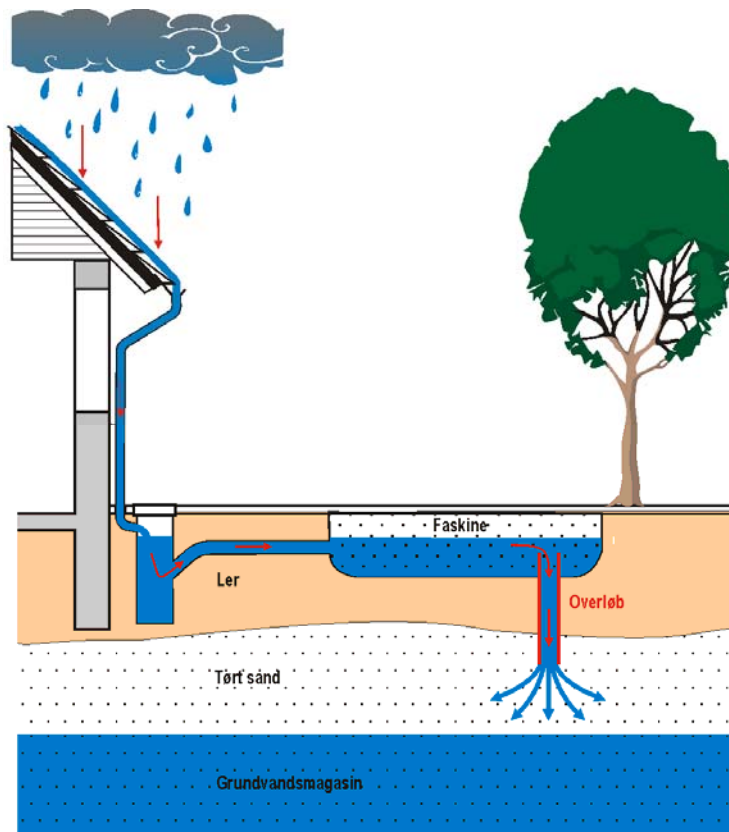


Naturstyrelsen

Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag

REDUKTION AF OVERSVØMMELSESRISIKO

Hovedrapport



Naturstyrelsen

**Overløb fra faskiner til dybereliggende
jordlag**

REDUKTION AF OVERSVØMMELSESRISIKO

Hovedrapport

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	6
1 BAGGRUND	14
1.1 KLIMATISKE UDFORDRINGER	14
1.2 LOKAL HÅNTERING AF OVERFLADEVAND (LAR)	17
2 FASKINE MED INFILTRATIONSBORING	18
2.1 DESIGNVANDMÆNGDER	19
2.2 FASKINE	20
2.3 INFILTRATIONSBORING	21
2.3.1 <i>Infiltrationsboring som overløb</i>	21
2.3.2 <i>Infiltrationsboring der generel øger infiltrationskapaciteten</i>	23
2.4 INTERNATIONALE ERFARINGER MED INFILTRATIONSBORINGER	25
3 PILOTFORSØG	28
3.1 BAGSVÆRD FORT, BEBYGGELSE VED LOUISEHØJ	28
3.1.1 <i>Pilotområde</i>	28
3.1.2 <i>Vandmængder</i>	29
3.1.3 <i>Geologi</i>	29
3.1.4 <i>Grundvand</i>	30
3.1.5 <i>Infiltrationskapacitet for lodret boring</i>	31
3.1.6 <i>Design af faskine og infiltrationsboring</i>	32
3.1.7 <i>Etableringsomkostninger</i>	34
3.2 KVÆDEVEJ I VIRUM, LYNGBY TAARBÆK KOMMUNE	36
3.2.1 <i>Pilotområde</i>	36
3.2.2 <i>Vandmængder</i>	36
3.2.3 <i>Geologi</i>	37
3.2.4 <i>Grundvand</i>	39
3.2.5 <i>Infiltrationskapacitet for lodret boring</i>	40
3.2.6 <i>Design af faskine og infiltrationsboring</i>	41
3.2.7 <i>Etableringsomkostninger</i>	43
3.3 MODELBEREGNING	44
3.3.1 <i>Infiltrationskapacitetens afhængig af geologiske parametre</i>	44
3.3.2 <i>Pilotforsøg</i>	47
3.4 SAMMENFATNING	49
4 RISIKO- OG MILJØKONSEKVENSVURDERING	50
4.1 FORURENINGSSTOFFER I TAGVAND	50
4.2 PÅVIRKNING AF GRUNDVANDSRESSOURCER OG KONSEKVENSER VED DRIKKEVANDSINDVINDING	52
4.2.1 <i>Infiltrationsboring som overløb</i>	53

4.2.2	<i>Infiltrationsboring som generel øgning af faskinens infiltrationskapacitet</i>	54
4.3	SAMMENFATNING	56
5	ANSØGNING FOR ETABLERING AF NEDSIVNINGSANLÆG	58
5.1	AFLEDNING AF TAG- OG OVERFLADEVAND	58
5.2	ETABLERING AF FASKINE	59
5.3	ETABLERING AF INFILTRATIONSBORING	60
5.4	ANSØGNINGER FOR ETABLERING AF BORING TIL INFILTRATION AF TAGVAND	61
5.5	SAMMENFATNING	62
6	FUNKTIONSKRAV	63
6.1	FASKINE	63
6.2	INFILTRATIONSBORING	64
7	IMPLEMENTERING	66
7.1	LOVGIVNING OG FORVALTNING	66
7.2	PRIVATØKONOMISKE OMKOSTNINGER	66
7.3	KOMMUNALØKONOMISKE OMKOSTNINGER	67
8	KONKLUSION	68
9	REFERENCER	70

Appendiks 1 Beregnet gennemsnitlige vandmængder fra tage med forskellige arealer og karakteristiske nedbørshændelser udtrykt ved gentagelsesperiode og varighed.

Appendiks 2 Alternative overløb fra faskine /8/

Appendiks 3 Flow i filter afhængig af slidestørrelse og boringsdiameter

Appendiks 4 Water Quality of runoff. Witteveen & Bos for NIRAS A/S 29th April 2009

Appendiks 5 Bagsværd Fort/Louisehøj Geologiske snit

Appendiks 6 Infiltrationstest af boring ved Bagsværd Fort/Louisehøj0

Appendiks 7 Infiltrationstest af boring ved Kvædevej 54, Virum

Appendiks 8 Modelberegninger af infiltrationsforsøg på umættet zone.

Appendiks 9 Hollandske erfaringer med dyb infiltration **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**

Appendiks 10 Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af lovgrundlag

Forord

NIRAS har med støtte fra Miljøstyrelsen tilskudsordning til miljøeffektive teknologier, Foreningen Østifterne, Lyngby-Taarbæk Kommune og Gladsaxe Kommune gennemført et innovativt projekt for udvikling af et overløb til faskiner.

Ved at koble kompetencer inden for grundvands- og spildevandsteknologi skal det undersøges, på hvilken måde det vil være muligt at forbedre kapaciteten af eksisterende faskiner med en lodret boring til dybere liggende jordlag med høj infiltrationskapacitet. Det vil øge anvendeligheden af faskiner i byer placeret i områder, der geologisk ikke er egnede til nedsivning af tagvand.

Ved at nedsive tagvand reduceres belastningen af kloaksystemet og derved reduceres risikoen for oversvømmelse i byerne og det sikres, at vandet forbliver i det naturlige hydrologiske vandkredsløb, frem for som i dag, at blive ledt væk i kloakken.

Projektet har tilknyttet en følgegruppe bestående af følgende personer:

Karin Dahlgren, By- og Landskabsstyrelsen
Niels Drisdal, Lyngby Taarbæk Kommune
Kristoffer Ulbak, Gladsaxe Kommune
Marina Bergen Jensen Skov & Landskab, KU-LIFE
Kent Ekman/Lars Suhr Olsen, Foreningen Østifterne

Sammenfatning og konklusioner

Nye kloakker

I det sidste årti har stadigt hyppigere oversvømmelseshændelser i byerne medført store omkostninger for samfundet. Klimaforandringerne med øget ekstremregn vil fremover øge risikoen for oversvømmelse.

For at imødegå denne udvikling skal der investeres milliardbeløb i kloaksystemerne, der øger kloaksystemet kapacitet. Gladsaxe Kommune har beregnet, at afkobling af tagflader fra kloaksystemet vil kunne reducere investeringerne væsentligt.

Lokal nedsivning

Lokal nedsivning af det relativt rene tagvand ved anvendelse af faskiner er en oplagt måde at reducere belastningen af kloakkerne. Anvendelsen af faskine er i dag begrænset af de geologiske forhold, der er bestemmende for faskinens kapacitet. På sandet jord, som f.eks. i det vestlige og nordlige Jylland, er der en høj nedsivningskapacitet, hvorimod mange områder i det østlige Jylland, på Fyn og Sjælland er domineret af moræneler i de øverste jordlag, der har en ringe kapacitet til at aflede vand. Men i mange af disse områder findes høj-permeable geologiske lag under moræneleren, der har en stor kapacitet til nedsivning.

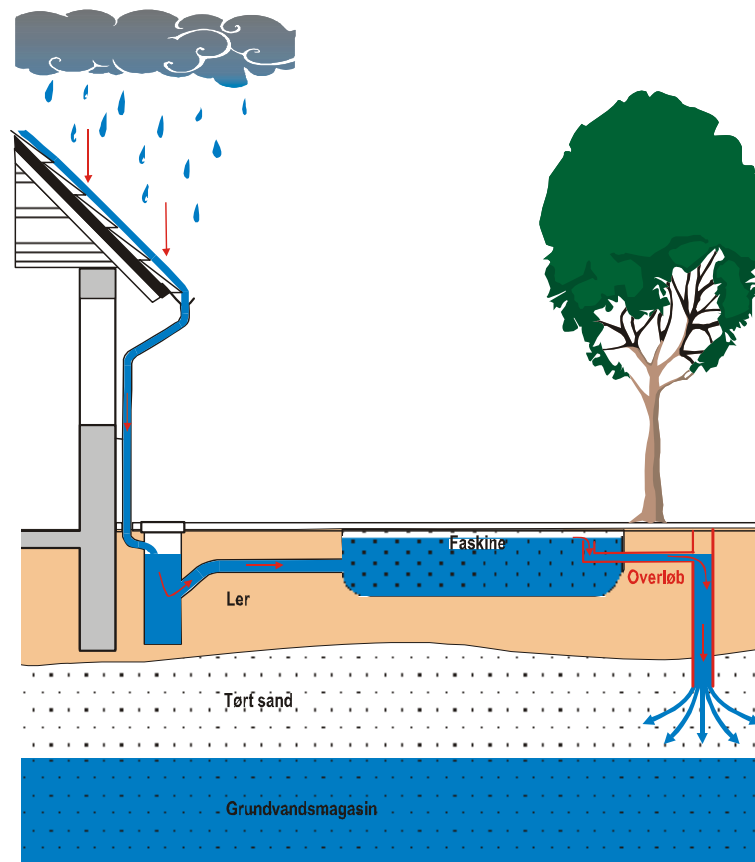
Kobling af grundvands- og spildevandsteknologi

Ved en kobling af kompetencer inden for grundvands- og spildevandsteknologi har NIRAS identificeret en ny teknologi, der kan forbedre kapaciteten af eksisterende faskiner og gøre brugen af lokal nedsivning i byerne mere udbredt. Herved reduceres risiko for oversvømmelse fra kloaksystemet og det sikres, at en større andel af oplandets afstrømning forbliver i det naturlige hydrologiske vandkredsløb, frem for at blive ledt til kloakken.

Ny teknologi

Den nye teknologi består i at supplere faskinekapaciteten ved etablering af en kobling af faskinen til en boring (brønd). Forbindelsen kan enten være et overløb, hvor vandet ledes til brønden når faskinens kapacitet overskrides eller et generelt supplement til faskinens evne til at aflede vandet. Vandet bliver ledt gennem boringen til jordlag under faskinen, med en tilstrækkelig aflednings- og magasinkapacitet. Herved forbedres faskiners kapacitet væsentligt.

Den nye teknologi vil i mange byområder gøre det muligt at anvende faskiner, hvor der på grund af de lokale geologiske forhold, ikke tidligere har været hensigtsmæssigt at anvende faskiner.



Figur 1. Princip for etablering af overløb til en faskine, hvor vandet ved kraftige nedbørssituationer ledes til underliggende jordlag med stor aflednings- og magasinkapacitet.

Projekt finansiering

Projektet er igangsat i december 2008 med støtte fra Miljøstyrelsens Tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi, Foreningen Østifterne, Lyngby-Taarbæk og Gladsaxe Kommuner.

Miljøstyrelsens Tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi er rettet mod udvikling, test og demonstration af miljøeffektiv teknologi indenfor hovedområderne Vand, Luftforurening, Kemikalier og Støj.

Foreningen Østifterne yder bl.a. støtte til skadeforebyggende aktiviteter. I dette tilfælde er der tale om et pilotprojekt, der skal vise sig, om man kan reducere den oversvømmelsesrisiko, der de senere år er øget på grund af kloakkernes manglende kapacitet, men også som følge af klimaændringerne.

Med samme indgangsvinkel ønsker Lyngby-Taarbæk og Gladsaxe Kommuner for konkrete områder at teste denne teknologi for om det vil kunne reducere oversvømmelsesrisikoen signifikant. Projektet bidrager til at finde en økonomisk fordelagtig løsning for borgerne i disse områder.

Resultater fra pilotforsøg

Det ene af to pilotforsøg er udført ved bebyggelsen Louisehøj i Gladsaxe Kommune, hvor der er skitseprojekteret en faskine med infiltrationsboring, der tilsluttes halvdelen af tagfladerne af 19 boliger i en rækkehusbebyggelse.

Pilotforsøget viser, at en boring med en diameter på Ø110mm på denne lokalitet har en kapacitet på 100 l pr time. For at opfylde kommunens serviceniveau bestemt ved, at der forekommer vand på terræn sjældner end en gang hvert 5. år, vil det kræve, at der etableres 6 boringer med diameter Ø110 mm og en faskine med et volumen på ca. 29 m³. Boringerne etableres for at sikre faskinens infiltrationskapacitet.

Pilotområdet ved Kvædevej 54 i Lyngby-Taarbæk kommune er den anden lokalitet. Her viste det sig, at de geologiske betingelser for en infiltrationsboring var meget bedre. Her er der en kapacitet på 470 l pr time, hvilket betyder, at det vil være muligt at knytte 12 boliger i en rækkehusbebyggelse til boringen.

Det er estimeret at anlægsomkostningerne for nedsivningsanlægget ved Louisehøj er 594.000 kr eksklusiv moms, hvilket er 31.000 kr pr. bolig. Anlægsomkostningerne for de 12 boliger ved Kvædevej vil være 295.000 kr eksklusiv moms eller 25.000 kr pr. bolig. Ved Kvædevej er boligerne allerede forpligtiget til at nedsive med faskiner. Ved at udvide disse eksisterende faskiner med en central infiltrationsbrønd vil anlægsomkostningerne være 19.500 kr eksklusiv moms for hver af de 12 boliger. Opgøres anlægsomkostningerne efter tagarealet er det estimeret til at være 30-40 kr/m², når der opbygges systemer med inddragelse af flere bebyggelser.

De driftsmæssige omkostninger for nedsivningsanlægget vurderes at være begrænset til oprensning af sandfangsbrønde to gange årligt og besigtigelse af faskinen en gang årligt.

Modelberegninger af infiltration i boring viser, at de vigtigste parametre for infiltrationskapaciteten er filterlængde, trykhøjde (boringsdybde) og den hydrauliske ledningsevne.

Risiko- og miljøkonsekvensvurdering

Regnen, der i dag kommer fra tagene, er ikke helt rent vand. Blandt andet indeholde vandet både organisk materiale, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer afhængig af materialet taget og tagnedløbet er lavet af. Tagvand, der ledes til faskine, vil over tid sive gennem de geologiske lag til den dybde, hvor vi i dag indvinder grundvand. Under transporten gennem jordlagene sker der en naturlig filtrering og rensning af vandet.

Der er udarbejdet en selvstændig baggrundsrapport: "Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag – reduktion af oversvømmelsesrisiko. Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af eksisterende lovgrundlag, september 2009 opdateret september 2011, By- og Landskabsstyrelsen" der er vedlagt som appendix 10, som risikovurderingen i nærværende rapport er baseret på.

Ved nedsivning af tagvand i et jordlag vil stofkoncentrationen påvirkes af fysiske og kemiske processer såsom udfældning, sorption, retardation og nedbrydning.

Når vandet møder grundvandet vil koncentrationen af forureningsstofferne således være reduceret. Endvidere vil der være vis fortynding af tagvandet fordi tagvandet kun udgør en del af det vand der nedsiver inden for en matrikel.

Ved at knytte en boring til faskinen vil der ske en ”by-pass” af de øvre jordlag til det underliggende sandlag, og filtreringslængden reduceres.

Anvendes den tilsluttede boring som et overløb, der træder i funktion ved ekstreme hændelser, vil kun en del af tagvandet blive afledt via overløbet, mens den resterende del af tagvandet vil nedsives normalt via faskinen. Under disse forhold vil hovedparten af forureningsstofferne i tagvand overholde grundvandskvalitetskriteriet når det møder grundvandet. Kun bly, PAH og nitrophenol vurderes potentielt at kunne overskride grundvandskvalitetskriteriet. På grund af manglende grundvandskvalitetskriterier for PCB, dioxiner og fosfortriester har det ikke været muligt at foretage risikovurdering for disse stoffer.

Hvis infiltrationsboringen anvendes til generel udvidelse af faskinens kapacitet, kan der i princippet afledes 100 % af tagvandet via boringen. Dermed opnås ikke fortynding som i ovennævnte tilfælde ved, at en del af tagvandet nedsives normalt via faskinen. Når tagvandet således møder grundvandet vil følgende stoffer muligvis ikke overholde grundvandskvalitetskriteriet: arsen, bly, kviksølv, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenol, pesticider og blødgørere.

For at kunne overholde grundvandskvalitetskriteriet kan det være nødvendigt at implementere en renseteknik i designet for infiltrationsboringen. Denne renseteknik kunne f.eks. være opsamling af ”first flush” i særskilt kammer i faskinen, idet tagvandets indhold af forureningsstoffer generelt er højest i ”first flush”. En anden renseteknik kunne være etablering af filterbrønd med et rensemedium mellem faskinen og infiltrationsboringen. Det forventes, at filterbrønd med tilbageholdelse af partikulært materiale kunne være en potentiel metode til rensning af tagvand i tilstrækkelig grad til overholdelse af grundvandskvalitetskriterier for forureningsstofferne i tagvand.

Filterbrønd med rensemedium skal indrettes, således at rensemediet kan vedligeholdes og udskiftes. Endvidere skal det valgte rensemedium have tilstrækkelig hydraulisk kapacitet, så det hydrauliske flow fra faskine til infiltrationsboring ikke hæmmes af filterbrønden.

Lovgivning

Nedsivning af tag- og overfladevand reguleres under Miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 (LBK nr. 879 af 26.06.2010), som skal sikre jord- og grundvand. Beskyttelse af overfladevand reguleres af lovens kapitel 4.

I henhold til §§ 30 i bekendtgørelse om spildevandstilladelser (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) kan kommunalbestyrelsen meddele tilladelse til nedsivning af tag- og overfladevand. Tilladelsen til afledning af tag- og overfladevand til nedsivningsanl, hvortil der ikke afledes husspildevand eller procesvand, kan meddeles, når følgende betingelser er opfyldt:

- Afstanden til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav til drikkevandskvalitet, er mindst 25 meter,
- nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres således, at der ikke opstår overfladisk afstrømning, overfladegener, eller gener i øvrigt,
- afstanden fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer og havet er mindst 25 meter, og
- tag- og overfladevand kommer ikke fra offentlige veje, jernbaner eller befæstede arealer, der anvendes til parkering for mere end 20 biler.

I Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 (Vejledning nr 5 1999) er de forhold, der skal være afklaret, inden der gives tilladelse til afledning af tag- og overfladevand beskrevet. De forhold, der skal være afklaret, for at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til nedsivning er:

- karakter og mængde af tag- og overfladevand
- afstand til vandindvindingsanlæg,
- udformning af nedsivningsanlægget, herunder at nedsivning sker i separat nedsivningsanlæg,
- afstand til vandløb, søer eller havet og
- afstand i øvrigt

Ved etablering af infiltrationsboring skal det sikres, at stoffer på bilag 2 i bekendtgørelse om spildevandstilladelser ikke tilføres grundvandet uden gennemsvivning af jordoverfladen eller undergrunden.

Der er i tilknytning til de to pilotforsøg i Lyngby-Tårnbæk Kommune og Gladsaxe Kommune indsendt ansøgning for etablering af infiltrationsboring samt gennemførelse af hydraulisk test af boringen ved infiltration med drikkevand. Endvidere er der i Gladsaxe Kommune ansøgt om tilladelse til etablering af monitoringsboring til grundvandet med henblik på udtagning af vandprøver.

Ansøgningerne er behandlet efter Miljøbeskyttelsesloven og bekendtgørelse nr. 1000 af 26. juli 2007 om udførelse og sløjfning af boringer og brønde på land. Der er givet tilladelse til etablering af infiltrationsboringen efter retningslinierne i bekendtgørelse om udførelse og sløjfning af boringer og brønde på land. Endvidere er der givet tilladelse til infiltration med rent drikkevand. Gladsaxe Kommune har givet tilladelse til etablering af monitoringsboring til grundvandet.

Tilladelserne omfatter udelukkende infiltration med drikkevand. Såfremt tagvand skal infiltreres vil dette kræve en ny ansøgning og tilladelse.

Funktionskrav

De overordnede funktionskrav er at faskine og infiltrationsboring skal tilfredsstille kommunens serviceniveau for håndtering af overfladevand i byområder. Det betyder, at der ikke må være vand på terræn i separat kloakerede områder oftere end hvert 5. år.

Faskinen designes så den har et tilstrækkeligt volumen til at håndtere den tilledte vandmængde fra tagfladerne og en nedsivningskapacitet, så faskinen tømmes inden for 24-48 timer.

Der udføres en test af jordens evne til at bortlede vand (infiltrationskapacitet) ca. 1 m under terræn. Hvis den er for lille undersøges det, om den kan øges ved at etablere en infiltrationsboring.

En infiltrationsboring fordrer et sandmagasin, hvor der kan etableres en filtersat boring med en længde på 3-4 m. Afstanden fra bunden af boringen ned til grundvandet skal mindst være 1 m og helst mere end 2 m.

Kombinationen af faskine og boring designes så 70 % af den årlige vandmængde nedsives i faskinen og 30 % i infiltrationsboringen. Dette designkrav kræver et overløb fra faskinen til en overløbsbassin der ligeledes kan være en faskine. Infiltrationsboringen tilsluttes overløbsbassinet. Det eftervises med en længere nedbørshændelse for området at designkravet er opfyldt.

Med ovenstående fordeling af vand til faskine og infiltrationsboring vil det være muligt at opfylde grundvandskriterierne, hvis indholdet af Bly, PAH og Nitrophenol er lavere end givne grænseværdier fastsat i nærværende rapport (Tabel 4-3).

Et alternativ funktionskrav til faskine og infiltrationsboring er en filtrering af tagvandet, før det føres ned i boringen. Denne rensning skal reducere koncentrationen af forureningskomponenterne til under grundvandskriteriet. Det har ikke været muligt at finde et filter, der kan opfylde disse kriterier.

Implementering

Der mangler klare retningslinier fra de centrale miljømyndigheder for etablering af infiltrationsboringer, hvor tagvand infiltreres i de dybere liggende jordlag over grundvandsspejlet.

Ud fra en hydraulisk betragtning er en faskine med infiltrationsboring en god løsning, idet faskinens infiltrationskapacitet øges væsentligt. De miljømæssige konsekvenser af teknologien vurderes at være små, hvis det sikres, at det kun er 30 % af tagvandet, der ledes til infiltrationsboringen.

Miljømyndighedernes sunde skepsis imod teknologien, leder hen mod, at det vil være hensigtsmæssigt at etablere infiltrationsboringer som centrale løsninger. Derved kan myndighederne ved jævne mellemrum foretage test af systemet både hydraulisk og vandkemisk for derved at sikre, at faskine/infiltrationsboring lever op til de fastlagte kriterier.

Generelt vil der ikke være et privatøkonomisk incitament for at afkoble tagfladerne fra kommunes kloaksystem. For de boligområder, der er pålagt at nedsive tagvandet og de geologiske vilkår er dårlige, vil det med en forholdsvis lille ekstra investering være muligt at reducere oversvømmelsesrisikoen væsentligt og opnå en tilpasning af systemet til forventede klimatiske ændringer.

For de områder hvor kommunens kloaksystem ikke lever op til serviceniveauet vurderes det, at en faskine med infiltrationsboring vil være et attraktivt alternativ til de normale udbygninger af kloaksystemerne.

Suppleres faskiner med infiltrationsboring tillige med grønne tage og andre LAR elementer, kan der opbygges et system til håndtering af vand i byerne, der både sikrer en rimelig lav risiko for oversvømmelse samt at byens påvirkning af det hydrologiske kredsløb bliver så neutral som muligt. Det vil sige, at nedbøren efter at den har ramt byen, enten fordamper, strømmer terrænnært af til vandløb, søer og havområder eller nedsiver til grundvandet med den samme fordeling som et naturområde. Dermed forbedres mulighederne for at opnå en bæredygtig drikkevandsforsyning og god økologisk tilstand i vandløb og søer.

Udenlandske erfaringer på området viser, at infiltrationsboringer anvendes mange steder og i områder med vandmangel er det en væsentlig kilde til opretholdelse af drikkevandsforsyningen. Det er således ikke en ukendt teknologi og som sådan har det i forbindelse med projektet heller ikke været muligt at opnå patent på faskine med infiltrationsboring.

Gevinster ved nedsivning

En mere udbredt anvendelse af faskiner i forhold til i dag vil reducere de vandmængder, der ledes til kloakkerne. Regnvandet afledes i stedet til grundvandet med flere fordele:

- Reduceret risiko for oversvømmelse fra overbelastede kloaksystemer med dertil knyttede besparelser for borger og samfund.
- En øget grundvandsdannelse,
- Reduceret hydraulisk overbelastning af vandløbene, hvilket forbedrer levebetingelserne for faunaen og reducerer erosion i vandløbene,
- Øget sommervandføringen i bynære vandløb til gavn for vandløbs flora og fauna,
- Færre spildevandsbelastede overløb til recipienter fra fælleskloakerede systemer og dermed reduceret næringssaltbelastning, iltvind og forringede hygiejniske forhold i vandløb, søer og havområder.

Risiko ved nedsivning

Den væsentligste risiko ved nedsivningsanlægget er ændringer i systemet efter at det er etableret. Det være sig, at der ved renovering af tagene anvendes nye og mere forurenende materialer, fejltilslutning af f.eks. vejvand eller manglende vedligeholdelse, hvor sandfangsbrønde ikke oprenses og faskinen ikke jævnlige tilses.

For at nedbringe denne risiko vil det være hensigtsmæssigt, at nedsivningsanlægget etableres som et kommunalt anlæg og der tinglyses restriktioner på de tilsluttede boliger, der sikre, at vandkvaliteten af tagvandet med tiden ikke ændre sig i negativ retning. Kommunen vil være tilsynsmyndighed og kan med påbud sikre, at de tilsluttede parceller overholder de tinglyste restriktioner med hensyn til valg af materialer, fejltilslutning og vedligeholdelse.

Der vil ligeledes være en risiko relateret til uheld på terræn, hvor miljøfremmede stoffer tabes i nærheden af brønde så det kan strømme ind i nedsivningsanlægget

og derved finder vej ned mod grundvandet. Denne risiko kan reduceres ved at brønde tilknyttet nedsivningsanlægget placeres i utrafikerede områder og eventuelt etableres med aflåst og tætsluttende dæksel.

1 Baggrund

1.1 Klimatiske udfordringer

I det sidste årti har der været hyppige oversvømmelseshændelser med tilhørende store tab for borgere og et øget krav til udbygning af regnvandsafledningen. En kombination af øget andel af fast belægning i byerne og statistisk sjældne ekstreme nedbørshændelser har været årsagen til de hyppigere forekommende oversvømmelser. Klimaforandringerne vil væsentligt øge risikoen for fremtidige oversvømmelse.

De forventede klimaændringer vil give anledning til en højere middelvandstand i havet og ændret nedbørsfordeling med mere nedbør om vinteren, mindre nedbør om sommeren og mere ekstreme nedbørshændelser om sommeren. Den ændrede nedbørsfordeling vil ligeledes give anledning til en øget grundvandsdannelse og større vintervandføring i vandløbene, hvorimod der om sommeren generelt vil være mindre vand i vandløbene.

Klimaændringer kom for alvor på den offentlige dagsorden i 2007 med udgivelsen af IPCC's seneste klimarapport og den megen nedbør og voldsomme nedbørshændelser i 2007.

Klimaændringerne over de kommende ca. 100 år er af FN's klimapanel IPCC estimeret ud fra meteorologiske modeller. Der er opstillet forskellige scenarier for emission af klimagasser frem til år 2100, hvoraf de scenarier, der ofte refereres til i Danmark er A2 og B2 scenariet, der er et middelhøjt og lavt scenarium, der er beskrevet i Tabel 1-1 /24/. Estimerede emissioner for udvalgte scenarier er vist i Figur 1-1.

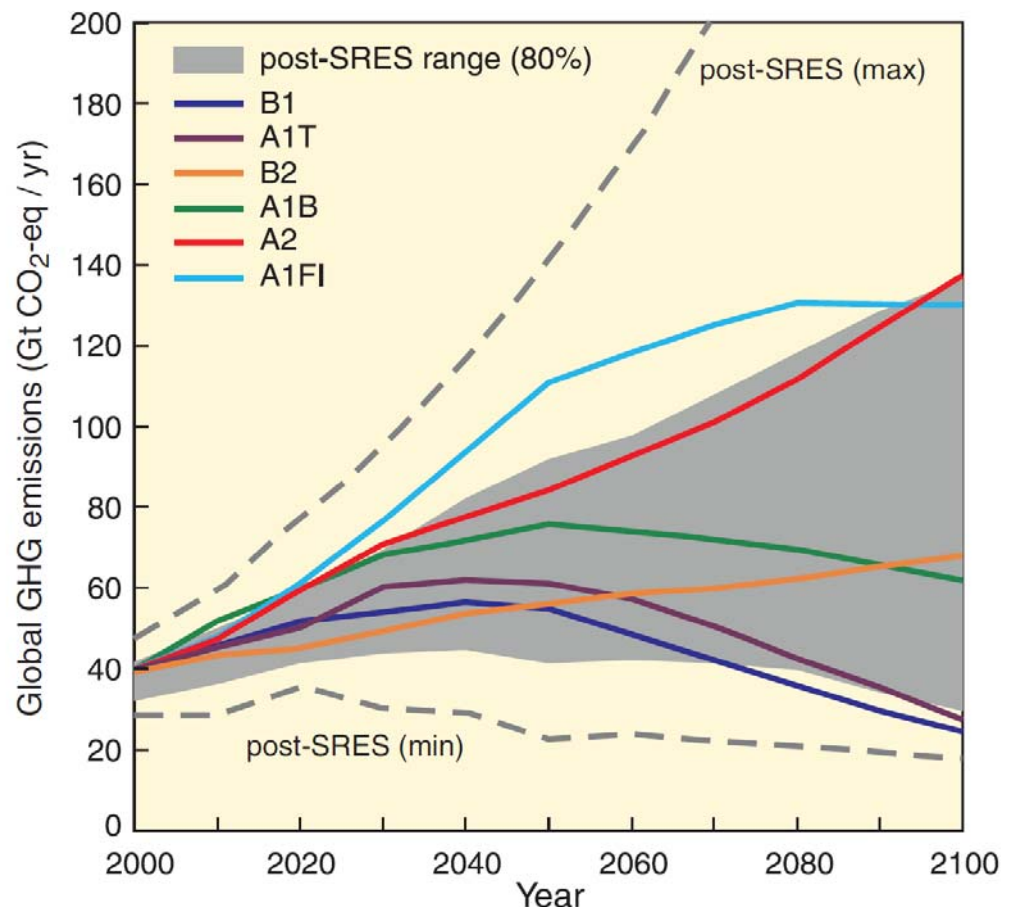
A1. En fremtidig verden i meget hurtig økonomisk vækst. Verdensbefolkningen toppe i midten af århundredet, og der sker en hurtig introduktion af nye mere effektive teknologier. A1-familien omfatter tre "underfamilier" hvor der fortrinsvis anvendes fossile brændsler (A1F1), ikke-fossile energikilder (A1T) eller en balanceret blanding af alle former for energikilder (A1B).

A2. En mere heterogen verden med fortsat stigning i verdensbefolkningen og langsommere teknologisk udvikling.

B1. En verden, der i visse henseender minder om A1, men i højere grad satser på service og informationsbaseret økonomi samt bæredygtige teknologier.

B2. En verden der har fortsat befolkningsvækst, men dog mindre end i A2 samt en langsommere og mere forskelligartet teknologisk udvikling end A1 og B1.

Tabel 1-1 Generel beskrivelse af udvalgte scenarier for udviklingen af udledningen af klimagasser /25/.



Figur 1-1 Global emission af Green House Gasses (GHG) i Gt CO₂ equivalenter. De farvede linjer illustrerer seks af SRES scenarier (Special Report on Emissions Scenarios) og 80 % fraktilen af de seneste publicerede scenarier (post-SRES) (gråt felt). Stiplet linie er henholdsvis de maksimale og minimale værdier af Post-SRES scenarierne. GHG inkluderer emission af CO₂, CH₄, N₂O og F-gasserne (/26/).

Med udgangspunkt i A2 scenariet vil der i Danmark frem til 2100 være en øgning af vinternedbøren med 43 % og reduktion af sommernedbøren med 15 % (Figur 1-2). Dertil kommer en øgning af de store nedbørshændelser (monster-regn) med 20 %.

Klimamodelberegninger rapporteret af IPCC for scenario A2 angiver globale vandstandsstigninger fra 1990 frem til 2100 på mellem 0,15 og 0,75 m med et centralt skøn på 0,42 m. Hertil kommer vandstandsstigninger foranlediget af ændrede vindforhold /27/.

Der har været en væsentlig debat vedrørende IPCC's modelberegninger af middelvandstandsændringerne, der ikke inddrager afsmeltningen fra landbaserede gletsjere, polerne og Grønland. Finske og Amerikanske universiteter mener således, at havet vil stige fra 0,8-1,5 m henholdsvis 0,8-2 m fra 1990 til 2100 /28/.

Ændringerne for B2 scenariet udviser generelt samme trend som for A2 scenariet, blot med mindre procentuelle ændringer (Figur 1-2).

Scenarium	A2		B2		EU2C	
Årstal	2006-2035	2071-2100	2006-2035	2071-2100	2006-2035	2071-2100
Land						
Årsmiddeltemperatur	+0,6° C	+3,1° C	+0,7° C	+2,2° C	+0,7° C	+1,4° C
Vintertemperatur	+0,6° C	+3,1° C	+0,7° C	+2,1° C	+1,0° C	+2,0° C
Sommertemperatur	+0,5° C	+2,8° C	+0,6° C	+2,0° C	+0,7° C	+1,3° C
Årsnedbør	+2 %	+9 %	+2 %	+8 %	0 %	0 %
Vinternedbør	+8 %	+43 %	+6 %	+18 %	0 %	+1 %
Sommernedbør	-3 %	-15 %	-2 %	-7 %	-2 %	-3 %
Maximum døgnnedbør	+4 %	+21 %	+5 %	+20 %	+11 %	+22 %
Hav						
Middelvind	+1 %	+4 %	+1 %	+2 %	+1 %	+1 %
Max. vandstand ved Vestkysten		+0,45-1,05 m				
Såvel hav som land						
Max. stormstyrke	+2 %	+10 %	0 %	+1 %	+1 %	+1 %

Tabel 1 Beregnet dansk klimaændring udtrykt som ændring i forhold til perioden 1961-90 for de tre klimascenarier.¹ (Kilde:DMI)

¹ Usikkerheden på temperaturberegningerne er 1,5° C for A2- og B2-scenarierne og 0,7° C for EU2C. Det betyder, at temperaturstigningerne i de tre scenarier med 90 % sandsynlighed vil ligge mellem 0,7° C og 4,6° C i 2071-2100

Figur 1-2 Estimerede klimaændringer /24/.

I byerne vil effekten af klimaændringerne betyde, at de dimensionsgivende nedbørshændelser vil stige med 30 % frem mod 2100, hvilket betyder, at de områder, der i dag oplever oversvømmelsesproblemer, vil opleve øget hyppighed af oversvømmelser og der vil fremkomme nye områder med oversvømmelsesproblemer.

De bymæssige områder beliggende tæt på kysten vil tillige opleve øget hyppighed af oversvømmelser fra havet og de ændrede vandstande ved kysten vil øge presset på de kystnære kloaksystemer, idet udløbskoten bliver højere.

1.2 Lokal håndtering af overfladevand (LAR)

For at imødegå effekten af den klimatiske udvikling skal der enten investeres milliardbeløb i ledningssystemerne og pumper eller anvendes alternative metoder, der reducerer belastningen af ledningssystemet.

Der eksisterer forskellige teknologier, der kan reducere belastningen af ledningssystemerne. Det kan være grønne tage, grøfter, vådområder, søer, udpegning af oversvømmelsesområder, åbne og lukkede forsinkelsesbassiner eller nedsivning.

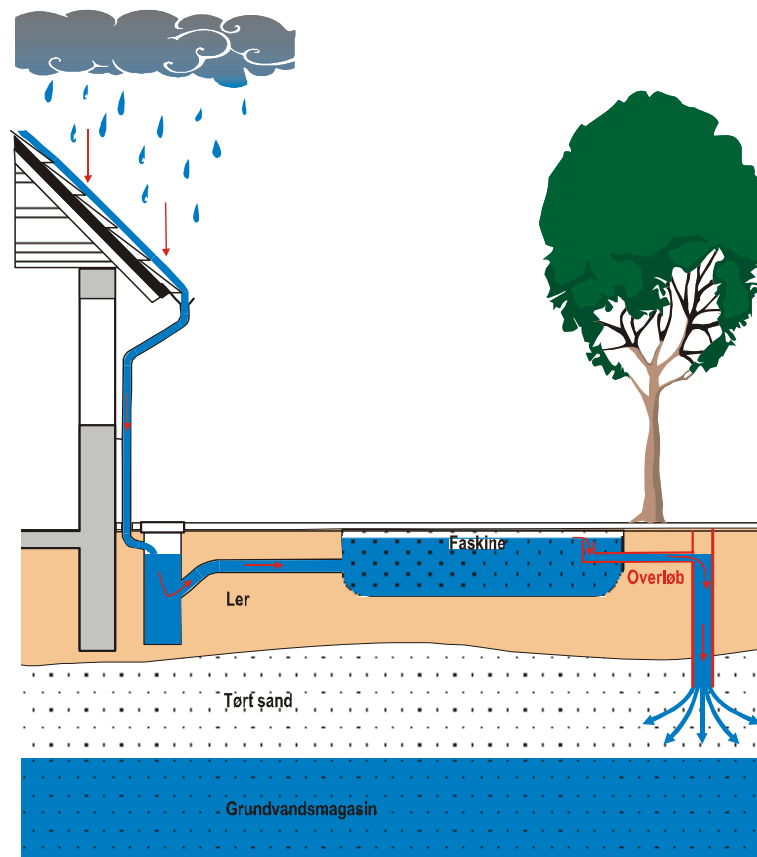
En delgruppe af alternative metoder benævnes LAR (Lokal Håndtering af Regnvand), hvor traditionelle lukkede rørsystemer suppleres med, eller erstattes af teknologier til lokalt at forsinke eller nedsive regnvand i byerne. Begrebet har været kendt i Danmark siden 1990-erne og har inden for de seneste 5 år haft en øget bevågenhed. Det har bl.a. medført at forskellige innovative forskningsmiljøer er opstået, hvor forsker, myndigheder og private firmaer har udviklet koncepter, testet løsningsmetoder og forsket i muligheder og begrænsninger i LAR teknologier (www.2bg.dk; www.vandibyer.dk). Nærværende projekt der knytter en traditionel faskine med en lodret boring er et LAR projekt.

2 Faskine med infiltrationsboring

Når det regner i et byområde, føres vandet der falder på husenes tage med tagrende og nedløbsrør til en sandfangsbrønd. I et traditionelt kloaksystem er sandfangsbrønden forbundet med en rørledning til kommunes kloaksystem, der, hvis det er et fællessystem, leder det til renseanlægget. Hvis kloaksystemet er tostrengt – separat system – ledes tagvandet til det nærmeste vandløb eller direkte ud i havet.

Nærværende projekt beskriver muligheder og begrænsninger ved at etablere en faskine med tilsluttet lodret infiltrationsboring til modtagelse af vandet fra tagene. Denne boring kan enten som illustreret i Figur 2-1 etableres som et overløb, der træder i funktion når faskinen er fyldt eller som en boring, der generelt øger faskinens infiltrationskapacitet.

I efterfølgende kapitler beskrives nedenstående system på et konceptuelt niveau og i kapitel 3 beskrives konceptet detaljeret for to pilotområder ved henholdsvis en enkelt matrikel og for en rækkehusbebyggelse.



Figur 2-1 Vand fra tag der ledes i tagrende, nedløbsrør og tagbrønd mod faskine til nedsivning i normale situationer og når faskinen er fuld til overløb i en infiltrationsboring.

2.1 Designvandmængder

Serviceniveau er nøgleordet for design af systemer til håndtering af regnvand i byområder. Det betyder, at kommunerne definerer, hvor ofte der må forekomme en overskridelse af systemets kapacitet med deraf følgende risiko for oversvømmelse.

For at leve op til det juridiske ansvar, som kommunen har over for borgerne, skal kommunen som minimum definere serviceniveauet i forhold til den ny fælles danske praksis for, hvorledes afløbssystemer skal fungere. Det er formuleret i Skrift 27 /1/ og forklaret nedenfor:

Den nye fælles praksis er bygget op omkring følgende 3 elementer:

- Formulering af funktionskrav
- Anbefaling af beregninger, som benyttes ved nydimensionering og analyse af systemer.
- Brug af sikkerhedstillæg på såvel beregninger som på fremtidsscenarier, herunder konsekvenser af klimaforandringer og byfortætning.

Funktionskravene er formuleret ud fra en veldefineret kote og en gentagelsesperiode for opstuvning til dette niveau. Minimumskravene er præsenteret i nedenstående Tabel 2-1.

Arealanvendelse	Minimums funktionskrav. Gentagelsesperiode (år) for opstuvning til kritisk kote. Terræn
Fælleskloakerede bolig- og erhvervsområder	10. år
Separatkloakerede bolig- og erhvervsområder	5. år

Tabel 2-1 Minimumsfunktionskrav angivet som tilladelig gentagelsesperiode med opstuvning til kritisk kote i terræn /1/.

Denne praksis betyder, at en faskine på et tag afløb lever op til serviceniveauet, hvis der forekommer vand på terræn sjældnere end hvert 5. år, når beregningerne inkluderer sikkerhedstillæg.

Der er foretaget beregning af vandmængder, der kan forventes at strømme fra et tag til tagrenden. Beregningerne tager udgangspunkt i Skrift 28 /2/ med en årsmiddelnedbør på 600 mm og usikkerhedsfaktor for klima på 1,3 (Appendiks 1).

Tages der udgangspunkt i et tag med en tagflade på 75 m² vil et serviceniveau svarende til en 5 års hændelse give vandmængder som præsenteret i Tabel 2-2.

Fra taget løber vandet i en tagrende hen til nedløbsrøret. Tagrendens kapacitet er typisk 2 l/s og nedløbsrøret har en kapacitet på 4 l/s til 7 l/s afhængig af, om det har en diameter på 80 mm eller 100 mm.

Nedløbsrøret har forbindelse til en tagbrønd, der virker som sandfang, hvor nedfald på taget bundfældes. Fra tagbrønden er der typisk en Ø110 mm afløbsledning med et 15 ‰ længdefald (15 mm pr løbende m). Kapaciteten i denne ledning vil være 9 l/s.

Det kan således konkluderes, at det frem mod faskinen er tagrenden, der vil være den kapacitetsmæssige begrænsning for vandmængder, der kommer fra taget. Det vil sige vandføringen fra taget kan ikke blive større end 2 l/s, forudsat hele tagfladen afvandes med én tagrende og ét nedløbsrør. Hvis der kommer mere vand end de 2 l/s løber det ud af tagrenden og ned på terræn foran huset. Her er det forventeligt, at terrænet har fald væk fra huset så vandet ikke strømmer ind til huset og siver ned langs soklen.

Varighed af nedbør [min]	Vandmængde jævnfør skrift 28 /2/ [l/s pr. ha]	Vandmængder for et 75 m ² tag [l/s]	Vandmængder for et 75 m ² tag [m ³]
5	307	2,3	0,7
10	221	1,7	1,0
30	116	0,9	1,6
60	73	0,5	2,0
180	34	0,3	2,7

Tabel 2-2 Vandmængder fra et tag på 75 m² ved en 5 års regnhændelse ved en årsmiddelnedbør på 600 mm og med usikkerhedsfaktor for klima på 1,3. Beregnet med udgangspunkt i Skrift 28. Dimensionsgivende regnhændelser for faskiner tilknyttet 75 m² tagflade areal er markeret med gråt.

2.2 Faskine

Den dimensionsgivende regnhændelse for en faskine tilknyttet en 75 m² tagflade opfylder servicekravet for en 5 års nedbørshændelse med en varighed fra 10 minutter og opfter (markeret med gråt i Tabel 2-2). Faskinens kapacitet skal for regnhændelser med en varighed på 10 til 180 minutter have et volumen på 1 m³ til 2,7 m³, forudsat der ikke forekommer udsivning fra faskinen, mens det regner.

Mængden af vand der kan sive ud af faskinen er afhængig af de geologiske forhold. Anvendes vejledningen i projektering, dimensionering, udførelse og drift af faskiner /8/ er det muligt at estimere infiltrationskapaciteten. En typisk anvendt faskine er en rendefaskine på 0,5 m bredde og en hulrumsprocent på 90 %. Etableres sådan en faskine med et vandvolumen på 2 m³ kan infiltrationskapaciteten beregnes ud fra et skøn om jordens geologi. Er det goft sand vil infiltrationskapaciteten være 16.000 l/time (Tabel 2-3) der aftager

efterhånden som kornstørrelsen bliver mindre til kun 8 l/time, hvis det er en blanding af ler og silt.

Jordbund	K* m/s	Tømningstid timer	Infiltration l/time
Silt/ler	5.E-07	250	8
Silt	1.E-06	125	16
Silt/sand	1.E-05	13	160
Sand	1.E-04	1	1600
Groft Sand	1.E-03	0.1	16000

*K er Hydraulisk ledningsevne

Tabel 2-3 Infiltrationsmængde for rendefaskine på 0,5 m bredde, hulrumsprocent på 95 % og et vandvolumen på 2 m³ /8/.

2.3 Infiltrationsboring

Der beskrives to typer af tilslutning af boring til en faskine, henholdsvis som et overløb eller som en generel forøgelse af faskinens infiltrationskapacitet.

I præsentationen anvendes dimensioner af boringer, tilslutninger og brønde, der ligeledes er anvendt i pilotforsøgene og dermed afspejler de størrelsesordner, der typisk vil blive anvendt til løsninger i villakvarterer med tilslutning af 1 til 20 boligenheder.

Hvis det er større systemer, der skal tilsluttes en faskine med boring, er koncepterne de samme, men dimensionerne skal skaleres til den ønskede kapacitet. F.eks. kan der vælges en 400 mm boring i stedet for den neden for anvendte 110 mm. Nogle større systemer anvendt i udlandet er præsenteret i afsnit 2.4.

2.3.1 Infiltrationsboring som overløb

Overløb på faskinen til infiltrationsboringen etableres ved at gennembore faskinen i siden og montere en Ø 110 mm rørledning (Figur 2-2). I faskinen monteres en 90 graders bøjning til lodret, der fungerer som overløb i faskinen. Ved at placere overløbet i lodret position minimeres mængden af partikulært stof, der strømmer til overløbsboringen. Alternative design af overløb er præsenteret i "Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift af faskiner" /8/ og gengivet i Appendiks 2.

Dette design af overløb og infiltrationsboring giver den traditionelle faskine et overløb. Det træder i funktion for regnhændelser, hvor faskinen ikke har volumen- eller udsivningsmæssig kapacitet til at håndtere nedbøren. Det kan enten skyldes, at faskinen er underdimensioneret i forhold til arealet af det tilknyttede tagflade med de givne geologiske forhold eller nedbøren overskrider serviceniveauet (dimensionsgivende nedbørshændelse).

Infiltrationsboringen placeres i en Ø425 mm brønd med aflåselig dæksel og fast bund, der støbes omkring infiltrationsboringen med en tæt pakning. I brønden er

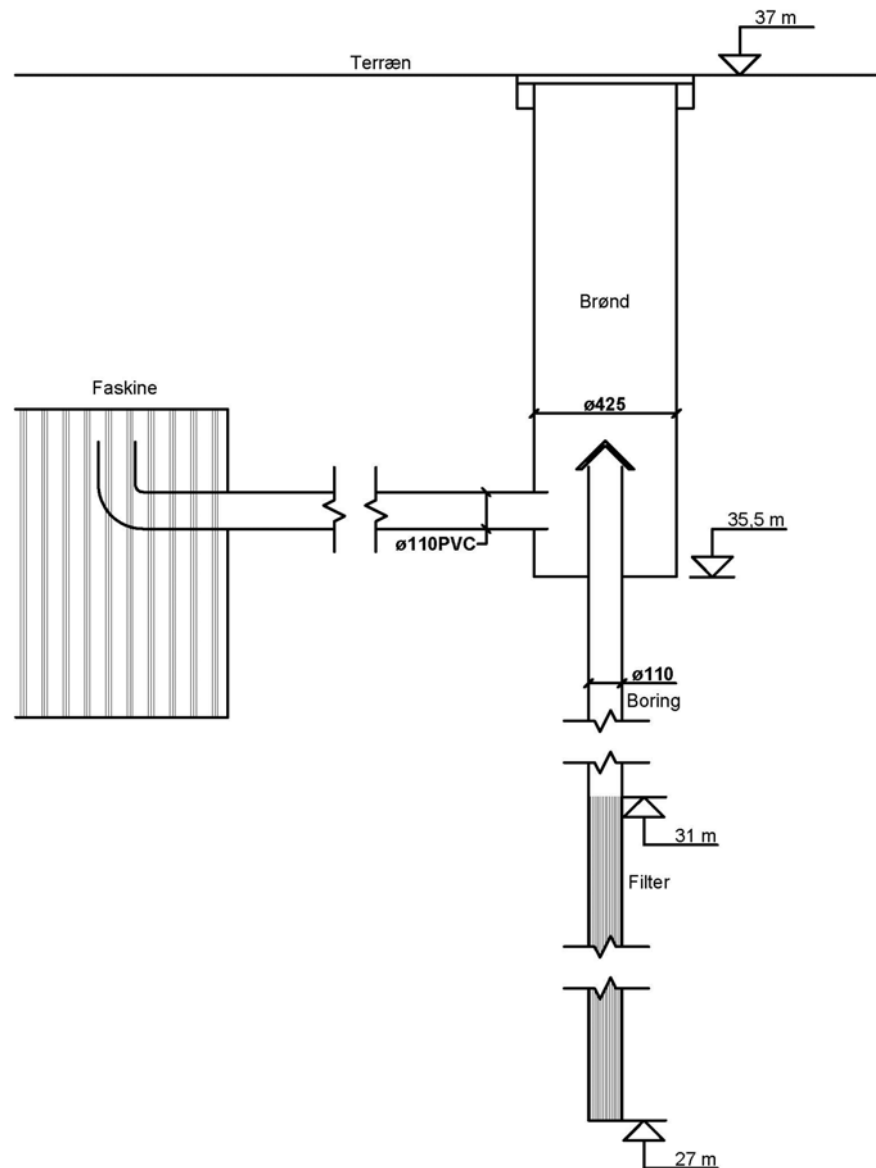
infiltrationsboringen placeret med en beskyttelseshætte på toppen. Denne hætte skal sikre, at større partikler ikke falder ned i boringen når brønddækslet løftes. Hætten skal monteres så den kan afmonteres i forbindelse med at infiltrationsboringen skal renses.

Infiltrationsboringen er en typisk en Ø110 mm boring, der føres ned til den ønskede dybde og boringen filtersættes på de sidste typisk 3-4 m af røret. Den eksakte længde af filteret er givet af tykkelsen af det tørre sandlag man ønsker at infiltrere i. Starter sandlaget f.eks. 5 m under terræn og er grundvandsstanden 10 m under terræn vil det være muligt at lave en 3 m lang filtersætning der starter 5 m under terræn og slutter 8 m under terræn. Det er ikke tilladt at lave direkte infiltration til grundvandet. Der skal være en afstand på 1-2,5 m fra bund af filter til top af grundvandsspejl (se kapitel 5).

En filtersætning består af et stålrør med slidser og omkring røret er der grus, der tillader vandet at løbe fra boringen ud i jorden. Over filteret og op omkring den ikke slidsede del af stålrøret, er der mellem røret og jorden bentonit. Bentonit er et lermineral der tætnet boringen så der ikke kan sive overfladevand ned langs med boringen.

Slidserne i filteret har typisk en bredde fra 0,3 til 3 mm, hvor valget af bredde skal tilpasses det flow, der kan strømme ud i jorden omkring boringen samtidig med, at der skal vælges så lille en slidsebredde at partikulært stof, der måtte være i vandet, ikke kommer ud i gruset omkring filteret. Er det partikulære stof først kommet ud i gruset, er det ikke muligt at foretage en oprensning af boringen, hvorimod materiale, der fanges i slidserne, kan skrubes frit og pumpes op. Generelt er det ønskeligt med så små slidsebredder som muligt, uden at det virker hæmmende for strømmingen ud af boringen.

Flowet ud af boringen er af Rotex A/S blevet oplyst for slidser varierende mellem 0,3 mm og 3,0 mm og boringsdiameter varierende mellem 40 og 400 mm (Appendiks 3**Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**). Eksempelvis vil en boring med 110 mm i diameter og en slidsebredde på 0,3 mm have en kapacitet på 1,5 m³/time pr. løbende meter filter.



Figur 2-2 Design af overløb og infiltrationsboring til faskine.

2.3.2 Infiltrationsboring der generel øger infiltrationskapaciteten

En anden mulighed for kobling af faskine og infiltrationsboring er vist i Figur 2-3, hvor infiltrationsboringen træder i funktion ved alle nedbørshændelser og således generelt øger faskinens infiltrationskapacitet.

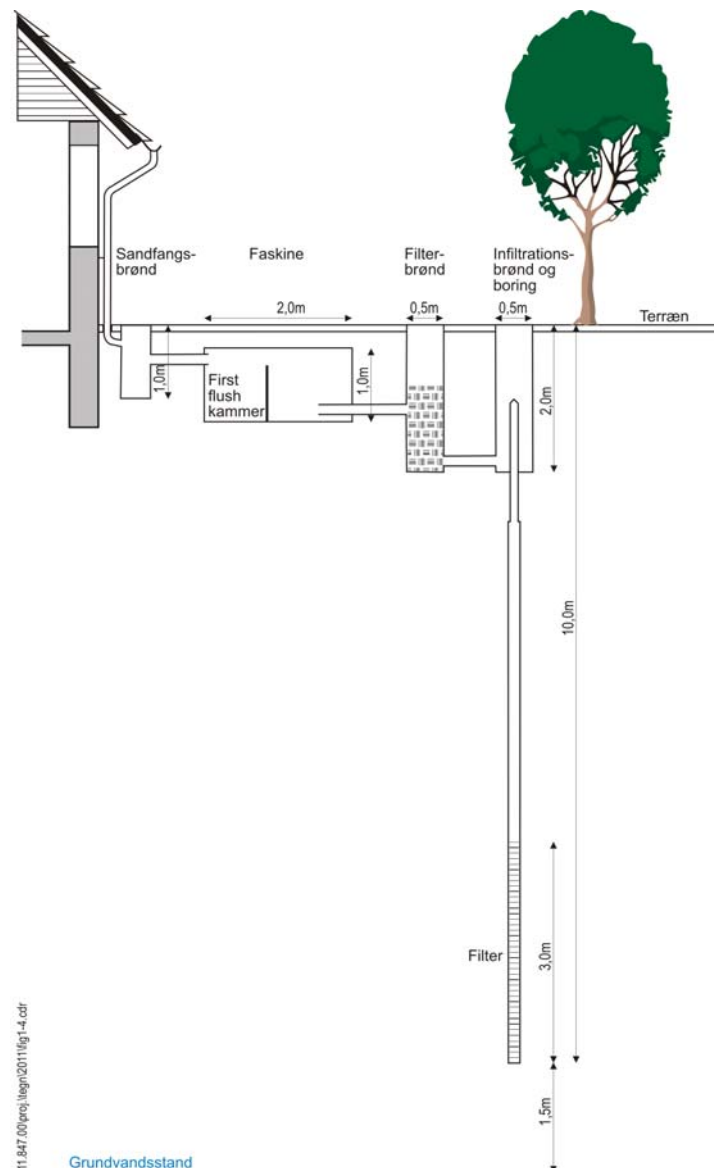
Der etableres et forkammer i faskinen, hvor den første vandmængde efter længere tids tørvejr opsamles. Koncentrationen af forureningskomponenterne i denne "first Flush" er ofte kraftigere forurenede (reference 2 og 3 i Appendiks 4) og vil således nedsive og renses gennem jorden.

Forbindelsen til infiltrationsboringen etableres ved at gennembore faskinen i siden og montere en Ø110 mm rørledning der føres over til en filterbrønd. I

filterbrønden er der et udskifteligt filtermateriale, der har samme rensekapacitet som jordmatricen under faskinen samtidig med, at det er muligt at opnå et tilstrækkeligt højt flow gennem filteret (se afsnit 4.2.2).

Selve infiltrationsboringen er den samme som beskrevet i afsnit 2.3.1.

Ved at tilslutte infiltrationsboringen øges faskinens infiltrationskapacitet. Det er specielt i meget våde perioder, hvor der i lerede jorde er risiko for at jorden er vandmættet tæt på terræn, hvorved infiltrationskapaciteten er nedsat. Der vil således være en risiko for, at faskinen ikke blive tømt mellem to på hinanden følgende nedbørshændelser, hvorved vandet stuver op på terræn og oversvømmer lavtliggende veje og huse. Ved at etablere en forbindelse til et sandlag længere nede vil infiltrationskapaciteten være uafhængig af tørre og våde perioder.



Figur 2-3 Faskine og infiltrationsboring. Infiltrationsboringen bidrager til at øge faskinens generelle infiltrationskapacitet.

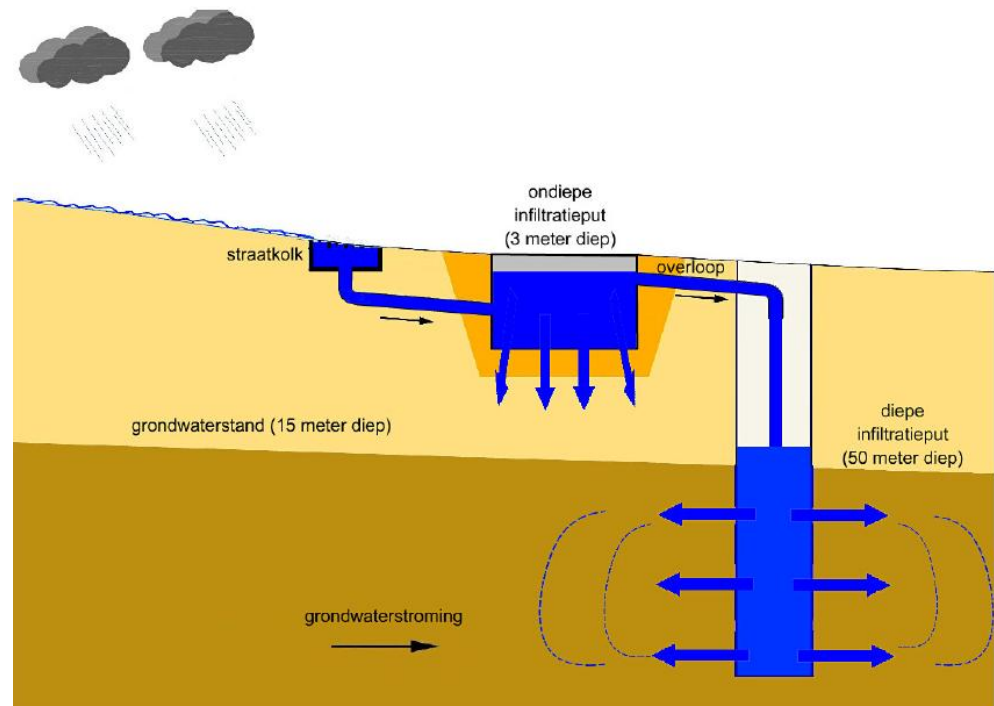
2.4 Internationale erfaringer med infiltrationsboringer

Bl.a. Sverige, Holland, Tyskland, Australien og USA har erfaringer med landskabsbaseret afvanding. I Holland har der de sidste 15 år været en målsætning om at nedsive alt regnvand fra urbane områder. I Holland har man derfor i mere end 10 år anvendt såkaldte *wadi*. En *wadi* er udformet som et trug/fordybning i terrænet med en underliggende faskine, samt et overløb til f.eks. et underliggende sandlag /11/. Regnvandet passerer endvidere gennem et muldlag med plantevækst, typisk græs. En *mulden-rigole*, som anvendes i Tyskland, fungerer ud fra samme overordnede princip som en *wadi*, med et muldlag placeret ovenpå en faskine, hvori et overløb til f.eks. underliggende sandlag er etableret. Ved analyser af kobberindhold i jordprøver fra *wadier*, hvortil der ledes tagvand fra kobbertage, har der ikke kunnet konstateres forhøjede kobberindhold /17/. De primære rensningsmekanismer for en *mulden-rigole/wadi* er planteoptag (ved beplantning på muldlag), sedimentation og adsorption til sediment samt filtration gennem filtermateriale og jord /18/.



Figur 2-4 Hollandsk Wadi, udformet som et trug med en faskine under /17/

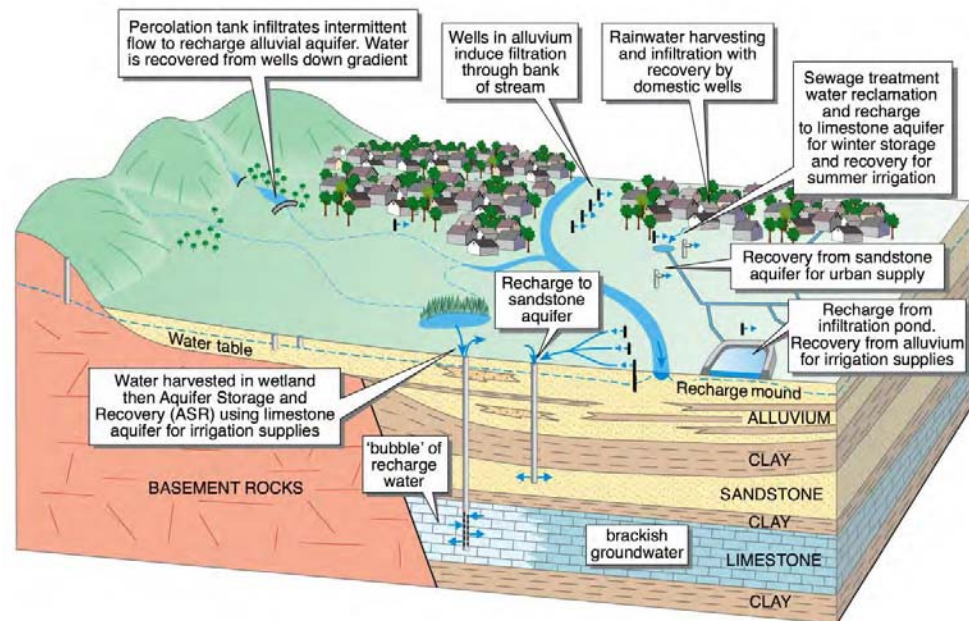
I Holland anvendes desuden dyb infiltration til nedsivning af regnvand. Dyb infiltration er en vertikal faskine lavet som en boring med permeable sider. Boringen rækker f.eks. 50-100 meter ned i et ikke mættet sandlag eller kan have direkte kontakt til grundvandsmagasinet, se Appendiks 9 **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** (Figur 2-5). Inden tilløb til brønden passerer vandet et sandfang og en faskine til at opmagasinere og nedsive *first flush*. I de tilfælde, hvor der ikke kan foretages nedsivning fra en faskine og gennem et jordlag, kan der indføres en rensningsteknik med samme eller bedre rensningseffektivitet som jordlaget. Dette vil typisk bestå af en brønd med et passende filtermateriale som vandet passerer igennem inden tilledning til nedsivningsbrønden.



Figur 2-5 Skitsetegning over Holandsk anlæg til dyb infiltration. En samlebrønd leder vandet til en faskine hvorfra hoveddelen af vandet nedsives. Overløbet fra faskinen ledes her til en brønd med kontakt til grundvandsmagasinet (Appendiks 9)..

I USA har man siden 1930'erne haft Managed Aquifer Recharge (MAR) anlæg og målrettet brugt nedsivning til genopfyldning af grundvandsmagasinerne. I Los Angeles området i Californien har man siden 1962 anvendt injektionsboringer til at pumpe rensset spildevand direkte ned i grundvandsmagasinerne. Op til 50 % af vandet i disse grundvandsmagasiner består af rensset og genanvendt spildevand. Ved at pumpe rensset spildevand ned i grundvandsmagasinerne opbygges desuden en trykbarriere mod indtrængende havvand /19/. Indvindingsboringer skal etableres i en passende afstand fra injektionsboringerne således at det nedpumpede vand opnår en opholdstid i grundvandsmagasinet på mere end 6 måneder. Ved at grundvandets transportafstand er mere end 6 måneder, opnås effektiv eliminering af virus der måtte have overlevet den indledende vandbehandling og der opnås desuden en fortynding af det nedpumpede vand med eksisterende grundvand /19/. Los Angeles området importerer for nuværende vand fra omkringliggende områder, men har en målsætning om at udvide deres genanvendelses anlæg og blive selvforsynende med grundvand /19/.

I Australien har man grundet vandmangel haft fungerende MAR-anlæg siden midten af 1960'erne. Der er udført flere undersøgelser på nedsivning og en hel serie af teknikker er i brug til oplagring og genindvinding af overfladevand i jord og grundvandsmagasin, se Figur 2-6 /20/. I Australien anvendes nedsivning gennem jordlag, kaldet Soil Aquifer Treatment (SAT), som teknik til rensning af spildevand inden genindvinding /21/. Jf. den australske Technical Guidance for ASR /22/ vurderes et korrekt placeret, designet og drevet MAR-projekt ikke at udgøre en væsentlig risiko for miljøet. Endvidere vurderer vejledningen at MAR-projekter for tagvand vil kunne anvendes til drikkevand.



Figur 2-6 Illustration af typer af Managed Aquifer Recharge (MAR) anlæg i anvendelse i Australien /20/.

På baggrund af øget forureningsrisiko frarådes anvendelse af tagvand fra visse tagmaterialer til MAR. Det drejer sig om: kobbertag, tagoverflader med offentlig adgang, tagoverflader med adgang for køretøjer samt materialer der kan ruste, undergå korrosion eller fungere som redested for fugle. Herudover tagflader, hvor der forekommer udledningsrør fra air condition, dampenheder eller lign., skorsten fra industriel proces i bygningen, deposition fra kemisk sprøjtning inden i bygning samt områder med øget risiko for industriel deposition. Hvis taget indeholder en eller flere af ovenstående karakteristika, anbefaler den australske vejledning, at tagvandets kvalitet analyseres /14/. Den australske vejledning indeholder ingen anbefalinger om analyse af tagvand fra tagflader uden ovennævnte materialer. First flush bør dog så vidt muligt ikke tilledes MAR-anlæg.

I håndteringen af MAR anlæg i Australien opereres der med en beskyttelseszone på 20-200 m fra genindvindingsområdet. Vand, der transporteres længere end denne afstand, vil have tilstrækkelig opholdstid i grundvandsmagasinet til at indholdet af patogener og forureningsstoffer vil komme under vandkvalitetskriterierne /20/.

3 Pilotforsøg

I dette kapitel beskrives nedsivningstesten udført på to pilotområder og modelberegninger knyttet hertil. De to lokaliteter er ved bebyggelsen Louisehøj i Gladsaxe Kommune og Kvædevej i Lyngby Taarbæk Kommune.

3.1 Bagsværd Fort, bebyggelse ved Louisehøj

3.1.1 Pilotområde

Dette pilotområde er placeret i umiddelbar nærhed til bebyggelsen Louisehøj i Gladsaxe Kommune (Figur 3-1).



Figur 3-1 Oversigtskort.

Regnvandet fra tagfladerne i boligområdet langs Louisehøj afledes i fælles kloakledning. Ved kraftige nedbørshændelser forekommer der opstuvning i kloaksystemet med tilhørende oversvømmelse af kældrene langs Louisehøj.

En mulig løsning på oversvømmelsesproblemerne vil være at etablere lokal nedsivning af vandet fra tagene. Derved reduceres belastningen af kloaksystemet ved kraftige nedbørshændelser.

Geologiske analyser for området viser, at der i de øverste ca. 3-10 m er moræner, hvor nedsivningskapacitet er for ringe til etablering af en traditionel

faskine. Ved at koble en infiltrationsboring til det underliggende tørre sandlag, øges infiltrationskapaciteten af faskinen.

3.1.2 Vandmængder

Til design af faskine og infiltrationsboring anvendes en designregn svarende til en 5 års henholdsvis en 10 års hændelse. Afhængig af varigheden af regnen giver det forskellige vandføringer og vandvoluminer fra de 800 m² tagflader, der planlægges tilknyttet nedsivningsfaciliteten (Tabel 3-1). De største vandvoluminer fås ved de lange regnhændelse, hvorimod de største intensiteter er for regnhændelser med lille varighed.

10 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	l/s	29.4	21.3	11.1	7.1	3.3
Volumen til faskine	m ³	9	13	20	25	36

5 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	l/s	24.5	17.8	9.3	5.8	2.7
Volumen til faskine	m ³	7	11	17	21	29

Tabel 3-1 Forudsætninger for design af faskine ved en 10 års henholdsvis 5 års regnhændelse.

3.1.3 Geologi

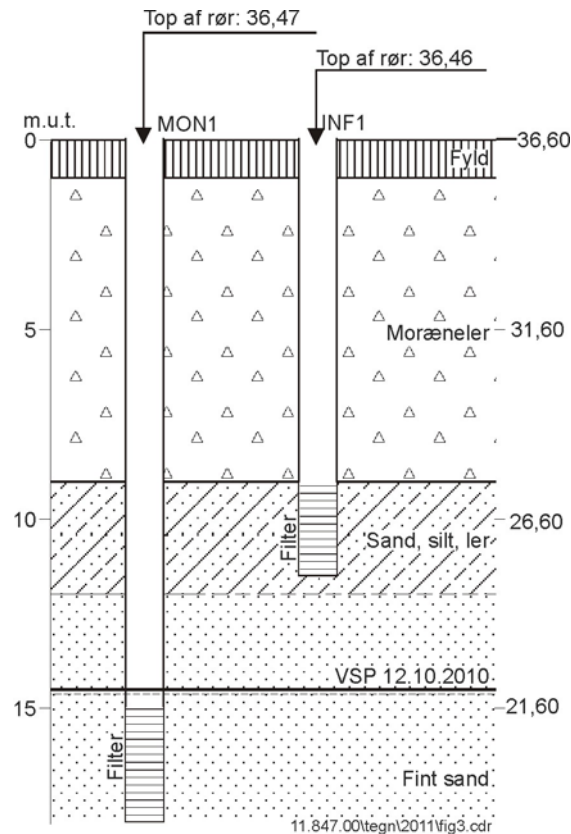
Louisehøj er beliggende i et morænelandskab fra sidste istid, hvor jordbunden overvejende er moræneler /3/. Terrænkoten ligger på omkring +37m DNN.

Områdets geologi har Gladsaxe Kommunes miljøafdeling beskrevet ved to geologiske snit ved Bagsværd Fort (Appendiks 5, tegning 2 og 3). Tegning 2 er et geologisk profilsnit fra øst til vest knap 100m syd for Louisehøj. Profilsnittet viser, at geologien i området består af et 1-2 m tykt lag af fyld underlejret af et 4-6 m tykt lerlag. Under lerlaget kommer sand til det niveau hvor borerne stopper.

Tegning 3 er et geologisk profilsnit fra sydøst til nordvest. Profilsnittets nordvestlige ende slutter kun ca. 30m syd for Louisehøj. I den del af profilsnittet der er nærmest Louisehøj består området af et 3-4 m fyldlag og herunder et 3-4 m tykt lerlag. Herefter starter sandet der i toppen består af et ca. 2-4 m tykt siltet sand, før det bliver sand, der fortsætter til borerne stopper.

Der er udført infiltrationsboring og monitoringsboring (se beskrivelse i Appendix 60). På Figur 3-2 ses en skitse af geologien ved boringen. Geologien består af et fyldlag ned til ca. 1 m u.t. underlejret af moræneler ned til 9,2 m u.t. Under morænedækket er et lag på ca. 3 m tykkelse, der består af fint sand med

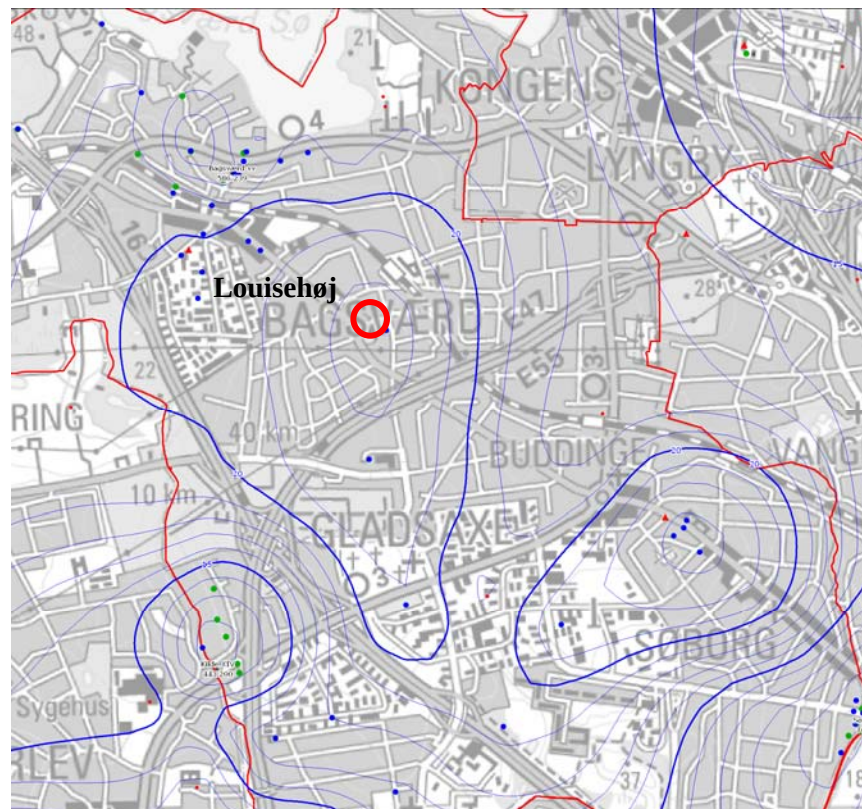
silt og ler. Fra 12 til 18 m u.t. er der fint velsorteret sand (detaljeret geologisk snit er præsenteret i Appendiks 60). Det passer meget godt overens med oplysningerne for tegning 3 i Appendiks 5. Det er sandsynligvis bedre at etablere infiltrationsboringen længere mod syd.



Figur 3-2 Skitse af geologi på lokaliteten.

3.1.4 Grundvand

Trykniveauet i det primære magasin for området er ca. +22m DVR90. Der er også observeret sandlinser med sekundært grundvand i området (Appendiks 5 **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**; Tegning 2 og 3). Louisehøj er et grundvands højdepunkt, hvorfor strømningsretningen fra dette punkt er i alle retninger (Figur 3-3). I boring udført ved Louisehøj (Appendiks 60) blev vandspejlet fundet ca. 15,1 m u.t. (21,9 m DVR90).



Figur 3-3 Udsnit af potentialekort i kalken /5/.

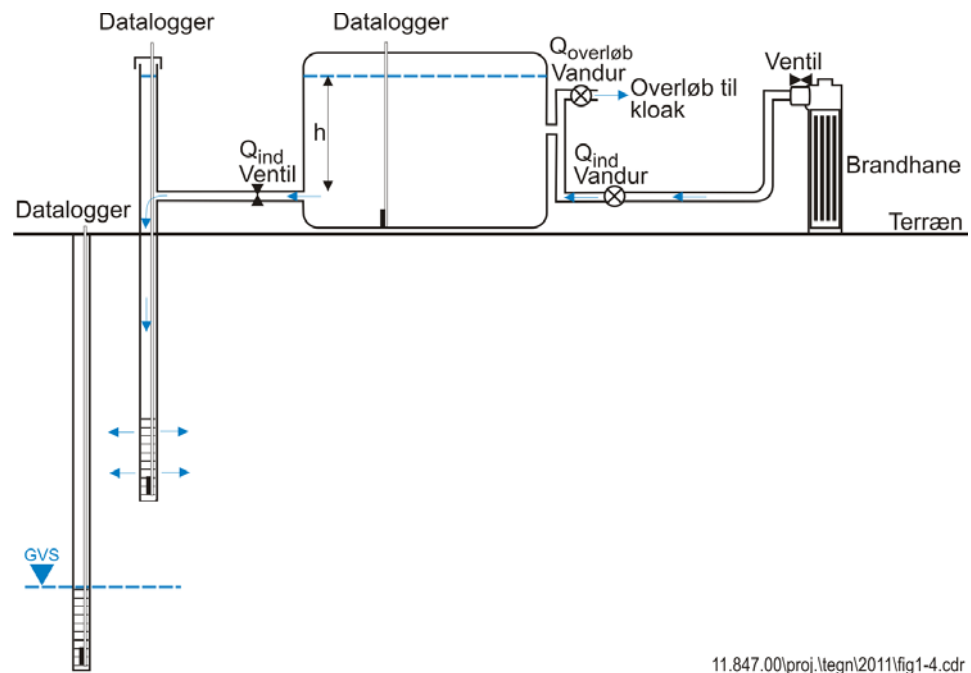
Området er udpeget som OSD område (områder med særlige drikkevandsinteresser). Beskyttelsen af drikkevandsressourcerne er således højt prioriteret på lokaliteten /6/.

3.1.5 Infiltrationskapacitet for lodret boring

Der er den 10.-13. august 2010 etableret to borer i møllemarken 27, 2880 Gladsaxe. Den ene blev filtersat i den umættede zone til infiltration af vand, og den anden blev filtersat i den mættede zone til monitoring af eventuel påvirkning af grundvandsstanden under infiltrationsforsøget (Appendiks 60).

Der blev udført en infiltrationstest på lokaliteten. Testopstillingen var opbygget med en 1000 l palletank tilsluttet infiltrationsboringen samt en vandtilførsel (Figur 3-4).

I den første del af testen blev vandniveauet i palletanken holdt konstant ved at regulere på tilførslen af vand. I den del af testen blev infiltrationskapaciteten målt med to vandure. I den anden del af testen blev der lukket for tilførslen af vand til palletanken. I denne del af testen er det tømningstiden af palletanken, der var udtryk for infiltrationskapaciteten.



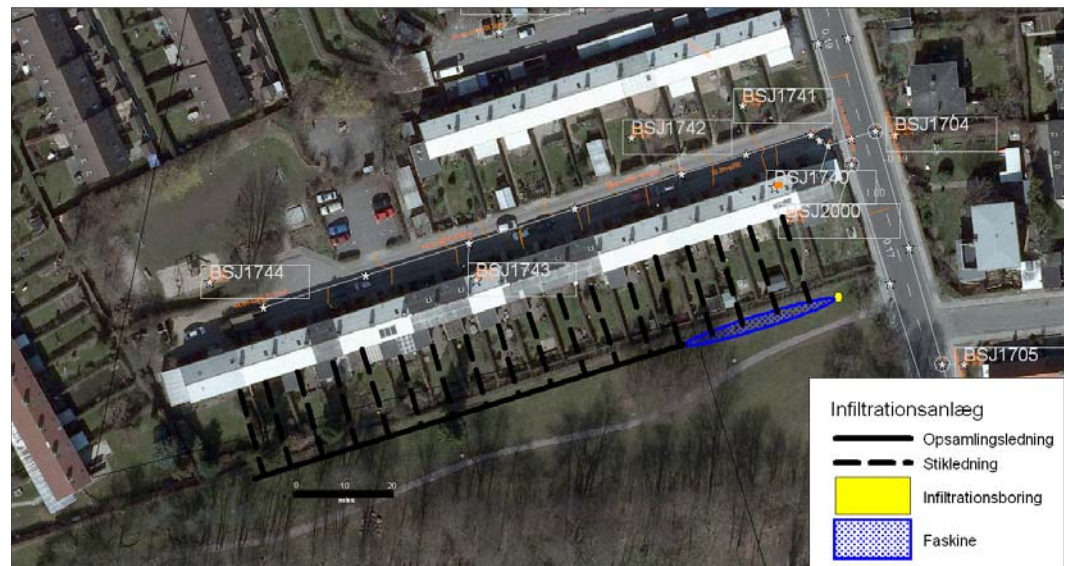
Figur 3-4 Testopstilling.

Usikkerheden på vandurene var for store til at få et fornuftigt resultat af den første del af testen. Den anden del, hvor palletanken blev tømt viser en tømningstid på 10,4 timer. Dette giver en infiltrationsrate på ca. 100 l pr timen.

Under forsøget er vandstanden i grundvandsmagasinet målt. Der ses ingen ændring i grundvandsstanden i den mættede zone under forsøgets.

3.1.6 Design af faskine og infiltrationsboring

Det tekniske anlæg for infiltration af tagvand fra Louisehøj vil være placeret syd for bebyggelsen. Det vil bestå af stikledninger fra tagnedløbenes sandfangsbrønd ud til en opsamlingsledning, der vil føre vandet mod øst til en faskine med tilhørende infiltrationsboring (Figur 3-5).



Figur 3-5 Projekteret infiltrationsanlæg.

I det efterfølgende design af faskine med boring forudsættes det, at infiltrationskapaciteten fra faskinen svarer til silt med en hydrologisk ledningsevne på $K=1 \cdot 10^{-6}$ m/s. Flowet ud af faskinen når den er fuld kan herefter udregnes som:

$$I_{\text{faskine}} = K \cdot 2 \cdot (b \cdot h + h \cdot l)$$

Hvor:

- I: Infiltrationskapacitet [m^3/s]
- k: Hydraulisk ledningsevne [m/s]
- b: Bredde af faskine [m]
- h: Højde af faskine [m]
- l: Længde af faskine [m]

Med en forholdsvis ringe infiltrationskapacitet i infiltrationsboringen kan boringen ikke anvendes som overløb. I det efterfølgende vurderes muligheden for etablering af boring til generelt at sikre infiltrationskapaciteten af faskinen.

Anvendes en designregn, der forekommer sjældnere end hvert 5. år og varighed på 180 minutter, skal faskinen have et vandvolumen på 29 m^3 forudsat en infiltrationskapacitet i infiltrationsboringen på $0,1 \text{ m}^3/\text{timen}$. Med en hulrumprocent på 90 % og en bredde og dybde af faskinen på $1 \times 1 \text{ m}$ bliver faskinen 32 m lang. Vælges i stedet en sikkerhed svarende til en 10 års hændelse skal faskinen være 39 m lang.

10 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	m ³ /time	106.0	76.8	40.1	25.5	12.0
Volumen til faskine	m ³	9	13	20	25	36
Infiltrationskapacitet i overløbsrør	m ³ /time	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Infiltrationskapacitet i faskine	m ³ /time	0.08	0.11	0.17	0.21	0.29
Infiltreret volumen i løbet af en regnhændelse	m ³	0.01	0.03	0.13	0.31	1.16
Volumenkrav til magasin	m³	9	13	20	25	35
Hulrums procent	%	90	90	90	90	90
Bredde af faskine	m	1	1	1	1	1
Højde af faskine	m	1	1	1	1	1
Længde af faskine	m	10	14	22	28	39
Tømningstid	timer	49	61	75	81	90

5 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	m ³ /time	88.1	63.9	33.4	20.7	9.8
Volumen til faskine	m ³	7	11	17	21	29
Infiltrationskapacitet i infiltrationsbrønd	m ³ /time	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Infiltrationskapacitet i faskine	m ³ /time	0.06	0.09	0.14	0.17	0.24
Infiltreret volumen i løbet af en regnhændelse	m ³	0.0	0.0	0.1	0.3	1.0
Volumenkrav til faskine	m³	7	11	17	20	28
Hulrums procent	%	90	90	90	90	90
Bredde af faskine	m	1	1	1	1	1
Højde af faskine	m	1	1	1	1	1
Længde af faskine	m	8	12	18	23	32
Tømningstid	timer	44	55	70	75	84

Tabel 3-2 Design af faskine.

Tømningstiden for faskinen er 84 timer ved en 5 års hændelse og 90 timer for en 10 års hændelse. Det er for lang tid, hvorfor der skal etableres flere boringer. Det vurderes at en rimelig tømningstid er 24-48 timer, hvilket betyder, at der skal etableres 6 boringer for at give den nødvendige infiltrationskapacitet med Ø110 mm boringer.

3.1.7 Etableringsomkostninger

For at få et overblik over etableringsomkostningerne for en fælles infiltrationsløsning af den type der er skitseret ved Bagsværd Fort er der beregnet et økonomisk overslag. Priserne er baseret på V&S prisdata fra 2008.

Ved etablering af et infiltrationsanlæg med 19 boliger og et tagareal på ca. 800 m² vil etableringsomkostningerne være ca. 594.000 kr, der fordelt på de 19 boligenheder giver en pris pr. bolig på 31.000 kr/bolig (Tabel 3-3). Projektering og tilsyn vil være ca. 15% af etableringsomkostningerne, hvorved den samlede pris for projektet vil være ca. 683.000 kr for 19 boliger og 36.000 kr pr hus.

Emne	Beskrivelse	Enhed	Mængde	Enhedspris Kr	Overslag Kr
Stikledning inklusiv udgravning og tilslutning	19 huse x 20 m Ø110 mm stikledning. Dybde 1 m.	m	380	225	85.500
Retablering	Bepantning i 19 haver	Antal	19	5.000	95.000
Samlebrønd mellem stikledning og samleledning	Ø425 mm brønd med Støbejernsdæksel i terræn der gør det muligt at køre med plæneklipper. Dybde 2,0 m. og 200 mm gennemløb.	Antal	19	7.000	133.000
Samle ledning Inklusiv udgravning og retablering af plæne	Ø200 mm i 2 m dybde	m	100	525	52.500
Faskine i plastelementer inkl. retablering af plæne	Etableres i to sektioner med overløb fra sektion 1 til sektion 2. Sektion 1 er først flush kammer. Faskinens bredde er 1 m og højden er 1 m. Dybde som afgravning foretages til er 2 m	m	40	3.000	120.000
Infiltrationsboring inklusiv brønd til 12 m dybde	Ø110 mm boring placeret i en Ø450 mm brønd.	Antal	6	18.000	108.000
Anlægsomkostninger for 19 huse					594.000
Anlægsomkostninger for 1 hus					31.000
Projektering og tilsyn (15 %)					89.000
Total inklusiv projektering og tilsyn 19 hus					683.000
Total inklusiv projektering og tilsyn 1 hus					36.000

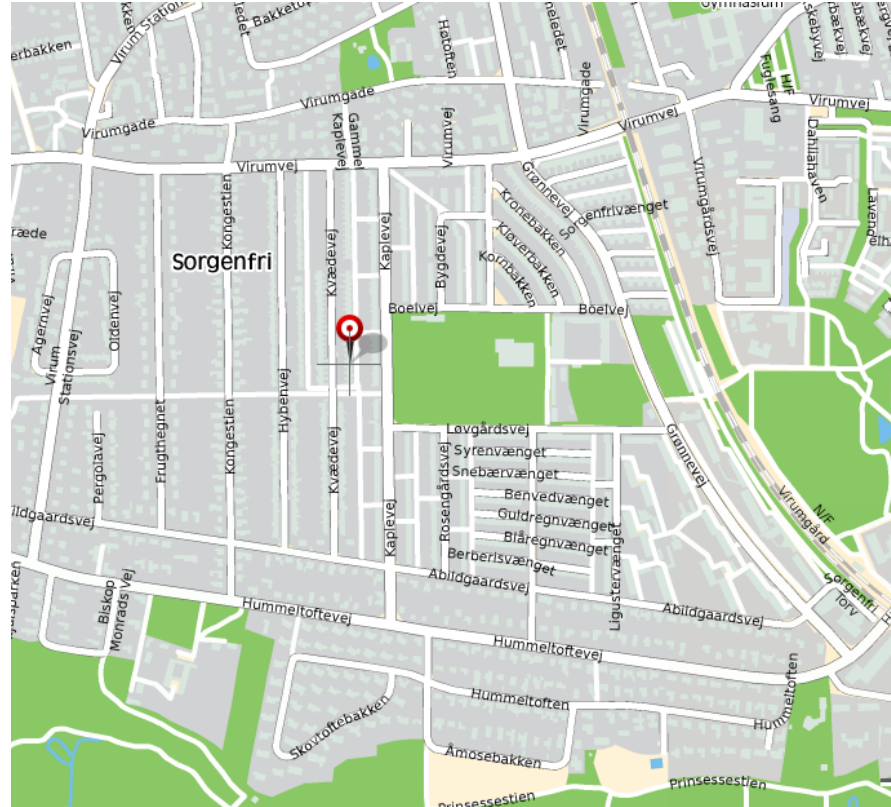
Tabel 3-3 Etableringsomkostninger ved design, der svarer til at kunne klare en 5 års hændelse. Alle beløb er pristal 2008 og eksklusiv moms. Dertil skal lægges projektering og tilsyn svarende til ca. 15 % af etableringsomkostningerne.

De driftsmæssige omkostninger for nedsivningsanlægget vurderes at være begrænset til oprensning af sandfangsbrønde to gange årligt og besigtigelse af faskinen en gang årligt.

3.2 Kvædevej i Virum, Lyngby Taarbæk Kommune

3.2.1 Pilotområde

Dette pilotområde er matriklen Kvædevej 54 i Virum, en eksisterende faskine afvander en 70 m² tagflade (Figur 3-6).



Figur 3-6 Oversigtskort.

Afledning af regnvandet, der falder på tagfladerne i boligområdet langs Kvædevej sker til dels ved nedsivning til faskiner. I forbindelse med kraftige og vandrige nedbørshændelser er nedsivningskapaciteten i disse faskiner for lille og vandet afledes i sådanne situationer på terræn, hvilket resulterer i øget oversvømmelsesrisiko for de lavtliggende områder.

Det vurderes, at den primære årsag til manglende nedsivningskapacitet skyldes det øvre jordlags høje indhold af lerede materialer. Ved at etablere forbindelse forbi dette lerlag til det underliggende tørre sandlag, der har en større nedsivningskapacitet, etableres den fornødne afledningskapacitet i boligområdet.

3.2.2 Vandmængder

Til design af faskine og infiltrationsboring anvendes en designregn svarende til en 5 års henholdsvis en 10 års hændelse. Afhængig af varigheden af regnen giver det forskellige vandføringer og vandvolumener fra de 70 m² tagflader, der

planlægges tilknyttet nedsivningsfaciliteten (Tabel 3-4). De største vandvolumener fås ved de lange regnhændelse, hvorimod de største intensiteter er for regnhændelser med lille varighed.

10 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	l/s	2.6	1.9	1.0	0.6	0.3
Volumen til faskine	m ³	0.8	1.1	1.8	2.2	3.1

5 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	l/s	2.1	1.5	0.8	0.5	0.2
Volumen til faskine	m ³	0.6	0.9	1.5	1.8	2.6

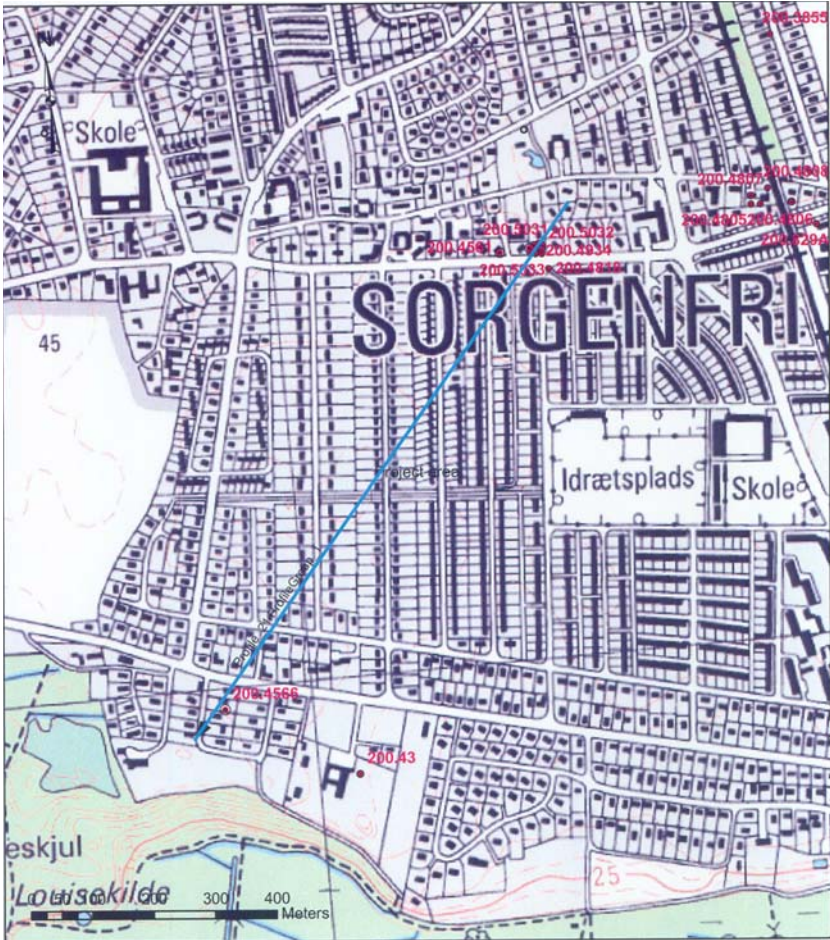
Tabel 3-4 Forudsætninger for design af faskine ved en 10 års henholdsvis 5 års regnhændelse.

3.2.3 Geologi

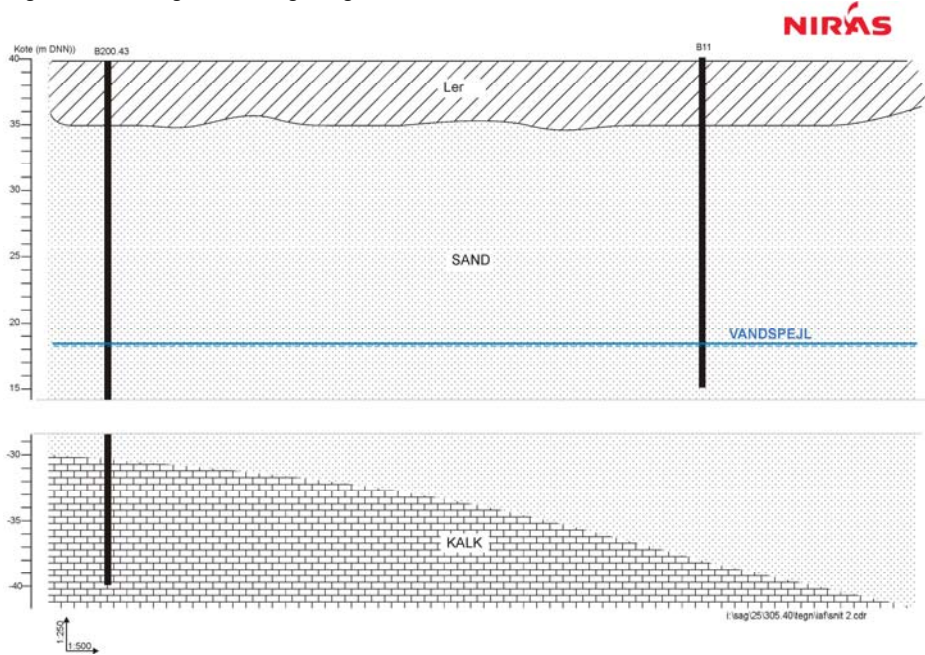
Kvædevej 54, Virum er beliggende i et morænelandskab fra sidste istid. Terrænkoten ligger på omkring +39m DNN. De kvartære aflejringer i området har en mægtighed på ca. 60m. Af Per Smeds kort fremgår det, at det øverste jordlag på lokaliteten er moræneler /7/. Moræneler er en sandet og siltet ler med spredte store sten og blokke. Hovedbestanddelen af sedimentet består af oparbejdet materiale fra ældre, sandede og lerede aflejringer samt andre sedimenter fra det danske område.

Der er udarbejdet et geologisk snit ud fra DGU-boringer (Figur 3-7 og Figur 3-8), der viser, at geologien i området består af et lag af moræneler til 5-6 m under terræn og herefter et lag af sand til 24-30 m under terræn.

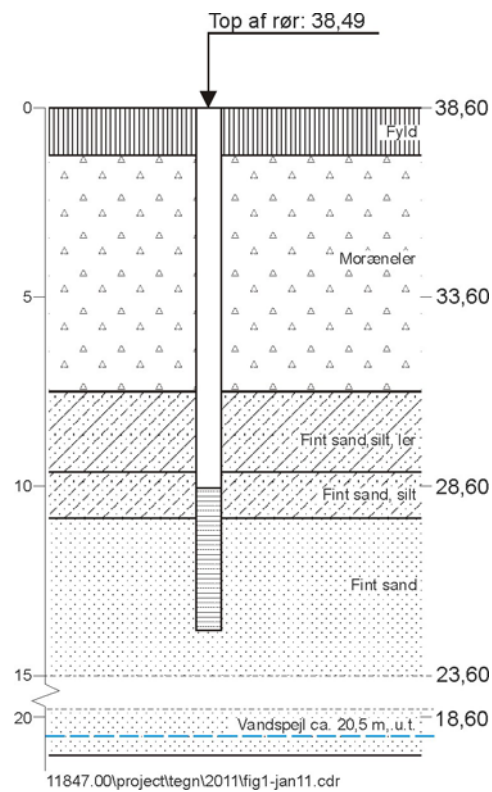
Der er etableret en boring ud for Kvædevej 54, Virum til test af infiltrationskapaciteten (Appendiks 7). Geologien ved denne boring består af et fyldlag ned til ca. 1,2 m u.t. underlejret af moræneler ned til 7,5 m u.t (Figur 3-9). Under morænedækket er et lag på ca. 3,5 m mægtighed der består af fint sand med silt og ler. Fra ca. 11,0 til 14,0, hvor boringen er stoppet, er der konstateret tørt fint sand. Ud fra en pejling af boring 200.4561 d. 4/4 2000 forventes vandspejlet at findes omkring 20,5 m u.t.



Figur 3-7 Geologiske borer og snit.



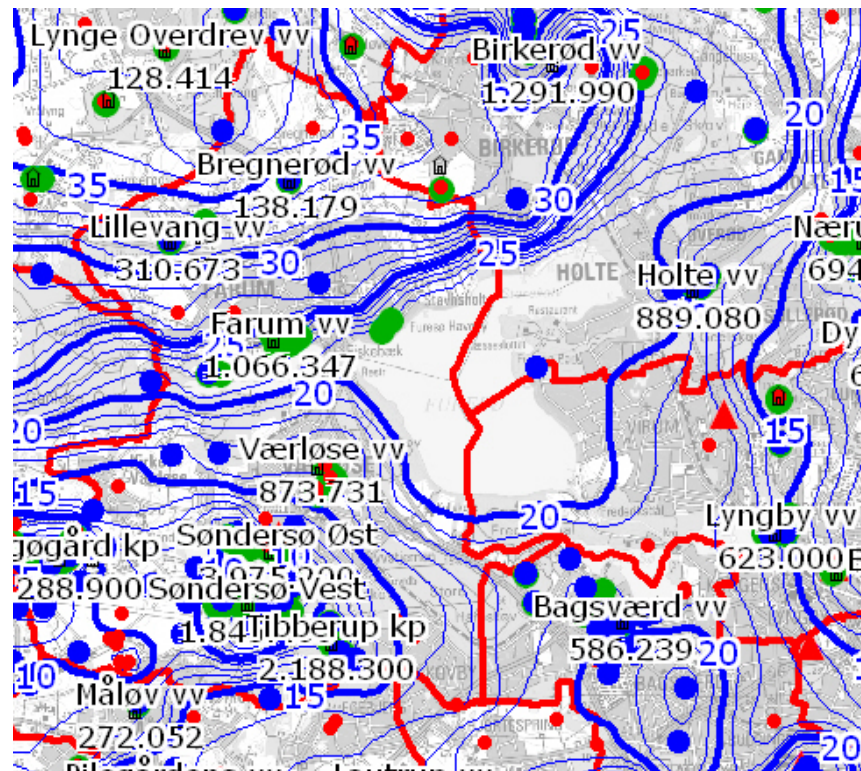
Figur 3-8 Geologisk profil /3/.



Figur 3-9 Skitse af boringsopbygning og geologi ved Kvædevej 54, Virum.

3.2.4 Grundvand

Trykniveauet i det primære magasin for området er ca. +19m DVR90. Strømningsretningen er østlig (Figur 3-10). Området er udpeget som OSD område (områder med særlige drikkevandsinteresser). Beskyttelsen af drikkevandsressourcerne er således højt prioriteret på lokaliteten.



Figur 3-10 Udsnit af potentialekort i kalken /5/.

3.2.5 Infiltrationskapacitet for lodret boring

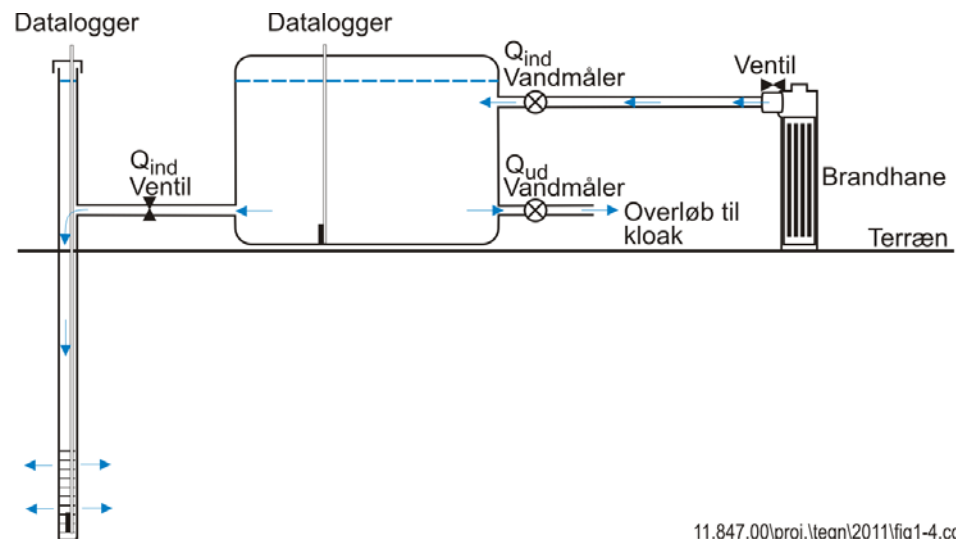
D. 20-21. december 2010 blev der etableret 1 boring i fortovet foran Kvædevej 54, 2830 Virum. Boringen blev filtersat i den umættede zone til infiltration af vand.

Infiltrationsboringen blev boret til 14 m u.t. og filtersat i umættet zone fra 10 til 14 m u.t. Boringen er tildelt DGU nr. 200.6083. Boreprofil ses i Appendiks 7 **Fejl! Henvissningskilde ikke fundet..**

På Figur 3-9 ses en skitse af boringsopbygningen og geologien på lokaliteten.

Der er udført en infiltrationstest på lokaliteten. Testopstillingen var opbygget med en 1000 l palletank tilsluttet infiltrationsboringen samt en vandtilførsel (Figur 3-11).

I den første del af testen blev vandniveauet i palletanken holdt konstant ved at regulere på tilførslen af vand. I den del af testen blev infiltrationskapaciteten målt med to vandure. I den anden del af test blev der lukket for tilførslen af vand til palletanken. I denne del af testen er det tømningstiden af palletanken, der var udtryk for infiltrationskapaciteten.



11.847.00\proj\tegn\2011\fig1-4.cdr

Figur 3-11 Testopstilling.

Usikkerheden på vandurene var for store til at få et fornuftigt resultat af den første del af testen. Den anden del, hvor palletanken blev tømt viser resultatet en infiltrationskapacitet på 470 l/time.

3.2.6 Design af faskine og infiltrationsboring

Det tekniske anlæg for infiltration af tagvand fra Kvædevej 54 vil være en faskine inde på grunden og en forbindelse til en infiltrationsboring. Placering af infiltrationsboring kan enten være inde på matriklen eller i fortovet ud for matriklen.

I det efterfølgende design af faskine med boring forudsættes det, at infiltrationskapaciteten fra faskinen svarer til silt med en hydrologisk ledningsevne på $K=1 \cdot 10^{-6}$ m/s. Flowet ud af en fyldt faskinen kan herefter udregnes som:

$$I_{\text{faskine}} = K \cdot 2 \cdot (b \cdot h + h \cdot l)$$

Hvor:

- I: Infiltrationskapacitet [m^3/s]
- k: Hydraulisk ledningsevne [m/s]
- b: Bredde af faskine [m]
- h: Højde af faskine [m]
- l: Længde af faskine [m]

Med en forholdsvis ringe infiltrationskapacitet i infiltrationsboringen kan boringen ikke anvendes som overløb. I det efterfølgende vurderes muligheden for etablering af boring til at øge infiltrationskapaciteten af faskinen.

Anvendes en designregn, der forekommer sjældnere end hvert 5. år og varighed på 60 minutter, skal faskinen have et vandvolumen på 1,3 m³ forudsat en infiltrationskapacitet i infiltrationsboringen på 0,470 m³/timen (Tabel 3-5).

Såfremt den eksisterende faskine erstattes af en ny moderne faskine udført i plastkassetter med en hulrumsprocent på 90 % og en bredde og dybde af faskinen på 0,5x0,5 m bliver faskinen 6 m lang. Vælges i stedet en sikkerhed svarende til en 10 års hændelse skal faskinen være 8 m lang.

Tømningstiden for faskinen er 3 timer ved en 5 års hændelse og 4 timer for en 10 års hændelse.

Etablering af infiltrationsboringer på faskinerne i dette område vil fjerne risikoen for oversvømmelse. Kapaciteten af boringen er så stor at det vil være muligt at koble flere boliger på boringen. Forudsættes det at faskinerne tømmes i løbet af 48 timer ved en 5 års regn vil det være muligt at tilslutte 12 boliger til infiltrationsboringen.

10 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	m ³ /time	9.3	6.7	3.5	2.2	1.0
Volumen til faskine	m ³	0.8	1.1	1.8	2.2	3.1
Infiltrationskapacitet i overløbsrør	m ³ /time	0.47	0.47	0.47	0.47	0.47
Infiltrationskapacitet i faskine	m ³ /time	0.01	0.02	0.03	0.03	0.03
Infiltreret volumen i løbet af en regnhændelse	m ³	0.04	0.08	0.25	0.50	1.49
Volumenkrav til magasin	m³	0.7	1.0	1.5	1.7	1.7
Hulrums procent	%	90	90	90	90	90
Bredde af faskine	m	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Højde af faskine	m	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Længde af faskine	m	3.3	4.6	6.7	7.7	7.3
Tømningstid	timer	1.5	2.1	3.0	3.5	3.3

5 års hændelse

Nedbørsvarighed	min	5	10	30	60	180
Vandføring til faskine	m ³ /time	7.7	5.6	2.9	1.8	0.9
Volumen til faskine	m ³	0.6	0.9	1.5	1.8	2.6
Infiltrationskapacitet i infiltrationsbrønd	m ³ /time	0.47	0.47	0.47	0.47	0.47
Infiltrationskapacitet i faskine	m ³ /time	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02
Infiltreret volumen i løbet af en regnhændelse	m ³	0.0	0.1	0.2	0.5	1.5
Volumenkrav til faskine	m³	0.6	0.9	1.2	1.3	1.1
Hulrums procent	%	90	90	90	90	90
Bredde af faskine	m	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Højde af faskine	m	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Længde af faskine	m	2.7	3.8	5.4	5.9	4.9
Tømningstid	timer	1.3	1.8	2.5	2.7	2.3

Tabel 3-5 Design af faskine.

3.2.7 Etableringsomkostninger

For at få et overblik over etableringsomkostningerne er der beregnet et økonomisk overslag. Priserne er baseret på V&S prisdata fra 2008.

Ved etablering af et infiltrationsanlæg med 12 boliger og et tagareal på ca. 840 m² vil etableringsomkostningerne være ca. 295.000 kr, der fordelt på de 12 boligenheder giver en pris pr. bolig på 25.000 kr/bolig (Tabel 3-6). Projektering og tilsyn vil være ca. 15 % af etableringsomkostningerne, hvorved den samlede pris for projektet vil være ca. 339.000 kr for 12 boliger eller 28.000 kr pr hus.

Ved den aktuelle lokalitet er der allerede faskiner på boligerne, hvorfor projektets reelle anlægsomkostning inklusiv projektering og tilsyn vil være 235.000 kr eller 19.500 kr pr bolig.

Emne	Beskrivelse	Enhed	Mængde	Enhedspris kr	Overslag kr
Stikledning fra tag til faskine	12 huse x 4 m Ø110 mm stikledning	m	48	225	10.800
Faskine i plastelementer inkl. retablering af plæne	Faskinens bredde er 0,5 m og dybde 0,5 m. Længde 6 m	Antal	12	4200	50.400
Stikledning til fortov inklusiv udgravning og tilslutning	6 huse x 9 m Ø110 mm stikledning	m	54	225	12.150
Retablering i haver	Beplantning	Antal	12	5000	60.000
Samlebrønd mellem stikledning og samleledning i fortov	Ø425 mm brønd med dæksel under fliser.	Antal	12	7.000	84.000
Samle ledning Inklusiv udgravning og retablering fortov	Ø200 mm	m	100	525	52.500
Infiltrationsboring til 14 m under terræn inklusiv brønd	Brønden er en Ø450 mm brønd	Antal	1	25.600	25.600
Anlægsomkostninger for 12 huse					295.000
Anlægsomkostning pr hus					25.000
Projektering og tilsyn (15 %)					44.000
Total inklusiv projektering og tilsyn 12 huse					339.000
Total inklusiv projektering og tilsyn 1 hus					28.000

Tabel 3-6 Etableringsomkostninger for faskine med infiltrationsboring til 12 huse, der er tilpasset til at kunne klare en 5 års hændelse.

De driftsmæssige omkostninger for nedslivningsanlægget vurderes at være begrænset til oprensning af sandfangsbrønde to gange årligt og besigtigelse af faskinen en gang årligt.

3.3 Modelberegning

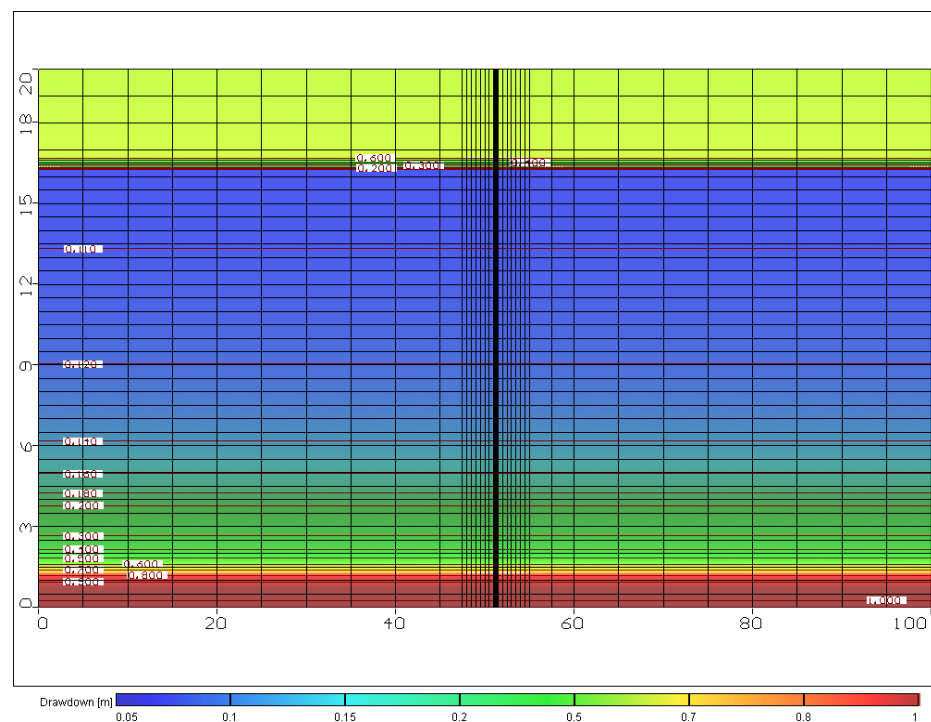
3.3.1 Infiltrationskapacitetens afhængig af geologiske parametre

Der er udført modelberegning af infiltrationsboringen for at belyse infiltrationskapaciteten afhængig af forskellige modelparametre for geologiske forhold (Appendiks 8 **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**).

Modelberegningerne beskriver opfugtningen omkring den filtersatte infiltrationsboring.

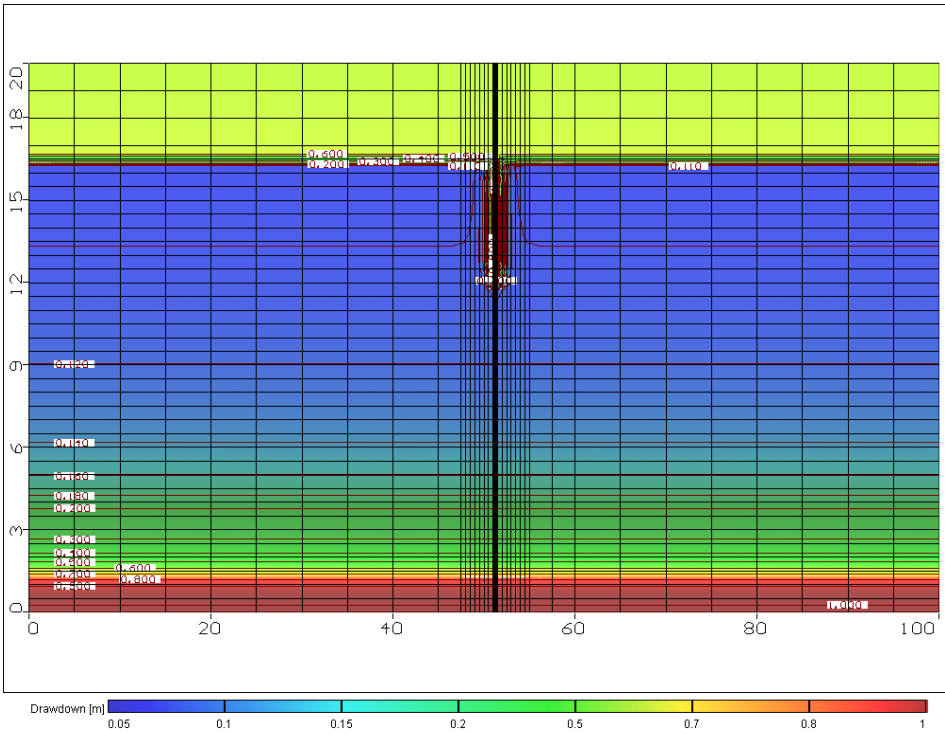
Med den opstillede model er der foretaget simulering af en infiltrationspuls på 1260 l på 5 min svarende til en infiltrationsrate på 364 m³/d.

Pulsen infiltreres i en boring med 4 m filter i den øverste del af den umættede zone. Figur 3-12 viser i et snit gennem modellen, det simulerede steady-state vandindhold med nettonedbør på 100 mm/år, men uden infiltration i boringen.

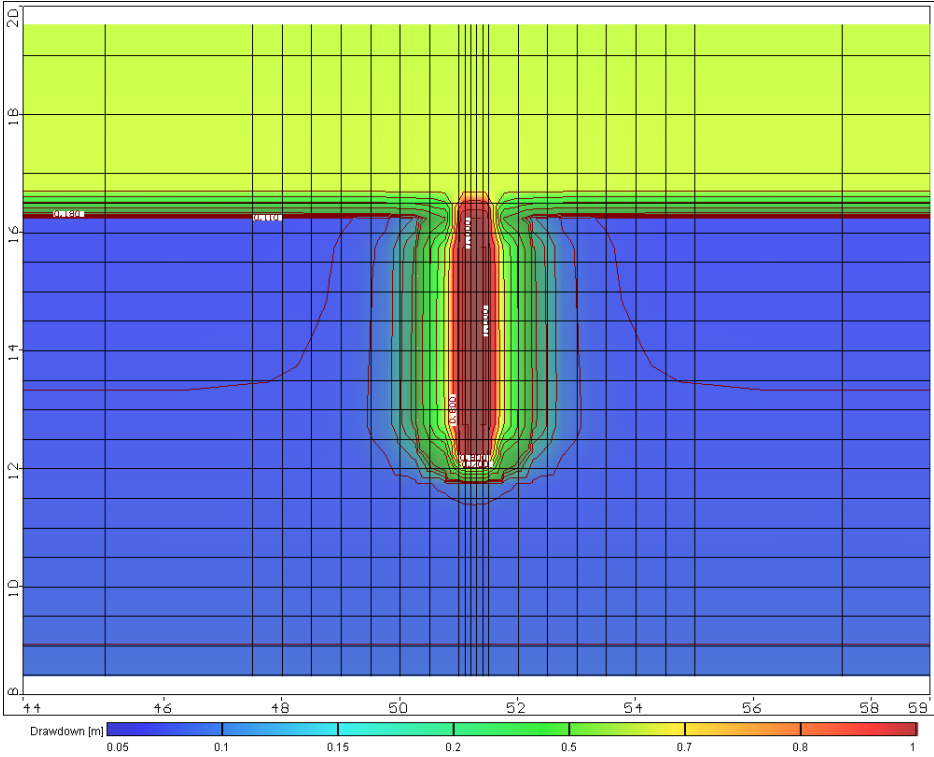


Figur 3-12 Simuleret mætning i snit i model

Figur 3-13 viser det simulerede vandindhold efter 5 minutters infiltration med den forudsatte ydelse. Figur 3-14 er et nærbillede af det samme snit, det skal dog bemærkes at overhøjden er reduceret fra 3 til 1 i forhold til Figur 3-13.

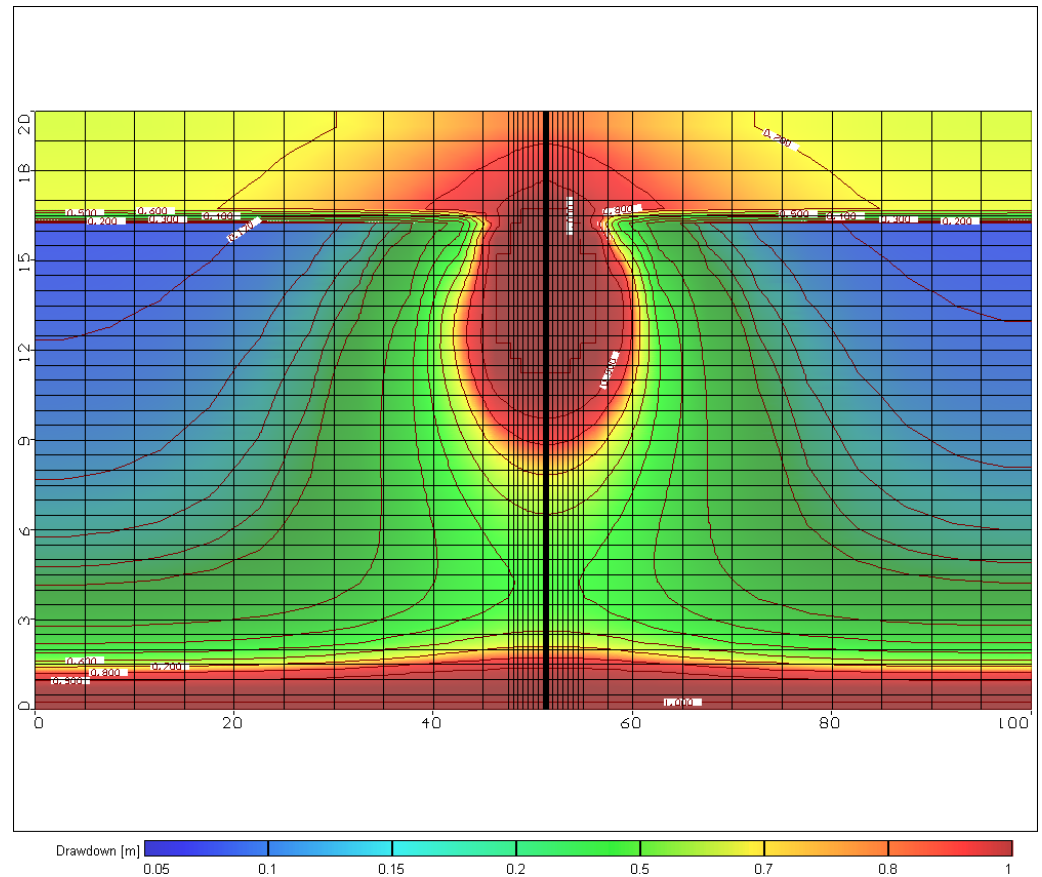


Figur 3-13 Simuleret mætning i snit i model, efter 5 minutters infiltration.



Figur 3-14 Simuleret mætning i snit i model, efter 5 minutters infiltration - udsnit.

Til sammenligning viser Figur 3-15 resultatet af en steady-state simulering med konstant infiltration på $364 \text{ m}^3/\text{d}$



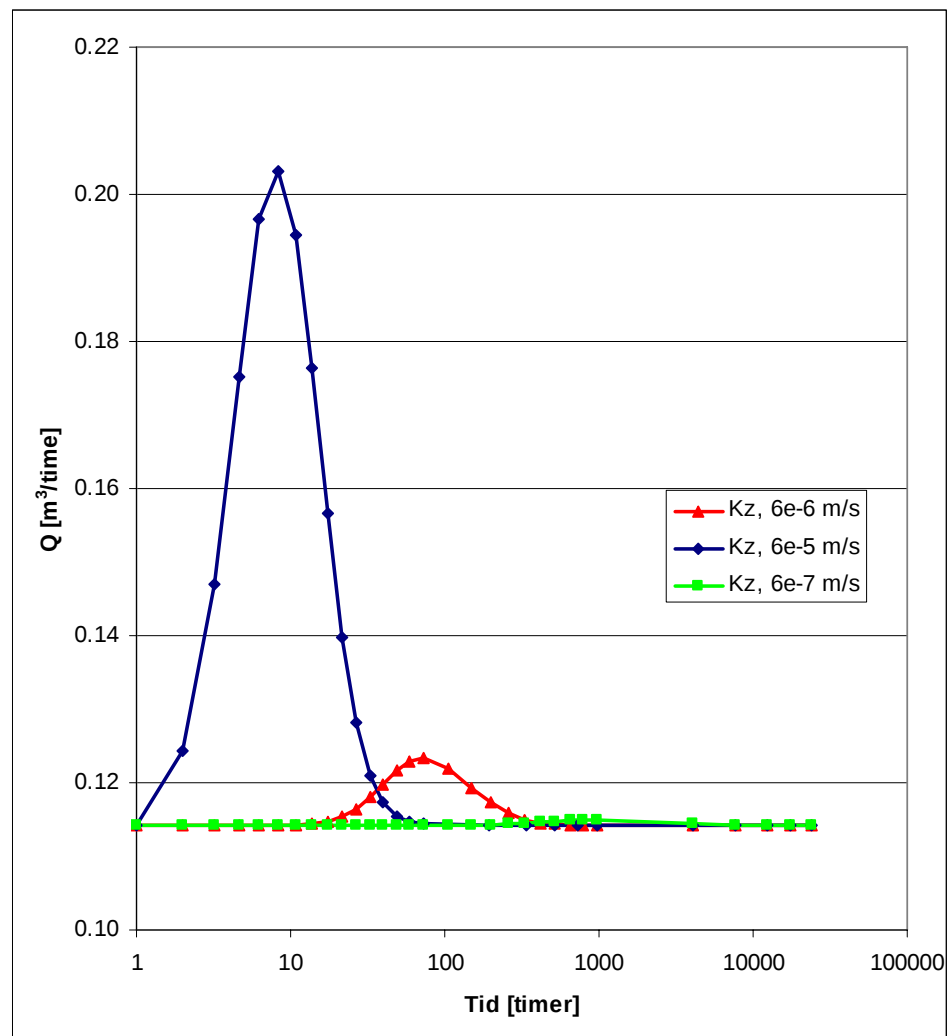
Figur 3-15 Simuleret mætning i snit i model, med konstant infiltration på $364 \text{ m}^3/\text{d}$.

Med henblik på at estimere vandets opholdstid i den umættede zone i forhold til den vertikale hydrauliske ledningsevne er der lavet 3 scenarieberegninger, hvor pulsen er den samme, men hvor den vertikale ledningsevne varierer.

For hver simulering er der indledningsvist lavet en ”ro-simulering” uden infiltration (udover nettonedbøren), der benyttes som udgangspunkt for simuleringen. Mætningsforholdene er således forskellige i scenarierne.

Figur 3-16 nedenfor viser den simulerede flux til grundvandspejlet. Ved start og slut af simuleringen er fluxen ca. $0,115 \text{ m}^3/\text{time}$ svarende til grundvandsdannelsen på $100 \text{ mm}/\text{år}$.

Arealet under de 3 kurver er ens svarende til den mængde vand der tilføres med pulsen. At de ikke ser ens ud skyldes at x-aksen er logaritmisk.



Figur 3-16 Simuleret flux til vandspejlet

Det ses, at jo større ledningsevnen er, jo hurtigere nås vandspejlet. De gennemsnitlige transporttider i de 3 scenarier ligger på ca. 10, 100 og 1000 timer. Det er nærliggende at konkludere, at når den vertikale ledningsevne øges med fx en størrelsesorden da vil transporttiden tilsvarende reduceres med en størrelsesorden og omvendt.

Beregningerne viser, at den vigtigste parameter er den mættede hydrauliske ledningsevne og trykhøjden i boringen. De andre modelparametre (UZ-parametre) og den empiriske formel til bestemmelse af relativ permeabilitet er af mindre betydning for infiltrationskapaciteten (Appendiks 8 **Fejl!**

Henvisningskilde ikke fundet.)

3.3.2 Pilotforsøg

Der er udført modelberegning af pilotforsøget ved Kvædevej 54, Virum med den opstillede grundvandsmodel.

Trykniveauet målt i infiltrationsboringen er benyttet som randbetingelse ved modelleringen (vandspejlsfald er dog som nævnt simuleret lineært).

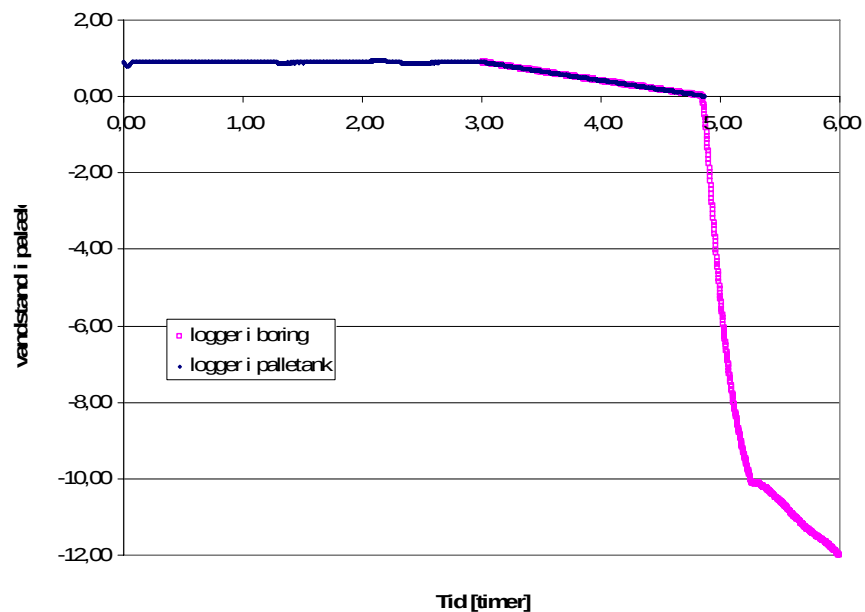
t=0 til t=3 timer: trykniveauet er konstant 21 m

t=3 til t=4,85 timer: trykniveau falder jævnt fra 21 til 20 m

t=4,85 til t=5,27 timer: trykniveau falder jævnt fra 20 til 10 m

t=5,27 til t=6,12 timer: trykniveau falder jævnt fra 10 til 7.7 m (svarende til top og bund af filter)

Figur 3-17 Viser det målte trykniveau i infiltrationsboringen under forsøget.



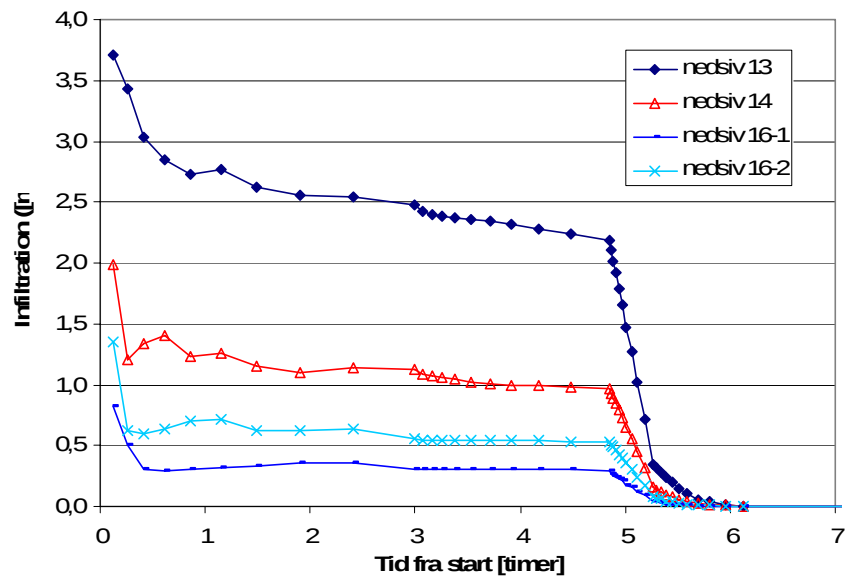
Figur 3-17 Målt trykniveau i infiltrationsboring under forsøget. (t=3 svarer til at vandtilførslen til palle-tanken stoppes og tømmingen af tanken begynder).

Med denne randbetingelse er der foretaget en række kørsler med modellen, hvor parametre varieres med henblik på at opnå en tilfredsstillende overensstemmelse mellem målt og simuleret infiltration.

Figur 3-18 viser hvorledes infiltrationen varierer når hydraulisk ledningsevne (K_s) varieres. I Tabel 3-7 er vist hvilke ledningsevner der er benyttet i de forskellige scenarier.

	$K_{s,xy}$ [m/s]	$K_{s,z}$ [m/s]
nedsiv 13	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-6}$
nedsiv 14	$4 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$
nedsiv 16-1	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7}$
nedsiv 16-2	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$

Tabel 3-7 Anvendte mættede ledningsevner ved de 4 simuleringer



Figur 3-18 Simuleret infiltration ved varierende mættede hydrauliske ledningsevner (se tabel 1)

Ved forsøget blev der ved tømningen af palletanken (perioden fra 3-4,85 timer) som nævnt ovenfor registreret en gennemsnitlig infiltration på ca. $\frac{1}{2}$ m³/h. Af figuren ses at "nedsiv 16-2" er den der stemmer bedst med det observerede.

På den baggrund må det forventes, at de mættede hydrauliske parametre er som ved denne simulering, nemlig omkring $2 \cdot 10^{-6}$ m/s for den horizontale komponent og $2 \cdot 10^{-7}$ m/s for den vertikale komponent. Dette vurderes, at være realistiske værdier om end i den lave ende.

3.4 Sammenfatning

De gennemførte pilotforsøg viser, at det ikke er muligt at etablere en boring som overløb til faskine, men derimod kan infiltrationsboringen anvendes til væsentligt at øge infiltrationskapaciteten for faskiner etableret i moræneler. Dermed vil det være muligt at etablere faskiner i områder, hvor geologien ikke umiddelbart gør det muligt med nedsivning.

Pilotforsøgene sammen med skitseprojekterne relateret til pilotområderne viser, at det er muligt ud fra en hydraulisk synsvinkel at etablere et system, der vil kunne tilfredsstille kommunens serviceniveau. Omkostningerne for etablering af nedsivningssystem for rækkehusbebyggelse, hvor halvdelen af tagfladerne ledes til faskine og infiltrationsboring vil være i størrelsesordenen 25.000 til 30.000 kr pr. bolig. Hvis omkostningen opgøres efter tagarealet vil omkostningerne være ca. 30-40 kr/m², når der opbygges systemer med inddragelse af bebyggelser.

Modelberegningerne viser, at de vigtigste parametre for infiltrationskapaciteten er filterlængde, trykhøjde (boringsdybde) og den hydrauliske ledningsevne.

4 Risiko- og miljøkonsekvensvurdering

Regnen, der kommer fra tagene er i princippet ikke rent vand. Når vandet ledes til faskinen vil det herfra sive langsomt gennem de geologiske lag til den dybde, hvor grundvandet findes. Under denne transport sker der en naturlig filtrering og rensning af vandet.

Med den foreslåede teknologi vil en del eller hele vandmængden fra taget ”by-pass” de øvre jordlag til det underliggende sandlag. Formålet med dette afsnit er at klarlægge og vurdere de miljømæssige konsekvenser af denne ”by-pass”.

Der er i tilknytning til nærværende projekt udarbejdet en selvstændig baggrundsrapport ”Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag – reduktion af oversvømmelsesrisiko. Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af eksisterende lovgrundlag”, september 2009 opdateret september 2011, By- og Landskabsstyrelsen (Appendiks 10).

I nærværende afsnit vil de væsentlige elementer i baggrundsrapporten blive fremlagt. Til mere uddybende information henvises der til selve baggrundsrapporten.

Risikovurderingen er baseret på følgende vurderinger:

- En vurdering af den forventelige kemiske sammensætning i tagvand.
- En vurdering af stoffernes skæbne i forbindelse med overløb fra faskine og nedsivning i den umættede zone baseret på stoffernes iboende egenskaber, som beskriver deres skæbne og potentiale for spredning i miljøet.
- En vurdering af omfanget af eventuel påvirkning af grundvandsressourcer samt konsekvenser ved drikkevandsindvinding.

4.1 Forureningsstoffer i tagvand

Vurderingen af den kemiske sammensætning i tagvand er foretaget på baggrund af et litteraturstudie af såvel danske som udenlandske undersøgelser. De fleste undersøgelser er baseret på separatsystemer for regnvand, hvor der samles tagvand og vejvand og ikke kun på afstrømningsvand fra tagoverflader og derfor er koncentrationsintervallerne ikke nødvendigvis repræsentative for tagvand. Vejvand defineres som overfladestrømning fra både veje og parkeringsarealer samt fra evt. omkringliggende grønne arealer. Tagvand har generelt et lavere indhold af kemiske forureningsstoffer og patogener end vejvand /14/. Ud fra de fundne data for overfladevand (tagvand og/eller vejvand) er der foretaget et skøn over den forventede koncentration af forureningsstoffer i tagvand.

Tagvand indeholder en række forureningsstoffer afsat på tagfladen ved atmosfærisk deposition samt afgivet fra tagmaterialer. Det drejer sig hovedsagligt om tungmetaller samt miljøfremmede stoffer såsom PAH, aromatiske kulbrinter, phenoler, blødgørere, dioxin, PCB, fosfortriester m.v.

Koncentrationen af forureningsstoffer i tagvand påvirkes af en række faktorer og vil derfor variere både for forskellige tagflader og lokaliteter, men også imellem forskellige regnhændelser på samme lokalitet. Koncentrations-niveauerne i tagvand vil derfor bestå af store intervaller. I baggrundsrapporten er der foretaget et litteraturstudie af den forventede kemiske sammensætning i tagvand. Mange undersøgelser er dog foretaget på overfladevand, dvs. en blanding af tag- og vejvand. Der er derfor foretaget et skøn over de forventelige koncentrationer af forureningsstoffer i tagvand.

De skønnede minimums- og maksimumskoncentrationer for tungmetaller og miljøfremmede stoffer i tagvand fremgår af Tabel 4-1 og Tabel 4-2.

Stof	Skønnet		Kvalitetskriterium Grundvand /15/ (µg/l)	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium
	Min. (µg/l)	Maks. (µg/l)		
Arsen (As)	0,1	15	8	++
Bly (Pb)	10	206	1	+++
Cadmium (Cd)	0,1	3	0,5	++
Chrom (Cr)	1,4	30	Cr(VI) = 1 Cr(III + VI) = 25	+++ ++
Kobber (Cu)	1	200 (dog væsentlig højere ved kobbertag – 2.500 µg/l)	100	++
Kviksølv (Hg)	0,05	0,3	0,1	++
Nikkel (Ni)	1,5	20	10	++
Zink (Zn)	35	500 (ved zink-materiale i taget - 5000 µg/l)	100	++

+++ min. værdi er over grundvandskvalitetskriterium

++ grundvandskvalitetskriterium er mellem min. og maks. værdi

+ maks. værdi ved grundvandskvalitetskriterium

0 maks. værdi er under grundvandskvalitetskriterium

Tabel 4-1 Skønnede koncentrationer for de kritiske metaller i tagvand

Stof	Skønnet		Kvalitetskriterium	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium
	Min (µg/l).	Maks. (µg/l)	Grundvand /15/ (µg/l)	
PAH	0,03	5	0,1	++
Aromatiske kulbrinter	0,01	10	1	++
Phenoler	0,1	0,4	0,5 (sum af phenoler)	0
Chlorphenoler	0,0055	0,017	0,1	0
Nitrophenoler	0,02	35	0,5	++
Nonylphenol	0,19	0,35	20	0
Pesticider			0,1 (enkeltstoffer)	
	0,082	1,55	0,5 (sum af pesticider)	++
Blødgørere	0,1	8	1	++
Dioxin	0,0012 ng I TEQ/l	0,002 ng I TEQ/l	-	
PCB	0,02	0,13	-	
Fosfortriesterer	0,02	2	-	

+++ min. værdi er over grundvandskvalitetskriterium

++ grundvandskvalitetskriterium er mellem min. og maks. værdi

+ maks. værdi ved grundvandskvalitetskriterium

0 maks. værdi er under grundvandskvalitetskriterium

Tabel 4-2 Skønnede koncentrationer for de kritiske miljøfremmede organiske forbindelser i tagvand

4.2 Påvirkning af grundvandsressourcer og konsekvenser ved drikkevandsindvinding

Vurderingen af skæbnen af forureningsstoffer ved nedsivning af tagvand i umættet zone er foretaget på baggrund af stoffernes fysiske og kemiske egenskaber ud fra potentialet for nedbrydning, sorption, udfældning og filtration af stofferne er vurderet.

Vurderingen af påvirkning af grundvandsressourcer og drikkevandsindvinding baseres på hvor stor en del af tagvandet, der vil løbe i overløbet på faskinen, herunder hvor stor en del, der maksimalt kan tilledes overløbet for at sikre overholdelse af grundvandskvalitetskriterierne for forureningsstofferne.

Endvidere er risikoen for drikkevandsindvinding vurderet for en værst tænkelig hændelse (hærværk) med tilførsel af forureningsstof direkte i overløbet. Konsekvenser ved drikkevandsindvinding er vurderet med udgangspunkt i antaget hastighed for porevandstransport og antaget opblandingsdybde.

Litteraturstudiet viser, at for alle forureningsstoffer bortset fra phenoler, chlorphenol og nonylphenol ligger den skønnede maksimumværdi over grundvandskvalitetskriteriet. For bly ligger også den skønnede minimumsværdi over grundvandskvalitetskriteriet. På baggrund af australske undersøgelser vurderes pesticidindholdet i tagvand fra byområder ikke at udgøre en væsentlig risiko for grundvandet.

Ved en konservativ antagelse om 1,6 gange fortynding af tagvandet ved tilførsel til nedsivningspunktet i toppen af grundvandet, vil hovedparten af metallerne og en stor del af de miljøfremmede stoffer stadig have maksimumværdier over grundvandskvalitetskriteriet.

Ved nedsivning af tagvand i et jordlag vil stofkoncentrationen påvirkes af fysiske og kemiske processer såsom udfældning, sorption, retardation og nedbrydning. Disse processer vil reducere koncentrationen af forurenings-stoffer i tagvandet undervejs i nedsivningen til grundvandet.

Det forventes, at disse processer vil reducere de typisk forekommende koncentrationer af de fleste af forureningsstofferne i tagvand til et niveau under grundvandskvalitetskriteriet. De skønnede maksimumværdier for arsen, bly, kviksølv, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenol, pesticider og blødgørere vil dog stadig overskride kvalitetskriteriet. Det har ikke været muligt at vurdere indholdet af PCB, dioxiner og fosfortriester på grund af manglende grundvandskvalitetskriterium for disse stoffer. Endvidere kendes kun total-koncentrationen af chrom og det vides derfor ikke om indholdet af chrom(VI) overholder grundvandskvalitetskriteriet.

4.2.1 Infiltrationsboring som overløb

Kun en del af tagvandet vil udledes via overløbsboringen, mens resten af tagvandet vil udledes via faskinen, som under de eksisterende forhold. Det skønnes, at maksimalt 30 % af tagvandet udledes via overløbsboringen.

Da de resterende mindst 70 % vil nedsives normalt fra faskinen, svarer dette til en fortynding af tagvandet afledt via overløbet på ca. 5 gange ved tilførsel til nedsivningspunktet i toppen af grundvandet. Ved antagelse af en fortynding på 5 gange samt inddragelse af forventet reduktionsgrad i den umættede zone ved fysiske og kemiske processer, vil hovedparten af metallerne og de miljøfremmede stoffer have maksimumværdier under grundvandskvalitetskriteriet.

Baggrundsrapporten vurderer, at der ved afledning af maksimalt 30 % via overløb kun vil være risiko for, at grundvandskvalitetskriteriet ikke kan overholdes for parametrene bly, PAH og nitrophenol.

På baggrund af det usikre datamateriale i baggrundsrapporten anbefales det, at der i tilladelsen til etablering af en overløbsboring stilles vilkår om grænseværdier og foretagelse af analyse for udvalgte problematiske forureningsstoffer.

Forureningsstof	Forslag til maksimumværdi i vilkår til nedsivningstilladelse
-----------------	--

	(µg/l)
Bly (Pb)	85
PAH	3
Nitrophenol	4

Tabel 4-3 Relevante problemstoffer at medtage ved analyse af tagvand samt forslag til konservative grænseværdier for indhold af stofferne i tagvand i nedsivningspunktet i grundvandet under matriklen

4.2.2 Infiltrationsboring som generel øgning af faskinens infiltrationskapacitet

Ved at benytte infiltrationsboringen til tømning af faskinen mellem nedbørshændelser vil der potentielt udledes 100 % af tagvandet via overløbet. Såfremt 100 % af tagvandet udledes via overløbet, opnås ikke fortynding som beskrevet i afsnit 4.2.1, hvor kun 30 % af tagvandet ledes via overløb, mens de resterende 70 % nedsives normalt via faskinen.

Dermed vil de skønnede maksimumværdier for arsen, bly, kviksølv, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenol, pesticider og blødgørere kunne overskride kvalitetskriteriet.

For at reducere indholdet af forureningsstoffer i tagvandet indføres to tiltag i designet for infiltrationsboringen:

1. Opsamling af ”first flush” i særskilt kammer i faskine.
2. Etablering af filterbrønd mellem faskine og infiltrationsboring.

”First flush” indeholder overvejende en højere koncentration af forureningsstoffer, som tilføres tagvandet via deposition på tagmaterialet eller udvaskning fra atmosfæren. Disse stoffer udvaskes dermed indledningsvist under en regnhændelse, hvorved det efterfølgende regnvand ikke vil opnå samme forureningsgrad. Den større forureningsgrad i ”first flush” har bl.a. medført, at man i Australien anbefaler at kassere de først 20-25 l af tagvandet for at undgå ”first flush” forurening /9/.

Fjernelse af first flush fra tagvandet forventes at kunne reducere indholdet af de nævnte problemstoffer (arsen, bly, kviksølv, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenol, pesticider og blødgørere). Selve reduktionsgraden ved fjernelse af ”first flush” kendes dog ikke for de enkelte stoffer.

For at reducere indholdet af forureningsstoffer i tagvand yderligere med henblik på at sikre overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet indføres en filterbrønd

mellem faskinen og infiltrationsboringen. Filterbrønden skal indeholde et egnet rensemedie, som kan tilbageholde de nævnte problemstoffer i tilstrækkelig grad.

En mulig renseteknik er tilbageholdelse af partikulært materiale. Undersøgelser har vist, at op til 75-90 % af total kulbrinter, PAH og blødgørere (phtalater) kan fjernes ved filtrering af vandprøver /10/. For metallerne ses ved filtrering af vandprøver en fjernelse på 90-95 % for bly samt 15-50 % for kviksølv og zink.

Alternativt eller i kombination med tilbageholdelse af partikulært materiale kan sorption være en mulig teknik til reduktion af forureningsstofferne indhold. Undersøgelser af sorptionsgraden af tungmetaller ved filtrering af overfladevand (tag- og vejvand) viser, at et filtermedium bestående af en kombination af granuleret aktivt carbon og zeolit kan fjerne ca. 85 % af de undersøgte tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn) /12/. Dog viser en anden undersøgelse af granuleret aktivt carbon har lav affinitet overfor arsen sammenlignet med andre tungmetaller /13/. Tilsvarende er gældende for zeolit, hvor fjernelseseffektiviteten er mindst for anioniske tungmetaller som arsen.

For at vurdere om tilbageholdelse af partikulært materiale kan reducere indholdet af de nævnte problemstoffer tilstrækkeligt til at grundvands-kvalitetskriteriet kan overholdes, er der taget udgangspunkt i bilag 3 i baggrundsrapporten ”Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag – reduktion af oversvømmelsesrisiko. Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af eksisterende lovgrundlag”.

Ved antagelse af de skønnede koncentrationer for forureningsstofferne, en indledende fortynding på 1,6 gange samt forventet reduktionsgrad i den umættede zone på baggrund af fysiske og kemiske processer, skal rensemediet kunne tilbageholde mindst:

Arsen: 15 %	PAH: 87 %
Bly: 92 %	Aromatiske kulbrinter: 38 %
Kviksølv: 24 %	Nitrophenol: 98 %
Zink: 54 %	Pesticider: 90 %
	Blødgørere: 23 %

Reduktionsprocenterne svarer omtrent til de opnåede fjernelsesprocenter ved filtrering af vandprøver /10/. Zink skal reduceres med 54 % for at overholde kvalitetskriteriet. Ved filtrering af vandprøver er der registreret en fjernelsesprocent på 15-50 %. En anden undersøgelse har dog vist at partikelbundet zink i vejvand gennemsnitligt udgør ca. 81 % /11/. Dermed vurderes det, at tilbageholdelse af partikulært materiale formentlig vil kunne reducere zink-indholdet tilstrækkeligt til overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet.

Fjernelsesgraden ved filtrering for arsen, pesticider og nitrophenol kendes ikke og det vides derfor ikke, om indholdet af disse stoffer kan reduceres til grundvandskvalitetskriteriet ved tilbageholdelse af partikulært materiale i filterbrønden.

Da mindst 15 % af de øvrige metaller (zink, kviksølv og bly) fjernes ved filtrering, vurderes det muligt at reducere arsen-indholdet i tagvand med 15 %

ved tilbageholdelse af partikulært materiale. En undersøgelse af vejvand har vist at opløst arsen gennemsnitligt udgør 2,9 % /11/, hvilket understøtter, at det vil være muligt at reducere arsen-indholdet med 15 % ved tilbageholdelse af partikulært materiale.

Pesticider vurderes generelt ikke at være et problem i byområder, da afdrift af pesticider fra dyrkede arealer med efterfølgende deposition på tagflader vurderes at være begrænset.

Dermed er det udelukkende nitrophenol, der ikke kan udelukkes at kunne findes i koncentrationer over grundvandskvalitetskriteriet efter rensning i filterbrønden.

Anvendelse af filterbrønd med tilbageholdelse af partikulært materiale forventes derfor at kunne være en potentiel metode til rensning af tagvand med henblik på at nedbringe indholdet af forureningsstoffer i tilstrækkelig grad til overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet. For at kunne fastslå om denne teknik er egnet vil flere undersøgelser af tilbageholdelsesgraden for problemstofferne dog være nødvendig.

Det vil endvidere være nødvendigt at indrette filterbrønden, således at rensemediet kan renses og udskiftes, hvormed rensekapaciteten kan opretholdes på optimalt niveau. Der skal endvidere være oplysninger om, hvor hyppigt filterbrønden skal renses og rensemediet udskiftes, da frekvensen for dette skal være praktisk mulig. Herudover er det nødvendigt at det valgte rensemedie sikrer tilstrækkelig hydraulisk kapacitet til, at tagvandet kan afledes til infiltrationsboringen, således at filterbrønden ikke vil hæmme det hydrauliske flow i systemet væsentligt.

4.3 Sammenfatning

Ved anvendelse af infiltrationsboring som overløb, hvor kun en del af tagvandet ledes til overløb, vil grundvandskvalitetskriteriet for hovedparten af forureningsstofferne i tagvand være overholdt. Dette er dog ikke tilfældet for bly, PAH og nitrophenol. Det anbefales derfor, at der i udledningstilladelsen til etablering af en overløbsboring stilles vilkår om grænseværdier og analyse for disse stoffer. Alternativt skal der indføres en renseteknik for tilstrækkelig effekt til reduktion af de tre forureningsstoffer.

Ved anvendelse af infiltrationsboring som generel øgning af faskinens kapacitet vil 100 % af tagvandet principielt kunne blive ledt til overløb. Dermed udgør faskinen ikke en fortyndingsfaktor og langt flere forureningsstoffer i tagvandet vil kunne findes i problematiske koncentrationer. Det vil derfor i dette design eventuelt være nødvendigt at implementere en eller flere rensetiltag til reduktion af indholdet af forureningsstofferne. En mulig teknik kunne være etablering af filterbrønd til fjernelse af partikulært materiale, da en stor del af forureningsstofferne vil være partikelbundne. En anden teknik kunne være fjernelse af first flush fra tagvandet, da de højeste koncentrationer i tagvandet overvejende findes først i en nedbørshændelse.

Ved valg af renseteknik skal der sikres tilstrækkelig rensegrad til reduktion af forureningsstofferne koncentration, således at grundvandskvalitetskriteriet overholdes.

Ved etablering af filterbrønd er det nødvendigt at indrette designet, således at filtermaterialet kan udskiftes for at opretholde tilstrækkelig renseeffekt. Endvidere skal det valgte rensemedie være af en type, der sikrer tilstrækkelig hydraulisk kapacitet gennem mediet og som ikke kræver hyppig udskiftning.

5 Ansøgning for etablering af nedsivningsanlæg

I dette afsnit redegøres for gældende lovgivning samt tilhørende bekendtgørelser og vejledninger. Der er endvidere fremsendt en ansøgning til myndighederne på gennemførelse af pilotprojektet.

Det lovmæssige grundlag for nedsivning og infiltrering af overskudsvand fra tagarealer gennemgås herunder.

5.1 Afledning af tag- og overfladevand

Afledning af tag- og overfladevand reguleres under Miljøbeskyttelsesloven (LBK nr. 879 af 26.06.2010), kapitel 3, som har til formål at sikre jord og grundvand.

Miljøbeskyttelsesloven stiller krav til, at der ikke må ske afledning af forurenende stoffer til undergrund med risiko for påvirkning af grundvand, jord og undergrund.

Såfremt der opstår risiko for påvirkning af nærliggende vandløb, søer eller havet (f.eks. ved mindre end 25 m fra nedsivningsanlæg til de nævnte områder) gælder lovens kapitel 4 vedrørende beskyttelse af overfladevand.

Kommunalbestyrelsen kan efter §§ 30 i bekendtgørelse om spildevandstilladelser (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) meddele tilladelse til nedsivning af tag- og overfladevand. Tilladelse til afledning af tag- og overfladevand til nedsivningsanlæg, hvortil der ikke afledes husspildevand eller procesvand, kan meddeles, når følgende betingelser er opfyldt:

- Afstanden til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav til drikkevandskvalitet, er mindst 25 meter,
- nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres således, at der ikke opstår overfladisk afstrømning, overfladegener, eller gener i øvrigt,
- afstanden fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer og havet er mindst 25 meter, og
- tag- og overfladevand kommer ikke fra offentlige veje, jernbaner eller befæstede arealer, der anvendes til parkering for mere end 20 biler.

I *Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4* (Vejledning nr 5 1999) er de forhold, der skal være afklaret, inden der gives tilladelse til afledning af tag- og overfladevand beskrevet. De forhold, der skal være afklaret, for at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til nedsivning er:

- karakter og mængde af tag- og overfladevand
- afstand til vandindvindingsanlæg,
- udformning af nedsivningsanlægget, herunder at nedsivning sker i separat nedsivningsanlæg,
- afstand til vandløb, søer eller havet og
- afstand i øvrigt

I forhold til ”karakter og mængde af tag- og overfladevandet” kan der normalt gives tilladelse, hvis spildevandet ikke indeholder andre stoffer end hvad der normalt kan forventes for afstrømningsvand på den aktuelle overflade.

Afstanden til vandindvindingsanlæg. Efter spildevandsbekendtgørelsen skal afstanden fra nedsivningsanlæg til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, være mindst 25 meter.

Udformning af nedsivningsanlægget; I bekendtgørelsen er der fastsat et krav om at, afledningen ske til et nedsivningsanlæg, hvortil der ikke afledes hverken husspildevand eller processpildevand.

Desuden skal nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres, så der ikke opstår overfladisk afstrømning eller gener i øvrigt. Dette indbefatter, at jordbunden er i stand til at dræne den tilførte vandmængde. Der skal også her nævnes det særlige tilfælde, hvor jordbunden er forurenet. Her skal kommunalbestyrelsen konkret vurdere, om det er forsvarligt at etablere nedsivning, og det skal sikres, at der ikke sker udvaskning af forurenede stoffer til grundvandet.

Afstand til vandløb, søer eller havet: I bekendtgørelsens er fastsat krav om mindst 25 meter fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer eller havet. Dette skal forstås således, at er afstanden kortere, skal ansøgningen om tilladelse til afledning ske efter bestemmelserne om udledning.

Afstandskrav i øvrigt; Kommunalbestyrelsen skal tilstræbe, at afstanden mellem nedsivningsanlæggene skal være mindst 20 meter. Afstandskravet er fastsat for at undgå forsumpning af nedsivningsarealer, og kan fraviges, når der ikke vurderes at være en sådan risiko, dvs. gode nedsivningsforhold og passende lavt grundvandsspejl. Afstand til skel og bygninger bør være mindst 5 meter.

5.2 Etablering af faskine

Retningslinier og vejledningsmateriale for etablering af faskiner er primært rettet mod faskiner til nedsivning af husspildevand. Kravene til nedsivning af spildevand er dog forskellige alt efter, om der tale om tag-/ overfladevand og husspildevand. Anlæg, der benyttes til husspildevand, må der ikke tilføres regnvand, øvrigt overfladevand og drænvand /16/.

For nedsivning af husspildevand gælder følgende forhold ved etablering af faskine /16/:

- Der er udført undersøgelser, der viser, at jordbunden på ejendommen er egnet til nedsivning,
- Nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres således, at der ikke opstår overfladisk afstrømning, overfladegener, uhygiejniske forhold eller gener i øvrigt,
- Spildevandet passerer en bundfældningstank, forinden det ledes til nedsivningsanlæg,
- Nedsivningsanlægget og de tilhørende afløbsinstallationer udformes og drives i overensstemmelse med de af myndighederne fastsatte retningslinjer,
- Nedsivningsanlægget udformes som sivedræn, med undtagelse af anlæg, der mindst opfylder renseklasse SO, jf. bilag 3 i BEK nr. 1448 af 11.12.2007,
- Bunden af nedsivningsanlægget placeres mindst 1 meter og så vidt teknisk muligt 2,5 meter over højeste grundvandsstand,
- Nedsivningsanlægget respekterer beskyttelsesområder,
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, er mindst 300 meter,
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandindvindingsanlæg, hvortil der ikke stilles krav om drikkevandskvalitet, er mindst 150 meter, og
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer og havet er mindst 25 meter.

5.3 Etablering af infiltrationsboring

Ved etablering af infiltrationsboringer skal bilag 2 i bekendtgørelse om spildevandstilladelser (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) overholdes. Bilag 2 indeholder en liste over stoffer, som der er forbud mod at tilføre grundvandet uden gennemsivning af jordoverfladen eller undergrunden.

Ved tilførsel til mættet zone må spildevandet ikke indeholde følgende stoffer:

- Organiske halogenforbindelser og stoffer, der kan danne sådanne forbindelser i vandmiljøet
- Organiske fosforforbindelser
- Organiske tinforbindelser
- Stoffer og præparater eller nedbrydningsprodukter heraf, som har vist sig at have kræftfremkaldende eller mutagene egenskaber eller egenskaber, som kan påvirke steroidogene, thyroide, eller reproduktions- eller andre endokrine funktioner i eller via vandmiljøet.
- Persistente kulbrinter og persistente og bioakkumulerbare organiske giftstoffer.
- Cyanider.

- Metaller og metalforbindelser.
- Arsen og arsenforbindelser.
- Biocider og plantebeskyttelsesmidler.
- Opslæmmede stoffer
- Stoffer, som bidrager til eutrofiering (navnlig nitrater og fosfater)
- Stoffer, som har negativ indflydelse på iltbalancen (og kan måles ved parametre som BOD, COD osv.)

5.4 Ansøgninger for etablering af boring til infiltration af tagvand

I tilknytning til nærværende projekt udføres pilotforsøg på to lokaliteter i hhv. Lyngby-Taarbæk Kommune og Gladsaxe Kommune. I den forbindelse er de to kommuner hver især ansøgt om tilladelse til etablering af infiltrationsboring samt gennemførelse af hydraulisk test af boringen ved infiltration med rent drikkevand. Til Gladsaxe Kommune er der endvidere ansøgt om etablering af monitoringsboring til grundvandet med henblik på at kunne udtage vandprøver af det primære grundvandsmagasin

Lyngby-Taarbæk Kommune og Gladsaxe Kommune har behandlet de to ansøgninger efter Miljøbeskyttelseslovens § 19 (LBK nr. 875 af 26. juni 2010) samt bekendtgørelse nr. 1000 af 26. juli 2007 om udførelse og sløjfning af boringer og brønde på land.

Lyngby-Taarbæk Kommune har den 12.11.2010 meddelt tilladelse til det ansøgte projekt. Gladsaxe Kommune har givet tilladelse til det ansøgte projekt den 12.04.2010. Vilkårene i de to tilladelser er stort set identiske.

Begge tilladelser omfatter udelukkende infiltration med rent drikkevand. Såfremt tagvand skal infiltreres vil dette kræve en ny ansøgning og tilladelse. Lyngby-Taarbæk Kommune påpeger endvidere, at der ikke er taget stilling til, hvorvidt der kan gives tilladelse til infiltration af tagvand.

Alle resultater af fysiske og kemiske undersøgelser skal sendes til den respektive kommune.

Endvidere skal etablering af boringerne følge retningslinjerne i bekendtgørelse nr. 1000 af 26. juli 2007, herunder indberetning af boringen til Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS). Boringerne skal efter anvendelse afproppes og sløjfes, medmindre kommunen ansøges om særskilt forlængelse af tilladelse til boringen. Hvis boringen skal anvendes til et andet formål end hydraulisk undersøgelse skal der ligeledes fremsendes en særskilt ansøgning til kommunen. Gladsaxe Kommune retter derudover særlig opmærksomhed på bekendtgørelsens § 9 om forebyggelse af forureningsspredning.

Gladsaxe Kommune stiller vilkår til at monitoringsboringen udelukkende anvendes til udtagning af vandprøver.

5.5 Sammenfatning

Tagvand er i lovgivningen omfattet af betydelig færre regler end husspildevand. Der kan gives tilladelse til nedsivning af tagvand, når blot der er mindst i) 25 m til vandindvindingsanlæg med krav til drikkevandskvalitet, ii) der ikke er risiko for overfladeafstrømning og iii) der er mindst 25 m til vandløb, søer og havet. Derudover må tagvand indeholdende bilag 2 stoffer (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) ikke tilføres grundvandet uden gennemsivning af jordlag. Da tagvand forventes at indeholde stoffer anført på bilag 2 (f.eks. metaller), er det ikke tilladt at tilføre tagvand direkte til grundvandet.

Nedsivning af tagvand kan efter de gældende regler foretages uden analyse af tagvandets karakteristik, såfremt afstandskravene er overholdt og der foretages en gennemsivning af jordlag inden udløb til grundvand.

Der er i BEK nr. 1448 af 11.12.2007 ikke anført afstandskrav til grundvand ved den påkrævede gennemsivning af tag-/overfladevand med indhold af bilag 2. Hvis der tages udgangspunkt i kravene for nedsivning af husspildevand, skal afstanden fra bunden af faskinen til højeste grundvandsspejl være mindst 1 m og såfremt det er teknisk muligt 2,5 m. I Australien opererer man med mindst 2 m fra overflade til grundvandsspejl, dog primært af hensyn til den hydrauliske belastning /14/. I de tilfælde, hvor der ikke kan foretages nedsivning gennem et jordlag, kan der muligvis indføres en rensningsteknik med samme eller bedre rensningseffektivitet som jordlaget.

I forbindelse med pilotforsøg er hhv. Lyngby-Tårnå Kommune og Gladsaxe Kommune ansøgt om tilladelse til etablering af infiltrationsboring og gennemførelse af hydrauliske tests med rent drikkevand. Ansøgningerne er behandlet efter Miljøbeskyttelsesloven og bekendtgørelse nr. 1000 af 26. juli 2007 om udførelse og sløjfning af boringer og brønde på land.

Begge kommuner har givet tilladelse til det ansøgte projekt, dog udelukkende infiltration med rent drikkevand. Infiltration med tagvand vil kræve en ny særskilt ansøgning og tilladelse. Endvidere stiller tilladelserne vilkår til, at retningslinierne i bekendtgørelse nr. 1000 af 26. juli 2007 følges.

6 Funktionskrav

6.1 Faskine

De overordnede funktionskrav til håndtering af vand i byer er kommunens definerede serviceniveau. Detaljerne er beskrevet i afsnit 2.1, men helt overordnet er der et krav om, at der ikke må være vand på terræn i separat-kloakerede områder oftere end hvert 5. år.

Med dette som udgangspunkt designes en faskine, der har et tilstrækkeligt volumen til at håndtere tilledningen af vand fra bebyggelsen og tilstrækkelig nedsivningskapacitet, så faskinen tømmes inden for 24-48 timer.

I vejledningen for design af faskiner /8/ er der anvist måder at teste infiltrationskapaciteten i den geologi, hvor faskinen etableres. Når denne kapacitet er kendt, beregnes det nødvendige volumen, som faskinen skal have for at sikre, at en 5 års nedbørshændelse ikke giver anledning til oversvømmelse og infiltrationskapaciteten er tilstrækkelig til at kunne tømme faskinen inden for 48 timer.

Hvis infiltrationskapaciteten er så lille, at faskinens volumen skal være så stor, at der ikke er plads til faskinen eller omkostningen til at etablere den fornødne infiltrationskapacitet overgår omkostningen til at etablere en infiltrationsbrønd, bør det overvejes at etablere den fornødne infiltrationskapacitet med en infiltrationsbrønd.

På baggrund af de gennemførte pilotforsøg anbefales det at opstille følgende funktionskrav til etablering af faskiner:

1. Der udføres infiltrationsforsøg på lokaliteten, jævnfør /8/.
 2. Der opstilles en designregn, der følger retningslinierne i /2/.
 3. Det beregnes hvilket tagareal, der skal tilsluttes faskinen.
 4. Med udgangspunkt i designregn og tagareal udføres beregninger svarende til dem, der er skitseret i Tabel 3-2. Herved bestemmes det nødvendige faskinevolumen og tømningstid. Hvis tømningstiden er større end 48 timer kan det ikke anbefales at etablere en faskine, med mindre faskinen overdimensioneres i forhold til den dimensionsgivende nedbørshændelse eller der tilføjes en infiltrationsboring til faskinen.
 5. Med udgangspunkt i det nødvendige faskinevolumen projekteres faskinen, så den overholder de gældende bekendtgørelser på området (se afsnit 5.1).
-

6.2 Infiltrationsboring

Hvis de geologiske forhold er for dårlige til en traditionel faskineløsning, vil det være muligt at supplere faskinen med en infiltrationsboring.

I nærværende rapport er der defineret to typer af infiltrationsboring. Den ene type er en overløbsboring, hvor op til 30 % af den årlige nedbør infiltreres gennem overløbsboringen. Den anden type er en tømningboring, hvor op til 100 % af den årlige vandmængde infiltreres i infiltrationsboringen.

Det vurderes umiddelbart ikke muligt at anvende en infiltrationsboring som overløb, idet infiltrationskapaciteten generelt ikke er høj nok i forhold til de korte og meget intense nedbørshændelser.

Infiltrationsboringer vil derimod være anvendelige til de lange regnhændelser og til at tømme faskinen, så volumen i faskinen kan bruges som buffer for de korte regnhændelser. For denne type tilslutning mellem faskine og infiltrationsboring vil det sandsynligvis være nødvendigt med en form for filter mellem faskine og boring, så tungmetaller og miljøfremmede stoffer tilbageholdes/omsættes, før vandet ledes til infiltration i boringen. Der findes undersøgelser for filtrering af vejvand, men det har ikke været muligt at finde dokumentation for filtre til tagvand.

En kombinationsløsning, hvor boringen både er et overløb og fungerer som tømning af faskinen, kunne være at etablere en faskine med to kamre. Det første kammer designes til at kunne infiltrere 70 % af den årlige nedbørsmængde. Det andet kammer er et overløbskammer, der skal klare de regnhændelser, der i volumen overskrider det første kammers kapacitet, og de regnhændelser, hvor tiden mellem to regnhændelser er så kort, at det første kammer stadig er vandfyldt, når den anden regn falder. Det vil være muligt på basis af registrerede 20-30 års regnhændelser at dokumentere det gennemførte design, forudsat at infiltrationskapaciteten i faskinen (øvre jordlag) og infiltrationsboring (nedre jordlag) er kendt.

På baggrund i de gennemførte pilotforsøg, risikoanalysen og den lovgivningsmæssige analyse anbefales det at opstille følgende funktionskrav til etablering af en infiltrationsboring:

1. Med udgangspunkt i geologiske profiler i området og viden om grundvandstanden fastlægges det, om der findes et sandmagasin, der gør det muligt at etablere mindst 3-4 m filtersat boring i sand og med en afstand til grundvandet på 1-2 m. Hvis det ikke er muligt at identificere dette egnede dybe infiltrationslag, vil det ikke være hensigtsmæssigt at etablere en lodret infiltrationsboring.

Hvis det er sandsynligt, at der forefindes et egnet dybtliggende infiltrationslag, gennemføres nedenstående aktiviteter:

2. Der etableres en Ø110 mm testboring.
3. Infiltrationskapaciteten for boringen bestemmes ved at udføre en test af boringen med anvendelse af en 1000 l palletank, der tømmes ned i

- boringen. Det vil være hensigtsmæssigt at udføre testen efter samme principper, som i nærværende pilotforsøg, hvor infiltrationsboringen fyldes med vand og der udføres infiltration i 1-2 timer, før selve testen gennemføres.
4. Med udgangspunkt i faskinetesten (se ovenfor i afsnit 6.1) og testen af infiltrationsboringen designs faskine og boring, så systemet opfylder kommunens serviceniveau og 70 % af tagvandet nedsives i den første faskine, så det kun er 30 % af vandet, der ledes til den anden faskine og infiltrationsboringen. Det eftervises med 20-30 års nedbørsdata, at det valgte design opfylder en fordeling på 70/30 mellem faskine og infiltrationsboring.
 5. Der udtages vandprøver af tagvandet og de testes for koncentrationen af følgende stoffer: bly, PAH og nitrophenol. Hvis koncentrationen af disse stoffer ikke overskrider nærværende rapports anbefalede maksimumsværdier (se tabel neden for), vil det sammen med den dokumenterede fordeling af vand til faskine og infiltrationsboring være muligt at opfylde grundvandskvalitetskriteriet.

Forureningsstof	Forslag til maksimumværdi i vilkår til nedsivningstilladelse (µg/l)
Bly (Pb)	85
PAH	3
Nitrophenol	4

6. Alternativt kan der udtages tagvandsprøver og udføres test af koncentrationen af stofferne, der indgår i grundvandskvalitetskriteriet (Tabel 4-1 og Tabel 4-2).
7. Hvis koncentrationen af disse stoffer ved en fortynding på 1,6 ikke overskrider grundvandskvalitetskriteriet, vil det sandsynligvis være muligt at etablere infiltrationsboringen til tømning af faskinen og ikke kun som et overløb.

I de gennemførte pilotforsøg har tilladelserne taget udgangspunkt i den grundlæggende § 19 i miljøbeskyttelsesloven, der i princippet gælder for både faskiner og boringer. Dertil kommer, at boringen skal gennemføres efter bekendtgørelsen for etablering og sløjfning af brønde og boringer (Bek. 1000 af 26. juli 2007). Der er således ikke anvendt bekendtgørelsen nr. 1448 af 11.12.2007 vedr. spildevandstilladelser, der beskriver retningslinierne for etablering af infiltrationsboring over grundvandsspejlet. Det er samme bekendtgørelse, der også gælder for faskiner.

7 Implementering

7.1 Lovgivning og forvaltning

Der mangler klare retningslinier fra de centrale miljømyndigheder for etablering af infiltrationsboringer, hvor tagvand infiltreres i de dybere liggende jordlag over grundvandsspejlet. De manglende retningslinier skyldes sandsynligvis, at det ikke er en anvendt praksis at koble faskine med en infiltrationsboring. Der har således ikke været et reelt behov for at definere nogle retningslinier.

Eftersom en kobling af faskine med infiltrationsboring ud fra en hydraulisk betragtning er en god løsning, idet faskinens infiltrationskapacitet øges væsentligt, kan det tænkes, at der vil opstå et behov for en vejledning til gældende bekendtgørelse vedr. spildevandstilladelse.

Ved præsentation af teknologien/idéen har den generelle holdning i miljøforvaltningerne været, at denne nye teknologi går imod de seneste års arbejde med at få sløjfet de mange boringer, der findes, og som ikke længere anvendes. Ved at åbne op for en ny type af boringer, der har til hensigt at aflede privat tagvand, er myndighederne betænkelige ved at give tilladelser.

Sammenholdes teknologien/idéen med udenlandske erfaringer, er der en væsentligt større anvendelse af teknologien uden for Danmark. Specielt i de lande hvor vand er en mangelvare. Her er infiltration af tagvand bidragsyder for opretholdelse af en drikkevandsforsyning. I disse situationer er monitorering og rensning af drikkevand sandsynligvis også mere målrettet mod en risiko for, at forureningskomponenter nedsives til grundvandet.

En væsentlig anke imod at indføre infiltrationsboringer som overløb er, at det i princippet ikke er muligt at se, hvornår vandfordelingen mellem faskine og boring (de såkaldte 70/30 %) ikke længere er opfyldt. Det er specielt, hvis faskinen er ved at være udtjent og skal udskiftes, fordi siderne af faskinen er blevet fyldt med partikulært stof. Herved vil hovedparten af vandet gå i ”overløb” og dermed infiltrere i infiltrationsboringen.

En løsning kunne være, at en faskine og infiltrationsboring etableres som centrale løsninger svarende til pilotprojektet ved Bagsværd Fort. Derved kan myndighederne ved jævne mellemrum foretage nogle test på systemet, både hydraulisk og vandkemisk, for at sikre, at faskine/infiltrationsboring lever op til de fastlagte kriterier.

7.2 Privatøkonomiske omkostninger

Hvis en privat husejer vælger at afkoble tagvandet fra spildevandssystemet, er det i visse kommuner muligt at få tilbagebetalt 40 % af tilslutningsbidraget. For en

parcel er det typisk ca. 17.000 kr. Etableres en faskine vil dette beløb omtrent dække omkostningerne for etablering af en traditionel faskine.

Tilknyttes faskinen en infiltrationsboring vil det være en nettoomkostning at afkoble tagfladerne fra det kommunale spildevandssystem og derved er der ikke et privat økonomisk incitament til at etablere faskine med infiltrationsboring.

Situationen er noget anderledes for de husejere, der i dag er placeret i områder, hvor det er påkrævet at nedsive tagvandet ved anvendelse af faskiner, som f.eks. i området ved Kvædevej i Virum. Her vil en udvidelse af faskinens infiltrationskapacitet ved etablering af en infiltrationsboring være en stor fordel.

Derved reduceres oversvømmelsesrisikoen væsentligt og investeringen vurderes at være lille sammenlignet med de gener som en oversvømmelse forårsager.

7.3 Kommunaløkonomiske omkostninger

For områder, hvor kommunes serviceniveau ikke er opfyldt, vil der på sigt skulle gennemføres en omlægning af kloaksystemet. Det kan for fælles-systemer betyde, at der skal gennemføres en separering af spildevandet i to strenge (husspildevand og regnvand) og for separat systemer vil det typisk betyde, at der skal etableres bassiner eller udskiftes ledninger til en større dimension.

I forbindelse med disse planlagte tilpasninger af kloaksystemet til servicemålet, der inddrager udviklingen i de klimatiske vilkår, vil det være hensigtsmæssigt at inddrage faskiner med tilhørende infiltrationsboring som en alternativ løsning. Med de omkostningsniveauer, som er beregnet i pilotprojekterne, vurderes det sandsynligt, at teknologien er konkurrencedygtig i forhold til de mere traditionelle løsninger.

Suppleres faskiner med infiltrationsboring tillige med grønne tage og andre LAR elementer, kan der opbygges et system til håndtering af vand i byerne, der både sikrer en rimelig lav risiko for oversvømmelse samt at byens påvirkning af det hydrologiske kredsløb bliver så neutral som muligt. Det vil sige, at nedbøren efter at den har ramt byen, enten fordamper, strømmer terrænnært af til vandløb, søer og havområder eller nedsiver til grundvandet med den samme fordeling som et naturområde. Dermed forbedres mulighederne for at opnå en bæredygtig drikkevandsforsyning og god økologisk tilstand i vandløb og søer.

8 Konklusion

Det er hensigten med nærværende projekt at belyse mulighederne for at forbedre den eksisterende faskineteknologi med lodrette infiltrationsboringer.

Med de gennemførte infiltrationstest og tilhørende skitseprojekteringer for to lokaliteter, har det vist sig muligt væsentligt at forbedre infiltrationskapaciteten for faskiner placeret i geologiske miljøer som ler og silt. Forudsætningen, for at det kan lade sig gøre, er et dybtliggende sandlag over grundvandsspejlet.

Miljøriskovurderingen konkluderer, at det er forsvarligt at etablere infiltrationsboringer til faskiner, hvis:

1. Der sikres en fordeling af vand mellem faskine og boring, så 70 % af årsnedbøren infiltreres i faskinen og 30 % i infiltrationsboringen.
2. Koncentrationen af bly, PAH og nitrophenol i tagvandet ikke overstiger grænseværdier fastsat i nærværende projekt.

Alternativt, at der etableres et filter mellem faskine og infiltrationsboring, der kan nedbringe koncentrationen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer til under grundvandskvalitetskriteriet.

Der findes undersøgelser for filtrering af vejvand, men det har ikke været muligt at finde filtre, der dokumenteret kan sikre en tilfredsstillende rensning af tagvand. Udvikling af et tagvandsfilter vurderes at være et essentielt innovationsprojekt for optimering af en infiltrationsboring.

På det lovgivningsmæssige område er teknologien underlagt miljøbeskyttelsesloven og der findes de nødvendige bekendtgørelser for implementering af infiltrationsboring for tagvand.

Førend de centrale miljømyndigheder udarbejder vejledninger for de lokale miljømyndigheder til håndtering af infiltrationsboringer for tagvand eller der danner sig en praksis på området, vil teknologien generelt møde stor modstand. Ikke mindst fordi der inden for forvaltningen af grundvandsressourcen tilstræbes at lukke ikke aktive boringer for derved at fjerne risikoen for nedsivning af forurening til grundvandet. Åbnes der således op for bymæssig infiltration med boringer, vil det give forvaltningen af grundvandsressourcen et øget forvaltningsmæssigt ansvar for at sikre, at disse boringer og tilhørende faskiner drives efter hensigten.

De steder, hvor teknologien umiddelbart ser mest lovende ud, er i forbindelse med kommunernes tilstræbelse efter at opfylde servicemålet og tilpasning til forventede klimaændringer. Her skal der gennemføres store investeringer i kloaksystemet og her kan centrale infiltrationsanlæg være et prisbilligt alternativ.

Det vil samtidig være muligt for myndighederne at monitorere disse infiltrationsanlæg og gennemføre nødvendig vedligeholdelse.

De privat økonomiske incitamenter for at etablere en faskine med infiltrationsboring vil ikke være til stede, hvis omkostningerne skal dækkes af en tilbagebetaling af 40 % af tilslutningsbidraget. Det vil kun dække omkostningerne for etablering af en faskine, men ikke infiltrationsboringen. Derimod vil der for de boliger, der enten er eller bliver udlagt til håndtering af regnvand på grunden (infiltration eller bassiner), være et væsentligt incitament til at forøge faskinens infiltrationskapacitet ved anvendelse af en infiltrationsboring. Det vil ligeledes være en måde at udvide eksisterende anlæg så de kan tilpasses de forventede klimatiske ændringer med øget nedbør om vinteren samt intense og voluminøse nedbør om sommeren.

Kommunerne kan i deres udstykningsplaner og lokalplaner indarbejde krav om lokal håndtering af regnvand i form af nedsivning eller magasinering på egen grund. Det vil automatisk indbygge et økonomisk incitament i anvendelsen af f.eks. faskine med infiltrationsboring. Kommunens incitament for denne løsning er lavere omkostninger til kloaksystemet.

Ud fra et biologisk synspunkt er det hensigtsmæssigt at tilstræbe at byens hydrologiske kredsløb ligner naturens hydrologiske kredsløb. Det vil sige, at den nedbør, der falder på byområderne, afledes til fordampning, terrænnær afstrømning til recipienter (vandløb og søer) eller nedsivning til grundvandet med samme fordelingsnøgle som ude i naturen. Det vil bidrage til at sikre vand til vandløb, søer og grundvandet og forbedre muligheden for god økologisk tilstand i vandløb og søer samt bæredygtig drikkevandsindvinding.

Udenlandske erfaringer på området viser, at infiltrationsboringer anvendes mange steder og i områder med vandmangel er det en væsentlig kilde til opretholdelse af drikkevandsforsyningen. Det er således ikke en ukendt teknologi og som sådan har det i forbindelse med projektet heller ikke været muligt at opnå patent på faskine med infiltrationsboring.

9 Referencer

- /1/ Skrift 27. Funktionspraksis for afløbssystemer under regn. IDA Spildevandskomiteen 2005.
- /2/ Skrift 28. Regional variation af ekstremregn i Danmark – ny bearbejdning (1979-2005). IDA Spildevandskomiteen 2006
- /3/ Jordartskort over Danmark, DGU(GEUS), 1989.
- /4/ DGU Borningsrapporter, <http://www.geus.dk/>
- /5/ Grundvandspotentialet i kalkmagasinet 2008 Region Hovedstaden.
- /6/ Danmarks Arealinformation, <http://kort.arealinfo.dk/>
- /7/ Landskabskort over Danmark. Blad 4 Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Per Smed, 1981. Geografforlaget
- /8/ Nedsivning af regnvand i faskiner. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift af faskiner. Rørcenter-anvisning 009 Juni 2005.
- /9/ EnHealth (2004): Guidance on Use of Rainwater Tanks. EnHealth Council. Australian Government, 2004. Publication approval number: 3432 (JN8304).
- /10/ Kjølholt, J., Poll, C. & Kofoed Jensen, F. (1997): Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355. Miljøstyrelsen.
- /11/ Jensen, Marina Bergen (2009): Tillæg 1 til Basisrapport: Dobbelporøs filtrering – yderligere resultater fra 2007. Pilotaftprøvning- Rensning af vejvand i Ørestad. Hændelse 1-25, januar-juli 2007, ekstra analyser.
- /12/ Al-Anbari, R.H., Wootton, K.P., Durmanic, S., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2008): Evaluation of media for the adsorption of stormwater pollutants”. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- /13/ Genç-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S. & Ledin, A. (2007): Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Research*, 41, pp. 591-602.
- /14/ Australian Guidelines (2008): Australian Guidelines for Water Recycling – Stormwater Harvesting and Reuse. Environment Protection and Heritage Council, National Health and Medical Research Council, Natural Resource Management Ministerial Council. Maj 2008.
- /15/ Miljøstyrelsen (2008): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Tilgængelig på internettet: http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/2EED6D00-3C69-486A-BED8-34B1FD527A8D/0/Kvalitetskriterierjord_og_drikkevandfinaljuniogjuli2010.doc. Seneste opdatering: Juni og Juli 2010
- /16/ Vejledning for nedsivningsanlæg op til 30 PE, revision 16. oktober 2000.
- /17/ Jensen, M.B., Fryd, O., Backhaus, A., Ingvertsen, S.T., Pauleit, S., Dam, T., Bergman, M., Birch, H. & Mikkelsen, P.S. (2009): Holland: Landskabsbaseret afvanding. *Teknik og Miljø*, 20. marts 2009, s. 38-40. Tilgængelig på internettet:

http://www.ktc.dk/fileadmin/Teknik_og_Miljoe/Teknik_og_Miljoe_2009/03_Marts2009/TM0309- Vand-Holland.pdf

- /18/ Vezzaro, L., Erikssn, E. & Mikkelsen, P.S. (2009): Vurdering af renseeffekt for metoder til lokal rensning og afledning af regnvand. Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Vand og Miljøteknologi, Kgs. Lyngby, 2009.
 - /19/ Johnson, T. A., (2009) Ground Water Recharge Using Recycled Municipal Waste Water in Los Angeles County and the California Department of Public Health's Draft Regulations on Aquifer Retention Time. *Ground Water*, 47, 496-499,
 - /20/ Dillon, 2009 Ground Water Replenishment with Recycled Water – An Australian Perspective. *Ground Water News & Views*, vol 47, no. 4, p. 492-495.
 - /21/ Toze, S. Literature Review on the Fate of Viruses and Other Pathogens and Health Risks in Non-Potable Reuse of Storm Water and Reclaimed Water. CSIRO Land and Water. Australian Water Conservation and Reuse Research Program. 2009.
 - /22/ Dillon & Molloy, 2006, Developing Aquifer Storage and Recovery (ASR), Opportunities in Melbourne - Technical Guidance for ASR. CSIRO Land and Water Client Report. Prepared for the Smart Water Fund.
 - /23/ Miljøstyrelsen, 1998, Vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter –. Vejledning nr. 6 og 7.
 - /24/ Strategi for tilpasning til klimaændringer i Danmark. Regeringen Marts 2008.
 - /25/ Dansk tilpasning til et ændret klima. Faglig rapport fra DMU, nr. 401. 2002.
 - /26/ Climate Change 2007: Synthesis Report. IPCC.
 - /27/ Klimaændringers effekt på kysten. Kystdirektoratet Marts 2008.
 - /28/ ”Glaciologer: Havet stiger op til to meter de næste 100 år” Ingeniørens netavis Thomas Djursing, fredag 05. sep 2008 kl. 11:28. Reference til ”Kinematic Constraints on glacier Contributions to 21st Century Sea-Level Rise, W.T. Pfeffer, Institute of Arctic and Alpine Research, University of Colorado, Boulder, CO 80309, J.T. Harper Department of Geosciences, University of Montana, Missoula, MT 59812, USA, S. O’Neel Scripps Institution of Oceanography, University of California San Diego, San Diego, CA 92093, USA.
-

Appendiks 1

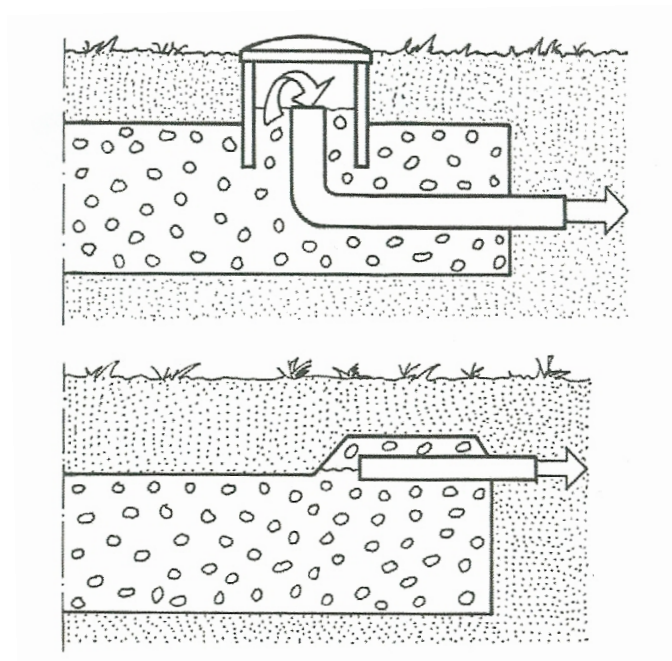
Beregnet gennemsnitlige vandmængder fra tage med forskellige arealer og karakteristiske nedbørshændelser udtrykt ved gentagelsesperiode og varighed.

Vandmængder og ydelser ud fra Skrift 28 og årsmidelnedbør på 600 mm
Usikkerhedsfaktor for klima **1.3**

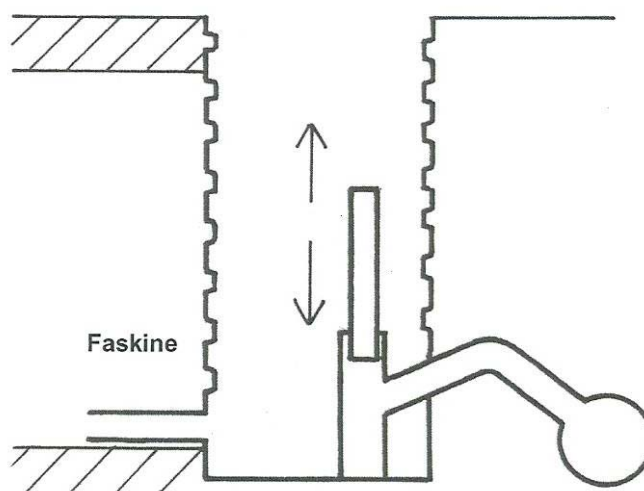
½ års hændelse		Virkeligt Tagareal	500	150	75	50
			[m2]	[m2]	[m2]	[m2]
	<i>min</i>	<i>l/s pr. ha</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>
	5	153	7.7	2.3	1.2	0.8
	10	108	5.4	1.6	0.8	0.5
	30	56	2.8	0.8	0.4	0.3
	60	35	1.8	0.5	0.3	0.2
	180	17	0.8	0.3	0.1	0.1
1 års hændelse						
	<i>min</i>	<i>l/s pr. ha</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>
	5	194	9.7	2.9	1.5	1.0
	10	138	6.9	2.1	1.0	0.7
	30	72	3.6	1.1	0.5	0.4
	60	46	2.3	0.7	0.3	0.2
	180	21	1.0	0.3	0.2	0.1
2 år hændelse						
	<i>min</i>	<i>l/s pr. ha</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>
	5	238	11.9	3.6	1.8	1.2
	10	170	8.5	2.6	1.3	0.9
	30	88	4.4	1.3	0.7	0.4
	60	56	2.8	0.8	0.4	0.3
	180	26	1.3	0.4	0.2	0.1
5 år hændelse						
	<i>min</i>	<i>l/s pr. ha</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>
	5	307	15.3	4.6	2.3	1.5
	10	221	11.1	3.3	1.7	1.1
	30	116	5.8	1.7	0.9	0.6
	60	73	3.6	1.1	0.5	0.4
	180	34	1.7	0.5	0.3	0.2
10 år hændelse						
	<i>min</i>	<i>l/s pr. ha</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>	<i>l/s</i>
	5	367.9	18.4	5.5	2.8	1.8
	10	266.5	13.3	4.0	2.0	1.3
	30	139.1	7.0	2.1	1.0	0.7
	60	88.4	4.4	1.3	0.7	0.4
	180	41.6	2.1	0.6	0.3	0.2

Appendiks 2

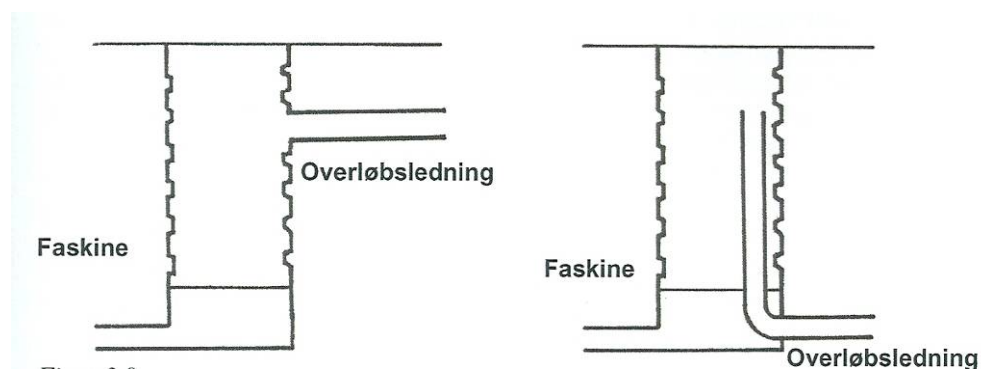
Alternative overløb fra faskine /8/



Faskine forsynet nødoverløb /8/.



Justerbart overløb fra faskine /8/.



Brønd med nødoverløb /8/.

Appendiks 3

Flow i filter afhængig af slidestørrelse og boringsdiameter



Open area rating of screens acc. to slot dimensions

DIAM. EXT. OUTSIDE DIAM.	FENTE SLOT 0,3 mm	FENTE SLOT 0,5 mm	FENTE SLOT 0,75 mm	FENTE SLOT 1 mm	FENTE SLOT 1,5 mm	FENTE SLOT 2 mm	FENTE SLOT 3 mm
40	5%	6%	8,5%	9%	9,5%	12%	
50	5%	6%	8,5%	9%	9,5%	12%	
80	5%	6%	8,5%	9%	9,5%	12%	
110	5%	6%	8,5%	9%	9,5%	12%	
125	4,5%	5,5%	7,5%	9%	8,5%	11%	13,5%
160		5,5%	7,5%	9%	8,5%	11%	13,5%
200			7,5%	9%	8,5%	11%	13,5%
250			7%	8%	8%	10%	12,5%
315			7%	8%	8%	10%	12,5%
400				8%	8%	10%	12,5%

Flow in M3/hour per liniar meter

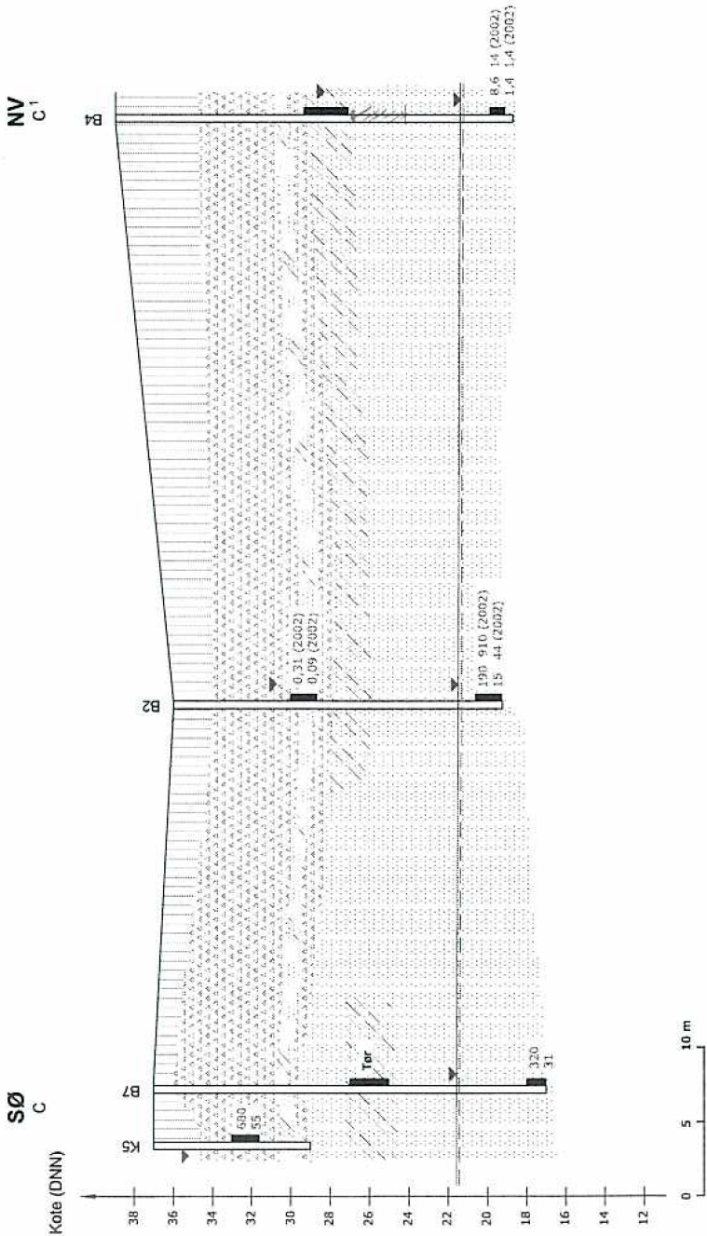
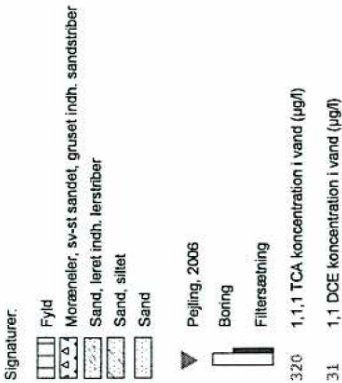
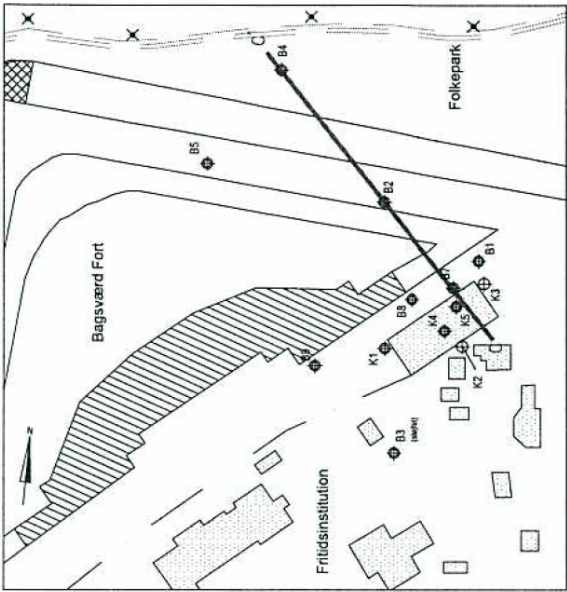
DIAM. EXT. OUTSIDE DIAM.	FENTE SLOT 0,3 mm	FENTE SLOT 0,5 mm	FENTE SLOT 0,75 mm	FENTE SLOT 1 mm	FENTE SLOT 1,5 mm	FENTE SLOT 2 mm	FENTE SLOT 3 mm
40	0,7	0,9	1,4	1,5	1,8	1,9	
50	0,8	1,1	1,5	1,7	1,9	2,1	
80	1,0	1,3	2,0	2,2	2,8	3,0	
110	1,5	2,0	2,3	3,4	3,7	4,2	
125	1,8	2,2	3,0	3,9	4,2	5,0	5,7
160		3,0	4,1	5,4	5,8	6,5	7,5
180		3,2	4,6	5,8	6,1	7,2	8,1
200		3,5	5,0	6,0	6,4	7,6	8,6
225		3,8	5,5	7,0	7,5	8,8	9,7
250		4,3	6,4	8,0	8,5	10,0	11,0
315		5,4	8,0	10,0	10,5	12,5	13,5
400		7,0	10,0	12,5	13,5	16,0	17,5

Appendiks 4

**Water Quality of runoff. Witteveen & Bos for NIRAS A/S
29th April 2009**

Appendiks 5

Bagsværd Fort/Louisehøj Geologiske snit



RAMBOLL

Bredvej 2
DK-2830 Vinum
Tlf. +45 45 98 60 00
Fax +45 45 98 67 00
www.ramboll.dk

Rev. 03
Tegning nr.

Rev.

Dato
2009-04-30

Konst./tegn.
EAH/JWS

Kontrol
EAH

Gedk.
JVR

Projektnr.
9512015

Mål

Bagsværd Fort Afværge
Geologisk profilnit SØ-NV

Appendiks 6

Infiltrationstest af boring ved Bagsværd Fort/Louisehøj

Appendiks 7

Infiltrationstest af boring ved Kævdevej 54, Virum

Appendiks 8

Modelberegninger af infiltrationsforsøg på umættet zone

Appendiks 9

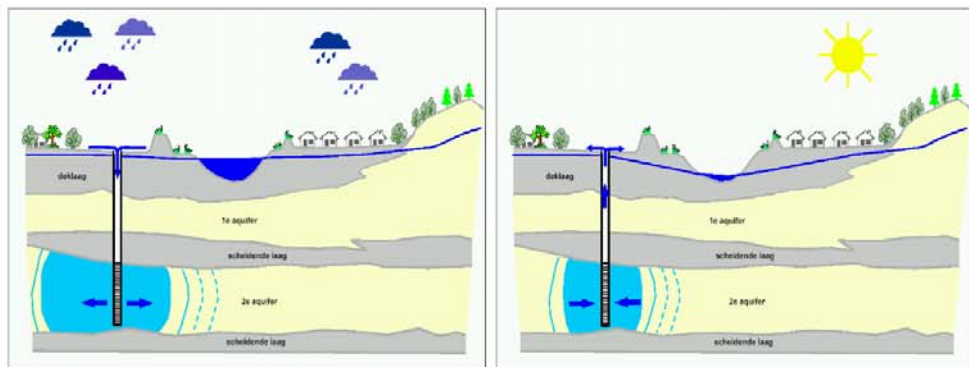
Hollandske erfaringer med dyb infiltration



Waterberging in de diepte

Inleiding

Waterberging vraagt om ruimte. Als deze ruimte moeilijk te vinden is aan de oppervlakte), dan is waterberging in de diepte een optie. Onderzoek heeft aangetoond dat waterberging in diepe watervoerende lagen technisch uitvoerbaar is en economisch (zeer) haalbaar. Het eerste project met waterberging met diepe putten heeft staatssecretaris Schulz van Haegen onlangs in gebruik genomen.



Het principe van waterberging in de diepte is eenvoudig. Het teveel aan water wordt via een put tot in een diepe watervoerende laag gebracht. Als er behoefte is aan water kan het worden onttrokken via de put waar het eerder in is geïnfilteerd.

Diepe putten worden al lang gebruikt, zoals voor energieopslag en grondwatersanering. De techniek op zich is bekend, maar de toepassing voor oppervlaktewater en hemelwater is nieuw. Ook drinkwaterbedrijven gebruiken steeds vaker diepe putten voor de infiltratie van water in de duinen. Het principe wordt ook wel ASR genoemd: Aquifer Storage & Recovery.

Onderzoek Haarlemmermeer: seizoensberging blijkt economisch aantrekkelijk

In het kader van het programma Leven met Water is door IF Technology, KIWA en Brouwer Communicatie Projecten in samenwerking met Hoogheemraadschap Rijnland en gemeente Haarlemmermeer een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden van waterberging in diepe watervoerende lagen als aanvulling op waterberging aan het maaiveld. Hierbij is zowel gekeken naar de mogelijkheden voor piekberging als voor seizoensberging. Bij piekberging gaat het om een hoeveelheid van 1 miljoen m³ die in 18 uur tijd moet worden geborgen. Dit komt ongeveer een keer in de 25 jaar voor. Bij seizoensberging gaat het om 2 miljoen m³ die in de winterperiode wordt geborgen voor gebruik in de zomer. Uit het Leven met Water-onderzoek blijkt dat:

- Waterberging in de diepte voor beide vormen van waterberging technisch gezien uitvoerbaar is.

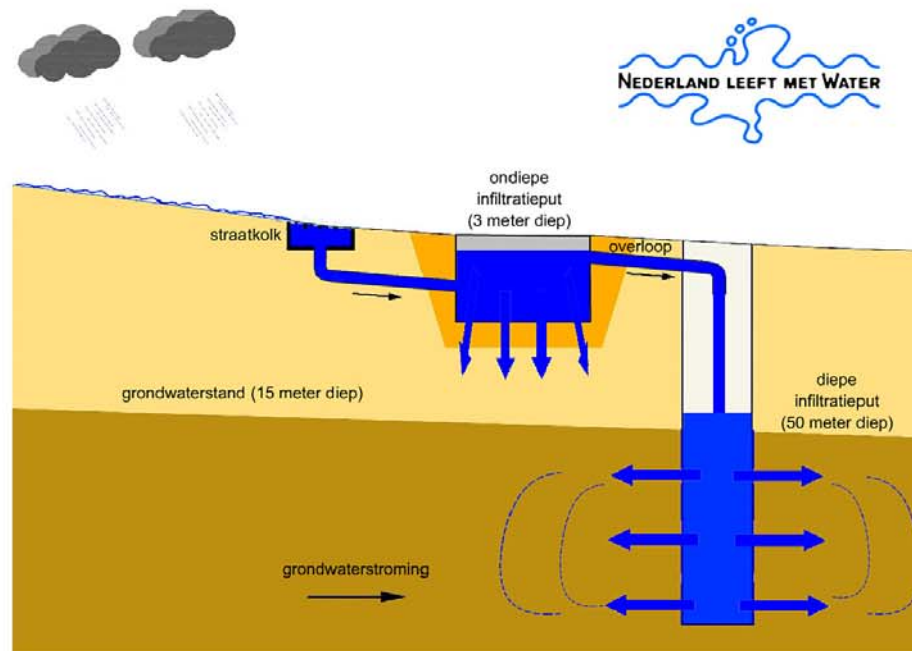
- Seizoensberging in alle gevallen zeer economisch is. De investeringen zijn dan lager dan die voor berging op het maaiveld, zelfs wanneer de kosten voor de grond niet meetellen.
- Bij een hoge grondprijs is ondergrondse berging voor piekberging voordeliger dan berging op het maaiveld. Het omslagpunt ligt ongeveer bij een grondprijs boven € 30 per m². In stedelijk gebied is dat meestal het geval, in agrarisch gebied vaak niet.

Gemeente Rijssen-Holten: diepinfiltratie voor berging van overtollig regenwater

De gemeente Rijssen-Holten heeft Nederlands eerste diepinfiltratiesysteem voor de berging van regenwater in gebruik. Staatssecretaris mevrouw Schulz van Haegen heeft het project op 7 november 2005 opgeleverd. Regenwaterberging is nodig om wateroverlast bij piekbuien te voorkomen. Het systeem in het hoger gelegen stedelijk gebied van Rijssen omvat drie ondiepe infiltratieputten en één diepinfiltratieput. De gemeente heeft voor deze manier van regenwaterafvoer gekozen om de volgende redenen:

- Diepinfiltratie neemt ten opzichte van andere systemen voor regenwateropvang heel weinig ruimte in beslag.
- In het intensief bebouwde en verharde gebied van Rijssen waar de diepinfiltratie is aangelegd, was geen ruimte voor vijvers, sloten of wadi's.
- De aanleg van het systeem veroorzaakt weinig overlast. De straat hoeft niet - zoals bij de gangbare infiltratiesystemen - over de hele lengte te worden opengebroken, maar slechts op drie plaatsen.
- De aanleg ervan kost veel minder dan die voor de gangbare systemen.

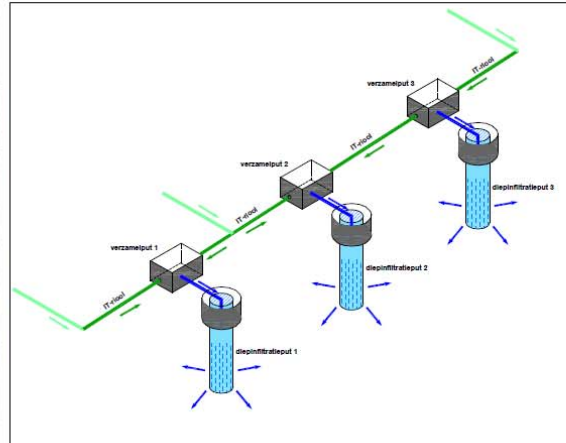
Het project is op initiatief van de gemeente tot stand gekomen en is in bouwteam verband ontworpen en gerealiseerd door de gemeente Rijssen-Holten, adviesbureau IF Technology (putontwerp), Roelofs (ontwerp en realisatie ondiepe putten en civieltechniek) en Grondboorbedrijf Haitjema (realisatie diepe put).



Adresgegevens:

IF Technology. Postbus 605. 6800 AP Arnhem. 025 4431541. www.iftechnology.nl.
Informatie: a.willemsen@iftechnology.nl





Rheden krijgt drie diepinfiltratieputten voor berging hemelwater

In november begint in de gemeente Rheden de aanleg van drie putten van honderd meter diep voor de diepinfiltratie van hemelwater. Dit is de tweede keer dat in Nederland hemelwaterberging in de diepe ondergrond gaat plaatsvinden. Precies een jaar geleden is in de gemeente Rijssen-Holten het eerste systeem in gebruik genomen door de toenmalige staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat, Melanie Schulz van Haagen. Afkoppeling van hemelwater maakt deel uit van het project waarbij het riool op grote schaal wordt vervangen in combinatie met reconstructiewerkzaamheden.

Afkoppelen

"Toen we de beslisboom voor afkoppeling van hemelwater doorliepen, kwamen we voor het dorp De Steeg in de gemeente Rheden uit bij diepinfiltratie. Voor bovengrondse berging is er te weinig ruimte en is het gebied te hellend. Voor ondiepe infiltratie is de ondergrond niet doorlatend genoeg en afvoer naar oppervlaktewater, hier de IJssel, wordt bemoeilijkt door een spoorlijn en een omvangrijk ondergronds leidingentracé. Daardoor bleef diepinfiltratie als beste optie over. Door de grote opnamecapaciteit van de waterdoorlatende laag in de diepe ondergrond kan er in korte tijd heel veel water worden geborgen." Aan het woord is Robert Freriks, gedelegeerd projectleider voor het waterbergingsproject. Tot afgelopen zomer werkte hij bij de gemeente Rheden waar hij het afkoppel- en diepinfiltratieproject heeft voorbereid. De projectleider had zich niet eerder gerealiseerd dat diepinfiltratie naar diepe waterdoorlatende lagen zo'n enorme

bergingscapaciteit biedt. Freriks: "Ik was bij riolering gewend te denken in de hoeveelheid bergingscapaciteit. Maar bij diepinfiltratie hoef je niet meer te denken in termen van omvang van de berging. Het is vooral de snelheid van infiltratie van het hemelwater in de diepe ondergrond die van belang is."

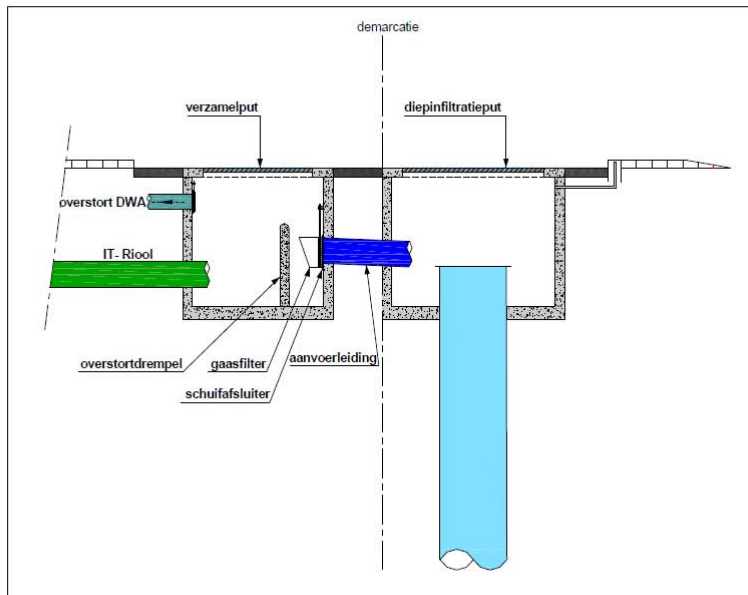
100 meter diep

In de toekomst komt het afgekoppelde water voor de diepinfiltratie niet meer in het *gewone* vuilwaterriool terecht. Er komt een nieuw riool speciaal voor de opvang van hemelwater. Vanuit dit hemelwaterriool stroomt het in een infiltratieriool van waaruit het eerste deel van het hemelwater naar de ondiepe ondergrond infiltreert. Alleen bij buien waarbij meer dan 4 mm regen valt, stort het infiltratieriool over op de drie diepinfiltratieputten. Freriks: "Het plan is ontwikkeld in een projectgroep met daarin mensen van de afdelingen die zich bezig houden met groen, verkeer, bodem, milieu en communicatie. Met name de afdeling Milieu is nauw betrokken bij de

besluitvorming. We moeten immers voldoen aan de zorgplicht in het kader van de wet Bodembescherming en de kwaliteit van het grondwater waarborgen. De plannen hebben we om die reden ook besproken met de provincie Gelderland. We hebben ervoor gekozen om de eerste 4 mm van de bui niet af te voeren naar de diepinfiltratieputten. Want het eerste water van een bui is nu eenmaal het meest vervuild omdat er rommel van de straat meekomt. Dit water – *de first flush* – gaat naar het ondiepe infiltratieriool die onder de Bontincklaan, parallel aan de spoorlijn, komt te liggen. Deze ondiepe infiltratierioolbuis wordt omgeven door een bodempassage, verrijkt met humus waarin het vuil wordt opgenomen. Het water dat niet wordt geborgen in het infiltratieriool – *de second flush* – stort over op de diepinfiltratieputten tot 100 meter diepte in de ondergrond."

Diepinfiltratie in Rheden

Hemelwater afkomstig van het afgekoppelde gebied wordt in een hemelwaterriool verzameld en afgevoerd naar het infiltratieriool. Dit heeft een lengte van 180 meter en komt te liggen op het diepste punt. Daarin kan de eerste 4 mm van iedere regenbui worden geborgen. Dit hemelwater, de zogenaamde *first-flush*, wordt via het infiltratieriool geïnfiltreerd in bodem. Dit riool is verbonden met drie verzamelputten. In iedere verzamelput bevindt zich een overstortmuur. Bij een bui groter dan 4 mm zal het regenwater over deze overstortmuur stromen in de diepinfiltratieputten. Dit water wordt de *second-flush* genoemd en is schoner dan water uit de *first flush*. Het totale piekdebiet – bij een T=5 bui – dat door de drie diepinfiltratieputten moet worden verwerkt bedraagt 1.800 m³/h. Dit komt neer op een piekdebiet van 600 m³ per uur per diepinfiltratieput. Dit piekdebiet zal statistisch gezien 1 keer in de 5 jaar voorkomen.



Afsluitbaar bij calamiteiten

Volgens Freriks is er een nadeel aan diepinfiltratie. "Je ziet niet wat er gebeurt, waardoor het idee ontstaat dat je er minder grip op hebt dan bij andere vormen van waterberging. Maar met monitoring en calamiteitenbewaking kunnen we het proces controleren." Bij calamiteiten moet het infiltratieriool tijdig worden afgesloten. Daarom zijn de putten voorzien van afsluiters zodat bijvoorbeeld de brandweer de infiltratiebuizen tijdens bluswerkzaamheden kan afsluiten. "Ik moest in het begin ook wennen aan deze nieuwe vorm van waterberging. Er is nog weinig praktijkervaring. Inmiddels ben ik er vertrouwd meegeeraakt en zie dat diepinfiltratie perspectief biedt." informatie: Robert Freriks, Civicon Engineering & Consultancy tel (0315) 617 727.

Monitoring

Het infiltratieriool met daaromheen de bodempassage ligt ondiep en is te monitoren. Ook voor de diepe infiltratieputten komt er een monitoringsplan. "Na iedere bui waarbij er water in de diepe putten komt gaat er een signaal naar het systeem van de riolering samenkomt. Daarna wordt periodiek de kwaliteit van het water gecontroleerd. Voor beide systemen gaan we eerst de nulsituatie vastleggen. Daarna kunnen we zien of en zo ja in welke mate er iets veranderd", licht Freriks toe.

Grootschalige afkoppeling

Het gebied waar het hemelwater van daken en wegverhardingen wordt afgekoppeld is 3,4 hectare groot. De Steeg ligt aan de voet van de Fosbank, een van de hoogste plaatsen van de Veluwezoom. Het regenwater stroomt met een hoge snelheid naar het dorp, waarna het zich ophoopt voor de spoorlijn tussen Arnhem en Zutphen. Freriks: "Aanvankelijk wilden we in het kader van de basisinspanning maar een hectare afkoppelen en een bergbezinkbak van 200 m3 bouwen. Maar deze oplossing zou weinig bijdragen aan

de verdrogingsbestrijding van het nabije natuurgebied." Vorig jaar maakten Simon Megens en Bart Schellevis van Openbare Werken van Rheden voor het eerst kennis met het fenomeen diepinfiltratie. Dat was in Rijssen waarbij ook de staatssecretaris aanwezig was. Vervolgens is er een haalbaarheidsstudie voor diepinfiltratie uitgevoerd. Dankzij bijdragen van de Subsidieregeling Vitaal Gelderland en Subsidiëring Gebiedsgericht Beleid plus een afkoppelsubsidie van waterschap Rijn en IJssel kon de gemeente Rheden het eerdere plan vervangen door een veel groter afkoppelproject in combinatie met diepinfiltratie. Daarmee werd een duurzame oplossing realiseerbaar en kan het hemelwater in het gebied blijven. Het idee en het ontwerp voor deze innovatieve vorm van waterberging is van IF Technology, een adviesbureau uit Arnhem voor bodem water en energie. IF Technology is gespecialiseerd in ondergrondse opslag van water en energie en heeft daarmee al veel ervaring opgedaan. Het bureau heeft veel kennis in huis over de verschillende waterdoorlatende grondlagen, het grondwater en alle processen die daar invloed op uitoefenen.



Wanneer wel en wanneer geen diepinfiltratie:

Diepinfiltratie is een alternatief bij het afkoppelen van hemelwater wanneer er geen ruimte is voor andere technieken aan het bodemoppervlak of in de ondiepe ondergrond. De toepassing is sterk afhankelijk van de opbouw van de diepe ondergrond. De aanwezigheid van een goed doorlatende en voldoende dikke zandlaag biedt de beste perspectieven. Een relatief lage grondwaterstand is gunstig omdat, zelfs onder vrij verval, een hoge statische druk en daarmee een hoge infiltratiecapaciteit bereikbaar is. Ook bij een relatief ondiepe stand blijft diepinfiltratie interessant, mits voldoende drukopbouw mogelijk is, bijvoorbeeld bij afkoppeling van hoger gelegen daken. Strikt genomen bestaat er op dit moment geen vergunningprocedure voor diepinfiltratie van hemelwater in de ondergrond. Wel dient rekening gehouden te worden met de zogenaamde zorgplicht in het kader van de wet Bodembescherming. Advies is daarom om al bij het ontwerp rekening te houden met het afvangen van de vuilvracht in de eerste afvoer van hemelwater. Daarbij is het wijs om aantoonbaar zorgvuldig met de diepe ondergrond om te gaan. Vandaar dat de gemeente Rheden ervoor kiest om de reeds bestaande monitoring van riooloverstorten en rioolgemalen uit te breiden met een hoeveelheidsmeting en een periodieke analyse van het hemelwater dat in de diepinfiltratieputten terecht komt. Informatie: Han Meijer, IF Technology, tel 026 4431541.

Appendiks 10

Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag Bilagsrapport

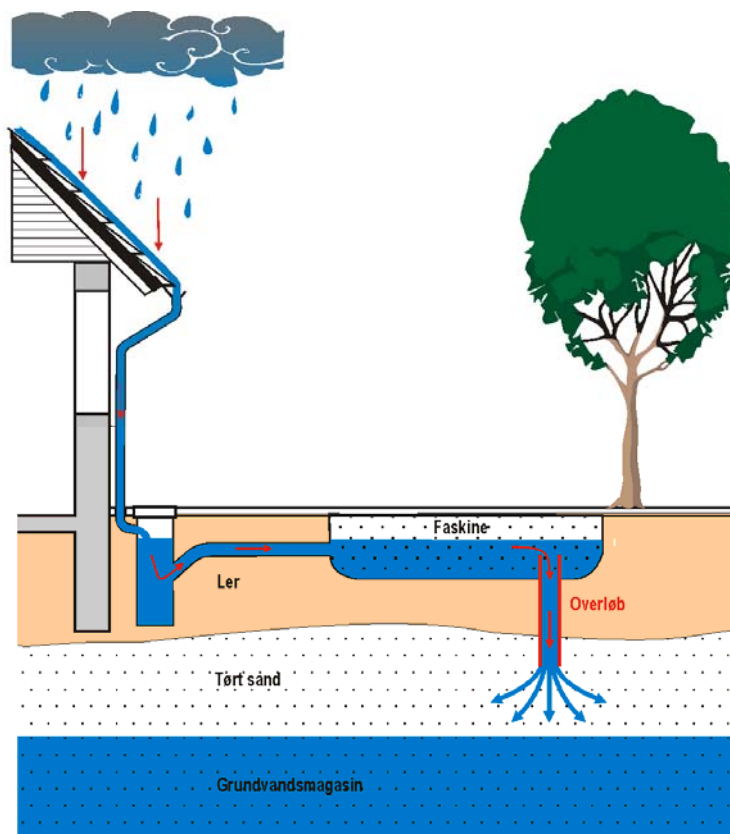
By og Landskabsstyrelsen

Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag

REDUKTION AF OVERSVØMMELSESRISIKO

Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af lovgrundlag

September 2009



By og Landskabsstyrelsen

Overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag

REDUKTION AF OVERSVØMMELSESRISIKO

Miljøkonsekvensvurdering og evaluering af lovgrundlag

September 2009

Opdateret September 2011

Indhold

1.	SAMMENFATNING	1
2.	INDLEDNING	3
3.	RISIKOVURDERING	4
3.1	KONCEPT FOR RISIKOVURDERING	4
3.2	FARLIGHEDSVURDERING – TAGVAND	4
3.2.1	<i>Atmosfærisk nedfald</i>	4
3.2.2	<i>Afgivelse fra bygningsmateriale</i>	5
3.2.3	<i>Faktorer, der kan påvirke stofkoncentrationer</i>	6
3.2.4	<i>Målte koncentrationer i tagvand</i>	6
3.3	STOFSKÆBNE VED OVERLØB FRA FASKINE	9
3.3.1	<i>Scenarier i risikovurderingen</i>	9
	<i>Ved installation af et overløb på faskinen som en boring (brønd), vil det under voldsomme regnvandshændelser være muligt at lede overløbsvandet fra tagarealer direkte ned til et dybere jordlag i den umættede zone.</i>	9
3.3.2	<i>Scenario 1</i>	10
3.3.3	<i>Scenario 2</i>	10
3.3.4	<i>Scenario 3</i>	14
3.3.5	<i>Scenario 4</i>	14
3.4	RISIKO FOR PÅVIRKNING AF GRUNDVANDS RESSOURCER OG DRIKKEVANDSINDVINDINGER.	15
3.5	ANDRE PÅVIRKNINGER.	15
3.5.1	<i>Barometerånding</i>	15
3.5.2	<i>Præferentiel strømning</i>	16
3.6	DISKUSSION AF GRUNDVANDSRISIKO VED NEDSIVNING AF TAGVAND VIA OVERLØB I FASKINE.	16
3.6.1	<i>Kriterium for tagvands vandkvalitet</i>	16
3.6.2	<i>Direkte infiltration</i>	18
3.6.3	<i>Potentielle rensningsteknikker for tagvand</i>	18
4.	LOVMÆSSIGE GRUNDLAG	19
4.1	MILJØBESKYTTELSESLOV (LBK NR. 1757 AF 22.12.2006)	19

4.2	TILLADELSE TIL AFLEDNING AF TAG- OG OVERFLADEVAND	58
4.3	ETABLERING AF FASKINER	59
4.4	INFILTRATIONSBORINGER	60
5.	SAMLET KONKLUSION	22
6.	LITTERATURLISTE	24
Bilag 1	KONCENTRATIONSDATA FOR TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER I REGNVAND OG AFSTRØMNINGSVAND	
Bilag 2	WATER QUALITY OF RUNOFF, WITTEVEEN & BOS	
Bilag 3	SAMMENFATNING AF MILJØRISIKOVURDERING	

10 Sammenfatning

Projektets formål er at reducere risiko for oversvømmelse ved store nedbørshændelser ved etablering af overløb på en eksisterende faskine. Overløbsvandet vil blive ledt til et jordlag i den umættede zone under faskinen.

Nærværende notat består af en risikovurdering af nedsivning af tagvand til grundvand fra overløb i faskine. Endvidere gennemgås det eksisterende lovmæssige grundlag for nedsivning af tagvand.

Tagvand indeholder en række forureningsstoffer afsat på tagfladen ved atmosfærisk deposition samt afgivet fra tagmaterialer. Det drejer sig hovedsagligt om tungmetaller samt miljøfremmede stoffer såsom PAH, aromatiske kulbrinter, phenoler, blødgørere, dioxin, PCB, fosfortriester m.v. Koncentrationen af forureningsstoffer i tagvand påvirkes af en række faktorer og vil derfor variere både for forskellige tagflader og lokaliteter, men også imellem forskellige regnhændelser på samme lokalitet. Koncentrationsniveauerne i tagvand vil derfor bestå af store intervaller. I nærværende notat er der foretaget et litteraturstudie af den forventede kemiske sammensætning i tagvand. Mange undersøgelser er dog foretaget på overfladevand, dvs. en blanding af tag- og vejvand. Der er derfor foretaget et skøn over de forventelige koncentrationer af forureningsstoffer i tagvand.

4 scenarier er beskrevet og vurderet i notatet:

1. Et værst tænkeligt scenario, hvor alt regn- og tagvand føres direkte til grundvandszonen og der kun opnås en umiddelbar fortynding i grundvandszonen.
2. Et scenario, hvor faskinens infiltrationskapacitet er meget lille og alt regn- og tagvand føres til grundvandszonen gennem overløbet og der sker mulighed for tilbageholdelse og nedbrydning undervejs i faskinen og i den umættede zone.
3. Det forventelige scenario, hvor der kun sker afledning under store regnvandshændelser og der sker mulighed for tilbageholdelse og nedbrydning undervejs i den umættede zone.
4. Et værst tænkeligt scenario, hvor der udføres hærværk og en kemikaliedunk på maks. 500 ml tømmes i brønden.

Ved nedsivning af tagvand i et jordlag vil stofkoncentrationen påvirkes af processer som udfældning, sorption, retardation og nedbrydning. Disse processer vil reducere koncentrationen af forureningsstoffer i tagvandet undervejs i nedsivningen til grundvandet.

Det forventes, at disse processer vil reducere de typisk forekommende koncentrationer af de fleste af forureningsstofferne i tagvand til et niveau under grundvandskriteriet. De skønnede maksimumværdier for bly, PAH og nitrophenol vil dog stadig overskride kvalitetskriteriet. Det har ikke været muligt at vurdere indholdet af PCB, dioxiner og fosfortriester på grund af manglende grundvandskriterium for disse stoffer. Endvidere kendes kun total koncentrationen af chrom og det vides derfor ikke om indholdet af chrom(VI) overholder grundvandskriteriet.

På baggrund af risikovurderingen anbefales det, at tagvandet analyseres for parametrene bly, PAH og nitrophenol ved tilladelse til nedsivning af tagvand via overløb i faskine.

I Australien har man grundet vandmangel udført flere undersøgelser på nedsivning, oplagring og genindvinding af overfladevand i jord og grundvandsmagasiner (såkaldt ASR-design, Aquifer Storage and Recovery). Australske undersøgelser vurderer, at et korrekt placeret, designet og drevet ASR-design ikke udgør en væsentlig miljømæssig risiko.

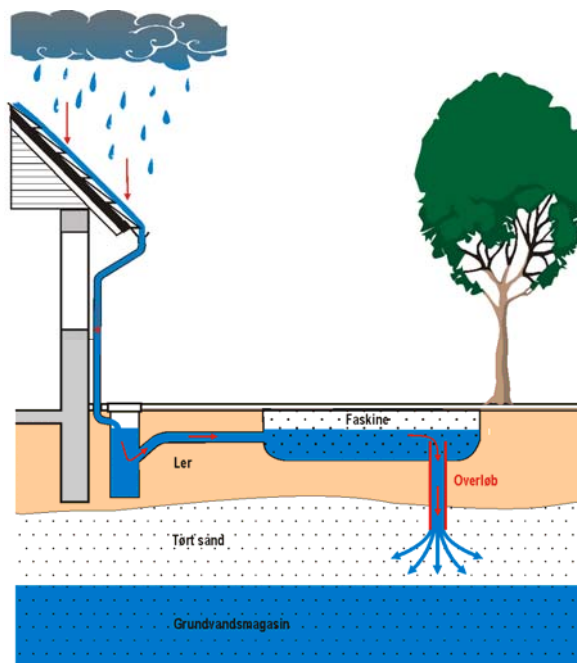
I dansk lovgivning findes der få regler vedr. nedsivning af tagvand sammenlignet med nedsivning af husspildevand. Der kan gives tilladelse til nedsivning af tagvand, når blot der er mindst i) 25 m

til vandindvindingsanlæg med krav til drikkevandskvalitet, ii) der ikke er risiko for overfladeafstrømning og iii) der er mindst 25 m til vandløb, søer og havet. I henhold til bilag 2 i Bekendtgørelse om spildevandstilladelser, BEK nr. 1448 er infiltration af tagvand direkte til grundvandszonen ikke tilladt uden forudgående nedsivning gennem et jordlag. For nedsivning af husspildevand er der krav om en afstand fra bunden af faskinen til højeste grundvandsspejl på mindst 1 m og såfremt det er teknisk muligt 2,5 m. I Australien opererer man med mindst 2 m fra overflade til grundvandsspejl ved nedsivning af overfladevand. Såfremt det ikke er muligt at infiltrere tagvandet fra overløbet igennem et jordlag, anbefales det, at der indføres en rensmekanisme med samme eller bedre rensningseffektivitet som jordlaget.

11 Indledning

I forbindelse med projektet om overløb fra faskiner til dybereliggende jordlag foretages i nærværende notat en miljømæssig vurdering af risikoen for grundvandsressourcen. Herudover er der foretaget en evaluering af lovgrundlaget ved etablering af et infiltrationsanlæg til dybereliggende grundvand.

Projektet omhandler situationen, hvor tagvandet fra boligejendomme afledes til en nedsivningsfaskine. I forbindelse med meget store nedbørshændelser kan der forekomme oversvømmelse, idet faskinens kapacitet til at modtage regnvandet overskrides. Projektets forslag er, at der etableres et overløb på faskinen som en boring (brønd), således at overløbsvandet fra tagarealer bliver ledt ned til et jordlag i den umættede zone under faskinen, men over grundvandsspejlet, dvs. et jordlag med en stor aflednings- og magasinkapacitet.



Figur 1.1 Princip for etablering af overløb til en faskine, hvor vandet ved ekstreme nedbørssituationer ledes til underliggende jordlag med stor aflednings- og magasinkapacitet.

Regnen, der i dag falder på tagene, er i princippet ikke rent vand, men indeholder en række forureningsstoffer afsat fra bl.a. atmosfærisk deposition og byggematerialer. Når vandet ledes til faskinen, vil det herfra sive langsomt gennem de geologiske lag til den dybde, hvor grundvandet findes. Under denne transport sker der en naturlig filtrering og rensning af vandet.

Med den foreslåede teknologi for overløb vil der i de normale nedbørssituationer ikke ske en ændring af de miljømæssige forhold. Derimod vil der i forbindelse med overløb ske en "by-pass" af de øvre jordlag til det underliggende sandlag.

De miljømæssige konsekvenser af denne "by-pass" er analyseret i nærværende notat baseret på litteraturstudier og designforslag for overløbet.

12 Risikovurdering

I dette afsnit foretages en vurdering af de miljømæssige konsekvenser ved infiltration af tagvand til et grundvandsmagasin.

Tagvand i forbindelse med dette projekt omfatter udelukkende vand, som ledes fra tagarealer på boliger.

12.1 Koncept for risikovurdering

Risikovurderingen er baseret på følgende vurderinger:

- En vurdering af den forventelige kemiske sammensætning i tagvand.
- En vurdering af stoffernes skæbne i forbindelse med overløb fra faskine og nedsivning i den umættede zone baseret på stoffernes iboende egenskaber, som beskriver deres skæbne og potentiale for spredning i miljøet.
- En vurdering af omfanget af eventuel påvirkning af grundvandsressourcer samt konsekvenser ved drikkevandsindvinding.

12.2 Farlighedsvurdering – tagvand

Forureningsstoffer i tagvand stammer fra følgende kilder:

- Atmosfærisk nedfald (våd og tør deposition) fra fjerne, regionale eller lokale kilder.
- Afgivelse fra tagmaterialer.

12.2.1 Atmosfærisk nedfald

Forurening på tagoverflader sker ved tørdeposition (afsætning direkte på overfladen) eller våddeposition (udvaskning med nedbør).

De fleste persistente forureningsstoffer, som tungmetaller og de tunge organiske forbindelser som polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH), dioxin og polychlorerede biphenyler (PCB), transporteres bundet til små partikler på mindre end 1 µm /Ellemann et al. 2009/. I Danmark foretages hovedsaglig overvågning af våddeposition, men det er tidligere vurderet, at tørdeposition for tungmetaller typisk udgør ca. 10-30 % af våddeposition /Ellermann, 2009/.

Atmosfæriske partikler kan være grove partikler med en diameter større end 2,5 µm, fine partikler mindre end 2,5 µm eller ultrafine partikler (f.eks. fra bilernes udstødning) på mindre end 0,1 µm. Hverken de meget grove eller de ultrafine partikler har særlig lang levetid i atmosfæren (typisk mindre end en dag), da de grove partikler nedfalder, og de ultrafine partikler koagulerer og nedfalder /Hertel, 2002, Hertel, 2004/. Grove partikler dannes typisk som følge af mekaniske processer som f.eks. vindens og trafikens ophvirvling af jord- og vejstøv, slitage af dæk og vejbelægning, slitage og korrosion af bygningsdele, spredning af pollen og havsprøjt (som tørrer ud til saltpartikler og opsamler forurenede partikler fra luften) samt støv forårsaget af industri og byggeri /Hertel, 2004/.

De fine partikler (0,1-2,5 µm) kan derimod overleve i op til flere dage, evt. uger, afhængig af nedbør og andre klimatiske forhold. Ifølge /Ellemann 2009/ stammer tungmetaller i atmosfæren over Danmark for størstedelen fra fjerne kilder i bl.a. Vest- eller Østeuropa.

Den stigende anvendelse af brændeovne er en kilde til en øget belastning med PAH og dioxin på sodpartikler i boligområder især på kolde og vindstille aftener /Hertel, 2004/.

Andre persistente stoffer som polychlorede biphenyler (PCB) dannes ved affaldsforbrænding, herunder forbrænding af PVC /Lokke, 2000/. PCB i luften er ligesom dioxin og PAH tilknyttet fine partikler.

Ved forbrænding af husholdningsaffald, PVC, kemikalie- og olieaffald samt sygehusaffald i forbrændingsanlæg er der potentiale for dannelse af dioxiner, som spredes til omgivelserne via røggassen. Indholdet af partikler i røggasser øger dioxindannelsen og dermed emissionen, hvorfor emissionerne typisk vil være mindre ved indførelse af røgrensningsteknikker, /Jensen, 1995/.

Persistente organiske miljøgifte (POP) som de chlorerede pesticider Lindan, DDT og hexachlorbenzen spredes også som global luftforurening.

12.2.2 *Afgivelse fra bygningsmateriale*

Blandt de tungmetaller, der ofte indgår i bygningsmaterialer, er zink (Zn), der findes i zinktagrender, og bly (Pb), der findes i blyinddækninger på tage af eternit, tegl og betontagsten. Bly til tagdækning har været forbudt siden 2001. Det kan erstattes af en ny type bløde zinkplader, aluminium eller aluminium indstøbt i gummi. Anvendelsen af zink til tagrender kan dog forventes at fortsætte. Kobber (Cu), aluminium (Al) eller zink (Zn) bliver også anvendt som beklædning på "prestigebyggerier", men ikke nødvendigvis ved almindeligt byggeri /Amternes Videncenter for jordforurening, 2005/.

Chrom (Cr) findes i mange byggematerialer til udendørs facader, i maling samt i små mængder i beton. Cu, Cr og arsen (As) har tidligere været anvendt til imprægnering af træ. Salg af arsenimprægneret træ har dog været forbudt siden 1997. Der er ingen forbud mod anvendelse af chromimprægneret træ og det er stadig tilladt at importere træ imprægneret med chromholdige midler. Desuden er tungmetaller tidligere blevet anvendt i malingspigmenter /Amternes Videncenter for jordforurening, 2005/.

Phthalater er en gruppe kemikalier, der siden 2. Verdenskrig har været anvendt som blødgørere i plastbaserede produkter. De mest anvendte phthalater er dibutylphthalat (DnBP), som siden 1930'erne har været anvendt i blød PVC, og di-(2-ethyl-hexyl) phthalat (DEHP), som har været anvendt siden 1950'erne. I dag findes der på markedet et bredt spektrum af phthalater i forskellige produkter. Phthalater er problematiske, idet de frigives fra plast- og polymermaterialer og der er påvist migration fra forskellige materialer (bl.a. plastrør) til miljøet /Amternes Videncenter for jordforurening, 2005/.

Herudover sker der en afgivelse af PAH og kulbrinter fra tagpap m.v. /Arnbjerg-Nielsen et al., 2003/.

I Australien har man grundet vandmangel udført flere undersøgelser på nedsivning, oplagring og genindvinding af overfladevand i jord og grundvandsmagasin. Den anvendte metode til oplagring og genindvinding af overfladevand i grundvandsmagasin benævnes Aquifer Storage and Recovery (ASR) og anvendes /Dillon & Molloy, 2006/. På baggrund af øget forureningsrisiko frarådes anvendelse af tagvand fra visse tagmaterialer til ASR /Australian Guidelines, 2008/. Det drejer sig om: kobbertag, tagoverflader med offentlig adgang, tagoverflader med adgang for køretøjer samt materialer der kan ruste, undergå korrosion eller fungere som redested for fugle. Herudover tagflader, hvor der forekommer udledningsrør fra air condition, dampenheder eller lign., skorsten fra industriel proces i bygningen, deposition fra kemisk sprøjtning inden i bygning samt områder med øget risiko for industriel deposition. Hvis taget indeholder en eller flere af ovenstående karakteristika, anbefaler den australske vejledning, at tagvandets kvalitet analyseres /Australian Guidelines, 2008/. Den australske vejledning indeholder ingen anbefalinger om analyse af tagvand fra tagflader uden ovennævnte materialer.

12.2.3 Faktorer, der kan påvirke stofkoncentrationer

De faktorer, der påvirker stofkoncentrationen i tagvand vil være følgende:

- Variation i mængde af tør- og våddeposition (nedbør, antal af byger, vindretning m.v.) /Ellermann, 2007/.
- Emissioner fra industri eller andre kilder, som generelt er faldende på grund af bedre røggasrensning m.v. Anvendelse af brændeovne i boligområder kan være problematisk.
- "First flush" effekt hvorved der indledningsvis under regnvandshændelser udvaskes høje koncentrationer, som skyldes akkumulering af forureningskomponenter i atmosfæren eller på overflader under tørvejr (tørdeposition, taghældning, vindpåvirkning, m.v.) /Ledin et al., 2004, Anthonisen et al., 1992/. I vejledning for brug af opsamlingstanke til regnvand i Australien anbefales det at kassere de første 20-25 l af tagvandet for at undgå first flush forurening /EnHealth, 2004/.
- Modsat effekt af "first flush" med lave koncentrationer i starten af et regnvejr er også observeret og kan skyldes langsom frigivelse af stoffer fra tagmaterialer.
- Nedbrydningsprocessor på tagoverflade og i regnvand og tagvand (fotokemisk, biologisk) (Anthonisen et al., 1992).
- De anvendte tag- og tagrendematerialer (Witteveen+Bos, 2009).
- Længde af regnskyl (Arbejdsrapport nr. 10; Anthonisen et al., 1992). Små regnskyl ser ud til at bevirke større middelkoncentration af stoffer i spildevandet sammenlignet med længere regnskyl som formentlig skyldes "first flush" effekt (Arbejdsrapport nr. 10).
- Regnvolumen.
- Regn intensitet. Øget intensitet medfører højere koncentration af bl.a. Cu og Zn (He, 2002).
- pH i regnvand. Lav pH medfører højere koncentration af bl.a. Cu og Zn (He, 2002).
- Længden af tørre perioder imellem regnskyl. Længere tør periode bevirker bl.a. højere koncentration af Cu og Zn (He, 2002).
- Nedbrydning af tagmateriale ved fysiske, fotokemiske, kemiske eller biologiske processor på tagoverflade, som kan medføre øgede frigivelser.

12.2.4 Målte koncentrationer i tagvand

Der er foretaget et litteraturstudie af den forventelige kemiske sammensætning i tagvand. I bilag 1 er listet indsamlede litteraturværdier for koncentrationer i tagvand eller vand fra separatsystemer med tagvand og vejvand.

De stofgrupper, som vurderes at kunne være potentielt tilstede i regnvand fra tagoverflader, er metaller og en række persistente miljøfremmede organiske forbindelser. Desuden kan der være lave indhold af flygtige og nedbrydelige kulbrinter herunder aromatiske kulbrinter som benzen, toluen, xylen og naphthalener, men disse stoffer forventes ikke at være persistente. Stofgrupperne er listet i tabel 2.1.

Tabel 2.1 Stofgrupper for hvilke der findes undersøgelser om sammensætning i tag/ vejvand

Metaller	Antimon (Sb)	Mangan (Mn)
	Arsen (As)	Molybdæn (Mo)
	Bly (Pb)	Nikkel (Ni)
	Cadmium (Cd)	Tin (Sn)
	Chrom (Cr)	Titanium (Ti)
	Cobalt (Co)	Vanadium (V)
	Jern (Fe)	Zink (Zn)
	Kobber (Cu)	Zirkonium (Zr)
	Kviksølv (Hg)	
Miljøfremmede organiske forbindelser:	Blødgørere (phthalater)	PCB
	Fosfor-triester	Pesticider
	Organotinforbindelser	Phenol
	Aromatiske kulbrinter	Alkylphenoler
	PAH	Chlorphenoler
	Dioxiner	Phenolforbindelser

Endvidere indeholder tagvand organisk carbon (C) samt næringsstoffer som bl.a. kvælstof (N) og fosfor (P). Jf. bilag 1.4 forventes et kvælstofindhold i tagvand på ca. 2-6 mg/l. Fosforindholdet forventes at være 0,2-0,6 mg/l og COD forventes at være 40-140 mg/l.

Bekendtgørelse nr. 1449 af 11. december 2007 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg indeholder kvalitetskrav til indholdet af N og P i drikkevand fra vandværker /BEK 1449, 2007/. Kvalitetskravet for kvælstof er opdelt i nitrat og ammonium, hvor kravet til nitrat er 50 mg/l. Kravet til ammonium er 0,05 mg/l, dog må indholdet være op til 0,5 mg/l under særlige forhold. Jf. /Göbel et. al., 2007/ er indholdet af ammonium i tagvand 3,39 mg/l og indholdet af nitrat 2,78 mg/l. Ammoniumindholdet i tagvand overskrider dermed kriteriet for vandværksvand 6,8-68 gange, mens nitratindholdet er langt under kriteriet. Ses der på kvælstof som en samlet pulje af ammonium og nitrat er indholdet i tagvand langt under kvalitetskriteriet for vandværksvand. Ammonium findes naturligt i grundvand og er en forbindelse, der fjernes på vandværker for at undgå iltning til nitrit. Kvalitetskravet på 0,05 mg NH₄ / l gælder for iltet og filtreret vand fra vandværk og har til formål at sikre overholdelse af grænseværdien for nitrit. Fjernelse af ammonium på vandværker foregår ved iltning på filter i tilstrækkeligt omfang til at ammonium oxideres til nitrat.

Kvalitetskravet til total-P i vandværksvand er 0,15 mg/l, jf. bekendtgørelse nr. 1449. Indholdet i tagvand overskrider dermed kvalitetskravet med 1,3-4 gange.

Ifølge /Geus, 2000/ giver høje fosforindhold i grundvand som udgangspunkt ingen problemer i drikkevandsproduktionen, da fosfor normalt fjernes ved almindelig vandbehandling på vandværkerne.

Tag- og vejvand indeholder også mikroorganismer og partikulært materiale. Generelt er indholdet af patogene mikroorganismer lavere i tagvand end vejvand /Australian Guidelines, 2008/.

Tilførslen af patogene mikroorganismer forventes at være lav som følge af den begrænsede forekomst af dyr på tagoverflader sammenlignet med f.eks. vejoverflader og haver.

Mikroorganismer forventes derfor ikke at udgøre en væsentlig forureningsparameter ved infiltration af tagvand. Endvidere har patogene mikroorganismer som oftest en begrænset overlevelsestid på tagflader.

I bilag 1 redegøres detaljeret for kilderne anvendt i litteraturstudiet og resultaterne er opsummeret i en række tabeller. De fleste undersøgelser har dog været baseret på separatsystemer for regnvand, hvor der samles tagvand og vejvand og ikke kun på afstrømningsvand fra tagoverflader og derfor er koncentrationsintervallerne ikke nødvendigvis repræsentative for tagvand. Tagvand har generelt et lavere indhold af kemiske forureningsstoffer og patogener end vejvand /Australian Guidelines, 2008/. Vejvand defineres som overfladestrømning fra både veje og parkeringsarealer samt fra evt. omkringliggende grønne arealer.

Ved oplagring og genindvinding af overfladevand ved ASR-teknik (Aquifer Storage and Recovery) i Australien karakteriseres tagvand efter first flush som værende af høj kvalitet /Code of Practice, 2004/.

I de følgende tabeller 2.2 og 2.3 er der på basis af resultaterne i bilag 1 foretaget et skøn over de forventelige koncentrationer for kritiske stoffer. Det vil sige, at der ses bort fra høje koncentrationer fundet i undersøgelser fra systemer, hvor der er opsamlet en af blanding af vejvand og tagvand. De kritiske stoffer er udpeget efter en vurdering af de forventelige koncentrationer i tagvand i forhold til den potentielle risiko for overskridelser af grundvandskriterierne.

Tabel 2.2 Skønnede koncentrationer for de kritiske metaller i tagvand

Tabel 2.2 Skønnede koncentrationer for de kritiske metaller i tagvand				
Stof	Skønnet		Kvalitetskriterium Grundvand (MST, 2008)	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium
	Min.	Maks.		
(µg/l)				
Arsen (As)	0,1	15	8	++
Bly (Pb)	10	206	1	+++
Cadmium (Cd)	0,1	3	0,5	++
Chrom (Cr)	1,4	30	Cr(VI) = 1	+++
			Cr(III + VI) = 25	++
Kobber (Cu)	1	200 (dog væsentlig højere ved kobbertag – 2.500 µg/l)	100	++
Kviksølv (Hg)	0,05	0,3	0,1	++
Nikkel (Ni)	1,5	20	10	++
Zink (Zn)	35	500 (ved zink-materiale i taget - 5000 µg/l)	100	++
+++	min. værdi er over grundvandskriterium			
++	grundvandskriterium er mellem min. og maks. værdi			
+	maks. værdi ved grundvandskriterium			
0	maks. værdi er under grundvandskriterium			

Tabel 2.3 Skønnede koncentrationer for de kritiske miljøfremmede organiske forbindelser i tagvand

+++ min. værdi er over grundvandskriterium
++ grundvandskriterium er mellem min. og maks. værdi

Stof	Estimeret		Kvalitetskriterium Grundvand (MST, 2008)	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium
	Min.	Maks.		
(µg/l)				
PAH				
	0,03	5	0,1	++
Aromatiske kulbrinter	0,01	10	1	++
Phenoler	0,1	0,4	0,5 (sum af phenoler)	0
Chlorphenoler	0,0055	0,017	0,1	0
Nitrophenoler	0,02	35	0,5	++
Nonylphenol	0,19	0,35	20	0
Pesticider			0,1 (enkeltstoffer)	
	0,082	1,55	0,5 (sum af pesticider)	++
Blødgørere	0,1	8	1	++
Dioxin	0,0012 ng l TEQ/l	0,002 ng l TEQ/l	-	
PCB	0,02	0,13	-	
Fosfortriester	0,02	2	-	
+	maks. værdi ved grundvandskriterium			
0	maks. værdi er under grundvandskriterium			

12.3 Stofskæbne ved overløb fra faskine

Konceptet for regnvandet ved overløb fra faskinen er, at der under normale forhold sker en nedsivning i faskinen. Faskinen fungerer, så partikulært materiale herunder hoveddelen af metaller og miljøfremmede organiske stoffer bundet i det grove filtermateriale tilbageholdes. Herefter sker der en langsom nedsivning af de opløste stoffer igennem den umættede zone til grundvandet. I den vertikale transport i den umættede zone sker der yderligere sorption, udfældning af stofferne samt mulighed for nedbrydning af de mere let-nedbrydelige organiske stoffer. Især tilbageholdelse af partikulært materiale og den lange opholdstid i faskinen forventes at have stor betydning for reduktion af stofkoncentration i det nedsivende vand. I Australien anvendes nedsivning gennem jordlag som teknik til rensning af spildevand inden genindvinding (kaldet Soil Aquifer Treatment (SAT)) /Toze, 2004/. Det normale krav til faskiner for husspildevand er, at der skal være mindst 1 m og så vidt det er teknisk muligt 2,5 m til det højeste grundvandspejl. I Australien opererer man med mindst 2 m fra overflade til grundvandsspejl, dog primært af hensyn til den hydrauliske belastning /Australian Guidelines, 2008/.

12.3.1 Scenarier i risikovurderingen

Ved installation af et overløb på faskinen som en boring (brønd), vil det under voldsomme regnvandshændelser være muligt at lede overløbsvandet fra tagarealer direkte ned til et dybere jordlag i den umættede zone.

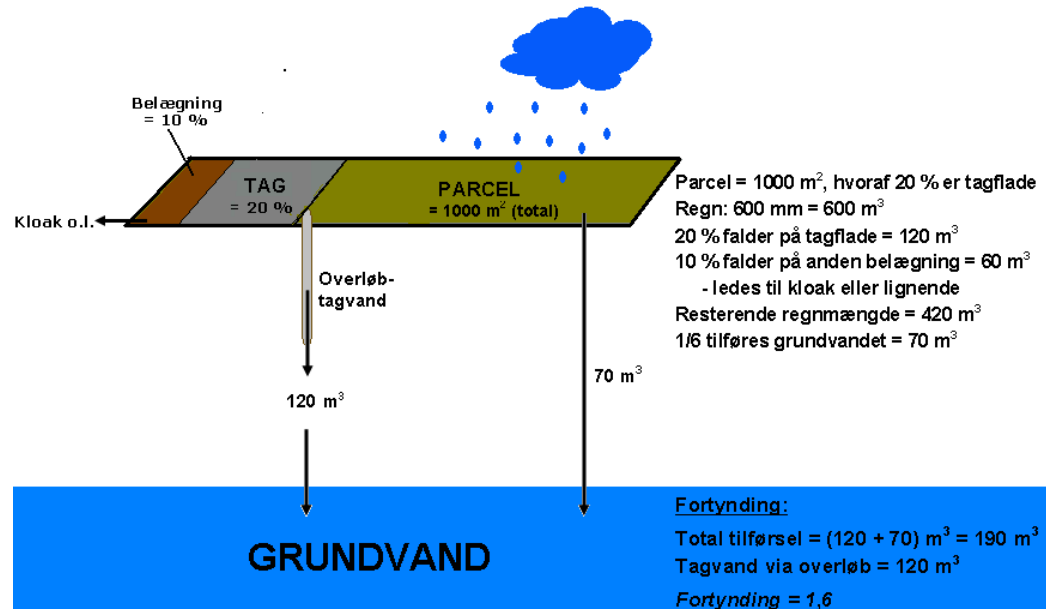
Risikovurderingen fortages med udgang i følgende situationer:

1. Et værst tænkeligt scenario, hvor alt regn- og tagvand føres direkte til grundvandszonen og der kun opnås en umiddelbart fortynding i grundvandszonen.

2. Et scenario, hvor faskinens infiltrationskapacitet er meget lille og alt regn- og tagvand føres til grundvandszonen gennem overløbet og der sker mulighed for tilbageholdelse og nedbrydning undervejs i faskinen og i den umættede zone.
3. Det forventelige scenario, hvor der kun sker afledning under store regnvandshændelser og der sker mulighed for tilbageholdelse og nedbrydning undervejs i den umættede zone.
4. Et værst tænkeligt scenario, hvor der udføres hærværk og en kemikaliedunk på maks. 500 ml tømmes i brønden.

12.3.2 Scenario 1

Det antages, at tagearealet på matriklen udgør 20 % af arealet samt at flisebelægning udgør 10 %. Det antages endvidere, at overfladevand fra flisebelægning ledes til kloak eller tilsvarende og dermed ikke ledes til grundvand ved nedsivning fra faskine eller overflade. På et grundareal på 1000 m² og en nedbørsmængde på 600 mm vil der opsamles ca. 120 m³ tagvand, som føres via overløb til grundvandet. Samtidigt vil der på resten af matrikel falde 420 m³ vand, hvor det antages, at ca. 1/6 (70 m³) tilføres grundvandet. Den umiddelbare fortynding på hver matrikel med en overløbsbrønd er dermed ca. (120+70)/120, dvs. ca. 1,6 gange, jf. figur 2.1.



Figur 2.1 Estimering af fortyndingsgrad ved simpel nedsivningsmodel.

Ved vurdering af de skønnede koncentrationsintervaller i tabel 2.2 og 2.3 fremgår det, at maksimumværdien for flere stoffer (arsen, bly, cadmium, kobber, kviksølv, nikkel, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenoler, pesticider og blødgørere) ikke forventes at overholde grundvandskriteriet ved en fortynding på 1,6 i nedsivningspunktet (bilag 3). For bly vil også minimumsværdien overskride kvalitetskriteriet. Chrom er i data angivet som Chrom(total) og fordelingen af Cr(III) og Cr(VI) kendes ikke. Det er derfor ikke muligt at vurdere, hvorvidt indholdet af Cr(VI) vil overskride kvalitetskriteriet. Chrom (III+VI) forventes at fortyndes til et niveau, som ligger under grundvandskriteriet.

12.3.3 Scenario 2

I forhold til scenario 1 vil følgende faktorer påvirke stofkoncentrationen i grundvandet:

- Udfældning og tilbageholdelse af partikulært bundne stoffer i faskinen og den umættede zone.
- Udfældning og tilbageholdelse af stoffer i den umættede zone.

- Sorption af de organiske stoffer under transporten ned igennem den umættede zone.
- Sorption af metallerne til jordens mineraler under transporten ned igennem den umættede zone.
- Retardation af stoftransporten, hvilket medfører langsom transporttid.
- Nedbrydning af organiske stoffer under transporten ned igennem den umættede zone.

12.3.3.1 Filtration og tilbageholdelse af partikler

Faskinen og den umættede zone fungerer som et filter og tilbageholder partikulært materiale. Tidligere undersøgelse af forureningsstoffer i overfladeafstrømning fra vejarealer har vist, at forholdsvis meget forurening er tilknyttet den partikulære fraktion, som kan fjernes ved filtrering af vandprøver, jf. afsnit 2.2.5.

Ændring af pH og redox kan ligeledes medføre ændring i kemisk tilstand for metallerne og medføre udfældning på jordmatricen.

Metaller i tagvand kan forventes i både opløst og partikulær form. pH, iltindhold og tilstedeværelse af mineraler og organisk materiale har betydning for, hvorvidt et metal findes opløst og mobilt i vandfasen eller bundet til partikulært materiale.

Hollandske studier har vist, at nedsivning via faskine er i stand til at fjerne op til 90 % af tungmetallerne i tagvandet som følge af sedimentation i faskinen (Witteveen+Bos, 2009 og bilag 2). Ved etablering af overløb i faskinen er det ikke muligt at sige, hvor stor procentdel af tungmetallerne, der vil sedimenteres i faskinen, når overløbet er i funktion.

Ved undersøgelser af forureningsstoffer i overfladeafstrømning fra vejarealer fra henholdsvis Skovlunde og Bagsværd /Kjølholt, et al. 1997/ er der fundet, at op mod 90-95 % af bly og cadmiumforurening er tilknyttet den partikulære fraktion, som kan fjernes ved filtrering af vandprøver og at der ligeledes fjernes mindst 40-75 % af chrom og nikkel ved filtrering. For de andre metaller (zink, kobber og kviksølv) ses en mindre fjernelse på 15-50 % ved filtrering. For flere af de organiske parametre ses kun mindre fjernelse, da de hovedsagelig findes i opløst form, men for totalkulbrinter, PAH'er og phthalater (blødgørere) fjernes op til 75-90 % af stofferne ved filtrering af vandprøver /Kjølholt, et al. 1997/.

Ved filtration og tilbageholdelse af partikler er det arsen, bly, kviksølv, zink, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenoler, pesticider og blødgørere, der fortsat er kritiske i forhold til grundvandskvalitetskriteriet (bilag 3). Som tidligere nævnt er chrom i data angivet som chrom(total) og fordelingen af Cr(III) og Cr(VI) kendes ikke. Det er derfor ikke muligt at vurdere, hvorvidt indholdet af Cr(VI) vil overskride kvalitetskriteriet.

Ved undersøgelser af pesticidindholdet i tagvand fra tagflader i landdistrikter i Australien fandt man stort set ingen detekterbare koncentrationer i tagvandet. De koncentrationer man kunne spore var endvidere alle under det australske drikkevandskriterium /EnHealth, 2004/. Der forventes lignende forhold i Danmark. Endvidere forventes tagvand fra byområder at indeholde en lavere pesticidkoncentration end tagvand fra landområder. Afdrift af pesticider fra dyrkede arealer med efterfølgende deposition på tagflader vurderes derfor ikke at udgøre et problem ved nedsivning af tagvand.

12.3.3.2 Retardation og nedbrydning af organiske stoffer.

De fleste persistente forureningsstoffer som PAH, phthalater, PCB, dioxiner, pentachlorophenol, naphthalen og de tungere chlorerede pesticider har log oktanol/vand fordelingskoefficienter på 3 – 6 og forventes dermed stærkt bundet til organisk materiale i den umættede zone. Dette vil betyde en forsinkelse i nedsivningshastigheden. Nogle stoffer bliver stærkt bundet til organiskholdige jordlag og er dermed immobile.

Aromatiske kulbrinter (benzen, xylener), methyl-, nitro- og chlorphenoler har log oktanol/vand fordelingskoefficienter på 1,5 – 3 og kan være mere mobile i den umættede zone og grundvand, jf. tabel 2.4.

Jo højere organisk indhold i jorden, jo bedre bindes de organiske stoffer.

Imidlertid vil den umættede zone under faskinen typisk have et lavt organisk indhold f.eks. på mindre end 0,1 % og dermed er retardation af mindre betydning i forhold til filtration af partikulært materialet.

I sandjord eller kalk kan det organiske indhold være endnu lavere og forsinkelsen i jordlaget er begrænset. I materialer med en høj hydraulisk ledningsevne f.eks. grus eller sprækker i moræner kan tilbageholdelsen være begrænset.

12.3.3.3 Sorption af tungmetaller

Hovedparten af tungmetallerne i tagvand forventes at være bundet til partikulært materiale eller kolloider og tilbageholdt i faskinen eller de øvre jordlag. Såfremt metallerne er opløst i vand som ioner, kan der dog ske sorption i den umættede zone.

Mens jordens organiske indhold ofte er ansvarlig for sorption af organiske stoffer, er det lermineralernes indhold af aluminiumssilikater, som binder tungmetaller på grund af deres kationbytteegenskaber /Johnsen, 1998/.

I sur jord kan arsen, chrom (Cr), molybdæn (Mo), fosfor (P), selenium (Se) og vandium (Va) bindes stærkt til jernsesquioxid-partikler. Mangan sesquioxider binder kobolt (Co), barium (Ba) og nikkel (Ni) /Johnsen, 1998/.

I alkaliske jord kan calciumphosphater binde arsen (As), barium (Ba), cadmium (Cd) og bly (Pb) /Johnsen, 1998/.

Tungmetaller kan ligeledes bindes via ligand-grupper i organiske komplekser med fulvussyrer og humussyrer (nedbrudt vegetativt organisk materiale i jorden).

Transport af tungmetaller i jorden er afhængig af mange forhold, f.eks. pH, redox forhold og jordens kationbytningskapacitet (CEC- cation exchange capacity). Jorde med høj CEC kan akkumulere /optage mere metal end jorde med lav CEC. CEC er afhængig af ler og organisk indhold samt oxider af jern, aluminium og mangan /Adriano, 1986/.

Generelt regnes cadmium (Cd), calcium (Ca), magnesium (Mg) og natrium (Na) for at være de mest mobile af metallerne, mens arsen (As), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), selenium (Se) og zink (Zn) har lange opholdstider /Johnsen, 1988/.

12.3.3.4 Nedbrydning

Under transporten i den umættede zone kan der ske nedbrydning af de organiske stoffer.

Nedbrydningskonstanter for aromater og phenoler og de lettere nedbrydelige (nyere) pesticider er typisk i størrelsesorden 0,01 og 0,001 dag⁻¹, afhængig af om der er aerobe eller anaerobe forhold, jf. tabel 2.4. For de fleste persistente forureningsstoffer som PAH, PCB, chlorerede pesticider m.v. vil der dog ikke ske nedbrydning af betydning under transport til grundvandszonen.

For de nedbrydelige stoffer vil der fortsat ske nedbrydning under transport og spredning i grundvandszonen. Mikroorganismer i grundvand er i stand til at omstille sig til vandkvalitet forskellig fra den oprindelige grundvandskvalitet. Nedbrydningshastigheden af organiske stoffer kan i flere tilfælde øges ved tilstedeværelse af næringsstoffer /Dillon et al., 2009/.

Tabel 2.4 Fysisk kemisk egenskaber

	Log Kow	Nedbrydningsko nstant Aerobe dag ⁻¹	Nedbrydningsko nstant Anaerobe dag ⁻¹	Kilder
benzen	2,1	0,01-0,2	0,001-0,003	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
Toluen	2,7	0,05-0,2	0,01-0,1	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
o-xylen	3,1	0,02-0,1	0,002-0,02	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
m-xylen	3,2	0,001-0,02	0,002-0,03	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
p-xylen	3,2	0,001-0,02	0,002-0,03	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
Ethylbenzen	3,2	0,01-0,1	0,002-0,03	Miljøstyrelsen, 1996, 2006
Naphthalen	3,36			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Acenaphthalen	6,			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Anthracen	4,54			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Fluoranthen	5,22			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Benzo(a)pyren	6,5			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Phenol	1,5	0,07-0,4	0-0,001	Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Methylphenoler	2-2,77			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
2-chlorphenol	2,2			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
2,4-dichlorphenol	3,1			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
2,4,6- trichlorphenol	3,1			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
Pentachlorphenol	5			Miljøstyrelsen, 1995, 1996
nitrophenoler	1,7-1,91	0,01-0,5		Miljøstyrelsen, 1995 Kjærgaard, M, Ringsted, J.P., et al 1998
dinitrophenoler	1,5			Miljøstyrelsen, 1995
DEHP (Phthalat)	3-5			Miljøstyrelsen, 1995
DDT	4,9-6,2			Miljøstyrelsen, 1995
Lindan	3,2-3,89			Miljøstyrelsen, 1995
dinoseb	2,29			Pesticiddata, 2009
isoproturon	2,5			Pesticiddata, 2009

parathion	3,82			Pesticiddata, 2009
captan	2,34-3,11			Pesticiddata, 2009
Atrazin	2,50-2,61			Pesticiddata, 2009

12.3.4 Scenario 3

I forhold til scenario 2 vil følgende faktorer påvirke stofkoncentrationen i grundvandet:

- Det er kun en vis andel af tagvandet, der går til overløbet, resten infiltreres gennem faskinen. Herved øges fortyndingen.

For at sikre overholdelse af grundvandskriteriet skal der ske en yderligere fortynding af maksimumværdierne for tungmetallerne fra 1,2 til 13 gange afhængig af hvilket tungmetal, der betragtes. For de organiske forbindelser er det 1,3 til 10 gange fortynding afhængig af hvilken forbindelse, der betragtes. Dog skal nitrophenoler fortyndes 44 gange (bilag 3).

Anvendes eksemplet fra figur 2.1 vil en yderligere 13 gange fortynding svare til at maksimalt 12 % af tagvandet må ledes til overløb. Skal fortyndingen derimod være 44 gange, er det ca. 3,6 % af nedbøren, der må ledes til overløb for at sikre overholdelse af grundvandskriteriet.

12.3.5 Scenario 4

I dette scenario antages det, at der sker en enkelt hændelse (hærværk), hvor der hældes op til 500 ml af et stof ned i brønden. Her tænkes på stoffer på væskeform som olieprodukter eller opløsningsmidler eller pesticidvæske som opløst koncentreret blanding.

Det skal påpeges, at disse typer hændelser, hvor uønskede stoffer nedsiver til et grundvandsmagasin, kan ske ved spild på jordoverflade og til kloaker (som kan være utæt), eller ved spild eller hærværk på faskiner og evt. ved boringer, såfremt disse ikke er låst.

De samme mekanismer, som beskrives i scenario 1 og 2, vil gælde vedrørende fortynding, sorption og nedbrydning i den umættede zone såvel som i grundvandszonen. Der er dog risiko for høje koncentrationer lokalt i grundvandszonen.

Såfremt der hældes 500 ml xylene (opløsningsmidler) ned i brønden, tilføjes der en mængde på ca. 500 g til grundvandsmagasinet.

Hvis der beregnes en opblanding i de øvre 25 cm af grundvandsmagasinet under en ejendom på 1000 m² (250 m³) fås en koncentration på:

$$500 \text{ g} / 250 \text{ m}^3 = 2 \text{ mg/l}$$

Dette er dog ikke realistisk, idet nedsivning i den umættede zone vil ske over et tidsinterval. Det vurderes, at den værste tænkelige koncentration vil opstå efter ca. 1 års nedsivning (forventet nedsivning på 1 år = 250 m³) svarende til:

$$500 \text{ g} / 500 \text{ m}^3 = 1 \text{ mg/l i et grundvandsvolumen på } 500 \text{ m}^3 (250 \text{ m}^3 + 250 \text{ m}^3)$$

Såfremt der indvindes ca. 10.000 m³ /år fra en indvindingsboring nedstrøms for lokaliteten, vil der højst kunne opnås en koncentration på 50 µg/l i indvindingsvand over en periode på 1 år.

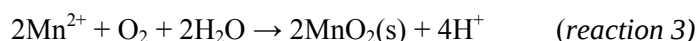
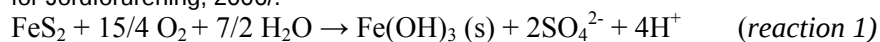
Der vil dog typisk ske en lav påvirkning over mange år. Hvorvidt der vil opstå problemer for vandindvindingen vil afhænge af hvor meget af stoffet der tilbageholdes (sorption) og nedbrydes i den umættede zone og i grundvandszonen samt af den samlede fortyndingsfaktor i den umættede zone og grundvandet.

Der kan dermed ikke afvises, at der kan være en risiko for grundvand, såfremt der sker en ulovlig hændelse. Det eneste måde at forbygge hærværk er at sikre, at brønden har en udformning, som gør det besværligt for uvedkommende at få adgang til brønden og at der under brønddækslet eventuelt står en advarsel om risiko og konsekvenser for dermed at forhindre utilsigtet forurening fra grundejeren i forbindelse med rensning af brønden.

- 12.4 Risiko for påvirkning af grundvands ressourcer og drikkevandsindvindinger.**
 Nedstrøms for ejendommen sker der yderligere en fortynding i toppen af grundvandsmagasinet, som er afhængig af de hydrauliske forhold i grundvandsmagasinet og gradienten. Disse parametre bestemmer grundvandsfluxen (mængden af vand/år), som bevæger sig i toppen af magasinet under ejendommen og hvor der forekommer yderligere en fortynding af det nedsivende regnvand og tagvand.
 For eksemplet i figur 2.1 er der en nedsivning af ca. 190 m³/år. Såfremt der er en porevandstransport i grundvandsmagasinet på 10 m/år (typisk hastigheder er mellem 10-1000 m/år /Miljøstyrelsen, 1998/) og der nedstrøms for ejendommen antages en opblandingsdybde på 1 m, vil de 190 m³ nedsivende vand fortyndes i ca. 400 m³ grundvand. Det vil sige en yderligere fortynding på ca. 2,1 gange.
 For de nedbrydelige stoffer vil der fortsat ske nedbrydning under transport og spredning i grundvandszonen.
 Den aktuelle risiko for et grundvandsopland vil derfor afhænge af de hydrauliske forhold og grundvandsgradienten, som bestemmer fortyndingsforholdet nedstrøms for matrikel med en overløbsbrønd til grundvand.
 Ved risikovurdering af jordforurening og påvirkning af grundvandet beregnes den resulterende forureningskoncentration i et punkt som er beliggende i en afstand fra forureningskilden, som svarer til grundvandets transportafstand på et år (baseret på grundvandets porevandshastighed), dog maksimalt 100 m. I dette punkt skal grundvandskriteriet være overholdt /Miljøstyrelsen, 1998/.
 I håndteringen af Managed Aquifer Recharge (MAR) i Australien opereres der med en attenuation zone på 20-200 m fra genindvindingsområdet. Vand, der transporteres længere end denne afstand, vil have tilstrækkelig opholdstid i grundvandsmagasinet til at indholdet af patogener og forureningsstoffer vil komme under vandkvalitetskriterierne /Dillon, 2009/.
- 12.5 Andre påvirkninger.**

12.5.1 Barometerånding

Barometerånding opstår ved forekomst af advektiv gastransport i f.eks. en infiltrationsboring. Tilledning af iltholdigt vand til reducerede forhold vil medføre en reaktion mellem det iltholdige infiltrat og det reducerede sediment. De primære processer er oxidation af pyrit med udfældning af jern(III)hydroxid (reaktion 1), oxidation af jern(II) med udfældning af jern(III)hydroxid (reaktion 2) samt oxidation af Mn(II) med udfældning af manganoxid (reaktion 3) /Amternes Videnscenter for Jordforurening, 2006/.



Cloggingproblemer (= tilstopning) har vist sig at kunne indtræde ved jern- og mangan koncentrationer på 0,1 mg/l og et iltindhold helt ned til 0,01 mg/l.

Clogging kan også forekomme ved andre processer end barometerånding, såvel ved kemiske reaktioner med bl.a. udfældning af kalk og aluminiumhydroxid samt ved biomasse-, partikel-/kolloid- og gasclogging. Følgende faktorer påvirker graden af clogging: partialtryk (CO₂) i grundvand og atmosfære, kemisk sammensætning i infiltrat, kemisk sammensætning i grundvand og mineralogien i magasinet /Amternes Videnscenter for Jordforurening, 2006/.

Clogging-processerne favoriseres ikke nødvendigvis af samme fysiske og kemiske forhold i infiltrat og sediment. F.eks. vil clogging som følge af oxidation af jern, pyrit og mangan medføre produktion af syre, som vil have en opløsende effekt på udfældet kalk.

En bekymring ved oxidation af pyrit som følge af barometerånding er risikoen for mobilisering af metaller som arsen og nikkel, der begge forekommer i mindre mængder i pyrit /Amternes Videnscenter for Jordforurening, 2006/.

Designet af overløbet til faskinen bør derfor udføres, så barometerånding undgås i de tilfælde, hvor der skal infiltreres til reducerede forhold i undergrunden. Reducerede forhold vil primært forekomme ved tilledning af tagvand til den mættede zone.

12.5.2 *Præferentiel strømning*

Makroporer i jorden i form af sprækker, revner, rodkanaler og ormegange har ingen eller meget ringe kapillarkvælbning, hvilket vil sige, at ledningsevnen i disse porer er betydelig større end i de øvrige porer i jorden. Ved tilførsel af vand til umættet jord vil der derfor være mulighed for hurtig forbigående strømning (bypass-flow) forårsaget af vandafledning via makroporerne. Dette betyder også, at forureningsstoffer i det infiltrerende vand vil blive ledt hurtigere gennem jordlaget, hvilket vil reducere effektiviteten af jordens rensningsevne, da denne i høj grad afhænger af forureningsstofferne opholdstid i jorden. Makroporestrømning giver dermed risiko for tilførsel af højere koncentrationer af forureningsstoffer til grundvandet /Jensen & Jensen, 2001/.

Præferentiel strømning forekommer først og fremmest i ler og kalk. Endvidere afhænger præferentiel strømning af jordstrukturen og jordens hydrauliske egenskaber. Menneskelig bearbejdning af jorden vil derfor medføre en påvirkning af den præferentielle strømning.

12.6 Diskussion af grundvandsrisiko ved nedsivning af tagvand via overløb i faskine.

12.6.1 *Kriterium for tagvands vandkvalitet*

Karakteristikken af tagvand og dets indhold af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i nærværende rapport afsnit 2.2 viser, at den skønnede maksimumværdi for alle forureningsstoffer, bortset fra phenoler, chlorphenol og nonylphenol, ligger over grundvandskriteriet. For bly ligger også den skønnede minimumsværdi over grundvandskriteriet. Der er ingen danske grundvandskvalitetskriterier for dioxin, PCB og fosfortriester og det vides derfor ikke om disse forbindelser kan udgøre en grundvandsrisiko. Som tidligere nævnt er det ikke muligt at vurdere, hvorvidt indholdet af Cr(VI) vil overskride kvalitetskriteriet, da data kun angiver chrom(total).

Ved en umiddelbar fortynding på 1,6 gange for tilførslen af tagvand til toppen af grundvandet, som antaget i scenario 1, vil den skønnede maksimumværdi for Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, PAH, aromatiske kulbrinter, nitrophenol, pesticider og blødgørere stadig overskride grundvandskriteriet lige under matriklen. På baggrund af australske undersøgelser forventes pesticidindholdet i tagvand fra byområder ikke at overstige kvalitetskriterierne.

Under nedsivning fra overløbet til grundvandet forventes der at ske en væsentlig tilbageholdelse af forureningsstofferne som følge af fysiske og kemiske processer i jordlaget. Disse processer er beskrevet i scenario 2 og forventes at nedbringe de typisk forekommende koncentrationer af de fleste af forureningsstofferne i det nedsivende tagvand til et niveau under grundvandskriteriet. Kun de skønnede maksimumskoncentrationer vil overskride grundvandskriteriet.

Risikovurderingen er behæftet med en væsentlig usikkerhed, idet det fremskaffede datamateriale for flere af stofferne er baseret på separatsystemer, dvs. spildevand for både tag- og vejoverflader, og består af store koncentrationsintervaller. Det forventes, at stofkoncentrationerne i tagvand fra almindelige boliger vil være lavere end koncentrationerne i vej- og tagvand samlet. De manglende data for forureningsstoffer i tagvand medfører, at der er tale om skønnede koncentrationsværdier i tabel 2.2 og 2.3. Der er ligeledes stor usikkerhed i de fremskaffede data, om hvorvidt der er tale om opløst koncentration eller om de fundne litteraturværdier også inkluderer partikulært bundet forurening.

Det anbefales derfor, at der ved tilladelse til nedsivning af tagvand via overløb i faskine stilles vilkår om maksimale koncentrationer af problematiske stoffer i tagvandet. Disse koncentrationer skal fastlægges i det enkelte projekt ved analyse af tagvandet for udvalgte parametre.

På baggrund af risikovurderingen er tabel 2.5 opstillet med de problemstoffer, der vurderes relevante at medtage i en tagvandsanalyse. Det har ikke været muligt at vurdere, hvorvidt PCB, dioxiner og fosfortriester er relevante at medtage pga. manglende grundvandskvalitetskriterier for disse stoffer. Endvidere kendes kun den totale koncentration af chrom i tagvand og det vides derfor ikke om chrom(VI) overskrider grundvandskvalitetskriteriet.

I tabel 2.5 fremgår også forslag til maksimumskoncentrationer, der kan stilles i vilkår i tilladelsen til projektet. Disse forslag til grænseværdier er fastlagt ud fra grundvandskvalitetskriteriet, en antaget fortynding 1,6 gange ved tilførsel til den øverste grundvandszone samt for visse af stofferne den forventede tilbageholdelse i jorden (nedbrydning, sorption etc.) baseret på litteratstudiet. Tilbageholdelsegraden fremgår af scenario 2 i bilag 3. Der er endvidere forudsat, at det maksimalt er 30 % af tagvandet der ledes til overløbet.

Tabel 2.5 Relevante problemstoffer at medtage ved analyse af tagvand samt forslag til konservative grænseværdier for indhold af stofferne i tagvand i nedsivningspunktet i grundvandet under matriklen.

Forureningsstof	Forslag til maksimumværdi i vilkår til nedsivningstilladelse (µg/l)
Bly (Pb)	85
PAH	3
Nitrophenol	4

12.6.2 Direkte infiltration

Det foreslåede design af overløbsboring forudsætter, at infiltrationen sker i den umættede zone. Vælges det i stedet at udføre infiltration direkte i grundvandszonen, skal tagvandet i henhold til bilag 2 i Bekendtgørelse om spildevandstilladelser, BEK nr. 1448 (jf. afsnit 3.4) infiltreres gennem et jordlag inden tilførsel til grundvandet. Der skal således indføres en renseteknik i overløbssystemet som erstatning for den manglende infiltration gennem et jordlag. I de områder, hvor det ikke er muligt at infiltrere tagvandet fra overløbet igennem et jordlag, anbefales det, at der indføres en rensmekanisme med samme eller bedre rensningseffektivitet som jordlaget. Da der efterfølgende vil være tale om direkte infiltration af *renset* tagvand til grundvandszonen, vil overløbet ikke udgøre en grundvandsrisiko.

12.6.3 Potentielle rensningsteknikker for tagvand

Sverige, Tyskland og Holland har flere års erfaring med landskabsbaseret afvanding. Bl.a. har anvendelse af den såkaldte wadi fundet sted i mere end 10 år i Holland. En wadi er udformet som et trug med en faskine under samt et overløb til f.eks. et underliggende sandlag. Regnvandet passerer endvidere gennem et muldlag. Ved analyser af kobberindhold i jordprøver fra wadier, hvortil der ledes tagvand fra kobbertage, har der ikke kunnet konstateres forhøjede kobberindhold (Jensen et al., 2009).

En mulden-rigole, som anvendes i Tyskland, fungerer ud fra samme overordnede princip som en wadi, med et muldlag placeret ovenpå en faskine, hvori et overløb til f.eks. underliggende sandlag er etableret.

De primære rensningsmekanismer for en mulden-rigole/ wadi er planteoptag (ved beplantning på muldlag), sedimentation og adsorption til sediment, adsorption og filtration gennem filtermateriale og jord (Vezzaro et al., 2009).

I rapporten *Vurdering af renseseffekt for metoder til lokal rensning og afledning af regnvand* (Vezzaro et al., 2009) fremhæves især effektiv fjernelse af PAH og biocider i en wadi / mulden-rigole. Fjernelse af tungmetallerne Cd, Cr, Cu, Ni og Pb vurderes at være middel i forhold til andre rensningsteknikker. Det er dog ikke alle rensningsteknikker nævnt i rapporten, som det vil være muligt at implementere i designet for overløb fra en faskine. Adsorptionsanlæg samt filtre og sier, hvor filtration og adsorption til partikler er den primære rensningsteknik, har større effektivitet overfor fjernelse af tungmetaller end wadi/ mulden-rigole, men er til gengæld mindre effektive i fjernelsen af PAH og biocider.

I valg af rensningsteknik skal der derfor udover muligheden for implementering i overløbsdesignet også tages i betragtning hvilke forureningsstoffer, der primært ønskes fjernet.

13 Lovmæssige grundlag

I dette afsnit gennemgås de lovmæssige grundlag for projektet om infiltrering af overskudsvand fra tagarealer eller fra vejarealer til grundvandsmagasiner.

13.1 Miljøbeskyttelseslov (LBK nr. 1757 af 22.12.2006)

Med hensyn til nedsivning af spildevand (tagvand) til undergrunden er primært kapitel 3 vedrørende beskyttelse af jord og grundvand mod tilførsel af forurenende stoffer relevant. Der må ikke ske afledning af forurenende stoffer til undergrund med risiko for påvirkning af grundvand, jord og undergrund.

Såfremt der opstår risiko for påvirkning af nærliggende vandløb, søer eller havet (f.eks. ved mindre end 25 m fra nedsivningsanlæg til de nævnte områder) gælder kapitel 4 vedrørende beskyttelse af overfladevand.

13.2 Tilladelse til afledning af tag- og overfladevand

Kommunalbestyrelsen kan efter §§ 30 i bekendtgørelse om spildevandstilladelser (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) meddele tilladelse til nedsivning af tag- og overfladevand. Tilladelse til afledning af tag- og overfladevand til nedsivningsanlæg, hvortil der ikke afledes husspildevand eller procesvand, kan meddeles, når følgende betingelser er opfyldt:

1. Afstanden til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav til drikkevandskvalitet, er mindst 25 meter,
2. nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres således, at der ikke opstår overfladisk afstrømning, overfladegener, eller gener i øvrigt,
3. afstanden fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer og havet er mindst 25 meter, og
4. tag- og overfladevand kommer ikke fra offentlige veje, jernbaner eller befæstede arealer, der anvendes til parkering for mere end 20 biler.

I *Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4* (Vejledning nr 5 1999) er de forhold, der skal være afklaret, inden der gives tilladelse til afledning af tag- og overfladevand beskrevet. De forhold, der skal være afklaret, for at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til nedsivning er:

- karakter og mængde af tag- og overfladevand
- afstand til vandindvindingsanlæg,
- udformning af nedsivningsanlægget, herunder at nedsivning sker i separat nedsivningsanlæg,
- afstand til vandløb, søer eller havet og
- afstand i øvrigt

I forhold til "mængde og karakter af tag- og overfladevand" kan der normalt gives tilladelse, hvis spildevandet ikke indeholder andre stoffer end hvad der normalt kan forventes for afstrømningsvand på den aktuelle overflade.

Afstanden til vandindvindingsanlæg. Efter spildevandsbekendtgørelsen skal afstanden fra nedsivningsanlæg til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, være mindst 25 meter.

Udformning af nedsivningsanlægget; I bekendtgørelsen er der fastsat et krav om at, afledningen ske til et nedsivningsanlæg, hvortil der ikke afledes hverken husspildevand eller processpildevand.

Desuden skal nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres, så der ikke opstår overfladisk afstrømning eller gener i øvrigt. Dette indbefatter, at jordbunden er i stand til at dræne den tilførte vandmængde. Der skal også her nævnes det særlige tilfælde, hvor jordbunden er forurenet. Her skal kommunalbestyrelsen konkret vurdere, om det er forsvarligt at etablere nedsivning, og det skal sikres, at der ikke sker udvaskning af forurenede stoffer til grundvandet.

Afstand til vandløb, søer eller havet: I bekendtgørelsens er fastsat krav om mindst 25 meter fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer eller havet. Dette skal forstås således, at er afstanden kortere, skal ansøgningen om tilladelse til afledning ske efter bestemmelserne om udledning.

Afstandskrav i øvrig; Kommunalbestyrelsen skal tilstræbe, at afstanden mellem nedsivningsanlæggene skal være mindst 20 meter. Afstandskravet er fastsat for at undgå forsumpning af nedsivningsarealer, og kan fraviges, når der ikke vurderes at være en sådan risiko, dvs. gode nedsivningsforhold og passende lavt grundvandspejl. Afstand til skel og bygninger bør være mindst 5 meter.

13.3 Etablering af nedsivningsanlæg

Vejledning for nedsivningsanlæg op til 30 PE (2000) giver oplysning omkring lovgivning, krav og udformning af nedsivningsanlæg for husspildevand op til 30 PE. Såfremt anlægget benyttes til husspildevand, må der ikke ske tilførsel af regnvand, øvrigt overfladevand og drænvand. Vejledningen kan muligvis benyttes som inspiration til udformning m.v., men kravene til nedsivning af spildevand er forskellige alt efter, om der tale om tag-/ overfladevand og husspildevand. For husspildevand gælder følgende forhold:

- Der er udført undersøgelser, der viser, at jordbunden på ejendommen er egnet til nedsivning,
- Nedsivningsanlægget dimensioneres, placeres og udføres således, at der ikke opstår overfladisk afstrømning, overfladegener, uhygiejniske forhold eller gener i øvrigt,
- Spildevandet passerer en bundfældningstank, forinden det ledes til nedsivningsanlæg,
- Nedsivningsanlægget og de tilhørende afløbsinstallationer udformes og drives i overensstemmelse med de af myndighederne fastsatte retningslinjer,
- Nedsivningsanlægget udformes som sivedræn, med undtagelse af anlæg, der mindst opfylder rensklasse SO, jf. bilag 3 i BEK nr. 1448 af 11.12.2007.,
- Bunden af nedsivningsanlægget placeres mindst 1 meter og så vidt teknisk muligt 2,5 meter over højeste grundvandsstand,

- Nedsivningsanlægget respekterer beskyttelsesområder
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandindvindingsanlæg, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, er mindst 300 meter,
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandindvindingsanlæg, hvortil der ikke stilles krav om drikkevandskvalitet, er mindst 150 meter, og
- Afstanden fra nedsivningsanlægget til vandløb, søer og havet er mindst 25 meter

13.4 Infiltrationsboringer

Bekendtgørelse om spildevandstilladelser (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) indeholder i bilag 2 en liste over stoffer, som der er forbud mod at tilføre grundvandet uden gennemsivning af jordoverfladen eller undergrunden. Listen omfatter de enkeltstoffer, som indgår i de anførte familier og grupper af stoffer, bortset fra stoffer, der må anses for irrelevante på grund af deres ringe risiko for toksicitet, persistens og evne til bioakkumulation. Det vil sige, at ved tilførsel til mættet zone må spildevandet ikke indeholde følgende stofferne:

- Organiske halogenforbindelser og stoffer, der kan danne sådanne forbindelser i vandmiljøet.
- Organiske fosforforbindelser
- Organiske tinforbindelser
- Stoffer og præparater eller nedbrydningsprodukter heraf, som har vist sig at have kræftfremkaldende eller mutagene egenskaber eller egenskaber, som kan påvirke steroidogene, thyroide, eller reproduktions- eller andre endokrine funktioner i eller via vandmiljøet.
- Persistente kulbrinter og persistente og bioakkumulerbare organiske giftstoffer.
- Cyanider.
- Metaller og metalforbindelser.
- Arsen og arsenforbindelser.
- Biocider og plantebeskyttelsesmidler.
- Opslæmmede stoffer
- Stoffer, som bidrager til eutrofiering (navnlig nitrater og fosfater)
- Stoffer, som har negativ indflydelse på iltbalancen (og kan måles ved parametre som BOD, COD osv.)

14 Samlet konklusion

Formålet med nærværende projekt er at reducere risiko for oversvømmelse ved udvikling af et overløbsdesign på eksisterende faskine. Det afledte tagvand bliver via overløbet ført uden om det øvre jordlag og ned til et mere permeabelt underliggende sandlag.

Jf. den australske Technical Guidance for ASR /Dillon & Molloy, 2006/ vurderes et korrekt placeret, designet og drevet ASR-projekt ikke at udgøre en væsentlig risiko for miljøet. Endvidere vurderer vejledningen at ASR-projekter for tagvand vil kunne anvendes til drikkevand. First flush bør dog så vidt muligt ikke tilledes ASR-tanken. Endvidere bør der installeres et groft filter før tilledning til ASR-tanken samt et fint filter mellem tanken og brønden til fjernes af partikler og organisk materiale.

Datamaterialet i nærværende litteraturstudie for potentielle forureningsstoffer i tagvand er i flere tilfælde baseret på separatsystemer, dvs. overfladevand for både tag- og vejflader. Tabel 2.2, 2.3 samt bilag 1 er derfor udarbejdet ved foretagelse af et skøn over forventede minimum- og maksimumsværdier for forureningsstoffer i tagvand. Litteraturstudiet viser, at for alle forureningsstoffer bortset fra phenoler, chlorphenol og nonylphenol ligger den skønnede maksimumsværdi over grundvandskriteriet. For bly ligger også den skønnede minimumsværdi over grundvandskriteriet. På baggrund af australske undersøgelser vurderes pesticidindholdet i tagvand fra byområder ikke at udgøre en væsentlig risiko for grundvandet. Der er ingen danske grundvandskvalitetskriterier for dioxin, PCB og fosfortriester og det vides derfor ikke om disse forbindelser kan udgøre en grundvandsrisiko. Endvidere er det ikke muligt at vurdere, hvorvidt indholdet af Cr(VI) vil overskride kvalitetskriteriet, da data kun angiver chrom(total).

Ved en konservativ antagelse om 1,6 gange fortynding af tagvandet ved tilførsel til nedsivningspunktet i toppen af grundvandet (jf. scenario 1), vil hovedparten af metallerne og en stor del af de miljøfremmede stoffer stadig have maksimumsværdier over grundvandskvalitetskriteriet.

De fysiske og kemiske processer i jordlaget beskrevet i scenario 2 forventes at kunne reducere de typisk forekommende koncentrationer af de fleste af forureningsstofferne i det nedsivende tagvand til et niveau under grundvandskriteriet. Tilbageholdelsen i jordlaget vil dog ikke for alle stoffer være tilstrækkelig til at bringe de skønnede maksimumskoncentrationer under grundvandskriteriet.

Kun en del af tagvandet vil udledes via overløbsboringen, mens resten af tagvandet vil udledes via faskinen, som under de eksisterende forhold. Det skønnes at maksimalt 30 % af tagvandet udledes via overløbsboringen. Der er herved kun risiko for, at grundvandskriteriet ikke kan overholdes for parametrene bly, PAH og nitrophenol. På baggrund af det usikre datamateriale i nærværende litteraturstudie anbefales det derfor, at der i tilladelsen til etablering af en overløbsboring stilles vilkår om grænseværdier og foretagelse af analyse for udvalgte problematiske forureningsstoffer. Et forslag til forureningsstoffer og grænseværdier i nedsivningspunktet under matriklen fremgår af tabel 2.5.

I lovgivningen behandles tagvand med få regler sammenlignet med husspildevand. Der kan gives tilladelse til nedsivning af tagvand, når blot der er mindst i) 25 m til vandindvindingsanlæg med krav til drikkevandskvalitet, ii) der ikke er risiko for overfladeafstrømning og iii) der er mindst 25 m til vandløb, søer og havet. Derudover må tagvand indeholdende bilag 2 stoffer (BEK nr. 1448 af 11.12.2007) ikke tilføres grundvandet uden gennemsvivning af jordlag.

På baggrund af nærværende notat vil der forventes en tilstedeværelse af bilag 2 stoffer i tagvand, f.eks. metaller. Tagvand kan derfor i henhold til BEK nr. 1448 af 11.12.2007 ikke tilføres direkte til grundvandet.

Såfremt ovenstående kriterier er opfyldt, stiller den nuværende lovgivning ikke krav til nedsivning af tagvand. På baggrund af gældende regler kan nedsivning af tagvand foretages uden yderligere vurdering af tagvandet karakteristisk, såfremt afstandskravene er overholdt og der foretages en

gennemsivning af jordlag inden udløb til grundvand. Afstanden for den påkrævede gennemsivning af spildevand indeholdende bilag 2 stoffer fremgår ikke af BEK nr. 1448 af 11.11.2007. Hvis der tages udgangspunkt i kravene for nedsivning af husspildevand, skal afstanden fra bunden af faskinen til højeste grundvandsspejl være mindst 1 m og såfremt det er teknisk muligt 2,5 m. I Australien operere man med mindst 2 m fra overflade til grundvandsspejl, dog primært af hensyn til den hydrauliske belastning /Australian Guidelines, 2008/. I de tilfælde, hvor der ikke kan foretages nedsivning gennem et jordlag, kan der muligvis indføres en rensningsteknik med samme eller bedre rensningseffektivitet som jordlaget. I Holland og Tyskland har man erfaring med anvendelse af en såkaldt wadi/mulden-rigole. I valg af rensningsteknik vil det være vigtigt at gøre sig overvejelser omkring både muligheden for implementering af rensningsteknikken i overløbsdesignet samt hvilke forureningsstoffer, der primært ønskes fjernet fra tagvandet.

15 Litteraturliste

- Adriano, D.C. (1986) Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag. New York.
- Amternes Videncenter for Jordforurening. (2005) Teknik og Administration Nr. 4. Fremtidens diffuse jordforurening.
- Amternes videnscenter for Jordforurening (2006): Infiltration af afværgpumpevand. *Teknik og Administration nr. 1*.
- Anon (2006): Målinger af forureningsindhold i regnbetingede udledninger. *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelse nr. 10*, Miljøstyrelsen, København.
- Anthonisen, U., Faldager, I., Hovgaard, J., Jacobsen, P. & Mikkelsen, P.S. (1992): Lokal afledning af regnvand. *Spildevandsforskning fra miljøstyrelsen nr. 36*, s. 23-30. Miljøstyrelsen, København.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Hasling, A.B., Clauson-Kaas, J., Hansen, N.J., Carlsen, A. Stenström, TA & Ottoson, J. (2003): Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug.. *Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr.38*, Miljøstyrelsen, København.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hvidtved-Jacobsen, T., Ledin, A., Auffarth, K., Mikkelsen, P.S., Baun, A. & Kjølholt, J. (2002): Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af NPO og miljøfremmede stoffer i forbindelse med NOVA 2003. *Miljøprojekt nr. 701*, Miljøstyrelsen, København.
- Australian Guidelines (2008): Australian Guidelines for Water Recycling – Stormwater Harvesting and Reuse. Environment Protection and Heritage Council, National Health and Medical Research Council, Natural Sessource Management Ministerial Council. Maj 2008.
- BEK 1449 (2007): Bekendtgørelse nr. 1449 af 11.12.2007 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.
- Brorström-Lundén, E. (1991) Mätningar av organiska föreningar i luft och deposition vid Svenska västkusten. Institut för Vatten- och Luftvårdsforskning, Sverige. 1991. via Amternes Amternes Videncenter for Jordforurening. (2005)
- Code of Practice (2004): Aquifer Storage and Recovery. Environment Protection Authority, GPO Box 2607, Adelaide SA 5001. Januar 2004.
- Department of Environment and Conservation (2006): Managing Urban Stormwater: Harvesting and Reuse. Department of Environment and Conservation NSW, 59-61 Goulburn Street, PO Box A290, Sydney South 1232. April 2006.
- Dillon, P. (2009): Ground Water Replenishment with Recycled Water – An Australian Perspective. *Ground Water News & Views*, vol 47, no. 4, p. 492-495.
- Dillon, P. & Molloy, R. (2006): Developing Aquifer Storage and Recovery (ASR), Opportunities in Melbourne - Technical Guidance for ASR. CSIRO Land and Water Client Report. Prepared for the Smart Water Fund.

- Dillon, P., Kumar, A., Kookana, R., Leijls, R., Reed, D., Parsons, S. & Ingleton, G. (2009): Managed Aquifer Recharge – Risks to Groundwater Dependent Ecosystems – A Review. Water for a Healthy Country Flagship Report to Land and Water Australia, 2009.
- Ellermann, T.; Andersen, H-V; Bossi, R.; Christensen, J.; Geels, C.; Kemp, K.; Løfstrøm, P.; Mogensen, B.B. og Monies, C. (2009). Atmosfæriske deposition 2007. Faglig rapport fra DMU, nr. 708. Miljøministeriet. Danmarks Miljøundersøgelse. www.dmu.dk. 2009.
- EnHealth (2004): Guidance on Use of Rainwater Tanks. EnHealth Council. Australian Government, 2004. Publication approval number: 3432 (JN8304).
- Geus (2000): Grundvandsovervågning 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS). Miljø- og Energiministeriet, 2000. Tilgængelig på internettet: www.geus.dk
- Glasius, M., Wåhlin, P., & Palmgren, F. Brændeovne forurener luften. DMUnyt. 8, 6, 2004.
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W.G. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91, 26-42.
- Hasling, A.B., Kjølholt, J., Jørgensen, K.R. (2001): Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand rensed i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning. *Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr. 11*, Miljøstyrelsen, København.
- He, Wenle (2002): Atmospheric Corrosion and Runoff Processes on Copper and Zinc as Roofing Materials. *Doctoral Thesis*, Department of Materials Science and Engineering, Division of Corrosion Science, Royal Institute of Technology, SE-100 44 Stockholm, Sweden.
- Hertel, O. 2002. Stoffe, spredningspotentiale og farlighed -partikler og aerosoler. ATV-møde. Diffus jordforurening. 2002.
- Hertel, O., Løfstrøm, P., Jensen, S. S., Brocas, M., Hvidberg, M., Frydendall, J., Skjøth, C. A., & Palmgren, F. Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Faglig rapport fra DMU, nr. 503. Danmarks Miljøundersøgelser. 2004.
- Jensen, A. A., Grove, A., & Hoffmann, L. (1995) Kilder til dioxinforurening og forekomst af dioxin i miljøet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 81. Miljøstyrelsen.
- Jensen, M.B. (2003): Hydrological conditions for contaminant leaching through highway swales. *Water, Air and Soil Pollution*, 158, 169-180.
- Jensen, M.B., Holm, P.E., Laursen, J. & Hansen, H.C.B. (2006): Contaminant aspects of blackish surface deposits on highway roadsides. *Water, Air and Soil Pollution*, 175, 305-321.
- Jensen, M.B., Fryd, O., Backhaus, A., Ingvertsen, S.T., Pauleit, S., Dam, T., Bergman, M., Birch, H. & Mikkelsen, P.S. (2009): Holland:

- Landskabsbaseret afvanding. *Teknik og Miljø*, 20. marts 2009, s. 38-40. Tilgængelig på internettet:
http://www.ktc.dk/fileadmin/Teknik_og_Miljoe/Teknik_og_Miljoe_2009/03_Marts2009/TM0309-Vand-Holland.pdf
- Jensen, H.E. & Jensen, S.E. (2001): Jordfysik og Jordbrugsmeteorologi – det fysiske miljø for plantevækst. DSR Forlag, Dyrslægevej 5, 1870 Frederiksberg C.
- Johnsen, I. (1998) Tungmetaller i jord. Kemiske stoffer i landjords miljøer. Redaktion Helweg, A. Gads forlag.
- Juhler, R.K., Jacobsen, O.S., Larsen, C.L., Nilsson, B. & van der Keur, P. (2004): Afklaringsrapport om nedsivning af husspildevand. *Dansk Vand- og Spildevandsforenings (DANVA) forsknings- og udredningsprojekt nr. 1*.
- Kjærgaard, M, Ringsted, J.P., et al (1998): Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Danmarks Tekniske Universitet 18. juni 1998.
- Kjølholt, J, Poll, C, & Kofoed Jensen, F. 1997. Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355. Miljøstyrelsen. www.mst.dk. 1997.
- Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Baun, A. & Arnbjerg-Nielsen, K. (2001): Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb. *Miljøprojekt nr. 610, Miljøstyrelsen, København*.
- Larsen, T. & Neerup-Jensen, O. (2000): Regnbetingede udløb fra kloaksystemer. *Miljøprojekt nr. 547, Miljøstyrelsen, København*.
- Ledin, A., Auffarth, K.P.S., Boe-Hansen, R., Eriksson, E., Albrechtsen, HJ, Baun, A. & Mikkelsen, P.S. (2004): Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer. *Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning nr.48, Miljøstyrelsen, København*.
- Løkke, H. (1998) Industri- og husholdningskemikalier. Kemiske stoffer i landjords miljøer. Redaktion Helweg, A. Gads forlag.
- Miljøstyrelsen (2008): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Tilgængelig på internettet:
http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/2EED6D00-3C69-486A-BED8-34B1FD527A8D/0/Kvalitetskriterierjord_ogdrikkevand.doc. Seneste opdatering: December 2008.
- Miljøstyrelsen (1996). Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 20. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand.
- Miljøstyrelsen (1995). Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 12. Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og grundvand.
- Miljøstyrelsens (2006). Regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand. Version 1.5. www.mst.dk
- Miljøstyrelsen (1998). Vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter – Vejledning nr. 6 og 7.
- Persson, D and Kucera, V. Release of metals from Buildings, Constructions and Products during Atmospheric Exposure in Stockholm. Water, Air, and Soil Pollution: Focus. Kluwer. 1, 133 - 150. 2001.
- Pesticiddata (2009): Pesticiddatabase og risikovurderingsværktøj for punktkilder. Program og databaser er udviklet af [Niras A/S](http://www.niras.dk) i samarbejde med Danmarks Jordbrugsforskning for Miljøstyrelsen,

- Fyns Amt og Videntcenter for Jordforurening. Tilgængelig på internettet: www.pesticiddata.dk
- Thompson, M. and Carlsen, L. Phthalater i Miljøet. Opløselighed, Sorption og transport. Faglig rapport fra DMU, nr. 249. Miljø- og Energiministeriet. 1998.
- Toze, S. (2004): Literature Review on the Fate of Viruses and Other Pathogens and Health Risks in Non-Potable Reuse of Storm Water and Reclaimed Water. CSIRO Land and Water. Australian Water Conservation and Reuse Research Program. 2009.
- Vezzaro, L., Erikssn, E. & Mikkelsen, P.S. (2009): Vurdering af renseeffekt for metoder til lokal rensning og afledning af regnvand. Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Vand og Miljøteknologi, Kgs. Lyngby, 2009.
- Vollertsen, J., Vorkamp, K. & Hvidtved-Jacobsen, T. (2002): Udsivning af spildevand fra afløbssystemer. *Miljøprojekt nr. 685*, Miljøstyrelsen, København.
- Witteveen+Bos (2004): *Provincie Limburg - Technische onderbouwing richtlijnen afkoppelen*. Witteveen+Bos, Chasséveld 7-7a, postbus 3465, 4800 DL Breda, telefoon 076 523 33 33. (*Rapport på Hollandsk*)
- Witteveen+Bos (2009): Water quality of runoff. J.D.Klein, Witteveen+Bos, van Twickelostraat 2, postbus 233, 7400 AE Deventer, The Netherlands. Tlf. +31 570 69 79 11 (vedlagt som bilag).

Bilag 1. KONCENTRATIONSDATA FOR TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER I REGNVAND OG AFSTRØMNINGSVAND

Bilag 1.1	Tungmetaller	1
Bilag 1.2	Øvrige metaller	11
Bilag 1.3	Miljøfremmede stoffer	14
Bilag 1.4	Generelle parametre i regn-, overflade- og tagvand	23

Bilag 1.1 Tungmetaller

Arsen

Kilde:

Byggematerialer (Ledin et al., 2004), træimprægneringsmidler (Ledin et al., 2004), våd deposition (Ledin et al., 2004), tør deposition (Ledin et al., 2004).

Tabel 1. Data for koncentration af arsen i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand Regnvand (vej, tag etc.) Deposition 86 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år Tagvand			1,5-15 µg / l
Ledin et al., 2004				0,1-340 µg / l
Ellermann et al. 2009			0,14 µg / l (beregnet)	
Australian Guidelines, 2008		5 µg / l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,1 µg/l på baggrund af Ledin et al., 2004. Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 15 µg/l på baggrund af Arnbjerg-Nielsen et al., 2002.

Bly

Kilde:

Metaltag (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Inddækning (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Bly er under udfasning som inddækningsmateriale (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Tabel 2. Data for koncentration af bly i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg/l		
		Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10	Separatsystem (tagvand + vejvand)		5,4 µg/l	3,8 – 12 µg/l
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)	70 +/- 69 µg/l		
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			10-70 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Tagvand			10-100 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Separatsystem - regnafstrømning			50-150 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,5-2800 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	69 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	69 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	6 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	69 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	69 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	69 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink	166 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink	71 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt	331 µg/l		
Persson et al. 2001	Afstrømmende regnvand over mindst fra aluzink, rustfrit stål og asfalttagpap			1 - 380
Persson et al. 2001	højst over rødt blymaling afstrømmende regnvand over PVC			38
Persson et al. 2001	afstrømmende regnvand over gl. og ny beton			5-15
Ellermann et al. 2009	Deposition		1,2 µg/l (beregnet)	
	743 µg/m²/år i 600 mm/m²/år			
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, boligområde	206 µg/l	74 µg/l	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, industriområde	266 µg/l	114 µg/l	
Australian Guidelines, 2008	Tagvand	79 µg/l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 10 µg/l, da dette er laveste koncentration for tagvand i ovenstående tabel (Anthonisen et al., 1992). Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 206 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data for tagvand i boligområder fra Witteveen+Bos (2009).

Cadmium

Kilde:

Byggematerialer (Ledin et al., 2004), Plast (Ledin et al., 2004), Pigmenter (Ledin et al., 2004), Atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004).

Tabel 3. Data for koncentration af cadmium i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)	0,73 +/- 0,63 mg / l		
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			0,1-1,5 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Separatsystem – regnafstrømning			0,5-3 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,1-700 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	0,8 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	0,8 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	0,1 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	0,8 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	0,8 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	1,0 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink	0,6 µg / l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink	1,4 µg / l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt	0,8 µg/l		
Persson et.al. 2001	Afstrømmende regnvand - højest fra galv. stål, aluzink og PE			0,2-0,75 µg / l
Ellermann et al. 2009	Deposition 33 µg / m² / år i 600 mm / m² / år		0,06 µg / l (beregnet)	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, Boligområde	0,28 µg / l	0,14 µg / l	

Witteveen + Bos, 2009	Tagvand, industriområde	0,95 µg/l	0,9 µg/l	
Department of Environment and Conservation, 2006 Australian Guidelines, 2008	Overfladevand (Stormwater)		4,5 µg/l	1-20 µg/l
	Tagvand	0,5 µg/l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,1 µg/l, da dette er den laveste koncentration i ovenstående tabel. Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 3 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Anthonisen et al., 1992.

Chrom

Kilde:

Træimprægneringsmiddel (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Maling og lak (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Tabel 4. Data for koncentration af chrom i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumsværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg/l		
		Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10	Separatsystem (tagvand + vejvand)		1,6	1,0 – 4,6
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			0,5-40 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,5-4200 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	3 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	4 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink	0,6 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink	31 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt	13 µg/l		
Persson et.al 2001	Afstrømmende regnvand Højest fra ny beton og aluzink og gl. beton Mindst fra PE/PVC, galvaniseret stål, stål, asfalt-tagpap			1 – 25 µg/l

Ellermann et al. 2009	Deposition 107 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	0,18 µg / l (beregnet)	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, boligområde	2,4 µg / l	1,4 µg / l
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)	20 µg / l	6-25 µg / l
Australian Guidelines, 2008	Tagvand	12 µg / l	

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 1,4 µg/l med udgangspunkt i data for tagvand i boligområder fra Witteveen+Bos (2009). Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 30 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og ligeledes med udgangspunkt i Witteveen+Bos (2009).

Kobber

Kilde:

Metaltag (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Træimprægneringsmiddel (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Inddækning (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), tagrender. Kobber benyttes sjældent til boligejendomme (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Tabel 5. Data for koncentration af kobber i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumsværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10	Separatsystem (tagvand + vejvand)		3,7 µg / l	1,0 – 11 µg / l
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)			0,005-0,04 mg / l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			4-200 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Tagvand			10-100 µg / l
Anthonisen et al., 1992	Separatsystem - regnafstrømning			5-40 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,5 – 6800 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – unden Zn nedløbsrør og tagrender	153 µg / l		

Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	153 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	58 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	2600 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	153 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	153 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink	225 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink	26 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt	23 µg/l		
Persson et al., 2001	Afstrømmende regnvand - Højest fra gl. beton og ny beton			10 – 40 µg/l
Ellermann et al. 2009	Deposition 905 µg / m² / år i 600 mm / m² / år		1,5 µg / l (beregnet)	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, boligområde	42 µg / l	26 µg / l	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, industriområde	15 µg/l	5 µg/l	
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		80 µg / l	20-300 µg / l
Australian Guidelines, 2008	Tagvand	185 µg / l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 1 µg/l på baggrund af Arbejdsrapport nr. 10. Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 200 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Göbel et al. (2007) og Witteveen+Bos (2009). Det skal bemærkes, kobberkoncentrationen kan være betydeligt højere, hvis der er tale om kobbertag, jf. Göbel et al. (2007).

Øvrigt:

Korrosionshastigheden for kobber er høj i starten (når materialet er nyt), men mindskes hen mod steady state (He, 2002). Run-off hastigheden for kobber på tagoverflader er konstant, hvis man ses på en periode på 1 år. Run-off hastigheden påvirkes af forureningsgraden i det omgivende miljø, d.v.s. indhold af SO₂, NO_x, O₃, Cl⁻ og partikler. Høj forureningsgrad vil medføre en større udvaskning af vandopløselige og løstsiddende korrosionsprodukter, særligt under first flush (He, 2002).

Naturlig patina medfører øget run-off hastighed (set på årsbasis), hvilket især er fremherskende under first flush (He, 2002). Tykke patina lag resulterer i større Cu koncentrationer i afstrømningsvandet.

Kviksølv

Kilde:

Byggematerialer (Ledin et al., 2004), atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004).

Tabel 6. Data for koncentration af kviksølv i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)	0,079 + / - 0,047 µg / l		
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			0,05-0,2 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Separatsystem – regnafstrømning			0,05-0,2 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,2 – 24 µg/l
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, Boligområde	0,03 µg / l	0,02 µg / l	
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		0,22 µg / l	0,06- 0,78 µg / l

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,05 µg/l på baggrund af Anthonisen et al., 1992. Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 3 µg/l på baggrund af Anthonisen et al., 1992. Maksimumkoncentrationen er sat lidt over maksimumdata i Anthonisen et al., 1992, for at tage højde for noget højere data i Ledin et al., 2004.

Nikkel

Kilde:

Maling og lak (Ledin et al., 2004), Tagplader (Ledin et al., 2004), Vinduesprofiler (Ledin et al., 2004), Pigmenter (Ledin et al., 2004), Vinduer (Ledin et al., 2004).

Tabel 7. Data for koncentration af nikkel i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)	19 + / - 34 µg / l		

Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand		1-20 µg/l	
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)		5-580 µg/l	
Göbel et al., 2007	Tagvand – unden Zn nedløbsrør og tagrender	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	3 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	4 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	4 µg/l		
Persson et al.; 2001	Afstrømmende regnvand - Højest fra gl. beton, asfalttagpap og ny beton			1-15 µg/l
Ellermann et al. 2009	Deposition 262 µg / m² / år i 600 mm / m² / år		0,44 µg/l (beregnet)	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, Boligområde	1,6 µg/l	1,5 µg/l	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, Industriområde	1302 µg/l	1115 µg/l	
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		24 µg/l	14-25 µg/l
Australian Guidelines, 2008	Tagvand	16 µg/l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 1,5 µg/l på baggrund af Witteveen+Bos (2009). Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 20 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Larsen & Neerup, 2000.

Tin

Kilde:

Maling og lak (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004), Tagplader (Ledin et al., 2004), Træimrægneringsmidler (Ledin et al., 2004), Spatelmasse (Ledin et al., 2004).

Ingen koncentrationsdata er fundet.

Zink

Kilde:

Metaltage (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Tagrender og nedløbsrør (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Maling og lak (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Inddækning (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Zink fra zinktag er det væsentligste metal i afstrømning fra tagoverflader (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Tabel 8. Data for koncentration af tin i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg/l		
		Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10	Separatsystem (tagvand + vejvand)		63	5-130
Larsen & Neerup, 2000	Separatsystem (tagvand + vejvand)	370 +/- 240 µg/l	µg/l	µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand			100-500 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Tagvand			100-1.000 µg/l
Anthonisen et al., 1992	Separatsystem - regnafstrømning			300-500 µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2003	Tag afløb			0,1-10 mg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			<0,5-44.000 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	370 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	1.851 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	468 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	370 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	370 µg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	6.000 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink	32 µg/l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink	5.146 µg/l		

Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt	1.078 µg/l		
Persson et al., 2001	Afstrømmende regnvand - Højest fra galvaniseret stål, aluzink og maling Mindst fra asfalttagpap og beton		100 – 3.900 µg/l	
Ellermann et al. 2009	Deposition 5422 µg / m² / år i 600 mm / m² / år		9,0 µg / l (beregnet)	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, Boligområde	48 µg / l	35 µg / l	
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, industriområde	1302 µg/l	1115 µg/l	
Department of Environment and Conservation, 2006 Australian Guidelines, 2008	Overfladevand (Stormwater) Tagvand		300 µg / l	100- 1000 µg / l
		2450 µg / l		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 35 µg/l på baggrund af Witteveen+Bos (2009). Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 500 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Anthonisen et al., 1992. Der skal i øvrigt bemærkes at maksimumkoncentrationen vil være betydeligt større, hvis der er tale om zinktag. Her kan koncentrationen komme op omkring 5000 µg/l, jf. ovenstående tabel.

Øvrigt:

Korrosion af Zn er høj i starten (når materialet er nyt) og aftager derefter over tid, - afhængig af miljøforhold og vejr (He, 2002; Arnbjerg-Nielsen et al., 2002) Run-off hastigheden for zink på tagoverflader er konstant, hvis man ses på en periode på 1 år. Run-off hastigheden påvirkes af forureningsgraden i det omgivende miljø, d.v.s. indhold af SO₂, NO_x, O₃, Cl⁻ og partikler. Høj forureningsgrad vil medføre en større udvaskning af vandopløselige og løstsiddende korrosionsprodukter, særligt under first flush (He, 2002).

Bilag 1.2 Øvrige metaller

Aluminium

Tabel 9. Data for koncentration af aluminium i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			5,0-71300 µg/l
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		1,7 µg/l	0,1-4,9 µg/l

Calcium

Tabel 10. Data for koncentration af calcium i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			131-480000 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	10 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	10 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	78 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	10 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	10 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	10 mg/l		

Jern

Tabel 11. Data for koncentration af jern i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			0,5-81.300 µg/l
Ellermann et al. 2009	Deposition 32722 µg/m ² /år		63 µg/l (beregnet)	

Department of Environment and Conservation, 2006 Australian Guidelines, 2008	i 600 mm/m ² /år Overfladevand (Stormwater) Tagvand	2700 µg/l 115 µg/l	800-9000 µg/l
--	---	------------------------------	------------------

Kalium

Tabel 12. Data for koncentration af kalium i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			100-13.700 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	7 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	n.a.		

Magnesium

Tabel 13. Data for koncentration af magnesium i overflade-afstrømmet spildevand..

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg / l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			56-39700 µg/l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	7 mg/l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	n.a.		

Mangan

Tabel 14. Data for koncentration af mangan i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg/l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			0,5-1.650 µg/l
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		230 µg/l	80-660 µg/l

Natrium

Tabel 15. Data for koncentration af natrium i overflade-afstrømmet spildevand.

Kilde	Spildevandstype	Koncentration µg/l		
		Middel	Median	Interval
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)			460- 67.000.000 µg/l
Department of Environment and Conservation, 2006	Overfladevand (Stormwater)		10,7 µg/l	0,18-21,3 µg/l

Bilag 1.3 Miljøfremmede stoffer

PAH

Kilde:

Ufuldstændig forbrænding af organiske forbindelser (f.eks. fra trafik), Tagpap (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Byggematerialer (Ledin et al., 2004), Asfalt (Ledin et al., 2004), dæk (Ledin et al., 2004), udstødning (Ledin et al., 2004), atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004), vejstøv og spild (Ledin et al., 2004).

Tabel 16. Data for koncentration af PAH i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration $\mu\text{g/l}$		
			Middel	Median	Interval
Anthonisen et al., 1992 Larsen & Neerup-Jensen, 2000 (Hasling et al., 2001) Arnbjerg-Nielsen et al., 2002 Arnbjerg-Nielsen et al., 2002 Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Separatsystem – regnafstrømning	PAH (total)	5 $\mu\text{g/l}$		
	Separatsystem	PAH (total)	5,1 +/- 6,6 $\mu\text{g/l}$		
	Husspildevand	PAH (total)	0,432 $\mu\text{g/l}$		
	Fællessystemer, Overløbsvand	Acenaphten			0,01-1 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Benzo(a)pyren			0,01-0,5 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Benzo(e)pyren			0,01-0,5 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Benzo(b+j+k)-fluoroanthene			0,01-0,5 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Fluoren			0,01-1 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Indeno(1, 2, 3-cd)pyren			0,02-0,5 $\mu\text{g/l}$
	Fællessystemer, Overløbsvand	Phenanthrene			0,01-0,5 $\mu\text{g/l}$
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Phenanthrene	0,024 $\mu\text{g/l}$	0,013-0,083 $\mu\text{g/l}$	
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Fluoroanthene	0,022 $\mu\text{g/l}$	0,011-0,43 $\mu\text{g/l}$	
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Pyren	0,022 $\mu\text{g/l}$	0,011-0,38 $\mu\text{g/l}$	

Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Crysen / triphenylen		0,015 µg / l	0,01- 0,3 µg / l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Benzo(b+j+k)- fluoroanthene		0,019 µg / l	0,01- 0,74 µg / l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Indeno(1, 2, 3,-cd)pyren		0,01 µg / l	0,01- 0,29 µg / l
Göbel et al., 2007	Tagvand – uden Zn nedløbsrør og tagrender	Total	0,44 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – med Zn nedløbsrør og tagrender	Total	0,44 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – green roof	Total	n.a.		
Göbel et al., 2007	Tagvand – kobbertag	Total	0,44 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – aluminum tag	Total	0,44 µg / l		
Göbel et al., 2007	Tagvand – zink tag	Total	0,44 µg / l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – uden zink				
Witteveen+Bos, 2004	Tag – med zink		1,5 µg / l		
Witteveen+Bos, 2004	Tag – fladt		0,9 µg / l		
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Total			0,360- 11,604 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Total (opløst)			0,00036- 0,00706 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Sum af PAH			<2 3.500 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	BaP			0,00015- 300 µg / l
Kjølholt et al., 2004	Overfladeafstrømning af vejvand Skovlunde og Bagsværd	Sum af PAH			2,9-7 µg / l
Kjølholt et al., 2004	Overfladeafstrømning af vejvand Skovlunde og Bagsværd	BaP			0,1- 0,17 µg / l
Ellermann et al. 2009	Deposition 276 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	Sum af PAH	0,46 µg / l (beregnet)		
Ellermann et al. 2009	Deposition 5 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	BaP	0,008 µg / l (beregnet)		
Witteveen+Bos, 2009	Tagvand, boligområde	PAH10	0,03 µg / l	0,03 µg / l	

Witteveen+Bos, 2009 Department of Environment and Conservation, 2006	Tagvand, boligområde Overfladevand (Stormwater)	PAH16 PAH (total)	37 µg/l	37 µg/l 0,77 µg/l	0,24-1,3 µg/l
---	--	--------------------------	---------	----------------------------	------------------

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,03 µg/l på baggrund af Arbejdsrapport nr. 10 (2006) samt Witteveen+Bos (2009). Maksimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 5 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Anthonisen et al. (1992) samt Larsen & Neerup (2000).

Øvrigt:

Udledning af PAH kan være et problem ved nylagte tagpap-tage (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Mht. til flade tage påpeger en hollandsk rapport fra Witteveen+Bos, at taget oftest er belagt med bitumen, hvilket giver en potentiel risiko for PAH afgivelse. Rapporten er dog ikke bekendt med data for bitumen frigivelse.

Aromatiske kulbrinter

Kilde:

Atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004), fugemasse (Ledin et al., 2004), udstødning (Ledin et al., 2004), asfalt (Ledin et al., 2004), vejstøv (Ledin et al., 2004), bremses, dæk (Ledin et al., 2004), byggematerialer (Ledin et al., 2004).

Tabel 17. Data for koncentration af aromatiske kulbrinter i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Dimethylnaphthalenes			0,1-5 µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	1-Methylnaphtalen			0,01-0,1 µg/l
Arnbjerg- Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	2-Methylnaphtalen			0,01-10 µg / l

Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Naphthalen	0,0-5 µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Trimethylnaphthalen	0,1-1 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand	Benzene	0,017-13
Ledin et al., 2004	Regnvand	Dimethylnaphthalene	0,1-0,35
Ledin et al., 2004	Regnvand	Ethylbenzen	<0,2-2
Ledin et al., 2004	Regnvand	Ethylbenzen + xylenes	0,21-0,23
Ledin et al., 2004	Regnvand	Methylnaphthalene	<0,05- 0,20
Ledin et al., 2004	Regnvand	Naphthalene	0,006-49
Ledin et al., 2004	Regnvand	Toluene	0,028 – 9
Ledin et al., 2004	Regnvand	Trimethylnaphthalene	0,57 – 3,6
Ledin et al., 2004	Regnvand	Xylene	<0,2 – 18

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,01 µg/l på baggrund af Ledin et al., 2004. Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 10 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel og med udgangspunkt i data fra Arnbjerg-Nielsen et al., 2002, idet det vurderes at koncentrationen af aromatiske kulbrinter ikke vil være højere i tagvand sammenlignet med fællessystemer.

Phenol, Chlorphenol og Phenol-forbindelser

Kilde, Phenol-forbindelser:

Træimprægneringsmidler (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Maling og lak (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004), atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004), byggematerialer (Ledin et al., 2004), cement (Ledin et al., 2004), dæk (Ledin et al., 2004).

Kilde, Chlorphenol:

Byggematerialer (Ledin et al., 2004).

Tabel 18. Data for koncentration af phenol, chlorphenol og phenol-forbindelser i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Nonylphenol			0,1-5 µg/l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Phenol	0,1 µg / l		0,1-0,4 µg / l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Nonylphenol	0,19 µg / l		0,1- 0,35 µg / l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Bisphenol A	0,17 µg/l		0,1-0,29 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	2, 3, 4, 6- Tetrachlorophenol			0,0055- 0,014 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	2, 4, 6- Trichlorophenol			0,011- 0,017 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	2-Nitrophenol			<0,05- 9,5 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	2, 4-Dinitrophenol			0,02-35
Ellermann et al. 2009	Deposition 4018 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	Nitrophenoler	6,6 µg / l (beregnet)		
Ellermann et al. 2009	Deposition 6281 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	Nitrophenoler	10,5 µg / l (beregnet)		

Skønnet koncentration:

Phenol: Både minimums- (0,1 µg/l) og maksimumsværdi (0,4 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af dataintervallet i Arbejdsrapport nr. 10 (2006).

Chlorphenol: Både minimums- (0,0055 µg/l) og maksimumsværdi (0,017 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af dataintervallet i Ledin et al. (2004).

Nitrophenol: Både minimums- (0,02 µg/l) og maksimumsværdi (35 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af det bredeste koncentrationsinterval fundet i Ledin et al. (2004).

Nonylphenol: Både minimums- (0,19 µg/l) og maksimumsværdi (0,35 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af dataintervallet i Arbejdsrapport nr. 10 (2006).

Pesticider

Kilde: Træimprægneringsmidler (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003), Landbrug, private haver (AMPA og Glyphosat er konstateret i separatsystemer – stammer formentlig fra Round-Up) (Arbejdsrapport nr. 10).

Tabel 19. Data for koncentration af pesticider i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg/l		
			Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	AMPA	0,41 µg/l		0,17- 0,85 µg/l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Glyphosat	1,55 µg/l		0,082-9 µg/l
Ellermann et al. 2009	Deposition 66,7 µg/m ² /år i 600 mm/m ² /år	Sum af 19 pesticider	0,11 µg/l (beregnet)		
Brorström- Lundén, E. (1991)	Deposition 2,9-175 µg/m ² /år i 600 mm/m ² /år	Sum af HCH (Lindan)			0,005- 0,29 µg/l (beregnet)
Brorström- Lundén, E. (1991)	Deposition 0,25-11,7 µg/m ² /år i 600 mm/m ² /år	Hexachlorebenzen			0,0004- 0,02 µg/l (beregnet)
Brorström- Lundén, E. (1991)	Deposition 1,5-3,1 µg/m ² /år i 600 mm/m ² /år	DDE (ned- brydningsprodukt af DDT			0,0025- 0,005 µg/l (beregnet)

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,082 µg/l på baggrund af Arbejdsrapport nr. 10 (2006). Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 1,5 µg/l på baggrund af Arbejdsrapport nr. 10 (2006), idet der forventes at være lavere pesticid-koncentrationerne i tagvand sammenlignet med anden overfladevand. Separatsystemer inkluderes overfladevand generelt, dvs. tag-, vej- og anden overfladevand.

Organotinforbindelser

Kilde:

Træimprægneringsmidler (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004), byggematerialer (Ledin et al., 2004).

Ingen koncentrationsdata er fundet.

Blødgørere

Kilde:

Maling og lak (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004), Fugemasse (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004), atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004), Plast (Ledin et al., 2004), Asfalt (Ledin et al., 2004).

Tabel 20. Data for koncentration af blødgørere i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Butylbenzylphthalat (BBP)			0,1-0,5 µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)			1-20 µg/l
Arnbjerg-Nielsen et al., 2002	Fællessystemer, Overløbsvand	Dibutylphthalat (DnBP)			0,1-10 µg/l
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	0,73 µg / l		0,5-2,7 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Butylbenzylphthalat			0,20-130 µg/l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Di(2-ethylhexyl)adipat			0,004-1,8 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Di(2-ethylhexyl)phthalat			3-4,4 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Diethylphthalat			0,06-10 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Di-n-butylphthalat			0,19-11 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Di-n-octylphthalat			0,1-2,1 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Dimethyl phthalat			<0,2-4 µg / l
Ledin et al., 2004	Regnvand (vej, tag etc.)	Misc. Phthalat			<0,2 µg / l
Løkke, 1998	Deposition københavn 730 µg / m² / år i 600 mm / m² / år	DEHP	1,3 µg / l (beregnet)		
Thompson og Carlsen 1998	Deposition 540 µg / m² / år i 600 mm / m² / år	DEHP	0,9 µg / l (beregnet)		
Thompson og Carlsen 1998	Deposition 280 µg / m² / år i 600 mm / m² / år	DnBP	0,47 µg / l (beregnet)		

Skønnet koncentration: Minimumsværdi for koncentrationen er fastlagt til 0,1 µg/l på baggrund af Ledin et al., 2004. Maksimumværdi for koncentrationen er fastlagt til 8 µg/l på baggrund af skøn over de fremhævede koncentrationer i ovenstående tabel.

Polychlorerede biphenyler PCB

Kilde:

Byggematerialer, forbrænding af affald atmosfærisk deposition (Amternes Videncenter for jordforurening, 2005, Løkke, 1998)

Tabel 21. Data for koncentration af PCB i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Løkke, 1998	Deposition 10-75 µg / m ² / år i 600 mm / m ² / år	PCB			0,02- 0,13 µg / l (beregnet)

Skønnet koncentration: Både minimums- (0,02 µg/l) og maksimumsværdi (0,13 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af Løkke (1998).

Dioxiner

Kilde:

Forbrænding af affald atmosfærisk deposition (Amternes Videncenter for jordforurening, 2005, Jensen et al., 1995)

Tabel 21. Data for koncentration af dioxiner i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Løkke, 1998	Deposition 0,73-1,2 ng l- TEQ / m ² / år i 600 mm / m ² / år	Dioxin			0,0012- 0,002 ng l- TEQ / l (beregnet)

Skønnet koncentration: Både minimums- (0,0012 ng/l) og maksimumsværdi (0,002 ng/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af Løkke (1998).

Fosfortriester

Kilde:

Byggematerialer (Ledin et al., 2004), atmosfærisk deposition (Ledin et al., 2004).

Tabel 21. Data for koncentration af fosfortriester i overflade-afstrømmet spildevand. Data markeret med fed er tillagt væsentlig betydning i skønnet af minimum og maksimumværdier for koncentrationen.

Kilde	Spildevandstype	Stof / forbindelse	Koncentration µg / l		
			Middel	Median	Interval
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	Triphenylphosphat	0,046	0,02-0,1	
Arbejdsrapport nr. 10, 2006	Separatsystem	TCPP	0,064	0,05-2	

Skønnet koncentration: Både minimums- (0,02 µg/l) og maksimumsværdi (2 µg/l) for koncentrationen er fastlagt på baggrund af Arbejdsrapport nr. 10 (2006).

Mikroorganismer i tagvand

Tilførsel af mikroorganismer vil være lavere i tagvand end overfladevand fra haven idet en mindre andel dyr har adgang til taget (primært fugle, i mindre omfang gnaver, kat og mår) (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003; Ledin et al., 2004). Patogene bakterier har ofte begrænset overlevelsestid på tagflader – afhængigt af vejret. UV-stråling, udtørring etc. reducerer bakteriernes levetid (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003).

Det vurderes, at mikroorganismer ikke vil udgøre et væsentligt problem ved nedsivning af tagvand.

Bilag 1.4 Generelle parametre i regn-, overflade- og tagvand

Generelle parametre for regnvand

Parametre (middel koncentrationer) i regnvand (Göbel et al., 2007):

EC = 50 μ S/ cm
pH = 5,0
TSS = 12 mg/l
BOD₅ = 2 mg/l
COD = 19 mg/l
NO₃ = 1,54 mg/l
NH₄ = 0,80 mg/l
Tot-P = 0,09 mg/l

Miljøfremmede stoffer m.v. (middel koncentrationer) i regnvand (Göbel et al., 2007):

Cd = 0,7 μ g/l
Zn = 80 μ g/l
Cu = 11 μ g/l
Pb = 9 μ g/l
Ni = 2 μ g/l
Cr = 3 μ g/l

Na = 2,14 mg/l
Mg = 0,18 mg/l
Ca = 7,50 mg/l
K = 0,56 mg/l
SO₄ = 5,46 mg/l
Cl = 2,26 mg/l

PAH = 0,39 μ g/l
MOH = 0,38 mg/l

Generelle parametre for tag-/ overfladevand

I tagvand er følgende parametre registreret (Anthonisen et al., 1992):

pH = 4-7
Suspenderet stof = 5-50 mg/l
COD = <40 mg/l
Tot-N = <2 mg/l
Tot-P = <0,5 mg/l

Parametre (middel koncentrationer) i tagvand (Göbel et al., 2007):

EC = 141 µS/ cm (for alle tagtyper i undersøgelsen, på nær green roof – EC = 71 µS/ cm)
pH = 5,7 (green roof: pH = 7,5)
TSS = 43 mg/l (green roof n.a.)
BOD₅ = 12 mg/l (green roof n.a.)
COD = 66 mg/l (green roof n.a.)
NO₃ = 2,78 mg/l (green roof = 0,59 mg/l)
NH₄ = 3,39 mg/l (green roof = 1,30 mg/l)
Tot-P = 0,22 mg/l (green roof n.a.)

Herudover er der registreret sulfat og chlorid i koncentrationer på hhv. 46,71 mg/l og 7,74 mg/l (dog ikke registreret for tagtypen green roof).

Parametre i separatsystemer (Larsen & Neerup-Jensen, 2000):

Suspenderet stof = 130 +/- 140 mg/l
COD = 140 +/- 160 mg/l
Tot-N = 5,5 +/- 2,5 mg/l
Tot-P = 0,64 +/- 0,54 mg/l

Parametre i separatsystemer (Arbejdsrapport nr. 10, 2006):

Suspenderet stof = 30-100 mg/l (typetal)
COD = 40-60 mg/l (typetal)
Tot-N = 2 mg/l (typetal)
Tot-P = 0,5 mg/l (typetal)

Parametre i opsamlet regnvand (tag, vej etc.) (Ledin et al., 2004):

Suspenderet stof = 0,5-5700 mg/l
COD = 2-270000 mg/l
Tot-N = 0,2-40 mg/l
Tot-P = <0,001-13 mg/l

Parametre i husspildevand (Hasling et al., 2001):

pH = 7,45
COD = 320 mg/l
Tot-N = 104 mg/l
Tot-P = 20 mg/l

Bilag 2. WATER QUALITY OF RUNOFF, WITTEVEEN & BOS

Bilag 3. SAMMENFATNING AF MILJØRISIKOVURDERING

Skønnet koncentration i tagvand					Scenarium 1				Redukti
Stof	Min.	Maks.	Kvalitetskriteriu m Grundvand (MST, 2008) (µg/l)	Vurdering i forhold til kvalitetskriteri um	Fortynding	Min.	Maks.	Vurdering i forhold til kvalitetskriteri um	
Arsen (As)	0,1	15	8	++	1,6	0,06	9,4	++	0%
Bly (Pb)	10	206	1	+++	1,6	6,3	129	+++	90%
Cadmium (Cd)	0,1	3	0,5	++	1,6	0,06	1,88	++	90%
Chrom (Cr)	1,4	30	Cr(III + VI) = 25	++	1,6	0,875	18,8	0	50%
Kobber ¹⁾ (Cu)	1	200		++	1,6	0,625	125	++	30%
Kviksølv (Hg)	0,05	0,3	0,1	++	1,6	0,031	0,188	++	30%
Nikkel (Ni)	1,5	20	10	++	1,6	0,9	12,5	++	50%
Zink ²⁾ (Zn)	35	500	100	++	1,6	22	312,5	++	30%

+++ min. værdi er over grundvandskriterium

++ grundvandskriterium er mellem min. og maks. værdi

+ maks. værdi ved grundvandskriterium

0 maks. værdi er under grundvandskriterium

1) Dog væsentlig højere ved kobbertag - 2.500 (µg/l)

2) Ved zink-materiale i taget - 5000 µg/l

Skønnet koncentration i tagvand					Scenarium 1				Reduktion
Stof	Min.	Maks. (µg/l)	Kvalitetskriterium Grundvand (MST, 2008)	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium	Fortynding	Min. (µg/l)	Maks. (µg/l)	Vurdering i forhold til kvalitetskriterium	
PAH	0,03	5	0,1	++	1,6	0,02	3,13	++	75%
Aromatiske kulbrinter	0,01	10	1	++	1,6	0,0	6,3	++	75%
Phenoler			0,5						
	0,1	0,4	(sum af phenoler)	0	1,6	0,06	0,25	0	0%
Chlorphenoler	0,0055	0,017	0,1	0	1,6	0,00	0,01	0	0%
Nitrophenoler	0,02	35	0,5	++	1,6	0,01	21,88	++	0%
Nonylphenol	0,19	0,35	20	0	1,6	0,1	0,2	0	0%
Pesticider			0,1						
	0,082	1,55	(enkeltstoffer)	++	1,6	0,05	0,97	++	0%
			0,5 (sum af pesticider)	++	1,6	0,1	1,0	++	0%
Blødgørere	0,1	8	1	++	1,6	0,1	5,0	++	75%
Dioxin	0,0012	0,002 ng l							
	TEQ/l	TEQ/l	-						
PCB	0,02	0,13	-						
Fosfortriestere	0,02	2	-						

- +++ min. værdi er over grundvandskriterium
++ grundvandskriterium er mellem min. og maks. værdi
+ maks. værdi ved grundvandskriterium
0 maks. værdi er under grundvandskriterium