

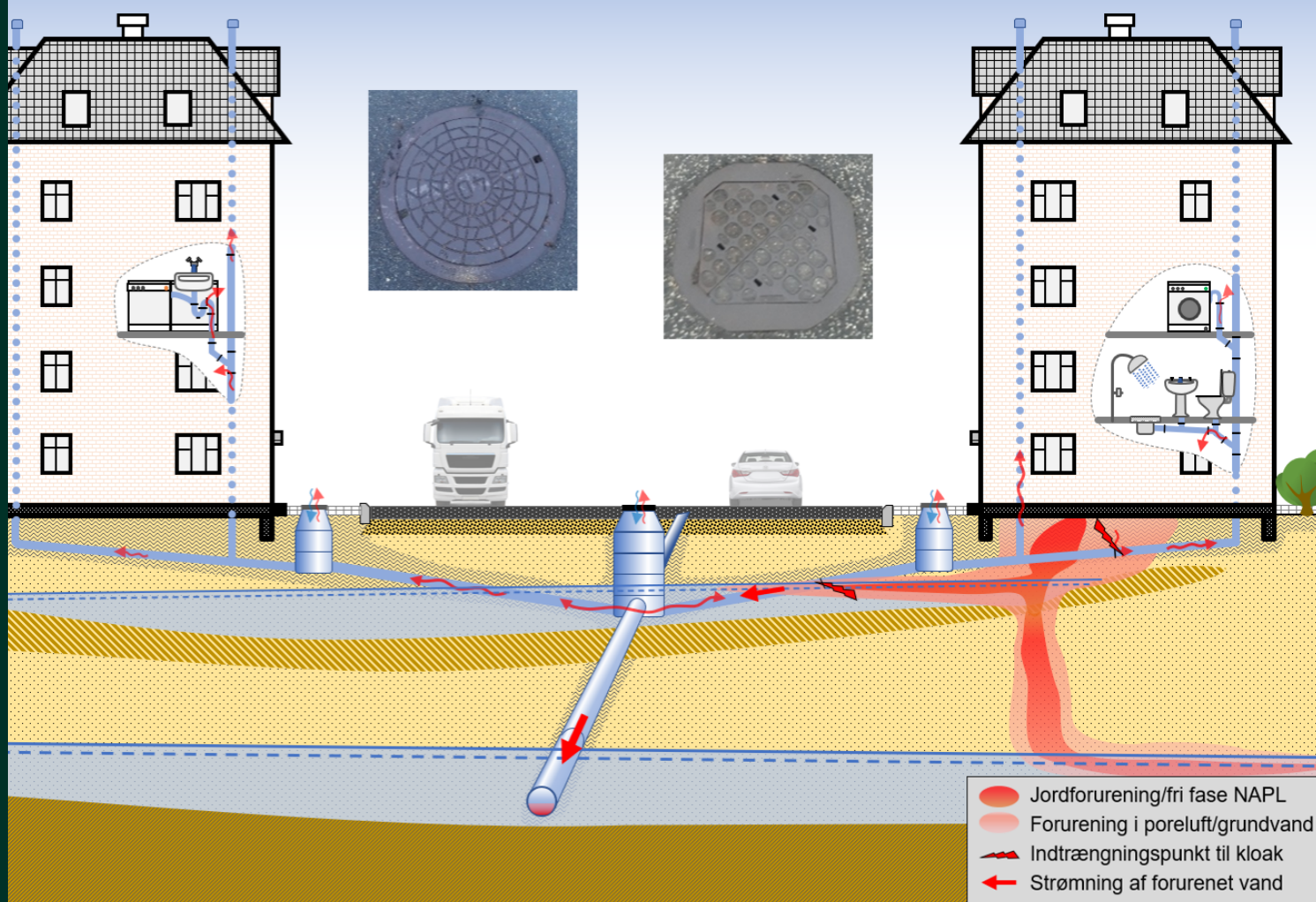


Miljø- og
Ligestillingsministeriet
Miljøstyrelsen

Spredning af flygtige forureningsstoffer i kloaksystemer

Miljøprojekt nr. 2282

November 2024



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Per Loll, DMR A/S

Kaspar Rüegg, Region Midtjylland

ISBN: 978-87-7038-671-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1. Indledning	8
1.1 Baggrund	8
1.2 Formål	8
1.3 Læsevejledning	8
2. Konceptuelle betragtninger	10
2.1 Indtrængning til og spredning via kloakker	10
2.2 Indtrængning på opløst form	12
2.3 Transport i vandfasen	14
2.3.1 Diffusiv transport i vandfasen	14
2.3.2 Konvektiv transport i vandfasen	14
2.4 Transport i gasfasen	18
2.4.1 Diffusiv transport i gasfasen	18
2.4.2 Konvektiv transport i gasfasen	21
2.5 Sammenhæng imellem konvektivt flow i vand og gas	24
2.6 Fasefordeling imellem kloakkens vand- og gasfase	25
2.7 Luftstrømning ind og ud af brønde	27
2.7.1 Luftstrømning grundet hældningsændringer	27
2.7.2 Luftstrømning grundet dimensionsændringer	27
2.7.3 Luftstrømning grundet tilstrømning fra sidegren	28
2.7.4 Luftstrømning grundet temperatur og luftfugtighed	28
3. Prøvetagning og måling i og omkring kloakker	31
3.1 Aktiv luftprøvetagning på kulrør	31
3.2 Passiv luftprøvetagning (ORSA, ATD og Beacon)	32
3.3 Vandprøvetagning	33
3.4 Logning af vandspejl omkring kloak	34
3.5 Vejrstationsdata (meteorologi)	35
3.6 Logning af temperatur og relativ luftfugtighed	37
3.7 Logning af differenstryk imellem brønde	38
3.8 Lufttransport imellem brønde (PFT sporgas)	39
3.9 Specialbygget måleenhed	40
3.10 Metoder som ikke har været anvendt i nærværende projekt	41
3.10.1 Luftskeftemålinger i brønde (korttid)	41
3.10.2 Sporgasforsøg - lufthastighed imellem brønde	43
3.10.3 Røggas	43
4. Resultater	44
4.1 Korttidsvariation i vandfasekoncentrationer	44
4.1.1 Chlorerede opløsningsmidler	45

4.1.2	Kulbrinter	46
4.1.2.1	Karakterisering af kulbrinter	46
4.2	Kortidsvariation i gasfasekoncentrationer (chlorerede)	47
4.3	Sammenligning af gasfasekoncentrationer (kulrør og ORSA)	48
4.4	Passiv opsamling på ORSA- og ATD-rør	50
4.4.1	Undersøgelsen	50
4.4.2	Luftfugtighed i kloakbrønde	51
4.4.3	Chlorerede opløsningsmidler	53
4.4.4	Sammenfatning	54
4.5	Sammenhæng imellem koncentrationer i vand- og gasfasen (chlorerede opløsningsmidler)	55
4.5.1	Kloakbrønde	55
4.5.2	Filtersatte boringer	56
4.6	Langtidsvariationer i vand- og gasfase	57
4.7	Gasflow i kloakker	58
4.7.1	Størrelse på differenstryk i lokal kloakstreng - forundersøgelse	58
4.7.2	Differenstryk i kloakstreng – sidegren til hovedledning	62
4.7.2.1	Effekt af barometertryk	63
4.7.2.2	Effekt af densitetsdrevet transport (temperatur)	64
4.7.2.3	Effekt af vindhastighed og -retning	66
4.7.3	Differenstryk i kloakstreng – lokal ledning	67
4.7.3.1	Luftflow som følge af differenstryk	69
4.7.4	Opstrøms gastransport i sidegren	70
4.7.4.1	Differenstryk i sidegrenen	72
4.7.4.2	Massebelastning af kloakken fra kildegrunden	73
4.7.4.3	Sporgasstudium i sidegrenen	74
4.8	PID i kloakbrønd på kildegrund (Videbæk)	75
5.	Undersøgelseskoncepter	79
5.1	Kloak over grundvandsspejl i et faneområde	80
5.1.1	Hvad og hvor undersøges	81
5.2	Kloak over grundvandsspejl i hotspot-område	81
5.2.1	Hvad og hvor undersøges	82
5.3	Kloak under grundvandsspejl i et faneområde	83
5.3.1	Hvad og hvor undersøges	83
5.4	Kloak under grundvandsspejl i hotspot-område	84
5.4.1	Hvad og hvor undersøges	85
5.5	Specielle undersøgelsesmæssige forhold	85
5.5.1	Vinylchlorid	86
5.5.2	Dynamiske systemer	86
6.	Referencer	87
Bilag 1.	Feltlokaliteter	89
Bilag 1.1	Videbæk (Region Midtjylland)	89
Bilag 1.2	Herning (Region Midtjylland)	92
Bilag 1.3	Hjerm (Region Midtjylland)	94
Bilag 1.4	Bjerringbro (Region Midtjylland)	97
Bilag 1.5	Køge (Region Sjælland)	99

Forord

Nærværende miljøprojekt er gennemført som et interregionalt projekt imellem Region Midtjylland og Region Sjælland, i samarbejde med Dansk Miljørådgivning A/S, og med midler fra Miljøstyrelsens Teknologiudviklingspulje. Dataindsamlingen er sket i perioden 4. kvartal 2017 til 4. kvartal 2021.

Projektet er gennemført med en styregruppe bestående af:

- Per Loll, Dansk Miljørådgivning A/S.
- Kaspar Rüegg, Karin Birn Nielsen og Børge Hvidberg, Region Midtjylland.
- Susanne Rinette Pedersen, Region Sjælland.

Og der har været tilknyttet en følgegruppe bestående af:

- Kim Risom Thygesen og Klaus Bundgaard Mortensen, Region Syddanmark
- Martin Christian Stærmose, Region Sjælland
- Ann Steen Nikolajsen, Region Nordjylland
- Hanne Jørgensen, Region Hovedstaden.

Projektet blev sat i gang med et opstartsmøde, afholdt hos Region Midtjylland den 31. november 2017. På dette møde blev tre mulige feltlokaliteter præsenteret, sammen med juridiske aspekter omkring regionernes undersøgelses- og afværgemuligheder ift. problemstillinger relateret til forureninger, der spredes til ikke-kildeejendomme via kloakker. Dertil blev der gennemført en workshop med brainstorm omkring specifikke konceptuelle betragtninger og undersøgelseshypoteser, som kunne ønskes afklaret via projektet.

Ud over opstartsmødet er der afholdt yderligere 2 statusmøder med følgegruppen henholdsvis den 9. april 2019 og den 24. november 2020. På møderne blev indledende resultater og fremdrift af projektet præsenteret og det videre forløb blev diskuteret.

Igennem projektet er der indsamlet en stor mængde data, som potentielt kan anvendes i andre sammenhænge. Disse kan evt. fremsendes ved direkte forespørgsel til rapportens hovedfattere (Per Loll og Kaspar Rüegg).

Sammenfatning

Projektets hovedformål har været at belyse processer omkring transport og spredning af flygtige stoffer i kloaksystemer (hovedkloakker og stikledninger, ikke faldstammer). Der kredses i projektet omkring to hovedemner; dels:

1. hvad der er de drivende kræfter og processer bag transporten af stofferne på gasform og dels
2. hvilke processer der er styrende for den observerede dynamik i indhold af flygtige stoffer, som ses i nogle kloakker.

Emnerne er belyst igennem konceptuelle betragtninger, teoretiske beregninger og udførte målinger. Projektet munder ud i en skitsering af fire undersøgelseskoncepter til fremtidigt brug. Der tages udgangspunkt i to hovedmodeller for indtrængning af forureningskomponenter til kloaksystemer, hhv.:

1. indtrængning fra en forurening på en kildegrund (hotspot), hvorfra forurening transporteres til en hovedkloak
2. indtrængning af forurening, som ligger omkring hovedkloakken (og som regel er relateret til en grundvandsbåren forurening).

Indtrængningen af stofferne til kloakrørene sker igennem utætheder, enten i gasfasen eller vandfasen. Forståelsen af hvor og i hvilken form forureningen trænger ind er vigtig for at undersøge og karakterisere forurening i kloaksystemer.

Beregninger af henholdsvis diffusivt og konvektivt masseflow i gasfasen og vandfasen anskueliggør forskelle i spredningshastighed og masseflow mellem gas- og vandfasen. Samtidig giver beregningerne en forståelse for diffusiv og konvektiv transport samt størrelsesordner for den forventelige transport. Disse beregninger viser, at konvektiv transport både i vand- og gasfasen er dominerende i kloaksystemer.

Den konvektive transport i gasfasen bliver styret af trykforskellen over en kloakstrækning. Trykforskel kan blive induceret af ændringer i rørhældning og dimension samt ved sidegrenstilstrømning. Dertil spiller temperatur, og til dels vind, en rolle for luftstrømning og dermed forureningsspredningen. Retningen af luftstrømmen (hhv. nedstrøms eller opstrøms i forhold til strømningsretningen af væske i kloakken) afhænger sandsynligvis af åbninger i kloakken til overfladen, hvor trykudligninger/-påvirkninger kan foregå.

Dynamikken af forureningsforhold i et kloaksystem afhænger hovedsageligt af den indtrængende forureningsmasses størrelse. Beregninger og målinger har vist, at den største influks af masse sker i væske-/vandfasen. Dvs. at dynamikken i høj grad bliver styret af grundvandsstanden omkring en kloak med utætheder. Samtidig spiller andre processer ind i dynamikken, som f.eks. fortynding af vandfasen med regn i fælles kloaksystemer og influks med stærkt forurenat vand fra en kildegrund, der almindeligvis vil være årsag til en mere varierende dynamik end en situation hvor der udelukkende sker indtrængning af forurenat grundvand fra en forureningsfane. Det kan sammenfattende siges, at mange faktorer bidrager til dynamikken. Disse kan forstærke eller modvirke hinandens effekter, hvilket vanskeliggør egentlige forudsigelser for indhold i kloakker på baggrund af afledte parametre som grundvandsstand, regnhændelser, temperatur og vindforhold. Idet egentlige forudsigelser er vanskelige, kræver karakterisering af forureningstransport i kloaksystemer således pt. flere målerunder.

På baggrund af projektets resultater og med konceptuelle modeller som udgangspunkt giver rapporten bud på undersøgelseskoncepter for forskellige situationer, hvor der er konstateret forureninger med flygtige stoffer i kloakker.

Summary

The primary objective of this project was to enhance our understanding of the mechanisms governing the transport and dispersion of volatile organic compounds (VOCs) within sewer systems. The project primarily focuses on two key areas:

1. Identifying the primary forces and processes responsible for VOC transport.
2. Understanding the main processes behind the observed VOC content dynamics in certain sewer systems.

These topics are elaborated upon using conceptual models, theoretical calculations, and field investigation data, leading to suggestions for investigative concepts.

Two primary models have been identified regarding how and where contaminants enter sewer systems:

1. Contamination at a source site (hotspot), from which contaminants are transported to the main sewer.
2. Contamination surrounding the main sewer, primarily associated with contaminated groundwater or a plume.

Contaminants infiltrate the sewer system through cracks in sewer pipes or manholes, either in liquid or gaseous form. To effectively study and characterize contamination in sewer systems, it's crucial to understand where, how and in which form the contaminants enter the system. Calculations for both diffusive and convective mass flow in the gaseous and liquid phases highlight the disparities in dispersion speed and mass flow. These calculations provide insights into diffusive and convective transport, offering an estimate of the expected mass transport levels. The results indicate that convective transport predominates in both gaseous and liquid phases.

Convective transport is primarily influenced by pressure gradients across sewer pipe lengths. These gradients can arise from changes in pipe slope, dimensions, or incoming liquid from intersecting sewers. Additionally, factors like temperature and, to some extent, wind can influence air flow and, consequently, VOC dispersion. The air flow direction (e.g., downstream or upstream relative to the liquid flow) likely hinges on the location of sewer openings where pressure can equilibrate with the atmosphere.

VOC content dynamics largely hinge on the contaminant mass entering the sewer systems. Calculations suggest that the most significant influx occurs when contaminants enter the system in the liquid or water phase. This implies that VOC content dynamics are heavily influenced by the surrounding groundwater level and crack sizes in the sewer infrastructure. Concurrently, other factors, such as rainwater dilution or the introduction of highly contaminated water from a hotspot, can influence these dynamics. In summary, numerous factors can either enhance or counteract the dynamic behavior of VOCs in sewers, complicating predictions of VOC content based on parameters like groundwater level, precipitation, temperature, and wind conditions. Since predictions are difficult, characterization of contaminant transport in sewers must be based on several rounds of measurements.

The report's concluding chapter presents investigative concepts for various VOC scenarios in sewer systems, drawing from project results and conceptual models.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Siden NIRAS i 2010 publicerede et studium, der belyste kloakbidrag som den væsentligste kilde til indeluftproblemer i flere boliger omkring en grundvandsfane med PCE i Skuldelev, /1/ og /2/, har der været stort fokus på problemstillingen i branchen. Spredning af dampe via kloakker og faldstammer indgår nu rutinemæssigt i de fleste af branchens indeluftundersøgelser, f.eks. /4/-/11/, og i flere afværgeprojekter, f.eks. /3/, /5/ og /6/.

De seneste år er der skabt en form for konsensus omkring prøvetagningsmetode for karakterisering af koncentrationerne i faldstammer internt i bygninger (10 L kulrørsprøve bag vandlås på WC'er), jf. /9/ og /12/. Erfaringerne viser dog meget store tidslige variationer i faldstammekoncentrationer (3-4 dekader), og der mangler pt. viden, der gør at vi kan forholde os til transport imellem kildeområdet og faldstammerne (i hovedkloakker og stikledninger), herunder konceptuelle modeller og risikovurderingskoncepter samt målemetoder, størrelsesordner og tidslige variationer ift. såvel drivende kræfter som forureningskoncentrationer.

Yderligere har konstatering af indhold med flygtige stoffer målt i kloakledninger uden, eller kun med svag, jordforurening, givet anledning til at formode, at flygtige stoffer kan sprede sig betydelige afstande i kloaknettet fra et indtrængningspunkt, hvor der findes jord- eller grundvandsforurening.

På nuværende tidspunkt er der kun meget lidt viden, der belyser generelle forhold omkring betydende processer og de mekanismer, der styrer eller påvirker transporten af flygtige forureningsstoffer i kloakker. Herunder mangler der generelt viden om hvilke størrelsesordner, der kan forventes for forskellige parametre. Endelig mangler viden om både rumlige og tidslige variationer i betydende parametre.

1.2 Formål

Formålet med dette studium er at undersøge den dynamiske natur for transporten af flygtige forureningsstoffer i kloaksystemer (hovedkloakker og stikledninger, ikke faldstammer) og de faktorer der styrer transporten. Strategien er at undersøge forureningsspredning i kloaksystemer på udvalgte projektlokaliteter, samt at undersøge og belyse en række parametre, der kan have indflydelse på koncentration og transport af flygtige forureningskomponenter i kloakledninger, både i op- og nedstrøms retning fra indtrængningspunktet på udvalgte lokaliteter/kloakstrækninger.

Herunder udvælges en testlokalitet hvor der opsættes en vejrstation til logning af bl.a. barometertryk, nedbør, vindhastighed og -retning samt lufttemperatur, og foretages logning af grundvandsstand omkring kloakken, differenstræk imellem kloakbrønde, temperatur og relativ luftfugtighed i brønde. Dertil udvikles og afprøves en udstyrspakke, som i udvalgte kloakbrønde logger PID i ppb-området, differenstræk, temperatur, luftfugtighed, barometertryk samt vand- og luftflow. Endelig sammenholdes data fra ovenstående logninger med almindelige måleteknikker; f.eks. korttidsprøver af luft udtaget på kulrør, langtidsprøver (7-14 dage) udtaget på ORSA-rør samt momentane prøver af kloakvandet mv.

Igennem projektet opstilles konceptuelle tolkningsmodeller for forureningsindtrængning til, og spredning i, kloaksystemer og der gives forslag til metodevalg og feltprocedurer, der kan sikre solide datasæt til tolkning af forureningsituationen ifm. fremtidige undersøgelser. Dertil benyttes de indsamlede data til at belyse størrelsesordner og variationer i de undersøgte parametre, inkl. forureningskoncentrationer og drivende kræfter.

1.3 Læsevejledning

Denne rapport er delt op i fire kapitler;

Kapitel 1 Konceptuelle betragtninger

Kapitel 2 Prøvetagning og måling i og omkring kloakker

Kapitel 3 Resultater

Kapitel 4 Undersøgelseskoncepter

I Kapitel 1 introduceres konceptuelle modeller for både indtrængningsveje og transport i kloakker. I kapitlet er der vist teoretiske regneeksempler for diffusiv og konvektiv transport i både vand og luft. Derigennem får man i dette afsnit både en konceptuel forståelse for transport af flygtige stoffer i kloakker, potentielle årsager til transport og et bud på størrelsesordner af masse-transport i kloakker.

I Kapitel 2 beskrives de i projektet anvendte målemetoder. Ud over beskrivelsen af metoderne indeholder kapitlet for hver metode også en vurdering af dens egnethed for målinger i kloakker og en "best practice" ved anvendelse af metoderne, altså gode råd ved anvendelsen af metoderne. Afsnittet vil derfor give værdifuld information hvis man overvejer at gennemføre målinger i kloakker med en af de beskrevne metoder.

I Kapitel 3 vises resultaterne for de, igennem projektet, anvendte metoder og målte parametre. Målingerne bruges både til at sammenligne målemetoder for stofindhold og for at finde sammenhæng mellem de målte parametre og observeret transport af flygtige stoffer i kloakker. Dette afsnit hjælper dermed med at vælge den bedst egnede metode for målinger af stofindhold og med at udvælge støtteparametre ift. opnåelse af en bedre konceptuel forståelse af dynamisk transport i et givent kloaksystem. Via resultaterne opnås endvidere kendskab til størrelsesordner for forskellige parametre og dynamikken i disse.

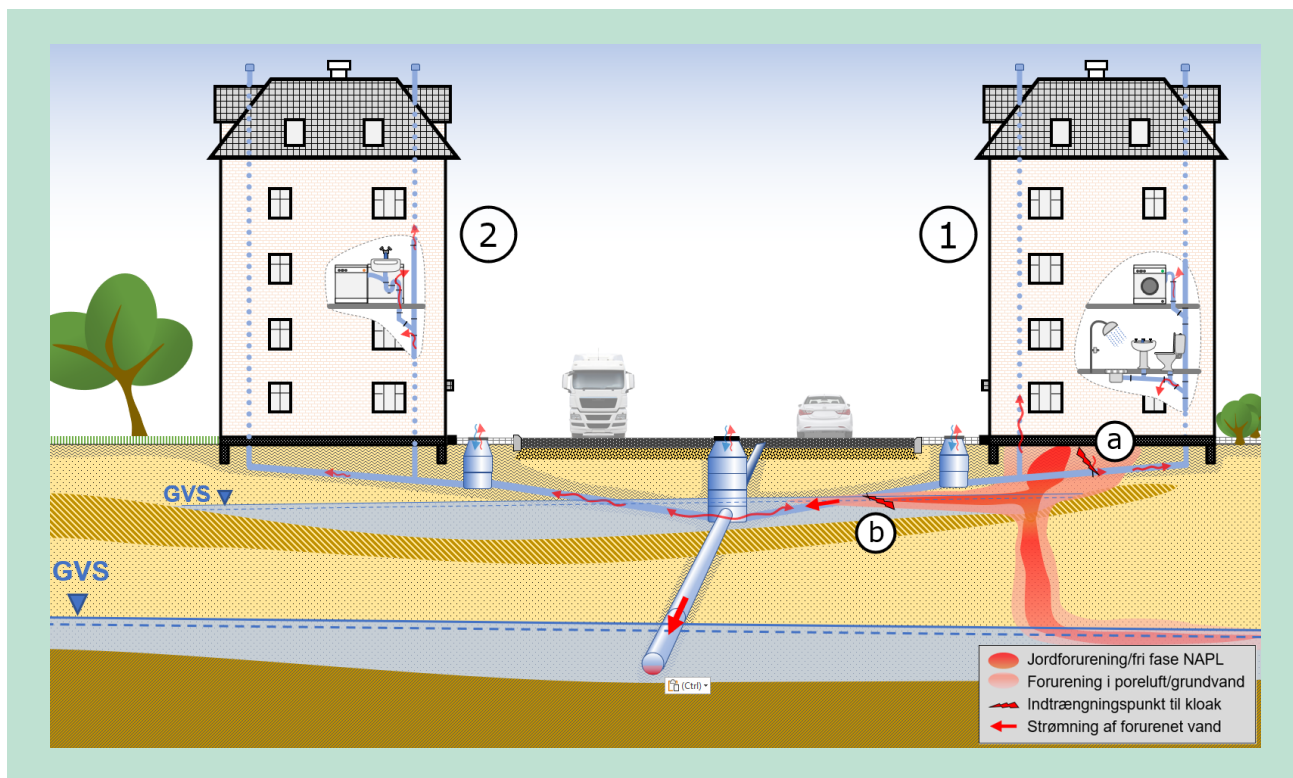
I Kapitel 4 gives forslag til hvordan forurening med flygtige stoffer i kloakken kan undersøges med udgangspunkt i fire forskellige grundlæggende konceptuelle situationer. Kapitlet giver dermed konkrete forslag til hvordan man bedst undersøger for flygtige stoffer i kloakker.

2. Konceptuelle betragtninger

2.1 Indtrængning til og spredning via kloakker

Kilden til forureningen kan være beliggende to principielt forskellige steder ift. den ejendom, der undersøges (receptorejendommen), jf. nedenstående figur:

1. På selve receptorejendommen; en kildegrund ifm. en forureningsundersøgelse.
2. Omkring hovedkloakken, eller på en anden ejendom end receptorejendommen.



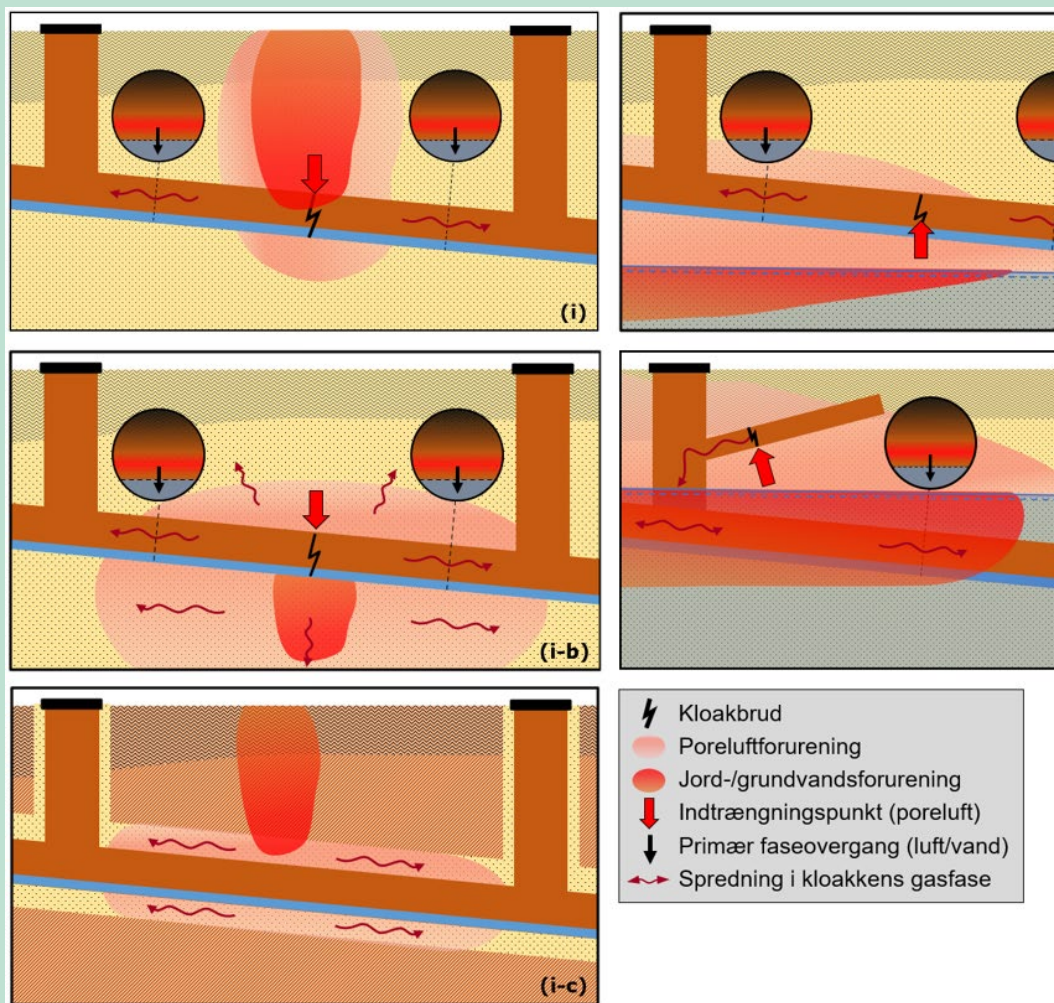
FIGUR 2.1. Overordnet konceptuel model for indtrængning og spredning af flygtige forureningskomponenter fra kloak til indeluften i omkringliggende ejendomme.

Herunder kan indtrængning af de flygtige forureningsstoffer til kloakken principielt ske på to måder /35/, som skitseret i figur 2.1, hhv.:

- (a) på gasform fra omkringliggende jord- eller grundvandsforurening, via utætheder beliggende i umættet zone.
- (b) som indtrængende forurenede grundvand, via utæthed beliggende i mættet zone (forurenede grundvandsfane).

Fra indtrængningspunktet og/eller forurenede kloakstrækninger til receptorejendommene foregår forureningsspredningen i kloakkens gasfase frem til ejendommens faldstammer, og derfra potentielt til indeluften via utætheder i rør, samlinger og installationer.

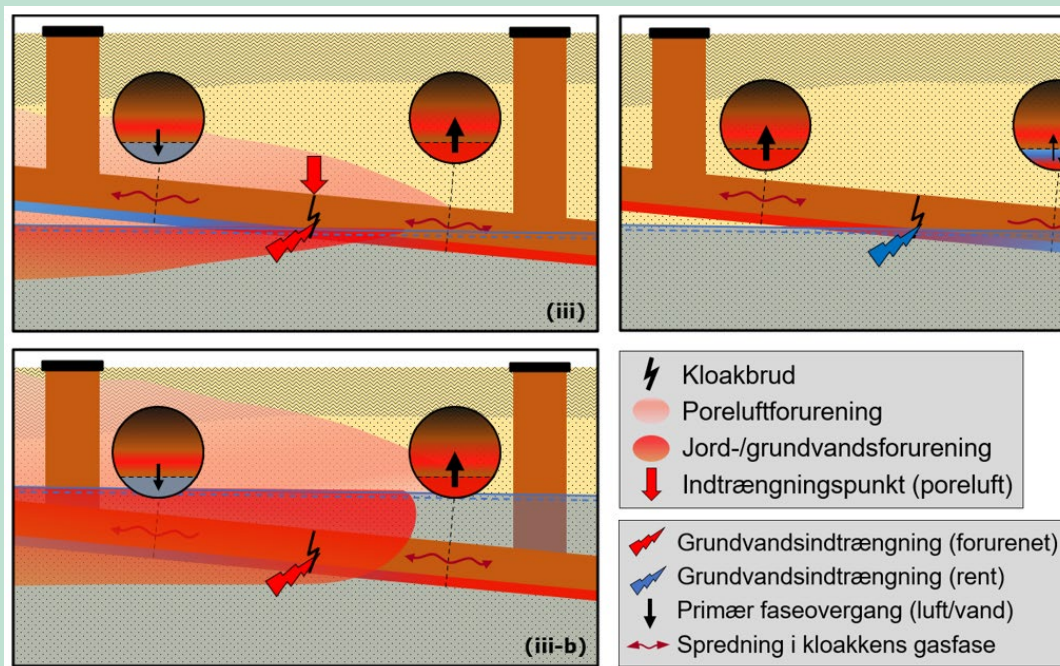
Konceptuelle modeller for indtrængning af flygtige forureningskomponenter til kloakken via et brud/en utæthed, samt mekanismer for opblanding, faseovergange (luft/vand) og spredning er illustreret i yderligere detaljer i nedenstående figurer. Indtrængning af forurenede dampe, på gasform, sker i model (i) og (ii), jf. figur 2.2, mens indtrængning som forurenede grundvand, på væskeform, sker i model (iii) og (iv), jf. figur 2.3.



FIGUR 2.2. Gasstyrede konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af flygtige forureningskomponenter til kloakken via et brud/en utæthed, samt mekanismer for opblanding og faseovergange (luft/vand).

I model (i) og (i-b) sker indtrængning af forurening på gasform via et kloakbrud beliggende i umættet zone. I model (i) via poreluftskyen omkring en jordforurening, som ikke er relateret til kloakken, og i model (i-b) via en poreluftsky omkring en forurening som er historisk relateret til kloakbruddet som et selvstændigt kildeområde nedstrøms en lokalitet med forurenende aktiviteter. I model (i-c) sker forureningstransporten på gasform i gruskastningen omkring kloakken, i stedet for inde i selve kloakken.

I model (ii) og (ii-b) sker forureningsindtrængningen på gasform via et kloakbrud beliggende i umættet zone over en grundvandsskive, med en tilknyttet poreluftsky. I model (ii-b) sker indtrængningen på en utæt, lokal stikledning, mens hovedledningen ligger under grundvandsspejlet, men er tæt imod indtrængende, forurennet grundvand.



FIGUR 2.3. Vandstyrede konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af flygtige forureningskomponenter til kloakken via et brud/en utæthed, samt mekanismer for opblanding og faseover-gange (luft/vand).

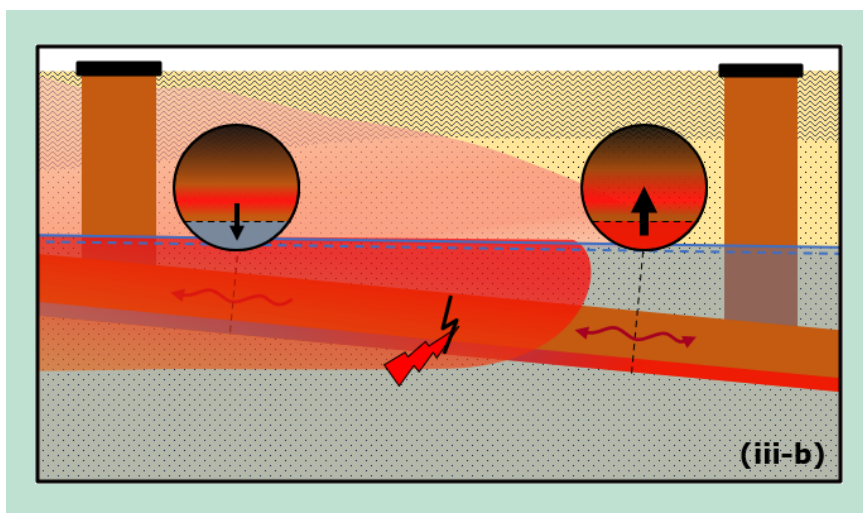
I model (iii) og (iii-b) står grundvandsspejlet over kloakkens bundløb, og indtrængning af forurennet grundvand sker i et punkt på kloakstrengen, hvor der er rumligt sammenfald imellem kloakbrud og forureningsfane. Vandspejlet kan stå lavt (model iii) eller højt (model iii-b), ligesom faktorer som brudstørrelse og forureningskoncentration i det omkringliggende grundvand har betydning for det samlede masseflow til kloakken.

I model (iv) er forureningsindtrængningen sket opstrøms kloakbruddet og der sker en fortynding af forureningen i vandfasen, via indtrængende rent/renere grundvand i brudpunktet. Fortyndingseffekten i model (iv) kan være den samme, hvis der sker en tilstrømning af uforurennet vand fra en sidegren.

2.2 Indtrængning på opløst form

I det følgende er der udført nogle overslagsberegninger over hvor meget forurennet grundvand, der kan tilstrømme en utæt kloakledning med bundløb under vandspejlet i et kildeområde.

I beregningerne tages der udgangspunkt i den konceptuelle forståelse af forureningssituationen på den primære feltlokalitet i projektet (Videbæk, bilag 1.1), jf. nedenstående figur.



FIGUR 2.4. Konceptuel model for forureningsindtrængning på væskeform ved hotspot, konceptuel model fra Videbæk-lokaliteten (se bilag 1.1).

På Videbæk-lokaliteten er der tale om gennemsnitlige hydrauliske overtryk på 0,5-0,7 m vand-søjle omkring kloakrørene på kildegunden.

Med online værktøjet i /13/ kan der udføres en orienterende beregning af vandføringen igennem et rundt eller kvadratisk hul, givet et hydraulisk overtryk på den ene side af hullet og antagelser omkring hullets kanter.

Hvis der antages et kvadratisk hul i kloakledningen på 1·1 cm, så kan der med et ydre hydraulisk overtryk på 0,2 m og antagelse af et skarpkantet, kvadratisk hul (ækvivalent åbning på 10 mm), beregnes en vandføring igennem hullet på 0,12 l/s, svarende til ca. 0,43 m³/t. Hvis der i stedet antages et hul på 1,5·0,3 cm (ækvivalent kvadratisk åbning på 6,7 mm), så kan der beregnes en vandføring på 0,05 l/s, svarende til ca. 0,18 m³/t. Hvis det hydrauliske overtryk på ydersiden af kloakken stiger f.eks. til 0,7 m, så bliver de beregnede tilstrømninger hhv. 0,83 og 0,36 m³/t. Se andre eksempler i figur 2.5.

Ovenstående beregnede volumenflows af vand er nogenlunde i samme størrelsesorden som dem der er benyttet i eksemplerne i afsnit 2.3.2.

Masseflow

Hvis det antages, at indtrængningen af forurenat grundvand til den utætte kloak sker med en koncentration af PCE eller TCE på f.eks. 1.000 µg/L, svarende til koncentrationer målt i kloakkerne på Videbæk-lokaliteten, jf. bilag 1.1, så kan masseflowet til kloakken i Videbæk via tilstrømmende grundvand beregnes til mellem 16 og 70 g/d med udgangspunkt i ovenstående vandføringer.

Af figur 2.5 fremgår beregnede masseflows for forskellige kombinationer af hulstørrelse og hydraulisk overtryk.

Konc. (PCE/TCE) = 1.000 µg/L

Hulstørrelse firkant (mm)	Overtryk (m)	Vandføring			Masseflow (g/dag)
		(L/s)	(m ³ /t)	(m ³ /d)	
10·10	0,1	0,09	0,324	7,78	7,8
	0,2	0,12	0,432	10,37	10
	0,5	0,19	0,684	16,42	16
	0,7	0,23	0,828	19,87	20
15·3	0,1	0,04	0,144	3,46	3,5
	0,2	0,05	0,18	4,32	4,3
	0,5	0,09	0,324	7,78	7,8
	0,7	0,1	0,36	8,64	8,6

FIGUR 2.5. Konvektivt masseflow til kloak, beregnet for kombinationer af hulstørrelse og hydraulisk overtryk.

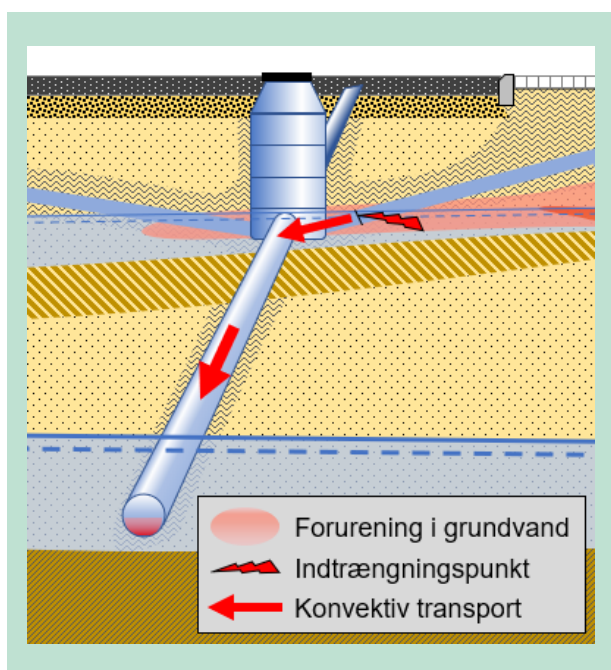
2.3 Transport i vandfasen

2.3.1 Diffusiv transport i vandfasen

Diffusionshastigheden er generelt omkring 4 størrelsesordner (~10.000 gange) mindre i væskefasen end i gasfasen /14/, og da massetransporten relateret til diffusion i gasfasen er uden praktisk betydning (jf. afsnit 2.4.1), ses der i det følgende helt bort fra diffusiv transport i væskefasen.

2.3.2 Konvektiv transport i vandfasen

I nedenstående betragtes en kloakstreng, hvor der i et område med grundvandsforurening er et brud under grundvandsspejlet, som giver anledning til indtrængning af forurenede grundvand til kloakstrengen.

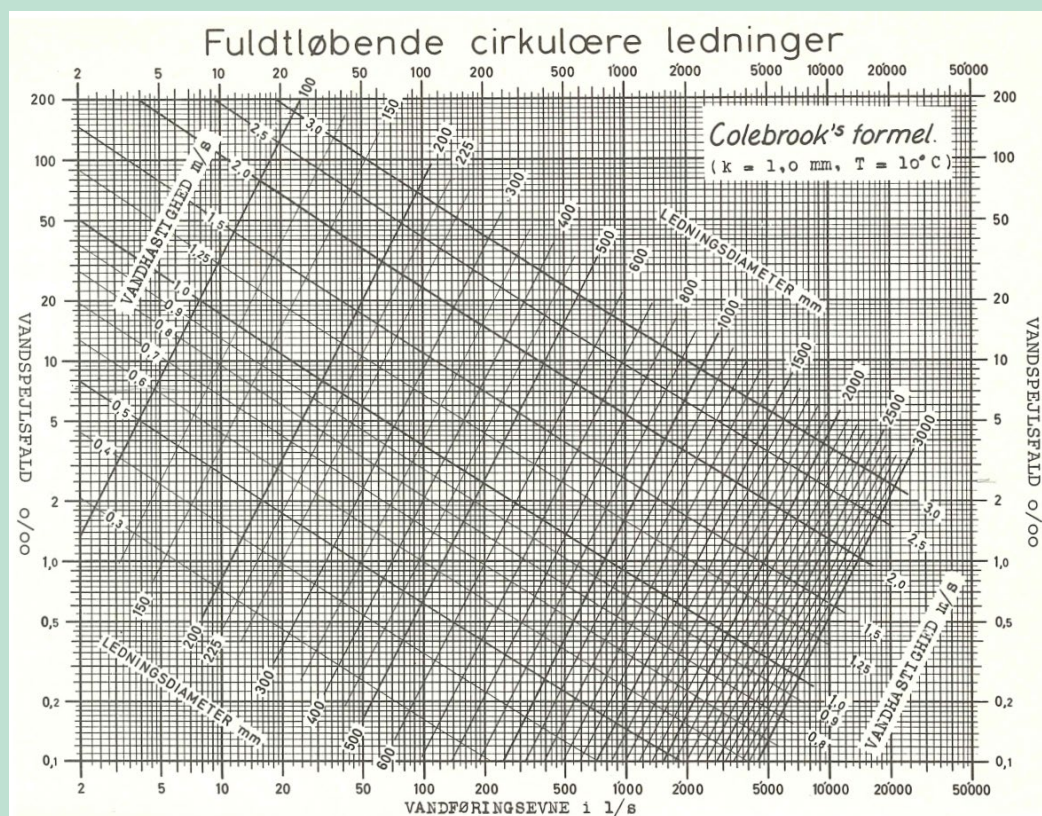


FIGUR 2.6. Konceptuel model af konvektiv transport i vandfasen væk fra et indtrængningspunkt.

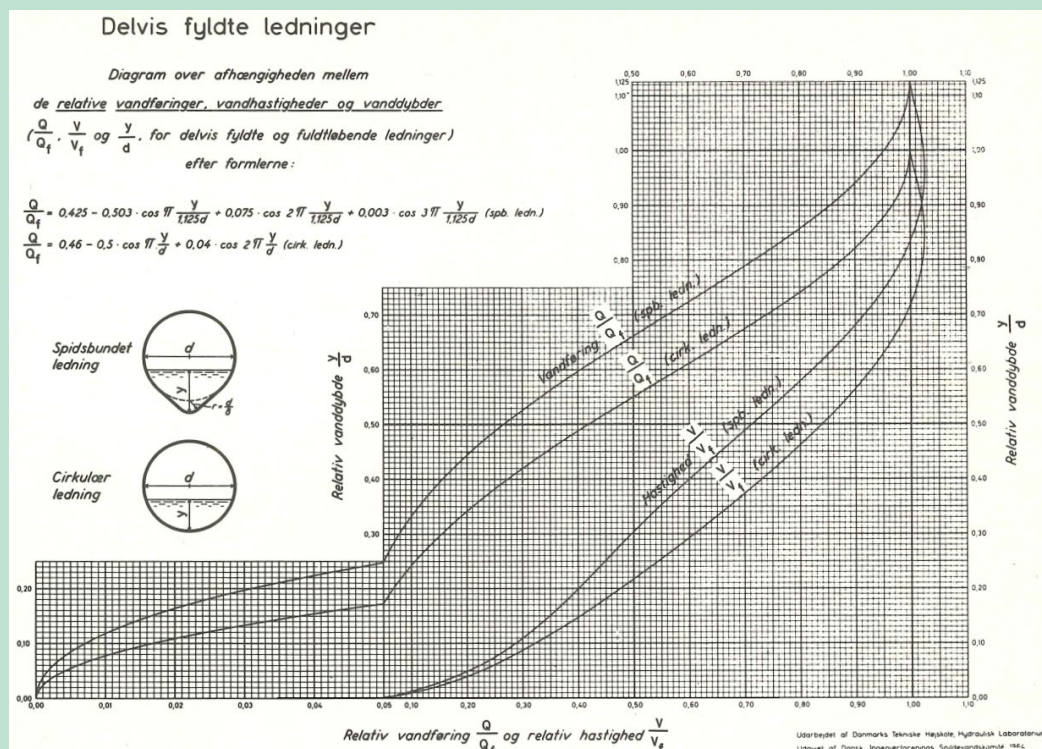
Udbredelseshastighed

Konvektiv transport sker som følge af vandtransport via kloakledninger, hvor opløst forurening føres med vandstrømmen. Overslagsmæssige beregninger af den konvektive transport-hastighed i kloakrør kan bestemmes via ligninger og nomogrammer anført i f.eks. /15/ og /16/. Basalt set er der tale om samme ligningsgrundlag som for den konvektive gastransport, f.eks. Colebrook-White, med de forskelle, at rørenes kapacitet og strømningshastigheden heri afhænger af rørets hældning, og at der kun sjældent er tale om fuldtløbende rør.

I det følgende er der således vist nogle eksempler, baseret på simple antagelser, med henblik på at illustrere hvilke størrelsesordener, der er tale om for den konvektive transport i vandfasen. I nedenstående figurer er gengivet nomogrammer fra /15/, som illustrerer sammenhængen imellem ledningsdiameter, fyldning, hældning og vandføring for et fuldtløbende cirkulært betonrør (figur 2.8), og rørets relative fyldning og hhv. (i) den relative vandhastighed, og (ii) den relative vandføring ift. fuldtløbende rør (figur 2.8).



FIGUR 2.7. Sammenhæng imellem ledningsdiameter, fyldning, hældning og vandføring for fuldtløbende cirkulære rør (betonrør, $\lambda = 0,001 \text{ m}$ og $T = 10^\circ \text{C}$), /15/.



FIGUR 2.8. Sammenhæng imellem fyldningsgrad og (i) relativ vandføring og (ii) relativ vandhastighed for hhv. cirkulære og spidsbundede rør, /15/.

Eksempel 1

Hvis det antages, at der er tale om et ø110 kloakrør med en hældning på 3‰, så kan der i figur 2.7 aflæses en fuldtløbende vandhastighed på 0,38 m/s og en fuldtløbende vandføring på ca. 2,35 l/s (= 8,5 m³/t).

Hvis det dertil antages, at kloakrøret er delvist fyldt, svarende til en fyldning (y/d) på 0,2 så kan det i figur 2.8 aflæses, at den relative hastighed (V/V_f) er ca. 0,47, mens den relative vandføring (Q/Q_f) er ca. 0,07 for et cirkulært rør. Dermed kan der beregnes en vandhastighed på 0,18 m/s og en vandføring på ca. 0,60 m³/t for det delvist fyldte rør ($y/d = 0,2$).

Eksempel 2

Hvis det antages, at der er tale om et ø200 kloakrør med en hældning på 3‰, så kan der i figur 2.7 aflæses en fuldtløbende vandhastighed på 0,62 m/s og en fuldtløbende vandføring på ca. 19 l/s (= 68,4 m³/t).

Hvis det dertil antages, at kloakrøret er delvist fyldt, svarende til en fyldning (y/d) på 0,2 så kan det aflæses i figur 2.8, at den relative hastighed (V/V_f) er ca. 0,47, mens den relative vandføring (Q/Q_f) er ca. 0,07 for et cirkulært rør. Dermed kan der beregnes en vandhastighed på 0,29 m/s og en vandføring på ca. 4,8 m³/t for det delvist fyldte rør ($y/d = 0,2$).

Eksempel 3

Hvis det antages, at der er tale om et ø400 kloakrør med en hældning på 2‰, så kan der i figur 2.7 aflæses en fuldtløbende vandhastighed på 0,78 m/s og en fuldtløbende vandføring på ca. 100 l/s (= 360 m³/t).

Hvis det dertil antages, at kloakrøret er delvist fyldt, svarende til en fyldning (y/d) på 0,1 så kan det aflæses i figur 2.8, at den relative hastighed (V/V_f) er ca. 0,325, mens den relative vandføring (Q/Q_f) er ca. 0,017 for et cirkulært rør. Dermed kan der beregnes en vandhastighed på 0,25 m/s og en vandføring på ca. 6,1 m³/t for det delvist fyldte rør ($y/d = 0,1$).

Masseflow

Hvis det antages, at indtrængningen af forurenede grundvand til den utætte kloak sker med en koncentration af PCE eller TCE på f.eks. 1.000 µg/L, svarende til koncentrationer målt i kloakkerne på Videbæk-lokaliteten, jf. bilag 1.1, så kan masseflowet i kloakkens vandfase nu beregnes med udgangspunkt i ovenstående vandføringer. Bemærk at enheden på de beregnede masseflows er g/dag (ikke µg/dag).

Konc. (PCE/TCE) = 1.000 µg/L						
	Rør (mm)	Hældning (‰)	Fyldning y/d (-)	Hastighed (m/s)	Vandføring (m ³ /t)	Masseflow (g/dag)
Eks. 1	ø110	3	0,2	0,18	0,60	14,4
Eks. 2	ø200	3	0,2	0,29	4,8	115
Eks. 3	ø400	2	0,1	0,78	6,1	146

FIGUR 2.8. Konvektivt masseflow, beregnet for tre eksempler (betonrør v/ 10°C).

Som det fremgår af tabellen, så kan der være tale om ganske betragtelige masseflows i vandfasen, ligesom udbredelseshastighederne i vandfasen er betragtelige; svarende til den lavere ende af de beregnede konvektive lufthastigheder (jf. figur 2.16 og 2.13). I modsætning til den konvektive transport i gasfasen, så foregår den konvektive transport i vandfasen kun i kloakkens nedstrøms retning.

2.4 Transport i gasfasen

2.4.1 Diffusiv transport i gasfasen

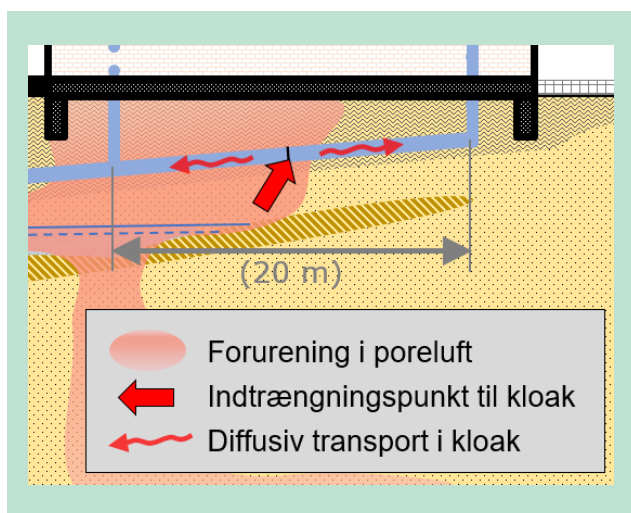
Udbredelseshastighed

Diffusiv transport sker som følge af koncentrationsforskelle. Til overslagsmæssige beregninger af den diffusive transporthastighed i kloakrør, er der opstillet en numerisk model, baseret på den diffusive transportligning:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_0 \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{ligning 2.1}$$

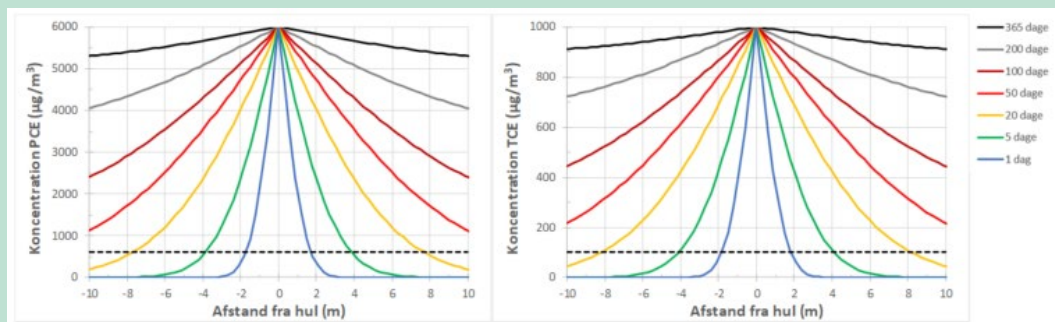
Hvor C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) er koncentrationen, t (dage) er tiden, D_0 (m^2/dag) er stoffets diffusionskoefficient i ren luft og x (m) er afstanden. For PCE er $D_0 = 6,38 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ ($= 0,55 \text{ m}^2/\text{dag}$) og for TCE er $D_0 = 7,17 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ ($= 0,62 \text{ m}^2/\text{dag}$), /14/.

I det følgende eksempel betragtes en kloakstreng, hvor der midt på en 20 meter strækning er et brud, hvorigennem der trænger forurenet poreluft. Der ses på den rent diffusive transport i gasfasen hhv. op og ned ad denne kloakstreng.



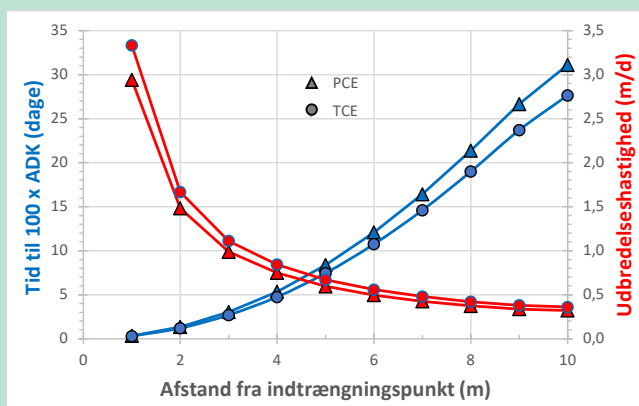
FIGUR 2.9. Konceptuel model af diffusiv transport i gasfasen væk fra et indtrængningspunkt midt på en 20 meter lang kloakstrækning.

Det antages at indtrængningen begynder momentant til tiden $= 0$ (og fortsætter med en konstant påvirkning), midt på kloakstrengen, som fra starten er fri for dampe. Indtrængningen antages at ske som en koncentration, der er 1.000 gange afdampningskriteriet ($C_0 =$ hhv. $6.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PCE og $1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for TCE). Som randbetingelse for beregningen antages det endvidere, at dampene kan diffundere yderligere 5 meter indtil de rammer en vandlås (i alt 15 meter). Under disse antagelser bliver koncentrationsprofilet for hhv. PCE og TCE på den "vandrette" del af kloakstrengen, som illustreret i nedenstående figur.



FIGUR 2.10. Koncentrationsprofiler for PCE (til venstre) og TCE (til højre) til tidspunkter fra 1 til 365 dage fra begyndelsestidspunktet. De vandrette stiplede linjer angiver 100 gange afdampningskriteriet.

Grundet TCE's højere diffusionskoefficient, ses en marginalt hurtigere diffusiv udbredelse af TCE end af PCE (til et givent tidspunkt er kurverne for TCE lidt bredere end for PCE). I praktisk henseende vurderes forskellen dog at være uden betydning. Som det ses af figur 2.12, så sker udbredelsen af PCE og TCE med langsommere og langsommere hastighed, jo længere væk fra bruddet man kommer. Nedenstående figur viser den tid det tager, før der beregnes koncentrationer svarende til 100 gange afdampningskriteriet i forskellige afstande fra indtrængningspunktet, samt tilsvarende udbredelseshastigheder. Ved afstande større end 6 meter er den diffusive udbredelseshastighed i størrelsesordenen 0,3-0,5 m/dag.



FIGUR 2.11. Den beregnede tid før en koncentration svarende til 100 gange afdampningskriteriet (ADK) opnås for hhv. PCE og TCE (venstre akse), samt tilhørende udbredelseshastighed (højre akse), som funktion af afstanden fra indtrængningspunktet.

Masseflow

Masseflowet angiver hvor stor en masse, der transporteres igennem en given flade pr. tid, og kan f.eks. angives i enheden [$\mu\text{g}/\text{dag}$].

Benyttes ovenstående tilnærmede udbredelseshastigheder (middel ca. 0,4 m/dag) for fronten af koncentrationer, svarende til 100 gange afdampningskriteriet (hhv. $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PCE og $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for TCE) beregnes diffusive masseflow på mellem 0,4 og $30 \mu\text{g}/\text{dag}$ (for et rør uden vand), jf. nedenstående tabel.

			<u>PCE</u>	<u>TCE</u>
Koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			600	100
Frontens udbredelseshastighed			0,4	m/dag
Rør	Radius (m)	Areal (m^2)	Masseflow	
			PCE ($\mu\text{g}/\text{d}$)	TCE ($\mu\text{g}/\text{d}$)
Ø110	0,0550	0,0095	2,3	0,38
Ø160	0,0800	0,0201	4,8	0,80
Ø200	0,1000	0,0314	7,5	1,3
Ø250	0,1250	0,0491	12	2,0
Ø315	0,1575	0,0779	19	3,1
Ø400	0,2000	0,1257	30	5,0

FIGUR 2.12. Diffusivt masseflow, beregnet via en gennemsnitlig udbredelseshastighed af fronten på 0,4 m/dag med koncentrationer på 100 gange ADK

Masseflowet kan beskrives via ovenstående tilnærmede udbredelseshastigheder, eller via Fick's første lov (som i JAGG-modellen). I det følgende beregnes diffusive masseflow for ovenstående scenarium med indtrængning af PCE/TCE-forurenede poreluft med en koncentration på 1.000 gange ADK. Det diffusive masseflow kan beskrives med udgangspunkt i Fick's 1. lov, jf. nedenstående ligning.

$$F = A \cdot D_0 \frac{dC}{dx} \quad \text{ligning 2.2}$$

Hvor F ($\mu\text{g}/\text{dag}$) er masseflowet, A (m^2) er kloakrørets tværsnitsareal, D_0 (m^2/dag) er stoffets diffusionskoefficient i ren luft, dC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) er koncentrationsforskellen imellem indtrængningspunktet og beregningspunktet og dx (m) er afstanden.

			<u>PCE</u>	<u>TCE</u>
Koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			6.000	1.000
Afstand			10	meter
Rør	Radius (m)	Areal (m^2)	Masseflow	
			PCE ($\mu\text{g}/\text{dag}$)	TCE ($\mu\text{g}/\text{dag}$)
Ø110	0,0550	0,0095	3,1	0,59
Ø160	0,0800	0,0201	6,6	1,2
Ø200	0,1000	0,0314	10	1,9
Ø250	0,1250	0,0491	16	3,0
Ø315	0,1575	0,0779	26	4,8
Ø400	0,2000	0,1257	42	7,8

FIGUR 13. Diffusivt masseflow, beregnet med udgangspunkt i Fick's 1. lov.

Hvis det antages at ovenstående masseflows trænger ind til indeluften i en bolig på f.eks. 100 m^2 , et volumen på 230 m^3 , og et passivt luftskifte på 0,3 t^{-1} ($= 7,2 \text{ d}^{-1}$), så bliver de beregnede masseflows opblandet i ca. 1.660 m^3 ren luft, svarende til et bidrag til indeluften på maksimalt ca. 0,5% af afdampningskriterierne. Hvis indtrængningen kun sker til et badeværelse på f.eks. 6 m^2 , så bliver bidraget ca. 8% af afdampningskriterierne. Det kan således konkluderes, at der skal betydeligt højere kildekonzentrationer til, før et diffusivt kloakbidrag kan blive kritisk ift. indeluften i en bolig.

2.4.2 Konvektiv transport i gasfasen

Udbredelseshastighed

Konvektiv transport sker som følge af trykforskelle imellem forskellige ender af en rørstrækning, hvor forureningsdampene føres med luftstrømmen. Overslagsmæssige beregninger af den konvektive transporthastighed i kloakrør kan bestemmes via følgende ligning /17/.

$$v = \sqrt{\frac{2 \cdot \Delta P \cdot d}{\rho \cdot x \cdot \lambda}} \quad \text{ligning 2.3}$$

Hvor v (m/s) er lufthastigheden, ΔP (Pa) er trykforskellen, d (m) er rørdiameteren, ρ (kg/m³) er luftens densitet = 1,25 kg/m³, x (m) er afstanden og λ (-) er friktionsfaktoren.

Friktionsfaktoren (λ) afhænger af om der er laminare eller turbulente strømningsforhold i røret, hvilket kan afgøres p.b.a. Reynolds tal (Re). Ved $Re \leq 2.300$ er der tale om laminar strømning og ved $Re > 2.300$ er der tale om turbulent strømning. Re beregnes via følgende ligning.

$$Re = \frac{v \cdot d}{\nu} \quad \text{ligning 2.4}$$

Hvor v (m/s) er lufthastigheden, d (m) er rørdiameteren og ν (m²/s) er den kinematiske viskositet, som afhænger af temperaturen, T [$\nu = 1,338 \cdot 10^{-5} + 8,50 \cdot 10^{-8} \cdot T$ (°C)].

For laminar strømning beregnes friktionsfaktoren via følgende ligning:

$$\lambda = \frac{64}{Re} \quad \text{ligning 2.5}$$

Og for turbulent strømning beregnes friktionsfaktoren via en iterativ beregning i Colebrook-White's formel /18/:

$$\lambda = \frac{1}{[-2 \cdot \log(2,51/(Re \cdot \sqrt{\lambda}) + k/(3,71 \cdot d))]^2} \quad \text{ligning 2.6}$$

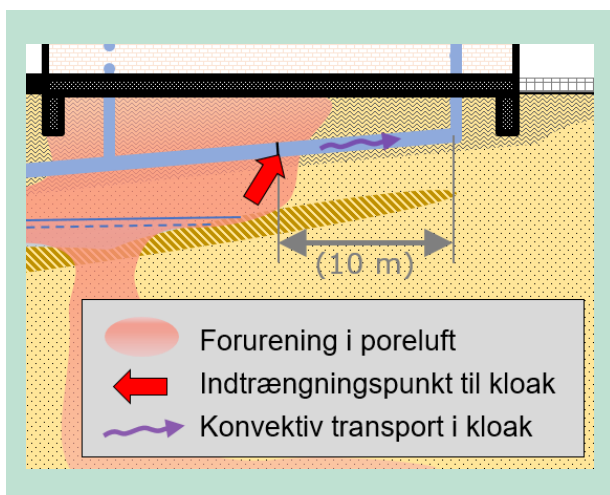
Hvor k (m) er rørets ruhed (plast = 0,00005 m, beton = 0,0015 m og stål = 0,000015 m), /17/ og /16/.

Som det ses af ovenstående ligning 2.3, beregnes lufthastigheden på baggrund af bl.a. friktionsfaktoren (λ), som afhænger af Reynolds tal (Re), der igen afhænger af lufthastigheden. Beregningen af lufthastigheden udføres derfor som en iterativ beregning via ligning 2.3-2.6.

Til formålet er der opstillet et regneark, hvori lufthastigheden beregnes som funktion af rørdiameteren (d) og en antaget trykforskel (ΔP). I beregningen er det antaget, at lufttemperaturen er 15°C.

Til projektgruppens kendskab foreligger der pt. kun få oplysninger om "almindelige" differenstryk over kloakstreng (f.eks. imellem kloakbrønde), men baseret på kendskab til almindelige differenstryk i faldstammer, /9/ og /10/ og data indsamlet ifm. dette projekt, vurderes drivende trykforskelle på mellem 0,2 og 5 Pa at være repræsentative for såvel almindelige som ekstreme forhold, se bl.a. eksempel herunder. I /19/ anføres målte differenstryk imellem brønde på i størrelsesordenen 2 Pa, hvilket stemmer godt overens med erfaringer fra /10/.

I det følgende eksempel betragtes en kloakstreng, hvor der midt på en 20 meter strækning er et brud, hvorigennem der indtrænger forurenede poreluft. Der ses på den konvektive transport i gasfasen i de 10 meter af strengen, der ligger i opstrøms retning, jf. figur 2.15. For at simplificere beregningen, antages det at der ikke løber vand i kloakstrengen.



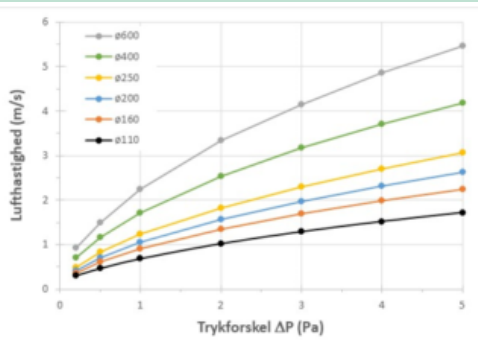
FIGUR 2.14. Konceptuel model af konvektiv transport i gasfasen i opstrøms retning, væk fra et indtrængningspunkt midt på en 20 meter lang kloakstrækning.

Resultaterne af beregninger udført for kloakdiametre på mellem $\varnothing 110$ og $\varnothing 600$, samt gennemsnitlige trykforskelle over rørstrækningen på mellem 0,1 og 5 Pa, er vist i nedenstående figurer for hhv. plastrør og betonrør. Bemærk at enheden i disse figurer er i meter pr. sekund vs. meter pr. dag i de diffusive beregninger i afsnit 2.4.1.

Som det fremgår af figurerne, så er de beregnede konvektive lufthastigheder i intervallet ca. 0,2 – 5,5 m/s; altså 4-5 størrelsesordner højere end den diffusive transporthastighed beregnet i forrige afsnit (ca. 0,5 m/dag).

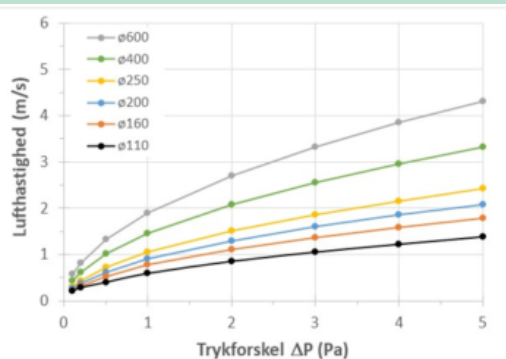
Det er i den forbindelse væsentligt, at den konvektive forureningstransport i gasfasen kan foregå både i kloakkens opstrøms og nedstrøms retning afhængigt af fortegnet på trykforskellen.

Pa	Lufthastighed (m/s)					
	$\varnothing 110$	$\varnothing 160$	$\varnothing 200$	$\varnothing 250$	$\varnothing 400$	$\varnothing 600$
0,1	0,21	0,24	0,28	0,33	0,47	0,62
0,2	0,30	0,35	0,42	0,49	0,70	0,92
0,5	0,46	0,61	0,71	0,84	1,2	1,5
1	0,68	0,90	1,1	1,2	1,7	2,3
2	1,0	1,3	1,6	1,8	2,5	3,4
3	1,3	1,7	2,0	2,3	3,2	4,2
4	1,5	2,0	2,3	2,7	3,7	4,9
5	1,7	2,3	2,6	3,1	4,2	5,5



FIGUR 2.15. Konvektive lufthastigheder for 10 m rørstrækning (plastrør v/ 15°C).

Pa	Lufthastighed (m/s)					
	ø110	ø160	ø200	ø250	ø400	ø600
0,1	0,21	0,22	0,26	0,30	0,43	0,57
0,2	0,29	0,32	0,38	0,44	0,62	0,82
0,5	0,40	0,53	0,62	0,73	1,0	1,3
1	0,59	0,77	0,90	1,1	1,5	1,9
2	0,85	1,1	1,3	1,5	2,1	2,7
3	1,1	1,4	1,6	1,9	2,6	3,3
4	1,2	1,6	1,9	2,2	3,0	3,9
5	1,4	1,8	2,1	2,4	3,3	4,3



FIGUR 2.16. Konvektive lufthastigheder for 10 m rørstrækning (betonrør v/ 15°C).

Masseflow

Som i beregningerne af det diffusive masseflow, antages det, at indtrængningen sker med en koncentration, der er 1.000 gange afdampningskriteriet ($C_0 = \text{hhv. } 6.000 \mu\text{g/m}^3$ for PCE og $1.000 \mu\text{g/m}^3$ for TCE). Masseflowet beregnes nu med udgangspunkt i ovenstående lufthastigheder. Bemærk at enheden på de beregnede masseflows er gram pr. dag (ikke $\mu\text{g/dag}$). Som det fremgår af tabellerne, er der tale om ganske betragtelige masseflows ($\geq 0,17 \text{ g/d}$; dvs. $\geq 170 \text{ mg/d}$) selv ved ganske små drivende differenstræk ($\sim 0,1 \text{ Pa}$).

Hvis det antages at ovenstående masseflows trænger ind i indeluften i en bolig på f.eks. 100 m^2 , et volumen på 230 m^3 , og et passivt luftskifte på $0,3 \text{ t}^{-1}$ ($= 7,2 \text{ d}^{-1}$), så bliver de beregnede masseflows opblandet i ca. 1.660 m^3 ren luft, svarende til bidrag til indeluften på *minimalt* ca. 100 gange afdampningskriterierne. Til sammenligning var det beregnede diffusive massebidrag på *maksimalt* ca. 0,5 % af afdampningskriteriet. På baggrund af disse beregninger kan bidraget fra den konvektive transport således estimeres til potentielt at være forbundet med >20.000 gange større risiko end ved diffusiv transport.

Koncentration $6.000 \mu\text{g/m}^3$							Koncentration $1.000 \mu\text{g/m}^3$						
Pa	Masseflow (g PCE/dag)						Pa	Masseflow (g TCE/dag)					
	ø110	ø160	ø200	ø250	ø400	ø600		ø110	ø160	ø200	ø250	ø400	ø600
0,1	1,0	2,5	4,6	8,4	19	40	0,1	0,17	0,42	0,76	1,4	3,2	6,7
0,2	1,5	3,6	6,8	12	28	60	0,2	0,25	0,61	1,1	2,1	4,7	10
0,5	2,3	6,4	12	21	47	98	0,5	0,38	1,1	1,9	3,6	7,9	16
1	3,4	9,4	17	32	69	147	1	0,56	1,6	2,9	5,3	12	24
2	5,0	14	26	47	102	218	2	0,84	2,3	4,3	7,8	17	36
3	6,4	18	32,1	59	128	270	3	1,1	2,9	5,3	9,8	21	45
4	7,5	21	38	69	150	317	4	1,2	3,4	6,3	11	25	53
5	8,5	23	43	78	169	356	5	1,4	3,9	7,1	13	28	59

FIGUR 2.17. Konvektivt masseflow, beregnet via lufthastighederne i figur 2.16 (plastrør v/ 15°C).

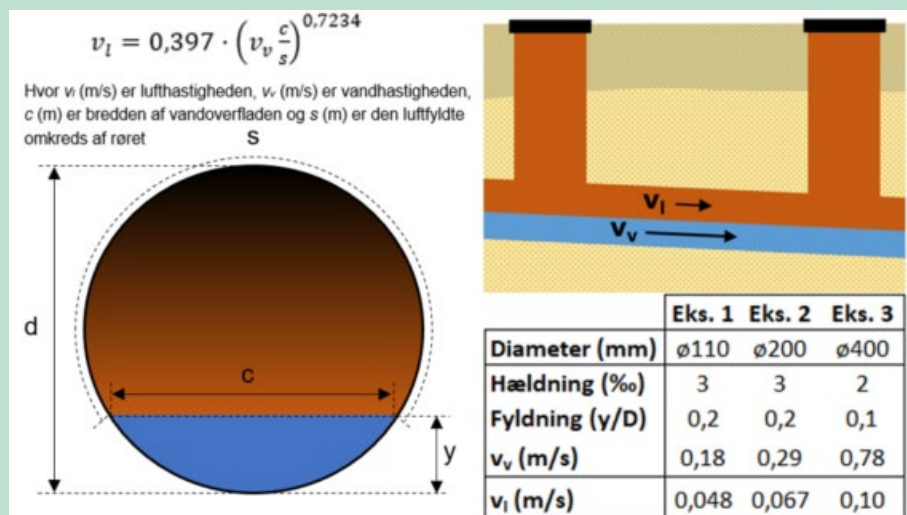
Koncentration 6.000 µg/m ³							Koncentration 1.000 µg/m ³						
Pa	Masseflow (g PCE/dag)						Pa	Masseflow (g TCE/dag)					
	ø110	ø160	ø200	ø250	ø400	ø600		ø110	ø160	ø200	ø250	ø400	ø600
0,1	1,0	2,3	4,2	7,6	17	37	0,1	0,17	0,38	0,71	1,3	2,9	6,2
0,2	1,4	3,3	6,2	11	25	53	0,2	0,23	0,56	1,0	1,9	4,2	8,9
0,5	2,0	5,5	10	19	41	86	0,5	0,33	0,92	1,7	3,1	6,8	14
1	2,9	8,0	15	27	59	124	1	0,48	1,3	2,4	4,5	9,8	21
2	4,2	12	21	38	84	177	2	0,70	1,9	3,5	6,4	14	29
3	5,2	14	26	47	103	217	3	0,86	2,4	4,3	7,9	17	36
4	6,0	17	30	55	120	251	4	1,0	2,8	5,0	9,2	20	42
5	6,8	19	34	62	134	281	5	1,1	3,1	5,6	10	22	47

FIGUR 2.18. Konvektiv masseflow, beregnet via lufthastighederne i figur 2.17 (betonrør v/ 15°C).

Det kan således konkluderes, at det potentielle konvektive bidrag til indeluften er væsentligt højere end det potentielt diffusive bidrag, under forhold der ellers er sammenlignelige. Tilsvarende kan det konkluderes, at der er begrænsede forskelle på om der er tale om plastic- og betonrør.

2.5 Sammenhæng imellem konvektiv flow i vand og gas

I /19/ er det anført, at luftflowet i delvist fyldte kloakker som hovedregel følger flowretningen for vandfasen pga. "drag", og at lufthastigheden kan forventes at være i størrelsesordenen 5-30% af vandhastigheden. Der er ligeledes anført en empirisk sammenhæng imellem hastigheden i vandfasen og hastigheden i luftfasen, jf. figur 2.20. I figuren er ligeledes vist de beregnede lufthastigheder for tre eksempler.



FIGUR 19. Empirisk relation imellem lufthastighed og vandhastighed i delvist fyldte kloakrør, /19/ (venstre), samt beregnede lufthastigheder for tre eksempler (højre).

Umiddelbart vurderes ovenstående udsagn om, at retningen på luftflowet følger vandets flowretning ikke at være sandt i alle tilfælde, da der er set eksempler på forureningssager, hvor der er konstateret betydelige forureningskoncentrationer i gasfasen på kloakstrækninger, der ligger opstrøms for kildegrunde/indtrængningspunkter ift. kloakkens hældning/vandets strømningretning. Der vurderes således at kunne være tale om transport af forurenede dampe i

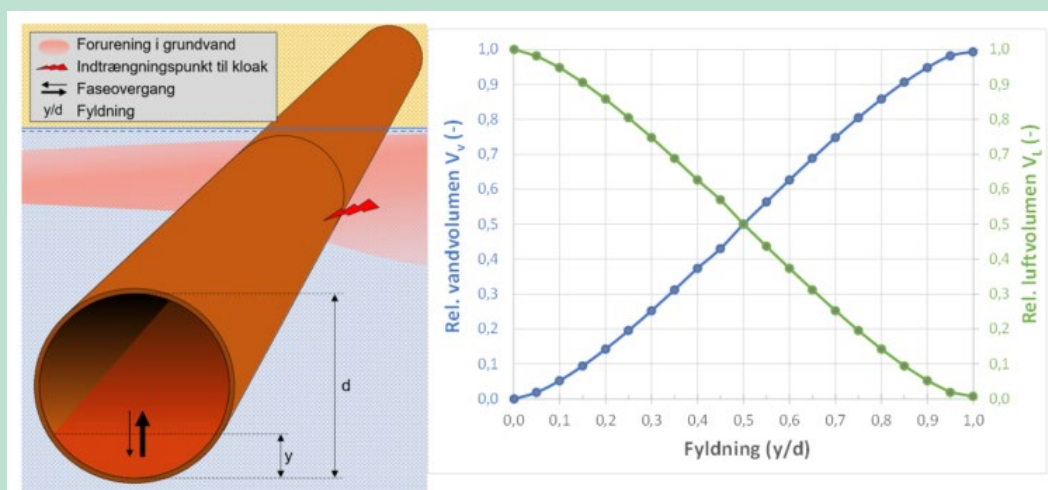
kloaksystemer, som af forskellige årsager har en differenstrykgradient, der er modsat vandets strømningsretning, ligesom denne mekanisme selvfølgelig kan være på spil i kloaksystemer, der periodevist er uden vandføring.

Uanset disse forhold vurderes der dog at være brugbar information i det forhold, at vandflowet skaber en drag-effekt, som muligvis kan give anledning til lufthastigheder, der udgør op mod ca. 25% af de mindste lufthastigheder i figur 2.16 og figur 2.17.

2.6 Fasefordeling imellem kloakkens vand- og gasfase

Når der er sket indtrængning af forurenede grundvand til kloakken, vil der kunne ske en afdampning fra vandfasen til kloakkens gasfase. Hvis der kan antages at opstå ligevægt imellem koncentrationen i vand- og gasfasen, kan koncentrationen i gasfasen estimeres på baggrund af vandfasekoncentrationen og Miljøstyrelsens JAGG-model.

Hvis kloakrøret er delvist fyldt, med en fyldning på 0,1 ($y/d = 0,1$), så er fordelingen imellem vand- og gasfasevolumen i kloakrøret ca. $V_v=0,05$ og $V_l=0,95$. Hvis kloakrøret er fyldt, svarende til en fyldning på 0,2 ($y/d = 0,2$), så er fordelingen imellem vand- og gasfasevolumen i kloakrøret ca. $V_v=0,14$ og $V_l=0,86$, jf. figur 2.21.



FIGUR 20. Konceptuel model af utæt kloak med indtrængning af forurenede grundvand samt volumenfordeling imellem vand- og gasfase.

Indsættes ovenstående volumenfordeling i fugacitetsmodul i JAGG-modellen, som en pseudo-jordtype (uden jord), så kan den relative massefordeling for PCE, TCE, cis-1,2-DCE og trans-1,2-DCE i hhv. vand- og gasfase beregnes ved ligevægt, jf. figur 2.22. Som det ses beregnes det, at mellem 50 og 94% af massen vil befinde sig i gasfasen (f_l).

I JAGG-modellen beregnes forholdet imellem koncentrationen i vandfasen og gasfasen ($\mu\text{g/L} : \mu\text{g/m}^3$) til ca. 1:800 for PCE, 1:380 for TCE og trans-1,2-DCE samt 1:160 for cis-1,2-DCE. For VC er forholdet 1:1140. Ved en koncentration på $1.000 \mu\text{g/L}$ bliver gasfasekoncentrationen således hhv. ca. $800.000 \mu\text{g/m}^3$ (PCE), $380.000 \mu\text{g/m}^3$ (TCE og trans-1,2-DCE), $160.000 \mu\text{g/m}^3$ for cis-1,2-DCE, jf. figur 2.22. For VC vil koncentrationen tilsvarende være $1.140.000 \mu\text{g/m}^3$. Hvis der antages en $\varnothing 200$ kloakstrækning på 10 meter med en fyldningsgrad på 0,1, så vil denne bestå af et samlet volumen på $0,314 \text{ m}^3$. Heraf vil 5% af volumen være vandfyldt ($0,0157 \text{ m}^3$) og 95% luftfyldt ($0,298 \text{ m}^3$). Med en PCE-koncentration i væskefasen på f.eks. 1 mg/L (1.000 mg/m^3 vand), så vil der samtidig være en gasfasekoncentration på ca. 800 mg/m^3 luftfyldt volumen, jf. figur 2.22. Dette betyder, at den samlede mængde PCE på kloakstrækningen vil være ca. 255 mg, hvoraf ca. 16 mg vil være i vandfasen og 239 mg vil være i gasfasen.

Jordtype	Poreluft-volumen V_L	Vand-indhold V_V	Samlet porøsitet $\phi = V_L + V_V$	Volumen af jordskellet V_J	Korn-rumvægt (kg/l) d	Bulk-massefylde (kg/l) ρ	% Indhold organisk kulstof f_{oc}
Jordtype			1	0		0	
Egen liste	0,95	0,05					

Kemiske data Vælg stof for fugacitetsberegning eller indtast egne stofs specifikke data

Stof 1	Egen liste	Stof 2	Egen liste	Stof 3	Egen liste	Stof 4	Egen liste
Tetrachlorethylen		Trichlorethylen		cis-1,2-Dichlorethylen		trans-1,2-Dichlorethylen	
$M_{L,max}$	156.832	463.459		991.136		1.640.330	mg/m ³ jord
$M_{V,max}$	10.300	64.000		320.500		226.000	mg/m ³ jord
$M_{J,max}$	0	0		0		0	mg/m ³ jord
Mættede damptryk, $C_{L,max}$	165.087	487.852		1.043.301		1.726.664	mg/m ³
Maksimal fordeling, luft f_i	0,938	0,879		0,756		0,879	
Maksimal fordeling, vand f_v	0,062	0,121		0,244		0,121	
Maksimal fordeling, jord f_j	0,000	0,000		0,000		0,000	
Målt konc. i grundvand C_V	1	1		1		1	mg/l
Beregnet poreluftskonc. C_L	801,3907857	381,1344184		162,7615127		382,0052312	mg/m ³
Beregnet jordkonc. C_J	0	0		0		0	mg/kg TS

Jordtype	Poreluft-volumen V_L	Vand-indhold V_V	Samlet porøsitet $\phi = V_L + V_V$	Volumen af jordskellet V_J	Korn-rumvægt (kg/l) d	Bulk-massefylde (kg/l) ρ	% Indhold organisk kulstof f_{oc}
Jordtype			1	0		0	
Egen liste	0,95	0,05					

Kemiske data Vælg stof for fugacitetsberegning eller indtast egne stofs specifikke data

Stof 1	Egen liste	Stof 2	Egen liste	Stof 3	Egen liste	Stof 4	Egen liste
Tetrachlorethylen		Trichlorethylen		cis-1,2-Dichlorethylen		trans-1,2-Dichlorethylen	
$M_{L,max}$	156.832	463.459		991.136		1.640.330	mg/m ³ jord
$M_{V,max}$	10.300	64.000		320.500		226.000	mg/m ³ jord
$M_{J,max}$	0	0		0		0	mg/m ³ jord
Mættede damptryk, $C_{L,max}$	165.087	487.852		1.043.301		1.726.664	mg/m ³
Maksimal fordeling, luft f_i	0,938	0,879		0,756		0,879	
Maksimal fordeling, vand f_v	0,062	0,121		0,244		0,121	
Maksimal fordeling, jord f_j	0,000	0,000		0,000		0,000	
Målt konc. i grundvand C_V	1	1		1		1	mg/l
Beregnet poreluftskonc. C_L	801,3907857	381,1344184		162,7615127		382,0052312	mg/m ³
Beregnet jordkonc. C_J	0	0		0		0	mg/kg TS

FIGUR 21. Fasefordeling for PCE, TCE, cis-1,2-DCE og trans-1,2-DCE imellem vand- og gasfase ved fyldninger (y/d) på hhv. 0,1 (øvre) og 0,2 (nedre).

Det bemærkes, at JAGG-modellen erfaringsmæssigt forventes at overestimere koncentrationerne i luftfasen. I umættet zone, over grundvandsspejlet, er der konstateret faktiske poreluftkoncentrationer, der er 10-100 gange lavere end estimeret pba. en grundvandskoncentration og fugacitetsberegninger i JAGG /20/.

Ifølge beregningerne vil en forholdsvis stor andel af den samlede masse befinde sig i kloakens gasfase (ved en fyldningsgrad på 0,1-0,2), ligesom der vil være tale om meget høje koncentrationer i gasfasen. Med de beregnede vandhastigheder (se afsnit 2.3.2) vurderes det dog at være tvivlsomt, om der når at indstille sig en ligevægt imellem vand- og gasfasen. Dertil vil

der – i hvert fald i spildevandssystemer – være en andel af organisk kulstof, som forureningsstofferne formentlig vil kunne adsorbere til, hvorved den flygtige andel mindskes.

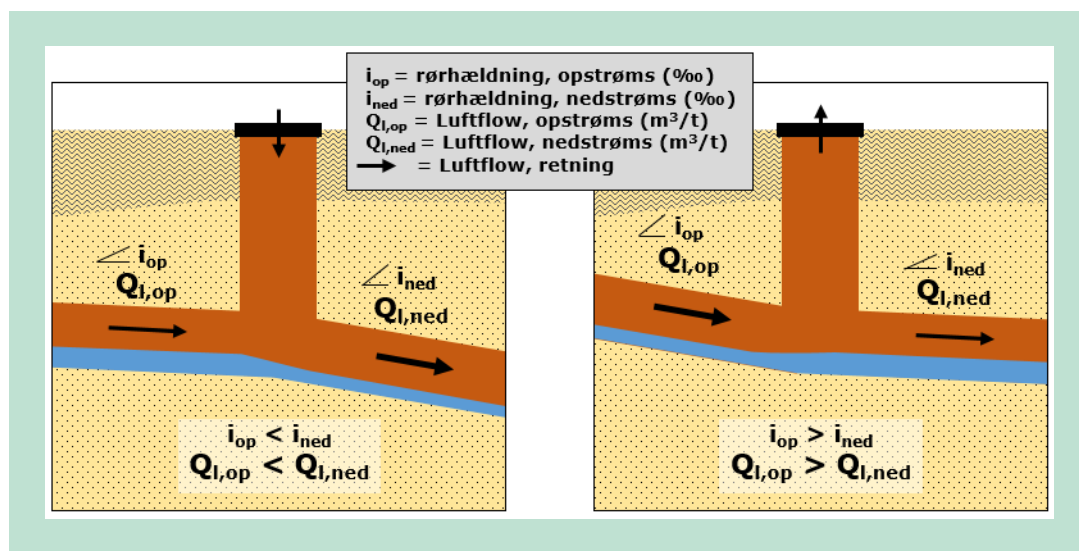
2.7 Luftstrømning ind og ud af brønde

I følgende afsnit behandles nogle forskellige mekanismer, der kan lede til en påvirkning af luftstrømningerne i kloakker og evt. indstrømning eller udstrømning af luft igennem kloakbrønde/-dæksler eller andre utætheder. Alt efter om luften strømmer ind eller ud fra f.eks. et brønddæksel, kan luftbevægelsen i kloakken forventes at være rettet væk fra eller rettet imod dette punkt, og principielt både i opstrøms og nedstrøms retning fra punktet.

2.7.1 Luftstrømning grundet hældningsændringer

Hvis der sker en ændring i rørhældningen på en kloakstrækning, med en given vandføring (Q), så vil fyldningen (y/d), og dermed vandhastigheden i røret, ændre sig (jf. figur 2.20). Som det ses i figur 2.23, så betyder en ændring i fyldningen også, at forholdet imellem vand og luft i kloakken ændrer sig.

I /19/ er det anført, at en ændring i rørhældningen imod en lavere hældning, vil medføre et "luftoverskud", som medfører en luftstrømning væk fra punktet – evt. ventileres igennem brønddækslet (eller andre utætheder). Modsat vil en ændring i rørhældningen imod en højere hældning medføre et "luftunderskud", som medfører en tilstrømning af luft til punktet – evt. et luftindtag igennem brønddækslet (eller andre utætheder). Situationerne er skitseret i principskitsen nedenfor.



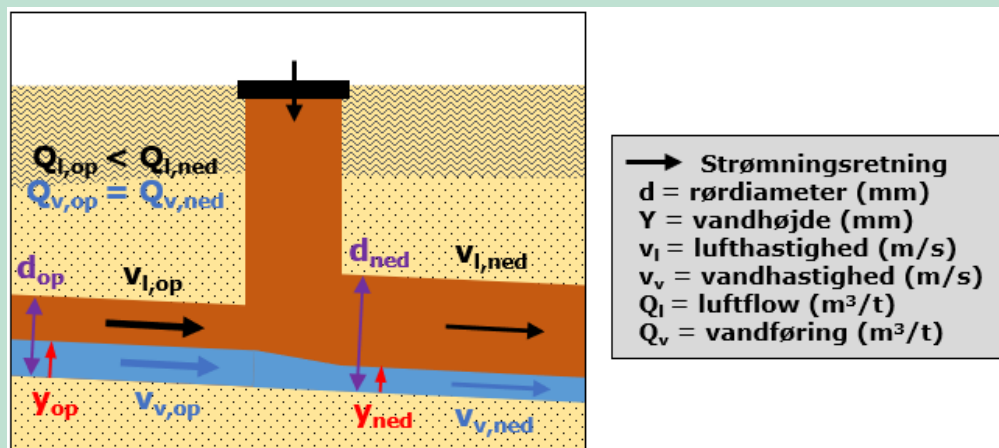
FIGUR 22. Principskitse over betydningen af ændringer i rørhældningen på luftflow og ventilation via brønde, frit efter /19/.

Hvis luftudvekslingen kan ske igennem brønddækslet, vil den kunne medføre en ændring i forureningsforholdene i brønde og på rørstrækninger; ved ventilation sker der et massetab til atmosfæren (men ingen koncentrationsændring), mens der ved luftindtag vil ske en fortynding af koncentrationen i kloakkens gasfase (men intet massetab), som kan påvirke ligevægtsforholdene imellem gas- og væskefasen (øget koncentrationsgradient fra vandfasen mod gasfasen). Ændringen i vandhastigheden vil ligeledes kunne medføre en ændret lufthastighed pga. vandets drag-effekt på luftstrømningen, jf. afsnit 2.5.

2.7.2 Luftstrømning grundet dimensionsændringer

Ligesom hældningsændringer, kan dimensionsændringer på kloakrøret (d) medføre ændrede fyldningsgrader (y/d), som igen kan medføre ændrede vand- og lufthastigheder, samt luftover-

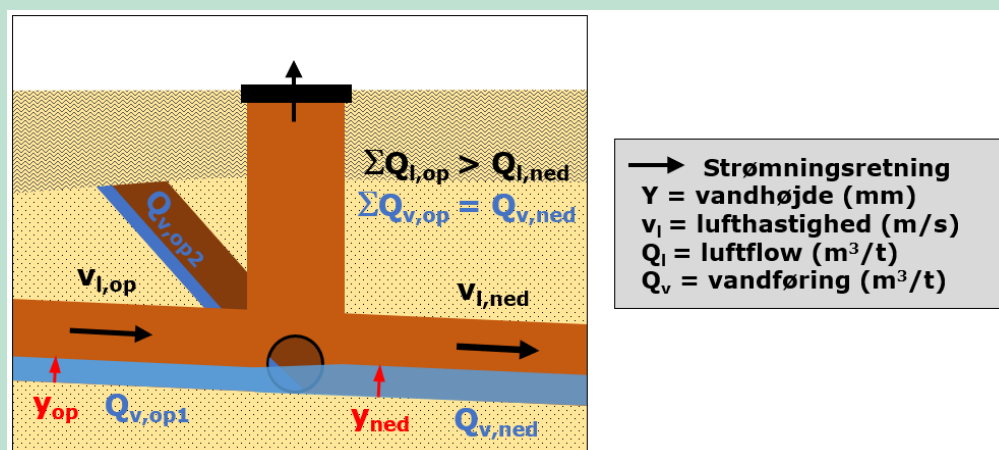
skud eller luftunderskud. Dimensionsændringer vil næsten altid ske imod større rørdimensioner i nedstrøms retning, som vil lede til lavere vand- og lufthastigheder, med et luftunderskud, som skal kompenseres, evt. med en tilstrømning via kloakdækslet. Principperne i mekanismerne er illustreret i figur 2.24.



FIGUR 23. Principskitse over betydningen af ændringer i rørdimension på vandføring og luftflow.

2.7.3 Luftstrømning grundet tilstrømning fra sidegren

Ligesom hældningsændringer og dimensionsændringer, vil tilstrømning fra sidegrene medføre ændrede vand- og lufthastigheder, samt luftoverskud, som skal kompenseres, evt. med en udstrømning via kloakdækslet. Principperne i mekanismerne er illustreret i figur 2.25.



FIGUR 24. Principskitse over betydningen af tilstrømning fra sidegren på vand- og luftflow.

2.7.4 Luftstrømning grundet temperatur og luftfugtighed

I 1/19/ er det ligeledes anført, at der kan ske et densitetsdrevet luftflow, hvor luft med lav densitet vil søge opad. Densitetsdrevet luftflow imellem kloakker og atmosfære skyldes forskelle i temperatur og luftfugtighed, da luftens densitet afhænger af både temperaturen og fugtigheden.

I praksis betyder det, at hvis der ligger koldere (og dermed tungere) luft på overfladen end der er i spildevandssystemet, vil denne luft kunne synke ned i ledningen f.eks. ved utætte brønd-dæksler. I ledningen vil luften blive varmet op og udvide sig, hvormed der kan opstå et (lille) lokalt overtryk i den brønd hvor luften synker ned i kloaksystemet. Dermed kan der opstå en konvektiv transport i retning af et sted, hvor luften kan forlade systemet. I det tilfælde, hvor luften i kloakken er koldere end luften på overfladen, vil der ikke umiddelbart forventes en lodret densitetsdrevet transport, da den varme, lettere luft lægger sig over den kolde luft (ovenfor kloakbrønden).

Luftdensitetens afhængighed af temperatur og luftfugtighed kan beskrives vha. ligning 2.7, /21/.

$$\rho_l = \frac{p_d \cdot M_d + p_v \cdot M_v}{R \cdot (T + 273,15)} \quad \text{ligning 2.7}$$

Hvor ρ_l (kg/m³) er luftdensiteten, p_d (Pa) partialtrykket for tør luft (se ligning 2.8), M_d (kg/mol) er molmassen for tør luft (= 0,0289652 kg/mol), p_v (Pa) partialtrykket for vand (se ligning 2.9), M_v (kg/mol) molmassen for vanddamp (= 0,018016 kg/mol), R (J/(kg·K)) idealgaskonstanten (= 8,31446 J/(kg·K)) og T (°C) lufttemperaturen.

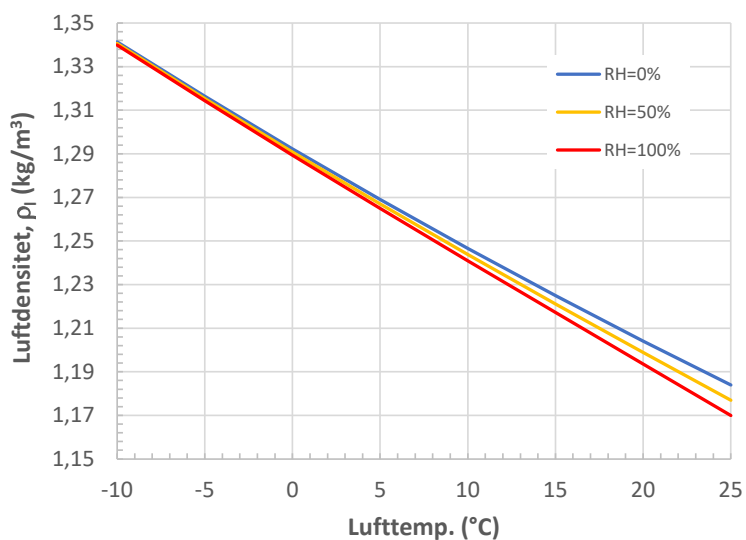
$$p_d = p_{atm} \cdot 100 - p_v \quad \text{ligning 2.8}$$

$$p_v = RH \cdot 6,1078 \cdot 10^{7,5 \cdot T / (T + 237,3)} \quad \text{ligning 2.9}$$

Hvor p_d (Pa) er partialtrykket for tør luft, p_{atm} (mbar) atmosfæretrykket, p_v (Pa) partialtrykket for vand, RH (%) den relative luftfugtighed og T (°C) lufttemperaturen.

Ift. ovenstående betyder en højere temperatur, at densiteten falder, mens en højere relativ luftfugtighed – modsat, det man umiddelbart skulle forvente – også betyder en lavere densitet. Dette skyldes, at molmassen for vand er 18 g/mol, mens molmassen for N₂ og O₂ er hhv. 28 g/mol og 32 g/mol. Mekanismerne er illustreret i figur 2.26.

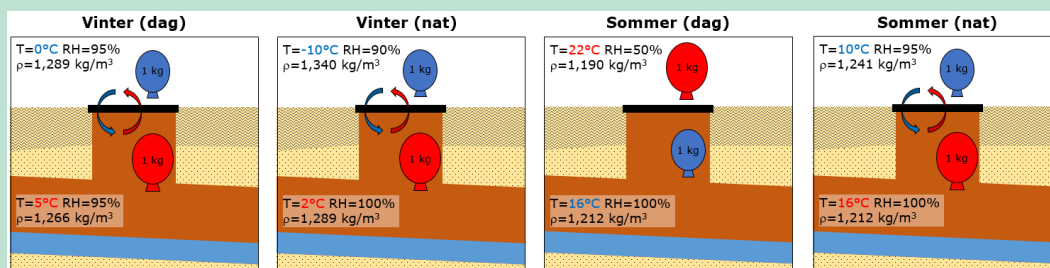
Som det ses af nedenstående figur, så betyder forskelle i temperatur på blot 2-3°C mere for luftens densitet end selv ret ekstreme forskelle i relativ luftfugtighed (RH på hhv. 0% og 100%). Både varm og fugtig luft vil være forbundet med lav densitet og dermed opdrift. Dette betyder, at densitetsdrevet lufttransport ind og ud af kloakbrønde i overvejende grad vil være styret af lufttemperaturen – og med den retning, at varm luft er lettere end kold luft, og vil have en tendens til at søge op, mens den kolde luft vil have en tendens til at synke ned.



FIGUR 25. Luftdensitet som funktion af lufttemperatur og relativ luftfugtighed, jf. ligning 2.7-2.9, ved et atmosfæretryk på 1013,25 mbar.

Som hovedregel kan det forventes at kloakluften har et højere vandindhold end atmosfæreluft, pga. et internt fugtbidrag i kloakken. Dette vandindhold vil være forbundet med en densitetsdrevet opdrift. Om vinteren vil lufttemperaturen i kloakken enten være højere end, eller lig med, atmosfæretemperaturen, hvorfor der kan forventes opdrift. Derimod, kan der om sommeren forventes perioder hvor atmosfæretemperaturen er højere end kloaktemperaturen, specielt under vedvarende højtryk og i dagtimerne. Under disse forhold er det uvist om der sker nogen luftudveksling med atmosfæren. I for- og sensommeren er der perioder, hvor temperaturgradienten skifter hen over døgnet (koldt om natten og varmt om dagen). Heraf kan udledes, at der overvejende vil være tale om en densitetsdrevet lufttransport op fra kloakker, undtaget i perioder hvor kloakluften er mere end 2°C koldere end den ovenstående luft.

I figur 2.27 er vist fire type-eksempler på døgn- og årstidsvariationer i temperatur og luftfugtighed, som illustrer ovenstående pointer.



FIGUR 26. Densitetsdrevet luftudveksling imellem kloakbrønde og atmosfæren som funktion af lufttemperatur og relativ luftfugtighed, fire typeeksempler på døgn- og årstidsvariationer.

3. Prøvetagning og måling i og omkring kloakker

Baseret på erfaringerne opnået igennem projektets felt del, samt andre danske og udenlandske erfaringer, beskrives i det følgende forslag til best practice for prøvetagning i og omkring kloaksystemer samt specielle overvejelser i forbindelse med forskellige målestrategier.

I forhold til prøvetagning af kloaksystemer er nogle overordnede betragtninger værd at nævne:

1. Kloaksystemer repræsenterer et vådt og snavset prøvetagningsmiljø, hvilket skal tages i betragtning i såvel hygiejnisk (sundhed) som udstyrmæssig sammenhæng (specielt for passive og elektroniske målesystemer).
2. Forholdene i regnvandssystemer og fælleskloakker kan forventes at være mere dynamiske end i spildevandssystemer, grundet periodevis tilstrømning af store mængder overfladevand. Kombinationen af små dimensioner og regnvandspåvirkning er særligt dynamiske.

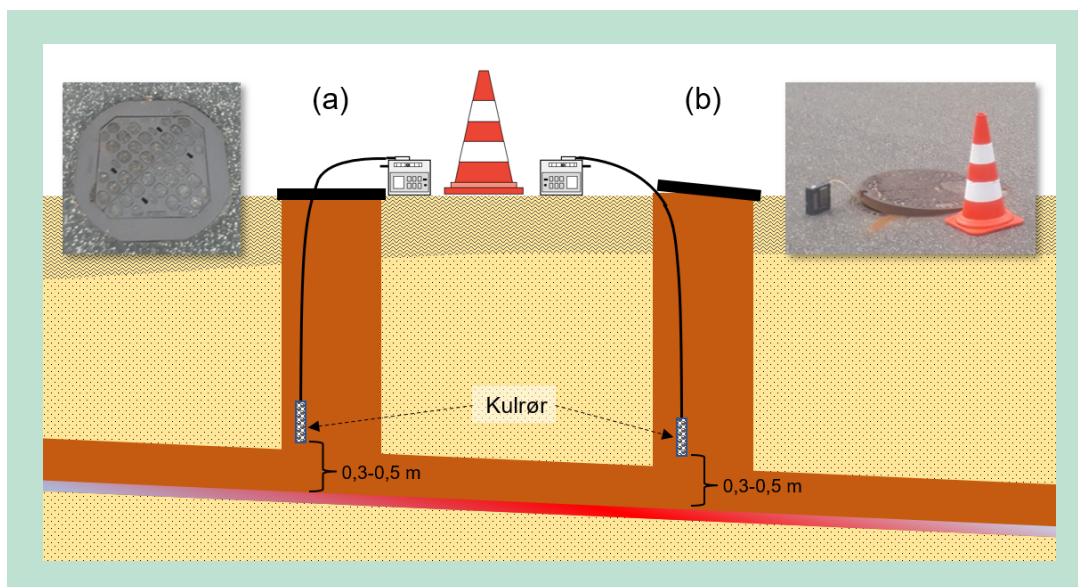
3.1 Aktiv luftprøvetagning på kulrør

Aktiv opsamling af luftprøver har hidtil været en basismetode ift. undersøgelse af forureningsspredning i kloakker. Prøvetagningsflow og luftvolumen vælges på baggrund af laboratoriets anbefalinger samt under hensyn til systemvolumen, prøvetagningstid og detektionsgrænser for komponenterne i de relevante analysepakker, jf. betragtningerne i /12/. Det bemærkes, at der, med aktiv prøvetagning på kulrør, vil være tale om korttidsprøver (ofte 10-100 min), og at kloakker kan være forbundet med store tidslige variationer i forureningsniveauerne. Ofte vil det derfor være nødvendigt med flere/mange prøvetagningsrunder for at fastlægge et gennemsnitligt/repræsentativt forureningsniveau pba. aktivt opsamlede luftprøver.

Nogle specielle hensyn/anbefalinger ift. aktiv opsamling af luftprøver på kulrør fra kloaksystemer er:

1. Prøvetagning bør ske før anden inspektion/prøvetagning fra brønden eller nærliggende brønde for at minimere risikoen for udluftning af brønden/kloaksystemet (falsk negativ) – evt. som det første ved ankomst til lokaliteten.
2. Prøvetagning bør foregå med et minimum af åbning af brønddækslet (evt. igennem løftehuller i dækslet) for at minimere udluftning af brønden/kloaksystemet inden/under prøvetagning.
3. For at eliminere risiko for afsmitning af komponenter fra poreluftslange til luftprøve (falsk positive resultater), /12/, bør kulrøret monteres på den ende af slangen, der nedsænkes i brønden, dvs. uden poreluftslange foran kulrøret.

Indtaget til kulrøret anbefales som udgangspunkt placeret mellem ca. 30 og 50 cm over bundløbet af kloakken eller vandspejlet, jf. bl.a. /22/. Ved mindre dybe brønde kan det overvejes at mindske afstanden imellem kulrøret og bundløb/vandspejl. I så tilfælde bør der være ekstra fokus på at minimere risikoen for at suge vand ind i kulrøret (risiko for desorption og falsk negative resultater).



FIGUR 3.1. Aktiv opsamling af luftprøver fra kloakbrønde på kulrør via huller i kloakdæksel (a) eller ved at linde minimalt på dækslet (b).

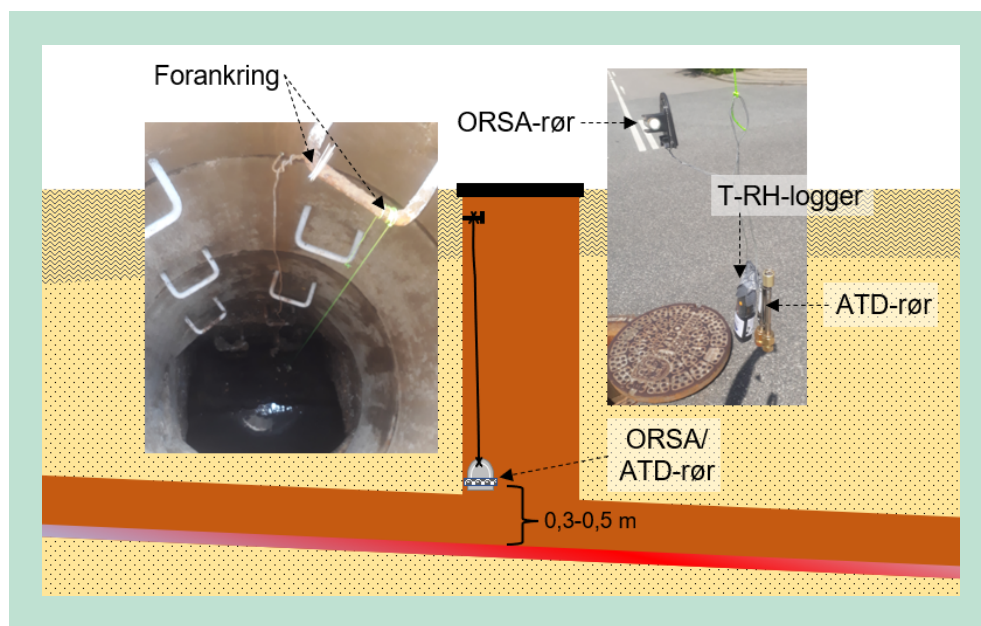
3.2 Passiv luftprøvetagning (ORSA, ATD og Beacon)

Passiv prøveopsamling af luftprøver som tidsintegreret prøve over en længere opsamlingsperiode anbefales som en basismetode til karakterisering af flygtige forureningskomponenter i kloaksystemer. Prøveopsamlingen kan ske enten på ORSA, Beacon eller ATD-rør.

Nogle specielle hensyn/anbefalinger ift. passiv opsamling af luftprøver i kloaksystemer er:

1. Kloakbrønde er meget fugtige prøvetagningsmiljøer, /23/, og fugtpåvirkning kan give desorption af forureningskomponenter (falsk negative resultater). Problemstillingen har tidligere været rejst ifm. ORSA-rør, hvor adsorbenten er aktivt kul. Undersøgelser ifm. nærværende projekt har dog vist, at der ikke er tale om et generelt problem (se afsnit 4.4).
2. Hvis prøveopsamlingen foretages på ATD-rør, vælges adsorbenten i henhold til laboratoriets anbefalinger, f.eks. Chromosorb til chlorerede opløsningsmidler og Tenax til oliekomponenter.
3. Adsorptionsrøret anbefales som udgangspunkt placeret mellem ca. 30 og 50 cm over bundløbet af kloakken under hensyntagen til mulig opstuvning af kloakvand, herunder specielt ifm. kloakrør og -brønde med små diametre, som er påvirket af regnvand og evt. udviser tegn på tidligere opstuvning. Ophængning i smalle plasticbrønde kan foretages op til 1,5 meter over bundløb; dog ikke tættere på dæksel end 0,5 meter.
4. Adsorptionsrøret bør forankres forsvarligt og kan evt. ophænges i en snor, der er fastgjort til trappetrin eller en skrue isat indersiden af brønden.
5. Ved ophængning af røret bør det overvejes hvordan udluftning af brønd og kloak minimeres, specielt for brønde/systemer med små voluminer (korte brønde og små diametre). Fugtmålinger gennemført som en del af nærværende projekt indikerer, at der generelt kan forventes en periode på 0,5-3 dage før brøndluften er tilbage i (fugtmæssig) naturlig tilstand, og i ekstreme tilfælde op til 5 dage, se afsnit 4.4.2.
6. Det bør overvejes at afkorte prøvetagningsperioden fra (standard) 14 dage til 7 dage for at mindske risikoen for u hensigtsmæssig fugtpåvirkning af røret (opstuvning og kondens). I dette projekt er der konstateret væsentligt flere fugtrelaterede problemer ved anvendelse af en prøvetagningsperiode på 14 dage end ved 7 dage. På den anden side kan 14 dages prøveopsamlingstid give tidsmidlede koncentrationer, der er sammenlignelige med indeluftmålinger, samtidig med at effekten af udluftning af brønden/kloakken mindskes.

Bemærk desuden at ORSA-rør ikke er egnede til måling for vinylchlorid, hvorfor prøveopsamling ift. måling af vinylchlorid bør ske på Beacon-samlere eller canisters, jf. afsnit 5.5.1.



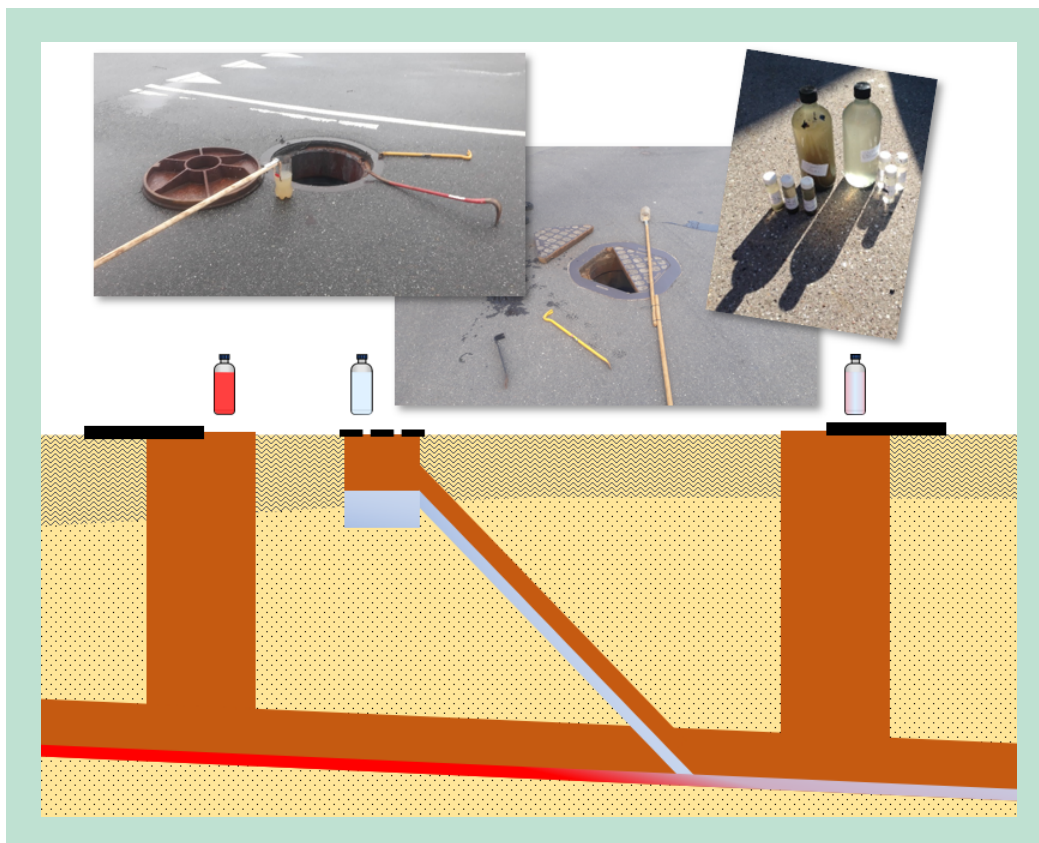
FIGUR 3.2. Passiv opsamling af luftprøver fra kloakbrønde på ORSA-rør eller ATD-rør. Foto til venstre viser forankring i brønd. Foto til højre viser måle-klynge med hhv. ORSA-rør, ATD-rør og en temperatur- og fugt-logger, se afsnit 3.6.

3.3 Vandprøvetagning

For systemer hvor indtrængning af forurennet grundvand til kloakken er styrende for den konceptuelle model, jf. vandstyrede systemer i afsnit 2.1, udgør vandprøvetagning en hjørnesten i forståelsen af belastning og masseflow i systemet. Vandprøvetagning anbefales som basismetode ift. undersøgelse af sådanne kloaksystemer. Prøvevolumen og -emballage vælges på baggrund af laboratoriets anbefalinger til den relevante analysepakke.

Nogle specielle hensyn/anbefalinger ift. vandprøvetagning fra kloaksystemer er:

1. Notering af umiddelbart forudgående eller igangværende regnhændelser (regnvands- og fællessystemer), da regnvand kan medføre fortynding af et eventuelt bidrag af forurennet grundvand, så koncentrationen kan give indtryk af et forholdsvis lavt belastet kloaksystem, jf. nedstrøms/højre brønd i figur 3.3.
2. Tilstedeværelse af organisk materiale i vandprøven (fækalier, plantemateriale mv.) kan give falsk positive resultater for olie-/kulbrinteanalyser. Florisiloprensning vil fjerne en del af de petrokemiske kulbrinter (specielt aromater og C5-C10), men vil ikke fjerne alle kulbrinter af naturlig oprindelse (f.eks. alkaner), afsnit 4.1.2.
3. Ved lavt vandflow kan det være nødvendigt at samle vand ad flere gange for at fylde prøveemballagen. Det er at foretrække hvis prøveemballagen kan neddykkes direkte, men vandhentere med "vippefunktion" kan overvejes ved lave flows og/eller større emballagetyper. Hvis vandhentere genbruges, skal afskylning/rensning foretages, så der ikke overføres forurening fra et prøvested til det næste (falsk positiv).
4. Det vil sjældent være hensigtsmæssigt at udtage vandprøver af stillestående vand.
5. Hvis der foretages en sideløbende luftprøvetagning, f.eks. ved ophængning af ORSA-rør, bør der tages hensyn til, at vandprøvetagningen medfører en minimal forstyrrelse af kloakluften. Det kan derfor være en fordel at udføre vandprøvetagningen efter luftprøvetagningen er tilendebragt.



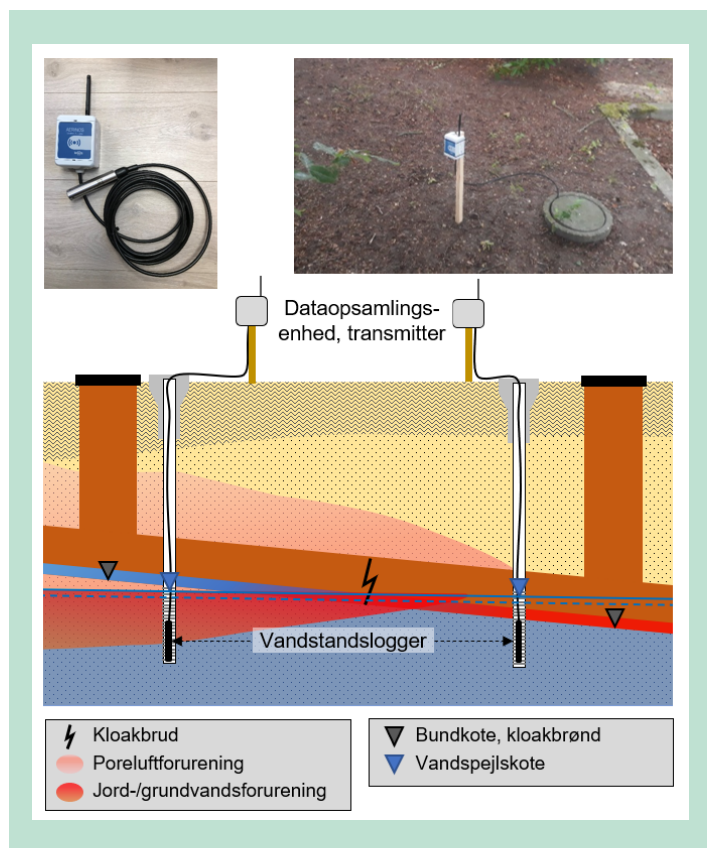
FIGUR 27. Illustration af fortynding af forureningskoncentration i hovedforløbet af en fælles-kloak med (rent) regnvand fra sidegren samt fotos af vandprøvetagning udført med en vandhenter med vippefunktion.

3.4 Logning af vandspejl omkring kloak

For grundvandsstyrede systemer, hvor indtrængning af forurennet eller rent grundvand til kloakken, er styrende for den konceptuelle model, jf. afsnit 2.1, kan grundvandsspejlets kotemæssige beliggenhed ift. kloakkens bundløb være afgørende for forståelsen af kloakkens interaktion med det omkringliggende miljø, herunder af forureningsbelastning og -masseflow i systemet. I sådanne systemer kan logning af vandspejlets beliggenhed omkring kloakken give værdifuld information ift. forståelsen af tidslige variationer i både massebelastning og -transport. Nogle overvejelser og anbefalinger ift. vandspejlslogning omkring kloaksystemer er:

1. Logning af vandspejlet kræver en nærliggende boring, der er filtersat i terrænnært grundvand. Jo tættere på kloakløbet, jo lettere er det at samtolke vandspejlsdata med forureningskoncentrationer og -dynamikker i kloakken.
2. Vandspejlets beliggenhed forventes kun at påvirke belastning/transport i kloaksystemet hvis der er utætheder i kloaksystemet.
3. Det kan ofte være værdifuldt at udtage grundvandsprøver til analyse for indhold af forureningskomponenter samtidigt med udtagning af prøver fra kloaksystemet, jf. afsnit 3.1-3.3.
4. Hvis kloakkens bundløb ligger under grundvandsspejlet (og der er utætheder i kloakken), kan der ske indtrængning af forurennet eller rent grundvand til kloaksystemet. Indtrængning af forurennet grundvand vil give en massebelastning af systemet mens indtrængning af rent grundvand, til et allerede forurennet kloaksystem, vil give samme masseflow nedstrøms indtrængningspunktet, blot med lavere koncentrationer.

5. Hvis kloakkens bundløb ligger over grundvandsspejlet (og der er utætheder i kloakken), kan der ske udsivning af (foruren) vand fra kloaksystemet til det omkringliggende grundvand. Dette kan give anledning til påvirkning af både forurenings- og potentialniveauet i det omkringliggende grundvand.
6. Vandspejlsloggeren kan være af en type, der sender data til skyen (hvor de kan følges i real time) eller som lagrer data internt, til efterfølgende manuel udlæsning. Ofte vil en loggerfrekvens på 15 til 30 min være tilstrækkeligt til at følge selv de mest dynamiske systemer.



FIGUR 284. Vandstandslogging i filtersatte borer omkring kloak.

3.5 Vejrstationsdata (meteorologi)

De meteorologiske forhold kan potentielt påvirke forureningstransporten i kloaksystemer på forskellige måder. De fleste vejrstationer vil kunne give informationer om bl.a. nedbørsintensitet og akkumuleret nedbør, vindretning og -hastighed, barometertryk samt temperatur, som potentielt kan medvirke til en mere dybdegående forståelse af særlige dynamiske forhold omkring forureningspåvirkning og -transport i et givent kloaksystem.



FIGUR 3.529. Eksempel på vejrstation koblet til wifi og online service til real time dataopsamling og -visualisering.

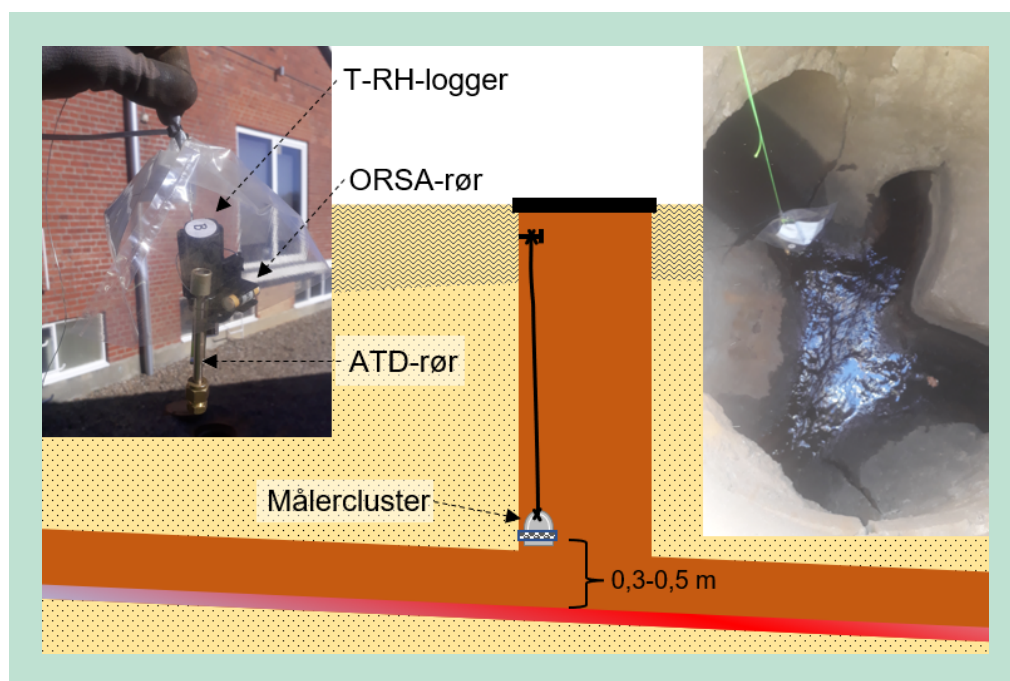
I forbindelse med evt. inddragelse af meteorologiske data ved tolkning af forureningstransporten i specifikke kloaksystemer bør følgende forhold overvejes:

1. Findes der en nærliggende DMI-vejrstation /24/ eller en privatejet vejrstation, f.eks. /25/, som evt. kan dække det aktuelle databehov? DMI-vejrstationerne har en høj datakvalitet, men kan være udfordret på geografisk beliggenhed ift. en konkret lokalitet. Derimod har privatejede vejrstationer en bredere arealmæssig dækning, mens datakvaliteten er mindre kontrolleret. På trods af en mindre kontrolleret datakvalitet fra private stationer, kan kvaliteten sagtens være tilstrækkelig til formålet.
2. Hvis det findes hensigtsmæssigt/nødvendigt at anskaffe en lokal vejrstation, findes der efterhånden mange gode hobbymodeller eller semi-professionelle vejrstationer i et prisleje på omkring 2.000 kr. Dertil kommer hensyn til korrekt/robust opsætning, vedligehold og infrastruktur (evt. wifi-adgang og strømforsyning).
3. Ved opsætning af en lokal vejrstation skal placering overvejes nøje så der opnås valide data. Specielt vind- og nedbørsdata kræver en placering fri af eventuelle læ-virkninger fra nærliggende træer og bygninger (se evt. vejrstationens medfølgende guide eller guides til korrekt opsætning af vejrstationer på nettet).

4. På mange vejrstationer kan loggerfrekvensen indstilles, og det er her væsentligt at anvende en loggerfrekvens, der afvejer hensynet til en detaljeret analyse af dynamiske forhold samtidig med, at der ikke samples med en alt for høj frekvens, som kan lede til "datadød" ved længere loggerserier. Ofte vil det være nok at anvende en loggerfrekvens i intervallet 15-60 min.
5. De fleste vejrstationer kan, med wifi-adgang, sende data til skyen, hvor de kan følges i real time. Visse modeller kan ligeledes lagre data på et internt SD-kort, til efterfølgende manuel udlæsning.

3.6 Logning af temperatur og relativ luftfugtighed

Det er uvist om temperatur- og fugtforholdene i kloaksystemer kan anvendes konkret og diagnostisk i fremadrettede undersøgelser, men i nærværende projekt er der foretaget logning med henblik på at undersøge de generelle fugtforhold i kloakbrønde og den potentielle betydning for prøveopsamling med passive rørtyper indeholdende aktivt kul (ORSA-rør). Dertil har fugtloggingerne kunnet benyttes til en indledende undersøgelse af luftskefte/"recovery time" for kloakbrønde efter åbning og prøvetagning. Resultaterne af de gennemførte undersøgelser fremgår af afsnit 4.4.2 og af /23/.



FIGUR 306. Eksempel på målercluster med temperatur- og fugtlogger (T-RH-logger) ophængt i samle-brønd. Målerclusteret er ophængt med en "regnfrakke" (opskåret Rilsanpose) for at minimere fugtpåvirkning fra overfladevand og kondensdryp ovenfra.

Hvis undersøgelse af temperatur- og fugtforholdene i kloaksystemer kommer på tale i fremadrettede projekter, bør følgende forhold overvejes:

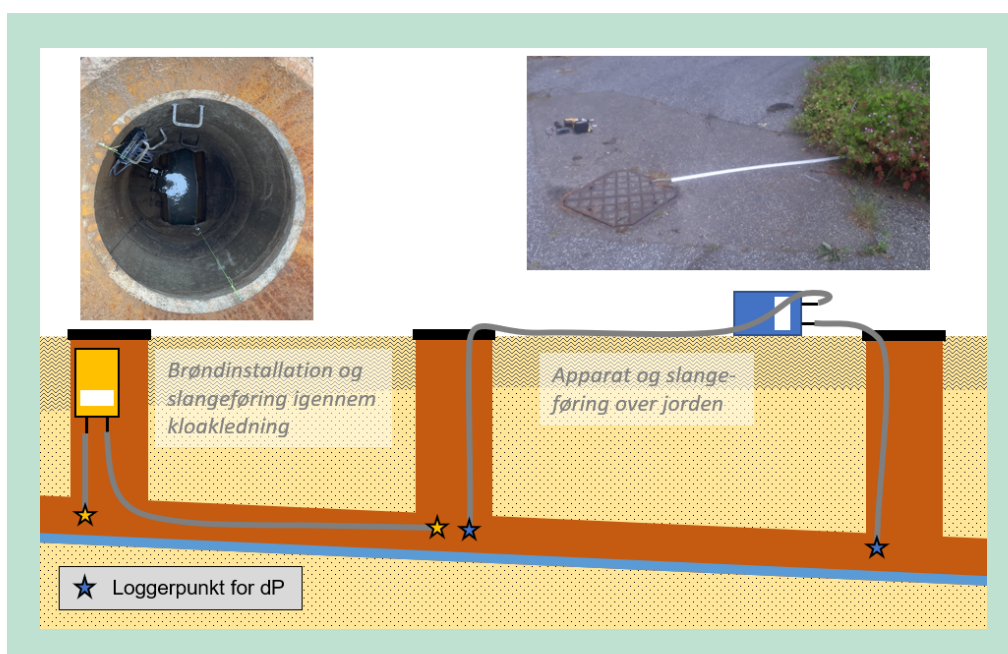
1. T/RH-loggere er elektroniske apparater og er ikke specielt velegnede til ophængning i våde og beskidte miljøer (kloakker). Derfor bør ophængningsdybde og tidsperiode primært overvejes ift. det specifikke undersøgelsesformål og sekundært mhp. at undgå uhensigtsmæssig fugtpåvirkning af loggerne, se figur 3.6 og afsnit 3.2.
2. Ifm. nærværende undersøgelser har loggerne været ophængt sammen med passive adsorptionsrør ca. 30-50 cm over bundløbet af større kloakker, under hensyntagen til mulig opstuvning af kloakvand. I kloakbrønde med små diametre, som er påvirket af regnvand, og evt. udviser tegn på tidligere opstuvning, er ophængningen foretaget op til 1,5 meter over bundløb; dog ikke tættere på dæksel end 0,5 meter.

3. Loggerne bør forankres forsvarligt og kan evt. ophænges i en snor, der er fastgjort til trappetrin eller en skrue isat indersiden af brønden.
4. Som for adsorptionsrør (jf. afsnit 3.2) bør det overvejes at holde ophængningsperioden til 7 dage for at mindske risikoen for u hensigtsmæssig fugtpåvirkning (opstuvning og kondens). I dette projekt er der konstateret væsentligt flere fugtrelaterede problemer ved anvendelse af en prøvetagningsperiode på 14 dage end ved 7 dage.
5. Temperatur- og fugtforholdene i kloaksystemer kan ikke forventes at have markante udsving over kortere tidsintervaller. Ofte vil det være nok at anvende en loggerfrekvens i intervallet 30-60 min.

3.7 Logning af differenstryk imellem brønde

Som det fremgår af afsnit 2.4.2, så kan differenstrykket imellem nærliggende brønde være en forklarende/betydende variabel ift. konvektiv gastransport på en given kloakstrækning. Dermed kan logning af differenstryk muligvis finde anvendelse som diagnostisk værktøj på konkrete undersøgelser fremadrettet.

I nærværende projekt er der foretaget logning af differenstryk imellem flere nærliggende kloakbrønde med henblik på at undersøge størrelsen og naturen af differenstrykket i kloaksystemer. Resultaterne af de konkrete undersøgelser fremgår af afsnit 4.7.



FIGUR 317. Differenstryklogning imellem kloakbrønde hhv. ved slangeføring igennem kloak og over jorden.

Hvis logning af differenstryk på kloakstrækninger kommer på tale i fremadrettede projekter, bør følgende forhold overvejes:

1. Differenstrykloggere er elektroniske apparater som ikke er specielt velegnede til ophængning i våde og beskidte miljøer (kloakker). De fleste loggertyper har dog to steder for montering af slange, som kan føres til hvert sit målepunkt, hvor imellem differenstrykket ønskes logget. Dette muliggør, at loggeren placeres i en mindre udsat position, f.eks. nær toppen af kloakbrønden eller ovenfor selve brønden.
2. Slangerne kan føres på to forskellige måder, hhv. under jorden (igennem den undersøgte kloakstrækning) og over jorden, jf. figur 3.7. Overjordisk slangeføring er lettere at installere/sætte op, mens trækning igennem en kloakstreng er mere besværlig (i nærværende projekt udført ved trækning med kloakinspektionsudstyr). Overjordisk

slangeføring kan være følsom overfor trafik og menneskelig sabotage, mens slangeføring igennem kloakledning potentielt kan være følsom overfor rotter.

3. Differenstrykket i kloakker har vist sig at være dynamisk, med en pulserende natur, svarende til det som er set i andre systemer (over betongulve, i faldstammer og over ydervægge), jf. f.eks. /9/, /10/ og /26/. På trods heraf er loggerfrekvensen ikke afgørende ift. at erkende differenstrykkets retning/fortegn, størrelse eller dynamik. Loggerfrekvensen har således været imellem 15 sek. og 10 min. i nærværende og ovennævnte studier, med enslydende erkendelser. Fremadrettet anbefales det at loggerfrekvensen vælges ift. at opnå et tilstrækkeligt, men ikke overvældende, antal datapunkter indenfor loggerperioden, f.eks. med logning hvert 10. min.
4. Erfaringsmæssigt er differenstrykket i kloak- og faldstammer i størrelsesordenen mindre end ± 5 til ± 10 Pa, og loggerens måleområde og -opløsning skal vælges derefter.
5. Differenstrykloggere benytter forskellige måleprincipper (hhv. membran- og flowbase-rede), hvor især de membranbaserede sensorer kan have problemer med temperaturfølsomhed, og drift/nulpunktsforskydning, jf. /38/.

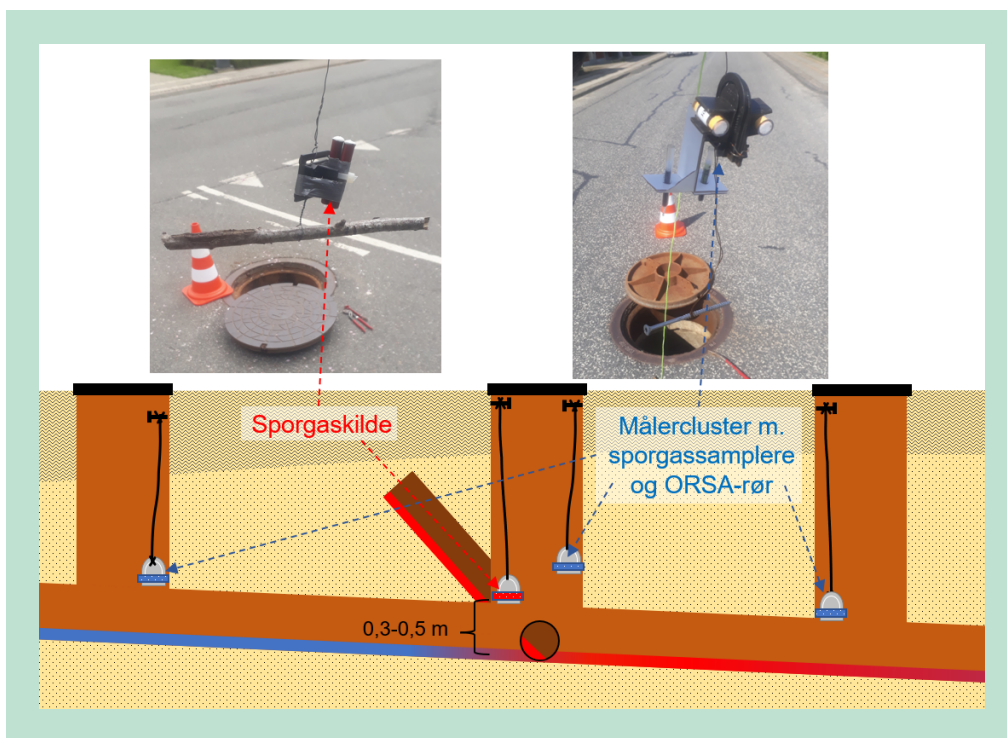
3.8 Lufttransport imellem brønde (PFT sporgas)

I forhold til at kvantificere nettotransporten imellem brønde på en kloakstrækning kan der anvendes en passiv sporgasteknik, baseret på PerFluorcarbon Tracers (PFT sporgasser), som i en årrække har været anvendt i branchen til at undersøge forskellige aspekter af luftudveksling imellem indeluft og omgivelser, inkl. kloakker, f.eks. /22/, /27/ og /28/.

Basalt set går metoden ud på at placere en sporgaskilde i den ene ende af en kloakstrækning (kildeenden), og samplere i kildeenden samt i andre dele af kloaksystemet, og måle transporten af sporgas imellem kilde- og samplerpositionerne over en given tidsperiode (f.eks. 7 dage). Der kan anvendes forskellige ikke-giftige, fluorerede gasformige molekyler (sporgasser) som ikke er naturligt forekommende, og derfor kan anvendes og detekteres i ganske små mængder (pico- eller nanogram pr. sampler), /22/ og /27/. Sporgaskilden udsender, afhængigt af temperaturen, en konstant mængde sporgas pr. tid, som opblandes i kloakluften og spredes i kloaksystemet via konvektiv transport, sammen med forureningskomponenterne. Ved prøveopsamling af sporgasserne, sideløbende med passiv opsamling af forureningskomponenter (f.eks. på ORSA-rør), f.eks. over 7 dage, opnås en kontrolleret dosering af sporgas, som kan sammenlignes med den konstaterede spredning af forureningskomponenter, og som kan benyttes til såvel en kvalitativ/konceptuel som en kvantitativ tolkning af forureningsspredningen i kloaksystemet.

Sporgasser og samplere kan f.eks. leveres af PentIAQ AB i Sverige.

I nærværende projekt er der udført sporgasundersøgelser på en konkret kloakstrækning (imellem to brønde), hvor der er konstateret periodevis betydende transport af TCE modsat vandets strømningsretning. Resultaterne af de konkrete undersøgelser fremgår af afsnit 4.7.4.3.



FIGUR 328. Eksempel på passiv sporgasundersøgelse (PFT) til karakterisering af gastransport i både op- og nedstrøms retning fra brønd på hovedkloak, med til et tilløb af forurenat kloakvand.

Ved brug af passiv sporgasundersøgelse som undersøgelsestiltag på fremadrettede sager, bør følgende forhold overvejes:

1. Da der er tale om en passiv måleteknik bør samtlige forhold omkring passiv luftprøvetagning, jf. afsnit 3.2, tages i betragtning, herunder eventuel negativ påvirkning af sporgaskilde og -samplere, der skyldes fugt.
2. Sporgaskildens massefrigivelse skal tilpasses det forventede massetab fra kloaksystemet, så sporgasindholdet på samplerne, med den valgte måleperiode, kan forventes at ligge over detektionsgrænsen og langt under mætning. Da der endnu ikke foreligger erfaringstal for luftskifte og massetab fra kloaksystemer, kan det evt. kræve flere forsøg at opnå den rette balance.
3. Leverandørens anbefalinger til minimumafstand imellem PFT-sporgaskilde og målecluster i kildebrønden skal overholdes, ofte i størrelsesordenen >1 meter.
4. Der kan evt. overvejes en forudgående opsætning af sporgaskilde og en efterfølgende opsætning af målecluster, så samplerne først opsættes når der er opnået en form for ligevægt i fordelingen af sporgas i kloaksystemet.
5. Hver gang dækslerne åbnes, skal arbejdet forberedes bedst muligt, så installation af sporgaskilder og samplere kan udføres med et minimum af udluftning af kloakluften (korte og minimale dækselåbninger).

Vha. PFT-metoden kan der f.eks. bestemmes "reduktionsfaktorer" imellem koncentrationerne i enkelte brønde. PFT-studiet kan evt. designes til at dække flere brønde i et større område. Sammen med målte koncentrationer af PCE/TCE i vand- og gasfasen i brøndene kan sporgastest muligvis anvendes til at opbygge en konceptuel forståelse af forureningstilstrømning og -spredning i et givent kloaksystem.

3.9 Specialbygget måleenhed

Ved undersøgelse af komplicerede systemer kan det komme på tale at undersøge flere parametre på samme tid, hvorfor det evt. kan være relevant at bygge og anvende specialbygget

måleudstyr. I nærværende projekt er udviklet og anvendt en specialbygget måleenhed, til måling af følgende parametre i to brønde:

- Barometertryk
- Temperatur
- Luftfugtighed
- PID (i ppb måleområde)
- Lufthastighed og -retning
- Vandstand i brønd

Dertil har der været logget differenstryk imellem nærliggende kloakbrønde via separate loggerenheder, ligesom der er logget grundvandsspejl i filtersatte borerer omkring kloakstrengene og der har været opsat en vejrstation på samme lokalitet.

En stor fordel ved at have én enhed til måling/logning af flere samtidige parametre er, at de forskellige parametre logges med nøjagtigt det samme tidsstempel. Derved kan databehandlingen forbundet med at finde årsagssammenhænge imellem forskellige parametre lettes i betydelig grad. Det kan således være en besværlig/tidskrævende øvelse at sammenligne logninger med samme frekvens (f.eks. hvert 10. minut), som stammer fra forskellige apparater, da starttidspunktet for dataserierne kan være forskudt ift. hinanden. Tilsvarende kan det være besværligt at undersøge årsagssammenhænge imellem parametre, der bevæger sig på en langsom tidsskala (f.eks. barometertryk) med parametre, der bevæger sig på en hurtig tidsskala (f.eks. differenstryk imellem brønde), hvis parametrene ikke logges med det samme tidsstempel.

En ulempe ved én samlet måleenhed er, at man hurtigt kan ende med meget store data-mængder, da det vil være den parameter der kræver den største logningsfrekvens, som bestemmer loggerfrekvensen af samtlige parametre.

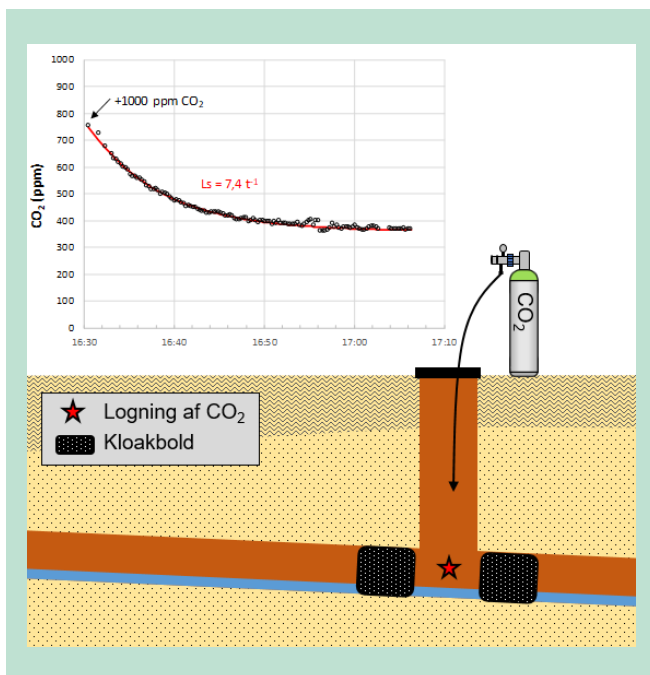
Der er yderligere udfordringer med, at der for det meste er tale om fintfølende instrumenter, hvor den praktiske opsætning både bliver udfordret af pladsforholdene i kloakker, og et miljø som både kan være belastet med korrosive stoffer samt en høj luftfugtighed og risiko for fuldt-løbende rør/opstuvning. På denne baggrund er metoden bedre egnet til kloaksystemer med større rørdiameter, og kloaksystemer, der ikke påvirkes af overfladevand f.eks. ifm. regn/skybrud. Med andre ord er metoden bedst egnet i forbindelse med undersøgelse af større offentlige spildevandsledninger.

Resultaterne i dette projekt viser, at transporten af flygtige stoffer i gasfasen foregår konvektivt, hvorfor det kan virke besnærende at måle (logge) lufthastighed og -retning direkte, fremfor at basere sin analyse på indirekte parametre (f.eks. differenstryk). Instrumenter/sensorer til måling af lufthastighed og -retning er dog meget pladskrævende (f.eks. ultralydsbaserede sensorer), ikke retningsbestemte (f.eks. varmetrådsanemometre), eller følsomme overfor fugt/kondens og snavs (f.eks. pitotrørsbaserede måleprincipper).

3.10 Metoder som ikke har været anvendt i nærværende projekt

3.10.1 Luftskiftemålinger i brønde (korttid)

For at undersøge luftudvekslingen imellem brøndluft og atmosfæren, kan der gennemføres en luftskiftemåling med henfaldsmetoden, hvor f.eks. CO₂ doseres momentant, og efterfølgende logges og benyttes til en estimering af luftskiftet, jf. nedenstående figur. Testen kan gennemføres med eller uden kloakbolde afhængigt af undersøgelsesformål (udveksling imellem brønd og atmosfære eller imellem brønd resten af kloaksystemet) og eventuelle praktiske begrænsninger (kan strengen afropes i testperioden).



FIGUR 339. Estimering af luftskifte (L_s) i en kloakbrønd vha. henfaldsmetoden efter injektion og logning af CO_2 .

Når der anvendes en tracer, som findes i baggrundsmiljøet som luften udveksles med (= atmosfæren), så kan ligning 3.1 benyttes til at estimere luftskiftet, ved fitning til en målt dataserie, jf. ovenstående figur, /29/:

$$C_t = (C_0 - C_{\text{baggrund}}) \cdot \exp(-L_s \cdot (t - t_0)) \quad \text{ligning 3.1}$$

Hvor C_t (ppm) er tracerkoncentrationen til tiden t (timer), C_0 (ppm) er tracerkoncentrationen ved forsøgets start, C_{baggrund} (ppm) er tracerkoncentrationen i det volumen, som luften i brønden udveksles med, L_s (t^{-1}) er luftskiftet, t_0 (timer) er tidspunktet for forsøgets begyndelse. Baggrundskoncentrationen (C_{baggrund}) bestemmes ved en forudgående basislogning inden igangsætning af testen.

Det er også muligt at benytte andre tracergasser, f.eks. isobutylene ved anvendelse af PID-målere til at udføre forsøget. Ved anvendelse af PID-måler bør der tages hensyn til at der er tale om en uspecifik sensor som kan give udslag på andre flygtige forbindelser i kloakluften (baggrundsniveau).

Hensyn ved valg af tracer er følgende forhold:

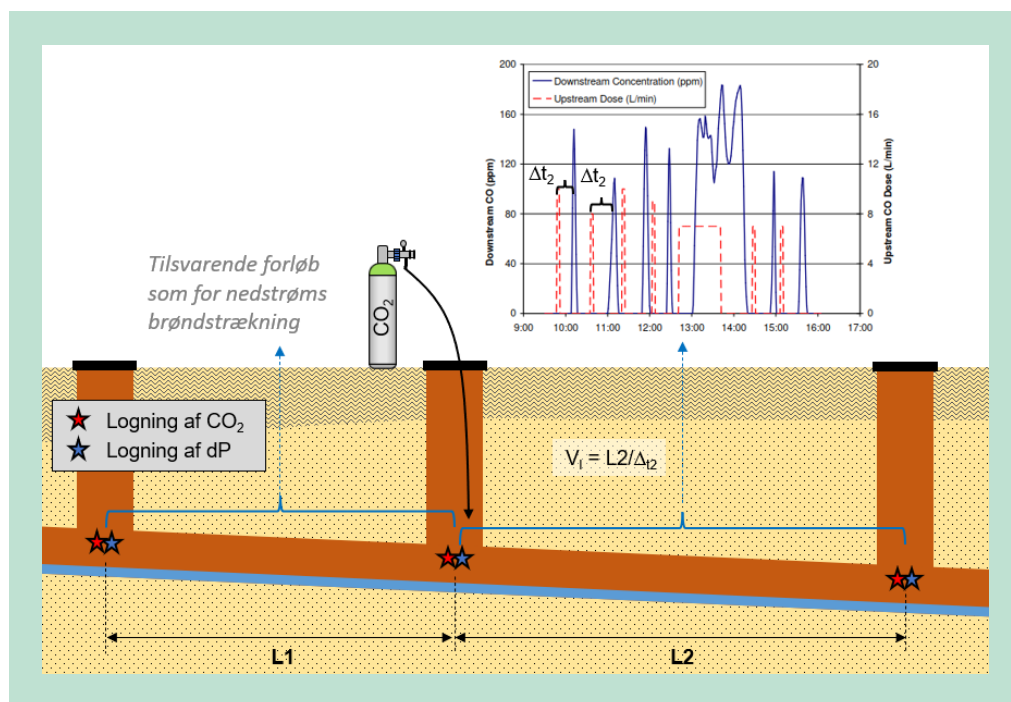
- Lavt baggrundsniveau ift. anvendte koncentrationer.
- Ugiftigt i de anvendte koncentrationer (ureguleret).
- Let og billigt at måle/logge.

Da testen gennemføres over en periode på (få) timer, bør det overvejes, om testperioden er repræsentativ for kloakkens generelle/kritiske funktion, både med hensyn til indre og ydre påvirkninger. F.eks. kan man forestille sig, at testen af et spildevandssystem i et villakvarter gennemføres indenfor alm. arbejdstid, hvor belastningen måske ikke er repræsentativ for den periode hvor villakvarterets beboere er hjemme og belaster kloakken (specielt morgen og aften). Det kan også være, at testen gennemføres på en solskinsdag med lav vindhastighed, som ikke nødvendigvis er repræsentativ for en kølig og blæsende dag. Tilsvarende kan man forestille sig, at nedbørsforholdene har betydning for luftskiftet i regnvands- eller fællessystemer.

3.10.2 Sporgasforsøg - lufthastighed imellem brønde

I /30/ er beskrevet en test, baseret på en momentan injektion af kulmonooxid (CO) i én kloakbrønd, og monitorering af CO i både injektionsbrønden og i en nedstrøms brønd. Ved kendskab til afstanden imellem brøndene og ved at måle den tid det tager for CO-pulsen at bevæge sig fra injektionsbrønden til den nedstrøms brønd, er det muligt at estimere den gennemsnitlige lufthastighed imellem brøndene.

Testen vil ligeledes kunne baseres på CO₂, som er lettere/billigere at måle. Testen kan ligeledes udvides til monitorering i flere opstrøms og nedstrøms beliggende brønde og/eller med samtidig logning af differenstryk imellem testbrøndene, jf. nedenstående figur.



FIGUR 34. Forsøg til estimering af lufthastigheder imellem kloakbrønde. Indsat graf fra /30/.

Ved anvendelse af et testforløb jf. det ovenfor skitserede, vil det være muligt at undersøge om der er større eller mindre sammenhæng imellem vandets og luftens strømningsretning/-hastighed (jf. afsnit 2.4.2), eller om det snarere er differenstrykket som er styrende for luftens strømningshastighed; eller evt. en kombination af disse faktorer.

3.10.3 Røggas

I /31/ er beskrevet en test, baseret på injektion af klorfri røg i én kloakbrønd, og monitorering af røgen i både nedstrøms og opstrøms brønde. Røgen blev injiceret med en røgpatron som udvikler 17 m³ røg. I brøndene blev røgen monitoreret med endoskopkameraer.



FIGUR 35. Billeder fra injektion af røggas og registrering via endoskopkamera (Kilde: NIRAS A/S og SGU, Sveriges Geologiska Undersökning).

Metoden kan i vid udstrækning anvendes på samme måde som ved injektion af kulmonooxid (CO). Forskellen er, at det er en visuel metode og man dermed kan observere hvor hurtigt røgen bevæger sig igennem kloaksystemet og hvor langt den spreder sig.

Ved ovennævnte test har man visuelt kunne konstatere at røgen pulserede, samt at den i denne test fulgte vandets strømningsretning. Udbredelseshastigheden blev bestemt til ca. 0,2 m/s.

4. Resultater

På baggrund af en workshop i begyndelsen af projektet, er der formuleret en række ønsker til den viden som undersøgelserne i projektet kunne bidrage med til branchens forståelse af forureningstransport og -spredning i offentlige kloaksystemer. Nogle af ønskerne gik på hvilke metoder der kan/bør anvendes ved undersøgelser i kloaksystemer, og hvordan de bringes bedst i anvendelse. Baseret på erfaringerne opnået i projektet er anbefalingerne til undersøgelsesmetoder sammenfattet i kapitel 3.

Andre ønsker fra workshoppen gik på at fastlægge størrelsesordner, og rumlige og tidslige variationer, for forskellige parametre, og sammenhænge imellem forskellige parametre. Andre igen på at undersøge nogle specifikke konceptuelt ophængte hypoteser. Basalt set manglede der ved projektets igangsættelse konkret viden ift. hvad der kan forventes, og hvad der betyder noget/mest, når vi skal undersøge forureningsspredning i kloakker på fremtidige sager. Resultaterne af de gennemførte undersøgelser på de inddragede testlokaliteter (jf. bilag 1) præsenteres i dette kapitel.

4.1 Korttidsvariation i vandfasekoncentrationer

I forbindelse med de første feltundersøgelser i projektet er der udtaget vandprøver ifm. både ophængning og nedtagning af ORSA-rør i kloakbrønde, således, at der foreligger to vandprø-

veresultater for hver luftmåling. Formålet med disse undersøgelser var, indledningsvist, at undersøge korttidsvariationen af vandfasekoncentrationen i kloakker, for dermed at kunne opstille anbefalinger til fremtidige undersøgelser af forureningskoncentrationer i kloakbrønde.

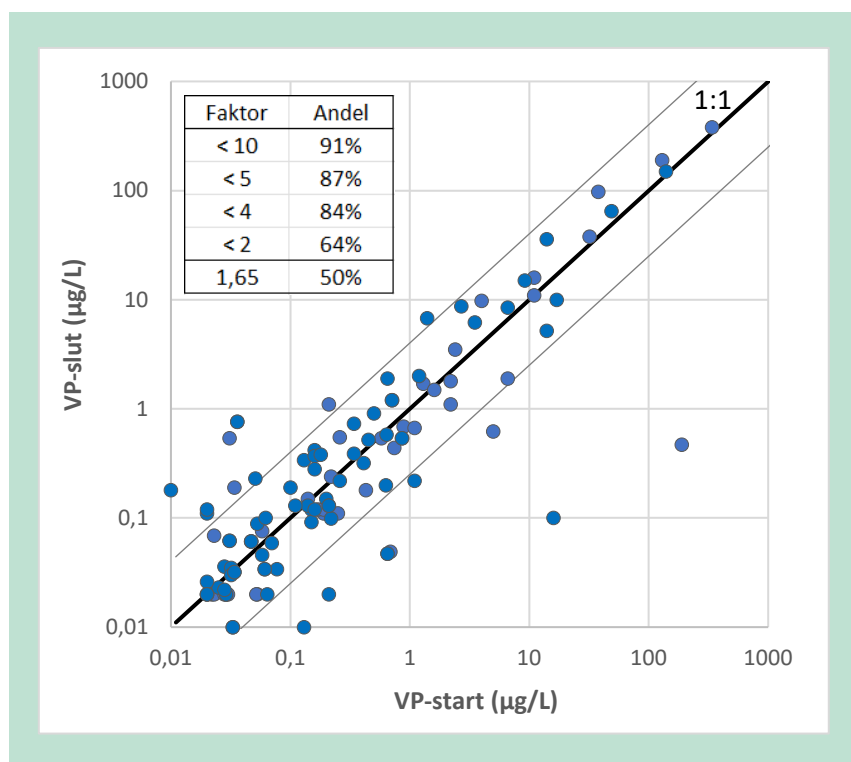
4.1.1 Chlorerede opløsningsmidler

Figur 4.1 viser resultaterne for chlorerede opløsningsmidler fra 119 samhörrende vandprøver udtaget fra kloakbrønde (jf. beskrivelsen i afsnit 3.3), som er analyseret for indhold af chlorerede opløsningsmidler. Der er tale om en sammenstilling af data for (antal i parentes) TCE (41), PCE (10), 1,1,1-TCA (7), c-1,2-DCE (31), t-1,2-DCE (12) og VC (18) fra fire lokaliteter. Samhörrende prøver er udtaget med 7-14 dages mellemrum.

Af figuren ses en generel tendens til at høje vandfasekoncentrationer ved én prøverunde er forbundet med høje koncentrationer ved den følgende prøvetagning, og omvendt. Det ses også, at den relative spredning på resultaterne fra to samhörrende vandprøver generelt er større ved lave koncentrationer (<10 µg/L) end ved højere koncentrationer. Af den indsatte tabel ses det, at 50% af datasættene afviger mindre end 65% fra hinanden (en faktor 1,65), mens 91% af datasættene afviger mindre end en faktor 10 fra hinanden. Der er ikke observeret nogle betydende forskelle i tendenserne for de forskellige stoffer.

På baggrund af den gennemførte undersøgelse kan det generelt siges, at det er mest almindeligt, at resultater af to på hinanden følgende vandprøver, udtaget med 7-14 dages mellemrum, afviger med mindre end en faktor 4 (84% af datasættene) – og at de største relative forskelle ses ved koncentrationer <10 µg/L.

Baseret på disse resultater er resten af undersøgelserne i studiet udført med kun én vandprøvetagning. Generelt er vandprøvetagningen udført efter nedtagning af ORSA-rør for at mindske "kloakudluftningen" før den passive luftprøvetagning med ORSA-rør, jf. afsnit 3.6.



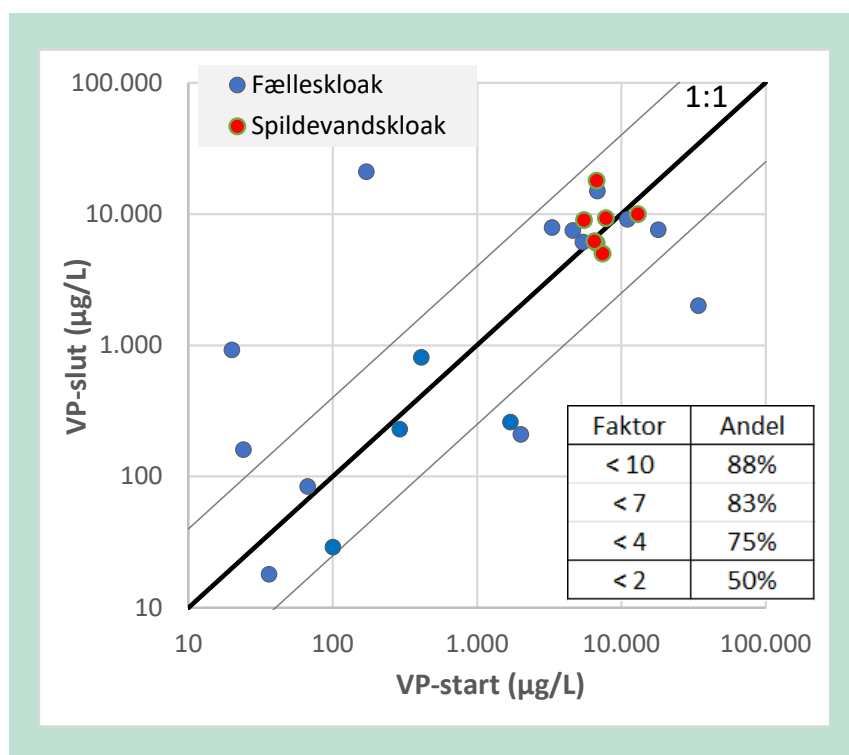
FIGUR 4.36. Sammenstilling af vandprøveresultater for chlorerede opløsningsmidler (N = 119), udtaget fra kloakbrønde med 7-14 dages mellemrum. Området imellem de tynde, grå linjer indikerer at resultaterne ligger indenfor en faktor 4 (84% af datasættene).

4.1.2 Kulbrinter

Figur 4.2 viser resultaterne fra 24 samhörørende vandprøver udtaget fra kloakbrønde (jf. beskrivelsen i afsnit 3.3), som er analyseret ved en alm. kulbrinteanalyse (GC-FID). Prøver er udtaget med 7-14 dages mellemrum fra to af feltlokaliteterne (Videbæk og Herning) og kommer både fra fælleskloakker (17 brønde) og fra spildevandssystemer (7 brønde). Der er ikke kendskab til egentlige olieforureninger i tilknytning til kloakkerne på de to lokaliteter, og resultaterne er således af en screeningsmæssig karakter. Som det fremgår af figuren, er der generelt konstateret højere koncentrationer i prøverne udtaget fra spildevandsbrønde (Videbæk).

Af figuren ses der, som for chlorerede opløsningsmidler, en generel tendens til at høje vandfasekoncentrationer ved én prøverunde er forbundet med høje koncentrationer ved den følgende prøvetagning, og omvendt. Der ses generelt en højere spredning end for chlorerede opløsningsmidler. Af den indsatte tabel ses det, at 50% af datasættene afviger mindre end en faktor 2, mens 88% af datasættene afviger mindre end en faktor 10 fra hinanden.

På baggrund af den gennemførte undersøgelse kan det generelt siges, at det er mest almindeligt, at resultater af to på hinanden følgende vandprøver, udtaget med 7-14 dages mellemrum, afviger med mindre end en faktor 7 (83% af datasættene).



FIGUR 37. Sammenstilling af vandprøveresultater for kulbrinteanalyser, sum af kulbrinter (C6-C35, N = 24), udtaget fra kloakbrønde med 7-14 dages mellemrum. Området imellem de tynde, grå linjer indikerer at resultaterne ligger indenfor en faktor 4 (75% af datasættene). Datasættet er opdelt efter om prøverne er udtaget fra en fælleskloak (blå punkter) eller en spildevandskloak (røde punkter).

4.1.2.1 Karakterisering af kulbrinter

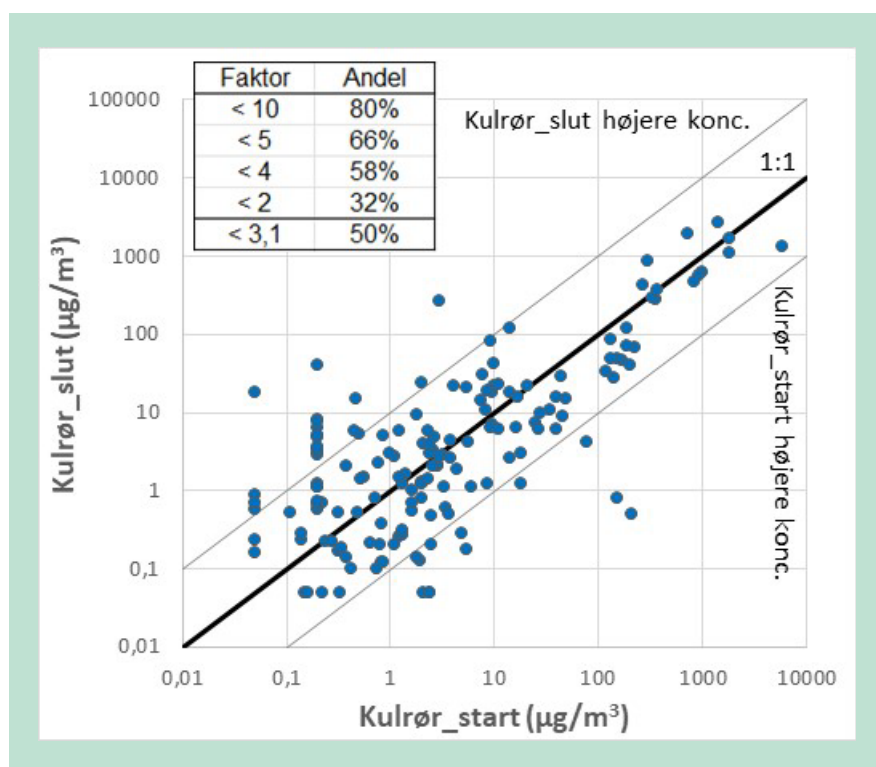
I forhold til en karakterisering af kulbrinteindholdene ses der, på trods af de forholdsvis høje kulbrinteindhold, et maksimalt benzenindhold på 0,23 µg/L og et maksimalt indhold af sum af BTEX på 6,8 µg/L i de analyserede prøver (data ikke vist). Der er altså ikke konstateret høje indhold af BTEX. Det er bemærkelsesværdigt, at der er et relativt højt indhold af tunge kulbrinter (C25-C35) i vandprøverne (28-90%, median 51%), og at chromatogrammerne indikerer betydelige indhold af naturlige kulbrinter.

I et delstudium er der gennemført florisiloprensning på 10 prøver i et forsøg på at adskille naturlige kulbrinteindhold fra petrogene kulbrinter. I gennemsnit førte florisiloprensning til en reduktion af kulbrinteindholdene på 79% (34-99%), primært i fraktionerne C10-C25 og C25-C35. I forbindelse med dialog omkring resultaterne har analyselaboratoriet gjort opmærksom på, at florisiloprensning kun er en tilnærmet metode til at "fjerne" naturlige kulbrinter. Metoden fjerner ikke alkaner, men fjerner de fleste komponenter, der kan associeres med benzin (herunder BTEXN) og tjære, inkl. forgrenede olieforbindelser, samt chlorerede forbindelser. Florisiloprensning giver således et tilnærmet resultat for, hvad der kan kaldes diesel/fyringsolie. Samlet set vurderes kulbrinteanalyser på vandprøver fra kloaksystemer at skulle udføres med forsigtighed, idet der er stor risiko for, at prøverne indeholder naturlige kulbrinter (fækaler, plantemateriale mv.), specielt i spildevandssystemer og fælleskloakker.

4.2 Korttidsvariation i gasfasekoncentrationer (chlorerede)

I gennem projektet er der ad flere omgange udtaget kulrørprøver á 100 L luft (dvs. korttidsprøver) ifm. hhv. ophængning og nedtagning af ORSA-rør i kloakbrønde, således, at der foreligger resultater fra to kulrørprøver, udtaget med 7-14 dages mellemrum. Formålet med disse undersøgelser har været at undersøge korttidsvariationen i kloakkernes gasfase, for at kunne få en fornemmelse for størrelsen af tidlige variationer samt repræsentativiteten af én enkelt kulrørprøve til karakterisering af flygtige forureningskomponenter i kloaksystemer.

Figur 4.3 viser resultaterne for chlorerede opløsningsmidler fra 161 samhørende analyseresultater fra kloakbrønde (jf. beskrivelsen i afsnit 3.1), som er analyseret for indhold af chlorerede opløsningsmidler. Der er tale om en sammenstilling af data for (antal i parentes) TCE (68), PCE (50), 1,1,1-TCA (11), c-1,2-DCE (15), t-1,2-DCE (9) og VC (8) fra fem lokaliteter. Samhørende prøver er udtaget med 7-14 dages mellemrum. I analysen er der inkluderet ca. 20% resultater hvor indholdet i én af de to prøver ikke overstiger detektionsgrænsen (indholdet er sat = 0,5 gange detektionsgrænsen).



FIGUR 38. Sammenstilling af analyseresultater fra kulrør for chlorerede opløsningsmidler (N = 161), udtaget fra kloakbrønde med 7-14 dages mellemrum. Området imellem de tynde, grå linjer indikerer at resultaterne ligger indenfor en faktor 10 (80% af datasættene).

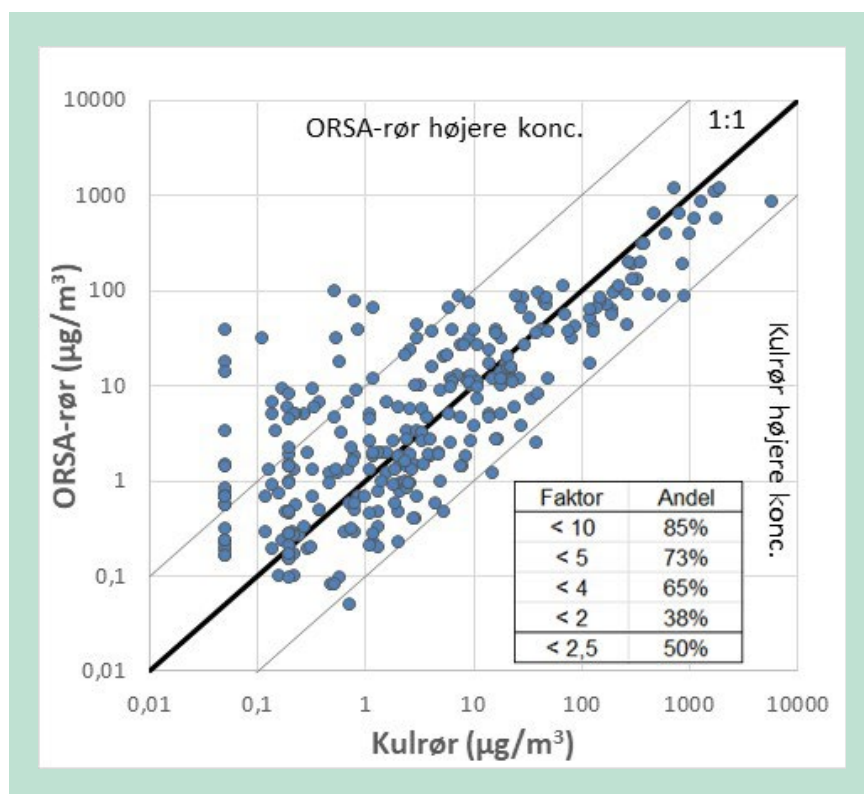
Af figuren ses der en generel tendens til, at høje gasfasekoncentrationer ved én prøverunde er forbundet med høje koncentrationer ved den følgende prøvetagning, og omvendt. Det ses også, at den relative spredning på resultaterne fra to samhörørende kulrørprøver generelt er større ved lave koncentrationer ($<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) end ved højere koncentrationer. Af den indsatte tabel ses det, at 50% af datasættene afviger mindre end en faktor 3,1, mens 80% af datasættene afviger mindre end en faktor 10 fra hinanden. Der er ikke observeret betydende forskelle i tendenserne for de forskellige stoffer.

På baggrund af de foreliggende resultater kan det generelt siges, at det mest almindelige er, at resultater af to på hinanden følgende kulrørprøver, udtaget med 7-14 dages mellemrum, afviger med mindre end en faktor 10 (80% af datasættene) – og at de største relative forskelle ses ved koncentrationer $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.3 Sammenligning af gasfasekoncentrationer (kulrør og ORSA)

I gennem projektet er der ad flere omgange udtaget kulrørprøver á 100/10 L luft (dvs. korttidsprøver) i forbindelse med hhv. ophængning og nedtagning af ORSA-rør i kloakbrønde, således, at der foreligger resultater fra to kulrørprøver, udtaget med 7-14 dages mellemrum. Resultaterne fra begge kulrørprøver kan sammenlignes med resultatet fra ORSA-røret i den mellemliggende periode.

Figur 4.4 viser resultaterne for chlorerede opløsningsmidler fra 301 samhörørende analyseresultater fra kulrør og ORSA-rør fra kloakbrønde (jf. beskrivelsen i afsnit 3.1 og afsnit 3.2), som er analyseret for indhold af chlorerede opløsningsmidler. Der er tale om en sammenstilling af data for (antal i parentes) TCE (135), PCE (95), 1,1,1-TCA (21), c-1,2-DCE (26) og t-1,2-DCE (24) fra fem lokaliteter. Resultater for VC er ikke medtaget grundet kendt risiko for desorption af og underestimering af VC på ORSA-rør. Der er ikke observeret betydende forskelle i tendenserne for de forskellige stoffer, som indgår i analysen. I analysen er der inkluderet ca. 15% resultater hvor indholdet i én af de to prøver ikke overstiger detektionsgrænsen (indholdet er sat = 0,5 gange detektionsgrænsen).



FIGUR 39. Sammenstilling af analyseresultater fra kulrør og ORSA-rør for chlorerede opløsningsmidler (N = 301), udtaget fra kloakbrønde med 7-14 dages mellemrum. Området imellem de tynde, grå linjer indikerer at resultaterne ligger indenfor en faktor 10 (85% af datasættene).

Af figuren ses der en generel tendens til at høje gasfasekoncentrationer på kulrør (kortidsprøver) også er forbundet med høje koncentrationer på ORSA-rør (langtidsprøver). Af den indsatte tabel ses det at 50% af datasættene afviger mindre end en faktor 2,5, mens 85% af datasættene afviger mindre end en faktor 10 fra hinanden.

Det ses også, at størstedelen af de 15% punkter hvor resultaterne imellem kulrør og ORSA-rør afviger mere end en faktor 10 fra hinanden (dvs. punkter, der ligger uden for de tynde grå linjer), repræsenterer punkter hvor der er målt høje koncentrationer på ORSA-røret og lave på kulrøret, dvs. punkter, der ligger over den øvre tynde, grå linje, i venstre del af plottet. Disse punkter repræsenterer brønde/situationer, hvor et kulrør (kortidsprøve) viser lavere koncentrationer end ORSA-røret og således ville underestimere den faktiske gasfasekoncentration i kloaksystemet med op til 2 dekader – f.eks. hvor kulrørsresultatet indikerer en koncentration på 1 µg/m³, mens ORSA-røret indikerer en koncentration på op til 100 µg/m³. Der kan være tale om situationer, hvor kloakken er udsat for meget dynamisk lufttransport eller, hvor kulrøret er udtaget på et "uheldigt" tidspunkt med lave koncentrationer. Punkterne kan også repræsentere situationer, hvor der er sket en u hensigtsmæssig udluftning af kloakbrønden i forbindelse med prøvetagningen på kulrør, som efterfølgende normaliserer sig under den passive, langtidsprøvetagning. Ca. 13% af punkterne ligger i denne del af plottet.

Ved koncentrationer >100 µg/m³ ses der en modsat tendens til, at kulrørsresultaterne er højere end ORSA-resultaterne (flere punkter ligger under 1:1-linjen, end over). Disse punkter kunne repræsentere situationer, hvor kulrørsprøven er udtaget på et tidspunkt med relativt høje koncentrationer i sammenligning med den gennemsnitlige belastning i de pågældende brønde (en slags worst-case måling). Af 40 målinger, hvor koncentrationen på enten kul- eller ORSA-rør (eller begge) >100 µg/m³, der er koncentrationen højest på kulrøret i 37 tilfælde (92,5%) mens koncentrationen er højest på ORSA-røret i 3 tilfælde (7,5%). Denne tendens indikerer, at der kan være tale om en metodemæssig tendens til underrepræsentation af høje resultater på ORSA-rør.

Resultaterne illustrerer metodernes naturlige egenskaber ift. repræsentation af tidslige variationer, hvor ORSA-rør (langtidsprøver) er bedre til at repræsentere en middelsituation for måleperioden, mens kulrør (korttidsprøver) til gengæld er bedre til at repræsentere tidsligt variable (høje og lave) koncentrationer. På trods af forskellen er det dog relativt sjældent (ca. 15%), at koncentrationerne afviger mere end en dekade fra hinanden i det indsamlede datasæt. Det er dog essentielt at holde sig for øje, at man med en enkelt målerunde, baseret på kulrørsmålinger, ikke kan vide om resultaterne er repræsentative for en middelsituation, eller er udtryk for tidsligt lave eller høje værdier. Se også anbefalingerne i kapitel 5.

4.4 Passiv opsamling på ORSA- og ATD-rør

I forbindelse med de tidlige feltundersøgelser i projektet er der udført et sammenlignende studium af passiv opsamling af chlorerede opløsningsmidler på hhv. ORSA- og ATD-rør over 7-14 dage, jf. /23/. Dette delstudium er gennemført da ORSA-rør til passiv prøveopsamling, af flere årsager, har været det fortrukne opsamlingsmedium i branchen, men da der samtidig har været sat spørgsmålstegn ved, om der kan ske en fugtbetinget desorption af forureningskomponenterne fra ORSA-rørene under ophængning i kloakker.

ORSA-rørene har en adsorptionsmatrice af aktivt kul, der kan være følsom overfor adsorption af vanddamp, hvilket potentielt kan nedsætte adsorptionskapaciteten for de flygtige forureningskomponenter, og lede til en analyserapport med anførelse af falsk lave koncentrationer. Herunder opfattes specielt kloakbrønde som et notorisk "vådt" miljø. Producenten af ORSA-rør (Dräger) skriver i deres dokumentationsmateriale, at ORSA-rør egner sig til passiv opsamling af flygtige forureningsstoffer i et miljø med en relativ luftfugtighed (Relative Humidity, RH) på 5-80% /33/.

ATD-rør indeholder derimod en syntetisk adsorbent, som har en meget begrænset følsomhed overfor vanddampe. Af denne årsag er det nogle steder faktisk anført, at ATD-rør er at foretrække fremfor ORSA-rør allerede ved RH >65% /34/.

Ved anvendelse af ORSA-rør til prøveopsamling i kloakbrønde, har luftfugtigheden således været et bekymringspunkt i branchen, og der har været sået tvivl om ORSA-rør overhovedet er et egnet opsamlingsmedie ift. prøveopsamling i fugtige kloakbrønde.

I delstudiet undersøgtes følgende spørgsmål:

- Hvor stor en del af tiden er luftfugtigheden i almindelige kloakbrønde >80%?
- Måles der højere koncentrationer på ATD-rør end på ORSA-rør?
- Kan ORSA-rør anvendes til passiv prøveopsamling i fugtige kloakbrønde?

Delstudiet er tidligere rapporteret i /23/, og er gengivet i det følgende.

4.4.1 Undersøgelsen

Til undersøgelsen blev der inddraget 37 kloakbrønde på seks lokaliteter, herunder de fem primære feltlokaliteter (jf. bilag 1) samt en ekstra lokalitet i Region Midtjylland. Tre brønde på én af lokaliteterne i Region Midtjylland er inddraget med logning i to målerunder.

I samtlige brønde er der ophængt et måle-cluster bestående af ét ORSA-rør, to ATD-rør (Chromosorb, det ene som backup) og én logger til måling af temperatur og relativ luftfugtighed (T-RH-logger), jf. figur 4.5. De samlede brønde dækker over såvel fælles- som separat-kloakerede systemer, samt over systemer af hhv. beton og plastic.



FIGUR 40. Målecluster bestående af ét ORSA-rør, to ATD-rør og én T-RH-logger.

Måleperioden har varieret fra 7 til 14 dage og er foregået i april til juli måned 2020. På lokaliteterne i Region Midtjylland er opsamlingsrørene analyseret for indhold af chlorerede opløsningsmidler, mens rørene fra lokaliteten i Region Sjælland også er analyseret for indhold af nedbrydningsprodukter.

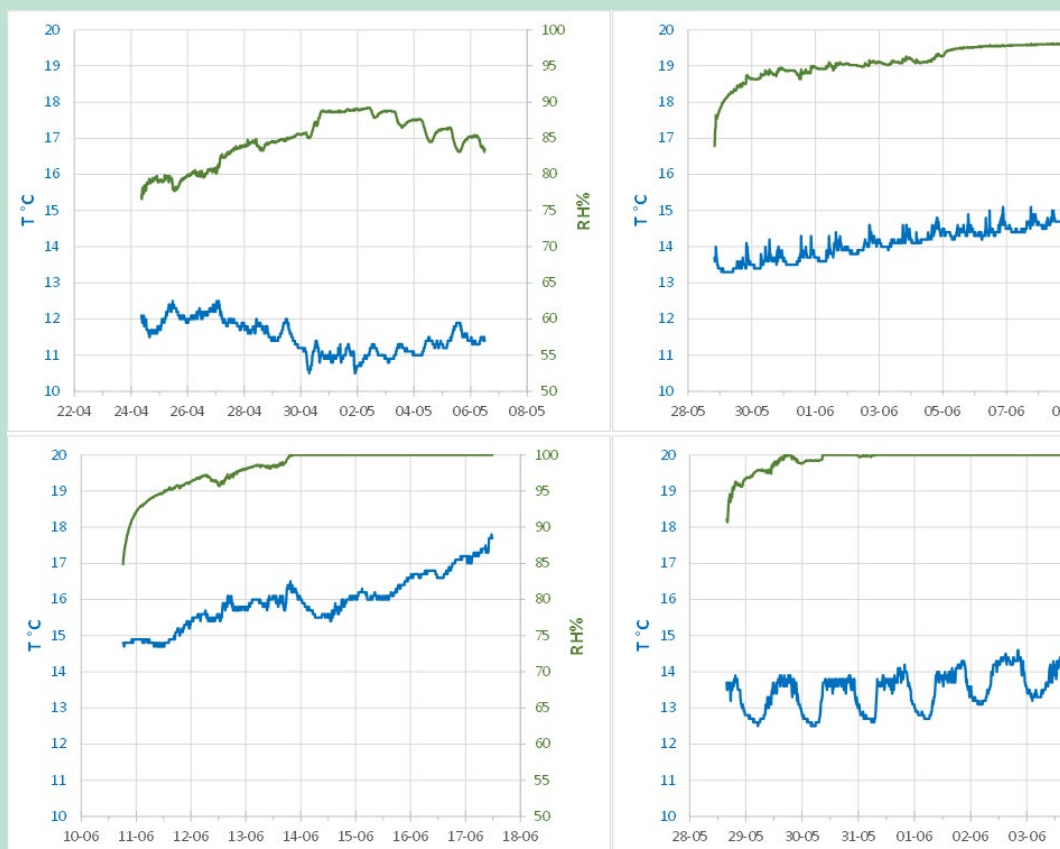
4.4.2 Luftfugtighed i kloakbrønde

Der foreligger i alt 40 loggerserier af temperatur og relativ luftfugtighed (RH%) fra 7-14 dages måleserier, med logning hvert 10. minut. I figur 4.6 er vist eksempler på loggede data for temperatur (T °C) og relativ luftfugtighed (RH%) fra fire forskellige brønde.

De fleste loggerserier viser tegn på, at det tager et stykke tid før brønden, i fugtmæssig henseende, er "kommet sig" efter at have været åbnet for installation af prøvetagningsclusteret. Dette ses ved, at der i starten af de grønne kurver ofte ses en indsvingning fra en lav RH% til et højere, ofte mere stabilt, niveau. Den generelle indsvingningsperiode er på ½-3 dage, og i ekstreme tilfælde på op til 5 dage. Generelt er systemer med store luftvoluminer (dybe brønde og store ledningsdiametre) forbundet med en hurtigere indsvingning end systemer med mindre voluminer.

Indsvingningsmønsteret vurderes at afspejle den forstyrrelse som luften i kloakbrønden udsættes for, når kloakbrønde åbnes for prøvetagning, og derved luftes ud. Det er ikke direkte undersøgt, men umiddelbart forventes indsvingningsperioden at kunne være forbundet med falsk lave resultater i forureningsmæssig henseende, jf. diskussionen i afsnit 4.3, hvilket tilskrives:

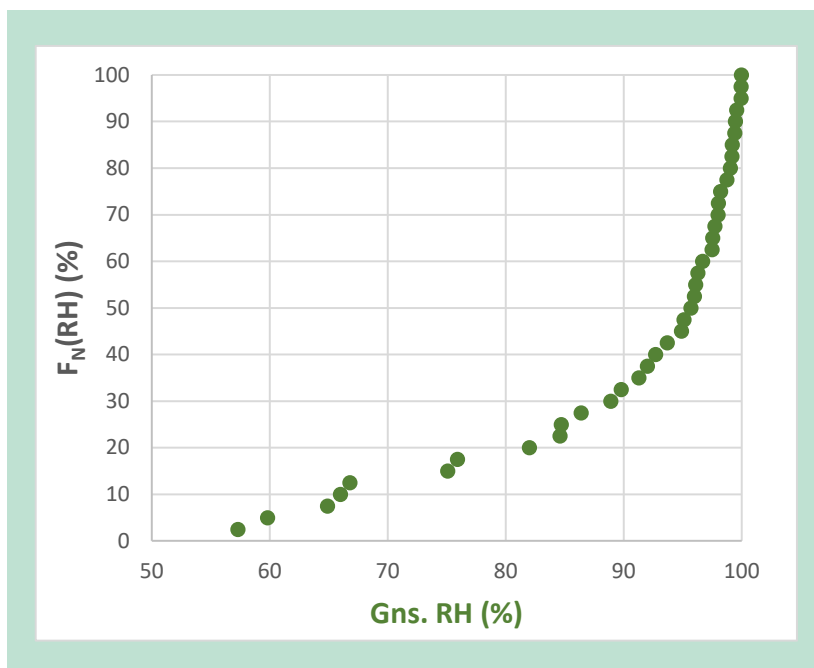
1. En feltprocedure med fokus på minimal åbningstid af brønddækslet.
2. En længere prøveopsamlingsperiode (så indsvingningsperiodens relative betydning mindskes).



FIGUR 41. Loggergrafer fra fire brønde. Blå kurver = Temperatur (T° , venstre y-akse). Grønne kurver = relativ luftfugtighed (RH%, højre y-akse).

Den overordnede dataopsamling ift. den relative luftfugtighed (RH%) i samtlige brønde har vist, at fugtigheden generelt er høj i kloakbrøndene. Således er RH >80% i 33 af de 40 måleserier. Fordelingsplottet for de 40 brønde er vist i figur 4.7, og heraf ses det, at den gennemsnitlige RH er >95% i mere end halvdelen af brøndene, og over 65% RH i alle brønde, undtagen to.

Med andre ord er luftfugtigheden i de undersøgte brønde, i de fleste tilfælde, højere end 80%, som producenten af ORSA-rørene beskriver som det maksimalt anbefalede ift. passiv opsamling af flygtige forureningsstoffer. De udvalgte brønde er derfor egnede til at foretage en sammenlignende undersøgelse af koncentrationen ved passiv opsamling på hhv. ORSA-rør (der potentielt er fugtfølsomme) og ATD-rør (der ikke er fugtfølsomme).

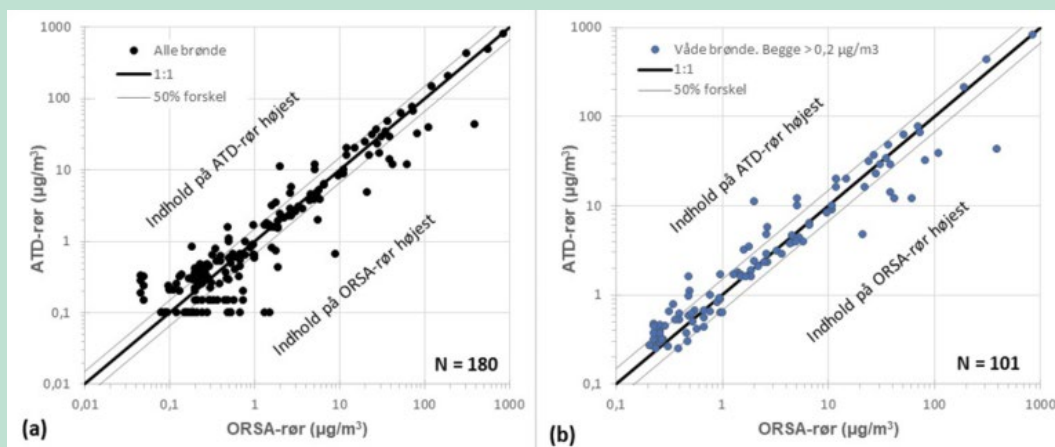


FIGUR 42. Fordelingsplot for den gennemsnitlige relative luftfugtighed (RH) i 40 kloakbrønde.

4.4.3 Chlorerede opløsningsmidler

Figur 4.8 viser en sammenligning af koncentrationerne af samtlige komponenter, målt på hhv. ORSA-rør og ATD-rør. Der er tale om en sammenstilling af data for (antal i parentes) TCE (40), PCE (28), 1,1,1-TCA (11), TCM (39), TeCM (39), c-1,2-DCE (12) og t-1,2-DCE (11). Der er ikke konstateret betydelige stoffmæssige tendenser, og figur 4.8(a) viser sammenligningen for alle målepunkter med konstateret indhold over detektionsgrænsen (DG) på mindst ét af rørene, hvor indhold $< DG$ er plottet ved en værdi svarende til DG. Figur 4.8(b) viser sammenligningen for målepunkter, hvor indholdene på begge rør $> 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (som signifikanskriterium), samtidig med, at den gennemsnitlige RH er $> 80\%$ (benævnt våde brønde). Det bemærkes, at der har været observeret kondensdannelse og "fugtige rør" i flere af brøndene, som indgår i undersøgelsen.

I figur 4.8 er der indlagt en tolerance på 50% forskel på den højeste og laveste værdi, som værende acceptabel på en dobbeltbestemmelse (måling med to opsamlingsmedier, hhv. ORSA og ATD), dvs. indenfor hvilken de to værdier i undersøgelsesmæssig henseende betragtes som enslydende.



FIGUR 43. Sammenligning af koncentrationsmålinger af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter på hhv. ORSA- og ATD-rør fra 40 kloakbrønde. **(a)** Alle datapunkter (N=180), inkl. punkter med indhold <DG for et punkt (plottet = DG), og **(b)** datapunkter med RH >80% og indhold på begge rørtyper >0,2 µg/m³ (N=101).

I figur 4.8 ligger hhv. 52 og 67% af de målte værdier indenfor den specificerede tolerance på $\pm 50\%$. Med andre ord, er de to værdier fra de to rørtyper enslydende i de fleste tilfælde. For det samlede datasæt i figur 4.8(a) (N=180) er der endvidere en ligelig fordeling imellem datapar, hvor indholdet på ATD-røret er >50% højere end på ORSA-røret (23%), og dem hvor indholdet på ORSA-røret er >50% højere end på ATD-røret (26%).

For datasættet i figur 4.8(b), hvor den gennemsnitlige RH >80% (våde brønde, N=101) er der umiddelbart en overvægt af datapunkter, hvor koncentrationen på ATD-røret er højere end på ORSA-røret (21%) ift. de datapunkter, hvor koncentrationen på ORSA-røret er højere end på ATD-røret (12%). Dette kunne således umiddelbart tyde på, at der kan være tale om en tendens til, at de våde forhold i brøndene influerer på ORSA-rørets evne til at adsorbere forureningskomponenterne (en såkaldt negativ bias).

To forhold taler dog imod at basere en fremtidig prøvetagningsstrategi på denne observation:

1. Der er langt flere datapunkter i det fulde datasæt, jf. figur 4.8(a), hvor der er indhold på ORSA-røret, men hvor der ikke er konstateret indhold over detektionsgrænsen på ATD-røret (punkter beliggende på en vandret linje ved en y-værdi på 0,1 µg/m³ og x-værdier >0,05 µg/m³), end det omvendte (punkter beliggende ved x-værdier $\leq 0,05$ µg/m³, og y-værdier >0,1 µg/m³).
2. Der er en meget markant tendens til, at der for våde brønde, jf. figur 4.8(b), påvises en højere koncentration på ORSA-røret end på ATD-røret (punkter under nedre stiplede linje) ved betydende/relativt høje koncentrationsniveauer (>10 µg/m³), dvs. ved koncentrationer der er kritiske i en undersøgelsesmæssig kontekst. Omvendt er der en tendens til, at de målepunkter hvor der påvises en højere koncentration på ATD-røret (punkter over øvre stiplede linje), generelt ligger i den lave ende af koncentrationsskalaen (<10 µg/m³).

4.4.4 Sammenfatning

På baggrund af de gennemførte undersøgelser kan det konkluderes, at kloakbrønde generelt udgør et fugtigt prøvetagningsmiljø, med gennemsnitlige relative luftfugtigheder >80% i 33 af 40 undersøgte kloakbrønde (ca. 83% af brøndene). I mere end halvdelen af de undersøgte brønde var den gennemsnitlige relative luftfugtighed >95%. Det bemærkes, at der har været observeret kondensdannelse og "fugtige rør" i flere af brøndene, som indgår i undersøgelsen, svarende til forhold der burde favorisere opsamling på ATD-rør fremfor ORSA-rør.

På trods af de høje luftfugtigheder i kloakbrøndene kan det på baggrund af resultaterne konkluderes, at undersøgelser for indhold af chlorerede opløsningsmidler (TCE, PCE, 1,1,1-TCA, TCM, TeCM, c-1,2-DCM og t-1,2-DCM) i kloakbrønde fremadrettet kan gennemføres ligeværdigt med passiv opsamling på ORSA-rør eller ATD-rør.

Selvom de to rørtyper i 50-60% af tilfældene giver ligeværdige resultater (indenfor en tolerance på 50%), så er der en tendens til, at koncentrationen kan blive underestimeret på ORSA-rør ved koncentrationer $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (negativ bias på ORSA-rør). Samtidig er der dog en tendens til at koncentrationen underestimeres på ATD-rør ved koncentrationer $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (negativ bias på ATD-rør). Der kan dermed argumenteres for, at ORSA-rørene har en fordel ved de koncentrationer, som er undersøgelsesmæssigt mest interessante.

Øvrig læring fra delstudiet er inddraget i opstillingen af generelle anbefalinger til prøvetagning i kloakbrønde, jf. afsnit 3.1 til 3.3.

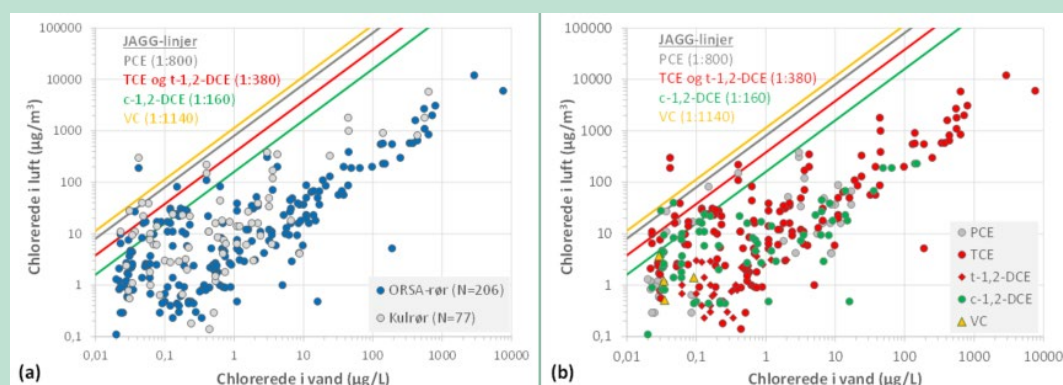
4.5 Sammenhæng imellem koncentrationer i vand- og gasfasen (chlorerede opløsningsmidler)

I afsnit 2.6 er der, via JAGG-modellen, opstillet teoretiske betragtninger over sammenhængen imellem vand- og gasfasekoncentrationer i kloaksystemer. Sådanne betragtninger vil kunne anvendes til at lave en indledende vurdering af hvilke koncentrationer, der kan forventes i gasfasen af en kloakledning, hvis der antages eller observeres indtrængning af forurenat grundvand til en utæt kloak.

4.5.1 Kloakbrønde

Der er i løbet af projektet udtaget samhörørende prøver fra vandfasen og gasfasen i kloakbrønde, som er analyseret for indhold af forskellige chlorerede opløsningsmidler. Samtlige indgående resultater stammer fra sager med indtrængende, forurenat grundvand, jf. bilag 1. Luftprøverne er udtaget enten ved aktiv luftprøvetagning på kulrør (jf. afsnit 3.1) eller via passiv prøvetagning på ORSA-rør (jf. afsnit 3.2), mens vandprøverne er udtaget enten umiddelbart efter udtagning af kulrørsprøverne eller i forbindelse med nedtagning af ORSA-rørene.

Figur 4.9 viser samhörørende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i vand- og gasfasen af kloakbrønde, hvor der kun er medtaget datasæt med indhold over detektionsgrænsen i begge faser (i alt 283 datasæt). Figur 4.9(a) viser data fordelt på hhv. 206 datasæt hvor gasfasekoncentrationen er målt på ORSA-rør og 77 datasæt med gasfasekoncentrationer målt på kulrør. Figur 4.9(b) viser data fordelt efter forureningskomponent (med antal i parentes), hhv. TCE (145), PCE (36), cis-1,2-DCE (69), trans-1,2-DCE (29) og VC (4). I figurene er også indsat teoretiske ligevægtssammenhænge imellem vand- og gasfasekoncentrationer for PCE, TCE, trans-1,2-DCE, cis-1,2-DCE og VC, jf. afsnit 2.6.



FIGUR 44. Samhörørende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i vand- og gasfasen af kloakbrønde (N=283). Til venstre er vist data fordelt på gasfasekoncentrationer målt på hhv. ORSA-rør og kulrør. Til højre er vist fordelingen af datapunkter efter forureningskomponent.

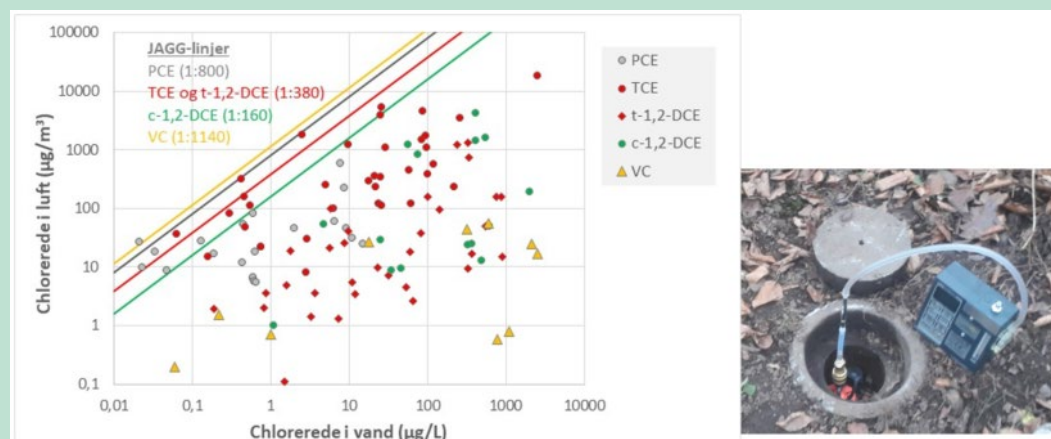
De indlagte linjer repræsenterer den teoretiske sammenhæng imellem vand- og gasfasekoncentrationer, jf. afsnit 2.6.

Af figuren ses en overordnet tendens til, at højere vandfasekoncentrationer er forbundet med højere gasfasekoncentrationer. Der ses også en overordnet tendens til, at gasfasekoncentrationen er op mod 2-3 størrelsesordner mindre end den der prædikteres fra vandfasekoncentrationen ved en ligevægtsberegning i JAGG. Endelig ses en overordnet tendens til en væsentlig større spredning i punkterne ved relativt lave vandfasekoncentrationer (ca. $\leq 10 \mu\text{g/L}$) end ved højere koncentrationer (ca. $\geq 10 \mu\text{g/L}$). Ved lave vandfasekoncentrationer ligger hovedparten af data stadig lavere end de prædikterede gasfasekoncentrationer, mens nogle målte gasfasekoncentrationer svarer til det prædikterede niveau, mens gasfasekoncentrationerne ved højere vandfasekoncentrationer generelt ligger 2-3 størrelsesordner under det prædikterede, jf. de indlagte linjer.

Der observeres ikke betydende forskelle imellem tendenserne afhængigt af opsamlingsmediet (ORSA- eller kulrør) eller af forureningskomponenten.

4.5.2 Filtersatte boringer

I indledende faser af projektet er der ligeledes udtaget samhörørende vand- og gasprøver fra boringer, som er filtersat hen over vandspejlet på terrænnære grundvandsspejl, og som har været aflukket med gastætte propper forud for prøvetagningen. Luftprøverne er udtaget ved aktiv opsamling på kulrør (se indsat foto i figuren herunder). Dertil er der i et sideløbende udviklingsprojekt i Region Midtjylland udtaget tilsvarende prøver fra yderligere én lokalitet over tre målerunder i fire boringer. Figur 4.10 viser 119 samhörørende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i vand- og gasfasen af filtersatte boringer, hvor der kun er medtaget datasæt med indhold over detektionsgrænsen i begge medier. Figuren viser data fordelt efter forureningskomponent (med antal i parentes), hhv. TCE (34), PCE (23), cis-1,2-DCE (15), trans-1,2-DCE (34) og VC (13). I figuren er også indsat linjer, der repræsenterer teoretiske ligevægts-sammenhænge imellem vand- og gasfasekoncentrationer for PCE, TCE, cis-1,2-DCE, trans-1,2-DCE og VC, jf. afsnit 2.6.



FIGUR 45. Samhörørende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i vand- og gasfasen af filtersatte boringer (N=119), plottet efter forureningskomponent. De indlagte linjer repræsenterer den teoretiske sammenhæng imellem vand- og gasfasekoncentrationer, jf. afsnit 2.6. Indsat foto viser eksempel på kulrørsprøvetagning fra filtersat boring, monteret med en gastæt prop med fastmonteret slangekobling.

Som det fremgår af figuren, så er de overordnede tendenser for sammenhængen imellem vand- og gasfasekoncentrationer i filtersatte boringer, nogenlunde samstemmende med tendenserne observeret i kloakbrønde, om end der ses en generelt større spredning på punkterne

i hele koncentrationsspændet. Generelt observeres gasfasekoncentrationer, der er 1-3 størrelsesordner lavere end det, der prædikteres pba. vandfasekoncentrationen via en ligevægtsbetragtning, jf. de indlagte linjer.

Det bemærkes også, at en stor andel af de punkter der ligger lavt i plottet skyldes cis- og trans-1,2-DCE samt VC, hvor specielt trans-1,2-DCE og VC har en markant tendens til at ligge lavt i plottet (relativt lave gasfasekoncentrationer). Denne tendens er langt mindre fremtrædende i datasættet for kloakbrøndene, jf. figur 4.9(b).

4.6 Langtidsvariationer i vand- og gasfase

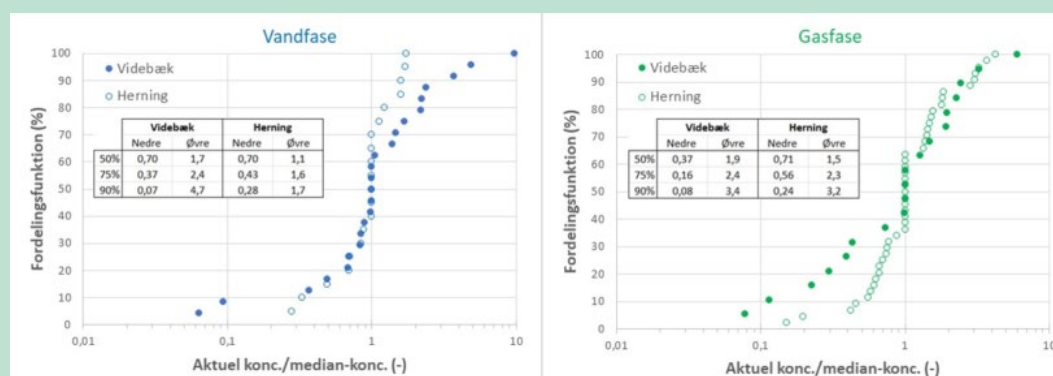
På feltlokaliteterne i Videbæk og Herning er der udtaget vandprøver og gasprøver fra kloakbrøndene ad flere omgange. Disse data kan give anledning til en vurdering af langtidsvariationer i vand- og gasfasekoncentrationerne i kloakbrønde. I det følgende er der taget udgangspunkt i hovedkomponenterne på de to lokaliteter, hhv. TCE (Videbæk) og TCE og PCE (Herning).

Samtidig er der lagt et signifikansfilter ind på data, så der kun er medtaget koncentrationer med et indhold på $>1 \mu\text{g/L}$ i vandfasen og $>1 \mu\text{g/m}^3$ i gasfasen. Fra Videbæk er der inddraget data fra 4 brønde på kildegrunden, med dataserier på 5-8 prøver under over 2,5 år (vandfase) og 5 år (gasfasen). Fra Herning er der inddraget data fra hhv. 3 brønde (vandfasen) og 8 brønde (gasfasen), med dataserier på 2-4 prøver under over 1,5 år. Luftprøverne inddraget i analysen er opsamlet på ORSA-rør.

Der er ikke konstateret egentlige tidlige tendenser i dataserierne, hvorfor data i det følgende er behandlet som udtryk for tidlige variationer indenfor en uændret konceptuel forståelsesramme ift. forureningssituationen/kilden og dennes interaktion med kloaksystemet. Dermed kan de tidlige variationer i datasættet betragtes som værende opstået pba. meteorologiske forhold (f.eks. vind, temperatur og nedbør).

Som beskrevet i bilag 1.1, vil man pba. den konceptuelle forståelse af forureningssituationen på Videbæk-lokaliteten forvente relativt store tidlige og rumlige variationer i koncentrationerne, mens man pba. den konceptuelle forståelse af forureningssituationen på Herning-lokaliteten (jf. bilag 1.2) vil forvente en mindre rumligt og tidsligt variabel situation.

For hver brønd er der foretaget en normering af koncentrationsniveauet til medianen for hver tidsserie. Eksempelvis er en tidsserie med 5 analyseresultater for TCE i vandfasen for en given brønd i Videbæk, omregnet til en normeret koncentration (aktuel koncentration divideret med medianen af de fem analyseresultater), hvorefter dataserierne fra de forskellige brønde for hhv. vand- og gasfase er sammenstillet i fordelingsplots for hver lokalitet. Resultaterne er vist i figur 4.11.



FIGUR 46. Fordelingsplots for relative vand- (venstre) og gasfasekoncentrationer (højre) for brønde med tidsserier og signifikante koncentrationsniveauer. X-aksen udtrykker hvor meget en given koncentration i en given brønd afviger relativt fra mediankoncentrationen for den

målte tidsserie (medianen er = 1). Indsatte tabeller opsummerer statistiske nøgleparametre ift. 50, 75 og 90% konfidensintervaller for aktuel koncentration/mediankoncentration.

Som det fremgår af figuren, så kan en given koncentration, målt i en given fase på de to lokaliteter, forventes at afvige maksimalt med ca. en faktor 10 fra medianen; dvs. være i størrelsesordenen 10 gange lavere (0,1 på X-aksen) eller højere (10 på X-aksen) end medianen. Det ses også, at variationen i begge faser er større på Videbæk-lokaliteten end på Herning-lokaliteten (større spredning i X-aksens retning), svarende til den konceptuelle forventning om større tidlige og rumlige variationer i koncentrationerne i Videbæk. Af de indsatte tabeller ses det f.eks. at en given koncentration målt i vandfasen af en given brønd i Videbæk med 90% sandsynlighed ligger imellem 0,07 og 4,7 gange medianen i den pågældende brønd, mens den i Herning med 90% sandsynlighed ligger imellem 0,28 og 1,7 gange medianen. Tilsvarende konklusioner kan uddrages for gasfasen og andre konfidensintervaller af de indsatte tabeller.

På den mere tidsligt og rumligt variable lokalitet (Videbæk) kan det forventes, at en given koncentration målt i enten vand- eller gasfasen, med 90% sandsynlighed ligger imellem 13-14 gange under og 3,4-4,7 gange over medianen. Tilsvarende kan det forventes, at en given koncentration målt i enten vand- eller gasfasen på Herning-lokaliteten, med 90% sandsynlighed ligger imellem 3-4 gange under og 1,7-3,2 gange over medianen.

Med udgangspunkt i ovenstående resultater anbefales det, at den konceptuelle forståelse, på fremadrettede undersøgelser med forureningsindtrængning og -spredning i offentlige kloakker, opbygges pba. 3-4 tidsligt adskilte prøvetagningsrunder, såfremt den baseres på grab-samples i vandfasen og passiv opsamling på ORSA-rør i gasfasen (7-14 dage). Dette kan evt. fraviges hvis den indledende konceptuelle forståelse tilskriver en tidsligt meget konstant forureningsbelastning af kloaksystemet.

4.7 Gasflow i kloakker

Resultater fra de konceptuelle beregninger i afsnit 2.3 og 2.4 viser, at diffusiv transport både i gas- og væskefase er negligerbar. På denne baggrund har undersøgelserne koncentreret sig om differenstrykket, som potentielt kan medføre en konvektiv gastransport på en kloakstrækning, samt om parametre, som potentielt kan påvirke differenstrykket.

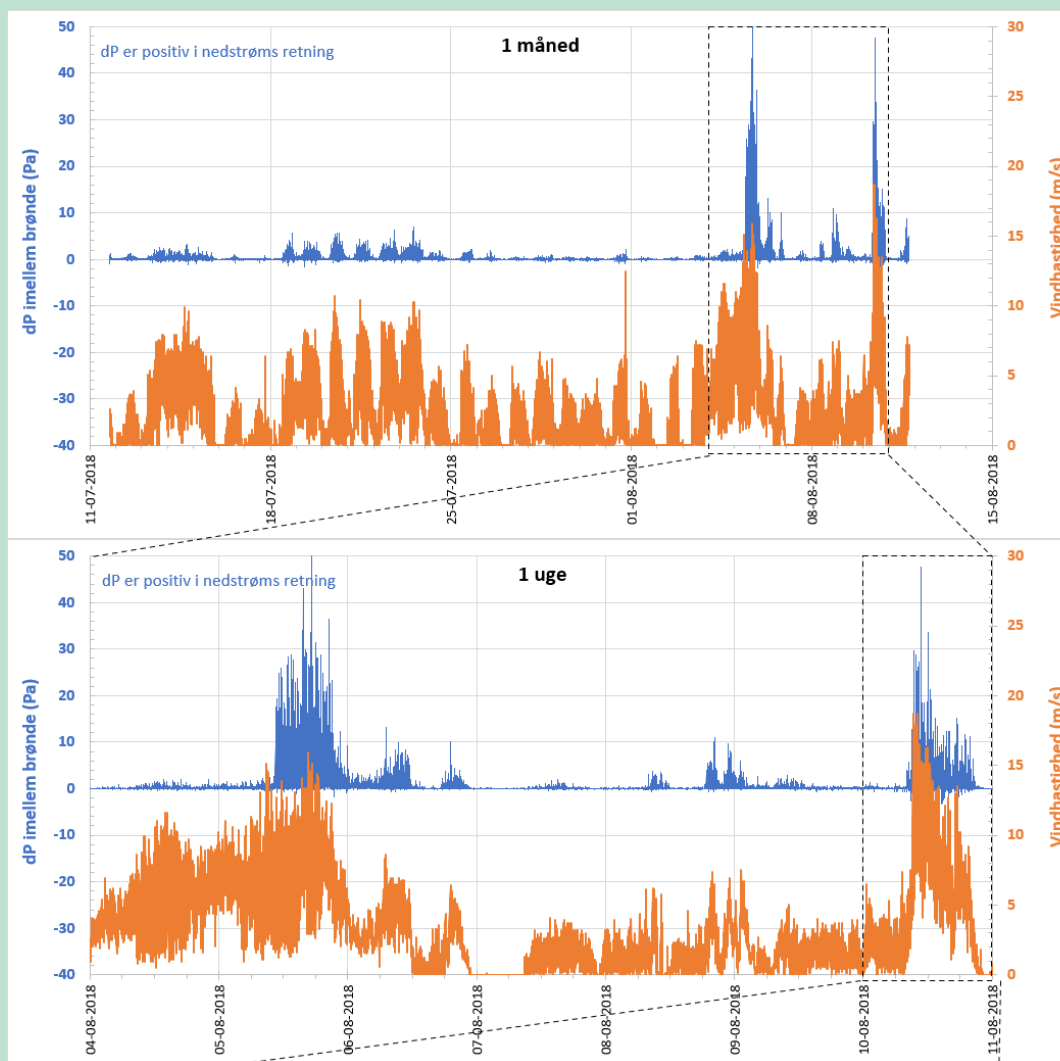
4.7.1 Størrelse på differenstryk i lokal kloakstreng - forundersøgelse

Tidligt i projektforsøget er der gennemført nogle indledende målinger af differenstryk på en privat kloakstrækning for at få en fornemmelse for størrelsesordenen for differenstrykket i kloakstrengene. Over en måned er der målt differenstryk imellem to spildevandsbrønde med betondæksler, og en mellemliggende kloakstrækning (ø110 PVC) på 11,8 meter, se figur 4.12. På lokaliteten har der ligeledes været installeret en vejstation, hvorfor der foreligger tilhørende vinddata.



FIGUR 4.472. Eksempel: Placering af ca. 11,8 meter kloakstreng (ø110 mm PVC, orange linje) og vejrstation (venstre). Fotos af hhv. nedstrøms (øverst) og opstrøms (nederst) brønd, ø315 PVC med betondæksler (indsatte fotos til højre). Differenstryksslangen er ført over jorden.

I figuren herunder er vist differenstryk imellem de to brønde samt tilhørende vindhastigheder fra vejrstationen for perioder på hhv. 1 måned, 1 uge og 1 døgn.



FIGUR 483. Data for differensstryk (blå kurve) og vindhastighed (orange kurve) fra eksemplet i figur 4.12, for hhv. 1 måned (øverst), 1 uge (midterst) og 1 døgn (nederst). Logning af differensstryk hvert 15. sek. og vindhastighed hvert 15. minut.

Som det ses af figur 4.13, så er der – for den konkrete kloakstreng – overvejende positive differensstryk imellem de to kloakbrønde, svarende til et relativt overtryk i den opstrøms brønd, hvilket betyder at den konvektive luftstrømning følger vandets strømningsretning.

Der ses også en tendens til døgnvariationer med generelt mest blæst i dagtimerne. Der ses en vis sammenhæng imellem perioder med vind og perioder med urolige differensstrykkurver (differensstrykket hopper imellem nul og et større eller mindre positivt tryk), f.eks. perioden 18-07 til 25-07-18 i den øverste graf.

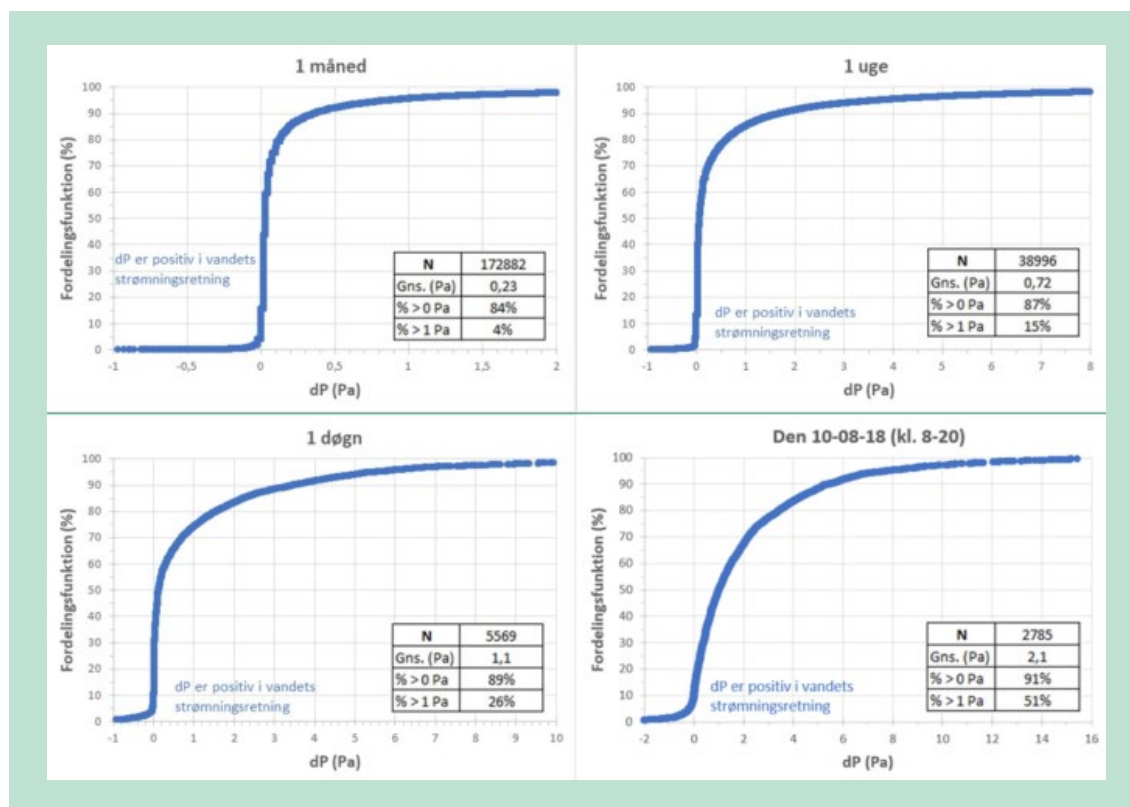
I den nederste graf (som viser det næstsidste døgn i hele måleperioden, 10-08-2018) ses der et sammenfald imellem en blæsende periode ($>3-4$ m/s) og en periode med uro på differensstrykkurven, svarende til en periode med næsten direkte vestenvind. Det bemærkes, at den opstrøms brønd er beliggende meget tæt på en nord-syd-gående husfacade (ved terrassen), jf. figur 4.12, der kan virke som en trykstuvningsflade ved vestenvind.

Der ses dog også perioder hvor det er blæsende, men hvor der ikke er specielt meget uro på differensstrykkurven (f.eks. det første døgn i den midterste graf). Disse perioder er sammenhængende med vindretninger der ikke er (direkte) vestlige eller nordvestlige; især giver vind

fra østlige, over sydlige til sydvestlige retninger ikke anledning til betydende positive differens-tryk, hvilket vurderes at være relateret til at den opstrøms brønd ligger i læ ved disse vindretninger.

Samlet vurderes det, at de største relative differenstryk på den undersøgte brøndstrækning opstår i blæsende perioder, og at differensstrykkets absolutte størrelse ligeledes har sammenhæng med vindretningen, samt det forhold, at der findes en trykstuvningsflade i nærheden af den ene brønd; i dette tilfælde den opstrøms brønd.

Selvom de højeste differenstryk i figur 4.13 er i størrelsesordenen 20-50 Pa (hhv. 05-08 og 10-08-18), så ligger størstedelen af målingerne på et væsentligt lavere niveau. F.eks. ligger peaks i perioden 18-07 til 25-07-18 på omkring 3-5 Pa, og i størstedelen af resten af måleperioden ligger differensstrykkene endnu lavere. Nedenstående figur viser således fordelingsplots og tilhørende statistik for differenstryk i de tre perioder i figur 4.13, samt for tidsrummet kl. 8-20 i den nederste graf i figur 4.13. Perioderne på hhv. 1 uge, 1 døgn og tidsrummet kl. 8-20 den 10-08-18 repræsenterer "midling" over forskellige ekstreme perioder af den samlede dataserie.

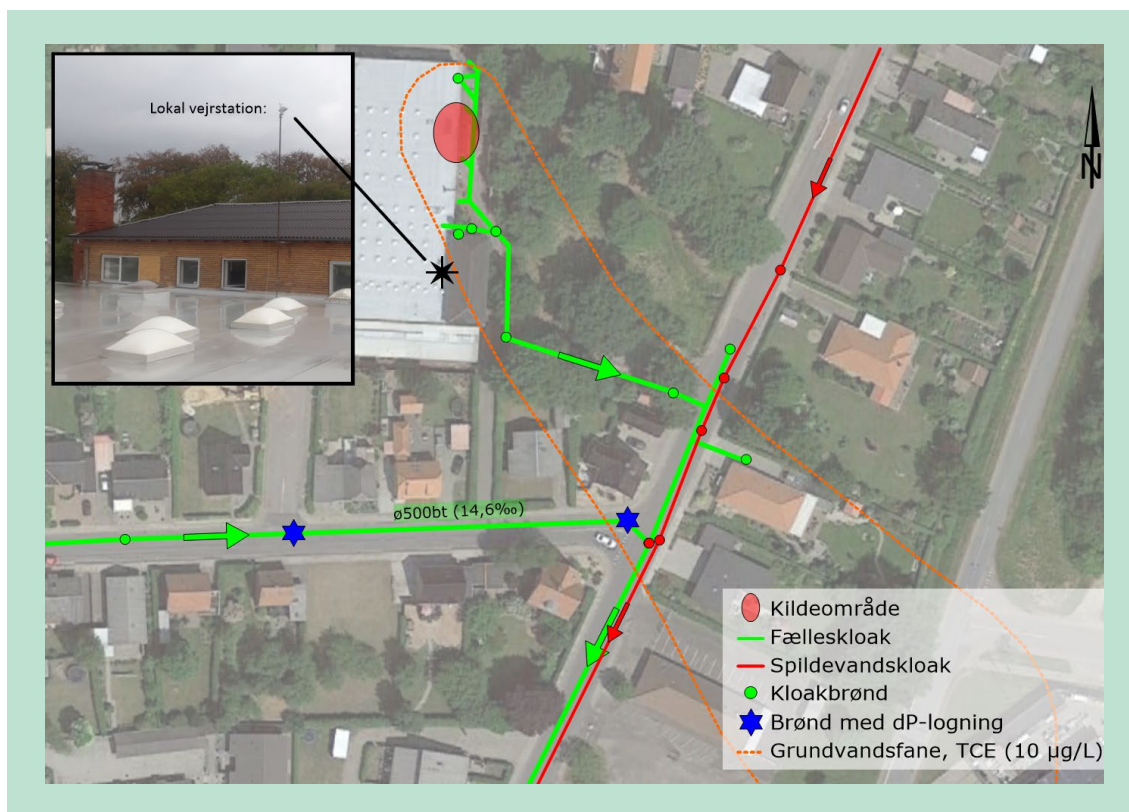


FIGUR 49. Fordelingsplots og statistik for differenstrykmålinger i perioder svarende til figur 4.13, hhv. 1 måned (øverst til venstre), 1 uge (øverst til højre) og 1 døgn (nederst til venstre), samt kl. 8-20 den 10-08-18 (nederst til højre). Bemærk at der er forskel på x-akserne i grafene.

Differensstrykket er generelt pulserende (jf. figur 4.13) i den positive ende af skalaen, og ca. 84% af målingerne for den samlede periode er positive, jf. øverste venstre graf i figur 4.14. Som det ses af figur 4.14, er der, for samtlige perioder (undtagen den 10-08-18 kl. 8-20), konstateret en ret stor andel af data (ca. 50%) med et differenstryk tæt på 0 Pa (kurverne stiger stejlt omkring 0 Pa på x-aksen). Det gennemsnitlige differenstryk for hele perioden er 0,23 Pa med 84% positive differenstryk, mens det for den blæsende periode den 10-08-18 (nederste højre graf) er 2,1 Pa, med 91% positive differenstryk. I perioden som helhed er differensstrykket i 4% af målingerne >1 Pa, mens det for den blæsende periode den 10-08-18 er 51% af målingerne hvor differensstrykket er >1 Pa. Differensstrykkene er således ret beskedne, og selv i den blæsende periode (nederste graf til højre) er ca. 90% af målingerne <5 Pa.

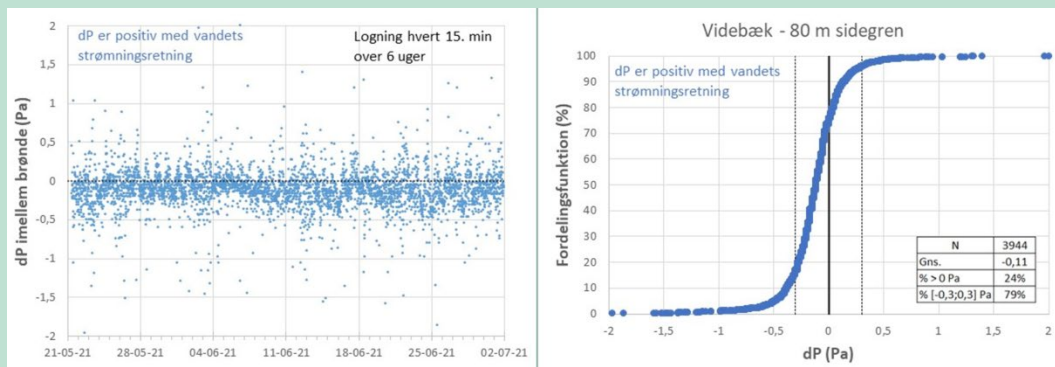
4.7.2 Differenstryk i kloakstreng – sidegren til hovedledning

På lokaliteten i Videbæk (jf. bilag 1.1) er der i en sidegren til hovedkloakken konstateret periodewis betydende gastransport fra hovedkloakken og ud i sidegrenen (mod vest, modsat vandets strømningsretning), se afsnit 4.7.4. Imellem de to første brønde på denne strækning (ca. 80 meter $\varnothing 500$ beton med en hældning på 14,6‰, jf. figur 4.15) har der været logget differensstryk over en periode på ca. 6 uger, via slangeføring igennem kloakstrengen (ført med TV-inspektionskamera). Der findes lokale vejrdata, da der er installeret en vejrstation på kildegrunden.



FIGUR 50. Kloakstrækning i Videbæk med logning af differensstryk (strækningen imellem de blå stjerner). Ca. 80 meter streng på fælleskloak ($\varnothing 500$ beton med 14,6‰ hældning). Differensstrykslangen er ført igennem kloakstrengen. Indsat foto viser den lokale vejrstation, som er installeret på kildegrunden.

Nedenstående figur viser differensstrykket logget på den pågældende kloakstrækning, dels som tidsserie og dels som fordelingsplot med sammenfattende statistik for dataserien.



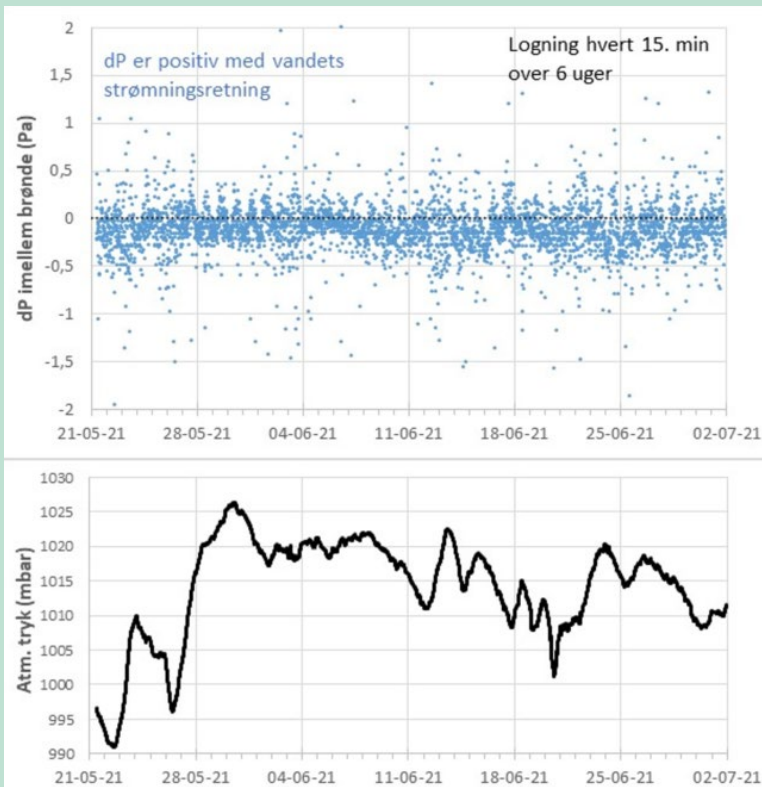
FIGUR 51. Tidsserie for differenstryk (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien (højre graf) fra 80 meter kloakstrækning i Videbæk, jf. figur 4.15.

Som det fremgår af ovenstående figur, så er differenstrykket i den pågældende måleserie, overvejende negativt, svarende til en netto-trykgradient i modsat retning af kloakvandets strømningsretning på -0,11 Pa. Der er igen tale om et pulserende differenstryk (jf. venstre graf i figur 4.16), og ca. 24% af målingerne viser et positivt differenstryk. Der er også tale om ganske beskedne differenstryk, der 79% af tiden ligger i intervallet $\pm 0,3$ Pa.

I det følgende undersøges om der kan observeres en sammenhæng imellem differenstrykket på strækningen og forskellige "forklarende variable", bl.a. relateret til vejforholdene.

4.7.2.1 Effekt af barometertryk

Nedenstående figur sammenstiller tidsserien i differenstryk fra figur 4.16 med barometertrykket, og som det fremgår, er der ingen åbenlys sammenhæng imellem differenstryk på kloakstrækningen og barometertrykket, eller variationer heri.



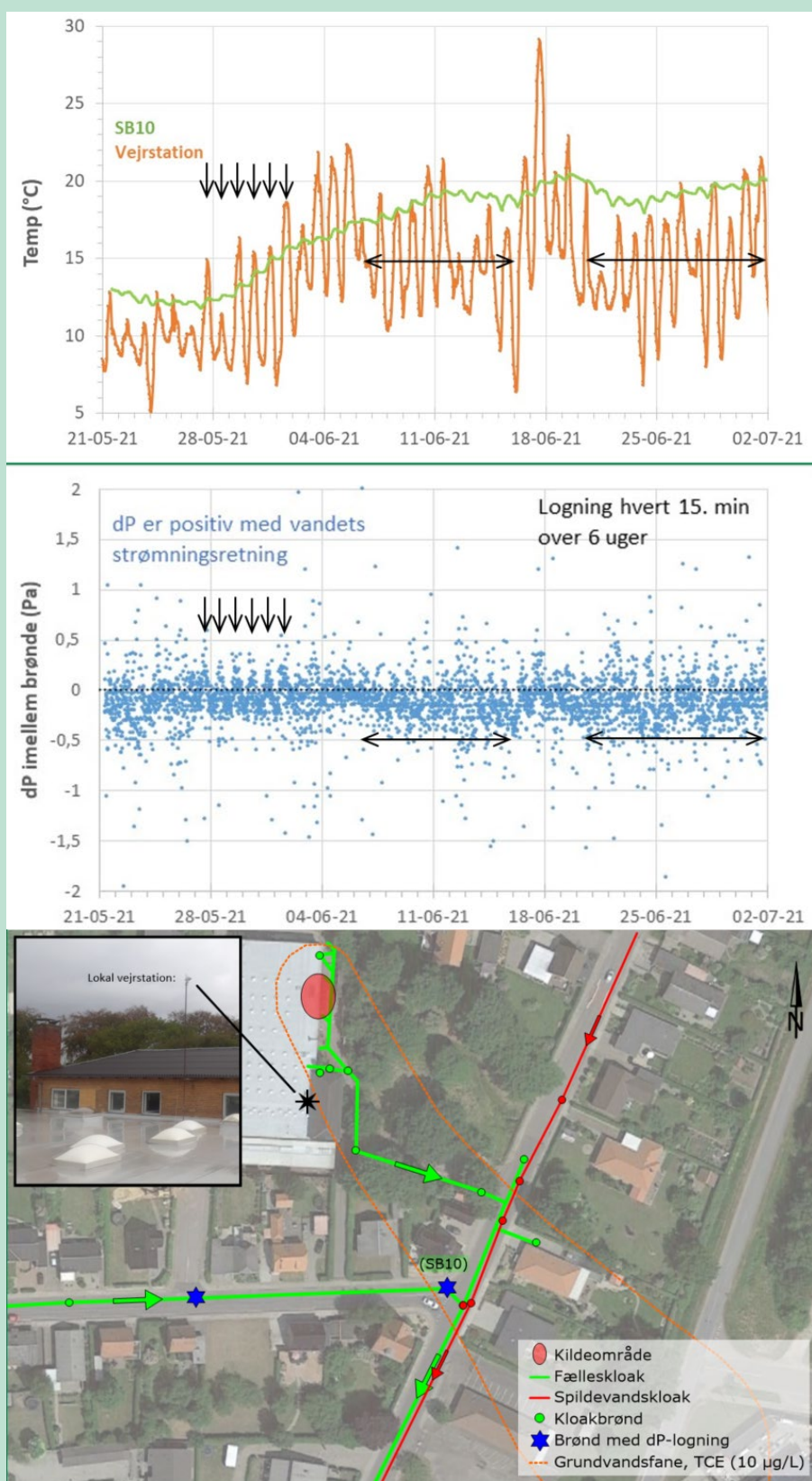
FIGUR 52. Tidsserie for differensstryk (øverste graf) og barometertryk (nederste graf) fra 80 meter kloak-strækning i Videbæk, jf. figur 4.15.

4.7.2.2 Effekt af densitetsdrevet transport (temperatur)

I afsnit 2.7.4 er betydningen af temperatur og luftfugtighed på luftens densitet beskrevet. Hvis der ligger koldere (og dermed tungere) luft på overfladen end der er i spildevandssystemet, vil denne luft kunne synke ned i ledningen f.eks. ved utætte brønddæksler. I ledningen vil luften blive varmet op og udvide sig, hvormed der kan opstå et (lille) lokalt overtryk i den brønd hvor luften synker ned i kloaksystemet. Dermed kan der opstå en konvektiv transport i retning af et sted, hvor luften kan forlade systemet. I det tilfælde, hvor luften i kloakken er koldere end luften på overfladen, vil der ikke umiddelbart forventes en lodret densitetsdrevet transport, da den varme, lettere luft lægger sig over den kolde luft (ovenfor kloakbrønden).

Densitetsdrevet transport i kloaksystemer kan dermed forventes i koldere perioder samt i perioder, hvor temperaturgradienten imellem kloakkens og udeluftens temperatur skifter over tid, f.eks. i perioder med meget variable døgntemperaturer, ved skiftet mellem dag og nat. Det er dog mindre forudsigeligt, hvor stor en horisontal effekt på differensstrykket, der opstår på givne kloakstrækninger som følge af en temperatur- og densitetsdreven vertikal transport i specifikke brønde, da dette vil afhænge af, hvad der sker i nærliggende brønde samt af muligheden for at eventuelle over- og undertryk kan forplante sig igennem brønddækslerne.

I figur 4.18 er vist lokale temperaturdata for den østlige brønd (SB10) på den undersøgte kloakstreng, sammenholdt med temperaturdata fra den lokale vejrstation på kildegrunden og differensstrykdata på den øst-vestgående 80 meter kloakstrækning fra tidligere figurer.



FIGUR 53. Sammenstilling af tidsserier for temperatur i SB10 (grøn kurve i øverste graf) og fra den lokale vejrstation (orange kurve), sammen med differenstryk imellem SB10 og brønden ca. 80 meter vest herfor (nederste graf). De lodrette pile markerer toppen i dP-døgnrytmer og

de vandrette, sorte pile markerer perioder, hvor lufttemperaturen er overvejende lavere end kloaktemperaturen.

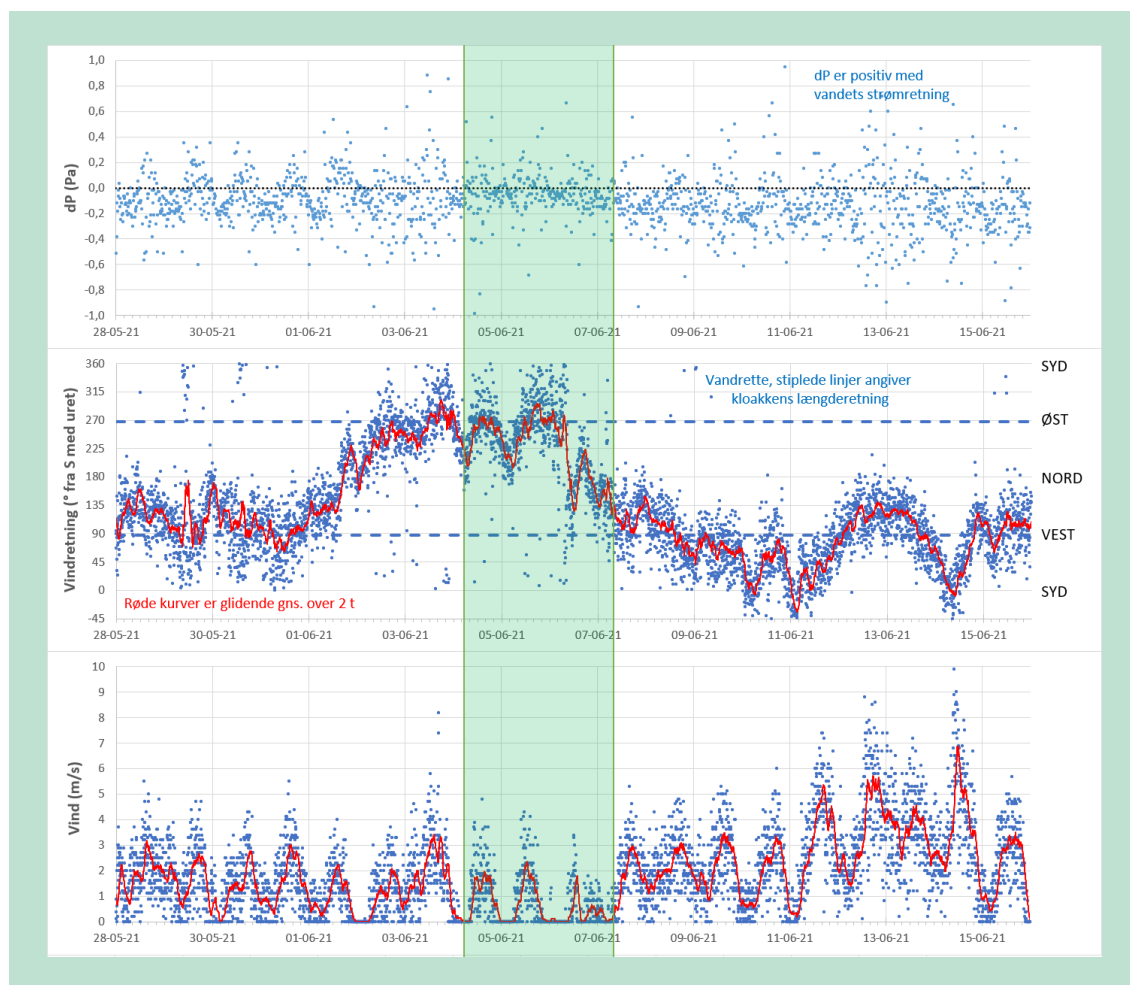
Af temperaturgrafen i figur 4.18 (øverste graf) ses det, at temperaturen i kloakken følger lufttemperaturen med en kraftig, og let forsinket, dæmpning på døgnudsvingene.

Af figuren ses en tydelig døgnrytme i differenstrykket i perioden 27-05 til 02-06-21 (markeret ved seks lodrette pile), hvor der primært ses et positivt differensstryk (luftstrømning mod øst) i dagtimerne, hvor lufttemperaturen er højere end kloaktemperaturen, og et negativt differensstryk i nattetimerne, hvor lufttemperaturen er lavere end kloaktemperaturen. Forholdet skyldes ikke at det f.eks. blæser mere om dagen end om natten i denne periode, der ikke adskiller sig væsentligt fra øvrige dele af dataserien i vindmæssig henseende (se figur 4.19).

I midten (07-07 til 16-07-21) og slutningen (20-06 til 02-07-21) af måleperioden, ses to perioder, hvor lufttemperaturen næsten konstant ligger under kloaktemperaturen (markeret med vandrette sorte pile), og hvor der ses et overvejende negativt differensstryk på kloakstrækningen. Øvrige perioder på tidsserien ser ud til at være en sammenblanding af de to typer af forhold, overlejret noget "uro", som formentlig kan relateres til vindforholdene, jf. afsnit 4.7.2.3. For den konkrete kloakstrækning, og for den konkrete måleperiode, ser det ud til at temperaturforholdene har en relativt stor forklaringsgrad ift. differensstrykforholdene.

4.7.2.3 Effekt af vindhastighed og -retning

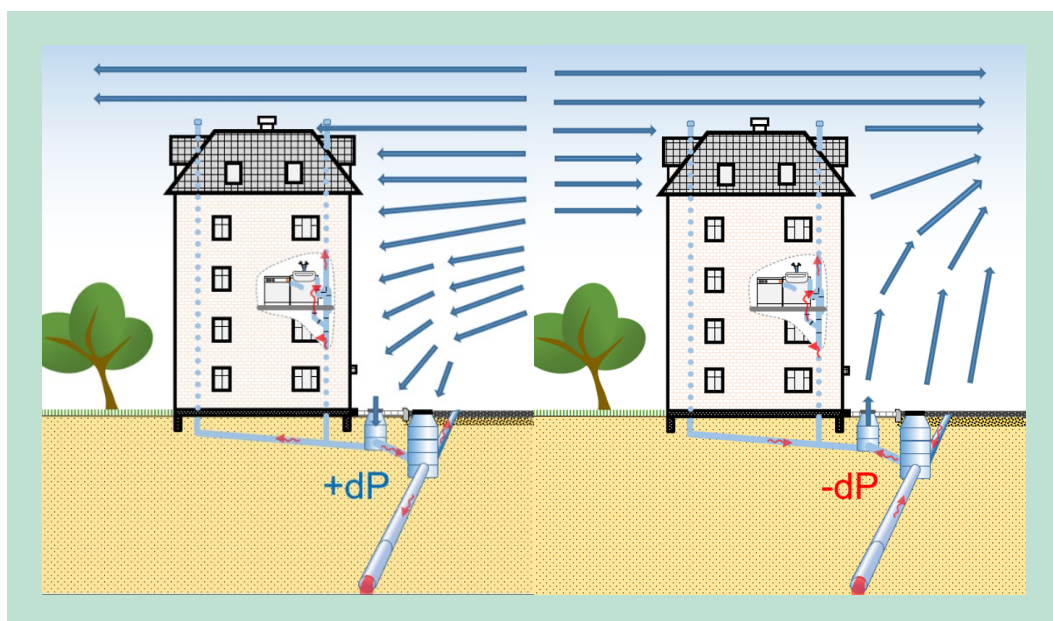
Nedenstående figur viser en sammenstilling af differensstrykket fra figur 4.16-4.18 med vindhastighed og -retning fra den lokale vejrstation på kildegrunden for perioden 28-05 til 16-06-21.



FIGUR 54. Sammenstilling af tidsserier for differensstryk og lokale vejrstationsdata for vindretning og vindhastighed fra 80 meter kloakstrækning i Videbæk, jf. figur 4.15.

Som det fremgår af figuren, er der ingen meget tydelige sammenhænge imellem differensterket på kloakstrækningen og de lokale vinddata. Dog er der en (svag) tendens til overvejende neutrale differensterk i perioden med den grønne markering, hvor vinden står i en østlig til nordlig retning og er ret svag (<2 m/s). Tilsvarende er der måske en svag tendens til, at perioder med (relativt store) negative differensterk overvejende ses i perioder med vestlige og sydlige vindretninger (til sidst i perioden), uden der ses anden sammenhæng med vindstyrken end at større vindstyrke giver større fluktuationer på differensterkmålingerne.

På baggrund af data i figur 4.19 og figur 4.13 virker det sandsynligt, at differensterket i kloaker i nogen grad hænger sammen med vindretning og -styrke, men at effekten af vinddata formentlig skal ses i et komplekst samspil med orientering af kloakstrækningen, beliggenhed af kloakdæksler ift. nærliggende bygninger/strukturer, tætheden af brønddækslerne samt temperaturforholdene (jf. figur 4.18). F.eks. vil en brønd som tillader udveksling af luft mellem kloak og overflade og ligger i nærheden af en bygning/mur, alt efter vindforholdene, kunne fungere som luftindtag eller -afkast, jf. principskiten i nedenstående figur.



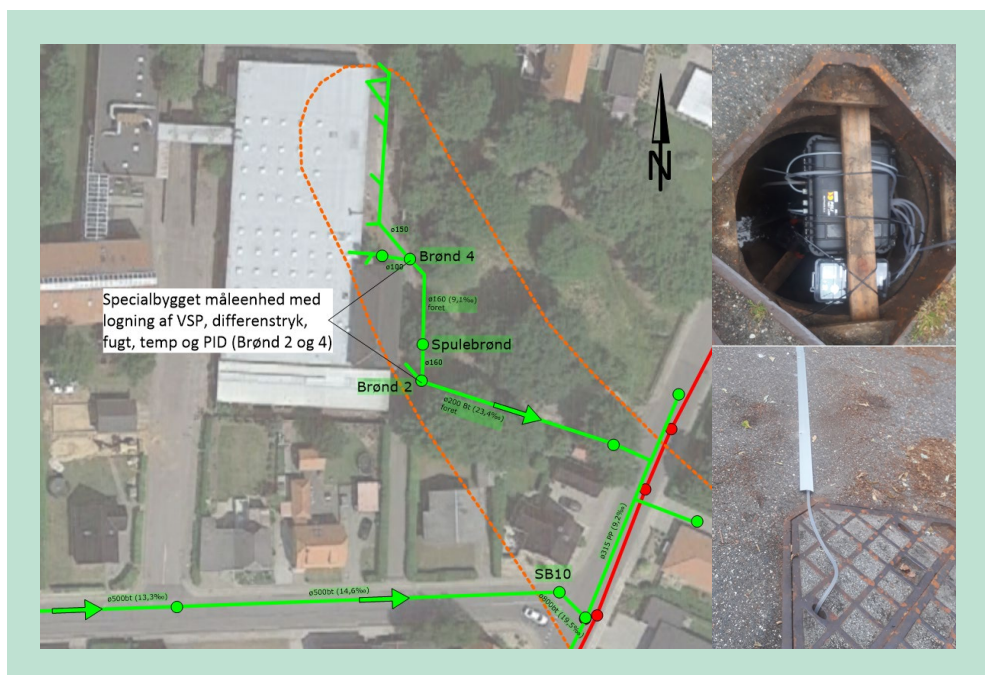
FIGUR 55. Konceptuel forståelse af vindeffekten på kloakker i bebyggede områder. Afhængig af vindretning og beliggenhed af kloakbrønde ift. bygninger vil der kunne opstå lokale overtryk (venstre) eller undertryk (højre) i dele af kloaksystemet.

Når vinden møder modstand, vil der opstå lokale overtryk på vindsiden og lokale undertryk på læsiden, og hvis der ligger nærliggende kloakbrønde kan disse trykforhold overføres til kloaksystemet, jf. figur 4.20. Om disse tryk medfører differensterk på konkrete kloakstrækninger afhænger af, hvilke tilsvarende påvirkninger vinden giver anledning til andre steder i kloaksystemet. Uanset hvad, så vil forskellige vindtryk og geometriske konfigurationer af kloakstrækninger og -brønde ift. omkringliggende bygninger kunne give anledning til differensterk på givne kloakstrækninger, der enten er positive eller negative ift. vandets strømningsretning.

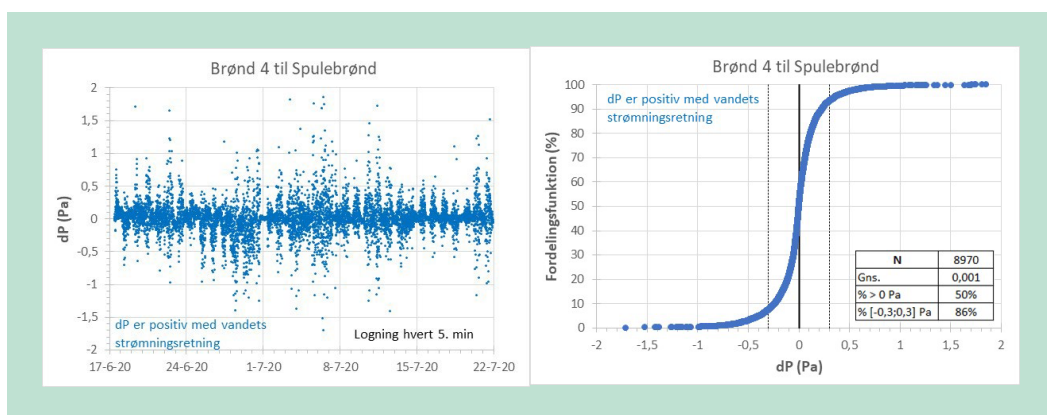
4.7.3 Differensterk i kloakstreng – lokal ledning

På lokaliteten i Videbæk har der været installeret to specialbyggede måleenheder (jf. afsnit 3.9) i to brønde på kildegunden til undersøgelse af dynamiske effekter nær kilden og indtrængningspunktet til kloaksystemet. Enhederne er installeret i hhv. Brønd 2 og Brønd 4, jf. figur 4.21. Måleenhederne har logget lufthastighed og -retning (efter pitotrørprincippet), hhv. i op- og nedstrøms retning for Brønd 2 og 4. Dertil har der været installeret differensterkloggere til logning af differensterket imellem Brønd 4 og Spulebrønden, samt imellem Spulebrønden og Brønd 2, med slangeføring over jorden.

Grundet diverse tekniske problemer er der desværre ikke opnået de sammenlignende dataserier, som det var planlagt/ønsket over to måleperioder i hhv. 2020 og 2021. Der er dog opnået en 5 ugers periode med valide differensterikmålinger i 2020 for begge brøndstrækninger. Figur 4.22 og figur 4.23 viser differensterikket logget på de pågældende kloakstrækninger, dels som tidsserier og dels som fordelingsplot med sammenfattende statistik for dataserierne.



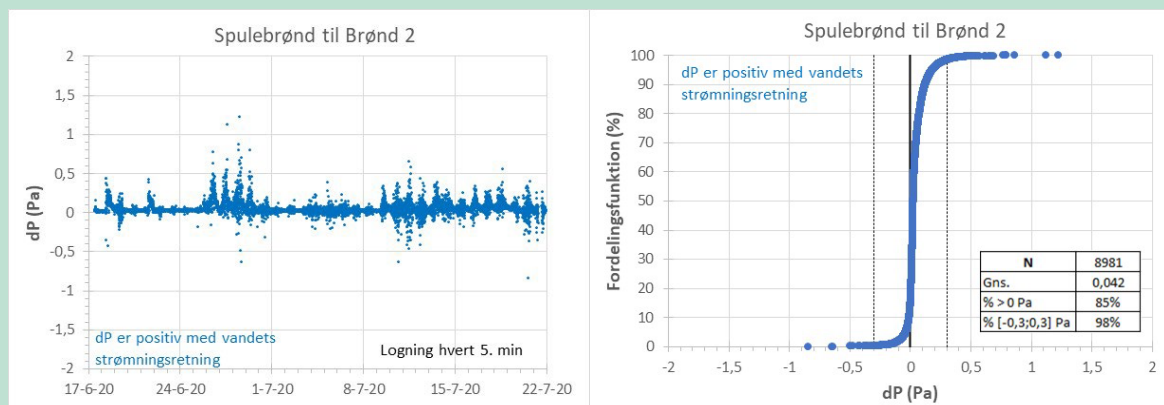
FIGUR 56. Situationsplan med markering af brønde og kloakstrækninger relateret til installation af speci-albygget måleenhed og differensteriklogning imellem kloakbrønde på kildegrunden i Videbæk. Indsatte fotos viser installation af specialbygget måleenhed og differensteriklogger (øverste foto) samt overjordisk slangeføring til differensteriklogning (nederste foto).



FIGUR 572. Tidsserie for differensterik for strækningen Brønd 4 til Spulebrønd (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien (højre graf) fra kildegrunden i Videbæk, jf. figur 4.21.

Som det fremgår af figur 4.22 og 4.23, så er der ret stor visuel forskel på tidsserierne for differensterikket på de to kloakstreng. På begge strækninger er der tale om pulserende differensterik af en beskeden størrelse, som udviser en døgnrytme i amplituden på udsvingene, svarende til dem der ses i figur 4.18. På den opstrøms strækning (Brønd 4 til Spulebrønd) er trykket neutralt og beliggende i intervallet $\pm 0,3$ Pa ca. 86% af tiden. På den nedstrøms strækning (Spulebrønd til Brønd 2) er der et let positivt differensterik ca. 85% af tiden med et gennemsnit

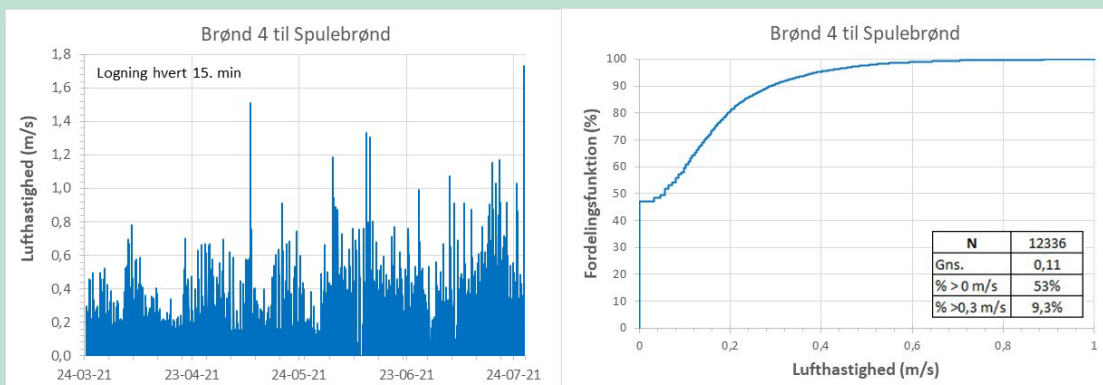
på 0,04 Pa. På denne strækning er differenstrykket beliggende i intervallet $\pm 0,3$ Pa ca. 98% af tiden.



FIGUR 583. Tidsserie for differenstryk for strækningen Spulebrønd til Brønd 2 (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien (højre graf) fra kildegrunden i Videbæk, jf. figur 4.21.

4.7.3.1 Luftflow som følge af differenstryk

Grundet udstyrsproblemer foreligger der desværre ikke samholdende værdier for differenstryk og luftflow fra den opstrøms strækning (Brønd 4 til Spulebrønd). Der foreligger dog en dataserie for luftflow på ca. 125 dage fra 2021 (24-03 til 27-07-2021), jf. nedenstående figur, der viser tidsserien samt fordelingsplot med sammenfattende statistik for dataserien.



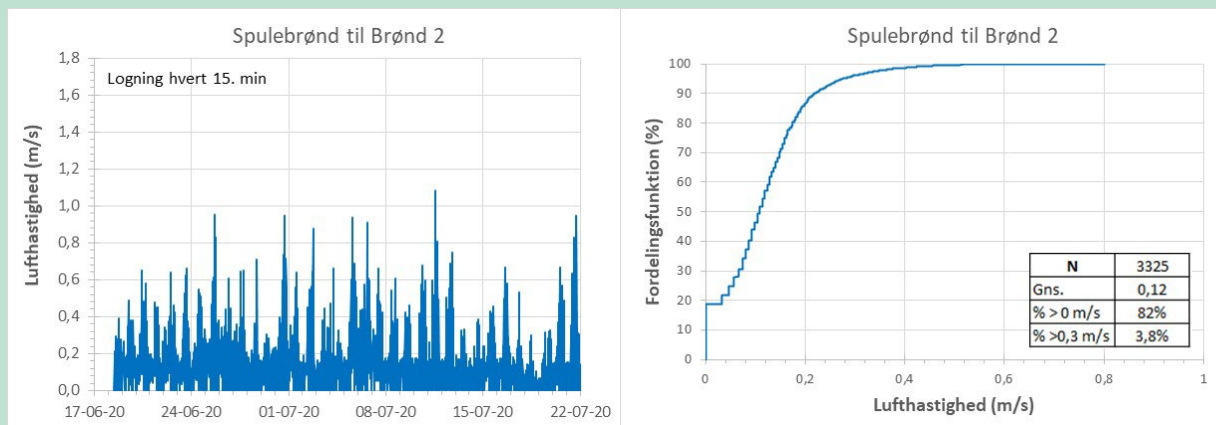
FIGUR 594. Tidsserie for luftflow i nedstrøms retning på strækningen Brønd 4 til Spulebrønd (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien (højre graf) fra kildegrunden i Videbæk, jf. figur 4.21.

Af figuren ses det, at der er et nedstrøms rettet luftflow ca. 53% af tiden, med et gennemsnit på 0,11 m/s. Ca. 9,3% af de målte luftflow er $> 0,3$ m/s. Sammenlignes med differenstrykkene fra den samme kloakstrækning (jf. figur 4.22) – på trods af at der ikke er tale om den samme tidsperiode for de to dataseries – så er der en god overensstemmelse imellem et positivt differensstryk ca. 50% af tiden og et nedstrøms rettet luftflow ca. 53% af tiden.

På den aktuelle kloakstrækning er 90%-fraktilet for de målte dP på i størrelsesordenen 0,2 Pa (2020, jf. figur 4.22), hvilket leder til et forventeligt flow på i størrelsesordenen 0,3 m/s for en 10 m $\varnothing 160$ kloakstrækning, jf. beregningseksemplerne i afsnit 2.4.2. Som det fremgår af figur

4.24 så ligger 90%-fraktilet for de målte luftflow (2021) på ca. 0,3 m/s, så der ses umiddelbart en god overensstemmelse imellem dataserierne, selvom de ikke er målt samtidigt.

For den nedstrøms kloakstrækning på kildegrunden (Spulebrønd til Brønd 2) foreligger der samhörørende dataserier for differenstryk (jf. figur 4.23) og luftflow for perioden (18-06 til 22-07-20). Nedenstående figur viser tidsserien for det loggede luftflow samt fordelingsplot med sammenfattende statistik for dataserien.



FIGUR 60. Tidsserie for luftflow i nedstrøms retning på strækningen Spulebrønd til Brønd 2 (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien (højre graf) fra kildegrunden i Videbæk, jf. figur 4.21.

Som det ses af figuren, er der også på denne strækning tale om beskedne luftflow, med et gennemsnit på 0,12 m/s. Luftflowet er positivt (med vandets strømningsretning) ca. 82% af tiden, svarende til det positive differenstryk for samme strækning i perioden (ca. 85% af tiden, jf. figur 4.23), men overstiger kun i ca. 3,8% af tiden en hastighed på 0,3 m/s.

På den aktuelle kloakstrækning er 90%-fraktilet for de målte dP på i størrelsesordenen 0,12 Pa (jf. figur 4.23), hvilket leder til et forventeligt flow på i størrelsesordenen 0,2 m/s for en 10 m ø160 beton-kloakstrækning, jf. beregningseksemplerne i afsnit 2.4.2. Som det fremgår af figur 4.25 så ligger 90%-fraktilet for de målte luftflow på ca. 0,22 m/s, så der ses igen en god overensstemmelse imellem data og de teoretiske beregningseksempler i afsnit 2.4.2.

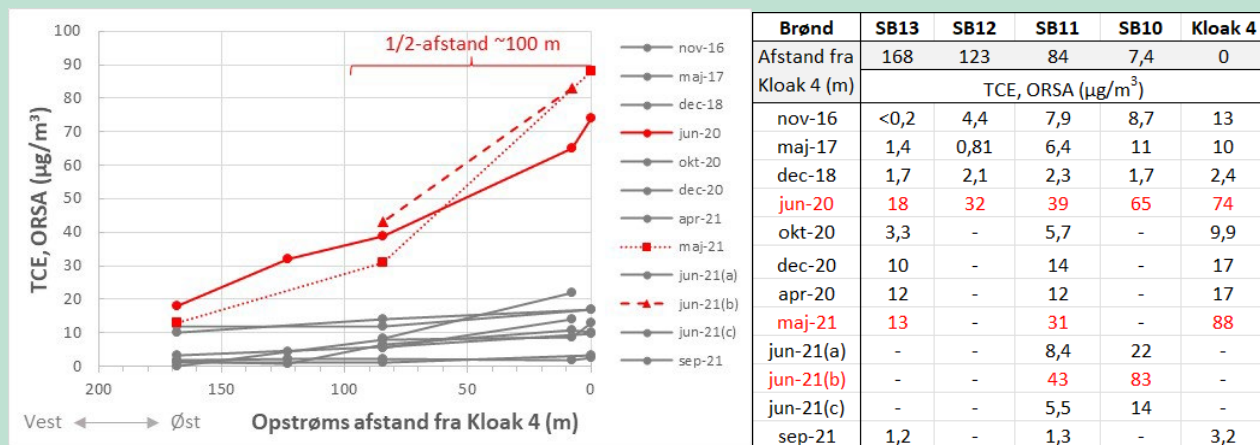
4.7.4 Opstrøms gastransport i sidegren

På lokaliteten i Videbæk (jf. bilag 1.1) er der i en sidegren til hovedkloakken konstateret periodvis betydende gastransport fra hovedkloakken og ud i sidegrenen (fra brønden benævnt Kloak 4 og mod vest, modsat vandets strømningsretning). Strækningen er ca. 168 meter lang og består i alt af 5 brønde (jf. figur 4.26). Der foreligger resultater fra 12 prøvetagningsrunder fra gasfasen (ORSA-rør), for samtlige eller udvalgte brønde på denne strækning, inkl. to prøverunder udført før nærværende projekts begyndelse.



FIGUR 4.261. Kloakstrækning i Videbæk, med karakterisering af forureningstransport i gasfasen, fra hovedkloakken (Kloak 4) og mod vest, modsat vandets strømningsretning. De blå stjerner markerer de prøvetagne brønde.

Figuren herunder viser resultater for TCE i gasfasen i de 12 målerunder, gennemført i perioden november 2016 til juni 2021. Det bemærkes, at der på intet tidspunkt er konstateret indhold af TCE i vandfasen i sidegrenen.



FIGUR 4.62. Resultater for TCE i gasfasen (passiv opsamling på ORSA-rør med tidspunkt relateret til nedtagning) i sidegren i Videbæk. Prøverunder/grafer markeret med rødt er runder med betydende gasfasetransport i opstrøms retning fra hovedkloak (Kloak 4). Både graf og tabel er vest-øst orienteret.

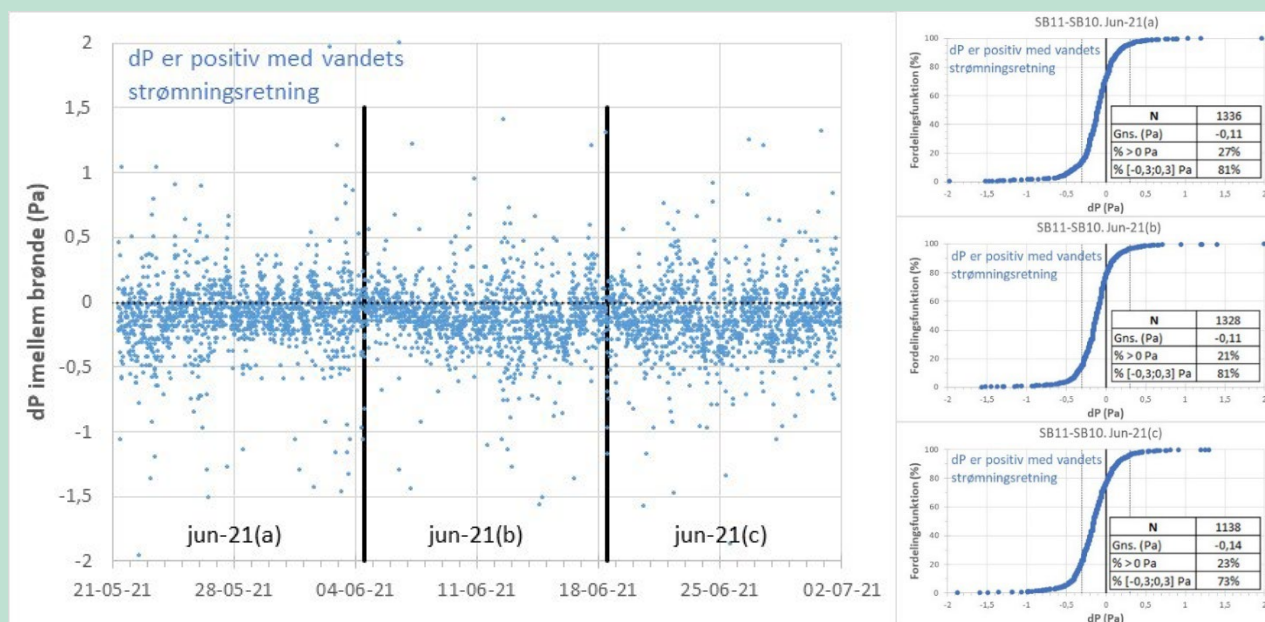
Som det fremgår af figuren, er der i alle målerunder konstateret gastransport i opstrøms retning fra hovedkloakken, og i tre målerunder er denne gastransport konstateret betydende i risi-

kovurderingsmæssig forstand, hhv. jun-20, maj-21 og jun-21(b). I disse målerunder er der konstateret et indhold i/nær hovedkloakken på mellem 74 og 88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og en fortynding under den opstrøms transport, som modsvarer en "halveringsafstand" på ca. 100 m (= den afstand, der medfører ca. en halvering af koncentrationen). I flere af de øvrige runder er der konstateret en tilsvarende halveringsafstand, blot med udgangspunkt i lavere koncentrationsniveauer. To spørgsmål melder sig på baggrund af resultaterne i figur 4.27, nemlig (i) om gasfasetransporten kan forklares ved en konvektiv transport fra hovedkloakken i opstrøms retning på sidegrenen, og (ii) hvilke forhold, der leder til, at der kun foregår en betydende gasfasetransport i sidegrenen i tre ud af 12 målerunder, herunder om bestemte forhold på kildegrunden leder til større masseflow ud i hovedkloakken.

4.7.4.1 Differenstryk i sidegrenen

For de tre målerunder i juni 2021 er der konstateret betydende opstrøms transport imellem SB10 og SB11 i den mellemste runde, juni-21(b). SB10 og SB11 er de to første brønde opstrøms hovedkloakken. I den første og sidste af runderne er koncentrationen i den opstrøms brønd (SB11) på ca. 38-39% af niveauet i SB10, mens niveauet i den opstrøms brønd i den mellemste runde er på 52% af niveauet i SB10.

En tidsserie for differenstryklogning over 6 uger imellem brøndene SB10 og SB11, svarende til perioderne for de tre prøvetagningsrunder i juni 2021; jun-21(a), jun-21(b) og jun-21(c), jf. figur 4.27 og afsnit 4.7.2, fremgår af nedenstående figur.



FIGUR 4.63. Tidsserie for differenstryk for strækningen SB11 til SB10 (venstre graf), samt fordelingsplot og sammenfattende statistik for dataserien opdelt i tre perioder (højre grafer) svarende til prøvetagningsrunderne jun-21(a), jun-21(b) og jun-21(c).

Som det fremgår af figuren, så er der kun tale om meget små forskelle imellem de tre prøvetagningsrunder i juni 2021. Der er overordnet tale om et negativt differenstryk imellem SB11 og SB10 på i størrelsesordenen 0,11-0,14 Pa (og med 21-27% positive værdier). Den laveste andel af positive differenstryk (med vandets strømningsretning) ses i den midterste runde, men forskellen til de øvrige runder er ret beskeden, så umiddelbart er der ikke noget, der tyder på, at forskelle i differenstryk i de tre prøvetagningsperioder kan forklare forskellene imellem TCE-transporten opstrøms i sidegrenen.

På den aktuelle kloakstrækning (ø500 beton, og en længde på ca. 77 m) modsvare gennemsnitlige differenstryk på 0,11-0,14 Pa et netto volumenflow på ca. 130 m³/t og lufthastigheder på 0,17-0,19 m/s, eller en transporttid imellem de to brønde på ca. 7 minutter, jf. beregningsprincipperne i afsnit 2.4.2.

4.7.4.2 Massebelastning af kloakken fra kildegrunden

Det virker sandsynligt, at tidspunkterne for høje TCE-koncentrationer i Kloak 4 hænger sammen med høje massebelastninger af kloakken på kildegrunden. I de fleste målerunder er der udtaget vandprøver og/eller luftprøver fra kloakbrønde på kildegrunden (Brønd 2, Brønd 4 og Kloak 2, se figur 4.26). Vandprøverne er udtaget enten ifm. ophængning eller nedtagning af ORSA-rørene. Resultaterne af disse prøver er sammenstillet med luftprøveresultaterne fra figur 4.27 i nedenstående tabel.

I forbindelse med sammenstilling af vandprøveresultater med luftprøveresultaterne, er det væsentligt at holde sig for øje, at vandprøverne udtrykker et øjeblicsbillede af belastningen af kloaksystemet (prøver taget over ca. 10 minutter), mens luftprøverne udtrykker en gennemsnitlig belastning over en længere tidsperiode (7-14 dage). I prøverunden dec-18 er der udtaget en vandprøve både ved ophængning og nedtagning af ORSA-rør.

	Brønd 2	Kloak 2	Brønd 4	Brønd 2	Kloak 4	SB10	SB11
	TCE (µg/L)		TCE, ORSA (µg/m ³)				
Note:	Brønde på kildegrunden				Hovedkloak	Sidegren	
nov-16	-	-	45	23	13	8,7	7,9
maj-17	-	-	1.300	78	10	11	6,4
dec-18	38 / 98	32 / 38	580	200	2,4	1,7	2,3
jun-20	45	0,04	850	390	74	65	39
okt-20	4,2	-	130	200	9,9	-	5,7
dec-20	44	46	570	87	17	-	14
apr-21	440	170	1.100	650	17	-	12
maj-21	220	110	170	1.200	88	-	31
jun-21(a)	-	-	-	-	-	22	8,4
jun-21(b)	-	-	-	-	-	83	43
jun-21(c)	-	-	-	-	-	14	5,5
sep-21	180	12	44	90	3,2	-	1,3

FIGUR 4.64. Sammenstilling af koncentrationer i vand- og luftfasen på kildegrunden (orange baggrund til brøndnavnet, vandresultater er markeret med blå baggrund), med indholdet i luftfasen i Kloak 4 på hovedkloakken samt på sidegrenen (grøn baggrund til brøndnavnet). Resultaterne er orienteret fra kildegrund (venstre) mod de fjerneste dele af sidegrenen (højre). Rød skrift markerer runder, hvor der er konstateret betydende transport ud i sidegrenen.

Selvom der tilsyneladende er sammenhæng imellem gasfasekoncentrationen i hovedkloakken og sidegrenen, jf. diskussionen af figur 4.27, så er der ikke nogen entydig sammenhæng imellem høje koncentrationer i vand- og/eller gasfasen på kildegrunden og runderne med høje koncentrationer i hovedkloakken og sidegrenen.

For runden i maj-21 er der konstateret relativt høje niveauer i vandfasen på kildegrunden (hhv. 220 og 110 µg/L), i gasfasen (hhv. 170 og 1.200 µg/m³) samt i gasfasen af hovedkloak/sidegren (hhv. 88 og 31 µg/m³). På den anden side, er de højeste vand- og/eller gasfasekoncentrationer i brøndene på kildegrunden konstateret i maj-17 og apr-21 (op til 440 µg/L og 1.300

$\mu\text{g}/\text{m}^3$), hvor der ikke er konstateret specielt høje gasfasekoncentrationer i Kloak 4 og brøndene på sidegrenen (hhv. 10 og $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Kloak 4).

Desværre tillader datasættet ikke en udtømmende sammenligning af forskellige faktorer, og det kan konkluderes, at sammenligning af koncentrationer i forskellige faser, med forskellige rumlige koordinater ikke er en simpel disciplin. Man kan f.eks. forestille sig, at der er høje koncentrationer i både vand- og gasfasen på kildegrunden (f.eks. apr-21), men at en relativt stor fortynding pga. sideværts tilstrømning af overfladevand, leder til en fortynding i den nedstrøms vandfase, og lave gasfasekoncentrationer i hovedkloakken (Kloak 4), som igen leder til lave gasfasekoncentrationer i sidegrenen.

Med andre ord, er gasfasekoncentrationerne i sidegrenen styret af såvel masseflow til kloaksystemet på kildegrunden (som igen kan være styret af vandspejlsniveau og grundvandskoncentration) som af fortyndingsmekanismer på og nedstrøms kildegrunden (tilstrømmende uforurennet vand og luftskifte i gasfasen), samt af mekanismer, der er styrende for differensterik i selve sidegrenen (temperaturforhold og vindstyrke/-retning).

4.7.4.3 Sporgasstudium i sidegrenen

Der er udført et sporgasstudium med PFT-sporgasser på sidegrenen i Videbæk. Sporgasser og analyser er leveret af PentIAQ AB, Sverige. PFT-studiet er udført over en 6-ugers periode imellem de to første brønde på sidegrenen (SB10 og SB11), svarende til en kloakstrækning på ca. 80 meter i $\varnothing 500$ beton med en hældning på 14,6‰, jf. figur 4.15. PFT-studiet er foretaget sideløbende med studierne i figur 4.15, 4.18, 4.27 og 4.28 (juni 2021), jf. de generelle principper i afsnit 3.8.

Studiet er foretaget med placering af to forskellige sporgasser; hhv. en "blå" sporgaskilde placeret i den opstrøms brønd (SB11) og en "rød" sporgaskilde placeret i den nedstrøms brønd (SB10). Der er placeret to samplere til opsamling af begge sporgasser i begge brønde.

Desværre er der konstateret fugtrelaterede problemer i forhold til samplerne i SB10 i både første og sidste målerunde, jun-21(a) og jun-21(c), hvorfor kun resultaterne fra den mellemste målerunde, jun-21(b), kan tolkes kvantitativt. Kloakstrækning for studiet samt resultaterne er gengivet i figur 4.30.



Blå sporgas	SB11 → SB10	
jun-21(a)	4,89	0,01 [§]
jun-21(b)	5,41	1,62
jun-21(c)	7,69	0,07 ⁺
Rød sporgas	SB11 ← SB10	
jun-21(a)	0,73	0,02 [§]
jun-21(b)	1,62	5,89
jun-21(c)	0,83	1,44 ⁺

[§] våde samplere

⁺ fugtige samplere

FIGUR 4.650. Kloakstrækning på sidegrenen i Videbæk, hvor der er udført et sporgasstudium med PFT-sporgasser. Kilde med blå sporgas er placeret i SB11 og kilde med rød sporgas er placeret i SB10. Begge gasser er opsamlet/målt i duplikat i begge brønde. Gennemsnitlige resultater (ng/sampler), normeret til en opsamlingsperiode på 14 dage er indsat i tabel.

Som det fremgår af tabellen i figur 4.30, så er der – trods relativt få valide resultater – konstateret nogenlunde ens sporgasresultater for de tre målerunder i kildebrøndene (gns. 6,00 for

blå sporgas i SB11 og 5,89 for rød sporgas i SB10), samt enslydende resultater for "modtagerbrøndene" i den mellemste runde (1,62 for både blå sporgas i SB10 og rød sporgas i SB11). Mest markant, observeres der en stigende tendens for den blå sporgas i SB11 (kildebrønden) og en markant højere påvirkning med den røde sporgas i SB11 (modtagerbrønd) i den mellemste målerunde. Grundet de manglende resultater for første og sidste målerunde, er det dog ikke muligt at undersøge om disse tidlige forskelle i sporgasresultaterne i SB11 skyldes tidlige forskelle i luftskifte og sporgastab til "siderne" for kildebrøndene, eller om det skyldes forskelle i transporten imellem de to brønde, som ellers var studiets mål.

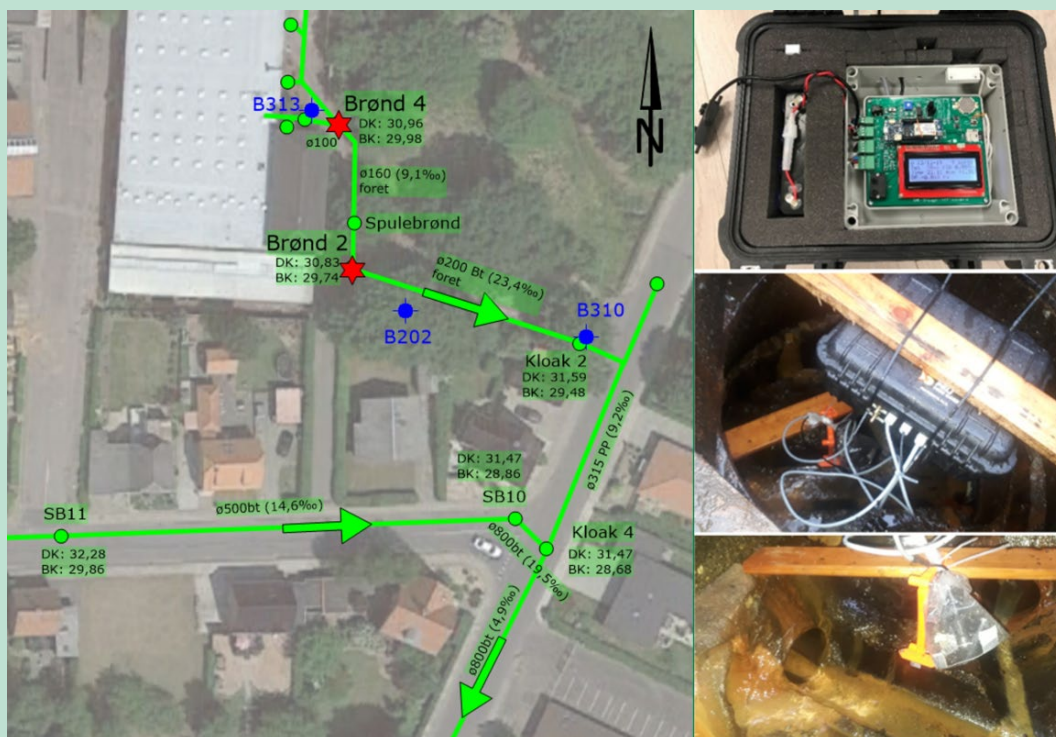
På trods af de fugtrelaterede problemstillinger og deraf følgende usikkerheder i resultattolkningen, så bekræfter sporgasresultaterne entydigt, at der sker en lufttransport i både op- og nedstrøms retning på den undersøgte kloakstrækning. På baggrund af resultaterne for den mellemste målerunde ser nettotransporten i de to retninger ud til at være nogenlunde i samme størrelsesorden, om end differenstrykresultaterne fra samme måleperiode (jf. figur 4.28) indikerer, at den konvektive nettotransport i gasfasen burde være størst i opstrøms retning, svarende til større påvirkning med rød sporgas i SB11 end med blå sporgas i SB10.

4.8 PID i kloakbrønd på kildegrund (Videbæk)

Som nævnt i afsnit 3.9, har der, over to perioder i 2020 og 2021 (hhv. 7 og 4 måneder) været installeret specialbyggede måleenheder til logning af dynamiske parametre i to brønde på lokaliteten i Videbæk med henblik på undersøgelse af dynamiske forhold omkring forureningsindtrængning og -transport, hhv. i Brønd 4 og Brønd 2, jf. figur 4.31. Flere af disse datasæt er inddraget i afsnit 4.7, til undersøgelse og forklaring af gasflow på lokale kloakstrækninger. Desværre har to af sensorerne i måleenhederne ikke leveret generelt brugbare dataserier for hhv. vandstand og PID i ppb måleområde, hvilket skyldes, at de pågældende brønde periodevist påvirkes af store vandmængder fra en ret stor tagflade, der afvander via de pågældende brønde. Dette har ført til fysisk flytning af vandstandssensoren (ultralydssensor) samt en "drukning" af PID-sensoren efter ganske få regnhændelser.

Dog foreligger der, for en ca. treugers periode brugbare/roværdige resultater for PID i Brønd 2. Disse er plottet sammen med data fra den lokale vejrstation (atmosfæretryk, temperatur og nedbør summeret på hhv. døgn- og årsbasis), samt vandstandslogning fra den nærliggende filtersatte boring B202, jf. figur 4.32.

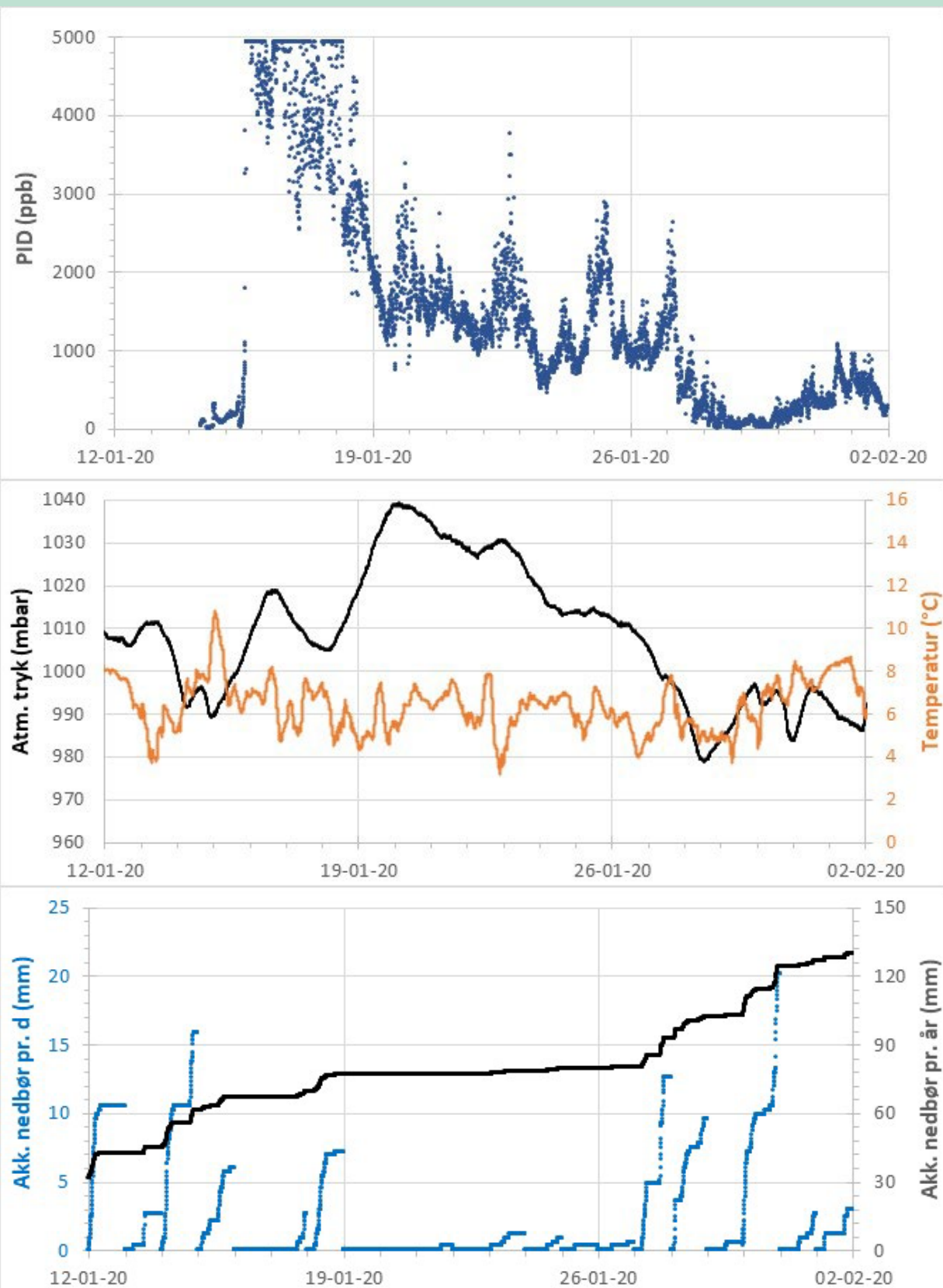
Som det fremgår af figur 4.32, så ligger PID (dvs. gasfasekoncentrationen af flygtige stoffer, formentlig primært TCE) i Brønd 2 initialt ret lavt, og er evt. påvirket af dækselåbningen ifm. installationen af måleenheden, hvorefter udslaget stiger til et niveau omkring 5000 ppb (og ligger delvist over den øvre grænse for sensorens måleinterval). Dette høje niveau er formentligt repræsentativt for de "naturlige" forhold mht. flygtige stoffer i brønden ved starten af perioden og ses efter en forudgående periode med ca. 30 mm nedbør over 6 døgn. Det er dog vanskeligt at tolke dynamisk på forholdene i starten af perioden, da systemet vurderes at være forstyrret af installeringen af udstyret, og da det reelle forudgående PID-niveau ikke kendes. I perioden 19.-27. januar 2020 ligger PID og svinger imellem ca. 1000 og 3000 ppb, hvorefter udslaget falder til et niveau på <1000 ppb. Selv på denne korte tidsserie ses der ret store dynamiske udsving i PID i brønden, som ligger indenfor forureningsfanen i det terrænnære grundvand og forholdsvis tæt på forureningsens hotspot på ejendommen (se figur 2 i bilag 1.1). I hele perioden har potentialniveauet i det terrænnære grundvand stået mellem 60 og 75 cm over bundkoten i Brønd 2 (kote 29,74 m DVR90).

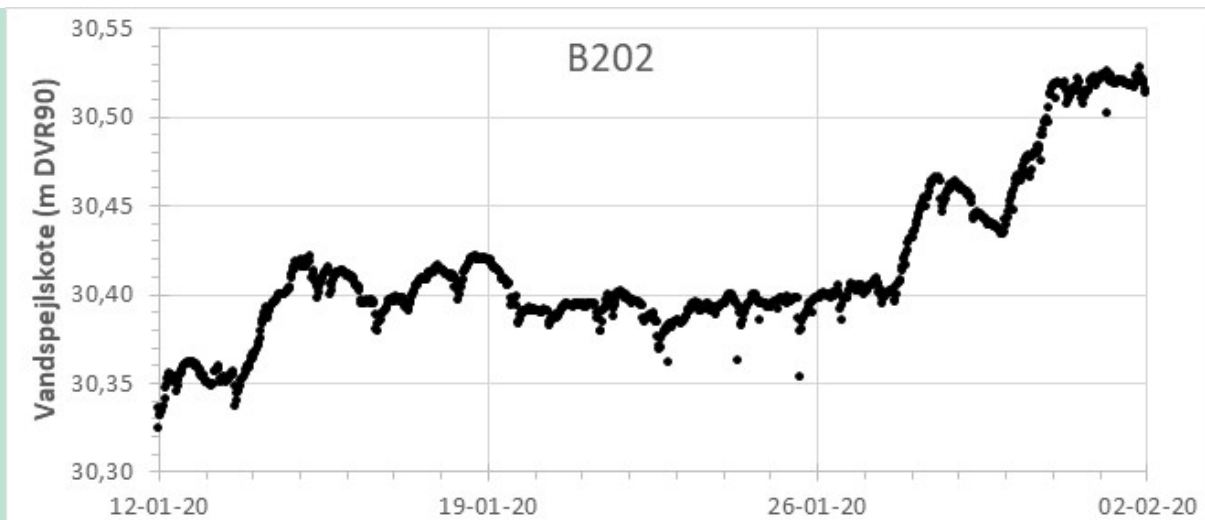


FIGUR 4.66. Kloakbrønde på lokaliteten i Videbæk med installerede specialbyggede måleenheder (røde stjerner, Brønd 2 og 4) og filtersatte boringer med vandstandsloggere (B202, B310 og B313). Indsatte fotos af enheder og installation i Brønd 4.

Specielt to ting er værd at bemærke. Perioden 19.-27. januar 2020, hvor PID ligger i et mellemleje på ca. 1000-3000 ppb modsvarer én til én en periode imellem to nedbørsperioder, hvor potentialeniveauet i den nærliggende boring B202 ligger konstant omkring kote 30,4 m DVR90. Efter den 27. januar 2020 sker der et kraftigt trykfald (20 mbar indenfor et døgn), som følges af en periode med relativ kraftig nedbør (50 mm over 6 døgn) og en stigning i potentialeniveauet til kote 30,52 m DVR90 samt et fald i PID.

Konceptuelt er det interessant at se, hvordan nedbørsperioderne følges af en stigning i potentialeniveau i den nærliggende boring B202, og hvordan nedbørsperioder følges af et fald i PID (både den 18-01-2020 og perioden efter 27-01-2020). I forhold til den konceptuelle tolkning af PID-niveauet ift. nedbørshændelser, så er det værd at bemærke, at perioder med megen nedbør påvirker det aktuelle kloaksystem på to måder; hhv. via et øget overtryk i det omkringliggende terrænnære grundvand (som er kilden til forureningen) og dels via en fortynding i kloaksystemet som følge af afstrømmende tagvand. Hvad angår masseflowet fra det omkringliggende grundvand til kloaksystemet, så er det væsentligt, at kildeområdet ligger i et befæstet område, delvist under bygningen, og at der sker en ret tydelig stigning i potentialeniveauet som følge af regnhændelser. Det forventes således ikke umiddelbart, at øget nedbør medfører en øget udvaskning fra kildeområdet, men i stedet forventes at være forbundet med en "fortynding" af forureningen i det terrænnære grundvand. I det aktuelle kloaksystem medfører den ændrede balance imellem øget tilstrømning fra kilden og øget fortynding med tagvand et resulterende fald i kloakkens indhold af flygtige forureningskomponenter.





FIGUR 4.32. PID-målinger (ppb-range) logget med specialbygget måleenhed i Brønd 2 på Vi-debæk-lokaliteten, sammenstillet med data fra den lokale vejrstation (atm.tryk, temperatur og nedbør summeret på hhv. døgn- og årsbasis) og logning af potentialeniveau i den nærlig- gende B202.

5. Undersøgelseskoncepter

I det følgende gives forslag til hvordan forurening med flygtige stoffer i kloakker uden for kildegrunden (herunder offentlige kloaksystemer) kan undersøges med udgangspunkt i 4 forskellige grundlæggende konceptuelle situationer.

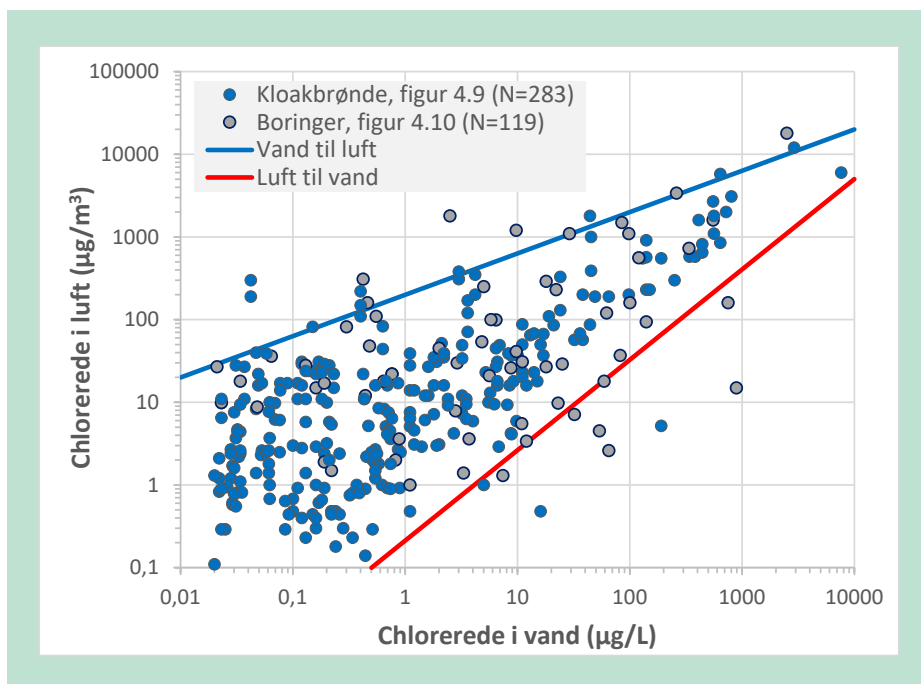
For at kunne bestemme hvilken situation der foreligger, skal der indledningsvis skaffes information om hvordan forureningen trænger ind i kloaksystemet. Der skal skaffes information om:

- Placering af kildeområde og en evt. grundvandsfane herfra
- Kloakplan inkl. bundkoter for kloaksystemerne i området for kilde og fane
- Grundvandspejlinger af lokale magasiner omkring kloaksystemet
- Koncentrationer i vand- og gasfasen omkring kloaksystemet i hotspot- og faneområde
- Evt. kloakinspektion for at fastslå om/hvor indtrængningspunkterne er

Eventuelt kan der – tidligt i undersøgelsesforløbet – foretages en screening af kloaksystemets gasfase med (passive) luftmålinger i kloakbrønde i tilgængelige dele af systemet i kildeområde og/eller omkring ved (formodede) indtrængningspunkter.

På baggrund af en sammenstilling af ovenstående informationer fastlægges hvilket konceptuelt scenarium for forureningsindtrængning, der er det mest sandsynlige, hhv. indtrængning på gasform eller på væskeform (se også afsnit 2.1), hvorefter resten af kapitlet kan benyttes som rettesnor for de videre undersøgelser.

I forhold til en screening af hvilke koncentrationer i vandfase (enten terrænnært grundvand eller kloakvand), der kan være forbundet med kritiske koncentrationer i kloakkens gasfase, kan der evt. tages udgangspunkt i nedenstående figur 5.1, som er en sammenstilling af 283 samhørende koncentrationer i vand- og gasfase fra kloakbrønde og 119 samhørende koncentrationer fra filtersatte boringer.



FIGUR 5.67. Samhørende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i vand- og gasfasen af kloakbrønde (N=283) og filtersatte boringer (N=119). De indlagte linjer repræsenterer worst-

case sammenhænge imellem vand- og gasfasekoncentrationer; hhv. fra vand til luft (blå linje) og fra luft til vand (rød linje).

Figur 5.1 kan betragtes som feltdata-baserede ligevægtsbetragtninger for de to fysiske systemer, der her er i spil; hhv. kloaksystemer og terrænnære grundvandsmagasiner, og den gælder for chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter (inkl. VC). På baggrund af samhörørende datapunkter, er der indlagt to linjer, der repræsenterer hver sin worst-case betragtning for ligevægten imellem vandfase- og gasfasekoncentrationer; hhv. fra vand- til luft-fase (blå linje) og fra luft- til vandfase (rød linje). Et alternativ til at benytte grafen er at benytte JAGG-modellen (jf. afsnit 2.6). I så fald skal man dog holde sig for øje at JAGG vil overestimere luftfasekoncentrationer pba. vandfasekoncentrationer og underestimere vandfasekoncentrationer estimeret pba. luftfasekoncentrationer (jf. figur 4.9 og 4.10).

Som eksempel kan der anlægges et screeningskriterium for en eventuel undersøgelse af offentlige kloaksystemer, at 100 gange afdampningskriteriet i kloakluften (se f.eks. /32/), eller 1000 gange ADK i poreluften omkring kloakken, bør medføre en undersøgelse af kloakluften.

Hvis der er tale om en terrænnær grundvandsfane med TCE, så kan den blå linje i figur 5.1 anvendes til at estimere, at 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i poreluften omkring kloakken potentielt kan skyldes grundvandskoncentrationer på ca. 30 $\mu\text{g}/\text{L}$, eller at 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i kloakluften potentielt kan skyldes koncentrationer i kloakvandet på 0,3 $\mu\text{g}/\text{L}$. Ifølge JAGG-beregninger ville de tilsvarende vandkoncentrationer være hhv. 2,6 og 0,26 $\mu\text{g}/\text{L}$.

På baggrund af ovenstående eksempler kan princippet overføres til andre valgte screeningskriterier samt andre chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter med andre afdampningskriterier.

Følgende afsnit kan efterfølgende benyttes som rettesnor ift. at opnå et undersøgelsesmæssigt udgangspunkt for en robust risikovurdering, der tager kloaktransport udenfor kildegrunden i betragtning; hhv. ved konceptuelle scenarier hvor:

Indtrængningen sker på gasform

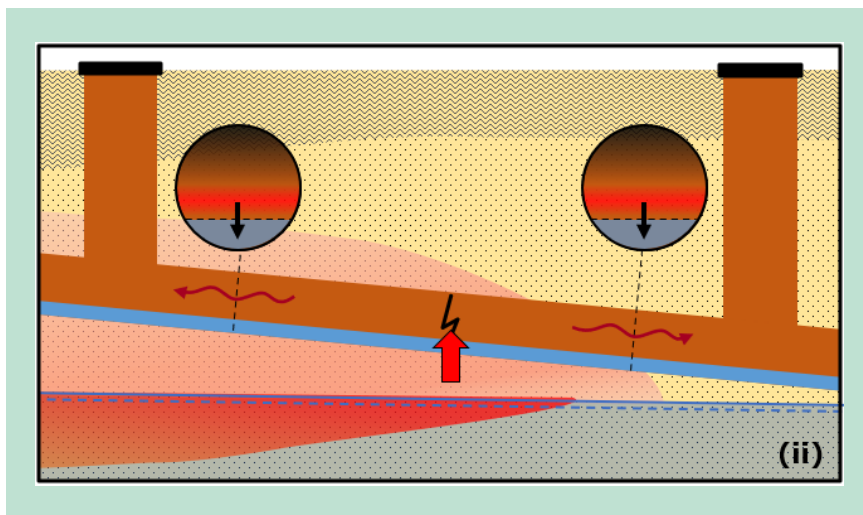
- Afsnit 5.1: Kloak over grundvandsspejl i et faneområde
- Afsnit 5.2: Kloak over grundvandsspejl i et hotspot-område

Indtrængningen sker på væskeform

- Afsnit 5.3: Kloak under grundvandsspejl i et faneområde
- Afsnit 5.4: Kloak under grundvandsspejl i et hotspot-område

5.1 Kloak over grundvandsspejl i et faneområde

Oplysninger om kloaksystemet samt viden om eller pejlinger af de lokale grundvandsmagasiner peger på, at bundkoten af rørsystemerne i indtrængningsområdet ligger over koterne for grundvand i det lokale, forurenede magasin. Samtidig indikerer viden om beliggenhed af hotspot og grundvandsfane samt evt. viden om indtrængningspunkter at indtrængning af forureningsstoffer til kloakken sker fra et faneområde. Dette betyder, at indtrængningen sker på gasform (jf. figur 5.2), og at påvirkningen vil være relativ ens over tid, specielt hvis kloakken ikke ligger helt terrænnært.



FIGUR 5.68. Konceptuel model for indtrængning på gasform fra grundvandssfæne.

Massefrigivelsen fra grundvandssfænen til den overliggende gasfase vil i det fleste tilfælde være diffusionsbegrænset, hvilket, alt andet lige, begrænser masseflowet til kloaksystemet. Dette indtrængningsmønster betyder, at indholdene i kloakkens gasfase forventes at ligge i den lave ende, og at der ikke forventes indhold af betydning i kloakkens vandfase.

5.1.1 Hvad og hvor undersøges

For dette scenarium bør kloakundersøgelserne koncentreres omkring gasfasemålinger. Hvis der, mod forventning, måles betydeligt indhold i kloakkens gasfase (f.eks. >100 gange af-dampningskriteriet i indtrængningsområdet) bør der udføres undersøgelser med henblik på at fastlægge om disse indhold flytter sig i systemet og potentielt kan udgøre en risiko for tilsluttede ejendomme med følsom anvendelse. Som udgangspunkt bør der udtages prøver i kloakkens gasfase:

- i brønde, der er beliggende både "opstrøms" og "nedstrøms" for kendte indtrængningspunktet (f.eks. i en radius på 50-100 meter).
- i brønde, der er beliggende "opstrøms" i sidegrene til dele af hovedkloakken med betydelige gasfasekoncentrationer.

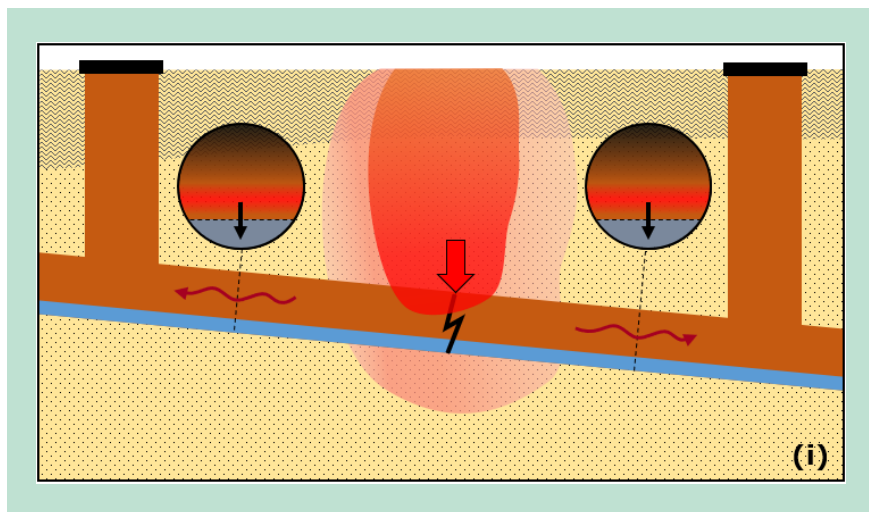
Baseret på resultaterne i afsnit 4.7.2.2 kan det være relevant at inkludere perioder, hvor temperaturerne på overfladen er koldere end i kloakken i undersøgelsesprogrammet.

Gasfasemålingerne bør foretages med passiv opsamling på egnede rør (f.eks. ORSA-rør, ATD-rør eller Beacon-samlere, se afsnit 3.2) over en egnet periode forskellige steder i kloaksystemet og gentages mindst 3 gange, fordelt over forskellige årstider og vejrperioder. Op-hængningsperioden kan være 7-18 dage, under hensyntagen til rørtype, detektionsgrænser for fokusstoffer og risiko for "drukning" af rør, se afsnit 3.2. På baggrund af resultaterne vil man få et bud på, om der sker væsentlig transport af forurening over større afstand. Det vil derfra skulle vurderes om en eventuel transport sker i væsentlig omfang og over længerevarende perioder, så det potentielt kan give anledning til påvirkning af ejendomme, som er tilsluttet længere nedstrøms kloaksystemet.

5.2 Kloak over grundvandsspejl i hotspot-område

Oplysninger om kloaksystemet samt viden eller pejlinger af de lokale grundvandsmagasiner peger på, at bundkoten af rørsystemerne i indtrængningsområdet ligger over koterne for grundvand i det lokale magasin. Samtidig indikerer viden i sagen, at beliggenheden af hotspot/jordforureningen ligger omkring eller i umiddelbar nærhed af indtrængningspunkter til kloaksystemet (kloakken gennemskærer jordforureningen).

Dette betyder, at indtrængningen sker på gasform (jf. figur 5.3), og at indtrængningen kan være dynamisk over tid, afhængigt af differensstrykforholdene imellem kloakken og den omkringliggende jord.



FIGUR 5.69. Konceptuel model for indtrængning på gasform fra hotspot.

Massefrigivelsen fra den forurenede jord omkring eller i umiddelbar nærhed af indtrængningspunktet betyder, at forureningsfrigivelsen kan være væsentligt mindre diffusionsbegrænset end scenariet i afsnit 5.1. Dermed forventes et relativt større masseflow til kloaksystemet. Dette indtrængningsmønster betyder også, at indholdene i kloakkens gasfase kan ligge i den høje ende. Der forventes ikke indhold af betydning i kloakkens vandfase.

5.2.1 Hvad og hvor undersøges

For dette scenarium bør kloakundersøgelserne koncentreres omkring gasfasemålinger. Hvis der måles betydende indhold i kloakkens gasfase (f.eks. >50-100 gange afdampningskriteriet i indtrængningsområdet) bør der udføres undersøgelser med henblik på at fastlægge om disse indhold flytter sig i systemet og potentielt kan udgøre en risiko for tilsluttede ejendomme med følsom anvendelse. Som udgangspunkt bør der udtages prøver i gasfasen:

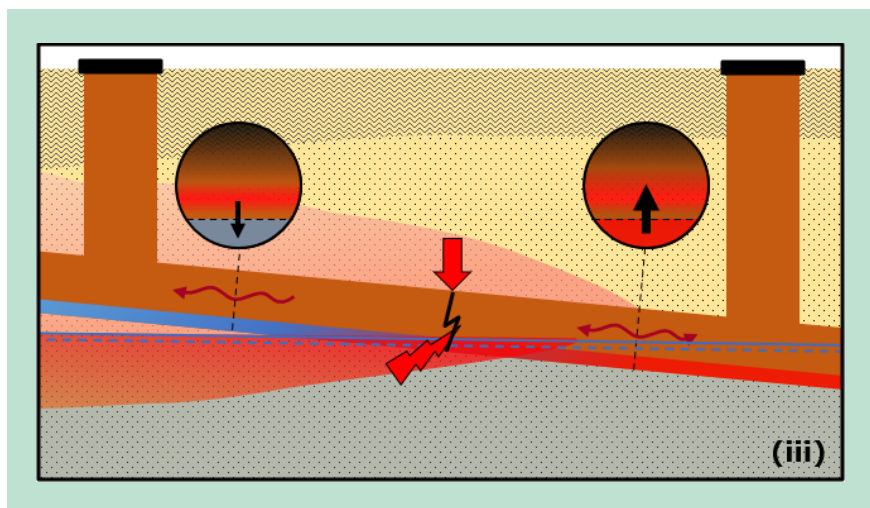
- i brønde, der er beliggende både "opstrøms" og "nedstrøms" for kendte indtrængningspunktet (f.eks. i en radius på 50-100 meter).
- i brønde, der er beliggende "opstrøms" i sidegrene til dele af hovedkloakken med betydende gasfasekoncentrationer.

Baseret på resultaterne i afsnit 4.7.2.2 kan det være relevant at inkludere perioder, hvor temperaturerne på overfladen er koldere end i kloakken i undersøgelsesprogrammet.

Gasfasemålingerne bør foretages med passiv opsamling på egnede rør (f.eks. ORSA-rør, ATD-rør eller Beacon-samlere, se afsnit 3.2) over en egnet periode forskellige steder i kloaksystemet og gentages mindst 3 gange, fordelt over forskellige årstider og vejrperioder. Op-hængningsperioden kan være 7-18 dage, under hensyntagen til rørtype, detektionsgrænser for fokusstoffer og risiko for "drukning" af rør, se afsnit 3.2. På baggrund af resultaterne vil man få et bud på, om der sker væsentlig transport af forurening over større afstand. Det vil derfra skulle vurderes om en eventuel transport sker i væsentlig omfang og over længerevarende perioder, så det potentielt kan give anledning til påvirkning af de ejendomme, som er tilsluttet kloaksystemet.

5.3 Kloak under grundvandsspejl i et faneområde

Oplysninger om kloaksystemet samt pejlinger af det lokale, forurenede grundvandsmagasin peger på, at bundkoten af rørsystemerne i indtrængningsområdet ligger under grundvandsspejlet. Samtidig indikerer viden om indtrængningspunkter, at indtrængningen af forureningsstoffer til kloakken sker fra et faneområde. Dette betyder, at indtrængningen sker på væskeform (jf. figur 5.4), og at påvirkningen vil være relativt ens over tid, specielt hvis kloakken ikke ligger helt terrænnært.



FIGUR 5.70. Konceptuel model for indtrængning på væskeform fra grundvandsfane.

At indtrængning af forurening sker på væskeform betyder, at der vil kunne måles betydende indhold af forurening i kloaksystemets væskefase nedstrøms indtrængningspunktet. Samtidig vil der ske afdampning fra væskefasen til luftfasen i kloakken og indholdet vil kunne bevæge sig både "nedstrøms" og "opstrøms" i kloakkens gasfase. Indholdene i kloakkens gasfase vil kunne være højere end ved indtrængning på gasform (jf. afsnit 5.1 og 5.2), specielt hvis indtrængningspunktet er beliggende i en del af forureningsfanen med høje koncentrationer. Nedstrøms indtrængningspunktet vil der ske afdampning fra væske- til gasfasen indtil væskefasen er fortyndet til mindre betydende indhold eller der indfinder sig en ligevægt.

5.3.1 Hvad og hvor undersøges

For dette scenarium bør kloakundersøgelserne indeholde både vand- og gasfasemålinger. Hvis der måles betydende indhold i kloakkens gasfase (f.eks. >50-100 gange afdampningskriteriet) bør der udføres undersøgelser med henblik på at fastlægge om disse indhold flytter sig i systemet og potentielt kan udgøre en risiko for tilsluttede ejendomme med følsom anvendelse. Som udgangspunkt bør der udtages prøver i vand- og gasfasen:

- i vandfasen af brønde beliggende ved og nedstrøms indtrængningspunkter (f.eks. op til 100 meter nedstrøms indtrængningspunktet) eller til vandfasekoncentrationen ikke giver anledning til kritiske gasfasekoncentrationer. Resultaterne i figur 5.1 kan evt. benyttes til en vurdering af dette.
- i gasfasen af brønde, der er beliggende både "opstrøms" og "nedstrøms" for kendte indtrængningspunkter (f.eks. i en radius på 50-100 meter) og i dele af kloakken, der har betydende vandfasekoncentrationer.
- i gasfasen af brønde, der er beliggende "opstrøms" i sidegrene til dele af hovedkloakken med betydende gasfasekoncentrationer.

Undersøgelsesstrategien kan være faseopdelt, med en indledende screening i vandfasen, efterfulgt af gasfasemålinger i relevante dele af kloaksystemet, eller baseres på samtidige målinger i vand- og gasfasen. Der er fordele og ulemper ved begge strategier, hvor økonomiske

hensyn kan favorisere en faseopdelt strategi, mens en god systemforståelse kan favorisere en strategi baseret på samtidige målinger.

Baseret på resultaterne i afsnit 4.7.2.2 kan det være relevant at inkludere gasfasemålinger i perioder, hvor temperaturerne på overfladen er koldere end i kloakken i undersøgelsesprogrammet.

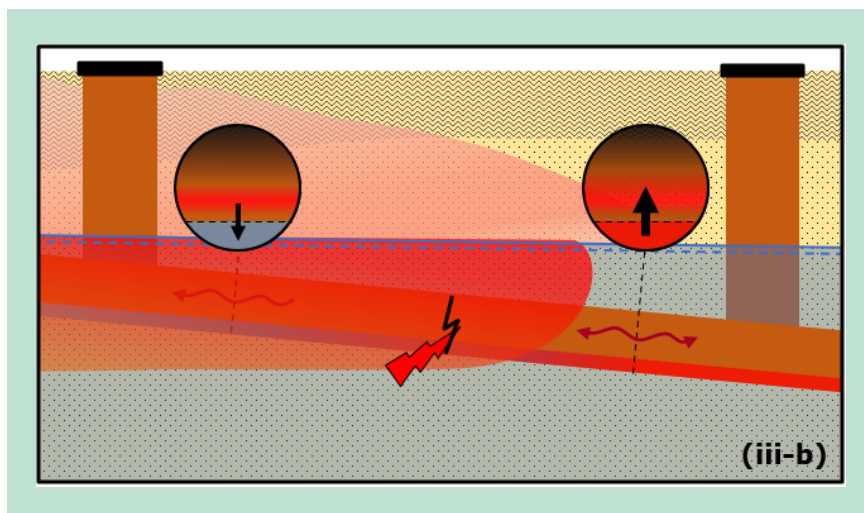
Gasfasemålingerne bør foretages med passiv opsamling på egnede rør (f.eks. ORSA-rør, ATD-rør eller Beacon-samlere) over en egnet periode forskellige steder i kloaksystemet og gentages mindst 3 gange, fordelt over forskellige årstider og vejrperioder. Ophængningsperioden kan være 7-18 dage, under hensyntagen til rørtype, detektionsgrænser for fokusstoffer og risiko for "drukning" af rør, se afsnit 3.2.

Når der måles vandfasekoncentrationer i kloakbrøndene, kan systemforståelsen ift. eventuelle korttidsvariationer udbygges, hvis der suppleres med aktivt opsamlede gasfaseprøver på kulrør. Dertil kan det overvejes at udtage korttidsprøver i gasfasen både ved ophængning og nedtagning af de passive samplere.

På baggrund af resultaterne vil man få et bud på, om der sker væsentlig transport af forurening over større afstand. Det vil derfra skulle vurderes om en eventuel transport sker i væsentligt omfang og over længerevarende perioder, så det potentielt kan give anledning til påvirkning af de ejendomme, som er tilsluttet kloaksystemet. Hvis strategien inkluderer anvendelse af både aktiv og passiv gasfaseopsamling, samt flere målerunder på kulrør ifm. ophængning og nedtagning af de passive samplere, kan det vurderes hvor dynamisk forureningsbelastningen af og -transporten i kloaksystemet.

5.4 Kloak under grundvandsspejl i hotspot-område

Oplysninger om kloaksystemet samt pejlinger af det lokale, forurenede grundvandsmagasin peger på, at bundkoten af rørsystemerne i indtrængningsområdet ligger under grundvandsspejlet. Samtidig indikerer viden om indtrængningspunkter, at indtrængningen af forureningsstoffer til kloakken sker i eller nær forureningens hotspot. Dette betyder, at indtrængningen sker på væskeform (jf. figur 5.5), og at påvirkningen vil være kraftig og kan være varierende over tid, specielt hvis kloakken ligger terrænnært og evt. kan være udsat for periodevis indtrængning.



FIGUR 5.71. Konceptuel model for indtrængning på væskeform i eller nær hotspot.

At indtrængning af forurening sker på væskeform betyder, at der vil kunne måles betydende indhold af forurening i kloaksystemets væskefase nedstrøms indtrængningspunktet. Samtidig vil der ske afdampning fra væskefasen til luftfasen i kloakken og indholdet vil kunne bevæge sig både "nedstrøms" og "opstrøms" i kloakkens gasfase. Indholdene i kloakkens gasfase vil

være højere end ved indtrængning på gasform (jf. afsnit 5.1 og 5.2), fordi indtrængningspunktet er beliggende nær hotspot, hvor der er høje koncentrationer i grundvandet. For situationer med en varierende forureningssituation i hotspot, f.eks. rumligt varierende forureningskoncentrationer og/eller dynamiske ændringer i grundvandskoten, kan tilstrømningen variere kraftigt over tid. Nedstrøms indtrængningspunktet vil der ske afdampning fra væske- til gasfasen indtil væskefasen er fortyndet til mindre betydende indhold eller der indfinder sig en ligevægt.

5.4.1 Hvad og hvor undersøges

For dette scenarium bør kloakundersøgelserne indeholde både vand- og gasfasemålinger. Hvis der måles betydende indhold i kloakkens gasfase (f.eks. >50-100 gange afdampningskriteriet) bør der udføres undersøgelser med henblik på at fastlægge om disse indhold flytter sig i systemet og potentielt kan udgøre en risiko for tilsluttede ejendomme med følsom anvendelse. Som udgangspunkt bør der udtages prøver i vand- og gasfase:

- i filtersatte boringer i kildeområdet og nær indtrængningspunktet.
- i vandfasen af brønde beliggende ved og nedstrøms indtrængningspunkter (f.eks. op til 100 meter nedstrøms indtrængningspunktet). Eller til vandfasekoncentrationen ikke længere giver anledning til kritiske gasfasekoncentrationer. Resultaterne i figur 5.1 kan evt. benyttes til vurdering af dette.
- i gasfasen af brønde, der er beliggende både "opstrøms" og "nedstrøms" for kendte indtrængningspunkter (f.eks. i en radius på 50-100 meter)
- og dele af kloakken, der har betydende vandfasekoncentrationer.
- i gasfasen af brønde, der er beliggende "opstrøms" i sidegrene til dele af hovedkloakken med betydende gasfasekoncentrationer

Undersøgelsesstrategien kan være faseopdelt, med en indledende screening i vandfasen, efterfulgt af gasfasemålinger i relevante dele af kloaksystemet, eller baseres på samtidige målinger i vand- og gasfasen. Der er fordele og ulemper ved begge strategier, hvor økonomiske hensyn kan favorisere en faseopdelt strategi, mens en god systemforståelse kan favorisere en strategi baseret på samtidige målinger.

Til at belyse dynamikken i masseflowet til kloaksystemet i anbefales det, at grundvandsstanden i hotspotområdet/ved indtrængningspunktet logges.

Baseret på resultaterne i afsnit 4.7.2.2 kan det være relevant at inkludere gasfasemålinger i perioder, hvor temperaturerne på overfladen er koldere end i kloakken i undersøgelsesprogrammet.

Gasfasemålingerne bør foretages med passiv opsamling på egnede rør (f.eks. ORSA-rør, ATD-rør eller Beacon-samlere) over en egnet periode forskellige steder i kloaksystemet og gentages mindst 3 gange, fordelt over forskellige årstider og vejrperioder. Ophængningsperioden kan være 7-18 dage, under hensyntagen til rørtype, detektionsgrænser for fokusstoffer og risiko for "drukning" af rør, se afsnit 3.2.

Når der måles vandfasekoncentrationer i kloakbrøndene, kan systemforståelsen ift. eventuelle korttidsvariationer udbygges, hvis der suppleres med aktivt opsamlede gasfaseprøver på kulrør. Dertil kan det overvejes at udtage korttidsprøver i gasfasen både ved ophængning og nedtagning af de passive samplere.

På baggrund af resultaterne vil man få et bud på, om der sker væsentlig transport af forurening over større afstand. Det vil derfra skulle vurderes om en eventuel transport sker i væsentligt omfang og over længerevarende perioder, så det potentielt kan give anledning til påvirkning af de ejendomme, som er tilsluttet kloaksystemet. Hvis strategien inkluderer anvendelse af både aktiv og passiv gasfaseopsamling, samt flere målerunder på kulrør i forbindelse med ophængning og nedtagning af de passive samplere, kan det vurderes hvor dynamisk forureningsbelastningen af og -transporten i kloaksystemet.

5.5 Specielle undersøgelsesmæssige forhold

5.5.1 Vinylchlorid

Der er over de seneste år ved flere undersøgelser konstateret større indhold af vinylchlorid i målinger bag vandlåse end der vil forventes ud fra stofsammensætningen fra målinger i jord (poreluft/vand). Der er også i nærværende projekt ved lokaliteten i Herning målt forhøjede indhold med TCE i kloakken hvor det i målingerne fra jord er PCE som dominerer. Disse observationer peger på, at der i kloakker kan være forhold som er favorable for nedbrydning af f.eks. klorerede opløsningsmidler. Der foreligger også en undersøgelse, hvor det er konkluderet, at forhøjede indhold af vinylchlorid i kloakker måske kan være relateret til afsmitning fra PVC-rør /36/.

Observationerne af forhøjede indhold af vinylchlorid i kloakker ved forureninger med klorerede opløsningsmidler gør, at der skal være et skærpet fokus på udtagning af prøver til analyse for vinylchlorid i kloakker. I den forbindelse bemærkes det, at aktiv prøvetagning på kulrør (korttidsmålinger) typisk er forbundet med en detektionsgrænse på $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (svarende til 10 gange afdampningskriteriet), og at ORSA-rør ikke er egnede som opsamlingsmedie ift. vinylchlorid. I stedet bør der benyttes såkaldte Beacon-samlere eller opsamling på canisters, hvis der ønskes langtidsmålinger med detektionsgrænser omkring afdampningskriteriet.

5.5.2 Dynamiske systemer

Ved undersøgelse af dynamiske systemer (f.eks. jf. afsnit 5.2 og 5.4) kan korttidsmålinger i gas- og vandfase) samt forskellige former for logning være med til at bidrage til en robust konceptuel forståelse af forureningsbelastningen og -transporten i systemerne, og i sidste ende til en robust risikovurdering.

Det kan være specielt relevant at logge parametre relateret til masseflowet til systemet (f.eks. grundvandsspejl nær indtrængningspunktet) samt betydende parametre for gasfasetransport væk fra indtrængningspunktet til andre dele af kloaksystemet.

Der foreligger flere eksempler på logning af forskellige forklarende parametre i rapporten (se afsnit 3.9 for eksempler på parametre). Ved anvendelse af loggerudstyr bør der tages hensyn til at kloaksystemer er notorisk våde og beskidte, samt at der kan være tale om meget dynamiske vandføringer i fælleskloakker og regnvandskloakker i forbindelse med regnhændelser.

6. Referencer

- /1/ M.H. Hansen, C. Riis, H. Husum, A.G. Christensen og M. Therkelsen. Afløbsinstallationer som indtrængningsvej for flygtige stoffer. ATV Vintermøde Bind II, s. 39-50, marts 2010.
- /2/ C. Riis, M.H. Hansen, H.H. Nielsen, A.G. Christensen, and M. Terkelsen, 2010. Vapor Intrusion through Sewer Systems: Migration Pathways of Chlorinated Solvents from Groundwater to Indoor Air, G-021, in Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds—2010. Seventh International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (Monterey, CA; May 2010). ISBN 978-0-9819730-2-9.
- /3/ K.B. Nielsen and B. Hvidberg, 2017. Remediation techniques for mitigating vapor intrusion from sewer systems to indoor air. Remediation. 2017;27:67-73. <https://doi.org/10.1002/rem.21520>.
- /4/ O. Mikkelsen, J. Petersen, L. Nissen, T.V. Bote og B.N. Hoffmark. Sporgasundersøgelser – Kontrol af membrantæthed og påvisning af aktive transportveje gennem kloakker. Præsentation på ATV Vintermøde, marts 2012.
- /5/ A.G. Christensen. Case 2 – Eksempler på undersøgelse af forskellige indtrængnings- og spredningsveje ved anvendelse af sporgasteknikker. Præsentation på Kursus i videregående indeklimaundersøgelser, Videncenter for Jordforurening, november 2012.
- /6/ K.B. Nielsen. Vinylchlorid i indeklima. Præsentation på ATV Vintermøde, marts 2014.
- /7/ K.B. Nielsen og B. Hvidberg. Sewer systems as a major intrusion pathway for VOCs to indoor air. Presentation på AquaConSoil, København, juni 2015.
- /8/ P. Loll. Anvendelser af passiv sporgasteknik (PFT) på indeklimasager. Præsentation på EnviNa årsmøde, oktober 2015.
- /9/ Målinger i afløbs- og kloaksystemet ved indeklimaundersøgelser på forurenede grunde. Miljøprojekt nr. 1954, 2017.
- /10/ P. Loll, P. Larsen, C. Larsen, H. Nielsen, K. Raun, K. Thygesen og K. Mortensen. Faldstammer som dynamisk spredningsvej – Intelligent prøvetagning (Obduktionsprojektet i Region Syddanmark). Præsentation på ATV Vintermøde, marts 2018.
- /11/ M. Langeland. Afprøvning af 3 metoder til passiv måling af bidrag fra kloakker. Præsentation på ATV Vintermøde, marts 2018.
- /12/ Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. Retningslinjer for udtagning af luftprøver ved forureningsundersøgelser. Teknik og Administration nr. 1, 2020.
- /13/ Wavin-online beregning af vandføring ved udstrømning gennem hul: <http://online.wavin.dk/beregningsprogrammer/Reguleringsbrond.html>
- /14/ JAGG 2.1 (http://mst.dk/media/94179/jagg-2_1.xlsm).
- /15/ Afløbsteknik. Teknisk Hygiejne. 3. udgave, 1984. Polyteknisk forlag. ISBN 87-502-0618-4.
- /16/ Praktisk forekommende ruheder i afløbssystemer. PH-Consult. December 2001.
- /17/ Region Hovedstaden. Indeluftsikring i nybyggeri. Vejledning i forbindelse med sagsbehandling af §8-sager. Version 2.3, marts 2021.
- /18/ The Engineering Toolbox. https://www.engineeringtoolbox.com/colebrook-equation-d_1031.html (tilgået 16-10-2023).
- /19/ Sewer Ventilation: Factors affecting Airflow and Modelling Approaches. S. Lowe. CHI Journal of Water Management Modeling 2016; C395.

- /20/ Vurdering af indeklimarisiko ved fremtidig følsom arealanvendelse på baggrund af grundvandskoncentrationer. Miljøprojekt nr. 2094, 2019.
- /21/ Density of air. https://en.wikipedia.org/wiki/Density_of_air
- /22/ Sewers and Utility Tunnels as Preferential Pathways for Volatile Organic Compound Migration Into Buildings: Risk Factors And Investigation Protocol. ESTCP Project ER-201505. November 2018.
- /23/ ORSA-rør kan godt bruges til passiv opsamling af chlorerede opløsningsmidler i kloakbrønde. P. Loll, L.B. Østergaard, K. Rüegg og S.R. Pedersen. Miljø og Ressourcer, s. 10-15, nr. 1, 2021.
- /24/ <https://www.dmi.dk/malinger-seneste-24-timer/>
- /25/ <https://www.wunderground.com/wundermap>
- /26/ Måling af differenstryk ved indeklimateundersøgelser. Miljøprojekt nr. 1896, 2016.
- /27/ Luftsiftets betydning for indeluftkoncentrationen i forureningspåvirkede boliger. DMR for Region Midtjylland, Region Hovedstaden og Region Sjælland. August 2020.
- /28/ Feltafprøvning af sporgasmetode til brug for måling af transport af forureninger mellem renserier og tilstødende lejligheder. Miljøprojekt nr. 816, 2003.
- /29/ D. Laussmann og D. Helm (2011). Air Change Measurements Using Tracer Gases: Methods and Results. Significance of air change for indoor air quality, Chemistry, Emission Control, Radioactive Pollution and Indoor Air Quality Nicolas Mazzeo, IntechOpen, DOI: 10.5772/18600. Available from: <https://www.intechopen.com/books/chemistry-emission-control-radioactive-pollution-and-indoor-air-quality/air-change-measurements-using-tracer-gases-methods-and-results-significance-of-air-change-for-indoor>
- /30/ Collection System Ventilation Research Report. The Water Environment Research Foundation (WERF). CH2M Hill. Jay Witherspoon et al., 2009.
- /31/ Ventilationsforsøg i spildevandsledning – kontinuer registrering af tryk og temperatur som støtte ved vurdering. N. Larsson, A.G. Christensen, G. Lilbæk, U. Winnberg og K. Forsberg. Oplæg på ATV Vintermøde 8. marts 2022.
- /32/ P. Loll, P. Larsen, N. Muchitsch, N.C. Bergsøe, M. Wahid og H. Østergaard. Nye anvendelser af passiv sporgasteknik (PFT) på indeklimasager. Præsentation på ATV Vintermøde 2015.
- /33/ Dräger-Tubes & CMS-Handbook. Soil, Water, and Air Investigations as well as Technical Gas Analysis. 16th edition. ISBN 3-926762-06-3. Dräger, 2011.
- /34/ Teknisk redegørelse vedrørende passiv opsamling af TVOC på ATD-rør og ORSA-rør. Miljøprojekt 2060, 2018.
- /35/ K. Rüegg og B. Hvidberg. Indoor air problems caused by chlorinated solvents spreading through public sewer systems. Præsentation på AquaConSoil, Lyon, 2017.
- /36/ Vinylchlorid i kloakker – udviklingsprojekt. Kan kloakrør afgive vinylchlorid. Undersøgelser på uforurenede grunde. Niras for Region Midtjylland og Region Syddanmark. 4. november 2022.
- /37/ Metoder til måling for vinylchlorid og andre chlorerede opløsningsmidler i kloaksystemer. Testhus, Rybjergvej 3, 7870 Roslev. Region Midtjylland. 4. juli 2023.
- /38/ Differenstryklogning ifm. indeluftundersøgelser. Region Midtjyllands testhus i Roslev. Udarbejdet af DMR A/S. Juni 2023 (version 2).

Bilag 1. Feltlokaliteter

Undersøgelserne i projektet er hovedsageligt gennemført på fem feltlokaliteter; hhv. fire i Region Midtjylland og én i Region Sjælland. Herunder gives en summarisk præsentation af lokaliteterne og de gennemførte undersøgelser.

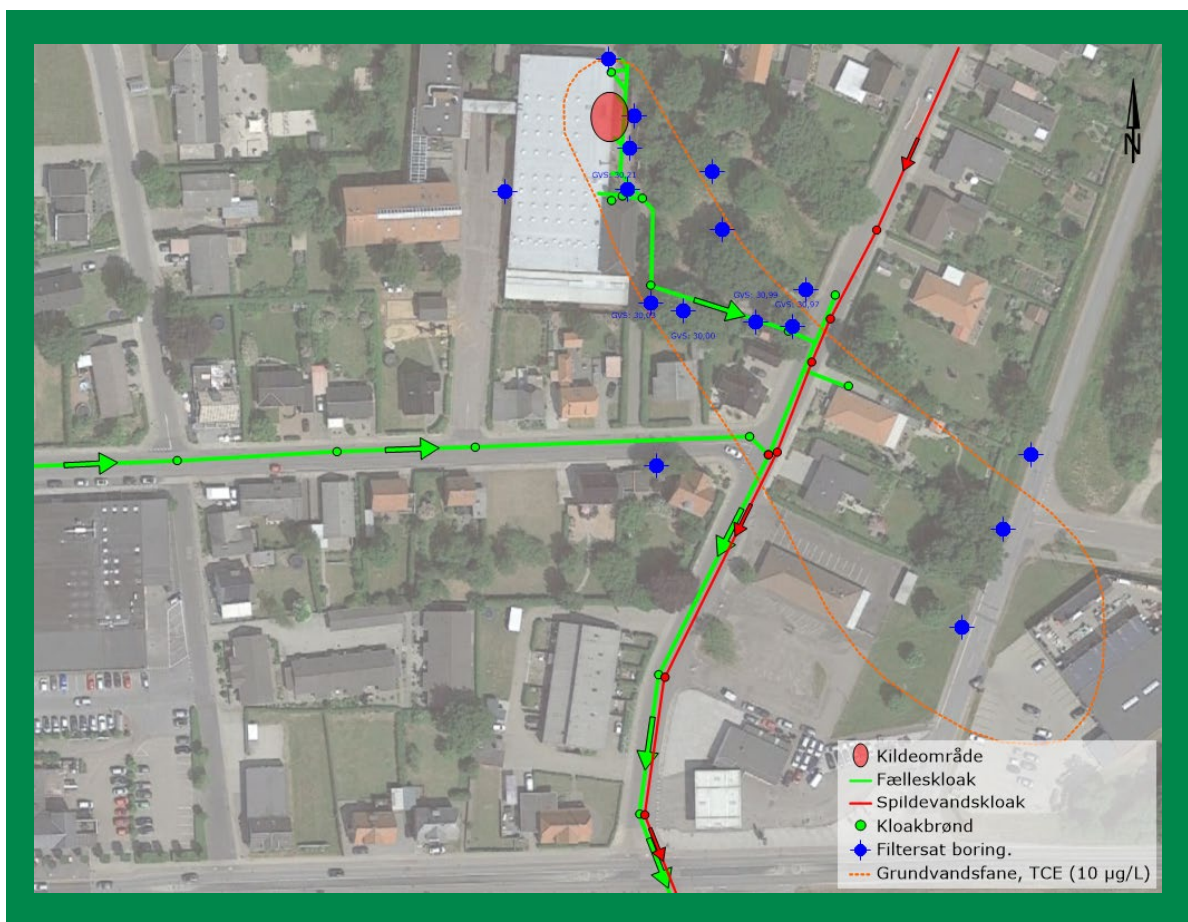


FIGUR 1. Beliggenhed af feltlokaliteter inddraget i projektet.

Bilag 1.1 Videbæk (Region Midtjylland)

På situationsplanen i nedenstående figur ses kildegrunden mod nord, hvorfra der breder sig en grundvandsfane mod sydøst. En fælles regnvands- og spildevandsledning leder vand fra kildegrunden til en offentlig fælleskloak. Sideløbende med fælleskloakken løber der et nyere spildevandssystem i vejen udenfor kildegrunden (kildegrundens kloaksystem er ikke påkoblet dette).

Ejendommen er den første, som er tilsluttet på denne kloakstreng, og der findes således ikke et "opstrøms" kloaksystem ved lokaliteten. Der er målt indhold af trichlorethylen (TCE) i både vand- og luftfasen forskellige steder i kloaknettet. Indholdene har givet anledning til indeklima-problemer i boliger beliggende både nedstrøms og periodisk opstrøms på en sidegren til den offentlig kloak.



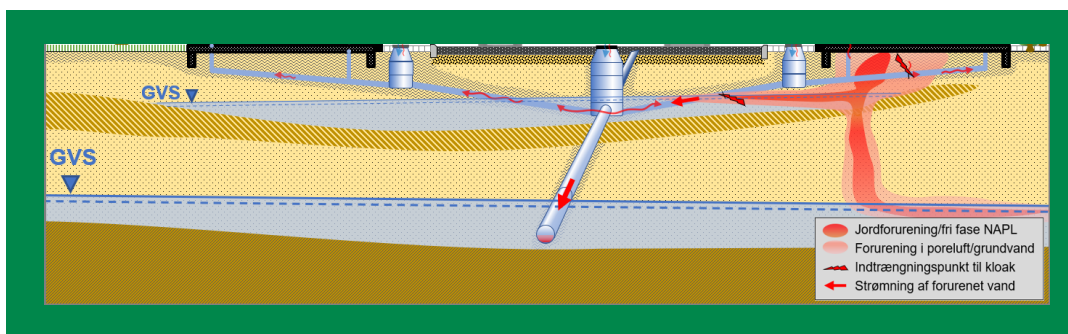
FIGUR 2. Situationsplan, med fælleskloak, brønde, boringer og forureningsfane for lokaliteten i Videbæk

Beskrivelse af lokaliteten

Kildegunden er en tidl. højtalerfabrik med drift fra 1945 med forurening med trichlorethylen (TCE) fra et trikar. Forureningen er karakteriseret ved et hotspot på ca. 50 m², og en estimeret masse på ca. 300 kg TCE. Derfra strækker sig en forureningsfane i et sekundært magasin i sydøstlig retning mod en nærliggende bæk. Grundvandet ligger terrænnært fra ca. 0,5 m u.t., og bundkoten for kloakkerne i kildeområdet ligger generelt under grundvandsspejlet.

Der ligger kloakker og brønde indenfor hotspot-arealet og påkoblingen til den offentlige kloak ligger i faneområdet. Der er målt indhold af TCE i luft- og vandfasen i både den lokale og den offentlige kloak. Der er målt indhold med TCE nedstrøms i den offentlige kloak og i luftfasen også i en tilstødende offentlig kloak (vestlig sidegren).

Figuren herunder viser den konceptuelle forståelse af forureningssituationen på lokaliteten.



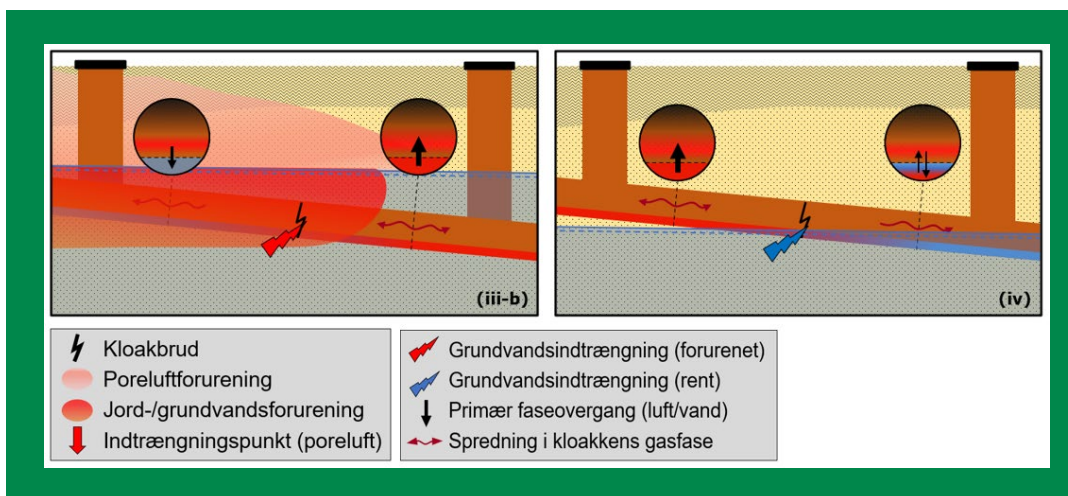
FIGUR 3. Konceptuel forståelse af forureningssituationen (kildegrunden til højre).

Konceptuel model for lokaliteten

I kildeområdet trænger der forurennet grundvand med høje indhold af TCE ind i kloakken. Nedstrøms kildeområdet på grunden ligger bundkoten for kloakken under vandspejlet for det terrænnære grundvand, hvor der derfor indtrænger forurennet vand fra grundvandsfanen til stikledningen inde på kildegrunden.

Det forurenede vand fra lokaliteten føres til den offentlige fælleskloak, hvorfra det løber nedstrøms ejendommen, hvor der sker en fortynding via tilførsel af uforurennet vand. Da der er tale om en fælleskloak sker der periodevist tilløb af regnvand fra befæstede arealer.

På kloakstrækninger med forureningsindhold i vandfasen sker der en afdampning fra vandfasen til luftfasen over hele den strækning. Afdampningen fører til forureningsindhold i luftfasen, som alt efter trykforhold i kloakken kan sprede sig både op- og nedstrøms fra indtrængningspunktet, jf. figur 4.



FIGUR 4. Konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af forurening på lokaliteten.

Oversigt over udførte undersøgelser

Indenfor perioden december 2018 til september 2021 er der gennemført følgende undersøgelser på og nedstrøms/omkring lokaliteten:

- Manuel pejling af 3-5 borer på kildegrunden (flere runder).
- Vandspejlslogning i tre borer på kildegrunden (Diver og Watson-C).
- 25 vandprøver fra 5 filtersatte borer på kildegrunden.
- 4 luftprøver (kulrør, 10 L) fra 4 filtersatte borer på kildegrunden.
- 32 vandprøver fra 6 kloakbrønde på kildegrunden.
- 31 vandprøver fra 9 brønde på fælleskloak nedstrøms/omkring kildegrunden.
- 41 luftprøver (ORSA-rør) fra 9 brønde på fælleskloak nedstrøms/omkring kildegrunden.

- 14 vandprøver fra 7 brønde på spildevandskloak nedstrøms kildegrunden.
- 6 luftprøver (ORSA-rør) fra 6 brønde på spildevandskloak nedstrøms kildegrunden.
- 5 ATD-rør fra fællesbrønde på kildegrunden.
- Logning af temperatur og relativ luftfugtighed i 5 brønde på kildegrunden.
- 2 stk. specialbyggede måleenheder til logning af følgende parametre i 2 fællesbrønde på kildegrunden:
 - Barometertryk
 - Temperatur
 - Luftfugtighed
 - PID (i ppb måleområde)
 - Lufthastighed og -retning
 - Vandstand i brønd.
- Differenstrykklogning på to kloakstrenge på kildegrunden
- Opsætning af lokal vejrstation på kildegrunden.
- PFT-studium og differenstrykklogning imellem to brønde på sidegren, nedstrøms kildegrunden til undersøgelse af gastransport imod vandets strømningsretning.

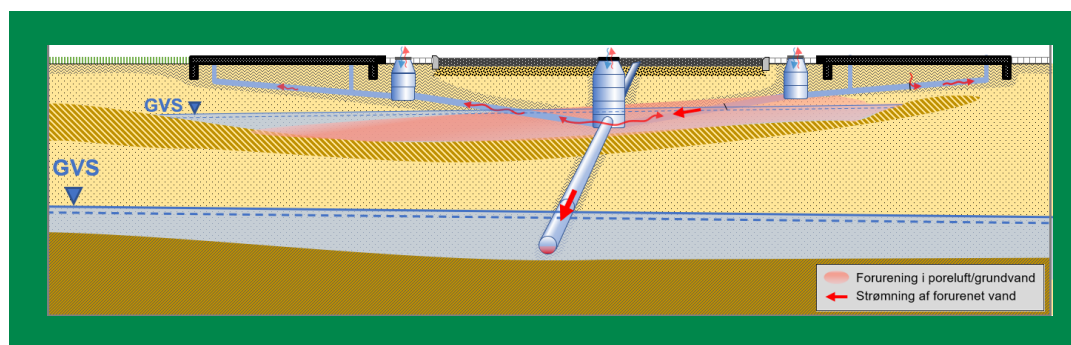
Bilag 1.2 Herning (Region Midtjylland)

På situationsplanen i nedenstående figur ses en offentlig fælleskloakledning med nord-syd gående orientering. Der er målt indhold af trichlorethylen (TCE) og tetrachlorethylen (PCE) i luftfasen i kloakken med de højeste indhold i området, hvor der ved kloakinspektion er konstateret indsvivning (se figur 4.5). Kilden til forureningen i kloakken er søgt lokaliseret, men det har ikke været muligt at lokalisere denne med sikkerhed. Indholdene i den offentlige kloak har ført til indeklimaproblemer i en bolig nedstrøms (syd) for strækningen med indsvivning.

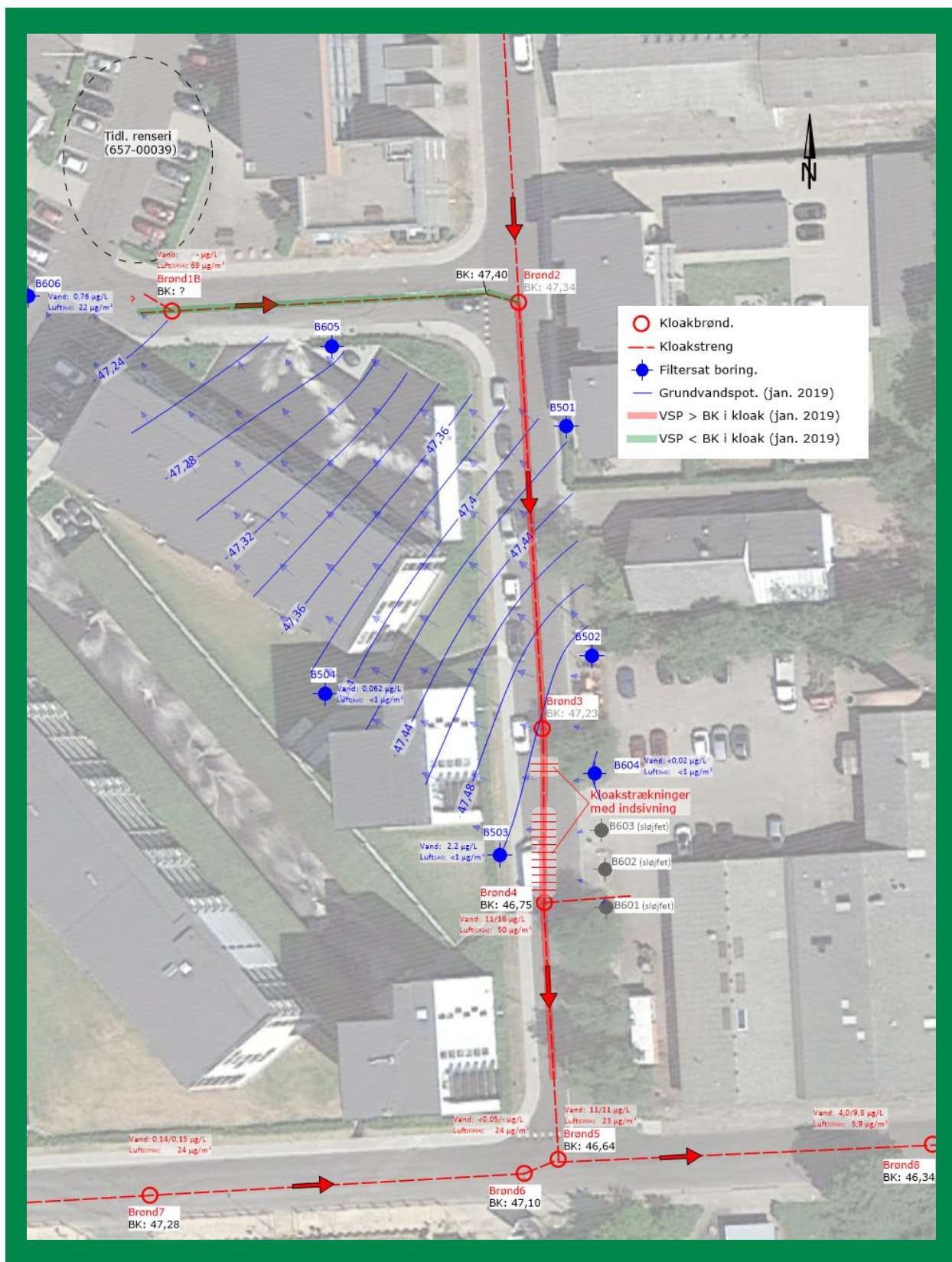
Beskrivelse af lokaliteten

I den offentlige kloak er der målt luftindhold med TCE og PCE i koncentrationer på op til hhv. 220 og 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, som nedstrøms har ført til indeklimaproblemer i en bolig. Der er flere potentielle kilder i området (tidl. industriområde under udbygning), med en dertilhørende generel, diffus forurening i grundvandet (max indhold af TCE og PCE på hhv. 2,2 og 11 $\mu\text{g}/\text{L}$). I en tidlig fase af undersøgelsen har der været installeret 5 Sorbicell-systemer til passiv opsamling af grundvand over 14 dage. Disse viste indhold af 1,2-DCE på op til 0,84 $\mu\text{g}/\text{L}$ og TCE-indhold på op til 1,7 $\mu\text{g}/\text{L}$.

En TV-inspektion har vist forskellige utætheder på den strækning, hvor de højeste indhold er konstateret i kloakken. Poreluftundersøgelser i området viser indhold, som er domineret af PCE, ligesom det er tilfældet for det terrænnære grundvand. Dette står i kontrast til indholdene i kloakkerne, som (både i vand- og gasfasen) er let domineret af TCE. Undersøgelserne har ikke kunnet fastslå en decideret kilde til forureningsforekomsten i kloakken, og der kan muligvis være tale om en kombination af indtrængning af forurennet grundvand og indtrængning på gasform, som tilmed kan være rumligt adskilt.



FIGUR 5. Konceptuel forståelse af forureningssituationen, ukendt kilde



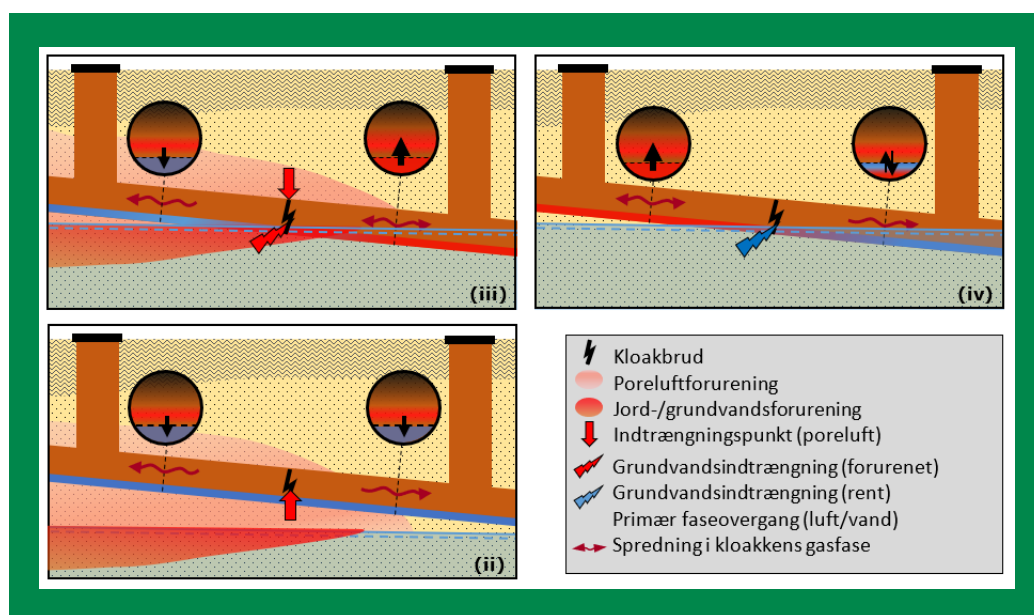
FIGUR 6. Situationsplan med fælleskloak, brønde, boringer og vandspejl for lokaliteten i Herning. Det er markeret om vandspejlet (VSP) ligger over eller under kloakkens bundkote (BK).

Konceptuel model for lokaliteten

På trods af datamangler ift. en samlet konceptuel model for forureningstransporten ind i kloakken kan forståelsen opsummeres som i det følgende.

Hældningen på vandspejlet løber modsat hældningen på kloakstrengen, så kloakløbet i den opstrøms ende ligger over grundvandsspejlet, mens den ligger lavere end grundvandsspejlet på den centrale og nedstrøms del af kloakstrengen. Dermed er der mulighed for indtrængning af forurenede luft, længst opstrøms på kloakstrengen, og forurenede vand, centralt og længere nedstrøms på kloakstrengen. Indholdene i det indtrængende grundvand er lave, og ændrer sig tilsyneladende ikke over tid. Den indtrængende vandmængde kan dog ændre sig i takt med fluktuerende grundvandsstand.

Det forurenede vand i kloakken breder sig nedstrøms, hvor det samtidig bliver fortyndet af tilførsel med uforurenede vand, som er afhængig af nedbørsforholdene, da der er tale om en fælleskloak med tilløb af overflade-/vejvand. I kloakken sker der afdampning fra vandfasen til luftfasen over hele strækningen med forureningsindhold i vandfasen. Afdampningen fører til forureningsindhold i luftfasen, som alt efter trykforhold i kloakken spreder sig både op og nedstrøms fra indtrængningspunkter, jf. nedenstående figur.



FIGUR 7. Konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af forurening på lokaliteten.

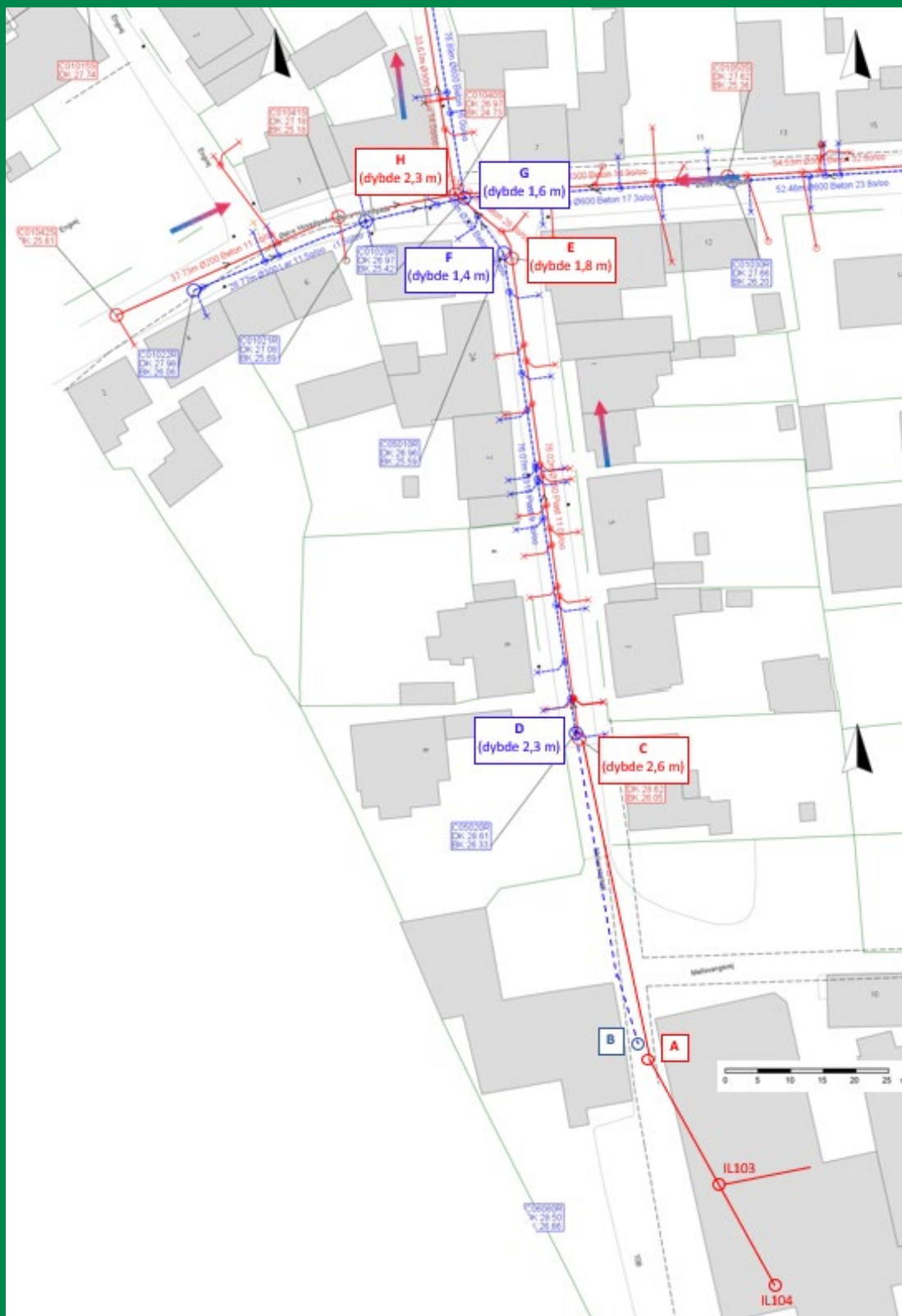
Oversigt over udførte undersøgelser

Indenfor perioden december 2018 til juli 2020 er der gennemført følgende undersøgelser på og nedstrøms/omkring lokaliteten:

- Manuel pejling af 10 borer langs kloak (to runder).
- 14 vandprøver fra 10 filtersatte borer.
- 24 vandprøver fra 8 kloakbrønde.
- 10 luftprøver (kulrør, 10 L) fra 10 filtersatte borer.
- 22 luftprøver (ORSA-rør) fra 8 brønde på fælleskloak.
- 16 luftprøver (kulrør, 100 L) fra 8 brønde på fælleskloak.
- 4 ATD-rør fra 4 fællesbrønde.
- Logning af temperatur og relativ luftfugtighed i 4 fællesbrønde.

Bilag 1.3 Hjern (Region Midtjylland)

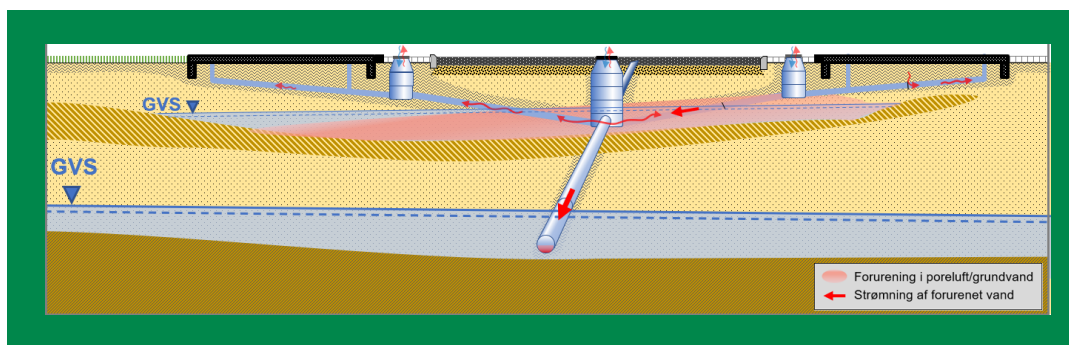
På situationsplanen herunder ses kildegrunden i syd, og derfra separerede offentlige regnvands- og spildevandsledninger i nordgående retning. I den nordlige del støder sidegrene både fra øst og vest til hovedledningen som fortsætter mod nord. I undersøgelsen er der fokuseret på de 8 navngivne brønde på planen (A-H).



FIGUR 8. Situationsplan med regnvandskloak (blå) og spildevandskloak (rød) samt 8 undersøgte kloakbrønde (A-H) for lokaliteten i Hjern. Kildegrunden mod syd (ved brønd A og B).

Beskrivelse af lokaliteten

Forurening med TCE i terrænnært grundvand på kildegrunden stammer fra fremstilling af bl.a. transformere og anvendelse af trichloranlæg. Der er ved tidligere undersøgelser konstateret indhold på 2-170 µg/L TCE i det terrænnære grundvand, som er knyttet til sandslirer i leret fyldt ca. 0,3-3,6 m under terræn. Forurenede vand fra grundvandsfanen på kildegrunden trænger ind i både regnvands- og spildevandsledningen, der generelt er beliggende under vandspejlet.

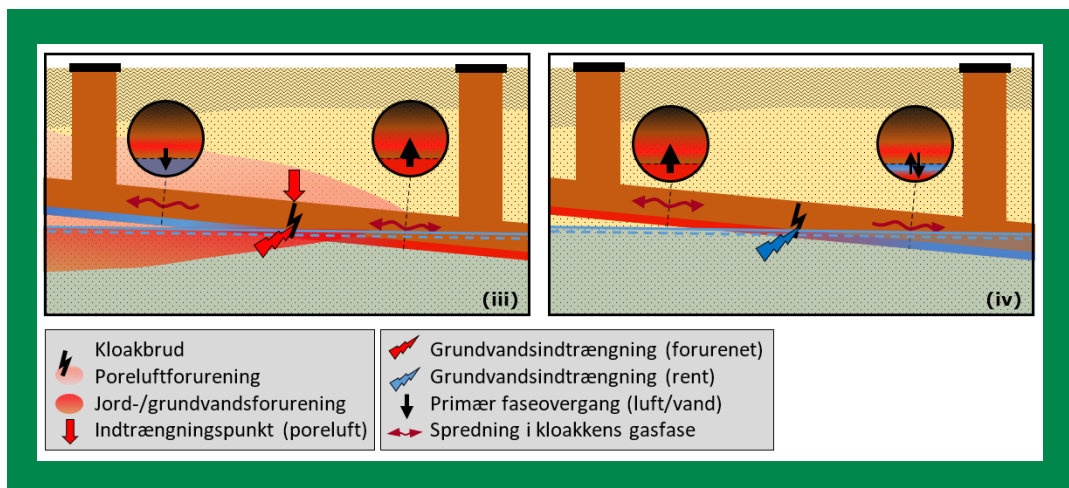


FIGUR 9. Konceptuel forståelse af forureningssituationen.

Konceptuel model for lokaliteten

Fra en grundvandsfane indtrænger forurenede grundvand til både regnvands – og spildevandsledningen på kildegrunden, og derfra til de respektive offentlige ledningssystemer. Kilde-ejendommen er den første, som er tilsluttet på disse kloakstrenger, og der findes ikke et kloaksystem "opstrøms" lokaliteten. Indholdene i det indtrængende vand ændrer sig ikke væsentligt over tid, omend den indtrængende vandmængde kan ændre sig i takt med fluktuerende grundvandsspejl.

Det forurenede vand i kloakken breder sig nedstrøms, hvor det samtidig bliver fortyndet af tilførsel med uforurenede vand. Der sker afdampning fra vandfasen til luftfasen over hele strækningen med forureningsindhold i vandfasen. Afdampningen fører til forureningsindhold i luftfasen, som alt efter trykforhold i kloakken spredes sig mere eller mindre nedstrøms og/eller opstrøms fra indtrængningspunktet, se de konceptuelle modeller i nedenstående figur.



FIGUR 10. Konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af forurening på lokaliteten.

Oversigt over udførte undersøgelser

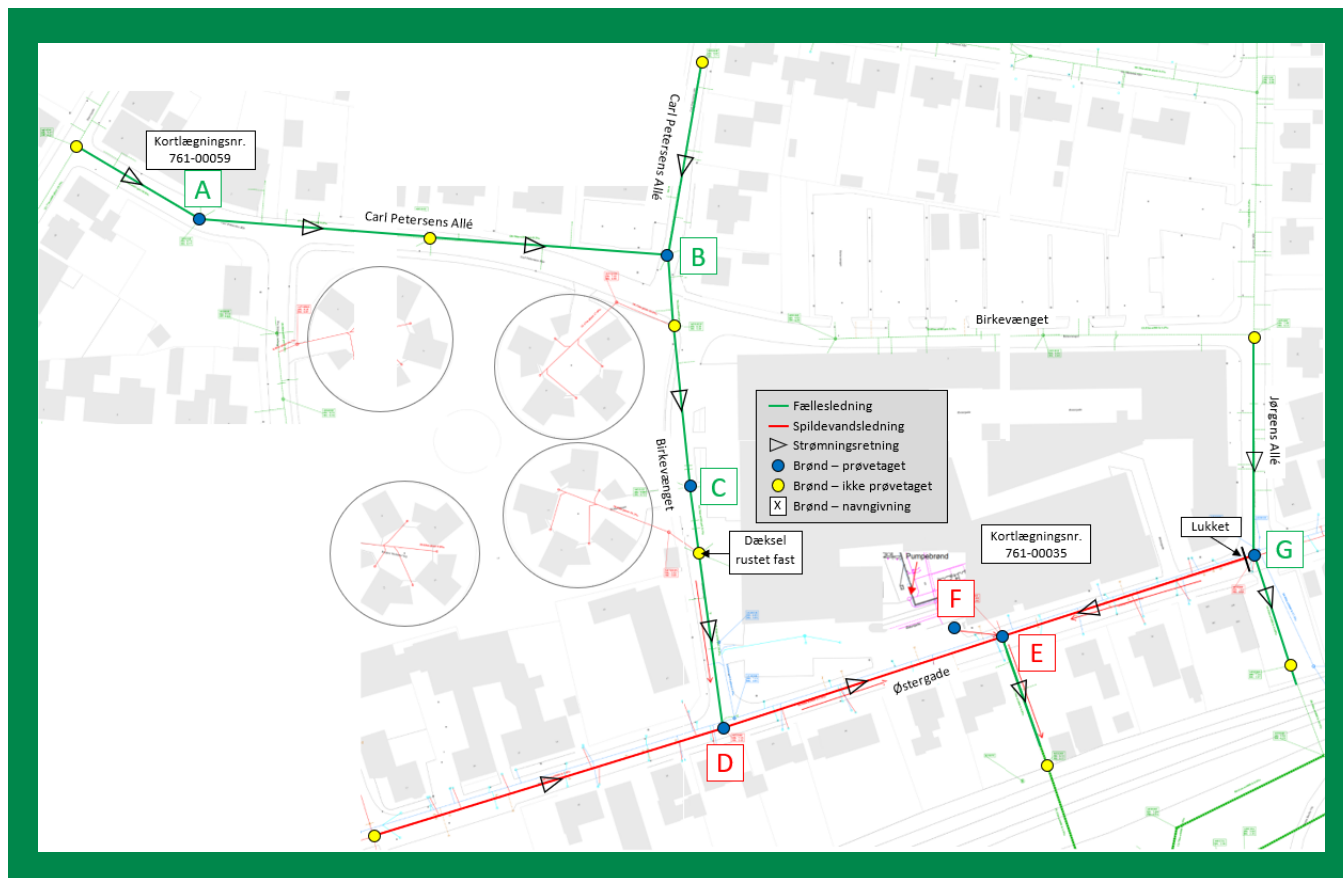
I perioden april-maj 2020 er der gennemført følgende undersøgelser på og nedstrøms/omkring lokaliteten:

- 16 vandprøver fra 4 regnvands- og 4 spildevandskloakker (to prøver under).
- 16 luftprøver (kulrør, 100 L) fra 4 regnvands- og 4 spildevandskloakker (to prøver under).

- 8 ORSA-rør fra 4 regnvands- og 4 spildevandskloakker (to prøverunder).
- 8 ATD-rør fra 4 regnvands- og 4 spildevandskloakker (to prøverunder).
- Logning af temperatur og relativ luftfugtighed i 4 regnvands- og 4 spildevandskloakker.

Bilag 1.4 Bjerringbro (Region Midtjylland)

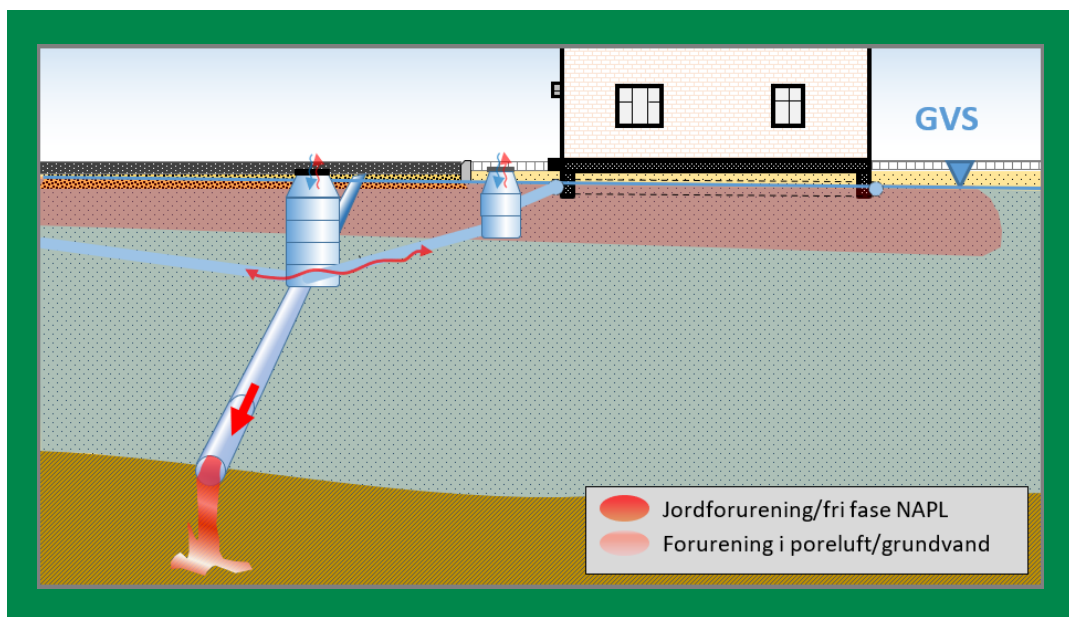
På situationsplanen i nedenstående figur ses kildegrunden i det nordvestlige hjørne (ved brønd A). Fra kildegrunden strækker der sig en grundvandsfane forurenet med tetrachlorethylen (PCE) i sydøstlig retning. I området med grundvandsforurening ligger forskellige kloakbrønde/-streng. Ved brønd (F) pumpes vand fra omfangsdræn til offentlig kloak.



FIGUR 11. Situationsplan med fælleskloak (grøn) og spildevandskloak (rød) samt 7 undersøgte kloakbrønde (A-G) for lokaliteten i Bjerringbro. Kildegrunden mod nordvest (ved brønd A).

Beskrivelse af lokaliteten

Fra et tidligere renseri spredte sig en forureningsfane med PCE i terrænnært grundvand med grundvandsspejl beliggende ca. 2,3-3,2 m u.t. De målte koncentrationer i fanen, i kloakkens område, ligger på 2-10 µg/L PCE, og der er kun sporadiske indhold i poreluften omkring kloakken. Den primære forureningsindtrængning til kloaksystemet sker via forurenede grundvand, dels via utætheder i faneområdet, og dels via et omfangsdræn ved brønd F, som afleder til den offentlige kloak i brønd E.

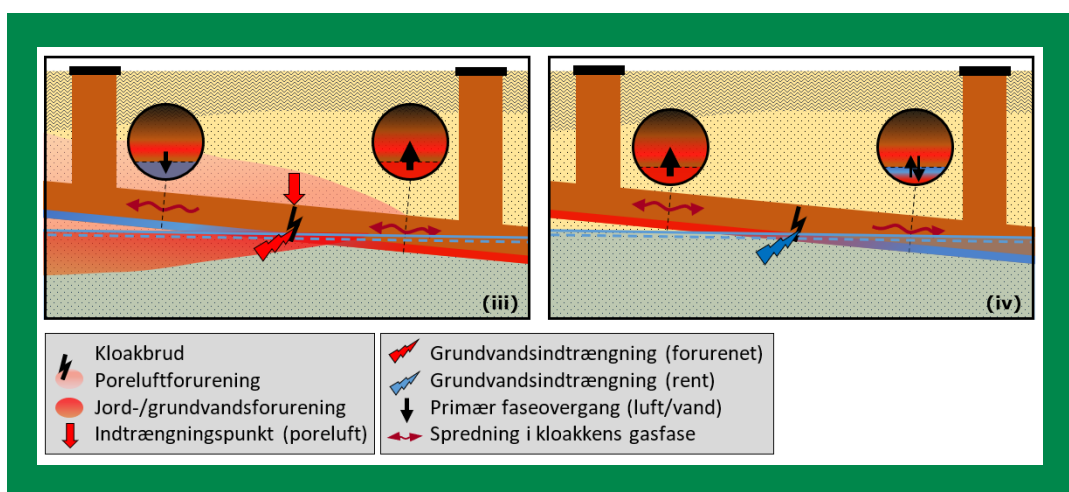


FIGUR 12. Konceptuel forståelse af forureningssituationen med indtrængning fra fane til kloak-system samt via opsamlet vand fra omfangsdræn, beliggende i faneområdet.

Konceptuel model for lokaliteten

Forurenede vand fra en grundvansfane kan trænge direkte ind i kloaksystemet, der ligger under vandspejlet. Desuden opsamles forurenede grundvand i et omfangsdræn, hvorfra det udledes til det offentlige ledningssystem. Indholdene i det udledte vand ændrer sig ikke væsentligt over tid, men vandmængden kan ændre sig i takt med fluktuerende grundvandsstand.

Det forurenede vand i kloakken breder sig nedstrøms, hvor det samtidig bliver fortyndet af tilførsel med uforurenede vand. Der sker afdampning fra vandfasen til luftfasen over hele strækningen med forureningsindhold i vandfasen. Afdampningen fører til forureningsindhold i luftfasen, som alt efter trykforhold i kloakken spreder sig mere eller mindre nedstrøms opstrøms fra indtrængningspunktet, se de konceptuelle modeller i nedenstående figur.



FIGUR 13. Konceptuelle modeller for indtrængning og spredning af forurening på lokaliteten

Oversigt over udførte undersøgelser

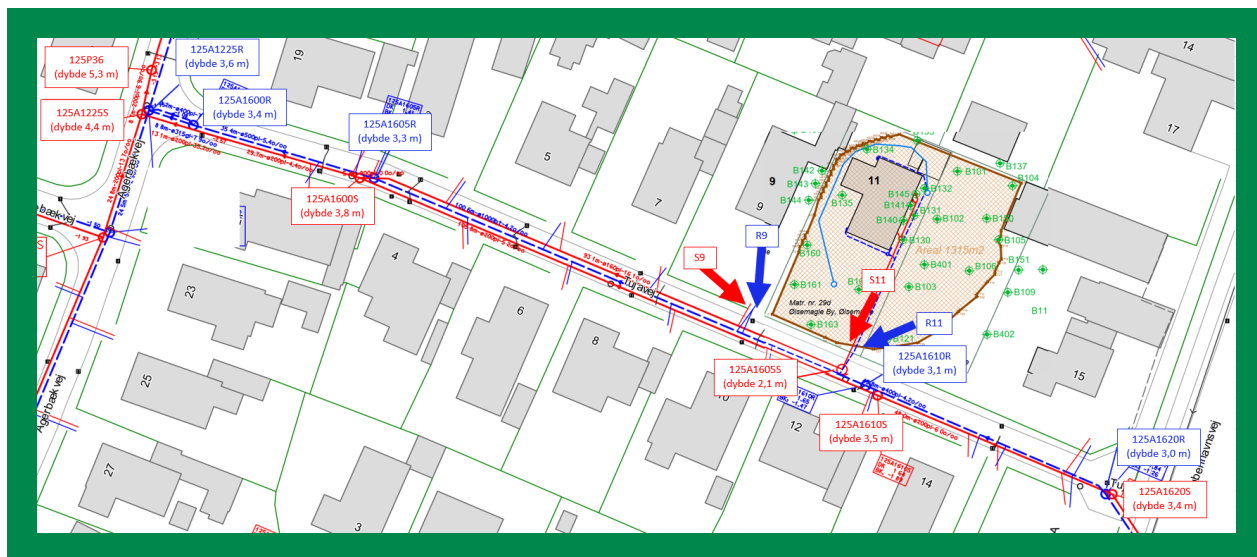
I perioden maj-juni 2020 er der gennemført følgende undersøgelser i området:

- 7 vandprøver fra 7 kloakbrønde.
- 14 luftprøver (kulrør, 100 L) fra 7 kloakbrønde (to prøver under).

- 7 ORSA-rør fra 7 kloakbrønde.
- 7 ATD-rør fra 7 kloakbrønde.
- Logning af temperatur og relativ luftfugtighed i 7 kloakbrønde.

Bilag 1.5 Køge (Region Sjælland)

På situationsplanen i nedenstående figur ses kildegrunden øst for midten. Området er nyligt separatkloakeret med regn- og spildevandskloakker, som forløber fra øst mod vest, hvor de støder på respektive ledninger som forløber i nordlig retning. I alt 15 brønde er inddraget i undersøgelsen, jf. figur 14.



FIGUR 14. Situationsplan med regnvandskloak (blå) og spildevandskloak (rød) samt 15 undersøgte kloakbrønde (A-G) for lokaliteten i Køge. Kildegrunden mod øst (ved brønd S11 og R11).

Beskrivelse af lokaliteten

På kildegrunden har der tidligere været drevet et metalstøberi, som var i drift fra midt 50-erne til slut 80-erne. Fra grunden spreder sig en forureningsfane primært med TCE i terrænnært grundvand, med et vandspejl beliggende ca. 1 m u.t. De målte indhold i grundvandet ligger på op til 340.000 µg/L TCE i indkørslen til ejendommen. Stikledningerne til kloakken er placeret i indkørslen, og der er kort før dette projekt foretaget kloakseparering til hhv. et regn- og spildevandssystem på kildeejendommen. Kloakkerne er etableret i PVC med pakninger af Viton, som er koblet på ny tætte samlebrønde. Kloakledningerne under huset er ikke skiftet. Forurening på gasform kan trænge ind i (gamle) kloakledninger under huset, og kan derfra sprede sig til spildevandsstrengen i det videre system. Kloakledningernes ligger under grundvandspejlet, men da der er tale om nye ledninger forventes der ikke at være tale om en betydende indtrængning af forurennet vand til spildevands- og regnvandssystemerne.

Spredning af flygtige forureningsstoffer i kloaksystemer

Projektets formål er at undersøge den dynamiske natur for transporten af flygtige forureningsstoffer i kloaksystemer og de faktorer der styrer transporten. Igennem projektet opstilles konceptuelle tolkningsmodeller for forureningsindtrængning og -spredning i kloaksystemer og der gives forslag til metodevalg og feltprocedurer, der kan sikre solide datasæt til tolkning af forureningssituationen i forbindelse med fremtidige undersøgelser. Dertil benyttes de indsamlede data til at belyse størrelsesordner og variationer i de undersøgte parametre, inkl. forureningskoncentrationer og drivende kræfter.

Resultaterne fra projektet peger på konvektiv transport drevet af differenstryk som hovedkraft for forureningstransport i kloaksystemer. Samtidig ses, at forureningssituationen i et kloaksystem kan være meget dynamisk og årsagssammenhænge er komplekse og vanskelige at tolke entydigt.

På baggrund af projektets resultater, og med konceptuelle modeller som udgangspunkt, gives der i rapporten bud på undersøgelseskoncepter i forskellige situationer, hvor flygtige forureningsstoffer er konstateret i eller omkring offentlige kloaksystemer.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk