelvare, hvilket hovedsageligt skyldes manglende viden dels omkring skadesårsagerne, og dels omkring påvirkningernes udvikling. Kommuner og rådgivere har derfor ofte svært ved at vurdere ældre afløbsledningers restlevetid, hvorfor nogle renoveringer og fornyelser af afløbssystemerne alene foretages på baggrund af resultaterne fra TV-inspektioner. Disse giver imidlertid kun få indikationer af restlevetiden, *Holm, Romdal og Faldager* [3].

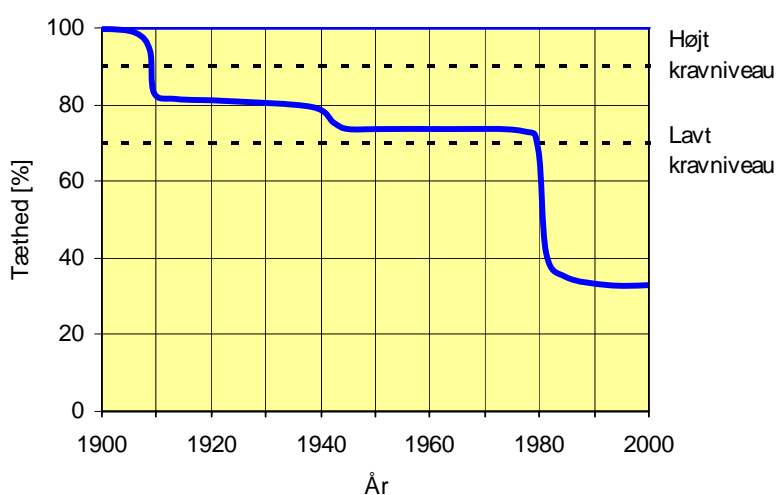
Der er således behov for nye undersøgelsesmetoder dels til fastsættelse af afløbsledningernes tilstand og levetid, og dels til fremskaffelse af den grundlæggende viden, som er nødvendig ved estimering af ledningernes restlevetid.

1.1 LEVETID FOR AFLØBSLEDNINGER

I 1990 udarbejdede *Holm, Romdal og Faldager* [3] en rapport for Miljøstyrelsen og Industri- og Handelsstyrelsen omkring bedømmelse af afløbsledningers levetid. Rapporten belyser dels nogle af de metoder, som kan anvendes ved undersøgelse af afløbsledningers tilstand, og dels generelle overvejelser som skal gøres ved en vurdering af ledningernes levetid. Ifølge *Holm, Romdal og Faldager* er tidspunktet for, hvornår en afløbslednings levetid ophører, bestemt af de **funktionskrav**, der stilles til ledningen, samt af afløbsledningens evne til at opfylde kravene, dvs. ledningens **egenskaber**.



Funktionskravene til en afløbsledning vil typisk indeholde krav til ledningens kapacitet, tæthed, resistens, selvrensningsevne og bæreevne, *Holm, Romdal og Faldager* [3]. Afløbsledningernes funktionsevne er i figur 1.2 skitseret som en lednings tæthed fra anlægsåret (år 1900) frem til år 2000. Som det fremgår af figuren, afhænger ledningens levetid af det fastsatte kravniveau til ledningens tæthed. Hvis det høje kravniveau er valgt som kriterium for fornyelse/renovering, vil ledningen kun have en levetid på ca. 10 år, mens den ved det lave kravniveau vil have en levetid på ca. 80 år. De skitserede tab af tæthed kan f.eks. skyldes sætninger på afløbsledningen og deraf følgende utætte samlinger.



Figur 1.2 Levetid afhænger ikke alene af ledningens egenskaber men også af funktionskravene.

En ældre **afløbslednings egenskaber** kan kortlægges gennem en analyse af **ledningens tilstand** og de **påvirkninger**, den udsættes for på tidspunktet for analysens gennemførelse, *Holm, Romdal og Faldager* [3]. Ved ledningens tilstand tænkes der både på den fysiske tilstand og på driftstilstanden.

Afløbsledningernes egenskaber/tilstand vil normalt ændre sig med tiden. Hvis f.eks. ledningen i en længere periode er udsat for nedbrydning af rørmaterialet, vil ledningen med tiden få nedsat bæreevne. Den nedsatte bæreevne kan resultere i revner, hvilket kan påvirke afløbsledningens tæthed og selvrensningsevne. Ligesom ledningens tilstand ændrer sig med tiden, vil påvirkningerne på ledningen også ændre sig.

Det optimale ved forudsigelse af en afløbslednings restlevetid er et kendskab dels til alle påvirkningers størrelse og dels til deres forløb/udvikling. I praksis er situationen ofte den, at mens de nuværende påvirkninger enten kan måles eller estimeres, så er påvirkningernes "fremtid" og "fortid" normalt svære at bestemme. Den manglende viden om påvirkningernes forløb bevirker, at estimater af afløbsledningernes restlevetid nødvendigvis må foretages ud fra de nuværende påvirkninger samt en

kvalificeret fremskrivning. Påvirkningernes "fortid" kan til tider fastlægges ved søgning i arkivmateriale.

1.2 EKSEMPLER PÅ LEVETIDSMODELLER

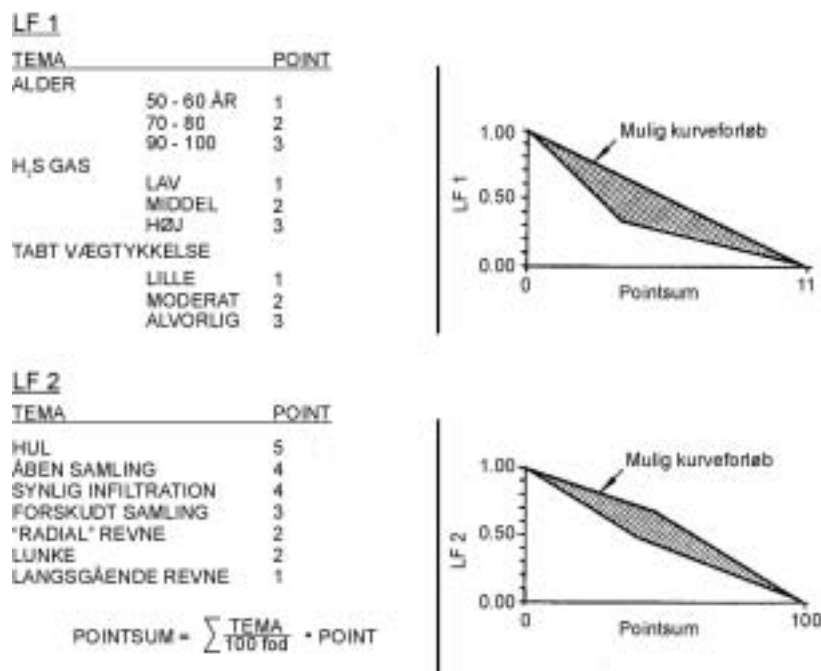
Der findes i litteraturen flere eksempler på udenlandske levetidsmodeller, som er opstillet på baggrund af erfaringer og forsøg med afløbsrør. Levetidsmodellerne er dog ofte tilpasset lokale forhold, hvilket gør det vanskeligt at overføre modellerne og resultaterne til danske afløbsrør. Selv om modellerne ikke er direkte anvendelige på de danske afløbsledninger, så giver de et indblik i hvilke parametre og påvirkninger, som er bestemmende for afløbsledningernes restlevetid. I det følgende er der vist nogle eksempler på levetidsmodeller, som på hver deres måde estimerer en restlevetid på baggrund af specifikke påvirkninger.

1.2.1 RESTLEVETID FOR BETONLEDNINGER I LOS ANGELES

Ved arbejde med levetidsmodeller for betonafløbsledninger refereres der ofte til en model udarbejdet for gamle betonafløbsledninger i Los Angeles, *Holm, Romdal* og *Faldager* [3] og *Sægrov* [4]. Los Angeles har gennem tiden haft problemer med sammenbrud på betonafløbsledninger anlagt før 1934. Undersøgelser viste, at sammenbruddene var forårsaget dels af svovlbrintekorrosion, og dels af erosion omkring rørene. Der blev derfor udviklet en model til beregning af ledningernes restlevetid. Modellen reducerer den forudsatte levetid med en faktor for korrosion og en faktor for revner/brud og åbne/forskudte samlinger, *Parent* [8]. Restlevetiden beregnes ved:

$$L = DL \cdot LF1 \cdot LF2$$

hvor L er restlevetiden (år), DL er den forudsatte levetid (år), $LF1$ er en levetidsfaktor baseret på korrosion og $LF2$ er en levetidsfaktor baseret på revner/brud og åbne/forskudte samlinger. Figur 1.2 viser beregningen af $LF1$ og $LF2$.



Figur 1.2 Grundlaget for beregning af $LF1$ og $LF2$, *Parent* [8].

I [3] har *Holm, Romdal og Faldager* beskrevet et eksempel, hvor en 75 år gammel ledning har været udsat for svovlbrintekorrosion. Indholdet af svovlbrinte er højt, hvilket har forårsaget en moderat reduktion i godstykkelsen. Jævnfør figur 1.2 svarer dette til 7 point og dermed en LF1 på ca. 0,3. Der er desuden konstateret 10 åbne samlinger og 7 langsgående revner pr. 100 fod, hvilket jf. figur 1.2 svarer til en pointsum på 47 (40+7). Pointsummen svarer til en LF2 på ca. 0,5. Hvis den oprindeligt forventede levetid var 50 år, kan restlevetiden beregnes til 7,5 år.

1.2.2 KVALITETSTAL TIL VURDERING AF BETONAFLØBSRØRENE LEVETID

Sægrov [4] udviklede i 1992 et kvalitetstal til vurdering af betonafløbsrørs tilstand/kvalitet. Kvalitetstallet var oprindeligt tiltænkt som et hjælpemiddel ved præsentation af forsøgsresultater, men er i tiden efter 1992 blevet videre udviklet til et fælles mål for betonrørs kvalitet. Det beregnede kvalitetstal afspejler betonafløbsrørets kvalitetsniveau og dermed indirekte længden af betonrørets levetid. Kvalitetstallet K beregnes ved, *Sægrov m. fl.* [9]:

$$K = \frac{1}{4} \left(\frac{\text{Brudlast}}{\text{reference}} + \frac{\text{Trykstyrke}}{50 \text{ MPa}} + \frac{4 \%}{\text{Vandabsorption}} + \frac{10 \%}{\text{Suge porøsitet}} \right)$$

hvor reference ved brudlast afhænger af betonrørens dimensioner. Referenceværdierne er generelt fastlagt ud fra en vurdering af, hvilke værdier som afspejler et betonrør af høj kvalitet. Et betonrør af høj kvalitet vil således returnere en K -værdi omkring 1.

Forsøgsprocedurerne samt referenceværdierne er nærmere beskrevet i *Sægrov m. fl.* [9]. De senere års arbejde med udviklingen af kvalitetstallet har været rettet mod helt nye betonrør, hvor kvalitetstallet benyttes dels ved kvalitetssikring og dels som dokumentation af kvaliteten, *Sægrov m. fl.* [9], *Skjølsvold og Sægrov* [10] og *Johansen og Haugen* [11]. *Sægrov* [5] har dog givet udtryk for, at hele idéen med beregning af et kvalitetstal, som afspejler betonrørens tilstand, har potentiale i forbindelse med gamle eller ældre betonafløbsrør. Videre arbejde er dog nødvendigt før ovenstående formel kan anvendes på gamle betonafløbsrør.

1.2.3 LEVETIDSMODEL FOR BETONRENDER I OHIO, USA

Ved en større undersøgelse af 545 åbne betonafløbsledninger i Ohio blev rendernes tilstand, alder, vertikalmål, vanddybde, vandhastighed, sedimentdybde, fald samt spildevandets pH kortlagt. Målet med undersøgelseerne var at finde en sammenhæng mellem rendernes tilstand og de øvrige parametre. Ved hjælp af regressionsanalyse nåede forskerne frem til følgende ligning, *Potter* [6]:

$$L = -K_1 + K_2 \log(\text{pH}) - K_3 \sqrt{I} - K_4 h$$

hvor L er levetiden (år), I er rendens fald (%), og h er rendens dybde (m). Proportionalitetskonstanterne er givet ved $K_1=33,23$ (år), $K_2=160,92$ (år), $K_3=4,16$ (år/ $\sqrt{\text{fald}(\%)}$) og $K_4=11,20$ (år/m).

Sægrov [4] har benyttet ligningen til beregningen af levetiden for åbne afløbsledninger med dybde på 1 m, fald på 5 % og pH varierende fra 4 til 7. Med disse inddata varierer levetiden fra 43 til 82 år. Om de beregnede levetider er korrekte, må nødvendigvis også være en funktion af den oprindelige betonkvalitet, *Sægrov* [4]. Levetidsmodellen kan således kun benyttes til en enkel overordnet udpegning af de afløbsledninger, der bør vurderes nærmere med henblik på fornyelse.

1.2.4 ASBESTCEMENTRØR I NORGE

I starten af 1990'erne arbejdede *Aaby* [7] med levetidsmodeller for norske asbestcementrør. Interessen for asbestcementrør skyldes, at en del af de norske hovedvandleddninger er udført af asbestcementrør. Da vandet i Norge sædvanligvis er blødt og surt, er asbestcementrørene udsat for både indvendig og udvendig korrosion.

Der er ud fra dette arbejde opstillet modeller for rørenes sikkerhed mod brud ved knusning pga. udvendig belastning og ved sprængning pga. indvendig vandtryk. Der er i det følgende kun refereret til modellen for sikkerhed mod brud ved knusning, idet der henvises til *Aaby* [7] for oplysninger om modellen for sikkerhed mod sprængning.

Det endelige formeludtryk for rørenes sikkerhed mod knusninger F_k er som følger:

$$F_k = \frac{(D+s)(s-v \cdot A)^2 Wt \cdot K}{s^2 (D+s-v \cdot A) \cdot L \cdot Wj} \cdot \sqrt{1 - \frac{Pd \cdot s}{Pt(s-v \cdot A)}}$$

hvor Wt er knusningsbelastning ved forsøg (kN), Wj er udvendig belastning på rørene (kN/m), Pd er indvendigt vandtryk (MPa), Pt er sprængningstryk ved forsøg (MPa), D er den indvendig diameter (m), s er godstykkelsen ved tilstandsvurderingen (m), L er længden af røret (m), v er tærings-hastigheden (m/år), K er en dimensionsløs understøtningskoefficient, og A er alder i tillæg til rørenes alder ved tilstandsvurderingen (år).

Ledningens relative brudsandsynlighed R udregnes vha.:

$$R = a \cdot F_k^b$$

hvor a og b er konstanter. Prognosen er baseret på en forventning om, at brudsandsynligheden vil øges eksponentielt ved konstant tæring.

Ifølge *Holm, Romdal og Faldager* [3] kan forudsætningen om eksponentiel udvikling med rimelighed også gælde for en række tilfælde af korrosion i betonafløbsledninger. Uden dog at omtale nærmere, hvilke korrosionsformer der tales om, nævner *Holm, Romdal og Faldager* [3], at forudsætningerne bl.a. er anvendt i Holland.

1.2.5 PRAKTISKE BEGRÆNSNINGER VED LEVETIDSMODELLER

Afløbsledningernes nuværende tilstand bliver ofte fastlagt ved udførelse af en TV-inspektion af ledningen. TV-inspektion er meget effektiv til at observere synlige fejl på afløbsledningen som f.eks. forskudte/åbne samlinger, revner og indvendig korrosion. En TV-inspektion giver imidlertid kun få indikationer af rørmaterialets egentlige tilstand. Nøjagtige tilstandsoplysninger kan kun opnås ved laboratorieundersøgelser af udvalgte prøveemner taget fra afløbsledningen.

Ved fremskrivningen af afløbsledningernes tilstand tages der sjældent hensyn til rørenes oprindelige kvalitet og kvaliteten af anlægsudførelsen, hvilket kan give misvisende resultater. En forkert anlægsudførelse kan på kort tid nedsætte en lednings funktionsevne. Hvis situationen derefter stabiliseres, vil en fremskrivning af ledningens funktionsevne resultere i en betydelig underestimering af afløbsledningens levetid.

I afsnit 1.1 bliver påvirkningernes udvikling angivet som værende central ved en estimering af levetiden/restlevetiden. Men oplysninger om påvirkningernes udvikling, både hidtidige og fremtidige, er generelt svære at fremskaffe. I praksis kan det derfor ofte være nødvendigt at forudsætte, at påvirkningerne kan regnes konstant både i tid og sted. Ved antagelse af konstant fremtidig påvirkning er det vigtigt, at levetidsvurderingerne ikke er baseret på få ”punktmålinger” af påvirkningernes størrelse. Ved få målinger er der en vis risiko for, at målingerne afspejler en ekstrem hændelse. Et alternativ til varierende påvirkninger er således at benytte ”gennemsnitlige påvirkninger” opnået ved måling over længere tid.

Som det fremgår af ovenstående, er der behov for nye undersøgelsesmetoder dels til fastsættelse af afløbsledningernes tilstand, og dels til fremskaffelse af den grundlæggende viden, som er nødvendig ved estimering af ledningernes restlevetid. Det er med baggrund i dette behov for nye undersøgelsesmetoder og grundlæggende viden, at der er taget initiativ til dette erhvervsforskerprojekt.

1.3 AFGRÆNSNING, MÅLSÆTNING OG METODE

Betonrørenes næsten totale dominans på afløbsmarkedet fra omkring 1920 og frem til 1960'erne har medført, at store dele af det danske afløbssystem består af betonafløbsrør. Betonafløbsledningerne lagt i denne periode er i dag mere end 40 år gamle. Afløbsledningernes alder, varierende startkvalitet af betonrørene og for store belastninger bevirker, at der på nogle af disse afløbsledninger observeres problemer med afløbsledningers styrke, tæthed og vandføringsevne. Med baggrund i ovenstående vælges det at afgrænse projektet til kun at behandle betonafløbsledninger.

Som omtalt i afsnit 1.1 indeholder en estimering af betonafløbsledningers restlevetid oplysninger omkring afløbsledningens bæreevne. Med afløbsledningens bæreevne menes ikke kun betonrørenes bæreevne, men den kombinerede bæreevne af dels betonrørene, og dels den omkringliggende jord. Men manglende datagrundlag bevirker, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at vurdere effekten af den omkringliggende jords komprimering på systemets bæreevne^a. Den omkringliggende jords indvirkning på afløbsledningens bæreevne bliver derfor ikke behandlet nærmere i dette projekt. Det antages således i det følgende, at afløbsledningens bæreevne er identisk med betonrørenes bæreevne.

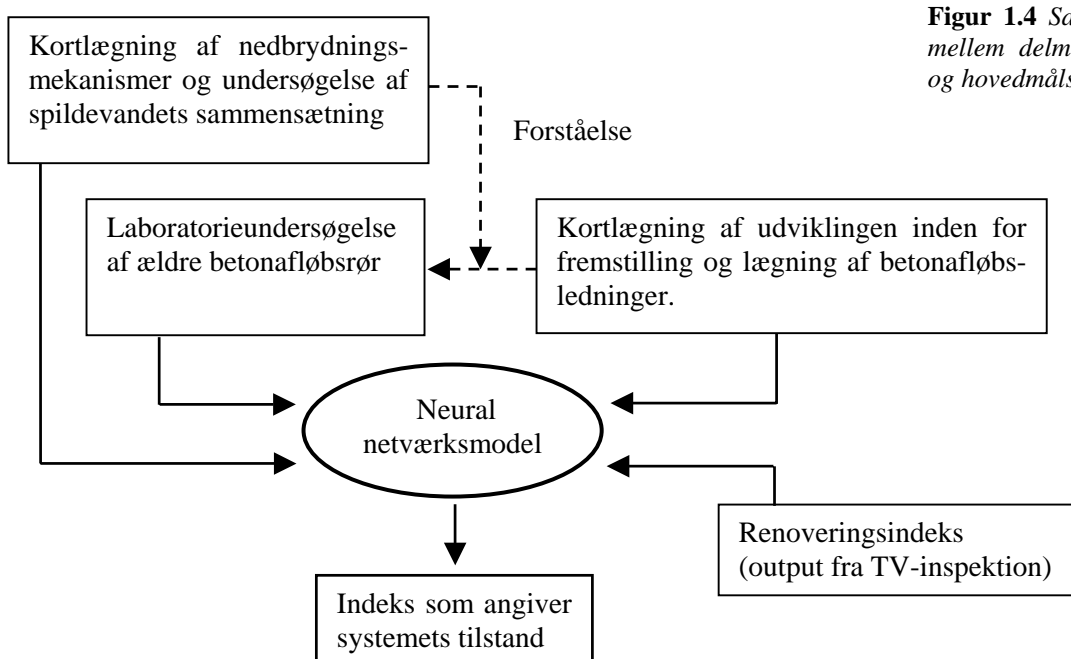
Utætheder i forbindelse med ældre betonafløbsledninger er ofte et resultat af utætte samlinger. En vurdering af afløbsledningens tæthed må derfor ofte blive en vurdering af samlingernes tæthed. Men som omtalt i afsnit 1.2.5 er TV-inspektion et meget effektivt redskab bl.a. til vurdering af utætte samlinger. Oplysninger om samlingernes tæthed vil således indirekte være indholdt i resultatet fra TV-inspektionen af den pågældende afløbsledning. Det vælges derfor at begrænse behandlingen af samlingerne i nærværende projekt til en kronologisk gennemgang af de forskellige samlingsmetoder og deres egenskaber.

Hovedmålsætningen for erhvervsforskerprojektet er at udvikle et analyseværktøj til brug ved prioritering og planlægning af saneringsarbejder for afløbssystemer af beton. Hovedmålsætningen opnås gennem følgende delmålsætninger:

^a Dansk Teknologisk Institut (DTI) ved Per Romdal har i december måned 1998 iværksat et måleprogram for bestemmelse af komprimeringsgraden på siden af gamle afløbsledninger. Formålet med måleprogrammet er at tilvejebringe et bedre grundlag for statistisk dimensionering af strømpeforinger, som anvendes til renovering af afløbsledninger. Der er på nuværende tidspunkt ikke fremkommet egentlige resultater af måleprogrammet, men der er grund til at tro, at resultaterne fra måleprogrammet i fremtiden kan danne grundlag for en vurdering af den omkring liggende jords indflydelse på afløbsledningens bæreevne.

- Gennemførelse af en systematisk kortlægning af udviklingen inden for fremstilling og lægning af betonafløbsledninger (**tilstand/egenskaber**).
- Gennemførelse af en kortlægning og vurdering af de nedbrydningsmekanismer, som har indflydelse på betonafløbsledningernes levetid (**påvirkninger**).
- Gennemførelse af en kortlægning af spildevandets sammensætning samt identifikation af de omdannelsesprocesser, som foregår i spildevandet under transporten i afløbsledningerne (**påvirkninger**).
- Gennemførelse af laboratorieundersøgelser af ældre danske betonafløbsrør med henblik på at identificere de undersøgelsesmetoder, som er bedst egnede ved undersøgelse af betonafløbsrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger (**tilstand/egenskaber**).
- Opstilling af en Neural netværksmodel til analyse af betonafløbsledningers tilstand.

Sammenhængen mellem projektets delmålsætninger og hovedmålsætningen er illustreret i figur 1.4.



Figur 1.4 Sammenhæng mellem delmålsætninger og hovedmålsætning.

Gennem projektet fremskaffes der viden om de påvirkningsfaktorer, nedbrydningsmekanismer og kvalitetsparametre, der er bestemmende for betonafløbsledningers levetid. Denne viden præsenteres på en form, som gør den anvendelig ved planlægningen af de meget betydelige investeringer, der skal gøres i kloakrenovering.

Dette projekt er koncentreret omkring identifikation af de nøgleparametre, som er betydende for betonafløbsledningers tilstand og restlevetid, samt opbygning af en egnet neural netværksmodel. Indsamling af de, for træningen af den neurale netværksmodel, nødvendige datasæt ligger dog udenfor rammerne for dette projekt.

På sigt vil projektet gennem udvikling og afprøvning af en neural netværksmodel til analyse af betonafløbsledningers tilstand kunne vise sig at få blivende betydning for udviklingen på området. Gennem løbende indlæring af netværksmodellen vil man systematisk kunne opsamle og bearbejde erfaringer fra fremtidige renoveringsarbejder.

Med baggrund i den historiske gennemgang, kortlægningen af nedbrydningsmekanismer, undersøgelse af spildevandets sammensætning og laboratorieundersøgelserne udpeges de nøgleparametre, som er bestemmende for en betonafløbslednings levetid/restlevetid. De udvalgte nøgleparametre bliver, sammen med et renoveringsindeks^b for betonafløbsledningen, brugt som indgangsdata til den neurale netværksmodel. Modellens output er et **tilstandsindeks**, som afspejler betonafløbsledningens faktiske tilstand. Ud fra den viden, som opnås gennem projektet, kan tilstandsindekset benyttes som grundlag ved en vurdering af afløbsledningens restlevetid. Målet med modelopbygningen er således ikke en kontant estimering af en betonafløbslednings restlevetid som et antal år, men derimod at bestemme ledningens **tilstand**. Ved at benytte de i figur 1.4 viste indgangsparametre indeholder tilstandsindekset oplysninger dels om ledningens **fysiske tilstand** og **driftstilstanden** og dels om afløbsledningens **påvirkninger**. Det er herefter brugerens opgave, på baggrund af **funktionskrav** til ledningen, at vurdere afløbsledningens restlevetid.

Den viden, som opnås ved en kortlægning af udviklingen inden for fremstilling og lægning af betonafløbsledninger, er ydermere central for forståelsen af dels nedbrydningsmekanismernes indvirken på betonledningerne, og dels resultaterne fra laboratorieundersøgelserne.

1.3.1 OPBYGNING AF PROJEKTET

I det følgende skitseres projektets opbygning.

- Kapitel 2.** Kortlægning af udviklingen inden for fremstilling og lægning af betonafløbsrør. I denne kortlægning lægges hovedvægten på identifikation af forhold, som har indflydelse på betonafløbsledningernes levetid. Kortlægningen baseres på et litteraturstudium.
- Kapitel 3.** Oversigt over metoder benyttet ved belastningsberegning. Gennemgangen baseres dels på litteraturstudier og dels på interviews.
- Kapitel 4.** Kortlægning af de fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer, som er/kan være bestemmende for betonafløbsledningernes levetid. Kortlægningen baseres på et litteraturstudium.
- Kapitel 5.** Kortlægning af spildevandets sammensætning. Sigtet med denne kortlægning er dels at identificere evt. ændringer i spildevandets sammensætning under transporten i afløbsledningerne, herunder specielt ændringer i den holdbarhedsmæssige belastning af betonmaterialet, og dels at klassificere spildevandstyper efter den belastning de udøver på afløbssystemer af beton. Kortlægningen udføres på baggrund af litteraturstudier samt gennem deltagelse i diverse kurser.
- Kapitel 6.** Eksperimentel kortlægning af ældre betonafløbsledningers faktiske tilstand ved udførelse af laboratorieundersøgelser på udtagne prøver. I denne fase søges afklaret, hvilke analysemetoder, der er bedst egnede til brug ved vurdering af betonrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger. Baggrund, metoder og resultater fra laboratorie-

^b Resultat fra TV-inspektion af betonafløbsledningen. Beregning af renoveringsindekset for en afløbsledning er nærmere behandlet i bilag 1.

undersøgelserne er rapporteret i detaljer i en særskilt laboratorierapport. Kapitel 6 indeholder en opsummering af laboratorierapportens resultater. Praktiske og økonomiske begrænsninger har bevirket at undersøgelserne kun er udført på ældre betonafløbsrør, som er optaget i forbindelse med sanerings- eller renoveringsarbejder.

Kapitel 7. Opbygning af et analyseværktøj til brug ved tilstandsvurdering af betonafløbsledninger, samt ved prioritering og planlægning af renoveringsarbejder. I denne fase afprøves en modelopbygning omkring neural netværksanalyse til beskrivelse af samspillet mellem påvirkningsfaktorer, nedbrydnings- og kvalitetsparametre. Den nødvendige viden til udvikling, tilpasning og afprøvning af den neurale netværksmodel opnås gennem litteraturstudier, samt interviews med personer med erfaring inden for opbygning af neurale netværksmodeller. Aktiviteterne beskrevet under kapitel 2 til 6 danner grundlaget for udvælgelse af indgangsparametrene til den neurale netværksmodel.

Kapitel 8. Sammenfatning af projektets resultater samt konklusioner.

KILDELISTE

- [1] Miljøstyrelsen, *Fornyelse af afløbssystemer – Behov og økonomi*, Spildevandsforskning fra miljøstyrelsen, nr. 33, 1992.
- [2] Randrup, T. B. og Faldager, I. *Trærødder i afløbsledninger*, Forskningscentret for skov og landskab, Park- og Landsskabsserien nr. 14, 1997.
- [3] Holm, E., Romdal, P og Faldager, I., *Bedømmelse af afløbsledningers levetid*, Rapport for Miljøstyrelsen og Industri- og Handelsstyrelsen, 1990.
- [4] Sægrov, S., *Tilstand og tilstandsændring for betongavløbsledninger*. Doktor ingeniøravhandling, Norges Tekniske Høgskole, 1992.
- [5] Korrespondance med Sveinung Sægrov, SINTEF Bygg og miljøteknikk, Trondheim, Norge. april 1999.
- [6] Potter, J. C., *Analysis of reinforced concrete pipe performance data*, Journal of Transportation Engineering, Vol. 114, No. 5, 1988.
- [7] Aaby, L., *Drikkevannsrapport 31, 89 – Levetid for asbestement-rør*. NTNf's utvalg for drikkevannsforskning. ISSN 82-7224-293-1.
- [8] Parent, R. A., *Los Angeles 211ewærøpnås asskssestsøpnås g agngspnømi*

Kapitel 2

HISTORISK GENNEMGANG AF BETONAFLØBSLEDNINGERS KVALITET

Ved forskningsmæssig bearbejdning af forfald i afløbssystemerne er det naturligt at lægge vægt på indhentning og systematisering af historiske oplysninger og data. Information om forudsætningerne mht. fremstilling og lægning af betonafløbsledninger er væsentlig ved vurdering af afløbsledningernes nuværende tilstand samt ved estimering af betonafløbsrørens restlevetid. Dette kapitel indeholder derfor en historisk oversigt over fremstillingen af, kontrollen med og lægningen af betonafløbsrør.

2.1 FREMSTILLING AF BETONAFLØBSRØR

Fabrikation af betonvarer begyndte i Danmark i 1884 med etableringen af den første danske cementfabrik, *Kaarsholm* [15]. Omkring århundredeskiftet begyndte man i Jyl2[(cl5pubsl4 m)9.4(e)2.4(d)]T

indført sanktioner over for medlemmer, som ikke levede op til dens krav, *Kaarsholm* [15]. Ordningen led imidlertid under, at det var branchen selv, der kontrollerede den, og at der blev prøvet for få varer. Normer for Betonrør fra 1920 fastlagde, at i almindelighed skulle 2 % af betonrørene prøves for brud og 2 % af rørene for tæthed, dog ikke mindre end 2 rør af hver dimension der prøves.



Figur 2.1 Trykprøvning af hhv. 102" og 108" betonafledningsrør ved Sacramento, Californien.

Tiltagende kritik gjorde, at foreningen tog initiativer til drøftelse af en mere officiel kontrol. Foreningen henvendte sig til Dansk Ingeniørforening, som imidlertid ønskede at inddrage kontrolspørgsmålet i den da igangværende udarbejdelse af nye normer for betonvarer. Hovedlinjerne for kontrolordningen blev vedtaget i 1939, hvorefter man kun ventede på de nye normer, hvori de krav, som betonrørene skulle leve op til, blev fastsat. De nye normer - *Normer for Betonvarer, Betonrør* blev i 1941 godkendt som Dansk Standard, DS 400. Hermed kunne arbejdet med oprettelse af en kontrolordning genoptages. Oprettelsen af Betonvarekontrollen blev en realitet i efteråret 1941.

Fra 1941 og frem til i dag har Betonvarekontrollen virket som betonrørsproducenternes eksterne kontrolorgan, som har været med til at sikre, at betonrørene opfyldte de til enhver tid gældende kvalitetskrav. Betonvarekontrollens arbejde har været "begrænset" til udtagning af stikprøve fra de enkelte betonrørsproducenter. Det var/er derfor vigtigt for betonrørens kvalitet, at rørproducenterne opretholder interne kontrolforanstaltninger. I dag er betonrørsproduktionen styret af kvalitetssikrings-systemer og tekniske deklarerationer, som er udarbejdet af rørproducenterne. Den hårde konkurrence mellem de forskellige rørmaterialer og rørproducenter har, sammen med et generelt ønske om at producere kvalitetsprodukter, naturligvis bevirket, at der i dag produceres betonrør af en høj kvalitet.

2.1.1 NORMKRAV

De første officielle krav til betonrørens styrke og tæthed blev fremsat i 1920 i Dansk Ingeniørforenings publikation *Normer for betonrør*. En fuldstændig gennemgang af styrke og tæthedskravene for alle rørtyper og dimensioner vil her være for vidtgående. Det vælges derfor at vise udviklingen i styrke- og tæthedskravene ved at følge et cirkulært rør med muffe $\varnothing 300$, godstykkelser på 35 mm og en nyttelængde på 800 mm fra 1920 frem til i dag. I 1920 skulle et rør af denne type have en brudlast på 1500 kg (ca. 15 kN). Tæthedskravet til betonrørene var udtrykt som en maksimal vandstandssænkning på 80 mm over 14 dage, når røret stod på højkant. Der var på det tidspunkt ingen tæthedskrav til rørsamlingerne.

I 5. udgave af DS 400.3.1 *Betonvarer, Afløbsrør, krav* fra 1992 er styrkekravet angivet som en mindste bøjningstrækspænding, som findes ved en elasticitetsteoretisk beregning med plane spændingsfordelinger. Brudlasten for et ø300 GT-rør^d med en godstykkelse på 44 mm og en nyttelængde på 800 mm kan ud fra den maksimale bøjningstrækspænding beregnes til ca. 2700 kg (ca. 27 kN). GT-rørens tæthed kontrolleres ved at påføre rørene et indvendigt tryk enten vha. vand eller luft. I DS 400.3.1 er tæthedskravet, ved prøvning med luft, formuleret som en maksimal trykændring på 5 kPa inden for et tidsrum, som afhænger af rørdiameteren. Ved prøvning med vand kan røret godkendes, hvis der efter prøvningsperioden ikke er synlige tegn på utætheder. Tæthedskravene til rørsamlingerne omtales i afsnit 2.2.3.

I dag er GT-rørene afløst af EURO-rør^e og ig-rør^f, og kravene i standarden er stort set afløst af betonrørproducenternes egne deklARATIONER. I de tekniske deklARATIONER er kravene til rørens styrke skærpet i forhold til kravene i DS 400.3.1, *EURO-rør* [10] og *DS 400.3.1* [5]. Ved overgangen fra GT-rørene til EURO- og ig-rørene valgte man at forøge godstykkelsen og dermed bæreevnen, *Ingwensen* [23]. For et ø300 EURO-rør er godstykkelsen forøget fra 44 mm til 53 mm, og bæreevnen er fra fabrikantens side angivet til 77 KN/m, *EURO-rør* [9], hvilket svarer til ca. 7800 kg/m. Et ø300 EURO-rør med en nyttelængde på 800 mm vil således have en bæreevne på ca. 6300 kg (ca. 62 kN).

Den kraftige forøgelse af kravene til betonrørens styrke betyder, at der i dag bliver produceret betonrør, som uden problemer kan klare både stor lægningsdybde og den til stadighed stigende trafiklast. Men samtidigt betyder det også, at der findes en del ældre betonafløbsrør, som bliver udsat for en trafik belastning, som de reelt ikke er dimensioneret til at kunne optage. Det er på den baggrund ikke overraskende, at der kan opstå revner og brud i de ældre betonafløbsrør.

2.1.2 RÅMATERIALER

Råmaterialernes kvalitet har afgørende betydning for betonafløbsrørens kvalitet, *Sægrov* [24]. Ved råmaterialer tænkes her på tilslag og cement. Hovedparten af de tilslagsmaterialer, der anvendes her i landet, udvindes af naturlige grusaflejringer, *Herholdt m. fl.* [3].

TILSLAG

Undersøgelser udført af *Eriksen* [8] af tilslagets betydning for beton til rør viser en klar sammenhæng mellem tilslagets kvalitet og den opnåede styrke. De vigtigste problemer med tilslaget gennem tiden har været: ugunstig gradering, ukontrollabelt vandindhold og tilslag som er "forurenede" med fremmedstoffer som f.eks. humus^g, *Sægrov* [24]. Humusurenheder lægger sig som en tynd hinde uden om de enkelte korn, og benyttes et sådan materiale som tilslag, vil humusstofferne kunne sinke eller forhindre cementens afbinding, *Herholdt m. fl.* [3].

I starten af dette århundrede var der utilstrækkelig kontrol med tilslagets kvalitet, hvilket har været en af årsagerne til den varierende betonrørskvalitet, som kunne registreres hos rørproducenterne i denne periode.

Ifølge *Ingwensen* [23] har betonproduktionen tidligere været yderst primitiv. Tilslagets egnethed blev bestemt af den erfarne betonstøber, som nulrede tilslaget mellem fingrene.

^d Betonafløbsrør med rulleringssamling.

^e Betonafløbsrør med løs glidering af gummi.

^f Betonafløbsrør med indstøbt glidering af gummi.

^g Humus opstår ved formuldning af organiske stoffer i de øverste jordlag. Dybereliggende sand- og grusaflejringer kan forurenede ved, at denne humus tilføres med regnvand.

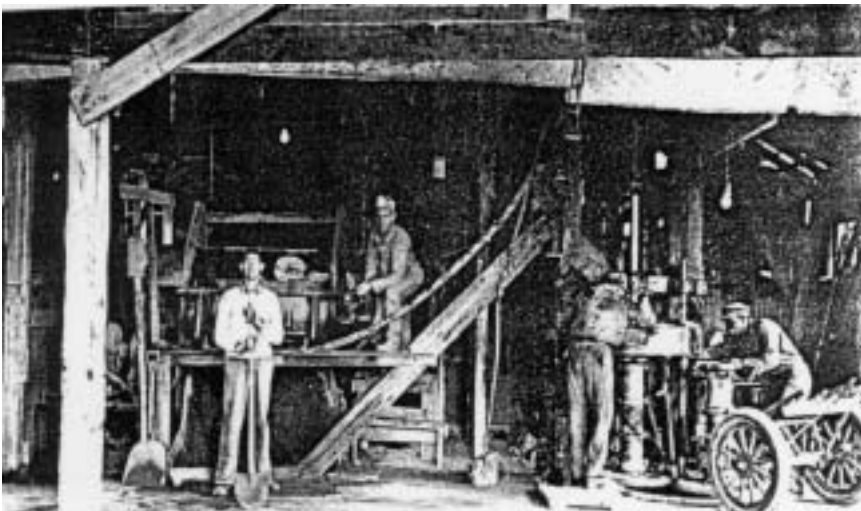
CEMENT

Efter århundredeskiftet skete der en markant udvikling inden for cementfremstillingen. Undersøgelser af cementens kemiske sammensætning muliggjorde en mere hensigtsmæssig sammensætning af silikater og aluminater, *Dansk Ingeniørforening* [4]. Samtidig skete der en teknisk udvikling, der muliggjorde en finere formaling af cementen. Dette var to faktorer, som havde stor indflydelse på cementens styrkeegenskaber. I perioden fra 1900 til 1940 blev 28 dages styrken for den normale portlandcement forøget mere end 2,5 gange, *Dansk Ingeniørforening* [4]. Siden da er der kun ændret ganske lidt ved cementens sammensætning og finhed.

Samtidigt viste det sig, at betonens egenskaber kunne påvirkes ved at tilføre betonblandingen nogle tilsætningsstoffer, såsom puzzolan og højovns slagter, *Dansk Ingeniørforening* [4]. Disse tilsætningsstoffer havde en positiv indflydelse på betonens materialeegenskaber, idet de bevirkede højere betonstyrke og en forøgelse af betonens tæthed. Brugen af tilsætningsstoffer er siden da videreudviklet, således at de i dag er en uundværlig del af betonfremstillingen.

2.1.3 UDSTYR OG STØBETEKNIK

Set i forhold til i dag var rørfremstillingen i starten af dette århundrede meget primitiv, *Hvorslev* [13]. Figur 2.2 viser et betonrørsstøberi i USA omkring århundredeskiftet.

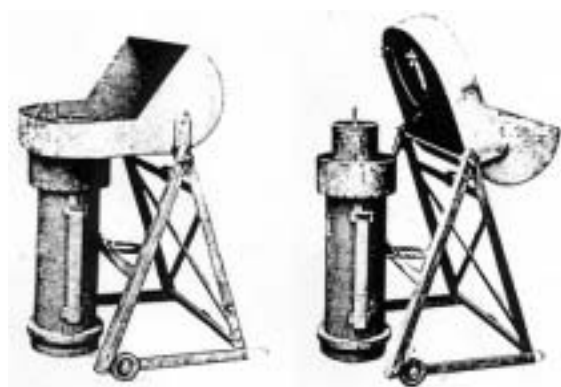


Figur 2.2 Betonrørsstøberi i USA fra ca. 1905, *Hvorslev* [13].

Ved fremstillingen af betonrør blev der i starten af dette århundrede brugt rørstampeforme, hvor stampningen ofte blev udført manuelt, *Pedershaab* [12]. Rørstampeformen er vist i figur 2.3. Selv om enkelte fabrikker havde blandemaskiner til hjælp ved betonfremstillingen, så blev betonen ofte blandet på gulvet af den enkelte rørstøber. En naturlig konsekvens af dette var betonblandinger med varierende vand/cement tal, varierende kornkurver og dermed varierende styrkeegenskaber. Den manuelle komprimering af betonen gjorde, at betonens tæthed til tider var meget svingende og kunne til tider variere inden for samme rør, *Dansk Ingeniørforening* [4].

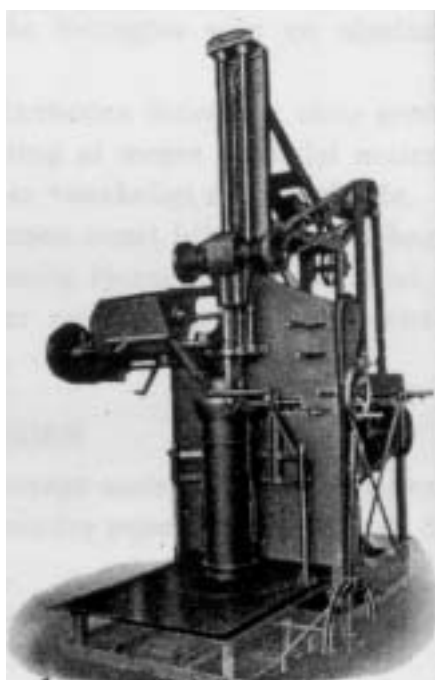
I *Ingeniøren nr.2* fra 1916 er der beskrevet to tilfælde, hvor betonrørsledningerne måtte udskiftes efter hhv. 1 år og 2 år i jorden pga. omfattende korrosion på betonrørens yderside. Ved begge tilfælde kunne man på betonrørens yderside tydeligt se, hvorledes betonens tæthed varierede over betonrørens længde. Rørens yderside var ”rillet”, fordi korrosionen var mest omfattende de steder, hvor betonen havde fået mindst stampning. *Poulsen* [20] skriver i *Ingeniøren* at:

...Tæringen var mest synlig paa de Steder, hvor Massen havde faaet mindst Stampning, og mange Steder var der Huller, som man kunde føre en flad Haand ind i, men Rørenes Kvalitet maatte ikke desto mindre anerkendes som havende været ganske ulastelig, da de nedlagdes.



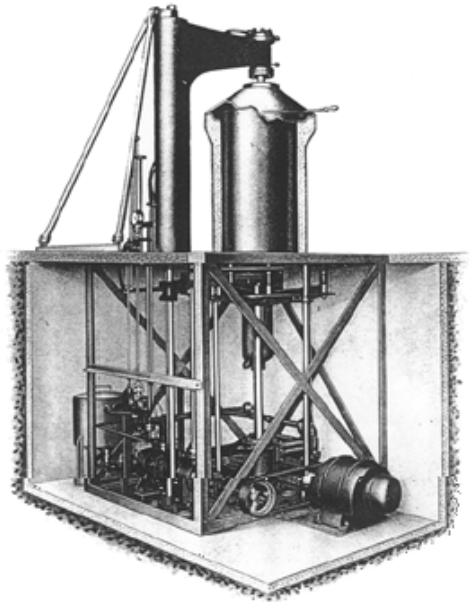
Figur 2.3 Rørstampeform fra 1920'erne. Formen består af en stålkerne, en oplukkelig yderform, et bord til ca. 4 skovle beton og nogle lange stave til at stampe betonen med, Pedershaab [12].

I takt med den industrielle udvikling i Danmark i 1920'erne og 30'erne skete der en øget mekanisering af betonrørproduktionen. Brugen af blandemaskiner i rørproduktionen blev mere almindeligt samtidig med, at fabrikanterne begyndte at bruge rørstampemaskiner til komprimering af betonen. Den manuelle stampning foregik dog stadig på hovedparten af fabrikkerne, *Hvorslev* [13]. Figur 2.4 viser en rørstampemaskine fra omkring 1940.



Figur 2.4 En Apollo Special Rørstampemaskine fra omkring 1940. Rørstampemaskinen blev produceret af Pedershaab Maskinfabrik, Dansk Ingeniørforening [4].

Med indførelsen af den første *Dansk Standard for betonrør* (DS 400) i 1941 og oprettelsen af Betonvarekontrollen blev der stillet større krav til betonrørens styrke og tæthed. Denne kvalitetsstramning medførte en øget mekanisering af rørproduktionen. I 1940'erne blev de første VIHY betonmaskiner lanceret af Pedershaab Maskinfabrik. "VI" for vibration og "HY" for hydraulisk tryk.



Figur 2.5 VIHY betonmaskine fra 1940'erne produceret af Pedershaab Maskinfabrik, Pedershaab [22]

VIHY betonmaskinerne gjorde brug af kernevibrationsprincippet. Støbeformens kerne vibrerede under påfyldningen af beton. Når formen var helt fyldt, blev en hydraulisk presse svinget hen over formen, og røret blev så, stadig under vibration, udsat for et kraftigt hydraulisk tryk. Indførelsen af VIHY maskinerne gjorde det muligt at fremstille tættere, stærkere og mere ensartede betonrør, *Hvorslev* [13] og *Pedershaab* [22]. I figur 2.5 er vist en VIHY betonmaskine fra 1940'erne.

I 60-70'erne skete der en stor mekanisering i rørproduktionen. Sand, sten, cement og vand blev automatisk doseret i betonblanderen, og transportbånd sørgede for transporten af betonen fra blandingsanlægget til støbeformen, *Hvorslev* [13]. Automatiseringen af blandeanlæggene resulterede i en mere ensartet beton, hvor variationen på f.eks. vand/cement tallet (v/c) var minimeret. Der var dog stadig mange mindre rørproducenter, hvor rørproduktionen var primitiv.

I dag bliver betonrørene produceret på moderne rørfabrikker med en høj grad af automatisering. En naturlig del af rørproduktionen er tæthedsprøvning af betonrørene på fabrikken. Denne tæthedsprøvning er en del af et kvalitetssikringssystem, der sikrer betonrør med god kvalitet. Alle fabrikkerne er overvåget af Betonvarekontrollen eller et certificeringsorgan. Opkøb, sammenlægninger og konkurrencen mellem de enkelte betonrørsproducenter har bevirket, at der i 1996 kun var 18 betonrørsproducenter, som var tilsluttet Betonvarekontrollen, hvor der i 1950'erne var omkring 300, *Betonvarekontrollen* [17].

Der er næppe nogen tvivl om, at betonrørene, som produceres i dag, er af betydelig bedre styrke- og tætheds mæssig kvalitet end rørene produceret i starten af dette århundrede. Men selv om kvaliteten af rørproduktionen var svingende i starten af dette århundrede, så blev der til tider produceret betonrør af udmærket kvalitet. Det er derfor svært at give nogle generelle retningslinier for betonrørens kvalitet på baggrund af deres alder. Risikoen for betonrør af dårlig kvalitet er dog generelt aftagende op gennem dette århundrede.

2.2 DESIGN OG LÆGNING AF BETONAFLØBSRØR

Betonafløbsrørens design og anlægsudførelsens kvalitet har stor betydning for afløbsledningernes levetid. Som følge heraf indeholder dette afsnit en historisk oversigt over anvendte betonrørdesign og samlingsmetoder op gennem dette århundrede. Afsnittet indeholder ydermere en kort historisk gennemgang dels af metoderne brugt ved anlægsudførelsen, og dels af normkravene til anlægsudførelsen.

2.2.1 DESIGN AF BETONAFLØBSRØR

Ved indføringen af *normer for betonrør* [19] i 1920 omtales 3 forskellige typer af rør: *Rør med spids bund, cirkulære rør med muffe og monierrør*^h. Rør med spids bund bliver i det følgende omtalt som spidsbundsror, mens rør med muffe bliver omtalt som mufferør. Spidsbundsror var i den ene ende forsynet med en indvendig fals og i den anden ende med en udvendig fals, *Norm for betonrør* [19]. Monierrørene havde derimod hverken muffe eller fals, idet de primært skulle anvendes til regnvand. Samlingen af de enkelte rørtyper er nærmere omtale i afsnit 2.2.2.

I 1920'erne blev spidsbundsror produceret med en indvendig diameter på 350 - 1000 mm og med en nyttelængde på 800 - 1000 mm, alt efter diameteren. Mufferørene kunne fås i noget mindre dimensioner. Mufferørens indvendige diameter kunne varieres mellem 100 og 600 mm og med en nyttelængde på 600 - 1000 mm, alt efter diameteren. På grund af armeringsnettene i monierrørene kunne de laves med noget mindre godstykkelse end de tilsvarende uarmerede betonrør. Derved blev monierrørene lettere og dermed nemmere at transportere og arbejde med. Monierrørene blev produceret med en indvendig diameter på 400 - 1000 mm og med en nyttelængde på 1000 mm, *Norm for betonrør* [19].

På nær nogle ændringer af rørdiameter og nyttelængder forblev sortimentet af færdigvare betonrør uforandret frem til 1960'erne, hvor opfindelsen af gummiringspakninger nødvendiggjorde nye design af spids- og muffeende. Da de nye gummiringssamlings tæthed afhang af gummimaterialets kompression i samlingerne, blev kravene til tolerancer på muffer og spids samtidigt skærpet. De nye samlingsmetoder er omtalt i afsnit 2.2.2. En af de nye betonrørstyper fik betegnelsen *Mufferør til rulleringspakninger*. Udviklingen af rulleringspakningerne betød tættere og mere fleksible samlinger, som samtidig var lettere at arbejde med end de traditionelle samlinger. Dette betød, at mufferørene til rulleringspakninger med tiden udkonkurrerede de gamle mufferør. Mufferør til rulleringspakninger kunne fra starten fås med indvendig diameter på mellem 100 og 1000 mm og med en nyttelængde på 1000 - 2000 mm, afhængig af diameteren, *Kloakering* [16]. Samtidig med de nye mufferør blev der indført *cirkulære falsrør med fod*, samt cirkulære betonrør som fik betegnelsen *landbrugsrør*. De cirkulære falsrør med fod blev produceret med en indvendig diameter på mellem 600 og 2000 mm og med en nyttelængde på 2000 mm, *Kloakering* [16]. Denne rørtype havde stor bæreevne, og var baseret på anvendelse i de tilfælde, hvor mufferørene var for svage. Landbrugsrørene var egentlig ikke en ny type af rør, men derimod en videreførelse af "de gode gamle rør", som blev produceret før udviklingen af gummiringssamlingerne, *Ingwersen* [23]. Landbrugsrørene kunne fås med eller uden fals og med en indvendig diameter på mellem 100 og 1500 mm. Rørene havde en nyttelængde på 1000 mm. Landbrugsrørene var svagere end mufferørene og samlingerne ofte utætte, hvorfor de primært blev brugt til simple afvandingsopgaver i ringe dybde, *Kloakering* [16].

Frem til i dag er der brugt betydelige ressourcer på udviklingen af komplette rørssystemer i færdigvarebeton. Der findes således i dag et stort udvalg af betonrør, brønde, grenrør, pasrør m.m.

^h Cirkulære betonafløbsrør, der er armeret med et eller to armeringsnet.

Ud over betonrørens længde har rørens udformning ikke ændret sig nævneværdigt fra starten af dette århundrede frem til i dag. Den største udvikling er sket inden for betons materialeegenskaber, betonrørsproduktionen og samlingsmetoderne.

2.2.2 SAMLING AF BETONAFLØBSRØR

Rørsamlingerne har gennem tiden undergået stor forandring. Fra århundredskiftet blev pakgarn, tjære, ler, cementmørtel og asfalt i mange år anvendt som samlingsmateriale, *Hvorslev* [14]. *Abrahamsen* [18] afholdt i 1943 et foredrag under titlen *Kloaknettets konstruktion og udførelse*. I dette foredrag gav han følgende beskrivelse af samlingen af mufferrør.

.....Mufferrørsledninger samles og tættes ved, at man om rørets spidsende lægger en tæppe af tjæret værk, hvorefter spidsenden skydes ind i muffen. Pakgarnet stemmes ind i muffens bund, således at rørene centreres. Herefter klimes muffen til med cementmørtel i blandingsforholdet 1:2 eller plastisk ler, der presses ind, så muffen fyldes fuldstændigt.

Som det kan fornemmes af ovenstående beskrivelse, så var udførelsen af rørsamlingerne en forholdsvis tidskrævende proces, som ikke altid gav den ønskede tæthed. Brugen af asfalt eller cementmørtel til tætning af samlingerne gjorde, at samlingerne blev stive, og var således ude af stand til at optage vinkeldrejninger. Hvis rørsamlingen blev udsat for en vinkeldrejning, ville der opstå revner i tætningsmaterialet, hvilket betød at samlingen med tiden blev utæt. Utæthederne i afløbsledningerne lod sig næsten ikke opdage. Ifølge *Bahl Andersen* [1] blev utæthederne først opdaget, når store dele af spildevandet forsvandt i afløbsledningen, eller når udvaskning af fyldmaterialet forårsagede sætninger af jordoverfladen.

Brugen af pakgarn og asfalt eller cementmørtel fortsatte frem til begyndelsen af 1960'erne, hvor gummipakninger (GT-rulleringe) blev indført, *Hvorslev* [14]. Indførelsen af gummipakninger var en stor forbedring af rørsamlingernes tæthed. Rørsamlingerne var nu i stand til at optage vinkeldrejninger og forskydninger, uden at der opstod utætheder. Samtidig blev det hurtigere og nemmere at udføre samlingerne. Desværre var der i 1960'erne så meget gang i byggeriet, at kvaliteten ofte blev tilsidesat til fordel for kvantiteten. Ifølge *Hvorslev* [14] har byggesjusket i 1960'erne sat sit præg på kvaliteten af udførelsen af rørsamlingerne fra denne periode.

Brugen af rulleringspakninger blev i 1980'erne afløst af fleksible ig- og EURO-glidepakninger. I ig-samlingen bliver glideringen indstøbt i betonrørets muffe, hvorved muligheden for fejlmontering af tætningsringene elimineres. I EURO-systemet bliver en gummiring monteret på spidsenden af røret. Gummiringen indeholder et glidemiddel, så rørene umiddelbart kan skubbes sammen, *Randrup og Faldager* [21].

Ud fra det ovenstående må det konkluderes, at der var/er betydelig større risiko for utætte samlinger i de afløbsledninger, hvor rørene er samlet med asfalt eller cementmørtel end ved samlinger med tætningsringe af gummi. En undtagelse kan være samlinger udført med gummiringe i 1960'erne, hvor der som nævnt ovenfor var en del byggesjusk. Der kan derfor forventes utætte samlinger i betonafløbsledninger, som er udført frem til slutningen af 1960'erne, hvor de stive samlinger udført med pakgarn og asfalt eller cementmørtel blev afløst af de mere fleksible rulleringspakninger.

2.2.3 NORMKRAV TIL SAMLING AF BETONAFLØBSRØR

De første normkrav til samlingerne i afløbsledninger blev indført med *Lægningsbestemmelser for afløbsledninger i jord* i 1967, som støttede sig til DS 421.1 *Normer for tætte samlinger i*

afløbsledninger i jord, 1. præfabrikerede dele af elastiske materialer. DS 421.1 satte krav til tætningsmaterialets sammentrykkelighed og samlingernes tæthed ved forskellige vinkeldrejninger, aksiale bevægelser og belastningssituationer. DS 421.1 blev i 1968 suppleret med DS 421.2 *Normer for tætte samlinger i afløbsledninger i jord, 2. rulleringspakninger af massivt gummi*, som satte krav til tætningsmaterialets egenskaber ved forskellige ydre påvirkninger.

2. udgave af DS 421.1 udkom i 1976 under titlen *Norm for tætte fleksible samlinger i afløbsledninger af beton mv. i jord*. Med 2. udgave af DS 421.1 blev funktionskravene til tætningsmaterialerne og prøvningsmetoderne nærmere præciseret. Samme år udkom 2. udgave af DS 421.2 under titlen *Rørledninger. Tætningsringe af gummi til vand- og afløbsledninger*.

I 1986 udkom 3. udgave af DS 421 under titlen *Norm for tætte fleksible samlinger i ledninger af beton mv.* Som en af de vigtigste ændringer blev der med 3. udgave opereret med tre samlingsklasser: høj, normal eller lav samlingsklasse. Tæthedskravene afhang af, hvilken samlingsklasse samlingerne tilhørte. En samling under høj samlingsklasse, skal således forblive tæt, når samlingen udsættes for vinkeldrejninger og såvel aksiale som tværaksiale forskydninger. En samling, som alene opfylder kravene til lav samlingsklasse, skal kun i mindre omfang optage tværaksiale forskydninger uden tab af tæthed.

Af de før omtalte samlinger, ig-, EURO- og GT-samlinger, er ig- og EURO-samlingerne deklareret under høj samlingsklasse, mens GT-samlingen er deklareret under lav samlingsklasse. Der findes ingen samlinger, som er deklareret i normal samlingsklasse. GT-samlingen er ikke så god som de to samlinger i høj samlingsklasse, idet den ikke tåler tværlast og aksialforskydning i samlingen, *Randrup og Faldager* [21].

Samlingernes udformning har stor betydning for afløbsledningernes tæthed. Det kan derfor virke uforståelig, at der først i 1967 blev indført normkrav til samlingernes tæthed under forskellige ydre påvirkninger. Indførelsen af tæthedskravene falder sammen med indførelsen af de fleksible gummiringssamlinger, så det kan hænge sammen med, at det først var på det tidspunkt, at det var muligt at lave samlinger, som også på længere sigt havde mulighed for at opfylde normens tæthedskrav.

2.2.4 LÆGNING AF BETONRØR

Anlægsudførelsen har afgørende betydning for afløbsledningers funktionsevne og tæthed. Ifølge en norsk undersøgelse fra 1973, refereret af *Bahl Andersen* [1], kan ca. 60 % af alle driftsforstyrrelser på afløbsledninger føres tilbage til mangler eller fejl ved selve anlægsudførelsen. Årsagen til den store procentdel af driftsforstyrrelser med udspring i anlægsudførelsen skal søges i de metoder og det udstyr, som er blevet brugt ved rørlægningen.

Ifølge *Bahl Andersen* [1] har kloakarbejde langt op i dette århundrede været betragtet med ringeagt, og de folk, som var "nødt" til at beskæftige sig dermed, blev meget tit rekrutteret fra de yderste restgrupper på arbejdsmarkedet, hvilket betød, at deres kvalifikationer ofte var mangelfulde. *Bahl Andersen* [1] nævner videre, at "kloakfaget" kun har en negativ tradition at se tilbage på, og at kloakfaget er et fag for ufaglærte. Den samme mangel på kvalifikationer kunne til tider også findes hos de projekterende og de tilsynsførende, fordi undervisning i kloakering ikke var forbundet med prestige. Figur 2.6 viser, hvorledes anlægsarbejdet blev udført i USA omkring 1913.



Figur 2.6 Udførelsen af en 36" beton-drænledning i Iowa, USA omkring 1913.

I 1940'erne blev en mængde kloakarbejder udført som beskæftigelsesforanstaltninger med henvist arbejdskraft, hvor nogle af afløbsledninger blev støbt på stedet. Udgravningen blev på dette tidspunkt i vid udstrækning stadig udført med håndkraft, så ledningsgraven var sjældent bredere end højst nødvendigt. Udgangspunktet for tilfyldningen og komprimeringen var derfor udmærket, men alligevel var komprimeringen til tider utilstrækkelig. Dette skyldes dels, at arbejdsfolk altid vil søge at slippe let fra tilfyldningen og dels, at bestemmelsen om, at der skal være én mand til at støde fylden for hver to mand, der fylder, var svært at få overholdt, *Abrahamsen* [18]. Den manuelle komprimering af fylden gjorde det ligeledes svært at opnå en god komprimering omkring afløbsrørene.

I midten af dette århundrede blev det mere almindeligt at udføre gravearbejdet vha. gravemaskiner, hvilket var både hurtigere og billigere end den manuelle opgravning. Brugen af gravemaskiner viste sig at være en stor ulempe i 1960'erne, hvor alt gik stærkt. Der var ikke altid tid til den manuelle færdiggørelse af ledningsgraven. I stedet blev alt gravearbejde udført med gravemaskine i et sådan tempo, at ledningsgravens bund blev bredere og mere ujævn end ved den manuelle færdiggørelse. Dette betød, at kvaliteten af betonafløbsledningernes understøtning til tider var mangelfuld. Den utilstrækkelige anlægsudførelse er hovedårsagen til, at mange betonafløbsledninger fra 1960'erne har det dårligt, *Faldager* [11].

I slutningen af 60'erne og i starten af 70'erne udkom der forskellige lægningsbestemmelser med bl.a. kontrolforskrifter, *Bahl Andersen* [1]. Der begyndte at blive stillet funktionskrav til afløbsledningerne, og samtidig blev det mere almindeligt at udføre TV-inspektion af de nylagte afløbsledninger, før de blev taget i brug. I 1970'erne var brugen af TV-inspektionen forholdsvis ny og kvaliteten var ikke altid lige god. Det var derfor langt fra alle fejl i anlægsudførelsen, som blev opdaget.

Der er delte meninger om, hvorfor det gik så galt i 1960'erne og i starten af 70'erne. I følge *Bahl Andersen* [1] så havde brugen af TV-inspektion en negativ indvirkning på tilsynet og kontrollen af anlægsudførelsen. Tilsynet blev til tider indskrænket til et minimum, idet der som erstatning henvistes til TV-inspektionen ved afleveringen. Derimod mener *Ingwersen* [23], at årsagen skal findes i det

enorme byggetempo, som prægede perioden, hvor det var svært for de tilsynsførende at opdage alle fejl.

Bahl Andersen [1] mener desuden, at størstedelen af de forekommende fejl kan skyldes manglende videnformidling af de erfaringer, som opnås under anvendelsen af de forskellige materialer og konstruktioner.

Selv om der stadig kan opstå fejl ved anlægsudførelsen, er kvaliteten i dag bedre. Der er mange årsager til den forbedrede kvalitet, men fælles for dem er, at de har udspring i fortidens fejl og mangler. Den maskinelle del af anlægsudførelsen er med tiden blevet væsentligt forbedret, ligesom kvalitetssikringssystemer opretholder et rimeligt opsyn under udførelsen.

2.2.5 NORMKRAV TIL RØRLÆGNINGEN

I perioden fra 1967 til 1973 udkom der tre udgaver af Dansk Ingeniørforenings *Lægningsbestemmelser for afløbsledninger af beton mv. i jord*. Lægningsbestemmelserne angav retningslinier for understøtning, samling og tæthedsprøvning af afløbsledningerne, samt for fyldning og komprimering omkring afløbsledningerne.

Lægningsbestemmelserne blev i 1976 afløst af 1. udgave af DS 437 *Norm for afløbsledninger af beton mv. i jord*. DS 437 indeholdt bestemmelser vedrørende alle anlægsudførelsens faser såsom behandling, transport, lagring, lægning, dimensionering og samling af betonrørene. Lægning og samling af beton afløbsrør blev præciseret i forhold til lægningsbestemmelserne.

2. udgave af DS 437 udkom i 1986 og var en ajourføring af normen, således at den blev i overensstemmelse med nye internationale og danske standarder på området og med den relevante tekniske udvikling, DS 437 [6]. Som noget nyt i forhold til 1. udgave indeholder 2. udgave funktionskrav, krav til projektindhold, indførelse af lægningsklasser, retningslinier for kontrol og indførelse af kontrolniveauer. De væsentligste forhold er afgjort indførelsen af lægningsklasser og kontrolniveauer. De enkelte kontrolniveauer indeholder en klar beskrivelse af, hvad der under anlægsudførelsen skal udføres kontrol med, og hvor tit den skal udføres. Hvilket er en klar kvalitetsforbedring i forhold til tidligere standarder. Derudover blev der i 2. udgave af DS 437 gjort opmærksom på problematikken omkring differenssætninger mellem beton afløbsledningerne og brøndene.

I tilknytning til DS 437 udkom DS 455 *Norm for tæthed af afløbssystemer i jord* i 1985. DS 455 indeholder krav til tæthed og tæthedskontrol af afløbssystemer. I normen bliver der opereret med forskellige tæthedsklasser alt efter afløbsledningernes funktion og forureningsrisiko. Derudover indeholder normen retningslinier for prøvningsmetoder, prøvningsfrekvens og tæthedskrav. Med hensyn til anlægsudførelsens kvalitet og beton afløbsledningernes tæthed var indførelsen af DS 455 et skridt i den rigtige retning.

Udgivelsen af den første af Dansk Ingeniørforenings Lægningsbestemmelser i 1967 havde stor betydning for anlægsudførelsens kvalitet, *Bahl Andersen* [1]. Før denne tid var der ingen officielle retningslinier for udførelsen af og kontrol med anlægsfasen. For beton afløbsledninger udført før slutningen af 1960'erne er der derfor en forøget risiko for brud på betonrørsledningerne og utætte samlinger forårsaget af fejl ved anlægsudførelsen.

2.3 OPSAMLING

Betonafløbsledningernes kvalitet har ændret sig meget gennem de sidste 100 år. Det er derfor ikke muligt at give en kort og enkel opsamling på denne historiske gennemgang af betonafløbsledningers kvalitet. Det er derfor valgt at opdele de sidste 100 års kvalitetsændrende begivenheder i 20 års intervaller.

1900-1920: Kvaliteten af råmaterialerne var yderst mangelfuld. Ofte blev materialernes egnethed vurderet af betonstøberen, ud fra deres konsistens. Rent støbeteknisk blev der brugt rørstampeforme, hvor komprimeringen blev foretaget manuelt med lange stave. Resultatet af denne form for støbeteknik blev betonrør med meget varierende styrke og tæthed. Det var i denne periode næsten ingen kvalitetskontrol i rørproduktionen. Samlet set blev der produceret betonrør, hvor kvaliteten svingede fra god til dårlig. I denne periode blev der brugt pakgarn og asfalt, cementmørtel eller plastisk ler som tætningsmateriale. Kvaliteten af de udførte samlinger var i bedste fald acceptable og i værste fald yderst kritisable. Udgravningen til afløbsledningerne blev udført manuelt, og var således et hårdt og tidskrævende arbejde. Kvaliteten af afløbsledninger anlagt i denne periode var meget svingende. Det er derfor ikke overraskende, at der i dag er problemer med afløbsledningerne fra starten af dette århundrede. Rørene fra denne periode ligger typisk i de gamle bykerner. Udover de ovennævnte kvalitetsmæssige problemer er betonrørene fra denne periode ikke dimensioneret til den bytrafik, som de udsættes for i dag. Man skal dog være opmærksom på, at selv om mange af rørene er revnet, så er de ofte "fuldt" funktionsdygtige, og behøver ikke nødvendigvis at blive udskiftet.

1920-1940: Der var i denne periode stadig problemer med råmaterialernes kvalitet. Kemiske analyser af cementen resulterede i en mere hensigtsmæssig cementsammensætning og dermed en forbedring af cementens styrkeegenskaber. Endvidere skete der en øget mekanisering af rørproduktionen. Ved flere fabrikker blev betonblandingen og komprimeringen foretaget med maskiner. Der var dog stadig mange mindre betonrørsproducenter, som benyttede manuel arbejdskraft til både blandingen og komprimeringen af betonen. Betonrørens kvalitet var således meget afhængig af produktionsstedet, og kunne derfor variere fra god til dårlig. I denne periode udkom den første norm for betonrør (1920), og der blev indført et kvalitetsmærke, som kunne bruges af rørfabrikanter, der ved prøvning kunne vise, at deres rør overholdt normens kvalitetskrav. Problemerne med rørsamlingerne og anlægsudførelsen var de samme som for perioden 1900-1920. Selv om der i denne periode var kvalitetsproblemer med rørsamlingerne og anlægsudførelserne, så findes der i dag afløbsledninger fra perioden, som pga. forbedringerne i rørproduktionen stadig er funktionsdygtige.

1940-1960: Men udgivelsen af 1. udgave af DS 400 og oprettelsen af Betonvarekontrollen i 1941, blev det nødvendigt for rørproducenterne at benytte råmaterialer af god kvalitet. Samtidig blev det mere almindeligt at benytte maskiner til blanding og støbning af beton. Især lanceringen af de første VIHY betonmaskiner i 1940'erne, gjorde det muligt at fremstille tættere, stærkere og mere ensartede betonrør. Den forbedrede støbeteknik og indførelsen af en ekstern kontrolordning betød, at betonrørene fik et kraftigt kvalitetsløft. Rørsamlingerne blev stadig udført med pakgarn og asfalt eller cementmørtel. Den stigende mekanisering satte i denne periode også sit præg på anlægsudførelsen, idet det blev mere almindeligt at benytte maskiner til udgravning af ledningsgraven og til komprimering af fylden. Brugen af maskiner i anlægsudførelsen var både tidsbesparende og højnende for kvaliteten. Samlet set er afløbsledningerne anlagt i denne periode af en rimelig god kvalitet, hvor der dog stadig kan være problemer med samlingernes tæthed.

1960-1980: Samlingernes tæthed blev i 1960'erne forbedret med indførelsen af rulleringspakninger af gummi. I denne periode var anlægsudførelsen i høj grad mekaniseret. Gravearbejde og komprimering af fylden blev udført af maskiner. Forudsætningen for en rimelig kvalitet i anlægsudførelsen var således til stede. Men 1960'erne var præget af byggesjusk og dårlig anlægsudførelse, hvilket er

hovedårsagen til, at nogle betonafløbsledninger anlagt i denne periode i dag har det meget dårligt. I 1970'erne blev kvaliteten af anlægsudførelsen forbedret, således at afløbsledninger anlagt i slutningen af denne periode er af god kvalitet.

1980-2000: Betonrørsproducenternes egne kvalitetssikringssystemer og tekniske deklARATIONER sikrer, at kvaliteten af råmaterialerne, støbeteknikkerne og rørproduktionen er god. Der er således ingen kvalitetsmæssige problemer med betonrørene, som produceres i denne periode. Brugen af rulle-ringspakninger blev i starten af denne periode afløst af fleksible glidepakninger, og samtidig blev der ved udgivelsen af 3. udgave af DS 421 indført forskellige samlingsklasser, som skærpede kravene til samlingernes tæthed ved forskellige ydre påvirkninger. Betonrørssamlinger er således i dag af høj tæthedsmæssig kvalitet. I 1986 blev der med 2. udgave af DS 437 anført retningslinier for kontrol af anlægsudførelsen og forskellige kontrolklasser. DS 437 sikrer således, sammen med kvalitets-sikringssystemer hos entreprenører og rådgivere, at der bliver ført et tilsyn, som højner kvaliteten af anlægsudførelsen. Betonafløbsledninger anlagt i denne periode burde således være af god kvalitet. Mange ledningsarbejder er udbudt i licitation, hvor billige løsninger til tider overhaler kvaliteten. Fejl og mangler på grund af dårlig anlægsudførelse kan derfor forekomme.

AFRUNDING

Betonrørens og anlægsarbejdets kvalitet er generelt blevet forbedret gennem de sidste 100 år, hvorfor det synes rimeligt at benytte afløbsledningens *alder* som en nøgleparameter ved vurdering af en betonafløbslednings nuværende tilstand og restlevetid.

KILDELISTE

- [1] Bahl Andersen, E. *Undersøgelse af afløbsanlæg i jord*. Byggeteknik, Teknologisk Institut. 1979.
- [2] Korrespondance med Inge Faldager, Centerleder på Rørcentret ved DTI, 1997.
- [3] Herholdt, Aage D., Justesen, Chr. F. P., Nepper-Christensen, P. og Nielsen, A., *Beton-Bogen*, Cementfabrikkernes tekniske Oplysningskontor, Aalborg Portland. 2 Udg., 1985.
- [4] Dansk Ingeniørforening. *Moderne betontechnik, Betontechnikens udvikling gennem de senere aar*. Foredrag og diskussioner, 1942.
- [5] DS 400.3.1, *Betonvarer, Afløbsrør, Krav*, 5. udgave, Dansk Standardiseringsråd, 1992.
- [6] DS 437. *Norm for lægning af stive ledninger af beton mv. i jord*. 2. udgave, Dansk Ingeniørforening, 1986
- [7] DS/EN 196-1, *Metoder til prøvning af cement, Del 1: Styrkebestemmelse*, 1. udgave, Dansk Standardiseringsråd, 1995.
- [8] Eriksen, C. B., *Undersøgelser av forhold som virker inn på betongrørs egenskaper*. Stavanger tekniske fagskole. Betongprøvestasjonen, 1983.
- [9] EURO-rør. Systembrochure. 4 udg. 1994.
- [10] EURO-rør, *Eurorør-deklARATIONER*, 1994.
- [11] Faldager, I. *Betonrør for eftertiden*. Videofilm produceret af Dansk Beton Industriforening.
- [12] Pedershaab Maskinfabrik, Hovedkatalog, 1934.
- [13] Hvorslev, S. B. Udkast til temablad 1. Afløbsfraktionen. Dansk Beton Industri.
- [14] Hvorslev, S. B. *Afløbsledningers korrosionsbestandighed*. Stads- og havneingeniøren nr. 1, 1996.
- [15] Kaarsholm, Sv. E., indlæg ved Betonvarekontrollens 50 års jubilæum, København, 1991.
- [16] *Kloakering*. Foredrag fra kurser i kloakering og spildevandsrensning, Dansk ingeniørforening. 1968.
- [17] Betonvarekontrollen, Medlemsfortegnelser lånt af Betonvarekontrollen, 1996.

- [18] Abrahamsen, C., *Moderne kloak teknik*, Foredrag i forbindelse med en række foredrag og diskussioner afholdt i dansk ingeniørforening, Dansk ingeniørforenings bygningsingeniør-gruppe. 1943
- [19] *Normer for betonrør*, Dansk ingeniørforening. 1920
- [20] Poulsen, A. *Betonrørs holdbarhed*. Artikel i *Ingeniøren* nr. 2, 1916.
- [21] Randrup, T. B. og Faldager, I., *Trærødder i afløbsledninger, Park- og Landskabsserien Nr. 14*, Miljø- og energiministeriet, 1997.
- [22] Pedershaab Maskinfabrik, Salgsmateriale fra Pedershaab Maskinfabrik A/S. Prospekt nr. 2390.
- [23] Samtale med John B. Ingwersen, Unicon Beton, Roskilde. 1997.
- [24] Sægrov, S., *Tilstand og tilstandsændring for betongavløbsledninger*. Doktor ingeniøravhandling, Norges Tekniske Høgskole, 1992.

Kapitel 3

GENNEMGANG AF METODER BRUGT VED BELASTNINGSBEREGNING

I det følgende gives en historisk gennemgang af de forskellige beregningsmetoder, som er blevet brugt i Danmark ved fastsættelse af belastningen på beton afløbsrør fra henholdsvis den overliggende jord og fra overfladelaster.

3.1 MEKANISK BELASTNING

De forudsætninger, man her i landet har anvendt ved beregning af ydre belastninger på rørledninger, har ændret sig gennem tiden.

Frem til starten af 1940'erne var fastsættelsen af de ydre belastninger domineret af grove tilnærmelser og erfaringer. Resultaterne af beregningerne var da heller ikke altid lige gode. I 1941 publicerede *Jørgensen* [7] en artikel i *Ingeniøren* under titlen *Ydre belastninger på rørledninger i jorden*. I denne publikation skriver han følgende om beregningsmetoderne frem til 1940.

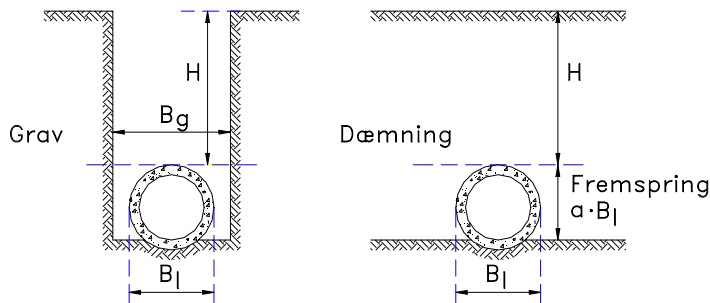
... Man har således antaget, at den lodrette belastning på en ledning nåede sit maximum ved en vis, forholdsvis ringe dybde, og man har i mange tilfælde ikke taget hensyn til de farlige påvirkninger, en ledning under en dæmning er udsat for. Det har også givet anledning til, at en del ledninger har fået skadelige revner, ja endog er brudt sammen.

Med baggrund i disse uheldige beregningsmetoder fremsatte *Jørgensen* [7] en fuldstændig teori for beregning af ydre belastninger på afløbsledninger. Denne teori var oprindeligt udviklet i slutningen af 1920'erne og i starten af 30'erne, *Marston* [8], *Schlick* [10] og *Spangler* [11].

Beregningerne tog udgangspunkt i ledningens placering, dvs. om ledningen var placeret i en grav eller en dæmning, figur 3.1.

Ud fra rørens stivhed, lægningsdybden og hensyntagen til fyldens sætning fremsatte *Marston* en fuldstændig teori, som var bekræftet og underbygget af en mængde stort anlagte laboratorie- og fuldskalaforsøg, *Jørgensen* [7]. Desværre var *Marston's* teori besværlig at bruge i praksis, idet en mængde fysiske egenskaber ved fylden skulle bestemmes. Dette skyldes, at de belastninger, der forårsages af eller overføres gennem fylden, varierede stærkt med fyldens fysiske egenskaber som f.eks. jordens vægtfylde, sammentrykkelighed, indre friktion m.v.. Brugen af teorien blev yderligere besværliggjort af, at fyldens fysiske egenskaber varierede stærkt med årstiden. *Marston's* teori sikrede dog, at de fundne belastninger var de absolut største, en ledning kan blive udsat for, *Jørgensen* [7].

Figur 3.1 Illustration af ledninger placeret i grav og under dæmning, Jørgensen [7].



Anson Marston's teori blev først rigtigt anvendelig i 1945 hvor *Jørgensen* og *Ingwensen* [6], på foranledning af udvalget for revision af Normer for Betonrør og Normer for Cementvarer, udarbejdede nogle kurver og tabeller, som kunne bruges ved bestemmelse af påvirkningerne på beton afløbsledninger.

Marston's teori blev brugt frem til midten af 1960'erne, hvor *Christensen* [1], på foranledning af Dansk Ingeniørforenings Permanente Udvalg vedrørende Betonvarer, opstillede et empirisk formelsæt med udgangspunkt i Marston's teori. Motiveringen for revidering af Marston's teori var, at den ikke behandlede rør nedlagt i usymmetrisk grav. I 1960'erne var det blevet mere almindeligt at anvende fællesgrav for separate regnvands- og spildevandsledninger. Brugen af Marston's teori på rør lagt i usymmetrisk grav havde på det tidspunkt resulteret i et antal uventede rørbrud, *Christensen* [1].

Som en sidegevinst viste *Christensen's* [1] forsøgsresultater, at den klassiske beregningsmåde i dæmningstilstand med lav fyldhøjde kunne give for små belastninger. Dette gjorde, at den empiriske beregningsprocedure blev udvidet til også at gælde rør på vandret bund. Derimod nåede *Christensen* [1] gennem sine undersøgelser frem til, at Marston's formel for rør i grav stadig var gyldig.

Med indførelsen af 1. udgave af DS 437, Norm for afløbsledninger af beton mv. i jord, fra 1976 blev der for første gang normangivet, hvorledes belastningen på afløbsledningerne skulle beregnes. Normen byggede på det grundlag, som *Christensen* havde tilvejebragt med sit arbejde i midten af 1960'erne.

Den vertikale (jord)belastning V_j (kN/m) fra fylden over røret bestemmes af, DS 437 [2]:

$$V_j = \lambda \cdot \gamma \cdot h \cdot B_l \quad (\text{kN/m})$$

hvor λ er en dimensionsløs belastningskoefficient, γ (kN/m³) er fyldens specifikke tyngde, h (m) er afstanden fra rørets overside til terræn, og B_l (m) er rørets ydre diameter. Bestemmelsen af λ blev angivet af *Christensen* [1]. Den aflastende virkning fra sidetrykket blev indregnet i den vertikale belastning, idet der tages hensyn til forskellen i belastningsfordelingerne.

$$V'_j = V_j \cdot \frac{f_v}{f_h} \quad (\text{kN/m})$$

hvor f_v og f_h er bærefaktorerne for henholdsvis vertikal og horisontal jordlast, og H (kN/m) er det horisontale tryk, DS 437 [2]. Bestemmelsen af H er beskrevet i *Christensen* [1].

Eventuelle ensformigt fordelte overfladebelastninger q (kN/m^2) blev ækvivaleret med en forøgelse af jorddækningen på q/γ .

Påvirkningen på røret fra eventuelle koncentrerede belastninger på terrænet over røret blev bestemt af, DS 437 [2]:

$$V_p' = V_p \cdot c_i \cdot c_k \quad (\text{kN/m})$$

hvor c_i og c_k er hhv. en stødkoefficient og en koncentrationsfaktor. V_p blev beregnet efter Boussinesq's teori for spændingsfordeling fra enkeltkræfter, idet den totale vertikale belastning blev bestemt som integralet af de vertikalspændinger, der virker over rørets horisontalprojektion i niveau med rørets top, DS 437 [2]. Derudover medregnes belastningerne fra vandfyldning af rør og rørens egenvægt. Understøtningsreaktionens bredde afhang i 1. udgave af DS 437 stadig af understøtningens kvalitet.

1. udgave af DS 437 blev i 1986 afløst af 2. udgave, Norm for lægning af stive ledninger af beton mv. i jord, DS 437 [3]. I 2. udgave benyttes stadig de samme beregningsmetoder som angivet i 1. udgave. De enkelte beregningsudtryk er dog blevet noget mere anvendelig, idet normen for nogle af beregningsparametrene angiver nogle standardværdier, hvis størrelse afhænger af lægningsklasse, gravens opbygning, understøtningsform mv.

Ved beregning af jordlasten angiver normen nogle værdier for λ , som kan bruges under det, normen kalder *ikke ekstreme lægningsforhold*. Den aflastende virkning fra sidetrykket bliver i 2. udgave indregnet i jordtrykskoefficienten.

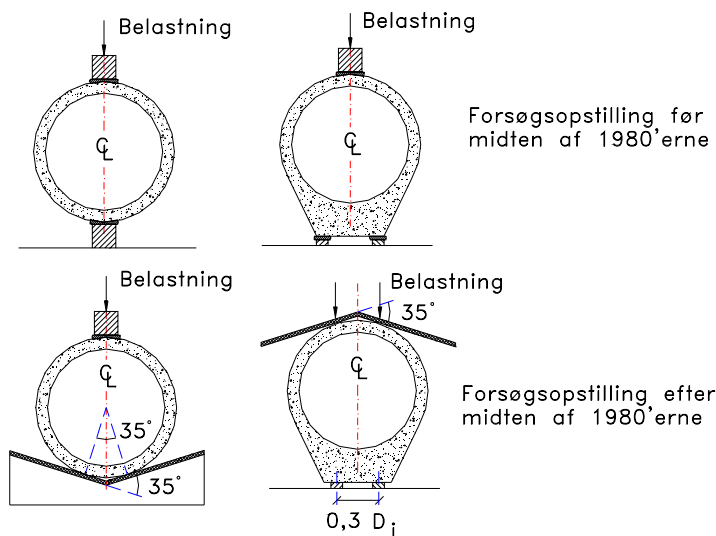
Beregningen af påvirkningen fra en ensformig fordelt overfladelast er ikke ændret, ligesom Boussinesq's teori for spændingsfordeling fra enkeltkræfter stadig danner grundlaget for beregning af belastningen fra koncentrerede overfladelaster, DS 437 [3]. Normen åbner dog op for muligheden for at beregne belastningen fra koncentrerede laster ved hjælp af en simpel trykfordeling gennem jorden på 1:2 (1 enhed ud, 2 enheder ned).

AFRUNDING

Som det fremgår af det foregående, er der en risiko for "dimensioneringsmæssige" problemer med betonafløbsrørene anlagt frem til midten af 1940'erne, samt med rørene anlagt i fællesgrav frem til midten af 1960'erne. Betonafløbsledninger anlagt senere er dimensioneret efter nogle formeludtryk, som er velfunderet og afprøvet gennem både laboratorie- og fuldskalaforsøg. Selv om afløbsledningerne fra starten har været "underdimensioneret", er det ikke nødvendigvis ensbetydende med, at afløbsledningerne i dag er for svage. I årene efter rørene er lagt i jorden fortsætter afbindingen af cementen, hvilket forøger betonrørens styrke mærkbart i forhold til rørens styrke på anlægstidspunktet.

3.2 BÆREEVNEBEREGNING

Betonafløbsrørens bæreevne kontrolleres ved brudbelastningsforsøg. Frem til midten af 1980'erne blev prøvebelastningen foretaget på den måde, at røret blev anbragt vandret og understøttet på en stiv understøtning langs den nederste frembringer, mens kraften blev påført som en jævnt fordelt liniebelastning langs den øverste frembringer. Opstillingen er vist i figur 3.2.



Figur 3.2 Forsøgsopstillingen blev brugt ved brudforsøg på betonrør før og efter midten af 1980'erne.

Problemet med forsøgsopstillingen var, at den for betonrør med fod, ikke fremkaldte det revnebillede som kunne forventes ud fra teoretiske betragtninger, *Ingwersen* [4]. Ifølge *Ingwersen* [4] og [9] skyldes denne uoverensstemmelse mellem det forventede og det faktiske revnebillede spændinger forårsaget af rørets egenvægt. Problemerne var ikke så markante for cirkulære rør. Undersøgelser viste, at det teoretisk set rigtige revnebillede kunne opnås ved at påføre belastningen over to frembringere i stedet for én frembringer, *Ingwersen* [4]. Undersøgelserne bevirkede, at forsøgsopstillingen ved brudbelastning af betonrør blev ændret i midten af 1980'erne, således at belastningen nu overføres over hhv. én eller to frembringere parallelt med rørets længdeakse ved hhv. cirkulære rør og rør med fod.

Som det fremgår af afsnit 3.1, sker påvirkningen på betonrørene lagt i jord på en noget anden måde. Prøvebelastningen kan derfor ikke uden videre lægges til grund for rørens bæreevne ved den færdige betonafløbsledning. Prøvebelastningen og betonrørets bæreevne ved den færdige afløbsledning gøres sammenlignelig vha. en *bærefaktor*. Bærefaktoren defineres som forholdet mellem brudbelastningen ved de i den givne udlægning eksisterende belastnings- og reaktionsfordelinger, og prøvebelastningen.

Bærefaktoren kan beregnes ad teoretisk vej, idet man for en fastsat brudspænding beregner den lodrette prøvebelastning og den lodrette anvendelsesbelastning efter de fra statikken kendte formler og formlerne givet i afsnit 3.1.

Frem til starten af 1980'erne blev beregningerne baseret på den lineærelastiske brudteori, som var enkel at opstille, og blev benyttet internationalt, *Ingwersen* [5]. Den lineærelastiske brudteori kunne dog ikke forklare de konstaterede forskelle i styrker mellem geometrisk ensformede rør af forskellig størrelse. I starten af 1980'erne begyndte man derfor at bruge en brudmekanisk model, som gav god overensstemmelse mellem teori og praksis, *Ingwersen* [5]. Overgangen fra den elasticitetsteoretiske til den brudmekaniske beregningsmetode betød, at bæreevnen for spidsbundet betonrør med fod måtte nedskrives med ca. 30 %, *Ingwersen* [9].

AFRUNDING

Betonrørene med fod lagt før starten af 1980'erne havde i virkeligheden en bæreevne, som var mindre end den beregnede. Dette forhold kan i teorien give bæreevneproblemer på afløbsledninger, som er lagt i stor dybde. Men idet afbindingen af cementen fortsætter i årene efter anlægstidspunktet, og

dermed forøger betonrørens styrke betydeligt, vil langt de fleste af disse afløbsledninger ikke opleve bæreevneproblemer.

3.3 OPSAMLING

Frem til 1945 var fastsættelsen af den mekaniske belastning på betonafløbsledningerne domineret af grove tilnærmelser og erfaringer. Risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder anses derfor for at være relativt stor i denne periode. Beregningsmetoderne anvendt på hhv. *rør i grav* og *rør under dæmning* var i perioden efter 1945 solidt funderet i både laboratorie- og fuldskaleforsøg udført af *Marston* [8] i slutningen af 1920'erne og 1930'erne. Risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder må derfor anses for at være betydeligt mindre i perioden 1945-1960 end i perioden før 1945. *Marston's* teori tog dog ikke højde for rør lagt i usymmetrisk grav, hvorfor risikoen er større her end ved de 2 andre lægningstyper. *Christensen* [1] viste i 1960'erne, at *Marston's* teori ved dæmningstilstand med små fyldhøjder, kunne give for små belastninger. Efter 1960 anses risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder for at være begrænset.

Hvis en afløbsledning er underdimensioneret kan trafiklast og andre overfladelaster forårsage revner og brud på ledningen, hvilket på sigt kan give store funktionsmæssige problemer. En underdimensionering kan, jf. det ovenstående, være et direkte resultat af de anvendte beregningsmetoder. Afsnit 3.1 viser således klart, at metoderne brugt ved beregning af den mekaniske belastning må betegnes som betydelige ved vurdering af betonafløbsledningernes restlevetid.

Betonrørene med fod lagt før starten af 1980'erne havde i virkeligheden en bæreevne, som var mindre end den beregnede. Men pga. den fortsatte afbinding af cementen i årene efter produktionstidspunktet, og den dermed forøgede styrke, vurderes det, at overvurderingen af betonrørens bæreevne kun har en begrænset betydning ved en vurdering af betonafløbsledningernes restlevetid.

KILDELISTE

- [1] Christensen, N. H., *Belastningen på stive rørledninger i symmetrisk og usymmetrisk grav*, Ingeniøren Nr. 22, 1965.
- [2] DS 437, *Norm for afløbsledninger af beton mv. i jord*, 1. udgave, Dansk Ingeniørforening, 1976.
- [3] DS 437, *Norm for lægning af stive ledninger af beton mv. i jord*, 2. udgave, Dansk ingeniørforening, 1986
- [4] Ingwersen, J. B., *Statische Berechnung von unbewehrten Betonrohren mit Fuß auf Grund einer neuer Bruchtheorie*, Betonwerk + Fertigteil-Technik, Heft 4/82, 1982.
- [5] Ingwersen, J. B., *Beregning af betonrør efter brudmekanisk model*. Tidsskrift og år ukendt.
- [6] Jørgensen, F. og Ingwersen, Johs., *Beregning af bæreevnen for rørledninger i jorden*, Artikel i Ingeniøren nr. 38, 1945.
- [7] Jørgensen, F., *Ydre belastninger på rørledninger i jorden*, Artikel i Ingeniøren nr. 8, 1941.
- [8] Marston, A., *The theory of external loads on closed conduits in the light of the latest experiments*, Iowa State College, Bulletin No. 96, 1930.
- [9] Samtale med John B. Ingwersen, Unicon Beton, Roskilde. 1997.
- [10] Schlick, W. J., *Loads on pipes in wide ditches*, Iowa State College, Bulletin No. 108, 1932.
- [11] Spangler, M. G., *The supporting strength of rigid pipe culverts*, Iowa State College, Bulletin No. 112, 1933.

Kapitel 4

KORTLÆGNING AF FYSISKE OG KEMISKE NEDBRYDNINGSMEKANISMER

Den fysiske og kemiske belastning af betonafløbsrør, der gennemstrømmes af spildevand, er unik. Det er derfor ikke muligt på simpel vis at overføre eksisterende erfaringer om betonens holdbarhed i anlægs- og bygningskonstruktioner til spildevandsbelastede betonrør i afløbssystemer. Nærværende kapitel indeholder en gennemgang af betonens hydratiseringsforløb, betonstrukturen samt de forskellige fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer. Nedbrydningsmekanismerne sammenholdes i kapitel 5 med spildevandets sammensætning, hvorefter der udvælges nøgleparametre, som vurderes betydningsfulde for betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.

4.1 BETONSAMMENSÆTNING OG MODSTANDSDYGTIGHED

Betonen består af en blanding af cement, vand, tilslag og evt. nogle tilsætningsstoffer. Cementgelen dannes ved cementpartiklernes reaktion med vand og udgør bindemidlet mellem sand- og stenpartiklerne.

4.1.1 HYDRATISERING

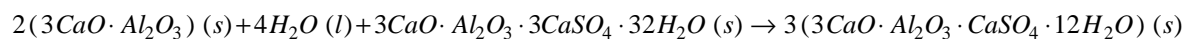
Reaktionen mellem cement og vand starter med, at ioner frigøres fra cementkornenes overflade, og danner en overmættet opløsning, hvorfra reaktionsprodukterne udfældes som krystaller. Hydratiseringsprodukterne dannes især på og i umiddelbar nærhed af cementkornene, hvorfor de efterhånden vil afbryde den direkte kontakt mellem vand og uhydratiseret cement. Reaktionen tvinges derfor til at skifte karakter, idet den kun kan videreføres ved, at vandmolekylerne diffunderer gennem skorpen af hydratiseringsprodukter, og reagerer med cementen inden for den først dannede ydre skal. Ifølge *Herholdt m. fl.* [1] medfører dette, dels at reaktionerne forløber stadig langsommere, eventuelt at de helt går i stå, inden cementen er opbrugt, dels at hydratiseringsprodukterne får en anden form end de først dannede. Det langsomme hydratiseringsforløb bevirker, at betonen bliver ved med at danne hydratiseringsprodukter og dermed forøge betonens styrke og tæthed i mange år efter støbningen.

Cementens hovedbestanddele er klinkerminerale: Tricalciumsilikat C_3S^i , dicalciumsilikat C_2S , tricalciumaluminat C_3A og tetracalciumaluminatferit C_4AF . Ved cementens reaktion med vand omdannes klinkerminerale til nye komplekse forbindelser, blandt hvilke de vigtigste er en serie calciumsilikathydrater. Ifølge *Herholdt m. fl.* [1] bidrager de Al-holdige klinkermineralers reaktionsprodukter ikke væsentligt til cementpastaens slutstyrke, men har betydning for afbindingen, idet deres reaktion med vand forløber meget hurtigt.

ⁱ Forkortelser i overensstemmelse med sædvanlig cementkemisk praksis: C=CaO; S=SiO₂; F=Fe₂O₃; \bar{S} =SO₃; H=H₂O

Calciumsilikathydrater udgør op til 50-60 % af faststofvoluminet i den færdighydratiserede cementpasta, *Kumar Mehta* [16]. Calciumsilikathydraterne bliver hovedsagelig dannet ved klinkemineralerne C_3S og C_2S 's reaktion med vand. Sammensætningen af calciumsilikathydrat-gelen ændrer sig under hydratiseringsforløbet og varierer også med vand/cement forholdet (v/c forhold), cementtypen og hærdetemperaturen, *Lea* [18]. Det er derfor hensigtsmæssigt at betegne hydratiseringsprodukterne som CSH-gel uden at angive nogen sammensætning. Ved reaktionen mellem de calciumsilikatholdige klinkerminerale og vand bliver der ifølge *Kumar Mehta* [16], ud over CSH-gelen, dannet calciumhydroxid, $Ca(OH)_2$. I den færdighydratiserede cementpasta udgør calciumhydroxiden 20-25 % af faststofvoluminet.

Adskillige calciumaluminater kan forekomme i $CaO-Al_2O_3$ systemet. Af de forskellige calciumaluminatminerale udgør C_3A hoveddelen. Reaktionen mellem C_3A og vand sker nærmest momentant, hvilket i de fleste tilfælde er uønsket. Cementen tilsættes derfor rågips, der virker som afbindingsforsinker, *Herholdt m. fl.* [1] og *Nygaard m. fl.* [22]. Den umiddelbare reaktionen mellem C_3A og rågipsen resulterer i nålelignende krystaller af calciumsulfoaluminathydrat bedre kendt som ettringit ($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO_4 \cdot 32H_2O$), *Kumar Mehta* [16]. Når sulfat-ionerne (rågipsen) er opbrugt, vil der ved den videre hydratisering af C_3A ske en omdannelse af ettringit til det mindre voluminøse monosulfat ($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot CaSO_4 \cdot 12H_2O$).



Ved omdannelsen af ettringit til monosulfat ændres systemets volumen fra ca. 975 cm^3 pr. mol reaktion til ca. 958 cm^3 .^j

Den resterende del af C_3A klinkemineralerne reagerer med vand og danner forskellige former for calciumaluminathydrater, *Soroka* [26]. Calciumsulfoaluminathydraterne udgør 25-20 % af systemets faststofvolumen i den færdighydratiserede cementpasta.

Reaktionsmekanismen for C_4AF er den dårligst undersøgte af samtlige. Dette hænger sammen med, at der dels ikke er tale om et enkelt klinkermineral, men om en række stoffer, hvis gennemsnitlige sammensætning er C_4AF , og dels at disse udgør en beskeden del af bindemiddelfasen. Det bliver dog almindeligvis antaget, at C_4AF ved reaktion med calciumhydroxid og vand danner calciumaluminathydrater og calciumferrithydrater.

4.1.2 BETONENS PORESTRUKTUR

Udover de ovennævnte faststofpartikler indeholder den hydratiserede cementpasta hulrum, som har afgørende betydning for betonens egenskaber. De forskellige typer af hulrum, deres størrelse og betydning for betonens egenskaber vil blive beskrevet i det følgende.

GELPORER

Undersøgelser udført af *Feldman* og *Sereda* [8] angiver, at gelporerne størrelse kan variere fra 5 til 25 \AA^k . Disse hulrum er for små til at have indflydelse på betonens permeabilitet, *Kumar Mehta* [16].

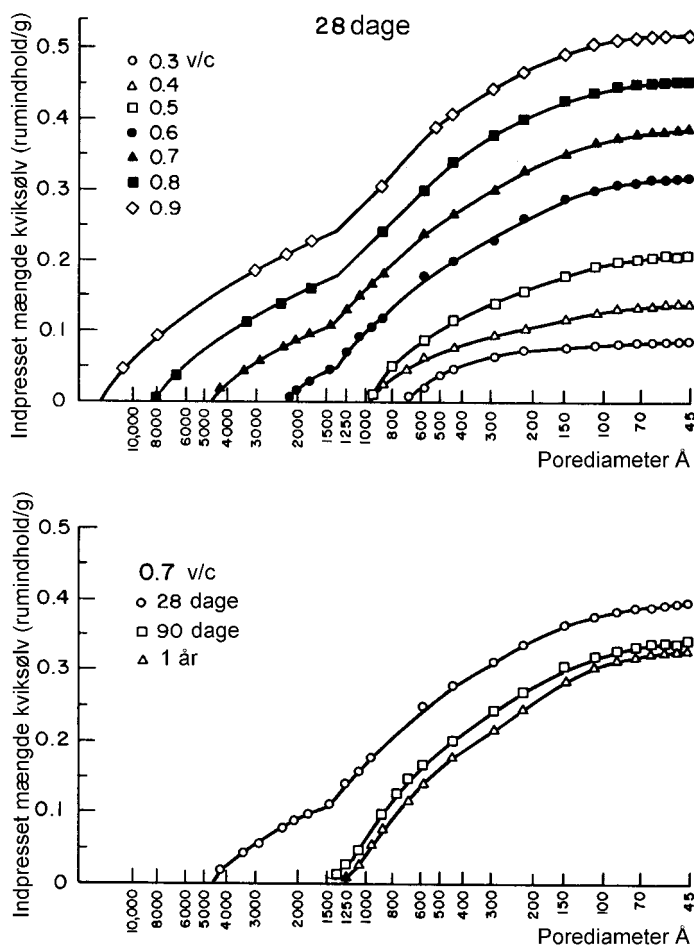
^j Ved reaktionen er komponenternes faser angivet: (s) = fast, (aq) = opløsning, (l) = flydende og (g) = gasfase.

^k Længdeenheden Ångstrøm, $1 \text{ \AA} = 10^{-10} \text{ m}$

KAPILLARPORER

Kapillarporerne har deres oprindelse i den del af det oprindelige volumen, som ikke bliver udfyldt med cementgel, *Herholdt m. fl.* [1]. Voluminet bestående af uhydratiseret cement og vand bliver, under hydratiseringsprocessen, fyldt mere og mere op med hydratiseringsprodukter. Mængden og størrelsen af kapillarporerne afhænger af den oprindelige afstand mellem cementpartiklerne i den friske cementpasta (dvs. v/c forholdet) og hydratiseringsgraden.

I en velhydratiseret cementpasta med lavt v/c forhold kan kapillarporerne variere fra 10 til 50 nm¹, hvorimod de i en cementpasta med højt v/c forhold og i starten af hydratiseringsforløbet kan være op til 3000-5000 nm. Eksempler på porestørrelsesfordelinger som funktion af forskellige v/c-tal og hydratiseringsgrader er vist i figur 4.1, *Kumar Mehta* [16].



Figur 4.1 Porestørrelsesfordelinger i hydratiseret cementpasta. Kurverne viser v/c forholdets og alderens effekt på porenes størrelse og fordeling. Fordelingerne er fundet ved kviksølvporosimetri, *Kumar Mehta* [16].

Ifølge *Kumar Mehta* [16] antages kapillarporer større end 50 nm (500 Å) at have en skadelig virkning på betonens tæthed og dermed styrke, hvorimod kapillarporer mindre end 50 nm antages at være af større betydning for udtørringssvind og krybning.

¹ 1 nm = 10⁻⁹ m.

MAKROPORER

Til makroporer hører luftporer og grove hulrum opstået f.eks. på grund af utilstrækkelig bearbejdning. Luft kan under blandingen af betonen blive fanget i cementpastaen. Disse luftporer kan blive så store som 2-3 mm, hvilket betyder, at de kan have en betydelig effekt på betonens tæthed og styrke. Ved støbning af betonrør benyttes tørbeton, som er mere viskos end traditionel beton. Den højere viskositet nedsætter betonens bearbejdelse, hvorfor risikoen for luftporer er større end for traditionel beton. Dog er vibrationen af betonen med udbredelsen af betonmaskiner med kernevibration i 1940'erne (se afsnit 2.1.3) blevet meget effektiv, hvilket reducerer betonens luftindhold. Ved tørbetonproducerede produkter som betonrør vil en vis andel af makroporerne have form af kontinuerlige makroporer. Kontinuerlige makroporer er et sammenhængende system med adgang til betonrørets overflade. Normalt udgør porøsiteten pga. kontinuerlige makroporer ca. 0,5 volumen-%, *Smeplass m. fl.* [25].

OVERGANGSZONE MELLEM TILSLAG OG HYDRATISERET CEMENTPASTA

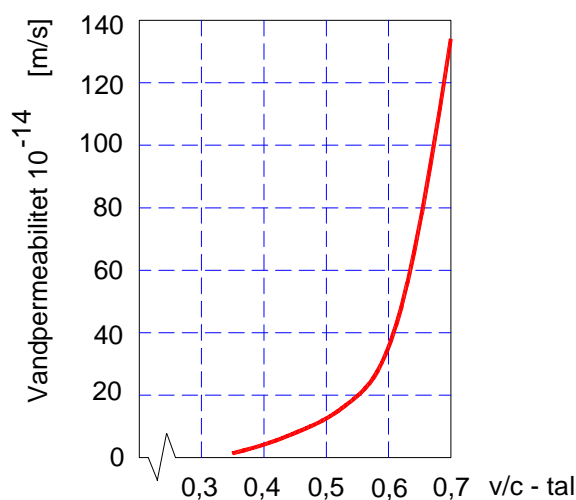
I den nykomprimerede beton vil der dannes en film af vand omkring de større tilslagspartikler, *Maso* [19]. Dette betyder, at v/c forholdet er større tæt ved tilslagspartiklerne end i den øvrige cementpasta. Det højere v/c forhold betyder, at de ettringit- og calciumhydroxidkrystaller, som i starten af hydratiseringsforløbet dannes tæt ved tilslagspartiklerne, består af relative lange krystaller, hvorved der dannes en mere porøs struktur sammenlignet med den øvrige cementpasta. Senere i hydratiseringsprocessen vil calciumsilikathydrater og mindre krystaller af ettringit og calciumhydroxid begynde at udfylde de hulrum, som blev dannet af de lange ettringit- og calciumhydroxidkrystaller, *Maso* [19]. Porøsitet vil dog stadig være større tæt ved tilslagspartiklerne end i den øvrige cementpasta.

Tilstedeværelsen af mikrorevner i overgangszonen mellem tilslagspartikler og den hydratiserede cementpasta er ifølge *Kumar Mehta* [16] hovedårsagen til, at beton er mere permeabel end den tilsvarende hydratiserede cementpasta. Problemerne med den mere permeable overgangszone er tæt knyttet til størrelsen og graderingen af tilslagspartiklerne.

4.1.3 BETONENS HOLDBARHED

Betonens holdbarhed er relateret til dens funktionsdygtighed under givne ydre påvirkninger. Nogle af de kemiske produkter, som dannes under hydratiseringen, er letnedbrydelige. Som eksempel kan nævnes, at en reduktion af porevæskens $\text{Ca}(\text{OH})_2$ indhold ved udludning vil medføre en nedbrydning af $\text{Ca}(\text{OH})_2$ i fast form, hvilket bl.a. vil forøge betonens porøsitet og på sigt betonens permeabilitet. De forskellige nedbrydningsmekanismer er nærmere beskrevet i afsnit 4.2.

Betonens permeabilitet er en afgørende faktor ved vurdering af betonens holdbarhed. Hvis betonen har en lav permeabilitet, vil nedbrydningen af betonens bindemiddelfase primært være begrænset til betonrørens overflade, og vil derfor i mange tilfælde være uden betydning, *Hvorslev* [11]. Betonens permeabilitet er direkte afhængig af størrelsen og fordelingen af porer, og er således bestemt af komprimeringen og hydratiseringsforløbet. Som beskrevet i afsnit 4.1.1 vil hulrum mellem cementpartiklerne og tilslaget under hydratiseringen gradvist blive fyldt op med hydratiseringsprodukterne. Permeabiliteten vil derfor, som vist i figur 4.1, aftage med aftagende v/c forhold og stigende hydratiseringsgrad. Vandpermeabiliteten er i figur 4.2 vist som funktion af betonens v/c forhold under forudsætning af samme hydratiseringsgrad. Med tiden vil porevolumiet blive reduceret til et niveau, hvor væsketransporten mellem de enkelte porer bliver vanskelig. I en fuldt hydratiseret cementpasta kan permeabiliteten være af størrelsesordenen 10^6 mindre end i en ung cementpasta, *Kumar Mehta* [16].



Figur 4.2 Betonens vandpermeabilitet ved forskellige v/c-tal, Hvorslev [11]. Normal v/c-tal for betonrør er omkring 0,4

PÅVIRKNINGSGRADER

Det er ikke alle ydre påvirkninger, som er lige farlige for betonrørene. Det er derfor vurderet hensigtsmæssigt at indføre forskellige påvirkningsgrader. Tabel 4.1 angiver nogle vejledende værdier for væskers og jords påvirkning af betonrør. Værdierne er fastsat ud fra forsøg og erfaringer, og anvendes i de fleste europæiske lande. Værdierne er bl.a. angivet af CEMBUREAU [5] og i den tyske norm DIN 4030 [7]. Påvirkningsgraderne er gældende for en velkomprimeret beton med et v/c-tal på 0,35-0,40. De angivne påvirkningsgrader fås ved en 50 års kontinuerlig påvirkning af spildevand, grundvand og jord med de viste pH-værdier og koncentrationer, Hvorslev [11]. Såfremt påvirkningerne er periodiske, accepteres påvirkninger, som overskrider værdierne angivet i tabel 4.1.

Tabel 4.1 Vejledende værdier for væskers og jords påvirkning af betonrør, Hvorslev [11].

	Påvirkningsgrad				
	Ingen angreb	Svagt angreb	Moderat angreb	Stærkt angreb	Meget stærkt angreb
pH-værdi (vand)	>6,5	6,5 - 5,5	5,5 - 4,5	4,5 - 4,0	<4,0
Aggressivt kulsyre ^m (CO ₂) mg/l (vand)	<15	15 - 30	30 - 60	60 - 100	>100
Ammonium (NH ₄ ⁺) mg/l (vand)	<15	15 - 30	30 - 60	60 - 100	>100
Magnesium (Mg ²⁺) mg/l (vand)	<100	100 - 300	300 - 1500	1500 - 3000	>3000
Sulfat (SO ₄ ²⁻) mg/l (vand)	<200	200 - 600	600 - 3000	3000 - 6000	>6000
Sulfat (SO ₄ ²⁻) mg/kg lufttørret jord	<2000	2000 - 6000	6000 - 12000	>12000	-

Hvis der er to eller flere værdier, som er nær den øvre grænse af en påvirkningsgrad, skal påvirkningsgraden forøges til næste niveau (f.eks. fra svagt angreb til moderat angreb), CEMBUREAU [5].

^m Spildevandets indhold af fri CO₂ minus CO₂ indholdet svarende til ligevægt i reaktion 4.2.2.

SPILDEVAND

Almindelig husspildevand har normalt et begrænset indhold af betonedbrydende syre og salte og forårsager derfor ingen korrosion i betonafløbsledningerne, *Schmidt m. fl.* [24]. Norske målinger viser, at vandets pH ved almindelig husspildevand ligger omkring 7, *Sægrov* [27]. Påvirkningsgraden for almindelig husspildevand bliver derfor normalt sat til *ingen angreb*. Spildevandets sammensætning er nærmere behandlet i kapitel 5.

Sammensætningen af industrispildevand afhænger af, hvilke typer industrivirksomheder der er tilknyttet den pågældende afløbsledning. Kommunerne fastlægger dog normalt nogle øvre grænser spildevandets pH-værdi og koncentrationen af en lang række kemiske stoffer. Eksempelvis stilles der ofte krav om, at industrispildevand skal have en pH-værdi højere end 6,5, hvilket svarer til *ingen angreb*, *Hvorslev* [11], samt at sulfat- og kloridindhold ikke må overstige hhv. 500 mg/l og 1000 mg/l. Hvis koncentrationerne af sulfat og klorid holdes under disse grænseværdier, har de ingen betydning for afløbsledningernes holdbarhed, *Miljøstyrelsen* [30]. Det kan ikke undgås, at der til tider sker uheld, hvor der bliver udledt spildevand med en lavere pH-værdi eller med et større indhold af de nævnte stoffer. Kortvarige påvirkninger har dog ingen indflydelse på betonrørens holdbarhed, *Schmidt m. fl.* [24] og *Grube og Neck* [9].

Det er først, når der over en længere periode bliver udledt spildevand med lav pH-værdi, at der opstår holdbarhedsmæssige problemer. *Grube og Neck* [9] beskriver et tilfælde, hvor der på 6 år var forsvundet ca. 60 mm af godstykkelsen på en afløbsledning. Undersøgelserne viste, at der over de 6 år kontinuerligt var blevet udledt spildevand med en pH-værdi på 1-2. I figur 4.3 er vist et eksempel på konsekvensen af forkert styring af en syreneutraliseringsproces på en virksomhed. På den pågældende afløbsledning var bundløbet stærkt korroderet.



Figur 4.3 Eksempel på et ca. 10 år gammelt afløbsrør, som har været udsat for spildevand med meget lav pH-værdi

Undersøgelser foretaget af Miljøstyrelsen i starten af 1990'erne viste, at ca. 9 % af afløbsledningerne i de danske kommuner havde korrosionsproblemer, *Larsen m. fl.* [17]. Tilsvarende norske undersøgelser udført for *Norges Betongindustriforbund* [21] i 1970'erne viste, at i 6,5 % tilfældene blev problemer med korrosion angivet som årsagen til rørbrud. Det kan her nævnes, at i hele 31 % tilfældene blev brudårsagen tillagt forkert anlægsudførelse.

4.2 NEDBRYDNINGSMEKANISMER

I en færdighydratiseret cementpasta vil den faste fase eksistere i kemisk ligevægt med porevand med en høj pH-værdi. Cementpastaens faste fase består hovedsagelig af relativt tungtopløselige komponenter af calciumsilikathydrater og calciumsulfoaluminathydrater samt letopløseligt calciumhydroxid. Cementpastaens komponenter kan bringes i en tilstand med kemisk uligevægt, hvis den kommer i kontakt med f.eks. syreholdige omgivelser. Den kemiske uligevægt kan resultere i nedbrydning af cementpastaens komponenter og dermed tab af bindemiddelegenskaber og styrke.

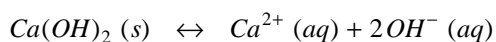
Betonens struktur vil igennem betonafløbsledningernes levetid ændre karakter og egenskaber forårsaget af de påvirkninger, som afløbsledningerne udsættes for. Undersøgelser af nedbrudt beton viser ofte, at der har været tale om et komplekst samspil mellem flere nedbrydningsmekanismer. For at lette forståelsen af de forskellige korrosionsformer er det dog mere hensigtsmæssigt at behandle dem separat. Følgende korrosionsformer vil blive gennemgået:

- Udvaskningskorrosion
- Ionbyttekorrosion
- Syrekorrosion
- Sulfatangreb
- Korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet
- Basisk korrosion
- Mekanisk erosion

4.2.1 UDVASKNINGSKORROSION

Ved grundvandets eller spildevandets gennemsivning af betonen kan det forventes, at det opløser calciumhydroxid $Ca(OH)_2$, calciumcarbonat $CaCO_3$ samt nedbryder calciumsilikathydrater og calciumaluminathydrater, *Taylor* [29].

Calciumhydroxid er i den hydratiserede cementpasta forholdsvis let opløselig, og er derfor en af hovedaktørerne i udvaskningskorrosionen, *Sægrov* [27]. Calciumhydroxid i fast fase står i kemisk ligevægt med den opløste fase i porevandet.

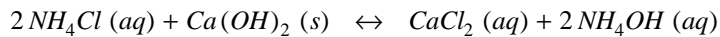


Nedbrydningshastigheden afhænger af grundvandets og spildevandets kemiske sammensætning. Blødt vand med et lavt indhold af calcium-ioner (Ca^{2+}) og surt vand med et lavt indhold af hydroxyl-ioner (OH^-) forskyder ligevægten mod højre, og virker derfor nedbrydende på calciumhydroxiden i den faste fase. Opløsningsprodukterne bliver ved afløbsledningernes indvendige overflade fjernet med det strømmende spildevand. Udvaskningen af reaktionsprodukterne betegnes generelt for udludning.

Udvaskningskorrosionen forøger betonens porøsitet, hvilket forøger nedbrydningshastigheden, og bevirker, at betonen bliver mere modtagelig for andre kemiske nedbrydningsmekanismer, *Kumar Mehta* [16]. Ifølge *Almeborg* [2] er udvaskningskorrosion konstateret på betonrør fra starten af dette århundrede, mens betonrør produceret fra midten af dette århundrede af en væsentlig højere kvalitet, og derfor næppe modtagelig for udvaskningskorrosion.

4.2.2 IONBYTTEKORROSION

Gennem kation-bytteⁿ reaktioner er opløsninger af ammoniumklorid og ammoniumsulfat i stand til at omdanne cementpastaens komponenter til opløselige produkter. Begge ammoniumsalte findes ofte i gødning og i landbrugsindustrien. Ammoniumklorid reagerer med betonens calciumhydroxid og danner derved reaktionprodukterne calciumklorid og ammoniumhydroxid.



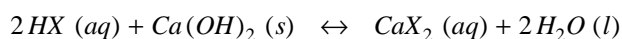
Både calciumklorid og ammoniumhydroxid er letopløselig (calciumklorid: 595 g/l ved 0 °C). Calciumklorid virker desuden nedbrydende på betonen, *Lea* [18].

Magnesiumklorid og magnesiumsulfat findes ofte i grundvand. Magnesiumopløsningerne reagerer let med cementpastaens calciumhydroxid, hvorved der dannes opløselige salte af calcium og der udfældes magnesiumhydroxid. Magnesiumopløsningen vil med tiden reagere med cementpastaens calciumsilikathydrater, som hovedsagelig udgør cementpastaens bindemiddelfase. Ifølge *Kumar Mehta* [16] vil calciumsilikathydrater ved langvarig kontakt med magnesiumopløsning gradvis miste calcium-ioner, som erstattes af magnesium-ioner. Det endelige produkt bliver magnesiumsilikat-hydrater, som er forbundet med et tab af cementpastaens bindemiddelegenskaber.

Nitrater virker som anion-byttene^o, der omdanner tungtopløselige forbindelser til letopløselige. De fleste nitratforbindelser virker svagt nedbrydende på betonen. Ammoniumnitrat NH_4NO_3 virker dog særligt aggressivt på betonen, *Kjær* [15] og *Almeborg* [2].

4.2.3 SYREKORROSION

Cementpastaens bestanddele nedbrydes ved kontakt med syre. Som eksempel nedbrydes calciumhydroxid efter følgende generelle reaktion, *Herholdt m. fl.* [1]:



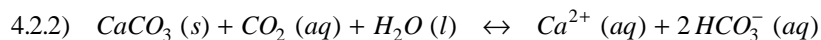
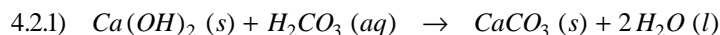
hvor X står for den pågældende syres syrerest. Syrekorrosions virkning afhænger foruden af betonens porøsitet også af syrens koncentration, af opløseligheden af syrens calciumsalt (CaX_2) samt af væskebevægelsen langs betonen, *Herholdt m. fl.* [1]. Calciumsaltene af f.eks. kulsyre (H_2CO_3) og salpetersyre (HNO_3) er letopløselige, hvorfor disse syrer angriber stærkt. Calciumsaltene af f.eks. fosforsyre (H_3PO_4) og humussyre er tungtopløselige, hvorfor disse syrer er mindre farlige, *Christensen* og *Kjær* [6]. Svovlsyre (H_2SO_4) angriber betonen særligt stærkt, idet man her får en kombination af syre- og sulfatangreb, *Herholdt m. fl.* [1]. Ved påvirkning med surt spildevand er det især betonens $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og CaCO_3 som angribes.

Kulsyren er en middelstærk syre, *Rørbo* [23]. Kulsyrens virkning forstærkes ved, at spildevandet opløser kuldioxid fra atmosfærisk luft. Betonen udsættes således for en kontinuerlig kulsyre-påvirkning. Kulsyreangreb er nærmere behandlet i det følgende, mens salpeter- og svovlsyreangreb er behandlet under korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet.

Kulsyreangreb bliver ofte betegnet som en kation-bytte reaktion, *Kumar Mehta* [16]. Den typiske kation-bytte reaktion mellem kulsyre og betonens calciumhydroxid er som følger:

ⁿ En positivt ladet ion.

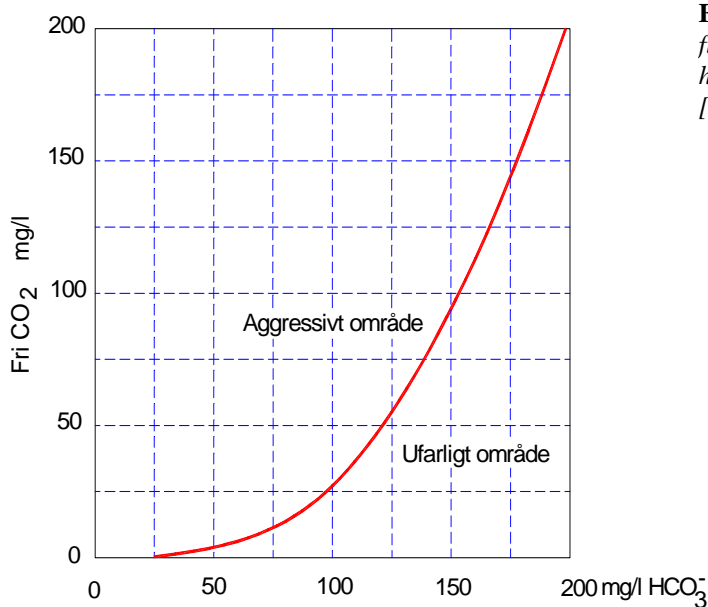
^o Anion er en negativt ladet ion.



Ved den første reaktion bliver der udfældet calciumcarbonat. Hvis der ikke er fri CO_2 til stede i vandet vil reaktionen standse efter dannelsen af calciumcarbonaten.

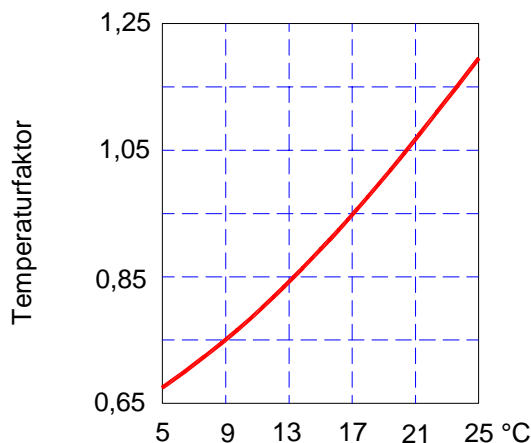
Såfremt calciumcarbonat påvirkes af et overskud af fri CO_2 i vandet, foregår reaktion 4.2.2. Reaktionsproduktet hydrogencarbonat HCO_3^- kan ikke eksistere i fast form, men kun i vandig opløsning i ligevægt med en vis mængde fri CO_2 . Hvis vandet indeholder mere fri CO_2 end svarende til kemiske ligevægt vil det være aggressiv overfor betonen. En høj koncentration af fri CO_2 vil forskyde reaktion 4.2.2 mod højre, og således accelerere omdannelsesprocessen af calciumhydroxid via reaktionerne 4.2.1 og 4.2.2 til hydrogencarbonat, *Kumar Mehta* [16].

Mængden af fri CO_2 , som giver kemisk ligevægt i reaktion 4.2.2, afhænger af vandets hårdhed, hvilket vil sige vandets indhold af Ca^{2+} eller af vandets indhold af HCO_3^- . Sammenhængen mellem vandets indhold af HCO_3^- og vandets aggressivitet pga. af fri CO_2 ved 18 °C er vist i figur 4.4.



Figur 4.4 Vandets aggressivitet som funktion af fri CO_2 og vandets indhold af hydrogencarbonat ved 18 °C, *Almeborg* [2].

I *Almeborg* [2] er der refereret til undersøgelser, som angiver effekten af spildevandets temperatur på ligevægten i reaktion 4.2.2. Undersøgelserne viser, at den til ligevægten hørende mængde CO_2 ved lavere såvel som ved højere temperaturer end 18 °C skal multipliceres med en temperaturfaktor. Temperaturfaktoren ved forskellige temperaturer er vist i figur 4.5.



Figur 4.5 Temperaturens indflydelse på ligevægtskoncentrationen af CO_2 i reaktion 4.2.2.

Hvis spildevandet indeholder mere fri CO_2 end svarende til ligevægten, vil det opløse $CaCO_3$. Omvendt vil spildevand, som indeholder mindre fri CO_2 end svarende til ligevægten være tilbøjelig til at udskille $CaCO_3$ under samtidig frigivelse af CO_2 .

Kulsyre er også i stand til at nedbryde calciumsilikat- og calciumaluminathydraterne. Ved denne proces bliver der dannet en vandholdig gel, som indeholder silikat, aluminium og jern. Gelen vil, hvis den ikke fjernes mekanisk, forhindre udvekslingen af nedbrydende og nedbrudte stoffer, og danner herved et "beskyttende lag". På grund af dette vil nedbrydningen af calciumsilikat- og calciumaluminathydrater forårsaget af kulsyreangreb alene ofte være begrænset, *Grube* og *Neck* [9].

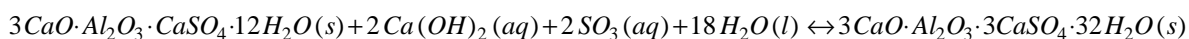
Omfattende undersøgelser i 1962 viste, at udludningen forårsaget af CO_2 -holdig spildevand var størst i perioden lige efter ibrugtagningen, *Nielsen* og *Skovgaard* [20]. Når blødt, kulsurt spildevand ledes gennem betonafløbsledningerne, vil der efter en kort men kraftig udludning af $Ca(OH)_2$ begynde en dannelse af en calciumcarbonathinde ved overgangen fra det sure spildevand og det basiske beton. Under den første udludning flyttes denne calciumcarbonathinde bort fra rørenes inderside samtidig med, at der herved opstår et lag af udludet beton. Det er i det udludte lag, at der dannes det beskyttende lag af aluminiums- og jernforbindelser. Når det udludede lag har nået en tykkelse på nogle få millimeter, og der har dannet sig den beskyttende hinde, viser det sig, at udludningen foregår så langsomt, at den ingen praktisk betydning har for betonafløbsrørenes levetid, forudsat at der er tale om veludførte rør, *Nielsen* og *Skovgaard* [20].

Faren for angreb på afløbsrørenes yderside vil, foruden graden af aggressivitet i grund- og overfladevandet, i høj grad afhænge af jordens permeabilitet. I tilfælde af korrosion på rørenes yderside vil korrosionshastigheden vokse med stigende permeabilitet, *Søpler* og *Carlsen* [28].

4.2.4 SULFATANGREB

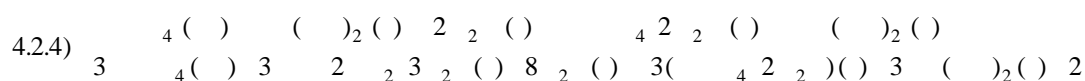
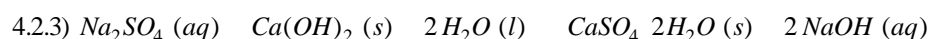
Sulfat-ioner kan nedbryde beton ved revnedannelse, afskalning og smuldring som følge af ekspansion af sulfatholdige reaktionsprodukter og som følge af udludning.

Ved tilstedeværelsen af calciumhydroxid vil sulfat-ionerne reagere med de aluminatholdige produkter i cementpastaen, f.eks. monosulfat ($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot CaSO_4 \cdot 12H_2O$) og danne det mere voluminøse ettringit, *Taylor* [29].



Der er en generel enighed om, at det hovedsagelig er dannelsen af ettringit, som forårsager revnedannelser og afskalninger, *Kumar Mehta* [16]. Det dannede ettringit er vandopløseligt, hvorfor sulfatangreb oftest registreres, hvor vandspejlets højde varierer hyppigt, *Almeborg* [2] og *Søpler* og *Carlsen* [28]. Ifølge *Almeborg* [2] er der ved "hyppigt" tale om mere end 20 vandstandsændringer pr. år.

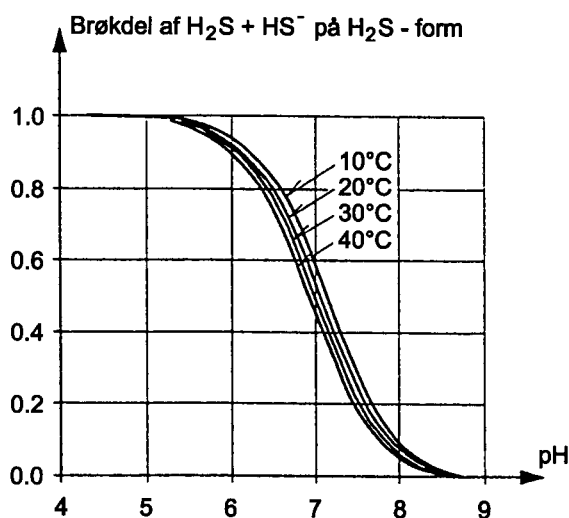
Dannelsen af voluminøs sekundær gips er ligeledes i stand til at forårsage revner og afskalninger, *Sægrov* [27]. Gipsen er et resultat af en kation-bytte reaktion. Afhængig af hvilken kation, som findes i sulfatopløsningen, kan både calciumhydroxid og calciumsilikathydrater blive omdannet til gips ved sulfatangreb.



Kun H_2S kan afgives til luftfasen, mens de ioniserede former HS^- og S^{2-} forbliver i vandfasen. Så længe svovlbrinte forbliver i spildevandet udgør den ikke et problem for betonafløbsrørens holdbarhed. Svovlbrinte er en svag syre, som dissocierer på følgende måde, *Hvitved-Jacobsen* [10]:



En forøgelse af spildevandets pH-værdi vil reducere indholdet af svovlbrinte i den overliggende luftfase. Sammenhængen mellem dissocieringen, spildevandets pH og temperaturer er vist i figur 4.6. I forbindelse med spildevand er det kun ligevægten mellem H_2S og HS^- , som er af interesse. S^{2-} vil først spille en rolle ved en pH-værdi $>$ ca. 12, *Hvitved-Jacobsen* [10].

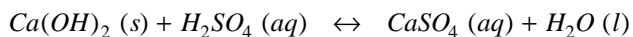


Figur 4.6 Ligeveægtsforhold for svovlbrinte i vandige opløsninger, *Hvitved-Jacobsen* [10].

På den fugtige rørvæg over vandspejlet bliver svovlbrinte først oxideret ^p til elementært svovl (S). Bakterier af typen *Thiobacillus* bruger derefter svovlet som energikilde og oxiderer det til svovlsyre (H_2SO_4), *Sægrov* [27].

På grund af den opadgående bevægelse af svovlbrinteholdig luft vil svovlsyreangrebet ofte være stærkest i toppen af betonafløbsrørene. Betonrørene bliver ligeledes stærkt angrebet lige over vandoverfladen, hvor korrosionsprodukterne hurtigere vaskes væk, *Sægrov* [27]. Princippet for afgivelse af svovlbrinte er vist i figur 4.7.

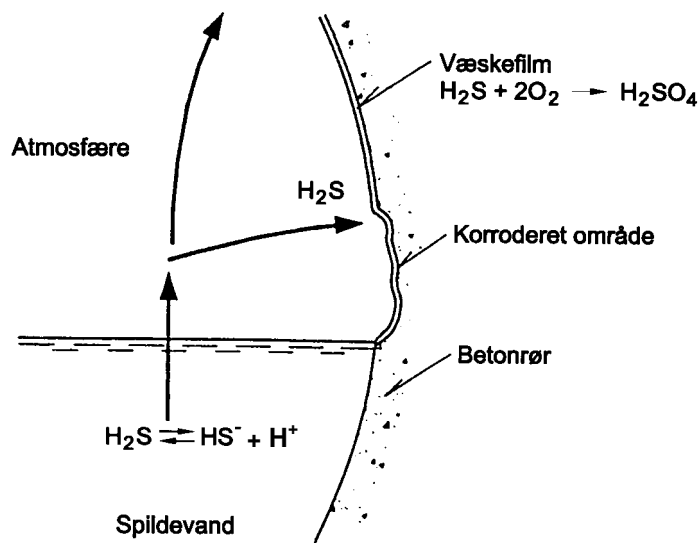
Svovlsyreangreb kan betegnes som en anion-bytte reaktion, hvor hydroxiden i $Ca(OH)_2$ byttes ud med en anion. Svovlsyrens reaktion med calciumhydroxiden kan beskrives ved følgende kemiske ligning:



Udludning af calciumsulfaten vil forskyde reaktionen mod højre.

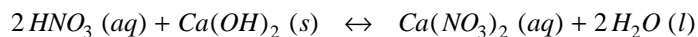
Angreb fra svovlsyre er ikke ualmindelig i Danmark. Angrebene hænger normalt sammen med specielle temperaturforhold og dårlig udluftning af ledningssystemet i kombination med lang opholdstid af spildevand, *Ingwersen* [13] og *Justesen* [14]. I Norge er svovlsyreangreb blevet rapporteret i forbindelse med udløb fra septiktanke og ved lange trykledninger, *Sægrov* [27] og *Norges Betongindustriforbund* [21].

^p Ved oxidation af en kemisk forbindelse afgives elektroner, f.eks. $S^{2-} \rightarrow S + 2e^-$.



Figur 4.7 Princip for afgivelse af svovlbrinte samt betonkorrosion.

Salpetersyre bliver i afløbsledningerne dannet ved, at nitrat, næringssalte og organisk materiale (protein) under anaerobe forhold omdannes til ammoniak (NH_3), som i spildevandet har form af ammonium (NH_4^+). Salpetersyren (HNO_3) dannes under aerobe forhold ved en nitrifikationsproces, hvor ammonium omsættes til nitrat (NO_3^-). Nitrifikationsprocessen afhænger af pH, temperatur og opholdstid, *Henze m. fl.* [31]. Salpetersyren reagerer med calciumhydroxiden ved ionbytning:



Ved denne reaktion overføres calcium til en letløselig form, *Sægvov* [27].

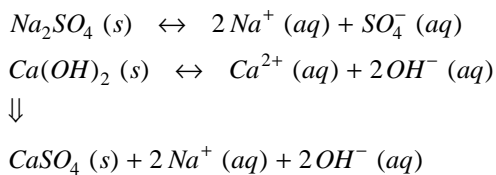
Der er kun registreret få tilfælde af salpetersyreangreb på beton afløbsrørs indvendig overflade. *Bock og Sand* [4] har registreret enkelte tilfælde af salpetersyrekorrosion i tyske afløbssystemer. Ifølge *Sægvov* [27] er dannelsen af salpetersyre i norske afløbssystemer beskednen.

4.2.6 BASISK KORROSION

Hvis en betonspildevandsledning er placeret i et stærkt basisk miljø, eller hvis spildevandet er stærkt basisk, kan der optræde flere forskellige nedbrydningsprocesser i betonen.

En høj pH-værdi i en betonspildevandslednings omgivelser er ofte et resultat af opløste natrium- og kaliumsalte, *Biczók* [3]. Natrium- og kaliumsaltene har den samme virkning på betonen, hvorfor det er valgt i det følgende kun at behandle reaktioner indeholdende natriumsalte.

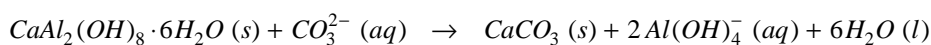
Natriumsulfat Na_2SO_4 er forholdsvis letopløselig (48 g/l ved 0 °C), hvilket betyder, at grund- og spildevandet kan have en forholdsvis høj koncentration af hhv. natrium- og sulfat-ioner. Sulfat-ionerne reagerer med calcium-ioner i betonens porevand, og derved udfældes forholdsvis tungtopløseligt calciumsulfat (1,8 g/l ved 0 °C).



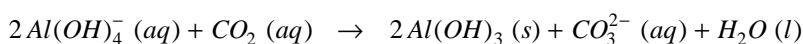
Udfældningen af calciumsulfat vil forskyde calciumhydroxid-ligevægten mod højre. For at genoprette ligevægten opløses en del af calciumhydroxiden i porevæsken. Under denne proces øges porevæskens pH-værdi. Dette betyder, at omgivelser med en pH-værdi på 8-9 kan forøge pH-værdien i porevæsken, så den bliver højere end betonens normale pH-værdi på 11-12. Ophobningen af hydroxyd-ioner kan blive ekstrem i det tilfælde, hvor betonen kun på den ene side er udsat for en basisk opløsning, og hvor der sker fordampning fra den anden side, *Biczók* [3]. Men fordampningshastigheden afhænger af den relative fugtighed ved betonoverfladen, og da den relative fugtighed i luften i spildevandsledningerne har et naturligt højt niveau, vil fordampningen fra betonrørens inderside være minimal. Som følge heraf vil ophobningen af hydroxyd-ioner i porevæsken ved betonafløbsledninger være begrænset.

Udfældningen af calciumsulfat åbner også mulighed for ettringitdannelse, som kan give afskalningsproblemer, jf. afsnit 4.2.4.

Porevæskens høje pH-værdi betyder, at kulsyre opløst i porevandet vil være dissocieret til carbonationer. Carbonat-ionerne vil reagere med calciumaluminathydraterne og derved danne calciumcarbonat og aluminiumhydroxid, *Taylor* [29]:



Ved tilstedeværelsen af kuldioxid vil CO_2 reagere med aluminiumhydroxiden og gendanne carbonationer, som derefter igen kan indgå i reaktioner med calciumaluminathydraterne.



Det har ikke været muligt at finde eksempler på basisk korrosion på betonafløbsrør.

4.2.7 MEKANISK EROSION

Mekanisk erosion i betonafløbsledninger skyldes hovedsageligt slitage på grund af sandtransporten i spildevandet. Slitagens omfang bestemmes af vandhastigheden, sandmængden, afløbsledningernes forløb, samlingernes kvalitet og betonkvaliteten.

Undersøgelser rapporteret af *Sægvov* [27] viser, at slitagen er begrænset på lige afløbsledninger, mens den er større ved retningsændringer og ved rørsamlingerne. Derudover viste undersøgelserne, at de betonafløbsrør, som klarede slitageforsøgene dårligst, også var de betonrør, som havde de dårligste egenskaber med hensyn til tæthed og styrke af betonen.

Bundslitage er observeret på betonafløbsrør i Norge, *Sægvov* [27]. I Danmark er der rapporteret om bundslitage på afløbsledninger med stort fald (50-60 ‰). Især i forbindelse med fællessystemer og regnvandsledninger kan der opstå problemer med bundslitage, idet det ikke er ualmindeligt, at der ved regnvejr bliver afvasket sand fra veje, fortove og parkeringspladser.

SLUTKOMMENTAR

Hvorvidt de forskellige nedbrydningsmekanismer er et problem for betonafløbsledningerne afhænger i høj grad af spildevandets sammensætning. Som følge heraf bliver de forskellige spildevandstyper karakteriseret i kapitel 5. Under spildevandets transport gennem afløbssystemet sker der forskellige omdannelsesprocesser i spildevandet. Disse omdannelsesprocesser bliver ligeledes behandlet i kapitel 5. På baggrund af kapitel 4 og 5, bliver der afslutningsvis i kapitel 5 udvalgt indgangsparametre til netværksmodellen, som opstilles i kapitel 7.

KILDELISTE

- [1] Herholdt, Aage D., Justesen, Chr. F. P., Nepper-Christensen, P. og Nielsen, A., *Beton-Bogen*, Cementfabrikkernes tekniske Oplysningskontor, Aalborg Portland. 2 Udg., 1985.
- [2] Almeborg, J., *Betonrørsskader*, A/S Hasle Klinker- og Chamottestensfabriks laboratorium, Rapport fra 1968.
- [3] Biczók, I., *Betonkorrosion, Betonschutz*, Bauverlag GmbH, Wiesbaden - Berlin, 1968.
- [4] Bock, E., Sand, W., *Biologisch Induzierte Korrosion*, Internationaler Kongress Leitungsbau, Hamburg, 1987.
- [5] CEMBUREAU Recommendation, *Use of Concrete in Aggressive Environments*, 1978.
- [6] Christensen, W. og Kjær, A., *Danske vandtypers indvirkning på beton*. Ingeniøren nr. 4, Februar 1961.
- [7] DIN 4030. Deutsche norm. *Beurteilung. Betonangreifender Wässer, Böden und Gase. Grundlagen und Grenzwerte*. 1991.
- [8] Feldman, R. F. & Sereda, P. J., *A new Model for Hydrated Portland Cement and its Practical Implications*. Engineering Journal. Vol. 53, No. 8/9, 1970.
- [9] Grube, H. og Neck, U., *Concrete Resistant to Chemical Attack.*, Concrete Precasting Plant and Technology, Issue 1, 1996.
- [10] Hvitved-Jacobsen, T. *Svovlbrinte i spildevand – faktorer som påvirker dannelse, effekter og kontrol*. Hydro Kemi, Svavelvåtedagen, 1996.
- [11] Hvorslev, S. B., *Afløbsledningers korrosionsbestandighed*. Stads- og havneingeniøren nr. 1, 1996.
- [12] Idorn, G. M., *Korrosion af beton i funderingskonstruktioner*, Polyteknisk forening, København, 1961.
- [13] Ingwersen, J. B., *Moderne betonrørs egenskaber og anvendelse*, Byggeindustrien 9, 1987.
- [14] Justesen, Chr. F., *Korrosionsbestandige betonrør på vej?*, Tema Beton/Kloak/Fundament, nr. 4 1990.
- [15] Kjær, U., *Beton i aggressivt miljø*. Beton-teknik, 3/03/1974.
- [16] Kumar Mehta, P., *Concrete Structure, Properties and Materials*. 1986. Prentice-Hall, Inc.
- [17] Larsen, O. og Hold, E., *Hvad skal vi investere i fornyelse af afløbssystemerne?.*, Særtryk fra Stads- og havneingeniøren.
- [18] Lea, F. M., *The Chemistry of Cement and Concrete*. Chemical Publishing Company. 3 Udg. 1971.
- [19] Maso, F., *Proceedings of the Seventh International Congress on the Chemistry of Cement*, Vol.1, Paris 1980.
- [20] Nielsen, J. og Skovgaard P., *Blødt, kulsurt vands indvirkning på betonrør*. Nordisk beton, 1962:3.
- [21] Norges Betongindustriforbund, *Rør- og kumsystemer av betong*, Avløbsseksjonen, 1989.
- [22] Nygaard, M. og Lapertis, F., *Temperature and Pressure Relations in Fire Exposed High Strength Concrete*. Institut for Bygningsteknik, Aalborg Universitet. Afgangprojekt 1995.
- [23] Rørbo, K., *Vandkemi og vandbehandling*. Materialelære, DIAM, August 1965.

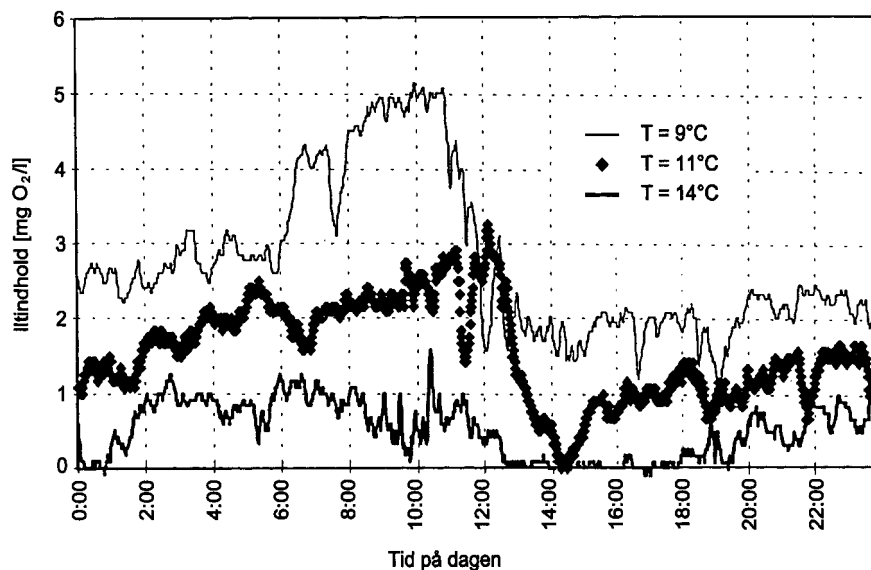
- [24] Schmidt, M., Hormann, K., Hofmann, F. og Wagner, E., *Concrete with Greater Resistance to Acid and to Corrosion by Biogenous Sulfuric Acid.*, Concrete Precasting Plant and Technology, Issue 4, 1997.
- [25] Smeplass, S. og Skjølvold, O., *Betongprøvning, Kapillær sugsevne og porøsitet*, SINTEF Bygg og miljøteknikk, Kvalitetssikring af intern forsøgsprocedure, 1996.
- [26] Soroka, I., *Portland Cement Paste and Concrete*. The Macmillan Press. 1 Udg. 1979.
- [27] Sægrov, S., *Tilstand og tilstandsændring for betongavløpsledninger*, Doktor ingeniørvhandling, Norges Tekniske Høgskole, 1992.
- [28] Sjøpler, B. og Carlsen, R. *Erosjon og korrosjon av betongrør*. Delrapport nr. 2, Norges Tekniske Høgskole, Forskningsinstituttet for cement og betong, 1977.
- [29] Taylor, H. F. W., *Cement Chemistry*. Academic Press limited, 1990.
- [30] Vejledning fra Miljøstyrelsen. *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg*. Vejledning nr. 6, 1994.
- [31] Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. og Arvin, E.. *Spildevandsrensning – Biologisk og kemisk*. Polyteknisk forlag, 1990.

Kapitel 5

SPILDEVANDSKARAKTERISERING

I teorien kan alle nedbrydningsmekanismerne foregå i en betonafløbsledning. Men det betyder ikke, at de i praksis er et problem for afløbsledningerne. De forskellige nedbrydningsmekanismeres effekt vil afhænge af spildevandets koncentration af de komponenter, som indgår i de kemiske og biologiske processer. Estimering af spildevandets sammensætning må derfor anses for vigtig ved en vurdering af de forskellige nedbrydningsmekanismeres effekt.

Generelt varierer spildevandssammensætningen både i tid og sted. Som eksempel på denne variation er der i figur 5.1 vist nogle måleresultater af spildevandets iltindhold på en gravitationsledning mellem Dronninglund og Asaa i Nordjylland, *Gudjónsson* [8]. De viste resultater er for spildevandstemperaturer på $T=9\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T=11\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $T=14\text{ }^{\circ}\text{C}$.



Figur 5.1 Variation i spildevandets iltindhold ved forskellige temperaturer, *Gudjónsson* [8].

Målingerne viser, at spildevandets iltindhold varierer betydeligt dels som funktion af tid, og dels som funktion af spildevandets temperatur. Variationerne i spildevandets iltindhold over døgnet har generelt den samme karakter, med den største iltkoncentration mellem kl. 06 og 12, svarende til at det spildevand, som er produceret i nattetimerne, passerer målepunktet. Iltkoncentrationen er lavest omkring kl. 12-14, hvilket svarer til, at det spildevand, som blev produceret i morgentimerne, passerer målepunktet. Udover den generelle variation, fluktuerer iltkoncentrationen omkring de givne ilt-niveauer. Årsagen til disse fluktuationer skal ifølge *Gudjónsson* [8] findes dels i en variation af vandføringen, genluftningen og spildevandets stofsammensætning, og dels indvirkning på de forskellige iltforbrugende processer.

Måleresultaterne i figur 5.1 indikerer, at det generelt ikke er muligt at angive præcise værdier for spildevandets sammensætning. Dette skyldes ikke kun, at sammensætningen varierer meget fra sted til sted, men også at spildevandets sammensætning traditionelt kun undersøges i forbindelse med spildevandets indløb til et rensningsanlæg. Dette betyder, at spildevandet undersøges for de stoffer, som har indflydelse på rensningsanlæggets funktion som f.eks. spildevandets indhold af organisk stof, kvælstof og fosfor. Spildevandets indhold af f.eks. aggressivt CO₂, magnesium- og kaliumsalte er derimod kun sjældent af interesse for driften af rensningsanlægget. Måleresultater bevirker dog, at det i enkelte tilfælde er muligt at angive koncentrationsintervaller for nogle af spildevandets komponenter. Koncentrationsintervallerne gør det muligt at vurdere, om spildevandets sammensætning eventuelt virker begrænsende på de forskellige nedbrydningsmekanismer, som er præsenteret i kapitel 4.

Spildevandet deles i det følgende op i spildevandstyperne: Husspildevand, industrispildevand og afstrømmende vand. Afsnit 5.1 indeholder en gennemgang af de forskellige spildevandstyper og af deres sammensætning. Under transporten i afløbssystemet er spildevandet udsat for forskellige fysiske, kemiske og biologiske omsætningsprocesser. Omsætningsprocesserne behandles i afsnit 5.2.

På baggrund af gennemgangen af de forskellige nedbrydningsmekanismer i kapitel 4 og spildevandets sammensætning i kapitel 5 afsluttes kapitlet med en vurdering og udvælgelse af parametre, som vurderes betydelige for betonafløbsledningers tilstand og restlevetid.

5.1 SPILDEVANDSTYPER OG SAMMENSÆTNING

Undersøgelser udført af *Nielsen m. fl.* [1] viser, at sammensætningen af ”ungt” spildevand, som kun har været i afløbssystemet i få minutter, kan være meget forskellig fra sammensætningen af spildevand, som har været under transport i afløbssystemet i 20 timer eller mere. Ændringen i spildevandets sammensætning skyldes mikrobiel vækst og respiration i sediment, biofilm og spildevandet, hydrolyse af makromolekyler samt hydrauliske forskydningskræfter. Amerikanske undersøgelser refereret af *Nielsen m. fl.* [1] viser, at spildevandets sammensætning ved indløb til rensningsanlæg ikke kun afhænger af daglige- og sæsonvariationer, men også af afløbssystemets udformning og spildevandets opholdstid i afløbssystemet.

5.1.1 HUSSPILDEVAND

Betegnelsen ”husspildevand” dækker i denne rapport alt vand, som har været anvendt i boligerne, dvs. vand fra køkkener, badeværelser, toiletter, vaskerum, kælder afløb mv. Husspildevand har ofte en meget kompleks sammensætning af både uorganiske og organiske komponenter.

Der findes ingen detaljeret dansk undersøgelse af husspildevandets oprindelse og sammensætning, men *Winther m. fl.* refererer i [5] til en svensk undersøgelse i 1965 af spildevandet fra en boligblok. Undersøgelserne viste, at ca. halvdelen af forureningerne kommer fra toiletterne, mens kvælstof næsten udelukkende stammer fra toiletterne. Undersøgelsens resultater er gengivet i tabel 5.1.

Tabel 5.1 Forureningsmængder (g/person/dag) i husspildevand fra en svensk boligblok, Winther m. fl. [5].

Analyseparametre	Kilder			
	Køkken	Baderum	Vaskerum	Toilet
Tørstof	36	22	19	53
Organisk stof BOD ₇ ^q	20	6	3	23
Total fosfor	0,3	0,6	1,3	1,6
Kjeldahl kvælstof ^r	0,6	0,3	0,2	11,0

Miljøstyrelsen [7] undersøgte i 1976 spildevandets sammensætning ved et nedsivningsanlæg ved Frederiks i Midtjylland. Resultaterne blev angivet sammen med de tilsvarende koncentrationer i "normal" husspildevand. Stofkoncentrationerne i normal husspildevand er gengivet i tabel 5.2. Henze angiver i [6] nogle typiske værdier for spildevandets^s indhold af forskellige forureningskomponenter. Henze opdeler spildevandet efter spildevandstyperne; tykt, moderat eller tyndt. Hvorvidt spildevandet i et aktuelt tilfælde kan betragtes som tykt, moderat eller svagt overlader Henze m. fl. [6] til læserens egen vurdering. Værdierne fra Henze m. fl. [6] er ligeledes angivet i tabel 5.2. Som det kan ses, svarer de i Miljøstyrelsen [7] angivne værdier i normal husspildevand til en spildevandssammensætning, som ifølge Henze m. fl. [6] svarer til tyndt - moderat spildevand. Hvor tykt spildevandet er, afhænger dels af graden og typen af indblandet industrispildevand og dels af eventuel indblanding af indsvivende grundvand og afstrømmende regnvand.

Tabel 5.2 Typisk sammensætning af husspildevand fra Henze m. fl. [6] og Miljøstyrelsen [7].

Analyseparametre	Enhed	Fra [6], Spildevandstyper			Fra [7], Normal husspildevand
		Tykt	Moderat	Tyndt	
Organisk stof BOD ₅	mg O ₂ /l	350	250	150	ca. 200
pH	-	7-8	7-8	7-8	7-7,5
Ammoniak kvælstof ^t	mg N/l	50	30	18	ca. 25
Total kvælstof	mg N/l	80	50	30	ca. 35
Magnesium	mg/l	-	-	-	10-40
Sulfat	mg/l	-	-	-	ca. 100
Natrium	mg/l	-	-	-	10-200
Kalium	mg/l	-	-	-	5-30
Klorid	mg/l	500	300	150	100-150
Temperatur ^u	°C	8-20	8-18	8-15	-

Det har ikke i litteraturen været muligt at finde nogen kilder omkring spildevandets indhold af aggressivt CO₂. Grundvandets indhold af aggressivt CO₂ afhænger af vandets hårdhed, og vil derfor

^q Biokemisk iltforbrug over 7 døgn. Ifølge Winther m. fl. [5] er BOD₇ = 1,15 BOD₅

^r Organisk N + NH₃ + NH₄⁺. Da mængden af nitrit- og nitrat i spildevand er begrænset, svarer Kjeldahl kvælstof ca. til total kvælstof.

^s Der er her tale om typiske værdier af forureningskomponenter ved indløb til rensningsanlægget. Spildevandet er således på dette tidspunkt en blanding af almindelig husspildevand, industrispildevand og til en vis grad indsvivende grundvand og afstrømmende regnvand.

^t NH₃ + NH₄⁺

^u Spildevandets temperatur henholdsvis om vinteren og sommeren.

variere fra sted til sted. Grundvandet i Vestjylland har en lav hårdhed, hvilket sammen med kalkfattig jord kan give problemer mht. aggressiv CO₂, *Linde-Jensen m. fl.* [11].

Historisk set må det forventes, at sammensætningen af husspildevand har ændret sig. Denne ændring skyldes brugen af nye og i nogen tilfælde skræppe rengøringsmidler i køkken, badeværelse, toilet og vaskerum. Brugen af diverse rengøringsartikler må forventes at have været stigende op gennem dette århundrede. Samtidig er der en klar tendens til, at rengøringsmidlerne er blevet mere miljøvenlige op gennem 1980'erne og især i 90'erne. Der er således intet, der tyder på, at koncentration af betonnedbrydende stoffer i husspildevandet vil stige nævneværdigt i fremtiden. Det har ikke været muligt at finde nogen kilder, som underbygger det ovenstående, hvorfor det kun kan betragtes som en historisk antagelse og ikke som et historisk faktum.

5.1.2 INDUSTRISPILDEVAND

Med vedtagelse af miljøbeskyttelsesloven (Lov nr. 358, *Miljøministeriet* [13]) i 1991 er det blevet muligt for kommunerne at fastsætte grænseværdier for industrispildevandets sammensætning på det tidspunkt, det udledes til det kommunale afløbssystem. Grænseværdierne fastlægges bl.a. således, at indholdet af betonnedbrydende stoffer som f.eks. sulfat og bionedbrydeligt materiale ikke forårsager korrosion af betydning.

Industrispildevandets sammensætning vil naturligt være afhængig af, hvilken industrivirksomhed der er tale om, hvorfor en generel fremstilling af industrispildevandets sammensætning ikke er muligt. Overholdelse af de vejledende grænseværdier fremsat af Miljøstyrelsen i [10] vil dog normalt sikre, at industrispildevandets indhold af betonnedbrydende stoffer ikke forårsager korrosion af betydning.

Historisk set må det forventes, at belastning på afløbssystemet fra industrispildevand har været stigende op gennem dette århundrede. Dette skyldes ikke kun den stigende industrialisering og den medfølgende teknologiske udvikling, men også at en stigende andel af industrivirksomhederne er blevet tilsluttet det offentlige afløbssystem. Med Miljøbeskyttelsesloven fra 1991 blev det muligt for kommunerne at stille krav til sammensætningen af industrispildevandet ved udledningen til afløbssystemet. Denne mulighed har bl.a. bevirket, at koncentrationen af betonnedbrydende stoffer som f.eks. sulfat er blevet reduceret op gennem 90'erne. Med baggrund i den nuværende politiske vilje til at beskytte vandmiljøet og det stadigt stigende økonomiske incitament til at udvikle nye og mere miljøvenlige produktionsformer må det forventes, at mængden af betonnedbrydende stoffer i fremtidens spildevand vil være nogenlunde konstant.

5.1.3 AFSTRØMMENDE VAND

En del af den nedbør, som falder på kloakerede områder, afledes gennem afløbssystemerne, mens resten fordamper, optages af planter eller siver ned gennem jorden. Afstrømningsdelen afhænger af overfladens beskaffenhed, faldforhold samt nedbørens intensitet og varighed.

Ifølge *Winther m. fl.* [5] og *Henze m. fl.* [6] kan afstrømmende regnvand indeholde forholdsvis store mængder forurenende stoffer. Disse stoffer tilføres regnvandet på dets vej ned gennem atmosfæren, samt ved afstrømning på tage, veje mv. De forurenende stoffer består hovedsageligt af forskellige metaller og giftstoffer, som i forbindelse med betonafløbsrørens holdbarhed ikke er relevant, men som kan have stor effekt på de biologiske processer i rensningsanlægget, *Henze m. fl.* [6].

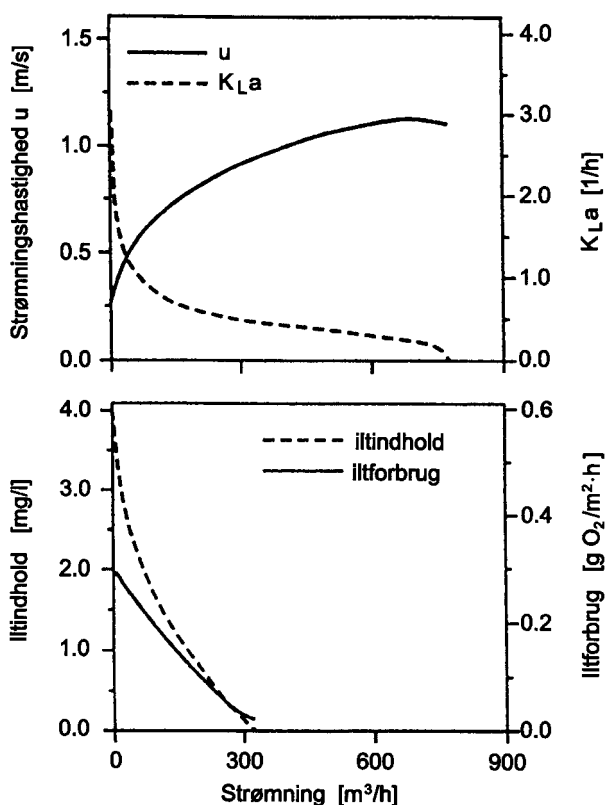
Af speciel interesse er afvaskning af vejsalt. I Danmark er der i vinterperioden risiko for isglatte veje, parkeringspladser og fortove, hvorfor der i vintermånederne bliver spredt vejsalt. En betydelig del af

den spredte vejsalt ender i afløbssystemet. Koncentrationen af vejsalt afhænger af den forudgående tørvejs-/frostperiode. Afvaskningen af vejsalt resulterer i kortvarige, men høje, koncentrationer af klorid i spildevands- og regnvandsledningerne. Laboratorieundersøgelser på ældre norske betonrør viser, at afvaskning af vejsalt (ca. 150 kg pr. år pr. sandfang) og sand (ca. 1000 kg pr. år pr. sandfang) ikke har forårsaget nævneværdig korrosion på de undersøgte betonrør, *Norges Betongindustriforbund* [12]. De undersøgte betonrør har ligget i jorden i henholdsvis 26 og 30 år. Der er således ikke noget, som tyder på, at vejsalt virker korroderende på betonrør.

Iltforbruget i biofilmen skyldes mikrobiel oxidation af organisk stof og oxidation af reducerede stoffer (f.eks. sulfid), som er produceret dybere inde i biofilmen. Iltforbruget i biofilmen er direkte proportional med spildevandets iltindhold, men afhænger også af temperaturen, strømnings-hastigheden samt af hældningen på afløbsledningen. Iltforbruget i biofilmen ligger på 100-1500 mg $O_2/(m^2 \cdot h)$ ved en temperatur på 20 °C, *Nielsen m. fl.* [1] og *Hvitved-Jacobsen* [2].

Nielsen m. fl. [1] har udført beregninger, som illustrerer, hvorledes iltkoncentrationen i spildevandet ændres med strømningshastigheden. Resultaterne af beregningerne er gengivet i figur 5.2. Beregningerne er udført på en $\varnothing 500$ afløbsledning med en hældning på 3 ‰. Det er antaget, at der ingen sedimentaflejringer er på strækningen, men en aktiv biofilm langs den våde perimenter. Iltforbruget i spildevandet antages at være 5 mg $O_2/(l \cdot h)$ ved 10 °C. Afløbsledningen er fuldtløbende ved ca. 215 l/s (775 m^3/h).

Beregningerne udført af *Nielsen m. fl.* [1] viser, at iltkoncentrationen ved lav strømningshastighed ligger i området fra 2 til 4 mg O_2/l , jf. figur 5.2. Ved stigende strømningshastighed aftager iltkoncentrationen betydeligt. Ved ca. 90 l/s (325 m^3/h) er der i beregningseksemplet ikke mere ilt tilbage i spildevandet, hvilket hovedsageligt skyldes, at genluftningen på dette tidspunkt er mindre end biofilmens iltforbrug.



Figur 5.2 Beregnet genluftningskoefficient, spildevandets iltindhold og iltforbrugsrate i biofilm og spildevandet i en gravitationsledning ved forskellige strømnings-situationer, *Nielsen m. fl.* [1].

I Danmark er vandføringen i afløbsledningerne ofte kun 10-20 % af afløbsledningernes fulde kapacitet, hvilket sammen med lave spildevandstemperaturer bevirker, at perioderne med anaerobe tilstande i beton afløbsledningerne er af begrænset varighed, *Nielsen m. fl.* [1]. Ifølge *U.S. Environmental Protection Agency* [9] vil tilstedeværelsen af opløst ilt i spildevandet endvidere forårsage vækst i den aerobe del af biofilmen, hvorved afstanden forøges mellem på den ene side det organiske stof og sulfaten i spildevandet og på den anden side de sulfatreducerende bakterier i den anaerobe del af biofilmen. Den forøgede transportvej virker hæmmende på produktionen af sulfid og dermed svovlbrinte.

Anaerobe forhold er en fundamental forudsætning for dannelse af sulfid og dermed svovlbrinte. Hvis der i spildevandet forekommer ilt eller nitrat, vil sulfid, som diffunderer ud fra biofilmen, hurtigt blive oxideret til enten frit svovl eller sulfat. Normalt er der ingen sulfid tilstede i spildevandet, når iltindholdet er over 0,2-0,5 mg O₂/l, *Nielsen m. fl.* [1].

5.2.2 NITROGEN- OG SVOVLFORBINDELSER

Nitrogenforbindelserne forekommer i spildevandet i form af enten ammoniak eller organisk nitrogen, mens koncentrationen af nitrat normalt er ubetydelig, *Hvitved-Jacobsen* [2].

I gravitationsledninger er tilstedeværelsen af sulfid i spildevandet hovedsageligt begrænset til de afløbsledninger, hvor spildevandet har lang opholdstid, samtidig med en høj temperatur og utilstrækkelig genluftning. Disse grundlæggende betingelser bevirker, at tilstedeværelsen af sulfid i spildevand transporteret i danske gravitationsledninger er forholdsvis sjælden, *Nielsen m. fl.* [1]. Oftest opstår sulfidproblemerne efter trykledninger, ved pumpestationer og ved lange afløbsledninger med minimal fald. Sulfid dannes ved reduktion af sulfat under anaerobe forhold i sedimentaflejringerne eller biofilmen. Indholdet af sulfat vil primært være bestemt af indholdet i drikkevandet samt af eventuelle industribelastninger. Normalt er indholdet i spildevandet væsentligt over 5-10 mg SO₄²⁻/l, hvilket betyder, at sulfat ikke bliver begrænsende for dannelse af svovlbrinte i sediment og biofilm, *Hvitved-Jacobsen* [3]. Først ved en sulfatkoncentration mindre end 4-5 mg SO₄²⁻/l virker sulfatkoncentrationen begrænsende på sulfidproduktionen. Sulfatindholdet i almindelig husspildevand ligger typisk omkring 100 mg/l, jf. tabel 5.2.

Temperat afhængigheden af de sulfatreducerende bakteriers aktiviteter er høj; typisk svarende til en stigning på 13 % pr. °C stigning i temperaturen. Imidlertid er det ofte temperaturens indflydelse på diffusionen af opløst, letomsætteligt organisk stof ind i biofilmen, der bliver afgørende. Ifølge *Hvitved-Jacobsen*. [3] er temperaturafhængigheden af denne diffusion lavere, typisk 7 % pr. °C.

5.2.3 ORGANISK MATERIALE I SPILDEVANDET

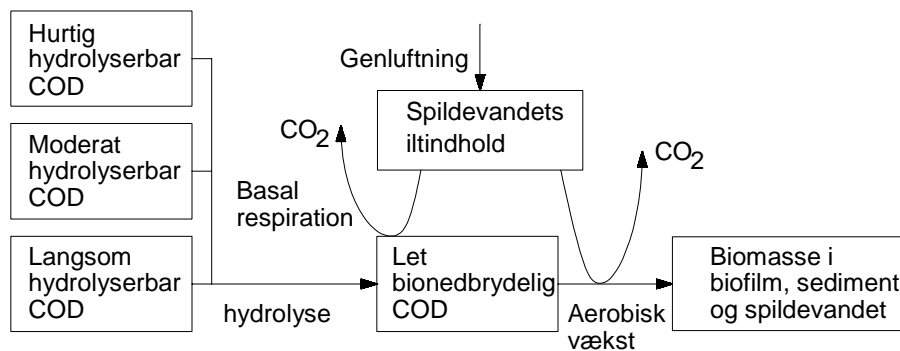
Engelske undersøgelser refereret af *Nielsen m. fl.* [1] viser, at betydelige mængder af organisk stof kan blive omsat under spildevandets transport i afløbssystemet. Det organiske stof danner grundlaget for vækst i afløbssystemets biomasse. Både omsætningshastigheden og mængden af omsat organisk stof afhænger ikke kun af den totale mængde af organisk stof (målt f.eks. ved COD^v), men også af det organiske materiales bionedbrydelighed, *Hvitved-Jacobsen* [3]. I figur 5.3 er vist, hvorledes det organiske materiale, vist som COD, kan blive omsat til biomasse i sediment, biofilm og spildevandet. Først omsættes det let bionedbrydelige organiske materiale, hvorefter omsætningen afhænger af det resterende organiske materiales hydrolyseringshastighed^w.

Det har ikke været muligt i litteraturen at finde nogen undersøgelser, der viser om mængden af organisk stof i spildevandet kan være begrænsende for sulfidproduktionen i gravitationsledninger. I de tilfælde, hvor spildevandet kontinuerligt bliver tilledt "frisk" organisk materiale fra stikledningerne på afløbsledningerne, synes det rimeligt at antage, at mængden af organisk stof i spildevandet ikke er begrænsende for sulfidproduktionen. Men i tilfælde af lange afløbsledninger med minimal fald kan der

^v Kemisk iltforbrug.

^w Hydrolyseprocessen omdanner større organiske molekyler til små, direkte omsættelige molekyler. Der kan være tale om nedbrydning af både partikulære og opløste forbindelser, *Henze m. fl.* [6].

forekomme tilfælde, hvor en høj biologisk aktivitet i sediment og biofilm kan resultere i situationer, hvor mængden af organisk stof begrænser sulfidproduktionen.



Figur 5.3 Simplificeret model af stofomsætning under aerobe forhold, Hvitved-Jacobsen [4].

5.3 OPSAMLING OG VURDERING

De parametre som umiddelbart, jf. kapitel 4, kan vise sig at være betydende for betonafløbsrørens tilstand og restlevetid er spildevandets indhold af: Ammonium, magnesium, sulfat, natrium, kalium, klorid og aggressivt CO₂, samt spildevandets pH-værdi. Derudover må produktionen af svovlbrinte også betegnes som betydende for betonafløbsrørens restlevetid.

AMMONIUM

Koncentrationen af ammonium ligger i husspildevand typisk på 18-50 mg/l, jf. tabel 5.2. Sammenholdes dette interval med skadesvurderingerne i tabel 4.1, vil spildevandets indhold af ammonium forårsage svagt til moderat angreb på betonafløbsrørene. Fastsættelse af ammoniumkoncentrationen er således vigtig ved en vurdering af spildevandets aggressivitet overfor betonafløbsrørene, hvorfor spildevandets koncentration af ammonium i det følgende regnes som betydende for betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.

MAGNESIUM

Koncentrationen af magnesium i almindelig husspildevand ligger typisk på 10-40 mg/l, hvilket ifølge tabel 4.1 ligger under grænsen for "ingen angreb" (< 100 mg/l). Spildevandets indhold af magnesium er således for lav til, at magnesiumkoncentrationen bidrager til spildevandets aggressivitet overfor betonafløbsrørene. Spildevandets koncentration af magnesium anses derfor som værende uden betydning for betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.

SULFAT

I almindelig husspildevand ligger koncentrationen af sulfat på ca. 100 mg/l, jf. tabel 5.2. Sammenholdes denne koncentration med tabel 4.1, kan det ses, at sulfatkoncentrationen ligger under grænsen for "ingen angreb" (< 200 mg/l). Set i forhold til korrosionsformer som f.eks. ion-bytte korrosion og sulfatangreb er spildevandets indhold af sulfat således for lavt til at korrodere betonafløbsrørene.

Spildevandets indhold af sulfat er essentiel for den mikrobielle produktion af sulfid og dermed svovlbrinte. Som omtalt i afsnit 5.2.2, virker spildevandets indhold af sulfat først begrænsende på sulfidproduktionen ved en koncentration mindre end 4-5 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$. Sulfat er således til stede i spildevandet i rigelige mængder til den mikrobielle produktion af sulfid. Da spildevandets indhold af sulfat er for lav til at virke direkte korroderende på betonrørene og samtidig tilstrækkelig høj til ikke at begrænse den mikrobielle produktion af sulfid, kan spildevandets koncentration af sulfat ikke betragtes som værende en nøgleparameter ved vurdering betonrørenes tilstand og restlevetid.

NATRIUM, KALIUM OG KLORID

Natrium, kalium og klorid forekommer, jf. tabel 5.2, i husspildevandet i koncentrationsintervaller på hhv. 10-200 mg/l, 5-30 mg/l og 100-500 mg/l. Hvorvidt disse koncentrationer påvirker beton-afløbsrørenes holdbarhed er umiddelbart svært at vurdere, men som beskrevet i afsnit 4.2.1 indgår klorid i nedbrydningsmekanismerne som hhv. ammoniumklorid, magnesiumklorid, natriumklorid og kaliumklorid. Den molære koncentration af hhv. ammonium, magnesium, natrium og kalium kan beregnes ud fra koncentrationerne i tabel 5.2, og er gengivet i tabel 5.3.

Tabel 5.3 Den molære koncentration af ammonium, magnesium, natrium, kalium, klorid og sulfat i husspildevand.

	Koncentration [mg/l]	Molmasse [g/mol]	Koncentration [mol/l]
Ammonium	18-50	ca. 18	$10 \cdot 10^{-4}$ - $33 \cdot 10^{-4}$
Magnesium	10-40	24,3	$4 \cdot 10^{-4}$ - $16 \cdot 10^{-4}$
Natrium	10-200	23,0	$4 \cdot 10^{-4}$ - $87 \cdot 10^{-4}$
Kalium	5-30	39,1	$1 \cdot 10^{-4}$ - $8 \cdot 10^{-4}$

industripildevand. Med baggrund i ovenstående kan spildevandets koncentration af klorid ikke betragtes som betydende for betonrørens levetid.

AGGRESSIVT CO₂

Det har ikke været mulig i litteraturen at finde kilder, som angiver typiske koncentrationer af aggressivt CO₂ i spildevandet. Det er derfor svært, at vurdere om koncentrationen af aggressivt CO₂ er en parameter, som er betydende for spildevandets aggressivitet overfor betonrørene. Som omtalt i afsnit 5.1.1 kan der forekomme høje koncentrationer af aggressivt CO₂ i grundvandet, hvilket kan virke korroderende på betonrørens yderside.

Det kan ikke udelukkes, at mængden af aggressivt CO₂ i spildevandet er et problem for betonrørene, og da der i grundvandet kan forekomme betydelige koncentrationer af aggressivt CO₂, er det valgt at betragte koncentrationen af aggressivt CO₂ som en nøgleparameter ved vurdering af betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.

PH-VÆRDI

Spildevandets pH-værdi ligger almindeligvis på 7-8, jf. tabel 5.2, hvilket jf. tabel 4.1 ikke skulle forårsage skader på betonafløbsrørene. Spildevandets pH-værdi vil således normalt ikke være interessant ved vurdering af spildevandets aggressivitet overfor betonafløbsrørene. Men spildevandets pH-værdi er en meget brugbar parameter til registrering af alle syrer/baser, som enten ved uheld eller bevidst er udledt til afløbssystemet, hvorfor det undtagelsesvis vælges at betragte spildevandets pH-værdi som værende en nøgleparameter ved vurdering af betonrørens levetid.

SVOVLBRINTE

Den mikrobielle aktivitet kan under anaerobe forhold resultere i dannelsen af svovlbrinte. I forbindelse med svovlbrintekorrosion er det koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen, som er af betydning. På den del af rørene, som ligger over vandspejlet, bliver svovlbrinten af aerobe bakterier omdannet til svovlsyre, som kan forårsage betydelig nedbrydning af betonens bindemiddelstruktur på den eksponerede overflade. Det vil derfor være hensigtsmæssigt at benytte koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen som vurderingsgrundlag i det følgende.

Den mikrobielle produktion af svovlbrinte, som foregår under anaerobe forhold, afhænger dels af koncentrationen af sulfat og organisk materiale, og dels af spildevandstemperaturen. Dette betyder, at den mikrobielle aktivitet varierer både i tid og sted. Variationen i den mikrobielle aktivitet vil afspejle sig i en betydelig variation i svovlbrintekoncentrationen i luftfasen. En angivelse af svovlbrintekoncentrationen f.eks. som en middelkoncentration over et given tidsinterval må derfor nødvendigvis sammenholdes med en varighed af "hændelsen". Variationen og dermed varigheden er afhængig af systemtypen og den generelle opbygning af afløbsledningen. Hvis der er tale om et separatsystem, er spildevandssammensætningen og mængden tilnærmelsesvis konstant fra dag til dag, mens der ved fællessystemer vil være en betydelig variation fra tørvejr- til regnvejrssituationer. Spildevandets sammensætning varierer i begge systemer over året. Koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen er meget afhængig af udluftningen på afløbsledningen og dermed af den fysiske opbygning af strækningen. Udluftningen er i mange tilfælde direkte afhængig af vindforholdene, og kan dermed variere betydeligt fra dag til dag.

Som det fremgår af ovenstående, er koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen en funktion af mange indbyrdes uafhængige parametre, hvorfor koncentrationen af svovlbrinte ikke på simpel vis kan forudsiges/beskrives. I erkendelse heraf vælges det helt at se bort fra svovlbrintekorrosion ved vurdering af spildevandets påvirkning af betonafløbsrørene. En naturlig følge heraf bliver, at den

neurale netværksmodel (kapitel 7) ikke kan benyttes ved afløbsledninger, som udsættes for eller har været udsat for svovlbrintekorrosion.

AFRUNDING

Af ovenstående vurderinger fremgår det, at spildevandets koncentration af *ammonium* og *aggressivt CO₂*, samt spildevandets *pH-værdi* betragtes som værende betydende ved vurdering af betonafløbsledningers tilstand og restlevetid.

Betonafløbsrørens aktuelle tilstand på undersøgelsestidspunktet vurderes ved udførelse af laboratorieforsøg på udtagne betonprøver fra afløbsledningen. Hvilke laboratorieundersøgelser der skal udføres, samt hvor og hvor mange prøver, der skal udtages, bliver behandlet i kapitel 6 på baggrund af resultaterne fra laboratorieundersøgelser udført på ældre og nye betonafløbsrør.

KILDELISTE

- [1] Nielsen, P. H., Raunkjær, K., Norsker, N. H., Jensen, N. Aa. og Hvitved-Jacobsen, T. *Transformation of Wastewater in Sewer Systems – a review*. Water Science and Technology. Vol. 25, no. 6, 1992.
- [2] Hvitved-Jacobsen, T., Noter til kurset: *Urban stofafstrømning og forurening*. 1997
- [3] Hvitved-Jacobsen, T., *Svovlbrinte i spildevand – faktorer som påvirker dannelse, effekter og kontrol*. Hydro Kemi, Svavelvåtedagen, Sverige, 1996.
- [4] Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. og Nielsen, P. H., *A Process and Model Concept for Microbiel Wastewater Transformations in Gravity Sewers*. Upubliceret artikel, 1998.
- [5] Winther, L., Linde-Jensen, J. J., Mikkelsen, I., Jensen, T. H., Henze, M., *Spildevandsteknik*. Polyteknisk forlag, 1978.
- [6] Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. og Arvin, E.. *Spildevandsrensning – Biologisk og kemisk*. Polyteknisk forlag, 1990.
- [7] Miljøstyrelsen. *Nedsivning af husspildevand i bassinanlæg ved Frederiks - Forundersøgelser*. Miljø projekt nr. 2. 1976.
- [8] Gudjónsson, G., *Stofomsætning i afløbssystemer. Genluftning*. Afgangprojekt 1997. Institut for vand, jord og miljøteknik.
- [9] U.S. Environmental Protection Agency. *Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants*. 1985. Center for Environmental Research Information.
- [10] Vejledning fra miljøstyrelsen. *Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg*. nr. 6, 1994, Miljø- og Energiministeriet.
- [11] Linde-Jensen, J.J. m.fl. *Teknisk hygiejne – Vandforsyningsteknik*. Polyteknisk forlag. 1976
- [12] Norges Betongindustriforbund. *Tilstandsvurdering av eldre betongrør*. Rapport 1991.
- [13] Miljøministeriet. *Lov om miljøbeskyttelse*. Lov nr. 358, 6. juni 1991.

Kapitel 6

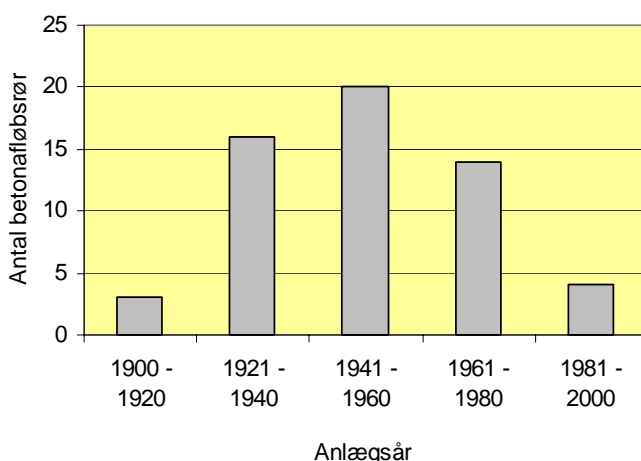
RESULTATER FRA LABORATORIEUNDERSØGELSERNE

Et af hovedformålene med laboratorieforsøgene er at afdække, hvilke undersøgelsesmetoder som er bedst egnede ved vurdering af betonafløbsrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger, og som dermed kan danne grundlag for et estimat på betonafløbsrørens restlevetid.

Baggrund, metoder og resultater fra laboratorieundersøgelserne er gennemgået i detaljer i laboratorierapporten, mens dette kapitel skal betragtes som en opsummering af laboratorierapportens resultater.

6.1 INDSAMLING AF BETONRØR OG UNDERSØGELSESMETODER

I samarbejde med kommuner, rådgivere, entreprenører og betonrørsproducenter blev der i løbet af foråret og sommeren 1997 indsamlet 57 betonrør fra 25 forskellige afløbsledninger med driftsproblemer. Aldersmæssigt fordelte betonafløbsrørene sig som vist i figur 6.1. Generelt var der en mangel på viden om de pågældende afløbsledningernes alder, hvorfor anlægsåret ofte blev angivet som et interval på 5 år. Nogle af de indleverede betonrør kan ses i afsnit 1.2.1 i laboratorierapporten.



Figur 6.1 Aldersfordeling blandt de indsamlede 57 betonrør.

Ved udgangen af indsamlingsperioden blev der foretaget en visuel inspektion af alle betonafløbsrørene, hvorefter de så forsigtigt som muligt blev spulet fri for sand og slam. Fremgangsmåden ved rengøringen kan ses på figur 6.2. Resultatet af den visuelle inspektion af betonafløbsrørene kan ses i bilag 5 i laboratorierapporten.



Figur 6.2 Rengøring af betonafløbsrørene.

Efter rengøringen blev betonafløbsrørene opmålt, hvorefter der blev boret prøveemner ud af alle afløbsrørene. Prøveemnerne blev udtaget fra både muffe- og spidsende på afløbsrørene. Ved hver ende blev der udboret prøveemner fra betonrørens bundløb, side og top. I alt er der fra hvert betonrør udboret 17 prøveemner. Udboringsstederne er angivet på figur 1.7 i laboratorierapporten.

Ved udboringen af prøveemner blev der benyttet en kerneboremaskine, hvor kerneboret havde en indre diameter på 51 mm. Opstillingerne brugt ved udboringerne kan ses på figur 6.3. Opstillingerne sikrede, at udboringerne blev foretaget vinkelret på betonrørens overflade, samt at både boremaskine og betonrør var fastholdt under udboringen.



Figur 6.3 Opstillingerne brugt ved udboring af prøveemner fra betonafløbsrørene.



Betonafløbsrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger er domineret af betonens evne til at hindre/besværliggøre væsketransport gennem betonen. Transporten af væske gennem betonen afhænger af betonens porestruktur. Laboratorieforsøgene er derfor koncentreret om undersøgelse af betonens porestruktur. Prøveemnerne udsættes for følgende undersøgelsesmetoder:

- Måling af karbonatiseringsdybde på betonafløbsrørens yder- og inderside.
- Måling af betonens vandabsorption efter hhv. 10 minutter og 24 timer samt betonens tørdensitet.
- Bestemmelse af betonens suge-, makro- og totalporøsitet.
- Bestemmelse af porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer vha. kapillarsugningsforsøg.
- Bestemmelse af betonens modstandstal vha. kapillarsugningsforsøg.
- Kvalitativ undersøgelse af betonstrukturen vha. tyndslibsundersøgelser.
- Undersøgelse af betonens kemiske sammensætning vha. mikrosonde (EPMA^x) forsøg.
- Måling af betonafløbsrørens brudstyrke.

6.2 GENNEMGANG AF RESULTATER

Forsøgsresultaterne bliver i dette afsnit opsummeret, og der udvælges de forsøgsmetoder, som er bedst egnet ved undersøgelse af betonrørens evne til at modstå aggressive påvirkninger. Laboratorieundersøgelserne viser, at betonkvaliteten varierer alt efter, hvor på afløbsrørene prøveemnet er udtaget. Det er derfor vigtigt for vurderingen af betonafløbsrørens tilstand samt estimeringen af afløbsrørens restlevetid, at prøveemnerne udtages de rigtige steder. Afsnittet afsluttes derfor med en vurdering af de forskellige prøveudtagningssteder.

6.2.1 MÅLING AF KARBONATISERINGSDYBDE

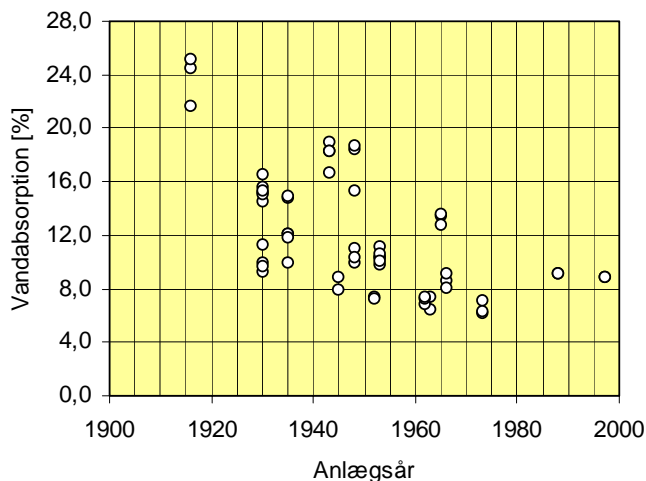
Måling af karbonatiseringsdybden på betonafløbsrørens inder- og yderside viser en klar tendens til større karbonatiseringsdybder med voksende alder samt stor variation af de målte karbonatiseringsdybder inden for hver aldersgruppe. Variationen af karbonatiseringsdybderne målt på prøveemner udtaget fra samme betonrør er forholdsvis stor, både ved måling på betonafløbsrørens inder- og yderside. Undersøgelserne viser, at karbonatiseringsmålingerne kun kan benyttes som en grov indikator af betonens kvalitet/porøsitet. De målte karbonatiseringsdybder er nærmere behandlet i afsnit 2.1 i laborierapporten.

6.2.2 MÅLING AF VANDABSORPTION OG TØRDENSITET

Vandabsorptionsmålingerne efter hhv. 10 minutter og 24 timer viser en tendens til stigende vandabsorption med alderen. Samtidig er der en tendens til større forskel mellem største og mindste måling inden for hver aldersgruppe. Vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer er gengivet i figur 6.4. Undersøgelserne viser, at de nye betonrør har højere absorptionsværdier end nogle af betonrørene produceret før 1975. De højere absorptionsværdier er dog ikke et udtryk for, at der i dag produceres mere porøse betonrør end før 1975, men derimod et resultat af den fortsatte hydratisering, som foregår

^x Elektron Probe Mikro Analyse

i betonen i årene efter produktionstidspunktet. Samtidig med den fortsatte hydratisering vil der inde i betonen foregå forskellige omdannelsesprocesser, hvor reaktionsprodukterne fylder mere end reaktanterne. Både den fortsatte hydratisering og omdannelsesprocesserne resulterer i en tættere beton og dermed lavere absorptionsværdier.



Figur 6.4 Betonens vandabsorption efter 24 timer som funktion af afløbsstrækningernes anlægsår. Hvert målepunkt er et gennemsnit af målinger på 6 forskellige prøver fra hvert rør. Vandabsorptionen angives som volumen-%.

o Vandabsorption, 24 timer

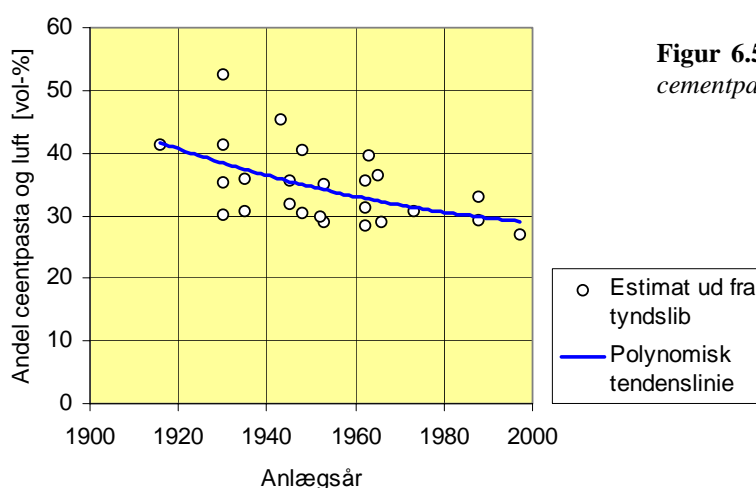
Undersøgelserne viser, at vandabsorptionsmålingerne efter hhv. 10 minutter og 24 timer i praksis er fuldt korrelerede med en korrelationskoefficient på 0,97^y. Der er således ingen grund til at benytte vandabsorptionsmålingerne efter både 10 minutter og 24 timer ved en vurdering af betonens evne til at modstå de aggressive påvirkninger.

Med henvisning til diskussionen i afsnit 2.2 i laboratorierapporten om de praktiske problemer ved forsøgsmetoden samt den teoretiske indflydelse af prøveemnernes geometri på resultaterne, må vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer vurderes som en bedre og mere stabil indikator af betonens kvalitet end absorptionsmålingerne efter 10 minutter.

Ved en sammenligning af absorptionsværdier for betonrør med forskellig alder er det vigtigt at være opmærksom på, at betonsammensætningerne har indflydelse på de målte vandabsorptionsværdier. Både cementpastaen, luftporene og tilslagspartiklerne bidrager til betonens vandabsorption, men med baggrund i diskussionen af tilslagets vandindhold i afsnit 2.5.1 i laboratorierapporten antages det i det følgende, at tilslagets bidrag til betonens vandabsorption er begrænset, og at betonens absorptionsevne alene tilskrives betonens andel af cementpasta og luft.

Estimeringen af den procentvise andel af tilslag, cementpasta og luft i betonen ud fra tyndslibsundersøgelser viser en klar tendens til stigende andel af cementpasta og luft med betonafløbsrørens alder. Ved at benytte resultatet af mindste kvadraters metode som udvælgelseskræterium viser undersøgelse, at det bedste resultat opnås ved at benytte en polynomisk tendenskurve. Ved at korrigere vandabsorptionsmålingerne med tendenskurven i figur 6.5 opnås et indeks $I_{absorption}$, som er bedre egnet ved sammenligning af forskellige betonrørs evne til at modstå aggressive påvirkninger end de målte absorptionsværdier.

^y Kovariansen for de 2 datasæt divideret med produktet af standardafvigelse.



Figur 6.5 Estimat af betonens andel af cementpasta og luft.

Ved beregning af $I_{absorption}$ benyttes følgende formel:

$$6.1) \quad I_{absorption} = \frac{\text{Vandabsorption}_{\text{målt}} [\text{vol.}\%]}{0,001087 \cdot x^2 - 4,40784x + 4494,94553}, \quad 1900 < x < 2000$$

$$I_{absorption} = \frac{\text{Vandabsorption}_{\text{målt}} [\text{vol.}\%]}{27,26553}, \quad 2000 < x$$

hvor x er den pågældende afløbslednings anlægsår. I ovenstående formeludtryk antages det, at betonens andel af cementpasta og luft er tilnærmelsesvis konstant for beton afløbsrør produceret efter år 2000.

Da nye betonrør ikke har undergået fuldstændig hydratisering, vil en sammenligning af $I_{absorption}$ værdier for helt nye og gamle betonrør være forbundet med større usikkerhed end ved undersøgelser, som kun inkluderer gamle betonrør. Det må derfor anbefales, at metoden ikke benyttes til en sammenligning mellem helt nye og gamle beton afløbsrør.

Undersøgelse af korrelationen mellem måling af hhv. tørdensitet og vandabsorption efter 24 timer viser, at de i praksis er fuldt korrelerede med en korrelationskoefficient på $-0,94$. Måling af betonens tørdensitet afhænger af tilslagets densitet, og da tilslagets densitet godt kan variere, uden at det i praksis har nogen indflydelse på betonens kvalitet, må det vurderes, at vandabsorptionsmåling efter 24 timer i denne sammenhæng er en bedre indikator på betonens kvalitet end måling af tørdensitet.

6.2.3 MÅLING AF SUGE-, MAKRO- OG TOTALPORØSITET

Porøsitetmålingerne viser, at både suge- og totalporøsiteten er fuldt korrelerede med vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer med en korrelationskoefficient på hhv. 0,99 og 0,98. Måling af betonens suge- og totalporøsitet er en videreførelse af vandabsorptionsmålingerne. Da der ikke opnås andre/betere resultater ved at videreføre absorptionsmålingerne i ekstra 6 døgn, anbefales det, at kun måling af betonens vandabsorption efter 24 timer benyttes ved en vurdering af betonens kvalitet/porøsitet og dermed betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Resultaterne fra måling af betonens makroporøsitet er temmelig tvetydige, og det kan derfor ikke anbefales at benytte målinger af betonens makroporøsitet som en indikator på betonens kvalitet. Resultaterne fra måling af betonens makroporøsitet er diskuteret i detaljer i afsnit 2.3 i laboratorierapporten.

Norske undersøgelser viser, at betonens makroporøsitet skulle kunne bruges som et direkte mål for betonens luftindhold. Men som resultaterne i afsnit 2.3 i laboratorierapporten viser, er det mere end tvivlsomt, når det er ældre og i mange tilfælde korroderede betonafløbsrør, som undersøges. Det må derfor frarådes at benytte betonens makroporøsitet som mål for betonens luftindhold ved undersøgelse af ældre betonrør.

6.2.4 RESULTATER FRA KAPILLARSUGNINGSFORSØGENE

Kapillarsugningsforsøgene viser, at der umiddelbart ikke er nogen sammenhæng mellem makroporøsiteten og porøsiteten forårsaget af kontinuerlige makroporer. Af de 8 undersøgte prøveemner er der kun i ét tilfælde målt en forholdsvis høj porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer. Med henvisning til diskussionen i afsnit 2.3 i laboratorierapporten anbefales det dog, at andelen af de kontinuerlige makroporer generelt skal undersøges.

Forsøgsresultaterne viser, at betonens modstandstal er svagt korreleret med vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer med en korrelationskoefficient på $-0,72$. Resultaterne fra kapillarsugningsforsøgene viser, at 4 ud af de 8 beregnede modstandstal er behæftet med en forholdsvis høj usikkerhed. Usikkerheden er direkte relateret til prøveemnernes højde, hvilket resulterer i absorptionskurver, hvor det er vanskeligt at identificere overgangen mellem de to kurvestykker (se bilag 9 i laboratorierapporten). Ud fra de anvendte prøveemners højde må det anbefales, at prøveemnehøjden holdes under 30 mm.

På baggrund af resultaterne fra kapillarsugningsforsøgene anbefales det, at både andelen af kontinuerlige makroporer og betonens modstandstal benyttes sammen med vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer ved en vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

6.2.5 TYNDSLIBSUNDERSØGELSER OG EPMA FORSØG

Tyndslibsundersøgelserne og EPMA forsøgene (hhv. afsnit 2.5 og 2.6 i laboratorierapporten) viser, at disse undersøgelsesmetoder er gode redskaber ved vurdering af betonens struktur, betonafløbsrørens kvalitet, nedbrydningsgraden samt eventuelle omdannelsesprocesser. Desværre er forsøgsmetoderne forholdsvis dyre og tidskrævende. Derfor anbefales det, at brugen af både tyndslibsundersøgelserne og EPMA forsøgene begrænses til de tilfælde, hvor resultaterne fra de øvrige forsøgsmetoder giver tvetydige oplysninger, og/eller hvor der af andre årsager er mistanke om, at disse resultater ikke giver det rigtige billede af betonens struktur/kvalitet.

6.2.6 BETONAFLØBSRØRENE BRUDSTYRKE

Målingerne af betonafløbsrørens brudstyrke viste sig at være problematiske. Det var forsøgt at ”reparere” betonrørene ved at udstøbe de borede huller i betonrørene med *0-8 tørbeton*. De udstøbte huller kan ses på figur 6.6, som viser forsøgsopstillingen ved brudforsøg med cirkulære betonrør.

Brudforsøgene viste, at vedhæftningen mellem den nye og den oprindelige beton var forholdsvis svag. Den svage vedhæftning betød, at brudlinierne "løb" langs kanten af de udstøbte huller. Den svage vedhæftning bevirkede, at udstøbningerne kun har haft en nævneværdig effekt i de områder, hvor de

holdbarhedsvurderinger, vælges det at benytte vandabsorptionsmålinger efter 24 timer frem for betonens brudspænding.

6.3 VURDERING AF PRØVEUDTAGNINGSTEDERNE

Vurdering af udtagningsstederne foretages i kapitel 3 i laboratorierapporten. Undersøgelserne viser, at der er stor sandsynlighed for, at betonafløbsrørene er mest nedbrudte ved afløbsrørens bundløb. Det anbefales derfor, at prøveemnerne udtages fra afløbsrørens bundløb. I de tilfælde, hvor den største nedbrydning forekommer ved betonafløbsrørens top (8/53 tilfælde) eller side (12/52 tilfælde), ligger næsten alle resultaterne (hhv. 7/8 tilfælde og 10/12 tilfælde) maksimalt 10 % over resultaterne fra betonafløbsrørens bundløb, jf. afsnit 3.1.1 og 3.1.2 i laboratorierapporten.

Undersøgelserne viser ydermere, at der er næsten lige så stor sandsynlighed for, at betonafløbsrørene er mest nedbrudte/porøse ved afløbsrørens muffeende (21/46 tilfælde) som ved spidsenden (25/46 tilfælde). I de tilfælde, hvor største værdier blev målt ved muffeenden, ligger 17 ud af 21 tilfælde maksimalt 10 % over resultaterne fra rørens spidsende, og der er ingen værdier målt ved muffeende, som er mere end 15 % større end værdierne målt ved rørens spidsende. Der er således en rimelig sandsynlighed for, at betonrørene bliver vurderet korrekt, selvom vurderingen "fejlagtig" bliver gjort på baggrund af målinger på prøveemner fra rørens spidsende. Det anbefales derfor, at der udtages prøveemner fra betonrørens spidsende. Endvidere anbefales det, at der udtages 3 prøveemner til hver forsøgsmetode.

Forsøgsresultaterne præsenteret i afsnit 3.3 i laboratorierapporten indikerer, at resultater fra ét betonrør er tilstrækkelig til en tilstandsvurdering af hele afløbsledningen. Men ved ældre afløbsledninger kan der forekomme et spring i betonkvaliteten² på afløbsledningen. Samtidig kan der på lange afløbsledninger forekomme variationer i de ydre belastninger på afløbsrørene f.eks. i form af kulsurt jord på en delstrækning. Det anbefales derfor, at der på afløbsledninger, hvor der ikke er mistanke om kvalitetsspring, udtages prøveemner fra to betonrør. De to betonrør må ikke ligge i forlængelse af hinanden, hvorfor det anbefales, at der udtages prøveemner fra ét betonrør i hver ende af afløbsledningen. Hvis der er mistanke om kvalitetsspring på afløbsledningen, så anbefales det, at afløbsledningen deles op i to eller flere delstrækninger. På hver delstrækning udtages der prøveemner fra to betonrør.

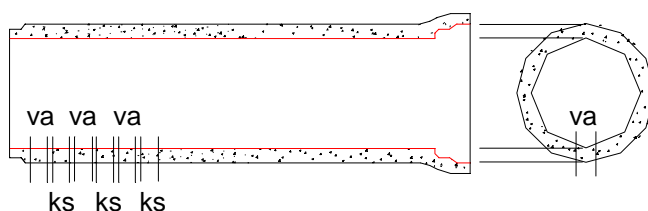
Hvorvidt forsøgsresultaterne afspejler betonafløbsrørens virkelige tilstand afhænger i høj grad af prøveemnernes størrelse. Ved forsøgsserierne præsenteret i laboratorierapporten er der med gode afspø

- Måling af betonens vandabsorption efter 24 timer neddykket i et vandbad. Fremgangsmåden er beskrevet i afsnit 1.2.4 og afsnit 1.2.5 i laboratorierapporten. Vandabsorptionsmålingerne benyttes til beregning af $I_{absorption}$ ved hjælp af formel 6.1.
- Bestemmelse af betonens modstandstal ved udførelse af kapillarsugningsforsøg. Fremgangsmåden ved udførelse af kapillarsugningsforsøg er beskrevet i bilag 9 i laboratorierapporten.
- Bestemmelse af porøsiteten forårsaget af kontinuerlige makroporer. Andelen af kontinuerlige makroporer bestemmes ved udførelse af kapillarsugningsforsøg.

Af ovenstående fremgår det, at der skal udføres to typer af laboratorieforsøg - Måling af betonens vandabsorption og kapillarsugningsforsøg.

Laboratorieundersøgelserne viser, at prøveemner skal udtages fra afløbsrørens bundløb, mens det er mindre vigtigt, om prøverne udtages fra spids- eller mufteende. Dog anbefales det, at prøveemnerne generelt udtages fra betonrørens spidsende.

For hver forsøgstype udbøres der fra afløbsrørens bundløb 3 cylindre fra rørens spidsende, hvilket betyder, at der udtages 6 prøveemner fra hver beton afløbsrør. For at sikre at forsøgsresultaterne er repræsentativ for hele afløbsrørets tilstand, anbefales det, at de udborede cylindre skiftevis benyttes til vandabsorptionsmålinger (va) og til kapillarsugningsforsøg (ks). Princippet er illustreret i figur 6.8.



Figur 6.8 Principskitse over udtagningsstederne samt hvilke prøveemner, som skal benyttes til hhv. vandabsorptionsmåling og kapillarsugningsforsøg.

Af afsnit 6.3 fremgår det, at der skal udtages prøveemner fra to betonrør på hver delstrækning. De to betonrør må ikke ligge i forlængelse af hinanden, hvorfor det anbefales, at der udtages prøveemner fra ét betonrør i hver ende af afløbsledningen. Hvis der er mistanke om kvalitetsspring på afløbsstrækningen, anbefales det, at afløbsledningen deles op i to eller flere delstrækninger.

Kapitel 7

MODELOPBYGNING

Hovedværktøjet ved vurdering af betonafløbsledningernes tilstand er i dag udførelse af TV-inspektion. Resultaterne af TV-inspektionen benyttes som indgangsparameter ved beregning af et *renoveringsindeks* for den pågældende afløbsledning. Renoveringsindekset indeholder oplysninger om ledningens driftstilstand samt konsekvenserne ved sammenbrud. Hvilke parametre, som benyttes for driftstilstand og ledningens betydning, er overvejende en vurderingssag, som overlades til brugeren. Formeludtryk samt fremgangsmåden ved beregning af renoveringsindekset er nærmere beskrevet i bilag 1.

Renoveringsindekset indeholder imidlertid kun få oplysninger om betonens egentlige tilstand og dermed den forventede restlevetid for den pågældende afløbsledning. Det er med baggrund i denne manglende information om rørmaterialets tilstand, at der i dette kapitel opbygges en neural netværksmodel. Neural netværksmodellering er velegnet til beskrivelse af det komplekse samspil mellem de påvirkningsfaktorer, nedbrydningsmekanismer og kvalitetsparametre, som er bestemmende for betonafløbsledningers levetid. Den neurale netværksmodel beregner et *tilstandsindeks* på baggrund af resultaterne fra kapitlerne 2-6 samt afløbsledningens renoveringsindeks.

Idéen bag *Neurale Netværk* blev udviklet af *McCulloch m. fl.* [6] tilbage i 1943. Inspirationen til deres grundlæggende arbejde hentede de i teorierne om opbygningen af den menneskelige hjernes nerveceller. *McCulloch m. fl.* introducerede en simpel model af en neuron, som beregner en vægтет sum af neuronens input fra andre neuroner. Hvis den vægtede sum er over en given tærskelværdi, også kaldet *offsetværdien*, er neuronens output 1, ellers er outputtet 0.

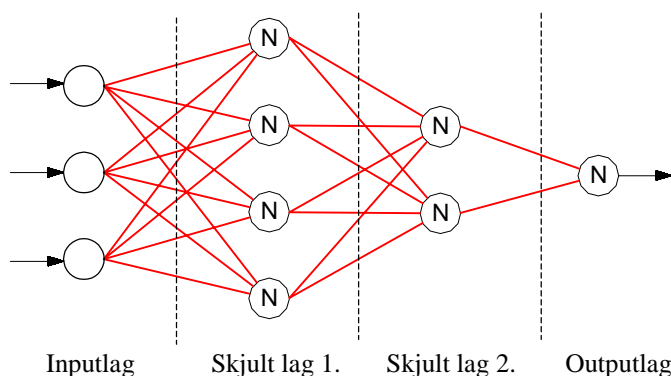
Det næste vigtige skridt i udviklingen af brugbare neurale netværk kom i slutningen af 1950'erne, hvor *Rosenblatt* [10] arbejdede med en metode til bestemmelse af egnede vægte til givne beregningsopgaver. *Rosenblatt* koncentrerede sit arbejde omkring netværk af typen *Perceptron*, hvor neuronerne er organiseret i lag, og neuronerne i de enkelte lag er forbundet med neuronerne i det efterfølgende lag (se evt. figur 7.1). Med en 1-lags perceptronmodel var *Rosenblatt* i stand til at udvikle en brugbar indlæringsalgoritme, hvor modellens vægte blev beregnet iterativt. 1-lags perceptronmodellen kunne dog endnu ikke bruges som en generel beregningsmodel. I 1969 viste *Minsky m. fl.* [11], at *Rosenblatt's* 1-lags perceptronmodel ikke kunne løse en række elementære beregninger. *Minsky m. fl.* beskrev dog, at et sammensat netværk, bestående af mange perceptroner i flere lag, ikke havde samme begrænsninger som 1-lags perceptronmodellen. Det store problem var at udvikle en brugbar indlæringsalgoritme til sådanne flerlags perceptronmodeller. Manglen på brugbare indlæringsalgoritmer betød, at udviklingsarbejdet omkring perceptronmodellerne stod stille i næsten 20 år.

Først i midten af 1980'erne præsenterede *Rumelhart m. fl.* [4] en brugbar indlæringsalgoritme til flerlags perceptronmodellerne også kaldet *Multi-Layer Perceptron netværk*. Indlæringsalgoritmen *Generalized Delta Rule* også kaldet *Back Propagation Error* betød, at det nu var muligt at anvende *Multi-Layer Perceptron netværk* ved modelopbygningen. *Back Propagation Error* algoritmen er ifølge *Madsen* [2] stadig den mest benyttede indlæringsalgoritme til *Multi-Layer Perceptron netværk*.

Opbygningen af en egnet neural netværksmodel til vurdering af betonafløbsledningernes tilstand er i denne rapport koncentreret om brugen af *Multi-Layer Perceptron* netværk. Netværksmodellen trænes vha. *supervised indlæring*. Ved supervised indlæring forstås, at indlæringen foregår ved, at nettet præsenteres for sammenhørende værdier af input og output. Det er så indlæringens opgave at få nettet til at svare med samme output, som det bliver præsenteret for, når det påtrykkes det dertil hørende input.

7.1 MULTI-LAYER PERCEPTRON NETVÆRK

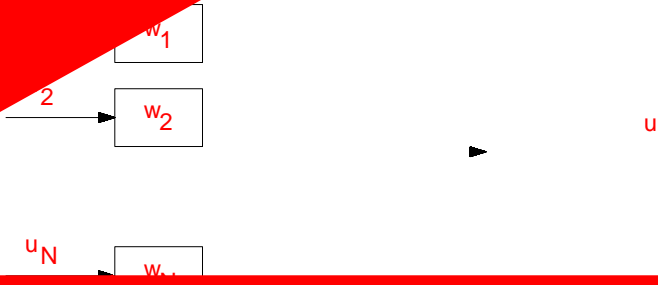
Multi-Layer Perceptron netværk, kaldet MLP modeller, er en af de mest udbredte neurale netværksmodeller i dag, *Madsen* [2], *Ghaboussi m. fl.* [5], *Wu m. fl.* [8] og *Gilbert m.fl.* [9]. MLP modellerne består af en række lag indeholdende neuroner. Neuronerne bliver til tider betegnet som knudepunkter. Hver neuron i et givet lag sender et output til alle neuronerne i det efterfølgende lag. Opbygningen af MLP modellerne er skitseret i figur 7.1. Ved angivelse af modellens størrelse benyttes antal lag i modellen. Inputlaget bliver normalt ikke regnet med ved angivelse af antal lag. Den i figur 7.1 viste model er således en 3-lags MLP model.



Figur 7.1 Skitse af en 3-lags MLP model.

Inputtet til neuronerne i et lag er en sum af vægtede output fra det foregående lag. Der er således en vægtfaktor tilknyttet hver forbindelse mellem neuronerne i to efterfølgende lag. Ud over vægtene har neuronerne tilknyttet en offsetværdi θ , jf. figur 7.2.

Neuronen kan opfattes som en processor, som genererer et output på baggrund af en sum af vægtede input. Figur 7.2 illustrerer, hvorledes outputtet fra neuronerne beregnes, *Madsen* [2] og *Ghaboussi m. fl.* [5].



7.2 INDLÆRINGSALGORITME

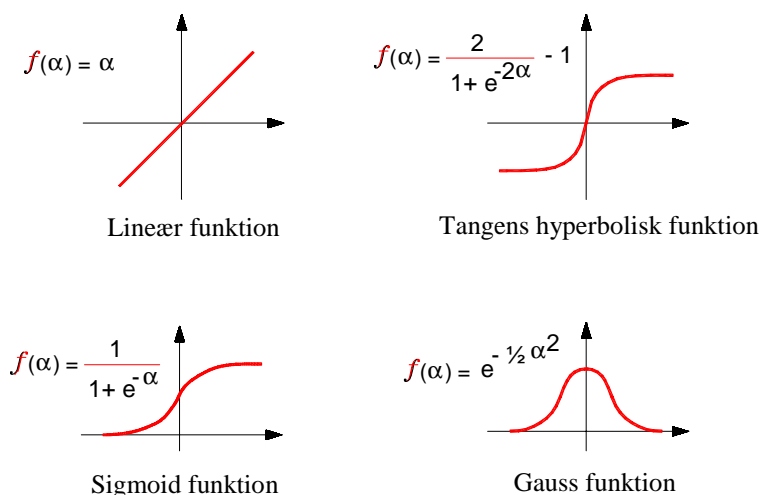
En ofte brugt indlæringsalgoritme i forbindelse med MLP modeller er gradientsøgningsalgoritmen, *Hush og Horne* [1] og *Madsen* [2]. Følgende notation benyttes ved udledningen af indlæringsalgoritmen:

$u_{l,j}$	Output fra den j 'te neuron i det l 'te lag.
$w_{l,j,i}$	Vægten mellem den i 'te neuron i det $l-1$ 'te lag og den j 'te neuron i det l 'te lag.
\mathbf{x}_p	Det p 'te datasæt (inputvektor).
$u_{0,i}$	Den i 'te komponent i inputvektoren ($\mathbf{x}_p = u_0$).
$d_j(\mathbf{x}_p)$	Ønsket resultat fra den j 'te neuron i outputlaget på det p 'te datasæt.
N_l	Antal knudepunkter i det l 'te lag.
L	Antal lag.
P	Antal datasæt.

For at tage højde for offsetværdierne sættes den 0'te komponent i inputvektorerne til hvert knudepunkt lig 1, hvilket betyder, at $w_{l,j,0}$ indeholder offsetværdien. Med den ovenstående notation er outputtet fra det j 'te knudepunkt i det l 'te lag givet ved:

$$7.1) \quad u_{l,j} = f\left(\sum_{i=0}^{N_{l-1}} w_{l,j,i} u_{l-1,i}\right)$$

hvor $f(\cdot)$ er en karakteristisk funktion for neuronerne. Der er mulighed for at benytte flere forskellige karakteristiske funktioner. Eksempler på karakteristiske funktioner er vist i figur 7.4, *Madsen* [2].



Figur 7.4 Eksempler på forskellige karakteristiske funktioner.

Brugen af *sigmoid* funktionen er meget udbredt, og er ofte med succes blevet brugt som karakteristisk funktion ved opbygning af MLP modeller, *Hush og Horne* [1], *Ghaboussi m. fl.* [5], *Wu m. fl.* [7] og *Hertz m. fl.* [12]. Det vælges derfor at benytte sigmoid funktionen ved neuronerne i det/de skjulte lag.

I outputlaget benyttes en lineær funktion $f(\alpha) = \alpha$, hvilket skulle have en positiv virkning på modellens indlæring, *Hush og Horne* [1]. I det følgende bliver sigmoid funktionen betegnet som $f_1(\cdot)$ og den lineære funktion som $f_2(\cdot)$. Den 1. afledte af de karakteristiske funktioner er givet ved:

$$7.2) \quad f_1'(\alpha) = \frac{d f(\alpha)}{d \alpha} = f(\alpha)(1 - f(\alpha))$$

$$f_2'(\alpha) = \frac{d f(\alpha)}{d \alpha} = 1$$

En gradientsøgningsalgoritme benyttes i denne rapport til at finde de vægte og offsetværdier, som minimerer fejlfunktionen E :

$$7.3) \quad E(\mathbf{w}) = \sum_{p=1}^P E_p(\mathbf{w})$$

hvor P er antallet af datasæt, og $E_p(\mathbf{w})$ er fejlfunktionen på det p 'te datasæt. Det er meget udbredt at benytte kvadratfejlen som fejlfunktion:

$$7.4) \quad E_p(\mathbf{w}) = \frac{1}{2} \sum_{q=1}^{N_L} (u_{L,q}(\mathbf{x}_p) - d_q(\mathbf{x}_p))^2$$

hvor N_L er antal neuroner i outputlaget. $u_{L,q}$ og d_q er henholdsvis modellens output og det ønskede output ved den q 'te neuron i outputlaget. Vægtene og offsetværdierne bestemmes ved iteration:

$$7.5) \quad w_{l,j,i}(k+1) = w_{l,j,i}(k) - \mu \left. \frac{\partial E(\mathbf{w})}{\partial w_{l,j,i}} \right|_{\mathbf{w}(k)}$$

$$= w_{l,j,i}(k) - \mu \sum_{p=1}^P \left. \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial w_{l,j,i}} \right|_{\mathbf{w}(k)}$$

hvor indlæringsraten μ er en positiv konstant. For at benytte denne algoritme er det nødvendigt at udlede et udtryk for den partielle afledte af E_p med hensyn til hver vægt i netværket. Ved at benytte kædereglen kan dette for en vilkårlig vægt i lag l udtrykkes ved:

$$7.6) \quad \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial w_{l,j,i}} = \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l,j}} \frac{\partial u_{l,j}}{\partial w_{l,j,i}}$$

hvor:

$$\begin{aligned}
 7.7) \quad \frac{\partial u_{l,j}}{\partial w_{l,j,i}} &= \frac{\partial}{\partial w_{l,j,i}} \left[f \left(\sum_{m=0}^{N_{l-1}} w_{l,j,m} u_{l-1,m} \right) \right] \\
 &= f' \left(\sum_{m=0}^{N_{l-1}} w_{l,j,m} u_{l-1,m} \right) \frac{\partial}{\partial w_{l,j,i}} \left[\sum_{m=0}^{N_{l-1}} w_{l,j,m} u_{l-1,m} \right] \\
 &= f' \left(\sum_{m=0}^{N_{l-1}} w_{l,j,m} u_{l-1,m} \right) u_{l-1,i}
 \end{aligned}$$

Ved at indsætte 7.2 i 7.7 findes at:

$$\begin{aligned}
 7.8) \quad \frac{\partial u_{l,j}}{\partial w_{l,j,i}} &= u_{l,j} (1 - u_{l,j}) u_{l-1,i} \quad \text{ved skjulte lag} \\
 \frac{\partial u_{L,j}}{\partial w_{L,j,i}} &= 1 \cdot u_{L-1,i} \quad \text{ved outputlaget}
 \end{aligned}$$

Ved at benytte 7.8 kan 7.6 udtrykkes som:

$$\begin{aligned}
 7.9) \quad \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial w_{l,j,i}} &= \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l,j}} u_{l,j} (1 - u_{l,j}) u_{l-1,i} \quad \text{ved skjulte lag} \\
 \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial w_{L,j,i}} &= \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{L,j}} u_{L-1,i} \quad \text{ved outputlaget}
 \end{aligned}$$

Udtrykket $\partial E_p(\mathbf{w}) / \partial u_{l,j}$ repræsenterer $E_p(\mathbf{w})$'s sensitivitet over for output fra neuron $u_{l,j}$. Neuronen udøver sin indflydelse på E_p gennem alle neuronerne i de efterfølgende lag. Det betyder, at $\partial E_p(\mathbf{w}) / \partial u_{l,j}$ kan udtrykkes som en funktion af E_p 's sensitivitet over for neuronerne i det efterfølgende lag:

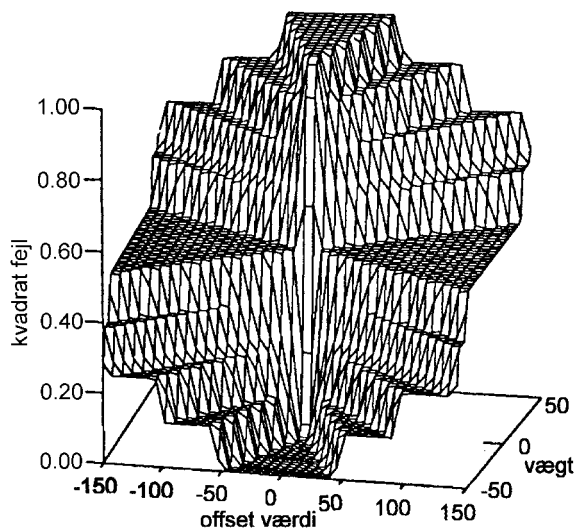
$$\begin{aligned}
 7.10) \quad \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l,j}} &= \sum_{m=1}^{N_{l+1}} \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l+1,m}} \frac{\partial u_{l+1,m}}{\partial u_{l,j}} \\
 &= \sum_{m=1}^{N_{l+1}} \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l+1,m}} \frac{\partial}{\partial u_{l,j}} \left[f \left(\sum_{q=0}^{N_l} w_{l+1,m,q} u_{l,q} \right) \right] \\
 &= \sum_{m=1}^{N_{l+1}} \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l+1,m}} f' \left(\sum_{q=0}^{N_l} w_{l+1,m,q} u_{l,q} \right) \frac{\partial}{\partial u_{l,j}} \left[\sum_{q=0}^{N_l} w_{l+1,m,q} u_{l,q} \right] \\
 &= \sum_{m=1}^{N_{l+1}} \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{l+1,m}} f' \left(\sum_{q=0}^{N_l} w_{l+1,m,q} u_{l,q} \right) w_{l+1,m,j}
 \end{aligned}$$

Denne proces kan fortsættes for $\partial E_p(\mathbf{w}) / \partial u_{l+1,m}$ og så videre, indtil man når outputlaget. Ved outputlaget benyttes 7.4 ved beregning af sensitiviteten af E_p i det sidste lag:

$$7.11) \quad \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial u_{L,j}} = u_{L,j}(\mathbf{x}_p) - d_j(\mathbf{x}_p)$$

Indlæringsalgoritmen præsenteret i 7.9-7.11 betegnes i litteraturen enten som *Back Propagation Algorithm* eller *Back Propagation Error* algoritmen. Resultaterne fra ligning 7.9-7.11 kan bruges i 7.5 ved implementeringen af gradientsøgningen.

Optræningen af MLP modellen kan betragtes som et ikke lineært optimeringsproblem, hvor målet er at minimere fejlfunktionen. Fejlfunktionen beskriver en flade i rummet. Denne flade bliver i litteraturen ofte betegnet som en fejlflade, *Hush m. fl.* [19]. Mange af problemerne ved netværkstræningen er knyttet til formen på fejlfladen. MLP netværkenes fejlflader har flere velkendte karakteristika, som gør netværkstræningen både besværlig og langsom. Fejlfladerne indeholder mange flade områder, hvor indlæringen er langsom, og lange smalle render som er flade i én retning og stejle i andre retninger, *Hush m. fl.* [19] og *Hush og Horne* [1]. Som eksempel er der i figur 7.4 vist en fejlflade for et netværk med kun én knude, og hvor sigmoid funktionen er benyttet som karakteristisk funktion.



Figur 7.4 Fejlflade for et netværk med kun én knude. Som karakteristisk funktion er benyttet sigmoid funktionen, *Hush m. fl.* [19]

Undersøgelser udført af *Hush m. fl.*[19] indikerer, at fejlfladens forløb ”udglattes” ved en forøgelse af antal datasæt i træningssettet. Ved udglatningen af fejlfladen reduceres udbredelsen af de flade områder på fejlfladen.

For at tilpasse indlæringshastigheden efter fejlfladens forløb tilknyttes ligning 7.5 et momentled, som er proportionalt med ændringen af vægtene og offsetværdierne til forrige opdatering, *Madsen* [2] og *Hertz m. fl.* [12]. Momentleddet bevirker, at vægtene og offsetværdierne lettere/hurtigere bevæger sig over de flade dele af fejlfladen.

$$7.13) \quad w_{l,j,i}(k+1) = w_{l,j,i}(k) - \mu \sum_{p=1}^P \left. \frac{\partial E_p(\mathbf{w})}{\partial w_{l,j,i}} \right|_{\mathbf{w}(k)} + \beta (w_{l,j,i}(k) - w_{l,j,i}(k-1))$$

hvor β er en konstant ($0 < \beta < 1$) [1] og k angiver iterationsnummeret.

7.2.1 STARTVÆRDIER

Ifølge *Hush* og *Horne* [1] opnås de bedste resultater, hvis vægtene og offsetværdierne fra start sættes til tilfældige lave værdier. Freeman m. fl. [16] anbefaler, at startværdier sættes til værdier mellem $\pm 0,5$. De lave værdier bevirker, at søgningen starter i en relativ sikker position. Det er noget vanskeligere at vælge de indlæringsrater μ , som giver de bedste resultater. Træningen af netværksmodeller er i høj grad baseret på *Trail and Error* metoden. Det anbefales dog, at der startes med en lille træningsrate, da beregningerne ellers bliver ustabile. Tilsvarende betragtninger er gældende for β . Som det fremgår af 7.13, så summeres $\partial E_p(\mathbf{w}) / \partial w_{l,j,i}$ over antallet af datasæt i træningssæt. Summationen betyder, at de nye vægte og offsetværdier er direkte afhængige af træningssættets størrelse. Summationen bevirker desværre, at beregningerne kan blive ustabile. Dette kan forhindres ved at afpasse træningsraten efter størrelsen af træningssættet. Der benyttes derfor 2 træningsrater – en formelle træningsrate og en aktuell træningsrate. Den formelle træningsrate angives af brugeren af modellen, mens beregningerne foretages med den aktuelle træningsrate, som løbende udregnes af modellen ved at dividere den formelle træningsrate med antal datasæt i træningssættet.

7.2.2 STOPKRITERIUM FOR ITERATIONEN

Det kan i praksis være svært at finde et passende stopkriterium for iterationen (ligning 7.13), men der er i litteraturen nævnt flere forskellige muligheder. *Hush* og *Horne* [1] omtaler 4 forskellige stopkriterier. Det første er baseret på gradientens størrelse. Da gradienten pr. definition er 0 ved arbejdskurvens minimum, kan algoritmen standses, når gradienten er ”tilstrækkelig” lille. Ved det andet standses algoritmen, når E_p bliver mindre end en fastsat grænseværdi, men det kræver, at man på forhånd har kendskab til minimumsværdien af E_p , hvilket i praksis kan være svært. Det tredje kriterium er at standse algoritmen efter et på forhånd fastsat antal iterationer. Dette stopkriterium giver dog ingen mulighed for at vurdere, om algoritmen er standset ved arbejdskurvens minimum. Det sidste kriterium er brugen af *cross validation*, som under indlæringen benyttes til at overvåge modellens evne til at generalisere. Algoritmen standses, når der ikke længere sker nogen forbedringer. Ved *cross validation* deles datasættet i to dele: Et træningssæt og et testsæt. Testsættet benyttes til at overvåge modellens evne til at generalisere. Under indlæringen vil modellen løbende forbedre resultaterne med træningssættet, mens forbedringerne med testsættet kun når til et vist niveau, hvorefter testsættets resultater bliver dårligere. På det tidspunkt begynder modellen at overfitte vægtene og offsetværdierne til træningssættet, hvilket betyder, at dens evne til at generalisere bliver forringet for hver iteration. Ved *cross validation* metoden standses algoritmen, når modellens generaliseringsevne forringes ved fortsat iteration.

De første 3 stopkriterier er følsomme over for valget af parametre. Hvis parametrene ikke vælges rigtigt, kan resultatet blive meget dårligt, fordi algoritmen standses for tidligt. *Cross validation* er derimod ikke afhængig af valg af parametre, hvilket ofte resulterer i modeller, som har en god generaliseringsevne, *Hush* og *Horne* [1]. En ulempe ved *cross validation* er dog, at metoden er relativt beregningstung. På grund af usikkerheden ved valg af parametre ved de tre første stopkriterier, vælges det at benytte *cross validation* som stopkriterium.

7.3 MODELSTØRRELSE

Ifølge *Hush* og *Horne* [1], *Gilbert m. fl.* [9] og *Hertz m. fl.* [12] opnås der ved langt de fleste MLP netværker tilfredsstillende resultater med kun 2 lag. *Hush* og *Horne* [1] samt *Hertz m. fl.* [12] angiver videre, at det kun yderst sjældent er nødvendigt med mere end 3 lag. Samtidig findes der i litteraturen mange eksempler, hvor der med succes er brugt 2 lags netværk til modellering af forskellige betonkonstruktioners respons på ydre påvirkninger, *Wu m. fl.* [7], *Chuang m. fl.* [14] og *Eldin m. fl.* [15]. Det vælges derfor at opbygge MLP modellen som et 2 lags netværk.

7.3.1 INDGANGSPARAMETRE OG ANTAL NEURONER

MLP modellen skal opbygges således, at den beregner et *tilstandsindeks* på baggrund af resultaterne fra kapitel 2-6 samt renoveringsindekset for den pågældende afløbsledning. Før resultaterne fra kapitel 2-6 kan benyttes, skal indgangsparametre omregnes til normaliserede indekser, hvorved det sikres, at alle indgangsparametrene ligger mellem 0 og 1. Ifølge *Rasmussen* [21] har normaliseringen af indgangsparametrene en positiv indvirkning på træningen af MLP modellen.

INDGANGSPARAMETRE

I_{Alder} :

Som det fremgår af kapitel 2, er betonafløbsledningernes alder en nøgleparameter ved vurdering af betonrørens og anlægsarbejdets kvalitet. Det er derfor valgt at benytte følgende normaliserede *aldersindeks* som indgangsparameter til MLP modellen:

$$I_{Alder} = k_{Anlæg} \cdot \frac{Alder}{100 \text{ år}}$$

hvor $k_{Anlæg}$ er en konstant, som er relateret til kvaliteten af anlægsudførelsen set i forhold til de tekniske muligheder i perioden. Konstanten $k_{Anlæg}$ giver mulighed for at tage hensyn til ”byggesjuskperioden” i 1960’erne. Rapporteringen af holdbarheds- og funktionsmæssige problemer i 1980’erne og 90’erne viser, at ”byggesjuskfrekvensen” voksede i starten af 60’erne, og aftog til ”normalt” niveau i slutningen af 60’erne og starten af 70’erne. I denne rapport er det indledningsvis valgt at afbilde dette historiske forløb ved en simpel stepfunktion med værdierne angivet i tabel 7.1.

Tabel 7.1 Anslåede værdier for konstanten $k_{Anlæg}$ som funktion af afløbsledningens anlægsår.

Anlægsperiode	$k_{Anlæg}$
Før 1955	1,0
1955 – 1959	1,1
1960 – 1970	1,2
1971 – 1975	1,1
Efter 1975	1,0

Det kan selvfølgelig diskuteres, om $k_{Anlæg} = 1,2$ og 1,1 er passende, men det er her vigtigt at huske på, at en forkert anlægsudførelse kan føre til alvorlige funktionsmæssige problemer i løbet af relativ kort tid.

I_{Beregning} :

Metoderne brugt ved beregning af den mekaniske belastning er, jf. kapitel 3, betydende for betonafløbsrørens holdbarhed/levetid. Følgende *beregningsindeks* benyttes derfor som indgangsparameter til MLP modellen:

$$I_{Beregning} = \frac{I_{Belastning}}{k_{belastning}}$$

$I_{Belastning}$ er vist i tabel 7.2. Formålet med $I_{Beregning}$ er ikke at angive sandsynligheden for, at anvendte beregningsmetoder vil give funktionsmæssige problemer for betonafløbsledninger, men derimod at angive risikoens størrelsesorden. Der findes dog på nuværende tidspunkt ikke et datagrundlag, som understøtter en sådan angivelse af risikoens størrelsesorden, hvorfor det indledningsvis vælges at sætte $k_{belastning}$ til 10.

Tabel 7.2 Indeks ($I_{Belastning}$) for risikoen for funktionsmæssige problemer, forårsaget af beregningsmetoderne.

Anlægsperiode	Lægningstype		
	Rør i grav	Rør under dæmning	Rør i usymmetrisk grav
Før 1945	3	3	3
1945 – 1960	0	1	2
Efter 1960	0	0	0

Frem til 1945 var fastsættelsen af den mekaniske belastning på betonafløbsledningerne domineret af grove tilnærmelser og erfaringer. Risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder anses derfor for at være relativt stor i denne periode. Beregningsmetoderne brugt på hhv. *rør i grav* og *rør under dæmning* var i perioden efter 1945 solidt funderet i både laboratorie- og fuldskalaforsøg, jf. afsnit 3.3. Risikoen for holdbarhedsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder må derfor anses for at være betydeligt mindre i perioden 1945-1960 end i perioden før 1945. Den anvendte teori tog dog ikke højde for rør lagt i usymmetrisk grav, hvorfor risikoen er større her end ved de 2 andre lægningstyper. Samtidig var der risiko for, at beregninger for dæmningstilstand med små fyldhøjder kunne give for små belastninger. Det er derfor valgt at angive et højere indeks for rør under dæmning end ved rør i grav i perioden 1945-1960. Efter 1960 anses risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder for at være begrænset.

I_{Ammonium}, I_{pH-værdi} og I_{Aggressivt CO₂} :

Af kapitel 5 fremgår det, at spildevandets koncentration af ammonium og aggressivt CO₂, samt spildevandets pH-værdi er betydende ved vurdering af betonafløbsledningers levetid. Virkningen af de forskellige parametre afhænger dels af niveauet og dels af varigheden af hændelsen. Indgangsparametrene til MLP modellen opstilles derfor som indekser, der kombinerer koncentrationsniveauet og varigheden.

Da koncentrationen af ammonium og aggressivt CO₂ samt spildevandets pH-værdi er tidsafhængig, vælges det at basere beregningen af indekserne på målinger over 24 timer. Ud fra de indsamlede målinger beregnes middelværdien, som derefter anvendes til beregning af indekserne. Der skal dog her gøres opmærksom på, at anvendelsen af middelmålinger er en tilnærmelse, idet der ikke er noget, som tyder på, at betonrørens respons er lineært afhængig af koncentrationen.

Ved alle parametrene multipliceres "middelkoncentrationen" med varigheden af hændelsen. Ved separatkloakerede områder er spildevandsstrømmen tilnærmelsesvis uafhængig af vejret, hvorfor middelkoncentrationerne i dette tilfælde multipliceres med 365 dage. Ved fællessystemer foretages målingerne under tørvejrssituationer, hvor spildevandet er mest koncentreret. Ved regnvejrssituationer sker der en betydelig fortynding af spildevandet, hvorfor det synes rimeligt at se bort fra regnvejrsdage^{aa} ved en vurdering af spildevandets påvirkning af betonen over et år.

Måling af koncentrationen af aggressivt CO₂ deles op i aggressivt CO₂ i spildevandet og grundvandet. Hvis afløbsledningen generelt ligger under grundvandsniveauet, sidestilles koncentrationen af aggressivt CO₂ i spildevandet og grundvandet. Sidestillingen betyder, at kun den højeste koncentration benyttes som indgangsparameter til MLP modellen. Hvis afløbsledningen kun i perioder ligger under grundvandsniveau, multipliceres koncentrationen med et skønnet antal dage med grundvandsniveauet over ledningsstrækningen.

Ligevægtskoncentrationen af CO₂ er afhængig af spildevandstemperaturen, jf. afsnit 4.2.1. Det vælges at benytte en middeltemperatur på 13 °C, idet det antages, at spildevandets temperatur varierer lineært fra 8 °C (vintertemperatur) til 18 °C (sommertemperatur). Alternativt benyttes kurven i figur 4.5 til en omregning af resultaterne fra den aktuelle temperatur til ligevægtskoncentrationen ved 13 °C.

Grundvandstemperaturen ligger rimelig konstant på ca. 8 °C, hvorfor det i dette tilfælde ikke er nødvendigt at korrigere målingerne af aggressivt CO₂ for temperaturvariationer. Målingerne foretages på grundvand fra den nærmeste brøndboring ved en vandtemperatur på ca. 8 °C.

Med baggrund i det ovenstående samt tabel 5.2 vælges det at benytte følgende indekser som indgangsparametre til MLP modellen.

$$I_{\text{Ammonium}} = \left(\frac{\text{Middel konc.}}{100 \text{ mg/l}} \right) \times \frac{(\text{Antal dage})}{365 \text{ dage}}$$

$$I_{\text{pH-værdi}} = \left(\frac{1}{\text{pH} - \text{værdi}} \right) \times \frac{(\text{Antal timer})}{24 \text{ timer}} \times \frac{(\text{Antal dage})}{365 \text{ dage}}$$

Ved spildevandets pH-værdi er der mulighed for at benytte "hændelser" af timers varighed. For aggressivt kuldioxid benyttes den højeste af indekserne:

$$I_{\text{Spildevand Aggressiv CO}_2} = \frac{(\text{Middel konc.} + \text{Temperaturkorrektion})}{100 \text{ mg/l}} \times \frac{(\text{Antal dage})}{365 \text{ dage}}$$

$$I_{\text{Grundvand Aggressiv CO}_2} = \frac{(\text{Middel konc.})}{100 \text{ mg/l}} \times \frac{(\text{Antal dage})}{365 \text{ dage}}$$

hvor

beregnes ud fra kurven i figur 4.5. Koncentrationer på 100 mg/l svarer jf. tabel 4.1 til stærkt angreb for både ammonium og aggressivt CO₂.

I_{Absorption}, I_{Modstandstal} og I_{KM} :

Laboratorieundersøgelserne viser, jf. kapitel 6, at betonens vandabsorption efter 24 timer, betonens modstandstal og betonens porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer er egnede undersøgelsesmetoder ved vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger. Resultaterne fra disse undersøgelsesmetoder benyttes som indgangsparametre til MLP modellen.

$$I_{Absorption} = \frac{\text{Vandabsorption}_{\text{målt}} [\text{vol.\%}]}{0,001087 \cdot x^2 - 4,40784x + 4494,94553} \quad , \quad 1900 < x < 2000$$

$$I_{Absorption} = \frac{\text{Vandabsorption}_{\text{målt}} [\text{vol.\%}]}{27,26553} \quad , \quad 2000 < x$$

hvor x er afløbsledningens anlægsår. Ved anvendelse af ovenstående ligninger opnås naturligt værdier for $I_{absorption}$ mellem 0 og 1, hvorfor det ikke er nødvendigt at normalisere udtrykkene.

For betonens modstandstal og porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer anvendes følgende indekser:

$$I_{Modstandstal} = \frac{1 \cdot 10^7}{\text{Modstandstal} [\text{s/m}^2]}$$

$$I_{KM} = \text{porøsitet} [\text{vol.\%}]$$

Med baggrund dels i egne målinger jf. tabel 2.1 i laboratorierapporten og dels i målinger udført af Sægrov [23] vælges det at normalisere $I_{modstandstal}$ med et referencemodstandstal på $1 \cdot 10^7$ s/m². Måling af kontinuerlige makroporer giver værdier, som ligger mellem 0 og 1.

I_{Renovering} :

Værdier for renoveringsindekset ligger mellem 0 og 10. Renoveringsindekset normaliseres som følger:

$$I_{Renovering} = \frac{\text{Renoveringsindeks}}{10}$$

Følgende indgangsparametre benyttes til MLP modellen ved beregning af et tilstandsindeks for en betonafløbsledning:

- Indeks indeholdende betonrørens og anlægsudførelsens kvalitet gennem tiden, I_{Alder} .
- Indeks indeholdende beregningsmetoder gennem tiden, $I_{Beregning}$.
- Indeks for spildevandets indhold af ammonium, $I_{Ammonium}$.
- Indeks for spildevandets pH-værdi, $I_{pH\text{-værdi}}$.
- Indeks for spildevandets eller grundvandets indhold af aggressiv CO₂, $I_{Aggressiv\ CO_2}$.
- Indeks for betonens vandabsorption efter 24 timer, $I_{Absorption}$.
- Indeks for betonens modstandstal $I_{Modstandstal}$.

- Indeks for porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer, I_{KM} .
- Renoveringsindekset for afløbsledningen, $I_{Renovering}$.

Før MLP modellen kan trænes, skal tilstandsindekset (TI) estimeres for alle datasættene i trænings-sættet. Tilstandsindekset fastlægges med baggrund i oplysningerne om betonrørens alder, spildevandets sammensætning, betonens nuværende tilstand samt renoveringsindekset for afløbsledningen. Tilstandsindekset angives med et heltal mellem 1 og 10, hvor værdierne betydning er som følger:

- TI 10 : Ledningens tilstand foreskriver øjeblikkelig renoveringstiltag.
- TI 7 : Ledningens tilstand er alvorlig. Renoveringstiltag inden for de næste 10 år.
- TI 4 : Ledningens tilstand er mindre alvorlig. Renoveringstiltag er ikke aktuelt inden for de næste 30 år. Nye undersøgelser anbefales efter 20 år.
- TI 1 : Ledningens tilstand er god. Ledningen har fortsat lang levetid.

ANTAL NEURONER I DET SKJULTE LAG

Det er ikke muligt på forhånd at fastlægge det mest hensigtsmæssige antal neuroner i det skjulte lag, hvilket betyder, at fastsættelsen af MLP netværkets størrelse må ske ved *Trail and Error* metoden. Der findes i litteraturen nogle retningslinier. Ifølge *Hush* og *Horne* [1] skal der generelt bruges langt færre neuroner i det skjulte lag, end der er datasæt i træningssættet. Hvis der bruges flere neuroner, end der er datasæt, vil netværksmodellen ”huske” træningssættet, hvilket vil resultere i en dårlig generaliseringsevne. Der findes ikke nogen nedre grænse for antallet af neuroner, men hvis MLP modellen bliver for lille, vil netværket ikke være i stand til at afbilde sammenhængen mellem indgangsparametre og modellens output på tilfredsstillende vis.

7.3.2 BESKÆRINGSTEKNIK

En fuldt forbundet MLP model indeholder til tider en stor mængde af overflødig information, *Hush* og *Horne* [1] og *Hertz m. fl.* [12]. Det virker derfor fornuftigt at beskære netværksmodellen, således at modellen ikke indeholder forbindelser/vægte, som i praksis ikke har nogen indflydelse på modellens output. Processen betegnes som *beskæring* eller *pruning*. Der er to fordele ved en beskæring af netværksmodellen: Med et fast antal af træningsæt kan reduktionen i antal vægte bevirke en markant forbedring i netværksmodellens generaliseringsevne, *Hush* og *Horne* [1]. Derudover må det forventes, at indlæringen af modellen bliver lettere, når netværksmodellen kun indeholder vægte, som har afgørende betydning for modellens output, *Hertz m. fl.* [12].

Den simpleste beskæringsteknik er at fjerne de mindste vægte fra netværksmodellen, hvilket dog ikke altid er en brugbar metode. Modellens output kan være følsom over for ændringer i de mindste vægte, hvorfor en bortskæring af disse kan få afgørende betydning for modellens output. En bedre metode er at bortskære de vægte, hvor ændringer i vægtenes størrelse kun har minimal indflydelse på modellens output, *Hush* og *Horne* [1]. Disse vægte vil i det følgende blive betegnet *de mindst fremtrædende vægte*. To meget populære metoder, som bygger på denne fremgangsmåde, er *Optimal Brain Damage (OBD)*, *Le Cun m. fl.* [13] og *Hush* og *Horne* [1] og *Optimal Brain Surgeon (OBS)*, *Hassibi m.fl.* [18].

Ved OBD bliver beregningerne simplificeret ved at antage, at Hessian matricen^{bb} \mathbf{H} er diagonal. Ifølge Hassibi m. fl. [18] kan simplificeringen føre til beskæring af ”forkerte” vægte og dermed en forøgelse af både generaliseringsfejlen og træningsfejlen. Resultatet bliver, at man ved OBD ikke er sikker på at opnå en optimal beskæring af netværket. I modsætning til OBD bliver der ved OBS benyttet den fulde Hessian matricen, hvilket giver en mere eksakt approksimation af fejlfunktionen. Ved beregning af de mindst fremtrædende vægte benytter OBS den inverse af Hessian matricen \mathbf{H}^{-1} . Ulempen ved OBS er, at \mathbf{H}^{-1} ved bestemmelsen af de mindst fremtrædende vægte skal beregnes for hver vægt, hvilket bevirker at OBS ved større netværk bliver meget beregningstung. Selvom OBS giver en mere optimal beskæring, vælges det derfor at arbejde videre med OBD beskæringsteknikken. Fremgangsmåden ved OBD beskæringen er som følger:

1. Netværket trænes til et minimum.
2. Beregn vægtenes fremtræden.
3. Fjern den/de mindst fremtrædende vægte og genoptræn netværket^{cc} til et minimum.
4. Hvis træningsresultatet er tilfredsstillende, så gentages proceduren fra punkt 2.
5. Hvis fejlen er uacceptabel, så genskabes den/de sidst fjernede vægte for at opnå den forrige netopbygning.

Udgangspunktet ved OBD er en approksimation af fejlfunktionen E vha. en 2.ordens Taylor-rækkeudvikling, Le Cun m. fl. [13], Hush og Horne [1] og Larsen m. fl. [17]:

$$7.14) \quad E(\mathbf{w} + \Delta\mathbf{w}) \approx E(\mathbf{w}) + \frac{\partial E}{\partial \mathbf{w}^T}(\mathbf{w}) \cdot \Delta\mathbf{w} + \frac{1}{2} \Delta\mathbf{w}^T \cdot \frac{\partial^2 E}{\partial \mathbf{w} \partial \mathbf{w}^T}(\mathbf{w}) \cdot \Delta\mathbf{w}$$

hvor \mathbf{w} og $\Delta\mathbf{w}$ matricerne indeholder hhv. vægtene og vægtændringerne. Modellens følsomhed over for ændringer i vægtematricen findes ved:

$$7.15) \quad F(\Delta\mathbf{w}) = E(\mathbf{w} + \Delta\mathbf{w}) - E(\mathbf{w})$$

Ved at antage at Hessian matricen er diagonal, samt at 1.ordensleddet^{dd} i 7.14 kan sættes lig 0, kan modellens følsomhed over for ændringer af individuelle vægte $F_{l,j,i}$ findes ved:

$$7.16) \quad F_{l,j,i} = \frac{1}{2} \frac{\partial^2 E}{\partial w_{l,j,i}^2} w_{l,j,i}^2 = \frac{1}{2} \sum_{p=1}^P \frac{\partial^2 E_p}{\partial w_{l,j,i}^2} w_{l,j,i}^2$$

hvor P med fordel kan sættes lig det totale antal datasæt. Denne fremgangsmåde forhindrer bortskæring af små vægte med stor indflydelse på modellens output, da $F_{l,j,i}$ for disse vægte bliver

^{bb} Hessian matricen indeholder elementerne $\frac{\partial^2 E}{\partial w_i \partial w_j}$.

^{cc} Ved genoptræningen benyttes det oprindelige træningssæt og CrossValidationsæt.

^{dd} Da beskæringen af modellen foretages efter træningen af modellen til et (lokalt) minimum, synes det rimeligt at sætte 1.ordensleddet lig 0.

”pustet op” af den 2. afledte af E . Ifølge *Le Cun m. fl.* [13] og *Hush og Horne* [1] kan den 2. afledte af E findes vha.:

$$7.17) \quad \sum_{p=1}^P \frac{\partial^2 E_p}{\partial w_{l,j,i}^2} = \sum_{p=1}^P r_{l,j} u_{l-1,i}^2$$

For neuronerne i det skjulte lag beregnes $r_{l,j}$ vha., *Le Cun m. fl.* [13] og *Hush og Horne* [1]:

$$7.18) \quad r_{l,j} = (f_1'(\sum_{i=1}^{N_{l-1}} w_{l,j,i} u_{l-1,i}))^2 \left[\sum_{m=1}^{N_{l+1}} r_{l+1,m} w_{l+1,m,j}^2 \right] - f_1''(\sum_{i=1}^{N_{l-1}} w_{l,j,i} u_{l-1,i}) \frac{\partial E}{\partial u_{l,j}}$$

hvor $f_1''(\cdot)$ er den anden afledte af sigmoid funktionen givet ved:

$$7.19) \quad f_1''(\alpha) = \frac{d^2 f(\alpha)}{d\alpha^2} = 2f(\alpha)(1-f(\alpha))^2 - f(\alpha)(1-f(\alpha))$$

$\frac{\partial E}{\partial u_{l,j}}$ i 7.18 beregnes vha. ligning 7.10. Ved outputlaget beregnes $r_{L,j}$ ved 7.20, *Le Cun m. fl.* [13] og *Hush og Horne* [1]:

$$7.20) \quad r_{L,j} = 2(f_1'(\sum_{i=1}^{N_{L-1}} w_{L,j,i} u_{L-1,i}))^2 - 2(d_j - u_{L,j}) f_1''(\sum_{i=1}^{N_{L-1}} w_{L,j,i} u_{L-1,i})$$

$$= 2$$

idet der ved outputlaget benyttes en lineær funktion $f(\alpha) = \alpha$. Den endelige vurdering af størrelserne af $F_{l,j,i}$ skal foretages manuelt. Beregninger refereret af *Hush og Horne* [1] viser, at antallet af vægte i nogle tilfælde kan reduceres med en faktor 4.

7.4 TESTKØRSEL AF MLP MODELLEN

For at teste det opbyggede MLP netværk trænes modellen dels på datasæt, hvor der er en simpel sammenhæng mellem input og output og dels på resultaterne fra laboratorieforsøgene. Formålet med testkørslerne er dels at teste modellens evne til at finde en sammenhæng mellem input og output og dels at teste modellens evne til at identificere støjkluder. Støjkluderne identificeres og neutraliseres vha. OBD beskæringen. Til testkørslerne benyttes således 3 forskellige datasæt. Datasæt 1 benyttes til den generelle testkørsel, og datasæt 2 benyttes til testkørslen af OBD beskæringen, mens datasæt 3 indeholder resultaterne fra laboratorieforsøgene. Ved begge testkørsler benyttes den *totale fejl* som træningsresultat. Den totale fejl beregnes ved:

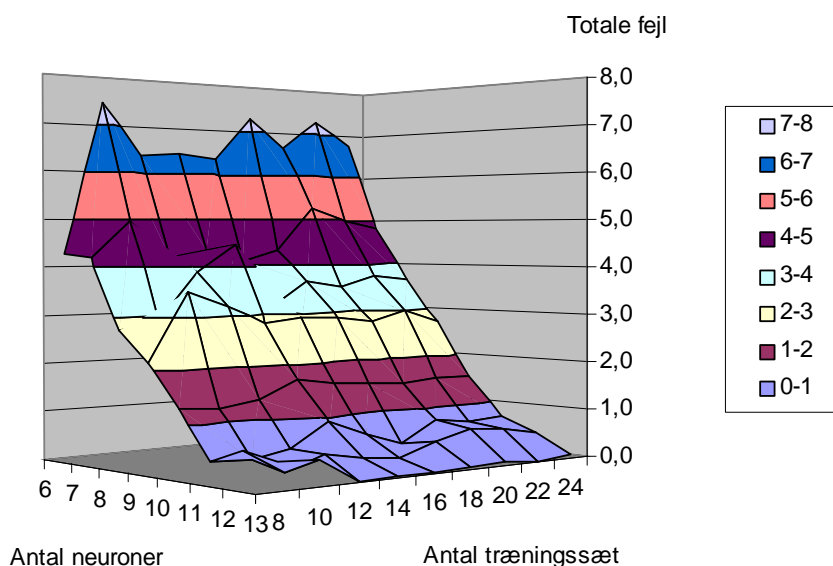
$$\text{Totale fejl} = \frac{1}{2} \sum_{\text{Alle datasæt}} (\text{beregnet output} - \text{forventet output})^2$$

7.4.1 GENEREL TESTKØRSEL

Testkørslen foretages med 50 datasæt, hvor samme værdi påtrykkes alle indgangsneuronerne. Værdierne er varieret fra 1,0 til 5,9 med step på 0,1. Som output er benyttet halvdelen af den samlede sum af input. Ved påtrykning af f.eks. 2,0 bliver outputtet således 9,0.

Ved testkørslerne er antal neuroner i det skjulte lag varieret fra 6 til 13 med step på 1, mens antallet af datasæt i træningssættet varierer fra 8 til 24 med step på 2. Indledende testkørsler viste at fornuftige resultater opnås med en formel træningsrate på 0,004 og $\beta=0$. Ved hvert niveau af antal neuroner og antal datasæt i træningssættet foretages der 20 kørsler, hvor sammensætningen af træningssættet varierer. Indflydelsen af varierende værdier for hhv. træningsraten og β behandles senere i afsnittet.

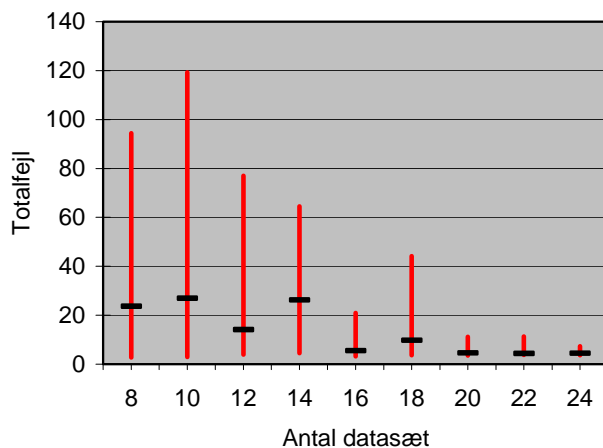
Kørslerne viser en generel tendens til lavere totalfejl med stigende antal neuroner i det skjulte lag, mens effekten, på den totale fejl, af varierende antal træningssæt er begrænset. Resultaterne er skitseret i figur 7.5, som viser de mindste totalfejl opnået med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet.



Figur 7.5 Resultaterne fra den generelle testkørsel.

Mindste totalfejl på 0,003 er opnået med 13 neuroner i det skjulte lag og 22 datasæt i træningssættet. Resultaterne viser, at modellen er i stand til at finde og afbilde sammenhængen mellem input og output. Forøgelse af antal neuroner i det skjulte lag resulterer i mere stabile træningskørsler og dermed en forøgelse af træningstiden.

Som det kan ses i figur 7.5, har antal træningssæt tilsyneladende kun begrænset indflydelse på den mindste totalfejl, som opnås gennem de 20 kørsler. Antal datasæt i træningssættet har derimod stor betydning for fluktuationerne af den totale fejl. Fluktuationerne ved kørsel med 8 neuroner i det skjulte lag er vist i figur 7.6.

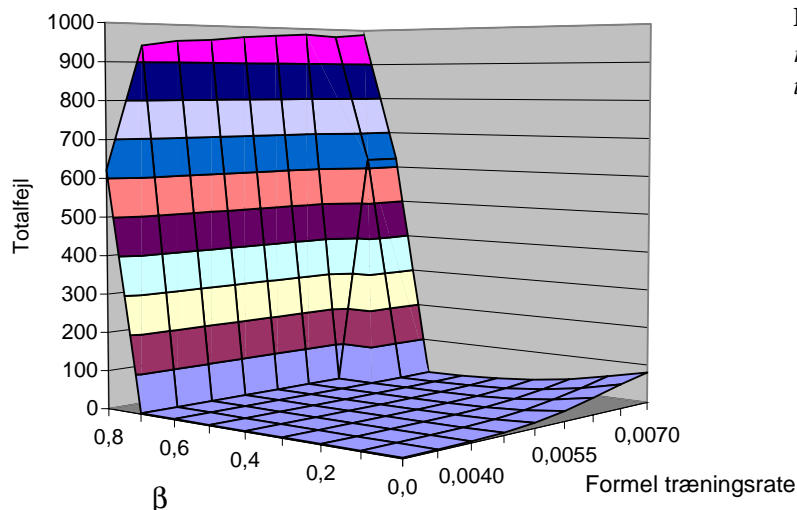


Figur 7.6 Fluktuation registreret ved kørsel med 8 neuroner i det skjulte lag. Figuren viser højeste og laveste totale fejl, samt middelværdien af totalfejl opnået ved 20 kørsler.

Figuren viser, at beregningerne stabiliseres ved forøgelse af antal datasæt i træningssættet, hvorved forskellen mellem største og laveste totalfejl over de 20 kørsler minimeres. Træningsresultaterne indikerer, at stabilitet er tæt knyttet til træningssættets evne til at repræsentere det samlede antal datasæt.

Som omtalt tidligere skal antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet, i den givne træningssituation, fastsættes ved trail and error metoden. Resultaterne i figur 7.5 og 7.6 indikerer dog, at de bedste træningsresultater opnås med 10-13 neuroner i det skjulte lag, samt et træningssæt indeholdende ca. halvdelen af det samlede antal datasæt.

Indflydelsen af varierende værdier af hhv. den formelle træningsrate og β på træningsresultatet kan ses i figur 7.7. Kørslerne er foretaget med 8 neuroner i det skjulte lag og 24 datasæt i træningssættet. Samme træningssæt er benyttet ved alle beregninger.



Figur 7.7 Den formelle træningsrate og β har stor indflydelse på træningsresultatet.

Ved træningskørslerne er β varieret fra 0 til 0,8 med step på 0,1, mens den formelle træningsrate varieres fra 0,0030 til 0,0070 med step på 0,0005. Ved at reducere værdien på den formelle træningsrate opnås der generelt et forbedret træningsresultat. Prisen for det forbedrede træningsresultat er en kraftig forøgelse af træningstiden. Indflydelsen af varierende værdier for β afhænger af den anvendte formelle træningsrate. Generelt viser kørslerne, at stigende værdier for β har en positiv indvirkning på træningsresultatet. Ved β på 0,7 viste kørslerne tegn på instabilitet ved høje værdier af

den formelle træningsrate, hvilket resulterede i en betydelig forringelse af træningsresultatet. Forsat forøgelse af β -værdien resulterede kun i en yderligere forringelse af træningsresultatet. Figur 7.7 viser klart, at ved optimering af træningsresultatet, skal både β og den formelle træningsrate fastsættes vha. trail and error metoden.

7.4.2 TESTKØRSEL AF OBD BESKÆRINGEN

Testkørslen af OBD beskæringen foretages med 39 datasæt, hvor samme værdi påtrykkes indgangsneuronerne 2-9. Indgangsneuron 1 påtrykkes derimod vilkårlige værdier uden nogen tilknytning til værdierne i de øvrige indgangsneuroner. Værdierne, som påtrykkes indgangsneuronerne 2-9, varierer fra 1,0 til 4,8 med step på 0,1. Som output er benyttet den samlede sum af input på indgangsneuronerne 2-9. Ved påtrykning af f.eks. 2,0 bliver outputtet således 16,0. Testkørslen skal således eftervise, om OBD beskæringen er i stand til at registrere og identificere indgangsneuron 1's manglende betydning for modellens output. Testkørslen skal derudover eftervise, at bortskæring af vægtene, som forbinder indgangsneuron 1 med neuronerne i det skjulte lag, generelt forbedrer MLP modellens evne til at afbilde sammenhængen mellem inddata og output.

Testkørslen foretages med 11 neuroner i det skjulte lag og 20 datasæt i træningssættet. β sættes til 0,5 og den formelle træningsrate sættes til 0,004. Ved første træning blev der opnået en total fejl på 128,24, hvilket ved opstart af OBD beskæringen gav den i tabel 7.3 viste fremtræden.

Tabel 7.3 Beregnet fremtræden ved totalfejl på 128,24.

Vægte			Fremtræden
l	j	i	
1	2	2	0,0081108
1	3	2	0,0081504
1	7	2	0,0081990
1	9	2	0,0083814
1	6	2	0,0084197
1	11	2	0,0085780
1	1	2	0,0086375
1	4	2	0,0087152
1	8	2	0,0090985
1	5	2	0,0091706
1	10	2	0,0093344
1	2	5	0,2670599
1	11	6	0,2674335
1	8	9	0,2691441
⋮	⋮	⋮	⋮
⋮	⋮	⋮	⋮
2	1	11	87,8269416

Jf. afsnit 7.2 er offsetværdierne pr. definition placeret i modellens første indgangsknude ($i=1$), hvorfor værdierne fra den første indgangsparameter er placeret under $i=2$. Resultaterne præsenteret i tabel 7.3

viser, at OBD beskæringen har registreret og identificeret den første indgangsparameters manglende indflydelse på modellens output. Ved bortskæring af alle vægtene mellem indgangsneuron 1 og neuronerne i det skjulte lag blev der opnået en total fejl på 5,68, hvilket må betegnes som en markant forbedring af modellens træningsresultat.

Fortsat bortskæring af de mindst fremtrædende vægte resulterede i en mindste totalfejl på 3,16. Mindste totalfejl blev opnået, med antal vægte mellem input laget og det skjulte lag beskåret fra 110 til 48. Resultaterne viser klart OBD beskæringens evne til at forbedre træningsresultatet ved bortskæring af de mindst fremtrædende neuroner.

7.4.3 TRÆNING MED RESULTATER FRA LABORATORIEFORSØGENE

Manglende oplysninger om spildevandssammensætningen på de afløbsledninger, som er undersøgt i forbindelse med laboratorieundersøgelserne, bevirker at det på nuværende tidspunkt ikke muligt at træne MLP modellen med indgangsparametre beskrevet i afsnit 7.3.1. Det vælges derfor at afprøve MLP modellen på indgangsparametre, som beskriver betonens tilstand. Som indgangsparametre benyttes:

- Betonens vandabsorption efter 10 minutter.
- Betonens vandabsorption efter 24 timer.
- Betonens sugoporøsitet.
- Betonens makroporøsitet.
- Betonens totalporøsitet.
- Karboniseringsdybde målt på betonrørens inderside.
- Karboniseringsdybde målt på betonrørens yderside.

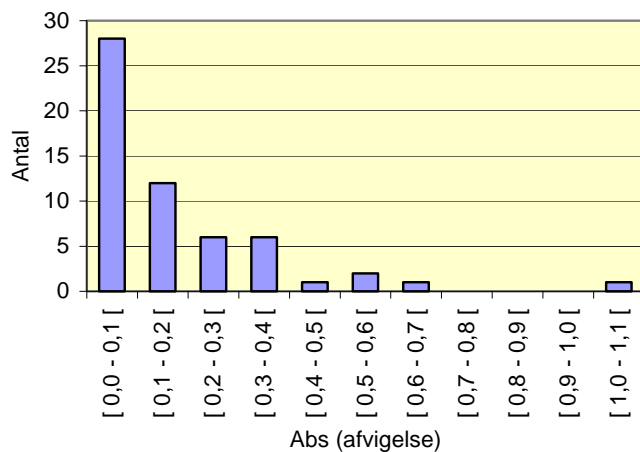
Indledningsvis antages det, at eventuelle sammenhænge mellem de enkelte indgangsparametre er ukendt. Som output benyttes et tilstandsIndeks (TI), defineret som et heltal mellem 1 og 10, hvor:

- TI 10 : Bindemiddelstrukturen er nedbrudt, rørens reelle bæreevne = 0.
- TI 7 : En stor del af tværsnittet er nedbrudt.
- TI 4 : En mindre del af tværsnittet er nedbrudt.
- TI 1 : Upåvirket tværsnit.

De benyttede indgangsparametre og output er vist i bilag 2.

Ved træning af MLP modellen blev den mindste totalfejl på 2,08 opnået med 11 neuroner i det skjulte lag, 29 datasæt i træningssættet, $\beta=0,5$ og en formel træningsrate på 0,004. Ved bortskæring af vægtene (1,5,5), (1,11,7) og (1,3,7) blev der opnået en totalfejl på 1,88. Yderligere beskæring af netværket resulterede i en forringelse af træningsresultatet. Tilstandsindexerne beregnet med MLP modellen efter træningen og beskæringen er vist i bilag 2.

Den absolutte forskel mellem de ”rigtige” og de beregnede tilstandsindexer er vist i figur 7.8.



Figur 7.8 Absolutte forskel mellem tilstandsindekserne og de beregnede tilstandsindekser i bilag 2. Der er i alt benyttet 57 datasæt.

Træningsresultatet må generelt betegnes som tilfredsstillende. I 53 ud af 57 tilfælde er afvigelsen mindre end $\pm 0,5$ fra det ”rigtige” tilstandsindeks, og i hele 28 ud af de 53 tilfælde er afvigelsen mindre end $\pm 0,1$, jf. figur 7.8. Ved afrunding af de beregnede tilstandsindekser til nærmeste heltal vil resultatet i 53 af 57 tilfælde blive det samme som det ”rigtige” tilstandsindeks.

Med baggrund i resultaterne fra laboratorierapporten er det gode træningsresultatet overraskende. Resultaterne i laboratorierapporten viser, at betonens makroporøsitet og de målte karbonatiseringsdybder ikke er korrelerede med de øvrige indgangsparametre. Det var derfor ventet, at det bedste træningsresultat ville blive opnået ved bortskæring af vægtene, som forbinder disse indgangsparametre (makroporøsitet, indvendig karbonatiseringsdybde og udvendig karbonatiseringsdybde) med neuronerne i det skjulte lag. Ved en senere træningsserie, hvor der kun blev brugt de 3 fuldt korrelerede indgangsparametre hhv. vandabsorption efter 10 minutter, vandabsorption efter 24 timer og sugesorøsitet, blev der opnået en mindste totalfejl på 3,42, hvilket er et betydeligt dårligere træningsresultat end resultatet opnået med alle 7 indgangsparametre. MLP modellens træningsresultat er afhængig af træningssættens sammensætning, hvorfor forklaringen på det forholdsvise dårlige træningsresultat med kun 3 indgangsparametre skal findes i det faktum, at der ved serietræningen af MLP modellen kun blev udført 5 træningsrunder med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet.

Selv om det bedste træningsresultat blev opnået, hvor alle 7 indgangsparametre anvendes, så har de enkelte indgangsparametre ikke samme indflydelse på MLP modellens output. Betydningen af de enkelte indgangsparametre er vist i tabel 7.4.

Med indgangsparametrene angivet i første række i tabel 7.4 beregner MLP modellen et tilstandsindeks på 1,99. Ved enkeltvis at forøge indgangsparametrene med 10 % kan det undersøges, hvilken betydning indgangsparametrene har på modellens output.

Beregningerne i tabel 7.4 viser, at betonens vandabsorption efter 24 timer har stor indflydelse på modellens output. Ved en 10 % forøgelse af absorptionsværdien (fra 9,66 vol. % til 10,63 vol. %) forøges modellens output fra 1,99 til 2,58, hvilket svarer til en forøgelse på 29,8 %. Derimod har karbonatiseringsdybden målt på betonrørens udvendige side kun minimal betydning for modellens output. Ved en 10 % forøgelse af karbonatiseringsdybden målt på betonrørens yderside, forøges modellens output kun med 0,1 %. Man skulle således tro, at alle vægtene mellem indgangsparameteren indeholdende den udvendige karbonatiseringsdybde med fordel kunne beskæres fra

modellen, men som før nævnt forårsagede beskæringen af den trænedede model en forringelse af træningsresultatet på et forholdsvis tidligt tidspunkt.

Tabel 7.4 Indgangsparametrene indflydelse på MLP modellens output. Tallene markeret med fed skrift er forøget med 10 % i forhold til de "normale" værdier, som er anført i første række.

Absorption 10 min [vol.%]	Absorption 24 timer [vol.%]	Suge- porøsitet [vol.%]	Makro- porøsitet [vol.%]	Total- porøsitet [vol.%]	Karbonati- sering, indvend. [mm]	Karbonati- sering, udvend. [mm]	Tilstands- indeks, TI (beregnet)	Ændring af TI [%]
3,53	9,66	11,78	2,34	14,11	2,01	3,62	1,99	---
3,88	9,66	11,78	2,34	14,11	2,01	3,62	2,09	4,8
3,53	10,63	11,78	2,34	14,11	2,01	3,62	2,58	29,8
3,53	9,66	12,96	2,34	14,11	2,01	3,62	2,01	0,8
3,53	9,66	11,78	2,57	14,11	2,01	3,62	1,97	-1,2
3,53	9,66	11,78	2,34	15,52	2,01	3,62	1,86	-6,7
3,53	9,66	11,78	2,34	14,11	2,21	3,62	2,01	0,9
3,53	9,66	11,78	2,34	14,11	2,01	3,98	1,99	0,1

Tabel 7.4 viser derudover, at en 10 % forøgelse af hhv. makro- og totalporøsiteten forårsager en forøgelse af MLP modellens output på hhv. -1,2 % og -6,7 %. Den "negative forøgelse" betyder ikke, at en forøgelse af f.eks. totalporøsiteten afspejler en forbedring af betonens fysiske tilstand. Forklaringen på den negative forøgelse skal findes i det faktum, at man ved en forøgelse af f.eks. betonens totalporøsitet samtidig vil kunne registrere en forøgelse af hhv. vandabsorptionen efter 10 minutter og 24 timer og sugeporøsiteten. Situationen i tabel 7.4, hvor kun totalporøsiteten forøges, er således ikke helt realistisk.

Det tilfredsstillende træningsresultat viser, at det er muligt at benytte/træne MLP modellen til beskrivelse af samspillet mellem resultaterne fra laboratorieundersøgelserne og de angivne tilstandsindekser. Den minimale beskæring af den trænedede MLP model må dog betegnes som lidt overraskende. Ud fra resultaterne i laboratorierapporten var det ventet, at det bedste træningsresultat ville blive opnået ved bortskæring af vægtene mellem hhv. makroporøsitet, indvendig karbonatiseringsdybde og udvendig karbonatiseringsdybde og neuronerne i det skjulte lag. Den manglende beskæring kan dog på ingen måde betragtes som en fejl/svaghed ved MLP modellen, men derimod et godt eksempel på modellens store styrke til at gengive et komplekst sammenspil mellem indgangsparametrene og modellens output.

7.5 OPSAMLING

Det er valgt at opbygge den neurale netværksmodel som en *Multi-Layer Perceptron* (MLP) model, hvor træningen foregår ved *supervised* indlæring. Som indlæringsalgoritme benyttes *back Propagation error algoritmen*, hvor vægtenes størrelse, jf. afsnit 7.2, fastlægges vha. en gradientsøgningsalgoritme. For at forbedre indlæringshastigheden tilknyttes gradientsøgningsalgoritmen et momentled, som er proportionalt med ændringen af vægtenes og offsetværdierne til forrige opdatering, jf. formel 7.13.

Som karakteristisk funktion for neuronerne benyttes *sigmoid* funktionen, jf. figur 7.4. Ved outputlaget vælges det dog at benytte en lineær funktion, hvilket har en positiv indvirkning på MLP modellens indlæring.

Ved træningens start sættes alle vægte og offsetværdier til tilfældige værdier mellem $\pm 0,5$. De lave værdier sikrer, at træningen starter i en relativ sikker position. Størrelsen af den formelle træningsrate og β må derimod fastlægges ved *trail and error* metoden, jf. afsnit 7.2.1. Som stopkriterium ved træningen af MLP modellen benyttes *cross validation* kriteriet. Brugen af *cross validation* som stopkriterium sikrer, at træningen standses, når modellens evne til at generalisere forringes ved fortsat træning.

MLP modellen er opbygget således, at den kan beregne et output (et tilstandsindeks) på baggrund af 9 indgangsparametre. Antallet af indgangsparametre er fastlagt med baggrund i resultaterne fra kapitel 2-6 samt et ønske om at benytte afløbsledningens renoveringsindeks ved beregning af et *tilstandsindeks* for afløbsledningen. MLP modellen er opbygget som et 2-lags netværk (1 skjult lag). Antal neuroner i det skjulte lag fastsættes ved *trail and error* metoden.

Resultaterne fra kapitel 2-6 samt renoveringsindekset for afløbsledningen er i afsnit 7.3.1 opstillet som normaliserede indekser: I_{Alder} , $I_{Beregning}$, $I_{Ammonium}$, $I_{pH-værdi}$, $I_{Aggressivt\ CO_2}$, $I_{Absorption}$, $I_{Modstandstab}$, I_{KM} og $I_{Renovering}$. MLP modellens output er et tilstandsindeks (tal mellem 1 og 10), som indeholder oplysninger om betonrørens alder, spildevandets sammensætning, betonens nuværende tilstand samt renoveringsindekset for afløbsledningen. Tilstandsindeksets betydning er beskrevet i afsnit 7.3.1.

En trænet MLP model indeholder til tider overflødig information. MLP modellen er derfor opbygget således, at vægte/forbindelser, som i praksis ikke har nogen indflydelse på modellens output, kan bortskæres. Ved beskæringen af netværket kan modellens træningsresultat forbedres. Ved beskæringen vælges det at benytte *Optimal Brain Damage* (OBD) metoden, jf. afsnit 7.3.2.

Manglende oplysninger om spildevandets sammensætning på de afløbsledninger, som er undersøgt i forbindelse med laboratorieundersøgelserne, bevirker, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at træne MLP modellen med ovenstående indgangsparametre (indekser). I stedet er der udført 3 forskellige testkørsler af MLP modellen. Den første er en generel testkørsel, som viser MLP modellens evne til at gengive sammenhængen mellem modellens input og output. Den anden er en testkørsel af OBD beskæringen. Ved den tredje testkørsel trænes MLP modellen på resultaterne fra laboratorieundersøgelserne.

Ved den generelle testkørsel er der benyttet en simpel sammenhæng mellem modellens input og output, jf. afsnit 7.4.1. Træningen er foretaget med varierende antal neuroner i det skjulte lag og varierende antal datasæt i træningssættet. Træningsresultatet må betegnes som yderst tilfredsstillende. Mindste totalfejl på 0,003 er opnået med 13 neuroner i det skjulte lag og 22 datasæt i træningssættet. Ved denne del af testkørslen var den formelle træningsrate og β konstant hhv. 0,004 og 0. Den generelle testkørsel viser en tendens til forbedrede træningsresultater med stigende antal neuroner i det skjulte lag. Med flere end 11 neuroner i det skjulte lag er forbedringen, opnået ved forøgelse af antal neuroner i det skjulte lag, dog minimal, jf. figur 7.5.

Testkørslerne viser, at antal datasæt i træningssættet kun har begrænset indflydelse på den mindste totalfejl opnået med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet. Antallet af datasæt har derimod stor betydning for fluktuationerne af den totale fejl. Testkørslen viser klart, at det er meget vigtigt, at der foretages flere kørsler (serietræning) med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet for at opnå det optimale træningsresultat.

Effekten af varierende formel træningsrate og β er ligeledes undersøgt under den generelle testkørsel. Testkørslen viser, at MLP modellens træningsresultat generelt forbedres med aftagende formel træningsrate. Stigende β -værdier forbedrer træningsresultatet for høje værdier af den formelle træningsrate (0,005 - 0,007), mens effekten er begrænset ved små værdier af den formelle træningsrate

(0,003 – 0,005). Ved β på 0,7 viser kørslerne tegn på instabilitet ved høje værdier af den formelle træningsrate, hvilket resulterer i en markant forringelse af træningsresultatet. Fortsat forøgelse af β resulterer i yderligere forringelse af træningsresultatet.

Ved testkørslen af OBD beskæringen er der benyttet en simpel sammenhæng mellem 8 af de 9 indgangsparametre og modellens output. Den sidste indgangsneuron er påtrykt tilfældige værdier uden nogen tilknytning til modellens output. Målet med testkørslen var, at MLP modellen gennem OBD beskæringen skulle identificere vægtene mellem indgangsneuronen, som blev påtrykt vilkårlige værdier, og neuronerne i det skjulte lag, samt at træningsresultatet skulle forbedres ved bortskæring af vægtene med mindst betydning for modellens output. Træningsresultatet må betegnes som tilfredsstillende. OBD beskæringen identificerede alle vægtene mellem indgangsneuronen, som var påtrykt vilkårlige værdier, og neuronerne i det skjulte lag, jf. tabel 7.3. Ved bortskæring af disse vægte blev totalfejlen reduceret fra 128,23 til 5,68. Fortsat bortskæring af vægtene med mindst betydning for modellens output resulterede i en yderligere reduktion af totalfejlen til 3,16. Ved beskæringen af netværket er antal vægte reduceret fra 110 til 48. Resultatet viser klart OBD beskæringens evne til at forbedre MLP modellens træningsresultat ved bortskæring af vægte med minimal betydning for modellens output.

Ved testkørslen med resultater fra laboratorieundersøgelserne er der benyttet 7 indgangsparametre: Vandabsorption efter 10 minutter, vandabsorption efter 24 timer, sugeporøsitet, makroporøsitet, totalporøsitet, karbonatiseringsdybde målt på betonrørens inderside samt karbonatiseringsdybde målt på betonrørens yderside. Som output benyttes et tilstandsindeks defineret som et tal mellem 1 og 10, jf. afsnit 7.4.3. Træningen af MLP modellen resulterede før OBD beskæringen i en mindste totalfejl på 2,08 opnået med 11 neuroner i det skjulte lag, 29 datasæt i træningssættet, β på 0,5 og en formel træningsrate på 0,004. Efter OBD beskæringen af netværket er der opnået en mindste totalfejl på 1,88, hvilket må betegnes som et tilfredsstillende resultat.

Ved OBD beskæringen kunne der kun fjernes 3 vægte, hvorefter yderligere beskæring resulterede i en forringelse af MLP modellens træningsresultat. Den minimale beskæring er overraskende, da resultaterne fra laboratorieundersøgelserne har vist, at målingerne af betonens makroporøsitet, karbonatiseringsdybden målt på indvendig side og karbonatiseringsdybden målt på udvendig side ikke var korreleret med de øvrige indgangsparametre. Den ”manglende” beskæring kan dog på ingen måde betragtes som en svaghed ved MLP modellen, men derimod som et godt eksempel på modellens store styrke til at gengive et kompleks samspil mellem indgangsparametre og modellens output.

En undersøgelse af de enkelte indgangsparametres indflydelse på MLP modellens output viser, at betonens vandabsorption efter 24 timer har stor betydning, mens betonens sugeporøsitet og karbonatiseringsdybderne målt på hhv. yder- og inderside kun har begrænset betydning, jf. tabel 7.4.

SLUTKOMMENTAR

For at MLP modellens anvendelighed i forbindelse med betonafløbsledninger kan blive endelig verificeret, og dermed gøre modellen praktisk anvendelig, skal der gennemføres en systematisk indsamling af datasæt. Rammerne for en systematisk dataindsamling er skitseret i afsnit 8.8.

Efter en positiv verificering af modellens anvendelighed kan MLP modellen ud fra oplysningerne om afløbsledningens alder, spildevandets sammensætning, betonens tilstand og ledningens renoveringsindeks beregne et tilstandsindeks for afløbsledningen. MLP modellens anvendelighed er illustreret i afsnit 8.9.

KILDELISTE

- [1] Hush, D. R. og Horne, B. G., *Progress in Supervised Neural Networks*. IEEE Signal Processing Magazine, Januar, 1993
- [2] Madsen, P. P., *Introduktion til neurale netværk*. Aalborg Universitet. Notat skrevet til et foredrag i forbindelse med livslang uddannelse.
- [3] Madsen, P. P., *Neurale netværk i proceskontrol*. Aalborg Universitet, Afdeling for proceskontrol. 1992.
- [4] Rumelhart, D. E., Hinton, G. E. og Williams, R. J., *Learning Representation by Back-Propagating Errors*. Nature, 323(9), 1986.
- [5] Ghaboussi, J., Garrett Jr., J. H. og Wu, X., *Knowledge-based Modelling af Material Behavior with Neural Networks*. Materials & Structures, no. 1, vol. 1, 1992.
- [6] McCulloch, W. S. og Pitts, W., *A Logical Calculus of the Ideas Immanent in Nervous Activity*. Bulletin of Mathematical Biophysics, no. 5, 1943.
- [7] Wu, X., Ghaboussi, J. og Garrett Jr. J. H., *Use of Neural Networks in Detection of Structural Damage*. Computers & Structures, no. 4, vol. 42, 1992.
- [8] Wu, X. og Ghaboussi, J., *Neural Networks-based Modelling of Composite Material with Emphasis on Reinforced Concrete*. Computing in Civil Engineering and Geographic Information Systems Symposium, 1992.
- [9] Molas, G. L. og Yamazaki, F., *Neural Networks for Quick Earthquake Damage Estimation*. Earthquake Engineering and Structural Dynamics. Vol. 24, 1995.
- [10] Rosenblatt, F. *The Perceptron: A Probabilistic Model for Information Storage and Organization in the Brain*. Psychological Review no. 65, 1958.
- [11] Minsky, M. L. og Papert, S. A., *Perceptrons*. Cambridge: MIT Press, 1969.
- [12] Hertz, J., Krogh, A. og Palmer, R. G., *Introduction to the Theory of Neural Computation*. Lecture Notes Volume I, Santa Fe Institute, Studies in the Science of Complexity, 1991.
- [13] Le Cun, Y., Denker, J. S. og Solla, S. A., *Optimal Brain Damage*. Advances in Neural Information Processing Systems 2. 1990.
- [14] Chuang, P. H., Goh, A. T. C. og Wu, X., *Modelling the Capacity of Pin-Ended Slender Reinforced Concrete Columns using Neural Networks*. Journal af Structural Engineering. Vol. 124, no. 7, 1998.
- [15] Eldin, N. N. og Senouci, A. B., *Use of neural networks for condition rating of jointed concrete pavements*. Advances in Engineering Software. vol. 23, 1995.
- [16] Freeman, J. A. og Skapura, D. M., *Neural Networks – Algorithms, Applications and Programming Techniques*. Addison-Wesley Publishing Company. 1992.
- [17] Larsen, J., Hansen, L. K., Svarer, C. og Ohlsson, M., *Design and regularization of neural networks – The optimal use of a validation set*. Neural Networks for signal processing VI, Proceedings of the 1996 IEEE workshop.
- [18] Hassibi, B., Stork, D. G. og Wolff, G. J., *Optimal Brain Surgeon and General Network Pruning*. 1993 IEEE International Conference on Neural Networks.
- [19] Hush, D. R., Horne, B. og Salas, J. M., *Error Surfaces for Multilayer Perceptrons*. IEEE Transactions on systems, man, and cybernetics, no. 5, vol. 22, 1992.
- [20] Williams, T. P., Khajuria, A. og Balaguru, P., *Neural Network for Predicting Concrete Strength*. Computing in Civil Engineering. 1991.
- [21] Samtale med Michael R. Rasmussen, Aalborg Universitet, Institut 5., 1999.
- [22] Sørensen, M. S., *Anvendelse af lokale regnserier i Aalborg*, Indlæg ved EVA møde, januar 1992.
- [23] Sægrov, S., *Tilstand og tilstandsændring for betongavløpsledninger*, Doktor ingeniøravhandling. Norges Tekniske Høgskole, 1992.

Kapitel 8

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER

Resultaterne af det arbejde, der er udført i forbindelse med udarbejdelsen af kapitlerne 2 til 7, vil afslutningsvis blive sammenfattet i dette kapitel. Ud fra sammenfatningerne bliver der draget nogle generelle og overordnede konklusioner.

8.1 HISTORISK GENNEMGANG AF BETONAFLØBSLEDNINGERS KVALITET

Den historiske gennemgang af betonafløbsledningernes kvalitet viser, at metoderne brugt ved fremstilling af, kontrollen med og lægningen af betonafløbsrør har ændret sig betydeligt igennem dette århundrede.

8.1.1 FREMSTILLING OG KONTROL AF BETONAFLØBSRØR

Kortlægningen i kapitel 2 viser, at kvaliteten af betonafløbsrørene i starten af dette århundrede var svingende. Kontrollen af råmaterialernes kvalitet var mangelfuld, og materialernes egnethed blev ofte vurderet af den enkelte støber ud fra materialernes konsistens. Samtidig var støbningen af betonrørene primitiv, hvilket til tider resulterede i betonrør med mangelfuld komprimering. Der var i denne periode næsten ingen kvalitetskontrol i rørproduktionen, og der var ingen sanktioner over for de rørproducenter, som leverede dårlige rør. Samlet set blev der i starten af dette århundrede produceret betonafløbsrør, hvor kvaliteten svingede fra god til dårlig.

Med tiden blev der udført kemiske analyser af cementsammensætningen, hvilket resulterede i en mere hensigtsmæssig cementsammensætning og dermed en kraftig forøgelse af cements styrke. I perioden fra 1900 til 1940 blev 28 dages styrken for den normale portlandcement således forøget med en faktor 2,5. I 1930'erne og i 40'erne blev råmaterialernes kvalitet forbedret betydeligt, samtidig med at betonrørproduktionen blev mekaniseret. På denne tid blev der ved de større betonrørproducenter brugt maskiner til blanding og komprimering af betonen. Der var dog stadig mange mindre betonrørproducenter, som benyttede manuel arbejdskraft til både blandingen og komprimeringen af betonen. Omkring 1920 udkom den første norm for betonrør, og der blev i starten af 1920'erne indført et kvalitetsmærke, som kunne bruges af rørfabrikanter, der ved prøvning kunne vise, at deres rør overholdt normens kvalitetskrav. Generelt var betonrørens kvalitet i denne periode meget afhængig af produktionsstedet, og kunne stadig svinge fra god til dårlig.

I perioden fra omkring 1940 til 1960 blev hele betonrørproduktionen mekaniseret, hvilket sammen med forbedret kontrol af råmaterialernes kvalitet bevirker, at betonrørene produceret efter starten af 1940'erne er af god kvalitet.

Ud fra den historiske kortlægning af fremstillingen af betonafløbsrør kan det konkluderes, at betonafløbsrør produceret efter 1940 generelt er af god kvalitet, mens kvaliteten af betonafløbsrør produceret før 1940 kan svinge fra god til dårlig.

8.1.2 LÆGNING OG SAMLING AF BETONAFLØBSRØR

Den historiske kortlægning af metoderne brugt ved lægning af betonafløbsrør viser, at samlingerne blev foretaget med pakkarn og asfalt, cementmørtel eller plastisk ler. Kvaliteten af samlingerne var i bedste fald acceptabel og i værste fald yderst kritisabel. Samlet set var kvaliteten af anlægsudførelsen i denne periode svingende, mens kvaliteten af samlingerne af tekniske årsager var dårlig.

I tiden efter 1940 blev det til stadighed mere almi

Med baggrund i kortlægningen af metoderne brugt ved dimensionering af betonafløbsledninger kan det konkluderes, at risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder er relativ stor frem til 1945. Mellem 1945 og 1960 er risikoen begrænset for betonafløbsledninger placeret i grav og under dæmning, mens risikoen for funktionsmæssige problemer er større for ledninger placeret i usymmetrisk grav end for de to andre anlægstyper. Efter 1960 er risikoen for funktionsmæssige problemer forårsaget af de anvendte beregningsmetoder generelt begrænset.

*Generelt kan det ud fra kortlægningen af dimensioneringsmetoderne konkluderes, at afløbsstrækningens **alder** og **anlægstypen** er nøgleparametre ved vurdering af afløbsledningens tilstand og restlevetid.*

Kortlægningen af metoderne brugt ved beregning af betonrørens bæreevne viser, at betonrør med fod lagt frem til starten af 1980'erne i virkeligheden havde en bæreevne, som var mindre end den beregnede. Betonens fortsatte hydratisering i årene efter produktionstidspunktet bevirker, at overestimering af betonrørens styrke vurderes til kun at have begrænset betydning ved vurdering af betonafløbsledningernes tilstand og restlevetid.

8.3 FYSISKE OG KEMISKE NEDBRYDNINGSMEKANISMER

Gennemgangen af betonens struktur i kapitel 4 viser, at betonens gelporer og kapillarporer mindre end 50 nm ingen indflydelse har på betonens tæthed. Kapillarporer større end 50 nm har en negativ indvirkning på betonens tæthed. Gennemgangen viser ydermere, at betonen har et naturligt indhold af makroporer som f.eks. luftporer. Mængden af makroporer kan minimeres ved effektiv vibration af betonen under støbningen, hvorfor betonrør produceret ved håndstampning af betonen har et naturligt højere indhold af makroporer end betonrør produceret med maskinel vibrering af betonen. Betonrør produceret frem til omkring midten af 1940'erne kan således forventes at have et forholdsvis højt indhold af makroporer. Derudover viser gennemgangen af betonens struktur, at der ved hydratiseringen af cementpartiklerne dannes en zone tæt ved de større tilslagspartikler med højere porøsitet end den øvrige cementpasta. Den porøse zone kan forårsage et sammenhængende net af mikrorevner langs tilslagspartiklerne.

Gennemgangen af betonens struktur viser, at betonens permeabilitet aftager ved aftagende v/c tal og med tiltagende hydratiseringsgrad, jf. afsnit 4.1.2.

Med baggrund i gennemgangen af betonens struktur kan det konkluderes, at det hovedsageligt er kapillarporer større en 50 nm, makroporer og mikrorevner, som bidrager til betonens permeabilitet. Ydermere kan det konkluderes, at betonens permeabilitet aftager ved aftagende v/c tal og tiltagende hydratiseringsgrad.

Kortlægningen af de forskellige fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer viser, at udvaskningskorrosion kan være et problem for betonafløbsrør af dårlig kvalitet, hvorfor udvaskningskorrosion hovedsagelig er konstateret på betonrør produceret i starten af dette århundrede. Derimod er virkningen af udvaskningskorrosion begrænset ved betonrør af høj kvalitet og dermed lav permeabilitet. Kortlægningen af nedbrydningsmekanismerne viser, at både ionbyttekorrosion og syrekorrosion er mulige korrosionsformer i forbindelse med spildevandsbelastede betonrør. Dog viser gennemgangen af syrekorrosion i afsnit 4.2.3, at udludningen forårsaget af CO₂-holdig spildevand er størst i perioden lige efter ibrugtagningen, hvorefter situationen stabiliseres. Hvis der er tale om betonrør af høj kvalitet, vil den videre udludning foregå så langsomt, at den i praksis ingen betydning

har for betonrørens levetid. Gennemgangen af sulfatangreb i afsnit 4.2.4 og korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet i afsnit 4.2.5 viser, at begge korrosionsformer er mulige. Dog er korrosion forårsaget af den mikrobielle aktivitet i praksis hovedsagelig begrænset til dels svovlsyreangreb (pga. svovlbrinte) og dels salpetersyreangreb. Andre syrer dannet ved mikrobiel aktivitet er uden praktisk betydning for betonrørens tilstand og restlevetid. Behandlingen af basisk korrosion i afsnit 4.2.6 viser, at der i teorien er flere typer af basisk korrosion, men at det ikke har været muligt i litteraturen at finde eksempler på basisk korrosion på betonafløbsrør. Det kan derfor ikke udelukkes, at denne korrosionsform er uden praktisk betydning i forbindelse med betonrør. Herudover viser kortlægningen af de fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer, at mekanisk erosion, i form af bundslitage, er en yderst relevant ”korrosionsform” på afløbsledninger med stort fald og retningsændringer.

Ud fra kortlægningen af de fysiske og kemiske nedbrydningsmekanismer kan det konkluderes, at udvaskningskorrosion er en mulig korrosionsform for betonrør af dårlig kvalitet, mens den kun i begrænset omfang er mulig ved betonrør af god kvalitet. Derudover er ionbyttekorrosion, syrekorrosion, sulfatangreb og korrosion forårsaget af mikrobiel aktivitet mulige korrosionsformer. I forbindelse med betonafløbsledninger er korrosionen forårsaget af mikrobiel aktivitet i praksis begrænset til svovlsyre- og salpetersyreangreb. Den basiske korrosion er en mulig korrosionsform. Derudover kan det konkluderes, at mekanisk erosion er en mulig korrosionsform ved afløbsledninger med stort fald og retningsændringer.

8.4 SPILDEVANDSKARAKTERISERING

Kortlægningen af spildevandets sammensætning i kapitel 5 og kortlægningen af nedbrydningsmekanismer i kapitel 4 viser, at det er spildevandets indhold af ammonium, magnesium, sulfat, natrium, kalium, klorid og aggressivt CO₂ samt spildevandets pH-værdi, som umiddelbart er af interesse ved en vurdering af betonrørs tilstand og restlevetid.

Kortlægningen af spildevandets sammensætning viser, at koncentrationen af ammonium i almindeligt husspildevand typisk ligger på 18-50 mg/l, hvilket ifølge tabel 4.1 vil forårsage svagt til moderat angreb på betonafløbsrørene.

Koncentrationerne af magnesium og sulfat ligger typisk på hhv. 10-40 mg/l og ca. 100 mg/l, hvilket i begge tilfælde er langt under grænseværdierne for ”ingen angreb” angivet i tabel 4.1. Samtidig viser kortlægningen af spildevandets sammensætning, at der i almindeligt husspildevand er sulfat til stede i rigelige mængder til den mikrobielle produktion af sulfid.

Kortlægningen af spildevandets sammensætning viser ydermere, at klorid, natrium og kalium forekommer i koncentrationer på hhv. 100-500 mg/l, 10-200 mg/l og 5-30 mg/l. Klorid indgår i nedbrydningsmekanismerne som hhv. ammoniumklorid, magnesiumklorid, natriumklorid og kaliumklorid. Undersøgelse af de molære koncentrationer i spildevandet af hhv. ammonium, magnesium, natrium, kalium og klorid viser, jf. tabel 5.3, at klorid forekommer i rigelige mængder til ikke at virke begrænsende på dannelsen af de ovenstående kloridholdige kemiske forbindelser. Samtidig er koncentrationen af klorid betydeligt under den vejledende grænseværdi på 1000 mg/l fremsat af miljøstyrelsen for industrispildevand. Den molære koncentration af kalium er forholdsvis beskeden, hvorfor det i afsnit 5.3 antages, at spildevandets indhold af kalium ikke udgør et problem for betonrørens holdbarhed. Diskussionen af de kemiske stoffer i afsnit 5.3 viser, at natrium deltager ved sulfatangreb som natriumsulfat og ved basisk korrosion som natriumsalte. Men som diskussionen af spildevandets sulfatindhold viser, er koncentrationen af sulfat ikke høj nok til at forårsage skader på betonrørene, hvorfor andelen af natrium i natriumsulfat ikke kan betragtes som et problem for betonrørens holdbarhed. Hvis spildevandet skulle danne grundlag for basisk korrosion, må der

samtidig kunne registreres en pH-værdi i spildevandet, som er højere end den typiske pH-værdi i almindeligt spildevand på 7-8. Der er således intet, som tyder på, at natriumsalte er et problem for betonrørens holdbarhed.

Det har gennem litteraturstudierne ikke været muligt at finde nogen angivelser af typiske koncentrationer af aggressivt CO₂ i almindelig spildevand. Men da aggressivt CO₂ kan forekomme i høje koncentrationer i grundvandet og dermed forårsage korrosion på betonrørens yderside, må koncentrationen af aggressivt CO₂ i både spildevand og grundvandet betragtes som betydende for betonrørens tilstand og restlevetid.

Derudover viser kortlægningen af spildevandets sammensætning, at spildevandets pH-værdi almindeligvis ligger på 7-8, hvilket ikke forårsager skader på betonafløbsrørene, jf. tabel 4.1. Men da spildevandets pH-værdi er en meget brugbar parameter til registrering af alle syrer og baser, vælges det i afsnit 5.3 alligevel at betragte spildevandets pH-værdi som værende en betydende parameter ved vurdering af betonrørens tilstand og restlevetid.

Kortlægningen af spildevandets sammensætning viser, at koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen er en funktion af mange indbyrdes uafhængige parametre, hvorfor koncentrationen af svovlbrinte ikke på simpel vis kan forudsiges. Det vælges derfor at se helt bort fra koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen ved vurdering af spildevandets påvirkning af betonafløbsrørene. En naturlig følge heraf er, at analyseværktøjet, som opbygges i denne rapport, ikke kan benyttes på afløbsledninger, som udsættes eller har været udsat for svovlbrinte.

Generelt kan det ud fra kortlægningen af spildevandets sammensætning konkluderes, at spildevandets koncentration af ammonium og aggressivt CO₂ samt spildevandets pH-værdi er nøgleparametre ved vurdering af afløbsledningens tilstand og restlevetid, mens spildevandets indhold af magnesium, sulfat, klorid, natrium og kalium er uden betydning ved vurdering af betonafløbsrørens tilstand og restlevetid.

8.5 LABORATORIEUNDERSØGELSER PÅ DANSKE BETONAFLØBSRØR

Laboratorieundersøgelserne viser, at måling af karbonatiseringsdybder på betonrørens inder- og yderside kun kan benyttes som en grov indikator af betonens kvalitet og porøsitet. Resultaterne viser en stor spredning på de målte karbonatiseringsdybder på prøver fra samme betonrør, hvilket ikke harmonerer med resultaterne fra de øvrige forsøgsmetoder.

Laboratorieundersøgelserne viser derudover, at vandabsorptionsmålingerne efter hhv. 10 minutter og 24 timer og tørdensiteterne i praksis alle er fuldt korrelerede. Diskussionen af de forskellige forsøgsmetoder i afsnit 6.2.2 viser, at måling af vandabsorption efter 24 timer er en bedre og mere stabil indikator af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger end måling af hhv. vandabsorption efter 10 minutter og betonens tørdensitet. Tyndslibsundersøgelserne viser, at vandabsorption efter 24 timer skal kombineres med oplysninger om betonens andel af cementpasta og luft for at opnå et absorptionsindeks, som er egnet ved sammenligning af absorptionsværdier målt på betonrør, som ikke har samme produktionsår. Absorptionsindekset er angivet i formel 6.1.

Resultaterne fra laboratorieundersøgelserne viser ydermere, at betonens suge- og totalporøsitet er fuldt korreleret med vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer. Måling af betonens suge- og totalporøsitet er i praksis en videreførelse af vandabsorptionsmålingerne. Da der ikke opnås yderligere eller bedre oplysninger omkring betonens kvalitet ved videreførelse af absorptionsmålingerne i ekstra 6 døgn, anbefales det, at kun måling af betonens vandabsorption benyttes som vurderingsgrundlag.

Resultaterne fra måling af betonens makroporøsitet er temmelig tvetydige, hvorfor betonens makroporøsitet ikke er egnet som indikator af betonens kvalitet og evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Resultaterne fra kapillarsugningsforsøgene viser, at der umiddelbart ikke er nogen sammenhæng mellem betonens makroporøsitet og porøsiteten forårsaget af kontinuerlige makroporer. Med baggrund i diskussionen af effekten af kontinuerlige makroporer i afsnit 2.3 i laboratorierapporten anbefales det, at det i alle tilfælde er nødvendigt at undersøge, hvor meget de kontinuerlige makroporer bidrager til betonens samlede porøsitet. Tilsvarende anbefales det, at måling af betonens modstandstal benyttes som mål for betonens kvalitet og dermed betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger. Ved bestemmelsen af betonens modstandstal blev der registreret en forholdsvis høj usikkerhed, som direkte er relateret til prøveemnernes højde. Med baggrund i denne usikkerhed anbefales det, at prøveemnernes højde holdes under 30 mm.

Tyndslibsundersøgelserne og EPMA forsøgene viser, at disse undersøgelsesmetoder er gode redskaber ved vurdering af betonens struktur, kvalitet, nedbrydningsgrad og eventuelle omdannelsesprocesser. Desværre er begge undersøgelsesmetoder forholdsvis dyre og tidskrævende, hvorfor de ikke kan anbefales anvendt som standard undersøgelsesmetoder ved en vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Måling af betonafløbsrørens brudstyrke viser, at betonrørens brudspændinger i praksis er fuldt korrelerede med vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer. Med baggrund i forsøgstekniske overvejelser fremsat i afsnit 6.2.6 og styrkemålingernes manglende entydighed i forbindelse med holdbarhedsvurderinger anbefales det, at vandabsorptionsmålingerne efter 24 timer benyttes som grundlag ved vurdering af betonens evne til at modstå aggressive påvirkninger.

Vurderingen af prøveudtagningsstederne viser, at prøveemnerne skal udtages fra betonafløbsrørens bundløb, mens det er mindre vigtigt, om prøverne udtages fra betonrørens spids- eller mufteende. Dog anbefales det, at prøveemnerne udtages fra betonrørens spidsende. For hver forsøgstype skal der udbores 3 prøveemner fra betonrørens bundløb. For at sikre, at forsøgsresultaterne er repræsentative for hele afløbsrørets tilstand, anbefales det, at de udborede prøveemner skiftevis benyttes til vandabsorptionsmålinger og til kapillarsugningsforsøg. Derudover anbefales det, at der udtages prøveemner fra 2 betonrør på hver delstrækning.

*Med baggrund i laboratorieundersøgelsestater kan det konkluderes, at resultaterne fra **måling af vandabsorption efter 24 timer, måling af porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer og måling af betonens modstandstal** er nøgleparametre ved vurdering af afløbsledningens tilstand og restlevetid. Ydermere kan det konkluderes, at prøveemnerne skal udbores fra betonrørens bundløb ved rørens spidsende. For at opnå repræsentative resultater for hhv. betonrøret og afløbsledningen skal der udtages 3 prøveemner til hver forsøgsmetode fra 2 betonrør på hver delstrækning.*

Derudover kan det konkluderes, at måling af betonens vandabsorption efter 10 minutter, tørdensitet, sugeporøsitet, totalporøsitet og brudspænding alle i praksis er fuldt korrelerede med måling af betonens vandabsorption efter 24 timer.

8.6 MODELOPBYGNING

Ved modelopbygningen i kapitel 7 er der benyttet en neural netværksmodel til beskrivelse af det komplekse samspil mellem indgangsparametrene og modellens output. Som indgangsparametre

benyttes resultaterne fra kapitel 2-6 samt et **renoveringsindeks** for afløbsledningen beregnet ud fra resultatet af en TV-inspektion. Modellens output er et tilstandsindeks, som indeholder oplysninger om beton afløbsrørens alder, spildevandets sammensætning, betonens tilstand samt renoveringsindekset for afløbsledningen. Der er i modellen indarbejdet muligheden for at beskære de vægte fra netværket, som i praksis er uden betydning for modellens output. Ved at benytte denne beskæringsteknik kan modellens træningsresultat forbedres betydeligt, jf. afsnit 7.4.2.

Den neurale netværksmodel er opbygget som en *Multi-Layer Perceptron* (MLP) model, hvor træningen foregår ved *supervised* indlæring. Som indlæringsalgoritme benyttes *back Propagation error algoritmen*, hvor vægtene beregnes vha. en gradientsøgningsalgoritme kombineret med et momentled, som er proportional med ændringen af vægtene og offsetværdier til forrige opdatering.

Som karakteristisk funktion for neuronerne benyttes *sigmoid* funktionen, der er meget udbredt som karakteristisk funktion i forbindelse med opbygning af MLP modeller. Ved outputlaget benyttes en lineær funktion, hvilket har en positiv indvirkning på MLP modellens indlæring.

Som stopkriterium ved træningen af MLP modellen benyttes *cross validation* kriteriet. Brugen af cross validation som stopkriterium sikrer, at træningen standses, når modellens evne til at generalisere forringes ved fortsat træning.

Desværre bevirker manglende oplysninger om spildevandets sammensætning på de afløbsledninger, som er undersøgt i forbindelse med laboratorieundersøgelserne, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at træne MLP modellen med indgangsparametrene angivet i afsnit 7.3.1. I stedet er der udført 3 forskellige testkørsler af MLP modellen. Den første er en generel testkørsel, som viser MLP modellens evne til at gengive sammenhængen mellem modellens input og output. Den anden er en testkørsel af OBD beskæringen. Ved den tredje testkørsel trænes MLP modellen på resultaterne fra laboratorieundersøgelserne.

Den generelle testkørsel viser, at den opbyggede MLP model med tilfredsstillende resultat er i stand til at gengive sammenhængen mellem modellens input og output. Testkørslen viser en generel tendens til forbedrede træningsresultater med stigende antal neuroner i det skjulte lag. Effekten aftager dog ved anvendelse af mere end 11 neuroner i det skjulte lag. Testkørslen viser ydermere, at antal datasæt i træningssættet kun havde begrænset indflydelse på træningsresultatet opnået med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet. Antallet af datasæt har derimod stor betydning for fluktuationerne af træningsresultaterne, jf. figur 7.6. Testkørslen viser klart, at det er meget vigtigt, at der foretages flere kørsler (serietræning) med hvert sæt af antal neuroner i det skjulte lag og antal datasæt i træningssættet for at opnå det optimale træningsresultat. Effekten af varierende formel træningsrate og β er ligeledes undersøgt under den generelle testkørsel. Testkørslen viser, at den optimale indstilling af den formelle træningsrate og β skal fastsættes ved trail and error metoden.

Testkørslen af OBD beskæringen viser, at modellen på tilfredsstillende vis er i stand til at identificere vægtene uden praktisk betydning for modellens output, samt at modellen er i stand til at forbedre træningsresultatet ved bortskæring af vægtene med mindst betydning for modellens output.

Ved testkørslen med resultater fra laboratorieundersøgelserne blev der benyttet 7 indgangsparametre: Vandabsorption efter 10 minutter, vandabsorption efter 24 timer, sugeporøsitet, makroporøsitet, totalporøsitet, karbonatiseringsdybde målt på betonrørens inderside samt karbonatiseringsdybde målt på betonrørens yderside. Som output benyttes et tilstandsindeks defineret som et tal mellem 1 og 10, jf. afsnit 7.4.3. Resultatet af testkørslen må betegnes som tilfredsstillende. Træningen af MLP modellen resulterede før OBD beskæringen i en mindste totalfejl på 2,08 opnået med 11 neuroner i det skjulte lag, 29 datasæt i træningssættet, β på 0,5 og en formel træningsrate på 0,004. Efter OBD

beskæringen af netværket blev der opnået en mindste totalfejl på 1,88. Ved OBD beskæringen var det kun muligt at fjerne 3 vægte, hvorefter yderligere beskæring resulterede i en forringelse af træningsresultatet. En undersøgelse af de enkelte indgangsparametres indflydelse på MLP modellens output viser, at betonens vandabsorption efter 24 timer har stor betydning for modellens output, mens betonens sugesorøsitet og karboniseringsdybderne målt på hhv. yder- og inderside kun har begrænset betydning for modellens output, jf. tabel 7.4.

Ud fra resultaterne af modelopbygningen og testkørslerne kan det konkluderes, at MLP modellen på tilfredsstillende vis er i stand til at afbilde en eventuel sammenhæng mellem modellens input og output. Ydermere kan det konkluderes, at OBD beskæringen kan identificere vægtene uden praktisk betydning for modellens output, samt at modellen er i stand til at forbedre træningsresultatet ved bortskæring af vægtene med mindst betydning for modellens output.

Med baggrund i resultatet af testkørslen med resultaterne fra laboratorieundersøgelserne kan det konkluderes, at MLP modellen på tilfredsstillende vis er i stand til at gengive sammenhængen mellem de 7 indgangsparametre og modellens output. Ud fra den minimale OBD beskæring af netværket kan det ydermere konkluderes, at MLP modellen opfatter alle 7 indgangsparametre som betydende for modellens output.

8.7 OVERORDNEDE KONKLUSIONER

*Med baggrund i projektarbejdets resultater kan det konkluderes, at **projektets videnskabelige målsætning** er opfyldt. Gennem projektarbejdet er der udviklet et analyseværktøj, som kan bruges ved prioritering og planlægning af saneringsarbejder for afløbssystemer af beton. Analyseværktøjet består dels af MLP modellen opstillet i kapitel 7 og dels af det videngrundlag om påvirkningsfaktorer, nedbrydningsmekanismer og kvalitetsparametre, som er præsenteret i kapitel 2 til 6. Efter en positiv verificering af MLP modellens anvendelighed i forbindelse med betonafløbsledninger vil analyseværktøjet kunne anvendes ved estimering af afløbsledningernes restlevetid.*

***Projektets udviklingsmæssige og anvendelsesmæssige målsætning** må ligeledes anses for opfyldt. Gennem projektarbejdet er der fremskaffet, behandlet og præsenteret viden om de påvirkningsfaktorer, nedbrydningsmekanismer og kvalitetsparametre, som er bestemmende for betonafløbsrørens levetid. Denne viden er forsøgt præsenteret på en form, der gør den direkte anvendelig ved undersøgelse af betonafløbsledningers tilstand og restlevetid.*

Kortlægningsarbejdet præsenteret i kapitel 2 viser, hvorledes metoderne brugt ved fremstilling og lægning af betonafløbsledninger har ændret sig op gennem dette århundrede. Både fremstillings- og lægningsmetoderne har stor betydning for afløbsledningens langtidsegenskaber og dermed på ledningens restlevetid. Kapitel 2 viser ydermere, at selvom afløbsledningernes alder ikke kan anvendes som et direkte mål for afløbsstrækningens tilstand og dermed restlevetid, så afspejler ledningernes alder alligevel den forberede kvalitet i såvel rørproduktionen som anlægsudførelsen.

Kortlægningsarbejdet i kapitel 3 omkring de anvendte beregningsmetoder ved dimensionering af betonafløbsledninger op gennem dette århundrede viser samme tendens til forbedret kvalitet op gennem dette århundrede. Kvaliteten er i dette tilfælde direkte forbundet med beregningsmetodernes fundering dels i teori og dels i laboratorie- eller fuldskalaforsøg.

Gennem laboratorieforsøgene præsenteret i laboratorierapporten og kortlægningsarbejdet i kapitel 4 og 5 er der fremskaffet viden om betonstrukturens indflydelse på betonrørens evne til at modstå

aggressive påvirkninger. Kortlægningsarbejdet viser bl.a., at nedbrydningsmekanismernes effekt på betonrørene er direkte forbundet med betonrørenes kvalitet udtrykt ved betonens åbenhed/porøsitet.

Anvendeligheden af MLP modellen opstillet i kapitel 7 er ikke endeligt verificeret. Men testkørsler, hvor resultaterne fra laboratorieforsøgene blev benyttet som indgangsparametre, resulterede i en tilfredsstillende træning af MLP modellen. Gennem en systematisk indsamling af datasæt til træning og verificering af MLP modellen kan modellen meget vel vise sig at få stor betydning ved planlægning af fremtidige reoveringstiltag i forbindelse med afløbssystemer af beton.

8.8 BEHOV FOR VIDERE ARBEJDE

I relation til analyseværktøjet opstillet i nærværende projekt er der behov for yderligere undersøgelser samt udvikling af egnet udstyr til udtagning af prøveemner fra de undersøgte betonafløbsledninger.

Prøveemnerne brugt i forbindelse med laboratorieundersøgelserne er udboret fra opgravede betonrør under ordnede forhold ved betonlaboratoriet på Aalborg Universitet. Nødvendigheden af betonrørenes optagning er i forbindelse med et længerevarende indsamlingsprogram alt for tidskrævende og forbundet med forholdsvis store udgifter. Der er således behov for udvikling af udstyr/robot til udtagning/udboring af prøveemner fra afløbsledninger uden opgravning. Robotten skal, i lighed med udstyret brugt ved TV-inspektion, kunne køres ind i afløbsledningen fra en nærliggende brønd. Når robotten når det udvalgte betonrør, skal den kunne fikseres sin position i betonrøret, hvorefter den udborer prøveemner fra betonrørets bundløb. Prøveemnerne skal løbende opsamles, hvorefter hullerne lukkes f.eks. med et epoxy-materiale.

For at MLP modellens anvendelighed kan blive endelig verificeret, skal der indsamles datasæt indeholdende oplysninger om alle 9 indgangsparametre. For hvert datasæt skal der estimeres et tilstandsindex for afløbsledningens tilstand ud fra retningslinierne beskrevet i afsnit 7.3.1. Resultaterne fra de udførte testkørsler viser, at der skal indsamles mindst omkring 50 datasæt for at opnå en tilfredsstillende træning af MLP modellen. Der er således behov for iværksættelse af et længerevarende indsamlingsprogram. En systematisk indsamling af datasæt til træningen af MLP modellen er kun muligt ved et samarbejde rådgivere, entreprenører og kommunerne imellem. Inden igangsættelse af reoverings- eller saneringstiltag udtages der spildevandsprøver med passende interval over en periode på 24 timer. Spildevandsprøverne udtages med henblik på undersøgelse af spildevandets indhold af ammonium og aggressivt CO₂ samt måling af spildevandets pH-værdi. Derefter udtages der prøveemner fra afløbsledningen, som benyttes ved hhv. vandabsorptionsmåling og kapillarsugningsforsøg. Ud fra disse forsøgsmetoder opnås oplysninger om betonens vandabsorption efter 24 timer, betonens modstandstal og porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer. De indsamlede data indtastes derefter, sammen med oplysninger om afløbsledningens alder og reoveringsindeks, i databasen tilknyttet MLP modellen. Tilstandsindexet for afløbsledningen fastsættes ud fra retningslinierne angivet i afsnit 7.3.1. På denne måde bliver databasen, som er tilknyttet MLP modellen, en *erfaringsdatabase*. Gennem løbende indlæring af MLP modellen blive erfaringerne fra fremtidige reoverings- og saneringsarbejder opsamlet og bearbejdet.

Som beskrevet i indledningen mangler der generelt oplysninger om hele systemets bæreevne, dvs. den samlede bæreevne af betonrørene og den omkringliggende jord. Et igangvarende måleprogram af komprimeringsgraden omkring ældre afløbsledninger iværksat af Dansk Teknologisk Institut vil givetvis kaste noget lys over denne problemstilling, men yderligere undersøgelser er muligvis nødvendige.

Samlingernes betydning i relation til afløbsledningens funktionsevne og levetid er ikke undersøgt i nærværende projekt. Undersøgelserne udført i kapitel 2 viser dog, at metoderne brugt til samling af betonafløbsrørene helt frem til starten af 1960'erne har været mangelfulde/dårlige. Der findes derfor mange ældre betonafløbsledninger med utætte samlinger, hvorfor nærmere undersøgelse af relationen mellem samlingernes tilstand og afløbsledningens restlevetid må anbefales.

MLP modellen kan ikke anvendes ved betonafløbsledninger, som har været udsat for svovlbrinte-korrosion. Begrænsningen skyldes, at det ikke var muligt på simpel vis at forudsige/beskrive koncentrationen af svovlbrinte i luftfasen. Denne begrænsning er uheldig, idet svovlbrintekorrosion bestemt ikke er ualmindelig i forbindelse med ældre betonafløbsledninger. Det anbefales derfor, at der udføres yderligere kortlægningsarbejde omkring spildevandets sammensætning, med henblik på identifikation af én eller flere egnede måleparametre til beskrivelse af svovlbrintekorrosion.

8.9 PERSPEKTIVERING

Efter endt træning af MLP modellen kan anvendelsen af det fuldt udviklede analyseværktøj forløbe som skitseret i det følgende.

Undersøgelsen af en afløbsledning kan deles op i 3 etaper. Indledningsvis benyttes renoveringsindekset for ledningen som undersøgelsesparameter.

1. Hvis afløbsledningen har et renoveringsindeks på 9-10, kan der være store/akutte driftsproblemer på ledningen. I det tilfælde, hvor renoveringsindekset dækker over et kontinuerlig problem, er der ingen eller kun sjældent tvivl om behovet for renoverings- eller saneringstiltag. I et sådan tilfælde vil det ikke være nødvendigt at foretage yderligere undersøgelser. Hvis renoveringsindekset dækker over problemer af begrænset fysisk udbredelse, kan disse ofte løses ved punktrepARATIONER. I dette tilfælde anbefales det, at resten af afløbsledningen undersøges nærmere.
2. Næste trin vil være en undersøgelse af betonens tilstand. Prøveemner udtages som beskrevet i afsnit 6.3. Prøveemnerne underkastes indledningsvis en visuel inspektion. Hvis betonens bindemiddelstruktur er "helt" nedbrudt, standses undersøgelserne. I det tilfælde vil resultatet af den visuelle inspektion påvise behovet for renoverings- eller saneringstiltag. Hvis betonen er rimelig sund, benyttes prøveemnerne til måling af betonens vandabsorption efter 24 timer, betonens modstandstal samt porøsitet forårsaget af kontinuerlige makroporer. Forsøgsmetoder er beskrevet i laboratorierapporten.
3. Det sidste trin er en undersøgelse af spildevandets sammensætning. Ud fra spildevandsprøver fastlægges koncentrationer af ammonium og aggressivt CO₂ samt spildevandets pH-værdi. Resultaterne skal derefter, sammen med oplysninger om afløbsledningens alder, anlægstype, renoveringsindeks samt resultaterne fra undersøgelserne på betonprøverne, omregnes til normaliserede indekser. Fremgangsmåden er beskrevet i afsnit 7.3.1. Ved at benytte disse indgangsparametre kan MLP modellen beregne et tilstandsindeks for afløbsledningen.

De beregnede tilstandsindekser for afløbsledningerne kan herefter benyttes til prioritering og planlægning af fremtidige renoverings- og saneringstiltag.

BILAG 1

BEREGNING AF RENOVERINGSINDEX

Beregning af reoveringsindex (RI) for hver ledningsstrækning er baseret på følgende formel:

$$RI = f \cdot F + d \cdot D + k \cdot K + e \cdot E + g \cdot G$$

hvor F er ledningens fysiske tilstand, D er ledningens driftstilstand, K er et index for konsekvens ved sammenbrud, mens E og G er frie parametre. f , d , k , e og g er vægte, hvis sum skal være 1, *DAS Brugervejledning* [1].

F udregnes på basis af den aktuelle skadesprocent S

$$F = 5 \cdot \log(S + 1)$$

S beregnes ud fra den tilhørende TV-inspektionsrapport:

$$S = 100 \cdot \left(\frac{p1 \cdot L1 + p2 \cdot L2 + \dots + pn \cdot Ln}{L} \right)$$

hvor L er den samlede ledningslængde, Ln er ledningslængden i meter eller antal stk. af det n 'te skadestilfælde og pn er vægtningen af det n 'te skadestilfælde. Vægtningen foregår ud fra faste tabellerede værdier, som afhænger af skadens udvikling og alvorlighed. I tilfælde, som f.eks. omfatter revner/brud eller korrosion, sættes F til en fast værdi, med mindre den beregnede værdi er større end den faste værdi. Reoveringsindekset kan dog maksimalt antage værdien 10.

Ledningens driftstilstand D angives med et tal mellem 0-10. Driftstilstanden fastsættes ud fra den aktuelle eller reelle driftsaktivitet på ledningen. Følgende overordnede værdier foreslås.

- Ledninger med akutte driftsproblemer $D = 10$
- Ledninger med store driftsproblemer $D = 6$
- Ledninger med mindre driftsproblemer $D = 3$
- Ledninger uden driftsproblemer $D = 0$

De angivne værdier er baseret på driftspersonalets erfaringer.

Konsekvensen ved sammenbrud K udregnes på basis af informationerne om vejtype og ledningsdimension, idet bestemmelsen af K dels afhænger af ledningens afløbsmæssige betydning, dels af de trafikale forhold ledningen ligger under. På denne basis fastsættes en værdi for hver af de to forhold ved brug af følgende:

- Ledningsdimension
 - større end eller lig med Ø400 $K = 10$
 - mellem Ø250 og Ø400 $K = 6$
 - mindre end eller lig med Ø250 $K = 3$

- Trafikale forhold
 - Indfaldsveje og overordnede hovedgader $K = 10$
 - Hovedveje og hovedgader $K = 6$
 - Andre $K = 3$

Ved bestemmelse af K sidestilles ledningens afløbsmæssige betydning med de trafikale forhold, som ledningen ligger under. Det vil sige, at K bestemmes som den højeste af de to værdier, som ledningen vurderes til.

K anvendes kun ved beregning af RI , hvis ledningens fysiske tilstand F er større end 4. Begrundelsen herfor er, at der er meget lille sandsynlighed for, at der forekommer sammenbrud i en ledning, hvor F er mindre end 4.

- [1] DAS Brugervejledning, *Brugervejledning til DAS, version 1998*, Analyser & Udskrifter, Emolet, juli 1998.

BILAG 2

DATASÆT TIL TRÆNING AF MLP MODEL

Absorption, 10min [vol.%]	Absorption, 24 timer [vol.%]	Sug porøsitet [vol.%]	Makro porøsitet [vol.%]	Total porøsitet [vol.%]	Karbonatisering, indvend. [mm]	Karbonatisering, udvend. [mm]	Tilstandsindex	Beregnet tilstandsindex efter træning
4,95	8,62	10,90	0,85	11,75	3,70	0,84	2	1,80
4,03	8,09	10,19	0,94	11,13	3,17	0,66	1	1,32
5,14	9,16	11,47	0,80	12,26	3,74	1,22	2	2,21
2,84	6,45	8,05	2,54	10,59	0,28	0,53	1	0,90
3,19	7,34	8,77	3,16	11,93	0,32	1,82	1	0,92
3,97	8,92	10,76	2,89	13,65	1,24	3,11	2	1,61
3,36	7,94	9,74	2,62	12,36	0,76	2,52	1	1,14
9,85	14,82	17,67	1,02	18,69	1,62	4,61	6	5,82
9,48	14,99	17,54	1,23	18,78	2,73	5,64	5	5,33
5,89	9,98	11,81	1,25	13,06	1,26	5,74	3	2,93
4,51	9,20	10,68	1,25	11,93	0,33	1,22	2	1,81
5,11	9,17	10,43	1,35	11,78	0,18	1,48	2	2,17
5,75	11,21	12,81	1,29	14,09	1,28	4,47	3	3,31
5,52	10,35	11,91	1,43	13,34	0,49	3,68	3	3,10
5,91	10,37	12,44	0,88	13,32	0,97	5,20	3	3,02
10,22	16,67	19,12	0,94	20,06	2,24	4,31	7	6,40
10,87	18,98	21,14	1,23	22,37	2,12	3,71	7	7,07
10,79	18,32	20,62	1,28	21,90	0,84	3,22	7	6,95
11,06	18,33	20,76	0,99	21,75	1,32	4,13	7	7,06
11,11	18,44	21,05	2,20	23,25	4,52	6,42	7	6,78
9,32	15,32	17,74	1,93	19,67	1,84	3,46	7	5,98
13,30	18,69	21,83	1,66	23,49	2,90	5,09	8	7,87
17,40	24,56	28,20	1,13	29,33	3,15	4,47	10	9,64
17,19	25,17	28,37	2,28	30,64	1,18	4,90	10	9,72
13,62	21,64	24,64	6,85	31,49	2,85	6,12	9	9,02
6,91	13,46	14,84	3,74	18,57	1,18	2,35	4	4,10
6,95	13,56	15,05	3,37	18,42	2,27	3,38	4	4,64
6,51	12,81	14,24	3,37	17,61	1,12	2,95	4	4,05
3,21	6,86	9,20	1,28	10,48	1,51	1,53	1	0,97
3,32	7,22	9,19	1,46	10,65	1,63	2,90	1	1,06

Bedømmelse af betonafløbsledningers restlevetid

Absorption, 10min [vol. %]	Absorption, 24 timer [vol. %]	Sug porøsitet [vol. %]	Makro porøsitet [vol. %]	Total porøsitet [vol. %]	Karbonatisering, indvend. [mm]	Karbonatisering, udvend. [mm]	Tilstands-indeks	Beregnet tilstands-indeks efter træning
3,48	7,36	10,35	1,22	11,58	2,09	3,38	1	1,06
4,71	9,98	11,14	2,67	13,81	1,67	2,21	2	2,27
5,13	11,09	12,38	2,42	14,80	1,17	2,73	3	3,04
4,97	10,33	11,64	1,82	13,46	1,37	2,39	3	2,77
8,42	16,62	20,43	3,31	23,75	6,63	6,12	6	6,11
8,27	15,63	20,82	2,96	23,78	6,18	5,97	6	5,94
8,77	14,48	17,30	5,81	23,10	7,45	9,38	5	5,54
5,31	10,58	12,07	1,76	13,82	1,97	2,34	3	2,98
3,96	9,86	11,39	2,22	13,60	1,83	2,22	2	2,03
5,01	10,14	11,46	1,95	13,41	2,37	2,05	3	2,63
7,13	15,16	17,25	3,91	21,17	2,53	3,05	5	4,92
7,06	15,13	17,07	3,71	20,78	3,54	4,11	5	5,28
6,77	15,31	17,33	3,20	20,54	3,85	3,12	5	5,01
3,35	7,36	9,25	1,46	10,71	0,95	0,36	1	0,99
2,71	7,21	8,98	1,60	10,58	0,42	0,31	1	1,11
4,13	8,94	9,80	2,64	12,44	0,18	0,12	1	1,12
4,06	8,93	9,90	2,26	12,17	0,17	0,23	1	1,18
6,83	12,18	14,24	3,22	17,46	2,46	5,80	4	3,94
6,18	12,17	15,01	2,64	17,65	2,35	4,16	4	3,94
5,11	11,85	13,73	3,16	16,89	1,64	3,14	3	3,13
4,23	9,33	11,61	2,10	13,71	0,72	0,76	2	1,53
4,52	9,94	12,50	1,78	14,28	0,45	1,01	2	1,80
5,73	11,28	13,56	1,54	15,10	2,13	1,67	3	2,97
3,09	7,14	9,24	1,37	10,60	0,34	0,88	1	1,04
2,45	6,22	8,18	1,69	9,87	0,29	0,47	1	1,01
2,60	6,32	8,22	1,44	9,66	0,27	0,36	1	0,95
3,53	9,66	11,78	2,34	14,11	2,01	3,62	2	1,99