Regionernes Videncenter for
Miljø og Ressourcer

Retningslinjer for udtagning af luftprøver ved forureningsundersøgelser

Teknik og Administration

Nr. 1 2020

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. Forord 5

2. Indledning 6

2.1 Baggrund 6
2.2 Formål 6
2.3 Læsevejledning 7

3. Den gode undersøgelse 9

3.1 Historisk redegørelse og byggeteknisk gennemgang 9
3.2 Spredningsveje 10
3.3 Medier/systemer hvorfra der kan udtages luftprøver 11
3.4 Forureningskomponenter vs. forventet andel i luftfase (JAGG) 12
3.5 Koncentrationer vs. masseflow 14
3.6 Den konceptuelle model 16
3.7 Undersøgelsesformål og opstilling af undersøgelsesspørgsmål 19
3.7.1 Den indledende undersøgelse 19
3.7.2 Den videregående undersøgelse 20
3.8 Det robuste undersøgelsesgrundlag (tidslige og rumlige variationer) 21
3.8.1 Størrelsesordner på rumlige variationer 22
3.8.2 Størrelsesordner på tidslige variationer 25
3.9 Repræsentative målebetingelser 27
3.9.1 Kontakt til prøvetagningspunktet 28
3.9.2 Påført vakuum ved aktiv prøvetagning (modtryk) 29
3.9.3 Fjernelse af et volumen ved aktiv prøvetagning 31
3.9.4 Dybdemæssig placering af prøvetagningspunkt ift. forurening 31
3.10 Baggrundsniveauer og interne bidrag 33
3.10.1 Særlige forhold omkring oliestoffer 33
3.10.2 Særlige forhold omkring chlorerede opløsningsmidler 34
3.11 Falsk negative og falsk positive resultater 36
3.11.1 Lækage ifm. aktiv prøveopsamling 36
3.11.2 Falsk ren luft ifm. passive indeluftmålinger 37
3.11.3 Falsk luft ifm. poreluftmåling under utæt gulv 37
3.11.4 Afsmitning fra prøvematerialer 39
3.11.5 Afsmitning fra oliekulbrinter i isoleringsmateriale til poreluft 40
3.11.6 Bidrag fra forurenede bygningsdele 41
3.11.7 Benzen fra rygning i indeluft 43
3.11.8 Sinkeffekter (tilbagediffusion fra byggematerialer) 43
3.12 Dokumenteret prøvetagning 44

4. Prøvetyper for luftprøver 46

4.1 Opsamlingsmetoder og -medier 46
4.1.1 Passiv opsamling 46
4.1.2 Aktiv opsamling 49
4.2 Korttids- og langtidsprøver 51
4.3 Poreluftprøver, indeluftprøver og luftprøver fra spredningsveje 52
4.3.1 Poreluftprøver 52
4.3.2 Indeluftprøver 55
4.3.3 Luft i spredningsveje 58
4.3.4 Kloakluft 59
4.4 Direkte visende udstyr, loggere og støttemetoder 61
4.4.1 Photo ioniserings detektor (PID-måler) 61

4.4.2 IR-målere og sensorer til måling af CH_4, CO_2 og O_2 ... 62
4.4.3 Felt-GC, Hapsite, FROG, MIMS mv. ... 63
4.4.4 Differenstrykloggere ... 63
4.4.5 Aktiv sporgas ... 64
4.4.6 Passiv sporgasteknik (PFT) ... 64
4.4.7 Radon og thoron ... 65
4.4.8 Forureningshunde ... 66
4.5 Forureningskomponenter, der kræver særligt fokus ... 66
4.5.1 Vinylchlorid (VC) ... 66
4.5.2 Dichlormethan (DCM) ... 67
4.6 Anvendelsesområde for prøvetyper ift. medie/system ... 68
4.7 Anvendelsesområde for prøvetyper ift. forureningskomponenter ... 69

5. Prøvetagningsstrategier ... 70
5.1 Indledende undersøgelser ... 70
5.2 Videregående undersøgelser ... 73
5.2.1 Opsporing af kilder - poreluftscreening ... 73
5.2.2 Kildekarakterisering og -afgrænsning ... 79
5.2.3 Forureningspåvirkning af indeluft og spredningsveje ... 81
5.3 Undersøgelser ifm. §8-ansøgninger ... 87
5.3.1 Undersøgelser på arealer uden bygninger eller befæstning (nybyg) ... 88
5.3.2 Undersøgelser i erhvervsbygninger, der ombygges ... 89
5.3.3 Undersøgelser ved erhvervsbygninger, der rives ned ... 91
5.4 Dybe poreluftprøver ... 91
5.5 Undersøgelse af kloakker ... 92
5.6 Luftprøver under vanskelige forhold ... 93
5.6.1 Poreluftprøvetagning uden gennemboring af gulv ... 93
5.6.2 Poreluftprøvetagning i gulv med indlagte varmeslanger ... 94
5.6.3 Poreluftprøvetagning ift. formationer med højt modtryk ... 95
5.7 Luftprøver for dynamiske problemstillinger (f.eks. lossepladser) ... 98

6. Praktiske anvisninger og OBS-punkter ... 100
6.1 Nye retningslinjer og særlige fokuspunkter ... 101
6.2 Aktive luftprøver – poreluftprøver og luftprøver fra spredningsveje ... 101
6.2.1 Beskrivelse af prøvetagning for poreluftprøver og luftprøver ... 102
6.2.2 Prøveopstilling ved poreluftprøvetagning ... 104
6.2.3 Prøveopstilling ved luftprøvetagning i spredningsveje ... 106
6.2.4 Udstyr ... 106
6.2.5 OBS-punkter ift. genanvendelse af udvalgt udstyr ... 112
6.2.6 Tætning og kontrol heraf (aktiv prøveopsamling) ... 114
6.2.7 Modtryk ved aktiv prøveopsamling ... 116
6.2.8 Afslutning efter endt prøvetagning ... 118
6.3 Passive luftprøver (ORSA-rør) ... 119
6.3.1 Beskrivelse af prøvetagning ... 119
6.3.2 Udstyr ... 120
6.4 Repræsentative målebetingelser ... 120
6.4.1 Repræsentative målebetingelser for poreluftprøver ... 121
6.4.2 Repræsentative målebetingelser for luftprøver fra spredningsveje ... 122
6.4.3 Repræsentative målebetingelser for passive luftprøver (ORSA-rør) ... 124
6.5 Kontaminering og mulige fejlkilder ... 124
6.5.1 Poreluftprøver under utætte gulve ... 124
6.5.2 Poreluftprøver påvirkes af forurenet gulv og isolering ... 125
6.5.3 Kontaminering af passive prøver (ORSA-rør) – Interne kilder ... 126
6.5.4 Afsmitning fra og adsorption til prøvetagningsmateriale ... 127

6.5.5 Kontaminering under transport og håndtering 127
6.5.6 Udeluftreference - referencemåling af udeluften 128
6.5.7 Feltblindprøve 128
6.6 Luftprøver under vanskelige forhold 129
6.6.1 Poreluftprøvetagning uden gennemboring af gulv (prøver via sokkel) 129
6.6.2 Poreluftprøvetagning i gulv med indlagte varmeslanger 130
6.6.3 Poreluftprøvetagning af formationer med højt modtryk (udendørs) . 131
6.7 Dokumenteret prøvetagning 132

Referenceliste 133

Bilag 1 - Tjeklister til feltskemaer 139
Information på alle feltskemaer 139
Poreluft 140
Indeluft 141
Luftprøver i spredningsveje inkl. kloak 142

Bilag 2 - Anbefalinger og OBS-punkter 143

Appendiks 1 – Igangværende udviklingsprojekter (pr. marts 2020) 150
A1.1 Anvendelse af ORSA-rør eller ATD-rør til passiv opsamling af TVOC 150
A1.2 Luftskiftets betydning for indeklimakoncentrationen 150
A1.3 Differentiering af kildebidrag fra poreluft til indeklima 150
A1.4 Masseflowtest – robusthed og best practice 151
A1.5 Spredning af flygtige forureningsstoffer i offentlige kloakker 151
A1.6 Beaconsamplere ift. passiv opsamling af vinylchlorid 152
A1.7 Intelligent canisterstyring 152
A1.8 Terpener i poreluft ifm. nåletræer 152

1. Forord

Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR) har på opfordring fra regionerne igangsat udarbejdelsen af denne syntese af retningslinjer for udtagning af luftprøver. Rapporten indeholder retningslinjer for udtagning af alle luftprøver, der kan være relevante i forbindelse med en forureningsundersøgelse f.eks. poreluftprøver, indeluftprøver eller luftprøver udtaget i mulige spredningsveje fra poreluft til indeluft.

Rapporten indeholder status for viden om luftprøvetagning i forhold til forureningsundersøgelser, der udføres af danske regioner, indtil foråret 2020. Videns-grundlaget i branchen udvides hele tiden, og der er på nuværende tidspunkt kendskab til flere projekter, som forventes at bidrage med nye oplysninger omkring prøvetagning af luft. I appendiks 1 præsenteres kendte, men uafsluttede projekter som forventes at kunne lukke nogle af de videnshuller, som på nuværende tidspunkt er identificeret. Rapporten vil være et dynamisk værktøj, som påtænkes opdateret i løbet af de kommende år, herunder med resultaterne fra projekterne i appendiks 1.

Visionen for rapporten er, at den bliver et opslagsværk med kortfattede redegørelser for de vigtigste problemstillinger i forbindelse med udtagning af luftprøver (såvel praktiske som strategiske), og som guider læseren igennem de vigtigste tankeprocesser omkring opgaveløsningen. Det er i den forbindelse væsentligt at italesætte prøvetagningsopgaven som en opgaveløsning med det formål at beskrive en forureningssituation; ikke blot en udtagning af prøver.

Det er håbet, at rapporten vil kunne medvirke til at opkvalificere dialogen imellem projektledere/-medarbejdere og feltmedarbejdere til forbedring af "den gode prøvetagning".

Rapportens målgruppe er folk, der har arbejdet praktisk med luftprøvetagning, enten ved skrivebordet eller i felten, og som er bekendt med de fleste problematikker på minimum et indledende teoretisk og/eller praktisk plan.

Rapporten er udarbejdet af Trine Skov Jepsen, Martin Flyhn og Per Loll, DMR A/S, med kommentarer fra Bjarke Hoffmark og Christian Buck, COWI A/S samt Jacqueline Falkenberg og Maria Heisterberg Hansen, NIRAS A/S. Projektet har haft tilknyttet en følgegruppe bestående af repræsentanter fra regionerne og VMR:

Børge Hvidberg	Region Midtjylland
Steffen Holst	Region Midtjylland
Annette Riishøj Grarup	Region Syddanmark
Sine Thorling Sørensen	Region Hovedstaden
Kim Aalborg Bøge	Region Sjælland
Christian Andersen	Regionernes Videnscenter for Miljø og Ressourcer

2. Indledning

2.1 Baggrund

Luftprøver udtages ifm. de fleste af regionernes indledende og videregående undersøgelser af forurenet jord eller grundvand med flygtige forureningskomponenter. Luftprøver kan være poreluftprøver, inde-/udeluftprøver eller prøver udtaget i spredningsveje imellem kilde (forurenet jord eller grundvand) og indeluften i en bolig/bygning.

Nogle prøver udtages for at lokalisere, karakterisere og afgrænse potentielle punktkilder, dvs. med henblik på kortlægning og kildekarakterisering, mens andre udtages for at kvantificere en potentiel eller en konkret risiko ift. indeluften, dvs. med henblik på risikovurdering. Ofte bidrager luftprøver desuden med væsentlig information i forhold til opstilling af en samlet konceptuel model for forureningssituationen på undersøgte ejendomme.

VMR har tidligere udgivet /1/ og /6/ med sammenskrivning af strategier og gode råd ift. gennemførelse af regionernes poreluft- og indeluftundersøgelser. Der er nu gået ca. 10 år siden udgivelsen af /1/, og branchen har i den mellemliggende periode gennemført mange udviklingsaktiviteter, både med prøvetagningsmæssigt, forståelsesmæssigt og tolkningsmæssigt sigte. Det er derfor relevant at udarbejde en ny og opdateret syntese af retningslinjer for udtagning af luftprøver.

2.2 Formål

Formålet med rapporten er at sammenskrive opdaterede fælles retningslinjer (best practice) for udtagning af luftprøver ifm. regionernes forureningsundersøgelser, herunder poreluft- og indeluftprøver samt luftprøver fra spredningsveje. Rapporten inkluderer således den nyeste viden, både mht. strategiske overvejelser og mht. praktiske anvisninger til prøvetagningen i felten.

Målet er, at de opdaterede retningslinjer kan være med til at sikre, at regionernes poreluft- og indeluftundersøgelser foretages på et ensartet vidensgrundlag, som kan højne kvaliteten og reducere usikkerhederne ved planlægning og udførelse af prøvetagning, herunder specielt risikoen for falsk negative resultater. I sidste ende er målet, at retningslinjerne vil medvirke til at sikre en robusthed i undersøgelsesgrundlaget, som kan lægges til grund for nogle robuste risikovurderinger og en god sikkerhed i de administrative afgørelser, der træffes på baggrund heraf.

Visionen for rapporten er, at den kan være med til at opkvalificere feltpersonalets og skrivebordspersonalets samarbejde omkring opgaveløsningen. Herunder ved at italesætte prøvetagningsopgaven som en fælles opgaveløsning med det formål at beskrive en forureningssituation; ikke blot en udtagning af prøver.

Det er endvidere et håb, at retningslinjerne kan finde anvendelse bredt i branchen, herunder ifm. frivillige undersøgelser.

2.3 Læsevejledning

Rapporten er udarbejdet med fokus på, at den skal kunne bruges som opslagsværk og dynamisk arbejdsredskab. Det betyder, at en del emner er behandlet flere steder i rapporten, men med forskellig vinkling, f.eks. én vinkel, der omhandler konceptuel forståelse, og en anden vinkel, der omhandler praktisk arbejde i felten.

Til tider forekommer der mindre gentagelser, men oftest er det nødvendigt at læse i flere afsnit før samtlige informationer om et emne er afdækket. Det er vægtet, at svaret på de fleste spørgsmål skal kunne findes ved at hoppe mellem forskellige rapportafsnit, der supplerer hinanden, enten via opslag i indholdsfortegnelsen eller ved brug af søgefunktionen i pdf-læseren.

Efter rapportens to indledende kapitler følger rapportens fire hovedkapitler samt referenceliste, to bilag og et appendix. Disse er beskrevet herunder:

Kapitel 3 (Den gode undersøgelse) indeholder overordnede teoretiske betragtninger, udfordringer og problemstillinger, som er essentielle for planlægning og udførelse af en god undersøgelse, mht. inddragelse af luftprøver. Kapitlet er henvendt til både projektledere/undersøgelsesansvarlige og til feltpersonale. Informationerne kan skabe en synergi og forståelse imellem felt og kontor, som kan være essentiel for gennemførelse af en god undersøgelse, som inkluderer udtagning af luftprøver.

Kapitel 4 (Prøvetyper for luftprøver) indeholder en beskrivelse af forskellige prøvetyper til udtagning af luftprøver, med særligt fokus på de mest gængse prøvetyper, og kortere beskrivelser af målemetoder, som kan være relevante i særlige tilfælde. Kapitlet er primært henvendt til projektledere og undersøgelsesansvarlige og sekundært til feltteknikere. Læseren vil få en overordnet forståelse for de teoretiske principper, der ligger til grund for diverse prøvetyper, samt let adgang til informationer om prøvetyper, opsamlingstider, flow, luftvolumen osv. i forhold til hhv. medie/system og forureningsstoffer. Kapitlet kan bruges som opslagsværk ved planlægning af en konkret undersøgelse.

I **kapitel 5 (Prøvetagningsstrategier)** findes inspiration og anbefalinger ift. planlægning af indledende og videregående forureningsundersøgelser, samt undersøgelser med §8-sigte og prøvetagning under specielle prøvetagningsforhold. Kapitlet er overvejende henvendt til projektledere og undersøgelsesansvarlige, som lægger strategien for undersøgelsen.

I **kapitel 6 (Praktiske anvisninger og OBS-punkter)** beskrives praktiske anvisninger for prøvetagning for gængse luftprøvetyper. Kapitlet er primært henvendt til feltmedarbejderen, og den primære vægt er lagt på OBS-punkter og praktiske løsninger i forbindelse med udtagningen af gode og retvisende luftprøver. Kapitlet indledes med en liste over nye retningslinjer og særlige fokuspunkter.

Referencelisten indeholder en lang række specifikke referencer samt nogle mere grundlæggende og/eller essentielle referencer, som er tydeliggjort med grå baggrund.

I **Bilag 1 (Tjeklister til feltskemaer)** fremgår tjeklister over informationer som er relevante at registrere ifm. prøvetagningen af hhv. poreluftprøver, indeluftprøver og luftprøver fra spredningsveje. For hver prøvetype er listen delt op i to underlister, én med informationer som altid skal registreres, og én med informationer som kan registreres hvis/hvor det vurderes relevant.

I **Bilag 2 (Anbefalinger og OBS-punkter)** fremgår en oversigt over de vigtigste hensyn for forskellige prøvetagningssituationer. Oversigterne kan med fordel printes og medbringes i felten, som et hjælpeark til påmindelse om vigtige anbefalinger og OBS-punkter. Oversigten er ikke selvforklarende, men vil kunne bruges som en vejledning/huskeseddel efter en grundig gennemlæsning af særligt kapitel 6.

Appendiks 1 (Igangværende udviklingsaktiviteter) afslutter rapporten med en meget kort beskrivelse af kendte igangværende projekter med relation til luftprøvetagning og indeluftundersøgelser, som adresserer kendte videnshuller.

3. Den gode undersøgelse

Det er afgørende for en robust vurdering af forureningssituationen og dermed for kortlægningsgrundlaget eller risikovurderingen, at der gennemføres en god undersøgelse. Den godt planlagte og praktisk udførte prøvetagning udgør grundlaget for gode prøver og analyseresultater, som ligger til grund for al efterfølgende databehandling. I sidste ende vil den godt planlagte og gennemførte undersøgelse være afgørende for om en undersøgt lokalitet vurderes uforurenet eller forurenet og evt. dermed bliver prioriteret til yderligere undersøgelser, afværge eller om den offentlige indsats kan afsluttes og evt. om grunden kan udgå af kortlægningen.

3.1 Historisk redegørelse og byggeteknisk gennemgang

Formålet med den historiske redegørelse er at lokalisere tidligere eller nuværende aktiviteter der kan have givet anledning til jordforurening /50/, så efterfølgende indledende undersøgelser kan planlægges og udføres med størst mulig grad af succes for mindst mulig omkostning. Den historiske redegørelse er baseret på en gennemgang af tilgængelige offentlige arkiver /96/. Hvis det er muligt, bør der i historikken udpeges områder med særlig risiko for, at forureningsstoffer er introduceret til jorden. Som eksempler kan nævnes oplagspladser, områder med risiko for, at håndtering kan have medført spild samt nedfald fra ventilationsafkast. Forud for den indledende undersøgelse bør der ligeledes udføres en besigtigelse og et interview med den nuværende og evt. tidligere grundejere/brugere, da dette kan føre til oplysninger som ikke fremgår af arkiverne. De undersøgelsesspørgsmål, der kan opstilles, og det videre undersøgelsesforløb er i meget høj grad afhængigt af kvaliteten af den historiske redegørelse, besigtigelse og interview.

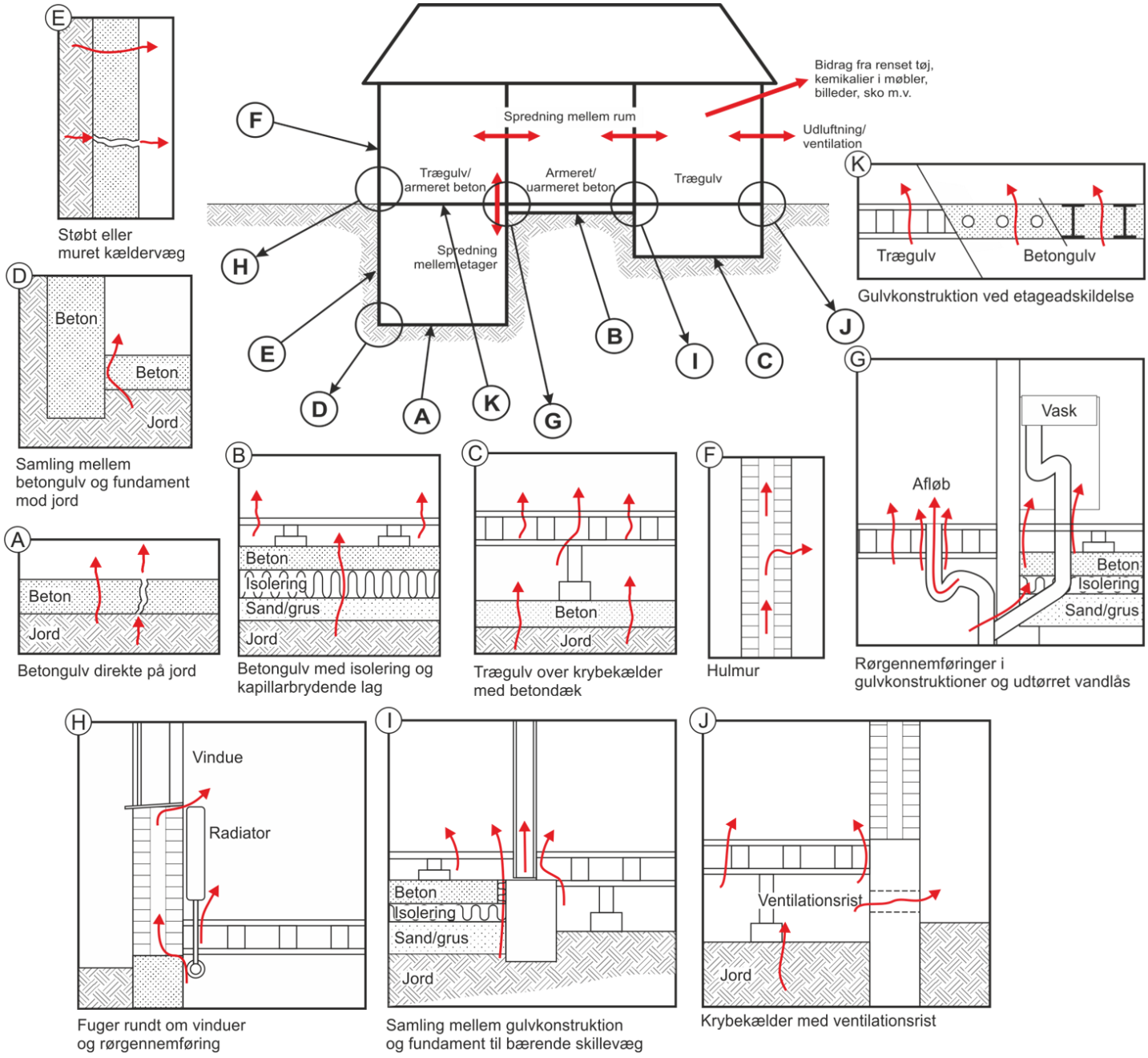
I indeluftundersøgelser bør der desuden udføres en byggeteknisk gennemgang af den undersøgte ejendom. Afhængigt af undersøgelsesstadiet kan der være tale om en indledende, en omfattende eller en fokuseret byggeteknisk gennemgang. Ofte vil der være fokus på en beskrivelse af følgende forhold: Gulvkonstruktion og etageadskillelser inkl. opbygning, tykkelse og tilstand af de forskellige lag, om der er krybekælder eller lign., samt om der er revner eller andre utætheder, hvorigennem der er mulighed for transport af flygtige forureningskomponenter. Herudover skal potentielle direkte spredningsveje fra poreluft til indeluft lokaliseres, f.eks. rørgennemføringer, afløbs- og kloakforhold, skorstene samt trappeopgange. Desuden bør ejendommens anvendelse og indretning herunder ventilationsforhold opridses. Endelig kan det være en fordel hvis der kan fremskaffes informationer om kapillarbrydende lag, sektionsopdelte fundamenter og lignende /15/. Inspiration til udførelse af byggeteknisk gennemgang kan findes i /3/, /27/ og /28/.

Ved en indledende byggeteknisk gennemgang/besigtigelse kan der ligeledes, med fordel, foretages en indledende kortlægning af eventuelle interne kilder/bidrag samt identifikation af mulige prøvetagningspunkter.

Den byggetekniske gennemgang kan med fordel gennemføres ad flere omgange igennem et undersøgelsesforløb, idet behov og fokus ofte vil ændre sig, efterhånden som der indsamles viden til opbygning af den konceptuelle forståelse.

På baggrund af den historiske redegørelse, besigtigelse, interview og byggeteknisk gennemgang udarbejdes en indledende konceptuel model med dertilhørende undersøgelsesspørgsmål og undersøgelsesoplæg.

3.2 Spredningsveje



Figur 3.1 Skitse og detaljetegninger af potentielle utætheder i bygningskonstruktioner /28/.

Forurenet luft kan transporteres fra poreluften under en bygning til indeluften og videre gennem etageadskillelser eller mellem rum via mange forskellige utætheder/spredningsveje. Det er vigtigt for den gode undersøgelse, og for eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger, at spredningsvejene lokaliseres og undersøges.

Hvilke spredningsveje, der er relevante på en specifik sag, er afhængigt af den underliggende jordforurenings placering i forhold til bygningen /1/ samt bygningens konstruktion og beskaffenhed /27/ og /28/.

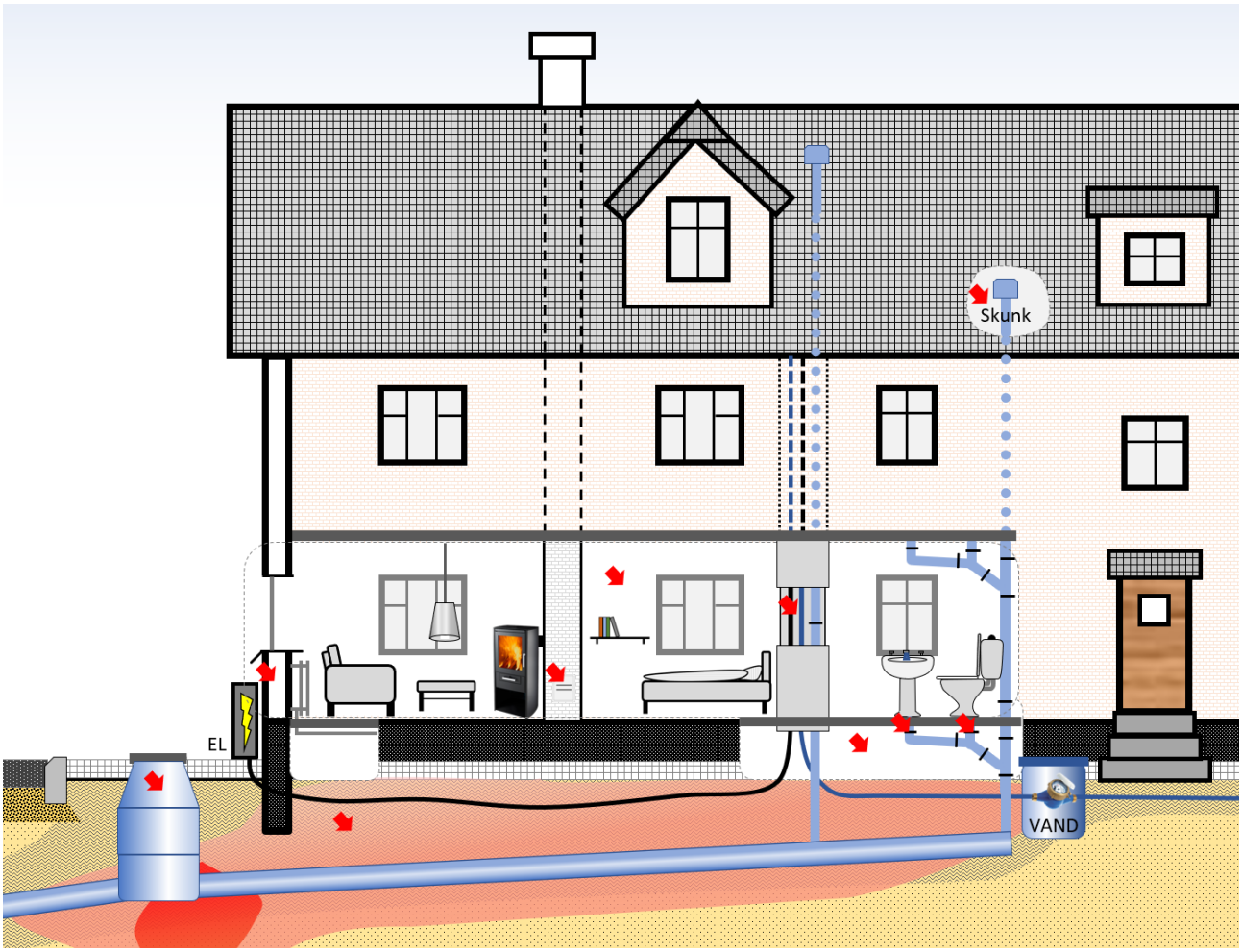
De mest almindelige utætheder/spredningsveje ses af skitserne i Figur 3.1. Hertil skal det tilføjes, at utætheder omkring vindues- og dørhuller, stikkontakter og andre installationer i murene kan skabe kontakt til indeluften via hulmuren.

Spredningsveje kan karakteriseres som direkte hvis de kan transportere forureningsstoffer fra poreluften og direkte til indeluft også på etager der ikke ligger direkte over forureningen. Det kunne f.eks. være skorstene, installationsskakte/ingeniørgange, elevatorskakte, udluftningsafkast på faldstammer, som ikke er ført igennem klimaskærm, kabelføringsrør og faldstammer. Det er vigtigt at have særligt fokus på de direkte spredningsveje, da en eventuel påvirkning igennem disse ikke nødvendigvis kan påvises på nederste etage.

3.3 Medier/systemer hvorfra der kan udtages luftprøver

Luftprøver kan, som udgangspunkt, udtages i alle medier/systemer hvor der er luft til stede. Ud over luftprøver udtaget i poreluft og indeluft er det almindeligt at udtage luftprøver i diverse spredningsveje, hvor flygtige forureningskomponenter kan spredes fra poreluften under bygningen til indeluften i overliggende boliger. Ofte haves fokus på følgende: trappeopgange, krybekældre og andre hulrum under bygningen, hulmure, skunkrum, installationsskakte/ingeniørgange, skorstene, kloakker/faldstammer (igennem vandlåse) samt samlebrønde, jf. Figur 3.2.

Ved udtagning af luftprøver er det vigtigt at overveje, om der trækkes luft fra omgivende medier/systemer som ikke er repræsentative for den undersøgte spredningsvej/prøvetagningspunktet og om prøven påvirkes af kemiske stoffer (forurening) fra de omgivende materialer/systemer (se også afsnit 3.10 og 3.11). Eksempler på uønsket luft kan, ud over atmosfærisk luft, f.eks. være indeluft der trækkes ind i f.eks. en hulmur. Det er væsentligt at forholde sig til volumenbetragtninger – hvor meget luft er der i systemet som prøvetages og med hvilket flow kan prøven udtages, uden at forstyrre systemet i uønsket grad. Hvis det ikke er muligt at udtage prøven uden påvirkning fra omgivelserne, skal denne påvirkning inddrages i datatolkningen.



Figur 3.2 Eksempler på medier/systemer hvorfra der kan udtages luftprøver (markeret ved røde pile).

3.4 Forureningskomponenter vs. forventet andel i luftfase (JAGG)

Kun flygtige komponenter kan påvises ved luftprøver. Ideelt set skal forureningskomponenter have følgende egenskaber for at egne sig til undersøgelse ved udtagning af luftprøver: et højt damptryk, lav opløselighed og lav adsorption til organisk stof /6/. Ligeledes vil jordens beskaffenhed være bestemmende for, hvilken andel af forureningsstofferne, det kan forventes at finde i poreluften, herunder specielt jordens indhold af organisk kulstof (f_{oc}) /6/.

I risikovurderingsværktøjet JAGG 2.1 /29/ er der, i det følgende, foretaget orienterende ligevægtsberegninger i modellens fugacitetsmodul for enkeltstoffer. I beregningerne er der anvendt standardparametre til at angive en teoretisk ligevægtsfordeling mellem jord, vand og poreluft for en række forureningsstoffer. Det bemærkes, at JAGG er et risikovurderingsværktøj, hvorfor andelen i luftfasen (i de fleste tilfælde) vil være overestimeret, for at risikovurderinger i forhold til indeluft bliver konservative når vurderingen baseres på koncentrationer målt i jord- eller grundvandsprøver.

I nedenstående tabel er den beregnede fasefordeling i hhv. umættet ler og umættet sand angivet for udvalgte forureningsstoffer.

Der er udført beregninger for pesticidet BAM, som et forholdsvist hyppigt forekommende pesticid. Desuden er der udført beregninger for pesticidet alfa-Endosulfan, som er det eneste pesticid i JAGG 2.1, som ved fasefordelingen beregnes at have en andel i luftfasen og for Chloropicrin, som er et af de mest flygtige pesticider i PPDB /114/.

Der er ikke udført beregninger for olie (TVOC), da JAGG er beregnet til at regne på enkeltstoffer, ikke stofblandinger. Fasefordelingsberegninger for olie vil således kræve anvendelse af et eller flere modelstoffer, og der er pt. ikke konsensus i branchen om hvilke modelstoffer der anvendes hvornår. Generelt kan det siges, at det giver god mening at udtage luftprøver til analyse for TVOC, når der er tale om olieforureninger med væsentlige indhold af lavt- og mellemkogende kulbrinter (C_6-C_{20}), jf. /93/.

Tabel 3.1 Beregnet ligevægtsfordeling mellem jord, vand og luft for udvalgte forureningsstoffer i den umættede zone i hhv. en lerjord og en sandjord.

	Ler f_{oc} = 0,1%			Sand f_{oc} = 0,1%		
	Jord	Vand	Luft	Jord	Vand	Luft
Benzen	11%	83%	**6%**	2%	61%	**27%**
MTBE	1%	98%	1%	1%	94%	5%
Tetrachlorethylen (PCE)	68%	25%	**7%**	65%	13%	**22%**
Trichlorethylen (TCE)	19%	72%	**9%**	21%	45%	**34%**
1,1,1-trichlorethylen (TCA)	20%	65%	**15%**	19%	34%	**47%**
Vinylchlorid (VC)	3%	70%	**27%**	2%	30%	**68%**
Dichlormethan (DCM)	2%	93%	5%	2%	75%	**23%**
Phenol	2,5%	97,5%	0%	4%	96%	0%
Isopropanol	0,1%	99,9%	0%	0,2%	99,8%	0%
BAM (pesticid)	1%	99%	0%	1%	99%	0%
alfa-Endosulfan (pesticid)	79%	21%	0%	87,3%	12,6%	0,1%
Chloropicrin (pesticid)	30,3%	69,1%	0,6%	43%	54%	3%

Fed skrift: *Over 5% af forureningsmassen kan forventes at findes i poreluften ved ligevægt.*

Som det fremgår af Tabel 3.1, kan fasefordelingen variere betydeligt og er i høj grad afhængig af stoffernes egenskaber og jordens beskaffenhed. Den teoretiske andel i luftfasen (poreluften) er høj for benzen, PCE, TCE, TCA og særligt for vinylchlorid, hvor 27-68% af massen i et jordvolumen kan estimeres at befinde sig i poreluften. Luftprøver bruges da også i stor stil ved undersøgelser for disse forureningsstoffer.

Fasefordelingen for DCM viser, at 5-23% af massen vil være på gasform, hvilket er sammenligneligt med benzen og PCE. DCM er således flygtig nok til, at det giver mening at inddrage luftprøver og poreluftprøver i en eventuel undersøgelse af dette stof /32/.

Pesticiderne er generelt ikke ret flygtige. Alfa-Endosulfan har en fasefordeling, der ift. andelen i jord- og vandfasen er sammenlignelig med PCE og i forhold til luftfasen er

sammenlignelig med BAM. Chloropicrin kan betragtes som en mellemting imellem alfa-Endosulfan og MTBE, og er altså meget vandopløseligt, samtidigt med at det har en moderat tendens til at adsorbere. MTBE, Phenol, Isopropanol og BAM har meget høje vandopløseligheder, og vil primært være at finde i vandfasen (> 94% af massen). MTBE, Phenol, Isopropanol og pesticider vil kun i meget begrænset omfang, og afhængigt af jordens beskaffenhed, kunne påvises i poreluften. Oftest vil det derfor ikke være relevant at udtage luftprøver ved undersøgelser for disse stoffer.

Det bør til en hver tid forud for den gode undersøgelse, overvejes om det er relevant at inddrage luftprøver/poreluftprøver i sin undersøgelsesstrategi, med tanke for de aktuelle forureningsstoffer og den aktuelle geologi, evt. via orienterende beregninger i JAGG 2.1.

3.5 Koncentrationer vs. masseflow

Analyseresultatet af luftmålinger angives oftest som en koncentration, f.eks. µg/m^3, og de målte koncentrationer skal i sidste ende sammenlignes med et afdampningskriterium (ADK) /38/, en luftgrænseværdi eller en B-værdi /86/.

I risikosammenhæng er det således nærliggende at tolke analyseresultatet direkte som et risikopotentiale, så en stor overskridelse af kriteriet er udtryk for et højt risikopotentiale og en koncentration under kriteriet er udtryk for det modsatte. Dette er uproblematisk hvis koncentrationen er målt direkte i indeluften, og det kan antages, at der ikke er (væsentlige) påvirkninger fra interne bidrag eller fra udeluft, dvs. at den målte koncentration med rimelighed kan tolkes som værende lig med bidraget fra den underliggende jord- eller grundvandsforurening.

Hvis koncentrationen derimod måles i flowdominerede systemer, herunder i poreluften under et (delvist) opsprækket gulv eller i en spredningsvej (f.eks. en faldstamme eller en hulmur), kan det være en tilsnigelse direkte at betragte den målte koncentration som et risikopotentiale. Dette skyldes, at massetilførslen til indeluften i virkeligheden er koncentrationen (µg/m^3) ganget med volumenstrømmen (luftmængden pr. tid, m^3/d), det såkaldte masseflow (µg/d).

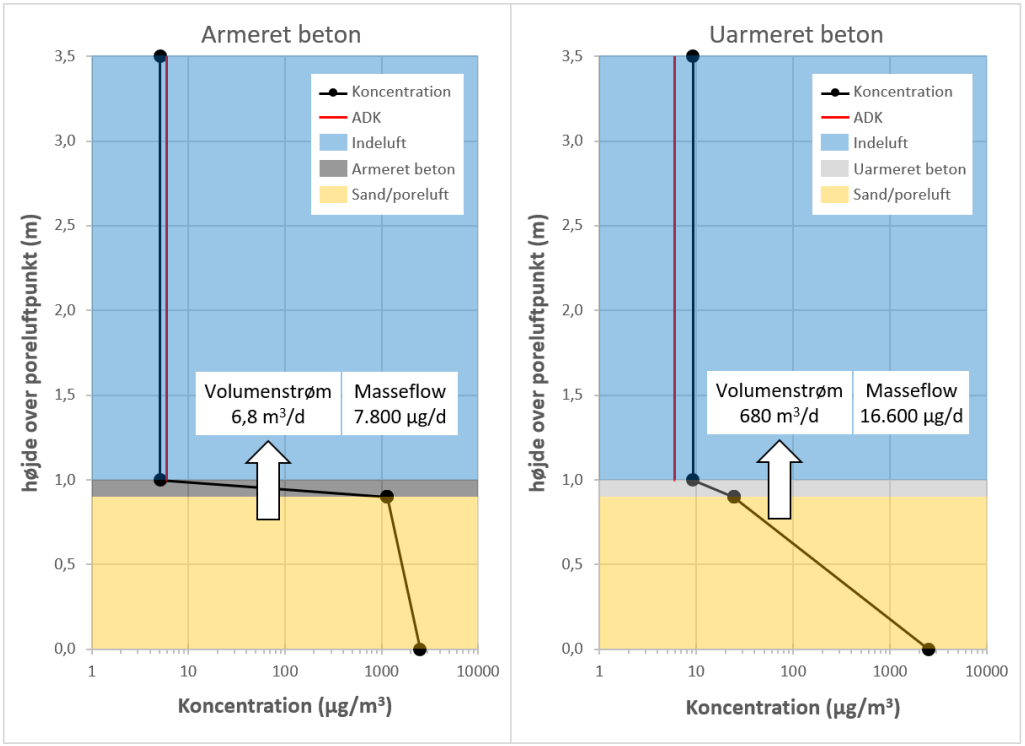
Betragtes to poreluftpunkter under et gulv (punkt A og B), som har den samme forureningstilførsel fra en underliggende forurening, men forskellige volumenstrømme væk fra punktet (mod indeluften). Punkt A ligger tæt på en sprække og punkt B ligger under en forholdsvist tæt sektion af betongulvet, så der er en større luftstrømning væk fra pkt. A imod indeluften, end fra pkt. B, hvor luften står stille /54/. Denne situation vil medføre en lavere poreluftkoncentration i pkt. A end i pkt. B, men den lave koncentration i pkt. A er ikke ensbetydende med, at bidraget fra pkt. A er mindre end for pkt. B – tværtimod.

Ovenstående kan illustreres ved at sammenligne to simple JAGG-beregninger med ens underliggende forudsætninger; men med hhv. armeret (relativt tæt) og uarmeret (relativt utæt) betongulv. Der antages en poreluftkoncentration af PCE på 2.500 µg/m^3, der er målt under 0,9 meter sand og 100 mm betongulv. Bygningen har en loftshøjde på 2,5 meter og et areal på 10 gange 10 meter. Der antages et luftskifte på

$8{,}3 \cdot 10^{-5}$ s^{-1} (ca. 0,3 t^{-1}), og en trykforskel over betondækket på 5 Pa, svarende til standardværdierne i JAGG. For det armerede (relativt tætte) betongulv beregnes en poreluftkoncentration lige under gulv på 1.147 µg/m^3 og et totalt bidrag til indeluften på 5,1 µg/m^3 (dvs. 85% af afdampningskriteriet på 6 µg/m^3). For det uarmerede (relativt utætte) betongulv beregnes en poreluftkoncentration under gulv på 24,4 µg/m^3 og et totalt bidrag til indeluften på 9,3 µg/m^3 (dvs. 155% af afdampningskriteriet).

Grunden til, at der beregnes et større bidrag til indeluften ved en lavere poreluftkoncentration under gulv, for det uarmerede betongulv, end for det armerede betongulv er, at volumenstrømmen igennem det armerede (relativt tætte) betongulv er betydeligt mindre (6,8 m^3/d) end for det uarmerede (relativt utætte) betongulv (680 m^3/d), for boligarealet på 100 m^2. Baseret på koncentrationen i poreluftpunktet (2.500 µg/m^3) kan volumenstrømmen omregnes til et masseflow på 7.800 µg/d for det armerede (relativt tætte) betongulv og 16.600 µg/d for det uarmerede (relativt utætte) betongulv. Bidraget til indeluften, er således størst, når der er utætheder som resulterer i en volumenstrøm, selvom dette kan resultere i lavere poreluftkoncentrationer. Det er altså masseflowet (masse pr. tid, f.eks. µg/d), der udtrykker risikopotentialet, ikke koncentrationen i poreluften i sig selv.

Ovenstående betragtninger er illustreret i Figur 3.3.



Figur 3.3 Skitse af JAGG-beregninger for hhv. et armeret (til venstre) og et uarmeret betongulv (til højre).

Tilsvarende betragtninger gør sig gældende ved sammenligning af forskellige spredningsveje, f.eks. en faldstamme og en hulmur, eller to faldstammer forskellige steder i samme ejendom. Den grundlæggende problemstilling er, at der normalt kun måles

en koncentration, mens der ikke er kendskab til hverken volumenflow eller masseflow. Derfor kan en høj koncentration i én faldstamme være et udtryk for en relativt inaktiv spredningsvej, mens en lav koncentration i en anden faldstamme kan være udtryk for en relativt aktiv spredningsvej. Desuden er luftprøver udtaget aktivt i spredningsveje (f.eks. faldstammer) ofte korttidsprøver, hvorfor resultatet repræsenterer et øjebliksbillede. Derimod er det et tidsmidlet masseflow (over en periode på dage til uger), der er interessant ift. sammenligning med afdampningskriterierne. Dette kan særligt være et problem i faldstammer, da der er tale om et meget dynamisk system med svingende koncentrationer (jf. afsnit 5.7), hvorfor et masseflow fra en faldstamme til indeluften kan forventes i korte peaks.

Problemstillingen er belyst i et dansk studium, med koncentrationer af TVOC i to afløb i et parcelhus, der vurderedes at kunne udgøre en potentiel risiko for indeluftkvaliteten (hhv. <1.000-15.000 µg/m^3 og 4.100-79.000 µg/m^3 over 3-7 målerunder) /65/. Afløbene var placeret i hver sin ende af boligen, og masseflowet viste sig at være størst fra afløbet med de laveste koncentrationer, hvilket var samstemmende med højere indeluftkoncentrationer i samme del af boligen.

3.6 Den konceptuelle model

Den konceptuelle model er en visuel sammenstilling af alle tilgængelige oplysninger med relevans for undersøgelsen. Den konceptuelle model vil oftest bestå af en situationsplan, et tværsnit og evt. fotos (GDPR-regler skal overholdes), som alle afspejler undersøgelsesformålet. Den gode konceptuelle model spiller en central rolle ift. den gode undersøgelse, den robuste risikovurdering og den gode afværgeløsning.

I kontekst af luftprøver vil den konceptuelle model altid omfatte tilgængelig viden om forureningsforholdene; (potentielle) kilder, stoffer, koncentrationer, beliggenhed/udbredelse, afgrænsning og spredningsveje, samt (terrænnære) geologiske forhold af betydning for forureningsspredningen imod indeluften i omkringliggende boliger samt evt. udeluften. For indeluftundersøgelser vil den konceptuelle model ofte også indeholde relevante bygningsmæssige faktorer, inkl. etageplan og ruminddeling samt muligvis oplysninger om beskaffenhed af terrændæk og etageadskillelser samt eventuelt betydende direkte spredningsveje som f.eks. kloakker, hulmure, skorstene mv.

Det nøjagtige format for den konceptuelle model er ikke afgørende, og den kan være overordnet eller detaljeret, alt afhængigt af undersøgelsesformålet. En konceptuel model kan også være en håndtegning. Det væsentlige er, at den indeholder relevant information/viden og evt. påpeger relevante videnshuller på tidspunktet for udarbejdelsen.

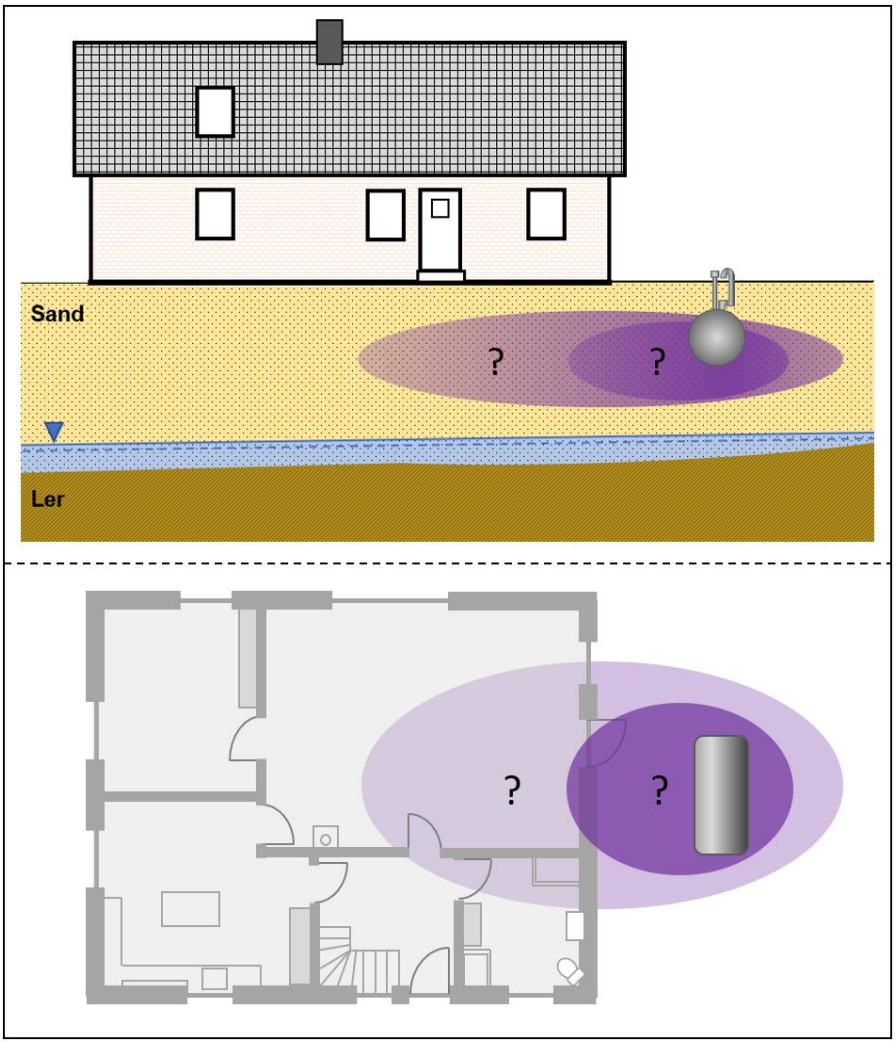
En god konceptuel model kan benyttes som omdrejningspunkt for den løbende kommunikation imellem region og rådgiver, internt hos rådgiver imellem prøvetager, projektmedarbejder og projektleder, samt evt. i kommunikationen med grundejer, kommune og andre interessenter (f.eks. underentreprenører).

Hvis modellen skal benyttes til at aftale fremadrettede tiltag, er det vigtigt, at uafklarede forhold med relevans for opfyldelse af undersøgelsesformålet inkluderes i modellen, dvs. såvel relevant viden som kritisk manglende viden (videnshuller). Dermed

kan modellen benyttes til opstilling af spørgsmål for den fremadrettede undersøgelse (eller andre tiltag). Modellen opdateres efterhånden som tidligere spørgsmål besvares, og den benyttes til at opstille nye spørgsmål for de videre forløb.

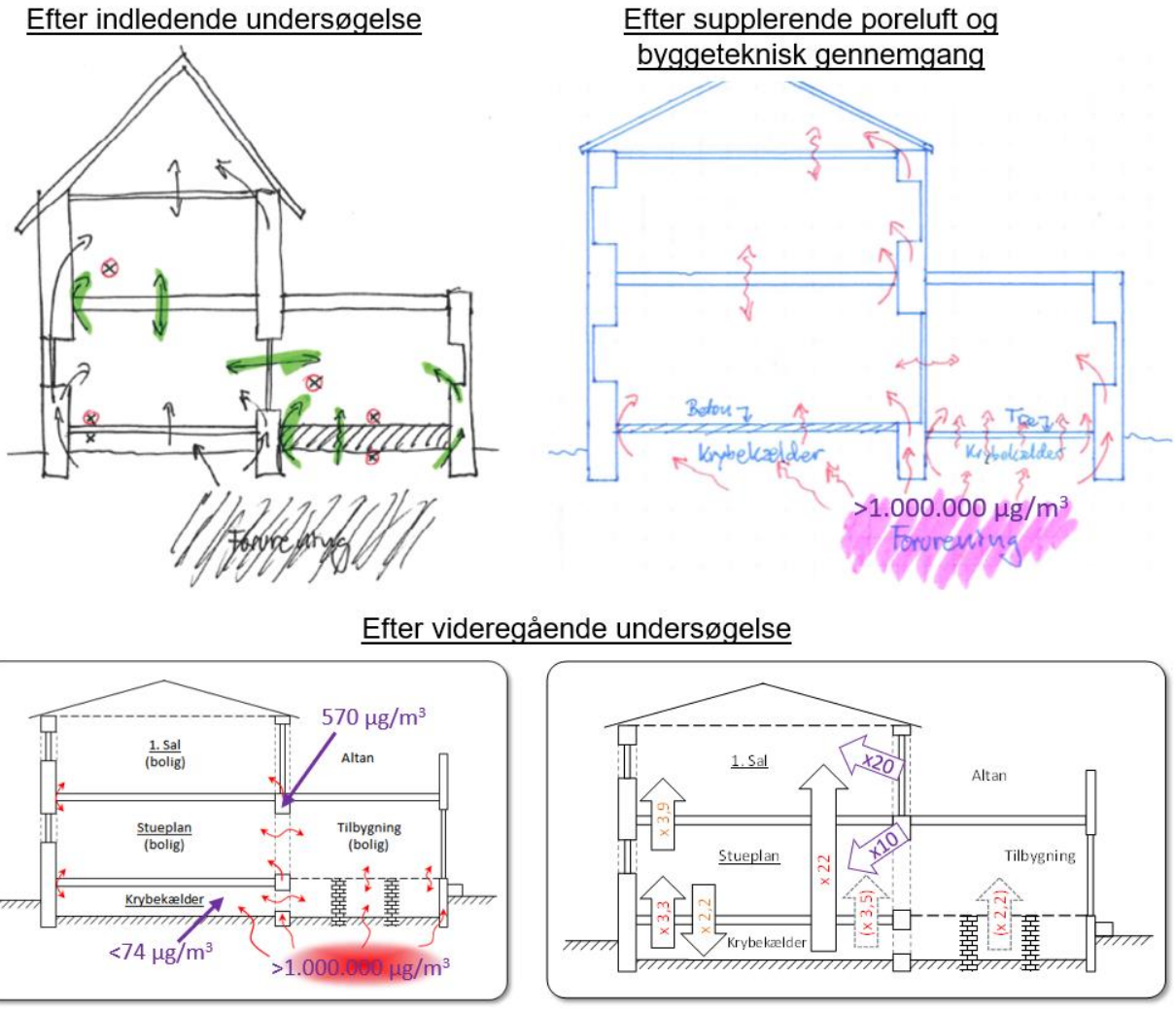
Den gode konceptuelle model vil kunne benyttes som et redskab undervejs i undersøgelsesforløbet, fra udarbejdelsen af det første undersøgelsesoplæg, over den indledende og videregående undersøgelse og til færdiggørelsen af en eventuel afværge. Den konceptuelle model vil ofte starte i en meget simpel form indeholdende forholdsvis mange spørgsmål samt mange videnshuller (evt. i form af spørgsmålstegn), mens den i sin slutform ofte vil være rentegnet og indeholde den samlede relevante viden ift. undersøgelsesformålet og kun sjældent væsentlige uafklarede forhold.

Figur 3.4 viser et eksempel på en indledende konceptuel model, som lægges til grund for en indledende undersøgelse med udtagning af bl.a. poreluftprøver til afdækning af en potentiel kilde (en nedgravet olietank) og eventuel spredning ind under boligen.



Figur 3.4 Eksempel på en konceptuel model, der lægges til grund for en indledende undersøgelse af eventuel poreluftforurening omkring en nedgravet olietank og under en bolig. Tværsnit for oven og plantegning for neden.

Figur 3.5 viser et andet eksempel på en del af en samlet konceptuel model, der er opdateret igennem undersøgelsesforløbet fra den indledende til den videregående undersøgelse. Efter den indledende undersøgelse er der kendskab til en jordforurening med fyringsolie, som er delvist beliggende under en bygning, der benyttes til bolig (øverst til venstre). Potentielle spredningsveje og forventede byggetekniske forhold er skitseret, sammen med indledende prøvetagningspunkter for luftmålinger. Efter supplerende poreluftmålinger og en byggeteknisk gennemgang er modellen opdateret med kendte koncentrationer og byggetekniske forhold (øverst til højre). Nederst er hovedresultaterne af den videregående undersøgelse vist, inkl. vurderinger på baggrund af en med passiv PFT (**P**er**f**lurocarbon **T**racer) sporgasundersøgelse, sammen med den endelige bygningsforståelse; koncentrationer (nederst til venstre) og reduktionsfaktorer (nederst til højre).



Figur 3.5 Eksempel på en konceptuel model, som er opdateret undervejs fra den indledende undersøgelse (øverst til venstre), over et midtpunkt i den videregående undersøgelse (øverst til højre) til efter den videregående forureningsundersøgelse (de nederste figurer, koncentrationer til venstre og reduktionsfaktorer til højre). Frit efter /81/.

3.7 Undersøgelsesformål og opstilling af undersøgelsesspørgsmål

I de følgende afsnit behandles undersøgelsesformål og -spørgsmål for hhv. indledende og videregående undersøgelser.

3.7.1 Den indledende undersøgelse

Den indledende undersøgelse udføres på ejendomme, som er kortlagt på vidensniveau 1 (V1-kortlagte ejendomme) i forbindelse med den offentlige indsats jf. Jordforureningsloven /123/. Den indledende undersøgelse skal tilvejebringe et dokumentationsgrundlag, der gør, at der med høj grad af sikkerhed kan tages stilling til, om der på lokaliteten er en jord- eller grundvandsforurening af en sådan art og koncentration, at den kan have skadelig virkning på mennesker og miljø /82/. Herunder er det særligt vigtigt, at der er en høj grad af sikkerhed i undersøgelsen hvis grunden udtages af kortlægningen efter undersøgelsen.

Hvis der er tale om flygtige forureningsstoffer, vil den indledende undersøgelse have til formål at påvise, om der findes en væsentlig poreluftforurening tæt på den formodede kilde, f.eks. ved tank, areal eller bygning hvor den forurenende aktivitet har fundet sted.

Undersøgelsesspørgsmål som bør besvares i den indledende undersøgelse, opstilles på baggrund af den indledende konceptuelle forståelse. De kan f.eks. omfatte følgende:

- Er der forurening på ejendommen ifm. potentielle kildeområder?
- Er der et kildeområde beliggende udenfor bygningens fodaftryk, som er forbundet med forhøjede poreluftkoncentrationer? Spreder disse sig ind under bygningens fodaftryk?
- Er der et kildeområde beliggende i jorden/grundvandet under bygningen? Er der forhøjede poreluftkoncentrationer under bygningen?
- Er forhøjede poreluftkoncentrationer begrænset til en del af bygningens fodaftryk?
- Der er usikre historiske oplysninger om hvor der er foregået potentielt forurenende aktiviteter på ejendommen.
    - Hvor tæt en screening skal der udføres for at opnå tilstrækkelig sikkerhed for ikke at overse en kilde?
    - Er der tegn på forekomst af jordforurening i form af høje poreluftkoncentrationer?
    - Kan lave poreluftkoncentrationer indikere, at prøven er udtaget i kanten af en kraftigere poreluftsky?
- Kilden forventes at være (helt eller delvist) relateret til udsivning fra ejendommens kloaksystem. Er der høje poreluftkoncentrationer langs kloakken?
- Forureningskilden er beliggende tæt på skel mod naboejendom. Er der tegn på en skeloverskridende spredning af forurening med flygtige komponenter?

Konkrete strategier til indledende undersøgelser er opstillet i afsnit 5.1.

3.7.2 Den videregående undersøgelse

Den videregående indeluftundersøgelse udføres på lokaliteter der er kortlagt på vidensniveau 2 (V2-kortlagte ejendomme). Det er ejendomme hvor der i den indledende undersøgelse er fundet betydende koncentrationer af flygtige forureningsstoffer i jord, grundvand og/eller poreluft. Den videregående indeluftundersøgelse udføres med henblik på at foretage en detaljeret og robust risikovurdering for indeluften i boliger eller anden følsom arealanvendelse (f.eks. institutioner) på den undersøgte ejendom og eventuelle naboejendomme, herunder ift. fremtidig følsom arealanvendelse. Desuden foretages en yderligere karakterisering og afgrænsning af forureningskilder, en vurdering af spredningsveje og påvirkning af indeluft samt en belysning af rumlige og tidslige variationer.

Ved videregående undersøgelser udføres typisk en (mindre) supplerende historisk redegørelse, en besigtigelse og en (udvidet) byggeteknisk gennemgang. Der udtages både poreluft-, indeluft- og udeluftprøver samt luftprøver i potentielle spredningsveje (fra poreluft til indeluft i boliger). Der kan desuden foretages yderligere undersøgelser af jord- og grundvandsforurening som vil være med til at belyse udbredelse og spredning af forureningen til indeluften, herunder via f.eks. kloakker.

Ved større og kritiske forureninger vil de videregående undersøgelser også have til formål at tilvejebringe data til vurdering af mulige afværgetiltag /83/.

På baggrund af en konceptuel model, udarbejdet efter den indledende undersøgelse, opstilles relevante undersøgelsesspørgsmål som besvares i den videregående undersøgelse. Disse kan f.eks. omfatte følgende:

- Er alle relevante forureningsstoffer undersøgt ifm. den indledende undersøgelse (jf. afsnit 3.4)?
- Er poreluftskyen omkring identificerede kildeområder afgrænset til niveauer, der ikke udgør en risiko for nuværende eller fremtidig følsom arealanvendelse (boliger og institutioner), både på selve ejendommen ift. naboejendomme?
- Er der betydende, ukendte kildeområder på ejendommen?
- Er poreluftforureningen begrænset til en del af bygningens fodaftryk?
- Er der hulmur i bygningen? Er den forureningspåvirket?
- Er der betongulv i bygningen? Er der revner heri? Er det armeret?
- Er der krybekælder i bygningen? Er den ventileret?
- Sker der en spredning fra poreluft til indeluft over bygningens gulv?
- Sker der spredning fra poreluft til indeluft via kloak/faldstamme, teknikskab, rørgennemføringer, trappeopgang, ventilationskanaler, skorsten mv?
- Er indeluften påvirket (i uacceptabel grad) af underliggende forurening?
- Sker der en forureningsspredning over etageadskillelser?
- Er der forurenede bygningsdele, som kan påvirke resultaterne af poreluft- og/eller indeluftmålinger (jf. afsnit 3.11.6)?
- Er kritiske indeluftkoncentrationer påvirket i betydende grad af interne bidrag eller lign. (jf. afsnit 3.10 og 3.11)?
- Er der er robusthed i undersøgelsens udfald, ift. rumlige og tidslige variationer (jf. afsnit 3.8)?
- Er der ventilérbare jordlag under bygningens terrændæk?

Der kan til en vis grad være tale om en flydende overgang imellem ovenstående undersøgelsesspørgsmål, og antagelser, som der efterfølgende kan tages højde for ifm. en risikovurdering. Et eksempel kunne være, at det ikke (kan) be-/afkræftes ifm. undersøgelsen, om der er tale om revnet eller armeret betongulv, men at der udføres JAGG-beregninger både med og uden armeret betongulv.

Konkrete strategier til videregående undersøgelser er opstillet i afsnit 5.2.

3.8 Det robuste undersøgelsesgrundlag (tidslige og rumlige variationer)

Det er ønskværdigt, at beslutninger ifm. forureningsundersøgelser er baseret på et robust undersøgelsesgrundlag. Men hvad ligger der egentlig i begrebet robust? Helt overordnet er en forureningsundersøgelse robust, både i omfang og udførelse, hvis den minimerer risikoen for at overse en forurening eller at fejlestimere forureningspåvirkningen /6/ og giver et sikkert udfald ift. undersøgelsesformålet.

Særligt ved udtagning af luftprøver er robusthed væsentlig fordi luftkoncentrationer, målt ifm. forureningsundersøgelser, er underlagt en række fysiske forhold, som resulterer i rumlige og tidslige variationer. Disse variationer gør, at der ville være opnået et (lidt) andet resultat, hvis der var målt i et andet punkt eller på et andet tidspunkt. De betydende faktorer ift. rumlige og tidslige variationer kan opdeles i fem kategorier, med inspiration fra bl.a. /1/ og /37/:

- Forureningsmæssige faktorer
- Geologiske og hydrogeologiske faktorer
- Bygningsmæssige/konstruktionsmæssige faktorer
- Meteorologiske faktorer
- Faktorer der er relateret til brugeradfærd

I indledende undersøgelser vil robusthed i undersøgelsesresultaterne primært handle om ikke at komme til at overse en forurening. Dette skyldes, at indledende undersøgelser ofte er udført med få målepunkter på ét tidspunkt. Det robuste undersøgelsesgrundlag i en indledende undersøgelse opnås derfor bedst ved at basere sin undersøgelse på en god og dækkende historisk redegørelse og ved at udtage prøver fra flere medier eller i flere punkter ved hver potentiel punktkilde, samt ved evt. at supplere med en screening for ukendte kilder /6/, se afsnit 5.2.1.

For videregående undersøgelser vil robusthed ofte kunne oversættes til en god rumlig dækning med målepunkter (= mange punkter på situationsplanen), og flere målerunder der giver sammenlignelige udfald. Robusthed handler dog i lige så høj grad om, at der er sammenhæng imellem de informationer, der indgår i den konceptuelle forståelse af forureningssituationen, f.eks. at luftprøver med høje koncentrationer er udtaget i områder, hvor der også er høje koncentrationer i andre medier, samt at der ikke måles høje luftkoncentrationer i områder, hvor der ikke er nærliggende kilder. Endelig er der forskellige ønsker til robustheden, alt efter hvor tæt på "grænsen" undersøgelsesresultaterne ligger, og hvor alvorlige konsekvenser der kan være ved en fejlbeslutning. F.eks. kan indeluftkoncentrationer, der ligger lige under afdampningskriteriet, betinge bekræftende målerunder, ligesom undersøgelser af eksplosionsfare ved lossepladser kan kræve logning i længere tidsserier, før det kan konkluderes, at koncentrationerne ikke er kritiske.

For opnåelse af et robust undersøgelsesgrundlag kan det generelt siges:

(i) at der kræves flere **målepunkter**, når de geologiske, forureningsmæssige og/eller konstruktionsmæssige forhold er komplicerede og er forbundet med store rumlige variationer, og
(ii) at der kræves flere **målerunder**, eller længere kontinuerte måleserier, for dynamiske systemer, samt situationer hvor fejlbehæftede konklusioner kan få akutte negative konsekvenser.

I videregående undersøgelser, hvor der foreligger et datagrundlag, med en god rumlig dækning med målepunkter og flere målerunder over tid, vil et robust datagrundlag være karakteriseret ved, at det er muligt at fjerne (eller tilføje) enkelte målepunkter/resultater i rum eller tid, uden at dette får afgørende betydning for konklusionen ift. undersøgelsesformålet.

Generelt kræves flere målepunkter i rum og/eller tid, hvis enkeltresultater har afgørende indflydelse på den konceptuelle forståelse af forureningsbilledet, og konklusionen ift. undersøgelsesformålet. Dette gælder uanset om sådanne resultater trækker i negativ eller positiv retning. De resultater som har afgørende indflydelse, vil ofte være resultater, der beskriver størrelsen og kildestyrken for et kildeområde, eller resultater fra afgrænsende punkter eller punkter i kritiske spredningsveje.

3.8.1 Størrelsesordner på rumlige variationer

Hvis luftkoncentrationen i et givent punkt betragtes som resultatet af en massebalance imellem tilførsel/fraførsel af hhv. ren og forurenet luft, så skyldes rumlige variationer helt basalt, at der er forskelle i denne balance, for de målepunkter der sammenlignes.

Poreluft

En række faktorer har indflydelse på de forventelige rumlige variationer i poreluftkoncentrationen, hvoraf én af de vigtigste – udover selve kildens størrelse, styrke og beliggenhed ift. målepunktet – er om der er tale om flygtige stoffer, som er let nedbrydelige (specielt oliekomponenter) eller sværere nedbrydelige (chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter). Overordnet set har de nævnte stofgrupper sammenlignelige flygtigheder (damptryk og diffusionskoefficienter), hvorfor den helt store forskel skyldes deres nedbrydelighed under aerobe forhold i jordens umættede zone. Her kan oliekomponenter generelt betragtes som nedbrydelige, mens chlorerede opløsningsmidler/nedbrydningsprodukter kan betragtes som ikke nedbrydelige eller svært nedbrydelige /52/ og /53/. Vinylchlorid kan dog være aerobt nedbrydeligt /56/.

I /26/ er det belyst, at poreluftkoncentrationen, målt i en ældre jordforurening med fyringsolie kan være i størrelsesordenen 200.000-800.000 µg/m^3, mens den blot 1 meter væk (i uforurenet jord) kan forventes at være reduceret til <3.000 µg/m^3, svarende til en reduktion på 2-3 størrelsesordner. I /24/ er det vist, at en tilsvarende reduktion for chlorerede opløsningsmidler sker indenfor afstande på 5-15 meter fra kilden. I /55/ er der, over 5 lokaliteter som helhed, konstateret rumlige variationer på ½-3 størrelsesordner indenfor afstande på 10 meter (4 lokaliteter med PCE og én med BTEX).

Ovenstående størrelsesordner gælder primært i homogen umættet zone i det horisontale plan, mens større variationer kan forekomme i det vertikale plan (primært hen over geologiske lagdelinger) samt omkring naturlige eller menneskeskabte inhomogeniteter i jorden; f.eks. omkring fundamenter/bygninger, rør-/kabelføringer og andre underjordiske installationer. I særlige inhomogene situationer kan den rumlige variation udgøre op til en størrelsesorden indenfor 10 cm /54/.

I /94/ er der observeret rumlige variationer i poreluftmålinger lige under betongulv på en faktor 3-8 (dvs. <1 størrelsesorden) i 5 punkter, placeret i et 4 x 4 meter område, når der er et gennemgående permeabelt lag under gulvet (f.eks. et kapillarbrydende lag). Tilsvarende ses variationer på 1-3 størrelsesordner under gulve, uden gennemgående permeabelt lag.

Tabel 3.2 Opsummering af rumlige variationer i poreluft.

		Afstand	**Relativ forskel i koncentration**	**Ref.**
Homogen umættet zone	Oliestoffer	1 meter fra kilde	2-3 størrelsesordener	/26/
	Chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter	5-15 meter fra kilde	2-3 størrelsesordener	/24/
Særligt inhomogene situationer		10 cm	Op til én størrelsesorden	/54/
Under gulv	Gennemgående permeabelt lag (kapillarbrydende lag)	4 meter	En faktor 3-8 (dvs. <1 størrelsesorden)	/94/
	Intet gennemgående permeabelt lag	4 meter	1-3 størrelsesordner	/94/

Indeluft

Generelt kan det siges, at den rumlige variation i indeluftkoncentrationer i en bygning er meget mindre end i poreluften /61/.

I forhold til rumlige variationer i indeluftkoncentrationer kan der skelnes imellem horisontale variationer (på tværs af en etage) og vertikale variationer (over etageadskillelser), og der kan være variationer indenfor den samme bolig eller på tværs af flere boliger. Generelt vil inhomogene forureningsforhold (forureningsbeliggenhed/-styrke ift. bygning) og tilstedeværelse af meget aktive, direkte spredningsveje bevirke større rumlige variationer i indeluftkoncentrationerne, end homogene fladeforureninger og bygninger uden væsentlige direkte spredningsveje. Rummenes anvendelse kan dog også have væsentlig betydning for den rumlige variation, idet f.eks. rum der ikke benyttes jævnligt og holdes aflukket, vil have et meget lavt luftskifte, hvilket kan resultere i indeluftkoncentrationer der adskiller sig fra mere benyttede rum.

Ofte vil rumlige variationer i indeluftkoncentrationer på samme etage ligge i størrelsen en faktor 2 til op mod en størrelsesorden imellem forskellige rum i samme bolig, jf. /1/, /51/. I forskellige boliger på samme etage, kan variationen forventes at være en faktor 2-20 imellem gennemsnitsniveauet i de enkelte boliger, jf. /44/. Vertikale variationer i gennemsnitlige indeluftkoncentrationer over etageadskillelser (svarende til reduktionsfaktorer) vil, afhængigt af etageadskillelsens generelle utæthed og tilstedeværelsen af direkte spredningsveje, erfaringsmæssigt oftest ligge i størrelsesordenen en faktor 2-5 (samme bolig og utæt etageadskillelse), men kan være helt op

mod en faktor 10-20 (forskellige boliger og tætte etageadskillelser), jf. /37/. Erfaringsmæssigt vurderes det mest almindelige at være vertikale variationer på en faktor 2-10 over etageadskillelser.

I forhold til ovenstående betragtninger, vil der oftest kunne forventes størst rumlige variationer tæt på kilder og betydende indtrængningsveje, samt mindre variationer i større horisontal og vertikal afstand herfra.

Tabel 3.3 Opsummering af rumlige variationer i indeluft.

		Relativ forskel i koncentration	**Ref.**
Samme etage	Forskellige rum i samme bolig	En faktor 2 til én størrelsesorden	/1/, /51/
	Forskellige boliger	En faktor 2-20	/44/
Over etageadskillelser (dvs. en reduktionsfaktor)		En faktor 2-20 Almindeligvis en faktor 2-10	/37/

De rumlige variationer i indeluftkoncentrationerne kan i mange tilfælde være væsentlige for forståelsen af forureningsspredningen i indeluften. Koncentrationer der er højest i nederste plan mod jordforureningen, ikke varierer betydeligt over en etage, og aftager jævnt op igennem bygningen, skyldes med stor sandsynlighed indtrængning igennem terrændækket. Ses store rumlige variationer mellem forskellige rum på samme etage eller ses de højeste koncentrationer på etager, der ikke ligger direkte over terrændækket, er der med stor sandsynlighed tale om at indeluften i nogle dele af bygningen påvirkes via en aktiv spredningsvej.

Faldstammer og kloakker

Der foreligger pt. ikke systematiske opsamlinger for rumlige variationer i luftkoncentrationer i faldstammer og kloakker, hvorfor følgende størrelsesordner er behæftet med større usikkerhed end størrelserne på de rumlige variationer i poreluft- og indeluftkoncentrationer.

På fire lodrette faldstammer i en seks-etagers ejendom, hvori der er målt i 20 punkter (10 liter luft på kulrør, bag vandlåse) over 3 målerunder, er der konstateret rumlige variationer fra en faktor 2-5 og helt op mod 2-3 størrelsesordner på samme faldstamme /44/. Den generelle erfaring er pt., at det er meget vanskeligt at udtale sig generelt om koncentrationerne i en faldstamme i etagebyggeri, ud fra få stikprøvevise målinger.

Rumlige variationer i offentlige kloaksystemer er pt. genstand for undersøgelser i et igangværende Teknologiprojekt, jf. appendiks A1.5. Indledende resultater herfra indikerer, at der kan være rumlige variationer helt ned til en faktor 1-4 og op mod en faktor 10-20 i brønde beliggende 50 meter fra hinanden, med en tendens til lavere reduktion af koncentrationerne i nedstrøms retning end i sideværts og opstrøms retning, ift. vandets strømningsretning i kloakstrengene. Amerikanske studier bekræfter disse tendenser og skelner også imellem kloaksystemer, der er belastet af hhv. forurenede dampe og forurenet grundvand. Generelt ses de største koncentrationsforskelle i opstrøms retning med op til 90-100% reduktion i koncentration indenfor ca. 100 m (300 ft). Tilsvarende ses ca. 80% reduktion i koncentration i nedstrøms retning, indenfor ca. 150 m (500 ft) /59/ i kloaksystemer, der ligger i umættet zone og derfor kun er belastet af forurenede dampe.

3.8.2 Størrelsesordner på tidslige variationer

Tidslige variationer i koncentrationen i et målepunkt kan, parallelt til betragtningerne om rumlige variationer, ses som en forskel i balancen imellem tilførsel/fraførsel af hhv. ren og forurenet luft for punktet – nu bare over tid.

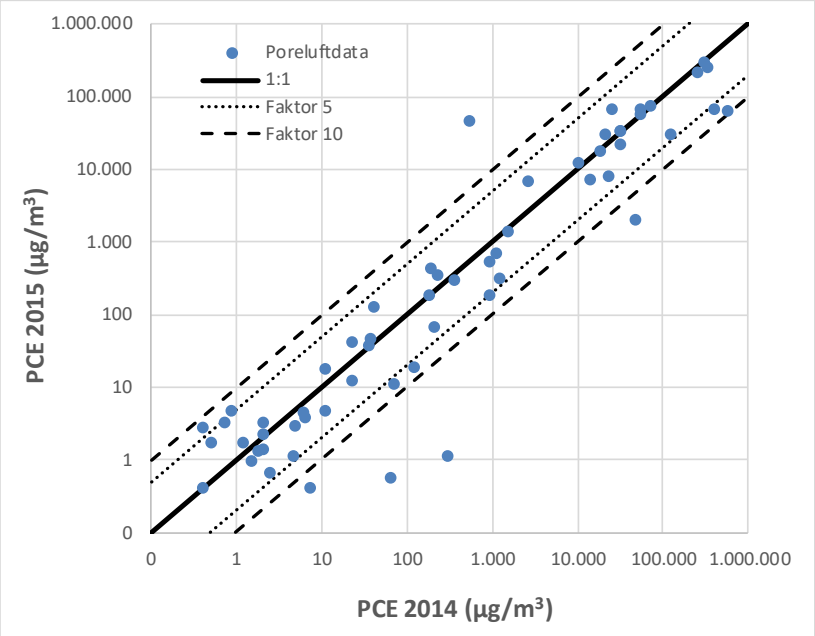
Poreluft

Generelt kan det siges, at langtidsvariationen i poreluftkoncentrationer (måneder til år) er større end korttidsvariationerne (dage til uger), og at langtidsvariationen er størrelsesmæssigt sammenlignelig med de rumlige variationer /61/. I /54/ er det konkluderet, at de tidslige variationer i konvektivt styrede (flowdominerede) systemer er større end i diffusivt styrede systemer.

I /55/ er der, over 5 lokaliteter som helhed (4 lokaliteter med PCE og én med BTEX), konstateret tidslige variationer i poreluftkoncentrationen under gulv på op til 2-3 størrelsesordner (over flere år), dog <1 størrelsesorden indenfor samme år. I den umættede zone er der generelt konstateret tidslige variationer på 1-2 størrelsesordner, mens der i /37/ er konstateret større tidslige variationer i en leret geologi (2-3 størrelsesordner) end i en sandet geologi (1-2 størrelsesordner). I /94/ er der set tidslige variationer på 1-2 størrelsesordner i poreluft lige under gulv på lerlokaliteter. I /55/ er det anført, at de største tidslige variationer ses ved vandspejlsfluktuationer, hvor der sker blotlæggelse/dækning af kilde/residual fri fase. Baseret på generelle erfaringer fra større poreluftundersøgelser med chlorerede opløsningsmidler, vurderes tidslige variationer generelt at ligge indenfor én størrelsesorden for det enkelte poreluftpunkt, hvilket bekræftes af modelstudierne i /54/.

På baggrund af PCE målt i to poreluftrunder med 59 poreluftprøver, udtaget i omtrentligt samme punkter (ikke faste poreluftstationer) i hhv. 2014 og 2015, /44/, kan det konstateres, at poreluftkoncentration i 2015 ligger indenfor en faktor 2 af koncentrationen i 2014 for 58% af punkterne, indenfor en faktor 5 for 80% af punkterne og indenfor en faktor 10 (dvs. 1 dekade) i 92% af punkterne, jf. Figur 3.6.

På baggrund af poreluftdata i /44/ og /48/ vurderes det, at den tidslige variation for et arealvægtet gennemsnit for en samlet poreluftsky målt over forskellige år, ligger indenfor en faktor 2-3.



Figur 3.6 Sammenligning af poreluftkoncentrationer af PCE målt i 59 poreluftpunkter i hhv. 2014 og 2015, plottet sammen med en 1:1-linje samt linjer der repræsenterer hhv. en faktor 5 og en faktor 10 imellem resultaterne fra 2014 og 2015 /44/.

Indeluft

Der er delte meninger om hvorvidt de tidslige variationer i indeluftkoncentrationen er større eller mindre end de tidslige variationer i poreluften. På baggrund af modelstudierne i /54/ konkluderes det, at den tidslige variation i bygninger er større end i poreluften, mens det på baggrund af et stort feltstudium i /61/ konkluderes, at den tidslige variation i indeluftkoncentrationer er langt mindre end i poreluften.

Det er sjældent, at der findes længere tidsserier for indeluftkoncentrationen ved højere koncentrationsniveauer, da sådanne vil kræve en offentlig afværgeindsats, hvorved tidsserierne efter indsats ikke længere vil afspejle naturlige tidslige variationer.

De erfaringer der foreligger, er således ofte for koncentrationsniveauer lige omkring afdampningskriterierne. Baseret på længerevarende tidsserier med 14-dages målinger for chlorerede opløsningsmidler på flere sådanne sager, inkl. et igangværende interregionalt udviklingsprojekt om luftskiftets betydning for indeluftkoncentrationen (jf. appendiks A1.2), vurderes de tidslige variationer i enkelte målepunkter at ligge på en faktor 5-20 imellem de maksimale og minimale koncentrationer (inkl. koncentrationer under detektionsgrænsen, sat lig detektionsgrænsen). For tidsserier i målepunkter, hvor de laveste koncentrationer er mere end to gange detektionsgrænsen, er den tidslige variation på en faktor 2-7.

Specielt for benzen, hvor en stor andel af koncentrationen i indeluften forventes at stamme fra udeluften (jf. afsnit 3.10.1), kan der forventes årstidsvariationer i indeluftkoncentrationen, som primært afspejler store årstidsvariationer i udeluftkoncentrationen. I tre uforurenede boliger er der således observeret tidslige variationer i indeluftkoncentrationen af benzen på en faktor 15-30 /25/.

Faldstammer og kloakker

Tidslige variationer i faldstammer er et af de områder, som er under belysning i disse år, men hvor den samlede viden i branchen endnu ikke er konsolideret. Dog kan det overordnet siges, at faldstammer er flowdominerede systemer, med drivende kræfter/differenstryk ift. indeluften (specielt i etagebyggerier), der kan være op mod 2 størrelsesordner større end dem der virker over terrændæk, men som kun gælder i korte perioder /2/. Selv i ét- eller toplans huse er der tale om forholdsvist store drivende kræfter, som varierer meget dynamisk /48/. Sådanne systemer kan forventes at være forbundet med store tidslige variationer.

Baseret på de samlede erfaringer i /44/, /48/, /62/, /63/ er der konstateret tidslige variationer på en faktor 2-5 og helt op til 2 størrelsesordner (en faktor 100) ved udtagning af korttidsprøver (aktiv opsamling af 10 liter luft på kulrør). Målt som langtidsprøver (ORSA-rør) ser de tidslige variationer ud til at blive dæmpet noget, så de resulterende tidslige variationer umiddelbart vurderes at være begrænset til <1 størrelsesorden, /48/ og /64/.

En speciel rumlig problemstilling, som kan tolkes som tidslige variationer, er koncentrationsmåling bag vandlåse som er domineret af diffusiv forureningstilførsel (dvs. systemer, der er tætte i boligenden). Her er set flere eksempler på at koncentrationen falder ifm. prøvetagningen ved aktiv opsamling af 10 liter luft på kulrør, /2/, /62/ og /65/, således at hvis der var udtaget en anden prøve i umiddelbar forlængelse af den første, så ville koncentrationen i den anden prøve være væsentligt lavere end i den første, se også volumenbetragtninger for faldstammer i afsnit 3.9.3.

Tidslige variationer i offentlige kloaksystemer er pt. genstand for undersøgelser i et igangværende Teknologiprojekt, jf. appendiks A1.5. Indledende resultater herfra indikerer, at der kan være tidslige variationer på så lidt som en faktor 1-5 i kloaksystemer, der er belastet af forurenet grundvand. Amerikanske studier, baseret på korttidsprøver, viser tidslige variationer på 2-3 størrelsesordner over uger til år, mens de tidslige variationer over perioder på 1-3 dage generelt er mindre end 1 størrelsesorden /66/. De danske målinger er udført som 7-dages målinger på ORSA-rør i målerunder fra forskellige år, og vurderes at være valide, selvom brug af ORSA-rør i kloakker/fugtige miljøer potentielt kan lede til en underestimering af den reelle koncentration. Problemstillingen er ved at blive undersøgt, jf. appendiks A1.5.

3.9 Repræsentative målebetingelser

Formålet med at udtage luftprøver er oftest at udtrykke et risikopotentiale (i form af koncentrationsmålinger), hvorfor det er vigtigt, at prøverne er repræsentative for eksponeringsrisikoen i rum og tid. Samtidig skal prøverne bruges til at beskrive forureningsindholdet/-koncentrationen i det medie, der måles i – men vel at mærke, koncentrationen i en uforstyrret eller naturlig tilstand, svarende til den, der var før der blev målt. Mht. repræsentativitet, er der således både tale om rumlige og tidslige aspekter samt fysiske og kemiske aspekter.

I afsnit 3.8 er de rumlige og tidslige aspekter behandlet ift. at opnå et robust undersøgelsesgrundlag, mens rumlige aspekter vedr. ophængning af passive samplere, så

der opnås repræsentative indeluftmålinger er behandlet i afsnit 3.11.2. I det følgende fokuseres på de fysisk-kemiske aspekter.

I forhold til de fysiske og kemiske aspekter, er det overordnet set sjældent, at luftprøver kan udtages helt uden at forstyrre det system, som der måles på. Det er generelt vigtigt, at der holdes fokus på, at systemet ændres så lidt som muligt ifm. prøvetagningen. Når det er nødvendigt at forstyrre systemet, så bør det overvejes om det er muligt at benytte en prøvetagningsstrategi, der giver et konservativt risikobillede (ofte høje koncentrationer) frem for et ikke-konservativt risikobillede. Alternativt kan resultatet understøttes af prøver i andre medier og/eller af flere prøver (i rum og tid).

Følgende er eksempler på fysiske forhold som ofte accepteres for at gøre det muligt at udtage en luftprøve:

- Der skal skabes fysisk adgang/kontakt til prøvetagningspunktet,
- Der påføres et vakuum ved aktive målinger,
- Der fjernes et luftvolumen ved aktive målinger.
- Placering af prøvetagningspunkt ift. forurening

I de følgende afsnit beskrives udvalgte problemstillinger ved de ovenfor listede forhold. I afsnit 4.3 og kapitel 6 fremgår beskrivelser og anbefalinger til den praktiske prøvetagning.

3.9.1 Kontakt til prøvetagningspunktet

I forhold til at skabe kontakt til prøvetagningspunktet, er det væsentligt, at der ikke lukkes ren luft ind/ned til prøvetagningspunktet, eller fjernes forurenet luft fra punktet. Risikoen er, at der måles en lavere koncentration end den, der er i systemets uforstyrrede tilstand.

Et eksempel kan være udtagning af en luftprøve (ved aktiv opsamling på kulrør) fra en kloakbrønd med tæt brønddæksel, uden huller, hvor det er nødvendigt at løfte dækslet for at skabe adgang til brønden. Når dækslet løftes, er der både risiko for at ren luft trækker ned i brønden og for at forurenet luft slipper op fra brønden. Jo dybere brønd, og jo kortere tid dækslet er løftet af, jo mindre relativ forstyrrelse/fortynding er der risiko for. Tilsvarende, jo længere prøveopsamlingsperiode der er tale om, jo mindre bliver den relative forstyrrelse.

Et andet eksempel kan være prøvetagning bag en vandlås (i en faldstamme), hvor der ikke kan skabes kontakt til luften bag vandlåsen uden først at skille den ad. Bedst adgang til faldstammen skabes hvis det er muligt at skubbe en prøvetagningsslange igennem vandlåsen. Da der typisk vil være tale om udtagning af et mindre luftvolumen (ofte 10 liter opsamlet aktivt på kulrør, jf. /2/) bliver falsk luft særligt kritisk.

Et tredje eksempel kan være gennemboring af et betongulv og/eller nedramning af et poreluftspyd, hvorved der er risiko for at trække ren installationsluft med ned til prøvetagningspunktet. Jo mindre poreluftvolumen der udtages, og jo mere diffusionsstyret forureningstilførsel der er til prøvepunktet, jo større relativ betydning har denne problemstilling. Der tages højde for installationsluft i poreluftpunkter ved at foretage en forpumpning af poreluftopstillingen før prøvetagning.

Et fjerde eksempel kan være poreluftprøvetagning i kalk, hvor der skal være særlig fokus på risikoen for at trække ren udeluft ned til prøvetagningspunktet. Der kan også være risiko for at poreluftprøven trækkes fra små sprækker, hvor udtagning af 100 l luft kan medføre risiko for at forstyrre den naturlige forureningstilstand.

3.9.2 Påført vakuum ved aktiv prøvetagning (modtryk)

Nedenstående faktaboks indeholder omregning imellem forskellige benyttede enheder for tryk.

Faktaboks

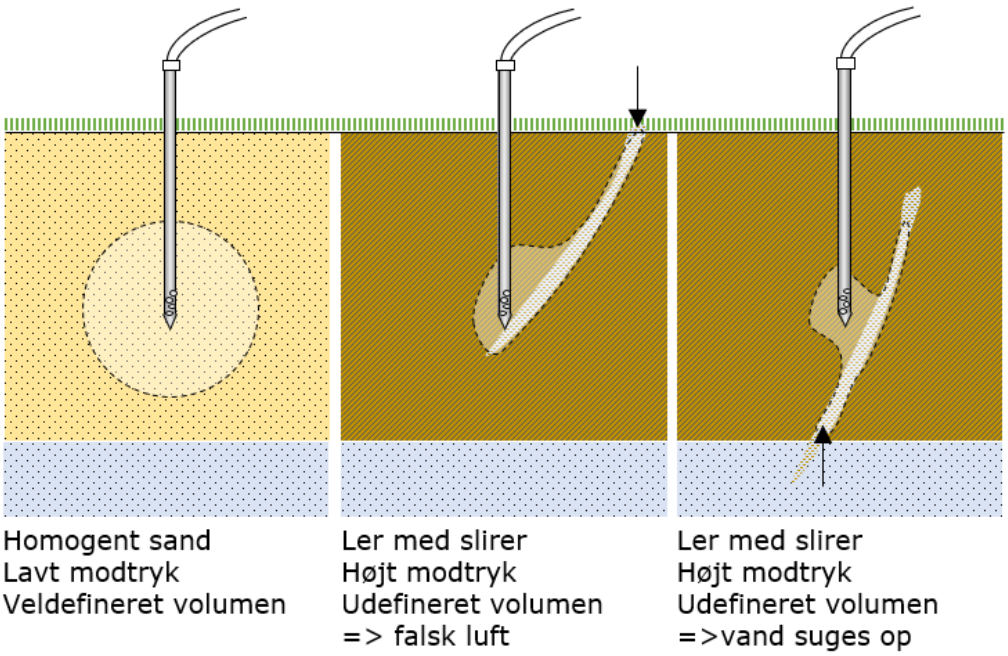
Omregning imellem forskellige enheder for tryk

	Pascal (Pa)	hektopascal (hPa)	millibar (mbar)	mm kviksølv (mm Hg)	tommer kviksølv (”Hg)	m vandsøjle (m H_2O)	Atmosfære (Atm)
1 Pa =	1	0,01	0,01	$7{,}50 \cdot 10^{-3}$	$2{,}96 \cdot 10^{-4}$	$1{,}02 \cdot 10^{-4}$	$9{,}87 \cdot 10^{-6}$
1 hPa =	100	1	1	0,750	0,0296	0,0102	$9{,}87 \cdot 10^{-4}$
1 mbar =	100	1	1	0,750	0,0296	0,0102	$9{,}87 \cdot 10^{-4}$
1 mm Hg =	133,3	1,33	1,33	1	0,0395	0,0136	$1{,}32 \cdot 10^{-3}$
1 ”Hg =	3.386	33,86	33,86	2,54	1	0,345	0,0333
1 m H_2O =	9.806	98,06	98,06	73,55	30,65	1	0,0968
1 atm =	101.325	1.013,25	1.013,25	760	316,7	10,33	1

De systemer, hvorfra der udtages luftprøver, vil ofte være udsat for naturlige drivende tryk på i størrelsesordenen fra få Pascal til få mbar (1 mbar svarer til 100 Pa). F.eks. er de naturlige trykgradienter over betongulv ofte i størrelsesordenen ± 2 Pa og over ydermure og faldstammer i størrelsesordenen ± 10 Pa, /34/, /48/, /62/ og /64/. Naturlige variationer i barometertrykket vil alt overvejende være mindre end 20 mbar pr. døgn (< 2.000 Pa/d) og 1 mbar pr. time (< 100 Pa/t) /34/ og /62/.

Til sammenligning er det i /1/ og /6/ nævnt, at modtrykket i formationen (det påførte vakuum ved aktiv opsamling af poreluftprøver fra intakte jordlag) ikke bør overstige 200-250 mbar (20.000-25.000 Pa). Et modtryk på 200 mbar (20.000 Pa), svarer til en løftehøjde på 2 meter vandsøjle og er ekstremt voldsomt ift. naturligt forekommende trykforhold, jf. erfaringsværdierne ovenfor. Med implementeringen af nærværende rapport anbefales det ikke længere at luftprøver udtages med sådanne høje modtryk (se ny anbefaling nedenfor).

Generelt kan det siges, at udtagning af prøver ved højt modtryk er et udtryk for at prøven udtages fra et relativt flow-inaktivt system, hvor de symmetriske volumenbetragtninger i afsnit 4.3.1 udfordres, og hvor det kan være svært at vide hvor luften trækkes fra, jf. Figur 3.7. Dermed øges risikoen for, at der tiltrækkes falsk luft, som ikke repræsenterer målepunktet, hvorfor prøven ikke bør betragtes som en punktmåling i konceptuel, tolkningsmæssig forstand. Samtidig vil der ske en kraftig påvirkning af de fysisk-kemiske ligevægte, der har indstillet sig under naturlige forhold. Denne påvirkning har ukendte konsekvenser for målingens validitet og er, rent konceptuelt, ikke ønskelig.



Figur 3.7 Principtegning af poreluftprøver udtaget i forskellige matricer; en homogen sandmatrice med veldefineret prøvevolumen (til venstre), en lermatrice med en slire, højt modtryk og tiltrækning af falsk luft (i midten) og en lermatrice med en slire, højt modtryk og opsugning af formationsvand i prøvepunktet (til højre).

Hvis det er nødvendigt at påføre et stort vakuum til en formation for at trække luft ud af den, bør det kraftigt overvejes, om aktivt opsamlede luftprøver er det rette undersøgelsesredskab. Høje modtryk vil kunne observeres i forholdsvis siltede og lerede aflejringer med højt vandindhold. Hvis resultaterne skal bruges til at sige noget om risikoen ift. indeluften (dvs. poreluft der bevæger sig fra jorden mod indeluften), så er det tvivlsomt om den luft, der opsamles ved et meget højt modtryk, giver prøver, der er egnede til dette formål. Hvis resultaterne skal bruges til at screene for forureningsindhold i impermeabel jord, kan det være, at passive poreluftmetoder er bedre egnede, se f.eks. /71/ og /72/. Passive poreluftmetoder har hidtil ikke vundet indpas i danske undersøgelser og behandles derfor ikke yderligere. Hvis resultaterne skal bruges i sammenhæng med betragtninger omkring forurenet grundvand, er det værd at overveje om luftprøver fra boringer filtersat over vandspejlet er et bedre alternativ, jf. afsnit 5.6.3.

Ny anbefaling for maksimalt modtryk

Til erstatning af de tidligere anbefalinger i /1/ og /6/ anbefales det fremover, at formationsmodtrykket ved udtagning af poreluft ikke overstiger 100 mbar, og gerne er mindre end 50 mbar. Formationsmodtrykket kan måles i prøveopstillingen f.eks. under for-/renpumpning, uden adsorptionsmedie (evt. med et tømt kulrør), men justeret til samme flow som ved prøvetagning. Hvis modtrykket måles imellem adsorptionsmedium og pumpe, vil det samlede modtryk (ved flow justeret til samme flow som ved prøvetagning) være lig formationsmodtrykket plus et modtryk fra adsorptionsmediet (typisk i størrelsesordenen 40-80 mbar pr. adsorptionsrør). Modtrykket fra adsorptionsrøret alene kan måles imellem poreluftpumpe og et adsorptionsrør som trækker fri luft (ikke er tilkoblet et poreluftspyd), ved flow justeret til samme

flow som ved prøvetagning. Adsorptionsrøret skal kasseres efterfølgende. Modtrykket for adsorptionsrør kan variere betydeligt, også for rør af samme type fra forskellige batch. I afsnit 5.6.3 beskrives principielle muligheder for prøvetagning i formationer med højt modtryk.

3.9.3 Fjernelse af et volumen ved aktiv prøvetagning

Ved aktiv opsamling af luftprøver er det et grundvilkår, at der fjernes luft fra det system der måles på, jf. afsnit 4.1.2. For luft der analyseres på direkte visende udstyr, vil måleapparatet ofte være bestemmende for det luftflow, der påføres ved prøvetagning (f.eks. i størrelsesordenen 0,1-0,3 L/min for PID- og IR-målere). Ved kontinuert måling på et system bør det sandsynliggøres, ved overslagsberegninger for det samlede volumen som fjernes ift. systemets luftvolumen, at systemet ikke påvirkes uhensigtsmæssigt.

For prøver, der skal opsamles via aktivt flow på et adsorptionsmedium, er der ofte et ønske om at opsamle en forholdsvist stor mængde luft for at kunne opnå en lav detektionsgrænse. I modstrid hermed er ønsket om at forstyrre det system der måles på, mindst muligt. Som projektleder/undersøgelsesansvarlig er det derfor vigtigt at overveje, om højere detektionsgrænser kan accepteres uden at gå på kompromis med undersøgelsesformålet.

Generelt kan det siges, at systemer med store volumener og/eller lille modstand, f.eks. indeluft, hovedkloakker og sandede jordlag i umættet zone, er mindre følsomme overfor fjernelse af luft ved prøvetagning end systemer med små volumener og/eller høj modstand, f.eks. faldstammer, hulmure og siltede eller våde jordlag. I sidstnævnte systemer vil det ofte være hensigtsmæssigt at udtage prøven med reduceret volumen; specielt da koncentrationer fra prøvetagningspunktet konceptuelt ofte henføres til prøvepunktet og ikke et større volumen.

Et eksempel herpå er udtagning af luftprøver fra faldstammer ved aktiv opsamling på kulrør. Udtages 100 liter luft fra en ø100 mm faldstamme, svarer det til udskiftning af luften på ca. 15 meter rørstrækning, mens udtagning af 10 liter luft, svarer til volumenet af ca. 1,5 meter faldstamme. Udtages flere prøver samtidig fra systemet i en etageejendom (eller et parcelhus) så leder førstnævnte prøvevolumen til en ekstremt dårlig defineret prøve med stor risiko for indhold af falsk luft.

Et andet eksempel kan være aktiv udtagning af luftprøver fra en hulmur, uden hulmursisolering, f.eks. et ældre murstenshus. Udtages 100 liter luft fra en hulmur med 5 cm hulrum, svarer det til udskiftning af luften over et areal af hulmuren på ca. 2 m^2. Er der tale om en isoleret hulmur, vil det aktive hulrum måske være i størrelsesordenen 0,5 cm, svarende til at en 10 liters luftprøve dækker et areal af hulmuren på ca. 2 m^2.

3.9.4 Dybdemæssig placering af prøvetagningspunkt ift. forurening

En poreluftprøve som udtages, med det formål at karakterisere en forurenings potentielle bidrag til indeluft, bør altid, dybdemæssigt, udtages enten i kilden eller imellem kilden og undersiden af nuværende eller fremtidig gulvkonstruktion.

I forhold til eksisterende boliger er det således nærliggende, at poreluftprøver under gulv udtages i det kapillarbrydende lag lige under betondækket. Dette vil, i de fleste tilfælde, også være det mest hensigtsmæssige, da den koncentration der påvises her, i de fleste tilfælde, vil repræsentere den luft der kan trænge ind i bygningen, og dermed den potentielle risiko.

Det kan dog ske, at en prøve udtaget lige under betondæk i det kapillarbrydende lag, bliver påvirket uhensigtsmæssigt med forureningsstoffer fra f.eks. forurenede bygningsdele (jf. afsnit 3.11.6), isoleringslag (jf. afsnit 3.11.5), eller at prøven kan blive påvirket af forurenet indeluft/ren indeluft gennem sprækker i et utæt betondæk (jf. afsnit 3.11.3). I sådanne tilfælde, bør prøven udtages med korte spyd under betonen.

I nogle tilfælde, kan man dog risikere, at jord-/poreluftforurening er placeret umiddelbart under gulvkonstruktionen/isoleringslaget f.eks. ved spild igennem gulv. Hvorfor det rent konceptuelt, vil være mest hensigtsmæssigt at udtage prøven lige under gulv, hvor der samtidig vil være stor risiko for afsmitning fra f.eks. forurenet beton. I alle tilfælde vil sådan en prøve være et udtryk for det maksimale risikopotentiale for jordforureningen.

I praksis bør man altid tænke over den dybdemæssige placering af spyddet i kombination med prøvestørrelsen/-volumenet, jf. afsnit 4.3.1. En dybere placering (tættere på kilden) og et mindre volumen, vil således – alt andet lige – medføre, at poreluftprøven i større grad afspejler poreluftforureningen, og i mindre grad indholdet i f.eks. betondækket.

I forhold til fremtidige boliger, hvor poreluftprøver udtages på areal uden nuværende bebyggelse/belægning, bør poreluftprøver til vurdering af fremtidig bolig uden kælder som udgangspunkt udtages 1 m u.t. Der er tre situationer, hvor det vil være mere hensigtsmæssigt at udtage poreluftprøverne dybere (2-3 m u.t.), 1) ved risikovurdering overfor fremtidig følsom arealanvendelse med kælder, 2) ved dybereliggende fladeforureninger f.eks. en grundvandsfane og 3) i udgravninger med restforurening (jf. afsnit 5.3.1).

Prøvetagningsdybden og -volumenet bør overvejes i hvert enkelt tilfælde, og kan samtidig være underlagt diverse praktiske hensyn, f.eks. muligheden for at trække poreluft grundet impermeable lag eller højtstående vandspejl.

Ovenstående er ikke nogen let øvelse, men klares bedst i tæt samarbejde imellem feltmedarbejderen, der har indblik i prøvetagningssituationen og de praktiske muligheder, og projektmedarbejderen, der har overblik over undersøgelsesformålet og den konceptuelle forståelse af forureningssituationen. I de fleste tilfælde vil prøvetagningen komme til at afspejle et vægtet hensyn af flere modsatrettede ønsker. Det væsentlige ift. ”den gode undersøgelse” er, at der er truffet nogle velovervejede valg, baseret på de praktiske omstændigheder/muligheder, og at den der skriver risikovurderingen, er klar over eventuelle forbehold ift. tolkningen af analyseresultatet.

3.10 Baggrundsniveauer og interne bidrag

I forbindelse med regionernes indeluftundersøgelser er formålet at kvantificere *bidraget* fra en underliggende forurening til indeluften, så dette kan sammenlignes med Miljøstyrelsens afdampningskriterier /38/.

Udtagning af indeluftprøver giver værdifuld viden, i situationer hvor det forventes, at koncentrationsniveauet i indeluften altovervejende afspejler bidraget fra en underliggende forurening i jord, grundvand og poreluft – og ikke baggrundsniveauer fra udeluften eller interne bidrag fra byggematerialer, inventar, forbrugerprodukter mv. Som udgangspunkt forventes der ikke betydende baggrundsniveauer af chlorerede opløsningsmidler, toluen, xylener eller C9/C10-aromater, mens baggrundsniveauer af benzen og totalkulbrinter (TVOC) kan være betydende ift. afdampningskriterierne.

I /39/ er der foretaget en sammenstilling af danske baggrundsniveauer for oliestoffer og chlorerede opløsningsmidler, og i /25/ er der foretaget et opdateret studium af danske baggrundsniveauer for oliestoffer i både udeluft og indeluft (i hhv. maj og november), gældende for uforurenede danske boliger. Nedenstående tabel giver en sammenstilling af den tilgængelige viden om danske baggrundsniveauer i ude- og indeluft for oliestoffer og chlorerede opløsningsmidler.

Tabel 3.4 Danske baggrundsniveauer (µg/m^3) for oliestoffer fra hhv. 131 (nov.) og 143 (maj) uforurenede boliger /25/ og chlorerede opløsningsmidler /39/ i udeluft og indeluft. Intervaller angiver 25-75% fraktiler. Parenteser angiver at resultater under detektionsgrænsen har betydning for værdien, og at den sande værdi ligger i det angivne interval. < indikerer indhold under detektionsgrænsen (detektionsgrænsen = den anførte værdi).

Oliestoffer	**ADK**	**Udeluft** (25-75% fraktiler)		**Indeluft** (25-75% fraktiler)	
		Maj	**November**	**Maj**	**November**
Benzen	0,13	0,22 – 0,37	0,43 – 0,59	0,30 – 0,68	0,53 – 1,1
Toluen	400	0,77 – 1,6	0,90 – 1,6	2,0 – 6,6	2,6 – 9,9
Xylener£	100	0,58 – 1,2	0,78 – 1,5	1,3 – 4,0	1,5 – 5,1
C9/C10-aromater	30	<0,22 – 0,57	0,37 – 0,57	1,4 – 3,9	1,5 – 5,7
TVOC	100	<41 – <44	<43 – <44	<43 – 148	<43 – 120
Chlorerede opl.	**ADK**	**Udeluft** (25-75% fraktiler)		**Indeluft** (25-75% fraktiler)	
TCM	20	(0-0,13) – (0-0,2)		(0-0,1) – (0-0,2)	
1,1,1-TCA	500	(0-0,15) – (0-0,2)		(0-0,1) – (0-0,2)	
TCE	1	(0-0,1) – (0-0,2)		(0-0,1) – (0,14-0,2)	
TeCM	5	(0-0,23) – (0,41-0,47)		(0,19-0,2) – 0,29	
PCE	6	(0-0,13) – (0,3-0,36)		0,26-1,2	

ADK = Miljøstyrelsens afdampningskriterier. Rød skrift: Baggrundsniveauer ligger over ADK. £ = xylener inkl. ethylbenzen. TVOC = totalindhold af flygtige kulbrinter. TCM = trichlormethan/chloroform. 1,1,1-TCA = 1,1,1-trichlorethan. TCE = trichlorethylen. TeCM = tetrachlormethan. PCE = tetrachlorethylen.

3.10.1 Særlige forhold omkring oliestoffer

Benzen er til stede i koncentrationer over afdampningskriteriet (0,13 µg/m^3) i næsten alle prøver udtaget ifm. /25/ også i udeluften (opsamlet med ORSA-rør over 14 dage). I /25/ er det vurderet, at ca. 75% af benzen i indeluften generelt kommer fra udeluften, og at det absolutte bidrag herfra er kraftigt påvirket af udetemperaturen, således at lave udetemperaturer er korreleret med høje baggrundskoncentrationer af benzen. Dette skyldes opvarmning vha. biomasseafbrænding.

Det forhold, at størstedelen af benzen i indeluften kan forventes at stamme fra udeluften (undtaget i rygerhjem jf. afsnit 3.11.7) betyder, at en sikker bestemmelse af udeluftkoncentrationen bliver afgørende for en vurdering af et eventuelt bidrag fra poreluften til indeluften. I /25/ er det estimeret, at der i ca. 50% af de tilfælde, hvor der måles benzenkoncentrationer i udeluften i to positioner omkring en bygning, kan forventes >20% forskel på indholdet. I 5-10% af tilfældene kan der forventes en forskel på >100% (altså at den høje værdi er mere end dobbelt så høj som den lave). På baggrund heraf anbefales det i /25/, at benzenkoncentrationer i udeluften altid måles i to positioner (på forskellige sider af bygningen).

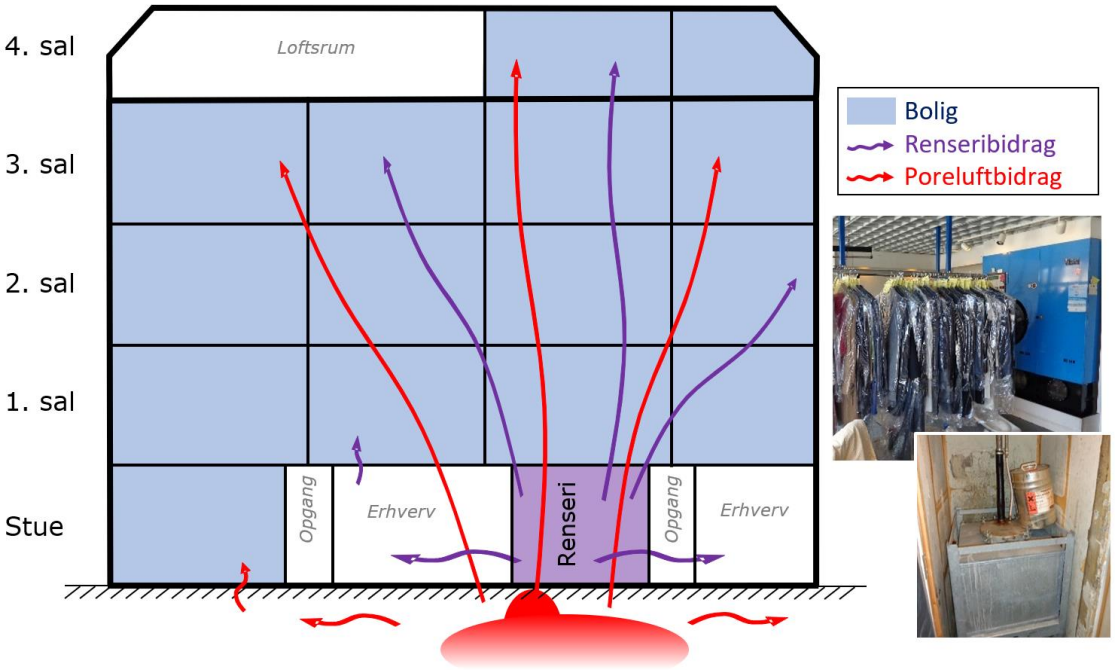
I /25/ er det konkluderet, at der er TVOC-koncentrationer over ADK (100 µg/m^3) i indeluften i ca. 30% af danske hjem, der ikke er påvirket af jord-/grundvandsforurening. Risikoen for at måle TVOC > ADK er højere i hjem med brændeovn /25/.

3.10.2 Særlige forhold omkring chlorerede opløsningsmidler

Da baggrundsniveauerne for de chlorerede opløsningsmidler kan forventes at ligge væsentligt under afdampningskriterierne, jf. Tabel 3.4, vil disse normalt ikke have en indflydelse på tolkningen af resultater fra indeluftprøver. En undtagelse herfra er hvis beboerne, i tiden op til eller i måleperioden, har fået renset tøj på et renseri der anvender PCE /1/. På baggrund af danske studier kan det anslås, at tøj renset på renserier der anvender PCE, kan forventes at medføre overskridelser af afdampningskriteriet i op til 3 uger og målbare interne bidrag (under afdampningskriteriet) i op til 6-8 uger, /42/ og /43/. I forbindelse med indeluftundersøgelser, anbefales det, at der holdes fokus på om beboerne har fået renset tøj og lignende i en forudgående periode på op til 3-4 måneder /43/.

Som vist i Figur 3.8 kan der også være væsentlige interne bidrag af PCE til indeluften i boliger, der ligger i bygninger med igangværende renserier /44/ og /45/, hvis der benyttes tetrachlorethylen (PCE) som det aktive stof i rensemaskinerne. Mange renserier har ligget det samme sted gennem en længere årrække og erfaringen viser, at der ofte er ældre spild med chlorerede opløsningsmidler, primært PCE, i jorden under og/eller omkring renserierne. Ved indeluftundersøgelser i sådanne tilfælde, kan det være vanskeligt at vurdere resultaterne fra indeluftmålingerne, da det igangværende renseri kan betragtes som en meget væsentlig intern kilde. For at vurdere graden af afdampning fra den underliggende jordforurening vil det i mange tilfælde være nødvendigt at supplere en grundig undersøgelse af poreluftforureningen med andre og mere avancerede undersøgelser som f.eks. vurdering af dæmpning over gulvkonstruktion og etageadskillelser ved brug af sporgasundersøgelser, differenstryklogning eller andet, /44/ og /45/.

Det bemærkes, at specielle forhold kan gøre sig gældende for indeluftkoncentrationen i boliger, der ligger lige over, og evt. ved siden af, et aktivt renseri, der anvender PCE. I sådanne tilfælde kan der tillades et bidrag fra renseridriften til indeluften i boligen på 100 µg/m^3 /102/.



Figur 3.8 Principtegning af poreluftbidrag (røde pile) og interne bidrag fra igangværende renseri (lilla pile) til boliger i etagebyggeri (blå enheder). Indsatte fotos: interne kilder i igangværende renseri (rensemaskine, rensetøj, PCE-beholder samt affaldsbeholder. Frit efter /44/.

Tidligere har der også været indhold af TCE og PCE i danske forbrugerprodukter (f.eks. lim, pletrensemidler, malervareprodukter og korrektionslak /39/), som nu er fjernet via regulering. Potentielt vil ældre beholdninger af sådanne produkter kunne give anledning til interne bidrag. I branchen er der desuden nyere eksempler på indeluftundersøgelser, hvor betydende interne bidrag skyldes privatimport af udenlandske forbrugerprodukter indeholdende bl.a. TCE og PCE, f.eks. via internethandel fra fjernøsten. Der kan f.eks. være tale om sko med limede skosåler eller garvede skind. Denne problemstilling forventes forstærket i de kommende år.

I indeluftmålinger som analyseres for indhold af nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler (vinylchlorid, 1,1-dichlorethan, 1,1-dichlorethylen, 1,2-dichlorethan samt cis- og trans-1,2-dichlorethylen), konstateres ind imellem indhold af 1,2-dichlorethan (1,2-DCA) over afdampningskriteriet (typisk i niveauer < 1,5 µg/m^3). 1,2-DCA har et lavt afdampningskriterium på 0,1 µg/m^3, hvorfor forholdsvist små interne bidrag kan give anledning til indeluftkoncentrationer over afdampningskriteriet. 1,2-DCA kan oftest henføres til plastprodukter /46/, /47/ og /57/. Ofte er det forholdsvis nemt at afvise, at der er tale om et poreluftbidrag, da der sjældent konstateres indhold af 1,2-DCA i poreluften, som kan relateres til jordforurening. Desuden følger den rumlige udbredelse typisk ikke mønsteret, for de forureningsstoffer der påvises i poreluften, f.eks. konstateres stoffet ofte kun i nogle og ikke i alle boliger i etagebyggerier.

Brugen af tetrachlormethan (TeCM) har været reguleret/udfaset siden 1995, men der forekommer stadig industrielle emissioner af TeCM, /87/, hvorfor komponenten ofte konstateres i både ude- og indeluftprøver. I indeluft observeres typisk niveauer på

0,2-0,6 µg/m^3, /57/. Med et afdampningskriterium på 5 µg/m^3 er det dog meget sjældent, at baggrundsniveauer for TeCM volder problemer ved tolkningen af resultaterne i indeluftundersøgelser.

3.11 Falsk negative og falsk positive resultater

Det værste der kan ske ifm. prøvetagning er, at der opnås et analyseresultat, der er forkert; specielt et resultat, der indikerer, at der er rent/uforurenet et sted, hvor der i virkeligheden er forurening (falsk negativ), eller at analyseresultatet indikerer, at der er forurenet et sted, hvor der i virkeligheden er uforurenet (falsk positiv). Falsk negative resultater er særligt kritiske, idet der er risiko for at de ikke opdages medmindre feltdokumentationen skaber en mistanke, mens falsk positive resultater som regel opdages ved efterfølgende prøvetagning. På en gråskala imellem yderpunkterne findes en række resultater, som kan være påvirket i større eller mindre grad imod et af yderpunkterne, f.eks. et resultat der indikerer, at der er lidt forurenet i prøvetagningspunktet selvom der i virkeligheden er meget forurenet.

I det følgende gennemgås en række eksempler på situationer, som kan give falsk negative og falsk positive resultater ifm. udtagning af luftprøver.

3.11.1 Lækage ifm. aktiv prøveopsamling

Ifm. luftmålinger med aktiv opsamling på adsorptionsrør (f.eks. kulrør) sker prøveopsamlingen ved at påføre et vakuum til prøvetagningsopstillingen. Sådanne opstillinger er følsomme overfor utætheder. Afhængigt af utæthedens placering i prøveopstillingen, samt koncentrationen af de stoffer der undersøges for (i både prøvetagningspunkt og omgivelser), kan lækage i prøveopstillingen lede til enten falsk negative eller falsk positive resultater.

En lækage i prøveopstillinger til aktiv opsamling af luftprøver kan generelt befinde sig følgende steder:

a) Imellem prøvepunkt og omgivelser
b) Imellem prøvepunkt og adsorptionsmedium
c) Imellem adsorptionsmedium og vakuumpumpe

Punkt (a) og (b) vil lede til, at der suges falsk luft fra omgivelserne igennem adsorptionsmediet, og afhængigt af om den falske luft er renere eller mere forurenet end luften i prøvepunktet (den koncentration som ønskes målt), kan lækagen lede til falsk negative eller positive resultater. Denne situation kan i værste fald (ved store lækager) lede til at analyseresultatet afspejler koncentrationen i omgivelserne, ikke i prøvepunktet. I mindre grelle situationer kan der være tale om en (ukendt) sammenblanding af de to lufttyper. For poreluftprøver kan samtidig måling af CO_2 ofte give en indikation af om sådanne lækager er til stede, jf. afsnit 6.2.6.

Punkt (c) vil lede til, at der suges falsk luft igennem pumpen, men udenom adsorptionsmediet. Når flowmålingen sker efter utætheden (f.eks. i selve pumpen eller på afkastet fra denne), så vil den adsorberede stofmængde blive relateret til et falsk højt luftvolumen, og koncentrationsmålingen vil lede til et falsk negativt analyseresultat (lavere koncentration i analyserapporten end den faktiske).

I alle tilfælde kan problemstillingen omkring lækager afhjælpes ved at være opmærksom på risikoen og udvise omhyggelighed ifm. etablering af prøvepunkt og -opstilling, samt ved at udføre en lækagekontrol ifm. etablering af prøveopstillingen, jf. afsnit 6.2.6.

3.11.2 Falsk ren luft ifm. passive indeluftmålinger

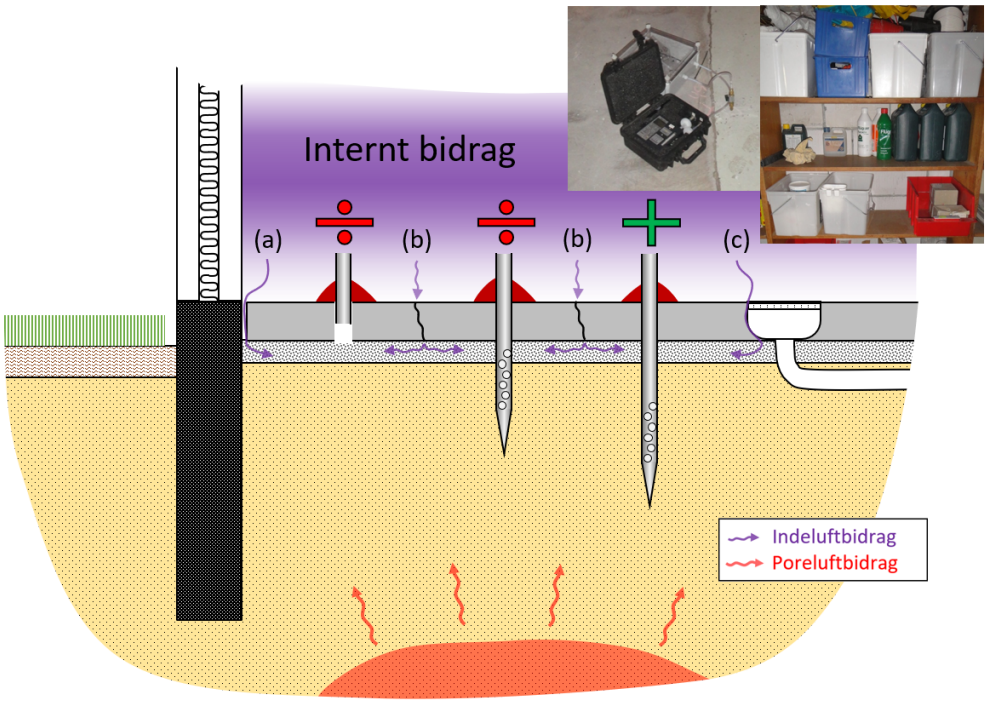
Ifm. passive indeluftmålinger (f.eks. ved ophængning af ORSA-rør) er den primære risiko, at røret ophænges i et punkt, der er udsat for en ukarakteristisk påvirkning af udeluft, ofte ved et vindue (evt. med udluftningsventil), et luftindtag på et aktivt ventilationssystem, en ventilationsrist på badeværelset (aktiv eller passiv), en emhætte i køkkenet eller lignende.

3.11.3 Falsk luft ifm. poreluftmåling under utæt gulv

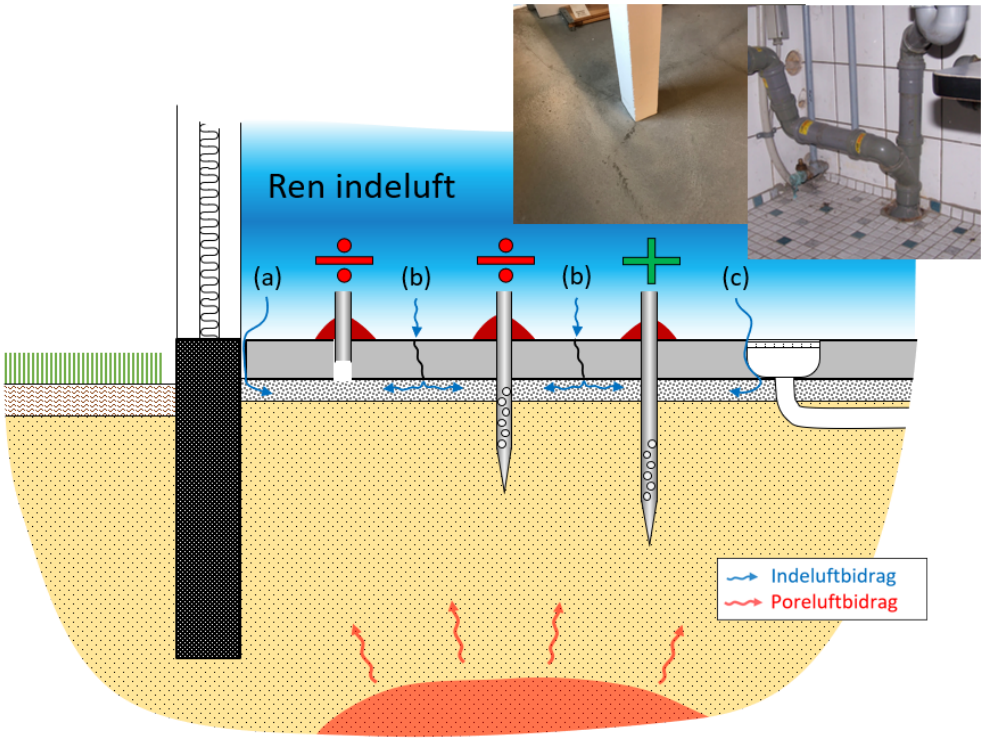
Det er alment anerkendt, at netto-differenstrykket over terrændækket i opvarmede bygninger oftest er positivt (opadrettet trykgradient), men også at der er tale om dynamiske systemer med periodevist nedadrettet og periodevist opadrettet gradient. Det betyder, at der vil være tidspunkter med en nedadrettet trykgradient, som vil kunne give anledning til en nedadrettet luftstrøm (fra indeluft til poreluft) igennem eventuelle revner, sprækker og andre direkte spredningsveje fra indeluft til poreluft. Situationen kan give anledning til en ”forurening” af poreluften med komponenter fra indeluften, /54/ og /61/, eller transport af ren luft fra indeluften til poreluften.

Om end transport af forurenet indeluft til poreluften kan udgøre en teoretisk problemstilling i mange almindelige boliger, så er risikoen for at poreluften under gulvet er falsk forurenet med bidrag fra indeluften særligt nærværende ved poreluftprøvetagning under gulv i bygninger med interne kilder, f.eks. igangværende værksteder, lokaler med renseriaktiviteter, malerværksteder, kemikalierum m.v. Risikoen for transport af ren indeluft ned igennem gulvkonstruktionen er potentielt til stede i alle bygninger.

Risikoen er således, at poreluftprøven i nærheden af konvektive spredningsveje (eks. revner og sprækker) kommer til at afspejle intern brug eller opbevaring af produkter indeholdende de samme flygtige stoffer, som der analyseres for i poreluften, ikke et indhold som er relateret til en jord- eller grundvandsforurening, jf. Figur 3.9. Alternativt kan analyseresultatet afspejle en falsk lav koncentration grundet en fortynding af den faktiske poreluftforurening med ren indeluft, jf. Figur 3.10.



Figur 3.9 Principtegning af påvirkning med internt bidrag under utæt gulv, igennem støbeskel (a), revner/sprækker i betonen (b) og omkring installationer (c). Bidrag af forureningskomponenter fra interne kilder i indeluften med lilla pile, og fra poreluftforureningen er vist med røde pile. Indsatte fotos af poreluftpunkt ved siden af revne/støbeskel og interne kilder.



Figur 3.10 Principtegninger af påvirkning med ren indeluft under utæt gulv, igennem støbeskel (a), revner/sprækker i betonen (b) og omkring installationer (c). Bidrag af forureningskomponenter fra poreluftforureningen er vist med røde pile, og fortynding med ren indeluft med blå pile. Indsatte fotos af revner i beton og omkring en rørgennemføring.

Som det fremgår af figurerne, så er risikoen for at poreluftprøven påvirkes uhensigtsmæssigt af indeluft størst hvis prøven udtages lige under gulv og mindst hvis den udtages i større dybde. Samtidig er risikoen større, hvis poreluftpunktet er placeret relativt tæt på en konvektiv spredningsvej.

Særligt kritisk ift. risikoen for påvirkning af poreluftprøven med forurenet eller ren indeluft er den situation, hvor modtrykket i jorden under gulvet er højt (f.eks. ved ler eller vandmættede jordlag), og der er en nærliggende spredningsvej til indeluften, f.eks. en revne i gulvet. I dette tilfælde vil prøveluften lettest (med mindst modtryk) kunne trækkes fra indeluften, ned igennem revnen og hen til prøvepunktet. Det er særligt relevant at være opmærksom på problemstillingen i nærheden af gulvafløb, støbeskel, omkring rørgennemføringer eller ved synlige revner i selve gulvet.

Der kan ikke angives nogle generelt sikre afstande eller dybder, men det bedste bud på det nuværende vidensgrundlag, er at prøven bør udtages minimum 10-30 cm under bund af det kapillarbrydende lag. Derudover skal prøvetagningen under dårlige gulve og/eller under gulve i rum med åbenlyse kilder, udføres med omtanke ift. placeringen af prøvetagningspunktet i planen. Afstanden til synlige eller formodede konvektive spredningsveje bør være så stor som mulig, og det bør overvejes om der opnås en mere repræsentativ poreluftprøve ved at benytte et reduceret poreluftvolumen (og en højere detektionsgrænse), jf. afsnit 4.3.1.

3.11.4 Afsmitning fra prøvematerialer

Generelt gælder det, at der er meget lave afdampningskriterier for de forurenende stoffer, som analyseres ifm. luftprøvetagning - i mange tilfælde fra <1 µg til ganske få µg pr. m^3 luft. Samtidig udtages ofte ganske små luftmængder; typisk fra 5 til 100 liter. Det betyder, at kun ganske små mængder falsk forurening/kontaminering i de udtagne prøver vil medføre analyseresultater med indhold over afdampningskriterierne.

Afsmitning kan ske fra indhold eller belægninger på de materialer som anvendes til prøvetagningen, og som er i kontakt med luften foran opsamlingsmediet/-beholderen, f.eks. poreluftspyd, fittings, slanger mv. Særligt kritisk er plast-/gummimaterialer, og specielt bløde materialer, da disse i særlig grad kan optage forureningskomponenter fra omgivelserne, eller selv indeholder komponenter, som kan frigives til luftprøven. Af denne årsag bør anvendelse af bløde materialer før opsamlingsmediet (dvs. imellem prøvepunkt og opsamlingsmedium) minimeres, specielt når de er i kontakt med luftstrømmen. Der er sågar eksempler på at hårde plasttyper, som Teflon (der ellers i mange sammenhænge regnes for inert), kan afgive komponenter til prøven; specielt for uspecifikke analyser (eks. totalkulbrinter ved GC-FID). Ved indkøb af metaldele skal der ligeledes være fokus på, at der ikke er benyttet skæreolie ifm. fremstillingen, idet der kan være risiko for afsmitning til luftprøverne.

Endvidere er materialer som genanvendes, og som f.eks. har været i kontakt med kraftig forurening i et tidligere prøvepunkt, forbundet med en særlig risiko for afsmitning til prøven i det næste prøvepunkt. Genanvendelse af materialer kan tillades, hvis de er inerte (f.eks. glas og stål) og hvis de rengøres imellem anvendelserne /6/. For

hårde materialer (f.eks. glas og stål) er gasformig adsorption/desorption i udgangspunktet ikke kritisk, og fokus bør derfor rettes mod eventuel kontaminering ved håndtering, samt aflejring af forurenede medier (jord og væsker). Generelt frarådes genanvendelse af materialer ved luftprøvetagning, for at minimere risikoen for afsmitning fra tidligere prøvepunkter. Specielt vigtigt er det, at bløde materialer, som sidder før opsamlingsmediet og som kommer i kontakt med luftstrømmen aldrig genanvendes.

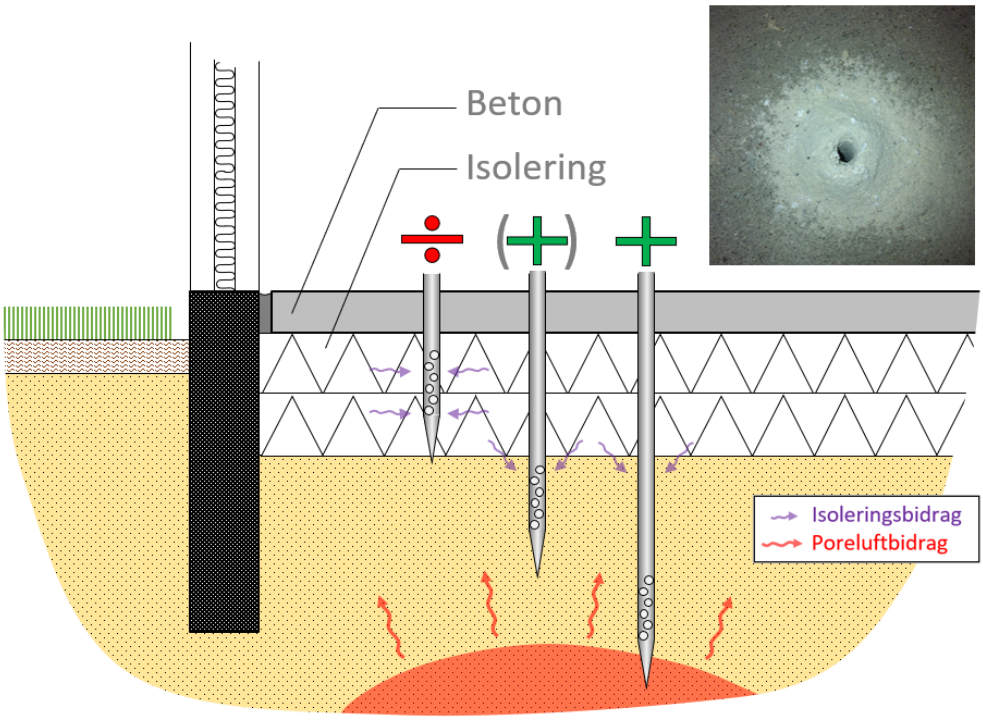
Baseret på ovenstående betragtninger, frarådes brugen af propper til tætning omkring poreluftpunkter. Der er tale om et blødt materiale, som er i direkte kontakt med luftstrømmen, og som er særligt udsat for optag/afgivelse af falsk forurening til de indsamlede prøver, og der findes i dag mere sikre alternativer på markedet, jf. afsnit 6.2.4. Hvis propper anvendes, bør de betragtes som engangsudstyr.

Under opbevaring, transport og håndtering ifm. prøvetagning er der ligeledes behov for fokus på, at der ikke sker kontaminering af prøvematerialer. Et eksempel er opbevaring af en generator eller en brændstofbeholder i et lagerrum eller bag i en feltbil, hvor der også opbevares poreluftslange eller bløde materialer, som anvendes til at skabe lufttætte koblinger i en poreluftopstilling. Der kan enten ske kontaminering via luften, eller via håndtering af materialerne i en uheldig rækkefølge. Selv håndtering af prøvematerialer efter påsmøring af noget så uskyldigt som håndcreme kan medføre en uheldig kontaminering. Tilsvarende betragtninger gælder håndtering og opbevaring af prøveemballage/prøver, f.eks. under transport i feltbil.

Som eksempel på hvor lidt kontaminering der skal til for at ændre resultater og deraf følgende vurderinger væsentligt, kan fremdrages benzen, hvor ADK er 0,13 µg/m^3. Prøvetager har, inden poreluftprøvetagning tanket sin bil, og har fået lidt benzin på fingrene (f.eks. 0,01 ml). Benzin kan indeholde benzen i koncentrationer på f.eks. 0,5 vol% /7/, og med en densitet af benzin på ca. 750 g/liter, kan prøvetageren have fået ca. 37,5 µg benzen på fingrene. Havner bare 1% af denne mængde i luftprøven, så er den kontamineret med et indhold, der registreres som 3,75 µg/m^3, da der typisk udtages 100 liter (0,1 m^3) poreluft til analyse for indhold af oliekomponenter.

3.11.5 Afsmitning fra oliekulbrinter i isoleringsmateriale til poreluft

Et dansk studium har påvist, at isoleringsmateriale af polystyren (flamingo), som ofte anvendes under gulv i nybyggeri eller ved renovering af ældre boliger, er forbundet med afdampning af specielt benzen, men også af ethylbenzen, xylener og diverse andre kulbrinter, dvs. en generel belastning med TVOC. Dette kan påvirke resultater af poreluftundersøgelser med falske høje indhold af disse stoffer /41/. Hvis der er oplysninger om polystyren, eller der observeres polystyren-smulder ved gennemboring af betongulvet, bør poreluftprøven ikke udtages umiddelbart under gulv eller i isoleringslaget, men i stedet under isoleringslaget, jf. Figur 3.11.



Figur 3.11 Principtegning af poreluftprøvetagning under betongulv med polystyrenisolering. Polystyren-smulder kan ses i det opborede beton (indsat foto). Bidrag af forureningskomponenter fra poreluftforureningen er vist med røde pile, og fra isoleringsmaterialet med lilla pile.

Som det fremgår af figuren, så er risikoen for, at poreluftprøven påvirkes uhensigtsmæssigt af isoleringsmaterialet størst, hvis prøven udtages direkte i isoleringslaget, mindre hvis den udtages under isoleringslaget, og mindst hvis den udtages i større dybde. Hvis prøven udtages minimum 30 cm under isoleringslaget, vurderes det ikke, på baggrund af det nuværende vidensgrundlag, at prøven påvirkes af isoleringen.

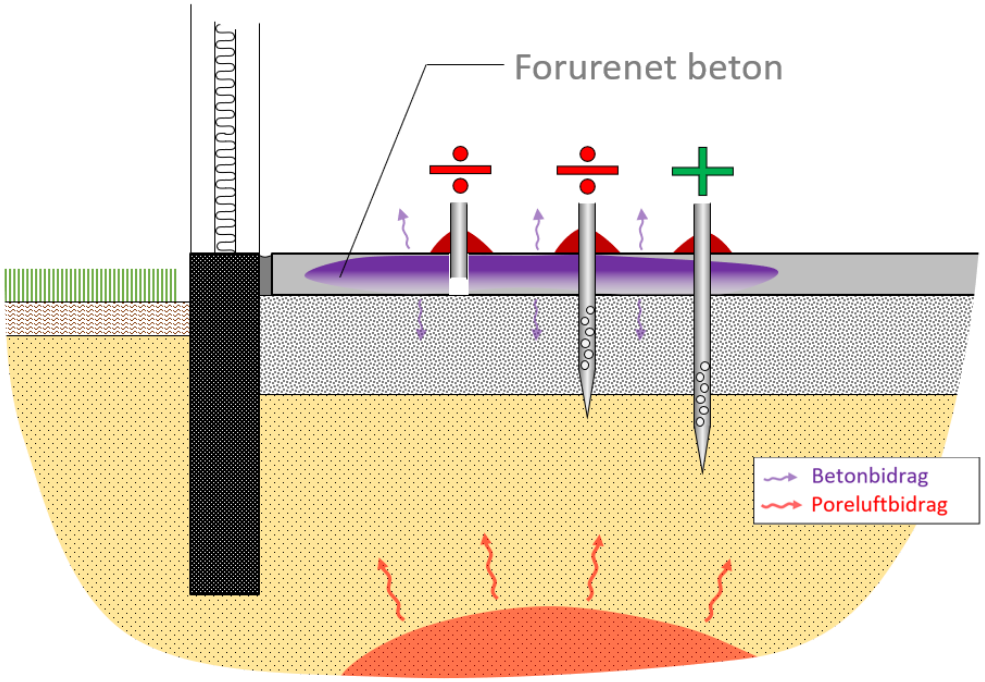
3.11.6 Bidrag fra forurenede bygningsdele

Afdampning fra forurenede bygningsdele kan også resultere i falsk positive resultater. Ofte vil forurenede bygningsdele være relateret til spild ifm. tidligere erhvervsaktiviteter, og problemstillingen er således særligt relevant ifm. §8-sager, hvor der indrettes boliger i ældre erhvervsbygninger. Denne afdampning er ikke at regne som relevant ved undersøgelser for Regionerne, hvor bidraget fra poreluft til indeluft skal vurderes og bidraget kan i sådanne sager sidestilles med andre interne bidrag.

Der er pt. ikke ret meget viden om størrelsen af bidrag fra forurenede bygningsdele. I et dansk studium er det estimeret, at et PCE-forurenet betongulv med koncentrationer i betonen på op til ca. 9 mg/kg TS kunne give et bidrag til indeluften på niveau med afdampningskriteriet (6 µg/m^3) /48/. I andre sager er der set indhold af PCE i beton på op til 20 mg/kg TS /44/.

Et forurenet betongulv kan ligeledes give anledning til falsk høje poreluftkoncentrationer, hvis ikke poreluftprøverne udtages med spyd i tilstrækkelig dybde under under-

kanten af den forurenede beton. Erfaringsmæssigt vurderes det, at et spyd med indtag minimum 10-30 cm under underkant beton vil være tilstrækkeligt til at undgå betydende falske poreluftkoncentrationer fra den forurenede beton, se Figur 3.12.



Figur 3.12 Principtegning af poreluftprøvetagning under et forurenet betongulv. Bidrag af forureningskomponenter fra poreluftforureningen er vist med røde pile, og fra det forurenede betongulv med lilla pile. Ved prøvetagningen bør der ikke kunne trækkes luft direkte fra den forurenede beton (venstre opstilling med studs), eller umiddelbart under betonen (midterste opstilling). Prøvetagning bør ske min. 10-30 cm under underkant af betonen (højre opstilling).

Problemstillingen omkring forurenede bygningsdele er grundlæggende den, at det ikke på forhånd vides om der er tale om forurenede bygningsdele. Ved undersøgelser i tidligere erhvervsbygninger eller bygninger med igangværende erhverv kan der, for at være på den sikre side, vælges en prøvetagningsstrategi, der minimerer risikoen for at poreluftprøverne er påvirket af forurenede bygningsdele. Ved indeluftmålinger i sådanne bygninger, kan indeluftresultaterne også være påvirket af interne bidrag fra forurenede bygningsdele.

Potentialet for bidrag fra forurenede bygningsdele, specielt betongulve, til såvel indeluften som poreluften kan undersøges vha. borestøvsprøver. Prøverne udtages ifm. den gennemboring af betongulvet, der foretages ved udtagning af poreluftprøver, se Figur 3.13. Borestøvet opsamles og indsendes til kemisk analyse i et jordglas. Metoden har – med stor værdi for den konceptuelle forståelse – været anvendt på sager med såvel fyringsolie som chlorerede opløsningsmidler. Se /44/ og /48/ for yderligere praktiske anvisninger om anvendelsen af metoden og tolkningsmulighederne.

Det er praktisk umuligt at gennemføre udtagningen af borestøvsprøver helt uden tab af flygtige komponenter (dvs. at resultatet er forbundet med en negativ bias). Det må

derfor forventes at der kan forekomme falsk negative resultater, hvor et mindre indhold i betonen ikke påvises i borestøvsprøven. På flere sager er der dog udtaget borestøvsprøver med påviste indhold af både chlorerede opløsningsmidler og kulbrinter og prøvetagningsmetoden har her vist sig yderst værdifuld for den konceptuelle forståelse af forureningssituationen. Dette er f.eks. tilfældet på sager hvor indholdet i enkelte poreluftpunkter har været væsentligt højere end i de omkringliggende prøvepunkter. Det vides ikke på nuværende tidspunkt, om indhold i en borestøvsprøve, der ligger under detektionsgrænsen (for en jordanalyse) kan medføre en betydende afsmitning til poreluft eller indeluft.

Figur 3.13 Udtagning af borestøvsprøver til kemisk analyse for indhold af forureningskomponenter ifm. gennemboring af betongulv før poreluftprøvetagning. Frit efter /49/.

3.11.7 Benzen fra rygning i indeluft

I /25/ er det dokumenteret, at der i rygerhjem vil være et betydeligt internt bidrag af benzen. Medianniveauet af benzen i indeluften, i hjem hvor der ryges indendørs, kan således forventes at være ca. 4 gange så højt (1,6-2,7 µg/m^3) som i ikke-rygerhjem (0,41-0,66 µg/m^3) /25/. Resultaterne understøttes af et dansk studium, hvori det er konkluderet, at rygning kan give anledning til benzenkoncentrationer i indeluften på op mod 7 µg/m^3, og at rygning af én cigaret kan medføre bidrag over ADK i ca. 13 timer /40/.

3.11.8 Sinkeffekter (tilbagediffusion fra byggematerialer)

Begrebet sinkeffekt dækker over den situation hvor høje koncentrationer i indeluften i en forureningspåvirket bygning, diffunderer ind i interiør og konstruktioner (f.eks. vægge, gulve og etageadskillelser), og efterfølgende frigives tilbage til indeluften efter en hel eller delvis fjernelse af forureningsbidraget fra jord, grundvand og poreluft til bygningen.

Begrebet blev introduceret ift. undersøgelser af indeluften på nedlagte renserier og i tilstødende boliger til igangværende renserier. I begge situationer har lokalerne været udsat for meget høje koncentrationer over en periode/lang årrække, og tilbagediffusion af ophobet forurening i interiør og konstruktioner påvirkede moniteringen efter udførelse af afhjælpende foranstaltninger /88/. Problemstillingen blev grundigt undersøgt i to bygninger, en let pavillonbygning (bygning 1) og en tung etagebygning (bygning 2), og det blev konkluderet, at såvel mursten og vægpuds, som etageadskillelser, tekstiler og fødevarer kunne fungere som betydende sinks, der efterfølgende

kunne lede til betydende interne sinkbidrag i perioder på måneder (bygning 1) til år (bygning 2) /89/.

I forhold til ovenstående resultater, og konklusionerne omkring sinkeffekter, er det dog væsentligt, at undersøgelserne er udført før der blev skabt opmærksomhed på bidrag via kloakker. Med den nyeste brancheviden må det anses for sandsynligt at der, særligt i bygning 2, er en vis påvirkning fra kloakkerne, resulterende i betydende indhold i indeluften selv efter at bidrag fra jord- og poreluftforureningen er afskåret.

Senere afværgeprojekter på tidligere renserier, som er sammenlignelige med bygning 2, men hvor der også har været fokus på at afskære bidrag via kloakkerne, har således vist moniteringsresultater fra indeluften, der tilsyneladende ikke er påvirket i betydende grad af sinkeffekter efter blot 2-3 måneder (første monitering efter afværge), /91/ og /92/. Disse resultater er samstemmende med resultaterne fra bygning 1 i /89/, og indikerer at sinkbidrag vil være i størrelsesordenen 2-3 måneder.

Bidrag fra bygningsdele forurenet med spild af rensevæsker kan muligvis bidrage med betydende interne bidrag over meget længere tidshorisonter, jf. /48/.

3.12 Dokumenteret prøvetagning

Forureningsundersøgelser bygger i høj grad på grundprincipperne for videnskabeligt arbejde, i det undersøgelsesresultater grundlæggende betragtes som noget, der bør kunne reproduceres ved gentagne målinger i samme punkt, udført på samme måde.

Forskellen på krav til forureningsundersøgelser og videnskabeligt arbejde er, at det i forureningsundersøgelser er udfaldet af den samlede vurdering (på baggrund af resultaterne), der skal være reproducerbart; ikke nødvendigvis den enkelte koncentrationsmåling. Dette skyldes bl.a. erkendelsen af, at de systemer, som karakteriseres i forureningsundersøgelser, er underlagt en række fysiske faktorer, som gør, at der kan være store rumlige og tidslige variationer, der i praksis umuliggør en præcis genskabelse af enkelte analyseresultater, jf. diskussionen af det robuste undersøgelsesgrundlag i afsnit 3.8.

Det grundlæggende ønske om reproducerbarhed har afstedkommet, at der er bygget en række kritiske dokumentationskrav og -procedurer ind i den måde hvorpå forureningsundersøgelser gennemføres /6/. Med andre ord ønskes ikke blot et analyseresultat, men også en dokumentation af hvor og hvordan prøven bag analyseresultatet er udtaget.

Denne dokumentation er afgørende for tilliden til undersøgelsesresultatet, og dermed tilliden til at den administrative beslutning, som skal træffes på baggrund af undersøgelsen, bygger på sunde data. En god dokumentation skaber samtidig mulighed for fejlsøgning af undersøgelsesresultater, som falder udenfor det generelle billede eller er særligt kritiske for den konceptuelle forståelse af forureningssituationen og den administrative afgørelse der skal træffes på baggrund heraf.

For at sikre en ensartet dokumenteret prøvetagning bygger luftprøvetagning oftest på feltskemaer som indeholder kritiske/relevante hensyn (baseret på tjeklisterne i bilag 1), samt eventuelt et krav om fotodokumentation. Feltskemaer og eventuel fotodokumentation muliggør at analyseresultatet kan tolkes i en fysisk sammenhæng.

I flere regioner og rådgivningsvirksomheder benyttes i øvrigt digitale (f.eks. tabletbaserede) løsninger til udfyldelse af feltskemaer, der sikrer indsamling af (alle) de relevante informationer, samt digital lagring der mindsker risikoen for tabte eller forkert indtastede informationer ift. papirbaserede feltskemaer.

I forhold til fotodokumentation kan det være en fordel at anvende nyere, digitalt baserede fotodokumentationsteknikker, f.eks. 360° fotos, 3D-scanning, takeawalk og 3D-dukkehusmodel og dronevideoer, jf. /31/, eller digitale videofilm eller timelapse-videoer. Vær opmærksom på særlige hensyn i forhold til GDPR.

I regionernes forureningsundersøgelser følges kravene til en dokumenteret prøvetagning endvidere af et generelt krav om at de kemiske analyser udføres akkrediteret, og at analyseresultaterne indlægges i regionernes GeoGIS-databaser.

4. Prøvetyper for luftprøver

Der er tre overordnede metoder til måling af forureningsstoffer i luft:

1) Passiv eller aktiv opsamling på adsorptionsmedier (afsnit 4.1).
2) Prøvetagning ved udtagning af hele luftprøver i f.eks. canisters (afsnit 4.3.2).
3) Direkte feltmåling ved brug af f.eks. felt-GC eller PID-måler (afsnit 4.4).

Relative fordele og ulemper ved de tre metoder fremgår af Tabel 4.1.

Tabel 4.1 Relative fordele og ulemper ved metoder til måling af forureningsindhold i luft.

	Fordele	Ulemper
Passiv eller aktiv opsamling på adsorptionsmedier	Billige at udtage og analysere. Akkrediteret analyse. Ikke-invasive ved langtidsmålinger.	Er kun begrænset egnet til meget flygtige stoffer, f.eks. vinylchlorid. Mediet kan have en bias i de komponenter der opsamles.
Hele luftprøver	Prøven er påvirket mindst muligt af prøvetagningen og repræsenterer prøvevolumenet bedst muligt. Akkrediteret analyse.	Omkostningstunge i felttimer og analyse. Udstyret fylder meget ved langtidsmålinger (invasiv metode).
Direkte feltmåling	Forureningsniveauet kan påvises umiddelbart. Egnet til indledende screeninger. Undersøgelsen kan tilpasses løbende.	Repræsenterer et øjebliksbillede. Ikke akkrediteret analyse. Ofte måling med højere detektionsgrænse eller ikke-stofspecifik måling.

I Danmark er adsorption på opsamlingsmedier den mest benyttede metode til luftprøvetagning. I de følgende afsnit er der derfor mest fokus på denne metode. Prøvetyperne direkte visning og hele luftprøver beskrives overordnet og der henvises til referencer, hvor uddybende beskrivelser kan findes.

4.1 Opsamlingsmetoder og -medier

Forureningsstoffer kan opsamles på forskellige opsamlingsmedier, hvorefter de sendes til analyse på et akkrediteret analyselaboratorium /1/ og /5/. Overordnet ses to typer af opsamlingsmedier:

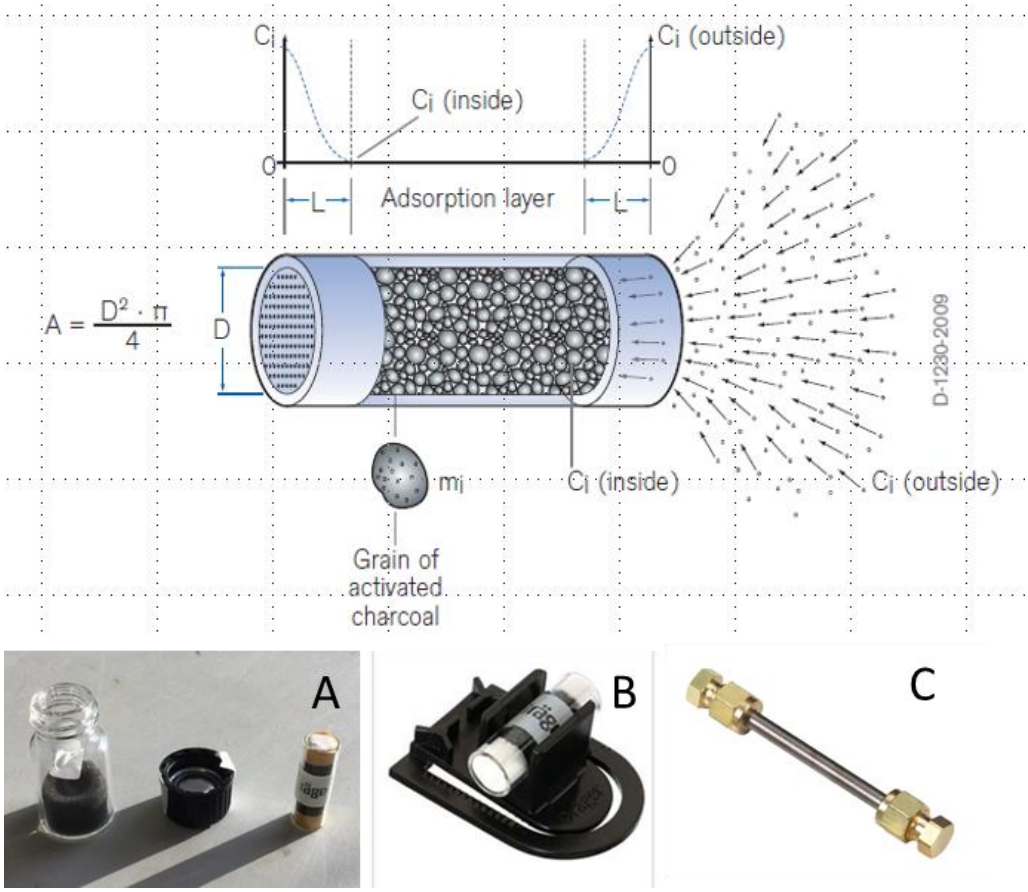
1. Passive medier som tiltrækker forureningen via diffusion fra omgivende luft.
2. Aktive medier, der virker ved at luften suges hen over et adsorptionsmedium via en trykgradient.

I begge tilfælde bør der anvendes en adsorbent som egner sig til de komponenter, der skal analyseres for. Dvs. en adsorbent som har en høj affinitet ift. opsamling og fastholdelse af de stoffer, der ønskes analyseret, og som samtidig giver mulighed for at desorbere stofferne igen, ifm. analysen (f.eks. via ekstraktionsmiddel eller termisk desorption).

4.1.1 Passiv opsamling

Ved passiv prøvetagning opsamles forureningsstofferne via adsorption til en adsorbent, f.eks. aktivt kul eller specifikke kemiske adsorbenter (eks. Chromosorb til chlorerede opløsningsmidler eller Tenax til oliekomponenter). Adsorbenten befinder sig

typisk i et opsamlingsrør af glas eller metal, som under prøvetagning åbnes i en eller begge ender og hænges op i det miljø hvor koncentrationen ønskes målt.



Figur 4.1 Principskitse /67/ og fotos af adsorptionsrør til passiv prøvetagning A) ORSA-rør med transportglas, B) ORSA-rør med ophængningsklips, C) ATD-rør.

For enden af røret sidder en inert diffusionsbarriere med en kendt diffusionsmodstand. Over diffusionsbarrieren vil der ske en kontinuert diffusiv transport, pga. diffusionsgradienten mellem koncentrationen i indeluften/udeluften ($C_{i\ outside}$) og koncentrationen på bagsiden af diffusionsbarrieren som er tilnærmelsesvis nul ($C_{i\ inside}$), hvorfor forureningsstofferne vil vandre ind i røret og sætte sig på indre eller ydre overflader af adsorbenten. Herved koncentreres forureningsstofferne inde i røret over tid. Den samlede forureningsmasse i røret (m_i) er proportional med den gennemsnitlige stofkoncentration i omgivelserne samt opsamlingstiden /1/.

Koncentrationen i omgivelserne for røret udregnes via nedenstående formel.

$$C_{i\ ouside} = m_i/(UR \cdot t) = \ masse\ på\ rør/(uptake\ rate\ \cdot tid)$$

Uptake rate (UR) beskriver med hvilken rate et givent stof adsorberes, og er enten teoretisk eller empirisk bestemt /67/. Uptake rate er defineret for enkeltstoffer og er blandt andet afhængig af molekylestørrelse og affinitet til adsorbenten. Uptake rate er ligeledes afhængig af måleperiodens længde, hvorfor laboratoriets anvisninger bør

følges. Hvis prøveperioden forkortes eller forlænges, vil den af laboratoriet benyttede uptake rate ikke være præcis og den beregnede koncentration kan således afvige en smule fra den faktiske koncentration i luften. Desuden er uptake rate afhængig af forekomsten af konkurrerende stoffer i høje koncentrationer, hvorfor det kan være vanskeligt at måle for f.eks. chlorerede opløsningsmidler, hvis der er høje indhold af f.eks. oliestoffer i luften. For oliestoffer (TVOC) anvendes en uptake rate for et specifikt stof (f.eks. toluen) som antages at repræsentere hele olieblandingen. Der kan således være indbygget en usikkerhed hvis kulbrinteblandingens egentlige uptake rate afviger væsentligt fra den antagne.

For at sikre en konstant diffusionsgradient er der krav til fri og naturlig luftbevægelse omkring adsorptionsrørets åbning (et luftskifte på mindst 0,1 m/s) /60/. Passiv prøvetagning er derfor ikke egnet til systemer med små luftvolumener og stillestående luft eller til medier med strømningsmodstand, f.eks. i umættet zone.

Detektionsgrænsen for passiv opsamling er afhængig af eksponeringstiden – jo længere eksponeringstid, jo lavere detektionsgrænse. Der er dog en stofspecifik maksimal grænse for eksponeringen pga. back diffusion og den benyttede uptake rate. I Tabel 4.2 fremgår detektionsgrænser for de mest almindelige forureningskomponenter målt på hhv. ORSA- og ATD-rør.

Tabel 4.2 Eksempler på detektionsgrænser for udvalgte forureningsstoffer ved passiv prøvetagning på ORSA- og ATD-rør /36/ og /70/. Den konkrete detektionsgrænse er laboratoriespecifik og bør altid verificeres med det relevante laboratorie forud for en undersøgelse.

		ORSA-rør (Eurofins)	**ORSA-rør (Højvang)**	**ORSA-rør (ALS)**	**ATD-rør (Eurofins)**		
	Eksponeringstid	Detektionsgrænse i µg/m³	Detektionsgrænse i µg/m³	Detektionsgrænse i µg/m³	Eksponeringstid	Type	Detektionsgrænse i µg/m³
TVOC	14 dage	<43 (C6-C35)	55	50	14 dage	TA	80# (C6-C18)
BTEX		0,008-0,1	0,077-0,098	0,1-0,5			0,2
C9-C10-aromater		0,1-0,12	0,2-0,54	0,5			0,5#
Chlorerede opløsningsmidler		0,074-0,083	0,074-0,083	0,1	14 dage	CS	0,1
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler		0,024-0,028	0,06-0,15	0,04*-0,1	-		-

TA: ATD-Tenax CS: ATD-Chromosorb # Ikke omfattet af akkreditering - Ikke angivet * Vinylchlorid

ORSA- og ATD-rør adskiller sig, ud over adsorptionsmaterialet, fra hinanden ved at forureningsstofferne fra ORSA-rør ekstraheres fra kullene vha. et organisk opløsningsmiddel, mens stofferne desorberes termisk fra ATD-rør /67/. Det betyder i praksis, at analyser fra ORSA-rør kan gentages ved tvivl om resultatet, da kun en mindre mængde af ekstraheringsvæsken benyttes til analysen, mens resten kan gemmes. For ATD-rør analysers alt stof på én gang, med risiko for at prøven kan gå tabt ved fejlanalyse. Derfor benyttes ofte prøvetagning med to parallelle ATD-rør, for at minimere risikoen for at miste analyseresultater for et målepunkt. Ekstraheringsvæsken fra ORSA-rør kan desuden gemmes på køl/frost, hvorimod ATD-rør bør analyseres

umiddelbart efter prøvetagning. Ekstraheringsvæsken kan dog fortynde prøven og det kan være svært at få ekstraheret kraftigt adsorberede stoffer, hvorfor ekstraktionsmetoden kan føre til analyseresultater der er lavere end indholdet i den undersøgte luft /67/.

Adsorptionskapaciteten for aktivt kul (ORSA-rør) kan forventes reduceret ved høj relativ luftfugtighed (>80%) /69/. Det samme gør sig ikke gældende for ATD-rør. Et mindre studie, som sammenligner passive målinger med de to rør-typer i kloakker med høj luftfugtighed, viser dog en tendens til at de påviste resultater for TCE og PCE på ORSA- og ATD-rør er sammenlignelige – og, om noget er (lidt) højere på ORSA-rør end på ATD-rør /69/. Dette tyder altså ikke på, at den høje luftfugtighed i kloakkerne, i praksis, har reduceret adsorptionskapaciteten på ORSA-rørene, og der kan være tale om et teoretisk problem, der har begrænset praktisk betydning. Problemstillingen undersøges i et igangværende Teknologiudviklingsprojekt, jf. appendiks A1.5.

De to typer adsorptionsrør adskiller sig også fra hinanden på andre områder /67/ og /69/. Både analyse og materialer er dyrere for ATD- end for ORSA-rør. ORSA-rør kan bestilles og opbevares forud for en undersøgelse, hvorimod ATD-rør skal bestilles umiddelbart inden ophængning.

Både kulbrinter, chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler kan analyseres på ét enkelt ORSA-rør, mens der skal bruges forskellige typer af ATD-rør til de forskellige komponenter jf. Tabel 4.2.

Ved analyse af enkeltstoffer er analyseresultaterne fra de to typer rør sammenlignelige /67/ og /69/. Ønskes det derimod at undersøge indholdet af TVOC (Total Volatile Organic Compounds), vil der ved brug af ORSA-rør angives en sum for C_6-C_{35} (svarende til Miljøstyrelsens afdampningskriterium), hvorimod det påviste indhold ved ATD-rør er C_6-C_{18}. Der påvises dog sjældent kulbrinter over C_{18} i luftprøver, /67/ og /93/, hvorfor denne forskel i praksis ikke forventes at gøre den store forskel. Studier har dog vist, at det påviste indhold af TVOC på ATD-rør gennemsnitligt er ca. 2-3 gange højere end resultatet fra ORSA-rør /68/; et forhold der formentlig kan finde forklaring i forskelle i uptake rates for TVOC for de to rørtyper /67/. På tidspunktet for udarbejdelsen af denne rapport, foreligger ikke en udmelding fra Miljøstyrelsen, og der er forskel på praksis i Regionerne ift. passiv opsamling af TVOC.

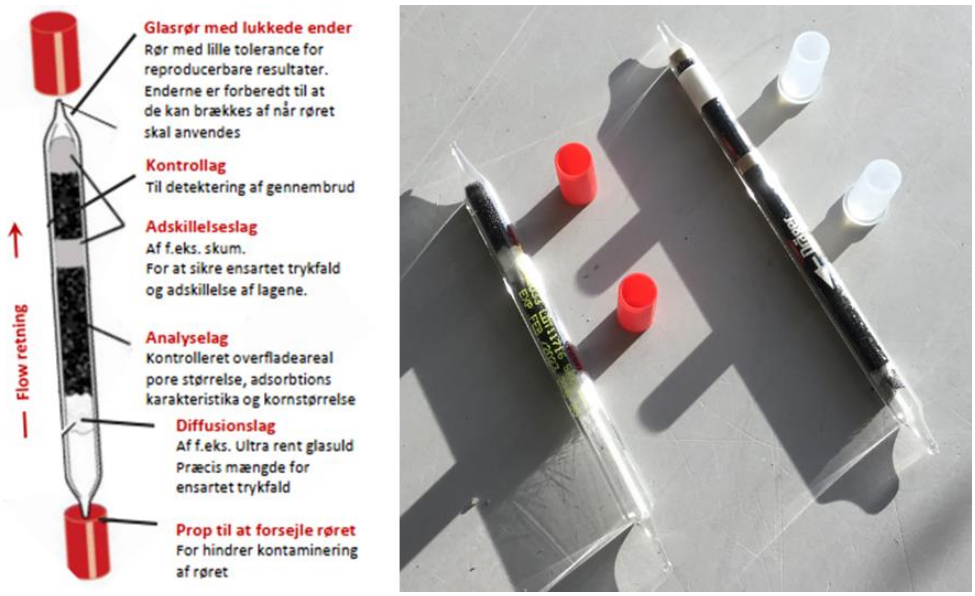
Prøvetagning af vinylchlorid kræver særlig opmærksomhed, jf. afsnit 4.5.1.

4.1.2 Aktiv opsamling

Aktiv opsamling sker ved at trække en luftstrøm igennem en adsorbent (f.eks. aktivt kul), som er pakket i et rør af glas eller metal, hvorved forureningsstofferne adsorberer til indre og ydre overflader af adsorbenten. Ved prøvetagningen åbnes røret i begge ender og indsættes imellem prøvetagningspunktet og en poreluftpumpe.

Røret har to zoner, først analyselaget og dernæst kontrollaget. Først vil forureningsstofferne adsorbere til det yderste sorptionsmateriale i analyselaget, men vil ved en fortsat luftstrøm blive trukket længere og længere ind i adsorptionsrøret. Flowet for luftstrømmen og tiden for opsamlingen (det samlede luftvolumen) er vigtig for en

retvisende prøvetagning. Ved for højt flow eller for stort et luftvolumen risikeres det, at der sker stripning, hvilket betyder at forureningsstofferne desorberer fra adsorptionsmaterialet og trækkes fra analyselaget til kontrolzonen /21/, jf. Figur 4.2.



Figur 4.2 Principskitse /21/ og fotos af adsorptionsrør til aktiv prøvetagning.

De to zoner analyseres hver for sig, og hvis en laboratoriespecifik andel af forureningsstofferne påvises i kontrolzonen, defineres dette som gennembrud på kulrøret, fordi forureningsstoffer kan være trukket hele vejen igennem adsorptionsrøret. I så fald vil en del af forureningsmassen være tabt og forureningskoncentrationen i prøvepunktet kan ikke bestemmes. Dette vil på analyserapporten være angivet med et større end (>xx), som indikation af, at det faktiske indhold kan være højere end det påviste. Analyseresultatet, som opgives på analyserapporten, er altid summen af det påviste indhold i analyselaget og kontrolzonen /21/.

Nogle analyselaboratorier anbefaler, at prøver udtages med to adsorptionsrør i serie (luften vil efter gennemløb af det første adsorptionsrør strømme igennem et adsorptionsrør nummer to). Det vil ved denne metode være muligt at få angivet en specifik koncentration ved højere forureningsindhold, da gennembrud af det første kulrør fanges på analyselaget på det andet kulrør. Ved de fleste forureningsundersøgelser, vil det dog ikke være væsentligt for risikovurderingen at få angivet en specifik koncentration, ved et forureningsniveau der er så højt, at det skaber gennembrud. Derfor vurderes det, som udgangspunkt, ikke nødvendigt at benytte to rør i serie. Hvis det forud for prøvetagningen formodes, at koncentrationerne er meget høje (f.eks. på baggrund af tidl. analyser), kan der, for at undgå gennembrud, udtages et lavere samlet luftvolumen.

Det anbefalede flow og luftvolumen vil variere, afhængigt af forureningsstoffernes fysisk-kemiske egenskaber og affinitet til adsorbenten. Detektionsgrænsen ved aktiv prøvetagning er afhængig af det samlede luftvolumen; jo større luftvolumen, jo lavere detektionsgrænse. Hvis der f.eks. udtages 50 liter i stedet for 100 liter luft og prøven analyseres for TCE vil detektionsgrænsen stige fra f.eks. 0,1 til 0,2 µg/m³. Der

er dog en øvre grænse for den luftmængde, der kan opsamles på et medium hvilket medfører en nedre mulig detektionsgrænse, da risikoen for stripning og deraf resulterende gennembrud stiger med det samlede luftvolumen, der trækkes igennem adsorptionsrøret. Dette er særligt relevant for flygtige stoffer med lave kogepunkter, som f.eks. vinylchlorid /21/.

Den anbefalede adsorbent og detektionsgrænserne er stofafhængige og dikteres af det benyttede analyselaboratorium. Det stofspecifikke flow og luftvolumen anbefales ligeledes af analyselaboratorierne, men kan evt. justeres således at undersøgelsesformål og/eller ressourceforbrug optimeres. Ved en eventuel afvigelse fra laboratoriernes anbefalinger er det dog vigtigt at have stort fokus på risiko for stripning og de opnåelige detektionsgrænser.

Tabel 4.3 Eksempler på detektionsgrænser for udvalgte forureningsstoffer ved prøvetagning på aktive adsorptionsrør /36/. Den konkrete detektionsgrænse og typen af adsorptionsrør er laboratoriespecifik.

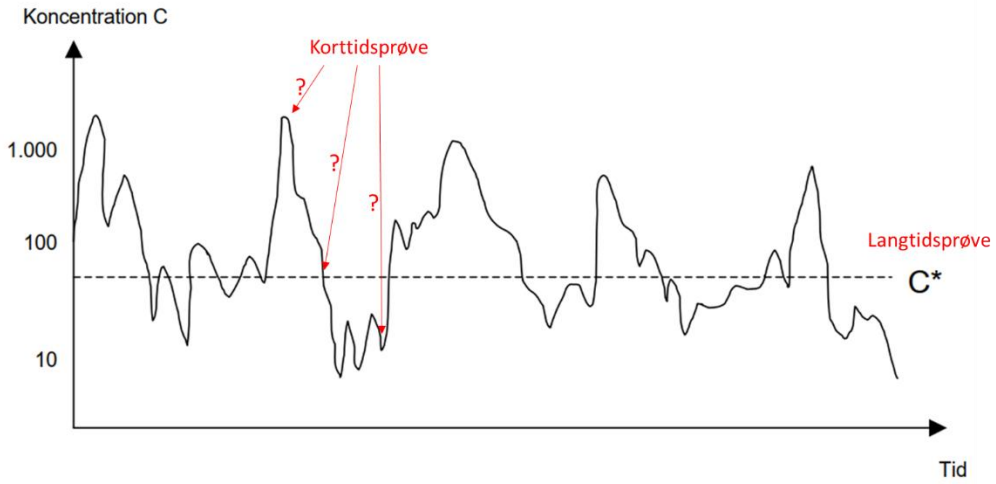
	Dräger B- kulrør (Eurofins)		**Anasorb-rør (Eurofins)**		**Supelco/Orbo-rør (Højvang)**		**SKC-rør (ALS)**	
	Eksponering	Detektionsgrænse i µg/m³	Eksponering	Detektionsgrænse i µg/m³	Eksponering	Detektionsgrænse i µg/m³	Eksponering	Detektionsgrænse i µg/m³
TVOC	100 L (0,5-1 l/min)	50 -100	-	-	100 L (0,5 l/min)	5	100 L (1 l/min)	50
BTEXN		0,05-0,1				0,1		0,1-0,5
C9-C10-aromater		0,3				0,1		0,5
Chlorerede opløsningsmidler		0,1				0,1	50 L (1 l/min)	0,2
Chlorerede nedbrydningsprodukter	10 L (0,1 l/min)	0,1-0,4			100 L (0,1-0,2 l/min)	0,1	10 L (0,1 l/min)	0,04*-1
Freon-forbindelser		100			-	-		100
Polære opløsningsmidler	-	-	20-25 L (0,5-1 l/min)	40-200	50 L (0,2 l/min)	1-4	25 L (0,5 l/min)	0,4-4

- Rørtypen benyttes ikke til prøvetagning for disse stoffer. * Vinylchlorid

4.2 Korttids- og langtidsprøver

Prøveopsamlingstiden er væsentlig, og bør vælges i forhold til hvad der ønskes belyst med prøven. Luftprøver kan inddeles i to overordnede hovedgrupper – korttidsprøver og langtidsprøver.

Forureningskoncentrationen i et givent prøvetagningspunkt kan variere betydeligt over tid afhængigt af en række fysiske forhold (jf. afsnit 3.8). I Danmark udtages korttidsprøver oftest som aktive prøver på adsorptionsrør, og analyseresultatet udtrykker forureningskoncentrationen som en punktmåling i tid, jf. Figur 4.3. Langtidsprøver opsamles ofte passivt på ORSA-rør (14 dage), men kan også opsamles aktivt på en canister som en hel prøve (3-7 dage). Analyseresultatet udtrykker den gennemsnitlige forureningskoncentration over måleperioden hvorved tidslige variationer udjævnes.



Figur 4.3 Eksempel på variation i koncentrationen i et poreluftpunkt over tid. En korttidsprøve kan repræsentere maks.-, middel- eller minimumskoncentrationen. C* angiver gennemsnitsværdien, svarende til resultatet af en langtidsmåling for hele perioden. Frit efter /4/.

Tabel 4.4 Fordele og ulemper ved hhv. korttids- og langtidsprøver.

	Fordele	Ulemper
Korttids-prøver	Kan udtages forholdsvis hurtigt og med ét besøg på lokaliteten. Kan udtages under varierende forhold, f.eks. så prøven repræsenterer worst-case. Giver en indikation af forureningsniveauet.	Udtrykker forureningskoncentrationen som en punktmåling. Det vides ikke om koncentrationen er høj eller lav i forhold til gennemsnittet.
Langtids-prøver	Udtrykker den gennemsnitlige koncentration over måleperioden.	Kræver et naturligt luftflow omkring opsamlingsmediet. Udtrykker ikke eventuelle kortvarige variationer, f.eks. worst-case. Kræver to besøg på lokaliteten.

4.3 Poreluftprøver, indeluftprøver og luftprøver fra spredningsveje

I nedenstående følger en beskrivelse af de overvejelser, som bør indgå i forbindelse med planlægningen af prøvetagning af poreluft, indeluft, kloakluft samt ved prøvetagning i andre udvalgte spredningsveje. Praktiske anvisninger, beskrivelse af prøvetagningsudstyr og OBS-punkter i forbindelse med prøvetagning fremgår af kapitel 6.

4.3.1 Poreluftprøver

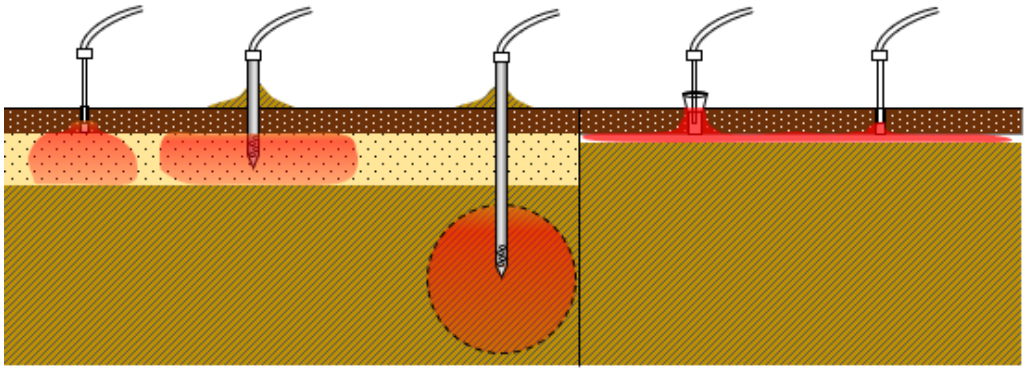
Prøver af poreluften udtages typisk under gulv eller i terrænet udendørs. I dette afsnit beskrives den gængse prøvetagning ved almindelige prøvetagningsforhold, mens der i afsnit 5.6 beskrives prøvetagning ved diverse afvigende/vanskelige forhold. Udtagning af poreluftprøver er yderligere beskrevet i referencerne /1/, /4/ og /6/.

Poreluftprøver udtages ved at skabe kontakt til det punkt i jorden/under gulvet, hvor prøven ønskes udtaget. Dette kan f.eks. gøres med en studs, et poreluftspyd eller en boring filtersat i umættet zone, som herefter kobles til et prøvetagningsmedie (typisk et adsorptionsrør), med en fitting eller en stump slange. Den anden ende af prøvetagningsmediet kobles til en pumpe via en slange, jf. Figur 6.2.

Selve prøvetagningen bør udføres som følger:

- Der foretages en for- og renpumpning med det primære formål at udskifte gammel luft og/eller atmosfærisk luft fra etablering af prøveopstillingen, så poreluftprøven vil være repræsentativ for de naturlige forhold (in-situ tilstand) /6/. Forpumpning kan evt. dokumenteres med indikatorparametre som f.eks. PID, O_2, CO_2 og CH_4.
- Efter forpumpning installeres prøvetagningsmediet i opstillingen.
- Herefter trækkes den ønskede mængde luft, med et hensigtsmæssigt flow, fra prøvepunktet op igennem adsorptionsrøret. Hvis luftflowet måles under vakuum (før prøvetagningsmediet), bør det korrigeres til normalflow (1 atm. og 20°C). Prøvebetingelserne dokumenteres og noteres i feltskema (jf. bilag 1).
- Efter endt prøvetagning fjernes prøvetagningsmediet, som afproppes/forsegles, mærkes tydeligt og sendes til kemisk analyse, sammen med en forskriftsmæssigt udfyldt analyserekvisition.

Poreluftprøver kan udtages lige under gulv med en studs eller et kort spyd, se Figur 4.4 og Figur 4.5. Luftprøven vil i dette tilfælde trække luft fra det kapillarbrydende lag under gulv, eller hvis betondækket er etableret uden kapillarbrydende lag, fra luftlommen mellem betondækket og den underliggende formation. Der vil desuden blive trukket luft fra resten af gulvkonstruktionen, dvs. porøse dele af betondæk, evt. isoleringsmateriale mv. De mest repræsentative og reproducerbare luftprøver opnås i systemer med kapillarbrydende lag eller tilsvarende, svarende til venstre side i Figur 4.4, mens der kan forventes store rumlige og tidslige variationer i systemer svarende til højre side i Figur 4.4, jf. /94/.



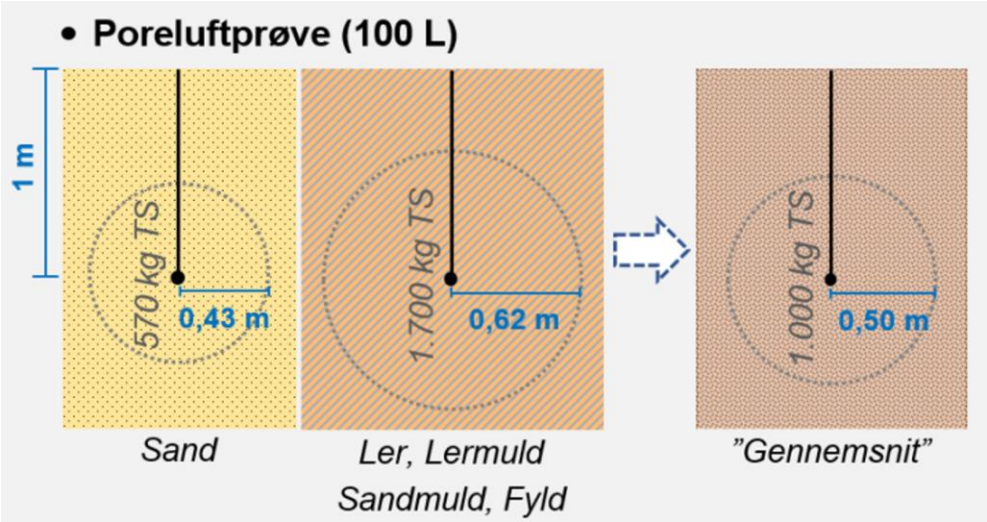
Figur 4.4 Poreluftprøver under gulv og de områder hvorfra der teoretisk trækkes luft.

Figur 4.5 Poreluftprøvetagning med studs og spyd gennem gulv, samt spyd udendørs.

Poreluftprøver kan ligeledes udtages fra formationen under gulv eller på udendørs arealer. Til dette anvendes typisk et prøvetagningsspyd (nogle steder benævnt en sonde). Poreluften vil blive trukket fra et område omkring spidsen af spyddet. Det er vigtigt at bemærke, at luften altid vil blive trukket fra de områder, hvor der lettest sker lufttransport. Hvis spyddet er etableret med spidsen lige under betondækket, vil prøven, som ved brug af studs, blive udtaget fra det kapillarbrydende lag, og kan blive påvirket af eventuelle forureningsstoffer fra f.eks. undersiden af betondækket. Hvis spyddet er etableret dybere, f.eks. en halv til en hel meter under gulv, foregår lufttransporten som ved udtagning af udendørs poreluftprøver, jf. Figur 4.6. Sidstnævnte bør benyttes ved utætte gulvkonstruktioner, f.eks. beton af dårlig/opsprækket kvalitet, eller ved mistanke om påvirkning af prøven med forurening fra f.eks. forurenede bygningsdele eller polystyren isolering (jf. afsnit 3.11).

Udendørs luftprøver udtages typisk 1 m u.t. (ved terrænnære kilder og kildeopsporing), men kan desuden udtages 2 og 3 meter under terræn ved dybere kilder fra f.eks. kælder, kloakker og nedgravede tanke eller ved risikovurdering i forhold til fremtidig følsom arealanvendelse med kælder /11/, /15/ og /16/.

En poreluftprøve anses ofte for en punktprøve, hvilket dog er en tilsnigelse. En poreluftprøve vil, ved homogene forhold, repræsentere et kugleformet volumen omkring poreluftspyddets spids /24/. Ved kuglebetragtninger og anvendelse af standardjordparametre fra JAGG 2.1 kan det estimeres, at en poreluftprøve på 100 liter vil have en radius på hhv. 0,43 meter (sand) og 0,62 meter (ler) og repræsentere en jordmængde på mellem ca. 570 og 1.700 kg /26/. Gennemsnitligt vil en standard poreluftprøve på 100 liter dermed trække luft fra et kugleformet volumen på ca. 0,5 meter og repræsentere et jordvolumen på ca. 1.000 kg, jf. Figur 4.6.



Figur 4.6 Illustration af prøvetagningsradius og jordmængde for en 100 liters poreluftprøve, udtaget i 1 meters dybde i forskellige jordtyper, jf. standardparametre i JAGG 2.1 /26/.

I Tabel 4.5 ses den gennemsnitlige radius for poreluftprøver ved forskellige luftvolumener. Det bemærkes, at forskellen i prøvetagningsradius for en poreluftprøve på f.eks. 100 liter og 50 liter kun er ca. 0,1 m.

Tabel 4.5 Omtrentlig, gennemsnitlig radius for prøvetagningszonen i homogen jord samt gennemsnitlig jordmængde repræsenteret ved poreluftprøver med forskellige volumener. Prøvetagningszonen antages at være kugleformet.

Prøvevolumen (poreluft)	Gennemsnitlig radius af prøvetagningszonen	Gennemsnitlig jordmængde
100 L	0,5 m	1.000 kg TS
50 L	0,4 m	550 kg TS
25 L	0,3 m	280 kg TS
10 L	0,2 m	110 kg TS
5 L	0,15 m	55 kg TS

Poreluftprøver udtaget ved forskellige poreluftvolumener kan benyttes til forskellige formål, jf. /24/. Af Tabel 4.6 fremgår det, hvilke prøver der anbefales brugt ved hhv. kildeopsporing, kildeafgrænsning osv. Dette berøres yderligere i kapitel 5. Det skal bemærkes, at prøvevolumenet for nogle stoffer er begrænses af opsamlingsmediet, jf. afsnit 4.1.2.

Tabel 4.6 Anbefalinger til prøvetagning af poreluft (inde og ude). Hvilket af de to anbefalede prøvetagningsvolumener, der bør benyttes, afhænger af laboratoriernes stofspecifikke krav til prøvetagningen /36/.

Prøvetagningsvolumen		Anvendelse
100 L	1 l/min	Kildeopsporing (screening) for alle forureningsstoffer.
10 L	0,1 l/min	
25 eller 50 L	1 l/min	Karakterisering og afgrænsning af kendte kilder for alle forureningsstoffer. (Afhængigt af kravene til detektionsgrænse kan der benyttes 5 liters prøver til nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler)
10 L	0,1 l/min	

4.3.2 Indeluftprøver

Indeluft udtages som oftest som en passiv prøve på et adsorptionsmedie, men kan også udtages som en punktprøve i tid ved aktiv opsamling. Desuden vil indeluftprøver i nogle tilfælde blive opsamlet som en hel prøve, hvilket er særligt relevant for meget flygtige stoffer, eksempelvis vinylchlorid /1/. Udtagning af indeluftprøver er yderligere beskrevet i /1/.

Tabel 4.7 Anvendelsen af forskellige metoder til prøvetagning af indeluft.

Metode	Anvendelse
Passiv måling (ca. 14 dage)	Repræsenterer den gennemsnitlige forureningspåvirkning af indeluften i måleperioden og kan bruges til risikovurdering overfor indeluften.
Canistermåling (ca. 3 eller 7 dage)	Repræsenterer den gennemsnitlige forureningspåvirkning af indeluften i måleperioden og kan bruges til risikovurdering overfor indeluften. Benyttes ved risiko for påvirkning med vinylchlorid.
Aktiv opsamling (100 liter) Ingen forpumpning.	Repræsenterer en punktmåling i tid og kan bruges til en hurtig vurdering af forureningsniveauet på ejendommen (højt eller lavt), eller til vurdering af worst-case belastning af indeluften.

Indeluftprøver kan – specielt indledningsvist – med fordel udtages i flere/alle rum på alle etager, da indholdet oftest varierer med en faktor 2-4 på enkelte etager og en faktor 2-20 imellem etager. Påviste koncentrationsforskelle vil således kunne give

væsentlig information til den konceptuelle forståelse omkring indtrængning og interne spredningsmønstre. Der er f.eks. set eksempler på, at indeluftkoncentrationerne har været højest på den øverste etage i et etagebyggeri, hvilket kan forklares med en påvirkning fra en faldstammeudluftning eller andre direkte spredningsveje.

Indeluftprøver bør, som udgangspunkt, udtages i fyringssæsonen fra ca. midt i oktober til og med marts /51/. I denne periode forventes forureningspåvirkningen fra poreluften at være størst, grundet en øget temperaturgradient mellem indeluft og udeluft resulterende i en termisk opdrift som øger indtrængningen af poreluft. Desuden udluftes der mindre (manuelt) i fyringssæsonen, hvorfor et reduceret luftskifte, alt andet lige, vil resultere i højere koncentrationer i indeluften /16/. Hvis der måles overskridelser af ADK, relateret til poreluftbidrag, i indeluften udenfor fyringssæsonen, kan resultaterne evt. suppleres med målinger i fyringssæsonen for et mere komplet risikobillede. Hvis der – i modsat fald – ikke måles overskridelser af ADK, udenfor fyringssæsonen, skal resultaterne suppleres med målinger i fyringssæsonen for at sikre mod falsk negative konklusioner. Problemstillingen omkring luftskiftets betydning for indeluftkoncentrationerne belyses pt. i et uafsluttet udviklingsprojekt, jf. appendiks A1.2.

Indeluftprøver ved passiv opsamling

Ved passiv prøvetagning ophænges sampleren så centralt i rummet som muligt og omkring 1,5-2 meter over gulv. Sampleren bør placeres hvor der er et gennemsnitligt luftskifte /10/. Den praktiske prøvetagning er beskrevet i detaljer i kapitel 6.

Ved passiv prøvetagning er der tale om en langtidsprøve, der repræsenterer den gennemsnitlige koncentration i måleperioden, hvilket er at foretrække ved indeluftprøver, som i de fleste tilfælde skal bruges til at risikovurdere overfor en langtidseffekt fra f.eks. chlorerede opløsningsmidler eller oliestoffer. Målingen bør foretages over en periode på ca. 14 dage, men kan evt. reduceres til f.eks. 7 dage (med en forhøjet detektionsgrænse til følge). Overordnet set er det vigtigt, at analyse af indeluftprøver har en lav detektionsgrænse, da de påviste koncentrationer i de fleste tilfælde skal sammenlignes direkte med afdampningskriterierne.

Det skal bemærkes, at de gængse passive samplere ikke anbefales til prøvetagning for vinylchlorid, hvorfor den nuværende retningslinje, på sager med mistanke om indtrængende vinylchlorid, er at dette skal måles ved brug af hele prøver i canisters.

Indeluftprøver ved opsamling af hel prøve i f.eks. canister

Opsamling af en hel prøve kan ske i en canister /8/ eller udføres ved opsamling af luft i en pose af Tedlar® eller Rilsan® ved aktiv prøveopsamling med en pumpe. Prøven er hel idet luften vil indeholde alle de samme komponenter, som var i indeluften i perioden for prøvetagningen.

Både Tedlar® (polyvinylfluorid) og Rilsan® (polyamid, nylon 11) er polymerer, som evt. kan smitte af på de kemiske analyser (ekstra toppe på chromatogrammet). Dette kan være specielt kritisk ved uspecifikke analysemetoder, GC-FID og TVOC-analyse.

Figur 4.7 Canister hhv. med og uden påmonteret flowventil.

En canister er en stålbeholder som fra laboratoriets side er pumpet næsten lufttom. Prøvetagningen foregår ved at luft fra rummet pga. vakuummet i stålbeholderen trækkes ind i denne, hvorefter hele beholderen sendes til analyselaboratoriet.

En canisterprøve kan pt. maksimalt opsamles over 7 døgn. Canisteren bør placeres frit i rummet omkring 0,6 til 1 meter over gulv og i et område med et gennemsnitligt luftskifte. En grundigere beskrivelse af den praktiske prøvetagning kan findes i /8/.

Ved prøvetagning tilsluttes en flowventil, der sikrer en ensartet indsugningshastighed over hele måleperioden. Prøvetagningen bør afsluttes mens der stadig er et mindre undertryk i canisteren, da flowventilen bliver upræcis ved for små trykforskelle /8/. Samtidig benyttes restvakuum til at sikre, at der ikke er opstået utætheder i beholderen under transporten tilbage til laboratoriet.

Detektionsgrænsen er afhængig af hvor stor en andel af canisteren, der fyldes med luft (ved analyse fylder laboratoriet canisteren op med ren luft til der skabes et lettere overtryk, hvorfor prøven fortyndes); jo større opsamlet luftmængde (mindre vakuum), jo lavere detektionsgrænse. Ved en 6 liters canister, hvori der er opsamlet 5,4 liter luft (optimal prøvetagning), vil den umiddelbart oplyste detektionsgrænse skulle ganges med 1,61 (f.eks. for vinylchlorid: 0,026 µg/m^3 ·1,61 = 0,042 µg/m^3) /111/.

Indeluftprøver ved aktiv opsamling

Aktive indeluftprøver udtages med samme opsætning som for en poreluftprøve, med et prøvetagningsmedie koblet til en pumpe med en slange. Et defineret luftvolumen suges igennem prøvetagningsmediet med et givent flow. Den åbne ende af prøvetagningsmediet bør placeres centralt i rummet omkring 1,5-2 meter over gulvet. Den aktive prøve er at betragte som en punktmåling i tid, og giver derfor udelukkende information om koncentrationen på prøvetagningstidspunktet. Prøven kan således ikke normalt betragtes som repræsentativ for den gennemsnitlige koncentration. Aktive punktmålinger har dog en berettigelse som supplement til passive indeluftmålinger og kan indikere et forureningsniveau (er der forurenet eller er der ikke).

4.3.3 Luft i spredningsveje

Indtrængningsveje eller spredningsveje kan være utætheder i selve bygningskonstruktionen som f.eks. revner/sprækker i beton eller imellem tilstødende konstruktioner, omkring rørgennemføringer, men kan også være direkte spredningsveje fra poreluft til indeluft - altså mere eller mindre selvstændige systemer som trappeopgange, hulmure, skorstene osv.

Direkte spredningsveje i form af diverse hulrum/systemer kan undersøges ved at udtage prøver direkte i de muligt påvirkede systemer. Disse prøver bør, hvis muligt, udtages som passive langtidsprøver, så det påviste indhold viser gennemsnitskoncentrationen over måleperioden. Erfaringer viser, at indholdet i diverse spredningsveje kan variere betydeligt over tid, hvorfor korttidsprøver kan føre til vurderinger af spredningsvejene, som enten mere eller mindre betydende, end de reelt er. Prøverne bør desuden udtages over samme måleperiode som indeluftprøverne, så de påviste indhold kan holdes direkte op mod hinanden. Ved passiv prøvetagning skal luftprøverne udtages som beskrevet under Indeluftprøver ved passiv opsamling i afsnit 4.3.2.

Nogle spredningsveje kan ikke prøvetages passivt, da almindelig brug (f.eks. af en skorsten) gør det umuligt at udtage en langtidsprøve, eller fordi der ikke kan forventes en tilstrækkelig lufttransport omkring den passive sampler f.eks. i en hulmur. I disse tilfælde anbefales det, at der udtages mindst to aktive luftprøver på forskellige tidspunkter, f.eks. ved ophængning og nedtagning af passive samplere i indeluften. De aktive luftprøver udtages ved at føre en prøvetagningsslange til det område, der ønskes undersøgt. Der skal under placeringen af slangen være fokus på at introducere så lidt atmosfærisk luft til systemet som muligt. Prøverne udtages efter en kort forpumpning (f.eks. 1 liter), hvorved installationsluft fra prøveopstillingen fjernes. Ved aktiv prøvetagning er det vigtigt, at prøvetagningsvolumen og flow overvejes grundigt, så systemet ikke forstyrres mere end højst nødvendigt.

I Tabel 4.8 anbefales metoder for prøvetagning i forskellige spredningsveje. I praksis bør opsamlingsmetode og prøvevolumen overvejes for hver enkelt undersøgelse, så prøverne bedst muligt understøtter en afklaring af de opstillede undersøgelsesspørgsmål. Den praktiske prøvetagning er beskrevet i detaljer i kapitel 6.

Tabel 4.8 Anbefalinger til prøvetagning af specifikke spredningsveje.

Prøvetagningssted	Metode	Begrundelse
Hulmur	Aktiv måling (10-100 liter)*	Der udtages aktive prøver fordi forudsætninger omkring frit luftflow for passive samplere ikke er opfyldt.
Skorsten	Aktiv måling (10-20 liter)	Der udtages aktive prøver, da skorstenen kan være i brug.
Skunkrum	Passiv måling (14 dage)	Passive prøver udtages samtidig med indeluftprøver. Hvis der ikke vurderes at være luftskifte, udtages prøverne aktivt.
Installations-skakte/ingeniør-gange	Passiv måling (14 dage)	Passive prøver udtages samtidig med indeluftprøver. Hvis der ikke vurderes at være luftskifte, udtages prøverne aktivt.
Trappeopgang	Passiv måling (14 dage)	Passive prøver udtages samtidig med indeluftprøver.
Krybekælder	Passiv måling (14 dage)	Passive prøver udtages samtidig med indeluftprøver.

* Se afsnit 3.9.3.

Utætheder i selve bygningen (revner, rørgennemføringer osv.) kan, hvis det er væsentligt at karakterisere disse, undersøges ved brug af VaporCover, foliemålinger eller anden form for afdækning af området. Den revne eller lign. som ønskes undersøgt dækkes med f.eks. et VaporCover eller en folie, og der tætnes langs kanten. Koncentrationen under afdækningen måles med direkte visende udstyr f.eks. en ppbRAE eller ved at udtage prøver til akkrediteret analyse. Hvis der sker en væsentlig indtrængning af forureningsstoffer igennem revnen under det afdækkede område, vil koncentrationen stige over tid. Brugen af VaporCover er beskrevet i /75/ og foliemålinger er beskrevet i /48/, /73/ og /74/.

Figur 4.8 A) Brug af VaporCover og ppbRAE til undersøgelse af indtrængning gennem en synlig revne i beton. B) Opstilling til en foliemåling, hvor der udtages aktive prøver på adsorptionsrør.

4.3.4 Kloakluft

Kloakken er den bedst undersøgte direkte spredningsvej fra poreluft til indeluft og der er udarbejdet en række vejledninger og retningslinjer for prøvetagning i denne specifikke spredningsvej /2/, /64/, /66/ og /108/.

Kloaksystemer kan udgøre en betydende spredningsvej for flygtige forureningskomponenter, enten via indtrængning af forurenet poreluft eller grundvand til kloaksystemet, samt efterfølgende transport mod indeluften på dampform. I kloaksystemet kan forurenede dampe transporteres over længere afstande, og de kan transporteres til indeluften via utætheder på rør, samlinger inde i bygninger/etageadskillelser samt gennem utætte eller tomme vandlåse /2/. Forhold omkring transport af flygtige forureningsstoffer i offentlige kloakker er genstand for et igangværende miljøprojekt, jf. appendiks A1.5.

Der er flere måder, hvorpå det kan undersøges, om et kloaksystem er påvirket af forurening. Udtagning af luftprøver i kloaksystemer er yderligere beskrevet i /2/ (aktiv prøvetagning) og /64/ (passiv prøvetagning). I /2/ fremgår det også, hvordan det kan måles, om en vandlås er utæt. Det skal bemærkes, at høje koncentrationer i kloaksystemer kun påvirker indeluften, hvis der er en utæthed mellem kloak og indeluft samt et positivt differenstryk (mod indeluften). I amerikanske studier anbefales anvendelse af en reduktionsfaktor på 33, som screeningskriterium, imellem kloakluft/samlebrønd og indeluft ifm. indledende risikovurderinger /66/.

Anbefalinger til prøvetagning af kloak er opsummeret i Tabel 4.9.

Tabel 4.9 Anbefalinger til prøvetagning i kloaksystemet. Frit efter /2/ og /64/.

Prøvetagningssted	**Metode**	**Anvendelse**
Samlebrønd	Passiv måling (f.eks. 14 dage)	Vurdering af om forureningen spredes fra hovedkloakken. Vurdering af om evt. ejendomme længere væk fra den undersøgte ejendom kan være påvirket.
Bag vandlås (ved toilet, afløb eller håndvask)	Aktiv opsamling (10-20 liter)	Vurdering af om der er forurening i kloaksystemet som kan medføre en påvirkning af indeluften.
På faldstammer	Passiv måling i flowkammer (f.eks. 14 dage)	Vurdering af om der er forurening i kloaksystemet som kan medføre en påvirkning af indeluften.

En eventuel forureningsspredning via hovedkloakken kan undersøges ved prøvetagning i samlebrønde. Prøver kan udtages aktivt ved at føre en slange ned i samlebrønden og opsamle 100 liter luft. Medmindre dækslet har "øjer", kan det dog være vanskeligt at udtage sådanne prøver uden at introducere atmosfærisk luft til samlebrønden i forbindelse med at dækslet løftes. I de fleste tilfælde vil der desuden blive trukket atmosfærisk luft ind i prøven fra f.eks. huller i dækslet til løftestænger.

Pga. ovenstående anbefales det derfor, at prøver i samlebrønde udtages som passive prøver over en periode på ca. 14 dage /2/. Herved vil systemet, efter introduktion af sampler, falde tilbage til de naturlige forhold og prøven vil i størst mulig grad repræsentere normale forhold (steady state). Passive prøver kan opsamles på ATD-rør, mens opsamling på ORSA-rør kan være forbundet med en negativ bias (for lavt indhold i prøven) under meget fugtige forhold, jf. afsnit 4.1.1. Løftestangshuller kan evt. dækkes/lukkes under prøvetagning. Ofte kan prøver udtaget i samlebrønd ikke alene udelukke en påvirkning fra kloakken til indeluften i en nærliggende bolig medmindre kildeområdet med 100% sikkerhed ligger nedstrøms på kloaksystemet.

Ved undersøgelse af om forurening fra kloakken potentielt kan påvirke en specifik ejendom, anbefales det, at der udtages luftprøver i faldstammer bag vandlåse i f.eks. toiletter, vaske og afløb. Prøverne udtages aktivt ved at føre en prøvetagningsslange igennem vandlåsen, eller på anden måde at introducere slangen til luften bag vandlåsen, jf. Figur 4.9. Prøverne kan udføres uden forpumpning /2/, men anbefales udført med en lettere forpumpning (ca. 1 liter), for at fjerne falsk luft fra prøveopstillingen, det lille prøvevolumen taget i betragtning. Det anbefales, at der udtages et luftvolumen på 10 liter /2/, dog kan der være tilfælde f.eks. for oliestoffer hvor detektionsgrænsen for de undersøgte stoffer bliver for høj ved denne luftmængde, i så fald kan

man vælge at gå på kompromis med luftvolumenet og sætte dette op til 20 liter. Den praktiske prøvetagning er beskrevet i detaljer i kapitel 6.

Ulempen ved at udføre aktiv prøveopsamling bag vandlåse, er at metoden giver punktprøver i både rum og tid, på systemer som efter alt at dømme er meget variable /62/. I /64/ er en flowkammermetode skitseret. Denne kan anvendes til at opnå 14-dages passivt opsamlede prøver fra faldstammer. Metoden anvender en akvariepumpe til at skabe luftflow igennem kammeret. En problemstilling ved anvendelse af denne metode i boliger kan være, at den er mere invasiv (summer lidt og er forbundet med anboring af faldstammen) end de aktive metoder til prøvetagning bag vandlåse eller passive metoder til prøvetagning i samlebrønde.

Figur 4.9 Fotos af prøver udtaget i kloaksystemet: A) bag vandlås i toilet, B) bag vandlås under vask og C) i samlebrønd.

4.4 Direkte visende udstyr, loggere og støttemetoder

Der findes direkte visende udstyr, loggere og støttemetoder som kan understøtte undersøgelserne ift. opbygning af en konceptuel forståelse for forureningssituationen på en ejendom eller i en bygning. Nedenfor er nogle af de mest almindeligt anvendte metoder kort beskrevet.

4.4.1 Photo ioniserings detektor (PID-måler)

En PID-måler er et håndholdt apparat, som indeholder en Photo Ioniserings Detektor, og som giver et mål, der kan benyttes som indikator for tilstedeværelsen af flygtige forureningsstoffer. Detektoren er uspecifik, hvilket vil sige, at den ikke kan kende forskel på forskellige stoffer /6/. Der findes flere producenter på markedet, f.eks. RAE-systems og Ion Science, som leverer sammenlignelige apparater, med måleområder i enten ppm eller ppb range, og med lamper, der leverer forskellige energiniveauer.

Kemiske stoffer har, afhængigt af deres molekylstruktur, et energiniveau, der skal overskrides før molekylet brydes, den såkaldte ioniseringsenergi (der måles i elektronvolt, eV). De fleste PID-målere kan derfor bestykkes med en af flere lamper, der kan levere et vist energiniveau, almindeligvis 9,6, 10, 10,6 eller 11,7 eV, /115/ og /116/. Lamper med højt energiniveau kan bryde de fleste stoffer, men de er dyrere, og har en kortere levetid, end lamper med et lavere energiniveau. Levetiden for 9,6-10,6 eV kan forventes at have en levetid på ca. 1-3 år, mens lamper med 11,7 eV har en levetid på 1-3 mdr.

Det mest almindelige kompromis imellem energiniveau, pris og levetid er anvendelse af lamper med 10,6 eV, der er i stand til at bryde molekylstrukturen på de mest almindelige forureningsstoffer /32/. Undtaget herfra er bl.a. 1,1,1-trichlorethan og 1,1,2-trichlorethan (1,1,1- og 1,1,2-TCA) og dichlormethan (DCM), der har ioniseringsenergier på hhv. 11, 11 og 11,32 eV. PID-signalet bliver også delvist hæmmet af tilstedeværelse af methan, methanol og vanddamp /115/.

PID-målere skal jævnligt kalibreres imod en standardgas, med en kendt koncentration. Ofte benyttes isobutylen i 100 ppm eller 10 ppm koncentration. Apparatet skal ligeledes tjekkes mod standardgassen og i udeluften (som nulpunkt) før hver brug.

PID-målere benyttes rutinemæssigt til udvælgelse af jordprøver til kemisk analyse for indhold af flygtige forureningskomponenter, og har ligeledes (med ppb-følsomhed) været anvendt til sporing af indtrængningsveje i forureningspåvirkede bygninger /75/, /117/ og /118/ samt poreluftscreening, før udvælgelse af poreluftpunkter til udtagning af prøver til akkrediteret kemisk analyse, /24/ og /100/.

Ved anvendelse af PID-målere er det væsentligt at der er tale om et uspecifikt (relativt) respons, som kan snyde ifm. blandingsforureninger. F.eks. er respons på flygtige olieforbindelser kraftigere end på chlorerede opløsningsmidler, hvorfor det kan være svært at tolke responset direkte ifm. blandingsforureninger /24/, herunder hvis undersøgelsen udføres ift. chlorerede opløsningsmidler i områder hvor der er (ukendte) forureninger med oliekulbrinter.

Ved brug af PID-måler med ppb-følsomhed, f.eks. til sporing af indtrængningsveje i boliger, er det ligeledes væsentligt, at baggrundsniveauet i indeluften muligvis kan være højt ift. signalet fra den underliggende forurening. Måleren vil også kunne give (falsk) udslag på almindelige ting i husholdninger, herunder nyere tæpper, kemikalier, fødevarer, tryksager, parfumer mv.

4.4.2 IR-målere og sensorer til måling af CH_4, CO_2 og O_2

IR-målere er uundværlige ved luftundersøgelser ifm. lossepladser, hvor methan (CH_4) og kuldioxid (CO_2) er risikodrivende, jf. afsnit 5.7. Ofte fås IR-målere også med en indbygget sensor til måling af O_2. Det er væsentligt at der benyttes et apparat, der har det ønskede måleområde og den ønskede opløsning, samt er robust ift. de målebetingelser som apparatet udsættes for.

Måling af især CO_2 og O_2 kan også være en hjælp til at verificere, at poreluftopstillinger ikke er udsat for lækage og/eller at der er tale om en tilstrækkelig forpumpning af et poreluftpunkt /6/. De nyeste versioner af poreluftpumper på markedet har indbygget sensorer til integreret måling af O_2 og CO_2 ifm. poreluftprøvetagning., jf. afsnit 6.2.6.

IR-målere og sensorer til måling af CO_2 og O_2 fås som bærbare feltinstrumenter, der giver måleresultatet med det samme. Der findes apparater, der kun har mulighed for direkte visning, og apparater med både direkte visning og mulighed for logning af datapunkter over tid. IR-målere kan være følsomme overfor tilstedeværelse af vanddamp.

4.4.3 Felt-GC, Hapsite, FROG, MIMS mv.

Der findes en række forskellige måleapparater, der kan levere mere eller mindre stofspecifikke måleresultater, med større eller mindre følsomhed, og som er mere eller mindre bærbare af natur, f.eks. felt-GC, Hapsite, FROG (/122/) og MIMS.

Dertil findes en større mængde detektorer, som kan benyttes sammen med Direct Push teknologier (f.eks. Geoprobe®), til at detektere indhold af flygtige stoffer på en gasstrøm, herunder PID, FID, XSD, ECD, DELCD.

Det falder udenfor dette projekts rammer at opliste muligheder samt fordele og ulemper ved alle disse teknologier/detektorer, for hvilke mulighederne ligeledes udvides forholdsvist hurtigt. Ved konkrete behov, kan det derfor anbefales at Google specifikke muligheder og at kontakte div. leverandører af udstyr.

4.4.4 Differenstrykloggere

Måleudstyret registrerer trykforskellen mellem to målepunkter og kan således angive i hvilken retning, der forventes at ske en konvektiv/trykdrevet lufttransport. Det kan f.eks. være relevant at måle trykforskellen over et betongulv, hvorved det kan dokumenteres om trykforholdene understøtter en netto porelufttransport til indeluften, eller om der er nedadrettet gradient og således ikke kan forventes konvektiv transport af poreluft ind i bygningen. Differenstrykmålinger kan ligeledes udføres mellem udeluft og indeluft, mellem en potentiel spredningsvej, f.eks. en faldstamme eller en hulmur, og indeluften, etc.

Differenstrykmålinger kan, hvis de benyttes med omtanke, give information til at besvare diverse konceptuelle spørgsmål eller be-/afkræfte en hypotese (f.eks. at der ofte er en nedadrettet gradient over en etageadskillelse). Det er dog væsentligt at bemærke, at differenstrykket ofte er en meget dynamisk størrelse, som udviser relativt store udsving, på en tidsskala i sekunder/minutter (og ofte svingninger omkring 0 Pa = trykneutral), hvorfor det er vigtigt at overveje loggerperiode såvel som loggerfrekvens nøje ift. de spørgsmål som ønskes besvaret. Ved målinger over gulv bør der mindst logges hvert 10. min /34/. Hvis det derimod ønskes at registrere trykniveauet i et kloaksystem ved toiletskyl, er det nødvendigt med en meget højfrekvent logning, f.eks. 5-10 gange i sekundet /62/. For at forstå trykforholdene for et naturligt system er det ofte nødvendigt med en loggerperiode af minimum 1 uges varighed.

Der findes flere differenstrykloggere på markedet og ved valg af logger er det vigtigt at overveje måleområdet og opløsningen til den forventede trykforskel mellem målepunkterne nøje /34/. Udsvingene over en gulvkonstruktion kan forventes at være i størrelsesordenen få Pa, jf. afsnit 3.8.2, mens faldstammer i etagebyggerier, under toiletskyl, kan være påvirket af differenstryk på i størrelsesordenen 400 Pa /2/. Nogle loggere har også en tendens til et drivende nulpunkt, som kan kræve en datakorrektion inden den egentlige databehandling /34/.

En grundigere beskrivelse samt anbefalinger til brugen af differenstrykloggere i forbindelse med indeluftundersøgelser fremgår af /34/.

4.4.5 Aktiv sporgas

En aktiv sporgasundersøgelse er velegnet til at finde konvektive spredningsveje som revner, støbeskel, rørgennemføringer osv., men egner sig ikke til identifikation af diffusive spredningsveje. En grundig beskrivelse af best practice for anvendelsen samt en gennemgang af metodens styrker og svagheder findes i /76/, mens sammenligninger med andre metoder er gennemført i /117/ og /118/.

Som sporgas anvendes en specialgas (formiergas) med f.eks. 5% brint og 95% kvælstof, som introduceres på kildesiden/undersiden af det system der ønskes undersøgt, f.eks. under gulv eller til kloak. Gassen har en lav densitet og vil derfor stige til vejrs igennem potentielle indtrængningsveje og trænge ud i indeluften ved eventuelle revner, sprækker, utætte samlinger osv. Sporgassen måles med en håndholdt detektor (f.eks. Digitron DGS-10), der ved lyd og lys indikerer, om der påvises sporgas og giver et relativt niveau for styrken.

Sporgassen kan ligeledes bruges til at finde utætheder mellem etageadskillelser, ved at gas introduceres lige under en eventuel utæthed (f.eks. en rørgennemføring), samtidig med at eventuel gennemtrængende gas detekteres på oversiden. Den aktive sporgasmetode kan desuden bruges til at kontrollere udført tætningsarbejde, enten i form af fugning eller udlægning af membran. Det bør dog bemærkes at mange fugemasser giver anledning til falsk positive udslag på detektoren indtil de er nogenlunde ophærdede, hvorfor der skal påregnes ventetid imellem fugning/udbedring og en eventuel efterfølgende test på typisk 1-3 dage /20/.

Inden introduktion af sporgas på kildesiden, skal der udføres en grundig afsøgning af de planlagte måleområder, da detektoren er uspecifik, og kan give falske udslag på f.eks. vanddamp, methan og spindelvæv. Sådanne udslag noteres og benyttes til korrektion af de efterfølgende undersøgelsesresultater. Efter introduktion af sporgas er det vigtigt at kontrollere udbredelsen af sporgassen på kildesiden inden der afsøges på indeluftsiden, for at sikre imod falsk negative resultater, f.eks. at et manglende udslag på indeluftsiden tolkes som at der ikke er en spredningsvej, mens resultatet i virkeligheden skyldes, at sporgassen ikke er tilstrækkeligt udbredt på kildesiden.

Normalt vil sporgassen blive introduceret i områder/systemer med konstateret poreluftforurening (høje koncentrationer), hvorefter lokaliserede indtrængningsveje for forurenet poreluft kan tolkes som *aktive* indtrængningspunkter. Hvis sporgassen introduceres i områder/systemer uden konstateret poreluftforurening, vil lokaliserede indtrængningspunkter for sporgassen repræsentere *potentielle* indtrængningsveje, dvs. en *aktiv* spredningsvej *hvis* poreluftforureningen på et tidspunkt findes på kildesiden for sporgasintroduktionen. I praksis kan det være svært at adskille de to undersøgelsestyper ifm. den praktiske gennemførelse af undersøgelsen, idet gassen ”går sine egne veje”.

4.4.6 Passiv sporgasteknik (PFT)

PFT-metoden (PFT = PerFluorcarbon Tracer) er en passiv multi-sporgasmetode efter konstant-dosering princippet. Sporgas frigives passivt, med en kendt og konstant rate fra nogle sporgaskilder bestående af et lille metalrør eller en serumflaske via en diffusiv barriere. Der benyttes typisk to mulige sporgasser, PMCP og PMCH (perfluor-

dimethyl-cyclo-pentan og -hexan). Registrering af den gennemsnitlige sporgaskoncentration sker ved passiv opsamling i adsorptionsrør (samplere) over en periode på f.eks. 14 dage, f.eks. sideløbende med og i samme punkter som der ophænges passive samplere til måling af forureningsstoffer.

I forbindelse med danske undersøgelser, har metoden traditionelt været anvendt til kvantitativt at bestemme det eksterne luftskifte og luftudveksling imellem forskellige zoner i en bygning /119/, til kvalitativ dokumentation af forureningsspredning og dokumentation af bidraget fra forskellige forureningskilder, /84/ og /90/, eller til estimering af reduktionsfaktorer imellem kildeside og indeluft /81/ og /120/. Anvendelse af metoden kræver særlig instruktion af feltpersonale, og der bør være særlig fokus på, at der ikke sker en eksponering af samplerne på andre tidspunkter end mens de hænger på lokaliteten. Sporgaskilder og -samplere bør derfor sendes og håndteres særskilt.

I /17/ er der udarbejdet en risikovurdering for anvendelsen af PFT-sporgasser.

4.4.7 Radon og thoron

Radon er en naturligt forekommende radioaktiv gasformig isotop, som dannes i jorden som et led i urans henfaldskæde. Radon (^{222}Rn) findes i jordskorpen i koncentrationer der er 1.000-10.000 gange højere end koncentrationerne i udeluften, og bidrag fra byggematerialer mv. i boliger kan negligeres /77/.

Radon er underlagt de samme drivkræfter som forureningsstoffer i poreluften og trænger derfor ind i bygninger ved både konvektiv og diffusiv transport, ligesom poreluftforurening. Ved at måle radon under gulv (på kildesiden) og i indeluften kan radon dermed benyttes som en naturlig tracer til bestemmelse af reduktionsfaktorer over gulvkonstruktioner, etageadskillelser mv.

Mens radon kan benyttes til at bestemme den overordnede reduktionsfaktor fra poreluft til indeluft, og evt. relative forskelle på forskellige rum, så kan thoron, benyttes til at lokalisere konvektive indtrængningsveje. Thoron er en isotop af radon (^{220}Rn), der ligeledes findes naturligt i poreluften.

Grunden til at thoron egner sig til lokalisering af konvektive indtrængningsveje, er at thoron har en halveringstid på kun 56 sekunder, mens radon har en halveringstid på 3,8 døgn /78/. Den korte halveringstid bevirker at thoron, dannes i poreluften, transporteres ind i bygningen gennem f.eks. en revne, og henfalder kort tid herefter. Dermed når thoron ikke ret langt væk fra en revne før den henfalder og kan måles.

For både radon og thoron, måles der et henfald pr. m^3 luft, ikke en koncentration i traditionel forstand. Teori, udvikling af målemetoder, udstyrstyper, fejlkilder, og metodik til anvendelse af radon til bestemmelse af reduktionsfaktorer, samt thoron til lokalisering af indtrængningsveje er beskrevet i hhv. /77/ og /78/.

Et opmærksomhedspunkt ved anvendelse af naturlige isotoper som tracere for poreluftforurening, er at resultaterne, for en én-til-én tolkning, fordrer at fordelingen af

poreluftforurening og radon/thoron på kildesiden, er sammenlignelig /35/. Hvis radon/thoron er jævnt fordelt under gulv, mens poreluftforureningen primært er under gulvet i den ene ende af bygningen, så vil den rumlige fordeling af de konvektive spredningsveje kunne medføre relativt store forskelle i den reduktionsfaktor, der opnås for radon og for poreluftforureningen /35/. Hvis der er én stor revne i hver sin ende af bygningen, kan radon være en ok proxy for poreluftforureningen, men hvis revnen er i den ende hvor der ingen poreluftforurening er, så vil radon medføre en reduktionsfaktor der er for lav ift. den faktiske for poreluftforureningen. Tilsvarende vil indtrængningspunkter for thoron primært tolkes som en potentiel spredningsvej.

4.4.8 Forureningshunde

Som supplement til andre metoder, tilbyder Orbicon/WSP en mulighed for screening til opsporing af indtrængningsveje i bygninger samt screening af større områder for kildeområder vha. to forureningshunde (Louie og Kira). Pt. kan metoden anvendes ift. chlorerede opløsningsmidler (TCE og PCE).

Status for muligheder, fordele og ulemper er beskrevet nærmere i /79/ og /121/, men der er tale om en relativt ny metode, hvor viden om anvendelsesmuligheder samt fordele og ulemper hele tiden udvikler sig.

4.5 Forureningskomponenter, der kræver særligt fokus

4.5.1 Vinylchlorid (VC)

Måling af VC på adsorptionsrør er forbundet med særlige udfordringer. Dette skyldes, at stoffet er polært og har et meget lavt kogepunkt (-13,4°C), som medfører en meget lav affinitet til gængse adsorbenter af specielt aktivt kul /111/. Dertil kommer, at VC har et meget lavt afdampningskriterium (på 0,04 µg/m^3 /38/), hvilket stiller store krav til analysemetodernes detektionsgrænse. Kombinationen af VC's polaritet, lave kogepunkt og et ønske om en meget lav detektionsgrænse volder nogle problemer ift. de prøvetagningsmetoder der normalt benyttes.

I de seneste år er der gennemført en del aktiviteter mhp. at afdække muligheder ift. måling af VC, hhv. ift. aktivt opsamlede korttidsmålinger og langtidsmålinger, /8/, /18/, /21/, /111/, /112/ og /113/. I Tabel 4.10 er resultater og anbefalinger fra de pt. gennemførte undersøgelser sammenstillet.

Tabel 4.10 Status for anvendelse af opsamlingsmedier/-metoder ift. vinylchlorid (VC). Metoderne markeret med **fed, blå skrift** er de metoder der anbefales pt.

Metode	Prøvetagning		DG (µg/m^3)	Status for anvendelse
Kulrør	Aktiv	100 min, 0,1 l/min	0,4	DG > ADK. Egnet til poreluft og spredningsveje (på kildeside), hvor en reduktionsfaktor > 10 kan forventes ift. indeluft.
ATD-SP	Aktiv	70 min, 0,1 l/min 300 min, 0,02 l/min	0,03	Egnet til poreluft og spredningsveje, evt. indeluft
Canister	Hel prøve	1, 3 eller 7 døgn	0,04-0,05	Egnet til indeluft, evt. spredningsveje og poreluft
ORSA-rør	Passiv	Ca. 14 dage	0,04	Ikke egnet, stor risiko for negativ bias/falsk negative. Positive resultater er dog udtryk for risikopotentiale
Beacon	Passiv	16 dage	0,04	Pt. uafklaret, men lovende resultater /113/

DG = Detektionsgrænse.

Af Tabel 4.10 ses, at der pt. ikke er en af de anbefalede metoder, som egner sig til prøvetagning over ca. 14 dage. Der er dog kendskab til igangværende udviklingsaktiviteter i branchen vedr. canistre og Beaconsamplere, jf. appendiks A1.6 og appendiks A1.7.

4.5.2 Dichlormethan (DCM)

Dichlormethan (DCM, methylenchlorid) har været brugt som primærkemikalie i visse brancher, som autolakerier og plastvirksomheder. Samtidig detekteres DCM ikke på PID-målere monteret med de mest almindelige lamper, hhv. 9,8 og 10,6 eV /32/. DCM indgår ikke i regionernes standard analysepakker for luftprøver, mens stoffet er inkluderet i analysepakkerne for chlorerede opløsningsmidler i jord og vand.

DCM har et relativt lavt afdampningskriterium på 0,6 µg/m^3 /38/ og som det fremgår af afsnit 3.4, så er der risiko for at stoffet kan forekomme i betydende koncentrationer i poreluften.

Hvis der er historiske oplysninger om anvendelse af DCM og/eller der er konstateret DCM i jord eller vandprøver, anbefales det, at det overvejes om der bør udtages luftprøver til analyse for indhold af DCM. I så tilfælde bør analyselaboratoriet kontaktes for analysemuligheder, detektionsgrænser og pris.

4.6 Anvendelsesområde for prøvetyper ift. medie/system

I nedenstående Tabel 4.11, er anbefalingerne vedr. forskellige prøvetyper opsummeret ift. det medie/den systemkomponent som søges undersøgt. Tabel 4.11 og Tabel 4.12 kan benyttes kombineret, så luftprøver udtages mest hensigtsmæssigt, når både anvendelsesområde og forureningskomponenter tages i betragtning.

Tabel 4.11 Matrice for anbefalinger til prøvetype ift. det medie/den systemkomponent der ønskes undersøgt.

		Adsorptionsrør - aktiv					Adsorptionsrør - passiv	Canister	Direkte visning F.eks. PID/ppbRAE	Korttidsmåling	Langtidsmåling
		100 L	50 L	20-25 L	10 L	5 L	14 dage	3-7 dage			
Poreluft	Kildeopsporing	x		x	x			(x)[C]	x[S]	x	
	Kildeafgrænsning		x		x[D]	x[D]				x	
Indeluft		x[S]					x	x			x
Kloak	Samlebrønd	(x)					x				x
	Faldstamme			x[D]	x[D]				x[S]	x[P]	
Hulmur				x[D]	x[D]				x[S]	x	
Skorsten				x[D]	x[D]				x[S]	x[P]	
Skunkrum				(x)[D]	(x)[D]		x[L]				x[I]
installationsskakte/ingeniørgange				(x)[D]	(x)[D]		x[L]				x[I]
Trappeopgang							x				x[I]
Krybekælder							x				x[I]

x: Anbefaling. (x): Kan benyttes. D: Afhænger af den ønskede detektionsgrænse.
S: Screening til brug for hurtig vurdering af forureningsniveau eller placering af akkrediterede målinger.
C: Det er muligt at udtage poreluftprøver i canisters, men dette er pt. ikke praksis i Danmark.
P: Af praktiske årsager er det almindeligvis ikke muligt at udtage langtidsmålinger. Der bør altid udføres mere end én målerunde, da koncentrationerne kan svinge meget over tid.
I: Måles almindeligvis samtidig med indeluftprøver.
L: Hvis der ikke vurderes at være tilstrækkeligt luftskifte, udtages prøverne aktivt.

4.7 Anvendelsesområde for prøvetyper ift. forureningskomponenter

I nedenstående Tabel 4.12, er anbefalingerne vedr. forskellige prøvetyper opsummeret ift. den forureningskomponent som søges undersøgt. Tabel 4.11 og Tabel 4.12 kan benyttes kombineret, så luftprøver udtages mest hensigtsmæssigt, når både anvendelsesområde og forureningskomponenter tages i betragtning.

Tabel 4.12 Matrice for anbefalinger til prøvetype i forhold til de mest undersøgte forureningsstoffer.

	Adsorptionsrør - aktiv					Adsorptionsrør - passiv	Canister
	100 L	50 L	20-25 L	10 L	5 L	14 dage	3-7 dage
Totalkulbrinter og BTEXN	x^O	x^A	x^A			x	
Chlorerede opløsningsmidler	x^O	x^A	x^A			x	
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler				x	(x)		
Vinylchlorid				x	(x)		x
Polære opløsningsmidler			x	(x)			
Freon				x	(x)		
Chlorethan				x			

x: Anbefaling. (x): Kan benyttes afhængigt af ønsket detektionsgrænse.
O: Benyttes ved kildeopsporing.
A: Benyttes ved kildeafgrænsning.

5. Prøvetagningsstrategier

I dette kapitel opstilles retningslinjer for prøvetagningsstrategier ift. placering og antal af luftprøver. Prøvetagningsstrategierne er tilpasset forskellige undersøgelsesformål. Der er tale om overordnede strategier udarbejdet i forhold til forsimplede konceptuelle modeller, hvorfor der i praksis må tages udgangspunkt i den konkrete sag når prøvetagningsstrategien lægges.

Prøvetagningsstrategierne er i høj grad baseret på /1/, som særligt omhandler indeluftsager, men der er også skelet til regionernes retningslinjer for prøvetagning af poreluft og indeluft /11/, /14/ og /15/, ligesom egne erfaringer og holdninger er taget med i betragtning.

5.1 Indledende undersøgelser

Strategien for den indledende undersøgelse baseres på de videnshuller og undersøgelsesspørgsmål, som er fremkommet i forbindelse med udarbejdelse af den indledende konceptuelle model opstillet på baggrund af historik, besigtigelse og interview, jf. afsnit 3.6 og 3.7.

Formålet med den indledende undersøgelse er at be- eller afkræfte, om der er forurening til stede på ejendommen, som potentielt kan udgøre en risiko for mennesker eller miljø herunder for nuværende eller fremtidig følsom arealanvendelse. Basalt set kan det koges ned til et spørgsmål om, om der er kortlægningsberettiget forurening på ejendommen eller ej. I forhold til flygtige forureningsstoffer er formålet således at frembringe et vidensgrundlag, der er tilstrækkeligt til at vurdere, om der er en poreluftforurening på ejendommen. Det er ikke formålet at afgrænse forureningen eller at beskrive det samlede risikobillede.

I den indledende undersøgelse vil der typisk blive udtaget et antal poreluftprøver til afdækning af potentielle kilder og vurdering af forureningsstyrken i relation til en eventuel påvirkning af indeluften. Som hovedregel skal der udtages 2-3 poreluftprøver per kilde, f.eks. langs eventuel utæt kloak, ved samlebrønde, ved tanke eller kar og ved oplag. Hvis der ikke foreligger oplysninger om placeringen af potentielle kildeområder/forurenende aktiviteter, kan det være nødvendigt at udføre en screening til lokalisering af områder med forurening.

Sideløbende med udtagning af poreluftprøver vil der almindeligvis blive udført boringer til udtagning af jord- og vandprøver ved potentielle kilder. Resultaterne fra poreluftundersøgelsen kan evt. anvendes som en del af grundlaget for placeringen af boringerne.

Ved en forureningsscreening, i en indledende undersøgelse, skal der udtages et tilstrækkeligt antal poreluftprøver til at påvise en eventuel forurening, der kan udgøre en risiko - eller endnu vigtigere - et tilstrækkeligt antal poreluftpunkter til at det med (en høj grad af) sikkerhed kan afvises, at der findes forureningsindhold på ejendommen, der kan udgøre en risiko. Det præcise antal poreluftpunkter til en forureningsscreening i en indledende undersøgelse bør vurderes for hver konkret sag, men som

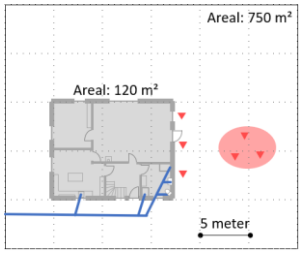
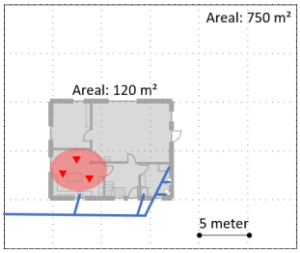
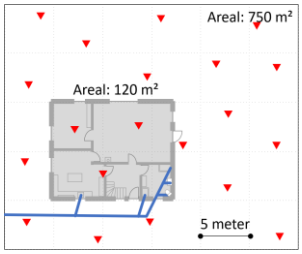
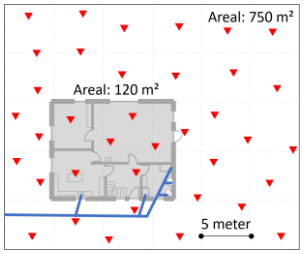
udgangspunkt kan prøvepunkterne placeres i et net med 5-10 meter mellem prøvepunkterne i de områder hvor der screenes for ukendt forurening (svarende til 1-5 punkter pr. 100 m²), se også afsnit 5.2.1.

Hvis der ikke påvises forureningsindhold i poreluften eller øvrige medier, som vurderes at udgøre en risiko for mennesker eller miljø, kan det være nødvendigt at udføre en supplerende undersøgelsesfase med et større antal poreluftpunkter for at en ejendom helt kan udgå af kortlægningen. Mindre poreluftindhold kan være tegn på et lavt forureningsindhold eller indikere, at prøvetagningspunktet er placeret i kanten af en poreluftsky. I de indledende undersøgelser vil der som udgangspunkt skulle udføres et større antal prøvepunkter på ejendomme, der udgår af kortlægning, end på ejendomme hvor der konstateres forurening.

Hvis der konstateres forurening i den indledende undersøgelse, er undersøgelsesformålet opfyldt, og det er således ikke sikkert, at forureningens hotspot lokaliseres eller at alle kildeområder på ejendommen afdækkes. Der foretages som udgangspunkt ikke en yderligere karakterisering eller afgrænsning af konstaterede forureninger.

I Tabel 5.1 ses eksempler på undersøgelsesstrategier for indledende undersøgelser i relation til tre forskellige konceptuelle modeller. I praksis vil der ofte, på en given lokalitet, være tale om en kombination af de tre konceptuelle modeller, hvorfor undersøgelsesstrategien i hvert enkelt tilfælde skal tilpasses de aktuelle formål og uafklarede spørgsmål.

Tabel 5.1 Eksempler på undersøgelsesstrategier for indledende undersøgelser i forhold til udtagning af luftprøver til analyse for indhold af flygtige forureningsstoffer. Røde trekanter er eksempel på poreluftprøver.

	Konceptuel model 1	**Konceptuel model 2**	**Konceptuel model 3**	**Konceptuel model 4**
				
	Potentielle forureningskilder er lokaliseret udenfor en bolig og der sker potentiel forureningsspredning i poreluft og/eller grundvand ind under boligen.	Potentielle forureningskilder er lokaliseret under en bygning (evt. en bolig).	Der forventes potentielle kilder med **chlorerede opløsningsmidler**, men den historiske redegørelse og placeringen af potentielle kilder er mangelfuld.	Der forventes potentielle kilder med **olie**, men den historiske redegørelse og placeringen af potentielle kilder er mangelfuld.
Terrænnær poreluft og poreluft under gulv	2-3 poreluftpunkter ved hver kilde. Desuden 2-3 poreluftpunkter mellem kilde og bolig eller evt. under bolig. Evt. supplerende punkter langs kloak.	2-3 poreluftmålinger ved hver kilde. Evt. supplerende punkter langs kloak.	Poreluftscreening i et net med f.eks. 7,5 meter mellem hvert poreluftpunkt i områder hvor der forventes forurening (1-5 prøver pr. 100 m²). Poreluftscreening udføres både inde og ude. Se også afsnit 5.2.1. Nogle punkter placeres langs kloak.	Poreluftscreening i et net med f.eks. 5 meter mellem hvert poreluftpunkt i områder hvor der forventes forurening (5 prøver pr. 100 m²). Poreluftscreening udføres både inde og ude. Se også afsnit 5.2.1. Nogle punkter placeres langs kloak.
Relativt antal poreluftpunkter	Flere	Få	Mange	Mange
Udeluftreferencer og blind	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.
Indeluftmålinger	Ikke som udgangspunkt.	Indeluftmålinger kan overvejes hvis: 1) det er vanskeligt at udtage repræsentative poreluftmålinger u/ gulv. 2) indeluftmålinger kan være udslagsgivende for risikovurderingen.	Ikke som udgangspunkt.	Ikke som udgangspunkt.
Yderligere tiltag	Eventuelt tanksøgning inden placering af poreluftmålepunkter. Eventuelt TV-inspektion af kloak.	Indledende byggeteknisk gennemgang f.eks. i forbindelse med udtagning af poreluftprøver under gulv. Eventuelt TV-inspektion af kloak.	Supplerende historisk redegørelse inkl. interview med relevante parter. Indledende byggeteknisk gennemgang f.eks. i forbindelse med udtagning af poreluftprøver under gulv. Eventuelt TV-inspektion af kloak.	Supplerende historisk redegørelse inkl. interview med relevante parter. Indledende byggeteknisk gennemgang f.eks. i forbindelse med udtagning af poreluftprøver under gulv. Eventuelt TV-inspektion af kloak.

5.2 Videregående undersøgelser

Strategien for den videregående undersøgelse baseres på de videnshuller og undersøgelsesspørgsmål, som er opstillet pba. den konceptuelle model fra den indledende undersøgelse, jf. afsnit 3.6 og 3.7.

Formålet med den videregående undersøgelse er at tilvejebringe et tilstrækkeligt vidensgrundlag til, at der, med en høj grad af sikkerhed, kan tages stilling til, om jord-, grundvands- eller poreluftforurening udgør en risiko for indeluftkvaliteten i nuværende eller fremtidig følsom arealanvendelse (f.eks. bolig eller børneinstitutioner). I den videregående undersøgelse skal alle kilder lokaliseres, karakteriseres og afgrænses, ligesom påvirkningen af spredningsveje og indeluft skal kvantificeres. Eventuel forureningstransport via kloak eller grundvand til naboejendomme/-boliger undersøges, ligesom poreluften undersøges i dybden ift. eventuel fremtidig følsom arealanvendelse med kælder. Endelig skal der udføres en robust risikovurdering med henblik på prioritering af behov for eventuelle afværgetiltag. De afgrænsende undersøgelser har ofte også til formål at tilvejebringe data til vurdering af mulige afværgetiltag (projekteringsparametre, jf. /95/).

Forureningsindholdet i luftprøver kan variere betydeligt over tid, jf. afsnit 3.8.2. Dette gælder både for poreluftprøver, indeluftprøver og prøver i spredningsveje. Som udgangspunkt bør den robuste videregående undersøgelse derfor tage de tidslige variationer i ed, ved altid at indeholde mindst to målerunder. Det kan være formålstjenligt/nødvendigt med endnu flere målerunder, hvis der er store variationer i resultaterne fra de to målerunder, samt for systemer hvor der erfaringsmæssigt er meget store tidslige variationer.

Prøvetagningsstrategien vil i de fleste tilfælde være tredelt. Den første del vil have fokus på opsporing af kildeområder, den anden på kildekarakterisering og -afgrænsning. Disse undersøgelser vil være relevant for både videregående indeluftundersøgelser og videregående grundvandsundersøgelser. Den tredje del af undersøgelsesstrategien vil have fokus på forureningsforhold i indeluft og spredningsveje ind i nuværende beboelse (eller børneinstitution) og vil primært være relevant for videregående indeluftundersøgelser.

5.2.1 Opsporing af kilder - poreluftscreening

Opsporing af kilder ligger til grund for vurderinger af forureningsforholdene; stoffer, koncentrationer, antal og beliggenhed samt spredningsveje og (terrænnære) geologiske forhold. Prøvetagningsstrategien for placering og udtagning af luftprøver til opsporing af kilder adskiller sig ikke væsentligt om der er tale om videregående indeluftundersøgelser eller videregående grundvandsundersøgelser.

Ukendte kilder (jordforureninger) med flygtige forureningsstoffer kan opspores ved at udføre en terrænnær poreluftscreening, både under bygninger og på udearealer. Formålet med poreluftscreeningen er at supplere de undersøgelsespunkter der placeres med udgangspunkt i (ofte ufuldstændige) historiske oplysninger, for derved at opnå en grad af sikkerhed for at der ikke overses betydende forureningskilder.

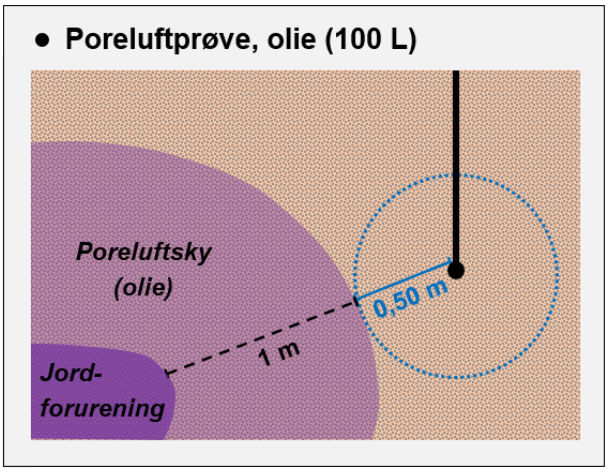
Screeningen udføres ved at placere et antal poreluftpunkter "jævnt fordelt" over den del af ejendommen der ønskes screenet, ofte hele ejendommen. Afstanden mellem poreluftpunkterne er væsentlig for den grad af sikkerhed der ønskes i screeningen. Generelt kan det siges, at jo mindre kildeområde der ønskes lokaliseret, og jo større sikkerhed der ønskes, jo mindre afstand mellem prøvepunkterne er nødvendig. Tilsvarende skal der skeles til de forventede rumlige variationer, jf. afsnit 3.8.1, idet naturlige og menneskeskabte inhomogeniteter vil øge de rumlige variationer og skærpe kravet til antallet af prøvepunkter.

Screeningsundersøgelser kan baseres på (i) akkrediterede poreluftprøver (ofte 100 l prøver på kulrør), i en (ofte) faseopdelt undersøgelse, eller (ii) på specifikke (MIMS, felt-GC eller lign., jf. /98/) eller uspecifikke feltscreeningsmetoder (f.eks. PID, jf. afsnit 4.4 og /24/), i en dynamisk undersøgelse. I det følgende behandles aspekter af poreluftscreening baseret på akkrediterede 100 liters akkrediterede poreluftprøver i ét underafsnit, mens aspekter ift. poreluftscreening vha. dynamiske undersøgelser med direkte visende udstyr behandles i et andet underafsnit.

Poreluftscreening med 100 liters poreluftprøver

Forureningskilder med flygtige komponenter er omkranset af en poreluftsky, hvorfor afstanden mellem prøvepunkter til opsporing af kilder ved poreluftmålinger kan være større end ved alternative opsporingsmuligheder som f.eks. boringer og jordprøver. Poreluftskyens størrelse er stofafhængig, jf. afsnit 3.8.1. I /26/ er det fundet, at poreluftkoncentrationen for TVOC omkring jordforureninger med fyringsolie, der er mere end 4 år gamle, falder hurtigt med afstanden til kilden/jordforureningen. Ved mere end 1 meters afstand til jordforureningen, kan det forventes, at koncentrationen er faldet til <20% af kildekoncentrationen og <3.000 µg/m3. Chlorerede opløsningsmidler forventes derimod at have en væsentligt større poreluftsky og at være mindre påvirket af nedbrydning i terrænnære umættede jordlag /24/. Baseret på feltundersøgelserne i /24/ kan det – med rimelig sikkerhed – antages, at betydende koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler kan påvises op til 2,5 meter væk fra kilden, se /97/.

Poreluftprøver repræsenterer et jordvolumen, jf. afsnit 4.3.1. Ved opsporing af kilder er der således tale om en stofspecifik effektiv radius (poreluftskyen + radius af prøvetagningsvolumenet). Inden for denne radius forventes det, at der kan påvises forureningsstoffer i poreluften fra det nærliggende kildeområde. Ved poreluftscreening anbefales det, at der udtages 100 liters poreluftprøver, som har en gennemsnitlig radius for prøvevolumenet på 0,5 m. Dette resulterer i en effektiv radius for poreluftsky og -prøve for fyringsolie på 1,5 meter fra kilden, jf. illustration i Figur 5.1, og for chlorerede opløsningsmidler på 3 meter fra kilden (2,5 m poreluftsky + 0,5 m prøvetagningsradius).

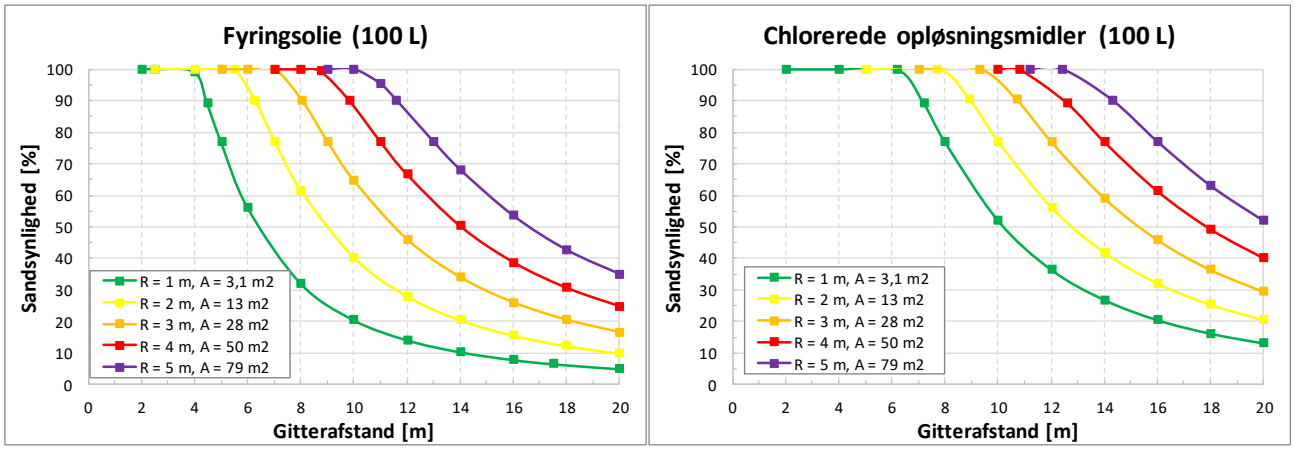


Figur 5.1 Principskitse af samlet effektiv prøvetagningsradius (poreluftsky + radius af prøvetagningsvolumen) for oliekomponenter (TVOC) fra fyringsolieforurening.

Baseret på sandsynlighedsmodulet i JAGG 1.5, /99/, er der udført en række beregninger af den statistiske sandsynlighed for at lokalisere et cylinderformet kildeområde på baggrund af kildestørrelsen/-radius og gitterafstanden i et kvadratisk net af screeningspunkter. Beregningerne er udført efter principperne beskrevet i /26/ for hhv. fyringsolie og chlorerede opløsningsmidler (TCE og PCE), jf. Figur 5.2.

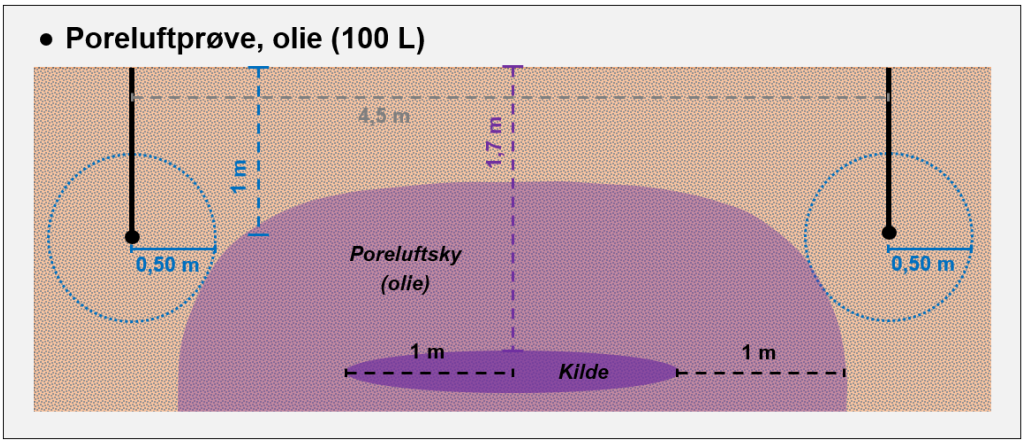
Af Figur 5.2 kan det aflæses, at hvis der ønskes en sandsynlighed på 90% for at lokalisere et kildeområde med fyringsolie (der har en radius på 1 meter; areal 3,1 m^2), så skal screeningspunkterne placeres i et kvadratisk net med en gitterafstand på ca. 4,5 m. Hvis der er tale om chlorerede opløsningsmidler, skal gitterafstanden være ca. 7,2 m. Hvis screeningspunkterne placeres i et kvadratisk net med en gitterafstand på 10 meter, så er der kun 20% sandsynlighed for at finde den samme fyringsoliekilde, og 52% sandsynlighed for at finde kilden med chlorerede opløsningsmidler. Ved aflæsning på graferne kan tilsvarende betragtninger foretages for forureninger med en større antaget radius.

Hvis en kilde med en radius på 1 meter antages at være 2 meter høj, vil den indeholde ca. 13 ton jord. Hvis der er tale om en fyringsolieforurening med en gennemsnitlig koncentration på 2.000 mg/kg TS, vil kilden således bestå af 21 kg produkt. Hvis der derimod er tale om en forurening med chlorerede opløsningsmidler med en gennemsnitlig koncentration på 2 mg/kg TS, vil kilden bestå af 21 gram produkt.



Figur 5.2 Sandsynlighed for at lokalisere et kildeområde med fyringsolie (til venstre) og chlorerede opløsningsmidler (til højre) via poreluftprøver (100 L), estimeret via modulet Sandsynlighedsberegninger i JAGG 1.5 /99/. Der er regnet med en effektiv radius for poreluftskyen omkring et kildeområde på hhv. 1 meter for fyringsolie, /26/ og 2,5 meter for chlorerede opløsningsmidler.

Ovenstående statistiske betragtninger er baseret på at poreluftprøverne udtages i en passende dybde ift. kildens dybdemæssige beliggenhed, hvormed beregningerne kan simplificeres til 1 dimensionale betragtninger. Udføres der således en terrænnær poreluftscreening (1 m u.t.), kan det forventes, at der kan lokaliseres oliekilder med top placeret ned til ca. 1,7 m u.t. /26/, Figur 5.3. Hvis forureningen er placeret dybere, kræver det at poreluftprøverne udtages tilsvarende dybere, jf. afsnit 5.4.



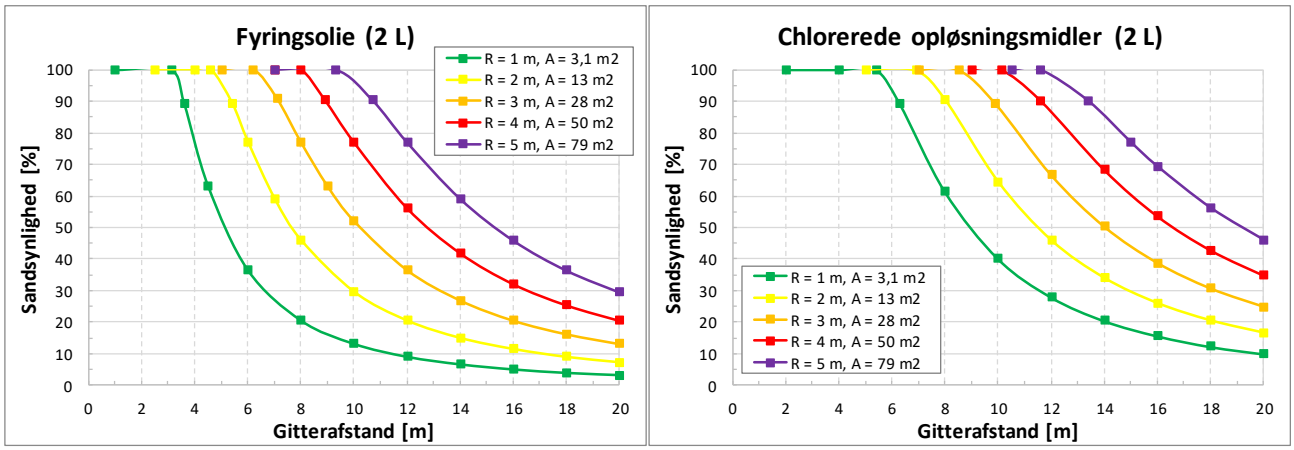
Figur 5.3 Kildens dybdemæssige placering (top) må maksimalt ligge 1,7 m u.t. for validitet af sammenhængen imellem gitterafstand og sandsynlighed for olie jf. Figur 5.2. Der forudsættes en forholdsvis homogen geologi.

Dynamisk poreluftscreening med feltanalyser (små voluminer)

Hvis poreluftscreeningen udføres med feltanalyser, f.eks. ppbRAE eller felt-GC, jf. afsnit 4.4, kan både screening og afgrænsning udføres som én samlet dynamisk feltkampagne, hvor målepunkterne fastlægges løbende på baggrund af de indsamlede resultater. Ved denne undersøgelsesstrategi udtages mange prøver i feltkvalitet, i stedet for færre prøver i høj kvalitet (akkrediterede analyser). Det er muligt undervejs i undersøgelsen at "forfølge" forureningen, f.eks. ved at benytte en højere prøvetæthed i én retning end i en anden /24/. Derved vil det ofte være muligt hurtigere

at opnå et detaljeret billede af forureningen, specielt hvis forureningssituationen er rumligt kompliceret.

Det skal dog bemærkes, at feltanalyser typisk repræsenterer et mindre luftvolumen (2-5 liter) end akkrediterede poreluftprøver (100 liter) og dermed også et mindre jordvolumen. Det betyder, at selve prøvetagningen ikke er forbundet med en (nævneværdig) radius, jf. Figur 5.1, hvorfor afstanden mellem prøverne skal være mindre end for 100 liters poreluftprøver, hvis der ønskes samme sandsynlighed for at lokalisere end given forureningskilde /24/. Af Figur 5.4 kan det aflæses med hvilken sandsynlighed man, ved brug af 2 liters prøver, kan lokalisere et kildeområde ved en given kildestørrelse og gitterafstand. De dybdemæssige betragtninger fra forrige afsnit ændrer sig ikke med det reducerede prøvevolumen.



Figur 5.4 Sandsynlighed for at lokalisere et kildeområde med fyringsolie (til venstre) og chlorerede opløsningsmidler (til højre) via feltanalyser (2 L), estimeret via modulet "Sandsynlighedsberegninger" i JAGG 1.5 /99/. Der er regnet med en effektiv radius for poreluftskyen omkring et kildeområde på hhv. 1 meter for fyringsolie /26/ og 2,5 meter for chlorerede opløsningsmidler.

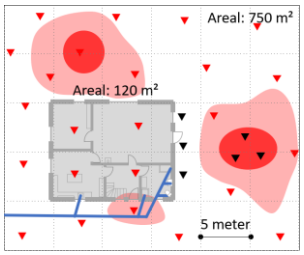
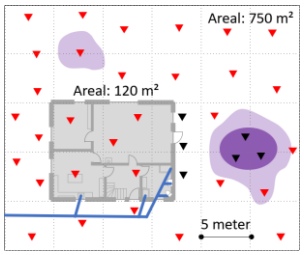
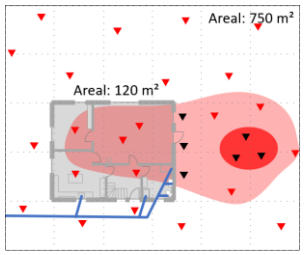
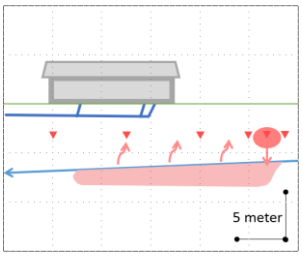
Resultaterne fra feltanalyser bør ikke stå alene, men skal understøttes af akkrediterede analyser i udvalgte punkter. Den dynamiske undersøgelsesstrategi øger muligheden for at disse udtages optimalt i forhold til at karakterisere og afgrænse poreluftforureningen/kildeområderne. Der kan således drages en parallel til anvendelsen af PID-måler ved udvælgelse af jordprøver til akkrediteret analyse. Det pointeres dog, at forskellen i prøvevolumenet mellem feltprøven (2-5 L) og den akkrediterede prøve (100 liter), jf. Figur 5.5, kan resultere i en tilsyneladende dårlig korrelation imellem screeningsresultater og akkrediterede målinger /100/.

Ved dynamiske undersøgelsesforløb er det væsentligt, at beslutninger omkring placering af målepunkter tages løbende i felten på baggrund af de seneste måleresultater. Det er således nødvendigt, at den undersøgelsesansvarlige er til stede i felten eller hele tiden følger feltarbejdet meget tæt fra kontoret, for at udnytte det fulde potentiale i den dynamiske prøvetagningsstrategi /24/.

I Tabel 5.2 ses eksempler på undersøgelsesstrategier for videregående undersøgelser, med fokus på kildeopsporing, i relation til tre forskellige konceptuelle modeller. I praksis vil der ofte være tale om en kombination af de tre konceptuelle modeller på

en given lokalitet, hvorfor undersøgelsesstrategien i hvert enkelt tilfælde skal tilpasses de aktuelle formål og spørgsmål/hypoteser.

Tabel 5.2 Eksempler på undersøgelsesstrategier til kildeopsporing på videregående undersøgelser i forhold til udtagning af luftprøver til analyse for indhold af flygtige forureningsstoffer. **Sorte trekanter** er poreluftpunkter udført i den indledende undersøgelse. Røde trekanter er eksempel på poreluftpunkter udført i den videregående undersøgelse.

	Konceptuel model 1	**Konceptuel model 2**	**Konceptuel model 3**	**Konceptuel model 4**
				
	I den indledende undersøgelse er der påvist ét kildeområde (chlorerede opløsningsmidler). Der kan være flere (ukendte) kilder på ejendommen.	I den indledende undersøgelse er der påvist ét kildeområde (olie) med et sparsomt antal punkter. Der kan være flere (ukendte) kilder på ejendommen.	I den indledende undersøgelse er der påvist ét kildeområde (chlorerede opløsningsmidler). Forureningen spreder sig med terrænnært grundvand ca. 1 m u.t. Der kan være flere (ukendte) kilder på ejendommen.	Forureningskilden forventes at ligge dybere end 1,7 m u.t. og/eller der er tale om en forureningsfane i underliggende grundvand.
Terrænnær poreluft	1. fase: Der udføres en terrænnær screening med undersøgelsespunkter i et net tilpasset chlorerede opløsningsmidler (100 L). 2. fase: Kilder karakteriseres og afgrænses (25 eller 50 L).	1. fase: Der udføres en terrænnær screening med undersøgelsespunkter i et net tilpasset olie (100 L). 2. fase: Kilder karakteriseres og afgrænses (25 eller 50 L).	Dynamisk undersøgelse hvor forureningen følges og nye undersøgelsespunkter placeres løbende (2-5 L). Resten af grunden screenes sideløbende (2-5 L). Der udtages et antal poreluftprøver til akkrediteret analyse (100 L).	Evt. supplerende.
Relativt antal terrænnære poreluftpunkter	Få	Flere	Mange ikke akkrediterede prøver. Få akkrediterede prøver	Få
Dyb poreluft, jf. afsnit 5.4	Supplerende dybe målinger hvor der forventes høje koncentrationer (risikovurdering i forhold til fremtidig bolig med kælder).	Supplerende målinger hvor der forventes høje koncentrationer (risikovurdering i forhold til fremtidig bolig med kælder).	Ingen	Der udføres screening (100 L) og/eller afgrænsning (25/50 L) med dybe poreluftmålinger.
Relativt antal poreluftpunkter (dybe)	Flere	Få	-	Mange
Udeluftref. og blind	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.
Andet	En dynamisk undersøgelsesstrategi kan anvendes. Indtrængning i kloakker og andre spredningsveje undersøges.	En dynamisk undersøgelsesstrategi kan anvendes. Indtrængning i kloakker og andre spredningsveje undersøges evt.	Indtrængning i kloakker og andre spredningsveje undersøges.	En dynamisk undersøgelsesstrategi kan anvendes. Indtrængning i kloakker og andre spredningsveje undersøges.

5.2.2 Kildekarakterisering og -afgrænsning

Disse undersøgelsesaktiviteter ligger til grund for vurderinger af forureningsforholdene; størrelse af kilder, inkl. karakterisering og afgrænsning i poreluft og evt. terrænnært grundvand. De analyseresultater der knytter sig til denne del af undersøgelsen, vil være de primære for risikovurderingen i forhold til indeluft ved fremtidig følsom arealanvendelse og udeluft. Prøvetagningsstrategien for placering og udtagning af luftprøver til afgrænsning af kilder adskiller sig ikke væsentligt om der er tale om videregående indeluftundersøgelser eller videregående grundvandsundersøgelser.

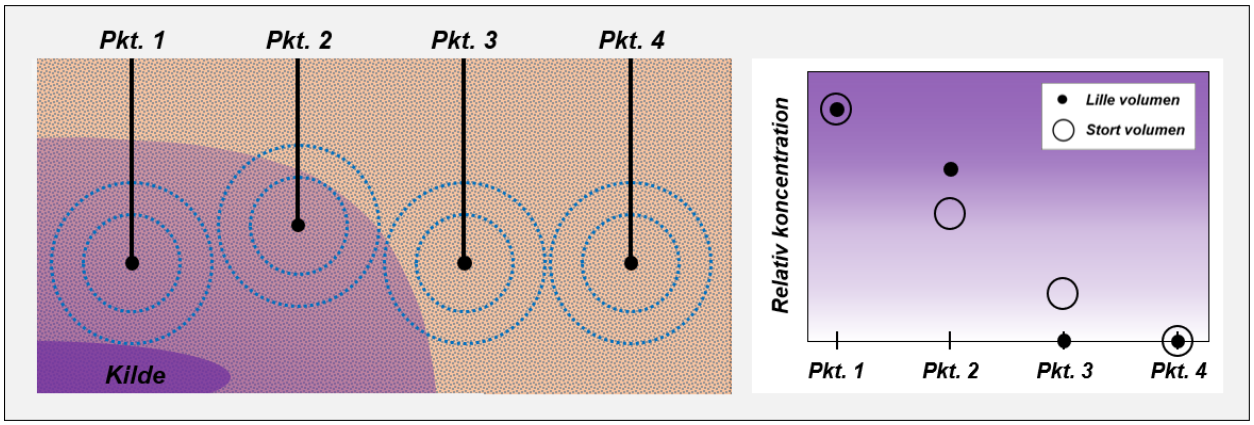
Når en kilde er lokaliseret, vil der i de fleste tilfælde være et ønske om en (yderligere) karakterisering og afgrænsning. Det nødvendige undersøgelsesniveau afhænger af den rumlige kompleksitet, det konkrete undersøgelsesformål, detaljeringsniveauet for risikovurderingerne og eventuelt behov for vurderinger ift. afværgetiltag.

I grundvandsundersøgelser vil risikovurderingen i mange tilfælde være baseret på såvel udbredelsen som den samlede forureningsmasse i kildeområdet, evt. opdelt på delområder. Her kan en god karakterisering med poreluftmålinger støtte op om en kvalificeret placering af boringer til udtagning af jordprøver, for så vidt angår de terrænnære dele af kilden.

Ved indeluftundersøgelser er det specielt væsentligt at sørge for en grundig karakterisering af poreluftskyen/kilden, inde under eller hen imod bygninger der anvendes til bolig, inkl. naboboliger. Dertil er det ofte væsentligt at undersøge for spredning fra kloakker som potentiel kilde, ligesom der kan være tale om spredning langs kloaktracéer og andre ledningstracéer, eller spredning af dampe via kloakker. Desuden kan en grundig karakterisering og afgrænsning være relevant ift. områder med risiko for eventuel fremtidig følsom arealanvendelse og for vurdering af kildefjernelse som afværgetiltag.

Det anbefales, at poreluftprøver til karakterisering og afgrænsning af kendte kildeområder udtages med reduceret poreluftvolumen, f.eks. 25 eller 50 liters prøver (for olie og chlorerede opløsningsmidler). Årsagen til dette er, at en poreluftprøve ikke kan betragtes som en punktmåling, da luften tiltrækkes fra et større volumen omkring prøvepunktet. Det betyder, rent konceptuelt, at der ved store poreluftvolumener vil blive trukket hhv. ren eller forurenet luft til prøvepunktet, hvorved der er risiko for, at der sker en udglatning af forureningsbilledet, jf. Figur 5.5. Jo mindre poreluftvolumen, jo bedre afspejler prøven koncentrationsniveauet omkring poreluftspyddets spids (dvs. den koncentration der søges kvantificeret). Modsat formålet for poreluftscreening hvor det primære hensyn er ikke at komme til (helt) at overse en forurening, hvorfor der ønskes et større poreluftvolumen.

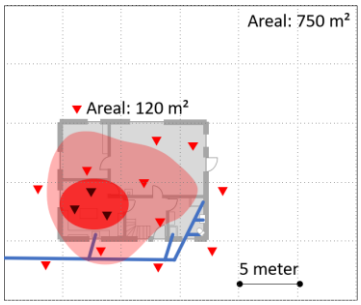
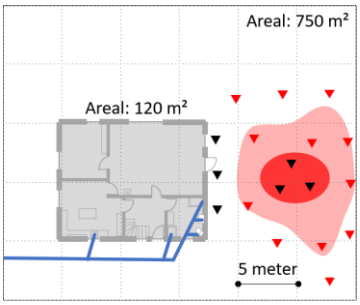
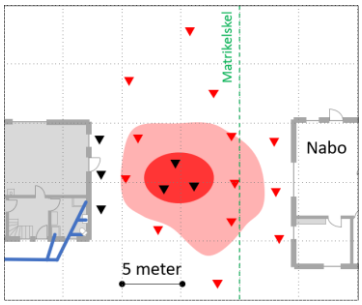
Ved anvendelse af lavere poreluftvolumen, øges detektionsgrænsen for analyserne. Da prøverne udtages i/omkring kildeområder, må der, i forhold til risikovurdering overfor indeluften, forventes en vis dæmpning over nuværende eller fremtidig gulvkonstruktion, hvorfor en lav detektionsgrænse sjældent er et primært hensyn i forhold til kildekarakterisering og -afgrænsning.



Figur 5.5 Principskitse af poreluftvolumenets betydning for den påviste koncentration i hhv. store og små poreluftvolumener. Rumlig placering af poreluftpunkt og -volumen (til venstre) og relativ koncentration for poreluftprøverne (til højre). Den faktiske/ønskede koncentration befinder sig ved spidsen af poreluftspyddet. Pkt. 1: Der måles en høj koncentration i begge prøver. Pkt. 2: Der påvises en høj koncentration i prøven med lille volumen, men en lavere koncentration i prøven med stort volumen, grundet fortynding. Pkt. 3: Der påvises ikke forurening i prøven med lille volumen, men en lav koncentration i prøven med stort volumen. Pkt. 4: Der påvises ikke forurening i nogle af prøverne.

I Tabel 5.3 ses eksempler på undersøgelsesstrategier for videregående undersøgelser, med fokus på kildekarakterisering og - afgrænsning, i relation til tre forskellige konceptuelle modeller. I praksis vil der ofte være tale om en kombination af de tre konceptuelle modeller på en given lokalitet, hvorfor undersøgelsesstrategien i hvert enkelt tilfælde skal tilpasses de aktuelle formål og spørgsmål/hypoteser.

Tabel 5.3 Eksempler på undersøgelsesstrategier til kildekarakterisering og -afgrænsning på videregående undersøgelser i forhold til udtagning af luftprøver til analyse for indhold af flygtige forureningsstoffer. **Sorte trekanter** er poreluftpunkter udført i den indledende undersøgelse. Røde trekanter er forslag til poreluftpunkter udført i den videregående undersøgelse.

	Konceptuel model 1	**Konceptuel model 2**	**Konceptuel model 3**
			
	Der er i den indledende undersøgelse påvist ét kildeområde under bygningen. Forureningen vurderes at kunne udgøre en risiko for indeluften.	Der er i den indledende undersøgelse påvist ét kildeområde udenfor bygningen. Forureningen vurderes indledningsvist at kunne udgøre en grundvandsrisiko.	Der er i den indledende undersøgelse påvist ét kildeområde nær matrikelskel mod en nabobolig. Forureningen vurderes potentielt at kunne udgøre en risiko for naboejendommen.
Terrænnær poreluft	Kilden karakteriseres og afgrænses (25/50 L) under/omkring bolig med henblik på beregning af en arealvægtet gennemsnitsværdi (min. 5/100 m²).	Kilden karakteriseres og afgrænses (25/50 L) med henblik på at foretage en kvalificeret placering af boringer og støtte op om en samlet masseberegning.	Fase 1: Der udføres kildekarakterisering og afgrænsning (25/50 L) indenfor matrikelskel. Fase 2: Der afgrænses yderligere mod naboejendom.
Relativt antal poreluftpunkter under gulv	Flere	Ingen	Ingen
Relativt antal terrænnære poreluftpunkter (udendørs)	Få	Flere	Flere
Dyb poreluft, jf. afsnit 5.4	Ingen	Supplerende målinger i kildeområde (risikovurdering i forhold til fremtidig bolig med kælder).	Supplerende målinger i kildeområde (risikovurdering i forhold til fremtidig bolig med kælder).
Relativt antal poreluftpunkter (dybe)	-	Få	Få
Udeluftref. og blind	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag.
Andet	Indtrængning i kloakker og andre spredningsveje undersøges.	-	En dynamisk undersøgelsesstrategi kan anvendes.

5.2.3 Forureningspåvirkning af indeluft og spredningsveje

Denne del af undersøgelsen vil have fokus på de faktiske eller potentielle forureningsforhold i bygningen/boligen, samt på spredningsveje ind i nuværende beboelse (eller børneinstitution). De beskrevne prøvetagningsstrategier er ikke relevante ift. grundvandsundersøgelser.

Resultaterne fra undersøgelserne vil danne grundlag for en risikovurdering i forhold til den nuværende arealanvendelse/beboelse, herunder for forståelsen af forureningstransporten fra poreluft til indeluft, over etageadskillelser og igennem direkte spredningsveje samt evt. for vurdering af luftskifte og reduktionsfaktorer. Den indsamlede viden er ligeledes essentiel i forhold til vurdering af mulige afværgetiltag.

Som første led i den videregående indeluftundersøgelse bør der altid udføres en byggeteknisk gennemgang til identificering af mulige spredningsveje fra poreluft til indeluft. Det kan desuden være hensigtsmæssigt at udføre en supplerende historisk gennemgang inkl. interview af relevante personer, ofte med fokus på specifikke konstruktionsmæssige detaljer for bygning og kloakker.

Ved prøvetagning i indeluften påvises det samlede indhold af forureningsstoffer i indeluften, dvs. en samlet værdi for afdampning fra en underliggende forurening og en eventuel påvirkning fra udeluft og interne kilder i boligen. Regionerne har kun indsats overfor den påvirkning, der kommer fra jordforureningen.

Der er to overordnede strategier for en forureningsundersøgelse der skal ligge til grund for vurderingen af en poreluftforurenings påvirkning af indeluften. I den ene strategi (nedefra-og-op) er risikovurderingen i høj grad baseret på en grundig beskrivelse af kilden/poreluftforureningen og en modellering af bidraget fra denne til indeluften. I de tilfælde hvor modelleringen viser risiko for indeluften, vil der blive udtaget indeluftprøver til at underbygge risikovurderingen. I den anden strategi (oppefra og ned) fastlægges risikopotentialet ved indledende målinger i indeluften og herefter, eller samtidig med, karakteriseres kilden/poreluftforureningen. Hvilken strategi der benyttes, vil være stofspecifik og også i nogle tilfælde regionsspecifik.

Poreluft under gulv og arealvægtet gennemsnit

Poreluftkoncentrationernes niveau og fordeling under gulv påvirkes af en lang række faktorer som f.eks. kildens placering og styrke, opbygning og tæthed af gulvkonstruktionen, de geologiske forhold omkring kilden og vejrforhold som f.eks. barometertryk og vindretning /101/. Den del af risikovurderingen overfor indeluften, som baseres på poreluftprøver, bør derfor udarbejdes, så den er så robust som muligt i forhold til tidslige og rumlige variationer.

Poreluftprøverne bør, som udgangspunkt, fordeles jævnt over bygningens fodaftryk. Dette kan i praksis være vanskeligt, da gulvopbygning, gulvvarme osv. kan gøre det meget vanskeligt at placere poreluftpunkterne frit/optimalt. For at få så robust et grundlag for risikovurderingen som muligt, bør der udtages prøver i et væsentligt antal målepunkter. Der bør, hvis der er usikkerhed omkring antal og placering af kilder, etableres flere målepunkter, hvis der er tale om oliestoffer end for chlorerede opløsningsmidler, jf. afsnit 5.2.1. Endelig bør prøvevolumenet vurderes fra sag til sag, da 50 liters prøver er at foretrække ved karakterisering og afgrænsning af kendte kilder, hvorimod 100 liters prøver kan være at foretrække ved kildeopsporing og fladekilder.

Nogle regioner anvender det arealvægtede gennemsnit til vurdering af den mulige påvirkning fra poreluften til indeluften. I forbindelse med fastlæggelse af prøvetag-

ningsstrategien kan det overvejes at planlægge undersøgelsen, så det er muligt at beregne et arealvægtet gennemsnit. Bruges det arealvægtede gennemsnit for hele eller dele af bygningens fodaftryk, skal der tages hensyn til såvel rumlig placering af punkterne som ekstreme værdier /51/. For at der kan beregnes et arealvægtet gennemsnit skal der udtages mindst 4-5 poreluftprøver under gulv, og det arealvægtede gennemsnit skal beregnes på baggrund af en konturering af log-transformerede poreluftkoncentrationer til kanterne af bygningens (relevante) fodaftryk, /24/ og /101/.

I nogle situationer, f.eks. ved højtstående grundvand eller lerede aflejringer, kan det være svært at udtage det ønskede antal poreluftprøver under gulv. Dette vil lede til en dårligere beskrivelse af kilden (poreluft under gulv), og dermed en mindre robusthed i denne del af den konceptuelle model, end ønsket. Emnet er behandlet i afsnit 5.6.

Indeluftprøver

Indeluftprøver kan udtages og analyseres som en af de første undersøgelsesaktiviteter i den videregående undersøgelse, hvorved risikopotentialet i forhold til indeluften for den underliggende jordforurening kan vurderes meget tidligt. Derved opbygges undersøgelsesstrategien i stor udstrækning "oppefra og ned".

Som beskrevet i afsnit 3.10 er der dog ret stor forskel på risikoen for forekomst af betydende udeluftbidrag og interne bidrag, afhængigt af hvilke forureningsstoffer, der er genstand for undersøgelsen. Risikoen er således væsentligt mindre for chlorerede opløsningsmidler end for oliekulbrinter. I boliger nær aktive renserier og ved olieforureninger bør der være ekstra fokus på udeluftbidrag og interne bidrag.

Især i forureningssager med chlorerede opløsningsmidler, der ikke ligger i nærheden af aktive renserier vil oppefra-og-ned strategien give mulighed for, på et tidligt tidspunkt i undersøgelsen, at opstille kvalificerede hypoteser omkring spredningsmønstre. F.eks. kan højere koncentrationer i badeværelset end i soveværelse, stue og køkken indikere, at der findes en betydende spredningsvej ifm. rørgennemføringer og kloakker/faldstammer i badeværelset.

Baseret på koncentrationsniveauet af de indledende indeluftmålinger ift. afdampningskriteriet (ADK), kan resten af undersøgelsesomfanget kvalificeres og evt. justeres, hvormed der opnås en mere balanceret sammenhæng mellem undersøgelsesomkostninger og risikopotentiale. Der kan således være stor forskel på hvor mange ressourcer det er nødvendigt at bruge på at udtage poreluftprøver under vanskelige og fordyrende omstændigheder. Et eksempel kan være en PCE-forurenet lokalitet, hvor poreluftmålinger er besværlige og dyre at udtage pga. højtstående grundvand og dyre gulvkonstruktioner med indlagte membraner. Den indledende undersøgelse viser generelle indeluftkoncentrationer på 0,20-0,35 µg/m^3 (maksimalt 6% af ADK), hvorfor den samlede undersøgelsesstrategi måske kan justeres til mindre fokus på poreluftprøver og større fokus på indeluftmålinger (f.eks. flere runder). Hvis udfaldet havde vist indeluftkoncentrationer på 24-35 µg/m^3 (4-6 gange ADK), kan den samlede undersøgelsesstrategi evt. justeres til mindre fokus på poreluftprøver og mere fokus på at lokalisere og kvantificere bidragene fra forskellige spredningsveje samt eventuelle interne bidrag.

Det skal understreges, at indeluftmålinger aldrig vil kunne stå alene, og at der stadig i nogen grad skal udtages poreluftprøver og eventuelt udføres andre undersøgelsesaktiviteter, så den endelige risikovurdering er robust og der ikke er væsentlige vidushuller i den konceptuelle model.

På sager hvor der forventes store interne bidrag, f.eks. oliesager (benzen og TVOC) eller ejendomme med igangværende renseri (PCE), jf. afsnit 3.10, er det ofte en fordel at basere sin strategi på undersøgelser nedefra-og-op og ikke omvendt. Indeluftprøver kan godt udtages på sådanne sager, men risikoen for betydende interne bidrag skal medtages i alle overvejelser. I stedet bør risikovurderingen i så høj grad som muligt, baseres på andre prøvetyper f.eks. poreluftprøver, sporgasundersøgelser og lign. Der arbejdes i øjeblikket på mere robuste metoder til at adskille afdampningen fra jordforureninger og interne kulbrintebidrag, jf. appendiks A1.3.

Luftprøver i spredningsveje

Forureningsspredning til indeluften kan ske via diverse spredningsveje. Det er ofte væsentligt for den samlede konceptuelle forståelse at undersøge og lokalisere betydende spredningsveje. Endvidere kan lokaliseringen af betydende spredningsveje være særligt vigtigt for at tilvejebringe data til vurdering af mulige afværgetiltag.

I nedefra-og-op undersøgelser, kan en grundig undersøgelse af potentielle direkte spredningsveje betragtes som en hjørnesten ift. at opnå et robust undersøgelsesgrundlag. Dette skyldes, at f.eks. JAGG-modellen ikke kan medtage forureningstransport igennem direkte spredningsveje, hvorfor det bør afvises, at der kan forekomme betydende spredning via direkte spredningsveje (både i rum og tid). Desuden kan nogle spredningsveje, især kloakker/faldstammer, skabe en direkte kontakt imellem en jordforurening og indeluften, som ikke vil komme til udtryk i en forhøjet poreluftkoncentration under gulv /90/. I denne type strategi er det således vigtigt, at luftprøver fra alle relevante spredningsveje altid analyseres ad flere omgange. At afvise, at der kan forekomme betydende spredning et andet sted eller på et andet tidspunkt, end der hvor der er målt, kan være en tung bevisbyrde. Det bemærkes, at kloaksystemer er meget dynamiske systemer med store tidslige og rumlige variationer, se afsnit 5.7 om luftprøver for dynamiske systemer.

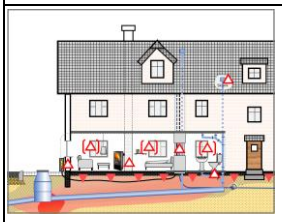
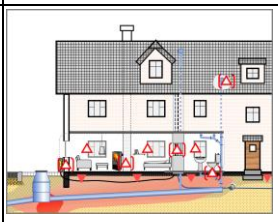
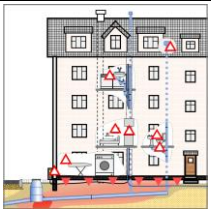
I oppefra-og-ned strategien kan betydningen af luftprøver fra eventuelle spredningsveje vurderes fra sag til sag. Hvis der påvises indhold af forureningsstoffer i indeluften over eller tæt på ADK, bør luftprøver i spredningsvejene indgå i prøvetagningsstrategien i næsten samme grad som ved en nedefra-og-op undersøgelse; dog med den forskel at det kan være nok at karakterisere den/de mest betydende spredningsveje, evt. med en rumligt fokus på de dele af bygningen, der har de højeste indeluftkoncentrationer. Hvis der derimod ikke påvises betydende indeluftkoncentrationer, kan det vurderes om luftprøver i spredningsveje kan udgå på baggrund af en stikprøvevis eftervisning.

Hvilken type luftprøve der er bedst egnet til undersøgelse af indtrængning, er afhængig af spredningsvejen og fremgår af Tabel 4.8 i afsnit 4.3.3.

Betydningen af forskellige spredningsveje kan ikke direkte vurderes på baggrund af koncentrationsmålinger. Koncentrationen udtrykker kun et risikopotentiale, mens den faktiske risiko drives af masseflowet (koncentration ganget med volumenflow) via spredningsvejen til indeluften. Somme tider kan en spredningsvej med en relativt lav koncentration være den mest aktive spredningsvej, jf. betragtningerne i afsnit 3.5. Masseflowet er dog en svær størrelse at kvantificere, og pt. foreligger kun få erfaringer i branchen vi kan læne os op ad, /48/, /62/ og /65/. På nuværende tidspunkt er der således stadig usikkerhed omkring hvilken metodik og hvor mange prøver, der skal til for at understøtte en kvantitativ vurdering af forskellige spredningsvejes betydning. Det bedste bud pt. er at skabe en samlet robust konceptuel forståelse af forureningsforholdene i tilstødende systemer (f.eks. poreluft og indeluft), samt at udføre en forholdsvis grundig karakterisering af de enkelte spredningsveje, med flere målinger over tid.

I Tabel 5.4 ses eksempler på undersøgelsesstrategier for videregående undersøgelser, med fokus på karakterisering af indeluftforurening og spredningsveje, i relation til fire forskellige konceptuelle modeller. I praksis vil der ofte være tale om en kombination af de konceptuelle modeller på en given lokalitet, hvorfor undersøgelsesstrategien i hvert enkelt tilfælde skal tilpasses de aktuelle formål og spørgsmål/hypoteser.

Tabel 5.4 Eksempler på undersøgelsesstrategier til karakterisering af indeluftforurening og spredningsveje på videregående indeluftundersøgelser for flygtige forureningsstoffer. Udfyldte trekanter er poreluftprøver. Ikke-udfyldte trekanter er luftprøver i indeluft eller spredningsveje. Parentes – prøverne udtages i nogle tilfælde.

	Konceptuel model 1A (nedefra-og-op)	**Konceptuel model 1B (oppefra-og-ned)**	**Konceptuel model 2**	**Konceptuel model 3**
	 Poreluftforurening med chlorerede opløsningsmidler under bolig.	 Poreluftforurening med chlorerede opløsningsmidler under bolig	 Poreluftforurening med chlorerede opløsningsmidler under en etageejendom med igangværende renseri.	Poreluftforurening med oliestoffer (kulbrinter) under bolig.
Grundig byggeteknisk gennemgang	Ja	Fokuseret gennemgang (efter indeluftmålinger)	Ja	Ja
Poreluftmålinger under gulv	Udtages som udgangspunkt jævnt fordelt over hele bygningens fodaftryk.	Der udtages altid poreluftprøver under gulv, men antallet vurderes på baggrund af risikoniveauet, bedømt på indeluftprøver. Poreluftmålinger udføres efter eller sideløbende med indeluftmålinger.	Udtages som udgangspunkt jævnt fordelt over hele bygningens fodaftryk. Poreluftforureningen bør karakteriseres bedst muligt.	Udtages som udgangspunkt jævnt fordelt over hele bygningens fodaftryk. Poreluftforureningen karakteriseres bedst muligt. I nogle tilfælde kan forureningen afgrænses til en del af bygningens fodaftryk, hvilket kræver få prøver udenfor forureningsskyen.
Relativt antal poreluftpunkter	Mange	Færre	Mange	Mange
Antal målerunder	Som udgangspunkt 2 stk.	Som udgangspunkt 2 stk.	Som udgangspunkt 2 stk.	Som udgangspunkt 2 stk.
Målinger af indeluft	Hvis poreluftprøver og modelberegninger eller reduktionsfaktorbetragtninger viser risiko, udtages indeluftprøver i de fleste/alle rum på alle etager.	Der udtages indeluftprøver i de fleste/alle rum på alle etager. Indeluftmålinger udføres evt. før poreluftmålinger.	Hvis der påvises risiko ved modelberegninger baseret på poreluftprøver, udtages indeluftprøver i de fleste/alle rum på alle etager.	Som udgangspunkt udtages der ikke indeluftprøver. Kan udtages hvis det vurderes relevant.
Relativt antal indeluftmålinger	Ingen/mange	Mange	Ingen/mange	Ingen/mange
Antal målerunder	Eventuelt 2 stk.	Mindst 2 stk.	Eventuelt 2 stk.	Ingen/mindst 2 stk.
Måling i indtrængningsveje/spredningsveje	Ja - altid	Hvis der påvises potentiel risiko. Det bør overvejes fra sag til sag.	Ja - altid	Ja - altid
Antal målerunder	Mindst 2 stk.	Eventuelt 2 stk.	Mindst 2 stk.	Mindst 2 stk.
Udeluftreferencer og blind	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag for både poreluft, indeluft og spredningsveje.	1 stk. udeluftreference og 1 stk. transportblind per dag for både poreluft, indeluft og spredningsveje.	1 stk. udeluftreference + 1 stk. transportblind per dag for både poreluft, indeluft og spredningsveje.	2 stk. udeluftreferencer + 1 stk. transportblind per dag for både poreluft, indeluft og spredningsveje.
Andet der kan være særligt relevant	Sagsspecifikt.	Sagsspecifikt.	· Differenstryklogninger · Sporgastest · Passiv sporgastest · Radonmålinger til vurdering af reduktionsfaktor	Sagsspecifikt.

5.3 Undersøgelser ifm. § 8-ansøgninger

Undersøgelser, der udføres ifm. en § 8-ansøgning i forbindelse med projektering af nye boliger, byder på en række specielle problemstillinger, hvoraf udvalgte undersøgelsestekniske problemstillinger med relation til udtagning og tolkning af luftprøver berøres i det følgende.

Yderligere relevant information om tekniske aspekter, der ikke kun er relateret til luftprøver, men også andre tekniske og administrative aspekter, kan findes i bl.a. /22/, /23/, /103/, /104/, /105/ og /123/. Specielt de byggetekniske og procesmæssige hensyn omkring § 8-ansøgninger/tilladelser er beskrevet i /23/.

Et grundvilkår ved undersøgelser, der udføres med en § 8-tilladelse som sigte, er at der skal foreligge en fyldestgørende undersøgelse, som medfører en sikker og robust risikovurdering for den fremtidige kvalitet af indeluften, og som kan danne baggrund for at stille relevante vilkår for tilladelsen. Et specielt forhold er, at dette skal foreligge for en fysisk situation som ikke eksisterer endnu, og som dermed er svær at karakterisere uden beregningsmæssige betragtninger. Et andet hensyn er, at forureningssituationen evt. skal karakteriseres med henblik på at udføre en risikovurdering for regionernes indsatsområder (grundvand og recipienter), jf. /22/, så det kan vurderes, om ændringerne i medfør af § 8-tilladelsen kan resultere i en øget risiko eller fordyre en evt. senere afværgeindsats for grundvand/recipienter. Projektet må heller ikke skabe en indsats for regionerne i forhold til den kommende boliganvendelse.

I alle tilfælde skal der foreligge en tidssvarende undersøgelse, der er sammenlignelig med regionernes indledende undersøgelser inkl. en fyldestgørende historisk redegørelse, jf. afsnit 5.1. Dertil bør lægges en undersøgelse med screeningsmæssig karakter, der som minimum er fokuseret omkring bygning/byggefelt, jf. afsnit 5.2.1, hvorefter eventuelle kilder kan karakteriseres og afgrænses, jf. afsnit 5.2.2. Der kan eventuelt bygges videre på tidligere gennemførte undersøgelser, men sådanne undersøgelser vil sjældent være rettet imod det konkrete projekt og/eller være tidssvarende, hvorfor de – i næsten alle tilfælde – skal suppleres med yderligere undersøgelser, som er målrettet det konkrete projekt.

Ligesom for andre undersøgelser, er det væsentligt, at udtagning og håndtering af luftprøver med §8-sigte, sker med en minimal risiko for, at der opnås et analyseresultat, der er forkert; specielt et resultat, der indikerer, at der er rent/uforurenet et sted, hvor der i virkeligheden er forurening (falsk negativ), eller et analyseresultat der indikerer, at der er forurenet et sted, hvor der i virkeligheden er uforurenet (falsk positiv). Derfor skal specielt forholdene i afsnit 3.11 og 3.12 naturligvis også observeres ifm. undersøgelser, der sker med henblik på at opnå en § 8-tilladelse.

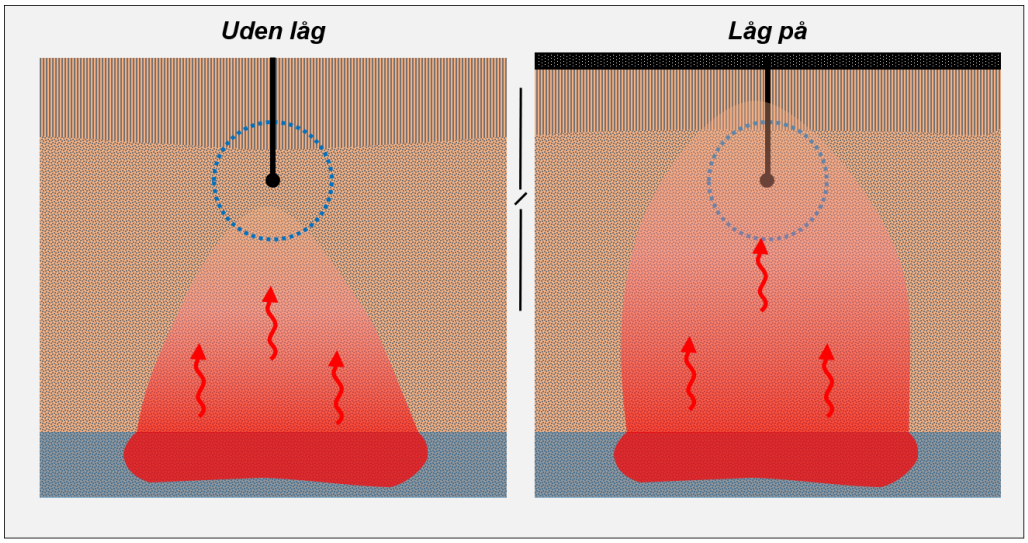
Helt overordnet kan § 8-rettede undersøgelser inddeles i tre kategorier:

1. Undersøgelser på arealer uden bygninger (tidligere erhverv), før opførelse af nye boliger eller tilbygninger (nybyg).
2. Undersøgelser i erhvervsbygninger, der (delvist) skal genbruges til boliger.
3. Undersøgelser ved erhvervsbygninger, der efterfølgende rives ned (nybyg).

5.3.1 Undersøgelser på arealer uden bygninger eller befæstning (nybyg)

Undersøgelsesstrategier for undersøgelser på tidligere erhvervsarealer, uden nuværende bebyggelse/befæstning vil skulle baseres på jord- og grundvandsprøver, men vil i nærværende kontekst (udtagning af luftprøver) være meget porelufttunge, og det er væsentligt, om der stadig er installationer under jorden, eller om disse er fjernet sammen med de tidligere bygninger. Installationer kan fungere som kildeområder (specielt gamle kloakker og nedgravede kar eller beholdere) eller som barrierer for en naturlig udbredelse af flygtige forureningskomponenter (f.eks. gamle fundamenter). Det er således værd at have tanke på gamle installationer både ifm. opstilling af undersøgelsesprogram og tolkning af poreluftresultaterne, samt om disse vil være repræsentative for den fremtidige situation.

Hvis der er tale om en forurening, der er ligger dybt, f.eks. en poreluftforurening fra en underliggende grundvandsbåren forurening, så er det værd at bemærke, at resultater fra arealer uden bygninger og belægning vil svare til en situation, hvor der ikke er "låg" på. Det betyder, at der, alt andet lige, kan forventes forholdsvist lave koncentrationer i forhold til de dele af arealet hvor der evt. er fast belægning, eller hvor området efterfølgende bebygges, jf. /54/ og Figur 5.6. Det er væsentligt, at koncentrationerne ikke direkte afspejler risikopotentialet, idet der faktisk er et større masseflow mod terræn i situationen til venstre end i den til højre, jf. betragtningerne i afsnit 3.5.



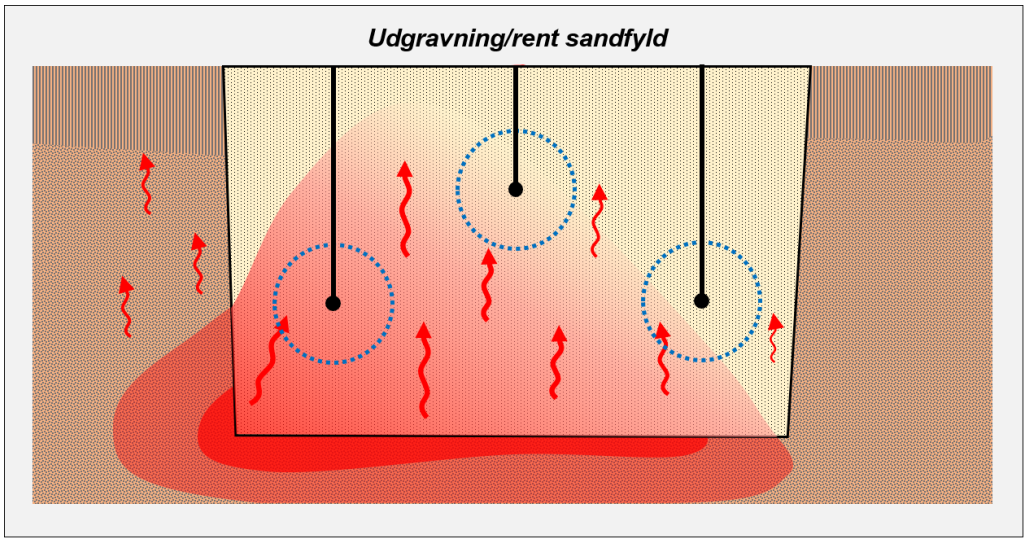
Figur 5.6 Poreluftprøvetagning i områder med en dybtliggende forureningskilde (her forurenet grundvand) i en situation uden låg på (til venstre) og med låg på (til højre).

Hvis der er foretaget nylige udgravninger, f.eks. ifm. delvis forureningsfjernelse, er der yderligere hensyn at tage /23/. Det ene er tidsperspektivet for udtagning af poreluftprøver – hvor lang tid skal der gå før det kan antages, at poreluftprøver udtaget i en sandfyldt udgravning repræsenterer en naturlig tilstand?

I /23/ er det anført, at poreluftprøver i sandpuder og mindre opfyldninger (op til 2,5 meters dybde) kan udføres indenfor en tidsperiode på dage til få uger, mens prøver i opfyldninger på 5 meter kan udtages efter få uger til få måneder. Det anføres ligele-

des, at poreluftkoncentrationerne i (dybe) sandpuder/opfyldninger bedst karakteriseres ved udtagning af poreluftprøver i flere dybder - både 1 m u.t. og tættere på bunden af udgravningen, jf. Figur 5.7.

For udgravninger med efterladt restforurening i bund og/eller sider, skal den rumlige placering af poreluftpunkterne overvejes nøje. Generelt vil poreluftpunkter placeret tæt på restforurening (ofte dybere) give den bedste repræsentation af en realistisk worst-case situation mht. de poreluftkoncentrationer, der kan påvirke et fremtidigt byggeri. Prøverne bør desuden udtages så tæt på den efterladte restforurening som muligt, jf. Figur 5.7, hvor der ses efterladt restforurening i den venstre side af udgravningen, hvorfor det højeste indhold forventes påvist i den dybe poreluftprøve til venstre.



Figur 5.7 Poreluftprøvetagning i udgravninger med omkringliggende restforurening, både terrænnært og tættere på udgravningens bund/restforureningen, frit efter /23/.

Ift. blotlægning af forurenede gravefronter eller kontakt til forurenet grundvand, bør det bemærkes, at genopfyldning med sand potentielt kan forværre afdampningen mod overfladen/fremtidigt byggeri ift. de intakte aflejringer, idet forureningstransporten igennem sandopfyldningen ofte vil være mindre hæmmet end forureningstransporten igennem de intakte jordlag /106/, jf. Figur 5.7.

Endelig kan der være hensyn omkring prøvetagingstidspunktet relateret til delvis vandfyldning af en tidligere udgravning. Hvis udgravningen (periodevist) påvirkes af uforurenet vand, f.eks. nedsivende regnvand, så kan der ske en hæmning af forureningsfrigivelsen fra restforureningen (lave poreluftkoncentrationer). Hvis udgravningen påvirkes af tilstrømmende forurenet grundvand, så kan forureningsfrigivelsen være større (højere poreluftkoncentrationer) /23/.

5.3.2 Undersøgelser i erhvervsbygninger, der ombygges

Undersøgelser, der udføres i gamle erhvervsbygninger med henblik på ombygning til fremtidige boliger, kan give nogle af de største dokumentationsmæssige udfordringer. Specielt ved genbrug af kloakker og gulvkonstruktioner. Dette skyldes, at gamle kloakker og gulve kan være (meget) utætte, være direkte spredningsveje fra poreluft

til indeluft og/eller indeholde forureningsstoffer, som efterfølgende kan bidrage til indeluftkoncentrationer i de nye boliger, som ikke let lader sig bortventilere ved hverken passiv eller aktiv ventilation under gulv, jf. /48/ og /49/.

Rent prøvetagningsmæssigt består udfordringen primært i, at prøvetagningssituationen og prøverne skal repræsentere den fremtidige brug så godt som muligt. De systemer som prøverne udtages fra, hhv. poreluft, spredningsveje og indeluft, er forbundet med hinanden og påvirker hinanden, så åbning eller lukning af en spredningsvej imellem poreluft og indeluft vil påvirke koncentrationen i alle tre systemer i forskellige retninger. Endelig er det en kendsgerning, at luftprøver i og omkring bygninger er udsat for mange dynamiske processer, inkl. en del som er brugsbetingede, som kan give (store) tidslige variationer, jf. afsnit 3.8.2. Undersøgelse af en (ubenyttet) bygning, ift. karakterisering af en fremtidig situation ved almindelig brug til bolig, er således specielt udfordrende.

Derfor handler prøvetagning i gamle bygninger, som ombygges til boligformål, primært om tre hensyn:

1) Lokalisering og karakterisering af kilder til forhøjede indeluftkoncentrationer.
2) En grundig undersøgelse af både aktive og potentielle spredningsveje.
3) Fastlæggelse af pålidelige projekteringsparametre i forhold til etablering af en afskærende afværgeløsning.

I forhold til lokalisering og karakterisering af kilderne kan anbefalingerne i afsnit 5.2.1 og 5.2.2 følges. Dog er det væsentligt, at alle betydende kilder til bidrag til indeluften lokaliseres og karakteriseres, ikke kun poreluftkoncentrationerne. Her kan forurenede bygningsdele (specielt gulve med spild /48/) muligvis være en betydende kilde. En mulig metode til undersøgelse er beskrevet i afsnit 3.11.6.

Til lokalisering af spredningsveje kan anbefalingerne i afsnit 5.2.3 (konceptuel model 2 i Tabel 5.4) følges, og det er afgørende, at betydende spredningsveje ikke overses. Et specielt hensyn ved gamle erhvervsbygninger der ombygges til boliger er, at også spredningsveje, som ikke er aktive på undersøgelsestidspunktet (potentielle spredningsveje), kan komme i spil i den ombyggede bygning med almindelig anvendelse til bolig. Et eksempel: En erhvervsbygning med en underliggende poreluftforurening, som har et utæt betongulv og en spredningsmæssig kontakt imellem poreluft, hulmur og indeluft via vindueslysninger. På undersøgelsestidspunktet foregår indtrængningen igennem det utætte betongulv, og hulmurene er ikke en aktiv spredningsvej. Efter renovering/ombygning bliver gulvkonstruktionen tætnet med en membran. Dette leder til at poreluftskyen breder sig ud mod fundamenterne og ind i hulmuren. På den måde bliver den (før) potentielle spredningsvej via hulmuren til en aktiv spredningsvej. Sporgasundersøgelser er det primære redskab ift. lokalisering af spredningsveje, jf. afsnit 4.4.5.

Relevante projekteringsparametre vil i hovedsagen være relateret til, om der er ventilérbare/kapillarbrydende lag under gulvet, om en ventilation kan etableres som en passiv, balanceret ventilation eller om en effektiv afskærende løsning skal baseres på en undertrykløsning ved aktiv ventilation. Endelig er det væsentligt at fastlægge, om

en ventilation kan forventes at være afskærende både i forhold til poreluftforureningen og de identificerede spredningsveje. Sporgasundersøgelser og differenstryklogning kan være relevante redskaber, jf. afsnit 4.4, /48/ og /49/.

5.3.3 Undersøgelser ved erhvervsbygninger, der rives ned

Undersøgelser, der foretages med henblik på etablering af fremtidige nye bygninger, mens de gamle bygninger stadig befinder sig på ejendommen, kan i sagens natur kun blive orienterende, og bør læne sig op ad strategien på ubebyggede arealer, jf. afsnit 5.3.1. Det kan forventes, at undersøgelsen skal suppleres, når de gamle bygninger er nedrevet, og eventuelle underjordiske installationer og forurenet jord er fjernet.

Det bemærkes, at poreluftmålinger under de eksisterende bygninger bør udtages med spyd, som på ubebyggede/befæstede arealer, og ikke bør udtages direkte under gulv med f.eks. studs, jf. afsnit 4.3.1. Dette skyldes, at de eksisterende bygninger kan forventes at påvirke poreluftresultaterne direkte under gulv, enten ved at fungere som låg af rumligt variabel kvalitet (jf. afsnit 3.5), eller via øget risiko for falsk positive resultater (jf. afsnit 3.11). Eventuelle påvirkninger fra bygningen kan ikke forventes at repræsentere den senere brugssituation med en anden/ny bygning.

5.4 Dybe poreluftprøver

I mange situationer kan der et være ønske om udtagning af poreluftprøver i større dybde end den traditionelle (1 m u.t.). Med det rette udstyr kan poreluftmålinger udføres i op til 2 meters dybde af en enkelt feltmedarbejder, og i op til ca. 3 meters dybde af to feltpersoner. I større dybde kan Snuden benyttes (se afsnit 5.6.1), eller der kan benyttes borerig og etablering af almindelige ø63 eller evt. mindre f.eks. ø25 mm filtre, jf. afsnit 5.6.3.

Dybe poreluftmålinger er væsentlige for risikovurdering overfor fremtidig følsom arealanvendelse med kælder. Forureningsindholdene kan være højere ved bund af fremtidigt kældergulv (2,5-3 m u.t.) end mere terrænnært (f.eks. 1 m u.t.), hvorfor det ofte vil være ønskeligt med dybe poreluftprøver i områder, hvor høje poreluftkoncentrationer, relateret til dybtliggende forureninger, forventes.

Som nævnt i afsnit 5.2.1, kan terrænnære poreluftprøver (typisk 1 m u.t.) ikke ukritisk bruges til opsporing og karakterisering af dybereliggende kilder/jordforurening. Ved kildeopsporing bør det, på baggrund af den konceptuelle model, overvejes om forureningskildernes overside kan forventes i større dybde, hvilket kan være tilfældet ved f.eks. spild igennem kældergulv, spild fra utætte tanke, udsivning fra utætte, dybereliggende samlebrønde/kloakker mm.

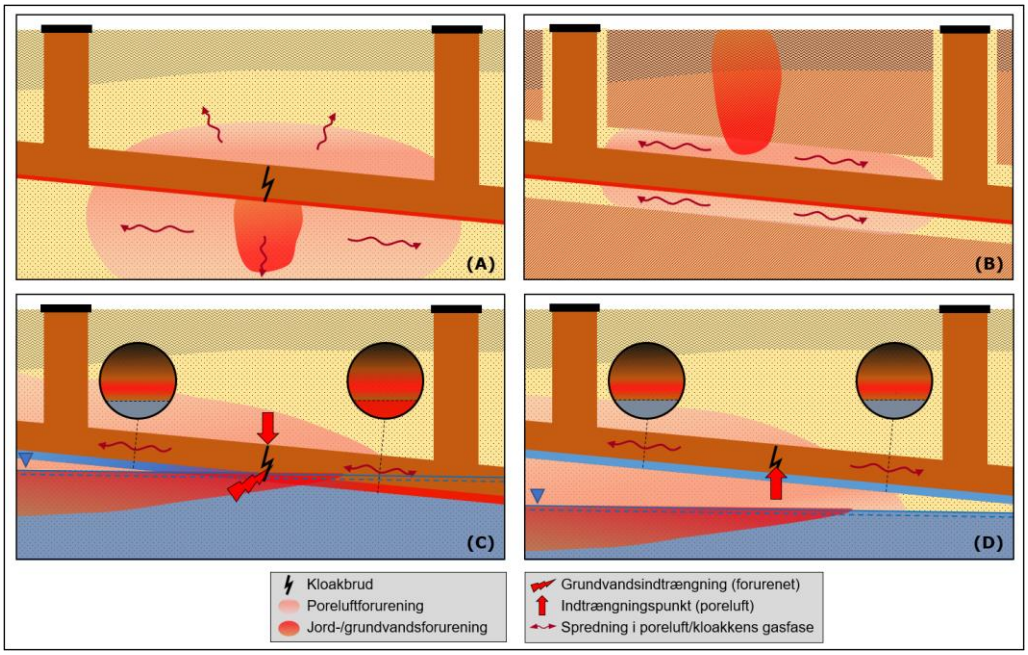
Som vist i Tabel 5.2 (konceptuel model 4), kan kilden også være en (dybereliggende) forureningsfane eller der kan ønskes karakterisering af poreluftforurening fra en restforurening ifm. delvis afgravning, jf. afsnit 5.3.1. Er undersøgelseshensynet relateret til en risikovurdering for en overliggende bolig, kan en terrænnær poreluftscreening evt. være tilstrækkelig, men en karakterisering af det dybereliggende risikopotentiale (kildestyrkekoncentrationen) kan evt. bidrage med et værdifuldt element ift. den konceptuelle forståelse, og en robust administrativ afgørelse.

Det bør nævnes, at en karakterisering af risikopotentialet/poreluftkoncentrationer for en dybereliggende forureningskilde med terrænnære poreluftprøver er meget følsom overfor lavpermeable geologiske lag, der ligger imellem kilden og poreluftpunktet, idet en opadrettet forureningsflux, og dermed terrænnære poreluftkoncentrationer, dæmpes meget af lavpermeable/vandmættede (mellemliggende) lag /54/. Følsomheden er specielt udtalt ift. vurderinger, der handler om fremtiden – f.eks. fremtidig følsom arealanvendelse/bolig med kælder, idet det ikke umiddelbart kan antages, at de nuværende lavpermeable forhold bliver ved med at gælde (f.eks. tidsmæssig udtørring af vandfyldte jordlag under en fremtidig bolig over 10-50 år. Sådanne udtørrede jordlag kan lede til geologiske vinduer under bygningen /54/.

5.5 Undersøgelse af kloakker

Undersøgelse af kloakker er under udvikling i branchen i disse år, bl.a. i et igangværende udviklingsprojekt (jf. appendiks A1.5). Derfor gives der ikke eksempler på deciderede strategier, men der tages udgangspunkt i nogle overordnede betragtninger omkring kloakker, som kan lægges til grund for dialog om fastlæggelse af konkrete strategier på fremtidige sager. I undersøgelsesmæssig henseende, adskiller kloakker sig grundlæggende fra andre systemer da de kan fungere som (se Figur 5.8):

A. Kilde til forurening via udsivning fra utæt kloak.
B. Som spredningsvej på udvendig side, langs kloaktracéet.
C. Som spredningsvej på indvendig side, via indtrængende forurenet grundvand.
D. Som spredningsvej på indvendig side, via indtrængende forurenet poreluft.



Figur 5.8 Konceptuelle modeller, der viser A) kloakken som kilde til forurening, B) kloaktracéet som spredningsvej, C) kloakken som spredningsvej ifm. indtrængning af forurenet grundvand og D) kloakken som spredningsvej ifm. indtrængning af forurenet poreluft.

Ved opstilling af konkrete undersøgelsesstrategier er det således nødvendigt at tage udgangspunkt i den konkrete konceptuelle opfattelse af kloakken, set i forhold til den risiko der skal afdækkes via undersøgelsen. De hyppigst anvendte metoder til undersøgelse af kloakker med luftprøver omfatter:

- Poreluftprøver langs kloaktracéet.
- Passiv langtidsprøvetagning (ORSA eller ATD) i samlebrønde.
- Aktiv korttidsprøvetagning (kulrør) i samlebrønde.

Poreluftprøver langs kloaktracéer kan være en vigtig brik i undersøgelsen af kloakkens rolle som spredningsvej. Gamle kloakstrenge er ofte utætte, hvorfor poreluftprøver i kloaktracéer potentielt kan bidrage med information til den konceptuelle forståelse af forureningsspredningen inde i kloakken, via luftudveksling imellem den indvendige og udvendige side (fyldsandet i tracéet) af kloakken. Se også afsnit 3.8.1 (Faldstammer og kloakker).

Det bemærkes, at poreluftprøver udtaget tæt ved f.eks. kloaktracéer og samlebrønde (gennemgravede jordlag) kan være følsomme for nedtrækning af (ren) atmosfæreluft fra terræn, specielt i lavpermeable aflejringer. Der kan således være tale om afvejning af to modsatrettede hensyn, når poreluftprøver udtages nær kloakker.

5.6 Luftprøver under vanskelige forhold

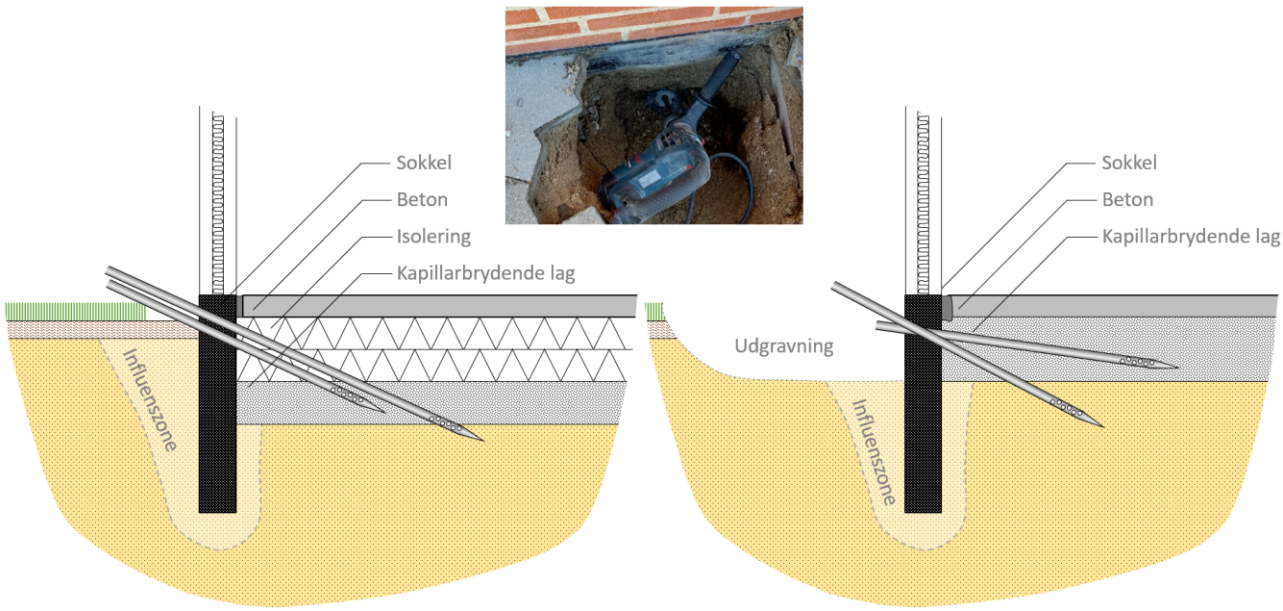
5.6.1 Poreluftprøvetagning uden gennemboring af gulv

Flere forhold kan lede til, at der ikke ønskes poreluftprøver udtaget igennem gulv, f.eks. hvis der er anvendt dyre eller svært-erstattelige gulvmaterialer eller der er udlagt membran, som ikke ønskes gennembrudt. I sådanne tilfælde kan udtagning af poreluftprøver med spyd igennem sokkel, eller anvendelse af Snuden, være alternativer. Mens sokkelmålinger kan udføres af det almindelige feltpersonale, kræver anvendelse af Snuden rekvirering af boreentreprenør. Metoderne er for poreluftmålinger, hvad håndboring hhv. anvendelse af boreentreprenør er ift. udførelse af miljøtekniske boringer.

Sokkelmålinger

Ved sokkelmålinger bør der være stort fokus på placeringen af prøvetagningspunktet (spidsen af poreluftspyddet) og nedenstående forhold skal overvejes, jf. Figur 5.9:

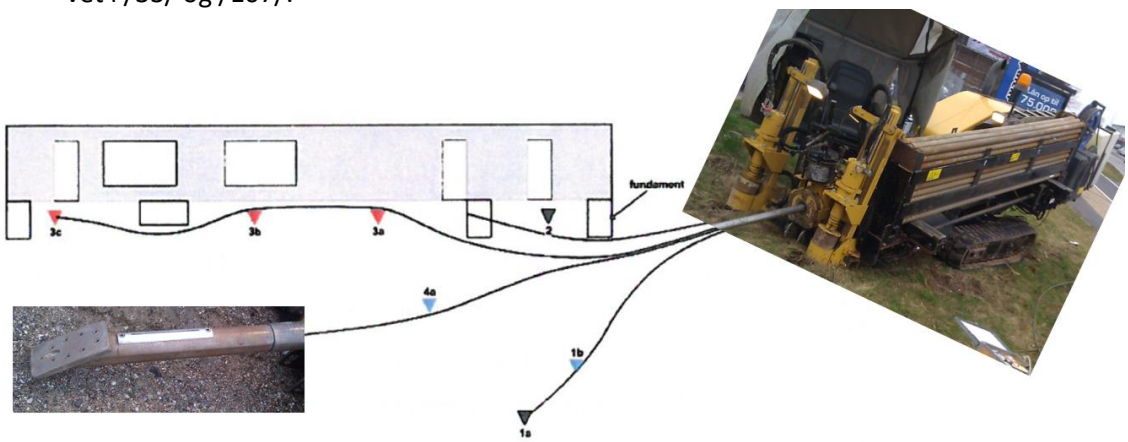
- Den dybdemæssige placering af luftindtaget på poreluftspyddet skal være som ønsket, f.eks. i kapillarbrydende lag eller under gulvisolering under hensyntagen til eventuelle fejlkilder, jf. afsnit 3.11.
- Den horisontale placering bør være ”så langt inde under bygningen som muligt” for at undgå randeffekter nær soklen, herunder den såkaldte influenszone, hvor konvektiv transport og evt. aerob nedbrydning kan påvirke resultaterne /1/, /11/ og /54/. Den nøjagtige størrelse af influenszonen er ikke kendt, men en afstand på 0,75-1 meter må betragtes som et minimum, bl.a. under hensyntagen til den forventede prøvetagningsradius, som er forbundet med det anvendte luftvolumen (se afsnit 4.3.1).



Figur 5.9 Eksempler på poreluftprøvetagning med spyd igennem sokkel.

Snuden

Poreluftmålinger under bygninger kan også udføres med styrede underboringer, vha. Snuden. Dette giver mulighed for udtagning af poreluftprøver midt under bygninger med større fodaftryk, uden gennemboring af gulvkonstruktionen, samt mulighed for udtagning af poreluftprøver i større dybde og evt. flere dybder. Metoden er beskrevet i /33/ og /107/.



Figur 5.10 Illustration af mulighed for poreluftprøvetagning under bygninger med store fodaftryk, i flere dybder, med Snuden. Frit efter /33/ og /107/.

5.6.2 Poreluftprøvetagning i gulv med indlagte varmeslanger

I gulve med indlagte varmeslanger kan det være en mulighed at benytte termografikamera til at lokalisere placeringen af varmeslangerne. Det er forholdsvist let at opnå gode resultater for flisebelagte betongulve, men det kan være sværere at lokalisere slangerne, hvis der er udlagt flydende trægulv på beton. Et eksempel på procedure for prøvetagning er beskrevet i afsnit 6.6.2 samt /58/ og /9/:

5.6.3 Poreluftprøvetagning ift. formationer med højt modtryk

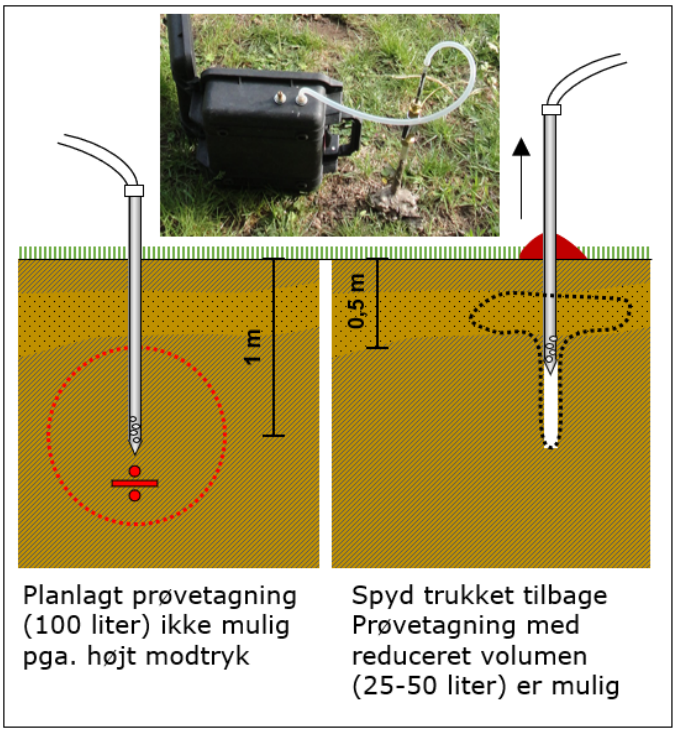
I geologiske formationer med højt modtryk, f.eks. i lerede eller siltede aflejringer, kan det være svært at trække luft ifm. udtagning af poreluftprøver. Der foreligger i sådanne tilfælde nogle principielle muligheder, som uddybes i det følgende.

Poreluftspyd trækkes tættere på terræn (udendørs prøver)

Hvis det ikke er muligt at udtage luftprøver i den ønskede dybde, kan poreluftspyddet evt. trækkes lidt tilbage (længere mod terræn), indtil det er muligt at udtage luftprøven. Spyddet bør ikke trækkes så langt op, at der er risiko for at der er (betydelig risiko for at der trækkes atmosfærisk luft ind i prøven (se afsnit 3.11.2), og prøven bør udtages med reduceret luftvolumen for at undgå indtrængning af falsk luft fra terræn, jf. afsnit 6.6.3.

Det er væsentligt at pointere, at denne form for prøvetagning er en nødløsning, da risikoen for falsk negative resultater er væsentligt større end ved poreluftprøvetagning i f.eks. 1 meters dybde.

Spidsen af spyddet bør således aldrig trækkes tættere på terræn end 0,5 meter. Ved tilbagetrækning af spyddet er der også større risiko for at skabe lækage til overfladen langs spyddet, hvorfor prøvetageren bør udvises ekstra omhu ift. at skabe en tætsluttende afslutning omkring spyddet mod terræn. I praksis kan dette gøres ved at stampe jorden ned omkring spyddet og evt. udlægge en klat opslæmmet bentonit omkring spyddet, jf. indsat foto i Figur 5.11. Løbende måling og kontrol af indikatorparametre (f.eks. PID, O_2 og CO_2) kan med fordel benyttes til at verificere målingens validitet, jf. afsnit 6.2.6.



Figur 5.11 Den planlagte prøvetagning 1 m u.t. med opsamling af 100 liter poreluft er ikke mulig pga. lavpermeable aflejringer (til venstre). Spyddet trækkes tilbage, poreluftvolumenet reduceres og der udvises ekstra omhu ift. tætsluttende afslutning ved terræn (til højre).

Øget vakuum ud over det normale område

Som beskrevet i afsnit 3.9.2 bør formationen ikke påføres et vakuum, der overstiger 100 mbar, svarende til en løftehøjde på 1 meter vandsøjle. Hvis modtrykket måles efter opsamlingsmediet/kulrøret, kan det tilladelige maksimale modtryk på opstillingen være 100 mbar + modtrykket i opsamlingsmediet/-medierne (ofte 30-80 mbar/stk.).

Ovenstående anbefaling er ikke mejslet i sten, og i nogle tilfælde er det muligt at trække luft fra formationen, hvis modtrykket øges (let). Tidligere har anbefalingen været, at modtrykket (i formationen) ikke måtte overstige 250 mbar /6/, hvilket må betragtes som en absolut øvre grænse.

Det er væsentligt at pointere, at prøvetagning med flere "muskler" er en nødløsning, da risikoen for falsk negative resultater ifm. lækage er væsentligt større end ved en mere nænsom poreluftprøvetagning.

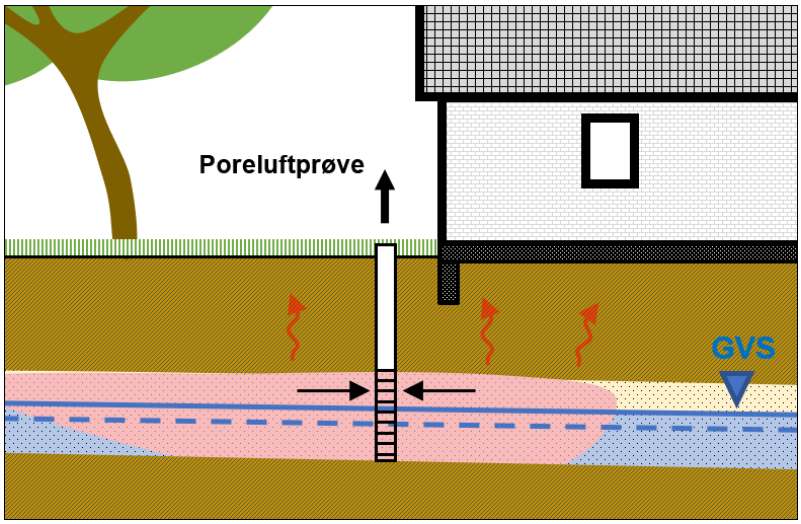
Luftprøver fra terrænnære grundvandsfiltre

Hvis der er tale om højtstående terrænnært forurenet grundvand, er det en mulighed at sætte et filter til udtagning og analyse af en grundvandsprøve. På baggrund heraf kan der estimeres en luftkoncentration via Miljøstyrelsens JAGG-model (fugacitetsmodulet), som kan benyttes i de videre vurderinger.

Fugacitetsberegningerne i JAGG er dog, som udgangspunkt, konservative ved beregninger fra vand til poreluft, bl.a. fordi modellens standardparametre er bestemt ved 20-25°C, og de fleste flygtige forureningsstoffer er mere flygtige ved høje (20-25°C) end ved realistiske jordtemperaturer (10-12°C). Dette er i mange tilfælde fornuftigt, da fugacitetsmodulet skal benyttes i sammenhæng med risikovurderinger, hvor "dårlige data" (her vandprøver ift. vurdering af en risiko for indeluftkvaliteten) helst skal lede til en overestimering af risikoen.

I /80/ er det, ved at sammenligne poreluftkoncentrationer beregnet i JAGG (pba. dybe grundvandsprøver) med poreluftprøver udtaget i samme filtre, konstateret at de målte koncentrationer over vandspejlet er 1-2 størrelsesordner lavere end dem der beregnes med fugacitetsmodulet i JAGG-modellen. Disse resultater er i overensstemmelse med tilsvarende resultater fra kloaksystemer /108/.

Hvis strategien fra /80/ overføres til en terrænnær situation hvor det højtstående vandspejl besværliggør udtagning af poreluftprøver, så kan det evt. være muligt at udtage luftprøver fra et filter, der sættes hen over vandspejlet, jf. Figur 5.12. Der kan være tale om et almindeligt ø63 mm filter eller filtre af mindre dimension, f.eks. ø32 eller ø25 mm filtre.



Figur 5.12 Udtagning af en poreluftprøve fra et filter sat hen over vandspejlet, ved en terrænnær grundvandsforurening i en lavpermeabel geologi.

Ved denne type poreluftprøve er det meget vigtigt, at der, forud for prøvetagningen, sikres en gastæt afpropning af filteret ved terræn (se evt. /80/) og at det sikres, at samlinger af filter- og blindrør er udført forskriftsmæssigt (og gastæt). Desuden er det vigtigt, at der tillades et tilstrækkeligt tidsrum til at der kan indstille sig en ligevægt imellem luften udenom filteret og inde i filteret, f.eks. ca. 1 uge. Behovet for en eventuel forpumpning bør overvejes i hvert enkelt tilfælde, og der kan med fordel benyttes indikatorparametre (f.eks. PID, O_2 og CO_2) til at kvalitetssikre prøven.

Anvendelse af passive opsamlingsmedier

Hvis resultaterne skal bruges til at screene for forureningsindhold i impermeabel jord, kan det være, at passive poreluftmetoder er bedre egnede end aktiv prøvetagning, se f.eks. /71/ og /72/. Passive poreluftmetoder har hidtil ikke vundet indpas i danske undersøgelser, men kan muligvis have et uforløst potentiale ift. anvendelse på lokaliteter med lavpermeable aflejringer, hvor (gode) alternativer er begrænsede.

Teknologien er baseret på installation af et passivt opsamlingsmedie i et filter eller et forboret hul i jorden. Mediet efterlades i jorden i én til to uger, og opsamler de flygtige komponenter, som diffunderer fra jorden og ind i filteret/hullet, hvorefter de opsamles på mediet, jf. principperne i afsnit 4.1.1.

Det er væsentligt at pointere, at passive screeningsmetoder er semi-kvantitative af natur, også selvom analyseresultatet opgives kvantitativt (µg adsorberet til sampleren eller $\mu g/m^3$ via en uptake rate). Dette skyldes, at passive samplere er kraftige adsorbenter, der kan "udsulte" omgivelserne, hvis der er tale om små, stillestående luftvolumener. Specielt i lavpermeable geologiske aflejringer, kan der forventes at være betydelige begrænsninger i diffusionen af forureningskomponenter til prøvetagningspunktet/sampleren. En direkte sammenligning af resultaterne fra forskellige punkter kræver derfor, at tilstrømningen fra jorden til sampleren er sammenlignelig i de punkter, der måles i. Dette kan i praksis oversættes til, at der er sammenlignelige geologiske forhold i de forskellige punkter.

Resultatet bliver et semi-kvantitativt konturplot (Eng. Heat Map), der kan benyttes til udpegning af områder med relativt høje koncentrationer, hvor andre undersøgelsesmetoder eventuelt kan tages i brug, f.eks. jordprøver. Resultaterne kan ikke bruges direkte som kvantitative resultater fra en poreluftundersøgelse i en risikovurdering, heller ikke hvis enheden på analyseresultatet fra den passive poreluftopsamling er i $\mu g/m^3$.

Robusthed i undersøgelsen sikres via andre undersøgelser

I nogle situationer er det ganske enkelt ikke muligt at udtage egnede prøver til beskrivelse af poreluftforureningen. I sådanne tilfælde kan det være nødvendigt at tilvejebringe en øget robusthed i den samlede konceptuelle forståelse via andre undersøgelser.

En øget rumlig robusthed kan evt. opnås via et større antal jord- og grundvandsprøver, fra flere terrænnære boringer, end der ellers ville blive udtaget. I den forbindelse er det værd at nævne, at afgrænsende (rene) prøver bliver mere værdifulde end de ville have været i en undersøgelse, hvor der var mulighed for at opnå en grundig undersøgelse af poreluftforureningen. Dette gælder både i forhold til den horisontale og vertikale afgrænsning.

Den øgede robusthed kan også opnås ved, i højere grad at basere undersøgelsen på indeluftmålinger og luftprøver i spredningsveje, end normalt (jf. afsnit 5.2.3). Dette være sig både i rumlig henseende (flere målepunkter) og i tidslig henseende (flere målerunder).

5.7 Luftprøver for dynamiske problemstillinger (f.eks. lossepladser)

Nogle problemstillinger eller systemer er meget dynamiske, og ved lossepladser er der samtidig tale om mulig akut risiko. Disse systemer kræver en anden prøvetagningsstrategi end den traditionelle indeluftundersøgelse (jf. afsnit 5.1 og 5.2), hvor det er muligt at opnå en tilstrækkelig robust karakterisering via få målerunder, eller alternativt via langtidsmålinger resulterende i en middelværdi over måleperioden.

Nogle eksempler på sådanne dynamiske systemer er:

(i) Lossepladser med eventuel udvikling og migration af kuldioxid (CO_2) og methan (CH_4), /109/ og /110/. Her kan det være op til tilfældigheder om man rammer et kritisk tidspunkt, hvis der benyttes en prøvetagningsstrategi baseret på få diskrete prøvetagningsrunder.

(ii) Faldstammer, hvor anvendelsen af såvel tidsintegrerede metoder /64/ som dynamiske logningsbaserede metoder /48/ og /62/ endnu er på udviklingsstadiet.

(iii) Kloaksystemer, hvor dynamikken f.eks. kan være periodevist relateret til indsivning af forurenet grundvand, med en efterfølgende kraftig afgasning til og migration i gasfasen (undersøges i et igangværende udviklingsprojekt, jf. Appendiks A1.5).

Den grundlæggende problemstilling, ved benyttelse af tidsmæssig diskret prøvetagning på dynamiske problemstillinger, er, at det er umuligt at vide om resultatet er re-

præsentativt for problemstillingen som helhed. Principielt er dette uanset om resultatet indikerer risiko eller ikke risiko, men ofte vil den største bekymring være, at resultatet viser, at der ikke er risiko, mens der i virkeligheden er risiko (falsk negativ). Specielt i problemstillinger omkring lossepladser, der involverer undersøgelse af akutte risici (eksplosionsfare med CH_4 eller dødsfald med CO_2) er risikoen for falsk negative konklusioner problematiske.

I sådanne meget dynamiske systemer og problemstillinger bør det overvejes, om det er muligt at benytte logning af relevante parametre for at få styr på hvor store tidslige variationer der kan forventes, samt evt. hvilke faktorer der er styrende for de tidslige variationer. Det vil altid være at foretrække, at der foretages logning af de risikodrivende parametre direkte, men da dette kan være meget dyrt (f.eks. med logning af CH_4 i mange punkter over en lang periode), vælges ofte en løsning med logning af en række billigere stedfortrædende parametre (proxier) eller styrende systemparametre, samt en mere sporadisk logning af de direkte risikodrivere. Der kan f.eks. være tale om differenstryk eller LEL%.

6. Praktiske anvisninger og OBS-punkter

I dette kapitel gives praktiske anvisninger og OBS-punkter forbundet med de mest gængse typer af luftprøvetagning. For anvisninger angående mindre benyttet prøvetagningsudstyr som f.eks. canisters henvises til andet sted, f.eks. /8/.

Kapitlet er opbygget, så det i størst mulig grad kan stå alene, hvorfor indholdsfortegnelsen fremgår herunder. Desuden fremgår mange figurer af dette kapitel, selvom de også kan findes i andre dele af den samlede rapport.

Endelig er der i bilag 2 udarbejdet en oversigt over de vigtigste hensyn for forskellige prøvetagningssituationer. Oversigterne kan med fordel printes og medbringes i felten, som et hjælpeark til påmindelse om vigtige anbefalinger og OBS-punkter. Oversigten er ikke selvforklarende, men vil kunne bruges som en vejledning/huskeseddel efter en grundig gennemlæsning af dette kapitel.

INDHOLDSFORTEGNELSE – KAPITEL 6

6. Praktiske anvisninger og OBS-punkter 100
6.1 Nye retningslinjer og særlige fokuspunkter 101
6.2 Aktive luftprøver – poreluftprøver og luftprøver fra spredningsveje 101
6.2.1 Beskrivelse af prøvetagning for poreluftprøver og luftprøver 102
6.2.2 Prøveopstilling ved poreluftprøvetagning 104
6.2.3 Prøveopstilling ved luftprøvetagning i spredningsveje 106
6.2.4 Udstyr 106
6.2.5 OBS-punkter ift. genanvendelse af udvalgt udstyr 112
6.2.6 Tætning og kontrol heraf (aktiv prøveopsamling) 114
6.2.7 Modtryk ved aktiv prøveopsamling 116
6.2.8 Afslutning efter endt prøvetagning 118
6.3 Passive luftprøver (ORSA-rør) 119
6.3.1 Beskrivelse af prøvetagning 119
6.3.2 Udstyr 120
6.4 Repræsentative målebetingelser 120
6.4.1 Repræsentative målebetingelser for poreluftprøver 121
6.4.2 Repræsentative målebetingelser for luftprøver fra spredningsveje 122
6.4.3 Repræsentative målebetingelser for passive luftprøver (ORSA-rør) 124
6.5 Kontaminering og mulige fejlkilder 124
6.5.1 Poreluftprøver under utætte gulve 124
6.5.2 Poreluftprøver påvirkes af forurenet gulv og isolering 125
6.5.3 Kontaminering af passive prøver (ORSA-rør) – Interne kilder 126
6.5.4 Afsmitning fra og adsorption til prøvetagningsmateriale 127
6.5.5 Kontaminering under transport og håndtering 127
6.5.6 Udeluftreference - referencemåling af udeluften 128
6.5.7 Feltblindprøve 128
6.6 Luftprøver under vanskelige forhold 129
6.6.1 Poreluftprøvetagning uden gennemboring af gulv (prøver via sokkel) 129
6.6.2 Poreluftprøvetagning i gulv med indlagte varmeslanger 130
6.6.3 Poreluftprøvetagning af formationer med højt modtryk (udendørs) 131
6.7 Dokumenteret prøvetagning 132

6.1 Nye retningslinjer og særlige fokuspunkter

Denne udgivelse medfører nye anbefalinger, som afviger fra tidligere retningslinjer (/1/, /4/ og /6/), og der er rettet fokus på forhold, som er særligt vigtige ved udtagningen af gode luftprøver. Nye anbefalinger og fokuspunkter er opsummeret her:

- Det anbefales, at aktive poreluftprøver udtages ved et maksimalt modtryk i formationen på 100 mbar og helst under 50 mbar (jf. afsnit 6.2.7 og 3.9.2).
- Aktive luftprøver fra faldstammer og andre spredningsveje med lille volumen skal udtages ved et volumen på 10 liter for chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter og evt. 20 liter for oliestoffer (hvis detektionsgrænsen for analysen er 100 µg/m^3 ved 100 liter) (jf. afsnit 6.2.1, 3.9.3, 4.3.3 og 4.3.4).
- Som udgangspunkt er det ikke nødvendigt at udtage aktivt opsamlede luftprøver med to kulrør i serie (jf. afsnit 4.1.2).
- Aktive luftprøver fra hulmure kan udtages med 10-100 liter afhængigt af hulrummets størrelse (jf. afsnit 6.2.1 og 3.9.3).
- Luftprøver udtages med henblik på at opnå en god og korrekt beskrivelse af en forureningssituation. Ofte er kommunikation imellem feltpersonalet og skrivebordspersonalet afgørende for at prøvetagningen understøtter dette.
- Ifm. prøvetagningen skal der være fokus på at undgå falsk negative resultater (rene prøver hvor der er forurening), da disse kan være meget svære at opdage og rette op på (jf. afsnit 6.4 og 3.11).
- Ved materialevalg til prøveopstillingen skal afsmitning fra udstyr til prøverne undgås, og ved genanvendeligt udstyr skal der være fokus på at undgå afsmitning fra et prøvepunkt til de(t) næste (jf. afsnit 6.2.4, 6.2.5, 6.5.4 og 3.11).
- Under transport og håndtering skal der være fokus på at undgå falsk positive resultater (forurenede prøver hvor der er rent) ved at undgå kontaminering af prøvetagningsudstyr og prøver (jf. afsnit 6.5.5 og 3.11).
- Feltjournalen skal indeholde alle særlige forhold ved prøvetagningen, og afvigelser fra feltplanen (aftalt med den undersøgelsesansvarlige). Prøvetageren tilføjer observationer til feltskemaet, der kan blive relevant i forbindelse med de efterfølgende vurderinger (jf. afsnit 6.7 og 3.12).
- En korrekt udfyldt feltjournal, og fotodokumentation af prøveopstillingen, er en del af den gode prøvetagning, og er ofte afgørende ift. at opspore fejlkilder ved afvigende resultater (jf. afsnit 6.7 og 3.12).

6.2 Aktive luftprøver – poreluftprøver og luftprøver fra spredningsveje

Inden prøvetagning af poreluft er det vigtigt, at der er indhentet ledningsplaner via LER og weblager. Det kan dog være meget vanskeligt eller umuligt at finde oplysninger om ledninger/rørføringer på privat ejendom. Her bør grundejer spørges om evt. kendskab til præcise placeringer. Ved gennembrydning af gulv, skal der ligeledes være opmærksomhed på kabler, ledninger og rør under gulv. Er der membran (f.eks. radonmembran), bør denne ikke perforeres, hvorfor prøverne i stedet kan udtages f.eks. udefra igennem sokkel, jf. afsnit 6.6.1. Ved gennembrud af dampspærre i gulvkonstruktionen bør denne udbedres efter endt prøvetagning. Ved gulvvarme kan prøvepunkterne evt. placeres ved brug af et termografikamera jf. afsnit 5.6.2 og /58/.

6.2.1 Beskrivelse af prøvetagning for poreluftprøver og luftprøver

Prøvepunkt til poreluftprøvetagning etableres ved brug af studs, specialdesignet poreluftspyd eller vandrør med løs spids. Gummipropper kan, hvis det i særlige situationer vurderes hensigtsmæssigt, evt. benyttes til tætning imellem vandrør og kulrør eller til tætning ved poreluftprøver under gulv, men skal i givet fald betragtes som engangsudstyr. Poreluftprøver kan desuden udtages i traditionelle filtersatte boringer, hvor hele eller dele af filteret er placeret i umættet zone (jf. afsnit 5.6.3).

Prøvepunkt til aktiv luftprøvetagning etableres ved at placere prøvetagningsslange, studs eller lign. hvor prøven ønskes udtaget. Det anbefales, at der udtages aktive luftprøver bag vandlås i toiletter, afløb og håndvask samt i hulmur og i skorsten, jf.

Tabel 6.1. Andre almindelige spredningsveje anbefales undersøgt ved passiv prøvetagning (jf. afsnit 6.3.1). Desuden kan aktive luftprøver i samlebrønde benyttes som et supplement til de passive målinger samme sted. Alm. prøvetagningsslange indeholder ca. 13 ml luft (0,013 liter) pr. løbende meter.

Efter etablering af et prøvetagningspunkt, men før isætning af adsorptions-/prøvetagningsmedie, udføres der ren- og forpumpning. Renpumpning udføres for at fjerne atmosfærisk luft der kan være introduceret til formationen/systemet i forbindelse med etableringen af prøvepunktet, så naturlige forhold genoprettes /4/. Forpumpning udføres for at sikre, at der ikke står atmosfærisk luft i prøveudstyret og at der ikke sker en påvirkning fra det anvendte udstyr /4/ og /6/. I praksis udføres renpumpning og forpumpning oftest i én arbejdsgang og vil blive omtalt som enten ren- eller forpumpning. Ved ren- og forpumpning i forbindelse med poreluftprøver bør der fjernes et luftvolumen svarende til 1,5 til 10 gange volumenet i prøveopstillingen ved et flow svarende til flowet ved prøvetagning f.eks. 1 l/min /6/ og /9/.

Ved udtagning af luftprøver fra faste installationer, f.eks. faste moniteringspunkter (Vaporpins eller lignende), drænslanger under gulv, boringer filtersat i umættet zone eller moniteringspunkter under gulv forbundet med slanger til et samlet prøvetagningspanel, afhænger behovet for forpumpning af, om punktet har været holdt lufttæt frem mod moniteringstidspunktet. Hvis punktet har været holdt lufttæt, er behovet for forpumpning ofte lavt (f.eks. 2-5 liter), mens installationer der har været åbne mod den atmosfæriske luft, bør forpumpes 1,5-3 gange slange-/rørvolumenet. Faste installationer vil ofte være forbundet til formationer med god lufttilstrømning og lavt modtryk, hvorfor det kan tillades at udføre forpumpningen med større flow end prøvetagningsflowet, således at forpumpning kan ske på <10 min.

Ved luftprøver udtaget i potentielle spredningsveje skal det i hvert enkelt tilfælde overvejes om ren- og forpumpning bør udføres og hvis ja, hvor stort et luftvolumen der skal fjernes. Dette vil afhænge af den specifikke spredningsvej. Luftprøver udtaget i faldstammer kan udføres uden forpumpning /2/, men anbefales udført med en lettere forpumpning (ca. 1 liter), for at fjerne falsk luft fra prøveopstillingen. Pumpetid/samlet volumen, ydelse og modtryk for forpumpningen noteres, sammen med eventuelle indikatorparametre (O_2, CO_2 mv.), hvis sådanne indsamles.

Tabel 6.1 Anbefalinger til aktiv luftprøvetagning i potentielle spredningsveje.

Prøvetagningssted	**High-flow * komponenter (0,5-1 l/min)**	**Low-flow * komponenter (0,1 l/min)**	**Forpumpning**
Bag vandlås (toilet, afløb eller håndvask)	10-20 liter	10 liter	Standard: 1 liter ved alm. prøvatagningsflow (volumen i alm. poreluftslange ca. 0,013 l/lbm.) Store prøveopstillinger (f.eks. lange slanger) forpumpes 1-3 gange (evt. med højere flow)
Hulmur	10-100 liter£	10 liter	
Skorsten	10-20 liter	10 liter	
Samlebrønd	100 liter	10 liter	

***** Se afsnit 4.1.2 **£** se afsnit 3.9.3.

Efter ren- og forpumpning lukkes ventilen lige over poreluftspyd/studs/slange eller lign. (Figur 6.1 og Figur 6.2) og adsorptionsrør indsættes. Herefter udføres en vakuumtest (afsnit 6.2.6), til sikring af at opstillingen fra lukkeventil til pumpe er tæt. Endelig udtages det ønskede luftvolumen (liter) ved det ønskede flow, jf. afsnit 4.1.2. Feltskema udfyldes løbende.

Labels skal sættes på adsorptionsrørene hurtigst muligt efter at de er indsat og i hvert fald før de tages ud af opstillingen. På den måde undgås forvirring, omkring hvilke rør der hører til hvilket punkt og særligt kan der opstå forvirring omkring high-flow og low-flow rør samt A- og B-rør, ved benyttelse af rør i serie.

Tabel 6.2 Anbefalinger og OBS-punkter ift. aktiv opsamling af prøver på adsorptions-/kulrør.

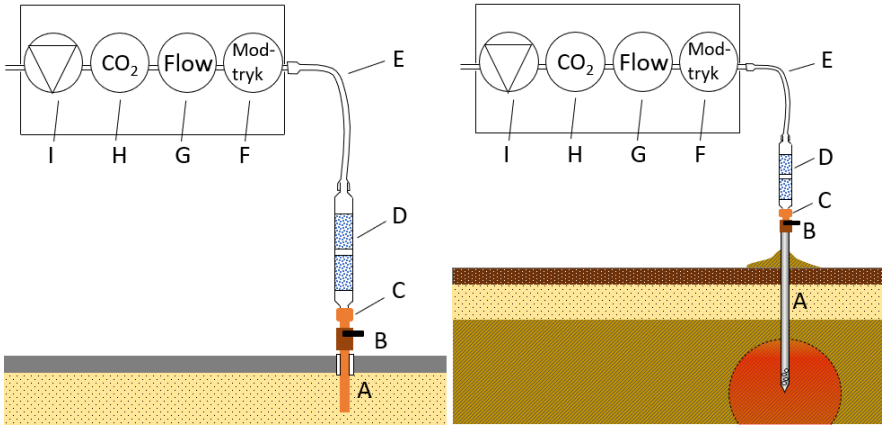
Etablering af prøvepunkt (Undgå kabelbrud og lign.)	· Er ledningsplaner tilgængelige · Grundejer spørges om evt. kendskab til præcise placeringer. · Stor opmærksomhed på kabler, ledninger og rør under gulv, samt membraner og gulvvarme.
Ren- og forpumpning	· 1,5 til 10 gange luftvolumenet i prøveopstillingen fjernes. · Formationsmodtryk måles og noteres. · Flowet skal svare til det anvendte flow ved prøvetagning f.eks. 1 l/min. · Pumpetid/samlet volumen, ydelse og modtryk noteres. · Eventuelle indikatorparametre noteres (O_2, CO_2 mv.). · Lukkeventil lige over poreluftspyd/studs eller lign. lukkes og adsorptionsrør (kulrør) indsættes.
Vakuumtest (Se afsnit 6.2.6)	· Lukkeventil holdes lukket. · Pumpen startes på det ønskede flow for prøvetagning f.eks. 1 l/min. · Modtrykket skal stige til sit maksimum og være stabilt i et par sekunder. · Lukkeventilen åbnes og prøvetagningen udføres.
Labels (navngivning af kulrør)	· Påklistres adsorptionsrørene lige efter at de er indsat i prøveopstillingen.

Nedenfor ses skitser af prøveopstillinger til aktiv luftprøvetagning. I Figur 6.1 skitseres en prøveopstilling til udtagning af en poreluftprøve på ét kulrør og i Figur 6.2 en prøveopstilling til parallel udtagning af en poreluftprøve på to adsorptionsrør (hhv. high-flow og low-flow). Skitserne kan mere eller mindre direkte overføres til udtagning af poreluftprøver inde/ude og brug af både studs, fast prøvepunkt og spyd, hvilket ses af billederne i Figur 6.3.

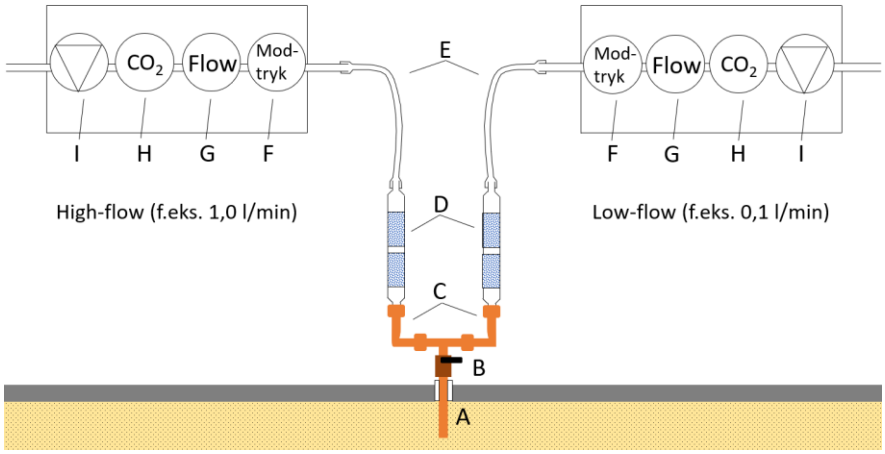
Skitsen i Figur 6.4 repræsenterer luftprøvetagning fra div. spredningsveje, idet kun placeringen af adsorptionsmediet/prøvetagningsslangen vil ændre sig, når der udtages prøver bag vandlåse, i hulmure, i skorstene eller lign, hvilket ses af billederne i Figur 6.5. Ved anvendelse af poreluftslange foran adsorptionsmediet anvendes et egnet slangemateriale og længden holdes minimal, jf. afsnit 6.2.4.

Bogstaverne i Figur 6.1, Figur 6.2 og Figur 6.4 henviser til den samme forklarende tekst, som er præsenteret efter Figur 6.2.

6.2.2 Prøveopstilling ved poreluftprøvetagning



Figur 6.1 Prøveopstilling ved udtagning af en aktiv poreluftprøve (inde eller ude) på ét enkelt adsorptionsrør. A-I henviser til den efterfølgende forklarende tekst.



Figur 6.2 Prøveopstilling ved udtagning af en aktiv poreluftprøve (inde eller ude) på to parallelle adsorptionsrør; high- og low-flow. A-I henviser til den efterfølgende forklarende tekst.

Figur 6.3 Prøveopstillinger til aktiv prøvetagning af poreluft (1) med poreluftspyd, (2) med studs, (3) med VaporPin® og (4) med spyd under muligt utæt gulv.

A: Studs, poreluftspyd, vandrør eller boring som skaber kontakt mellem det område, hvor poreluftprøven ønskes udtaget og terræn (afsnit 6.2.4). En yderligere beskrivelse af de områder hvorfra der trækkes luft ved hhv. studs og spyd findes i afsnit 4.3.1 og Figur 4.4.

B: Ventil der lukker, så der er lufttæt mellem poreluft og prøveopstilling. Denne benyttes ved tæthedsprøvning af opstillingen (afsnit 6.2.6), og gør det muligt at montere adsorptionsrøret efter for-/renpumpning, uden at der introduceres atmosfærisk luft til formationen (prøvepunktet).

C: Fittings og T-stykke til fastgørelse mellem kulrør og spyd/studs. Der kan også benyttes poreluftslange. Bemærk, at der i så fald skal benyttes en type slange, der ikke afgiver stoffer der kan kontaminere prøverne eller absorbere/optage stoffer (afsnit 6.2.4 og 6.5).

D: Adsorptionsrør tilpasset forureningskomponenter og analyselaboratorium (afsnit 4.1.2). Bemærk at analyselaboratorierne anbefaler, at adsorptionsrøret som udgangspunkt er lodret under prøvetagning (for at minimere risikoen for bypass-flow). Røret åbnes med en røråbner, for at undgå, at det bliver ødelagt eller skader prøvetager. Adsorptionsrøret må ikke brydes, før det skal indsættes i prøveopstillingen og der skal monteres propper eller anden forsegling umiddelbart efter endt prøvetagning.

E: Poreluftslange til kobling mellem adsorptionsrør, pumpe og diverse måleudstyr. Poreluftslange placeret efter adsorptionsrør behøver ikke at være fuldstændig kontamineringsfri, hvorfor der kan benyttes en billigere kvalitet. Ved prøvetagning med slange foran adsorptionsrør, f.eks. igennem vandlås er det derimod vigtigt, at den poreluftslange der benyttes, ikke optager/afgiver stoffer der kan kontaminere prøverne (afsnit 6.2.4).

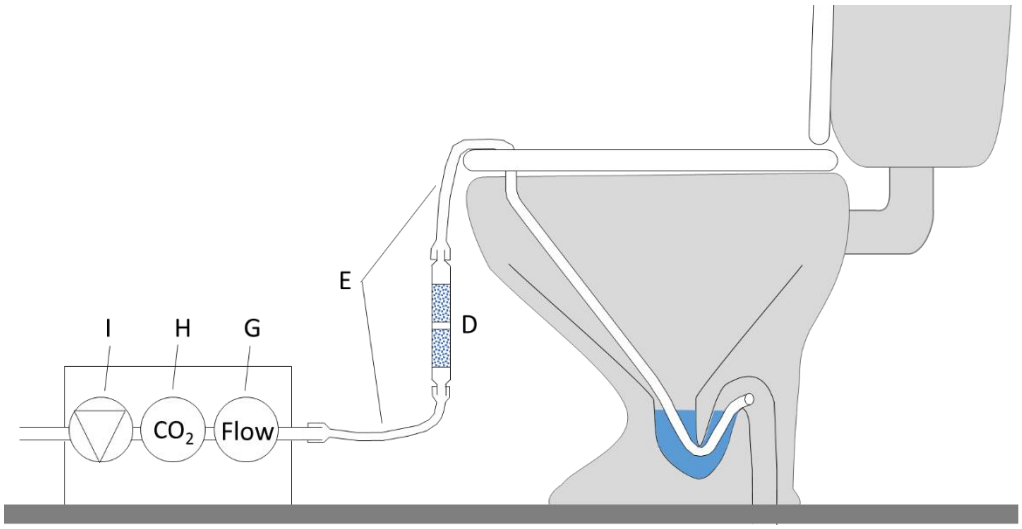
F: Modtryksmåler der registrerer det samlede modtryk i formation og prøveopstilling inkl. kulrør. Modtryksmåleren kan i nyere pumper være indbygget i pumpen. For betydning og krav til modtryk se afsnit 3.10.2 og 6.2.7.

G: Flowmåler der registrerer med hvilken hastighed (l/min) luften gennemløber adsorptionsrøret. Denne oplysning er afgørende for analyseresultatet. Flowmåleren er indbygget i de nyeste og bedste pumper på markedet, men vil for de ældre pumpetyper skulle måles med separat udstyr (afsnit 6.2.4).

H: CO_2 måleren angiver indholdet af CO_2 i den luft der prøvetages. Indholdet af CO_2 kan anvendes til en vurdering af eventuelle utætheder i forsøgsopstillingen (indsivning af falsk luft/atmosfærisk luft i opstillingen). CO_2 kan også anvendes aktivt til kontrol af opstillingens tæthed, ved udledning af koncentreret CO2 på ydersiden af opstillingen og registrering i den opsugede luft. Tilsvarende kan tætheden testes ved brug af sporgas (afsnit 6.2.6).

I: Poreluftpumpen trækker luft fra prøvestedet igennem prøveopstillingen og har afkast til atmosfæren/indeluften (afsnit 6.2.4).

6.2.3 Prøveopstilling ved luftprøvetagning i spredningsveje



Figur 6.4 Prøveopstilling til udtagning af aktiv luftprøve gennem vandlås i f.eks. toilet. Bogstaverne D, E, G, H og I henviser til den tidligere forklaring ifm. Figur 6.2.

Figur 6.5 Prøveopstillinger til aktiv prøvetagning i direkte spredningsveje (5) igennem vandlås i toilet, (6) igennem vandlås under vask og (7) i skorsten.

6.2.4 Udstyr

Herunder beskrives det mest almindelige udstyr, benyttet til aktiv luftprøvetagning. Listen er ikke dækkende for alt udstyr på markedet. F.eks. findes der flere pumpetyper, og det må forventes, at f.eks. pumperne bliver forbedret og videreudviklet hele tiden. De pumper som indgår i denne liste, vurderes at være pumper af god kvalitet, som oftest benyttes af teknikkerne ansat hos de rådgivende ingeniørvirksomheder. Der findes desuden en mængde specialudstyr, som ikke fremgår af nedenstående liste, da det ikke bruges ved almindelig prøvetagning.

Etableringsudstyr, måleudstyr og pumper kan genanvendes, mens blødt materiale (f.eks. poreluftslange), der i særlige prøvetagningssituationer anvendes før adsorptionsrøret i prøveopstillingen, altid skal anses for engangsudstyr og skal smides ud efter hver prøvetagning. Hårde materialer som f.eks. studse, fittings og lukkeventiler kan genbruges hvis der ikke er risiko for, eller mistanke om, at der trækkes forurening fra det ene punkt til det næste (skabes krydskontaminering).

Generelt er der to skoler for brugen og behandlingen af udstyr før adsorptionsrør. Disse fremgår sammen med fordele og ulemper af Tabel 6.3. Det vigtigste er, at prøvetageren, i hvert tilfælde, er meget opmærksom på, at der ikke sker afsmitning eller krydskontaminering via benyttet udstyr/procedure. Specielt ift. udstyr/materialer anvendt før adsorptionsrør, da dette kan bevirke, at der udtages falsk positive prøver.

Tabel 6.3 Fordele og ulemper ved forskellige skoler for brug af udstyr foran adsorptionsrør ved aktiv luftprøvetagning.

Skole	Fordele	Ulemper
Udstyr brugt foran adsorptionsrør skal være af hårdt materiale f.eks. studse, lukkeventiler osv.	Lille risiko for afsmitning fra udstyret. Billigere at genbruge udstyr.	Risiko for krydskontaminering mellem prøvepunkter. Større risiko for kontaminering af udstyr ved transport.
Alt udstyr brugt foran adsorptionsrør er éngangsudstyr og bruges kun til udtagning af én prøve.	Ingen risiko for krydskontaminering imellem prøveopstillinger. Mindre risiko for kontaminering af udstyr ved transport (udstyret transporteres kun en vej).	Risiko for afsmitning ved anvendelse af bløde materialer (bør tjekkes). Kan være svær at få til at slutte tæt ved (gammelt) betongulv. Dyrere ikke at genbruge materialer.

Af listen nedenfor fremgår det, hvilket udstyr der kan benyttes flere gange og hvilket udstyr der skal anses for engangsudstyr (brug og smid ud). Efter listen, følger en beskrivelse af de udstyrstyper man skal være særlig opmærksom på i forhold til gentagen brug og rengøring.

Borehammer med murbor: Bruges ved gennemboring af betongulv, fundament, asfalt eller anden hård belægning.

Bruges **flere gange**

Jordspydsadapter monteret på boremaskine: Til nedramning af poreluftspyd, specielt egnet til lange spyd, der skal langt ned i formationen.

Bruges **flere gange**

Studse: Bruges til etablering af indendørs prøvepunkter. Der monteres et stykke mellemblød slange på et kort metalrør, som efterfølgende trykkes ned i prøvetagningshullet. Slangestykket skal ved prøvetagning sidde oppe på røret, og fungere som forsegling imellem rør og hul. Dermed er slangen ikke i direkte kontakt med luftstrømmen. Luftstrømmen er kun i kontakt med metaldele. Til samling af studsen anvendes desuden klemringe af Teflon og gevindtape. Disse dele er ikke i kontakt med luftstrømmen. Der kan yderligere tætnes med ler efter isætning af studsen, jf. Figur 6.3. Studsen på billedet er produceret med fittings til adsorptionsrør og lukkeventil (ballofix).

Bruges **flere gange** (slangestykke skiftes)

VaporPin®: Til etablering af faste indendørs prøvepunkter. De faste prøvetagningspunkter er mere æstetiske og til mindre gene for grundejer end løsninger der nytænkes fra sag til sag. Ekstraudstyr gør det muligt at tilpasse VaporPin® til forskellige gulvtyper, f.eks. ved gulv på strøer. VaporPin® kan også monteres i fundamenter, kældervægge mv. /30/. Faste prøvepunkter kræver dog en betontykkelse på minimum 8 cm, da studsen nedsænkes i gulvet. Vaporpin'en klemmes fast i hullet vha. et medfølgende silikone "sleeve", der fungerer som tæt forsegling imellem rør og hul. Silikonen er ikke i direkte kontakt med luftstrømmen. Det er muligt at montere f.eks. et spyd under VaporPin®, så prøven udtages i større dybde.

Bruges **flere gange** (sleeve skiftes)

Gummipropper: Ved tætning omkring kulrør benytter nogle gummipropper. Ved brug af propper er det vigtigt at være opmærksom på risikoen for kontaminering/falsk forurening af luftprøven, jf. afsnit 3.11.4. Der skal være stort fokus på at undgå kontaminering ved opbevaring og håndtering, samt på tætslutning til beton/spyd og minimering af kontakt imellem gummi og luftstrøm, f.eks. ved at føre et aluminiumsrør hele vejen igennem proppen og trykke denne godt fast i prøvetagningshullet.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

Poreluftspyd i aluminium og stål: Poreluftspyd benyttes til på udendørsarealer, til poreluftprøver udtaget under gulv, til prøver udtaget i klinkegulv og til prøver udtaget gennem fundament. Poreluftspyd skaber kontakt til formationen ved mindre huller i de nederste 10 cm af spyddet. De specialproduceres og kan bestilles i alle ønskede længder. Det er almindeligt at få dem leveret i 1,2 meter, 2,2 meter og 3,2 meter (til prøveudtagning op til hhv. 1, 2 og 3 m u.t.) og med en udvendig diameter på 12 mm eller 6 mm.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

Vandrør med løs spids: Kan benyttes til udendørs poreluftprøvetagning. Der monteres en løs spids og vandrøret slås ned til den ønskede dybde, hvorefter der trækkes tilbage og den løse spids falder ud, så der skabes kontakt til formationen. Vandrør har en udvendig diameter på ¾ eller 1 tomme. Vandrør er betydeligt tungere end poreluftspyd og nedramningen kræver tungere udstyr.

Bruges **flere gange** / Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

Lufttæt prop med lynkobling: Skal en poreluftprøve udtages i en boring, sættes en lufttæt prop i boringen. Der skal mindst gå et par dage (gerne 1 uge) før prøvetagning. Proppen bør have en lynkobling, hvorved prøvetagningsslange kan tilsluttes, uden at boringen åbnes. Slangestykket imellem lynkobling og adsorptionsmedie skal være af egnet kvalitet (f.eks. FEP eller Teflon).

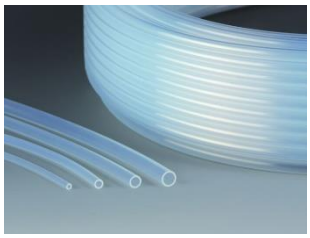
Bruges **flere gange** (slangestykke skiftes)

Poreluftslange:

PTFE-slange (teflon): Har en meget lav fleksibilitet. Slangen er coatet med teflon på indersiden. Slangen adsorberer eller afgiver ikke de gængse forureningsstoffer. Bemærk at PTFE-slange ikke må bruges ved udtagning af prøver (typisk vand) til analyse for perfluorerede stoffer (PFAS) som er hovedkomponenten i teflon. Teflonslange koster ca. 17-18 kr./meter.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

FEP-slange: En forholdsvis hård slange. Den kan med lidt forsigtighed krænges ud over adsorptionsrør, studse osv. Slangen afgiver, ikke oliekulbrinter eller chlorerede opløsningsmidler, og er derfor at foretrække til brug før adsorptionsrør. FEP-slange koster ca. 15-16 kr./meter.



Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

PVC-slange: En forholdsvis blød slange som let kan krænges ud over adsorptionsrør, studse osv. PVC-slange afgiver kulbrinter og er således uegnet til brug før adsorptionsrør. Prisen er ca. 4 kr./meter.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

PE-slange: En forholdsvis blød slange som let kan krænges ud over adsorptionsrør, studse osv. Der er eksempler på at slangen afgiver kulbrinter og den er således uegnet til brug før adsorptionsrør. Prisen er i omegnen af 3 kr./meter.

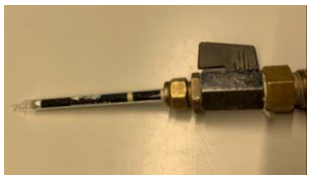
Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

Silikone-slange: Slangen er meget fleksibel og let at arbejde med, men indeholder og afgiver forureningsstoffer. Silikone optager også stoffer fra omgivelserne, som kan afgives til prøverne. Silikoneslange er uegnet til brug før adsorptionsmedier. I nogle virksomheder er silikone helt udfaset, så der ikke er risiko for at silikoneslange, ved en fejl, bliver benyttet før kulrør.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

Fittings og lign.:

Fitting til adsorptionsrør: Findes i flere størrelser, så de passer direkte på diverse poreluftspyd og studse. I den anden ende passer fittingen til de gængse adsorptionsrør. Ved brug af fittings fastholdes kulrøret i lodret position.



Bruges **flere gange**

T-stykker: Kan med fordel benyttes til at splitte luftstrømmen op ved udtagning af flere kulrør med f.eks. forskelligt flow. Ved brug af T-stykke er det vigtigt, at der er monteret en kontraventil før pumperne, til sikring af, at der ikke løber luft den forkerte vej igennem kulrørene, hvis den ene pumpe er stærkere end den anden.

Bruges **flere gange**

Lukke ventil: Placeres lige efter poreluftspyd, studs eller lign. Lukkeventilen sikrer, at der ikke tilføres atmosfærisk luft til formationen ved montering af adsorptionsrør. Bruges desuden til at trykteste systemet for evt. utætheder i prøveopstillingen (afsnit 6.2.6).

Bruges **flere gange**

Vandstopfilter: Sikrer at der ikke løber vand i måleudstyr og poreluftpumpe. Vandstopfilteret kan være indbygget i pumpen, men kan også være et filter, der sættes foran måleudstyr/pumpe (skal altid placeres efter adsorptionsrør). Der vil være flere ekstra samlinger og således også mulighed for utætheder, hvorfor man skal være ekstra opmærksom på dette.

Bruges **flere gange**

Vandfælde: Kan f.eks. opbygges af en flaske med ind- og udgang i toppen, så evt. vand falder ned i flasken, mens luften fortsætter igennem flasken. Sikrer at der ikke løber vand i måleudstyr og poreluftpumpe (skal altid placeres efter adsorptionsrør). Der vil være flere ekstra samlinger og således også mulighed for utætheder, hvorfor man skal være ekstra opmærksom på dette, da flowmålingen sker efter vandfælden/pumpen.

Bruges **flere gange**

Flowmetre:

Kugleflowmeter**:** Måler flowet i en luftstrøm, ved at luften løfter en kugle indeni et rør. Luftflow aflæses manuelt på den optegnede skala. Kugleflowmetret er ikke væsentligt påvirket af de slag i flow som kendetegner membranpumper (som oftest benyttes til luftprøvetagning). Kugleflowmetret er ikke præcist på decimaler.

Bruges **flere gange**

Masseflowmeter: Der sker en elektronisk måling af flow, som er meget præcis og alt efter type kan angive flere decimaler. Masseflowmeteret kan være vanskeligt at bruge, da slagene fra membranpumpen (poreluftpumpen) tydeliggøres, hvilket kan gøre det meget vanskeligt at indstille det ønskede flow. Dette kan løses ved at benytte et flowmeter, der midler over en periode.

Bruges **flere gange**

Modtryksmåler/manometer: Registrerer modtrykket i systemet, hvilket er væsentligt for **1)** test af prøveopstillingens tæthed (afsnit 6.2.6) og **2)** vurdering af modtryk i formation, kulrør og prøveopstilling, som kan indikere risiko for falsk/atmosfærisk luft i prøverne (afsnit 6.2.7). Manometeret skal være i stand til at måle vakuum/modtryk i størrelsen 0-250 mbar med en passende opløsning (f.eks. ± 1 mbar).

Bruges **flere gange**

Gas-måler (CO_2-måler): Måler indholdet af ilt, CO_2 og methan i den luft der prøvetages. Forholdet mellem ilt og CO_2 kan være en indikator for, om der trækkes atmosfærisk luft ned langs f.eks. poreluftspyd (afsnit 6.2.6). Høje indhold af methan kan indikere påvirkning af lossepladsgas og medføre eksplosionsfare (afsnit 5.7).

Bruges **flere gange**

Poreluftpumper:

Ripo 2. generation: I hver pumpekasse er der indbygget to separate pumper, som hver især kan indstilles til det ønskede flow og prøvevolumen (low-flow pumpe fra 0,1-0,25 l/min og high-flow pumpe fra 0,25-1,25 l/min). Der er indbygget kontraventiler, vandstopfilter, modtryksmålere, flowmetre og CO_2-målere i begge pumper. Under prøvetagningen vises det aktuelle flow for hver af de to pumper og tiden for prøvetagning justeres løbende, så den færdige prøve er eksponeret for det ønskede luftvolumen. Pumpen stopper selv når prøven er udtaget. Pumpen er meget stærk og bør bestilles fra leverandøren med "elektronisk begrænsning" til 250 mbar (2 gange kulrør á max 75 mbar + formationsmodtryk på max 100 mbar), jf. afsnit 3.9.2.

Bruges **flere gange**

Ripo 1. generation: Ved at benytte vippe-knappen kan pumpen indstilles til hhv. højt flow (typisk 1 l/min) og lavt flow (typisk 0,1 l/min). Det ønskede flow kan indstilles manuelt ved brug af et flowmeter. Pumpen stopper efter det ønskede antal minutter. kontraventil, vandstopfilter, flowmåler, modtryksmåler osv. er ikke indbygget i pumpen.

Bruges **flere gange**

SKC-pumpe: Det ønskede flow indstilles manuelt ved brug af et flowmeter. Pumpen stopper efter det ønskede antal minutter. Pumpen er som udgangspunkt designet til high-flow (0,5-5 l/min) men ved montering af et low-flow kit kan luftstrømmen drosles, hvilket gør det muligt at sænke flowet ned til ca. 0,1 l/min. Kontraventil, vandstopfilter, flowmåler, modtryksmåler osv. er ikke indbygget i pumpen.

Bruges **flere gange**

GilAir: Er lille og handy, og kan programmeres til det ønskede flow og prøvevolumen (0,001-5 l/min). Pumpen måler flow, tryk og temperatur under prøvetagningen og justerer selv prøvetiden til det indstillede (normalflow ved 1 atm og 20°C). Pumpen registrerer datalog for prøvetagningen. Pumpen kan maksimalt arbejde med modtryk på 100 mbar (formation og rør), hvorfor den kan have et begrænset arbejdsområde ift. rør med forholdsvis høj modstand (f.eks. 60 mbar). Den er således ikke egnet til udtagning af poreluftprøver i formationer med højt formationsmodtryk, men kan udmærket benyttes ved formationer med lave modtryk. Den er særligt velegnet til aktive indeluftprøver og til prøver i spredningsveje, hvor der ikke forventes et væsentligt modtryk, udover modtryk fra adsorptionsrør.

Bruges **flere gange**

Dekorationsler/bentonit: Til tætning omkring f.eks. poreluftspyd, så der ikke trækkes atmosfærisk luft til formationen. Dekorationsler kan være at foretrække ved indendørs poreluftprøvetagning, da det er lettest at arbejde med og sviner mindre end bentonit. Til gengæld tørrer dekorationsler hurtigere ud, hvorved det sprækker og man skal således være mere opmærksom på at leret slutter tæt undervejs i prøvetagningen.

Bruges **kun én gang** (brug og smid væk)

6.2.5 OBS-punkter ift. genanvendelse af udvalgt udstyr

Poreluftspyd

Poreluftspyd må ikke genbruges, da disse ved nedramning kan blive kontamineret med forurenet jord/vand. Engangsspyd af aluminium er derfor en udbredt løsning i branchen, men vandrør kan også benyttes.

1 gram olieforurenet jord (2.000 mg/kg TS) kan f.eks. give et indhold på 1.000 µg/m^3 (svarende til 10 gange afdampningskriteriet) i en poreluftprøve på 100 liter, hvis blot 5% af indholdet ender i prøven. Et tilsvarende regnestykke for TCE (2 mg/kg TS, 100 liter og 5%) vil give et indhold på 1 µg/m^3 (svarende til afdampningskriteriet).

Fittings, T-stykker og lukkeventiler

Fittings, T-stykker og lukkeventiler sidder før adsorptionsmediet/kulrør og kan genbruges, hvis disse er af passende, inerte materialer, f.eks. stål, aluminium eller messing. I fittings er der ofte indlagt en klemring af teflon eller lignende, som kan blive deformeret over tid. Klemringe skal tilses og skiftes med mellemrum. Der benyttes ofte gevindtape/paktape til at tætne div. gevindsamlinger på fittings, T-stykker og lukkeventiler. Klemringe og paktape er oftest af, forholdsvis inert, teflon/PTFE og er ikke i direkte kontakt med luftstrømmen.

Som udgangspunkt er genanvendelse af inerte materialer til luftprøvetagning ikke et problem, men risiko for krydskontaminering skal altid forsøges undgået. Man kommer dog langt ved f.eks. at undgå kontaminering under opbevaring, transport og ved håndtering, jf. afsnit 6.5.5. Det er særligt vigtigt at være opmærksom på, at forurenet jord eller vand (f.eks. kondensvand fra prøvetagningen), som hænger ved udstyret, kan indeholde høje forureningskoncentrationer som kan smitte af til prøver der udtages efterfølgende.

Et eksempel: Under prøvetagning af en poreluftprøve (100.000 µg/m^3 TCE) dannes to dråber kondens inde i fittingen (som ikke kan ses). En dråbe består af ca. 0,1 ml vand. Ved en JAGG-beregning kan det estimeres, at koncentrationen i vanddråberne er 262 µg/l, hvorved dråberne indeholder 0,0524 µg TCE. Hvis 50% af denne mængde havner i den efterfølgende prøve, vil det give en (falsk) koncentration på 0,262 µg/m^3, dvs. en koncentration under afdampningskriteriet, men trods alt en målbar koncentration.

Hvis der er mistanke om forurening af fittings, T-stykker eller lukkeventiler, sættes udstyret i "karantæne" (f.eks. en lukket Rilsan-pose, der opbevares adskilt fra andet udstyr). I samråd med den udstyrsansvarlige overvejes det, om udstyret skal kasseres eller om det kan genanvendes efter en grundig rengøring og/eller kontrol. Rengøringen kan f.eks. udføres ved opvarmning i en ovn, hvorved forureningsstofferne damper af. Alternativt kan udstyret kontrolleres ved at udtage en test-prøve (på samme måde som en referencemåling med ikke forurenet udeluft) hvor den relevante fitting etc. benyttes. Hvis prøven ikke indeholder forureningsstoffer, kan udstyret igen indgå i den almindelige prøvetagning.

Poreluftslange

Poreluftslange benyttet før adsorptionsmedie/kulrør (mellem poreluft og kulrør) eller mellem to kulrør i serie skal altid være så kort som muligt og kræver generelt et særligt fokus. Dette skyldes to forhold:

1. Mange slangematerialer (plastic) indeholder og afgiver stoffer til luftstrømmen, som vil blive detekteret i betydende koncentrationer på adsorptionsmediet som falsk forurening. Generelt er bløde slangematerialer værst (silikone, PVC og PE). Derfor skal der anvendes hårde og dyre slangetyper (f.eks. FEP eller PTFE) når der benyttes slange før adsorptionsmediet.
2. Plasticslange kan optage forureningsstoffer fra luftstrømmen (og give et falsk lavt resultat), og de kan afgive stofferne til den næste prøve, hvis det samme slangestykke genanvendes (og her give et falsk højt resultat). Der må således aldrig benyttes genbrugt slange før adsorptionsmediet.

Poreluftslange, der benyttes efter adsorptionsmedie/kulrør (mellem kulrør og pumpe), kan benyttes så længe det bevarer sin fysiske funktionalitet, dvs. at slangen skal slutte tæt til kulrør osv. så der ikke opstår utætheder i systemet.

Specielt ved prøvetagning i nye eller vanskelige situationer, som prøvetageren ikke kommer ud for ofte, er det vigtigt, at både feltmedarbejder og projektmedarbejder er opmærksom på, at opgaven løses uden at der anvendes uhensigtsmæssige bløde plasticmaterialer før adsorptionsmedie/kulrør. Det kan nemlig være fristende at anvende f.eks. blød silikoneslange, som er utroligt fleksibelt og let at arbejde med, når der skal skabes overgang imellem adsorptionsmediet og det system, som skal prøvetages. For at fjerne denne risiko vælger nogle firmaer derfor helt at fjerne silikoneslange fra hylderne. Der hvor man godt må anvende silikone (efter adsorptionsmedie/kulrør), kan silikoneslangen let erstattes af andre, og bedre, slangetyper.

6.2.6 Tætning og kontrol heraf (aktiv prøveopsamling)

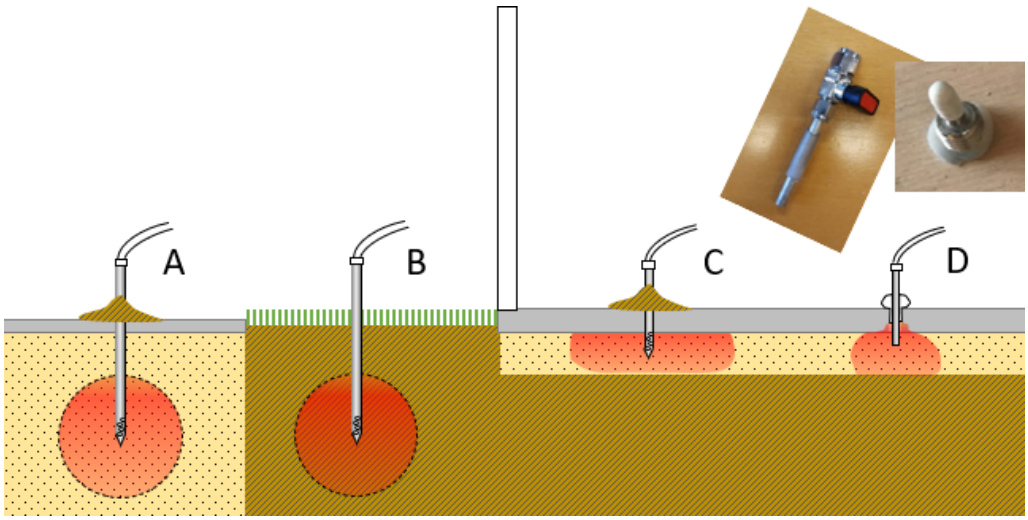
Hvis det ikke er muligt at etablere et tæt prøvetagningspunkt, skal prøvepunktet som udgangspunkt kasseres. Efter aftale med den undersøgelsesansvarlige, kan det i særlige tilfælde være relevant at udtage prøven alligevel, men det skal i sådanne tilfælde gøres helt klart, at der er risiko for atmosfærisk luft i prøven, hvilket skal medtages i den efterfølgende vurdering af resultatet og risikovurderingen.

Tætning mod terræn/gulv

Ved nedramning af spyd til udtagning af poreluftprøver skal det sikres, at der ikke strømmer atmosfærisk luft til formationen langs poreluftspyddet /4/. Ved udendørs prøvetagning i græs eller lign. hvor spyddet er banket ned til den ønskede position (mindst 1 m u.t.) vil formationen, som spyddet er banket igennem, i de fleste tilfælde slutte tæt til spyddet. Hvis det er nødvendigt at bore for, før spyddet kan nedrammes til den ønskede dybde, er det nødvendigt at sikre en tætning omkring spyddet ved terræn. Ved forboring skal der benyttes bor med en diameter der ikke er større end poreluftspyddets diameter.

Ved indendørs prøvetagning med spyd eller prøvetagning ved befæstning kan der tætnes omkring spyddet med opslæmmet bentonit eller dekorationsler. Det skal sikres, at leren ikke tørrer ud og derved sprækker eller slipper underlaget under prøvetagningen.

Endelig kan der ved prøvetagning indendørs tætnes omkring spyd eller studs ved brug af et stykke slange. Slangestykket skal sidde således, at det skubbes sammen i hullet og ved gulvfladen. Eksempler på en studs med påsat slangestykke klar til isætning og et eksempel på en Vaporpin isat korrekt så slangestykket sidder i klemme i hullet og ”buler ud” ved terræn, ses af Figur 6.6.



Figur 6.6 Eksempler på tætning af poreluftprøver ved terræn/gulv. A) Der tætnes med opslæmmet bentonit/dekorationsler ved fast belægning. B) Ved nedbankning af spyd igennem ler skal der ikke som udgangspunkt tætnes ved terræn (vær dog opmærksom ved forboring). C) Der tætnes med opslæmmet bentonit/dekorationsler omkring spyd/studs benyttet indendørs. D) Der tætnes med slangestykke omkring spyd/studs benyttet indendørs.

Tæthedskontrol mellem spyd og terræn (ude) og mellem spyd og gulv (inde)

Til kontrol af utætheder langs poreluftspyd og terræn (ude) samt mellem spyd/studs mm. og gulv (inde) kan der udføres feltmålinger af ilt og CO_2. Ilt-niveauet i atmosfæren ligger omkring 20,5% og CO_2-niveauet omkring 0,03%. CO_2-niveauet i poreluften er typisk højere (>1%) og iltniveauet tilsvarende lavere /1/. Det skal bemærkes, at et forhøjet indhold af CO_2 er en god indikator, for at der er tæt omkring spyd/studs, men at et CO_2-indhold på niveau med atmosfæreluft (f.eks. under gulv), ikke nødvendigvis er tegn på utætheder omkring målepunktet.

Utætheder langs poreluftspyd studs eller lign. kan desuden kontrolleres ved at introducere CO_2 eller sporgas på den udvendige side af poreluftopstillingen, i en pose eller et kammer, der sikrer mod bortførsel af gassen, og måle for gasserne efter poreluftpumpen. Alternativt er det muligt at introducere en sporgas til formationen igennem spyd/studs og efterfølgende se om sporgas kan registreres ved samlingen mellem terræn/gulv og spyd/studs. Endelig kan tætheden tjekkes ved at påføre en smule sæbevand omkring spyd/studs og puste ned i spyd/studs, så der skabes et overtryk i formationen/det kapillarbrydende lag, svarende til det undertryk som vil påføres ved prøvetagning. Hvis der dannes sæbebobler, er prøvepunktet ikke tæt. Hvis der introduceres luft eller sporgasser igennem prøvepunktet er det vigtigt, at eventuelle nedblæste gasser/luft fjernes igen ved forpumpning på minimum 2 gange det nedblæste volumen.

Tabel 6.4 Tre metoder til kontrol af tæthed mellem spyd og terræn (udendørs) eller mellem spyd/studs mm. og gulv (indendørs).

Test	Beskrivelse	Tæt	Utæt
CO_2	Feltmåling af CO_2	CO_2 >1%	-
CO_2/sporgas	Gas introduceres på udvendig side af opstilling (i pose/kammer).	-	Sporgas registreres på afkast af poreluftpumpe.
Sporgas	Sporgas introduceres til formationen gennem poreluftspyd/studs.	-	Sporgas registreres i samling mellem terræn/gulv og spyd/studs.
Sæbevand	Sæbevand påføres omkring spyd/studs. Der pustes ned i spyd/studs, så der skabes et overtryk i formationen.	-	Sæbebobler omkring spyd/studs.

- Metoderne er egnet til hhv. indikation af tæthed/utæthed, men kan ikke endeligt belyse hvor vidt det modsatte er tilfældet.

Vakuumtest (tæthedskontrol af prøveopstilling)

Efter færdig prøveopstilling inkl. adsorptionsrør og lige før prøvetagning skal der udføres en simpel tæthedskontrol af samlingerne fra lukkeventilen ved spyd/studs til pumpen. Lukkeventilen holdes lukket og pumpen startes på det ønskede flow for prøvetagning f.eks. 1 l/min. Hvis prøveopstillingen er tæt, vil modtrykket stige til sit maksimum. Dette modtryk skal være stabilt i et par sekunder. Herefter åbnes lukkeventilen og prøvetagningen udføres.

6.2.7 Modtryk ved aktiv prøveopsamling

Modtrykket ved aktiv prøveopsamling er en sum af modtrykket i formationen, modtrykket i prøveopstillingen (skyldes slange, buk, samlinger osv.) samt modtrykket i adsorptionsrør /4/. I de fleste tilfælde, vil modtrykket i prøveopstillingen være minimalt. Nedenfor beskrives det, hvordan man måler modtrykket i adsorptionsrør/kulrør og den samlede prøveopstilling og dette opsummeres i Tabel 6.5.

Modtrykket i adsorptionsrøret kan ved et flow på 1 l/min forventes at ligge omkring 30-50 mbar /14/, men kan somme tider være helt op til 80-90 mbar. Hvis der udtages prøver med to adsorptionsrør i serie, kan modtrykket i rørene være væsentligt og hæmmende ift. nogle pumpers ydeevne, herunder GilAir-pumper.

For nærværende anbefales det, at formationsmodtrykket ved udtagning af poreluft **ikke overstiger 100 mbar**, jf. afsnit 3.9.2, **gerne mindre end 50 mbar**. Bemærk, at dette modtryk er betydeligt lavere end de tidligere anbefalinger. Formationsmodtrykket kan, ved samme flow som ved den efterfølgende prøvetagning, måles i prøveopstillingen, f.eks. under for-/renpumpning, uden adsorptionsmedie (evt. med et tømt kulrør). Formationsmodtrykket (uden adsorptionsrør/kulrør) skal altid måles og registreres i feltskema.

Efter indsat adsorptionsrør/kulrør kan det samlede modtryk (formationsmodtrykket plus et modtryk fra adsorptionsmediet), ved flow justeret til samme flow som ved prøvetagning, måles imellem adsorptionsmedium og pumpe.

Modtrykket fra adsorptionsrøret alene kan måles imellem poreluftpumpe og et adsorptionsrør som trækker fri luft (ikke er tilkoblet et poreluftspyd), ved flow justeret til samme flow som ved prøvetagning. Adsorptionsrøret skal kasseres efterfølgende.

Modtrykket for adsorptionsrør kan variere betydeligt også for rør af samme type, dog kan rør fra samme batch forventes at have ca. samme modtryk.

Modtrykket bør tjekkes løbende (under prøvetagning med indsat adsorptionsrør), da ændringer i modtryk vil indikere, at prøvetagningen ændrer på forholdene i formationen hvorved prøvens repræsentativitet skal overvejes (afsnit 6.4). Dette er særligt relevant i lerede formationer, hvor det er usikkert om der kan trækkes luft og modtrykket således er højt fra prøvetagningens start.

Tabel 6.5 Modtryk i hhv. formation, adsorptionsrør og i den samlede prøveopstilling inkl. anbefalinger, erfaringer og målemetoder.

	Modtryk	**Måling af modtryk**	**Noteres i feltskema**
Formationen	Anbefalet: **<100 og gerne <50 mbar**	Måles i prøveopstillingen uden indsat adsorptionsrør f.eks. under for-/renpumpning.	Altid
Adsorptionsrør/kulrør	Erfaringsmæssigt: 30-80 mbar pr. rør	Måles imellem pumpe og adsorptionsrør (i ren luft).	Hvis registreret
Samlet modtryk (formation + adsorptionsrør/kulrør)	-	Måles i prøveopstillingen imellem pumpe og adsorptionsrør.	Altid

Modtryk der ligger udenfor det anbefalede område

Ved et højt formationsmodtryk, er formationen meget tæt (f.eks. leret) og det er derfor svært at trække luft til poreluftpunktet. I sådanne tilfælde, vil tætningen omkring poreluftspyd eller studs være ekstra vigtig, og ved modtryk højere end det anbefalede, risikeres det, at der trækkes atmosfærisk luft langs utætheder i opstillingen. Desuden kan høje modtryk resultere i faseforskydninger i forureningsstoffet, hvorved prøven ikke kan betragtes for repræsentativ for de forhold der gør sig gældende under normale forhold (steady state) /6/.

Hvis der trækkes vand op i prøvetagningsudstyret, vil det blive registreret som et højt modtryk. Hvis der er vand i formationen og det gradvist trækkes til området for prøvetagning, vil det kunne ses som et stigende modtryk.

Hvis modtrykket er for højt eller hvis der trækkes vand op i prøvetagningsudstyret, kan prøvetagningen eventuelt justeres som beskrevet i afsnit 6.6.3. Dette skal dog altid aftales med den undersøgelsesansvarlige, ligesom det skal bemærkes i feltskema. Alternativt skal prøvepunktet kasseres /4/.

Meget lave eller manglende formationsmodtryk kan skyldes prøvetagning i (tørre) sandede jordlag eller indikere lækage i opstillingen, hvorved atmosfærisk luft introduceres til prøven. Prøvepunktet og -opstillingen skal i disse tilfælde tjekkes (jf. afsnit 6.2.6) og sikres på bedst mulig vis mod indtrængning af falsk luft.

Tabel 6.6 Årsag, konsekvens og handling ved modtryk uden for det anbefalede område.

Modtryk	Mulig årsag	Konsekvens / Handling
Højt formationsmodtryk (>100 mbar)	Tæt formation (ler)	Modtryk måles flere gange under prøvetagning. Mulige problemer med repræsentativiteten. Ekstra opmærksomhed ved tætning mod terræn/gulv*.
Højt formationsmodtryk (>100 mbar) evt. stigende over tid	Vand i formationen	Modtryk måles flere gange under prøvetagning. Prøve kan ikke udtages*.
Meget lavt	Permeabel formation (f.eks. tørt sand) Lækage i opstillingen	Prøvepunkt og -opstilling tæthedstestes (jf. afsnit 6.2.6).

* Prøvetagningen justeres eventuelt som beskrevet i afsnit 6.6.3, eller prøvepunktet kasseres. Dette aftales altid med den undersøgelsesansvarlige.

6.2.8 Afslutning efter endt prøvetagning

Efter udtagning af poreluftprøver igennem gulv, er det meget vigtigt, at der udføres en helt tæt aflukning af porelufthullet, så der ikke er risiko for at forurenet luft kan trænge ind i den undersøgte bolig igennem tidligere prøvetagningspunkter. Velegnede materialer til aflukning af porelufthuller har følgende egenskaber:

- Materialet skrumper eller sprækker ikke ved hærdning.
- Materialet er langtidsholdbart.
- Materialet indeholder ikke forureningsstoffer.

Ved valg af materiale til aflukning af porelufthuller bør der være fokus på at materialet ikke skrumper eller sprækker ved hærdning og at det er langtidsholdbart, så det sikres, at der ikke er eller opstår utætheder mellem poreluft og indeluft. Desuden er det væsentligt, at materialet ikke indeholder forureningsstoffer f.eks. oliestoffer eller chlorerede opløsningsmidler, jf. /85/, som kan forstyrre efterfølgende prøvetagning. Dette er særligt relevant på ejendomme, hvor der skal udtages efterfølgende indeluftprøver eller hvor poreluftpunktet opbores og genprøvetages.

Mineralsk baserede produkter er i udgangspunktet følsomme overfor vedhæftningsevne og volumensvind ved ophærdning, og elastiske fuger er problematiske ift. et eventuelt indhold af flygtige komponenter, som kan forstyrre efterfølgende poreluftundersøgelser. Endelig benyttes produkter med en forventet lang levetid.

Uanset valg af produkt er det, af hensyn til vedhæftningsevne, formbestandighed og levealder, vigtigt at de billigste produkter fra byggemarkederne ikke benyttes ukritisk. Det anbefales, at der benyttes elastiske fugemasser af god kvalitet, f.eks. Sikaflex® AT Connection. Og ved anvendelse af mineralsk baserede produkter er det at foretrække, at der benyttes forblandede/våde produkter, ikke produkter der skal opblandes på lokaliteten, da sidstnævnte mister vedhæftningsevne og formbestandighed ved forkerte blandingsforhold.

Ved betonoverflader kan der benyttes beton på tube i de øverste centimeter af hullet, for at skabe en overflade der ligner den oprindelige.

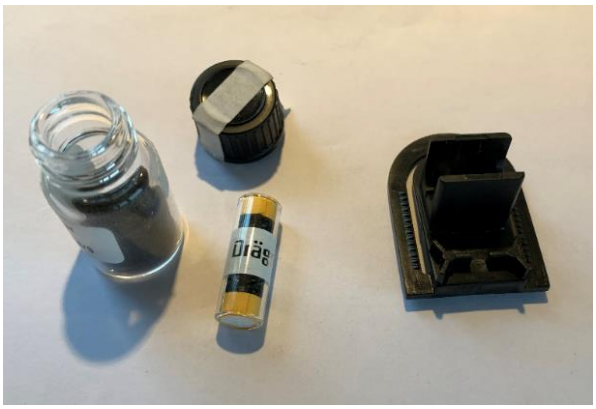
Efter endt prøvetagning skal alt prøvetagningsudstyr og eget affald fjernes fra ejendommen og der skal rengøres til samme niveau som ved ankomst.

6.3 Passive luftprøver (ORSA-rør)

6.3.1 Beskrivelse af prøvetagning

Passive luftprøver udtages ved opsætning af et passivt adsorptionsmedie (afsnit 4.1.1) f.eks. et ORSA-rør. ORSA-røret opbevares i et lufttæt glas ved transport fra og til laboratoriet. Glasset må ikke brydes før ankomst til prøvetagningsstedet. Her tages ORSA-røret ud af opbevaringsglasset, placeres i den dertilhørende ophængningsklips og hænges (evt. lægges) på stedet for prøvetagning (Figur 6.7 og Figur 6.8).

Passive luftprøver benyttes til at påvise forureningsindhold i indeluft. Herudover anbefales det, at forureningsindholdet registreres ved brug af passiv prøvetagning i samlebrønde, flowkammer på faldstammer, skunkrum, installationsskakte/ingeniørgange, trappeopgange og krybekældre.



Figur 6.7 ORSA-rør, lufttæt transportglas og ophængningsklips.

Der skal være fri adgang til begge ender af røret, og det skal placeres, hvor det i størst mulig grad er repræsentativt for hele rummet, hvis der er tale om indeluftprøver og spredningsvejen, hvis der er tale om en sådan. Røret bør ikke placeres hvor det vil blive påvirket af et unormalt højt eller lavt luftskifte f.eks. lige foran vinduer, udluftning eller lige over varmekilder. Det skal heller ikke placeres, hvor der kan opstå meget høje temperaturer f.eks. over brændeovne eller glødepærer. Det er vigtigt at placere røret væk fra interne kilder som f.eks. duftfriskere eller rensetøj (afsnit 6.5). Ved måling i indeluften skal ORSA-røret placeres 1,5 til 2 meter over gulv /10/.

Figur 6.8 Passiv opsamling på ORSA-rør i A) indeluft, B) Udereference og C) Pumpebrønd.

Ved endt prøvetagning tages ORSA-røret ud af ophængningsklipsen, puttes tilbage i opbevaringsglasset, som lukkes tæt til og navngives. Bemærk, at der ikke må skrives eller sættes labels direkte på ORSA-røret og at mærkningen ikke må udføres med spritpen. Efter at ORSA-røret er lagt i opbevaringsglasset kan man vælge at dette lægges i en Rilsanpose, så label kan fæstnes på posen.

Der kan udføres differenstryklogning over gulvkonstruktionen i forbindelse med indeluftmålingerne /34/. Differenstryklogningen bør i så fald dække måleperioden samt mindst 14 dage før eller efter denne /10/. Det kan ofte være en fordel at logge atmosfæretryk samtidig med differenstrykket.

Det skal tilstræbes, at indeluftmålinger udføres i fyringssæsonen (oktober til april), da koncentrationerne i indeluften forventes at være højest i denne periode grundet den større temperaturforskel på ude og indeluft (større termisk opdrift) samt mindre udluftning.

Tabel 6.7 Anbefalinger og OBS-punkter ved passiv prøvetagning med ORSA-rør.

Transport	· Opbevares i lufttæt transportglas til prøvetagningsstedet. · Opbevares i lufttæt transportglas fra prøvetagningsstedet til laboratoriet. · Transportglas inkl. ORSA-rør kan evt. lægges i en lufttæt Rilsanpose.
Placering	· 1,5 til 2 meter over gulv. · Fri adgang til begge ender af røret. · Størst mulig repræsentativt for hele rummet. · Ikke ved unormalt højt eller lavt luftskifte. · Ikke hvor der kan opstå meget høje temperaturer. · Væk fra interne kilder.
Mærkning	· Ikke direkte på ORSA-rør, men på glas. · Ikke med spritpen.
Andre OBS-punkter	· Målinger skal udføres i fyringssæsonen.

6.3.2 Udstyr

Der er, udover ophængningsklips som udleveres af laboratoriet, ikke tilknyttet særligt udstyr til prøvetagning af indeluft. Det kan være en fordel at medbringe diverse former for snor, fiskesnøre, tegnestifter, saks, osv. til ophængning af adsorptionsrør/ORSA-rør. Tape bør undgås da limen kan indeholde flygtige stoffer, der medfører falsk forurening af prøven.

6.4 Repræsentative målebetingelser

Ved udtagning af luftprøver, er det vigtigt, at det system prøverne udtages fra (poreluften, indeluften eller luften i en spredningsvej), forstyrres mindst muligt, så prøven i størst mulig grad repræsenterer normale, uforstyrrede forhold i prøvepunktet.

Det er specielt vigtigt at undgå en fortynding af luften fra prøvetagningspunktet med falsk ren luft (atmosfærisk luft), da dette vil medføre, at analyseresultatet er en falsk negativ, som ikke udtrykker den faktiske koncentration i målepunktet. Resultatet vil medføre forkerte vurderinger af forureningssituationen, og i værste fald kan en forurenet ejendom eller en spredningsvej blive frikendt selvom den er forurenet.

I praksis vil der i de fleste tilfælde være tale om et kompromis imellem de praktiske muligheder og ønskerne til den perfekte prøve. Det vigtigste er, at der er taget aktivt stilling til prøvetagningen. Der skal således være et tæt samarbejde imellem feltmedarbejderen, der har indblik i de praktiske muligheder, og projektmedarbejderen som har overblikket over den konceptuelle forståelse af forureningssituationen.

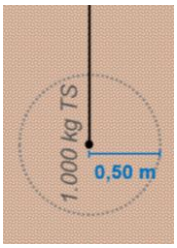
6.4.1 Repræsentative målebetingelser for poreluftprøver

Selvom en poreluftprøve i praksis anses for en punktprøve, vil den i realiteten repræsentere et prøvevolumen på f.eks. 100 liter luft. Luftmængden kan i teorien oversættes til en kugleformet prøvetagningszone med en given radius, f.eks. ca. 0,5 m for en 100 liters prøve.

Poreluftprøven vil desuden repræsentere en jordmængde (de jordpartikler der støder op til den poreluft der prøvetages). Bemærk, at både størrelsen på prøvetagningszonen og jordmængden vil variere alt efter om der er tale om f.eks. ler eller sand (jf. afsnit 4.1.2). Ved poreluftprøvning i kalk kan der ikke forventes en kugleformet prøvetagningszone, idet poreluften kan komme fra sprækkezoner. Ved udtagning af poreluftprøver i kalk skal der derfor være fokus på repræsentativiteten af prøverne (jf. afsnit 3.9.1), og det anbefales at udtage poreluftprøver i et tættere net, så ikke-repræsentative resultater kan erkendes.

De værdier der bruges i praksis og som præsenteres i Tabel 6.8 er gennemsnitsværdier.

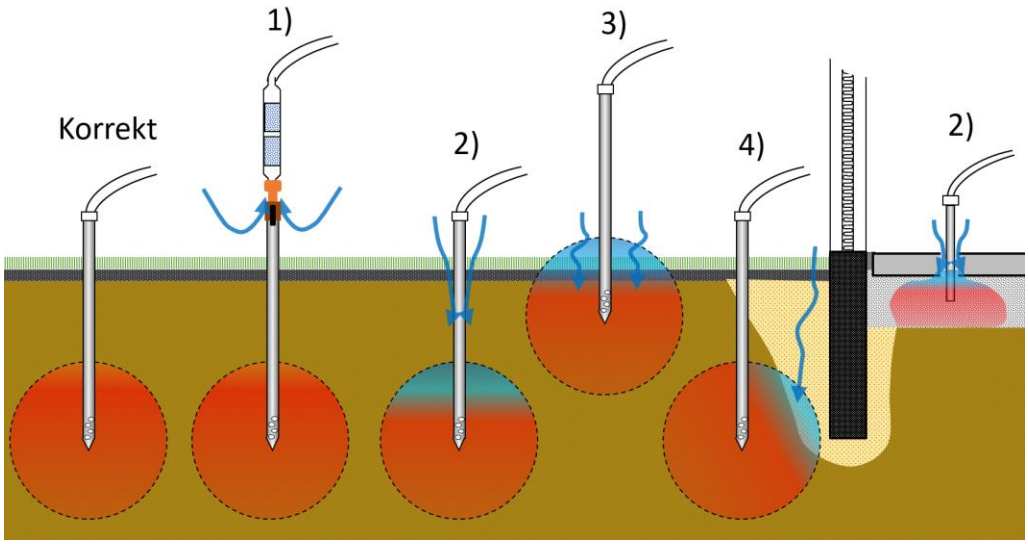
Tabel 6.8 Omtrentlig, gennemsnitlig radius for prøvetagningszonen i homogen jord samt gennemsnitlig jordmængde repræsenteret ved poreluftprøver med forskellige volumener. Prøvetagningszonen antages at være kugleformet.



Prøvevolumen (poreluft)	Gennemsnitlig radius af prøvetagningszonen	Gennemsnitlig jordmængde
100 L	0,5 m	1.000 kg TS
50 L	0,4 m	550 kg TS
25 L	0,3 m	280 kg TS
10 L	0,2 m	110 kg TS
5 L	0,15 m	55 kg TS

Poreluftprøver kan blive påvirket af atmosfærisk luft hvis (se Figur 6.9):

1) Prøveopstillingen ikke er tæt, hvorved der trækkes luft ind i systemet ved utætte samlinger (afsnit 6.2.6).
2) Poreluftspyd, studs eller fast prøvetagningspunkt ikke er etableret tæt, hvorved der kan trækkes luft ned langs f.eks. poreluftspyd (afsnit 6.2.6).
3) Poreluftspyddet er trukket så langt op, at den kugle som prøven trækker luft fra, går over terræn.
4) Poreluftspyddet er placeret så det rammer et geologisk vindue, der forbinder terræn med prøvetagningsvolumenet.



Figur 6.9 Eksempler på poreluftprøver der bliver påvirket af falsk luft (atmosfærisk luft). 1) Falsk luft gennem utætheder i prøveopstillingen. 2) Falsk luft langs poreluftspyd/studs. 3) Falsk luft fordi spyd er trukket for højt op. 4) Falsk luft via geologisk vindue (her er der tale om influenszonen ved fundament) der forbinder terræn med prøvetagningsvolumenet.

Poreluftmålinger udtaget indendørs kan desuden blive påvirket af forhold, så som forurenet bygningsmateriale, isoleringsmateriale eller indeluften (forurenet eller ren luft), jf. afsnit 6.5.1 og 6.5.2. En poreluftprøve som udtages med det formål at karakterisere en forurenings potentielle bidrag til indeluft, bør altid, dybdemæssigt, udtages imellem kilden og undersiden af nuværende eller fremtidig gulvkonstruktion (jf. afsnit 3.9.4).

I praksis skal man altid, og både ved udendørs og indendørs prøvetagning, tænke over den dybdemæssige placering af spyddet i kombination med prøvestørrelsen/-volumenet, jf. afsnit 4.3.1. Prøvetagningsdybden og -volumenet skal overvejes i forhold til hvilket område prøven skal repræsentere og hvilke detektionsgrænser der ønskes men vil samtidig i et hvert tilfælde være underlagt diverse praktiske hensyn, f.eks. muligheden for at trække poreluft grundet impermeable lag eller højtstående vandspejl eller uønsket påvirkning af prøven med forurening fra f.eks. betongulv eller isolering.

Ovenstående er ikke nogen let øvelse, men kræver et tæt samarbejde imellem feltmedarbejderen, der har indblik i prøvetagningssituationen og de praktiske muligheder, og projektmedarbejderen, der har overblik over undersøgelsesformålet og den konceptuelle forståelse af forureningssituationen. I de fleste tilfælde vil prøvetagningen komme til at afspejle et vægtet hensyn af flere modsatrettede ønsker. Det væsentlige er, at der er truffet nogle velovervejede valg, baseret på de praktiske omstændigheder/muligheder.

6.4.2 Repræsentative målebetingelser for luftprøver fra spredningsveje

Ved udtagning af luftprøver i spredningsveje er der tale om meget forskellige systemer. Her er det meget væsentligt at overveje, hvor meget luft der er til stede i systemet, så dette ikke tømmes, hvorefter der trækkes atmosfærisk luft ind i systemet (afsnit 3.3 og 3.9.3). Desuden skal systemet forstyrres mindst muligt ved etablering af

kontakt til prøvetagningspunktet (jf. afsnit 3.9.1). Der bør være særlig opmærksomhed på disse forhold, når der skal tages flere luftprøver i samme system. I dette tilfælde er der stor risiko for, at der ved én prøvetagning fjernes eller flyttes luft i systemet, hvorved resultatet for nærliggende punkter påvirkes.

Det kan være vanskeligt at udtage en aktiv kulrørsprøve under et dæksel, uden at dækslet løftes for at placere prøvetagningsslangen i brønden. Hvis dækslet løftes, vil der meget hurtigt opstå ligevægt mellem atmosfæreluften og luften i kloaksystemet (jf. afsnit 3.9.1). I dette tilfælde kan løsningen være at overveje passive langtidsmålinger af koncentrationen, hvorved forstyrrelsen får mulighed for at "dampe af" over prøvetagningsperioden (jf. afsnit 4.2). Alternativt kan det overvejes at udføre en forsinket, timerstyret aktiv opsamling fra en poreluftpumpe, som hænges på en krog nede i brønden, fremfor at have pumpen ovenfor dækslet og suge luften op via en slange, der er ført under et dæksel på klem.

Ved prøvetagning bag en vandlås under en vask er der vigtigt, at adgangen til rørsystemet sker før vandlåsen og at denne ikke tømmes for vand. Der skal til en hver tid være lufttæt mellem indeluften og luften i faldstammen bag vandlåsen. Det er således at foretrække, at skabe adgang til faldstammen igennem en S- eller P-vandlås, eller alternativt benytte sig af langtidsprøvetagning, jf. /64/.

Ved planlægning af prøvetagning i hver enkelt spredningsvej og på hver enkelt lokalitet bør der således være fokus på at forstyrre systemet mindst muligt. I nedenstående Tabel 6.9 fremgår anbefalinger og OBS-punkter ved udtagning af luftprøver i ofte undersøgte spredningsveje.

Tabel 6.9 Anbefalinger og OBS-punkter ved udtagning af luftprøver i de mest gængse spredningsveje.

Spredningsvej	**OBS-punkter**
Vandlås i toilet	Det skal kontrolleres, om prøvetagningsslangen er ført hele vejen igennem vandlåsen ved at puste i slangen.
Vandlås under vask	Systemet skal forstyrres mindst muligt ved placering af prøvetagningsslangen og vandlåsen må ikke tømmes.
Samlebrønd (aktiv prøve)	Systemet forstyrres mindst muligt og dækslet bør ikke åbnes. Hvis det ikke er muligt at få adgang til samlebrønden uden at åbne dækslet, skal dette gøres minimalt og prøven opsamles nær bunden af brønden. Det skal overvejes at supplere med passiv prøvetagning.
Samlebrønd (passiv prøve)	Den passive sampler skal placeres så den ikke bliver eksponeret for hverken regnvand, kloakvand eller kondensvand, der løber langs med den snor, ståltråd eller lignende, som sampleren er ophængt med. Prøven bør opsamles nær bunden af brønden.
Hulmur	Efter gennembrydning af hulmuren, skal hullet lukkes med studs eller lign., så det naturlige system forstyrres mindst muligt.
Skorsten	Ved prøvetagning gennem renselem, skal lemmen helst ikke åbnes før prøvetagning eller kun åbnes meget kortvarigt, så der ikke sker for stor udveksling mellem indeluft og luften i skorstenen.

Hvis det ikke er muligt at udtage luftprøver, der er ideelt repræsentative for det område der undersøges, skal det afklares med den undersøgelsesansvarlige, om prøverne alligevel kan give værdi til undersøgelsen eller om de skal udgå. Det er også vigtigt at registrere hvordan prøveopstillingen er udført, og om der er sket forstyrrelser af systemet. Dette kan med fordel dokumenteres med et foto.

6.4.3 Repræsentative målebetingelser for passive luftprøver (ORSA-rør)

Placeringen af passive indeluftprøver er afgørende for et repræsentativt resultat. Prøverne skal udtages, hvor luften er repræsentativ for rummet og i områder hvor mennesker kan være påvirket. Altså ikke inde i et hjørne, bag en sofa eller i andre "døde" hjørner. Prøverne bør ikke udtages, hvor de vil blive påvirket af et unormalt højt eller lavt luftskifte, da dette kan påvirke transporten af forureningsstoffer ind i adsorptionsrøret (ORSA-røret). De bør heller ikke placeres tæt på varmekilder, da den øgede temperatur, kan have betydning for adsorptionen. Ligeledes bør prøverne ikke placeres lige ved siden af evt. interne kilder (jf. afsnit 6.5.3).

6.5 Kontaminering og mulige fejlkilder

Ved udtagning af luftprøver er det meget vigtigt, at prøverne ikke udsættes for afsmitning fra prøvetagningsudstyr eller kontamineres under håndtering, opbevaring og transport. Desuden kan prøverne blive kontamineret med forureningskomponenter der ikke stammer fra jordforurening, men fra interne kilder, forurenet bygningsmateriale eller andet. Dette kan resultere i, at der påvises indhold i ellers rene prøver. Problemstillingen er særligt kritisk for forureningsstoffer med et lavt afdampningskriterium. Forureningsstoffer kan desuden adsorbere til nogle overflader, hvorved forureningsindholdet i prøverne vil blive for lavt.

Nedenfor listes en række forhold, som prøvetager og planlægger skal være opmærksom på ved prøvetagning. Hvis et eller flere af forholdene listet herunder gør sig gældende, skal prøvetageren notere dette, og afklare fortsat prøvetagning med den undersøgelsesansvarlige.

- Forurenet indeluft - interne kilder (jf. afsnit 6.5.1 og 6.5.3).
- Aktiv renseridrift (jf. afsnit 3.10.2).
- Tegn på forurenede bygningsdele, f.eks. misfarvet beton (jf. afsnit 6.5.2).
- Isoleringsmateriale af polystyren/flamingo (jf. afsnit 6.5.2).
- Udtørrede vandlåse.

I de efterfølgende afsnit beskrives udvalgte punkter.

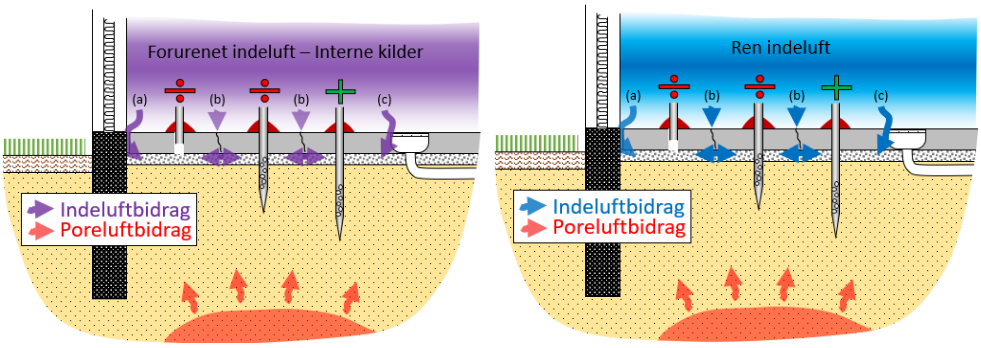
6.5.1 Poreluftprøver under utætte gulve

Transport af forurenet indeluft til poreluften kan udgøre en problemstilling under gulv i bygninger med interne kilder, f.eks. igangværende værksteder, renseriaktiviteter, malerværksteder, kemikalierum m.v. Risikoen for transport af ren indeluft ned igennem gulvkonstruktionen er potentielt en risiko i alle bygninger.

Risikoen er således, at poreluftprøven, i nærheden af konvektive spredningsveje (eks. revner og sprækker), ikke kommer til at afspejle indholdet af forureningskomponenter fra den underliggende jord- eller grundvandsforurening, men at der sker en påvirkning af prøven med indeluft – enten ren eller forurenet.

Hvorvidt indeluften er ren eller forurenet, kan eventuelt undersøges ved brug af feltudstyr som f.eks. en PID-måler eller ppb-RAE.

Hvis modtrykket i jorden under gulvet er højt (f.eks. ved ler eller vandmættede jordlag) er det særligt kritisk ift. risikoen for påvirkning af poreluftprøven med forurenet eller ren indeluft. Dette kræver dog, at der er en nærliggende spredningsvej mellem indeluften og poreluften, f.eks. en revne i gulvet. I dette tilfælde vil prøveluften lettest (med mindst modtryk) kunne trækkes fra indeluften, ned igennem revnen og hen til prøvepunktet. Det er relevant at være opmærksom på problemstillingen i nærheden af gulvafløb, støbeskel, omkring rørgennemføringer eller ved synlige revner i selve gulvet, jf. Figur 6.10.



Figur 6.10 Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra hhv. forurenet indeluft (venstre side) og ren indeluft (højre side). Figurerne fremgår også af afsnit 3.11.3.

Der kan ikke angives nogle generelt sikre afstande eller dybder, men det bedste bud på det nuværende vidensgrundlag, er at prøven bør udtages minimum 10-30 cm under bund af det kapillarbrydende lag. Derudover skal afstanden til synlige eller formodede konvektive spredningsveje være så stor som mulig. Endelig skal det overvejes om der opnås en mere repræsentativ poreluftprøve ved at benytte et reduceret poreluftvolumen jf. afsnit 4.3.1. Dette skal altid besluttes i samråd med den undersøgelsesansvarlige.

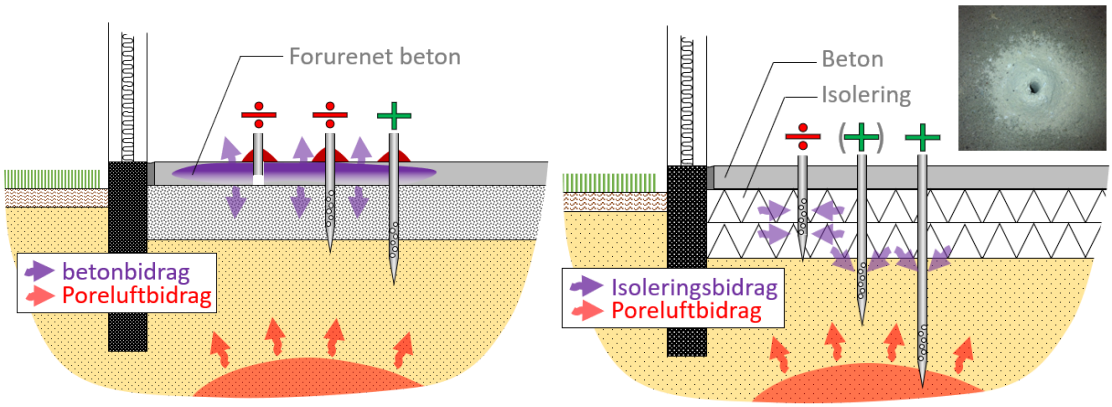
6.5.2 Poreluftprøver påvirkes af forurenet gulv og isolering

I forhold til eksisterende boliger vil det mest korrekte (i de fleste tilfælde), være at udtage poreluftprøven i det kapillarbydende lag lige under betondækket. Det kan dog ske, at en prøve udtaget lige under betondæk i det kapillarbrydende lag, bliver påvirket uhensigtsmæssigt med forureningsstoffer fra f.eks. forurenede bygningsdele (jf. afsnit 3.11.6) eller isoleringslag (jf. afsnit 3.11.5).

Et forurenet betongulv kan give anledning til falsk høje poreluftkoncentrationer, hvis ikke poreluftprøverne udtages med spyd under underkanten af den forurenede beton. Erfaringsmæssigt vurderes det, at et spyd med indtag minimum 10-30 cm under underkant beton vil være tilstrækkeligt til at undgå betydende falske poreluftkoncentrationer fra den forurenede beton, se Figur 6.11.

Isoleringsmateriale af polystyren (flamingo), anvendes ofte under gulv i nybyggeri eller ved renovering af ældre boliger. Polystyren er forbundet med afdampning af specielt benzen, men også af ethylbenzen, xylener og diverse andre kulbrinter, dvs. en generel belastning med oliestoffer. Hvis der er mistanke om polystyren f.eks. hvis der observeres polystyren-smulder ved gennemboring af betongulvet, (jf. billede i Figur

6.11, højre side), kan prøven, hvis muligt, udtages minimum 30 cm under isoleringslaget. I dette tilfælde skal den undersøgelsesansvarlige altid kontaktes.



Figur 6.11 Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra hhv. forurenet betondæk (venstre side) og isolering af polystyren (højre side). Figurerne fremgår også af afsnit 3.11.6 og afsnit 3.11.5.

6.5.3 Kontaminering af passive prøver (ORSA-rør) – Interne kilder

Mulige interne kilder fremgår af Tabel 6.10. Listen indeholder interne kilder, som er dokumenteret, men også ting der udelukkende er mistanke om kan give anledning til kontaminering/mulige fejlkilder ved prøvetagningen. Listen afspejler den nuværende viden, og det må forventes, at den vil blive udvidet over tid, hvorfor den ikke skal anses for fuldt dækkende.

Tabel 6.10 Interne kilder der kan give anledning til forhøjede analyseresultater for hhv. oliestoffer, chlorerede opløsningsmidler og andre stoffer.

Olieprodukter	Chlorerede opløsningsmidler	Andre stoffer
· Rygning	· Rensetøj (chlorerede opl.)	· Neglelak og neglelakfjerner
· Rensetøj (kulbrinterenseri)	· Opløsningsmidler	· Nye tæpper
· Brændeovn	· Lak og lakbehandlede møbler	· Nye møbler
· Optændingsvæske	· Nye tæpper	
· Oliefyr/olietank	· Nye møbler	
· Benzin	· Nygarvede skind	
· Oliebehandlede møbler		
· Maling		
· Nye tæpper		
· Nye møbler		
· Nåletræ (både møbler og ude)		
· Duftfriskere, duftlys, røgelsespinde mv.		

Hvis beboerne, i tiden op til, eller indenfor måleperioden for den passive måling, har fået renset tøj på et renseri der anvender PCE er der risiko for falske positive prøver /1/. Det anslås, at tøj renset på renserier der anvender PCE, kan forventes at medføre overskridelser af afdampningskriteriet i op til 3 uger og målbare interne bidrag (under afdampningskriteriet) i op til 6-8 uger, /42/ og /43/. I forbindelse med indeluftundersøgelser, anbefales det, at der holdes fokus på om beboerne har fået renset tøj og lignende i en forudgående periode på op til 3-4 måneder /43/. Det anbefales derfor, at der i forbindelse med indeluftmålinger spørges ind til nyanskaffelser, rensetøj osv. indenfor de sidste 3 måneder.

I rygerhjem vil der være et betydeligt internt bidrag af benzen. Indholdet af benzen i indeluften, i hjem hvor der ryges indendørs, kan således forventes at være ca. 4 gange så højt som i ikke-rygerhjem og være langt over afdampningskriteriet for benzen /24/. I et andet studium er det konkluderet, at rygning kan give anledning til benzenkoncentrationer i indeluften på op mod 7 µg/m^3, og at rygning af én cigaret kan medføre bidrag over ADK i ca. 13 timer /40/.

Udover de forhold, der er listet i Tabel 6.10 kan passiv måling med ORSA rør i fugtige miljøer, f.eks. kloakker, introducere en usikkerhed på analyseresultatet.

6.5.4 Afsmitning fra og adsorption til prøvetagningsmateriale

Der skal til stadighed være et stort fokus på adsorption til og afsmitning fra materialer brugt i forbindelse med prøvetagning.

Tabel 6.11 giver eksempler på materialer, der kan være årsag til adsorption og afsmitning. Listen skal ikke anses for fuldt dækkende, og der vil til stadighed blive udviklet på prøvetagningsudstyret og blive introduceret nye materialer. Det er derfor vigtigt, at afsmitning fra udstyret til en hver tid er et OBS-punkt.

Ved usikkerhed omkring et materiales egnethed til prøvetagning, bør dette altid undersøges ved kontakt til producenten, forsøgsopstillinger eller andet.

Tabel 6.11 Adsorption og afsmitning fra materialer brugt til luftprøvetagning.

Materiale	**Stof-gruppe**	**Bemærkning**
Poreluft-spyd/sonder og lign.	Olie-stoffer	Vigtigt at der ikke benyttes f.eks. skæreolie ved produktion af metalemner til luftprøvetagning. Poreluftspyd/sonder må ikke genbruges, da de ved nedramning kan være kontamineret med forurenet jord.
Poreluftslange	Olie-stoffer	Typen af poreluftslange skal overvejes grundigt, da nogle kan optage eller indeholde spor af stoffer som kan afsmitte til prøverne (afsnit 6.2.4). Poreluftslange placeret mellem punktet for prøvetagning og adsorptionsrøret må ikke genbruges, da der er risiko for at forureningsstoffer fra den første prøvetagning adsorberer til overfladen på slangen og efterfølgende overføres til de næste luftprøver.
Tætningsmateriale/fugemasse	Olie-stoffer	Det samme prøvetagningspunkt bør benyttes med forsigtighed, da tætningsmasse brugt til at reetablere kan resultere i afsmitning til den efterfølgende prøve.

6.5.5 Kontaminering under transport og håndtering

Alt prøvetagningsudstyr inkl. slanger og fittings skal opbevares i uforurenede beholdere og må ikke transporteres eller håndteres i nærheden af f.eks. udstødning og benzindunke. Det samme gælder selvfølgelig de færdige prøver. Man kan med fordel opdele både feltrum og feltbiler i rene og urene zoner, så prøvetagningsudstyr, prøvetagningsmaterialer og færdige prøver altid er adskilt fra og ligger steder hvor der ikke tidligere har stået generatorer, benzindunke osv.

Prøvetager skal desuden være opmærksom på eventuel forurening fra hænder efter f.eks. påfyldning af brændstof til bil eller generator, anvendelse af håndcreme eller andet (jf. afsnit 3.11.4). Brug af nitrilhandsker kan anbefales.

Som eksempel på hvor lidt kontaminering der skal til for at ændre resultater og deraf følgende vurderinger væsentligt, kan fremdrages benzen. Hvis prøvetageren har fået lidt benzin på fingrene (f.eks. 0,01 ml) og bare 1% af denne mængde havner i en luftprøve, så bliver den kontamineret med et falsk indhold, der registreres som 3,75 µg/m^3, hvilket svarer til ca. 30 gange afdampningskriteriet.

6.5.6 Udeluftreference - referencemåling af udeluften

Referencemålinger af udeluften skal som udgangspunkt altid udtages i forbindelse med poreluft- og indeluftmålinger og bør overvejes når der udtages luftprøver i spredningsveje. Udeluftreferencen skal bruges til at vurdere, hvorvidt luftprøverne er påvirket af en jordforurening eller om påvist indhold blot er et udtryk for et generelt højt baggrundniveau i udeluften i området (jf. afsnit 3.10). Dette er særligt relevant for benzen, som generelt påvises i udeluften i koncentrationer der er højere end afdampningskriteriet /25/. Men også for andre forureningsstoffer kan der være et baggrundsniveau, f.eks. kan der være indhold af chlorerede opløsningsmidler i udeluften omkring et aktivt renseri.

Referencemålinger af udeluften skal udtages så de er sammenlignelige med luftprøverne, dvs. over samme tidsperiode. For aktive luftprøver (poreluft og luftprøver i spredningsveje) skal flow og luftvolumen for udeluftreference og almindelige prøver være ens. Ved aktiv prøvetagning skal prøven udtages omkring 1 meter over terræn. For indeluftprøver er det vigtigt at bemærke, at der for chlorerede opløsningsmidler som udgangspunkt skal udtages én udeluftreference, hvorimod der for oliestoffer skal udtages to stk. udeluftreferencer - én på hver side af den undersøgte bygning /25/.

Tabel 6.12 Anbefalinger til udtagning af udeluftreferencer.

Prøve	**Anbefalinger til udeluftreference**
Poreluftprøver (aktiv prøve)	Én udereference per dag, 1 meter over terræn
Luftprøver i spredningsveje (aktiv prøve)	Eventuel udeluftreference
Indeluftprøver – chlorerede opløsningsmidler	Én udeluftreference per målerunde
Indeluftprøver – oliestoffer	to udeluftreferencer per målerunde (én på hver side af bolig)
Luftprøver i spredningsveje (passiv prøvetagning)	Eventuel udeluftreference

Udeluftreferencer må ikke udtages i nærheden af lokale kilder til forureningsstoffer som f.eks. udstødning, garager med oplag af plæneklipper, motorsav, buskrydder, generator, reservedunk mv. eller skorsten fra olie- eller fastbrændselsfyr/brændeovne, herunder på læsiden bag en bygning med skorstensafkast.

6.5.7 Feltblindprøve

Feltblindprøver skal som udgangspunkt altid fremsendes sammen med eksponerede prøvemedier. Feltblindprøver kan belyse, om luftprøverne er udsat for kontamination under produktion, håndtering, opbevaring og transport. Ved en feltblindprøve

forstås emballage, der håndteres som om det skulle bruges til udtagning af en prøve, men uden at det påvirkes med den luft der skal undersøges. Emballagen lukkes og pakkes sammen med de resterende prøver umiddelbart efter at den er brudt. Eksempelvis knækkes begge ender af et adsorptionsrør, hvorefter der sættes beskyttelseshætter på.

Blindprøver og de resterende prøver skal herefter opbevares og håndteres på samme måde. Hvis der påvises forureningsstoffer i feltblindprøven, er der risiko for at de resterende prøver er blevet kontamineret under håndtering, opbevaring eller transport, eller at der er sket en laboratoriefejl.

Brug af feltblindprøver øger således sandsynligheden for at en række potentielle kilder til falsk positive resultater bliver opdaget. Falsk positive kan få store konsekvenser for den konceptuelle forståelse af forureningssituationen og kan være svære at afvise uden brug af feltblindprøver.

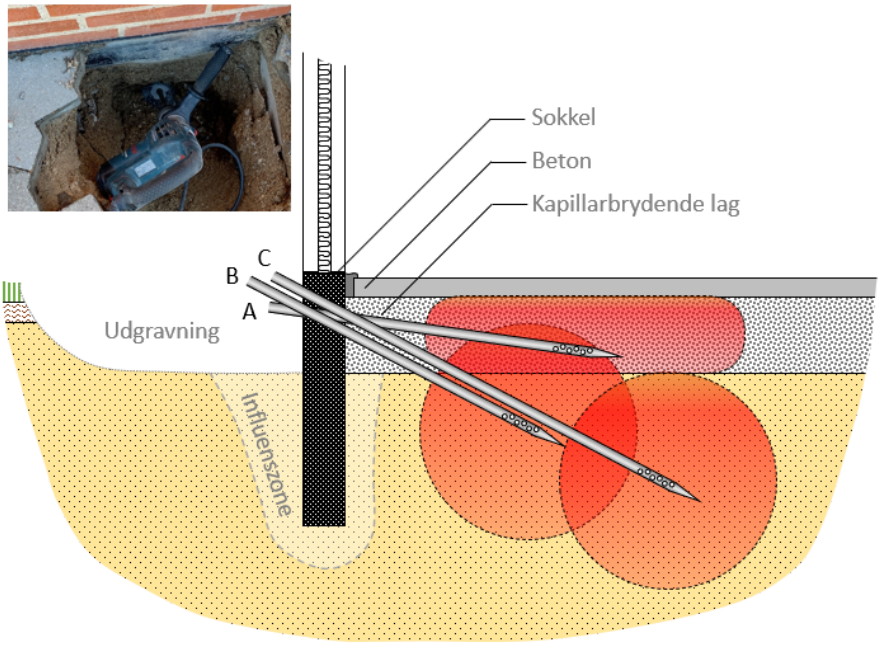
6.6 Luftprøver under vanskelige forhold

6.6.1 Poreluftprøvetagning uden gennemboring af gulv (prøver via sokkel)

Ved dyre eller svært-erstattelige gulvmaterialer, eller når der er indlagt membraner i gulvkonstruktionen, kan det være, at man ikke ønsker at udtage poreluftprøver igennem gulvet. Prøverne kan i sådanne tilfælde udtages ind under bygningen igennem fundament/sokkel.

Ved sokkelmålinger skal der være fokus på placeringen af prøvetagningspunktet (spidsen af poreluftspyddet) og nedenstående forhold skal overvejes, jf. Figur 6.12:

- Den dybdemæssige placering af luftindtaget på poreluftspyddet skal være som ønsket, f.eks. i kapillarbrydende lag eller under gulvisolering under hensyntagen til eventuelle fejlkilder, jf. afsnit 6.5.2.
- Den horisontale placering bør være ”så langt inde under bygningen som muligt” for at undgå den såkaldte influenszone /1/. En afstand på 0,75-1 meter må betragtes som et minimum, bl.a. under hensyntagen til den forventede prøvetagningsradius, som er forbundet med det anvendte luftvolumen (en radius på 0,5 meter ved en 100 liters prøve), jf. afsnit 6.4.1.

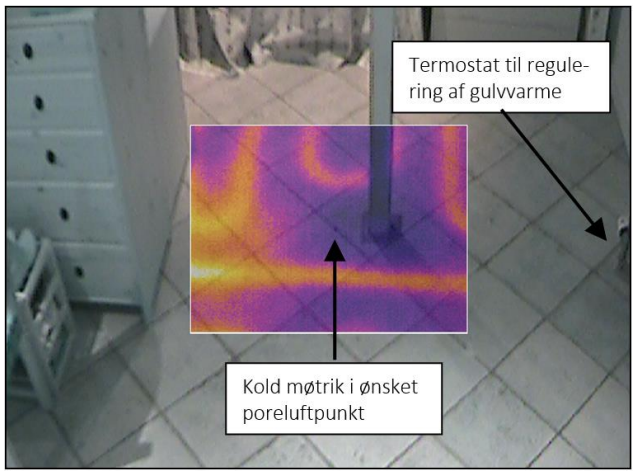


Figur 6.12 Poreluftprøvetagning med spyd igennem sokkel, med fokus på placering af prøvetagningspunkt i hhv. A) kapillarbrydende lag, B) under gulvkonstruktion med 1 meter spyd, og C) med længere spyd. Poreluftvolumen og influenszone omkring sokkel er markeret.

6.6.2 Poreluftprøvetagning i gulv med indlagte varmeslanger

I gulve med indlagte varmeslanger kan det være en mulighed at benytte termografikamera til at lokalisere placeringen af varmeslangerne. Det er forholdsvist let at opnå gode resultater for flisebelagte betongulve, men det kan være sværere at lokalisere slangerne, hvis der er udlagt flydende trægulv på beton. Proceduren kan f.eks. være som følger, se også /58/ og /9/:

- Der slukkes for gulvvarmen, aftenen inden poreluftmålingerne skal udføres.
- På dagen markeres de ønskede punkter. Der skrues fuldt op for gulvvarmen.
- Efter et stykke tid ses varmeslangernes beliggenhed med termografikameraet.
- Der sigtes lodret ned på det planlagte poreluftpunkt, og punktet flyttes evt.



Figur 6.13 Oversigts- og termografibillede for entré med indstøbte varmeslanger. Placeringen af poreluftpunktet er markeret med en møtrik (som fremstår kold på termografibilledet) /58/.

6.6.3 Poreluftprøvetagning af formationer med højt modtryk (udendørs)

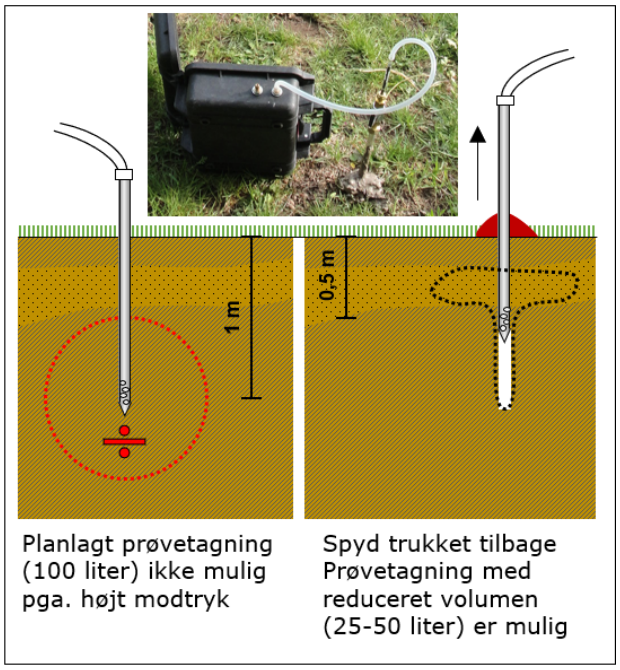
I geologiske formationer med højt modtryk, f.eks. i lerede eller siltede aflejringer, kan det være svært at trække luft ifm. udtagning af udendørs poreluftprøver. Der foreligger i sådanne tilfælde nogle principielle muligheder, som uddybes i det følgende.

Poreluftspyd trækkes tættere på terræn

Hvis det ved udendørs poreluftprøver ikke er muligt at udtage luftprøver i den ønskede dybde, kan poreluftspyddet trækkes lidt tilbage mod terræn, indtil det er muligt at udtage luftprøven. Man skal være opmærksom på ikke at trække spyddet så langt op, at der trækkes atmosfærisk luft ind i prøven (se afsnit 6.4.1), og prøven skal, efter aftale med den undersøgelsesansvarlige, udtages med et reduceret luftvolumen for at undgå indtrængning af falsk luft fra terræn, jf. Figur 6.14. For udendørs poreluftmålinger må spidsen af spyddet **aldrig** trækkes tættere på terræn end 0,5 meter og dette skal kombineres med et reduceret prøvevolumen f.eks. 25 eller 50 liter.

Ved tilbagetrækning af spyddet er der også større risiko for at skabe lækage til overfladen langs spyddet, hvorfor der bør udvises ekstra omhu ift. at skabe en tætsluttende afslutning omkring spyddet mod terræn. I praksis kan dette gøres ved at stampe jorden ned omkring spyddet og evt. udlægge en klat opslæmmet bentonit, jf. indsat foto i Figur 6.14. Specielt ved poreluftprøvetagning i formationer med højt modtryk kan registrering af indikatorparametre (f.eks. PID, O_2 og CO_2) igennem prøvetagningen benyttes til at verificere målingens validitet, jf. afsnit 6.2.6.

Det pointeres, at denne form for prøvetagning er en nødløsning, da risikoen for falsk negative resultater er væsentligt større end ved prøvetagning i 1 meters dybde. Tilbagetrækning af poreluftspyddet skal altid aftales med den undersøgelsesansvarlige, ligesom dybde af prøvetagning og prøvevolumen skal fremgå af feltskemaet.



Figur 6.14 Den planlagte prøvetagning 1 m u.t. med opsamling af 100 liter poreluft er ikke mulig pga. lavpermeable aflejringer (til venstre). Spyddet trækkes tilbage, poreluftvolumenet reduceres og der udvises ekstra omhu ift. tætsluttende afslutning ved terræn (til højre).

Luftprøver fra terrænnære grundvandsfiltre

Hvis der er tale om højtstående terrænnært forurenet grundvand, er det en mulighed at sætte et filter i en almindelig miljøboring til udtagning af en poreluftprøve.

Ved poreluftprøvetagning fra et filter er det **meget** vigtigt, at det, forud for prøvetagningen, sikres at filteret er afsluttet med en gastæt prop, f.eks. en lufttæt prop med lynkobling (jf. afsnit 6.2.4). Det skal desuden sikres, at samlinger af filter- og blindrør er udført forskriftsmæssigt (og gastæt), se evt. /80/. Desuden er det vigtigt, at der går f.eks. en uge mellem etablering af boringen og prøvetagningen.

Den undersøgelsesansvarlige, bør angive mængden af forpumpning, da dette er sagsspecifikt og afhænger af formationen og længden af boringen. Ligesom flowet for prøvetagning heller ikke nødvendigvis vil være standard. Der kan med fordel benyttes indikatorparametre (f.eks. PID, O_2 og CO_2) til at kvalitetssikre prøven.

6.7 Dokumenteret prøvetagning

Projektlederne/den undersøgelsesansvarlige skal, på baggrund af analyseresultater, prøvetagningsskemaer og indmålinger, kunne danne sig et overblik over forureningssituationen og udarbejde en konceptuel model inkl. lokalisering af afvigelser og vidershuller. Det er vigtigt, at prøvetager, er sig bevidst, at en prøve i mange tilfælde kun kan bruges til vurdering af forureningssituation og spredningsveje, hvis prøvetagningen er veldokumenteret.

Under etablering, ren- og forpumpning samt under den faktiske prøvetagning føres en feltjournal/prøvetagningsskema for hvert prøvepunkt. Feltjournalen skal indeholde oplysninger om navngivning, placering og andre relevante parametre (se tjeklister i bilag 1). Feltjournalen er den primære dokumentation for udført prøvetagning og skal indeholde al væsentlig kommunikation mellem prøvetageren og den undersøgelsesansvarlige. Af feltjournalen skal det altid fremgå, hvis der har været uhensigtsmæssigheder i forbindelse med prøvetagningen, hvis noget ikke er udført, generelle retningslinjer ikke er fulgt osv. desuden skal afvigelser begrundes. Selvom beslutninger om afvigelser er aftalt med den undersøgelsesansvarlige, er det prøvetagerens ansvar at indføre det i feltjournalen.

Det er ikke muligt på forhånd at indføre alle de mulige afvigelser i et feltskema, og dette vil også gøre dokumentationen ved prøver der følger almindelig prøvetagningsprocedure uhensigtsmæssig tung. Det er således meget vigtigt, at den enkelte prøvetager er bevidst om, at det er deres ansvar at tilføje observationer til feltskemaet, der kan blive relevant i forbindelse med de efterfølgende vurderinger.

Endelig er gode fotos og evt. videosekvenser meget brugbare for fastholdelse og overdragelse af relevant information mellem felt og kontor.

Der kan benyttes digitale (f.eks. tabletbaserede) løsninger til udfyldelse af feltskemaer. Dette sikrer digital lagring der mindsker risikoen for tabte eller forkert indtastede informationer ift. papirbaserede feltskemaer.

Referenceliste

Essentielle referencer er markeret med grå baggrund, mens specifikke referencer er skrevet med normal skrift.

1. Indeklimasager – strategier og gode råd til undersøgelserne. VMR. Teknik og Administration nr. 3, 2010.
2. Målinger i afløbs- og kloaksystemer ved indeklimaundersøgelser på forurenede grunde. Miljøprojekt nr. 1954, 2017.
3. Checklister ved undersøgelser. VMR. Teknik og Administration nr. 1, 2007.
4. Prøvetagning og vurdering af poreluft. Fyns Amt, 2005: https://www.miljoeogressourcer.dk/filer/lix/2679/2679.pdf
5. Indeklimapåvirkning fra forurenede grunde – modelberegninger og indeklimamålinger. VMR. Teknik og Administration nr. 1, 2002.
6. Håndbog for Poreluftundersøgelser. VMR. Teknik & Administration nr. 7, 1998.
7. Risikovurdering af MTBE-forurening i forhold til grundvandet. Miljøprojekt nr. 785, 2003.
8. Vejledning i prøvetagning med Canister. Region Midtjylland, 2019, https://miki.rm.dk/display/UU2014/Metodebeskrivelse+-+Indeklima+-+Canister
9. Metodebeskrivelse poreluft. Region Midtjylland, 2018, https://miki.rm.dk/display/public/UU2014/Aktuelle+metodebeskrivelse+-+Poreluft
10. Metodebeskrivelse indeklima. Region Midtjylland, 2018, https://miki.rm.dk/display/public/UU2014/Metodebeskrivelse+-+Indeklima
11. Vejledning for poreluft- og indeklimamålinger. Afsnit 1.2. Region Hovedstaden. 23. august 2019.
12. Paradigme for luftprøvetagningsskema. Afsnit 6.1. Region Hovedstaden, 2017.
13. Observationsskema ved indeklimamåling (passive opsamlere). Afsnit 6.2. Region Hovedstaden, 2017.
14. Region Sjællands krav til indledende undersøgelser – luft.
15. Udklip af arbejdsbeskrivelse fra Region Syddanmarks udbud af rammeaftale videregående undersøgelser, 2018.
16. Udklip af opgavebeskrivelse fra Region Syddanmarks udbud af rammeaftale indledende undersøgelser, 2017.
17. Videreudvikling af PFT-sporgasmetoden. Risikovurdering af PFT-sporgasser. Rapport udarbejdet af NIRAS for Region Hovedstaden. 12. december 2019.
18. Region Syddanmarks udkast til "Best Practice" ved undersøgelse for chlorerede opløsningsmidler og vinylchlorid.
19. Fællesregionale prøvebetegnelser. https://miljoe.atlassian.net/wiki/spaces/DFVPUB/pages/53870596/Navngivning+af+boringer+og+pr+vepunkter+og+nummerering+af+filterr+r
20. Tæthedskontrol af membraner til indeklimasikring vha. sporgas. C. Larsen, P. Loll, T.V. Bote, M. Wahid og A. Rokkjær. Jordforurening.*info* nr. 3, s. 3-5, 2013.
21. Prøvetagning på kulrør. Miljøprojekt nr. 2083, 2019.
22. Anbefalede minimumskrav til oplysning og undersøgelse af forurening forud for en §8 tilladelse. Region Hovedstaden. 15. november 2017:

https://www.regionh.dk/miljoe/jordforurening/bor-du-paa-en-forurenet-grund/Documents/Region%20Hovedstadens%20anbefalede%20minimums-krav%20til%20oplysning%20og%20unders%C3%B8gelse%20af%20forure-ning%20f%C3%B8r%20en%20%C2%A78%20tilladelse_151117.pdf

23. Indeluftsikring i nybyggeri – Vejledning i forbindelse med sagsbehandling af §8-sager – version 2.2. Region Hovedstaden. Marts 2020.
24. Effektive poreluftstrategier. Miljøprojekt nr. 1587, 2014.
25. Hydrocarbon background levels in Denmark - Outdoor and indoor air. Miljøprojekt nr. 2019, 2018.
26. Anvendelse af poreluftmålinger til påvisning af jordforurening med olie. Miljøprojekt nr. 2023, 2018.
27. Afværgekatalog - byggetekniske foranstaltninger til indeklimasikring. Miljøprojekt nr. 1436, 2012.
28. Håndbog – Byggetekniske foranstaltninger i forbindelse med byggeri på forurenede lokaliteter. Miljøprojekt nr. 1147, 2007.
29. Manual for program til risikovurdering – JAGG 2.1. Miljøprojekt nr. 1880, 2016.
30. Test i brugen af Vapor Pin™s. Rapport udarbejdet af Orbicon for Region Hovedstaden og Region Sjælland. August 2019.
31. Obduktionsprojektet i Region Syddanmark – nye visuelle værktøjer. P. Loll, P. Larsen, C. Larsen, H. Nielsen, K.R. Thygesen, K.D. Raun, K.B. Mortensen og J. Roy. Miljø og Ressourcer nr. 2, s. 14-22, 2017.
32. Udredningsprojekt om dichlormethan (DCM). Miljøprojekt nr. 1918, 2017.
33. Beskrivelse af snuden – metode til udtagning af poreluft med styrede underboringer. Region Hovedstaden. 22. januar 2015.
34. Måling af differenstryk ved indeklimaundersøgelser. Miljøprojekt nr. 1896, 2016.
35. Nye metoder til risikovurdering af indeklima. P. Loll. Præsentation på ATV-møde om risikovurdering. 18. juni 2013.
36. Detektionsgrænser ved forskellige luftmængder og opsamlingstider, Eurofins, oktober 2010.
37. Poreluftprojekt - Styrende parametre for tidslige variationer af indholdet af klorerede opløsningsmidler i sand- og lerjorde. Miljøprojekt nr. 1094, 2006.
38. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord. Miljøstyrelsen. Opdateret juni 2018. https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/graensevaerdier-for-jord/
39. Prioriteringsniveauer for indeklimasager på kortlagte ejendomme. VMR. Teknik og Administration nr. 2, 2010.
40. Cigaretrøg kan være en væsentlig kilde til benzen i indeklimaet. P. Larsen, P. Loll, C. Larsen og H.K. Østergaard. Miljø og Ressourcer nr. 3, 2016, s. 20-28.
41. Gulvisolering kan påvirke vores poreluftresultater. P. Loll, T. Jensen og C. Larsen. Jordforurening.*info* nr. 3, 2012, s. 2-7.
42. Dokumentation af interne og eksterne kilder til tetrachlorethylen i boliger. Miljøprojekt nr. 651, 2001.
43. Indeklimapåvirkning med PCE fra rensetøj – et konkret eksempel. P. Loll og C. Larsen. Jordforurening.*info* nr. 2, 2012, s. 15-19.

44. Indeklimaundersøgelser ved igangværende renserier – dominerende interne bidrag … eller hvad? P. Loll og M. Wahid. Præsentation på ATV Vintermøde. 8. marts 2017.
45. Indeklimaundersøgelser ved igangværende renserier – adskillelse af poreluftbidrag og interne bidrag. T.S. Jepsen. Præsentation på ATV Vintermøde. 8. marts 2017.
46. Evidence for Increasing Indoor Air Sources of 1,2-Dichloroethane Since 2004 at Two Colorado Residential Vapor Intrusion Sites. J.P. Kurtz, E.M. Wolfe, A.K. Woodland and S.J. Foster. Ground Water Monitoring and Remediation 30(3):107-112, 2010.
47. 1,2-DCA in Indoor Air. Utah Department of Health. Environmental Epidemiology Program.
48. Udviklingsprojekt – Direkte spredningsveje og forurenede bygningsdele i Innovationsgaragen. Rapport udarbejdet af DMR for Region Hovedstaden. April 2019.
49. Indeklimabidrag fra forurenede bygningsdele – tools og NxtGen konceptuel forståelse. T.S. Jepsen, P. Loll, M. Flyhn, M. Hag, S.T. Sørensen og N.D. Overheu. Præsentation på ATV Vintermøde. 6. marts 2019.
50. Branchebeskrivelser. VMR. https://www.miljoeogressourcer.dk/udgivelser.php?lixtype=Branchebeskrivelse
51. Reduktionsfaktorer for poreluftbidrag til indeklimaet, når der er betongulv – Erfaringer fra regionerne. VMR. Teknik og Administration nr. 2, 2013.
52. Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering. Litteraturstudie. Miljøprojekt nr. 2013, 2018.
53. Petroleum Hydrocarbons and Chlorinated Solvents Differ In Their Potential For Vapor Intrusion. Office of Underground Storage Tanks. March 2012.
54. Variationer i poreluftens forureningsindhold. Spor 1. Opstilling af modelscenarier, udvælgelse af modeller og modelberegninger. Miljøprojekt nr. 1326, 2010.
55. Variationer i poreluftens forureningsindhold. Spor 2. Anvendelse og formidling af eksisterende viden. Miljøprojekt nr. 1368, 2011.
56. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 2. Miljøprojekt nr. 20, 1996.
57. 1,2 DCA og TeCM. K.B. Nielsen. Præsentation på ATV-møde. September, 2016.
58. Poreluftmålinger kan godt udføres - selvom der er gulvvarme. P. Loll, T. Jensen og C. Larsen. Jordforurening.*info* nr. 1, s. 2-4, 2012.
59. A conceptual model for vapor intrusion from groundwater through sewer lines. L. Beckley and T. McHugh. Science of the Total Environment 698 (2020) 134283.
60. Luftmålemetoder. P. Mortensen. Præsentation på ATV-møde. Oktober, 2018.
61. Vapor Intrusion: Investigation of Buildings. Overview of the US vapour intrusion framework, empirical attenuation factors, and the conceptual understanding of soil gas and building dynamics. T.E. McHugh. Præsentation på Vingsted Temadag 2009.
62. Dynamiske bidrag fra kloak til indeklimaet – Obduktionsprojektet. Rapport udarbejdet af DMR for Region Syddanmark. 29. maj 2018.
63. VT-17B: Ny viden om kloakker – Del 2 (det der kommer meget snart). VMR-kursus i videregående indeklimaundersøgelser. 18.-19. september 2017.

64. Ørstedgade 26, Rudkøbing. Projektnummer 30.6665.44. Rapport udarbejdet af SWECO for Region Syddanmark. Revideret 21. marts 2018.
65. Masseflowtest "in disguise" – En game changer til kvantificering af bidrag fra kloakker. P. Larsen, N. Muchitsch, P. Loll og D. Jakobsen. Præsentation på ATV Vintermøde, 5. marts 2019.
66. Sewers and Utility Tunnels as Preferential Pathways for Volatile Organic Compound Migration Into Buildings: Risk Factors And Investigation Protocol. Final Report. ESTCP Project ER-201505. Nov. 2018.
67. Teknisk redegørelse vedrørende passiv opsamling af TVOC på ATD-rør og ORSA-rør. Miljøprojekt nr. 2060, 2018.
68. ATD-rør og ORSA-rør giver forskellige resultater for TVOC. P. Loll, M. Jannerup. Miljø og Ressourcer 2, s. 3-12, 2017.
69. Betydning af luftfugtigheden for passive luftmålinger i kloakker. Notat udarbejdet af DMR til Region Midtjylland. 29. november 2018.
70. Måling af indeklima og udeluft - Passiv opsamling. Eurofins: https://www.eurofins.dk/miljoe/vores-ydelser/luft-og-stoej/arbejdsmiljoe-og-indeklima/passiv-opsamling-af-luft/. 1. marts 2020.
71. Passiv poreluftscreening med Gore-Sorber®Screening Survey. Miljøprojekt nr. 518, 2000.
72. Passive Soil Gas Testing: Standard for Site Characterization. Beacon environmental Services Inc. https://beacon-usa.com/services/passive-soil-gas-surveys/
73. Måling af indtrængningen af gasformige forbindelser fra forurenet jord til indeluften: Foliemetoden. Del 1. Laboratorieundersøgelse. Miljøprojekt nr. 646, 2001.
74. Måling af indtrængningen af gasformige forbindelser fra forurenet jord til indeluften: Foliemetoden. Del 2. Felttest. Miljøprojekt nr. 647, 2001.
75. Undersøgelser med "folie-/sniffermetoden". S.G. Lauridsen og L.B Overgaard. AVJ-info nr. 1, s. 2-3, 2006.
76. Sporgasundersøgelser til fastlæggelse af aktive transportveje til indeklimaet. Miljøprojekt nr. 1352, 2010.
77. Anvendelse af radonmålinger som tracer for påvirkning af indeklima fra en forurening under gulv. Miljøprojekt nr. 1442, 2012.
78. Thoronmålinger til identifikation af indtrængningsveje fra poreluft til indeklima. Miljøprojekt nr. 1453, 2012.
79. Forureningshunden Louie. Et oplæg om metodeudvikling af forureningshund – også med myndighedernes øjne. M. Algreen, O. Frimodt, K.E. Sadowski, S.R. Pedersen, M. Hag og R.R. Kyndesen. Oplæg på ATV Vintermøde. 11. marts 2019.
80. Vurdering af indeklimarisiko ved fremtidig følsom arealanvendelse på baggrund af grundvandskoncentrationer. Miljøprojekt nr. 2094, 2019.
81. Oliekulbrinter og indeklimarisiko – estimering af reduktionsfaktorer. P. Loll, M.L. Bjerring, C. Larsen, N.C. Bergsøe og P. Johansen. Præsentation på ATV-møde om Nye undersøgelsesmetoder. 29. maj, 2012.
82. Kortlægning af forurenede arealer. Vejledning nr. 8, 2000.
83. Afværgekatalog – tidlig indsats overfor indeklimapåvirkning. Miljøprojekt nr. 750, 2003.

84. Lokalisering og vurdering af spredningsveje og kilder. T.V. Bote. Præsentation på ATV Vintermøde. 11. marts 2014.
85. Afdampning fra fugemasser som anvendes til tætningsprojekter i boliger. Miljøprojekt nr. 1597, 2015.
86. Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind. Miljøstyrelsen. Vejledning nr. 6, 1998.
87. Tetrachlormethan. Mst.dk media. https://mst.dk/media/92456/Tetrachlormethan%20dec2002.pdf
88. Dokumentation af interne og eksterne kilder til tetrachlorethylen i boliger. Miljøprojekt nr. 651, 2001.
89. Dokumentation af sinkeffekter for tetrachlorethylen. Miljøprojekt nr. 673, 2002.
90. Afløbsinstallationer som indtrængningsvej for flygtige stoffer. M.H. Hansen, A.G. Christensen, C. Riis, H. Husum og M. Therkelsen. Præsentation på ATV Vintermøde. 9. marts 2010.
91. Passiv ventilation – der virker! Indeklimasikring ved etablering af ventileret krybekælder. R.B. Mørch, P. Loll og K.B. Mortensen. Præsentation på ATV Vintermøde. 12. marts 2014.
92. Indeklimasikring ved hot-spot afgravning og aktivt punktsug under gulv. P. Larsen, P. Loll og A. Dohm. Præsentation på ATV-møde, 26. november 2015.
93. Tunge kulbrintemolekyler måles ikke på kulrør og ORSA-rør #Hard facts#. P. Loll, T. Tsitseli, C. Larsen, B. Hvidberg, P. Novrup og M. Jannerup. Miljø og ressourcer nr. 1, s. 19-23, 2018.
94. Design af poreluftundersøgelser under bygninger som grundlag for indeklimavurdering. P. Palstrøm og C. Buck. Præsentation på ATV Vintermøde, 2007.
95. Projekteringsparametre for afværge. VMR. https://www.miljoeogressourcer.dk/afvaerge/Projekteringsparametre.pdf.
96. Offentlige arkiver og andre kilder til kortlægning af lossepladser og forurenende virksomheder før 1950. VMR. Teknik og administration nr. 1, 2012.
97. Dynamiske poreluftundersøgelser – fra screening til optimal vidensudnyttelse. P. Loll, A.H. Kristensen, C. Larsen og A. Dohm. Præsentation på ATV Vintermøde, 5. marts, 2013.
98. GC/MS i felten. C. Buck. Præsentation på ATV Vintermøde Temadag. 10. marts 2014.
99. JAGG – regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand. https://mst.dk/affald-jord/jordforurening/it-vaerktoejer-til-vurdering-af-jord/jagg-programmet/
100. Erfaringer med anvendelse af ppb-RAE til poreluftsundersøgelser – bredt samarbejde mellem regioner og rådgivere. W. Hyldegaard og S.G. Lauridsen. Jordforurening.*info* nr. 4, s. 2-4, 2011.
101. Case 3 – Risikovurdering – På baggrund af arealvægtet middelværdi. VMR-kursus i videregående indeklimaundersøgelser. 18.-19. september 2017.
102. Bekendtgørelse om etablering og drift af renserier. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=175843
103. Håndbog i jordforureningslovens §8. VMR. Teknik og Administration nr. 2, 2006.

104. Planlægning og udførelse af forureningsundersøgelser. Region Hovedstaden, Koncern Miljø, maj 2011.
105. § 8 processen. Fif, faldgrupper og forklaringer. A.D. Lund. Præsentation på ATV Vintermøde. 6. marts 2019.
106. Forværret risikobillede efter afværge ved afgravning. S.J. Rosendal, K.S. Grunnet, A. Sivertsen og K. Rügge. Præsentation på ATV Vintermøde. 6. marts 2019.
107. Udtagning af poreluft ved hjælp af underboringer. C. Buck. Jordforurening.*info* nr. 2, s. 3-5, 2014.
108. Spredning af flygtige forureningsstoffer i kloakker. Hvad er de styrende processer? K. Rüegg, P. Loll og S. Pedersen. Præsentation på ATV Vintermøde. 6. marts 2019.
109. Metode til risikovurdering af gasproducerende lossepladser. Miljøprojekt nr. 648, 2001.
110. Kuldioxid i indeklima – et hidtil overset problem? K.M. Kristensen, M. Sonne, F. Vormbak, A.M.G. Hansen og A.G. Christensen. Præsentation på ATV Vintermøde. 9. marts 2017.
111. Måling for vinylchlorid i indeklimaet. Rapport udarbejdet af NIRAS for Region Midtjylland. 13. november 2018.
112. Test af målemetoder for vinylchlorid. A.R. Grarup. Præsentation på ATV-møde. 24. september 2019.
113. Vurdering af egnethed af prøvetagningsmetodik ved undersøgelse for vinylchlorid i indeluft. Rapport 117-24486 udarbejdet af FORCE Technology for Region Midtjylland. 17. maj 2017.
114. PPDB: Pesticide Properties DataBase: https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/
115. Technical note TN-106. RAE Systems by Honeywell. 11/18/WK.
116. Technical/Application Article 02. Ion Science PID Response Factors. Version 1.14 4. September 2019.
117. Sporing af indtrængningsveje for poreluft til indeklimaet i boliger ved blowerdoor, termografi, PID og sporgas. Miljøprojekt nr. 1589, 2014.
118. Metoder til sporing af indtrængningsveje for poreluft til indeklima. Miljøprojekt 1590, 2014.
119. Feltafprøvning af sporgasmetode til brug for måling af transport af forureninger mellem renserier og tilstødende lejligheder. Miljøprojekt nr. 816, 2003.
120. Estimering af lokalitetsspecifikke reduktionsfaktorer vha. PFT-metoden. Miljøprojekt nr. 1898, 2016.
121. Forureningshund – indeklima. Udvikling af forureningshund til opsporing af nidtrængningsveje. Rapport udarbejdet af Orbicon for Region Hovedstaden. 9. oktober 2019.
122. Kontinuerte målinger af PCE i indeklima. Obduktionsprojekt, Rapport udarbejdet af Rambøll for Region Syddanmark, 2018.
123. Jordforureningsloven. https://mst.dk/affald-jord/jordforurening/jordforureningsloven/

Bilag 1 - Tjeklister til feltskemaer

I forbindelse med prøvetagningen skal feltmedarbejderen dokumentere/registrere al væsentlig information for den videre sags- og databehandling, herunder ift. udfyldelse af analyserekvisitioner, vurdering af analysedata og mulig opsporing af fejlkilder. Modsat er det vigtigt for arbejdsflowet ved feltarbejdet, at der ikke skal udfyldes mere end højst nødvendigt. Der bør således ikke stilles krav om dokumentation som ikke efterfølgende vil blive anvendt, som fremgår af anden dokumentation eller som sagsbehandleren har bedre forudsætninger for at tilføje.

Alle feltskemaer skal indeholde baggrundsinformation omkring prøvetagningssted, dato, prøvetager osv. Information, som skal fremgå af alle feltskemaer, fremgår af listen nedenfor.

Information på alle feltskemaer

- Adresse/sagsnavn.
- Sagsnr./Lokalitetsnr. (Rådgiver og/eller Region).
- Dato for udfyldelse.
- Rådgiver.
- Kontaktperson hos rådgiver.
- Prøvetager.
- Situationsplan/tegning med placering/indmåling af prøvepunkter.

På de efterfølgende sider fremgår anbefalinger til indhold i feltskemaer for hhv. poreluftprøver, indeluftprøver og luftprøver fra spredningsveje inkl. kloak. Anbefalingerne til tjeklisterne er delt op i to dele. 1) Den første del indeholder en liste med informationer som altid skal fremgå af et feltskema og skal således opfattes som en minimumsliste. 2) Den anden del indeholder en liste med informationer som kan registreres hvor det vurderes relevant. Ved udarbejdelse af feltskemaer, kan hver region eller firma således vurdere, hvilke punkter de mener skal indgå i deres skemaer. Feltmedarbejderen bør desuden, for hvert enkelt prøvetagningspunkt, vurdere om noget af denne information kunne være relevant og dermed notere det under bemærkninger.

Tjeklisterne er udarbejdet på baggrund af referencerne /2/, /5/, /6/, /8/, /9/, /10/, /11/, /12/, /13/, /14/, /15/.

Poreluft

Denne prøvetype betegnes PL# for poreluftprøver udendørs, og MP# for poreluftprøver indendørs under gulv, og nummereres fortløbende, efter samme princip for undersøgelsesfaser som de øvrige prøvetyper /19/.

Feltskemaer for poreluftprøver skal indeholde følgende:

- Prøvemærkning/id-mærkning af kulrør.
- Type af prøvepunkt f.eks. spyd, studs, VaporPin, sokkel mv.
- Prøvedybde i m u.g. eller m u.t.
- Gulvkonstruktion herunder betontykkelse, gulvopbygning og beskrivelse af lag hvor prøve udtages.
- Befæstelse ved prøvepunkt.
- Er der foretaget tæthedsprøvning?
- Forpumpningsvolumen.
- Modtryk i formationen (uden prøvetagningsmedie).
- Modtryk samlet (formation + adsorptionsrør/kulrør)
- Flow.
- Pumpetid.
- Prøvevolumen.
- Notat om tydelige revner, sprækker og rørgennemføringer i nærheden af punkt (inkl. foto).
- Højtstående grundvand.
- Minimum ét foto.
- Bemærkninger/afvigelser f.eks. årsag til at prøvepunkter udgår mv.

Feltskemaer for poreluftprøver kan desuden indeholde følgende:

- Prøvemedie f.eks. Dräger, SKC mv.
- Dato for etablering af prøvepunkt.
- Prøvepunkt etableret af.
- Prøvepunktets karakteristika f.eks. diameter, vandspejl, bund mv.
- Nedramningsdybde.
- Har spyd/sonde været lukket under nedramning.
- Har spyd/sonde været lukket under opsætning af prøveudstyr.
- Pumpenr.
- Tætningsmateriale.
- Udstyr: Feltmedarbejderen skal til enhver tid følge de gældende retningslinjer.
- Skitse af opstilling: Feltmedarbejderen skal til enhver tid følge de gældende retningslinjer.
- Renpumpning/forpumpning: Beregnet volumen af rør og udstyr, start og slut-tidspunkt, flow, antal tømninger af prøveopstilling.
- Indhold af CO_2.
- Måleperiode.
- Beskrivelse af prøvetagningssted f.eks. kælder/stue, rumstørrelse.
- Ventilationsforhold indendørs.
- Vejrforhold: Atmosfæretryk, vindretning og vindstyrke, luftfugtighed og temperatur (frost/tø) under prøvetagningen.

Indeluft

I regionernes undersøgelser betegnes denne prøvetype IL# og nummereres fortløbende, efter samme princip for undersøgelsesfaser som de øvrige prøvetyper /19/.

Feltskemaer for indeluftprøver skal indeholde følgende:

- Prøvemedie f.eks. ORSA, ATD, canister mv.
- Prøvemærkning.
- Canisternr.
- Nr. på flowmåler på canisteren.
- Prøvested inkl. højde over gulv og loftshøjde.
- Tid for ophængning (inkl. klokkeslæt).
- Tid for nedtagning (inkl. klokkeslæt).
- Tryk i canister ved start og slut.
- Minimum ét foto.
- Beskrivelse af bygningen (inkl. interview med brugere):
    - Er der eller bliver der brugt kemikalier f.eks. opløsningsmidler, klorin, neglelakfjerner, optændingsvæske, benzin, terpentin, lim, barbersprit mv.?
    - Er der malet og/eller oliebehandlet indenfor de sidste 3 måneder?
    - Er der sket nyanskaffelser f.eks. møbler, tæpper, gardiner indenfor de sidste 3 måneder?
    - Er der opbevaret rensetøj i bygningen indenfor de sidste 3 måneder?
    - Rygning (hvor ofte)?
    - Er der brændeovn?
    - Er der oliefyr?
    - Er der duftfriskere, duftlys, røgelsespinde mv.?
    - Er der nåletræer i nærheden?
- Bemærkninger/afvigelser f.eks. relevante aktiviteter i bygning eller nær ved bygning, årsag til at prøvepunkter udgår af undersøgelsen mv.

Feltskemaer for indeluftprøver kan indeholde følgende:

- Eksponeringstid.
- Indmåling af rum - Vil i de fleste tilfælde fremgå af situationsplan.
- Beskrivelse af prøvested: anvendelse, døre, vinduer, ventilation, udluftning, lugt, fugt, gulvforhold mv.
- Bygningskonstruktion: Gulvkonstruktion/betondæk (materialer og tykkelser), rørgennemføringer, utætte vandlåse, utætte faldstammer mv. vil i mange tilfælde fremgå af den byggetekniske gennemgang, men kan evt. suppleres ifm. prøvetagning.

Luftprøver i spredningsveje inkl. kloak

Denne prøvetype betegnes LS# og nummereres fortløbende, efter samme princip for undersøgelsesfaser som de øvrige prøvetyper /19/.

Feltskemaer for luftprøver i spredningsveje skal indeholde følgende:

- Prøvested f.eks. toilet, vask, afløb, samlebrønd, hulmur, skorsten, installationsskakt eller andet.
- Beskrivelse af prøvetagningssted før prøvetagning inkl. foto
- Type af vandlås (ved prøver fra faldstammer)
- Prøvemedie f.eks. Dräger, SKC, ORSA mv.
- Prøvemærkning/id-mærkning af rør.
- Beskrivelse af prøveudtagning f.eks. gennem vandlås, under dæksel, studs, gummiprop, mv.
- Prøvedybde i m u.g./m u.t. eller m o.g./m o.t.
- Er der foretaget tæthedsprøvning?
- Forpumpningsvolumen.
- Flow.
- Pumpetid.
- Prøvevolumen.
- Minimum ét foto.
- Bemærkninger/afvigelser f.eks. årsag til at prøvepunkter udgår.

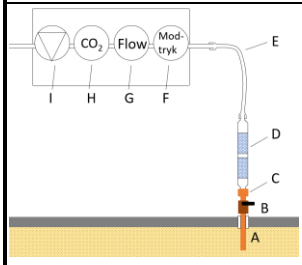
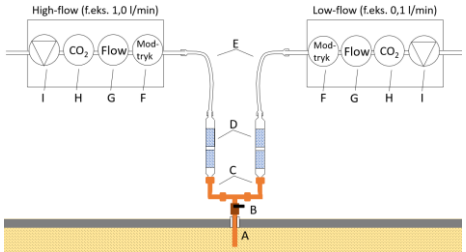
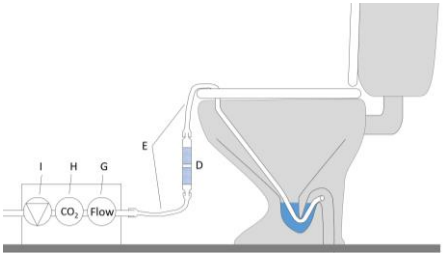
Feltskemaer for luftprøver i spredningsveje kan indeholde følgende:

- Prøvepunktets karakteristika f.eks. diameter, bund mv.
- Pumpenr.
- Tætningsmateriale.
- Kloakforhold i bygningen inkl. beskrivelse af faldstammeudluftning, utætte vandlåse og utætte faldstammer.
- Udstyr: Feltmedarbejderen skal til en hver tid følge de gældende retningslinjer.
- Skitse af opstilling: Feltmedarbejderen skal til en hver tid følge de gældende retningslinjer.
- Renpumpning/forpumpning - Beregnet volumen af rør og udstyr, start og sluttidspunkt, modtryk start og slut, flow, antal tømninger af prøveopstilling.
- Måleperiode.
- Vejrforhold - Atmosfæretryk, vindretning og vindstyrke, luftfugtighed og temperatur under prøvetagningen.

Bilag 2 - Anbefalinger og OBS-punkter

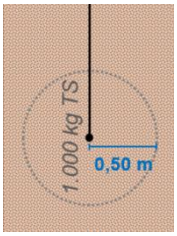
Denne oversigt kan med fordel printes og medbringes i felten som et hjælpeark til påmindelse om vigtige anbefalinger og OBS-punkter. Oversigten kan dog ikke stå alene, og særligt rapportens kapitel 6 bør læses grundigt, inden hjælpearkene tages i brug.

Aktiv prøvetagning på adsorptionsrør (kulrør)

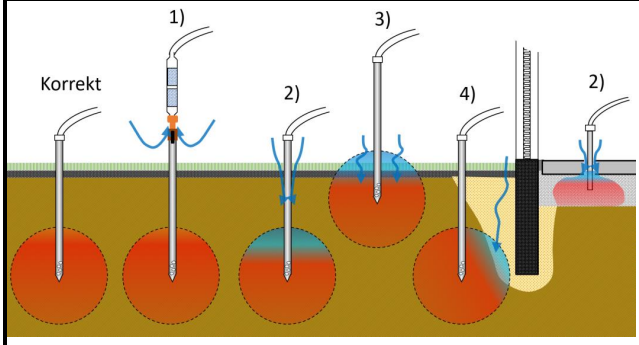
Prøvetagning - poreluft og luftprøver i spredningsveje		
A: Studs, poreluftspyd, vandrør eller boring, **B**: Lukkeventil, **C**: Fittings og T-stykke, **D**: Adsorptionsrør (kulrør), **E**: Poreluftslange, **F**: Modtryksmåler, **G**: Flowmåler, **H**: Gas-måler (CO_2 måler), **I**: Poreluftpumpe.		
		
Aktiv prøvetagning på ét adsorptionsrør.	Aktiv prøvetagning på to samtidige adsorptionsrør ved forskelligt flow.	Aktiv prøvetagning af luftprøver i potentielle spredningsveje.
· Skitser kan overføres til prøvetagning med studs, spyd, vandrør, prop og i boring. · Repræsentere både prøvetagning indendørs og udendørs.		· Skitse kan overføres til diverse spredningsveje f.eks. hulmure, skorstene eller lign, kun placeringen af prøvetagningsslangen vil ændre sig.
Etablering af prøvepunkt (Undgå kabelbrud og lign.)	· Er ledningsplaner tilgængelige · Grundejer spørges om evt. kendskab til præcise placeringer. · Stor opmærksomhed på kabler, ledninger og rør under gulv, samt membraner og gulvvarme.	
Ren og forpumpning	· Ved poreluftprøver fjernes et luftvolumen svarende til 1,5 til 10 gange volumenet i prøveopstillingen. · Ved luftprøver i spredningsveje følges anbefalingerne i tabel "Anbefalinger til luftprøvetagning i potentielle spredningsveje". · Flowet skal svare til det anvendte flow ved prøvetagning f.eks. 1 l/min. · Pumpetid/samlet volumen, ydelse og modtryk noteres. · Eventuelle indikatorparametre noteres (O_2, CO_2 mv.). · Lukkeventil lige over poreluftspyd/studs/slange eller lign. lukkes og adsorptionsrør (kulrør) indsættes.	
Vakuumtest	· Lukkeventil holdes lukket. · Pumpen startes på det ønskede flow for prøvetagning f.eks. 1 l/min. · Modtrykket skal stige til sit maksimum og være stabilt i et par sekunder. · Lukkeventilen åbnes og prøvetagningen udføres.	
Labels (navngivning af kulrør)	· Labels påklistres adsorptionsrørene lige efter at de er indsat i prøveopstillingen.	
Udeluftreferencer	· Poreluftprøver (aktiv prøve) → Én udeluftreference per dag · Luftprøver i spredningsveje (aktiv prøve) → Eventuel udeluftreference	
Blindprøver	· Skal som udgangspunkt altid fremsendes sammen med eksponerede prøver	
Dokumentation (Feltjournal)	· Skal indeholde alt væsentlig kommunikation mellem prøvetageren og den undersøgelsesansvarlige. · Uhensigtsmæssigheder ved prøvetagningen skal fremgå og afvigelser skal begrundes. · Det er prøvetagerens ansvar at tilføje observationer til feltskemaet, der kan blive relevant i forbindelse med de efterfølgende vurderinger.	

Repræsentative målebetingelser – poreluft

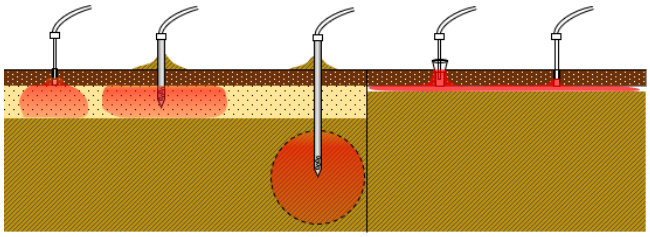
OBS: Særlig vigtigt ikke at udtage falsk negative prøver (rene prøver hvor der er en jordforurening)



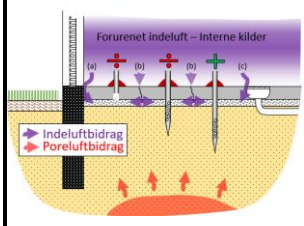
Prøvevolumen (poreluft)	Gennemsnitlig radius af prøvetagningszonen	Gennemsnitlig jordmængde
100 L	0,5 m	1.000 kg TS
50 L	0,4 m	550 kg TS
25 L	0,3 m	280 kg TS
10 L	0,2 m	110 kg TS
5 L	0,15 m	55 kg TS



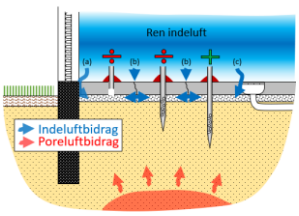
Korrekt prøvetagning (100 L).
1) Falsk luft gennem utætheder i prøveopstillingen.
2) Falsk luft langs poreluftspyd/studs.
3) Falsk luft fordi spyd er trukket for højt op.
4) Falsk luft via "vindue" (her er der tale om influenszonen ved fundament) der forbinder terræn med prøvetagningsvolumenet.



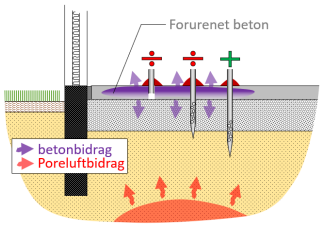
Eksempler på poreluftprøver udtaget under gulv og de områder hvorfra der teoretisk trækkes luft.



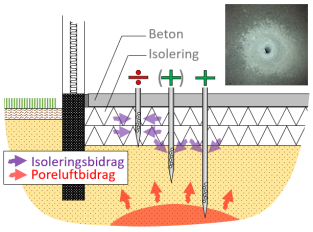
Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra forurenet indeluft.



Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra ren indeluft.



Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra forurenet beton.



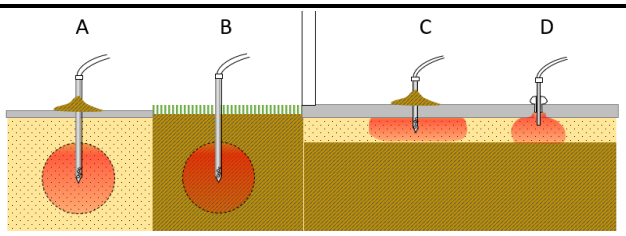
Påvirkning af poreluftprøve under gulv fra isolering.
OBS: polystyren-smulder ved gennemboring af betongulv?

- Ved risiko for påvirkning af prøven med indeluft ved gulvafløb, støbeskel, omkring rørgennemføringer eller ved synlige revner i selve gulvet, placeres prøvetagningspunktet så afstanden til synlige eller formodede spredningsveje er så stor som mulig.
- Ved risiko for påvirkning fra indeluft, udtages prøven min. 10-30 cm under bund af kapillarbrydende lag.
- Ved risiko for påvirkning fra forurenet beton, udtages prøven min. 10-30 cm under underkant beton.
- Ved risiko for påvirkning fra polystyren-isolering, udtages prøven min. 30 cm under isoleringen.
- I alle fire tilfælde, skal det overvejes at benytte et reduceret poreluftvolumen.

Prøvetagning besluttes altid i samråd med den undersøgelsesansvarlige

Tætning mod terræn/gulv og test heraf - poreluft

A: Opslæmmet bentonit/dekorationsler ved fast belægning.
B: Nedbankning af spyd igennem ler tætnes ikke (vær opmærksom ved forboring).
C: Opslæmmet bentonit/dekorationsler omkring spyd indendørs.
D: Slangestykke omkring studs, benyttet indendørs.



Test	Beskrivelse	Tæt	Utæt
CO_2	Feltmåling af CO2	CO2 >1%	-
CO_2/sporgas	Gas introduceres på udvendig side af opstilling (i pose/kammer).	-	Sporgas registreres på afkast af poreluftpumpe.
Sporgas	Sporgas introduceres til formationen gennem poreluftspyd/studs.	-	Sporgas registreres i samling mellem terræn/gulv og spyd/studs.
Sæbevand	Sæbevand påføres omkring spyd/studs. Der pustes ned i spyd/studs, så der skabes et overtryk i formationen.	-	Sæbebobler omkring spyd/studs.

Modtryk - poreluft

OBS: Formationsmodtryk < 100 mbar (gerne < 50 mbar)

Formationen:	· Måles uden indsat adsorptionsrør f.eks. under for-/renpumpning.
Adsorptionsrør/kulrør:	· Måles imellem pumpe og adsorptionsrør som trækker ren luft f.eks. som udeluftreference.
Samlet modtryk:	· Måles imellem pumpe og adsorptionsrør.

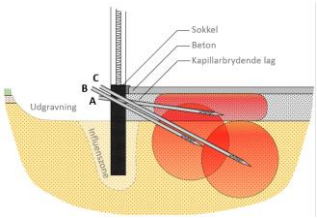
Modtryk	Mulig årsag	Konsekvens / Handling
Højt formationsmodtryk (>100 mbar)	· Tæt formation (ler)	· Modtryk måles flere gange under prøvetagning. · Mulige problemer med repræsentativiteten. · Ekstra opmærksomhed ved tætning mod terræn/gulv.
Højt formationsmodtryk (>100 mbar) evt. stigende over tid	· Vand i formationen	· Modtryk måles flere gange under prøvetagning. · Prøve kan ikke udtages.
Meget lavt	· Lavt formationsmodtryk (f.eks. tørt sand) · Lækage i opstillingen	· Prøvepunkt og -opstilling tæthedstestes (jf. afsnit 6.2.6).
Modtryk uden for det anbefalede område	· Prøvetagningen justeres eller prøvepunktet kasseres. · Dette aftales altid med den undersøgelsesansvarlige.	

Faktaboks

Omregning imellem forskellige enheder for tryk

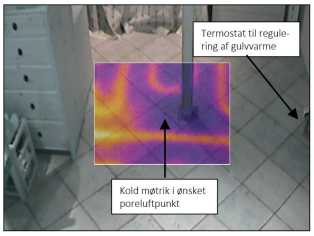
	Pascal (Pa)	hektopascal (hPa)	millibar (mbar)	mm kviksølv (mm Hg)	tommer kviksølv (”Hg)	m vandsøjle (m H_2O)	Atmosfære (Atm)
1 Pa =	1	0,01	0,01	$7{,}50\cdot10^{-3}$	$2{,}96\cdot10^{-4}$	$1{,}02\cdot10^{-4}$	$9{,}87\cdot10^{-6}$
1 hPa =	100	1	1	0,750	0,0296	0,0102	$9{,}87\cdot10^{-4}$
1 mbar =	100	1	1	0,750	0,0296	0,0102	$9{,}87\cdot10^{-4}$
1 mm Hg =	133,3	1,33	1,33	1	0,0395	0,0136	$1{,}32\cdot10^{-3}$
1 ”Hg =	3.386	33,86	33,86	2,54	1	0,345	0,0333
1 m H_2O =	9.806	98,06	98,06	73,55	30,65	1	0,0968
1 atm =	101.325	1.013,25	1.013,25	760	316,7	10,33	1

Prøvetagning under vanskelige forhold – poreluft



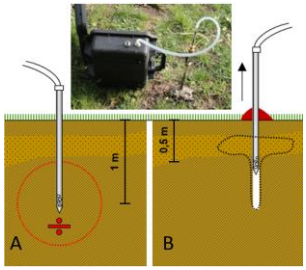
Uden gennemboring af gulv (prøver via sokkel)

- A) Placering af prøvetagningspunkt i kapillarbrydende lag
- B) Placering af prøvetagningspunkt under gulvkonstruktion med 1 meter spyd.
- C) Placering af prøvetagningspunkt under gulvkonstruktion med 2 meter spyd.



Gulv med varmeslanger

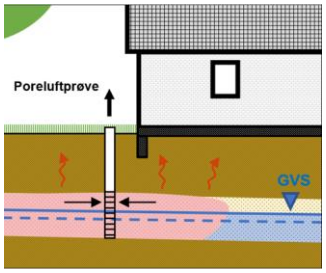
- Gulvvarmen slukkes aftenen før udtagning af prøver.
- De ønskede punkter markeres, der skrues op for gulvvarmen.
- Efter et stykke tid ses varmeslangernes beliggenhed med termografikameraet.
- Der sigtes lodret ned på det planlagte poreluftpunkt.



Formationer med højt modtryk – Spyd trækkes mod terræn

- Spidsen af spyddet trækkes aldrig tættere på terræn end 0,5 meter
- Kombiner med et reduceret prøvevolumen f.eks. 50 liter.
- Vær ekstra omhyggelig med tætsluttende afslutning omkring spyddet mod terræn

OBS: Kun en nødløsning



Formationer med højt modtryk – Prøve i filter (boring)

- Filteret afsluttes med gastæt prop.
- Samlinger imellem filter- og blindrør skal udføres forskriftsmæssigt (og gastæt).
- En uge mellem etablering og prøvetagning.
- Forpumpningsvolumen og prøvetagningsflow bestemmes af undersøgelsesansvarlige.

Indikatorparametre (f.eks. PID, O_2 og CO_2) kan benyttes til at verificere målingernes validitet

Udstyr – poreluft og luftprøver i spredningsveje

OBS: Altid fokus på mulig afsmitning fra eller adsorption til prøvetagningsudstyr.
OBS: Fokus på kontaminering af prøvetagningsudstyr, -materiale og prøver under transport og håndtering.

Studs, Vaporpin, fittings og lign.	· Kan bruges flere gange, hvis der ikke er mistanke om kontaminering i form af f.eks. forurenet jord/vand. · Slangestykke/sleeve skal anses for éngangsudstyr - skal smides ud efter brug.	
Poreluftspyd, vandrør	· Éngangsudstyr - skal smides ud efter brug.	
Gummiprop	· Éngangsudstyr - skal smides ud efter brug. · Fokus på tætslutning til beton/spyd og minimering af kontakt imellem gummi og luftstrøm.	
Lufttæt prop med lynkobling	· Slangestykke mellem lynkobling og adsorptions-medie skal være så kort som muligt og af egnet kvalitet (FEP eller PTFE – hård slange).	
Poreluftslange	Før adsorptionsrør (mellem poreluft og rør)	· Så kort som muligt. · Benyt en egnet kvalitet (FEP eller PTFE – hård slange). · Éngangsudstyr - skal smides ud efter brug.
	Efter adsorptionsrør	· Blødere slanger kan evt. benyttes (PVC eller PE).
Vandstopfilter/vandfælle og div. måleudstyr	· Skal altid placeres efter adsorptionsrør.	
Poreluftpumpe	· Benyt en egnet poreluftpumpe.	
Ler/bentonit	· Tjek og sørg for tætslutning under hele prøvetagningen.	
Materiale til aflukning af porelufthuller	· Ikke skrumper eller sprækker ved hærdning. · Langtidsholdbart. · Ikke indeholder forureningsstoffer f.eks. oliestoffer eller chlorerede opløsningsmidler. · Samme prøvetagningspunkt bør ikke benyttes flere gange, da tætningsmateriale brugt til at reetablere, kan resultere i afsmitning til den efterfølgende prøve.	

Anbefalinger - luftprøvetagning i potentielle spredningsveje

OBS: Husk altid beskrivelse og foto af udførsel samt endelig prøveopstilling.

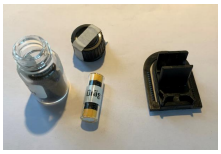
NB: Usikkerhed kan introduceres ved flere prøver i samme system

Prøvetagningssted	**Metode**	**Forpumpning**	**Repræsentative målebetingelser**
Bag vandlås (toilet)	Aktiv måling (10-20 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Det kan kontrolleres, om prøvetagningsslangen er ført hele vejen igennem vandlåsen ved at puste i slangen.
Bag vandlås (afløb)	Aktiv måling (10-20 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Systemet bør forstyrres mindst muligt ved placering af prøvetagningsslangen og vandlåsen må ikke tømmes.
Bag vandlås (håndvask)	Aktiv måling (10-20 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Systemet bør forstyrres mindst muligt ved placering af prøvetagningsslangen og vandlåsen må ikke tømmes.
Hulmur	Aktiv måling (10-100 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Efter gennembrydning af hulmuren, skal hullet lukkes med studs eller lign., så det naturlige system forstyrres mindst muligt. · Prøvevolumen vælges pba. hulrummets karakter (jf. afsnit 3.9.3)
Skorsten	Aktiv måling (10-20 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Ved prøvetagning gennem renselem, skal lemmen helst ikke åbnes før prøvetagning eller kun åbnes meget kortvarigt, så der ikke sker for stor udveksling mellem indeluft og luften i skorstenen.
Samlebrønd	Passiv måling (14 dage)	-	· Den passive sampler skal placeres så den ikke eksponeres for regnvand, kloakvand eller kondensvand, der løber langs med den snor, ståltråd eller lignende, som sampleren er ophængt med.
Flowkammer på faldstammer	Passiv måling (14 dage)	-	
Trappeopgang	Passiv måling (14 dage)	-	
Krybekælder	Passiv måling (14 dage)	-	
Skunkrum	Passiv måling (14 dage)	-	
Installationsskakte/ ingeniørgange	Passiv måling (14 dage)	-	
(Samlebrønd**)	Aktiv måling (100 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	· Systemet bør forstyrres mindst muligt og f.eks. bør dækslet ikke åbnes. Hvis det ikke er muligt at få adgang til samlebrønden uden at åbne dækslet, bør der i stedet benyttes passiv prøvetagning.
(Skunkrum*)	Aktiv måling (50-100 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	
(Installationsskakte/ Ingeniørgange*)	Aktiv måling (10-20 liter)	1 liter v/ alm. prøvetagningsflow	

* KUN hvis der ikke vurderes at være luftskifte, ellers skal prøverne udtages passivt.

** Kan evt. være et supplement til den passive måling.

Passive luftprøver (ORSA-rør)

Prøvetagning OBS: Målinger bør udføres i fyringssæsonen.	
ORSA-røret ud af opbevaringsglasset, placeres i den dertilhørende ophængningsklips og hænges (evt. lægges) på stedet for prøvetagning. Ved endt prøvetagning tages ORSA-røret ud af ophængningsklipsen, puttes tilbage i opbevaringsglasset, som lukkes tæt til og navngives	
Transport	· Opbevares i lufttæt transportglas til prøvetagningsstedet. · Opbevares i lufttæt transportglas fra prøvetagningsstedet til laboratoriet. · Transportglas inkl. ORSA-rør kan desuden lægges i en lufttæt Rilsanpose.
Placering	· 1,5 til 2 meter over gulv · Fri adgang til begge ender af røret. · Størst mulig repræsentativt for hele rummet. · Ikke ved unormalt højt eller lavt luftskifte. · Ikke hvor der kan opstå meget høje temperaturer. · Væk fra interne kilder.
Mærkning	· Ikke direkte på ORSA-rør · Ikke med spritpen
Udstyr	· Diverse former for snor, fiskesnøre, tegnestifter, saks, osv. til ophængning af adsorptionsrør/ORSA-rør. · Ingen tape, da dette kan smitte af til prøven.
Udeluftreferencer	· Indeluft: Chlorerede opløsningsmidler · Indeluft: Oliestoffer · Luftprøver i spredningsveje (passive prøvetagning) · Én udeluftreference · To udeluftreferencer (hver sin side af bolig) · Eventuel udeluftreference
Blindprøver	· Skal som udgangspunkt altid fremsendes sammen med eksponerede prøver

Interne kilder OBS: Hver opmærksom på tomme vandlåse.		
Olieprodukter	**Chlorerede opløsningsmidler**	**Andre stoffer**
· Rygning · Rensetøj (kulbrinterenseri) · Aktiv renseridrift (kulbrinterenseri) · Brændeovn · Optændingsvæske · Oliefyr/olietank · Benzin · Oliebehandlede møbler · Maling · Nye tæpper · Nye møbler · Nåletræ (både møbler og ude) · Duftfriskere, duftlys, røgelsespinde mv.	· Rensetøj (chlorerede opl.) · Aktiv renseridrift (chlorerede opl.) · Opløsningsmidler · Lak og lakbehandlede møbler · Nye tæpper · Nye møbler · Nygarvede skind	· Neglelak og neglelakfjerner · Nye tæpper · Nye møbler
I forbindelse med indeluftmålinger spørges ind til nyanskaffelser, rensetøj osv. indenfor de sidste 3 måneder.		

Appendiks 1 – Igangværende udviklingsprojekter (pr. marts 2020)

I dette appendiks gives et kort overblik over kendte igangværende udviklingsprojekter, som forventes at kunne lukke nogle af de største videnshuller med relation til luftprøvetagning og indeluftundersøgelser.

A1.1 Anvendelse af ORSA-rør eller ATD-rør til passiv opsamling af TVOC

Der foreligger viden om at der er en systematisk forskel på de koncentrationsniveauer, der opnås ved passiv opsamling af totalindhold af flygtige kulbrinter (TVOC) på ORSA- og ATD-rør, og det er uvist hvilken metode der bør anvendes til sammenligning med Miljøstyrelsens afdampningskriterium, jf. afsnit 4.1.1.

Følgegruppen bag nærværende rapport har henvendt sig til Miljøstyrelsen med henblik på at få afklaring på hvilken metode til passiv opsamling af oliekulbrinter (TVOC), der bør benyttes til sammenligning med afdampningskriteriet. Kontaktperson: Børge Hvidberg, Region Midtjylland.

A1.2 Luftskiftets betydning for indeklimakoncentrationen

Det primære formål med dette projekt er at undersøge, om der findes pålidelige metoder til at foretage luftskiftemålinger indenfor et rimeligt prisleje, som kan bringes i anvendelse ifm. regionernes (videregående) indeklimaundersøgelser. Herunder undersøges det om luftskiftemålinger kan give et værdifuldt input til afklaring af sager, der ligger "på vippen"; dvs. sager med indeklimakoncentrationer lige omkring (over eller under) afdampningskriterierne.

På baggrund af omfattende feltundersøgelser på to repræsentative testlokaliteter over 1 år forventes det, at der kan foretages en detaljeret analyse af årstidsvariationer i såvel luftskifte som indeklimakoncentrationer på forureningssager, der ligger "på vippen", samt af disses indbyrdes sammenhæng. Dermed er det håbet, at der kan opstilles anbefalinger vedr. hensigtsmæssige prøvetagningstidspunkter, forventeligt måleprogram (inkl. evt. luftskiftemålinger ifm. indeklimamålerunder) og forventelige årsvariationer fra det man måtte måle på en given lokalitet på et givet tidspunkt, samt at der vil kunne foretages en vurdering af robustheden af en risikovurdering ift. indeklimaet, baseret på én eller flere indeklimamoniteringer, foretaget på givne tidspunkter.

Projektet udføres af DMR A/S for Region Midtjylland, Region Hovedstaden og Region Sjælland og afsluttes i april 2020. Projektleder: Karin Birn Nielsen, Region Midtjylland.

A1.3 Differentiering af kildebidrag fra poreluft til indeklima

Dette projekt har til formål at udvikle og afprøve en kombination af kemisk-analytiske metoder og avanceret databehandling, ift. kvantificering af poreluftbidraget til indeluftkoncentrationen. Metoden baseres på samtidige målinger af koncentrationen af

olie eller chlorerede opløsningsmidler i såvel poreluft som indeluft, hvorefter andelen af indeluftkoncentrationen, som stammer fra poreluften kan kvantificeres ved en fingerprint-analyse.

Efter projektet udestår en afprøvning og validering på et antal praktiske cases før der forventes at være en kommerciel ydelse, som kan tilbydes branchen.

Projektet udføres af Eurofins og Københavns Universitet for Region Hovedstaden og forventes afsluttet i sommeren 2020. Projektleder: Henriette Kerrn-Jespersen, Region Hovedstaden.

A1.4 Masseflowtest – robusthed og best practice

Det primære formål med projektet er at belyse den rumlige og tidslige robusthed af masseflowtest-konceptet ved at gennemføre gentagne masseflowtest i Region Hovedstadens Innovationsgarage, hhv. på forskellige tidspunkter og fra forskellige ventilationsdræn/sugepunkter. Altså besvarelse af om man kan få ca. det samme bidrag til den konceptuelle forståelse og samme estimat på forureningens masseafgivelse ved at gennemføre en masseflowtest på forskellige tidspunkter eller fra forskellige sugepunkter. Endvidere belyses den viden der opnås ved at gennemføre en masseflowtest på forskellige måder, hhv. ved ét eller flere flowtrin og som kort- eller langtidstest.

Rapporten vil indeholde en beskrivelse af best practice, ift. regionernes indeklimaundersøgelser og §8-undersøgelser, opstilling af konceptuelle modeller og afværgeovervejelser, for anvendelse af metoden på fremtidige sager, herunder om der kan træffes afgørelse om aktiv eller passiv ventilation som afværge.

Projektet udføres af DMR A/S for Region Hovedstaden og forventes afsluttet ultimo 2020. Projektleder er Maria Hag, Region Hovedstaden.

A1.5 Spredning af flygtige forureningsstoffer i offentlige kloakker

I projektet adresseres den dynamiske natur for transporten af flygtige forureningsstoffer i kloaksystemer, der potentielt kan medføre et bidrag til indeklimaet. Dette gøres ved at undersøge spredningsmekanismer, drivende kræfter og en række parametre/scenarier, der har indflydelse på koncentration og transport af flygtige forureningskomponenter i kloakledninger, fra indtrængningspunkt og i både og op-/nedstrøms retning herfra.

På baggrund af omfattende måleserier på 5 forskellige feltsager, opsummeres generelt anvendelig viden om hensigtsmæssige prøvetagningsmetoder (inkl. en eventuel fugtpåvirkning af ORSA-rør i samlebrønde) og forventelige størrelsesordner på rumlige og tidslige variationer i kloaksystemer. Endvidere opstilles konceptuelle tolkningsmodeller, der kan bruges på andre sager.

Projektet udføres af DMR A/S for Region Midtjylland, Region Sjælland og Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram og forventes afsluttet i 2021. Projektleder: Kaspar Rüegg, Region Midtjylland.

A1.6 Beaconsamplere ift. passiv opsamling af vinylchlorid

Der foregår pt. udviklingsaktiviteter i regionerne, hvor Beaconsamplere til passiv opsamling af vinylchlorid over ca. 14 dage sammenlignes med andre metoder, herunder med canisteropsamling over 7 dage. Beaconsampleren har en opsamlingsperiode på ca. 14-18 dage og en tilstrækkelig lav detektionsgrænse til sammenligning med afdampningskriteriet, jf. afsnit 4.5.1.

Det primære formål med undersøgelserne er at afklare om Beaconsampleren er fri for desorption under perioder med faldende koncentrationer, samtidig med at der i praksis kan opnås tilstrækkelig lave detektionsgrænser, som ikke hæves pga. analytisk interferens eller lignende.

Det forventes at resultater fra undersøgelserne vil blive løbende publiceret/udbredt i branchen i løbet af 2020/2021.

A1.7 Intelligent canisterstyring

Udvikling af en intelligent styringsenhed til canistre, som ved en programmérbar intervalåbning og -lukning kan strække prøvetagningsperioden for en canister fra ca. 7 til 14 dage. Det primære anvendelsesområde er ift. opsamling af indeluftprøver til analyse for vinylchlorid over 14 dage.

Projektet udføres af DMR A/S for Region Midtjylland og forventes afsluttet med levering af 10 stk. funktionsdygtige prototyper i april 2020. Projektleder: Børge Hvidberg, Region Midtjylland.

A1.8 Terpener i poreluft ifm. nåletræer

På baggrund af en konkret sag med undersøgelse af et fyringsoliespild, hvor der blev observeret stor interferens fra naturlige terpener i poreluftprøver, er der igangsat et mindre udviklingsprojekt med henblik på at belyse forskellige aspekter af terpen-interferens. Undersøgelserne foretages på to uforurenede lokaliteter med (gamle) nåletræer, på tre forskellige årstider og med tre gentagelser i hver målerunde.

Det forventes belyst hvor store terpen-indhold der er risiko for, om der er sammenhæng imellem terpenindholdet og miljømæssige faktorer, om terpener kan spottes på chromatogrammet med det blotte øje og om tilkøb af terpenanalyse til en standard kulbrinteanalyse kan afhjælpe problemstillingen med falske kulbrinteindhold fra nåletræer.

Projektet udføres af DMR A/S, med støtte fra Region Hovedstaden og forventes afsluttet med en artikel i Miljø og Ressourcer i april/maj 2020. Projektleder: Per Loll, DMR A/S.