

Teknologier til fjernelse af mikroforureninger i regnvandsbetingede udledninger fra veje og kunstgræsbaner **MUDP-projekt**

MUDP rapport

Februar 2024

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Jonas Aagaard (Sweco)

Peter B. Mortensen (Eurofins)

Alissa C. U. Jørgensen (Eurofins)

Mikkel Sandager (Danova)

Steen Frantzen (Dansand)

Frank B. Rasmussen (TECHRAS Miljø)

Julie G. Jensen (TECHRAS Miljø)

ISBN: 978-87-7038-594-7

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

Må citeres med kildeangivelse

Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram

Projektet, som er beskrevet i denne rapport, er støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet, der støtter udvikling, test og demonstration af miljøteknologi.

MUDP investerer i udvikling af fremtidens miljøteknologi til gavn for klima og miljø i Danmark og globalt, samtidig med at dansk vækst og beskæftigelse styrkes. Programmet understøtter dels den bredere miljødagsorden, herunder rent vand, ren luft og sikker kemi, men understøtter også regeringens målsætninger inden for klima, biodiversitet og cirkulær økonomi.

Det er MUDP's bestyrelse, som beslutter, hvilke projekter der skal modtage tilskud. Bestyrelsen betjenes af MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen.

MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5, 5000 Odense | Tlf. +45 72 54 40 00

Mail: ecoinnovation@mst.dk

Web: www.ecoinnovation.dk

Denne slutrapport er godkendt af MUDP, men det er alene rapportens forfatter/projektlederen, som er ansvarlige for indholdet. Rapporten må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Konklusion og sammenfatning	6
Conclusion and summary	7
1. Forkortelser	8
2. Indledning	9
2.1 Udledning af belastet overfladevand	9
2.2 Grupper af kritiske mikroforureninger	10
2.3 Behov for udvikling af nye standarder til mikroplastanalyser	11
3. Teknologibeskrivelser	12
3.1 Danova – monitorering og first flush-styring	12
3.2 TECHRAS Miljø – Pile cloth media filter med høj kapacitet	13
3.3 Dansand – Specialfiltermuld	14
4. Lokationsbeskrivelser	16
4.1 Afløb fra veje	16
4.2 Drænvand- og overfladevand fra kunstgræsbaner	17
5. Oprensning og analyse af urene matricer for mikroplast og -gummi	19
5.1 Udvikling af ny analysemetode for mikroplast og -gummi i urene matricer	19
5.2 Resultater	19
5.2.1 Optimale filtre til genfinding af positive blankprøver	20
5.2.2 Sammenligning af H ₂ O ₂ og enzymprotokol med tidligere anvendt metode	21
6. Resultater og diskussion	25
6.1 Monitoreringsdata	25
6.1.1 Eskelunden	26
6.1.2 Viengevej	28
6.2 Rensegrader	34
6.3 Rensegrader og udvaskningsforsøg	39
7. Nationalt potentiale for reduktion af belastede udledninger	44
7.1 Datagrundlag	44
7.2 Fokuseret indsats	45
7.2.1 Kombinationer og priser	48
7.2.2 Behandling af direkte udledninger	51
7.2.3 Behandling af udledninger til bassin	51
8. Konklusion	53
9. Referencer	56

Forord

Dette dokument er den afsluttende rapport for projektet "Teknologier til fjernelse af mikroforureninger i regnvandsbetingede udledninger fra veje og kunstgræsbaner". Projektet er støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet.

Projektet har til formål at udvikle og teste komponenter, der hver for sig og i samspil kan bidrage til at reducere udledning af mikroforureninger fra regn- og overfladevand. I rapporten vil projektets partnere forsøge at konkretisere aspekter som rensegrader, tekniske specifikationer og økonomi. Det er partnernes håb, at konkretiseringen kan sænke tærsklen for indføring af vigtige renseløsninger, til gavn for sårbare vandmiljøer og grundvand, samt afhjælpe den nuværende problemstilling med voksende mængder mikroplast og -gummi i akvatiske miljøer.

Projektgruppe:

Anne Laustsen, Aarhus Vand

Lasse Hansen, Aarhus Vand

Peter B. Mortensen, Eurofins

Alissa C. U. Jørgensen, Eurofins

Mikkel Sandager, Danova

Lone Bidsted, Danova

Steen Frantzen, Dansand

Frank B. Rasmussen, TECHRAS Miljø

Julie G. Jensen, TECHRAS Miljø

Steffen Brandt Hussmann, TECHRAS Miljø

Mie Henriette Løve Orholt, TECHRAS Miljø

Jonas Aagaard, Sweco

Konklusion og sammenfatning

Danske vandmiljøer er i dag belastet af mikroforureninger fra flere kilder. En af kilderne er regnvandsbetingede udledninger, der i stigende grad udledes til miljøet uden at blive behandlet på et renseanlæg. Projektets formål var at udvikle og teste kompakte teknologier til rensning af regnvandsbetingede udledninger, samt udvikle overvågningsmetoder til udledningen af mikroforureninger.

I den forbindelse har Eurofins udviklet en ny analysemetode til oprensning af urene matricer, der blev anvendt til mikroplastanalyser i projektet og Danova har udviklet og testet en sensor-enhed til onlinemonitorering, der kan generere og sammenholde data for hydraulisk belastning og forureningsgrad. Danovas enhed kan anvendes til styring af flow til renseteknologier og prøvetagningsenheder.

Der blev udviklet to renseteknologier i projektet, og deres effekt blev testet på relevante lokationer. TECHRAS Miljø demonstrerede effekten af et skivefilter med en specialdug. Filteret benævnes som et pile cloth media-filter (PCM), og det blev testet ved et udledningspunkt, der primært belastes af et større vej- og broanlæg. Filteret udviste rensegrader for mikroplast, suspenderet stof og fosfor på hhv. 91%, 73% og 57%, samt rensegrader for tungmetaller og polycykliske aromatiske kulbrinter i et spænd på hhv. 35%-71% og 73%-89%.

Den anden renseteknologi, der blev udviklet af Dansand, var en filtermuld med specialmineralet Blueguard®. I laboratorieforsøg viste filteret rensegrader for mikroplast på 98% og tungmetaller i området 71%-79% på nær for metallerne arsen og zink, for hvilke der blev observeret til hhv. 36% og 59%. Demonstration og dokumentering af anlæggets funktion i pilotskala var udfordret af generel lav belastning med mikroforureninger, der gjorde det vanskeligt at validere laboratorieresultaterne. Flere parametre blev ikke målt over analysemetodens detektionsgrænse eller viste så lav en indløbskoncentration, at der ikke kunne demonstreres høje rensegrader, da afstanden fra startkoncentration til detektionsgrænse ikke var tilstrækkelig høj. For at identificere den mest effektive udnyttelse af de testede teknologier, blev der udført data-analyse på data fra en national database for udledningspunkter. Analysen understøttede en fokuseret indsats mod udledningspunkter med årlige udledninger på mellem 50.000 og 500.000 m³. Denne indsats kan potentielt behandle 49% af årlige regnvandsbetingede volumener ved implementering af renseteknologier ved ca. 8% af det totale antal udledningspunkter.

Omkostningerne ved denne strategi er estimeret til DKK 530 mio. for behandling af direkte udledninger og DKK 945 mio. for behandling af udledninger til regnvandsbassiner. Den samlede udgift bliver altså DKK 1.475 mio. for anskaffelse samt drift, service og vedligehold i 10 år. Ligeledes fordelt på kommuner svarer det til 14-15 anlæg pr. kommune til en total pris på ca. DKK 15 mio. pr. kommune.

Effekten af denne strategi er vanskelig at kvantificere, da datagrundlaget for mikroforureninger fra regnvandsbetingede udledninger fortsat er meget begrænset. Der skal gøres en indsats for at udvide datasættet og afdække graden af forurening, som udledes fra regnvandsbetingede udledninger.

Conclusion and summary

Danish aquatic environments receive micropollutants from several sources. One source is rain-related discharges. It is becoming increasingly common to discharge rain- and surface water directly to the environment to relieve wastewater treatment plants from large hydraulic loads. The purpose of this project was to develop and test compact treatment technologies for rain-related discharges and create ways to monitor the discharge of micropollutants.

To support the purpose of the project Eurofins developed a new method of purification for impure matrices, that was used for microplastic analysis throughout the project and Danova developed a sensor unit to deliver online data monitoring and an ability to collate data describing hydraulic load and degree of pollution. The unit can be used to control the flow of polluted surface water into treatment units and sampling units. Two cleaning technologies were developed in the project and their effect was tested at relevant locations.

Two treatment technologies were developed in this project and their effect was demonstrated on relevant locations for rain-water discharge. The first technology was a disc filter developed by TECHRAS Miljø. The filter features a surface of patented cloth with long densely placed fibers. The filter is referred to as a pile cloth media filter (PCM) or a long-pile carpet due to the filter cloths appearance. The long-pile carpet filter was tested at a discharge location, which was receiving most of its pollution load from a road and bridge system. Removal degrees for microplastics, suspended solids and phosphorous of respectively 91%, 73% and 57% was found. Furthermore, removal degrees for heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons were found in ranges of 35%-71% and 73%-89% respectively.

The second treatment technology was developed by Dansand and was a filter mulch with 10% added Blueguard®, which is a special mineral. In laboratory tests, the filter mulch displayed removal rates for microplastics of 98% and heavy metals in the range 71%-79%, except for the metals arsenic and zinc, which were observed to be 36% and 59% respectively. Demonstration and documentation of the plant's function on a pilot scale was challenged by a generally low load of micropollutants that made it difficult to validate the laboratory results. Several pollution parameters were not measured above the detection limit of the analytical method or showed such a low inlet concentration, that high degrees of purification could not be demonstrated, as the distance from the initial concentration to the detection limit was not sufficient. To identify the most effective implementation of the tested technologies a data analysis based on data from a national database on discharges was performed. The analysis supported a focused effort towards discharges with an annual discharge volume of 50,000-500,000 m³. This approach can potentially affect 49% of the total Danish rain-related discharges by implementing treatment of approximately 8% of the total number of discharges.

The cost of this strategy was estimated to be DKK 530 million for treatment of direct discharges and DKK 945 million for treatment of discharged volumes to rainwater basins. The estimate of total expenditure for the combined categories is 1,475 million. The price includes purchase, as well as operation, service, and maintenance for 10 years. Subdivided on municipalities the number of treated discharge points is on average 14-15 and the cost of these facilities are approximately DKK 15 million per Danish municipality.

The effect of this strategy is difficult to quantify, as the data pool for micro pollution from rainwater-related discharges is still very limited. An effort must be made to expand the data set and uncover the degree of pollution derived from rainwater-related discharges.

1. Forkortelser

Plast og gummityper:

PIP	Polyisopren (gummi)
PBD	Polybutadien (gummi)
SBR	Styren butadien (gummi)
PE	Polyethylen (HD/LD)
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
PET	Polyethylenterephthalat (polyester)
PA-6	Polyamid 6 (nylon)
PMMA	Polymethylmetakrylat (akryl/Plexiglas®)
PC	Polycarbonat

Oprensningsmetoder:

KOH	Kaliumhydroxid (Basisk behandling)
H ₂ O ₂	Brintoverilte (oxidering)
Enzym.	Enzymatisk nedbrydning

Andet:

SS	Suspended Solids (partikulært materiale)
P	Fosfor
PAH'er	Polycykliske aromatiske kulbrinter (tjærestoffer)
FNU	Formazin Nephelometric Unit (enhed for turbiditet)
BAT	Best available technology
Pyr.-GC/MS	Pyrolysis-gas chromatography/mass sepectomotry (analysemetode)

2. Indledning

Implementering af separatkloakering i Danmark medfører simplere og bedre styring af belastningen af renseanlæg, da regnvand ikke længere introducerer store udsving i mængder og koncentrationer i det tilladte spildevand. Desuden reduceres risikoen for overløb af fortyndet spildevand, der belaster de vandmiljøer, der agerer recipienter. Udfordringen med separatkloakering er, at overfladevand ikke er rent, som separatkloakering delvist forudsætter. Inden udledning har regnvandet strømmet på diverse overflader, hvor bl.a. plast-, gummi- og sodpartikler ophobes i perioder med tørvejr. I de kommende år skal der findes løsninger til at afhjælpe forureninger fra direkte udledninger af overfladevand.

2.1 Udledning af belastet overfladevand

Antagelsen om, at regnvand er rent og uden problemer kan udledes til recipienter eller nedsi-ves, er ikke fyldestgørende (Vollertsen, Juul, Nielsen, Veldt, & Hvitved-Jacobsen, 2012). Tidligere var syrerregn en udfordring for vand- og jordkvalitet. Syrerregn dannes, når f.eks. svovldi-oxid (SO_2) eller nitrogenoxider (NO_x) frigives til atmosfæren. Frigivelsen foregår ofte ved af-brænding af fossile brændsler. I dag er udfordringen med syrerregn reduceret ved tiltag som røggasrensning på forbrændingsanlæg og implementering af katalysatorer på køretøjer. Belastede regnvandsudledninger kan ikke på samme måde som syrerregn reduceres ved kil-den. Mange af de forureninger, regnvandsudledningerne bidrager med, kommer fra flere de-centrale kilder og fordeler sig på store arealer som veje, tage og parkeringspladser. Det første punkt, hvor forureningerne er samlet i samme enhed, er altså i regnvandsledninger, og det er her en løsning mest effektivt kan implementeres. Forureningerne inkluderer tungmetaller, næ-ringsstoffer, miljøfremmede stoffer som polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) og mikro-plast og -gummi.

Den anvendte *Best Available Technology* (BAT) er fortsat regnvandsbassiner, der består af et større areal med en lavning, der har et permanent vandspejl og forskellige kombinationer af tekniske tiltag (DANVA, 2018). Tekniske tiltag dækker i denne sammenhæng over forbassiner, neddykkede udløbsrør, adskillelse af indløbs-/udløbsrør, olieudskillere, sandfang, bundmembra-ner, m.fl. Regnvandsbassiner har en dokumenteret effekt på partikler og partikelbundne foru-reninger (Vollertsen, Hvitved-Jacobsen, & Nielsen, Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner, 2012). Der er dog flere problemstillinger ved den nuværende BAT-løsning. Partiklerne, der tilbageholdes, ophobes som sediment i bassinet, hvilket betyder, at forurenin-gen også ophober sig i bassinet, indtil mængden af sediment nødvendiggør en oprensning. Oprenses bassinet ikke på det rette tidspunkt, vil dele af sedimentet resuspenderes og blive udledt til recipienten. For korrekt dimensionerede bassiner med en permanent vandstand på 1-1,5 m er det nødvendige oprensningsinterval ca. hvert 30. år. Dette interval er selvfølgelig af-hængigt af lokale forhold som partikelbelastning, vedligeholdelse, overløb fra spildevandsled-ninger og tiltag som sandfangsbrønde eller forbassiner. For bassiner, der er dimensioneret med en mindre vandstand, reduceres oprensningsintervallet og kan gå helt ned til 3-5 år for et bassin med 80 cm permanent vandstand (Vollertsen, Hvitved-Jacobsen, Nielsen, & Gabriel, Våde bassiner til rensning af separat regnvand, 2012).

Renseeffekt og behov for oprensning i regnvandsbassiner er afhængige af korrekt og rettidigt vedligehold og opsyn. Bassinerne kan være sårbare overfor revner i den omkringliggende membran, der ofte består af ler eller bentonit. Revner kan f.eks. opstå under oprensning eller ved pres fra det underliggende grundvand. Utætheder i bassinets membran kan være svære at opdage, og der er risiko for, at miljøfremmede stoffer kan komme i kontakt med det under-liggende grundvand og udgøre en forureningsfare for nærliggende vandmiljøer og drikke-vandsressourcer i undergrunden. Regnvandsbassiner er desuden afhængige af pleje for at

vedligeholde deres funktion. Det betyder blandt andet, at beplantningen i bassinet skal holdes, så bassinet ikke gror til. Ved manglende vedligehold nedsættes bassinets renseevne og muligvis også bassinets volumen til opstuvning ved større regnvejrshændelser.

I dette projekt vil de kompakte renseteknologier både sammenholdes med scenarier, hvor overfladevand ikke renses, men udledes direkte til recipienter, og scenarier, hvor vandet ledes til et regnvandsbassin inden udledning til recipient. Gevinsten ved at behandle belastet vand, der i dag udledes uden rensning, er åbenlys, men det forventes også, at projektet kan illustrere teknologiernes fordele i forhold til traditionelle regnvandsbassiner. De kompakte teknologier forventes at kunne supplere de eksisterende regnvandsbassiner, da bassinerne også udfylder behovet for opstuvningsvolumen ved større regnhændelser.

2.2 Grupper af kritiske mikroforureninger

Analysepakken, der anvendes i dette projekt, består af målinger af mikroplast og -gummi, metaller, polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er), fosfor (P) og suspenderet stof (SS). Komponenterne i pakken er valgt ud fra tidligere studier, hvor disse stoffer er målt i overfladevand fra vejnet og kunstgræsbaner og på baggrund af den potentielle risiko, de udgør i vandmiljøer og i fødekæden. Overordnet analyseres der på tre fraktioner – organisk belastning, partikulær forurening og miljøfremmede stoffer. Benævnelsen mikroplast fungerer i denne rapport som fællesbenævnelse for mikroplast og -gummi.

Mikroplast

Man observerer i dag en ophobning af mikroplast i naturen generelt, men særligt i akvatiske miljøer, hvor partiklerne kan optages i fødekæden og opkoncentreres. Man har endnu ikke indikationer af, at plasten i sig selv er skadelig for dyr eller mennesker, men ud fra et forsigtighedsprincip ønsker man at reducere den fortsatte udledning af mikroplast. Andre forureninger, der kan have negativ indflydelse på helbred og miljø, kan adsorbere til mikroplast-partikler og derved blive transporteret med videre til andre miljøer. Udledning af overfladevand fra vejssystemer er den største kilde til mikroplast i miljøet (Hann, et al., 2018). Store mængder afriv fra dæk og mikroplast fra vejstriber og lignende udledes i Europa direkte til vandmiljøer. Det er allerede muligt at finde mikroplast i produkter til humant konsum (Udovicki, Andjelkovic, Cirkovic-Velickovic, & Rajkovic, 2022).

Suspenderet stof

SS dækker over alt partikulært stof, hvilket bl.a. inkluderer mikroplast, sand og organisk stof. Denne parameter kan muligvis relateres til mængden af mikroplast og derved reducere analyseomkostninger og udvide det tilgængelige datagrundlag betragteligt. Derudover bidrager SS til at beskrive den partikulære belastning af regnvandsbassiner, som medfører sedimentophobning.

Fosfor

Analyser for fosfor beskriver den organiske belastning, der har stor betydning i recipienter og regnvandsbassiner, da den bidrager til algeopblomstring og iltvind. Hvis udledningen af fosfor begrænses, kan forholdene i diverse recipienter forbedres, og renseeffekten af regnvandsbassiner kan bibeholdes med reducerede udgifter til vedligehold til følge.

Polycykliske aromatiske kulbrinter

PAH'er er tjærestoffer, der typisk dannes ved ufuldstændig forbrænding af træ, kul eller olie. Stofferne frigives bl.a. ved menneskelig aktivitet via køretøjer, asfalt, forbrændingsanlæg, olie- eller brændstofsild samt eksisterende jordforurening m.fl. PAH'er anses for at være allestedsnærværende i naturen i varierende koncentrationer (Abdel-Shafy & Mansour, 2016). Disse stoffer er bredt beskrevet som værende kræftfremkaldende, mutagene, teratogene og immunundertrykkende for mennesker ved længerevarende eksponering til særligt de større PAH-molekyler (Mallah, et al., 2022). Udover stoffernes effekt på det menneskelige helbred, er PAH'er

også kendt for at være toksiske for bl.a. fisk og invertebrater. Forurening med disse stoffer er derfor kritisk for tilstanden af danske vandmiljøer (Koelmans, Bakir, Burton, & Janssen, 2016).

Tungmetaller

I gruppen tungmetaller testes der for Arsen (As), Bly (Pb), Cadmium (Cd), Krom (Cr), Kobolt (Co), Kobber (Cu), Kviksølv (Hg), Nikkel (Ni) og Zink (Zn). Forurening med tungmetaller påvirker både helbred og miljø, idet de fleste tungmetaller er forbundet med øget risiko for visse kræfttyper og toksicitet ved forhøjede koncentrationer. Flere metaller er vigtige og nødvendige for planter og dyr i lave koncentrationer, men kan have skadelige effekter, når behovet overstiges (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012) (Mitra, et al., 2022).

2.3 Behov for udvikling af nye standarder til mikroplastanalyser

Den første opgave i projektet er at udvikle en analysemetode til mikroplast og -gummi i urene matricer. Der findes i dag fungerende standarder for mikroplast-analyser i rene matricer, men oprensningen af urene matricer introducerer en udfordring, der ikke er løst på nuværende tidspunkt. For at kunne analysere forskellige scenarier, på forskellige lokationer, i forskellige matricer og sammenligne resultaterne på en meningsfuld måde, er det nødvendigt med en standardiseret analysemetode. I dette projekt er et delmål, at Eurofins A/S udvikler en metode til oprensning af urene matricer, der på sigt kan godkendes som standard på området.

Den primære udfordring med oprensning af prøver til mikroplast-analyser er kompleksiteten af det medie, der ønskes kvantificeret. Da der er flere stoffer med forskellige kemiske kompositioner, begrænses udvalget af kemiske oprensningsmetoder, da plast- og gummistoffer nedbrydes under forskellige forhold. Kemikalierne skal bidrage til oprensning af matricen uden at nedbryde komponenter, der ønskes undersøgt for. Derudover er det fordelagtigt med så få oprensningstrin som muligt, da der er risiko for tab af mikroplast ved den filtrering, der efterfølger hver kemisk behandling. Målet er en mikroplast-analysemetode, der ikke er for dyr, arbejds-kraftintensiv, langsom eller har for mange gentagelser, der øger usikkerheden i den endelige analyse.

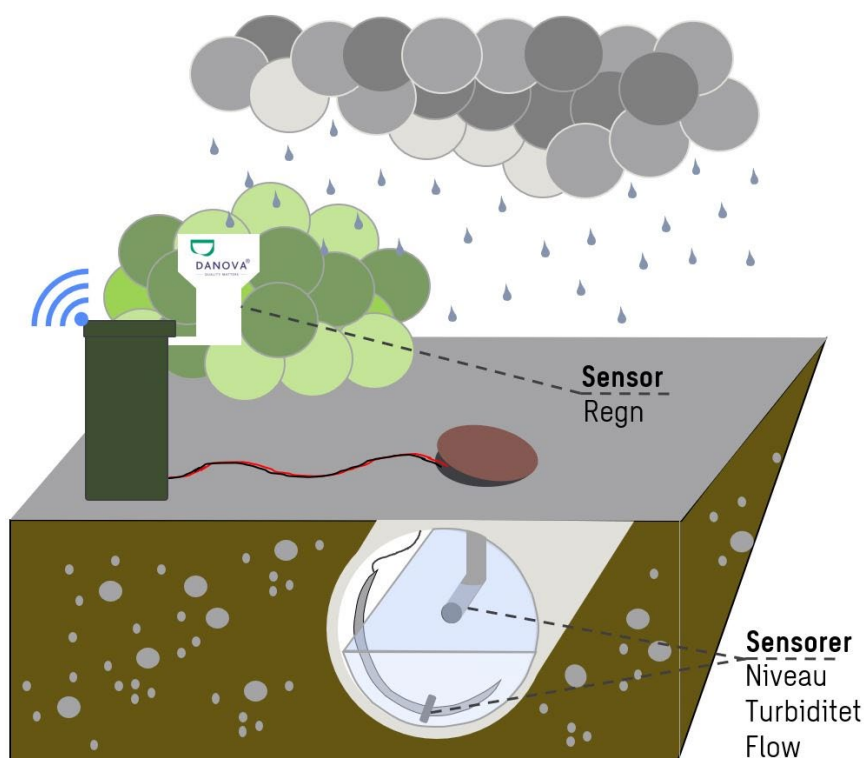
3. Teknologibeskrivelser

I dette afsnit beskrives der tre teknologier, som i forskellige kombinationer forventes at kunne løse udfordringen med rensning af regnvandsbetingede udledninger. Teknologierne udvikles og leveres af Danova, TECHRAS Miljø og Dansand. Danova skal udvikle og teste en enhed til online monitorering af udledninger, mens TECHRAS Miljø og Dansand skal udvikle og levere filtreringsteknologier til rensning af belastede udledninger.

3.1 Danova – monitorering og first flush-styring

Danova har over 30 års erfaring inden for instrumentering og måling. I dette projekt udvikles og testes Danovas sensorer til regulering efter first flush-princippet (første skyl). Begrebet dækker over det første vand, der i forbindelse med en regnhændelse lander på tage, veje, parkeringspladser, osv., hvorefter det løber i kloaksystemet. Fra både overflader og kloakrør, samler vandet forureninger op, der er ophobet under en tør periode. Der skabes derved en vandfraktion med høj koncentration af forurenende stoffer.

Ved at fokusere på denne first flush-fraktion, kan der opnås relativt høje rensegrader af den totale mængde forurening uden at skulle behandle hele volumen.



Danovas opstilling til first flush-monitorering

Her ses et eksempel på, hvordan Danovas udstyr kan opstilles i en prøve- eller driftsperiode. Der er installeret regn-, niveau-, turbiditets- og flowsensor. Anlægget kan tilpasses i forhold til andre sensorer, forskellige energikilder eller til mere permanente anvendelser.

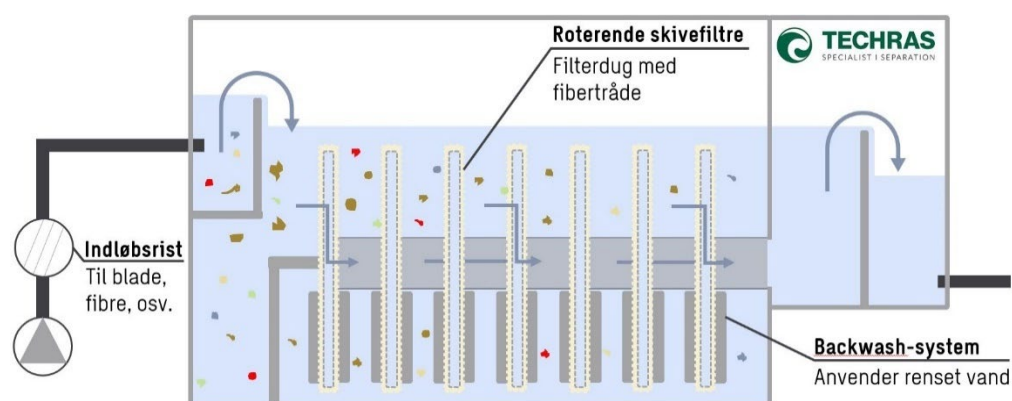
Til overvågning af first flush-scenarier forventes det, at der opstilles sensorer for regn, vandstands niveau, turbiditet og flow. Denne pakke af sensorer kan anvendes til at opsamle data, der kan bidrage til forudsigelse af first flush-hændelser og styre flow af regnvand til en installeret renseteknologi. Renseteknologien belastes derved kun, når regnvandssystemet belastes med særligt forurenet vand. Dette sparer kapacitet og giver mulighed for anvendelse af mere kompakte anlæg.

Turbiditet er et mål for, hvor uklart vandet er og kan i mange tilfælde omsættes til hvor forurenet vandet er, ved at sammenholde turbiditetsdata med analyser for gængse spildevandsparametre. Danova anvender enheden FNU (Formazine Nephelometric Unit) for turbiditet. Kombinationen af en IOT-sensordata til first flush-styring og en kompakt renseteknologi kan udbygges med volumen til forsinkelse, hvilket vil reducere den nødvendige kapacitet af renseløsningen yderligere.

Enheden er kompakt og kan installeres i alle rørtyper. Sensorerne drives af en datalogger, som på decentrale lokationer er forsynet med strøm via batteri og solcelle. Alle data sendes til skyen via et operatøruafhængigt modem, således at det sikres, at netforbindelsen altid er stabil. Et IOT-system integrerer data direkte til SCADA systemer, hvorfor øjeblikkelige alarmer eksempelvis kan starte handlinger andre steder i forsyningsnettet.

3.2 TECHRAS Miljø – Pile cloth media filter med høj kapacitet

TECHRAS Miljø er specialiseret i separationsløsninger til spildevand og granulære slamprocesser. Virksomheden har agentur på et patenteret MECANA-skivefilter, der er udviklet til fjernelse af meget fine partikler. Skivefiltrene er udstyret med en speciel dug kaldet Optifiber®, som består af en overflade, der er tæt besat af tynde fibertråde, der tilbageholder selv meget fine partikler uden at begrænse filterets kapacitet. Det er denne overflade, der har ført til benævnelsen pile cloth media-filter (PCM).



TECHRAS Miljøes PCM-filter

Illustration af PCM-filter, der er udstyret med Optifiber®-filterdug. Systemet består af en pumpe, en rist til fjernelse af blade, grene, papir og andre større stykker forurening. De roterende skivefiltre er placeret i hovedkammeret, hvorfra det rene filtrat løber til udløbet. Filtreringen sker udelukkende ved trykforskellen, der opstår ved niveauforskelle i tilløb, tank og udløb. Bundfældet materiale suges ud fra et trug i bunden af enheden. Backwash-systemet suger filtrat baglæns ud af filteret og renser på den måde filterdugen for partikler. Bundfældet materiale og backwash udledes typisk til et spildevandssystem.

Filteret forventes at kunne reducere mængden af partikler betragteligt. Ved reduktion af partikulært materiale, forventes en signifikant reduktion af SS, COD, fosfor, mikroplast og mikroforureninger forbundet med udledning af mikroplast. Enheden har markedets laveste energiforbrug (2 Wh/m^3) til at operere og har ikke behov for et eksternt trykforøgeranlæg til at spule filterdugen, da filtratet anvendes til rengøring (backwash) af filterdugene.

PCM-filteret er designet til at holde en kontinuert høj og stabil kapacitet. Dette skyldes blandt andet skivefilterets fordel ved, at det er 100% neddykket og dermed har et stort overfladeareal til filtrering. Derudover har filterdugen en evne til at bevare en høj flow-rate under belastning,

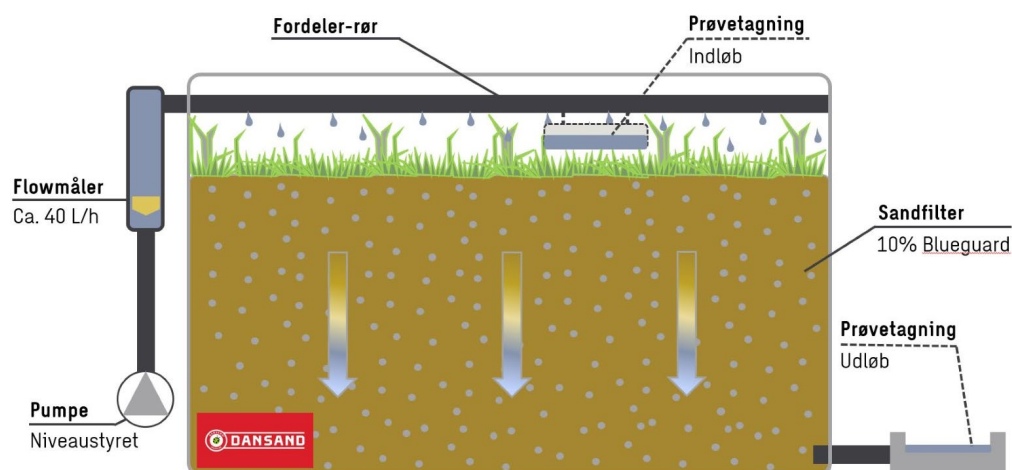
samt et effektivt system til rensning af filterdugen, uden at driften sættes på pause. Backwash-systemet styres med vakuumpumper, der suger filtrat baglæns gennem skivefilteret, mens det øvrige filter fortsat er i drift. En drivmotor roterer hele filteret, så filterdugen "støvsuges" af mundstykket, som er forbundet til vakuumpumperne.

Enheden tilbyder stor kapacitet i et kompakt design, der ikke kræver tilsætning af kemi eller tilførsel af eksternt vand. Fældningsmidler kan tilsættes, hvis der ønskes højere separationseffektivitet. Udover strøm har filteret behov for tilslutning til en spildevandsledning til det fraseparerede suspenderede stof (SS) fra filterets backwash-system, så det kan ledes til et renseanlæg. Backwash mængden er typisk 2-4% af tilløbet til filteret.

Alternativt kan PCM-filteret tilkobles et filter med en mindre flowkapacitet, hvor mikroforureninger kan ophobes og fjernes, når enheden er mættet. PCM-filteret kunne f.eks. kobles på et mindre sandfilter ved implementering i områder, hvor et spildevandssystem ikke er tilgængeligt.

3.3 Dansand – Specialfiltermuld

Dansand producerer og handler sand, grus og mineraler. I forbindelse med disse handelsområder, har virksomheden frembragt produkter, der egner sig til vandrensning. Deres produkter anvendes til forskellige filtreringsløsninger med sand, filtermuld og iblandede specialmineraler.



Dansands pilotanlæg

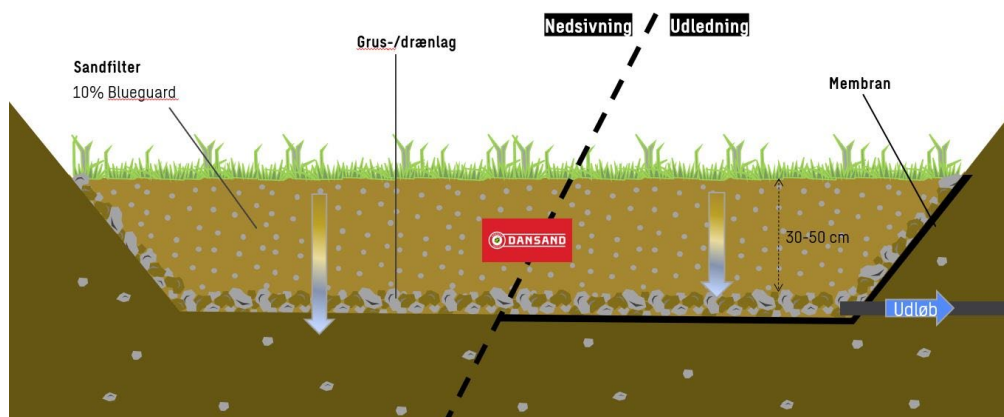
Illustration af pilotanlægget fra Dansand. Anlægget består overordnet af en niveaustyret pumpe, en flowmåler med flowbegrænser, et fordelingsystem og filtermedie. Filtermatricen består af filtermuld iblandet 10% af specialmineralet Dansand Blueguard®.

Filtermatricer fra Dansand, forventes at kunne reducere en række mikroforureninger. Der er særligt fokus på metaller, men der forventes også tilbageholdelse af mikroplast og de problematiske stoffer, der ofte binder sig til partikler af plast og gummi. Teknologien forventes at kunne fungere som en kompakt renseløsning ved mindre udløb og forventes særligt at kunne reducere udledninger af metaller, fosfor og partikler. Anlægget er ikke begrænset til mindre udløb, men anlæggets arealkrav vokser i takt med det flow, der skal behandles, da kapaciteten bestemmes af overfladearealet. Denne type filterløsninger kræver udskiftning af filtermediet, når matricen mættes af forurenende stoffer, men udskiftning af mediet er mindre besværligt end f.eks. oprensning af et regnvandsbassin, da opgravning fra en lukket beholder ikke kræver håndtering af større vandmængder eller indebærer opgaver i forhold til beskyttelse af omkringliggende natur og miljø. Det mættede filtermateriale skal formentlig deponeres, men udskiftningen af filtermulden skal ske før tungmetallindholdet bliver så højt, at den brugte filtermuld skal deponeres som farligt affald.

Teknologien drager både effekt af filtermuld, specialmineraler som Dansands Blueguard® og det etablerede dække af planter på filterets overflade. Filterløsningen kan også kombineres,

så et mindre filteranlæg anvendes til behandling af backwash fra andre anlæg, i situationer, hvor det primære anlæg ikke kan tilsluttes en spildevandsledning.

Pilotanlægget anvendt i dette projekt adskiller sig fra anlæggets reelle udformning ved implementering, da pilotanlægget blev lavet til at kunne flyttes fra lokation til lokation. Ved fuldskalaimplementering, vil anlægget blive indrettet som et sandfilter, med filtermuld i 30-50 cm dybde. Anlægget kan enten tilpasses til nedsivning eller udløb. Ved anlæg med udløb til recipient, kan filteret indrettes med et membranlag lige under drænlaget.



Dansands fuldskalaanlæg

Illustration af et fuldskalaanlæg fra Dansand. Anlægget består af et bassin med et passende filtermateriale og beplantning. Under filtermaterialet vil der typisk etableres et drænlag, f.eks. bestående af grus. Under drænlaget kan vandet nedsive eller der kan nedlægges en membran, der leder vandet til et udløbspunkt.



Testsite Eskelunden

Fra venstre mod højre ses A) Pumpesump og brønde, der udgør testsitet (I det nordvestlige hjørne af bassinområdet). B) Et satellitbillede af det omkringliggende område, hvor den røde afmærkning markerer området fra billede A. C) En oversigt over oplandet til regnvandsbassinet, hvor brønde, riste og regnvandsledninger er markeret. Afgrænsningen er den samme som billede B.

4. Lokationsbeskrivelser

Baseret på flere studier vedrørende udledning af mikroplast blev der udvalgt en række lokationer med særlig relevans for denne type udledninger. Det blev antaget, at der i forbindelse med udledning af mikroplast også ville være en relevant udledning af andre mikroforureninger som PAH'er, tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer. Antagelsen er baseret på en forventning om, at strømme med mikroplastforurening kommer fra områder med højere generel forurening end gennemsnittet af punktudledninger, og at andre mikroforureninger adsorberer til mikroplast- og -gummipartikler.

Der blev udvalgt to overordnede typer af regnvandsbetingede udledninger (RBU'er), hvor der forventedes relativt høje koncentrationer af mikroforureninger, hvor vandet blev samlet i én strøm, og hvor den primære oplandstype bestod af belastede områder. Udledningspunkter forbundet med vejvand og kunstgræsbaner blev udvalgt som fokuspunkter, fordi der var en forventning om relativt store udledninger af mikroplast fra disse områder (Committee for Risk Assessment (RAC) Committee for Socio-economic Analysis (SEAC), 2020)

4.1 Afløb fra veje

Fra projektets start blev der fokuseret på en RBU ved Eskelunden i Aarhus, der primært var belastet af vejvand fra knudepunktet, hvor Viby Ringvej krydser Åhavevej. Åhavevej deler sig i tilkørsel til Viby Ringvej og Aarhus Syd Motorvejen, og der er samtidig tilkørsel fra Viby Ringvej til Åhavevej i begge retninger. Da udledningspunktet næsten udelukkende modtager vand fra et tungt belastet vejnet, og oplandet er begrænset, blev området vurderet som en god case til beregning af generel udledning og effekten af first flush. Fordelen ved et begrænset opland er i denne sammenhæng, at afstanden mellem opland og udledning er kort og derved vil give skarpe optegninger af first flush, der ikke udviskes af forsinket effekt fra fjernliggende områder.

Efter planen skulle anlæg fra TECHRAS Miljø, Dansand og Danova stå på sitet i samme periode og generere data. Her skulle eventuelle sammenspil mellem teknologierne også undersøges. Ved endt forløb ved Eskelunden skulle Danovas udstyr flyttes til et sekundært site i relation til vejvand, mens Dansands filterløsning skulle opstilles ved 1-2 kunstgræsbaner.

Planer om samtidig test af alle tre teknologier blev udfordret af forsinkede materialeleverancer og manglende arbejdskraft i forbindelse med konstruktion af pilotanlæg. Dansands anlæg blev derfor opstillet efter TECHRAS Miljø's anlæg var fjernet. Prøver udtaget ved Eskelunden var



Testsite Viengevej

Ved Viengevej i Aarhus blev der opstillet udstyr fra Danova, der skulle monitorere flow og belastning. Lige nord for Viengevej blev der tilgået en regnvandsledning, der krydser under Viengevej og fortsætter mod nord. På billedet længst til højre, ses det, hvordan regnvandsledningen (de blå pile), krydser det nordlige bygværk (grøn firkant). Ved bygværket er der adgang til regnvandsledningen gennem et dæksel.

desuden udfordret af et ledningsnet, der umiddelbart var overdimensioneret i forhold til projektets behov. Der var således ikke tilstrækkelig høj vandstand i rørene, til at Danovas sensorer kunne generere data kontinuerligt. Det var desuden vanskeligt at udtage prøver fra ledningsnettet, da niveauet for vandspejlet sjældent var over 5 cm i rørene. Der blev i stedet udtaget prøver fra en pumpeump, der var placeret få meter efter placeringen af Danovas sensorstyr. Udtagning af prøver fra pumpeumpen er ikke en ideel tilgang, da der ikke nødvendigvis er en homogen fordeling af mikroforureninger i volumenet, og vandets sammensætning kan i højere grad bestå af indtrængende vand og relativt rent vand fra den sidste del af en større regnhændelse end den belastede første del.

Der blev udvalgt et sekundært site for vejvand ved Viengevej i Aarhus-forstaden Risskov. Erfaring fra Eskelunden betød, at der var stort fokus på tilstrækkelige vandmængder i regnvandsledningen. Ledningsnettet ved Viengevej modtog vand fra et større byområde og var i modsætning til Eskelunden ikke domineret af udledninger fra tungt belastede veje.

4.2 Drænvand- og overfladevand fra kunstgræsbaner

Baseret på eksisterende litteratur om forureninger fra kunstgræsbaner, der typisk fokuserer på tungmetaller og mikroplast, blev der udvalgt to baner til test af Dansands filtermedie mod disse typer forurening. Pilotanlæg med filtermuld og specialminerale blev opstillet i Gødvad i Silkeborg og ved Beder-Malling idrætsanlæg (BMI), syd for Aarhus. Anlæggene skulle testes på dræn- og overfladevand fra kunstgræsbanerne. Banen i Gødvad er anlagt med infill af sand, mens banen ved BMI er med infill af gummigranulat. Infill er et materiale, der fordeles mellem plaststråene i kunstgræstæppet. Infill kan have flere funktioner, men den primære er at støtte plaststråene, så de ikke lægger sig fladt ned i takt med brug og slitage. Der blev valgt to forskellige banetyper, da der var publiceret artikler, der indikerede at brugen af gummigranulat som infill var forbundet med stort tab til omgivelserne. Opfattelsen var derfor, at det var relevant at undersøge effekten ved implementering af kompakte renseteknologier ved kunstgræsbaner. Det viste sig dog vanskeligt at finde relevante koncentrationer af mikroforureninger og tilpas store og kontinuerte regnhændelser til at kunne udtage tidsserier med automatiske prøvetagere.

Som udgangspunkt gav det ikke mening for projektet at teste TECHRAS Miljø PCM-filter eller Danovas first flush-styring ved kunstgræsbaner, da et aktivt filtreringssystem ville være for omfattende til så begrænset et areal, samt at det begrænsede areal betyder, at selv kraftige regnskyl ville kunne trænge ned og opbevares i jorden, indtil kapaciteten i ledningsnettet kan bortlede den resterende mængde vand. Renseløsningens kapacitet er altså ikke på samme måde begrænsende for løsningen som ved en offentlig regnvandsledning, der samler vand fra større arealer.



Gødvad og Beder-Malling kunstgræsbaner

Der blev udvalgt et anlæg i Silkeborg-forstaden Gødvad og et i satellitbyerne Beder-Malling syd for Aarhus. Beder-Mallingbanen er en kunstgræsbane med infill af gummi-granulat, mens Gødvadbanen er en bane med et kortere og tættere tæppe, hvor infill udgøres af sand.

5. Oprensning og analyse af urene matricer for mikroplast og -gummi

5.1 Udvikling af ny analysemetode for mikroplast og -gummi i urene matricer

Ved analyse for mikroplast i urene matricer er det nødvendigt at forbehandle prøverne for at fjerne overflødig partikulært materiale, der ikke hører under de stoffer, der testes for. Oprensningen skal være så skånsom som mulig overfor plast- og gummipartikler, så disse ikke nedbrydes i forbehandlingen. Forsøg i forbindelse med udvikling af metode til oprensning af urene vandige prøver blev udført af Eurofins Mikroplast laboratorium i Bergen, Norge og designet af en kemiingeniør i Eurofins i Vejen.

Oprensning kan foregå ved hjælp af enkeltstående behandlinger eller kombinationer af kemisk eller mekanisk behandling med syre, base, oxideringsmidler, enzymer, filtrering, densitetsseparation, m.fl. Generelt er de rene kemiske behandlinger billigere og mere aggressive men mindre specifikke end behandlinger med f.eks. enzymer.

Den endelige metode anvendt i projektet var basisk nedbrydning af organiske partikler med en 10% Kaliumhydroxid-opløsning (KOH) ved rumtemperatur, da denne metode viste bedre genfindning end nedbrydning med oxidationsmiddel og enzymer. Desuden var metoden særlig skånsom overfor gummipartikler sammenlignet med oxidation og enzymbehandling. Metoden i kombination med et rustfrit stålfilter blev valideret ved at spike naturlige prøver med mikroplastpartikler og -gummipartikler i kendte mængder. Genfindning referer til måling af en kendt mængde mikroplast i en prøve, hvor 100% genfindning er optimalt, men genfindingen kan påvirkes af mikroplast-tab i processen, usikkerheder eller kontaminering.

Succeskriterier for test af ny metode til oprensning af regn- og drænvand:

- Identificering af metode med højeste genfindning af kendte koncentrationer.
- Undgå kontaminering målt på negative blanke prøver
- Fjernelse af øvrige faststofpartikler i prøverne, med minimalt tab af mikroplast og -gummi
- Identificering af passende filtre til filtrering af prøver
- Validering af metoden med spikede naturlige prøver

Udviklingen blev udført i følgende rækkefølge:

1. Undersøgelse af kilder til kontaminering fra anvendt udstyr
2. Test af filtre med størst genfindning af plast i positive blanke prøver
3. Sammenligning af metode med Brintoverilte (H_2O_2) og enzymer med metode med Kaliumhydroxid (KOH) til nedbrydning af urenheder i prøver
4. Test og validering af en udvalgt metode på spikede naturlige prøver

5.2 Resultater

Alle opløsninger (50% ethanol-vand opløsning, filtreret vand, 10% KOH, Kalciumklorid ($CaCl_2$) og H_2O_2) blev testet for kontaminering før brug, og der blev ikke fundet nogen kontaminering med mikroplast.

5.2.1 Optimale filtre til genfinding af positive blankprøver

Der er to afgørende faktorer for et optimalt filter. Det skal kunne opnå tilfredsstillende genfinding, og det skal kunne filtrere indholdet af prøven. Der blev testet tre filtertyper. I første omgang blev der testet et anodisk filter (0,2 µm porestørrelse) og et Glasfiberfilter (GF/A, 1,6 µm) i fht. genfinding af mikroplast. Senere blev det bedste af de to filtre testet mod et rustfrit stålfilter (27 µm).

Anodisk filter blev fravalgt pga. lav genfinding, se TABEL 1. Det vil sige, at den kendte mængde mikroplast, der blev tilsat til prøven, ikke blev fundet på filteret efter forbehandling og filtrering. GF/A-filteret gav tilfredsstillende genfinding, dog viste resultaterne for akryl (PMMA) i indledende forsøg en genfinding på ca. 200% hvilket formodes, at skyldes filteret eller en dårlig kalibreringskurve for stoffet. Det blev senere vurderet, at kalibreringskurven var fejlbehæftet, og at GF/A filtre var bedre end det anodiske filter til opgaven.

TABEL 1. Genfinding af plasttyper ved anvendelse af anodisk filter efter oprensning af prøven ved basisk behandling (KOH), densitetsseparation (Dens. Sep.) og kombineret basisk behandling og densitetsseparation. Der er testet genfinding af plasttyperne PP (Polypropylen), PE (Polyethylen), PS (Polystyren), PET (Polyethylenterephthalat), PMMA (Polymethylmetakrylat), PC (Polycarbonat) og PA6 (Polyamid 6).

Prøve:	PP	PE	PS	PET	PMMA	PC	PA6
KOH (vand)							
Dens. Sep.							
KOH (vand) + DST							
Oversættelse:	<10%		10-50%		50-150%		>150%

GF/A-filteret blev sammenlignet med resultaterne fra forsøg med et rustfritstålfilter, der kan ses i TABEL 3. Her blev det besluttet fremadrettet at anvende rustfrit stål, da det gav tilfredsstillende genfinding og desuden kunne anvendes ved den videre behandling af prøver. Yderligere optimering blev opnået ved at anvende ethanol-vand opløsning (50%) for at bryde overfladespændingen, således at partiklerne, der har tendens til at blive siddende på filtertragten, også blev overført til filteret.

TABEL 2. Genfinding af plasttyper ved anvendelse af Glasfiberfilter (GF/A) og en tragt til at overføre mikroplast partikler fra filter til kop, kombineret med en basisk behandling (KOH) i fem delforsøg.

Prøve:	PP	PE	PS	PET	PMMA	PC	PA6
KOH 1							
KOH 2							
KOH 3							
KOH 4							
KOH 5							
Gnms.							
Oversættelse:	<10%		10-50%		50-150%		>150%

Polyetylentereftalat (PET), en umættet polyester-type, viste lav genfinding gennem flere forsøg. Det blev antaget, at det var partiklernes størrelse, der skabte udfordringer. Der blev derfor fremstillet større PET-partikler ved at rive en PET plastflaske, og disse partikler blev fremadrettet anvendt til at spike prøver med.

Overførelsen fra filter til prøvekop har tidligere vist et tab af materiale. Derfor blev der anvendt en tragt til overførslen, som gav minimalt tab af mikroplast. I TABEL 2 observeres en enkelt måling for Polycarbonat (PC), der ligger over 150% genfinding. Der blev ikke målt kontaminering af de anvendte materialer og opløsninger, men bidrag under detektionsgrænsen kan muligvis bidrage til den målte genfinding. Desuden kan usikkerheder i forbindelse med analysemetoden eller i afvejning af materiale til spiking, resultere i en højere genfinding end 100%.

TABEL 3. Genfinding af plasttyper ved anvendelse af stålfiltre i kombination med basisk oprensning (KOH) i fem delforsøg.

Prøve:	PP	PE	PS	PET	PMMA	PC	PA6
KOH 1							
KOH 2							
KOH 3							
KOH 4							
KOH 5							
Gnms.							

Oversættelse:	<10%		10-50%		50-150%		>150%
---------------	------	--	--------	--	---------	--	-------

5.2.2 Sammenligning af H₂O₂ og enzymprotokol med tidligere anvendt metode

Densitetsseparation har tidligere været anvendt til denne type oprensninger. Genfindingen for densitetsseparation varierede (se TABEL 1), hvilket formentlig skyldes at der er flere trin med overførsler ved brug af denne teknik. Forsøg med densitetsseparation og KOH viste ligeledes variationer i genfindingen samt lav genfinding for plasttypen PET. Den lave genfinding af PET skete på trods af ny standard med større partikler. Det formodes, at store partikler i højere grad mistes under overførsler og dermed giver lav genfinding. I TABEL 4 ses resultaterne af forsøg med enzymatiske oprensningstrin i kombination med en oxiderende behandling i form af H₂O₂.

TABEL 4. Genfinding af plasttyper ved anvendelse af enzymer + H₂O₂. Der blev anvendt stålfiltre til filtrering af den oprensede prøve.

Prøve:	PP	PE	PS	PET	PMMA	PC	PA6
Enzym 1							
Enzym 2							
Enzym 3							
Enzym 4							
Enzym 5							
Gnms.							
Std. Afv.	<15%	<15%	>15%	<15%	>15%	>15%	<15%

Oversættelse:	<10%		10-50%		50-150%		>150%
---------------	------	--	--------	--	---------	--	-------

Ved brug af H₂O₂ og enzymer blev der målt høj genfinding for plasttyperne polypropylen (PP), polyethylen (PE) og PET, hvilket var forventeligt, da de er modstandsdygtige over for nedbrydning med oxidationsmidler. Polystyren (PS), PMMA og PC viste stor variation (standardafvigelse >15%). Dette formodes at skyldes, at partiklerne havde en tendens til at "hoppe", da de blev overført fra filter til kop, og dermed var der øget risiko for at miste mikroplasten under overførslen. PA-6 viste lav genfinding men lav variation, hvilket taler for, at der er sket en nedbrydning af partiklerne ved brug af enzymer og H₂O₂.

TABEL 5. Genfinding af plasttyper ved brug af KOH 10% ved 40°C

Prøve:	PP	PE	PS	PET	PMMA	PC	PA6
KOH 1							
KOH 2							
KOH 3							
KOH 4							
KOH 5							
Gnms.							
Std. afv.	<15%	>15%	>15%	<15%	>15%	<15%	>15%

Oversættelse:	<10%	10-50%	50-150%	>150%
---------------	------	--------	---------	-------

Hvor PA-6 blev nedbrudt ved brug af enzymer og H₂O₂, ses det i TABEL 5, at PET blev nedbrudt ved brug af KOH som gav lav genfinding og lav variation. Både ved brug af enzymer + H₂O₂ og KOH ses nedbrydning af én polymertype (hhv. PA-6 og PET).

Den valgte metode med 10% KOH ved stuetemperatur blev testet og valideret ved brug af naturlige prøver

Endnu et forsøg blev udført med KOH 10% men denne gang ved stuetemperatur (RT, 25°C) og sammenlignet med et nyt forsøg med enzymer + H₂O₂. Foruden de polymerer, der går under betegnelsen plastik, blev gummikomponenterne Polybutadien (PBD/BR) og Polyisoprene/Naturlig gummi (PIP/NR), samt en blanding af isolerede gummikomponenter ligeledes testet med de to protokoller. Ved dette forsøg (se TABEL 6) viste PA-6 væsentligt bedre genfinding end ved forrige forsøg (se TABEL 4). Den naturlige gummi viste til gengæld nedbrydning, idet forsøget gav lav variation og lav genfinding. Blandingen af isolerede gummi komponenter viste ligeledes lav variation og genfinding.

TABEL 6. Genfinding af plasttyper ved brug af H₂O₂-behandling og rustfrit stålfilter. Der blev udført fem delforsøg for alle kategorier undtagen den blandede gummifraktion, hvor der blev udført tre delforsøg.

Prøve:	PP	PET	PA6	PIP	PBD	Gummi
H2O2 1						
H2O2 2						
H2O2 3						
H2O2 4						
H2O2 5						
Gnms.						
Std. afv.	<15%	>15%	>15%	<15%	>15%	<15%

Oversættelse:	<10%	10-50%	50-150%	>150%
---------------	------	--------	---------	-------

Både PIP, BPB og gummiblandingen viste acceptabel genfinding ved brug af KOH 10% ved 25 °C (se TABEL 7), hvilket indikerer, at KOH bør anvendes fremfor H₂O₂, når der skal analyseres for gummikomponenter. PET viser dog stadig lav genfinding ved brug af KOH, som ikke observeres ved brug af H₂O₂, og man skal derfor forvente et tab af PET-partikler pga. nedbrydning ved anvendelse af denne protokol.

TABEL 7. Genfinding af plasttyper ved brug af KOH 10 % ved 25 °C

Prøve:	PP	PET	PA6	PIP	PBD	Gummi
KOH25-1						
KOH25-2						
KOH25-3						
KOH25-4						
KOH25-5						
Gnms.						
Std. afv.	<15%	>15%	<15%	<15%	<15%	<15%

Oversættelse:	<10%	10-50%	50-150%	>150%
---------------	------	--------	---------	-------

Der blev udført forsøg, hvor naturlige prøver blev spiket med mikroplastik. Her var der udfordringer med, at de naturlige prøver i forvejen indeholdt PP, PET, PIP og PBD. PA-6 blev derfor brugt som afgørende faktor til at vurdere spiking forsøget.

Der blev udført 3 forsøg med kendt mængde af PP, PET, PA-6, PIP og PBD tilført til de naturlige prøver.

TABEL 8. Genfinding af 5 polymerer (PP, PET, PA-6, PIP og PBD) tilført til naturlige prøver. Standardafvigelsen er ikke inkluderet, da polymerer (PP, PET, PIP og PBD) allerede var til stede i prøverne før tilsætning og derfor havde indflydelse på resultaterne. PA-6 blev brugt som indikator, da den ikke blev fundet i de naturlige prøver før tilførslen af den kendte mængde mikroplastpartikler.

Prøve:	PP	PET	PA6	PIP	PBD
R1					
R2					
R3					
Gnms.					

Oversættelse:	<10%	10-50%	50-150%	>150%
---------------	------	--------	---------	-------

Udfordringen i at finde naturlige prøver, som ikke indeholdt mikroplast, understreger den velkendte problematik med, at mikroplast er meget udbredt. Valideringen af metoden udfordres, da det ikke var muligt at finde blanke naturlige prøver.

Resultaterne i TABEL 7 og TABEL 8 indikerer, at den optimale metode til oprensning af regnvandsprøver for analyse af mikroplast og mikrogummi er anvendelsen af KOH 10% ved stuetemperatur, kombineret med filtrering over et rustfrit stålfiltet.

Der blev fundet en metode, der opnåede tilfredsstillende genfinding af spikede prøver uden kontaminering fra de anvendte opløsninger. Metoden fjernede øvrigt partikulært materiale til

en grad, hvor prøven kunne analyseres ved Pyr.-GC/MS-metoden (Pyrolyse-Gaschromatograf/Massespektrometri). Pyr.-GC/MS er en analysemetode, hvor en prøve opvarmes/afbrændes ved høje temperaturer, og den resulterende gas separeres og kvantificeres. Der blev fundet et passende filter, der kunne anvendes i kombination med den kemiske behandling og øvrig processering af prøven, og der blev udført valideringsforsøg med spikede naturlige prøver. På trods af visse udfordringer med kontaminering af naturlige prøver, er de forudsatte succeskriterier for en ny analysemetode overordnet set opfyldt. Metoden skal finpudses og verificeres, hvorefter den forhåbentligt kan udgøre standardmetoden for oprensning og analyse af mikroplast i urene matricer.

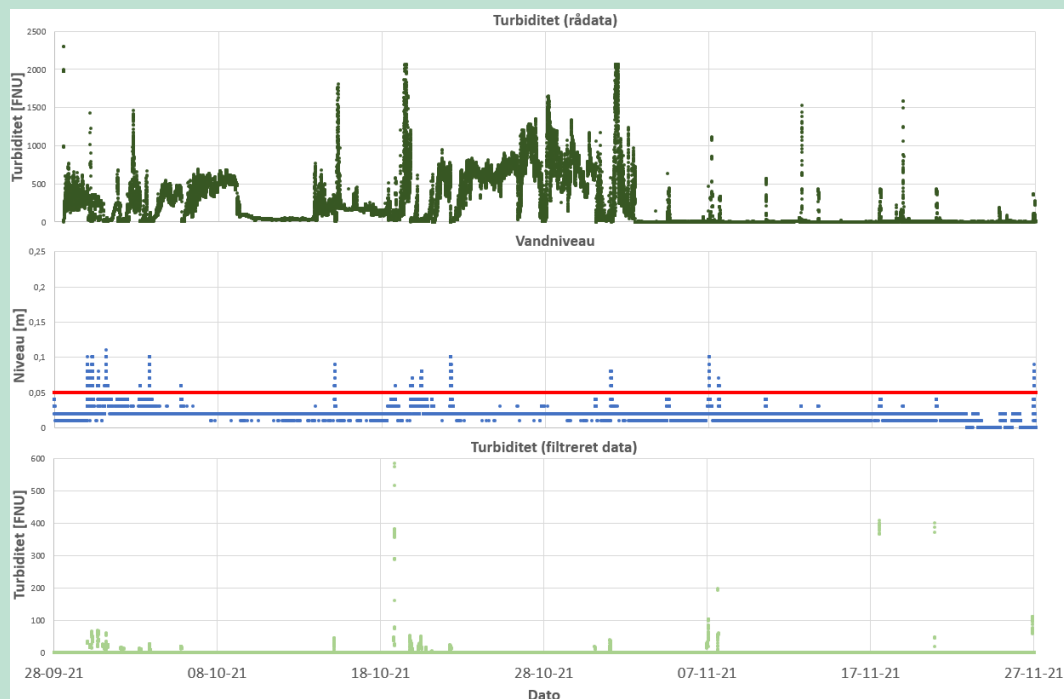
6. Resultater og diskussion

Data fra Danovas opstilling ved Eskelunden og Viengevej

6.1 Monitoreringsdata

Her præsenteres data opsamlet af Danovas sensorpakke. Data er genereret hvert minut for de fire parametre turbiditet [FNU], flow [m^3/h], vandstands niveau [m] og nedbør [mm].

Rådata for turbiditet var påvirket af lav vandstand, da enheden FNU måles ved at sende en lysstråle ind i et medie og kvantificere mængden af lys, der sendes tilbage i en 90 graders vinkel. Det er derfor nødvendigt, at sensoren er dækket af en vis mængde vand, for at kunne give retvisende målinger. På FIGUR 1 ses to versioner af de opsamlede turbiditetsdata fra Eskelunden i perioden 28. september 2021 til 27. november 2021, hvor den øverste graf viser rådata, og den nederste graf viser turbiditetsdata efter databehandling. Databehandlingen bestod primært i at frasortere alle datapunkter, der blev genereret ved en vandstand på mindre end 5 cm. Formålet med databehandlingen var at fjerne støj fra fejlmålinger. Det ses desuden på grafen, at vandstanden i ledningen ved Eskelunden kun sporadisk var over 5 cm i de to måneder, der her er fremhævet. Tendensen med lav vandstand er dog gældende for hele perioden, hvor Danovas udstyr var opstillet ved Eskelunden.

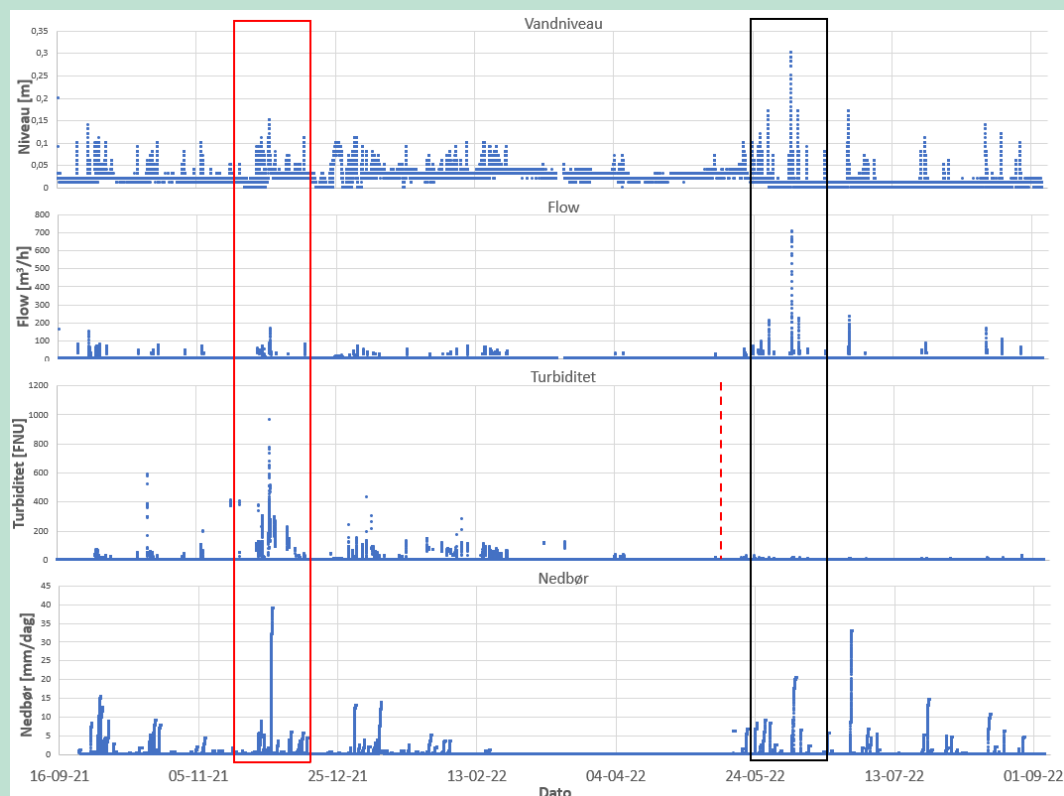


FIGUR 1. Data i den øverste graf viser de ufiltrerede turbiditetsdata [FNU] fra Eskelunden (mørkegrøn graf). Den midterste graf viser den målte vandstand [m] i ledningen (blå graf) og den anvendte nedre grænse for acceptabelt vandstands niveau (rød linje). Den nederste graf viser de filtrerede data, hvor meget af baggrundsstøjen er sorteret fra (lysegrøn graf).

Rådata i FIGUR 1 genererer, i lange perioder, datapunkter uden, der observeres en stigning i flow eller niveau, hvor de filtrerede data præcist stemmer overens med hændelser med øget

tilstrømning. Der er her en risiko for, at databehandlingen kommer til at forme data, så det understøtter first flush-tilgangen, da data udenfor perioder med øget tilstrømning sorteres fra pga. for lavt vandspejl. Turbiditetsdata genereret ved mindre end 5 cm vandspejl overholder dog ikke minimumskravene til den anvendte metode og kan derfor ikke antages at være retvisende. De behandlede data understøttes desuden af det separate datasæt fra Viengevej, hvor der ikke var udfordringer med lav vandstand.

6.1.1 Eskelunden

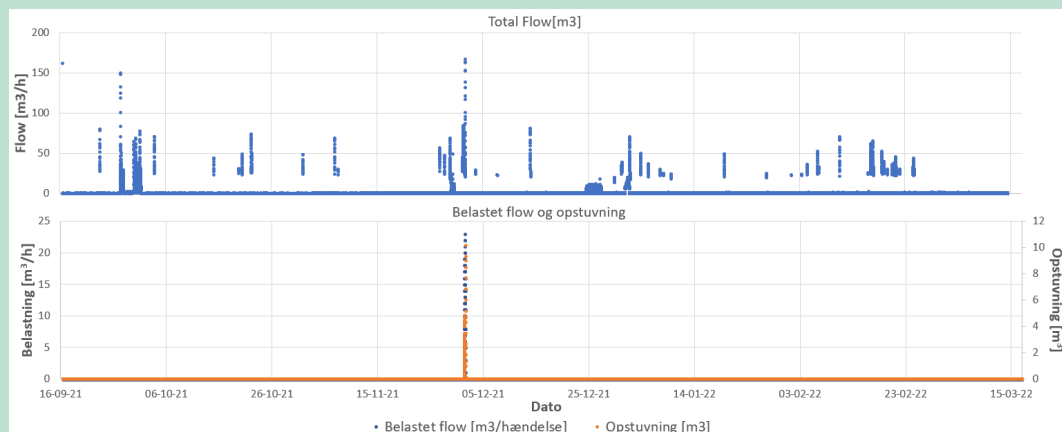


FIGUR 2. Graferne viser de fire parametre, Danovas udstyr monitorerede i dette projekt. Der er præsenteret data for Niveau [m], flow [m³/h], turbiditet [FNU] og Nedbør [mm], i nævnte rækkefølge fra øverst til nederst. Der er påtegnet et rødt og et sort rektangel, der understreger en pointe vedrørende manglende turbiditets signal i anden halvdel af forsøgsperioden ved Eskelunden (se nærmere uddybning i nedenstående rapporttekst). En stiplede rød linje viser punktet, hvorefter der ikke længere observeres udsving i turbiditet.

I FIGUR 2 præsenteres data fra Eskelunden i perioden 16. september 2021 til 1. september 2022. Graferne indeholder data fra Danovas opstilling med niveau-, flow-, turbiditets- og nedbørssensorer. Dataene er hentet fra sensorer, der måler og genererer data uafhængigt af hinanden, og observerede logiske sammenhænge, som f.eks. stigning i niveau og flow i forbindelse med nedbør, er derfor med til at verificere potentialet for styring og monitorering med de testede sensorer.

Markeret med rødt område i figuren kan ses et eksempel på en observeret logisk sammenhæng, hvor nedbørs-, niveau- og flowsensor registrerer en stigning. Derudover ses en stigning i turbiditet, hvilket umiddelbart understøtter antagelsen om, at der kan anvendes first flush-styring på RBU'er, og at turbiditet kan være en passende parameter at basere styringen på. En lignende sammenhæng, med relativt store udsving, kan ses markeret med sort område. Denne observation indeholder dog ikke en tydelig forøgelse i turbiditetsmålinger. Turbiditetssensoren

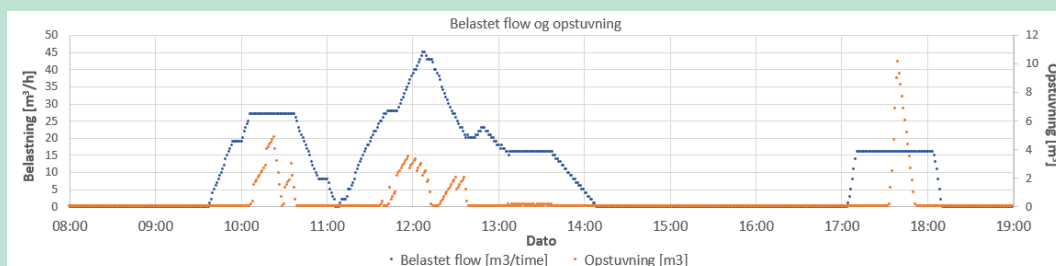
reagerer i takt med udsving i flow og vandniveau indtil omkring d. 15. maj 2022, som er markeret i figuren med en stiplet rød linje, hvorefter det generelt kan ses, at turbiditetsdata er meget lave og stabile. Inden d. 15. maj 2022 var der en periode på ca. 100 dage uden betydelig nedbør. Turbiditetsensoren har i den tørre periode været skiftevis udsat for våde og tørre forhold, hvilket muligvis har faciliteret en opbygning af materiale eller biologisk film på sensorens overflade, der kan have påvirket sensorens målinger. Dette understøttes af sensorens tilstand ved optagning i september 2022. I senere forsøg blev der indført periodisk rengøring af sensoren. Det var ikke muligt at finde en meningsfuld kvantificerbar relation mellem nedbør, flow, vandstands niveau i kloakledningen og turbiditet, hvilket formentligt skyldes, at alle parametre påvirkes af flere forhold end nedbør. Flow påvirkes bl.a. typisk af forhold som typen af nedbør og jordens tilstand. Tør jord vil i begyndelsen af en regnhændelse ikke absorbere vand så let som fugtig jord og derved bidrage til hurtigere afstrømning til ledningsnettet. Modsat vil mættet våd jord heller ikke absorbere og forsinke regnvand og derved føre til en hurtigere og kortere stigning i flow igennem ledningsnettet. Nedbør i form af sne eller hagl vil alt efter forhold som luftens og jordens temperatur medføre en gradvis og langsommere tilledning til kloaknettet end regn og derved ikke resulterer i stejle stigninger i flow og niveau. Niveauet i kloakledningen er bl.a. afhængigt af flow, indsivning af uvedkommende vand, afledning til bassin eller det øvrige ledningsnet og opstuvning af regnvand fra tidligere hændelser. Turbiditeten vil ligesom flowet være påvirket af regnfald i den forudgående periode, hvor der er en tendens til, at turbiditeten stiger mere og til højere værdier efter en længere tør periode end efter en periode med nedbør. Dette antages at skyldes opbygning af partikler på større overflader i oplandet, som veje, tage og parkeringspladser.



FIGUR 3. Graferne viser udviklingen i flow og opstuvning i perioden 16. september 2021 til 15. marts 2022. Øverste graf viser det totale flow [m^3/h]. Den nederste graf viser det belastede flow [m^3/h], hvilket udgøres af andelen af det totale flow med en turbiditet højere end 300 FNU og den beregnede opstuvning, hvis der var installeret 200 m^3 opstuvningsvolumen og et anlæg med $50 \text{ m}^3/\text{h}$ kapacitet. Opstuvning (orange graf) tilhører den sekundære akse på højre side af figuren.

I FIGUR 3 ses foroven det totale flow i perioden, og forneden ses det belastede flow plottet sammen med den opstuvende vandmængde. Belastet flow var i denne sammenhæng defineret som vand med en turbiditetsværdi på mere end 300 FNU. Det antages her, at der er sammenhæng mellem høj turbiditet og høj belastning med mikroforureninger. Kapaciteten af den implementerede renseteknologi var sat til $50 \text{ m}^3/\text{h}$. Turbiditet var en vigtig parameter i beregninger på belastning, og data indhentet efter d. 15. maj 2022 blev udeladt, da turbiditetsdata efter dette tidspunkt forventes at være kompromitteret jævnfør det foregående afsnit. Formålet med beregning af belastet flow og opstuvning af belastet flow er at vurdere den nødvendige opstuvningskapacitet for en kompakt renseteknologi ved den givne RBU. For Eskelunden observeres

der kun få toppe med belastet flow, og der registreres kun opstuvning i et enkelt døgn. Dette kan muligvis forklares med, at ledningen, der måles på ved Eskelunden, er dimensioneret til et stort flow på trods af et meget begrænset opland. Systemet ved Eskelunden kan være dimensioneret til at holde det nærliggende vej- og broanlæg frit for stående vand under ekstreme regnvejrshændelser, og derved opnås der en situation, hvor kloaknettet er overdimensioneret til hverdagshændelser. Dette begrænser muligheden for at observere situationer, hvor flow, vandstand og turbiditet stiger til det påkrævede niveau for at skabe et belastet flow. Ved Eskelunden defineres et belastet flow ud fra et niveau i ledningen på min. 5 cm over sensoren og en turbiditet på min. 300 FNU. Derudover kræves der et flow på mere end 50 m³/h for at forårsage opstuvning. Hele datasættet for Eskelunden understøtter kun en enkelt periode med opstuvning, fordelt på tre hændelser, omkring d. 1. december 2021. Her er det højeste niveau for opstuvning beregnet til 10,2 m³.



FIGUR 4. Det belastede flow og den beregnede opstuvning, der observeres omkring d. 1. december 2021 er her forstørret, så de forskellige toppe og tendenser lettere kan ses. Opstuvning (orange graf) tilhører den sekundære akse på grafens højre side.

Danovas udstyr genererer datapunkter en gang i minuttet. På grund af datatætheden ses hændelser med belastet flow og opstuvning ikke detaljeret, når der vises data for uger eller måneder. På FIGUR 4 præsenteres data fra et udsnit af døgnet omkring d. 1. december 2021, der dækker fra kl. 8:00 til 19:00. I grafen observeres der begrænset opstuvning på trods af, at det belastede flow ikke overskrider renseteknologiens kapacitet (50 m³/h). Dette skyldes, at beregninger på flow er et gennemsnit over en time, hvilket medfører, at overskridelser i perioder kortere end en time muligvis udjævnes og ikke ses i grafen. Den opstuvning, der observeres, skyldes kortvarige overskridelser af anlæggets kapacitet, hvor den længste sammenhængende periode med belastet flow på mere end 50 m³/h varede 17 minutter.

6.1.2 Viengevej

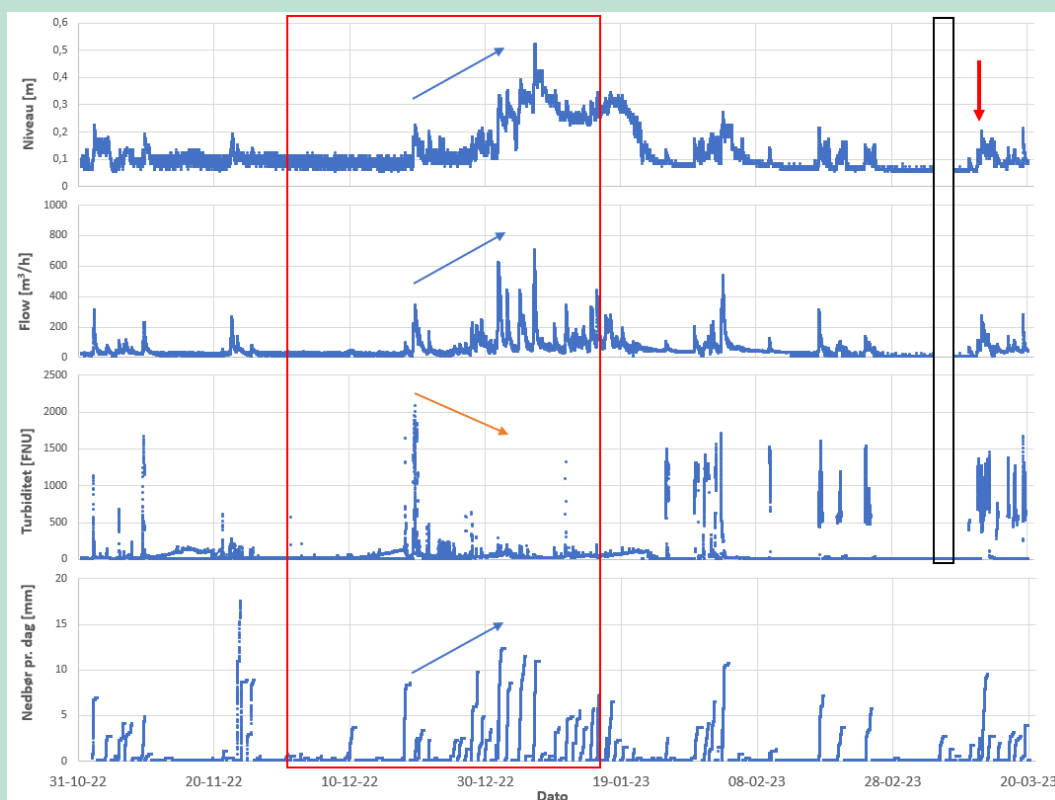
Der blev opsamlet data fra Danovas opstilling ved Viengevej i Aarhus i perioden 31. oktober 2022 til 20. marts 2023. Det samlede datasæt kan ses i FIGUR 5. Ved Viengevej blev turbiditetssensoren rensat to gange i den opstillede periode, og der blev ikke observeret udfald i sensorresponsen som ved Eskelunden. Data for de fire undersøgte parametre viser som ved Eskelunden en klar sammenhæng mellem regnvejrshændelser og efterfølgende ændringer i belastning af ledningsnettet.

Et eksempel på princippet bag first flush kan ses markeret med rødt omrids. I perioden 1. december 2022 til 16. januar 2023 observeres en periode med få regnhændelser efterfulgt af en periode med hyppige regnhændelser. Tendensen for hyppigheden og mængden af nedbør er altså generelt stigende i perioden, hvilket medfører en lignende udvikling i flow og vandstand. Tendensen for turbiditet er dog faldende i perioden med det største udslag i turbiditet ved den første regnhændelse, der er koblet med en stigning i flow og niveau. Her opnås et peak på 2074 FNU. Den efterfølgende periode med øgede regnmængder genererer generelt ikke toppe over 600 FNU med en enkelt undtagelse d. 11. januar, hvor der kortvarigt opnås en top

på 1314 FNU. Disse observationer understøtter umiddelbart antagelsen om, at first flush-princippet kan anvendes til styring af strømme med belastet regnvandstilledning til renseteknologier og derved bidrage til at reducere udgifter til implementering og drift.

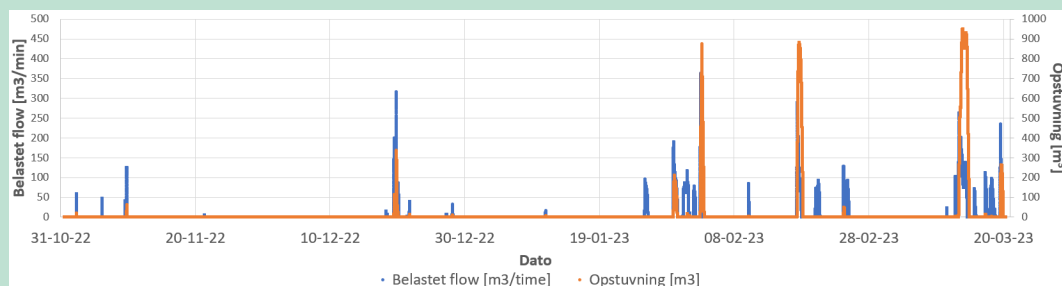
Der mangler data for flow-, niveau- og turbiditetsdata for perioden 6. marts 2023 til 9. marts 2023, da opstillingen var uden ekstern strøm pga. arbejde på en nærliggende pumpestation. Strømmen blev genoprettet inden der blev udført prøveudtagning til analyser d. 13. marts 2023. Perioden med manglende data og tidspunktet for den efterfølgende prøvetagning kan ses i FIGUR 5, markeret med hhv. et sort omrids og en rød pil på niveau-grafen.

Op til prøvetagningen, der havde til formål at koble turbiditetsdata til den reelle forureningsgrad, i regnvandet, var der en periode med relativt tørt vejr, hvor nedbøren rangerede fra 0,4-2,6 mm/dag. Den tørre periode blev efterfulgt af en større regnhændelse, hvor der faldt 9,4 mm på en dag.



FIGUR 5. Graferne præsenterer ovenfra og ned niveau [m], flow [m³/h], turbiditet [FNU] og nedbør pr. dag [mm]. Et rødt og et sort rektangel fremhæver områder, der uddybes i teksten. Udtagning af prøvevolumener til analyse er markeret med en rød pil på den øverste graf.

Der er udført beregninger på belastet flow og opstuvning for ledningen ved Viengevej. Belastet flow blev defineret som udledninger, hvor turbiditeten blev målt til min. 300 FNU. Belastet flow og opstuvet volumen kan ses i FIGUR 6, hvor det fremgår, at der er væsentligt flere hændelser, hvor det belastede flow overstiger anlæggets kapacitet. Ved Viengevej er der desuden regnet med en kapacitet på 100 m³/h for renseteknologien. Ved et tilgængeligt opstuvningsvolumen på 200 m³, vil der være behov for bypass ved fem separate regnvejrshændelser i løbet af de 140 dage, hvor ledningen blev monitoreret.

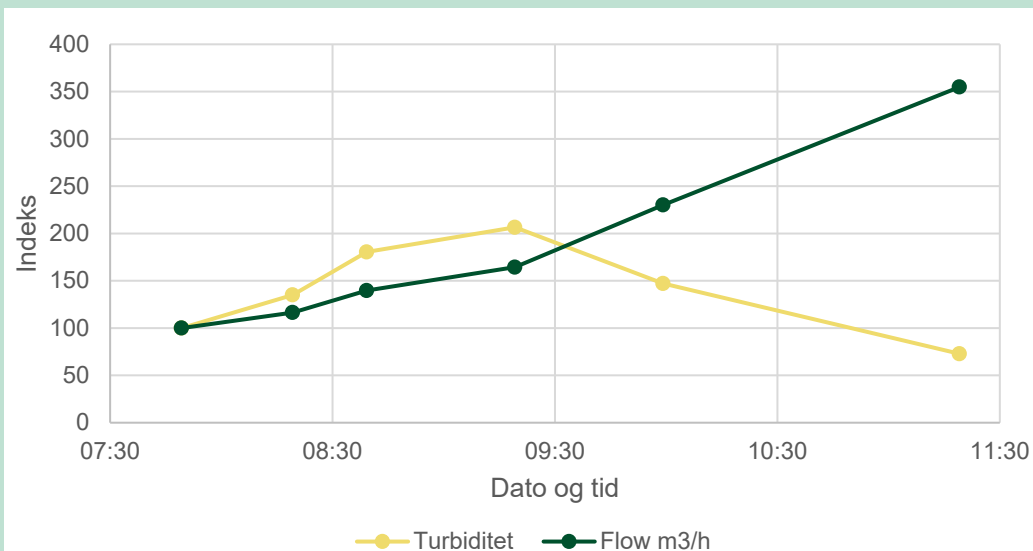


FIGUR 6. Belastet flow [m^3/min] (blå kurve) og opstuvning [m^3] (orange kurve) er plottet, hvor opstuvning er angivet på den sekundære akse til højre for grafen. Belastet flow angiver mængden af det totale flow, der har en turbiditetsværdi på minimum 300 FNU. Opstuvning illustrerer den beregnede opstuvning ved hændelser, der overstiger den samlede kapacitet af 200 m^3 opstuvningsvolumen og en renseenhed med kapacitet til behandling af $100 \text{ m}^3/\text{h}$.

I TABEL 9 kan det yderligere ses, at de fem hændelser genererer bypass svarende til 14,5% af det totale belastede flow i måleperioden. Af et total flow i ledningen på 162.643 m^3 vurderes 11,5% at kunne klassificeres som belastet, og af det belastede flow forventes 85,5% at blive behandlet i den valgte renseløsning. Beregningerne medtager ikke behandling af vand med en FNU-værdi under 300.

TABEL 9. Denne tabel oplister de målte totale og belastede volumener, der blev udledt via ledningen ved Viengevej samt de beregnede behandlede og bypass volumener. Udgangspunktet er et system med 200 m^3 opstuvningskapacitet og $100 \text{ m}^3/\text{h}$ rensekapacitet.

Måleperiode:	140	dage	
Total udledt volumen:	162.643	m^3	
Belastet volumen:	18.690	m^3	Totale belastede volumen
	11,5	%	andel af det totale udledte volumen
Behandlet volumen:	15.978	m^3	Belastet regnvand, der behandles
	9,8	%	andel af det totale udledte volumen
	85,5	%	andel af det belastede volumen
Bypass volumen:	2.712	m^3	Belastet regnvand, der ikke behandles
	1,7	%	andel af det totale udledte volumen
	14,5	%	andel af det belastede volumen

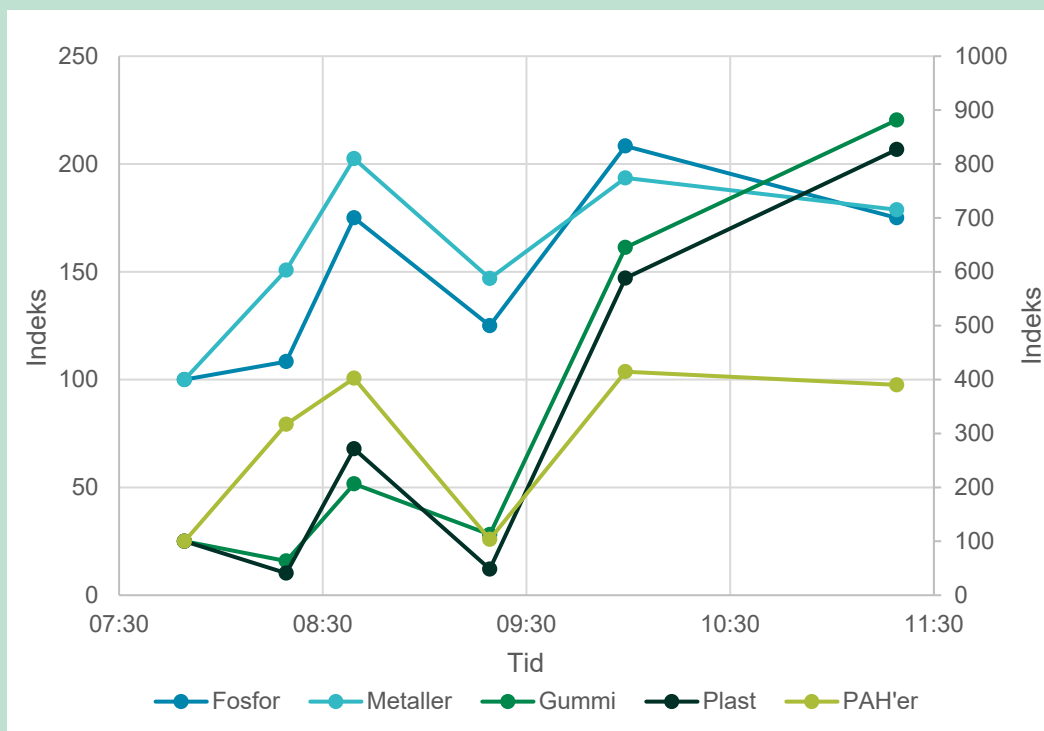


FIGUR 7. Her ses to grafer, der beskriver udviklingen i turbiditet [FNU] (gul kurve) og flow [m³/h] (grøn kurve), opgivet i indekstal i den periode, hvor de 6 blandingsprøver blev udtaget.

Der blev udtaget seks blandingsprøver over 4 timer ved Viengevej. Prøverne blev taget over fem minutter hver ved at nedsænke og hæve en beholder direkte i ledningen, indtil der var udtaget 3L prøve. På FIGUR 7 fremgår data for turbiditet og flow i prøvetagningsperioden. Værdierne er omsat til indekstal for at kunne vurdere den relative udvikling for de enkelte parametre i samme graf. Den første målte værdi for den enkelte parameter er blevet sat til indeks 100, og udgør startværdien. De efterfølgende værdier er blevet omsat til indekstal, ved følgende formel:

$$\text{Indekstal} = \frac{\text{målt værdi}}{\text{startværdi}} * 100$$

Turbiditeten stiger i de første 3 analysepunkter, før den når en top ved fjerde måling og aftager i de to sidste analyser. Flowet stiger kontinuerligt i de fire timer, der udgør prøveudtagningsperioden. Værdierne for turbiditet og flow er beregnet som et gennemsnit af datapunkter fra de fem minutter, hver prøve blev udtaget over. Det var forventet, at udviklingen i turbiditet ville adskille sig fra udviklingen af flow, ved at grafen for turbiditet ville opnå en top og begynde at aftage i de første timer af en regnvejrshændelse. Den forventning indfries af de præsenterede data, men der mangler fortsat en kobling af turbiditet og reel forurening.



FIGUR 8. Her ses udviklingskurverne for fosfor (blå), metaller (lys blå), gummi (grøn), plast (mørk grøn) og PAH'er (lys grøn). Udviklingen er beskrevet i indekstal for at kunne sammenligne flere parametre i samme diagram. Gummi, plast og PAH'er tilhører den sekundære akse, der ses på højre side af diagrammet.

Data for fosfor, metaller, gummi, plast og PAH er vist i FIGUR 8. Alle kategorier undtagen fosfor er summerede værdier for alle målte stoffer i kategorien. Værdierne er angivet som indekstal for bedre at kunne sammenligne udviklingen for de forskellige stoffer. Der er en tendens til, at tredje analysepunkt har højere værdier for samtlige målte parametre end første analysepunkt. Derudover er der en tendens til at femte analysepunkt har en højere værdi end de foregående analysepunkter (første-fjerde) for det enkelte datasæt, med undtagelse af metaller, hvor det femte punkt er lavere end det tredje analysepunkt. Det var forventet, at udviklingen for mikroforureninger ville følge den samme udvikling som turbiditetskurven. Analysedataene synes ikke at understøtte denne antagelse, og særligt fjerde punkt afviger, da samtlige værdier for mikroforureninger falder fra tredje til fjerde punkt, mens turbiditeten toppe i fjerde punkt. Desuden observeres der afvigelser i andet og sjette punkt, hvor mikroforureninger med gummi og plast hhv. falder og stiger imod udviklingen for turbiditet.

Den anvendte prøvetagningsmetode afhænger delvist af en antagelse om homogen fordeling af mikroforureninger i regnvandsstrømmen, som desuden skal opretholdes over tid. Hvis flowet i regnvandsledningen veksler mellem laminart og turbulent flow i takt med hydraulisk belastning, vil metoden til prøvetagning være udfordret. Desuden kan metoden udfordres med stigende vandstand, da beholderen til prøveudtagning vil passere igennem det øverste vandlag ved optagning og derved primært vil afspejle forholdene i dette lag. Tidligere i projektet blev der anvendt døgnprøvetagere, der udtog prøver via en slange placeret længere nede i ledningen. Denne metode er dog udfordret i forhold til at danne øjebliksbilleder, da der ikke er kapacitet til at udtage flere liter på få minutter. Hvis metoden blev udfordret i takt med stigende flow, ville det dog forventes at se en tendens mod lavere værdier for mikroforureninger i takt med stigende flow.

I disse analysedata præsenteres der ikke en klar sammenhæng mellem turbiditet og et overordnet niveau af mikroforureninger. Der er heller ikke umiddelbart fraktioner eller kategorier,

der udviser samme tendens eller mønster som målingerne for turbiditet. Turbiditet er en billig og effektiv løsning til online-monitorering af ændringer i ledningssystemer, men de målte data skal kunne relateres til en parameter, der kan styres efter. Flere målinger vil muligvis kunne identificere en parameter, som turbiditetsdata kan kobles med og evt. finde en sammenhæng mellem toppe i turbiditet og toppe i udledning af mikroforureninger. Styringen i dette projekt arbejder med rensning af regnvand med høj FNU-værdi, men styringen skal evt. tilpasses til yderligere data, så der kan tages højde for forskudt belastning.

Der observeres en sammenhæng mellem tendenser for kategorierne af mikroforureninger, hvilket kan betyde, at forskellige typer forureninger frigives til ledningsnettet i samme hastighed. Dette er vigtigt i forhold til styring. Hvis der ikke skal tages højde for forskudte udledninger af mikroforureninger, kan det nødvendige vindue for tilledning til renseteknologier begrænses, og derigennem begrænses den nødvendige kapacitet for anlæggene.

TABEL 10. Data for prøver udtaget ved Viengevej. Under de målte belastninger oplistes ekstrapolerede data, der er baseret på analysedata, og øvrige data for flow og turbiditet fra Danovas sensorer. Flow- og turbiditetsdata er hentet for hele måleperioden, hvor Danovas udstyr var opstillet ved Viengevej. De ekstrapolerede årsbelastninger er estimater for de årlige udledninger af gummi, plast, fosfor, metaller og PAH'er for Viengevej-sitet.

Beregnete udledninger i perioden:	
Dato:	13. marts 2023
Periode:	7:30-11:30
Målte belastninger:	
Gummi	48,5 g
Plast	52,9 g
Fosfor	197,0 g
Metaller	90,8 g
PAH'er	0,13 g
Belastet volumen (prøveudtagningsperioden)	552 m ³
Belastet volumen (måleperioden)	18.690 m ³
Ekstrapolerede årsbelastninger:	
Årligt belastet volumen	48.728 m ³
Gummi	4,3 kg/år
Plast	4,7 kg/år
Fosfor	17,4 kg/år
Metaller	8,0 kg/år
PAH'er	0,012 kg/år

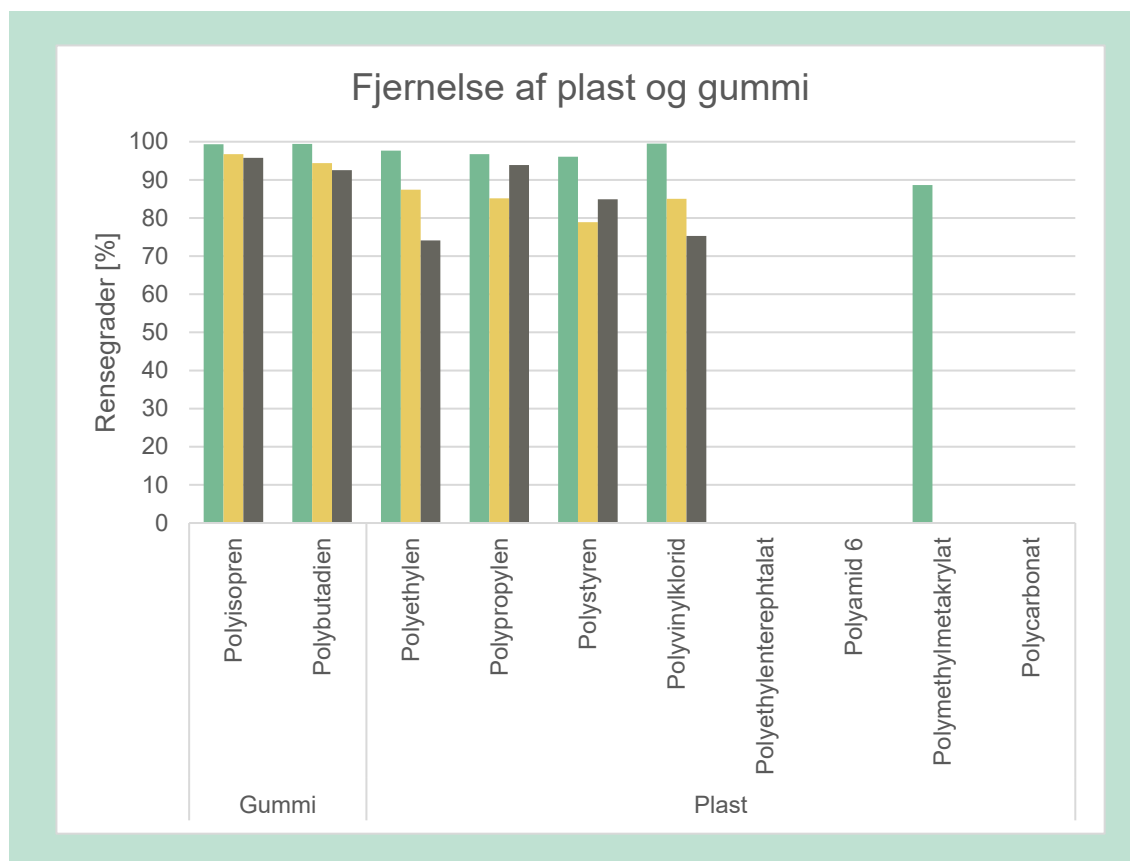
Et gennemsnit for summerede kategorier af mikroforureninger er ekstrapoleret til at beskrive udledning i måleperioden og yderligere til en årlig udledning fra ledningen ved Viengevej. De estimerede værdier kan ses i TABEL 10. Både data for mikroforureninger og flow er blevet ekstrapoleret for at estimere de årlige udledninger. Der er ikke taget højde for evt. årlige variationer eller varierende niveau af turbiditetsværdier.

Det estimeres, at de belastede vandstrømme udleder ca. 9 kg mikroplast om året i kombineret plast og gummi. Desuden estimeres en udledning på ca. 17 kg fosfor, 8 kg tungmetaller og 0,012 kg PAH'er årligt. I disse estimater er der ikke taget højde for ikke-belastede regnvandsudledninger, da datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt. De ikke-belastede udledninger udgør, baseret på data indhentet fra Viengevej, 88,5% af det totale udledte volumen, og der er derfor potentiale for signifikante udledninger, der ikke er medtaget i ovenstående estimat.

Data fra TECHRAS Miljø PCM-filter ved Eskelunden

6.2 Rensegrader

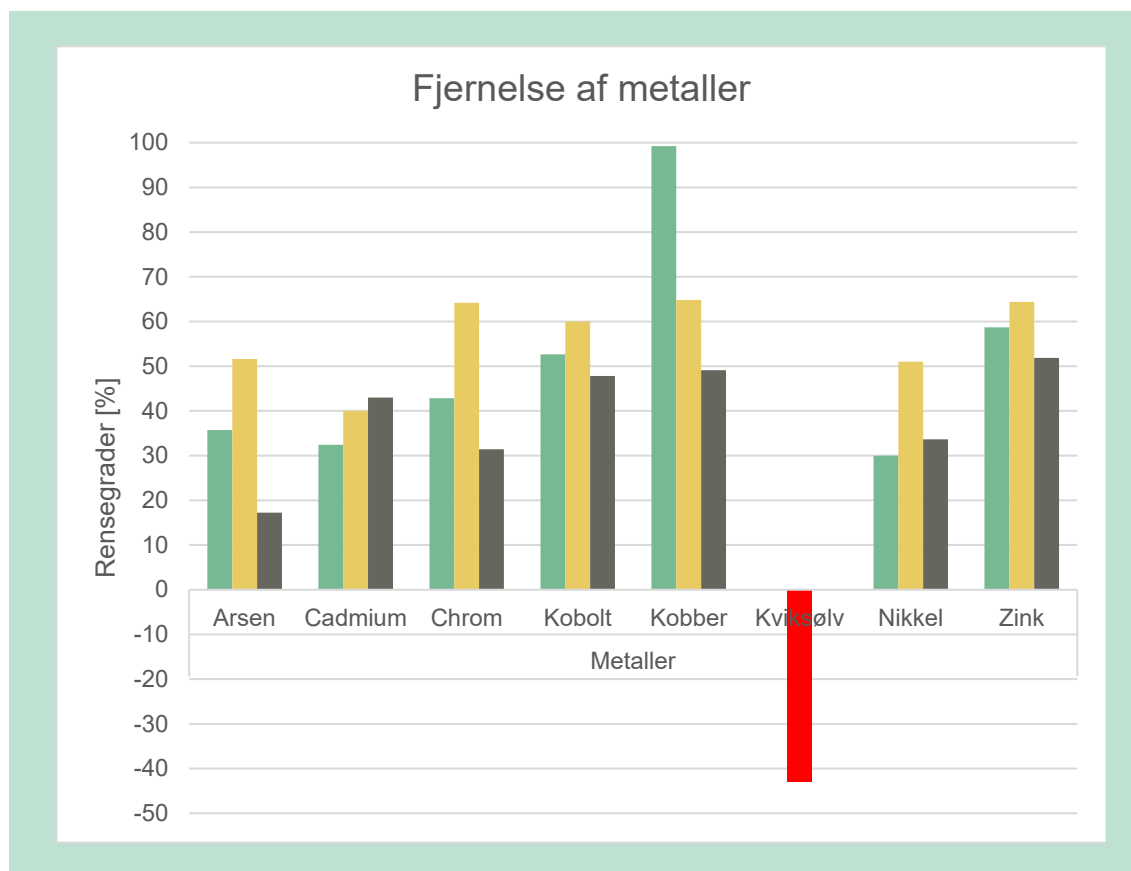
Resultater fra TECHRAS Miljø PCM-filter er baseret på en prøveserie, der blev foretaget ved Eskelunden. Der blev udtaget prøver af indløb og udløb af tre omgange. Prøverne blev analyseret for mikroplast, udvalgte metaller, PAH-forbindelser, SS og fosfor.



FIGUR 9. Her vises data for tre prøverunder, hvor 1., 2. og 3. prøverunde præsenteres af henholdsvis en grøn, gul og grå søjle. Resultater for rensegrader for mikroplast og -gummi er angivet i procent for de enkelte plast-/gummityper. Rensegraden er generelt over 70% og for flere kategorier er rensegraden over eller tæt på 90%. Der er særligt høje rensegrader for mikrogummi.

I FIGUR 9 ses de respektive rensegrader for mikroplast. For gummityperne Polyisopren og polybutadien, der begge er bestanddele i bildæk, viser resultaterne en rensegrad på 92,5-99,4%. For mikroplastkomponenterne viser resultaterne rensegrader i intervallet 74,1-99,5% og variationen i rensegraden mellem de tre enkeltprøver er større for mikroplast end for mikrogummi. Forskellen i variation kan muligvis skyldes, at fordelingen af partikelstørrelser er mere forskudt mod meget fine partikler i mikroplastfraktionen end i mikrogummifractionen. Dette kan både forekomme ved, at mikroplasten frigives som meget små partikler, eller fordi allerede fine partikler nedbrydes til mindre dele, mens mikrogummiet er frigivet som større stykker afrevne dækrester, der ikke nedbrydes yderligere, inden de ender i regnvandsledninger. Tre plasttyper blev ikke observeret over detektionsgrænsen i prøveseriens ind- og udløbsprøver, og der opgives derfor ikke rensegrader for Polyethylenterephthalat (PET), Polyamid-6 og Polycarbonat. Analysemetoden udviklet i forbindelse med dette projekt har udfordringer med

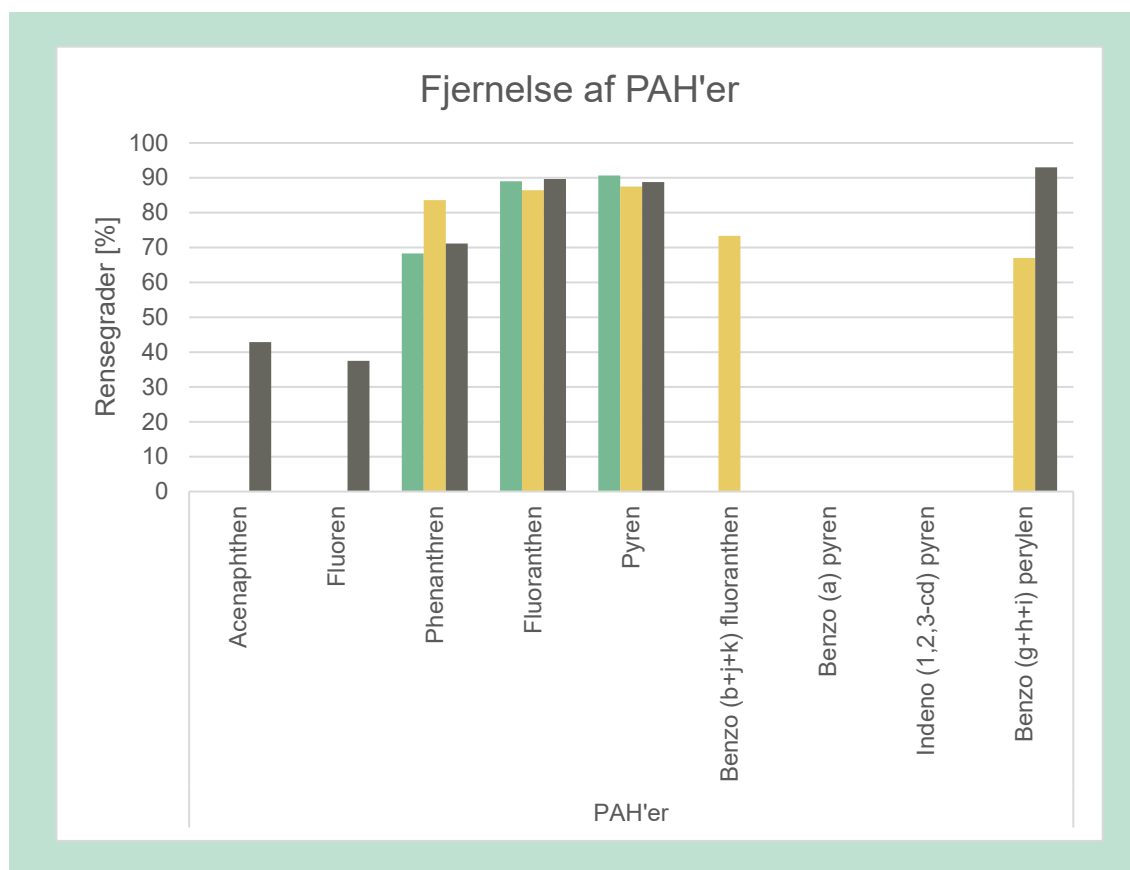
reduceret genfindelse af PET, hvilket kan have bidraget til, at denne plasttype ikke måles over detektionsgrænsen.



FIGUR 10. Resultater fra metalanalyser. Søjlerne i diagrammet viser den målte rensegrad for hhv. 1., 2. og 3. prøverunde for de enkelte metaller. Der ses en rød søjle ved metallet kviksølv, hvilket betyder, at der er registreret en negativ rensegrad.

Den generelle rensegrad for metaller lå i intervallet 17,2-64,8%. Rensegraderne kan ses i FIGUR 10. Det var forventet, at PCM-teknologien ville fjerne partikulære metaludledninger og metaller, der var bundet i andre partikler, men der var ingen forventning om fjernelse af opløste metaludledninger. I laboratorieforsøg med prøver fra Eskelunden blev andelen af forureninger i den partikulære fraktion beregnet for en række metaller (As, Pb, Cr, Cu, Ni og Zn) til 72,7%-76,1% partikulært materiale, mens 35,5% af arsen var bundet i partikulær form. Den gennemsnitlige rensegrad for metallerne arsen, cadmium, krom og nikkel er 34,9-46,2%, mens der for kobolt, kobber og zink blev fundet rensegrader på hhv. 53,5%, 71,1% og 58,3%. Den høje rensegrad for kobber skyldes primært et resultat på 99,2% fra 1. prøverunde. Der er ikke umiddelbart noget, der indikerer, at prøven ikke er retvisende. Resultatet kan f.eks. skyldes et relativt højt indhold af partikulært kobber i den gældende periode, da dette ville forbedre teknologiens muligheder for at opnå en højere relativ rensegrad.

Der blev målt kviksølv i indløb og udløb ved 2. prøvetagning, hvor koncentrationen var højest i udløbet. Målingerne for kviksølv er dog udfordret af, at begge målinger er tæt på detektionsgrænsen på 0,05 mg/l. Ved målinger tæt på analysemetodens detektionsgrænse er usikkerheden væsentligt større end i prøver med højere målte værdier. Det er derfor ikke muligt at adskille de to målinger statistisk, og der kan ikke drages konklusioner på baggrund af målingerne.



FIGUR 11. I denne figur fremgår de målte rensegrader for PAH-forbindelser. Resultaterne er opdelt i grupperede søjler, hvor hver søjlefarve repræsenterer en prøverunde.

I forhold til forurening med og fjernelse af PAH'er, blev der observeret stabile målinger for stofferne fenantren, fluoranten og pyren. Disse tre stoffer blev observeret ved alle tre prøvetagningsrunder, og de målte rensegrader var ligeledes relativt ens. Rensegraden for fenantren var 68,3-83,6% og 86,4-90,7% fra fluoranten og pyren.

De øvrige PAH-forbindelser blev observeret i højst to prøverunder med varierende rensegrader, som det kan ses i FIGUR 11. Flere af prøverne var udfordret af, at koncentrationen i enten indløbet eller udløbet var under detektionsgrænsen for analysemetoden. Der blev i nogle tilfælde anvendt analyser med forskellige måleområder. Dette blev gjort for at kunne måle højere koncentrationer i de prøver, der var forventet at være mest forurenede og lavere koncentrationer i f.eks. udløbsprøverne. Af denne grund er det muligt, at en indløbsprøve er under den anvendte detektionsgrænse, mens udløbsprøven er over detektionsgrænsen, men i et lavere måleområde.

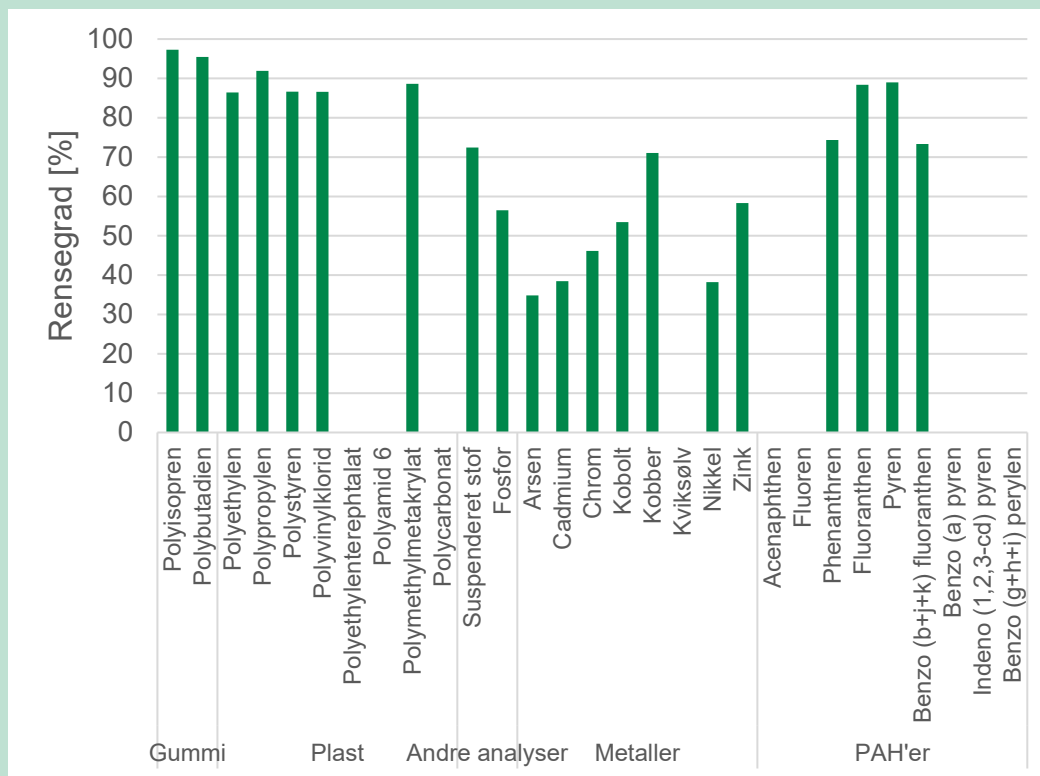
	Rensegrader målt ved drift af TECHRAS Miljøs PCM-filter ved Eskelunden										
	1. runde			2. runde			3. runde			Total	Korrigeret
Mikroplast-analyser	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	Gnms. Rensegrad	Gnms. Rensegrad
Gummi:	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Polysopren	150,00	1,00	99,3	295,00	9,60	96,7	105,10	4,45	95,8	97,3	97,3
Polybutadien	173,00	1,00	99,4	236,00	13,20	94,4	103,35	7,70	92,5	95,5	95,5
Indeholder prøven gummipartikler?:	Ja	Nej		Ja	Ja		Ja	Ja			
Plast:											
Polyethylen	128,50	3,00	97,7	214,00	26,90	87,4	81,95	21,20	74,1	86,4	86,4
Polypropylen	30,65	1,00	96,7	27,65	4,10	85,2	16,35	1,00	93,9	91,9	91,9
Polystyren	25,50	1,00	96,1	24,15	5,10	78,9	17,90	2,70	84,9	86,6	86,6
Polyvinylklorid	197,50	1,00	99,5	281,50	42,20	85,0	102,65	25,35	75,3	86,6	86,6
Polyethylenterephthalat	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	NA	NA
Polyamid 6	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	NA	NA
Polymethylmetakrylat	8,80	1,00	88,6	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	88,6	88,6
Polycarbonat	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	1,00	1,00	NA	NA	NA
Sum polymerer:	716,95	12,00	98,3	1082,30	105,10	90,3	431,30	66,40	84,6	91,1	91,1
Kemiske analyser	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	Gnms. Rensegrad	Gnms. Rensegrad
Spildevandsanalyser:	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	%	%
Suspenderet stof	87	25	71,3	15	26	-73,3	110	29	73,6	23,9	72,5
Fosfor	0,38	0,19	50,0	0,37	0,15	59,5	0,35	0,14	60,0	56,5	56,5
Tung metaller:	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Arsen	2,8	1,8	35,7	3,1	1,5	51,6	2,9	2,4	17,2	34,9	34,9
Cadmium	0,074	0,05	32,4	0,11	0,066	40,0	0,1	0,057	43,0	38,5	38,5
Chrom	14	8	42,9	12	4,3	64,2	35	24	31,4	46,2	46,2
Kobolt	1,9	0,9	52,6	1,9	0,76	60,0	2,3	1,2	47,8	53,5	53,5
Kobber	64	0,5	99,2	54	19	64,8	57	29	49,1	71,1	71,1
Kviksølv	0,05	0,05	NA	0,098	0,14	-42,9	0,05	0,05	NA	-42,9	NA
Nikkel	12	8,4	30,0	10	4,9	51,0	11	7,3	33,6	38,2	38,2
Zink	230	95	58,7	250	89	64,4	270	130	51,9	58,3	58,3
PAH'er:	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Acenaphthen	0,01	0,01	NA	0,01	0,01	NA	0,021	0,012	42,9	42,9	NA
Fluoren	0,01	0,01	NA	0,01	0,01	NA	0,016	0,01	37,5	37,5	NA
Phenanthren	0,041	0,013	68,3	0,061	0,01	83,6	0,052	0,015	71,2	74,4	74,4
Fluoranthren	0,2	0,022	89,0	0,14	0,019	86,4	0,3	0,031	89,7	88,4	88,4
Pyren	0,3	0,028	90,7	0,16	0,02	87,5	0,5	0,056	88,8	89,0	89,0
Benzo (b+h+k) fluoranthren	0,3	0,09	NA	0,15	0,04	73,3	0,2	0,03	NA	73,3	73,3
Benzo (a) pyren	0,2	0,04	NA	0,06	0,02	NA	0,08	0,01	NA	NA	NA
Indeno (1,2,3-cd) pyren	0,2	0,04	NA	0,05	0,02	NA	0,06	0,01	NA	NA	NA
Benzo (g+h+i) perylen	0,2	0,06	NA	0,091	0,03	67,0	0,2	0,014	93,0	80,0	NA

FIGUR 12. Her ses resultaterne af de samlede analyser for TECHRAS Miljøs PCM-teknologi. Denne teknologi var opstillet ved Eskelunden. Yderst til højre ses en kolonne med korrigerede værdier. Værdierne er korrigeret efter, at resultater med en relativt stor vedhæftet usikkerhed er frasortet. De grønne og røde fyldfarver indikerer rensegradens relative afstand til 0%, hvor de mørkere farver er længere fra 0% end de lyse farver. Røde tal indikerer målinger, der ikke er over analysemetodens detektionsgrænse, og tallet viser samtidigt analysemetodens reelle detektionsgrænse.

I FIGUR 12 præsenteres de samlede resultater fra det opstillede PCM-filter ved Eskelunden. I kolonnen yderst til højre ses korrigerede gennemsnitsværdier. De korrigerede værdier er tilpasset efter, at resultater med stor usikkerhed er frasortet datasættet. Datapunkter, der ikke understøttes af mindst ét andet replikat, eller hvor de målte koncentrationer ikke er minimum 3 gange værdien af detektionsgrænsen, er frasortet. Formålet med datasorteringen er at forbedre validiteten af datasættet. Værdier, der er relativt tæt på detektionsgrænsen, er behæftet med en stor grad af usikkerhed. Desuden er flere opgørelser af rensegrader udfordret af, at resultatet for enten indløb eller udløb er under detektionsgrænsen, hvilket påvirker beregningen af den egentlige rensegrad. For disse prøver er det vigtigt, at de understøttes af mere troværdige replikater.

Enkelte datapunkter eller udregnede rensegrader bortfalder for SS, kviksølv, acenaphthen, fluoren og Benzo (g+h+i) perylen. De fleste punkter bortfalder på baggrund af de beskrevne kriterier, hvor datapunkter enten skal understøttes af yderligere replikater eller være tilstrækkeligt over detektionsgrænsen. Undtagelsen er datapunktet for suspenderet stof fra 2. prøverunde. Denne værdi er frasortet, da øvrige resultater og yderligere replikater for prøverunde 1 og 3 indikerer, at der kunne være byttet om på indløbs- og udløbsresultater, men dette kunne ikke endeligt bekræftes ved gennemgang af metoden og diverse logbøger. Der er ikke tilstrækkelige data til at udregne eventuelle outlier-værdier, men gennemgang af de øvrige resultater viser en glimrende fjernelse af andet partikulært materiale og mikroforureninger, der typisk er

bundet i eller til partikler. Resultatet er desuden påfaldende ens med de andre replikater for suspenderet stof, dog med omvendt fortegn. Den målte indløbskoncentration er mindre end ved 1. og 3. replikat, hvilket potentielt kan påvirke rensegraden, men ingen andre informationer understøtter en negativ rensegrad for suspenderet stof.



FIGUR 13. Denne figur viser de korrigerede gennemsnitlige rensegrader for alle de analyserede parametre i prøverne fra de tre prøverunder. Hvis der ikke er en søjle over en given parameter, er stoffet ikke fundet i koncentrationer over analysemetodens detektionsgrænse og en rensegrad er ikke beregnet.

I FIGUR 13 ses de gennemsnitlige korrigerede rensegrader for den kompakte renseteknologi leveret af TECHRAS Miljø. Teknologien udviser højeste rensegrader for gummi, plast, visse PAH'er og suspenderet stof. Derudover opnås der en relativt høj grad af fjernelse for både fosfor og flere metaller. Mikroplast-fjernelsen, for stoffer målt over detektionsgrænsen, er observeret i spændet 86,6%-97,3%. Den gennemsnitlige rensegrad for SS er målt til 72,5%, mens rensegrader for fosfor og metaller er målt i spændet 34,9%-71,1%. Rensegraden for PAH'er målt over detektionsgrænsen er observeret i spændet 73,3%-89,0%.

Data fra laboratorie- og pilotskalatests for Dansands filterløsning ved Eskelunden og Gødvadbanen

6.3 Rensegrader og udvaskningsforsøg

Der blev udført laboratorieforsøg for at finde den bedste kombination af materialer til filtermatricen i Dansands filtermuld. To typer muld blev testet for deres evne til at tilbageholde mikroplast-partikler og den ene filtermuld blev senere kombineret med specialmineralet Dansand Blueguard® for at teste fjernelse af metaller.

TABEL 11. Data fra laboratorieforsøg med gennemskylning af kolonne med filtermateriale. Der blev både udført gennemskylninger med blankprøver uden mikroplast og prøver med mikroplast.

Filtermix	Forsøgstype	Rensegrad
Filtermuld 1	Blank-forsøg	97,4%
	MP-forsøg	98,1%
Filtermuld 2	Blank-forsøg	99,1%
	MP-forsøg	98,3%

Resultaterne fra gennemskylningstesten viste høje rensegrader for mikroplast, hvor begge typer filtermuld leverede resultater omkring en rensegrad på 98%. Forsøget blev udført med en kendt mængde mikroplast. Afvejede mængder mikroplast blev hældt på en filterkolonne, der herefter blev gennemskyllet i intervaller med 200 ml pr. 5. minut i 3 timer. Filtratet løb derefter igennem et filterpapir, der tilbageholdt mikroplast og andre partikler. Filterpapiret blev derefter tørret og vejnet for at kunne bestemme mængden af mikroplast, der evt. var trængt igennem filtermulden. De målte rensegrader kan både være påvirkede af andet partikulært materiale end mikroplast og usikkerheder i analysemetoden. Metoden indebærer flere runder af tørring og afvejning på analysevægt. Selvom de enkelte trin i processen kan have lav usikkerhed, kan den akkumulerede usikkerhed for hele processen være relativt stor. Der er dog ikke noget i resultaterne, der indikerer en stor grad af usikkerhed.



Gummi og græs
Billedet viser, hvordan den kombinerede effekt af filtermuld og etableret plantevækst bidrager til tilbageholdelsen af mikroplast.

		Rensegrader testet med spildevand fra Eskelunden								
		Vandprøve fra Eskelund testsite		Filtermuld 1 (uden Blueguard®)			Filtermuld 2 (med Blueguard®)			
Parameter	Enhed	Resultater		Resultater			Resultater			
		A prøve	B prøve	A prøve	B prøve	Rensegrad [%]	A prøve	B prøve	Rensegrad [%]	
Fosfor (P) total	mg/l	0,19	0,19	0,048	0,047	75,0	0,042	0,043	77,6	
Arsen (As) total	µg/l	0,30	0,63	0,30	0,30	35,5	0,30	0,30	35,5	
Arsen (As) filtreret	µg/l	0,30	0,30	0,30	0,30	NA	0,30	0,30	NA	
Bly (Pb) total	µg/l	2,0	1,8	1,0	1,0	47,4	0,6	0,5	71,1	
Bly (Pb) filtreret	µg/l	0,5	0,5	0,5	0,5	NA	0,5	0,5	NA	
Cadmium (Cd) total	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,05	NA	0,05	0,05	NA	
Cadmium (Cd) filtreret	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,05	NA	0,05	0,05	NA	
Krom (Cr) total	µg/l	8,1	5,4	2,1	2,3	67,4	1,3	1,5	79,3	
Krom (Cr) filtreret	µg/l	1,9	1,5	0,5	0,5	70,6	1,0	1,0	41,2	
Kobolt (Co) total	µg/l	0,5	0,5	0,7	0,6	-28,0	0,5	0,5	NA	
Kobolt (Co), filtreret	µg/l	0,5	0,5	0,5	0,5	NA	0,5	0,5	NA	
Kobber (Cu) total	µg/l	21,0	20,0	4,7	5,0	76,3	3,5	3,4	83,2	
Kobber (Cu) filtreret	µg/l	5,7	5,5	3,9	3,9	30,4	3,7	3,3	37,5	
Kviksølv (Hg) total	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,05	NA	0,05	0,05	NA	
Nikkel (Ni) total	µg/l	15,0	6,3	2,5	7,2	54,5	2,8	1,7	78,9	
Nikkel (Ni) filtreret	µg/l	2,8	2,9	2,0	1,8	33,3	2,0	1,5	38,6	
Zink (Zn) total	µg/l	70	68	99	91	-37,7	30	27	58,7	
Zink (Zn) filtreret	µg/l	17	16	94	79	-424,2	9	13	34,8	

FIGUR 14. I tabellen ses resultater fra et laboratorieforsøg med spildevand fra forsøgslokaliteten ved Eskelunden. Forsøget skulle belyse potentialet for fjernelse af tungmetaller med Dansands filtermuld med iblandet specialmineral Dansand Blueguard®. Røde tal indikerer, at analyseresultatet ikke var over detektionsgrænsen. De grønne barer indikerer rensegrader fra 0-100%, mens de røde barer indikerer udvaskning af stoffer fra 0-100% (udvaskning af filtreret zink overskrider grænsen på 100%).

I test af filtermuld med Dansands specialmineral Blueguard® blev der observeret højere rensegrader for en række metaller i forhold til en filterløsning med almindelig filtermuld. Dette kan observeres i FIGUR 14. Der er undtagelser for de to metaller – arsen og krom, der begge havde lave koncentrationer som udgangspunkt før filtreringen. Begge filtre opnåede en udløbskoncentration under detektionsgrænsen for arsen, og rensegraden for de to typer filtermuld kan derfor ikke differentieres. For krom i filtrerede prøver opnåede filtermuld uden specialmineral en bedre rensegrad end filteret med specialmineral.

Der observeres negativ rensegrad for filteret uden Blueguard® for kategorierne total kobolt, total zink og filtreret zink. Filtermulden med Blueguard® viser positive rensegrader for alle kategorier, der blev detekteret i prøven fra Eskelunden. Der er ikke umiddelbart nogen forklaring på den relativt store forøgelse af opløst zink i udløbet fra filteret uden specialmineral. Samtidige forsøg, der undersøgte udvaskning fra de to kombinationer af filtermaterialer, viste ikke den samme grad af udvaskning. I udvaskningsforsøgene, blev der også observeret en forøgelse af filtreret zink i udløbsprøven. Der er udført et senere forsøg, der forsøgte at identificere en kilde til zink specifikt (se TABEL 12).

	Rensegrader målt ved drift af Dansands filtermedie ved Eskelunden										
	1. runde			2. runde			3. runde			Gnms. Rensegrad	Korrigeret
Mikroplast-analyser	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	Indløb	Udløb	Rensegrad	%	%
Gummi:											
Der blev ikke detekteret gummi										NA	NA
Plast:	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Polypropylen	2,15	10,10	-369,8	11,40	14,80	-29,8	0,70	5,00	-614,3	-338,0	-338,0
Kemiske analyser											
Spildevandsanalyser:	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	%	%
Suspenderet stof	10	5	50,0	7,8	3,2	59,0	10	2,8	72,0	60,3	60,3
Fosfor	0,22	0,13	40,9	0,2	0,12	40,0	0,21	0,094	55,2	45,4	45,4
Tung metaller	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Arsen (As)	0,3	0,3	NA	0,32	0,46	-43,8	0,56	0,3	46,4	1,3	NA
Krom (Cr)	4,5	3,2	28,9	1,9	1,7	10,5	3,1	1,8	41,9	27,1	27,1
Kobber (Cu)	19	4,5	76,3	11	4,1	62,7	16	4,3	73,1	70,7	70,7
Nikkel (Ni)	2,2	1	54,5	2,4	2,4	0,0	3,6	1,6	55,6	36,7	36,7
Zink (Zn)	51	110	-115,7	40	100	-150,0	53	110	-107,5	-124,4	-124,4
PAH'er										%	%
Der blev ikke detekteret polycykliske aromatiske hydrocarbon-forbindelser										NA	NA

FIGUR 15. Analyseresultater fra Dansands pilotanlæg ved Eskelunden. Der vises kun data fra komponenter, der blev fundet over de respektive detektionsgrænser for de forskellige analysemetoder. Grønne farver indikerer rensegrad, de gule og røde barer indikerer udvaskning.

Prøverne udtaget fra indløbet til Dansands filter i Eskelunden havde generelt meget lave koncentrationer og var i mange tilfælde under analysemetodernes detektionsgrænser. De forureninger, der blev målt over detektionsgrænserne, er vist i FIGUR 15. Der blev observeret negative rensegrader for plasttypen polypropylen og metallet zink. Indholdet af disse to forureningstyper var gennemsnitligt hhv. ca. en faktor 4 og en faktor 2 større i udløbet end i indløbet. Data for polypropylen er belastet af en mistanke om kontaminering fra det anvendte prøvetagningsudstyr. Både låget på de anvendte prøvebeholdere og dele af prøvetagningsudstyret er udført i polypropylen-plast. Konstruktionen til pilotanlægget er desuden formodet at bidrage med zink til udgangsprøverne, men dette er ikke direkte understøttet af data.

Der blev observeret positive rensegrader for SS, fosfor, krom, kobber og nikkel. Rensegraden for både SS og fosfor var understøttet af tre replikater. SS-rensegrader blev observeret i området 50-72%, mens rensegraden for fosfor blev observeret i området 40-55%. For metallerne krom, kobber og nikkel blev der observeret gennemsnitlige rensegrader på hhv. 27,1%, 70,7% og 36,7%. Tendensen for rensegraderne for krom og kobber understøttes af tre replikater, mens tendensen for nikkel-rensegraden understøttes af to replikater, da 2. runde viste en neutral rensegrad på 0% for nikkel.

Data fra Gødvad er baseret på to replikater. Prøver fra kunstgræsbanen ved Gødvad udviste nogle af de samme tendenser, som blev observeret i prøver fra Eskelunden. Der blev observeret gennemsnitlige negative rensegrader for polypropylen og zink, hvor den gennemsnitlige stigning i koncentrationer i udløbet i forhold til indløbet var hhv. ca. 1,5 og 3, hvilket kan ses i FIGUR 16. Ligesom ved Eskelunden er der en formodning om kontaminering med polypropylen fra prøvetagningsudstyr og zink fra konstruktionen af pilotanlægget. Der blev observeret gennemsnitlige positive rensegrader for SS, fosfor, krom og kobber. Den gennemsnitlige rensegrad for SS, fosfor, krom og kobber var hhv. 44,4%, 27,6%, 22,2% og 12,5%. Rensegraderne for disse fire kategorier er alle lavere ved Gødvad end ved Eskelunden. Dette kan muligvis forklares ved en lavere generel belastning, hvor rensningen er hæmmet af koncentrationer tæt på detektionsgrænsen, hvilket begrænser den mulige kvantificerbare rensning og potentielt teknologiens funktion, da koncentrationsgradienter i filtermediet bliver meget små.

	Rensegrader målt ved drift af Dansands filtermedie ved Gødvad (kunstgræsbane)							
	1. runde			2. runde				Korrigeret
Mikroplast-analyser	Indløb µg/l	Udløb µg/l	Rensegrad %	Indløb µg/l	Udløb µg/l	Rensegrad %	Gnms. Rensegrad %	Gnms. Rensegrad %
Gummi:								
Der blev ikke detekteret gummi							NA	NA
Plast:	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Polypropylen	14,65	2,95	79,9	2,45	12,35	-404,1	-162,1	-162,1
Polyethyleneterephthalat	1,00	1,00	NA	1,00	1,05	-5,0	-5,0	NA
Kemiske analyser								
Spildevandsanalyser:	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	%	%
Suspenderet stof	0,9	0,5	44,4	0,5	0,5	NA	44,4	44,4
Fosfor	0,14	0,1	28,6	0,15	0,11	26,7	27,6	27,6
Tung metaller	µg/l	µg/l	%	µg/l	µg/l	%	%	%
Arsen (As)	0,94	1	-6,4	1	1,2	-20,0	-13,2	-13,2
Krom (Cr)	0,9	0,5	44,4	0,8	0,8	0,0	22,2	22,2
Kobber (Cu)	0,8	0,8	0,0	1,2	0,9	25,0	12,5	12,5
Nikkel (Ni)	1	1	0,0	1	1,1	-10,0	-5,0	NA
Zink (Zn)	17	65	-282,4	17	38	-123,5	-202,9	-202,9
PAH'er								
Der blev ikke detekteret polycykliske aromatiske hydrocarbon-stoffer							NA	NA

FIGUR 16. Analyseresultater fra Dansands pilotanlæg ved Gødvad kunstgræsbane. Der vises kun data fra komponenter, der blev fundet over de respektive detektionsgrænser for de forskellige analysemetoder. Grønne farver indikerer rensegrad, røde barer indikerer udvaskning.

TABEL 12. Resultaterne fra udvaskningstest specifikt for zink. Et enkelt resultat blev observeret over detektionsgrænsen.

Råvarer	Analyseresultat
Demineraliseret vand (anvendt til udvaskningsforsøg)	< 5 µg/l
Sand (Originalt batch)	< 5 µg/l
Ler (Originalt batch)	< 5 µg/l
Spagnum (Originalt batch)	< 5 µg/l
Blueguard® (Originalt batch)	< 5 µg/l
Filtersand (Originalt batch)	< 5 µg/l
Færdigblandet filtermuld fra BMI-anlæg (Prøve udtaget inden ibrugtagning)	8,5 µg/l
Færdigblandet filtermuld fra Eskelund-anlæg (Prøve udtaget efter ibrugtagning)	< 5 µg/l

I TABEL 12 ses resultaterne af udvaskningsforsøg, der skulle afklare, hvorvidt filtermediet kunne være kilde til zink i udløbsprøverne fra Eskelunden og Gødvad. Der blev ikke fundet koncentrationer over detektionsgrænsen for vandet anvendt til udvaskning eller sand, ler, spagnum, Blueguard® og filtersand anvendt i filtermediet. I udvaskningsprøver fra de to færdigblandede filtermuldsammensætninger blev der målt 8,5 µg/l fra materialet anvendt til pilotanlægget i Beder-Malling. Dette er tæt på detektionsgrænsen og er derfor behæftet med relativ stor usikkerhed. Der blev ikke målt indhold af zink over detektionsgrænsen i filtermulden anvendt til pilotanlægget i Eskelunden og Gødvad. De færdigblandede filtermulde fra BMI og Eskelunden var hhv. udtaget og gemt før og efter, anlæggene blev taget i brug. I forhold til kontaminering med zink er der særlig mistanke til en maling anvendt i forbindelse med en del af prøvetagningsudstyret.

Samlet for Dansand-filterets resultater genereret i pilotskala er der fundet meget lave belastningsgrader for filteret. Resultater genereret på baggrund af en lav belastning, der ikke hæver sig væsentligt over de respektive detektionsgrænser for de målte stoffer, risikerer at underestimerer den reelle rensegrad for et anlæg. I scenarier, hvor teknologien reducerer en given forurening til detektionsgrænsen, er rensegraden begrænset til spændet mellem målt koncentration i indløbet og den gældende detektionsgrænse. Desuden er resultater i nærheden af detektionsgrænsen påvirket af en relativt stor usikkerhed, sammenlignet med datapunkter, der er væsentligt over detektionsgrænsen. Der kan derudover være forhold ved meget lave koncentrationer, der gør det svært at opnå høje rensegrader, da rensmekanismer kan være afhængige af koncentrationsgradier eller kollisioner mellem partikler og filtermedie for optimal rensning. Lave koncentrationer i indløbet til anlæggene kan muligvis betyde, at der ikke er opnået reelle eller retvisende rensegrader for Dansands pilotanlæg. Denne mistanke understøttes af data fra laboratorieforsøgene udført i dette projekt. Alternativt kan udførelsen af pilotanlæggets konstruktion være suboptimal i forhold til gennemløb. Der kan f.eks. være dannet kanaler, hvor forureningerne kan bevæge sig igennem filteret uden at opnå den nødvendige opholdstid og kontakt med filtermediet.

7. Nationalt potentiale for reduktion af belastede udledninger

Separatkloakering var tænkt som en effektiv måde til at aflaste renseanlæg for store hydrauliske belastninger med fortyndet spildevand ved større regnvejrshændelser. Logikken bag tilgangen var yderligere, at det ikke var relevant at rense regn- og overfladevand, der i udgangspunktet var anset for rent. Udfordringen i denne tilgang er, at antagelsen, om at RBU'er er rene, ikke er korrekt. Forureninger fra asfalterede overflader, industrigrunde, landbrug, m.fl. bidrager med næringsstoffer og mikroforureninger til danske vandløb, søer, fjorde og kystnære farvande. Tilstanden i de danske vandløb, søer, farvande og grundvandsdepoter, der monitoreres, er ikke ideelle, og dertil kommer et større mørketal for de områder, der slet ikke overvåges (Miljøstyrelsen, 2019).

Denne relativt simple analyse vil forsøge at afdække en indgangsvinkel til arbejdet med håndtering af RBU'er. Separatkloakering udrulles fortsat i store dele af landet, og den anvendte BAT-teknologi (regnvandsbassiner) er, der hvor den implementeres, udfordret af et behov for omfattende vedligehold. Der er fortsat begrænset viden om den reelle forurening af danske vandmiljøer og de RBU'er, der udgør en kilde til forurening.

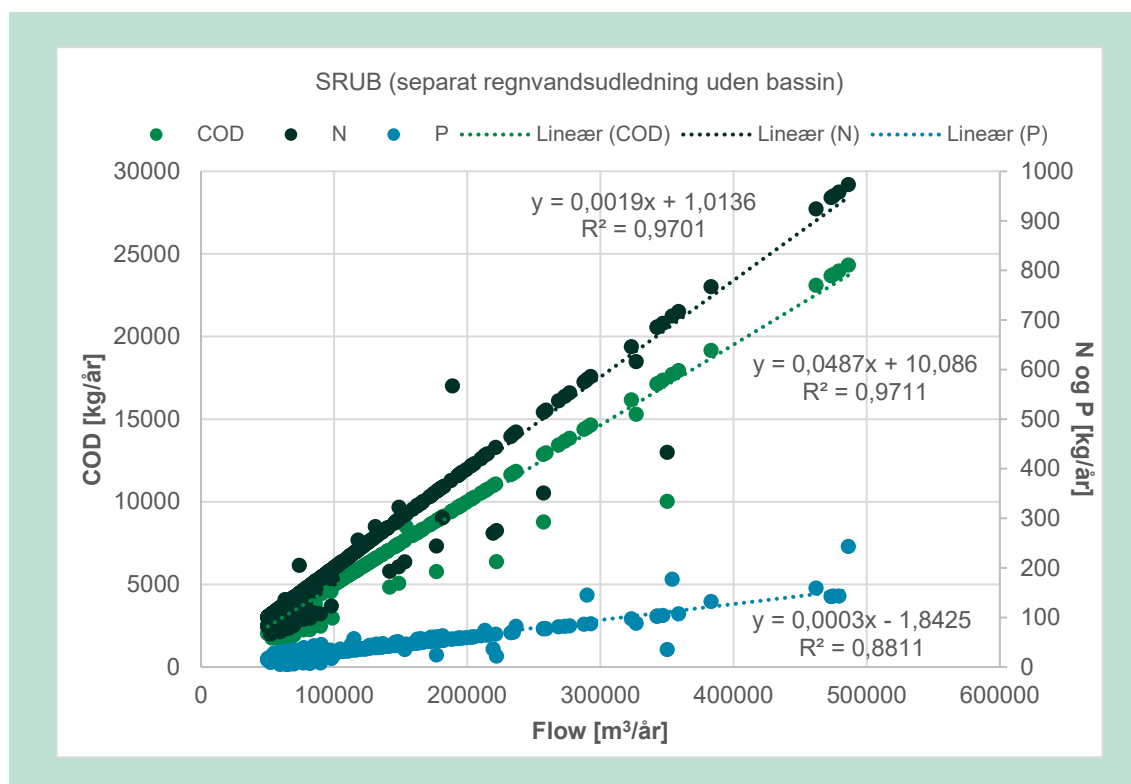
Dette afsnit vil, efter bedste evne, finde svar på, hvordan vi kan iværksætte en indsats for øget rensning af RBU'er med størst effekt relativt til den nødvendige investering. En stor del af indsatsen vil være øget dataindsamling. Gevinsten ved indsatsen er at aflaste danske vandmiljøer, så der ikke opstår en situation, hvor senere generationer skal investere i oprensning for at kunne nyde en natur af samme kvalitet som nuværende generationer. Vi kender ikke det komplette forureningsbillede for RBU'er eller deres effekt på vandmiljøer, men vi ved, at der forurenes, og vi ved, at flere klasser af forureningerne påvirker flora og fauna i recipienterne, og at flere af dem kan ende i vores grundvand.

7.1 Datagrundlag

Basis for den samfundsøkonomiske evaluering er et større datasæt hentet via programmet SpatialSuite i februar 2022. Det hentede datasæt stammer fra Danmarks Miljøportals Punktudledningssystem (PULS). Systemet har til formål at samle informationer om alle danske punktudledninger, der indberettes af kommuner, Miljøstyrelsen og anlægsejere (Frank-Gopolos, Nielsen, & Skovmark, 2021). Systemet indeholder informationer om udledning af næringsstoffer, udledte volumener, bassinforhold og kloakeringstype. I dette projekt er de vigtigste informationer totale udledte volumener, den overordnede grad af forurening, hvorvidt udledningen er tilkoblet et bassin, og om der er tale om RBU'er i form af rene regnvandsbetingede udledninger eller overløb fra fælleskloakerede områder.

Inaktive udledningspunkter blev frasorteret, og øvrige data blev sorteret i kategorierne Separate regnvandsudledninger uden bassin (SRUB), Separate regnvandsudledninger med bassin (SRMB), Overløb uden bassin (OLUB), Overløb med bassin (OLMB) og "Andet". Fokus vil være på den kombinerede udledning af SRUB, SRMB, OLUB og OLMB. Kategorien "Andet" dækker primært over udløb fra renseanlæg, nødoverløb og bypass, men indeholder også diverse mindre udledninger, der ikke passer i de øvrige kategorier. Fokus for de kompakte teknologier anvendt i projektet er at reducere den udledte mængde mikroforureninger, og der er begrænset fokus på næringsstoffer. Det betyder, at der ikke måles specifikt for COD men i stedet på Suspended Solids (SS), da SS er et mere generelt mål for partikulært stof modsat COD, der indirekte er et mål for mængden af både partikulært og opløst organisk stof. Data vedrørende udledning af næringsstoffer benyttes overordnet set som en indikator for generel

forurening og dermed også mikroforureninger. Anvendelsen af PULS-data til estimering af volumen og forureningsgrad af danske RBU'er er påvirket af flere usikkerheder og antagelser. PULS-data anses for at være den mest komplette og præcise samling af data til kvantificering af danske RBU'er. Det skal dog bemærkes, at datasættet er sammensat på baggrund af mange forskellige kilder, og der må antages en vis variation i proceduren for dataindsamling i forhold til timing, intensitet, metode og udførelse af prøvetagning og rapportering. De fleste kommuner beregner deres udledning af COD, nitrogen og fosfor på baggrund af standardværdier, der ikke umiddelbart er søgt understøttet af reelle målinger. Tendensen ses tydeligt, når flow for de enkelte udledningpunkter plottes imod de registrerede udledninger af næringsstoffer. Dette kan ses i FIGUR 18. Fra disse data kan det udledes, at de fleste enheder, der indrapporterer data, anvender standard koncentrationer på 50 mg COD/l, 2 mg N/l og 0,3 mg P/l. PULS-databasen er generelt afhængig af korrekt og komplet indrapportering af data fra de relevante organisationer, og præcise data for forureningsgraden af RBU'er er meget begrænset.



FIGUR 17. Datagraf og regressionsanalyse i Excel. Her ses PULS-data for RBU'er, hvor volumen er plottet separat imod COD (grøn), N (sort) og P (blå). Der er lavet regressionsanalyse i Excel, der viser, at lineær regression i høj grad beskriver sammenhængen mellem volumen og forureningsparametre. Særligt COD og N passer til en lineær regression, mens der er større variation i data for P.

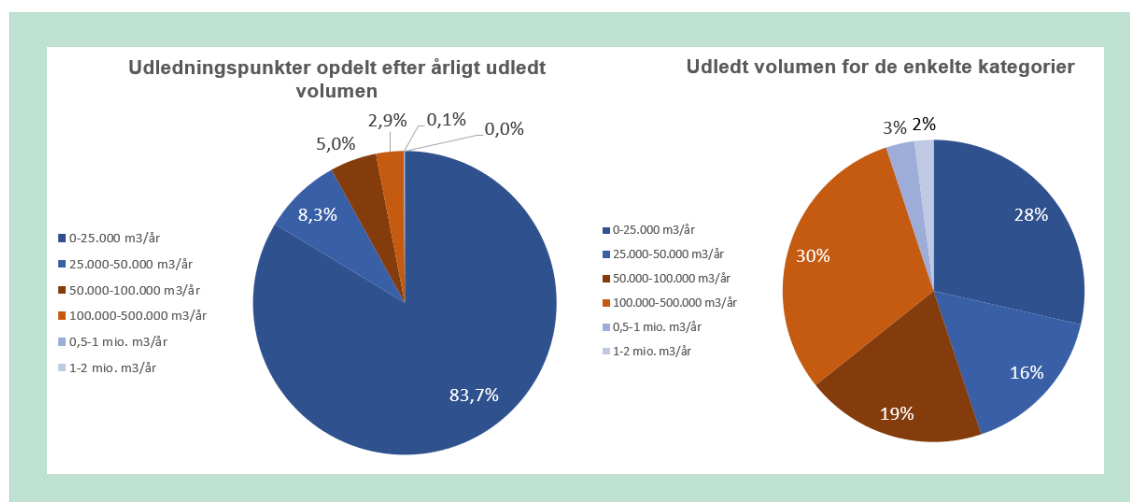
7.2 Fokuseret indsats

Det tilpassede datasæt kun indeholdende RBU'er (separate regnvandsudledninger og overløb) skal bidrage til afgrænsning af projektet i forhold til typen og størrelsen af de behandlede udledninger. For at optimere effekten af en investering i rensning af RBU'er skal indsatsen rettes mod de udledninger, hvor der forventes den mest koncentrerede udledning af mikroforureninger. Hvis det antages, i et tænkt scenarie, at ca. 10% af alle danske regnvandsudledninger skal behandles med kompakte renseteknologier, er dimensionerne afgørende. Satses der på udledningpunkter med årlige udledningstvolumener i området 25.000-50.000 m³, vil omkring 16% af det totale årlige volumen udledt fra RBU'er og de tilhørende belastninger af nærings-

stoffer blive behandlet ved tiltaget. Fokuseres der i stedet på udledningpunkter med udledningsvolumener i området 50.000-500.000 m³, vil ca. 49% blive behandlet ved omtrent det samme antal udledningpunkter, hhv. 1.502 og 1.408.

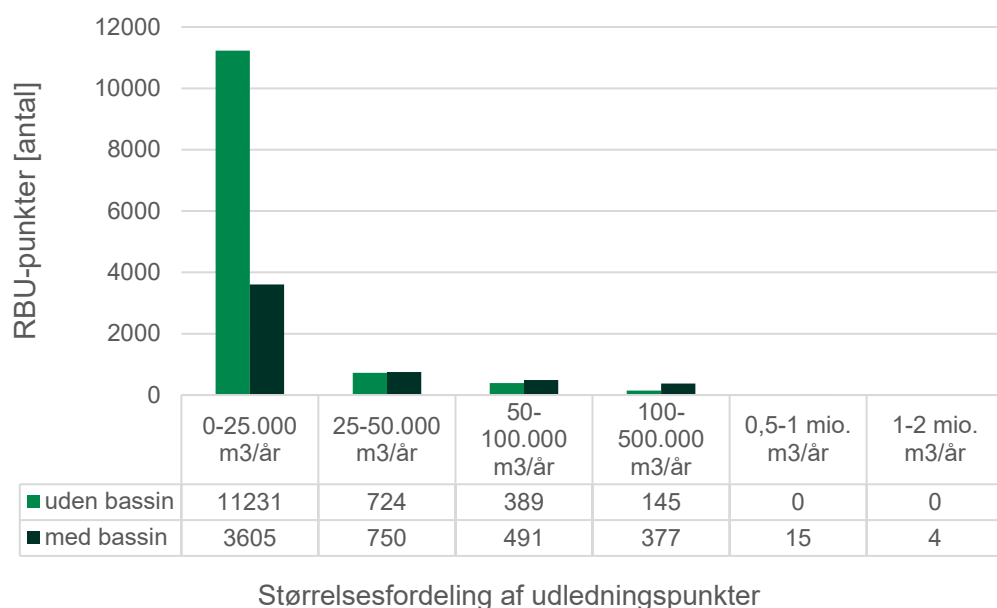
Kort opsummeret betyder det, at der kan sikres rensningsmuligheder for knap halvdelen af det totale volumen fra RBU'er ved implementering af renseteknologier ved 7,9% af de eksisterende udløb. Dette illustreres i FIGUR 19.

Behandling af større RBU'er, målt på udledt volumen, vil kræve en større investering, da anlægget skal have en større kapacitet. Det kan derfor være billigere at behandle mindre RBU'er, men prisen pr. behandlet kubikmeter vand forventes at være lavere ved behandling af større RBU'er. Det forventes ikke, at prisen pr. anlæg falder lineært med kapacitet ved mindre anlæg under f.eks. 25 m³/h. Prisen for anskaffelse vil derfor blive relativt højere pr. behandlet kubikmeter for mindre anlæg, da udgifter til monitorering, opstuvningskapacitet, vedligehold og anlægsarbejde vil være relativt dyrere.



FIGUR 18. Fordeling af udledningpunkter i forskellige størrelser og andelen af det totale udledte volumen fra disse kategorier. Der fokuserer på de orange kategorier, da disse to kategorier udgør 7,9% af udledningpunkterne, men 49% af det totale udledte volumen.

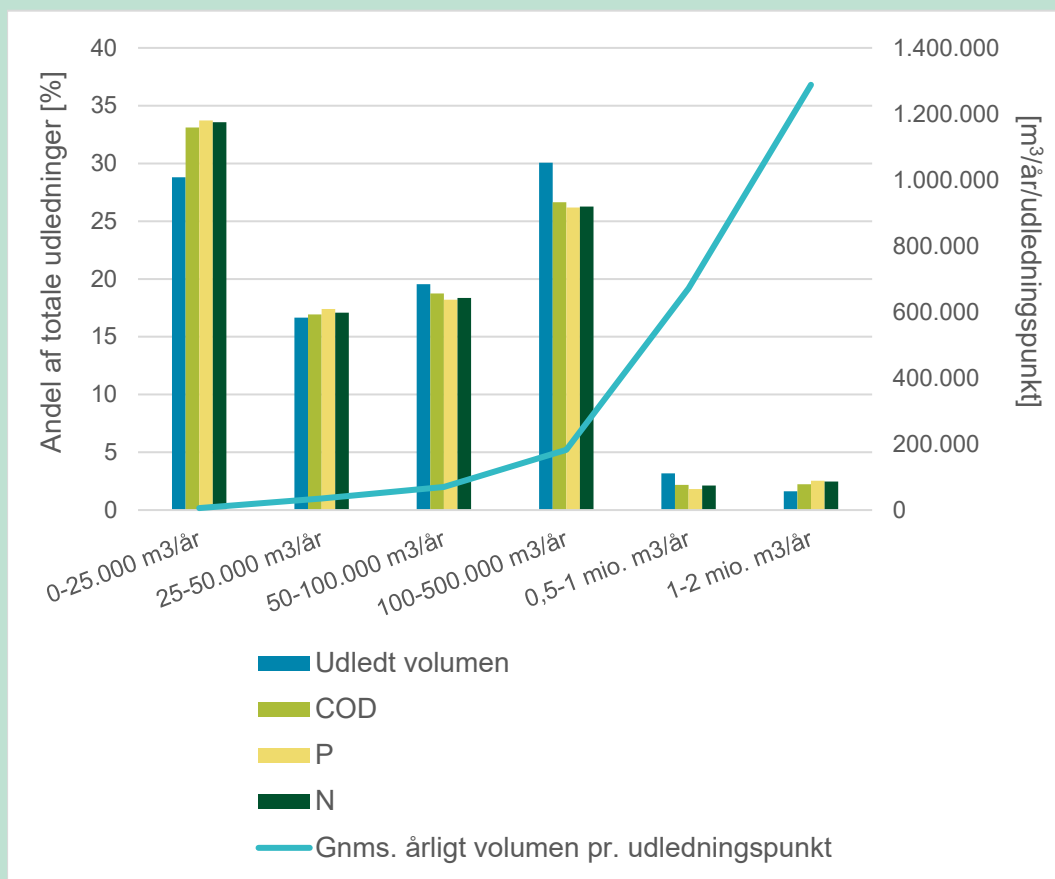
Reelt vil det give bedst mening for den enkelte, lokale tilsynsførende institution at målrette tiltag i forhold til rensning mod områder med kendte belastninger. Det kunne f.eks. være systemer, der modtager overfladevand fra tungt belastede veje, industrielle områder med kendt eller formodet jordforurening eller risiko for kemikaliespild og områder med deponier eller anden særlig aktivitet, der kan medføre udledning af mikroforureninger. I dette projekt er data fra PULS-systemet dog det bedste grundlag til sammenligning af diverse kategorier for udledningpunkter.



FIGUR 19. Fordeling af udledningspunkter, baseret på størrelsen af det enkelte punkts årlige udledte volumen.

Den samfundsøkonomiske analyse, der præsenteres i denne rapport, estimerer de forventede omkostninger ved implementering af kompakte renseteknologier til rensning af RBU'er og beskriver de forventede afledte effekter af indsatsen. Det forventes samtidigt, at effekten af tiltagene vil kunne forbedres ved at målrette indsatsen baseret på viden om lokale forhold, der findes ved forsyninger og kommuner. Desuden kan overvågningsudstyret fra Danova, som er præsenteret i denne rapport, anvendes til at målrette prøvetagningskampagner, kvantificere udledningsværdier og definere behovet for implementering af renseteknologier.

Der tages udgangspunkt i behandling af RBU'er i kategorierne 50.000-100.000 og 100.000-500.000 m³/år, som fremgår af FIGUR 20. Sammenholder man antallet af udledningspunkter med andelen af årlige udledninger, der kan ses i FIGUR 21 ses, at ca. 49% af udledte volumener og ca. 45% af indrapporterede forureninger med næringsstoffer kan påvirkes ved implementering af renseteknologier ved ca. 7,9% af det totale antal udledningspunkter. De 1408 udledningspunkter i størrelsesordenen 50.000-500.000 m³/år for både separate regnvandsledninger og ledninger med overløb giver et gennemsnit på 14,4 anlæg, når det fordeles på Danmarks 98 kommuner.

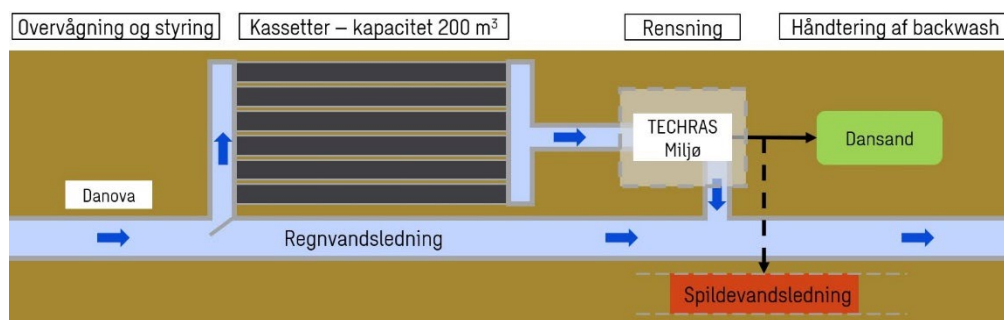


FIGUR 20. Indrapporterede og registrerede totalt udledte volumener og næringsstoffer for danske RBU'er. Data er opdelt i størrelseskategorier. Det gennemsnitlige udledte volumen pr. år for den enkelte RBU-kategori er illustreret med en lys blå kurve. Udledningerne er opgjort i procent for volumen, COD, P og N.

7.2.1 Kombinationer og priser

Teknologierne i denne rapport kan kombineres afhængigt af de enkelte lokationers behov. Det nødvendige areal, mulighed for afledning til spildevandsledning, monitoreringsforhold, adgang til strøm, behov for opstuvning, m.fl. påvirker alle den nødvendige kombination af funktioner. Der er foreslået to kombinationer, der forventes at være passende til at håndtere 80-100% af det belastede flow for en given RBU i gruppen 50.000-500.000 m³/år. Pakke 1 fokuserer på at levere en meget kompakt løsning. Pakke 2 fokuserer på at tilbyde en lidt billigere løsning, hvor kravene til det nødvendige anvendte areal ikke er begrænsende. Begge pakker indeholder monitorering med Danovas sensorsystem og opstuvningsvolumen på 200 m³ i nedgravede kassetter.

Pakke 1 er baseret på TECHRAS Miljøs PCM-filter, som kombineres med et opstuvningsvolumen på 200 m³, Danovas sensorsystem og muligheden for et Dansand-specialmuldsfilter til håndtering af backwash-materiale. Sidstnævnte vil være relevant i situationer, hvor der ikke er mulighed for udledning af belastet backwash til en spildevandsledning.



Pakke 1 – Illustration af pakkens indhold

Her ses fra venstre mod højre Danovas sensorenhed, kassetter til opstuvning, PCM-fileret fra TECHRAS Miljø og en miniatureudgave af Dansands filter til håndtering af backwash fra PCM-fileret. PCM-fileret afleder udelukkende backwash til et sandfilter, hvis der ikke er adgang til en spildevandsledning.

Priser for anskaffelse, drift og vedligehold for Pakke 1 kan ses i TABEL 13. Priserne er opgjort i et spænd fra mindste kapacitet og begrænsede krav til ekstra installationer til højeste kapacitet og relativt høje krav til ekstra installationer. Kapaciteten er valgt på baggrund af data fra projektet, og det antages, at disse størrelser er passende til at håndtere peak-flow uden overdreven brug af bypass og uden, at anlægget overdimensioneres.

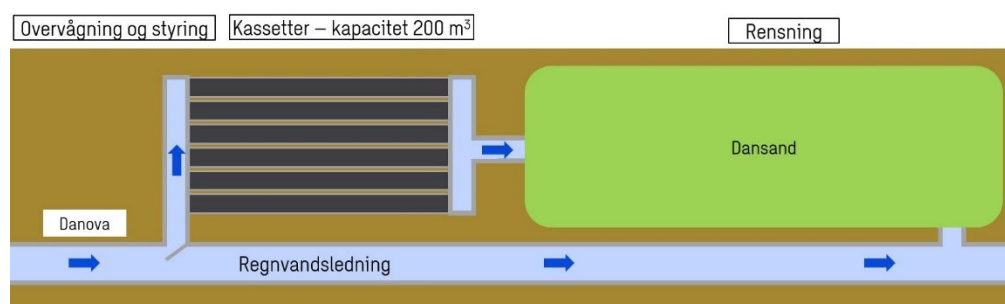
Udgifter til drift, vedligeholdelse og service er på samme måde som udgifterne til anskaffelse, opgivet i et spænd fra mindste til største forventede udgifter, baseret på installationernes levetid. Driften er baseret på kendt forbrug pr. behandlet m³ og et lavt og et højt estimat af den gennemsnitlige pris på en kWh i en periode på 10 år. Danovas udstyr forventes at have en levetid på mere end 10 år ved korrekt servicering, og prisen på denne service er medtaget i prisen.

TABEL 13. Udgifter til anskaffelse, drift, vedligehold og service for Pakke 1 for en periode på 10 år. Der er lavet estimater for laveste og højeste udgifter i de udvalgte RBU-kategorier.

Pakke 1			
Kompakt anlæg m. kassetter, monitorering og backwash-filter:			
Parametre:	Lavt estimat	Højt estimat	Enhed:
Kapacitet	50	100	m ³ /h
Behov for backwash-filter	0	11	m ²
Levetid på filtermuld	10	20	år
Udgifter:			
Anskaffelse	987.600,00	1.609.606,00	DKK
Service og vedligehold (10 år)	78.000,00	179.956,00	DKK/10 år
Drift:			
Strømforbrug	0,002		kWh/m ³
Årlig belastning (10% af totalt flow)	5.000	50.000	m ³ /år
Elpriser	1,60	2,00	DKK/kWh
Udgifter til el	160,00	2.000,00	DKK
Total (10 år):	1.065.760,00	1.791.562,00	DKK
Nødvendigt areal:	9	23	m ²

Samlet pris for anskaffelse, drift og vedligehold i 10 år, med en antagelse om at 10% af det totale udledte volumen behandles, er for Pakke 1 beregnet til minimum DKK 1.066.000 og maksimum DKK 1.792.000. Det totale arealkrav til installationen over terræn vil være mellem ca. 9 m² og 23 m².

Pakke 2 er baseret på Dansands filtermuld med specialmineralet Blueguard®. Filteret kombineres med et opstuvningsvolumen på 200 m³ i nedgravede kassetter og Danovas sensorsystem. Priser for anskaffelse, drift og vedligehold kan ses i TABEL 14. Anlægget er billigere at anskaffe og drifte end pakke 1 men optager til gengæld mere end 10 gange så meget plads pr. m³ kapacitet og er derfor ikke kompakt i samme grad som den første pakke. Prisen for udskiftning af udtjent filtermuld er inkluderet i den samlede pris, men prisen for opgravning og deponering af udtjent filtermuld er ikke inkluderet i den samlede pris. Denne post er udeladt, fordi den i høj grad afhænger af den valgte løsning og af filtermuldens tilstand ved afskaffelsestidspunktet. Filtermulden skal udskiftes og deponeres, inden den kan kategoriseres som farligt affald, grundet tilstrækkelig ophobning af mikroforureninger. Jord, der kategoriseres som farligt affald, bliver pålagt skærpede krav til bortskaffelse og prisen bliver derfor væsentligt højere.



Pakke 2 – Illustration af pakkens indhold

Pakke 2 indeholder sensorenhed fra Danova, kassetter til opstuvning og et fuldskala filteranlæg med filtermuld iblandet specialmineralet Blueguard®.

Bedet med filtermuld kan anlægges til nedsivning eller udledning til recipient eller regnvandsledning. Kassetterne til opstuvning etableres som et rørbassin under terræn og medgår derfor ikke i anlæggets footprint (areal). Filtermulden anlægges i en dybde af 40 cm med et drænlag under. Skal filtratet udledes til recipient eller returneres til regnvandsledning, skal bedet sikres med en membran. Priserne for Pakke 2 i TABEL 14 er beregnet med samme fremgangsmåde og antagelser som priserne for Pakke 1.

TABEL 14. Udgifter til anskaffelse, vedligehold og service for Pakke 2 for en periode på 10 år. Der er lavet estimater for laveste og højeste udgifter i de udvalgte RBU-kategorier.

Pakke 2			
Filtermuldsanlæg m. kassetter og monitorering:			
Parametre:	Lavt estimat	Højt estimat	Enhed:
Kapacitet	50	100	m ³ /h
Levetid på filtermuld	10	20	år
Udgifter:			
Anskaffelse	537.044,00	696.539,00	DKK
Service og vedligehold (10 år)	60.000	358.889,00	DKK/10 år
Total (10 år):	597.044,00	1.055.428,00	DKK
Nødvendigt areal:	139	278	m ²

Med udgangspunkt i prisestimerne præsenteret i dette afsnit og udvælgelsen af fokuspunkter for indsatsen, er der lavet en case for behandling af hhv. direkte udledninger og udledninger til bassin.

7.2.2 Behandling af direkte udledninger

Ved en antagelse om ligelig fordeling mellem implementering af Pakke 1 og Pakke 2 og en fordeling med 389 direkte udledninger i størrelsesordenen 50.000-100.000 m³/år og 145 direkte udledninger i størrelsesordenen 100.000-500.000 m³/år, regnes der med hhv. 73% implementering af Pakke 1 og 2 ved den laveste prissætning for anskaffelse og 10 års drift og 27% ved den højeste prissætning. Antagelsen om at kunne anvende den laveste prissætning for udledninger i størrelsesordenen 50.000-100.000 m³/år beror på, at disse volumener bør kunne håndteres af anlæg med en kapacitet på 50 m³/h eller mindre i kombination med et givent opstuvningsvolumen. Da anskaffelsesprisen udgør størstedelen af de totale udgifter, vil størrelsen på anlægget være den primære parameter for prissætning.

TABEL 15. Estimat af de totale udgifter til implementering af renseteknologier ved RBU'er med direkte udledning til recipienter.

	Laveste estimat (73%)	Højeste estimat (23%)
Pakke 1 (50%)	207.290.320	129.888.245
Pakke 2 (50%)	116.125.058	76.518.530
Totale udgifter for rensning af direkte udledninger fra RBU'er		529.822.153 DKK
Udgift pr. kommune		5.406.349 DKK

I TABEL 15 ses de estimerede udgifter til implementering af kompakte renseteknologier til behandling af RBU'er med direkte udledninger til recipient i størrelsesordenen 50.000-500.000 m³/år. På landsplan vil denne indsats kræve investeringer og udgifter til drift og vedligehold i 10 år på totalt DKK 530 mio. Fordeles disse udgifter på relevante regionale enheder, er prisen pr. dansk kommune totalt DKK 5,4 mio. for 10 år.

7.2.3 Behandling af udledninger til bassin

For direkte udledninger ses case-estimatet for udgifter til anskaffelse og drift af kompakte decentrale anlæg i 10 år i TABEL 15. Af tabellen fremgår det, at udgiften til rensning af RBU'er med direkte udledning i størrelsesordenen 50.000-500.000 m³/år vil være 5,4 mio. DKK på kommuneniveau over 10 år. Det vurderes ikke, at der er nogen umiddelbar besparelse at hente i forbindelse med implementeringen. Indsatsen har i stedet til hensigt at sikre biodiversitet, rent drikkevand, et sundt vandmiljø og langsigtede besparelser på oprensning af vandmiljøer for mikroforureninger.

Estimat for udgifter til rensning af RBU'er, der er tilknyttet et regnvandsbassin, er ligesom det forrige baseret på antagelser om ligelig fordeling mellem implementering af Pakke 1 med TECHRAS Miljøs PCM-filter og Pakke 2 med Dansands filtermuld med specialminerale. Sammensætningen af udledninger i den nedre og øvre størrelseskategori er dog forskellig fra opgørelsen for direkte udledninger. For RBU'er med bassiner er fordelingen 57/43 (% RBU'er med 50-100 tm³/år / % RBU'er med 100-500 tm³/år), hvor fordelingen af RBU'er uden bassin var 73/27, begge i de mindre udlednings favør. Dette vil betyde, at de gennemsnitlige udgifter til rensning af RBU'er med bassin vil være højere, da større anlæg til større udledninger logisk vil være dyrere.

TABEL 16. Estimat af de totale udgifter til implementering af renseteknologier ved RBU'er tilkoblet bassin.

	Laveste estimat (57%)	Højeste estimat (43%)
Pakke 1 (50%)	261.644.080	337.709.437
Pakke 2 (50%)	146.574.302	198.948.178
Totale udgifter for rensning af RBU'er tilkoblet bassin	944.875.997 DKK	
Udgift pr. kommune	9.641.592 DKK	

I TABEL 16 ses de estimerede udgifter til implementering af renseteknologier i forbindelse med RBU'er, der i dag er tilkoblet et bassin. Rensning af disse RBU'er har til hensigt at forbedre sikkerheden for tilbageholdelsen af mikroforureninger, så de ikke nedsiver til grundvand eller udledes med resuspenderet sediment fra regnvandsbassiner, og dertil er der en hensigt om at simplificere drift og vedligehold af regnvandsbassiner.

Ved at implementere renseteknologier, der tilbageholder mikroforureninger i et aktivt filter eller et passivt filtermedie, isoleres forureninger i højere grad fra regnvandet. Der er ikke risiko for resuspendering af filtrerede forureninger, og regnvandsbassiner aflastes både i forhold til belastning med næringsstoffer og partikulært materiale. Dette kan føre til reduceret behov for beskæring af plantevækst og længere intervaller imellem oprensninger af bassinerne. Der kan altså potentielt spares både på drift og oprensning, mens renseeffekten og rekreative fordele ved regnvandsbassiner bibeholdes.

Filteret fra TECHRAS Miljø ophober ikke mikroforureninger over tid men afleder dem løbende til enten spildevandsledninger eller filtermuldsanlæg. Dansands filtermuld med specialmineral Blueguard® skal udskiftes i takt med, at der ophobes forurening. I sammenligning med oprensning af et regnvandsbassin har filtermuld dog en række fordele i lettere tilgængelighed, da der ikke arbejdes i matricer, der normalt ligger under vandspejlet, mindre areal og volumen, der skal oprenses og højere TS, da der ikke står et permanent vandspejl i filtermulden. Eventuelle besparelser og fordele ved at kunne bevare funktion, æstetik og natur er svære at kvantificere, da der ikke er meget tilgængelig data på den reelle vedligeholdelse af regnvandsbassinerne i dag. Det må derfor være op til den enkelte myndighed, der fører tilsyn med og drifter regnvandsbassiner, at vurdere, om investeringen i kompakte renseteknologier til aflastning af regnvandsbassiner er rentabel. Dog kan det være væsentligt at indføre rensetiltag for at gøre drift, vedligehold og monitorering mere tilgængelig og overskuelig for de ansvarlige myndigheder.

Opsummering

Den største effekt på udledning af mikroforureninger og samtidigt den billigste løsning at investere i er implementering af kompakte renseteknologier ved RBU'er, der i dag udledes direkte til en recipient uden behandling i den nuværende BAT-teknologi, regnvandsbassiner. Disse bassiner har en glimrende verificeret renseeffekt, men funktionen er afhængig af korrekt dimensionering, vedligehold og oprensning. Vedligeholdes bassinerne ikke korrekt og oprenses de ikke i tide, fungerer bassiner i værste fald som bassiner til forsinkelses- og opkoncentrering af mikroforureninger. En eventuel frigivelse af mikroforureninger ved resuspendering eller i forbindelse med oprensning af sediment kan risikere at forekomme i stød og have en større skadelig effekt på nedstrøms vandmiljøer.

For et gennemsnitligt beløb pr. dansk kommune på 15,05 mio. DKK er det muligt at kunne behandle 49% af udledningsvolumenet fra danske RBU'er i de næste 10 år. En del af den investering kan potentielt hentes via besparelser på drift og vedligehold af eksisterende regnvandsbassiner.

8. Konklusion

Ny analysemetode

Dette projekt tager udgangspunkt i formulering af en helhedsløsning, der skal kunne identificere, monitorere og behandle problematiske RBU'er. For at kunne evaluere og sammenligne udledninger lokalt og nationalt, er det afgørende, at der findes standarder for analysemetoder. En sådan standard findes ikke for mikroplast i urene matricer, som f.eks. regn- og overfladevand. Eurofins A/S har i projektet udviklet en metode, som kan nedbryde partikler, der ellers ville hindre en kvantificering af plast og gummi. Analysemetoden forventes viderebehandlet, så den kan valideres som standard på området. Den nye metode består af oprensningstrin med kemisk nedbrydning med Kaliumhydroxid (KOH) ved stuetemperatur efterfulgt af filtrering over et rustfrit stålfilter. Den oprensede prøve overføres herefter til kvantificering via Pyr.-GC/MS. Metoden udmærkede sig i forsøg ved at sikre høj genfinding af kendte mængder tilsat mikroplast. Metoden kan udvikles yderligere, særligt i forhold til genfinding af plasttypen PET, der antages delvis nedbrudt ved den basiske behandling med KOH. Desuden ønskes der yderligere validering af metoden, da det ikke var muligt at validere prøven med naturlige vandprøver tilsat en kendt mængde mikroplast. Valideringen krævede naturlige prøver uden mikroforureninger fra plast og gummi, hvilket kan være vanskeligt at finde, da forurening med mikroplast er udbredt.

Monitorering

Til vurdering af udledte forureninger er kemiske analyser et vigtigt redskab, men det er også relativt dyrt, hvis det skal anvendes ofte og i stor skala. Danova udviklede derfor en enhed med en passende sammensætning af sensorer, der er i stand til at beskrive forhold omkring hydraulisk belastning af udledningspunkter og estimere mængden af mikroforureninger. Løsningen blev designet til at være relativt billig, med IOT-kapabiliteter, mulighed for onlinemonitorering og fleksibel i forhold til placering. Sensorsystemet udviklet i dette projekt indhentede data fra to lokationer omkring Aarhus, hvor det stabilt leverede data, der kunne observeres live via upload af data til skyen. Danovas enhed leverede data for flow, vandstandsniveau, nedbør og turbiditet. De indsamlede data blev indsamlet separat, og der blev observeret en logisk sammenhæng mellem parametrene, hvilket understøtter forventningen om, at online data kan anvendes til at styre et system til first flush-håndtering. Turbiditetsdata skal gerne kunne konverteres til et estimat af de udledte forureninger, men datagrundlaget i dette projekt understøttede ikke en konvertering. Der blev observeret sammenhænge mellem tendenser på tværs af mikroforureninger, og det vurderes muligt at tilpasse sensorpakken og systemet, til der findes en relevant sammenhæng at styre efter. Den primære udfordring er at datagrundlaget er meget begrænset og systemet skal formentligt tilpasses den enkelte RBU, baseret på sammenholdning af analyse- og sensordata. Danovas enhed er ideel til at overvåge RBU'er. Systemet kan guide udtagning af prøver til tidspunkter med varierende belastning, hvilket gør det muligt at korrelere turbiditetsdata til analyseresultater for mikroforureninger. Derudover kan systemet indhente hydrauliske data, der kan beskrive first flush-hændelser, der skal bruges til at dimensionere den valgte renseteknologi.

Kompakte renseteknologier

Kompakte renseteknologier leveret af TECHRAS Miljø og Dansand udviste lovende rensesgrader, men Dansands pilotanlæg blev ikke belastet tilstrækkeligt til at påvise reelle rensesgrader. Det understreges af en stor forskel på resultater fra laboratorieforsøg og resultater fra pilotforsøg. Dansands filtermuldsteknologi med specialmineralet Blueguard® er særligt udviklet til fjernelse af partikler og tungmetaller. I laboratorieforsøg blev der observeret rensesgrader for gummipartikler omkring 98%, fosfor på 78% samt rensesgrader for tungmetaller i området

35,5%-83,2%, hvor de laveste rensegrader var begrænset af indløbskoncentrationer tæt på detektionsgrænsen.

I pilotskala blev der genfundet visse resultater, men de fleste stoffer blev ikke målt over detektionsgrænsen, og det var derfor ikke muligt at udregne rensegrader. Udover de lave belastninger ved både Eskelunden og kunstgræsbanen i Gødved, blev der observeret, hvad der formodes at være, kontaminering af prøverne med plasttypen PP og tungmetallet zink. Dette resulterede i nettoudledning fra filteret af disse stoffer, men udvaskningsforsøg indikerer, at forureningerne ikke stammer fra filtermediet, men nærmere fra prøvebeholdere og konstruktionsdele af pilotanlægget. En maling anvendt til dele af prøvetagningsudstyret er mistænkt for at kontaminere udløbsprøverne med zink.

TECHRAS Miljøs PCM-filter leverede høje rensegrader, der svarede til de opstillede forventninger til teknologien. Anlægget oplevede passende belastning ved Eskelunden, og resultaterne viser rensegrader for mikroplast, suspenderet stof og fosfor på hhv. 91%, 73% og 57%. Derudover blev der observeret rensegrader for tungmetaller og PAH'er i området 35%-89%, hvor der for kobber og PAH'er blev fundet rensegrader over 70%. Anlægget er udviklet til at have høj hydraulisk kapacitet, der bibeholdes via den patenterede overflade på skivefiltrene og et effektivt system, der bruger det rene filtrat til backwash af filtrene. Den høje kapacitet medfører desuden et begrænset krav til areal, da der opnås et højt ratio for m^3/m^2 .

Oplande

De valgte oplande, der leverede afløb af regnvand til de undersøgte RBU'er, var primært svært belastede vejsystemer og kunstgræsbaner. Der fremkom visse udfordringer ved de to lokationstyper, da ledningssystemet ved Eskelunden fremstår som svært overdimensioneret til hverdagsregn, hvilket muligvis skyldes, at systemet er dimensioneret til at holde denne hovedåre til Aarhus og Aarhus havn farbar ved selv voldsomme regnhændelser. Forventningen til Eskelunden var store volumener med kraftig forurening, afledt af megen trafik og en stor andel af tung trafik. Denne forventning blev ikke indfriet, og oplandet viste sig muligvis at være for småt til at kunne belaste systemet i en grad, der var relevant for dette projekt. Udfordringen med lokationer i forbindelse med kunstgræsbaner er ligeledes et begrænset opland. I ledningsnet med større oplande koncentrerer udledninger og forureninger fra store områder i et enkelt rør. Denne effekt observeres ikke umiddelbart i de valgte lokationer ved kunstgræsbaner. Det var forventet, at relativt store mængder mikroplast ville udskilles til dræn- og overfladevand, men denne forventning blev ikke valideret af analyser. Prøvetagning fra ledningsnet med begrænset opland er i sig selv udfordrende, da timing af prøveudtag med relevante regnhændelser er vanskelig.

Estimat af årlige udledninger fra belastede flow ved Viengevej i Aarhus

Ved regnvandsledningen ved Viengevej i Aarhus var den hydrauliske belastning og belastningen med mikroforureninger passende til projektets rammer, dog var oplandet en kombination af vejnet, let industri og boligkvarterer, hvilket adskiller sig fra de lokationer, der først blev søgt til demonstration af de valgte teknologier. Der blev ekstrapoleret en årlig belastning fra regnvandsledningen, der indikerede udledninger med 9 kg mikroplast, 17,4 kg fosfor, 8 kg tungmetaller og 0,012 kg PAH'er. Ekstrapoleringsdata er baseret på belastede udledninger med turbiditetsværdier over 300 FNU. De 88,5% af det totale udledte volumen med under 300 FNU er ikke inkluderet i beregningerne.

Fokuseret indsats baseret på PULS-data

Beregninger på danske RBU'er indikerede en mulighed for en fokuseret indsats ved udledninger i størrelsesordenen 50.000-500.000 $\text{m}^3/\text{år}$, da der her kan behandles 49% af Danmarks totale udledte volumen fra RBU'er ved at implementere rensningstiltag for ca. 8% af det totale antal udledningspunkter. Dette inkluderer 1.408 udledningspunkter, eller hvad der svarer til 14-15 udledningspunkter pr. kommune. Dette fokus vedrører både direkte udledninger til recipient og udledning til regnvandsbassiner. Udledning til regnvandsbassiner er inkluderet, da der er

visse udfordringer ved den anvendte BAT-teknologi (regnvandsbassiner), der er afhængig af omfattende vedligehold og periodiske oprensninger. Udfordringerne er både økonomiske, praktiske og miljømæssige.

Økonomiske estimater for fokuseret indsats

Der blev beregnet estimater for totale udgifter til anskaffelse og drift af kombinationer af renseteknologier, opstuvning i nedgravede kassetter og monitorering. Udgifterne dækker en 10-årig periode med drift, service og vedligehold. Implementering af renseteknologier ved RBU'er med direkte udledning indebærer en total udgift for 10 år på DKK 530 mio. eller i gennemsnit DKK 5,4 mio. pr. kommune. Tilsvarende er udgifterne til implementering og drift af renseteknologier ved RBU'er med udledning til regnvandsbassin for 10 år DKK 945 mio. eller i gennemsnit DKK 9,6 mio. pr. kommune. Der er til gengæld mulighed for besparelser i vedligehold og oprensning af regnvandsbassiner. Totalt for behandling af 49% af det udledte volumen fra danske RBU'er i 10 år forventes der en pris på ca. DKK 15 mio. pr. kommune. Det var ikke muligt at beregne en meningsfuld udledning af mikroforureninger fra RBU'er baseret på det eksisterende datagrundlag. Ekstrapolering fra det meget begrænsede antal tilgængelige datapunkter vil være behæftet med så store usikkerheder, at det ikke vil kunne anvendes i praksis. Det er derfor heller ikke muligt at estimere mængden, der kan fjernes ved behandling af RBU'er.

Overordnet set, er der behov for en særlig indsats for at udbygge datagrundlaget, der beskriver udledning af mikroforureninger fra RBU'er. Lokal viden om belastede udledninger kan være udgangspunktet for en målrettet indsats mod mikroforureninger fra RBU'er. Så længe den danske tilgang til registrering af disse udledninger udelukkende fokuserer på volumener og næringsstoffer baseret på standardværdier, er det vanskeligt at estimere de nationale udledninger og deres effekt på vandmiljøer og grundvand. Første skridt er at dokumentere hydraulisk belastning og belastning af mikroforureninger på udledninger, hvor der er særlig risiko for eller forventning om udledning af store mængder forurening.

9. Referencer

- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. (Marts 2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, s. 107-123.
- Committee for Risk Assessment (RAC) Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). (2020). *Background Document to the opinion on the Annex XV report proposing restrictions on intentionally added microplastics*. Helsinki: European Chemicals Agency (ECHA).
- DANVA. (2018). *Designguide for regnvandsbassiner (DANVA vejledning nr. 102)*. DANVA.
- Frank-Gopolos, T., Nielsen, L., & Skovmark, B. (2021). *Punktkilder - 2019*. Miljøstyrelsen.
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A., & Cole, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products (Final Report)*. London: ICF and eunomia.
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (7. March 2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, s. 3315-3326.
- Mallah, M. A., Changxing, L., Mallah, M. A., Noreen, S., Liu, Y., Saeed, M., . . . Zhang, Q. (Juni 2022). Polycyclic aromatic hydrocarbon and its effects on human health: An overview. *Chemosphere*.
- Miljøstyrelsen. (2019). *Basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027*. Miljøstyrelsen.
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., . . . Simal-Gandara, J. (April 2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *Experientia supplementum*, s. 133-164.
- Udovicki, B., Andjelkovic, M., Cirkovic-Velickovic, T., & Rajkovic, A. (21. Juli 2022). Microplastics in food: scoping review on health effects, occurrence, and human exposure. *International Journal of Food Contamination*.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, A. H. (2012). *Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner*. Aalborg: Aalborg Universitet.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A. H., & Gabriel, S. (2012). *Våde bassiner til rensning af separat regnvand*. Aalborg: Aalborg Universitet.
- Vollertsen, J., Juul, M. C., Nielsen, A. H., Veldt, A., & Hvitved-Jacobsen, T. (2012). *Opgradering af våde regnvandsbassiner for videregående rensning - Laboratorie- og feltforsøg*. København: Miljøministeriet.

Teknologier til fjernelse af mikroforureninger i regnvandsbetingede udledninger fra veje og kunstgræsbaner

I perioden fra midt november 2020 til slut maj 2023 har Sweco Danmark A/S i samarbejde med Eurofins Danmark A/S, TECHRAS Miljø ApS, Dansand A/S, Danova ApS, samt Aarhus Vand A/S og Aarhus kommune gennemført projektet "Teknologier til fjernelse af mikroforureninger i regnvandsbetingede udledninger fra veje og kunstgræsbaner". Projektets formål var at udvikle og teste kompakte teknologier til rensning af regnvandsbetingede udledninger samt udvikle overvågningsmetoder til udledningen af mikroforureninger. Der blev udviklet to renseteknologier i projektet: skivefilter med specialdug udviklet af TECHRAS Miljø samt filtermuld med specialmineralet Blueguard® udviklet af Dansand. Begge teknologier udviste tilfredsstillende rensegrader, men validering af funktion gennem pilotskalaforsøg var delvist udfordret af lav belastning med mikroforureninger. Eurofins har udviklet en analysemetode til oprensning af urene matricer, som blev anvendt til mikroplastanalyser. Danova har udviklet og testet en sensorenhed til online monitorering, der kan anvendes til first flush-styring til renseteknologier og prøvetagningsenheder.

Projektet var støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk