

Byer i Vandbalance notat 6

---

# Notat om renseseffektivitet af filterjord – danske erfaringer

---

## Indhold

Forord .....	3
Renseeffektivitet af filterjord – danske erfaringer .....	3
Indledning .....	4
Resultat af målinger ved regnhændelser .....	5
Resultat af forsøg med dosering af syntetisk vejvand .....	7
Konklusion på rens effekt af filterjorde .....	9
Referencer .....	10
Appendiks .....	11
Effekt af vejbede med filterjord på vandkvalitet – Analyseresultater Møllebakken og Lindevang .....	11
Baggrund .....	11
Nulprøver af jord .....	13
Test af udsivningshastighed fra bede på Lindevang og Møllebakken for at vurdere prøvetagningsmetode .....	13
Oversigt over regnhændelser .....	14
Vandflow og vandmængder i filterbede .....	15
Samlet vurdering .....	19
Referencer .....	30

## **Forord**

Dette notat er udarbejdet i regi af innovationskonsortiet Byer i Vandbalances aktiviteter fra 2011 til 2014 og omhandler renseeffekten af filterjord vurderet på tre forskellige lokaliteter, der alle er karakteriseret ved forholdsvis lav trafikbelastning.

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 Karin Cederkvist, Marina Bergen Jensen, Simon Toft Ingvertsen og Per Bjerager, Københavns Universitet.

Maj 2015

### **Renseeffektivitet af filterjord – danske erfaringer**

Notatet er skrevet af Karin Cederkvist, Marina Bergen Jensen, Simon Toft Ingvertsen og Per Bjerager, KU

## Indledning

Selvom det efterhånden er almindelig praksis at benytte filterjord i nedsivnings-LAR er det stadig sparsomt med dokumentation for hvor godt filterjorden egentlig renses. Her præsenteres resultatet af tre afprøvninger.

I regi af partnerskabet Vand i Byer ([www.vandibyer.dk](http://www.vandibyer.dk)) og innovationskonsortiet Byer i Vandbalance ([www.byerivandbalance.dk](http://www.byerivandbalance.dk)) er renseseffekten af filterjord vurderet på tre forskellige lokaliteter, der alle er karakteriseret ved forholdsvis lav trafikbelastning (tabel 1). Ved lokaliteten i Odense er der udtaget prøver af både indløbsvand og det vand, der har passeret filterjorden (perkolatet), mens det kun er perkolatet, der er analyseret ved lokaliteterne i Brønshøj og Brøndby. Prøvetagningsperioden er i alle tilfælde 2013 og 2014, dog var der de to år ikke den store saltning af vejene, og ingen af de udtagne prøver repræsenterer saltningsperioder. Antallet af prøver fremgår af tabel 1.

Tabel 1: Karakteristik af de tre forsøgssteder med filterjord.

	Odense	Brønshøj	Brøndby
Hvor	P-plads ved Syddansk Universitet, med plads til 200 biler	Villavejen Møllebakken	Villavejen Lindevang
Anlæg	Trug med 30 cm tykt lag af filterjord. Opland/infiltrationsareal : 5:1	Vejbed med 40 cm tykt lag af filterjord Opland/infiltrationsareal : 26:1	Vejbed med 40 cm tykt lag af filterjord. Opland/infiltrationsareal : 22:1
Filterjord	Fremstillet af lokal afrømmet muldjord iblandet sand og kalk	Fremstillet af RGS90 Vækst-Muld (blanding 4)	Fremstillet af RGS90 Vækst-Muld (blanding 4)
Antal prøver og prøvetagningsmetode	12 indløbsprøver opsamlet i linjedræn nedgravet langs kant af P-plads. 24 prøver af perkolat, opsamlet i brønd	9 prøver af perkolat, opsugt fra plast-regnvandskassetter under filterjord	10 prøver af perkolat, opsugt fra plast-regnvandskassette under filterjord

Vandprøverne blev analyseret for basisparametre som pH, elektrisk ledningsevne, total og opløst organisk stof (TOC/DOC), samt forureninger som suspenderet stof, næringsstoffer (fosfor og kvælstof) og forskellige tungmetaller. I Brønshøj og Brøndby blev der desuden analyseret for forskellige kulbrinter og PAH'er i udvalgte prøver. Måleparametrene er udvalgt ud fra litteratur, dialog med myndighederne og efter budget. Se desuden BiV-notat 5.

I appendikset 'Effekt af vejbede med filterjord på vandkvalitet – Analyseresultater Møllebakken og Lindevang' er regnhændelser gennemgået mht. jord- og vandkvalitet og vandflow. Her bringes et overblik.

Udover indsamling og analyse af vejvand og perkolat fra regnhændelser, blev der i Brønshøj i 2014 udført et ekstra forsøg i tørvej, hvor syntetisk vejvand med relativt høje koncentrationer af de bekymrende stoffer blev tilsat indløbet til et enkelt vejbed, med en vandmængde svarende til 10 mm pr. time i ca. 6 timer. Det syntetiske vejvand blev transporteret til lokaliteten i høj koncentration og fortyndet til ønsket koncentration ved opblanding med vand fra lokal brandhane (Figur 1). Alle stoffer blev tilsat på opløst form. Dette doseringsforsøg blev gennemført to gange med nogle måneders mellemrum. Resultater medtages i dette notat.

## **Resultat af målinger ved regnhændelser**

Analyseresultater af de prøver der blev udtaget under regnhændelser i Odense, Brønshøj og Brøndby er præsenteret i tabel 2 som median-værdier efterfulgt af 90% fraktilen for total koncentrationer. Overordnet ses det at koncentrationerne i perkolatet for alle tre lokaliteter er så lave at nedsivning i områderne sandsynligvis ikke vil være problematisk, men samtidig ses det også at indløbskoncentrationerne af samtlige tungmetaller (og kulbrinter og PAH'er) er så lave, at det ikke er statistisk muligt at demonstrere en egentlig renseseffekt. Dvs. at de målte perkolatkoncentrationer ligger i samme lave størrelsesorden som indløbskoncentrationerne. Dette kan ses i tabel 2 (indløbsvand Odense), samt i tabel 4 i BiV-notat 7, hvor vejvand fra Krogebjerg, målt i samme periode, kan bruges som et estimat for koncentrationsniveauet i vejvand tilført vejbedene i Brønshøj og Brøndby. Det er naturligvis positivt, at der tilsyneladende ikke afvaskes problematisk forurening fra disse lavt trafikerede villaveje og parkeringsarealer, men set ud fra det store behov for dokumentation af renseløsningen er det ærgerligt. Koncentrationerne af fosfor (P) og opløst organisk stof (DOC) afslører, at jorden kan afgive disse stoffer til perkolatet, hvilket understøtter en teori om at organisk stof kan mobiliseres i filterjorden som følge af mikrobiel nedbrydning af planterester og evt. tilført kompost (Ingvertsen et al., 2012). Ved at sammenligne variationen på de lave tungmetalkoncentrationer i udløbet med variationen i DOC ses også en tydelig sammenhæng. Det betyder at DOC er en vigtig parameter for filterjordens evne til at tilbageholde fosfor og sandsynligvis andre stoffer som tungmetaller, som binder sig til jordens organiske materiale, og dermed kan vaskes ud sammen med disse.

Tabel 2: Måleresultater for indløbsvand til filterjord i Odense, samt for rensset vand efter passage af filterjord (perkolat), i Odense, Brønshøj og Brøndby. Data er præsenteret som median-værdier efterfulgt af 90% fraktilen for total koncentrationer.

	Odense		Brønshøj	Brøndby
	indløbsvand	perkolat	perkolat	perkolat
pH	7,1 (7,2)	8,2 (8,4)	8,3 (9,4)	8,1 (8,2)
Suspenderede stoffer (mg/l)	16 (27,6)	6 (16,4)	4,6 (8,7)	
Konduktivitet (mS/m)	4,2 (5,7)	30 (47)	23 (28,8)	21 (23,9)
<b>Uorganiske</b>				
Ammoniak+ammonium-N (mg/L)			0,06 (5,2)	0,02 (0,04)
Nitrat-N (mg/L)			1,0 (1,3)	0,8 (1,1)
Total-N (mg/L)	1,1 (1,8)	0,9 (1,4)	1,4 (1,6)	1,2 (1,4)
Total-P (mg/L)	0,06 (0,1)	0,2 (0,4)	0,3 (0,3)	0,2 (0,2)
Chlorid (mg/L)			7,9 (15)	4 (6,3)
<b>Metaller</b>				
Aluminium (Al) (µg/L)			375 (549)	240 (420)
Bly (Pb)(µg/L)	1,5 (2,4)	1,5 (3,8)	0,9 (1,4)	1,1 (1,2)
Cadmium (Cd) (µg/L)	0,05 (0,07)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,5 (0,5)
Krom (Cr) (µg/L)	1,1 (2,3)	3,6 (9,0)	3,9 (17)	1,9 (4,6)
Kobber (Cu) (µg/L)	6,5 (8,2)	6,4 (11)	8,7 (12,7)	6,0 (8,5)
Natrium (Na) (mg/L)			9,4 (28)	6,6 (8,3)
Nikkel (Ni) (µg/L)			3 (5)	1,6 (2,6)
Zink (Zn) (µg/L)	19,5 (41,7)	7,6 (24,9)	5,9 (7,4)	6,5 (17)
<b>Organiske samleparametre</b>				
NVOC, ikke flygtigt org. Carbon			5,4 (6,3)	6,1 (7,7)
TOC, totalt organisk kulstof	3,85 (8)	7,15 (13)	5,4 (6,3)	6,1 (7,7)
<b>PAH-forbindelser</b>				
Acenaphthen (µg/L)			<0,01	<0,01
Naphthalen (µg/L)			<0,01	0,02 (0,02)
Fluoren (µg/L)			<0,01	<0,01
Phenanthren (µg/L)			<0,01	<0,01
Fluoranthren (µg/L)			0,02 (0,02)	<0,01
Pyren (µg/L)			0,02 (0,02)	<0,01
Benzo (b+j+k)fluoranthren (µg/L)			0,03 (0,03)	<0,01
Benzo(a)pyren (µg/L)			0,01 (0,2)	<0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren (µg/L)			0,02 (0,02)	<0,01
Benzo(g,h,i)perylene (µg/L)			0,01 (0,02)	<0,01

## Resultat af forsøg med dosering af syntetisk vejvand

Da filterjordens renssevne ikke kunne vurderes ud fra normale regnhændelser blev der på et enkelt vejbed i Brønshøj tilsat syntetisk vejvand med relativt høje koncentrationer af de bekymrende stoffer for at teste jordens renssevne i et opland med mere forurenede vejvand. Af tabel 3 fremgår stof og stofkoncentration i det syntetiske vejvand, der blev tilsat vejbedet, samt tilhørende koncentration i perkolatet. Forsøget blev udført to gange.



*Figur 1: Foto fra forsøg med tilsætning af syntetisk vejvand til vejbed i Brønshøj. I akvariet fortyndes koncentrerede opløsninger (flaskerne med disse og doseringspumpen er uden for billedet) med vandværksvand fra brandhanevand (gul slange), hvorefter vandet løber over kanten af akvariet til indløbet i filterbedet. Flowhastigheden reguleres ved hjælp af ventil og flowmåler placeret i den hvide plastboks.*

Tilsætningen til bedet varede i alt ca. 6 timer og de første 2 timer blev der fra overløbet fra akvariet udtaget delprøver, som blev bulket sammen til én prøve, der repræsenterede indløbsvandet. Der stod nogle få cm gammelt vand i bunden af faskinen under bedet, hvilket blev pumpet ud før forsøgsstart. Bromid, Br, var tilsat indløbsvandet som sporstof, for at kunne konstatere hvornår der var gennembrud og det tilsatte vand havde passeret filterjorden. Når bromidkoncentrationen ikke længere steg, hvilket var efter ca. 6 timer, blev der udtaget en prøve af det rensede vand.

Forholdet mellem bromid i perkolat og indløb blev desuden brugt til at vurdere effekten af filterjorden på stoftilbageholdelsen. Eftersom bromid ikke reagerer med jorden må et evt. tab af bromid være udtryk for andre tabs-mekanismer end tilbageholdelse i filterjorden og perkolatkoncentrationen af øvrige stoffer bør derfor reguleres tilsvarende, for ikke at give en falsk effektvurdering af filterjorden.

Tabel 3: Måleresultater fra to tilsætninger af syntetisk vejvand til et enkelt vejbed i Brønshøj. For hver tilsætning er vist den målte indløbsværdi, og den målte perkolatsværdi. For metaller er totalconcentrationer listet øverst og opløste koncentrationer listet nederst med *kursiv*. Desuden er der vist den teoretiske udløbsværdi, hvis der ikke havde været effekt af filterjord, baseret på bromidkoncentration i perkolat.

Analyseparameter	Første tilsætning			Anden tilsætning		
	Indløb	Udløb, hvis ingen effekt af filterjord <sup>1)</sup>	Observeret perkolat (udløb)	Indløb	Udløb, hvis ingen effekt af filterjord <sup>1)</sup>	Observeret perkolat (udløb)
pH	7,8		8,2	8		8,3
Suspenderede stoffer [mg/L]	1,1		3,2	0,7		3,7
Br	3000	-	2100	3300	-	1600
Zn [µg/L]	200 20	140	<5 <5	190 180	92,1	6,4 < 5
Pb [µg/L]	18 12	12,6	1,6 <0,5	19 15	9,2	< 0,5 < 0,5
Cd [µg/L]	3,9 3,8	2,7	0,055 <0,05	4,6 4,5	2,2	< 0,05 < 0,05
Ni [µg/L]	20 1,1	14	2,5 2,1	20 17	9,7	1,2 1,1
Cu [µg/L]	51 41	35,7	8 <1	54 45	26,2	8,1 2,7
Cr(VI) [µg/L]	36 33	25,2	26 19	380 390	184,2	9,8 9,5
P [µg/L]	390 350	273	250 200	23 19	11,2	300 300
Lineære alkylbenzen sulfonater [µg/L]	<0,0 25		31	130	63,0	< 0,03
Acenaphthen [µg/L]	1,0	0,7	0,05	0,7	0,3	0,03
Naphthalen [µg/L]	0,8	0,6	0,02	0,8	0,4	0,02
Phenanthren [µg/L]	0,8	0,5	<0,01	0,6	0,3	0,01
Glyphosat [µg/L]	0,9	0,6	0,09	0,8	0,4	0,08
MCPA [µg/L]	0,5	0,4	0,5	1,4	0,7	0,1
Mechlorprop [µg/L]				0,8	0,4	0,3

<sup>1)</sup>Tilsat koncentration reduceret med samme faktor som bromidkoncentrationen blev reduceret med i perkolatet.

På trods af vandtilførsel på 10 m<sup>3</sup> over 6 timer, var genfindning af Br kun 70 % ved første tilsætning og 50 % ved anden tilsætning. Eftersom Br er et konservativt stof, der ikke kan tilbageholdes af jord, forventedes en genfindning tæt på 100 %. Det står ikke klart hvorfor bromidkoncentrationerne i udløbet ikke nåede op på det tilsatte niveau, men det antages at det skyldes at Br forsvinder ved diffusion ind i jordlagene omkring vejbedet eller ind i ikke hydraulisk aktive områder af filterjorden, hvorfra det kun langsomt diffunderer ud igen.

Det ses, at der generelt er en god tilbageholdelse af forureningsstofferne, også udover hvad der kan skyldes at stoffet diffunderer ud i jorden omkring vejbedet. Sammenlignes koncentrationerne i perkolatet med indløbskoncentrationerne for de to doseringsforsøg, ses det



at metallerne Zn, Pb, Cd, Ni og Cu tilbageholdes 84-100 % i jorden, og at Cu er det metal, der, bortset fra Cr, tilbageholdes dårligst. Koncentrationen af P i det rensede vand er fortsat relativt høj og kan enten skyldes at tilsat P tilbageholdes dårligt, eller at filterjordens egen pulje af P mobiliseres og trækkes med ud af små organiske syrer (indeholdt i DOC-puljen), der danner komplekser med P. Det synes at være intern mobilisering der er den primære årsag, i dag tilsætningen ved forsøg 2 indeholdt ca. 15 gange mindre P end der udvaskedes. Denne mekanisme kan også forklare de lidt høje Cu koncentrationer, idet også Cu villigt danner kompleks med organiske molekyler. For Zn, Pb, Cd, Ni og Cu viser en overordnet sammenligning at koncentrationerne i perkolatet fra naturlige regnhændelser (tabel 2) er på samme niveau som koncentrationerne af perkolatet fra syntetisk vejvand (tabel 3). Dette kan understøtte førnævnte teori om at koncentrationerne i vand renses med filterjord generelt ikke er et resultat af hvad der kommer ind, men af hvad der lækker, eksempelvis med DOC.

Perkolatkoncentrationerne af Cr ved doseringsforsøgene er generelt højere end perkolat fra regnhændelser, men det skal bemærkes at Cr var tilsat som anionen kromat (CrVI), der er langt mere mobil end kationen Cr(III), der også, og nok oftere, findes i vejvand, og som bindes på samme måde som øvrige metal-kationer (Cederkvist, 2013). Det vurderes derfor, at der ikke er risiko for at jorden vil lække så høje koncentrationer af Cr, selv hvis indløbsvandet skulle indeholde meget krom.

Tilbageholdelsen af de tre tilsatte PAH'er er god og ligger på 95-100 %. For pesticidernes vedkommende reduceres koncentrationen af glyphosat i udløbet væsentligt ved begge tilførsler, i størrelsesordenen 90 %. For mechlorprop tilbageholdes ca. 70 %. Ved første tilsætning af MCPA blev kun 13 % tilbageholdt i jorden, hvorimod den ved anden tilsætning blev tilbageholdt 93 %. Spredningen i resultaterne indikerer altså en metodemæssig fejlkilde, hvorfor resultaterne er for usikre til yderligere fortolkning.

## **Konklusion på renseseffekt af filterjorde**

De observerede resultater for normale regnhændelser viser at indløbskoncentrationerne i de målte områder er så lave at det ikke er muligt at påvise at filterjorden har en effekt. Derudover er udløbskoncentrationer meget lave, så det kan diskuteres om filterjorde som rensenhed er nødvendige på så lavt trafikerede arealer i Odense, Brønshøj og Brøndby. Det skal dog her bemærkes at det stadig kun er få regnhændelser der er målt på, og der er ikke målt i saltningsperioden. Derudover er der mange stoffer som f.eks. pesticider der ikke er inkluderet i måleprogrammerne for normale regnhændelser. Det kan derfor ikke konkluderes at koncentrationer af stoffer i vandet fra disse arealer er så lave at rensning inden nedsivning er unødvendig.

Ved tilsætning af syntetisk vejvand viser resultaterne at filterjorden renses vandet effektivt og udløbskoncentrationerne ligger for de fleste stoffers vedkommende i samme interval som udløbskoncentrationerne ved normale regnhændelser, hvilket tyder på at filterjorden har en god rensesevne – og også vil kunne anvendes i mere trafikerede områder end de undersøgte. Det er dog vigtigt at nævne at kobber tilbageholdes mindre effektivt, og at fosfor ikke tilbageholdes, men tværtimod synes at udvaskes. Derudover viser resultaterne at to af de tilsatte pesticider (mechlorprop og MCPA) slap igennem i fortsat høje koncentrationer, men at der stadig fandt en betydelig reduktion sted. Det kan være relevant i fremtiden at gentage dette forsøg på det samme vejbed samt at udføre tilsvarende på andre filterjordsfaciliteter for at dokumentere rensesevnen.

Generelt kan det udfra ovenstående målinger siges at filterjord anvendt i regnbede, vejbede og grøfter er et godt skridt i retning af beskyttelse af grundvandet ved lokal håndtering af

regnafstrømning, selvom vi ikke er helt i mål med dokumentationen, og der stadig er behov for bedre kontrol af lækagen af organisk stof, og dermed tungmetaller og fosfor bundet til det organiske stof.

Det er derfor relevant at se på mulighederne for at forbedre filterjordens sammensætning så udvaskning af organiske stof kan kontrolleres.

Derudover har nye forsøg ved Københavns Universitet vist at fremstilling af egen filterjord udfra delkomponenter betyder at der sker et væsentligt tab af lerkolloider i starten af udvaskningsfasen, hvilket skyldes mangel på modning af jorden. Derfor anbefales det såvidt muligt at der anvendes en allerede moden jord, der lever op til filterjords-anbefalingerne, når filterjord anvendes som renseløsning.

### **Referencer**

Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Jensen, M.B., Magid, J., 2012. Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil. Part II. Treatment efficiency and insitu mobilisation in intact soil columns. J. Environ. Qual. 41, 1970–1981.

Cederkvist, K. (2013): Chromium in stormwater runoff – Determination and control options – Ph.D. thesis

Videnblad 'Vurdering af regnafstrømningens kvalitet'

Videnblad 'Eksempler på monitoringsprogrammer for regnafstrømningens sammensætning og dokumentation af renseløsningers effekt'

Videnblad 'Filterjord – en metode til håndtering af forurenede vejvande'

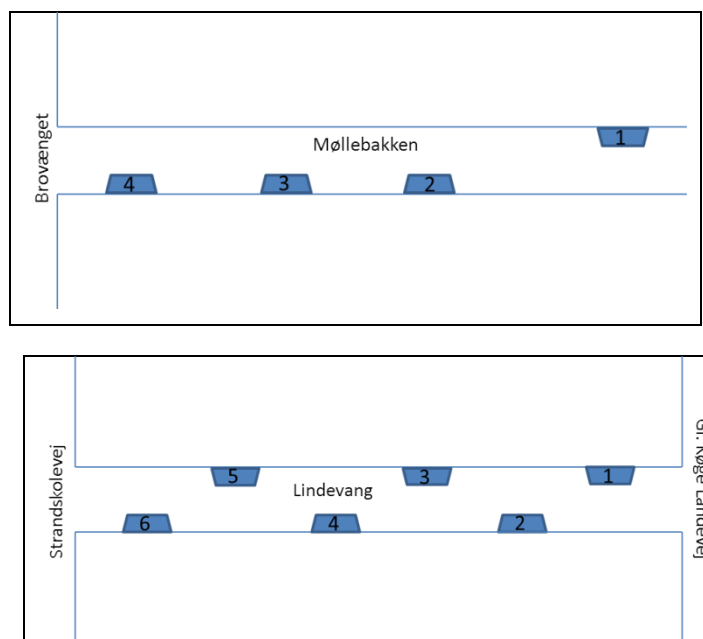
## Appendiks

### Effekt af vejbede med filterjord på vandkvalitet – Analyseresultater Møllebakken og Lindevang

#### Baggrund

I Byer i Vandbalance Delprojekt 4b om afkobling af veje ved hjælp af vejbede, er der etableret vejbede med filterjord på vejene Møllebakken i Brønshøj og Lindevang i Brøndby. Design, dimensionering og anlæg af vejbedene er beskrevet i BiV-notat 2. Et af formålene med projektet var at monitorere kvaliteten af det vejvand, der har passeret filterjorden, perkolatet. Generelle erfaringer og gennemsnitskoncentrationer er beskrevet ovenfor mens nærværende appendiks bringer analyseresultater og vandbalance hørende til hver enkelt analyseret hændelse på de to veje.

Der blev monitoreret på perkolat fra et enkelt bed på hver vej, se Figur 2. Der blev analyseret ti regnhændelser på Møllebakken og ni på Lindevang. Oprindeligt var det planen at der også skulle monitoreres på perkolat fra bed 3 på Møllebakken, men da dette bed ikke var vandfyldt på noget tidspunkt i forsøgsperioden kunne det ikke lade sig gøre.



Figur 2: Nummerering af vejbede på Møllebakken (øverst) og Lindevang (nederst). Begge steder blev bed nr. 2 benyttet til prøvetagning af perkolat.

Vejarealet (oplandet) hørende til hvert enkelt bed, og bedenes eget areal, er anført i tabel 4.

Tabel 4: Længde og areal af vejbede, samt tilhørende vejareal (opland)..

	Længde af bed	Areal bed [m <sup>2</sup> ]	Areal opland [m <sup>2</sup> ] (Orbicon)
Møllebakken			
1	10	18	113
2	10	18	596
3	8	14	280
4	8	14	346
Lindevang			
1	6	10.8	328
2	8	14.4	316
3	6	10.8	322
4	8	14.4	259
5	8	14.4	341
6	8	14.4	428

For Møllebakken er de forventede tilhørende oplande til hvert bed markeret i Figur 3.



Figur 3: Markering af oplande hørende til de fire vejbede på Møllebakken. Oplandene er baseret på højdekurver. Fortov og vejbed er inkluderet i arealet.

## Nulprøver af jord

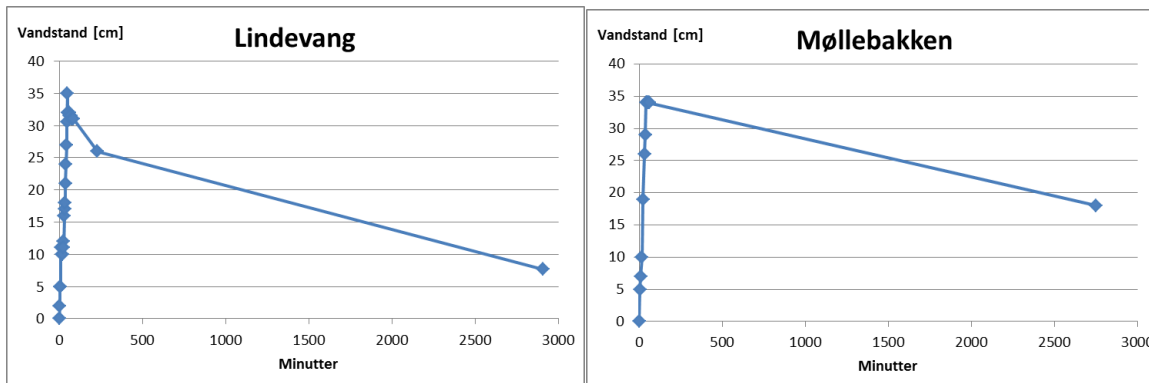
I maj 2013 blev der udtaget jordprøver til 30 cm dybde fra samtlige filterbede og sammenblandet til en enkelt prøve pr. vej. Herfra blev to delprøver indsendt til analyse hos Eurofins. Resultatet er vist i tabel 2. Ved sammenligning med Jordkvalitetskriterierne (Miljøministeriet, 2014) ses det som forventet at filterjorden i udgangspunktet ikke er forurenet. Data kan benyttes i fremtiden til at vurdere akkumuleringen af forurening i filterjorden.

Tabel 5: Resultater fra jordanalyser sammenlignet med jordkvalitetskriterierne (JKK)

Parameter	Møllebakken 1	Møllebakken 2	Lindevang 1	Lindevang 2	JKK
pH	7,4	7,7	7,7	7,5	-
	[mg/kg TS]				
P-total	390	470	450	440	-
Pb	11	11	11	11	40
Cd	0,19	0,21	0,21	0,25	0,5
Cr	3,6	4,0	4,1	4,5	500
Cu	9,0	9,6	9,9	9,3	500
Ni	3,9	4,9	4,4	4,5	30
Zn	45	49	43	43	500
Benzen-C10	<2	<2	<2	<2	1,5
C10-C15	<5	<5	<5	<5	40
C15-C20	<5	<5	<5	<5	55
C20-C35	28	23	<20	24	100
Fluoranthen	0,14	0,083	0,070	0,07	-
Benzo(b+j+k)fluoranthen	0,17	0,17	0,11	0,10	-
Benzo(a)pyren	0,074	0,053	0,041	0,038	0,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,072	0,050	0,041	0,038	-
Dibenzo(a,h)anthracen	0,019	0,013	0,011	0,010	0,3
Sum af 7 PAH'er	0,47	0,37	0,27	0,26	4

### Test af udsivningshastighed fra bede på Lindevang og Møllebakken for at vurdere prøvetagningsmetode

Den 9. juli 2013 blev det testet hvor hurtigt perkolat siver ud fra bunden (faskinedelen) af bed 2 på Møllebakken og bed 2 på Lindevang. Udsivningshastigheden (tømmningshastigheden) afhænger af den hydrauliske ledningsevne i den omkringliggende jord. Formålet var at vurdere om prøvetagning af perkolat kunne foretages ved simpel opslugning af vand fra bunden af bedene (faskine-elementerne) umiddelbart efter regn, eller om vandet ville forsvinde så hurtigt at en sådan prøvetagning i praksis ville være umulig. Med spulevogn tilsattes 5.8 m<sup>3</sup> vand til bedene, der begge var tørre fra start. Denne vandmængde svarer til ca. 16 mm nedbør, hvis der regnes med tilkøbet areal som vist i tabel 1 (KU-estimat). Vandet blev tilsat direkte til faskinen via det lodretstående inspektionsrør. Faldet i vandstand i faskinen blev målt ved hjælp af tommestok over to dage, samt med datalogger (HOBO® Water Level Logger). I figur 2 er tommestok-resultaterne indført. Hovedformålet med at tilsætte vand var at vurdere tømningstiden, og dermed vilkårene for at indhente prøver af perkolat efter regn. Vandet sank begge steder ca. 1 cm i løbet af den første halve time, og efter 2 døgn var der stadig 8 cm vand i Lindevangsbedet, og 18 cm i Møllebakkebedet (figur 2).



Figur 4: Vandstand i bund af faskine under og efter tilsætning af vand med spulevogn til de to udvalgte vejbede på Lindevang og Møllebakken, start til T0. Vandstand er målt med tommestok nedstukket via overløbsrør.

Det konkluderes at prøvetagning via opslugning umiddelbart efter regn ville være muligt. Selv efter den ønskede minimumsregn på omkring 5 mm vil der være op imod et halvt døgn til at nå frem i.

## Øversigt over regnhændelser

De ti prøver fra Møllebakken og de ni prøver fra Lindevang blev indsamlet på de i tabel 3 viste datoer, og analyseret efter de anførte programmer (se i notatet ovenfor). Den oprindelige hensigt var at indsamle prøver fra begge veje under samme regnhændelser, hvilket lykkedes i syv tilfælde. Det var endvidere målet at koordinere indsamlingen med prøvetagningen af DPF-anlægget i Krogebjerg, for at kunne benytte indløbskoncentrationer herfra som sammenligningsgrundlag. Dette lykkedes i syv tilfælde (tabel 3). I tabel 3 er forudgående ugesamt døgnetbør før prøvetagning anført. Da der ikke findes eksakte tidspunkter for prøvetagning er begge lidt upræcise, men retvisende. Ugenedbøren kan bruges til at vurdere den hydrauliske belastning af jordene ugen før prøvetagningen. Sammenholdes døgn- og ugenedbør indikeres det hvor "friskt" vandet er ved prøvetagning. Det skal bemærkes at der i slutningen af 2014 er permanent stående vand i faskinerne.

Tabel 6: Overblik over de regnhændelser der er indsamlet og analyseret for Møllebakken og Lindevang. Desuden er det anført hvilke regnhændelser der samtidig er indsamlet fra det sammenlignelige område Krogebjerg, der ligger ca. 1 km fra Møllebakken. Derudover er der for de enkelte hændelser anført forudgående uge (mest præcis) - og døgnnedbør før prøvetagning.

Møllebakken		Lindevang		Krogebjerg	Nedbør før prøvetagning [mm]	
Dato	Program	Dato	Program		Uge	Døgn
31.7 2013	Basis				14,6	13,2
		23.9 2013	Basis		13,6	0
21.10 2013	Basis	21.10 2013	Basis		16,4	6,7
9.5 2014	Basis	9.5 2014	Basis	Basis	16,8	5,5
12.5 2014	Udvidet	12.5 2014	Udvidet	Udvidet	32,6	5,2
14.7 2014	Basis				19,8	2,8
31.8 2014	Udvidet	31.8 2014	Udvidet	Udvidet	40,4	32,6
		25.9 2014	Basis		7,8	2,4
14.10 2014	Udvidet	14.10 2014	Udvidet	Udvidet	27,2	15,2
24.11 2014	Udvidet	24.11 2014	Udvidet	Udvidet	15,3	6,8
7.12 2014	Basis	7.12 2014	Basis	Basis	4,8	0,6
13.12 2014	Udvidet			Udvidet	23,2	8,0

På Møllebakken var det oprindeligt planen at seks hændelser blev analyseret efter basisprogrammet og fire hændelser efter det udvidede program. Ved den allersidste regnhændelse blev det dog besluttet at også denne blev analyseret efter det udvidede program, således at fem hændelser blev analyseret efter basisprogrammet og fem hændelser efter det udvidede program.

På Lindevang blev som planlagt fra start fem hændelser analyseret efter basisprogrammet og fire hændelser efter det udvidede program.

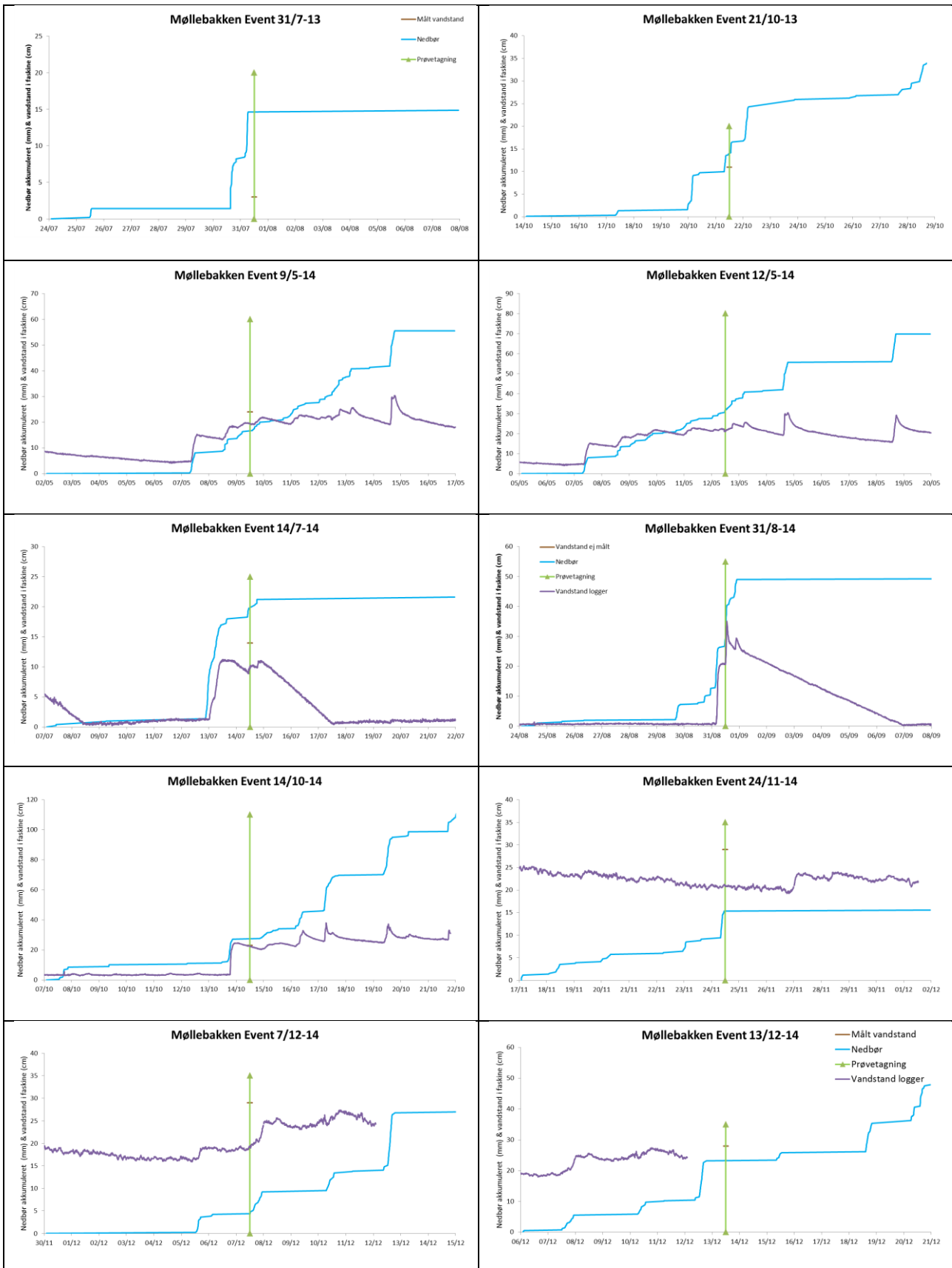
Overblik over resultaterne kan ses i tabel 3 i ovenstående hovednotat.

## Vandflow og vandmængder i filterbede

Fra 2014 var bed 2 på Møllebakken og bed 2 på Lindevang begge udstyret med en niveaulogger (tryktransducer, HOBO® Water Level Logger), som målte vandstanden i faskinen fra hændelserne under resten af forsøgsperioden. Derudover blev vandstand ved hver prøvetagning i bedet også målt med tommestok. I nærheden af de to bede fandtes nedbørsmålere. For Møllebakken benyttedes SVK-måler 5705 på Åvendingen (koordinater: Lat/Lon (DD): 55.702162/12.464976), og for Lindevang SVK-måler 5790 ved Brøndbyvester vandværk (koordinater: Lat/Lon (DD):55.6403/12.4151).

Nedbørsmålinger, vandstande i faskiner samt prøveudtagning i perioderne omkring hver enkelt prøvetaget hændelse er indtegnet i figur 2 for Møllebakken og i figur 3 for Lindevang. Dette giver et overordnet billede af vandhydraulik og vandbalancer i bedene.

BiV-notat 6: Filterjords renseeffektivitet



Figur 5: Overblik over vandstande, nedbør og prøvetagning af vejbed nr. 2 på Møllebakken, før under og efter de ti prøvetagninger af perkolat. Nedbør (blå graf), vandstand målt med datalogger (lilla graf), tidspunkt for prøvetagning (grøn pil), vandstand ved prøvetagning målt med tommestok (brun markering på pil). Den 12/5 samt 14/10 blev der ikke foretaget tommestokmålinger. Datalogger blev først lagt i bedet i 2014.



Idet der kun findes datalogger data for de otte sidste hændelser ved Møllebakken kan der ikke siges noget omkring vandbalancer i bedet for de første to hændelser den 31/7-2013 samt 21/10-2013. Ved disse to hændelser viste tommestokmålinger en vandstand på hhv. ca. 4 cm og 10 cm ved prøveudtagning. Sammenlignes Prøveudtagningstidspunktet med akkumuleret nedbør, ses det at hændelserne blev udtaget efter et døgn med meget regn.

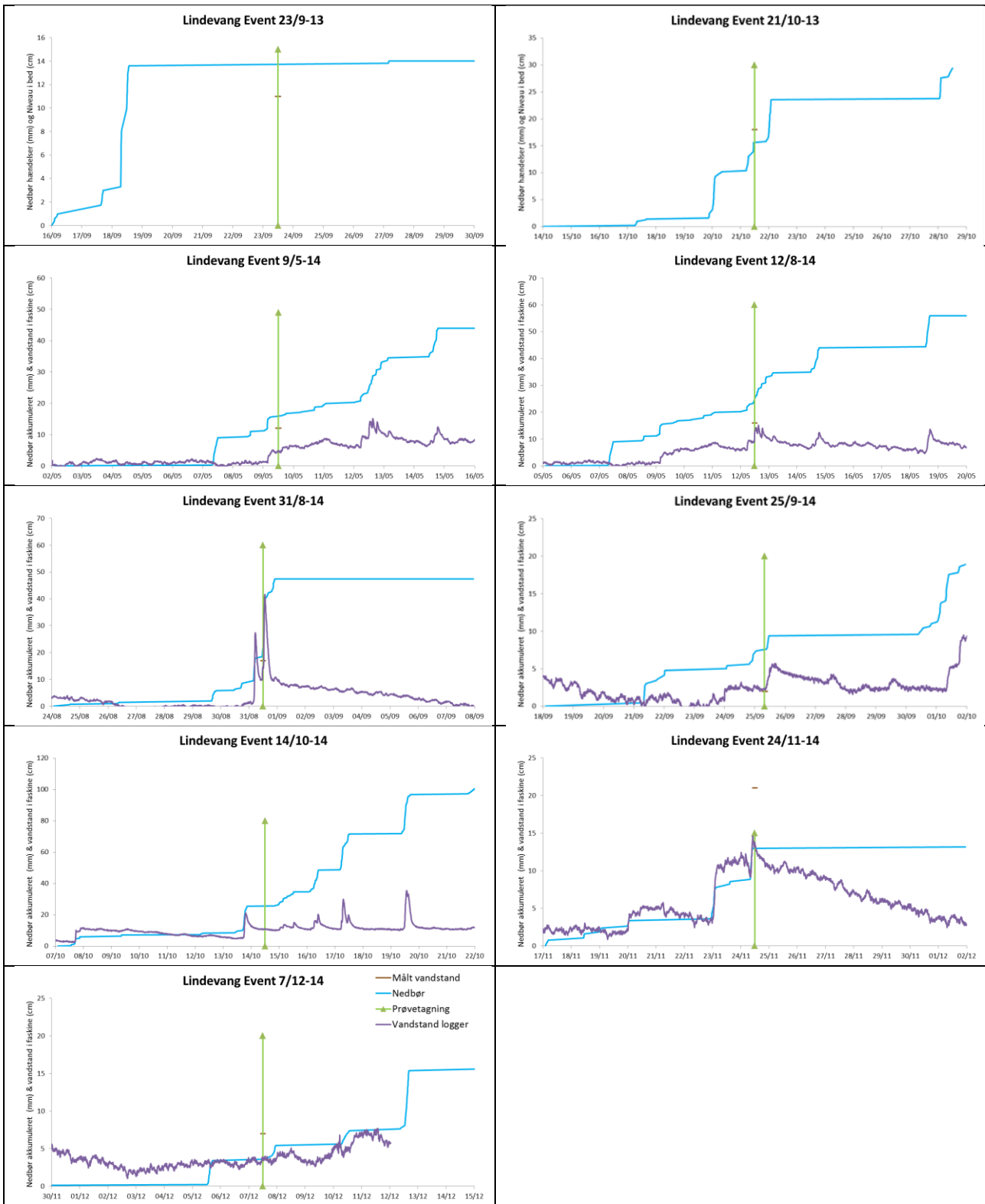
Fra hændelserne den 9/5-2014 og frem til 13/12-2014 er vandstand i faskinen både målt med datalogger og tommestok. Hvad der generelt ses er at tommestok-målingerne er højere en datalogger-målingerne, hvilket skyldes at dataloggeren lå på bunden af det nederste gitter i regnvandskassetten, mens tommestok-referencen er målt lidt dybere, idet tommestokken kunne stikkes igennem gitteret i faskinen.

Ved de fleste af prøvetagningerne for Møllebakken ses det, at der har stået lidt vand i faskinen, 5-10 cm, inden den prøvetagede regnhændelse har sat ind. Det kan skyldes tidligere regnhændelser. De 5-10 cm vurderes dog ikke at betyde så meget for det samlede volumen. Hvad der mere interessant er hændelserne den 24/11, 7/12 og 13/12. Det ser ud til at vandstanden under event 14/10-2014 stiger til et niveau på ca 20 cm, da vandniveau holdes over det indtil den 12/12-14, hvor der er ikke flere data fra niveau-logger.

Her kan altså være sket en væsentlig opblanding af nyt perkolat med vand fra tidligere hændelser eller grundvand. Sammenholdes disse tre sidste hændelser med resultaterne for de enkelte forureningsstoffer vist i figur 4-15, kan der være en tendens til at de målte metalkoncentrationer for disse hændelser er lavere, mens der for de andre måleparametre ikke ses en sådan tendens.

Generelt ses det af figur 2 at regnhændelserne 31/7-2013, 21/10-2013, 9/5-2014, 14/7-2014, 14/10-2014 og 7/12-2014 er faldet efter i hvert fald seks til syv tørvejrskdage, hvorimod regnhændelserne den 12/5-2014, 14/8-2014, 24/11-2014 og 13/12-2014 er taget efter en kortere tørvejrskperiode. Sammenholdes denne viden igen med resultaterne for de enkelte forureningsparametre vist i figur 4-15 ses der heller ingen tendens her om at en længere tørvejrskperiode resulterer i højere koncentration i perkolatet. Dog skal det understreges at indløbskoncentrationerne generelt forventes at være lave og på niveau med udløbskoncentrationerne.

BiV-notat 6: Filterjords renseseffektivitet



Figur 6: Overblik over vandstande, nedbør og prøvetagning af vejbed 2 Lindevang, før under og efter de ni prøvetagninger af perkolat. Nedbør (blå graf), vandstand målt med datalogger (illa kurve), tidspunkt for prøvetagning (grøn pil), Vandstand ved prøvetagning målt med tommestok (brun markering på pil). Datalogger blev først lagt i bedet i 2014.

Ligesom for Møllebakken findes der kun datalogger-data for de syv sidste hændelser ved Lindevang og der kan derfor ikke siges noget omkring vandbalancer i bedet for de første to hændelser den 23/9-2013 og 21/10-2013. Ligesom på Møllebakken er tommestok-målingerne

højere end datalogger-målingerne, hvilket igen skyldes at dataloggeren lå på bunden af nederste gitter i regnvandskassetten, mens tommestok-referencen er målt lidt dybere.

Inden regnhændelserne den 9/5 og 12/8-2014 har faskinerne været tomme. Under de resterende regnhændelser har der stået en lille smule vand, op til 5 cm.

Det ses af figur 3 at prøvetagningerne på Lindevang ofte er sket midt i regnhændelserne – inden maksimal nedbør er nået. Ved regnhændelserne den 21/10-2013, 9/5-2014 og 31/8-2014 har der været en tørvejrperiode på i hvert fald seks til syv dage, hvorimod der ved de andre regnvejrshændelser har været mere eller mindre nedbør inden den prøvetagede hændelse. Der er dog som for Møllebakken ingen tendens til at koncentrationen af forureningsparametre er højere ved længere tørvejrperioder hvis figur 3 sammenholdes med figur 4-15.

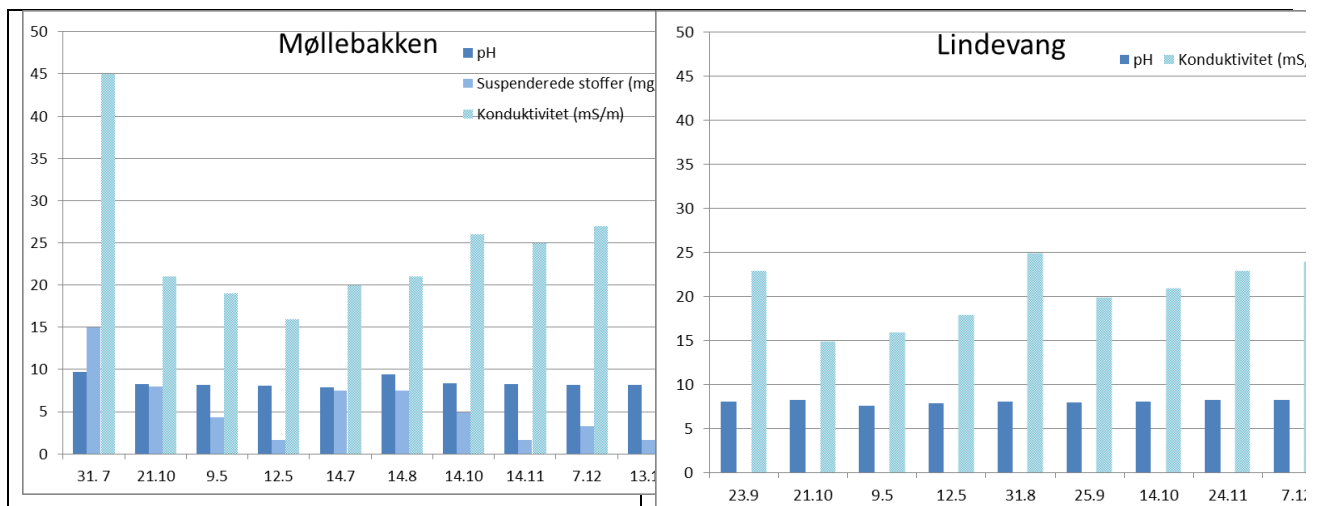
## Samlet vurdering

I flere af tilfældene var mange af stofferne ikke målt over detektionsgrænsen. Dette gælder bl.a. cadmium (Cd), der hverken er fundet på total form eller opløst form over detektionsgrænsen, og for de pentanekstraherbare kulbrinter og flere af PAH-forbindelserne.

For at få et bedre overblik over forekomst og koncentration af de forskellige stoffer i de enkelte hændelser, samt pH, suspenderet stof og elektrisk ledningsevne, er de værdier, der er fundet over detektionsgrænserne, vist grafisk i figur 4-15 samlet efter stofgrupper. Graferne er opstillet parallelt for de to forsøgslokaliteter så sammenligning er mulig.

Vurdering af miljørisici forbundet med de observerede niveauer baseres på sammenligning med diverse krav. Det drejer sig om drikkevandskrav, udledningskrav og grundvandskrav. Læs mere herom i BiV-notat 5, hvor de specifikke værdier også er listet.

pH, suspenderet stof og elektrisk ledningsevne:



Figur 7: pH, suspenderet stof og konduktivitet. På Lindevang blev der ikke analyseret for suspenderet stof.

Bortset fra en enkelt undtagelse med pH på 9,7 på Møllebakken den 31. juli 2013 ligger pH-værdierne for både Møllebakken og Lindevang på omkring 8. Dette er forventeligt da jorden har denne pH. Undtagelsen på de 9,7 kan skyldes at cementenafstivningen, som omkranser filterbedene på det tidspunkt fortsat afgav basiske stoffer. Alternativt kan det skyldes en analysefejl. Alt i alt ligger pH som forventet med kun begrænset variation hændelser og lokaliteter imellem. For Møllebakken ligger koncentrationen af suspenderede stoffer på 1,6-15

mg/L, og kun i den første hændelse var koncentrationen over 10 mg/L. Elektrisk ledningsevne ligger for Møllebakken i intervallet 16-27 mS/m, igen med den første hændelse som den markant højeste. Fra udsivningstest den 9 juli til og frem til nedbør relateret til prøvetagning den 31. juli har der kun været 1,4 mm nedbør som ikke kan opfugte filterjorden (se nedenstående tabel 4). Det tyder således, som anført, på afsmitning fra testen.

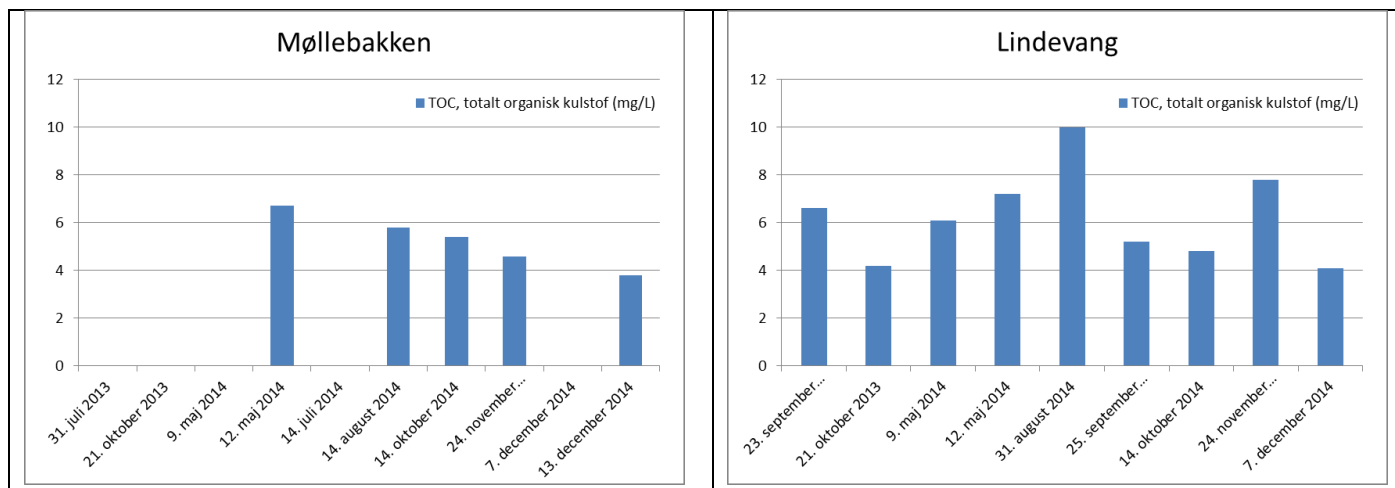
Tabel 7: Nedbør i perioden fra den 1.juli frem til 31.juli 2013

Dato	Kl	Varighed (min)	Dybde (mm)	Akk nedbør (mm)
20130701	15:12	12	0,4	215,2
20130725	09:42	115	1,4	216,8
20130730	13:05	7	2,8	219,8
20130730	14:19	122	3,4	223,2
20130730	18:09	5	0,6	223,8
20130731	01:23	195	6,4	230,2

Det kan ikke udelukkes at der har været en afsmitning af udsivningstesten gennemført den 9. juli, på pH, suspenderet stof og elektrisk ledningsevne i denne første prøve.

Elektrisk ledningsevne ved Lindevang ligger for alle 9 prøvetagninger i stort set samme interval på 15-25 mS/m. Hvis der ses bort fra første hændelse på Møllebakken ligger pH og elektrisk ledningsevne i samme intervaller for de to lokaliteter.

Total organisk kulstof (TOC):

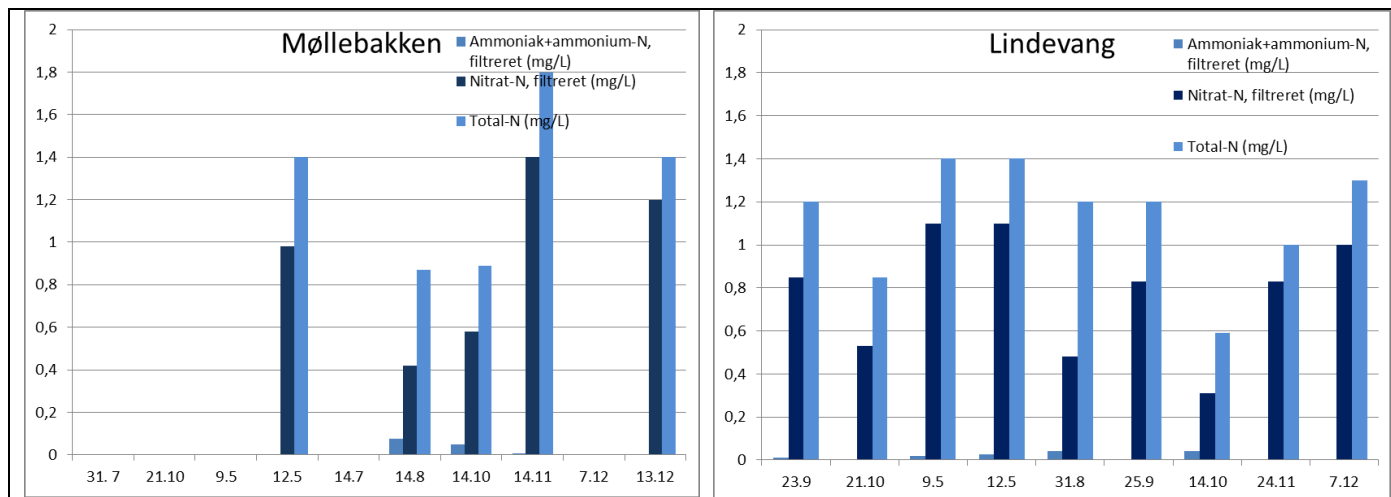


Figur 8: TOC målt i fem hændelser på Møllebakken og ni hændelser på Lindevang.

TOC burde egentlig være blevet målt som DOC (opløst organisk kulstof) for at få en indikation af om lækning af metaller også følger lækning af DOC, dog er DOC inkluderet i TOC og TOC giver derfor stadig et mål for DOC. Niveauet ligger for begge lokaliteter stabilt. Der er ingen grænseværdier for TOC.

For Møllebakken i intervallet 3,8-6,7 mg/L og for Lindevang i intervallet 4,1-10 mg/L.

## Nitrogen (N):

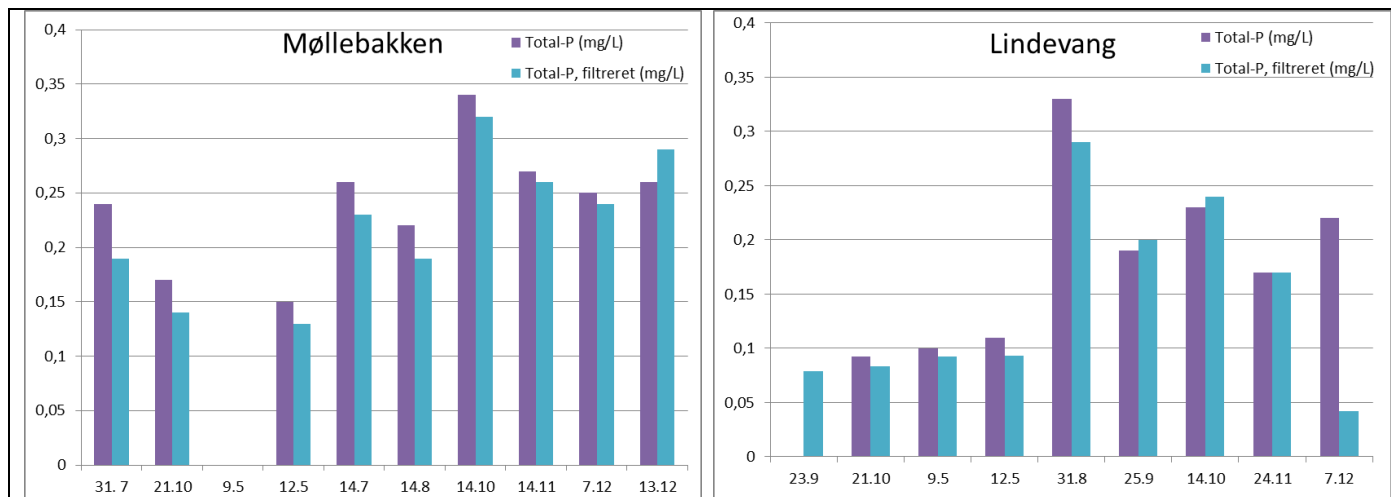


Figur 9: N-former målt i fem hændelser på Møllebakken og ni hændelser på Lindevang

Ammoniak-ammonium-værdierne for Møllebakken i intervallet 0,01-0,08 mg/L. For Lindevang er intervallet stort set det samme, nemlig 0,01-0,04 mg/L. Der er også hændelser for både Møllebakken og Lindevang hvor stoffet ikke findes i koncentrationer over detektionsgrænsen. Nitrat N for Møllebakken findes i intervallet 0,4-1,4 mg/L og for Lindevang 0,3-1,1 mg/L. Total N for Møllebakken 0,9-1,8 mg/L og for Lindevang 0,6-1,4 mg/L Ammoniak-ammonium målt d. 12. maj til 7,4 mg/L i perkolat fra Møllebakken. Da total-N i samme prøve kun var 1,4 mg/L antages ammoniak-ammonium målingen at være en fejl og er ikke medtaget i figur 5..

For opløst ammoniak+ammonium-N, er der et grundvandskrav på 0,5 mg/L og et drikkevandskrav på 0,04 mg/L. Det vurderes derfor ikke at der ved nogen af hændelserne er et problem med at nedsive til grundvandet. For opløst Nitrat-N<sub>2</sub>-N er der et drikkevandskrav på 11 mg/L og for total N er der et korttidskrav til udledning til ferskvand på 8 mg/L. N-værdierne i ovenstående hændelser overskrider ingen af disse krav.

Fosfor (P):

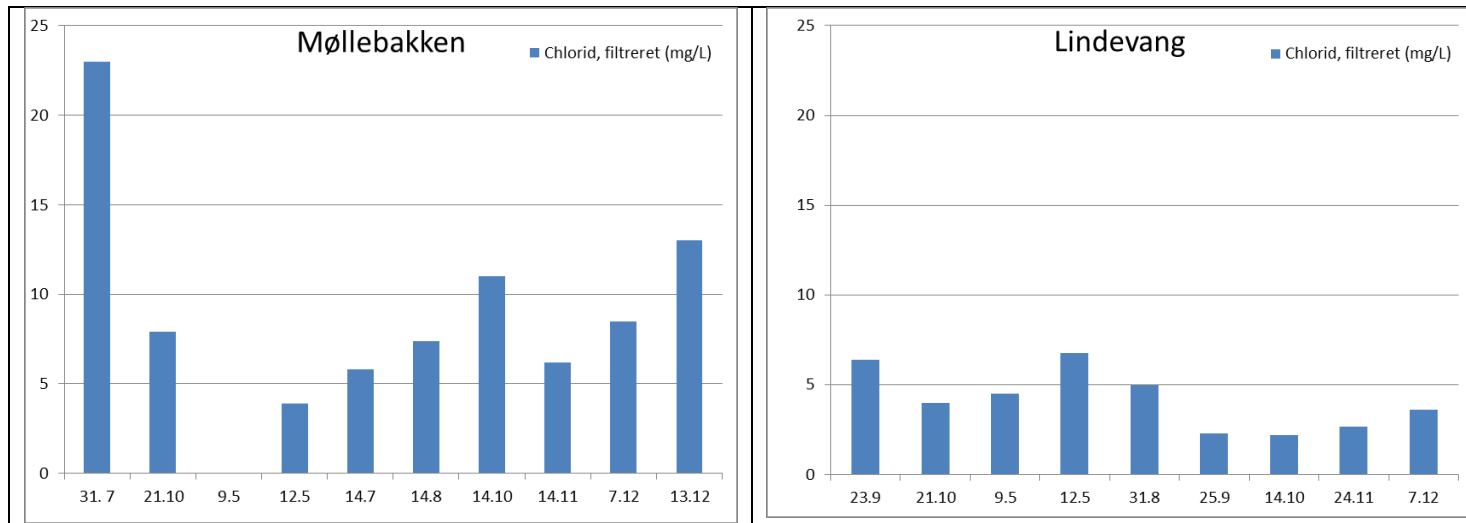


Figur 10: Fosfor målt i fem hændelser på Møllebakken og ni hændelser på Lindevang

Total P er målt ved alle hændelser begge steder og findes ved Møllebakken i intervallet 0,2-0,3 mg/L og ved Lindevang 0,1-0,3 mg/L. Det ses at størstedelen af det fundne P i perkolatet er på opløst form, idet koncentrationen for begge steder ligger i intervallet 0,1-0,3 mg/L.

Den grænseværdi der er fundet for fosfor er udledning til ferskvand som er 1,5 mg/L og denne værdi overskrides ikke i nogen af tilfældene.

Chlorid (Cl):



Figur 11: Opløst chlorid på Møllebakken og Lindevang, ved hhv. ti og ni regnhændelser.

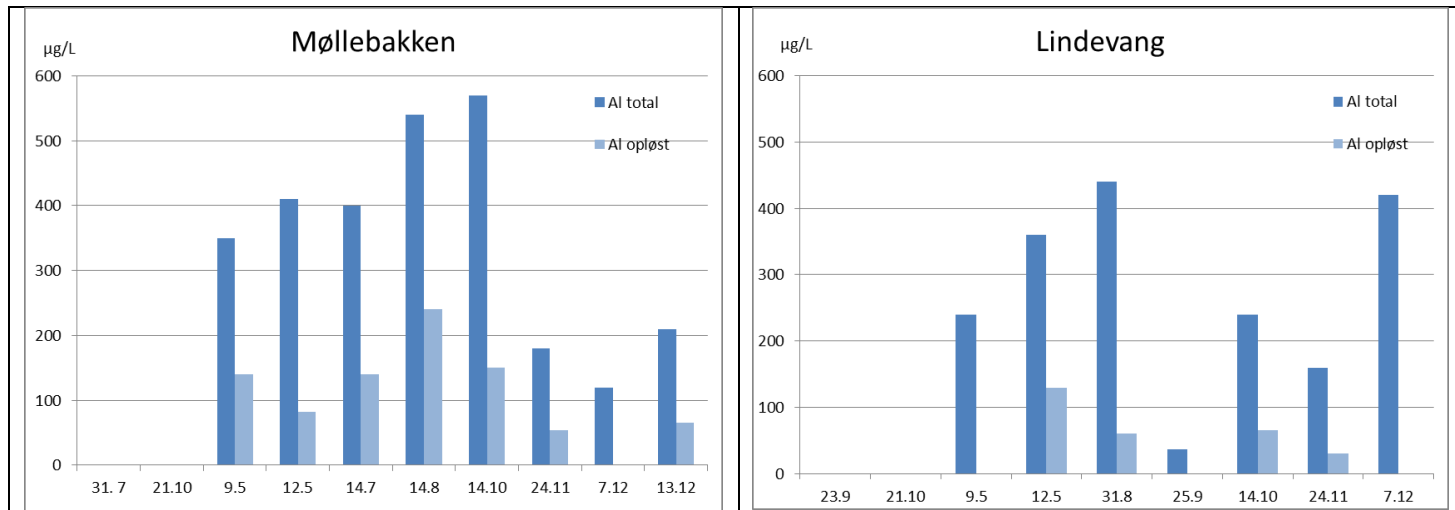
Der ses en variation for Cl i de enkelte regnhændelser – mest udpræget for Møllebakken. Dog er ingen af prøverne taget i en periode hvor der blev saltet – og da slet ikke i juli 2013 hvor den højeste kloridkoncentration er målt.. Det er igen her vi også så den højeste pH, så måske har der været en eller anden form for forurening af denne prøve. For Møllebakken ligger de andre hændelser i intervallet 4-13 mg/L og Lindevang 2-7 mg/L.

Drikkevandskravet for Cl er 250 mg/L. I ingen af hændelserne nærmer værdierne sig drikkevandskravet.

Selvom værdierne ikke overskrider drikkevandskravet kan det dog tænkes at lavere værdier kan have en effekt på jordstrukturen og plantevæksten i bedene.

Metaller:

### Aluminium (Al):

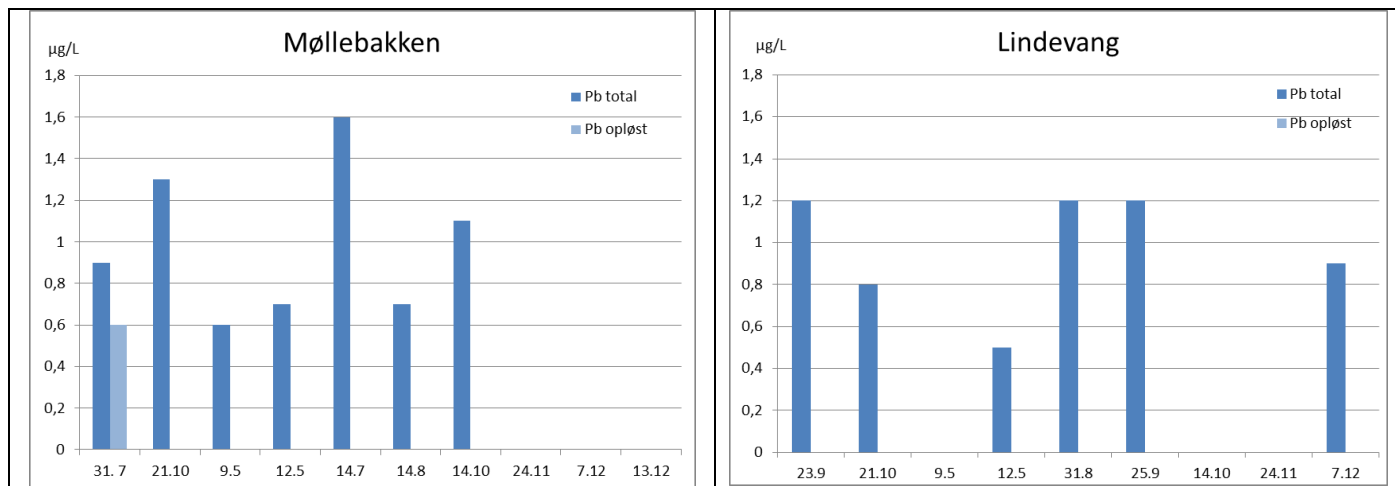


Figur 12: Aluminium målt i otte hændelser på Møllebakken og syv hændelser på Lindevang. Ved de første to hændelser begge steder var Al ikke inkluderet i analyserne

Ca. 1/3 af det målte Al er på opløst form ved Møllebakken, og endnu mindre ved Lindevang. . Sammenlignet med de andre målte metaller er koncentrationen af Al meget høj. Men Al findes også i naturligt i jorden som Al-oxider.

Den eneste grænseværdi der er fundet Al, er et drikkevandskrav til opløst Al på 100 µg/L hvilket overskrides i tre tilfælde på Møllebakken og et enkelt tilfælde på Lindevang.

Det kan også nævnes at når der søges om tilladelse til at Al-behandle søer, så kræver Miljøstyrelsen at koncentrationen af opløst Al i vandet efter behandling ikke overstiger 50 µg/L i højalkaline søer og omkring det halve i lavalkaline søer (personlig kommunikation Sarah Egemose, Syddansk Universitet).

Bly (Pb):

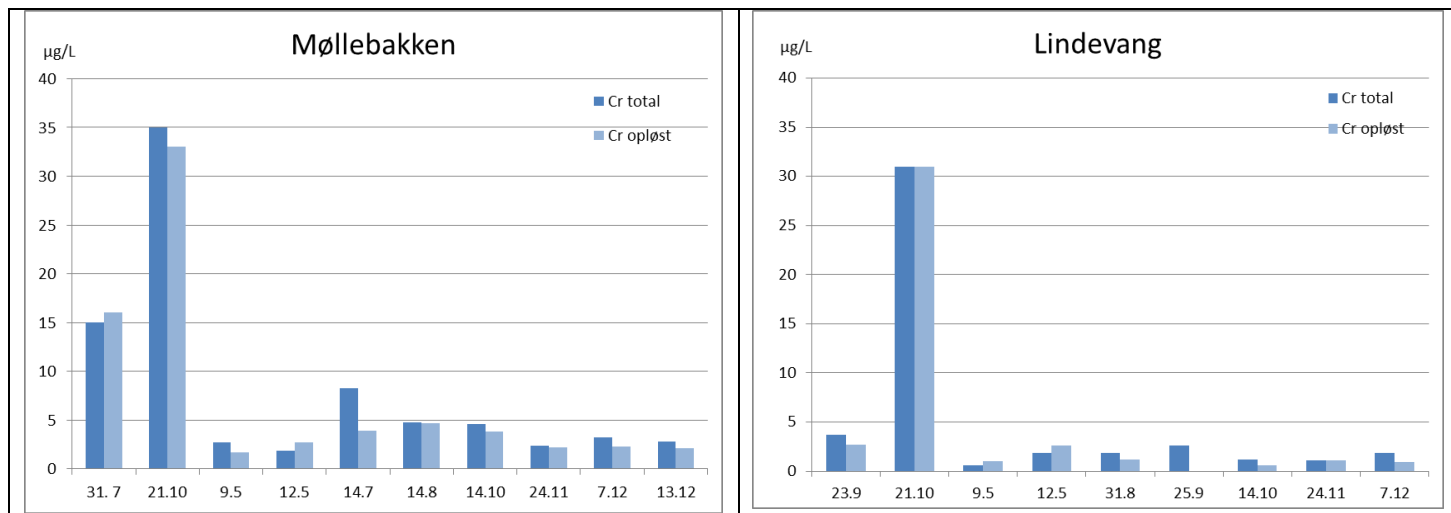
Figur 13: Bly målt i ti hændelser på Møllebakken og ni hændelser på Lindevang.

Bortset fra hændelsen d. 31. juli 2013 på Møllebakken findes bly kun tilknyttet partikulært materiale. Intet er på opløst form. På Møllebakken ligger totalindholdet i intervallet 0,6-1,6 µg/L, mens det på Lindevang ligger i intervallet 0,8-1,2 µg/L. I flere af hændelserne begge steder er bly ikke detekteret. Af grænseværdier for opløst bly kan nævnes at grundvandskravet er 1 µg/L, drikkevandskravet 5 µg/L og korttidskravet ved udledning til ferskvand er 0,34 µg/L. Da der generelt ikke måles opløst bly er ingen af disse krav overskredet, bortset fra den lidt mystiske hændelse d. 31. juli 2013 for Møllebakken.

Cadmium (Cd):

Cadmium er ikke vist grafisk da koncentrationen ved alle hændelser ligger under detektionsgrænsen (0,05 µg/L) for både opløst og total. Eneste undtagelse er en enkelt måling ved Lindevang, hvor Cd-total blev målt til 0,5 µg/L. Grundvandskravet til Cd er på 0,5 µg/L, drikkevandskravet til opløst Cd er 2 µg/L og korttidskravet for udledning af Cd til ferskvand er på 0,03 µg/L, og altså under detektionsgrænsen for Eurofins' analysemetode.



Krom (Cr):

Figur 14: Krom målt på Møllebakken og Lindevang, ved hhv. ti og ni regnhændelser.

Bortset fra tre hændelser (to på Møllebakken og en på Lindevang) ligger indholdet af Cr-total på Møllebakken i intervallet 1,9-8,3 µg/L og Cr-opløst i intervallet 1,7-4,7 µg/L. For Lindevang er Cr-total i intervallet 0,6-3,7 µg/L og Cr-opløst i intervallet 0,6-2,7 µg/L. Indholdet af Cr i perkolatet fra de to første hændelser på Møllebakken var total Cr 15 µg/L og opløst Cr 16 µg/L den 31. juli 2013 og efterfølgende total Cr 35 µg/L og opløst Cr 33 µg/L den 21. oktober 2013. Ved anden monitorerede hændelse på Lindevang den 21. oktober 2013 målt der en værdi på 31 µg/L Cr hvoraf al var på opløst form.

For Cr findes et grundvandskrav på maks. 25 µg/L, et drikkevandskrav på maks. 20 µg/L (total Cr, og 1 µg/L hvis det er Cr(VI)), og et krav ved udledning til ferskvand (kort tid) på maks. 4,9 µg/L.

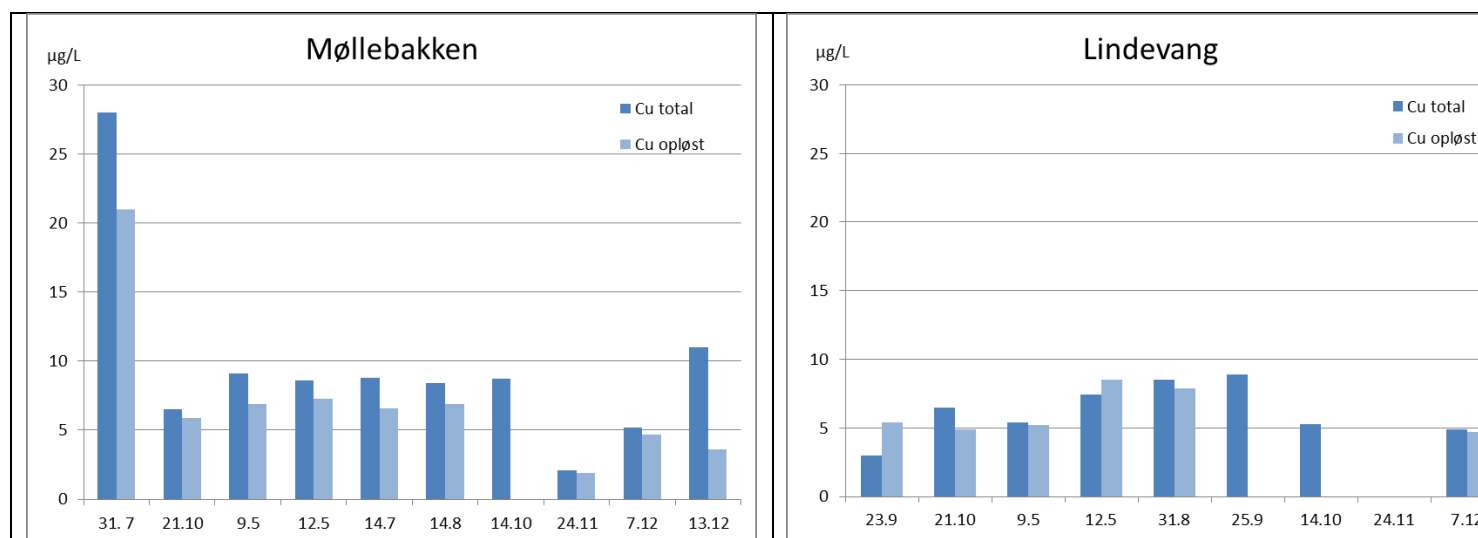
De høje Cr-værdier i de to hændelser på Møllebakken og i den ene hændelse på Lindevang er svære at forklare, da tidligere analyser af vejvand fra de stærkt trafikerede veje Aaboulevard og Jyllingevej har haft max-koncentrationer på max 30 µg/L og den maximal opløst koncentration på var 6,5 µg/L på Aaboulevard (Cederkvist, 2012). Der er ingen indløbsprøver fra selve vejbedene, men prøverne fra det nærliggende Krogebjerg viser at de højeste indløbskoncentrationer af Cr lå på 4 µg/L. For at vurdere om Cr kunne stamme fra cementen i beton-støttekonstruktionen omkring vejbedet blev en lille prøve heraf testet for frigivelse af Cr ved rysteforsøg i laboratoriet: 2x10 g cement fra hvert sted blev afvejet og tilsat 30 ml trippelionbyttet vand, rystet 24 timer og centrifugeret, hvorefter vandet blev analyseret for Cr. Den mængde Cr der blev frigivet her kunne godt forklare den observerede Cr i hændelserne (se tabel 5).

Tabel 8: Frigivelse af Cr fra cement ved rysteforsøg med to replikater (r1, r2) fra hvert sted.

Prøve	µg/L	µg Cr/g	pH
Møllebakken, r1	29,02	0,087	12,5
Møllebakken, r2	16,08	0,048	12,6
Lindevang, r1	22,73	0,068	12,5
Lindevang, r2	23,22	0,069	12,5

Årsagen til at den første prøve på Lindevang viser et lavt Cr-indhold kan skyldes forskelle i alder på bedene, idet Lindevang er blevet udstyret med vejbede ca. 1 år tidligere end Møllebakken. Med tiden må den mobiliserbare Cr forventes at være udvasket fra betonkonstruktionen, hvilket kan forklare efterfølgende lave koncentrationer. Når Cr findes på opløst form kan det enten være som Cr(III)-komplekseret med opløst organisk stof (DOC) eller som anionen Cr(VI). På de første hændelser fra Møllebakken blev der ikke målt kulstof i perkolatet, og det vides derfor ikke om indholdet var specielt højt i de to hændelser med højt Cr-indhold. Turbiditeten var højere ved første måling end ved de andre, hvor vi også observerede den høje pH værdi. Men anden regnhændelse for Møllebakken skilte hverken turbiditeten eller pH sig ud fra de andre hændelser. Ved Lindevang, hvor der blev målt TOC i alle perkolater, var TOC ikke højere i anden hændelse end de resterende otte. Det tyder altså på at det lækede Cr er som Cr(VI) som er den mest giftige form af Cr. Dette er vigtigt at holde sig for øje ved etablering af vejbede. Da det er svært at undgå udsivning af Cr til jorden og vandet omkring betonen vil det være bedst at bruge Cr-fri cement.

#### Kobber (Cu):



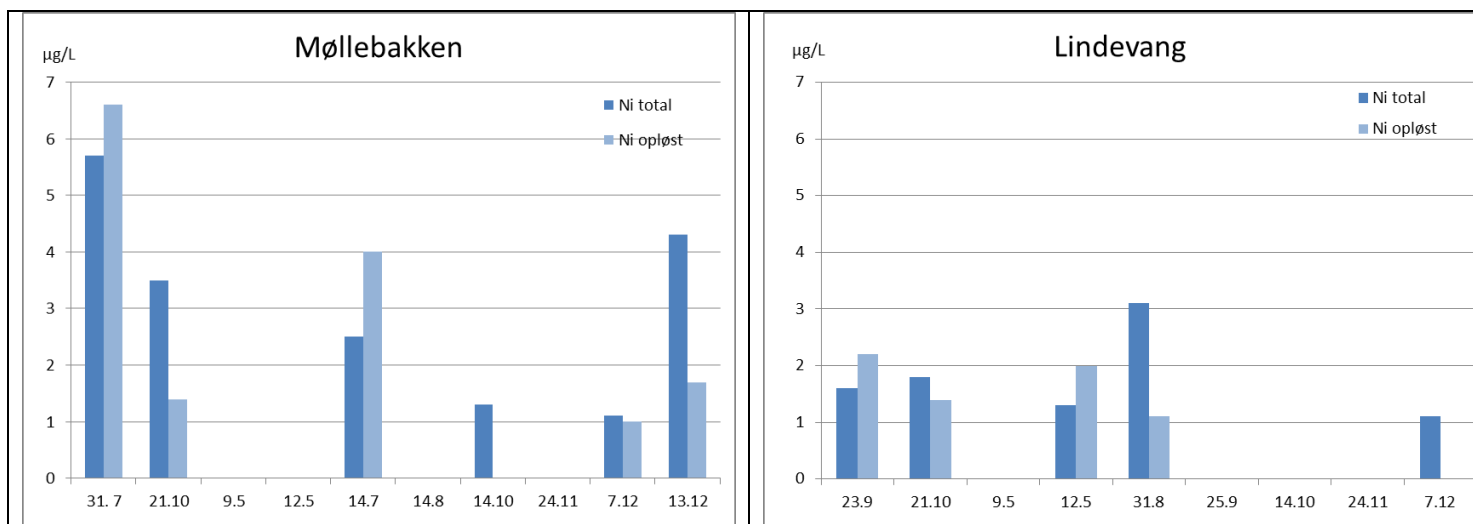
Figur 15: Sammenligning af Cu på Møllebakken og Lindevang, ved hhv. ti og ni regnhændelser.

Ved ni af hændelserne på Møllebakken findes total Cu i intervallet fra 2,1-11 µg/L og på opløst form 1,9-7,3 µg/L. For Lindevang findes Cu i alle 9 hændelser i intervallet fra under detektionsgrænsen på <1 µg/L til 8,5 µg/L for Cu total – og størstedelen af det er på opløst form igen fra under detektionsgrænsen <1 µg/L og op til 8,5 µg/L. Igen skiller første hændelse på Møllebakken 31. juli 2013 sig ud. Her findes en koncentration på 28 µg/L hvoraf de 21 µg/L er på opløst form.

Grænseværdien for Cu i grundvand og drikkevand er på 100 µg/L som ikke overskrides i nogen af tilfældene. Ved udledning til ferskvand er der et korttidskrav for opløst Cu på maks. 1 µg/L, hvilket overskrides i stort set alle de monitorerede hændelser.

Med undtagelse af den første hændelse på Møllebakken, ligger målingerne for begge steder i samme interval, uden store forskelle mellem regnhændelser.

Nikkel (Ni):



Figur 16: Sammenligning af Ni på Møllebakken og Lindevang, ved hhv. ti og ni regnhændelser.

Ved flere af regnhændelserne på begge lokaliteter kunne Ni ikke detekteres. De steder hvor Ni blev detekteret var størstedelen af Ni på opløst form.

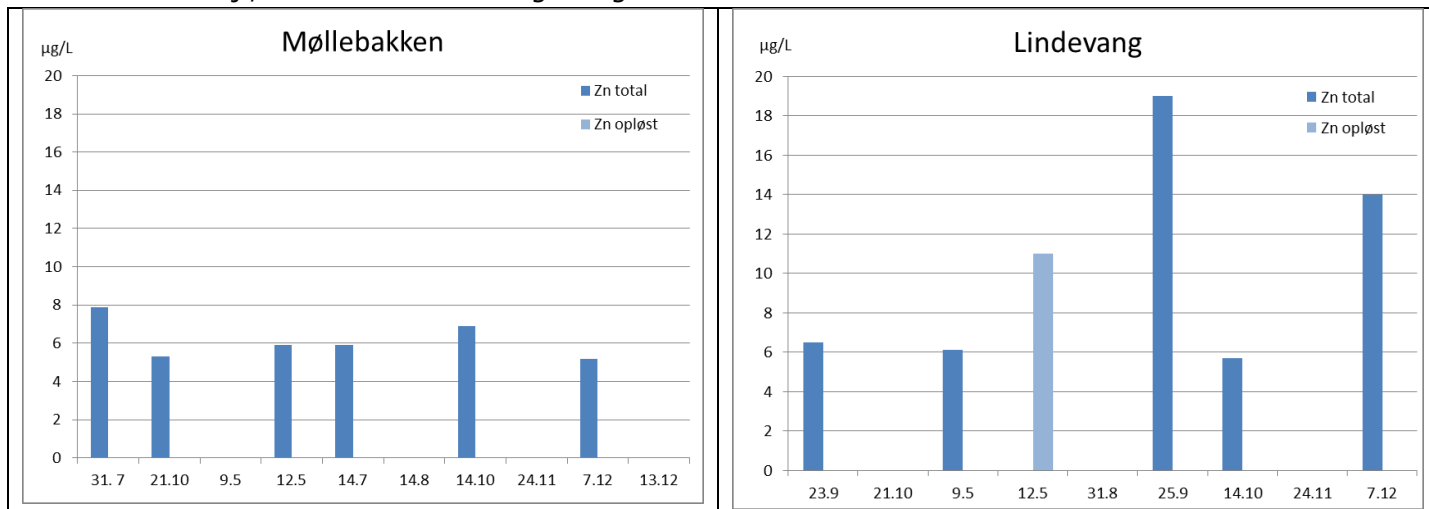
Ved Lindevanghændelsen 23.9 2013 er opløst Ni mere end fire gange højere end total Ni, hvilket må tilskrives en analysefejl.

På Møllebakken blev Ni fundet i intervallet under detektionsgrænsen på 1 µg/L og op til 5,7 µg/L for total Ni – og i intervallet under detektionsgrænsen og op til 6,6 µg/L for opløst Ni. For Lindevang lå Ni i samme interval med værdier fra under detektionsgrænsen op til 1-1,8 µg/L for Ni total, og værdier fra under detektionsgrænsen og op til 2,2 µg/L for Ni opløst.

Korttidskravet ved udledning til ferskvand er på maks. 2,3 µg/L for opløst Ni, hvilket overskrides i flere af tilfældene, mens drikkevandskravet på maks. 20 µg/L og grundvandskravet på 10 µg/L ikke overskrides i nogen af tilfældene.

### Zink (Zn):

Alt målt Zn findes som total Zn, med en enkelt undtagelse den 12. maj 2014, som imidlertid må være en fejl, eftersom totalmålingen siger 0.



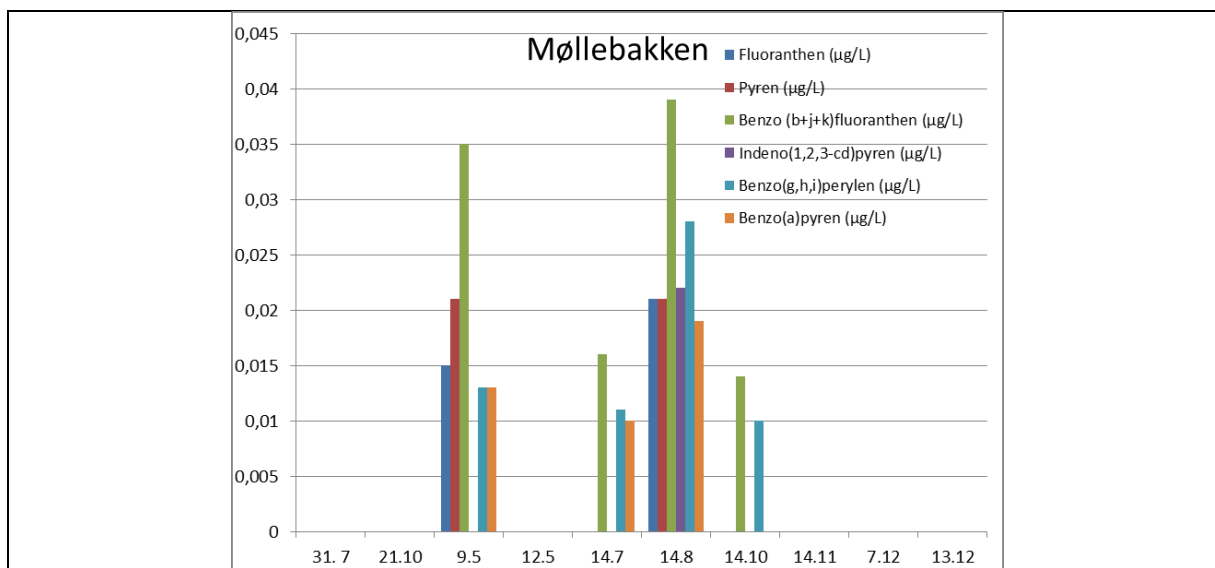
Figur 17: Sammenligning af Zn på Møllebakken og Lindevang, ved hhv. ti og ni regnhændelser.

I flere af regnhændelserne er Zn ikke detekteret. På Møllebakken findes Zn-total i intervallet under detektionsgrænsen på 5 µg/L og op til 7,9 µg/L, og på Lindevang i intervallet under detektionsgrænsen og op til 14 µg/L.

Grænseværdierne for opløst Zn er korttidskrav ferskvand 7,8 µg/L og 100 µg/L for både drikkevand og grundvand. Der er en tendens til at Zn-værdierne er lidt højere på Lindevang end på Møllebakken.

### PAH-forbindelser:

På Møllebakken blev der analyseret for PAH-forbindelser ved alle regnhændelser, men kun i fem af regnhændelserne blev PAH-forbindelser fundet over detektionsgrænsen, og det var langt fra alle forbindelser, der blev fundet hver gang. De fundne PAH-forbindelser i regnhændelser fra Møllebakken er vist i figur 14 nedenfor. Analyse af PAH-forbindelser var kun medtaget i det udvidede program for Lindevang, og ved en af prøvetagningerne var der ikke nok vand til at analysen kunne gennemføres. Der findes derfor tre hændelser fra Lindevang, der er analyseret for PAH. I alle tilfælde var koncentrationen af forbindelserne under detektionsgrænsen på 0,01 µg/L, på nær en enkelt måling af benzo(a)pyren på 0,018 µg/L.



Figur 18: PAH-forbindelser fundet over detektionsgrænsen ved ti hændelser på Møllebakken.

De PAH-forbindelser, der blev detekteret i en eller flere prøver, var fluoranthen, pyren, benzo(b+j-k)fluoranthen, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(g,h,i)perylene.

Summen af PAH må ifølge GKV ikke overstige 0,1 µg/L. Desuden må benzo(a)pyren ikke overstige 0,01 µg/L. For de andre nævnte PAHer kan nævnes at der for fluoranthen er en grænseværdi på 0,1 µg/L for både korttidsudledning til ferskvand og drikkevand.

Pyren har et krav på maks 0,0046 µg/L ved korttidsudledning til ferskvand, og tilsvarende har Benzo(b+j+k)fluoranthen et maks krav på 0,003 for korttidsudledning til ferskvand og 0,1 µg/L for drikkevand.

For Indeno(1,2,3)pyren findes ingen nedfældede krav.

Benzo(g,h,i)perylene har maks-krav på 0,002 µg/L ved korttidsudledning til drikkevand.

Nogle af ovennævnte PAHer overskrider kravene for udledning til ferskvand. For nedsivning til grundvand er der to hændelser hvor benzo(a)pyren overskrider grundvandskravet, og et enkelt tilfælde hvor summen af PAH-forbindelser gør.

## **Referencer**

Miljøministeriet 2014: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand

Cederkvist, Karin (2012): Chromium in stormwater runoff – Determination and control options. PhD thesis