

Byer i Vandbalance notat 5

---

# Vurdering af regnafstrømningens kvalitet før og efter rensning

---

## Indhold

Forord .....	3
DEL 1: HVILKE REGN OG HVILKE STOFFER? .....	4
Indledning .....	4
Udfordringen .....	4
Hvilke regn skal prøvetages? .....	4
Hvilke stoffer skal der måles for? .....	5
Hvilke krav kan resultaterne sammenlignes med? .....	6
DEL 2: EKSEMPLER PÅ MONITERINGSPROGRAMMER .....	9
Indledning .....	9
Forsøgslokaliteterne .....	9
Krogebjerg-området i Vanløse, København .....	9
Maarslet, Århus .....	9
Lindevang, Brøndby .....	9
Møllebakken, Brønshøj-bydelen i København .....	9
Eksempel på monitoringsprogrammer med tilhørende budgetter .....	10
Anbefalinger til monitoringsprogrammer .....	12
DEL 3: INSTRUMENTERING AF LAR-ANLÆG FOR VURDERING AF VANDKVALITET .....	13
Indledning .....	13
Udtagning af vandprøver til vurdering af vandkvalitet .....	13
Prøvebeholdere .....	13
Timing .....	13
Prøvetagningsprincipper .....	13
Monitering af vandvolumen .....	14
Nedbørsdata .....	14
Flowmålere .....	14
Registrering af vandstand .....	15
Måletank til kombineret prøvetagning og flowmåling .....	15
Referencer: .....	15
APPENDIKS: Udvælgelse af stoffer til monitering .....	16
Baggrund .....	16
Overblik over monitoringsprogram for de enkelte lokaliteter .....	16
Beskrivelse af de enkelte stofgrupper .....	17
Sammenligning med andre analyseprogrammer .....	21
Litteratur .....	23

## Forord

Dette notat består af tre dele, samt et appendiks udarbejdet i regi af innovationskonsortiet Byer i Vandbalances aktiviteter fra 2011 til 2014:

1. Hvilke regn og hvilke stoffer bør udvælges. Forfattere: Karin Cederkvist, Peter E. Holm, Simon Toft Ingvertsen og Marina Bergen Jensen
2. Eksempler på monitoringsprogrammer. Forfattere: Karin Cederkvist, Peter E. Holm og Marina Bergen Jensen
3. Metoder til instrumentering af anlæg. Forfattere: Per E. R. Bjerager og Marina Bergen Jensen
4. Appendiks: Udvælgelse af stoffer til monitoring. Forfattere: Karin Cederkvist, Peter E. Holm og Marina Bergen Jensen

I forbindelse med innovationskonsortiet Byer i Vandbalance er der udgivet følgende notater:

Notat 1: Transport af vand på veje

Notat 2: Dobbeltporøst filter i København og Århus – anlæg og instrumentering

Notat 3: Anlæg af vejbede – erfaringer fra vejbede i Brøndby og København

Notat 4: Geologisk variation og LAR

Notat 5: Vurdering af regnafstrømningens kvalitet før og efter rensning

Notat 6: Renseeffektivitet af filterjord – danske erfaringer

Notat 7: Rensning af regnafstrømning med dobbeltporøs filtrering

Notat 8: Beplantning og drift af vejbede

Notat 9: Stormwater infiltration in Beder

Notat 10: Erfaringsopsamling på LAR-projekter udviklet under Byer i Vandbalance 2011-2014

### **Byer i Vandbalances ledelsesgruppe består af:**

Ulrik Hindsberger, Teknologisk Institut

Ida Marie Knudsen, Teknologisk Institut

Marina Bergen Jensen, KU-Science

Peter Engelund Holm, KU-Science

### **Deltagende parter i Byer i Vandbalance:**

HOFOR

Aarhus Vand

Vandcenter Syd

Spildevandscenter Avedøre

Københavns Kommune

Århus Kommune

Odense Kommune

Per Aarsleff A/S

Wavin

Orbicon

Københavns Universitet (KU)

Danmarks Tekniske Universitet (DTU)

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS)

Teknologisk Institut (TI)

DHI

Notatet er udarbejdet af Marina Bergen Jensen, Karin Cederkvist, Peter E. Holm, Simon Toft Ingvertsen og Per E. R. Bjerager, Københavns Universitet.

Maj 2015

## DEL 1: HVILKE REGN OG HVILKE STOFFER?

### Indledning

Håndtering af regnafstrømning i byens landskab ved hjælp af lokal afledning af regnvand (LAR) har mange klima- og naturmæssige fordele, men regnafstrømning fra især trafikerede overflader kan indeholde en lang række stoffer, der kan være miljø- og sundhedsskadelige. Hvor alvorlig en risiko, der er tale om, afhænger af både stofkoncentration og recipientsårbarhed, og analyse af regnafstrømning kan derfor være nødvendigt i den konkrete situation. Selvom vurdering af vandkvalitet i regnafstrømning principielt set er enkelt - indhent prøver af regnafstrømning, analysér, og sammenlign resultatet med myndighedskrav - kræver det i praksis grundige overvejelser dels i forhold til valget af regnhændelser og måleparametre dels i fortolkningen af resultaterne.

### Udfordringen

Regnafstrømning sendes mange steder direkte ud i naturen allerede i dag. Det drejer sig primært om afstrømning fra landeveje og motorveje samt separatkloakerede bydele. Selv om direkte nedsivning og udledning uden forudgående rensning således har været praktiseret længe er den aktuelle situation ny. For det første kan klimatilpasningen resultere i massive afkoblinger, hvor hele bydele kan gå fra udledning via kloak til nedsivning. For det andet kan man stille spørgsmålstejn ved om den gamle praksis med direkte udledning fortsat er miljømæssigt forsvarlig i forhold til de skærpede tilstandskrav i vandmiljøet som EU Vandrammedirektivet foreskriver. Der er således god grund til at stoppe op, og sikre at den klimatilpasning af danske byer, der foregår ved hjælp af byens landskab, ikke kun forbedrer vandbalancen og skaber attraktive bymiljøer, men også tager højde for vandets kvalitet.

### Hvilke regn skal prøvetages?

Ikke to regn er ens og koncentrationerne afhænger af denne dynamik, så hvilke regn skal man gå efter?

I tørvejr akkumuleres forurening på byens overflader. Mængden afhænger af hvilke og hvor stærke forureningskilder, der findes i oplandet til prøvetagningsstedet (f.eks. trafikintensitet, forekomst af brændeovne, brug af sprøjtemidler, osv.). Efter en varm weekend i foråret er der stor sandsynlighed for at finde pesticider fra bekæmpelse af ukrudt i indkørsler og på flise gange i regnafstrømning, ligesom enkelt-aktiviteter i forbindelse med renovering af ejendomme, bilvask m.v. kan præge afstrømningen momentant. For tørvejrperioden gælder typisk at jo længere tørvejrperiode er, desto mere forurening akkumuleres.

Under selve regnhændelsen skylles forureningen mere eller mindre fuldstændigt af fra overfladerne – det afhænger primært af regnens intensitet og den tilhørende dråbeenergi. Nogle regn falder stille med lille dråbeenergi, mens andre rammer overfladen med stor energi og løsner effektivt forureningen. Den samlede regnmængde betyder også noget, for jo større regn der er tale om, desto mere fortyndet bliver forureningen. First flush, altså det fænomen at den første del af afstrømningen (< 50 %) indeholder den største del af den samlede afskyllede forurening (> 50 %) ses primært ved små oplande. Ved større oplande blandes "first-flush" vand med "last-flush" vand og koncentrationen bliver mere jævn hændelsen igennem.

På grund af de mange variable står det klart at en enkelt prøve ikke er nok til at beskrive variationen i regnafstrømningens kvalitet fra en given lokalitet. Der bør i princippet indsamles så mange prøver, at yderligere prøver ikke øger den statistiske variationsbredde signifikant. I litteraturen findes der kun få eksempler på omfattende måleprogrammer og i de fleste tilfælde er de oplyste stofkoncentrationer baseret på ganske få prøver, så variationen reelt ikke er kendt. anbefalinger for et godt måleprogram i forbindelse med LAR-løsninger ([www.laridanmark.dk](http://www.laridanmark.dk)) er følgende:

- 1) Prøvetag et pænt antal hændelser, f.eks. mindst 10 forskellige regn. Der vil dog ofte stadig være stor spredning på værdierne, (se evt. Ingvertsen, 2011)
- 2) Forsøg at fordele de udvalgte regnhændelser jævnt over året for at fange noget af årstidsvariation

- 3) Gå efter variation i tørvejrperiodens længde
- 4) Analyser én prøve fra hver regn, men sammensæt denne prøve af mange delprøver fordelt over hele regnhændelsen. På den måde fanges variationen i stofkoncentration i løbet af hændelsen bedre. På grund af variation i regnintensitet gennem hændelsen er det bedst med flowproportional prøvetagning, f.eks. 1 delprøve pr. m<sup>3</sup> regnafstrømning, frem for tidsproportional prøvetagning (f.eks. 1 delprøve pr. 15 min regnafstrømning). Manuel prøvetagning er normalt ikke mulig, da man skal være klar ved regnens begyndelse. Se eksempel på prøvetagningsmetode i Del 3.

I praksis begrænses mulighederne. Eksempelvis skal prøvetagningsudstyret både sikre at hele regnen bliver repræsenteret; det dur således ikke hvis alle del-beholdere i en prøvetagningskarrusel er fyldt efter de første få minutters afstrømning. Samtidig skal det sikres at der indsamles tilstrækkeligt vand til at analyseprogrammet kan gennemføres. De mindste og de største regn må derfor typisk sorteres fra.

Et mål for hvor meget stofkoncentrationen har varieret hen over en hændelse kan opnås ved at måle turbiditet og elektrisk ledningsevne (EC) i delprøver før disse sammenblandes til udtagning af den endelige prøve, der skal underkastes fuldt analyseprogram i laboratorium. Variation i turbiditet (uklarhed) indikerer variation i koncentration af suspenderet stof. Variation i EC indikerer variation i koncentration af opløste forureninger.

### Hvilke stoffer skal der måles for?

Regnafstrømning kan indeholde mange stoffer afhængigt af de overflader og kilder, som vandet har haft kontakt med (tabel 1). Hvis der skal analyseres for alle potentielle parametre og stoffer, løber analysebudgettet typisk op i urealistiske summer. For at minimere antallet af måleparametre og dermed udgifter til analyser har flere studier forsøgt at udpege såkaldte surrogatparametre, som kan fungere som indikatorer for andre stoffer i regnafstrømningen (Duncan, 1999; Kayhanian, 2012; Ingvertsen 2011). Studierne har dog vist at der ikke findes surrogatparametre, og det er derfor nødvendigt at analysere for mange forskellige parametre.

På baggrund af litteraturgennemgang (eksempelvis: Eriksson et al. 2007; Ingvertsen et al. 2011; Kayhanian, et al. 2012; Lundy et al. 2012; Zgheib et al. 2011) og Vandrammedirektivets prioriterede stoffer er der i tabel 1 sammenstillet diverse måleparametre, som det kan være relevant at medtage i et analyseprogram. Udover disse 'gamle kendinge' skal man være opmærksom på nye forureningsstoffer, såkaldte Emerging Contaminants.

Tabel 1 skal hverken opfattes som en brutto- eller facitliste, men snarere et muligt udgangspunkt ved beslutning om måleprogram for regnafstrømning. For PAH- og PCB- stofgrupperne tilbyder analysefirmaerne ofte en samlet pakke, hvor flere stoffer end de i tabel 1 nævnte måleparametre er inkluderet, og da anbefales det at få analyseret efter denne. At tage flere enkeltmetaller med er sjældent dyrt, så dette kan også anbefales. Hvis regnafstrømningen ikke skal bruges til formål hvor mennesker kan komme i fysisk kontakt med vandet, men blot nedsives eller udledes til en naturlig recipient er det ikke nødvendigt at analysere for patogener. Se del 2 for eksempler på analyseprogram.

Tabel 1: Kritiske stoffer og stofgrupper, der kan forekomme i vejvand, deres kilder, samt forslag til måleparametre.

Stofgruppe	Kilder <sup>1)</sup>	Anbefalede måleparametre
Metaller	Køretøjer, Bygnings- og vejmaterialer, Atmosfærisk deposition	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
Salte	Vejsaltning	Cl
Næringsstoffer	Omkringliggende haver og jordbrug	N, P
Naturligt Organisk Materiale	Vegetation	Opløst organisk stof, Total organisk stof
Suspenderet stof	Slid af materialer, naturligt organisk materiale	Suspenderet stof
PAH'er	Dryp fra køretøjer, Trafikudstødning, Afbrænding af træ og fossile brændstoffer.	Naphthalen, Pyren, Fluoranthen, , Benzo(a)pyren, Benzo(b+j+k)fluoranthen,
PCB'er	Atmosfærisk deposition, Industri, Bygningsmaterialer, Benzin	7 kongenerer (PCB # 28, PCB#52, PCB#101, PCB#118, PCB#138, PCB#153, PCB#180)
Pesticider	Vejsider, Jernbaner, Haver, Parker	Glyphosat, AMPA, Fungicider i tagmateriale og vægmateriale,
Organotin	PVC, katalysatorer	MBT, DBT
Phenoler	Industri, Bygningsmaterialer, Benzin	Bisphenol A, Nonylphenol
Hydrocarboner	Atmosfærisk deposition, Trafik	BTEX
Halogenerede forbindelser	Atmosfærisk deposition, Bygningsmaterialer, Industri	PCB'er
Detergenter	Bilvask	Lineære Alkylbenzensulphonater
Blødgørere	Bygningsmaterialer	DEHP
Metaboliter	Nedbrydning af alle organiske forbindelser	AMPA, BAM
Patogener	Byens dyr, evt. overløb fra fælleskloak	E. Coli

1) Primære kilder. Der findes typisk flere kilder til samme stof.

Andre parametre som også er vigtige at tage højde for i vejvandsprøverne er

- pH – har betydning for stoffernes egenskaber og opførsel, men varierer i praksis meget lidt.
- Elektrisk ledningsevne (EC) – giver et mål for prøvens samlede indhold af ioner/salte.
- Turbiditet (uigennemsigtighed) -kan give et indirekte mål for indhold af suspenderet stof (opslemmede partikler), der kan være bærer af andre forurenende stoffer og skabe tilstopning
- Partikelstørrelsesfordelingen - partiklernes egenskaber afhænger af deres størrelse, jo mindre desto mere kritiske.

Det er relevant at skelne mellem total og opløste former af de enkelte måleparametre. Det anbefales at prøver, der skal analyseres for uorganiske, stoffer indsamles i plast, mens prøver, der skal analyseres for organiske stoffer, indsamles i glas. Derudover skal det nævnes, at det er vigtigt, at indsamlede prøver bliver sendt til analyse så hurtigt som muligt efter prøvetagning.

### Hvilke krav kan resultaterne sammenlignes med?

Bekymringen om regnafstrømningens indhold af sundheds- og miljøskadelige stoffer har ikke ført til specifikke grænseværdier, som regnafstrømning skal overholde før udledning eller nedsivning. Det skyldes generel usikkerhed om stoffernes virkninger på mennesker og i miljøet, samt de praktiske begrænsninger m.h.t. rensning og alternativ bortskaffelse.. Der opereres bl.a. med et overordnet miljømål i overfladevand og grundvand om *god kemisk tilstand*, defineret ved fastsatte koncentrationsniveauer for en række udvalgte forureningsparametre: de såkaldte *miljøkvalitetskrav*. De enkelte vandforekomster har et miljømål, som skal kunne opfyldes, og som for alle andre punktudledninger er det kommunerne, der gennem udstedelse af tilladelser med tilknyttede vilkår skal sikre, at udledning af regnvand ikke er til hinder for opfyldelsen af målsætningen. Desuden kan der være andre mere lokale interesser i beskyttelsen af grund- og overfladevand, der skal tages hensyn til. Der findes altså ingen generelle grænseværdier i lovgivningen, som kan bruges til direkte sammenligning af analyseresultaterne for regnafstrømningen. Den enkelte vurdering må derfor bl.a. bero på en

sammenligning med miljøkvalitetskravene, målsætningen for den enkelte vandforekomst, de lokale miljøforhold og de skønnede fortyndingsforhold.

Det betyder, at der ud fra en helhedsbetragtning skal tages stilling til, om den enkelte udledning kan udgøre et problem, og således om det er nødvendigt at stille vilkår m.h.t. stofkoncentrationerne i udledningen. Her skal man dog være opmærksom på at det i praksis er meget vanskeligt at håndhæve sådanne emissionsvilkår, ikke mindst i forbindelse med nedsivning til grundvandet, hvor det er vanskeligt at dokumentere vandkvaliteten under nedsivningsanlægget (Baaner, 2013). Som en hjælp til vurderingen af vandets kvalitet kan der skeles til de krav der er opstillet for grundvand, drikkevand og udledning til ferskvand.

Det skal understreges at der ikke findes specifikke krav til regnvand, der udledes eller nedsives, og at alle de tre nævnte kriterier er udarbejdet med henblik på andre formål. Kravene kan dog ses som retningsgivende.

Tabel 2: Overblik over kvalitetskrav for udvalgte stoffer i grundvand, drikkevand og ved udledning til ferskvand for stoffer der kan findes i vejvand. Det er langt fra alle stoffer der er kriterier for i alle sammenhænge, men hvor der er, er de medtaget.

Stof	Grundvand	Drikkevand	Korttidskrav til udledn. ferskvand <sup>1</sup>
Ammonium [mg/L]	0,5	0,05	
Nitrat [mg/L]		50	
Total N [mg/L]			8
P [mg/L]		0,15	1,5
Cl [mg/L]		250	
Al [µg/L]		100	
Pb [µg/L]	1	5	2,8
Cd [µg/L]	0,5	2	afhænger af vandets hårdhedsgrad
Cr [µg/L]	25 (1 for Cr(VI))	20	124 (17 for Cr(VI))
Cu [µg/L]	100	100	2
Ni [µg/L]	10	20	6,8
Zn [µg/L]	100	100	8,4
Acenaphthen [µg/L]			3,8
Acenaphthylen [µg/L]			3,6
Anthracen [µg/L]			0,4
Benz(a)anthracen [µg/L]			0,018
Benzo(a)pyren [µg/L]	0,01	0,01	0,1
Benzo(b+j+k)fluoranthen [µg/L]		0,1	
Dibenz(a,h)anthracen [µg/L]			0,018
Fluoranthen [µg/L]		0,1	1
Phenanthren [µg/L]			4,1
Pyren [µg/L]			0,0046
Summen af PAH [µg/L]	0,1 <sup>2</sup>	0,1 <sup>2</sup>	
Enkelt pesticid [µg/L]	0,1	0,1	
Sum af alle pesticider [µg/L]	0,5	0,5	
Mechlorprop [µg/L]			187
Bisphenol A [µg/L]			10
DEHP [µg/L]	1	1	
LAS [µg/L]		100	160

<sup>1</sup> For alle metaller gælder værdierne for metallet på opløst form

<sup>2</sup>Sum af benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren

#### Referencer

Grundvand: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand

Drikkevand: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr 292

26/03/2014

Udledning ferskvand: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, BEK nr 1022 25/08/2010.



## DEL 2: EKSEMPLER PÅ MONITERINGSPROGRAMMER

### Indledning

Med udgangspunkt i innovationskonsortiet Byer i Vandbalance 2011 – 2014 bringes her eksempler på gennemførte monitoringsprogrammer med tilhørende budget. Der er monitoreret ved fire forskellige forsøgslokaliteter.

### Forsøgslokaliteterne

Innovationskonsortiet Byer i Vandbalance, [www.byerivandbalance.dk](http://www.byerivandbalance.dk), har gennemført forsøg med afkobling af regnafstrømning på fire lokaliteter, heraf to i København, en i Århus og en i Brøndby kommuner, med henblik på at foreslå gode metoder til klimatilpasning (se boks 1). Metoderne omfatter dels afkobling af enkeltveje via nedsivning gennem vejbede, dels afkobling af flere veje via central rensning efterfulgt af udledning eller nedsivning. I dette notat præsenteres de tilhørende monitoringsprogrammer, der er udviklet for lokaliteterne med henblik på at (a) opnå større viden om regnafstrømningens sammensætning og (b) dokumentere effekten af to renseløsninger, nemlig dobbeltporøs filtrering (DPF) (BiV-notat 2 og 7) og filterjord (BiV-notat 3 og 6). Budgetter for monitoringsprogrammerne oplyses også. De fire forsøgslokaliteter i Innovationskonsortiet Byer i Vandbalance kan beskrives således:

### Krogebjerg-området i Vanløse, København

Afkobling af flere villaveje (se BiV-notat 1), rensning i DPF og udledning til vandløb (BiV-notat 2). Harboørevej og et stykke af vejen Krogebjerg i bydelen Vanløse i København, i alt ca. 0,4 ha vejoverflade, er i regi af innovationskonsortiet nu afkoblet fra kloaknettet. Regnafstrømningen ledes til et forsinkelsesbassin anlagt i en eksisterende grøft. Derfra ledes vandet gennem et 60 m langt dobbeltporøst filter (DPF), også placeret i grøften. DPF-filteret består af et forfilter og et hovedfilter, hvorefter vandet udledes til Harrestrup Å. Der tages prøver af vandet fire steder: 1) Ved indløb til forsinkelsesbassin (afstrømmet vejvand) 2) ved indløb til DPF-forfilter (efter ophold i forsinkelsesbassin), 3) ved indløb til DPF-hovedfilter (efter passage af forfilter), og 4) ved udløb fra DPF til Harrestrup Å (efter passage af hovedfilter).

### Maarslet, Århus

Afkobling af blandet tag- og vejvand fra villaområde, rensning i DPF (BiV-notat 2) og nedsivning i moræne med vandindvindning (BiV-notat 4). I Maarslet renses en delstrøm fra et separat regnvandssystem svarende til 0,4 ha villakvarter i et 20 m langt, tre etager højt, zig-zag-formet DPF-anlæg, placeret delvis oven på jorden på en offentlig fæled, hvorefter vandet ledes til sædvanlig afvandingsgrøft. Formålet er at vurdere om vandet opnår så god kvalitet at myndighederne vil tillade nedsivning via geologisk optimerede nedsivningsrender. Der tages prøver af vandet to steder: 1) ved indløb til DPF (blandet tag- og vejvand) og 2) ved udløb fra DPF-filteret (nedsivningsvand).

### Lindevang, Brøndby

Afkobling af villavej, rensning i filterjord, og nedsivning. Villavejen Lindevang med et areal på ca. 0,3 ha er i dag afkoblet fra kloaknettet ved hjælp af syv vejbede på i alt ca. 100 m<sup>2</sup>, bestående af regnvandskassetter nederst og filterjord øverst (BiV-notat 3). Prøvetagning 1): Fra bed nr. 2 talt fra Gammel Køge Landevej udtages prøver af vand, der har passeret filterjorden, perkolatet. Der er således ikke noget direkte mål for hvad der ledes til bedet, hvilket skyldes budgetbegrænsninger.

### Møllebakken, Brønshøj-bydelen i København

Afkobling af villavej, rensning i filterjord, og nedsivning. Møllebakken, der har et areal på 0,2 ha er på tilsvarende vis som Lindevang nu afkoblet fra kloakken, og i stedet forsynet med fire vejbede på i alt ca. 70 m<sup>2</sup>. Prøvetagning 1): Fra bed 2 talt fra Kildeløbet udtages prøve af perkolat på samme måde som på Lindevang.

Prøvetagningsmetoderne er beskrevet yderligere i Del 3 tillige med metode til flowmåling m.v.

### **Eksempel på monitoringsprogrammer med tilhørende budgetter**

Opdelt efter lokalitet og prøvetagningssted fremgår sammensætningen af analyseprogrammerne af tabel 3. Programmerne er baseret på publikationerne Eriksson et al. (2007), Ingvertsen et al. (2011), Zgheib et al. (2011), Kayhanian et al. (2012), Lundy et al. (2012), samt dialog med de involverede kommuners miljøafdelinger. Se nærmere under Del 1.

Analysebudgetterne for de enkelte projekter har været meget forskellige, se øverst i tabel 3. For at få budgetter, repræsentativ prøvetagning og sammenlignelige data til at gå op har strategien været at prøvetage 9-10 regnhændelser (>5mm) på alle lokaliteter og analysere seks af disse efter samme basisprogram (B) indeholdende bl.a. the minimum dataset (Ingvertsen et al., 2011), udviklet til sammenligning af renseteknologier. De resterende fire hændelser blev analyseret efter et udvidet program (U), der imødekommer specifikke krav og ønsker hos myndighederne.

Udover de 9-10 regnhændelser er der udført to forsøg i tørvejr, hvor nogle af de bekymrende stoffer er tilsat manuelt, dels ved indløbet til DPF-forfilteret i Krogebjergparken, dels ved indløbet til filterbed nr. 2 på Møllebakken. Det blev her tilstræbt at simulere en kraftig nedbørshændelse (ca. 10 mm i timen) med høje koncentrationer, der dog stadig ligger inden for de værdier, der findes i litteraturen. Koncentrerede pulse af laboratoriefremstillet, vejevandslignende opløsninger blev opblandet på stedet i en glasbeholder med vand fra brandhane. Prøver af udløbsvandet blev udtaget på det tidspunkt hvor den tilsatte, konservative tracer bromid kunne konstateres i maksimal koncentration i udløbsvandet. Analyseprogrammet for disse "egne tilsætninger" (T) fremgår også af tabel 3.

Formålet med basisprogrammerne og egen tilsætning har primært været at dokumentere renseseffekten af DPF og filterjorden, hvorimod de udvidede programmer også afspejler at dette er pilotprojekter, hvor det ønskes at undersøge regnafstrømningens profil i bredere forstand.

Tabel 3: Analyseprogrammer for de fire forsøgslokaliteter, opdelt efter kommune og efter prøvetagningssted (se lokalitetsbeskrivelser ovenfor). DPF = DobbeltPorøs Filtrering, FJ = Filterjord, B = Basisprogram, U = Udvidet program, T = egen Tilsætning. Ved Egne Tilsætninger analyseredes også det kunstigt fremstillede "vejvand" (ikke vist i tabellen).

	ÅRHUS				BRØNDBY		KØBENHAVN													
Budget, kr.	260.000				36.000		550.000													
Renseløsning	DPF				FJ		DPF								FJ					
Analyseprogram	B		U		B	U	B				U				T		B	U	T	
Prøvevolumen*, L	3,5		13,5		2,5	4,5	3,5				5,5				9,5		3,5	5,5	9,5	
Antal prøver 2014	6	6	4	4	5	4	6	6	6	6	4	4	4	4	2	2	6	4	2	
Prøvetagningssted	1	2	1	2	1	1	1	2	3	4	1	2	3	4	2	3	4	1	1	1
Parameter																				
Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Suspenderet stof	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Elektr.ledningsevne	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cl	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X		
Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Al - total	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Al - opløst	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
P-total	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
P-opløst	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
N-total			X	X	X	X					X	X	X	X				X		
NH <sub>4</sub>			X	X	X	X					X	X	X	X				X		
NO <sub>3</sub>			X	X	X	X					X	X	X	X				X		
TOC eller DOC			X	X	X	X					X	X	X	X				X		
Pentanekstraher-bare kulbrinter			X	X			X		X	X	X	X	X	X			X	X		
Detergenter (anioniske)			X	X											X	X			X	
PAH'er			X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Blødgørere			X	X																
Pesticider			X												X	X				X
PCB'er			X	X																
Phenoler			X	X																
Klorerede kulbrinter og nedbrydn.prod.			X	X																
BTEX			X	X																
PCAP1 Pesticider boringskontrol				X																

\*Hver prøve bestod af flere flasker, afhængigt af hvilke analyser, der skulle foretages. Krav til volumen og prøvetagningsemballage specificeres af analyselaboratoriet, der også fremsender emballagen på forhånd.

Efter indsamling blev prøverne sendt til analyse på et akkrediteret analyselaboratorium.

Som det ses af tabellen er basisprogrammerne for de enkelte lokaliteter næsten ens, hvorimod de udvidede programmer er mere forskellige. På trods af konformiteten mellem basisprogrammerne kan en

enkelt ekstra analyse gøre programmet betydeligt dyrere, hvorfor prislejerne for de tre basisprogrammer varierer fra 3.000 – 13.000 kr. pr. prøve. Prisen for de udvidede programmer spænder fra 4.500 - 43.000 kr. pr. prøve. Det er især analyser af organiske forureninger som blødgørere og pesticider, der er dyre.

### **Anbefalinger til monitoringsprogrammer**

Grundet den store variation i regnafstrømningens kvalitet og forskel i recipientens behov for beskyttelse er det ikke fordelagtigt med én skabelon til et monitoringsprogram.

Hvis renseløsninger skal testes anbefales parametrene i basisprogrammerne altid at indgå (PAH'er kan udelades). Er der særlige kilder i oplandet eller særlige recipienthensyn vil det være relevant også at måle for andre stoffer.

Mange af de organiske forbindelser og tungmetallerne findes bundet til suspenderede stoffer, hvorfor det kan være vigtigt at skelne mellem total og opløst stof. I de viste eksempler ovenfor er der analyseret både for total og opløst hvad angår tungmetaller og fosfor, men for de organiske forbindelser har der ikke været ressourcer til denne ekstra analyse, hvorfor der kun findes data for totalindholdet.

## **DEL 3: INSTRUMENTERING AF LAR-ANLÆG FOR VURDERING AF VANDKVALITET**

### **Indledning**

Instrumentering af LAR-anlæg for monitorering af vandkvalitet og vandvolumen i indløb og udløb, er ikke almindelig praksis, så løsninger må skræddersys fra sted til sted. Med udgangspunkt i blandt andet Innovationskonsortiet Byer i Vandbalance, 2011 – 2014, beskrives her metoder i forskellige prisklasser til udtagning af flowproportionale vandprøver til analyse og hvordan tilhørende vandstrømning til og fra LAR-anlæg kan bestemmes herunder ved udlednings- og nedsivningsanlæg

Dokumentation af vandkvalitet er relevant i forbindelse med LAR-anlæg for at sikre at regnafstrømningen håndteres miljø- og sundhedsmæssigt forsvarligt. Spørgsmålet om vandets kvalitet vedrører både koncentration af forurening i vandet og den samlede belastning. Det er derfor typisk nødvendigt både at måle stofindholdet i vandet, og hvor store vandmængder, og dermed stofmængder, der er tale om. I del 1 ovenfor er det beskrevet hvilke stoffer og hvilke regn det kan være relevant at måle på, og i del 2 er der givet eksempler på monitoringsprogrammer. Her beskrives hvordan der kan udtages prøver til analyse af vandkvalitet samt hvordan data for vandbalancen for et LAR-anlæg kan indhentes.

### **Udtagning af vandprøver til vurdering af vandkvalitet**

Det er vigtigt at prøvetagningen foregår så korrekt som muligt Ellers er de mange penge til analyseprogram hurtigt spildt.

### **Prøvebeholdere**

Valg af materialer til prøvebeholdere, slanger mv. er vigtigt. Benyttes der uhensigtsmæssige prøveopsamlingsbeholdere kan stofferne absorberes i prøvebeholderen, og analyselaboratoriet finder ikke stoffet, selv om det faktisk optræder i vandet. Tilsvarende kan der foregå afsmitning af stoffer fra prøvebeholderen til vandet. Som udgangspunkt skal man for analyse af organiske forbindelser og fosfor anvende en prøvebeholder af glas. For analyse af metaller skal prøvebeholder være af plast. Hvis begge stofgrupper skal analyseres, og der kun er mulighed for én prøvebeholder, vælges plast. Suspenderet stof, salt, N og K kan opsamles i beholdere af såvel glas som plast. Alle beholdere skal være rene (syrevaskede), af god kvalitet og beregnet til formålet.

### **Timing**

Timing af prøvetagning i forhold til nedbør er en stor udfordring. Det regner under 5 % af tiden, og dermed relativt sjældent inden for normal arbejdstid. Dette gør manual prøvetagning nærmest umulig. Selv med automatisk eller semiautomatisk prøvetagning er timingen en udfordring, fordi hverken de mindste eller største regn er velegnede, jævnfør del 1. Efter små regn med for lidt vand i prøvebeholdere skal der tømmes af for at være klar til den næste, forhåbentlig gode regn. Dertil kommer at vejrtjenesternes varsler om velegnede nedbør ofte løber ud i sandet på grund af lokal variation, og udstyr og folk dermed forgæves har været kørt i stilling. Omvendt kan brugbare regnbyger komme uvarslet. Summa summarum kræver prøvetagning af regnafstrømning typisk både arbejde på skæve tidspunkter og en god portion tålmodighed.

### **Prøvetagningsprincipper**

Som nævnt i del 1 er der så stor variation i regnafstrømningens kvalitet i løbet af en nedbørshændelse, at det er nødvendigt at sammenstykke analyseprøven af flere delprøver fordelt over hele hændelsen. Dette kan opnås ved enten kontinuert at udtage en lille delstrøm til en tilpas stor beholder, eller ved med jævne mellemrum at udtagedelprøver (stikprøver), som kan analyseres enkeltvist og/eller sammenblandes til en bulkprøve inden analyse. I begge tilfælde er det vigtigt at det udtagne vand udgør en flowproportional andel af afstrømningen. Hvis der vælges at analysere flere delprøver, vil det budgetmæssigt typisk skulle opvejes mod det samlede antal regn, der kan inkluderes i målekampagnen. Da variationen mellem regn typisk er større end inden for den enkelte regn bør flere regn prioriteres over flere analyser af den enkelte regn.

### **Prøvetagning baseret på fraktionsopsamler**

Med en fraktionsopsamler udtages der automatisk delprøver (fraktioner) fra hovedstrømmen. For at sikre flow-proportional prøvetagning skal fraktionsopsamleren kobles til en flowmåler, der sender signal om prøvetagning, f.eks. en prøve pr. m<sup>3</sup>. Fraktionsopsamleren kan enten opsamle delprøverne enkeltvis i en karrusel med prøvebeholdere, eller bulke alle delprøver i en stor beholder. Flowmåler og fraktionsopsamler kan installeres i en brønd Ø1250, og samlet set ender anlægsprisen let over 50.000 kr.

### **Passiv fyldning af prøvebeholder ("passive sampler")**

Et billigt alternativ til fraktionsopsamleren er en "passiv opsamlingsbeholder" (passive sampler), der over tid samler en bulkprøve. Passiv-sampleren er udviklet af KU i regi af Innovationskonsortiet Byer i Vandbalance. Passiv-sampleren er konstrueret så der ved forhøjet vandstand (i forhold til tørvejrr) er en lille kontinuerlig delstrøm ind i beholderen. Når der over passivsampleren både er en konstant vandstand og vandstrøm bliver bulkprøven tilnærmelsesvis flowproportional. Delstrømmen kan justeres, så det tager fra 0,5 til 4 timer at fylde en passiv-sampler på 15 L med vand. En passiv-sampler forventes at komme til at koste ca. 4.000 kr + udstyr til fastgørelse i f.eks. en brønd. Kontakt Københavns Universitet for flere oplysninger om passiv-sampleren. Passiv-sampleren kan udstyres med en niveaulogger, så fyldningsforløb kan følges – se nedenfor.

### **Udtagning af delstrøm efter pumpe**

Hvis vandstrømmen sendes gennem en beholder, der tømmes med en pumpe ved en vis højde, kan dette system udnyttes til at udtage flowproportionale delprøver fra. Efter pumpen kan der fra pumpe-slängen via en præcisionsventil opsamles en kontinuerlig flowproportional delstrøm til en bulkbeholder. Til styring af vandtryk på præcisionsventilen kan anvendes en grov drejeventil på hovedstrømmen fra pumpen. Anvendelse af præcisionsventilen forudsætter, at der ikke er grove partikler i vandet, som tilstopper ventilen, samt at pumpen ikke kører hele tiden. Såfremt der er grove partikler i vandet, eller der skal opsamles vand over lang tid kan man anvende en elektronisk styret magnetventil i stedet for præcisionsventilen. Magnetventilen kan f.eks. sættes til at åbne helt i 10 sekunder hvert tiende minut. Dermed ændres princippet fra en kontinuerlig delstrøm til delprøver opsamlet i bulkbeholderen.

### **Monitering af vandvolumen**

For hver nedbørshændelse, der analyseres, skal det tilhørende vandvolumen beskrives. Gennem indløb kan volumen estimeres ud fra nedbørsdata, eller måles direkte med flowmåler. Gennem udløb kan der også måles direkte med flowmåler, hvis der er tale om udledning gennem rør. Hvis der er tale om LAR-anlæg baseret på nedsivning, kan nedsivningen estimeres ved måling af vandstand. Forskel mellem volumen ind og ud af et LAR-anlæg repræsenterer normalt fordampningen. Ved måling af afstrømning fra grønne tage og permeable belægninger kan opsamling i målebeholder i kombination med vandstandsmålinger benyttes.

### **Nedbørsdata**

Som følge af den store lokale variation i nedbør er det bedst at bruge en lokal nedbørsmåler, der er centralt placeret i forhold til arealer koblet LAR-anlægget. Alternativt kan anvendes nedbørsdata fra DMI, som ud over egne vejrstationer driver et stort antal nedbørsmålere for Spildevandskomiteen (SVK). Hos DMI kan der tegnes et abonnement på SVK-data. Nye målere opsættes mod betaling.

### **Flowmålere**

Flowmålere har et begrænset måleområde. Det kan derfor være svært at finde en flowmåler, der kan matche den store variation i nedbør og dermed i indløbet til LAR-anlægget. Udløb fra LAR-anlæg gennem rør er ofte forsinket og her kan den store udfordring være at måle et relativt langsomt flow under afdræning af f.eks. et grønt tag. I forhold til styring af prøvetagning med flowmåler skal man være opmærksom på flowmålerens måleområde. Ved flow under målerområdet risikeres at flow ikke er målt, at måling er usikker og at der bliver målt falsk flow. Over måleområde kan der forekomme opstuvning før flowmåler med tilhørende mulighed for tab af vand eller bypass af flowmåler. Når flowmåler placeres

efter en pumpe (med næsten konstant flow) er denne udfordring løst. Man kan i indløb lave en overløbskonstruktion, så man kun måler "normale nedbør" og acceptere bypass ved store regn.

### **Registrering af vandstand**

Ændringer i vandstand kan relativt let og billigt registreres med en "niveaulogger", også kaldet en tryktransducer eller et manometer. En niveaulogger består af en autonom tryksensor med indbygget datalogger, hvorfra data kan overføres til bærbar PC via USB-adapter. Da niveauloggeren registrerer vægten (trykket) af vandet over sensoren, er det vigtigt at niveauloggeren placeres permanent i samme position i det volumen, der ønskes monitoreret, f.eks. nogle få cm over bunden. En niveaulogger med datakapacitet til ca. 40.000 registreringer, svarende til f.eks. 1 registrering pr. minut i en måned koster ca. 4.000 kr. og har en levetid på ca. tre år.

### **Måletank til kombineret prøvetagning og flowmåling**

Til kombineret flowproportional prøvetagning og måling af flow kan anvendes en måletank med dykpumpe, niveaulogger og prøvetagningsbeholder. Flow beregnes ud fra stigning i vandstand målt med niveauloggeren (f.eks. logget hvert minut). Når målebeholderen er fuld, tømmes den på kort tid med dykpumpen, og en ny måleperiode med stigende vandstand begynder. Efterfølgende akkumuleres vandstigningen fra sammenhørende måleperioder. Vandprøve kan udtages flowproportionalt efter dykpumpen som beskrevet i afsnittet "Udtagning af delstrøm efter pumpe". En ekstra niveaulogger i prøvebeholder kan anvendes til at registrere over hvilken periode vandprøven er opsamlet. Man skal være opmærksom på at vandet i prøvebeholderen er en bulkprøve, der ikke 100 % svarer til indløbsvandet, da indløbsvand blandes med stående vand i tanken og der kan være "støj" fra sediment i bunden af målebeholderen. Ved langvarig monitoring opstår en ligevægt.

### **Referencer:**

- Baaner, L. 2013: Lokal nedsivning og udledning af regnvand – miljømål og miljøkvalitetskrav. IFRO-rapport nr 225, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi. Københavns Universitet
- Duncan, H.P. 1999: Urban Stormwater Quality: A Statistical Overview, Report 97/1 Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Melbourne.
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C. & Mikkelsen, P.S. 2007: Selected stormwater priority pollutants: a European perspective' Science of the Total Environment, 383: 41-51.
- Kayhanian, M., Fruchtman, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E., Wuertz, S. 2012: Review of highway runoff characteristics: comparative analysis and universal implications. Water Research 46:6609-6624;
- Ingvertsen, S.T. 2011: Sustainable urban stormwater management, the challenges of controlling water quality. Ph.D-thesis.
- Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B. and Magid, J. 2011: A minimum data set of water quality parameters to assess and compare treatment efficiency of stormwater facilities. J Environ Qual. 40(5):1488-502
- Lundy, L., Ellis, J. B. and Revitt, D. M. 2012: Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. Water Research 46:6589-6600;
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M. and Chebbo, G. 2011: Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? Water Research 45 (2): 913-925

## APPENDIKS: Udvalgelse af stoffer til monitorering

### Baggrund

Innovationskonsortiet Byer i Vandbalance, [www.byerivandbalance.dk](http://www.byerivandbalance.dk), har gennemført forsøg med afkobling af regnafstrømning på fire lokaliteter, heraf en i Århus Kommune, en i Brøndby Kommune og to i Københavns Kommune. Metoderne omfatter dels afkobling af enkeltveje via nedsivning gennem filterjord i vejbede (Brøndby og København), dels afkobling af flere veje via central rensning i dobbeltporøs filtrering (DPF), efterfulgt af nedsivning eller udledning (Århus og København).

I forbindelse hermed skulle der udfærdiges repræsentative monitoringsprogrammer for hvilke stoffer der skulle monitoreres for. Udover at vi skulle finde ud af hvilke stoffer der kunne være relevante at have med i analyseprogrammerne, skulle dette også koordineres med budgetterne til analyseprogrammer for de enkelte lokaliteter, hvilke analyser analysefirmaet kunne tilbyde, samt hvor stort et volumen det var praktisk muligt at opsamle.

Vi ønskede både at blive klogere på forureningsprofilen af det afstrømmende regnvand, men derudover også at vide hvor godt de enkelte rensfaciliteter fungerede. Første strategi var at gennemgå litteraturen for forureningskilder og fundne stoffer (her en længere liste af referencer). Derudover kom de pågældende miljømyndigheder med input.

Af de videnskabelige artikler der blev mest brugt kan nævnes Zgheib et al. (2011) der foretog et grundigt studie hvori der blev analyseret for 13 stofgrupper (inkluderende 88 individuelle stoffer) fra afdræningen af et 2,3 km<sup>2</sup> tæt bebygget byområde i en forstad til Paris. De 88 analyserede stoffer (65 organiske, 8 metaller og 15 flygtige organiske forbindelser) blev udvalgt på baggrund af CHIAT fremgangsmåden (Eriksson et al., 2007) samt EU's liste for prioriterede stoffer i Vandrammedirektivet. Netop også artiklen fra Eriksson et al. (2007), der foreslår en videnskabelig velbegrunderet liste for udvalgte stoffer, blev der skelet til i vores udvælgelse. Derudover benyttedes en artikel af Ingvertsen et al. (2011), der på baggrund af grundig litteraturgennemgang, foreslår et minimum datasæt af parametre, der bør inkluderes når man monitorerer rensenheders effekt overfor vejvand.

### Overblik over monitoringsprogram for de enkelte lokaliteter

Der blev udviklet både et basisprogram (B) og et udvidet program (U) for hver lokalitet for analyse af regnafstrømning. Basisprogrammerne indeholder generelt færre stoffer end de udvidede programmer. En tabel med de enkelte stoffer kan ses nedenfor (tabel 1). Som det ses af tabellen er der især stor forskel på de udvidede programmer. Dette skyldes primært budgetter og hvad de enkelte myndigheder krævede. Under tabellen er en specificering af alle de valgte parametre og overvejelserne omkring dem kort beskrevet.

Udover at monitorere regnafstrømninger blev der udført forsøg i tørvejr, hvor en række af de bekymrende ovennævnte stoffer tilsattes manuelt. Disse tørvejrstest blev udført to gange ved DPF-anlægget i København og to gange ved et af filterjordsbedene i København. Det blev her tilstræbt at simulere en kraftig nedbørshændelse (ca. 10 mm i timen) med høje koncentrationer, der dog stadig ligger inden for de værdier, der findes i litteraturen. Prøver af udløbsvandet blev udtaget på det tidspunkt hvor den tilsatte, konservative tracer bromid kunne konstateres i maksimal koncentration i udløbsvandet. Analyseprogrammet for disse "egne tilsætninger" (T) fremgår også af tabel 1.

I udviklingen af analyseprogrammerne viste det sig hurtigt at der, som forventet, var rigtig mange stoffer at tage højde for. Metaller, næringsstoffer, salte, suspenderede stoffer og opløst organisk materiale var nemme at få styr på, men når det kom til de organiske forureningsstoffer blev det mere kompliceret. Dels er viden mere sporadisk, dels er de organiske forbindelser så dyre at analysere for at det kun er realistisk at måle på stoffer inkluderet i allerede udbudte analysepakker, evt. svagt modificerede pakker. I det følgende bringes overvejelser knyttet til hver enkelt stofgruppe.



En vigtig ting at nævne er at bortset fra metaller og P blev alle stoffer analyseret som totalindhold af stoffet. Denne beslutning skyldtes både budgethensyn og hvad der var praktisk muligt. Dog viser Zgheib et al. (2011) at der kan være stor forskel på hvor stor en procentdel af stofferne, der er på opløst og total form og dette er også vigtigt at holde sig for øje i forbindelse med monitorering af vejvand og derfor analysere for flere stoffer på opløst og total form for at differentiere mellem dem.

Tabel 1: Analyseprogrammer for de fire forsøgslokaliteter i Byer i Vandbalancekonsortiet, opdelt efter kommune (Århus, Brøndby, København) og efter prøvetagningssted. DPF = DobbeltPorøs Filtrering, B = Basisprogram, U = Udvidet program, T = egen Tilsætning.

	ÅRHUS		BRØNDBY		KØBENHAVN					
Budget (kr)	260.000		36.000		550.000					
Renseløsning	DPF		Filterjord		DPF			Filterjord		
Moniteringsprogram	B	U	B	U	B	U	T	B	U	T
Prøvevolumen (liter)*	3,5	13,5	2,5	4,5	3,5	5,5	9,5	3,5	5,5	9,5
Antal prøver i alt sendt til analyse fra det pågældende sted i løbet af 2014*)	6	4	5	4	6	4	2	6	4	2
Parameter										
Turbiditet	X	X	X	X	X	X		X	X	
pH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Suspenderet stof	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Elektrisk ledningsevne	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cl	X	X	X	X	X	X		X	X	
Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Al - total og opløst	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P-total og opløst	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
N-total		X	X	X		X			X	
NH <sub>4</sub>		X	X	X		X			X	
NO <sub>3</sub>		X	X	X		X			X	
TOC eller DOC		X	X	X		X			X	
Pentanekstraherbare kulbrinter		X			X	X		X	X	
Detergenter (anioniske)		X					X			X
PAH'er		X		X	X	X	X	X	X	X
Blødgørere		X								
Pesticider		X					X			X
PCB'er		X								
Phenoler		X								
Chlorede kulbrinter og nedbrydningsprodukter		X								
BTEX		X								

## Beskrivelse af de enkelte stofgrupper

### Standardparametre

Det er altid en god ide at inkludere standardparametre som pH og elektriske ledningsevne i analyserne, fordi de giver en basal karakterisering af vandprøven. En sådan karakterisering kan være med til at

afgøre om eksempelvis en afvigende måling af et specifikt forureningsstof følges af afvigende pH og/eller EC. pH og EC er forholdsvis billige analyser som bør medtages hver gang.

Derudover er suspenderet stof nok en af de vigtigste måleparametre idet mange af forureningsstofferne sidder bundet hertil. Ved fjernelse af det suspenderede stof vil den partikulært-bundne andel af forureningen følge med og fjernes samtidig.

En del af det suspenderede stof kan være på formen DOC og TOC (se under organiske samleparametre). Da dette organiske stof kan danne komplekser med nogle af forureningsstofferne, som f.eks. metaller og PAH'er er det relevant at inkludere disse målinger også.

Derudover anbefales det at analysere for klorid (Cl). Kloridstammer primært fra vejsaltning i vinterhalvåret, og kan dermed indikere mængden af salt i regnafstrømningen.

### **Næringsstoffer**

Hvis vejvandet skal udledes til recipienter som søer eller åer, eller nedsives i jorden er det også relevant at monitere for fosfor (P) og Kvælstof (N).

### **Metaller**

Metallerne kan have mange forskellige kilder i vejvand og de valgte Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, og Cr blev valgt på baggrund af artiklerne Zgheib et al. (2011), Eriksson et al. (2007) og Ingvertsen et al. (2011). Sidenhen blev Al også inkluderet i programmet, da forskere fra Syddansk Universitet har fundet Al i høje mængder i regnvandsbassiner på Fyn og i Jylland og vi var interesserede i hvorledes det forholdt sig med Al på Sjælland. Et andet metal som begynder at observeres i naturen er Ag pga. brugen i nanomaterialer, og Ag er dermed et metal som det også kunne være relevant at analysere for i fremtiden.

### **Organiske samleparametre**

Prøverne blev analyseret for total organisk carbon (TOC), flygtigt organisk carbon (VOC) og ikke-flygtigt organisk carbon (NVOC). TOC analyserne medtager alle de organiske kulstofforbindelser, altså både aromatiske kulbrinter, polyaromatiske kulbrinter etc.

### **Kulbrinter pentan-ekstraherbare**

Omfatter kulbrinter, der kan ekstraheres fra vandfasen med pentan. Således kan kulbrinterne stamme fra pyrogene (ufuldendt forbrænding af organisk materiale) og petrogene kilder (olierelaterede kulbrinter), men også nogle naturlige kulbrinter fra fx plantemateriale. Der kan være flere hundrede, og analysemetoden gør, at man ikke kan adskille de enkelte stoffer. I stedet opdeles kulbrinterne i forskellige fraktioner ud fra kogepunktet:

C6-C10

C10-C25

C25-C35

Fordelingen af kulbrinter i fraktionerne kan give en indikation af hvilke kulbrintekilder, der findes i vandet. BTEX'er og PAH'er er kulbrinter og er således inkluderet i analysen. Det er dog også muligt at analysere specifikt for disse grupper af stoffer (se nedenfor).

### **Aromatiske kulbrinter (BTEX)**

Denne analyse indbefatter nogle af de flygtige organiske kulbrinter. Benzen, toluen, ethylbenzen og xylenerne (o-xylen, m+p-xylen), som bl.a. stammer fra benzin.

### **Polyaromatiske hydrocarboner (PAH-forbindelser)**

Gruppen af PAH'er er stor, og mange er fundet i vejvand. Analysefirmaet havde en pakke med ni PAH'er (naphthalen, fluoren, phenanthren, fluoranthen, pyren, benzo(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(g,h,i)perylene) som blev valgt. Efterfølgende snak med PAH-eksperter gjorde at vi også inkluderede en af de mere vandopløselige PAH'er, acenaphthen, i programmet. De

inkluderede PAH'er er både de mere vandopløselige få-ringede og de lidt tungere og apolære fler-ringede PAH'er

Zgheib et al. (2011) fandt udover disse PAH'er acenaphthylen (treringet), anthracen (treringet), benzo[a]anthracen (fireringet), chrysen (fireringet) og dibenzo[a,h]anthracen (femringet) i alle prøver de analyserede for. Ingvertsen et al. (2011) anbefaler at monitorere for naphthalen, phenanthren, fluoren, pyren, benzo(a)pyren og benzo(b+k)fluoranthren i vejvandsprøver. Analysefirmaet kunne ikke analysere for benzo(b+k)fluoranthren alene, men kunne tilbyde analyse af benzo(b+j+k)fluoranthren.

### **Detergenter**

For detergenternes vedkommende viste litteraturen, at det er de lineære alkylbenzensulphonater (LAS), der udgør det største problem i vandmiljøet. LAS var inkluderet i analysepakken med anioniske detergenter som analysefirmaet kunne tilbyde.

Det blev også overvejet at tage de nonioniske detergenter med i analyserne, men ved nærmere undersøgelser viste det sig at disse ikke er så problematiske som deres nedbrydningsprodukter nonyl- og octylphenoler. Nedbrydningsprodukterne blev inkluderet i monitoringsprogrammet for Århus.

### **Polyklorerede bifenyler (PCB-forbindelser)**

For PCB'erne havde analysefirmaet allerede en pakke med de 7 PCB-congenerer (PCB#28, PCB#52, PCB#101, PCB#118, PCB#138, PCB#153, PCB#180) som oftest er fundet i vejvand, hvilket dog måske skyldes at det kun er dem man har analyseret for.

### **Blødgørere**

For blødgørerne havde analysefirmaet en pakke indeholdende di-n-butylphthalat (DBP), butylbenzylphthalat (BBP), diethylhexylphthalat (DEHP), di-(2-ethylhexyl)adipat, di-n-octylphthalat (DOP), diethylphthalat (DEP), diisononylphthalat isomerblanding. Denne pakke blev valgt, blandt andet fordi den indeholdt DEHP, som er den blødgører der oftest er fundet i vejvand, og da det kunne være interessant at se om andre også ville blive fundet.

### **Phenoler**

Litteraturstudierne pegede på at især bisphenol A samt nonylphenoler er relevante, derfor blev en pakke fra analysefirmaet indeholdende nonylphenoler, bisphenol A, dichlor(2,4+2,5)phenoler, og pentachlorphenol valgt.

### **Klorerede kulbrinter**

Klorerede kulbrinter er ikke velundersøgte i vejvand, de kan findes både i insekticider, opløsningsmidler og PVC og kan derfor også tænkes at findes i vejvand. Analysefirmaet havde en pakke hvori chloroform, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlormethan, trichlorethen, tetrachlorethen, chlorethan, 1,1-dichlorethen, trans-1,2-dichlorethen, cis-1,2-dichlorethen, 1,1-dichlorethan, og vinylchlorid indgik. Zgheib et al. (2011) peger på at metylen-chlorid som dog ikke indgår i denne pakke kan være et problem.

### **Pesticidudvælgelse**

At finde frem til de analyserede pesticider (atrazin, dichlorprop (2,4-DP), dinoseb, DNOC, MCPA, mechlorprop (MCP), simazin, clopyralid, dicamba, diflufenican, BAM, diuron, dichlobenil, propiconazol, tebuconazole, esfenvalerate, cypermethrin, fipronil, fluoroxypr, maleinhydrazid, glyphosat og AMPA) var en længere proces. Tidligere arbejder, bl.a. Jensen et al. (2011) samt artiklerne Eriksson et al. (2007) og Zgheib et al. (2011) blev anvendt, derudover en rapport om salg af pesticider til brug i private haver (MST, 2014), og en rapport om brug af pesticider på offentlige arealer i 2010 (Miljøministeriet, 2011), samt en Naturstyrelsen-rapport om risiko for grundvandsforurening i forbindelse med byudvikling (NST, 2013). Af MST (2014) fremgik det at de hyppigst solgte pesticider til brug i private haver er: jern(III)fosfat, kaliumoleat, jern(II)sulfat, glyphosat, og MCPA. Af andre pesticider brugt i haver nævnes: 2,4-D, clopyralid, dicamba, dichlorprop-P, diflufenican, pelargonsyre, fluoroxypr, maleinhydrazid, mechlorprop-P, terbuconazol, acetamiprid, cypermethrin, linolsyre, imidacloprid, kaliumoleat, mercaptodimethur, pyrethrin I & II, rapsolie, thiacloprid, samt jern(II)phosphat. På offentlige arealer

(Miljøministeret, 2011) var de hyppigst brugte pesticider i 2009 pelargonsyre, maleinhydrazid, glyphosat, diflufenican, MCPA, mens der i små mængder blev anvendt dicamba, thiaclopid, deltamethrin og hvidløg. Zgheib et al. (2011) fandt diuron, aminotriazole, AMPA tributyltin, dibutyltin, monobutyltin i alle de vejvandsprøver de analyserede og i nogle af prøverne også pesticiderne metaldehyde, desethylatrazine, isoproturon og glyphosat.

Efter at være kommet med et udkast til hvilke pesticider, der skulle analyseres for, blev pesticidekspert professor Nina Cedergreen, KU, konsulteret. Hun fortalte at pesticiderne aldrin, dieldrin, endrin og muligvis idodrin samt lindan (og de andre hexachlorocyclohexaner) er gamle insekticider, som ikke har været brugt i Danmark i årtier og stillede spørgsmål ved om disse stadig er relevante - selvom de er persistente. Disse, samt carbamater (som ikke er godkendte til brug i Danmark) blev skåret fra. Nina anbefalede at mere aktuelle svampemidler eller insektmidler blev medtaget, heraf stoffer der benyttes som biocider, også i byer, f.eks. i facademaling og til træimprægnering Hun fortalte desuden at der i byspildevand internationalt er fundet både pyrethroider (til bekæmpelse af kakerlakker, bed-bugs etc., f.eks. fipronil fra behandling af husdyr) og fungicider fra facademaling.

Derudover viser nyere undersøgelser (Bollman et al., 2014) at biocider og fungicider fra husfacader (terbutryn, carbendazim, diuron og propiconazole) med imprægneret træ kan være problematiske.

Sammen med miljømyndighederne fra Århus gik vi mere ind i sagen og bl.a. ud fra rapporten fra NST (2013) kom vi frem til at medtage glyphosat, MCPA, maleinhydrazid, diflufenican med tilhørende metabolitter, der alle er tilladt at anvende på befæstede arealer. For diflufenican og dennes metabolitter er der i forbindelse med varslingsystemet for udvaskning af pesticider udviklet analysemetoder, der er kommercielt tilgængelige. Derudover oplyste miljømyndighederne at Århus Kommune sidste år vedtog en indsatsplan for grundvandsbeskyttelse omkring Mårslet, Beder og Malling, blandt andet fordi der er problemer med pesticider i grundvandet. Indsatserne er aftaler/påbud om pesticidfri drift i sårbare landområder, samt oplysningskampagne i byerne. En måling af bykampagnens effekt viste, at det især er pesticider til terrasser, indkørsler og fliser, der anvendes i området (Århus Kommune, 2013)

For at få et overblik over pesticider og deres forbrug blev tabel 2 udfærdiget i samarbejde med Århus Kommune. Ud fra denne tabel, samt hvad der var økonomisk og praktisk muligt kom det endelige pesticidprogram på plads.

Tabel 2: Oversigt over monitoringsprogrammets pesticider, deres oprindelse, deres brug i haver, analyselaboratoriets detektionsgrænse og pris. Baseret på MST (2014). Æt kryds betyder at stoffet har været brugt, to kryds indikerer et større forbrug, og tre kryds betyder omfattende anvendelse.

Pesticider	Oprindelse	Brugt i haver 2007-2012	Detektionsgrænse [ $\mu\text{g/l}$ ]
Atrazin	Herbicide, mod ukrudt i private haver		0.01
Dichlorprop (2,4-DP)	Herbicide, mod ukrudt i private haver	X	0.01
2,4 -D	Herbicide, mod ukrudt i private haver	X	0.01
Dinoseb	Herbicide, anvendes mest i landbruget		0.01
DNOC	Herbicide, anvendes vist mest indenfor landbruget		0.01
MCPA	Herbicide, bruges blandt andet i plænerens. Fra 1963 til 2005 var MCPA det andet-mest brugte aktivstof i Danmark	XX	0.01
Mechlorprop (MCP)	Herbicide, anvendes i plænerens	X	0.01

Simazin	Herbicide, anvendes i landbruget		0.02
Clopyralid	Herbicide, anvendes i plænerens	X	0.01
Dicamba	Herbicide, Golfbaner, idrætsanlæg mv., Hus og have, Industriel anvendelse	X	0.01
Diflufenican	Herbicide, anvendes inden for hus og have	X	0.01
BAM	Nedbrydningsprodukt fra dichlobenil og chlorthiamid		0.01
Diuron	Herbicide, Frilandsgartneri, Landbrug, Skovbrug		0.02
Dichlobenil	Dichlobenil har været forbudt siden 1996. Har været anvendt som totalukrudtsmiddel på gårdspladser og andre udyrkede arealer.		0.01
Propiconazol	Fungicide, fra facademaling og træimprægning		0.01
Tebuconazole	Fungicide, fra facademaling og træimprægning. Også svampemiddel til haver	X	0.01
Esfenvalerate	Pyrethroid insekticide		0.02
Cypermethrin og Fipronil	Begge skadedyrsmidler	X	0.1
Fluoroxypyr	Herbicide, anvendes i plænerens	X	0.01
Maleinhydrazid	Herbicide, hus og have	X	0.1
Glyphosat	Herbicide, hus og have	XXX	0.01
AMPA	Nedbrydningsprodukt fra glyphosat		0.01

### Sammenligning med andre analyseprogrammer

For at sammenligne med andre undersøgelser blev de opstillede Byer i Vandbalance monitoringsprogrammer sammenlignet med analyseprogrammet fra Zgheib et al. (2011), se tabel 3. Ud fra bl.a. Eriksson et al. (2007) og Vandrammedirektivet identificerede Zgheib et al. (2011) 12 grupper med i alt 88 stoffer som de medtog i et monitoringsprogram. Heriblandt var 8 var metaller og 80 organiske stoffer. De 80 organiske stoffer fordelte sig med 3 organotin-forbindelser, 16 polyaromatiske hydrocarboner (PAH), 8 polyklorerede bifenyl (PCB), 12 VOC'er, 5 chlorobenzener, 2 chlorophenoler, 5 alkylphenoler, 3 polybrominerede diphenyl ætere (flammehæmmere), 24 pesticider, 1 chloroalkan og 1 phthalat.

Det var dog langt fra alle stoffer blev fundet i vandprøverne, og nogle blev fundet mere hyppigt end andre. Se forklaring i tabeltekst.

Tabel 3: Oversigt over analyseprogram for BiV sammenlignet med analyseprogram udført af Zgheib et al. (2011) på i alt 6 regnhændelser. I venstre søjle ses BiV-analyseprogrammet og i højre søjle Zgheib analyseprogrammet. For Zgheib et al. (2011) er de stoffer der aldrig blev fundet markeret med grønt, mens de stoffer, der blev fundet hver gang, er markeret med rødt. Stoffer fundet i 0-25% af gangene er markeret med gul. Stoffer der er fundet i 25-50% af tilfældene er markeret med blå. Stoffer fundet i 50-75% af tilfældene er markeret med lilla. Stoffer markeret med rød er fundet i 75-100% af tilfældene og de stoffer markeret med fed rød stoffer der er markeret med fed, er de stoffer som ikke er inkluderet i vores monitoringsprogram, men som er fundet i 75-100% af vejvandsprøverne for Zgheib et al. 2011.

BiV analyseprogram	Zgheib et al. (2011) (all both particulate and dissolved phases)
pH, EC, SS, turbiditet	pH, EC, SS, temperature, kemisk iltforbrug (COD)
Cl	

Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Al – total og opløst	Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Hg, Pt,
P-total og P-opløst	P-total
N-total, NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub>	N-total
TOC	
<b>Kulbrinter:</b> benzen-C10, C10-C25, C25-C35	
Detergenter (anioniske)	
<b>PAH'er:</b> naphthalen, acenaphthen, fluoren, phenanthren, fluoranthen, pyren, benz(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(g,h,i)perylene	naphthalen, acenaphthen, <b>acenaphthylen</b> , fluoren, phenanthren, <b>anthracen</b> , fluoranthen, pyren, <b>benzo[a]anthracen</b> , <b>chrysen</b> , benzo[a]pyren, benzo[k]fluoranthen, benzo[b]fluoranthen, <b>dibenzo[a,h]anthracen</b> , benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren
<b>Blødgørere:</b> di-n-butylphthalat (DBP), butylbenzylphthalat (BBP), diethylhexylphthalat (DEHP), di-(2-ethylhexyl)adipat, di-n-octylphthalat (DOP), diethylphthalat (DEP), diisononylphthalat isomerbl.	diethylhexylphthalat (DEHP)
<b>Pesticider:</b> atrazin, dichlorprop (2,4-DP), dinoseb, DNOC, MCPA, mechlorprop (MCP), simazin, clopyralid, dicamba, diflufenican, BAM, diuron, dichlobenil, propiconazol, tebuconazol, esfenvalerat, cypermethrin, fipronil, fluoroxypyr, maleinhydrazid, glyphosat og AMPA	alachlor, aldrin, endrin, dieldrin, DDT-2,4', DDT-4,4', isodrin, endosulfan (alpha & beta), lindan, alpha hexachlorocyclohexan, chlorfen-vinphos, chlorpyrifos, trifluralin, atrazin, , desethylsimazin, simazin,, <b>metaldehyde</b> , <b>desethylatrazin</b> , <b>isoproturon</b> , <b>glyphosat</b> , <b>diuron</b> , <b>aminotriazol</b> , <b>AMPA</b> , <b>tributyltin</b> , <b>dibutyltin</b> , <b>monobutyltin</b>
<b>PCB (7 congenere):</b> PCB#28, PCB#52, PCB#101, PCB#118, PCB#138, PCB#153, PCB#180	<b>PCB#194</b> PCB#28, PCB#52, PCB#101, PCB#118, PCB#138, PCB#153, PCB#180
<b>Phenoler:</b> nonylphenoler, bisphenol A, dichlor(2,4+2,5)phenoler, pentachlorphenol,	4-(para)-nonylphenol, 4-n-octylphenol, <b>para-tertoctylphenol</b> , 4-tert-butylphenol, nonylphenoler
<b>Chlorede kulbrinter og nedbrydningsprodukter:</b> chloroform, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlormethan, trichlorethen, tetrachlorethen, chlorethan, 1,1-dichlorethen, trans-1,2-dichlorethen, cis-1,2-dichlorethen, 1,1-dichlorethan, vinylchlorid	hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, 1,2,4-trichloro-benzene, 1,2,3-trichlorobenzene and 1,3,5-trichlorobenzene, 4-chloro-3-methylphenol, C10-C13 chloroalkanes, 1,2-dichloroethane, hexachlorobutadiene, chloroform, carbon tetrachloride, tetrachloroethylene, trichloroethylene, <b>pentachlorophenol</b> , <b>methylen-chlorid</b>
<b>BTEX:</b> benzen, toluen, ethylbenzen, o-xylen, m+p-xylen	benzen, toluen, ethylbenzen, xylener, isopropylbenzen,
Ingen	pentabromodiphenylether, octabromodiphenylether and decabromodiphenylether

Af tabel 3 ses det at der er forskel på programmerne, stofferne markeret med **fed rød** er stoffer som er detekteret i alle prøver af Zgheib et al. (2011), men som ikke er medtaget i vores monitoringsprogram. Det kunne anføres, at disse er vigtige også at have med, men de kom ikke med i vores program på grund af enten analyse- eller budgetmæssige begrænsninger. Omvendt er der i vores undersøgelser også inkluderet stoffer som ikke er med i Zgheib et al. studiet. Disse forskelle er det relevant at følge op på fremover. Et fuldstændigt overlap er nok heller ikke nødvendigt.

At sammensætte monitoringsprogrammer er en iterativ proces. Resultaterne fra Byer i Vandbalance projekterne, som viser om vi overhovedet finder stofferne i prøverne kan være med til at føde ind til at udvikle nye monitoringsprogrammer, ligesom andre studier, derudover er det også vigtigt at holde sig ajour med emerging contaminants og 'the unknown unknowns'.

## Litteratur

Jensen, M.B., Bjerager, P.E.R. og Fryd, O, 2011: Rensning af vejvand i delområde i Københavns Kommune ved brug af filterjord eller Dobbeltporøs Filtrering – skitseforslag vedr. dimensionering, placering, design og økonomi. Skov & Landskab, KU-LIFE

Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Kedin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., and Mikkelsen, P.S. (2007): Selected stormwater priority pollutants – a European perspective

Miljøstyrelsen 2012: Salg af pesticider til brug i private haver – 2011.

Miljøstyrelsen 2014: Salg af sprøjtemidler til brug i private haver 2012. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 1, 2014

Miljøministeriet 2011: Undersøgelse af pesticidforbruget på offentlige arealer i 2010. Miljøprojekt Nr. 1399.

Naturstyrelsen 2013: Byudvikling og risiko for forurening af grundvand med pesticider

Zgheib, S., Moillon, R., Saad, M. and Chebbo, G. (2011): Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?

Århus Kommune, Natur og Miljø, Teknik og Miljø (2013): Indsatsplan Beder. En plan for beskyttelse af drikkevandet i Beder indsatsområde. Aarhus Byråd. April 2013.