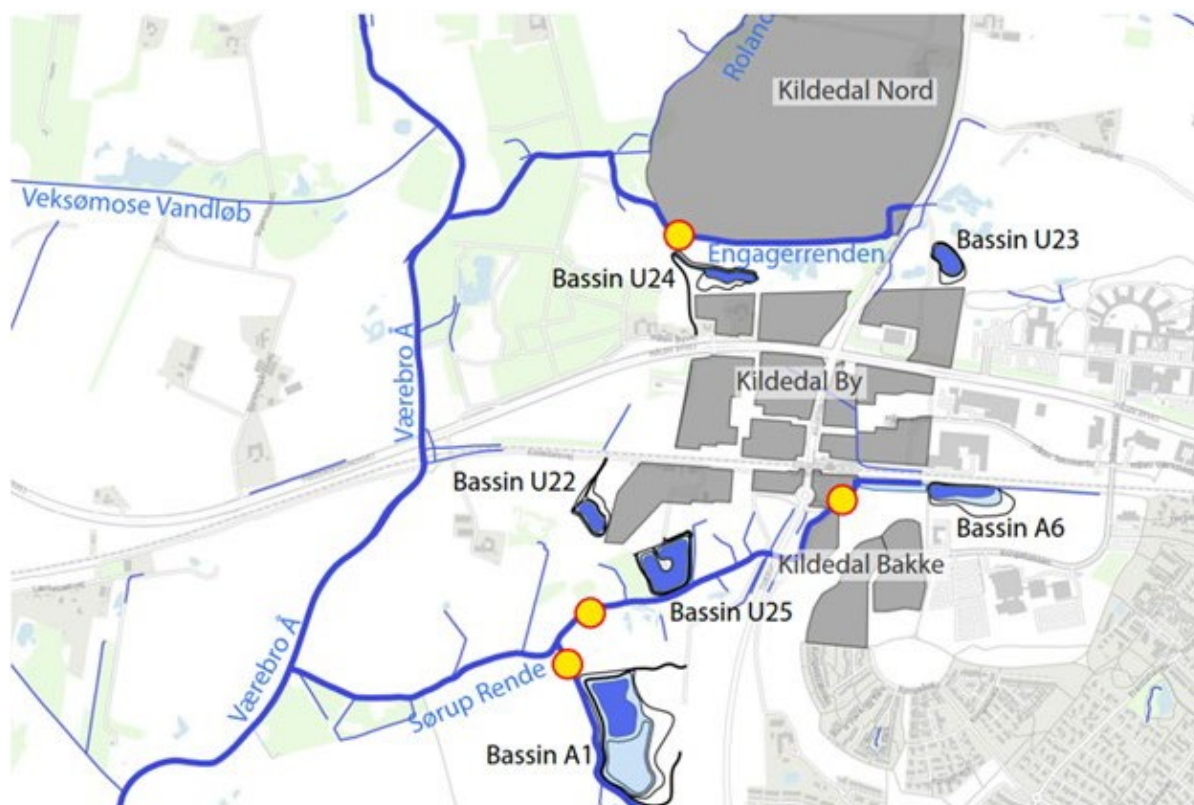


NOVAFOS A/S

RENSESTRATEGI FOR REGNVAND I KILDEDAL





Projektnavn:	Kildedal rensestrategi
WSP projektnr.:	22001900
Projektleder:	Gitte Hansen
Udarbejdet af:	Søren Gabriel
Godkendt af:	Carsten Rosted Petersen
Rev. af	17.01.2025

INDHOLD

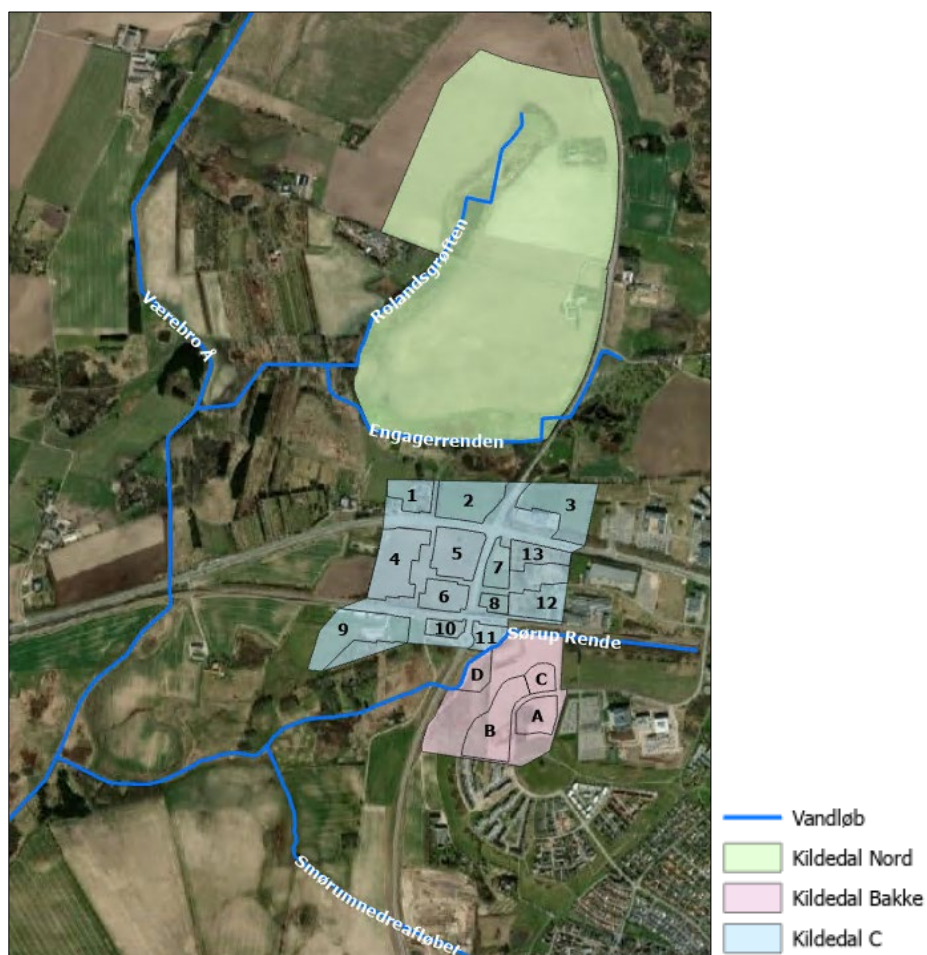
1	BAGGRUND	5
1.1	FORMÅL	6
2	FREMTIDIGE FORHOLD	7
2.1	REGNVANDSSTRATEGI OG OPLANDSKARAKTERISTIK	7
3	REGNVANDSKVALITET, RENSEMEKANISMER OG RENSEKRAV	9
3.1	REGNVANDSKVALITET	9
3.2	STOFFER OG RENSEMEKANISMER	14
3.2.1	Tungmetaller	14
3.2.2	Aluminium	14
3.2.3	PAH	14
3.2.4	Oliestoffer	15
3.2.5	Blødgørere	15
3.2.6	PFAS	15
3.2.7	Næringsstoffer, COD og BOD	15
3.2.8	Øvrige stoffer	16
4	RENSELØSNINGER I KILDEDAL	17
4.1	SCREENING AF RENSELØSNINGER	17
4.2	SAMMENFATNING AF RENSEGRADER	18
4.3	RENSNING I REGNVANDBASSINER	20
4.4	RENSNING VED IN-SITUFÆLDNING I BASSIN	22
4.4.1	Rensning på renseanlæg med kemisk fældning	23
4.4.2	Rensning af regnvand i Actiflo	24
4.4.3	In-situfældning i kombination med mekanisk rensning	25
4.4.4	Rensegrader ved in-situ fældning i kombination med vådt regnvandsbassin	28
4.4.5	Løsningens funktion og opbygning	29
4.5	RENSNING VED ALUMINIUMBEHANDLING AF BASSIN	30
4.5.1	Anvisning for aluminiumbehandling	32
4.6	VURDERING AF RENSELØSNINGER I FORHOLD TIL RECIPIENTKRAV	33
5	RENSESTRATEGI I KILDEDAL	35
5.1	BASSIN A1, A6 OG U25	35

5.2	BASSIN U22, U23 OG U24	35
6	REFERENCER.....	36

1 BAGGRUND

Kildedal er et nyt byområde ved Kildedal station. Det nye byområde består af bydele i Ballerup og Egedal Kommune. Det forventes at Kildedal udbygges i løbet af 10-15 år, med ibrugtagning af de første bygninger i 2025. Kildedal består overordnet af tre områder: Kildedal Nord og Kildedal Bakke (beliggende i Egedal Kommune) samt Kildedal By (beliggende i Ballerup kommune) (Figur 1). Bydelene omtales i det følgende under ét som Kildedal. De første byudviklingsprojekter ligger i områderne Kildedal By og Kildedal Bakke. Byudviklingsprojekterne er del af Fingerplanen (Fingerplan 2019 – landplandirektiv for hovedstadsområdets planlægning, VEJ nr. 9281 af 27/03/2019) for hovedstadsområdet.

Der pågår behandling af høringssvar til de dynamiske Spildevandsplaner for den del af Kildedal der er beliggende i Ballerup og for ændringerne til det eksisterende bassin A1 i Egedal. Tillægget for ændringerne på det eksisterende A6 ved Kildedal Bakke i Egedal blev godkendt i 2024.



Figur 1 Oversigt over Kildedal og Værebros vandløbsnet. For Kildedal Bakke og Kildedal By er de planlagte byggefelt markeret. Ortofoto fra SDFE, sept. 2022.

Der arbejdes i projektforslagsfasen, for de enkelte regnvandsbassiner i Kildedal, med at udpege og beskrive rensemetoder der renser regnvandet bedre end BAT, inden udledning til recipienten.

Dette er foranlediget af "Horsens afgørelsen af den 23.02.2023" der stadfæstede at Bekendtgørelse 796 skal overholdes ift. at miljøkvalitetskravet ikke må overskrides i vandløbet efter udledningen af regnvand.

For at vurdere og efterfølgende beskrive behovet for videregående rensning af regnvandet gældende for det område der er beskrevet i Regnvandsstrategien er monitoring i de relevante vandløb igangsat i april 2024 og vil foregå over de efterfølgende ca. 12 måneder.

Den registrerede forureningsgrad i vandløbene vil ligge til grund for den endelige vurdering af om miljøkvalitetskravet kan overholdes eller om den videregående rensning skal etableres.

1.1 Formål

I nærværende notat beskrives mulige metoder til videregående rensning samt deres forventede renseeffekt på de relevante stoffer.

Med baggrund i oplandet til de enkelte bassiner er der udpeget en rensemetode der kan etableret ift. den forventede forureningsgrad af det regnvand der tilledes. Der skelnes mellem eksisterende opland uden restriktioner på anvendelse af byggematerialer mv., andelen af trafikbelastet opland samt om regnvandet afledes mod bassinet via ledninger eller grønne grøfter.

Rensemetoderne er udover deres effekt udpeget ift. følgende kriterier:

- Metoder der er fleksible og robuste ift. fremtiden herunder anvendt kemikalie, regnvandets forureningsgrad, mv.
- Så få rensemetoder som muligt i området ift. den efterfølgende drift.

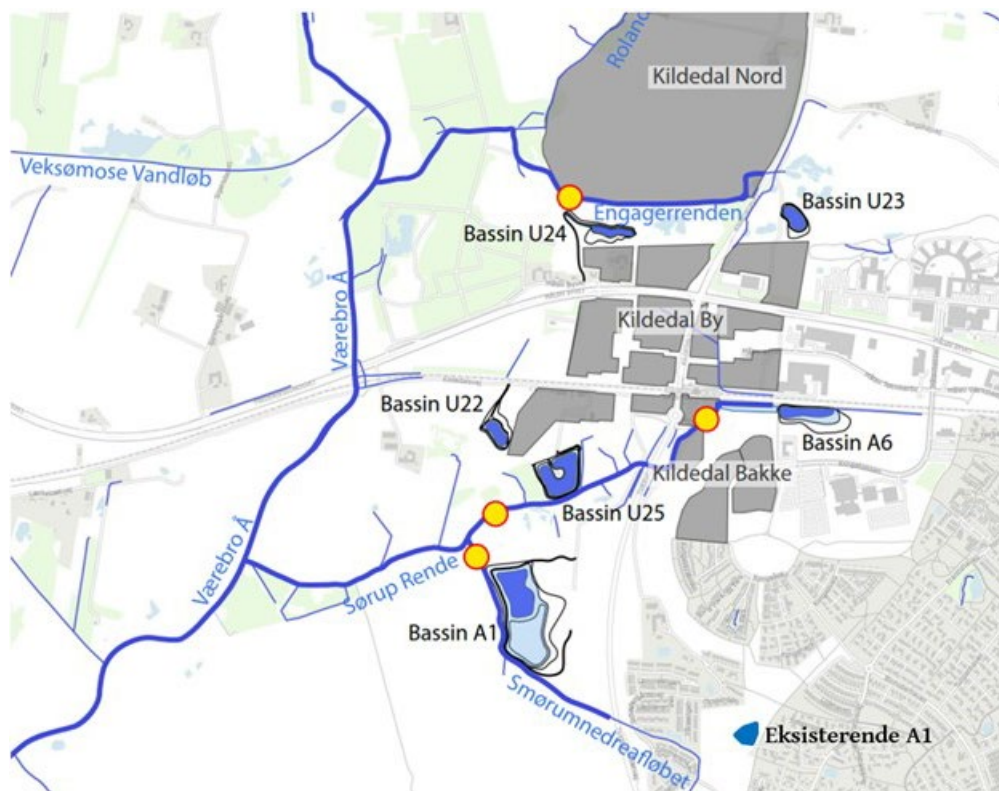
Nærværende dokument vil løbende skulle genbesøges og opdateres ift. erfaringer med henholdsvis rensemetoderne samt grundlaget ift. indholdet i regnvand af de relevante stoffer mv.

2 FREMTIDIGE FORHOLD

I dette kapitel opsummeres regnvandsstrategien for det samlede udviklingsområde i Ballerup og Egedal. Oplandet til de enkelte bassiner beskrives ift. en forventet forureningsgrad og dermed behov for implementering af videregående rensning.

2.1 Regnvandsstrategi og oplandskarakteristik

Strategien for regnvandshåndtering består overordnet i at den nuværende udledning til Værebros Å-systemet reduceres ved at drosle eksisterende udløb fra Bassin A1 og dels ved at udvide bassin A6 til at kunne håndtere udvidelsen i oplandet, men uden at ændre afløbstallet. Der etableres i alt 5 nye bassiner i området (Figur 2).



Figur 2 Oversigt over placering og navngivning af bassiner samt tilstødende recipient. De gule markeringer angiver målepunkter for kemisk tilstand i recipienterne.

Udløbet fra de nye bassiner, til håndtering af regnvand fra Kildedal, fastsættes til 1 l/s pr. red. ha, hvilket svarer til reduktionen i afløbstallet på A1, således at det maksimale udløbstal til recipienten forbliver uændret.

Bassinerne A1 og A6 udnyttes i dag kun til forsinkelse af regnvand i de situationer hvor tilledningen fra oplandet overskrider afløbstallet. I fremtiden vil alt regnvand fra oplandet blive renset og forsinket i bassinerne svarende til BAT niveau og evt. suppleret med en videregående rensning.

Bassin U22, U23, U24 og U25 modtager udelukkende regnvand fra den nye bydel hvor der i lokalplanen er stillet krav til at byggematerialer blandt andet ikke må indeholde metaller som zink og kobber. Regnvandet fra tage og interne befæstelser på matriklerne afledes på terræn og via grønne grøfter. Hovedadgangsvejen ind i området afledes via terræn i grøfter, ledninger med udløb til overfladeløsningen eller direkte via ledninger til regnvandsbassinerne. Opland, dimensioner og afløbstal for bassinerne fremgår af Tabel 1. Bassinerne vil udover forsinkelsesvolumen blive etableret med et BAT volumen på min. 200 og maks. 300 m³ pr. ha. red. opland.

Tabel 1 Beskrivelse af rammer og dimensioner af de enkelte bassiner i Kildedal

Bassiner	Reduceret opland (Red ha)	Bassinets oplandstype	Aflledning ned til bassinet	Afløbstal (l/s)	Forsinkelsesvolumen [m ³]
A1	70	Eksisterende by med tagarealer og trafikeret veje	Ledninger	144	34.444
A6	13,3 (15,3 med område B)	Eksisterende by med tagarealer og trafikeret veje	Ledninger	16	7.813 (10.550)
U22	4,4	Ny by: tagarealer og vej med begrænset trafik	Grøfter	4,5	3.088
U23	2,6	Ny by: tagarealer og veje med begrænset trafik	Hovedsaligt Grøfter	3	1.763
U24	2,8	Ny by: tagarealer og veje med begrænset trafik	Hovedsaligt Grøfter	3	1.938
U25	11,1	Ny by: tagarealer og veje med nogen trafik	Grøfter og ledninger	11,5	7.750

Det forventes at der bliver behov for videregående rensning af regnvandet der kommer fra eksisterende by og afledes via bassin A1 og A6.

Regnvand der afledes fra de nye byområder forventes hovedsageligt at være rent på baggrund af de restriktioner der er indført på byggematerialer og ift. at regnvandet håndteres på terræn i grønne strukturer, hvor suspenderet stof vil blive aflejret inkl. evt. miljøfremmede stoffer der er bundet til dette.

Bassinerne U22, U23 og U24 forventes således ikke at få behov for videregående rensning mens U25 som modtager en væsentlig andel af regnvand fra de interne veje planlægges etableret med mulighed for videregående rensning.

3 REGNVANDSKVALITET, RENSEMEKANISMER OG RENSEKRAV

I dette kapitel sammenfattes vandkemiske parametre, metaller og miljøfarlige stoffer i regnvand, og det beskrives ved hvilke mekanismer, de forskellige stoffer fjernes. Sidst i kapitlet findes en beskrivelse af de mulige renskrav ved udledning af rensset regnvand.

3.1 Regnvandskvalitet

Kvaliteten af regnvand er belyst i en lang række undersøgelser, der viser stor spredning på koncentrationer af forskellige stoffer i regnvandet. I denne rapport tages udgangspunkt i nedenstående tabeller, der vurderes at udgøre det bedste autoritative grundlag i Danmark.

Tabel 2 viser med udgangspunkt i /5/ data for de almindeligste vandkemiske parametre samt total-kobber og zink.

Tabel 2: Typiske ind- og udløbskoncentrationer samt rensegrader for regnvandsbassiner dimensioneret og udformet jf. Separatvand.dk. /5/.

Stof	Typisk indhold	Rense-grad [%]	Udløb fra bassin	Bemærkning
SS [mg/L]	90 (30-300)	80 (70-90)	12 (5-20)	Våde bassiner er primært effektive overfor partikulært stof, og reduktionen heraf er derfor god hele året rundt.
Total-P [mg/L]	0,3 (0,1-0,5)	70 (60-80)	0,09 (0,05-0,2)	Partikulært fosfor udgør oftest mindst halvdelen af fosforet. Denne del fjernes primært ved bundfældning, og fjernelsen er nogenlunde konstant hele året.
Opløst-P [mg/L]	0,15 (0,05-0,3)	70 (50-75)	0,05 (0,03-0,1)	Opløst fosfor fjernes primært via planteoptag om sommeren. Om vinteren vil fjernelsen derfor være mindst.
COD [mg/L]	55 (20-100)	45 (30-60)	30 (10-60)	COD'et har lav bioomsættelig, da den kommer fra jordpartikler, visne blade, og lignende. Det udgør kun en uvæsentlig belastning af recipienten. Det er derfor almindeligvis uinteressant at se på COD i separat regnafstrømning.
BOD [mg/L]	6 (2-10)	30 (20-40)	4 (1-8)	BOD ligger normalt lavt, og udgør kun en uvæsentlig belastning af recipienten. BOD i separat regnafstrømning er derfor almindeligvis uinteressant.
Total-N [mg/L]	2 (1-3)	40 (20-60)	1,2 (0,7-2)	Kvælstof ligger normalt lavt, og udgør kun en uvæsentlig belastning af recipienten. Kvælstof i separat regnafstrømning er derfor almindeligvis uinteressant.
Total-Cu [µg/L]	15 (5-100)	75 (60-80)	5 (2-8)	En væsentlig del af kobberet er partikelbundet, og fjernes derfor sammen med det suspenderede stof.
Total-Zn [µg/L]	100 (50-200)	75 (40-85)	30 (5-60)	En væsentlig del af zinken er partikelbundet, og fjernes derfor sammen med det suspenderede stof.

Miljøstyrelsen har i forbindelse med Novanaprogrammet udgivet nøgletal for metaller og miljøfarlige stoffer i regnvand /16/. Disse findes i nedenstående tabeller. På grund af manglende data, er der ikke udgivet typetal for en række stofgrupper, i separatkloakeret regnvand. Det gælder:

- Halogenerede alifatiske kulbrinter
- Halogenerede aromatiske kulbrinter
- Chlorerede phenoler

Tabel 3: Typetal for metaller og andre uorganiske sporstoffer i fælleskloakerede spildevandsoverløb og separate regnvandsudledninger. Robuste typetal er markeret med fed og kursiv.

Stofnavn	Spildevandsoverløb		Regnvandsudledninger	
	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval
Aluminium	600	[500-800]	1.500	[1.000-2.100]
Antimon	0,90	[0,90-1,00]	0,80	[0,60-1,1]
Arsen	0,80	[0,60-0,90]	1,3	[1,1-1,7]
Barium	15	[12-18]	12	[7,0-21]
Bly	5,0	[4,0-7,0]	4,0	[3,0-5,0]
Bor	22	[13-40]	21	[11-40]
Cadmium	0,10	[0,080-0,13]	0,070	[0,050-0,090]
Chrom	2,4	[1,8-3,1]	4,0	[2,9-5,0]
Kobber	16	[12-20]	9,0	[7,0-12]
Kobolt	#		0,40	[0,18-0,80]
Kviksølv	0,05	[0,030-0,070]	0,03*	[0,021-0,050]
Molybdæn	0,80	[0,60-0,90]	#	
Nikkel	2,7	[2,1-3,0]	4,0	[3,1-6,0]
Selen	0,60	[0,50-0,70]	0,90*	[0,80-0,90]
Sølv	#		#	
Tellur	#		I.a.	
Thalium	#		#	
Tin	1,4	[1,0-1,9]	1,1	[0,80-1,7]
Uran	0,11	[0,050-0,22]	0,070	[0,0040-1,1]
Vanadium	2,8	[2,3-3,0]	2,6	[1,6-4,0]
Zink	170	[140-190]	130	[100-160]

Datagrundlaget er ikke tilstrækkeligt til at beregne et typetal efter ML-metoden. Der er angivet et gennemsnit i Bilag 5.

* Tilpasning til log-normalfordelingen er ikke god (visuelt tjek af Q-Q-plottet)

I.a. Stoffet er ikke analyseret som en del af NOVANA for separate regnvandsudledninger

Tabel 4: Typetal for aromatiske kulbrinter i fælleskloakerede spildevandsoverløb og separate regnvandsudledninger. Robuste typetal er markeret med fed og kursiv.

Stofnavn	Spildevandsoverløb		Regnvandsudledninger	
	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval
1-Methyl-naphtalen	#		#	
2-Methylnaphtalen	0,022	[0,015-0,030]	#	
5-tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xilen	#		I.a.	
Benzen	0,0060	[0,0011-0,027]	#	
Biphenyl	0,0050	[0,0027-0,0100]	0,0012	[0,00019-0,0070]
Dimethylnaphthalener	0,040	[0,031-0,050]	I.a.	
Ethylbenzen	0,010	[0,0050-0,022]	#	
Isopropylbenzen	#		I.a.	
m+p-Xylen	0,050	[0,026-0,11]	I.a.	
Methylnaphthalen	#		#	
Moskusxylener	#		#	
Naphtalen	0,019	[0,013-0,029]	0,0070	[0,0030-0,014]
o-Xylen	0,023	[0,014-0,040]	I.a.	
p-Tert-butyl-toluen	#		#	
Toluen	0,11	[0,060-0,18]	0,11	[0,090-0,14]
Trimethylnaphthalener	0,014	[0,0080-0,024]	I.a.	
Xylen	0,007	[0,00050-0,090]	#	

Datagrundlaget er ikke tilstrækkeligt til at beregne et typetal efter ML-metoden. Der er angivet et gennemsnit i Bilag 5.

I.a. Stoffet er ikke analyseret som en del af NOVANA for separate regnvandsudledninger

Tabel 5: Typetal for phenoler i fælleskloakerede spildevandsoverløb og separate regnvandsudledninger. Robuste typetal er markeret med fed og kursiv.

Stofnavn	Spildevandsoverløb		Regnvandsudledninger	
	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval	Typetal (µg/l)	Konfidensinterval
4-n-octylphenol	#		#	
4-Nonylphenol	#		#	
Bisphenol A	0,24	[0,19-0,30]	0,080	[0,060-0,12]
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	0,11	[0,060-0,19]	#	
Nonylphenoler	0,20	[0,14-0,29]	0,040	[0,020-0,080]
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	0,18	[0,11-0,28]	#	
Phenol	0,60	[0,40-0,90]	0,20	[0,16-0,27]

Datagrundlaget er ikke tilstrækkeligt til at beregne et typetal efter ML-metoden. Der er angivet et gennemsnit i Bilag 5.

3.2 Stoffer og rensmekanismer

I det følgende er en gennemgang af de rensmekanismer, der relevante i forhold til forskellige stofgrupper. For de stoffer, hvor der ikke findes data for rensning ved forskellige teknologier, er rensgraden vurderet på baggrund af nedenstående.

3.2.1 Tungmetaller

Tungmetaller findes i regnvand bundet i og adsorberet til partikler samt på opløst form. Graden af adsorption er bl.a. bestemt af partiklernes specifikke overflade, og det må derfor forventes, at de mindste partikler har det højeste indhold af metaller.

Mekanisk rensning vil primært fjerne større partikler, mens der ved kemisk fældning sker en mere effektiv rensning, da også de små partikler indlejres i de flokke, der dannes ved fældningen.

Ved fældningen og i adsorptionsfiltre vil der desuden ske en binding af en del af metallernes opløste fraktion.

Renseeffekten er således både afhængig af metallernes evne til at binde sig til partikler og af, hvor godt de bindes ved fældning eller adsorption.

3.2.2 Aluminium

Aluminium udgør en af hovedbestanddelene i lerminerale og koncentrationen af total-aluminium vil derfor afspejle vandets indhold af suspenderet stof.

Ved pH-værdier over 4,5 er koncentrationen af opløst, uorganisk aluminium som følge af aluminiums lave opløselighedsprodukt meget lav. Da regnvand har neutral pH-værdi, vil koncentrationen af opløst, uorganisk aluminium derfor være meget lav.

Ved tilførsel af opløst aluminium i forbindelse med aluminiumfældning vil der meget hurtigt ske en udfældning af aluminium, så koncentrationen af opløst aluminium afspejler opløselighedsprodukter.

I recipienter og i forbindelse med fældning kan aluminium findes på opløst form i organiske aluminiumforbindelser. Kemien i disse er meget kompleks og Miljøstyrelsen har af samme grund ikke opstillet vandkvalitetskriterier for aluminium. Det betyder også, at det ikke giver mening at angive en renseseffekt for aluminium.

3.2.3 PAH

PAH findes i regnvand bundet i og adsorberet til partikler. Enkelte af de lette PAH'er er i begrænset grad vandopløselige. Graden af adsorption er bl.a. bestemt af de enkelte PAH'ers affinitet til at binde sig til partiklernes overflade, og det må derfor forventes, at de mindste partikler har det højeste indhold af PAH. Bionedbrydeligheden af PAH'er er forskellig for de enkelte stoffer men generelt lav.

Mekanisk rensning vil primært fjerne større partikler, mens der ved kemisk fældning sker en mere effektiv rensning, da også de små partikler indlejres i de flokke, der dannes ved fældningen.

Der er ikke fundet oplysninger om effekten af fældningen og adsorptionsfiltre på rensning for den opløste fraktion af PAH.

3.2.4 Oliestoffer

Sediment i regnvandsbassiner indeholder væsentlige mængder tunge oliefraktioner, hvilket viser, at denne stofgruppe bindes til partikler eller bundfælder i sig selv. Samtidig må det forventes, at en stor del af de lette kulbrinter vil fordampe eller blive nedbrudt.

3.2.5 Blødgørere

Nedenstående er resumeret på baggrund af /6/ og /9/.

- Di-(2-ethylhexyl) adipat (DEHA) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Diisononylphthalat har en lav opløselighed og må derfor i nogen grad forventes at binde sig til sedimentet. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Di-n-butylphthalat (DBP) er vandopløseligt og vil derfor kun i ringe grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Di-n-octylphthalat (DNOP) adsorberer godt til organisk materiale og fjernes derfor i nogen grad ved sedimentation. Stoffet er langsomt nedbrydeligt.

3.2.6 PFAS

PFAS-stofferne er generelt vandopløselige, adsorberer kun i mindre grad til partikler og er tungt nedbrydelige i miljøet. Der er målt PFAS i luft og nedbør ved Risø i en del af 2023, hvor der er fundet lave værdier, svarende til 3,3 ng/l for summen af 23 målte PFAS-forbindelser /18/

Der findes ikke data til at vurdere fordelingen af PFAS i vand- hhv. sedimentfasen i regnvand. Data fra recipienter omkring Esbjerg Brandskole /14/ kan dog indikere, at en del af stoffet er bundet i sedimentet og derved det suspenderede stof. Analyser af vand og sediment fra et belastet vandløb og et regnvandsbassin på Brandskolen viste, at koncentrationen af PFAS i sedimentet overskred vandkoncentrationen med en faktor 50-100. Hvis tallene kan overføres til fordelingen mellem vand og SS i regnvand vil det med et forventet af SS i regnvand på omkring 100 mg/l betyde, at vandfasen vil indeholde op til 100 gange mere PFAS end sedimentet.

3.2.7 Næringsstoffer, COD og BOD

Partikulært bundet fosfor fjernes sammen med suspenderet stof, og opløst-fosfor kan fjernes ved binding til partikler, optag i alger i regnvandsbassiner eller ved kemisk fældning eller i adsorptionsfiltre.

Partikulært bundet kvælstof, BOD og COD fjernes sammen med suspenderet stof, og opløste fraktioner kan fjernes ved binding til partikler, optag i alger eller i mindre grad ved biologisk omsætning i regnvandsbassiner.

3.2.8 Øvrige stoffer

Nedenstående er resumeret på baggrund af /16/ og /17/.

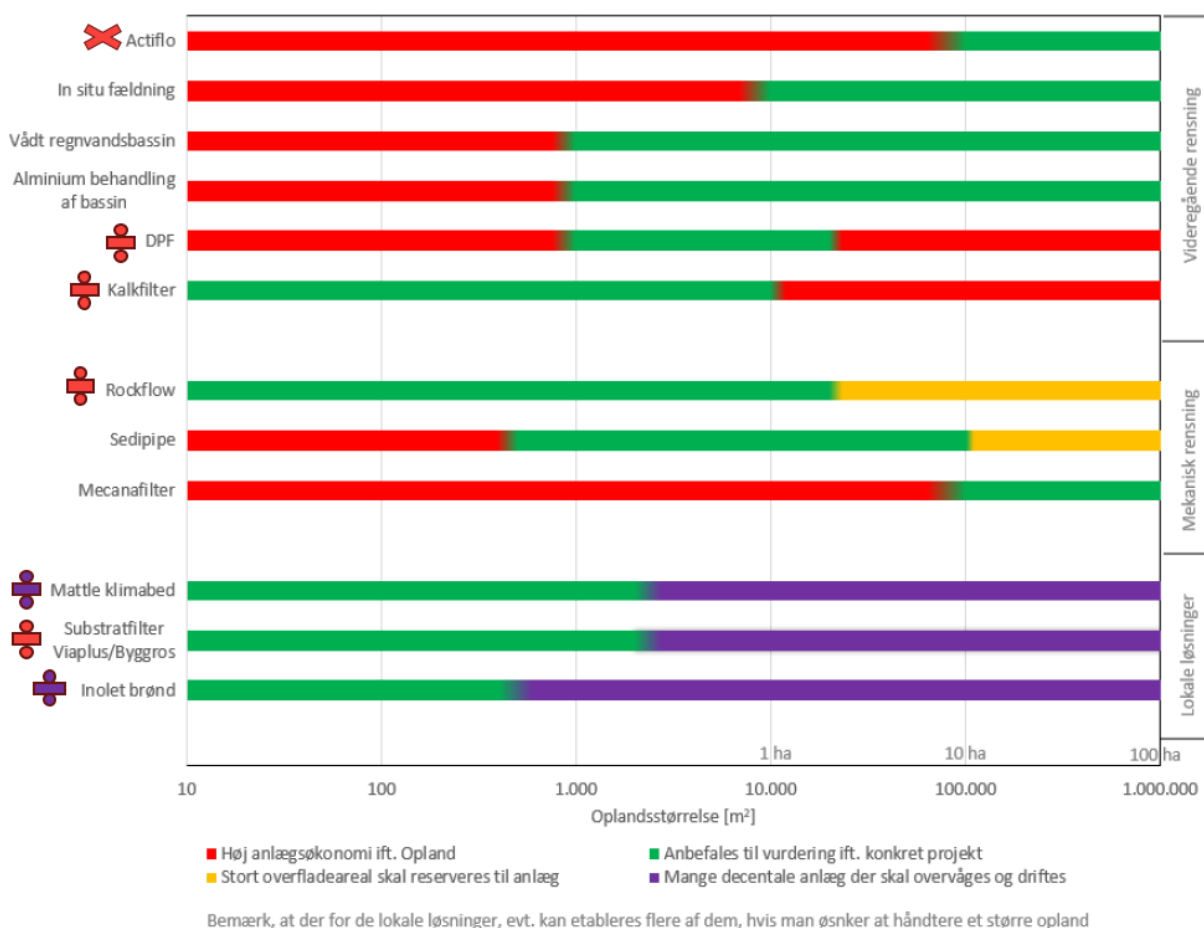
- Bisphenol A er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Diethylhexyl phthalat (DEHP) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Diethylphthalat (DEP) er ikke opløseligt i vand og vil binde sig til suspenderet stof og derved i nogen grad fjernes ved sedimentation. Stoffet er let bionedbrydeligt.
- Nonylphenoler er vandopløseligt og vil derfor kun i ringe grad fjernes ved sedimentation. Stofferne er bionedbrydelige.
- Pesticider – Glyphosat er vandopløseligt og har lang nedbrydningstid i vand. MCPA er vandopløseligt og har relativt lang nedbrydningstid i vand. Mechlorprop er vandopløseligt og relativt bionedbrydeligt.

4 RENSELØSNINGER I KILDEDAL

Hidtil har rensning i korrekt dimensionerede og udformede våde regnvandsbassiner været den eneste løsning, der har været accepteret som BAT. Derfor er dette en naturlig reference, når man skal pege på alternative løsninger med en tilsvarende renseseffekt eller løsninger, der i højere grad kan imødekomme skærpede renskrav. I forbindelse med udledningen af separatkloakeret regnvand fra Kildedal har der været diskuteret en række forskellige renseløsninger. Disse findes i det følgende screenet i forhold til, om de vurderes velegnede i det konkrete projekt.

4.1 Screening af renseløsninger

I nedenstående Figur 3 præsenteres en screening af mulige renseløsninger i Kildedalprojektet.



Figur 3 Oversigt over forskellige rensemetoder og hvor velegnede de er i forhold til oplandsareal. I figuren er løsninger markeret med minus fravalgt på grund af manglende renssevne, dokumentation, pris eller relevans i Kildedalprojektet.

Figurens x-akse repræsenterer størrelsen af det opland, der håndteres. Grøn markering angiver det oplandsinterval, hvor løsningen typisk vil være omkostningseffektiv, mens rød markerer, hvor løsningen vil være uforholdsmæssig dyr. Nogle løsninger er beregnet for små oplande. For disse viser den violette farve, at der ved store oplande skal etableres mange løsninger og derved mange driftspunkter. Gul markerer, at nogle løsninger, der er velegnede til mindre oplande, vil optage et stort areal, hvis de skal behandle vand fra et større opland.

Screeningen har ført til, at en række løsninger er vurderet uegnede i Kildedaloplandet. Dette er argumenteret i oplandenes størrelse, en vurdering af løsningernes renseeffekt, dokumentationsgrad og tekniske stade og i økonomi. Der er desuden taget hensyn til Driftens ønsker om at begrænse os til få metoder på få steder med gode adgangsforhold.

På baggrund af den gennemførte screening findes i det følgende en beskrivelse af våde regnvandsbassiner (BAT-bassiner) og in-situ-fældning med aluminium i indløbet til et BAT-bassin.

4.2 Sammenfatning af rensegrader

Nedenstående tabel er sammenfattet på baggrund af afsnit 4.3 og 4.4.4 og 4.5.

Datagrundlaget for kvaliteten og i særdeleshed rensning af regnvand er meget begrænset, og ofte findes ikke samlede data for ind- og udløbskoncentrationer til de renseløsninger, der er vurderet i denne rapport. Vurderingerne af rensegrader bygger derfor i et vist omfang på sammensætning af data for rensegrader eller udløbskoncentrationer med "standardkoncentrationer" for regnvand, som de er beskrevet i /4/. Denne reference er valgt, da det er den, der sammenfatter det største datagrundlag for rensning af regnvand.

I de tilfælde, hvor der ikke findes data, fremgår dette sammen med en vurdering af, om rensegraden forventes at være lav eller høj. Vurderingen er bygget på den beskrivelse af stofferne, der findes i kapitel 3.

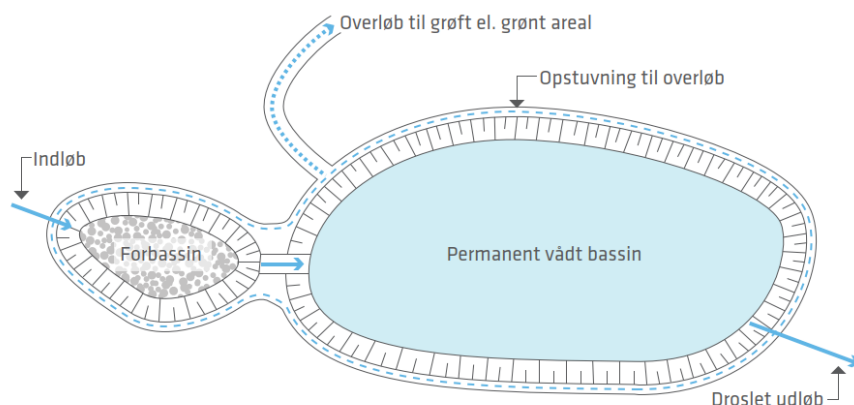
Bemærk desuden, at de angivne rensegrader kun gælder for det vand, der ledes gennem renselanlægget. Hvis en delstrøm afledes urensset, skal der beregningsmæssigt kompenseres for dette, når årsbelastningen beregnes.

Tabel 6: Oversigt over forventede rensegrader for separatkloakeret regnvand i BAT-bassin, ved insitu-fældning i indløbet til BAT-bassin og ved aluminiumbehandling af sedimentet i et BAT-bassin.

	BAT-bassin (%)	Fældning+BAT-bassin (%)	Aluminiumbehandlet BAT-bassin (%)
Suspenderet stof	80	95	80
Total P	70	90	>90
Opløst P	50	95	>90
Total-N	40	75	40
COD	45	65	45
BOD	30	60	30
Cu	75	95	>75
Zn	75	85	>75
Arsen	90	90	>90
Bly	70	70	>70
Cadmium	50	50	>50
Krom	85	85	>85
Kviksølv	Ingen data - lav	Ingen data - lav	Ingen data – lav
Nikkel	50	50	50
Selen	Ingen data – høj	Ingen data - høj	Ingen data – høj
Vanadium	Ingen data – høj	Ingen data – høj	Ingen data – høj
PAH	80	95	80
Oliestoffer	80	95	80
Blødgørere og øvrige stoffer	80	80	80
Pesticider	Ingen data - lav	Ingen data - lav	Ingen data – lav
PFAS-stoffer	Ingen data – lav	Ingen data - lav	Ingen data – lav

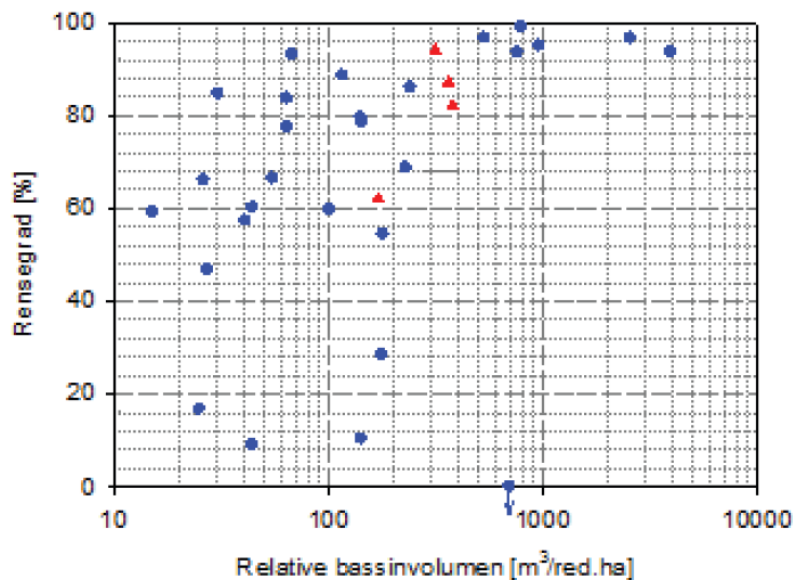
4.3 Rensning i regnvandsbassiner

Regnvandsbassiner med permanent vådt renselumen, der er udformet og dimensioneret efter anvisningerne på separatvand.dk/4/, betragtes som BAT. Rensningen i bassinet sker hovedsageligt ved sedimentation af suspenderet stof og derved af de tungmetaller, de miljøfarlige organiske stoffer og den fosfor, der er bundet i det suspenderede stof.



Figur 4 Våde regnvandsbassiner etableres med et permanent vådt renselumen og til- og afløb i hver sin ende af bassinet. Af hensyn til driften anbefales det, at ca. 20 procent af volumen udlægges som forbassin.

BAT-bassiner skal udformes med et permanent vådt renselumen på 250 m³ pr. ha red og med en middeldybde på 1-1,5 meter. Dette er fastlagt med udgangspunkt i data fra en række bassiner, som vist i [Figur 5](#)



Figur 5 Sammenhæng mellem permanent vådt bassinvolumen og rensgrad for total suspenderet stof i regnvandsbassiner. Figuren er baseret på amerikanske og skandinaviske data, og i referencen findes tilsvarende figurer for fosfor og en række tungmetaller /4/.

Med udgangspunkt i de samme bassiner findes rensseffekten for forskellige tungmetaller beskrevet i /4/. På baggrund af disse data findes typiske rensgrader i et BAT-bassin opgjort i Tabel 2. Bemærk, at de anslåede rensgrader for zink og kobber er ca. 75%, hvilket er lavere end for suspenderet stof på ca. 80%. Det skyldes, at en del af metallerne er på opløst form eller bundet i høje koncentrationer til de helt små partikler, der ikke tilbageholdes i bassiner /4/.

Det er WSP's vurdering, at der er usikkerhed forbundet med rensseffekt for opløst fosfor, da det indgår i en udveksling med alger og sediment, der er afhængig af lys, temperatur og iltforholdene i bassinets vand og sediment.

Viden om våde regnvandsbassiners rensseffekt på PAH er begrænset, men ud fra data i /4/ forventes en fjernelse, der er på højde med fjernelsen af SS, måske endda lidt større. Effekten på BPA forventes at være på linje med effekten overfor PAH'erne pga. den store affinitet for sorption til organisk stof. For opløste metaller og de mere opløselige organiske komponenter vil et vådt bassin kun have lave rensgrader.

Der regnes med følgende rensgrader i våde regnvandsbassiner på baggrund af /4/.

- Suspenderet stof: 80 %
- Total P: 70 %
- Opløst P: 50 %
- Total-N: 40 %
- COD: 45 %
- BOD: 30 %
- Total Cu: 75 %
- Total Zn: 75 %

På baggrund af /4/ anslås desuden nedenstående rensegrader:

- Arsen: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 90 %
- Bly: Renseeffekten er 40-85 %. Der regnes med et gennemsnit på 70 %
- Cadmium: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 30-60 %. Der regnes med et gennemsnit på 50 %
- Krom: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 85 %
- Kviksølv: Mange analyser er under de respektive metoders detektionsgrænse. Der kan derfor ikke angives en renseeffekt.
- Nikkel: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 40-60 %. Der regnes med et gennemsnit på 50 %
- Selen: Der findes ikke data for rensning for selen
- Vanadium: Der findes ikke data for rensning for vanadium
- PAH: Mange analyser er under de respektive metoders detektionsgrænse. På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i. På grund af PAH'ernes affinitet for at binde sig til partikler, sættes rensegraden til 80 %, svarende til rensningen for suspenderet stof.
- Oliestoffer: Der findes kun få data for fjernelse af oliestoffer i regnvandsbassiner. På baggrund af enkelte data fra danske bassiner regnes med en fjernelsesgrad på 80 %.
- Blødgørere og øvrige stoffer. Der findes ikke data for fjernelse af disse i regnvandsbassiner. På baggrund af stoffernes nedbrydelighed og evne til at binde sig til sedimentet (se kapitel 3) sættes rensegraden at svare til fjernelser af suspenderet stof, svarende til, at 80 % af stofferne fjernes.
- Pesticider: På baggrund af de tre pesticiders fysisk-kemiske egenskaber vurderes der ikke at ske nogen væsentlig reduktion af disse ved mekanisk rensning.
- PFAS-stofferne er vandopløselige, har ringe adsorptionsevne og er tungt nedbrydelige i miljøet (se kapitel 3). Det forventes derfor ikke, at der vil ske nogen væsentlig rensning for PFAS-stoffer ved mekanisk rensning.

4.4 Rensning ved in-situfældning i bassin

Fældning med aluminiumklorid anvendes til fældning af fosfor på mange spildevandsrenseanlæg. Metoden har også været brugt til rensning af regnvand med Actiflo og ved forsøg med direkte tilsætning af fældningskemikaliet i forbindelse med regnvandets udløb i et regnvandsbassin. Renseeffekten af disse løsninger beskrives nedenfor sammen med muligheden for at etablere en lokal in-situ fældning med aluminiumklorid forud for rensning i skivefilter eller et regnvandsbassin.

Ved fældning bindes suspenderet stof og i nogen grad opløst fosfor, opløste metaller og olie i "flokke" af aluminiumoxider, der efterfølgende kan fjernes ved sedimentation eller filtrering. Det har ikke været muligt at finde dokumentation for, at fældning med aluminiumklorid har effekt i forhold til fjernelse af opløste organiske forureningsmidler.

For fældning med aluminium gælder generelt, at den opnåede renseeffekt afhænger af valg af fældningskemikalie, dosis af kemikaliet, hvordan kemikaliet tilsættes og af forholdene og opholdstiden i forbindelse med, at aluminiumflokkene dannes.

4.4.1 Rensning på renseanlæg med kemisk fældning

Renseanlæg med kemisk fældning skal normalt leve op til fosforkrav, der overstiger koncentrationerne i urenset separatvloakeret regnvand væsentligt. Tal for fosforrensning på renseanlæg er derfor ikke relevante i forhold til dette projekt.

Der findes et stort datagrundlag for fjernelse af tungmetaller på renseanlæg. Miljøstyrelsen har under Novana-programmet /1/ samlet op på disse data i Tabel 7. I tabellen findes data for ind- og udløbskoncentrationer til MBNDK-anlæg (Mekanisk-Biologisk-Nitrifikation/Denitrifikation-Kemisk fældning).

Tabel 7: Nøgletal og reduktionsfaktorer for metaller og andre uorganiske sporstoffer i indløb og udløb fra MBNDK-anlæg baseret på hhv. alle spildevandsdata fra punktkildeprogrammet (1998-2019) og kun på data fra perioden 2011-2019. *, ** og * angiver, at reduktionsfaktorerne er skønnet til hhv. mindst 10%, mindst 50% og mindst 90% ud fra indikative nøgletal. "-" markerer reduktion skønnet til <10% /1/**

Stofnavn	Nøgletal, indløb (µg/l)		Nøgletal, udløb (µg/l)		Reduktion, ind/ud (%)	
	Alle data	2011-2019	Alle data	2011-2019	Alle data	2011-2019
Aluminium ^A	1400	1400			***	***
Arsen	3,0	2,5	1,9	1,1	36	55
Bly	13	11	2,4		81	**
Cadmium	0,42	0,20	0,24		44	**
Chrom	9,0	6,1	3,2		65	**
Kobber	80	71	6,2	2,6	92	96
Kviksølv	0,52	0,40	0,62		-21 ^B	**
Nikkel	11	8,1	6,6	4,3	38	46
Zink	280	240	75	35	73	85
Antimon	2,2		1,6		25	
Barium	110	120	26	17	77	86
Bor	440	370	420	330	6	11
Molybdæn	4,9	3,6	3,4	2,2	30	37
Selen	1,3				-	
Tin	5,1	5,8	2,3		56	**
Vanadium	3,6	3,8	1,4		60	**

^A: Aluminium er først kommet med i måleprogrammet efter 2010, derfor er "alle data" = 2011-2019 data.

^B: Resultatet skyldes en kombination af stor andel af målinger under detektionsgrænsen i udløbsprøverne, betydelig spredning på måleresultaterne og højere detektionsgrænser på data før 2011. Reduktionsfaktoren for kviksølv vurderes til over 50 % i perioden 2011-2019 og det antages, at der også før 2011 reelt skete en reduktion af kviksølv fra indløb til udløb på MBNDK-anlæg.

Den kemiske fældning indgår i spildevandsrenseprocessen for at reducere udledningen af fosfor, men ved fældningen sker en samtidig reduktion af tungmetaller, der bindes i slammet fra fældningsprocessen. I mangel på bedre data vurderes det derfor, at man kan lade rensegraderne fra Tabel 7 indgå i vurderingen af renseeffekten på regnvand ved in-situ fældning med aluminium med efterfølgende filtrering på et effektivt skivefilter. Det vurderes dog ikke, at data kan overføres direkte til aluminiumfældning på regnvand, da koncentrationsniveauerne

for metaller er højere i spildevand end i regnvand, og fordi tilsætningen af fædningskemikalier er mindre, end det, der planlægges i regnvand.

- Tungmetaller: For zink ses en reduktion på 73% og for kobber ses 92%.
- PAH: Tilløbskoncentrationen af PAH'er ligger på hårdt belastede renseanlæg typisk på 100-500 ng/l. På de fleste kommunale renseanlæg fjernes >90 % af PAH-forbindelserne, så udløbskoncentrationerne normalt ligger under detektionsgrænsen på 10 ng/l. /13/
- DEHP: I kommunalt spildevand varierer indløbskoncentrationer af DEHP til renseanlæggene typisk fra 5 til 25 µg/l, mens koncentrationen i konventionelt rensed spildevand typisk er 0,5 til 5 µg/l, svarende til en renseeffekt på 80-90 % /13/. På baggrund af DEHP's fysisk-kemiske egenskaber vurderes denne rensegrad også at være gældende ved en ren kemisk fældning uden biologiske processer.
- Blødgørere: Der er ikke fundet data for fjernelse af blødgørere.
- Pesticider: På baggrund af de tre pesticiders fysisk-kemiske egenskaber vurderes der ikke at ske nogen væsentlig reduktion af disse ved kemisk fældning.
- PFAS: På baggrund af PFAS-stoffernes fysisk-kemiske egenskaber vurderes der ikke at ske nogen væsentlig reduktion af disse ved kemisk fældning.

4.4.2 Rensning af regnvand i Actiflo

Rensning i Actiflo, der er et kompakt anlæg til fældning med aluminiumklorid, er bl.a. brugt i forbindelse med udledning af regnvand til Grønjordsøen i København /3/. Rensemethoden svarer altså til den planlagte aluminiumfældning med efterfølgende mekanisk rensning. Nedenstående data i Tabel 8 for rensning af regnvand med Actiflo er brugt som grundlag for København Kommunes udledningstilladelse. Det forventes, at rensning i Actiflo kan leve op til dette.

Af Tabel 8 ses, at fosfor renses til meget lave niveauer i forhold til typiske indløbskoncentrationer på 0,3-0,5 mg P/l. Der findes ikke data for fjernelse af tungmetaller.

Tabel 8: Typiske koncentrationer for regnvand fra Ørestad renset med Actiflo /3/.

pH	7.4	pH
Temperatur ved pH-måling	21	°C
Suspenderede stoffer	6.4	mg/l
Iltindhold	8.6	mg/l
Uorganiske forbindelser		
Ammoniak+ammonium-N, filtreret	0.27	mg/l
Nitrit+nitrat-N, filtreret	0.16	mg/l
Total Nitrogen	0.55	mg/l
Orthophosphat-P, filtreret	< 0.005	mg/l
Total Phosphor	0.026	mg/l
Chlorid, filtreret	660	mg/l
Organiske samleparametre		
BI5 (uden ATU)	2.5	mg/l
COD, kemisk iltforbrug	20	mg/l
Metaller		
Jern (Fe)	1.4	mg/l
Organiske forbindelser		
Klorofyl A	2.1	µg/l

Tages der udgangspunkt i regnvand med en sammensætning som vist i Tabel 2 fås på baggrund af ovenstående Actiflo følgende rensegrader:

- SS 93 %
- Total-P 91 %
- Opløst-P 97 %
- Total-N 73 %
- BOD 60 %
- COD 65 %

Der er ikke angivet krav til kobber og zink, men da Actiflo renser bedre for partikler, end regnvandsbassiner, vil rensegraden alene af den grund være større end de 75 %, der opnås med bassiner.

4.4.3 In-situfældning i kombination med mekanisk rensning

På baggrund af forsøg med dosering af fældningskemikalier i regnvandsbassiner har WSP udviklet et koncept, hvor fældningskemikalier bliver doseret til regnvand i afløbssystemet, og hvor der i anlægget indbygges en brønd til indpiskning af fældningskemikalier før bassinet, hvor flokkene dannes og sedimenterer. Anlægsdesignet rummer også mulighed for at dosere base (NaOH) til vandet for at kompensere for fældningskemikaliernes påvirkning af pH.

Det samlede koncept er endnu ikke afprøvet på regnvand, men det vurderes på baggrund af forsøg med den planlagte dosering, at det samlede anlæg vil have bedre renseseffekt for fosfor og tungmetaller, end traditionelle renseanlæg.

University of Alabama har i et studie analyseret renseseffekten ved tilsætning af aluminiumsulfat til regnvand med efterfølgende fældning i et bassin /20/. I t findes de opnåede rensegrader for suspenderet stof og metallerne Bly, cadmium, kobber og zink.

Tabel 9 Rensegrader for suspenderet stof og tungmetaller ved fældning med aluminiumsulfat /20/

Table 4. Performance for Full-Scale MCTT Tests (median % reductions and median effluent quality)

	Milwaukee MCTT (15 events)	Minocqua MCTT (7 events)
suspended solids	98 (<5 mg/L)	85 (10 mg/L)
Cadmium (total)	91 (0.1 µg/L)	na
Cadmium (filtered)	66 (0.05 µg/L)	na
Copper (total)	90 (3 µg/L)	65 (15 µg/L)
Copper (filtered)	73 (1.4 µg/L)	na
Lead (total)	96 (1.8 µg/L)	nd (<3 µg/L)
Lead (filtered)	78 (<0.4 µg/L)	na
Zinc (total)	91 (<20 µg/L)	90 (15 µg/L)
Zinc (filtered)	68 (<8 µg/L)	na

Rensning i skivefilter efter kemisk fældning

Skivefiltre fra f.eks. Mecana kan bruges som mekanisk rensning efter in-situfældning med aluminiumklorid. En tilsvarende effekt kan opnås ved rensning i et bassin efter fældning. Ved fældningsprocessen indlejres suspenderet stof i de flokke, der dannes, samtidig med, at der sker en binding af opløst fosfor og metaller. De dannede flokke er større end de oprindelige partikler, og rensegraden i bassinet eller filteret derfor bedre.

Der foreligger ikke forsøg med in-situfældning og filtrering i Mecanafilter på regnvand, men et tilsvarende setup er testet som et supplerende rensetrin på renseanlæg /11/. Figur 6 viser, at der opnås en rensning af suspenderet stof til værdier under 5 mg/l uafhængig af indløbskoncentrationen. Hvis en tilsvarende udløbskoncentration opnås på regnvand med et indhold af SS på 90 mg/l, svarer det til en renseseffekt på 94 %.

Det skyldes, at de mindste partikler er indlejret i aluminiumflokkene. En tilsvarende renseseffekt kan forventes ved fældning på regnvand efterfulgt af sedimentation i et vådt regnvandsbassin. Rensningen for fosfor og metaller vil øges yderligere, idet en del af den opløste forurening vil blive bundet i flokkene.

Ved fældningen af de mindste partikler opnås tillige en forbedret rensning for den partikelbundne fraktion af tungmetallerne, idet de små partikler jf. Tabel 10 indeholder de højeste koncentrationer af tungmetaller /20/.

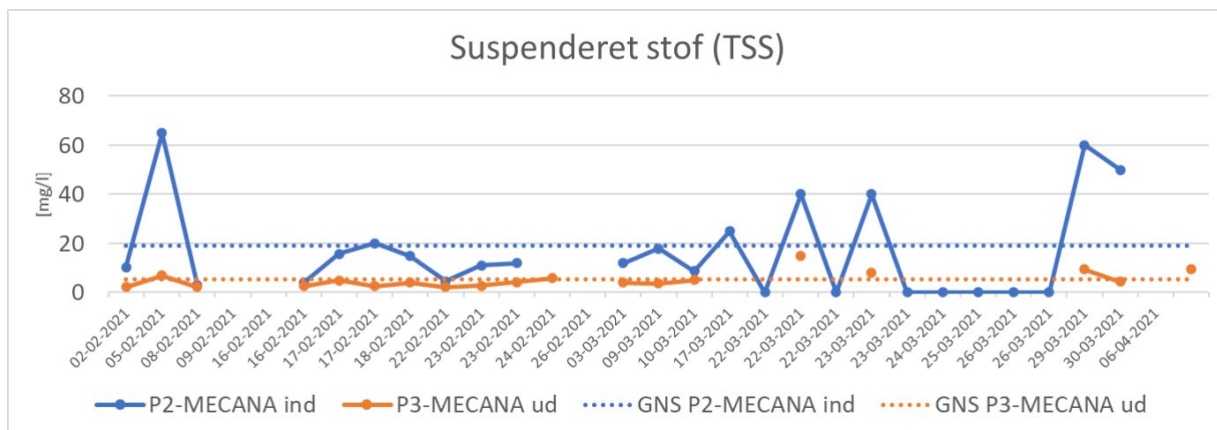
Tabel 10: Koncentration af tungmetaller i forskellige partikelstørrelsesfraktioner i regnvand.

Table 1. Summary Table Showing Heavy Metal Associations for Different Particle Sizes

particle size (μm)	Copper		Iron		Lead		Zinc	
	mg Cu/kg SS	COV	mg Fe/kg SS	COV	mg Pb/kg SS	COV	mg Zn/kg SS	COV
>250	50	na	28604	1.50	117	0.58	266	0.88
106 to 250	2137	1.45	21730	0.85	375	1.03	3486	0.79
45 to 106	1312	1.16	14615	0.72	226	0.85	2076	0.88
10 to 45	735	0.97	26221	0.54	229	0.50	1559	0.74
2 to 10	4668	1.60	18508	1.16	868	0.78	13641	1.88
0.45 to 2	2894	1.21	29267	1.31	199	1.40	13540	1.56

På baggrund af ovenstående vurderes den forventede rensegrad med udgangspunkt i rensegraderne fra Actiflo og aluminiumfældning på regnvand. På den baggrund forventes følgende størrelsesordner for rensegraden ved aluminiumbehandling før filtrering eller regnvandsbassin:

- SS 93 %
- Total-P 91 %
- Opløst-P 97 %
- Total-N 73 %
- Bly 95 %
- Cadmium 90 %
- Kobber 96 %
- Zink 85 %
- BOD 60 %
- COD 65 %



Figur 6 Totalt suspenderet stof målt før (P2-MECANA ind) og efter (P3-MECANA ud) det testopstillede MECANA-filter i hele testperioden, inklusiv gennemsnit af hele testperioden /11/.

4.4.4 Rensegrader ved in-situ fældning i kombination med vådt regnvandsbassin

På baggrund af ovenstående listes i det følgende de forventede rensegrader ved kemisk fældning efterfulgt af filtrering i skivefilter eller sedimentation i vådt regnvandsbassin. Rensegraderne gælder for den del af regnvandet, der renses.

• SS	93 %
• Total-P	91 %
• Opløst-P	97 %
• Total-N	73 %
• COD	65 %
• BOD	60 %
• Kobber	96 %
• Zink	85 %

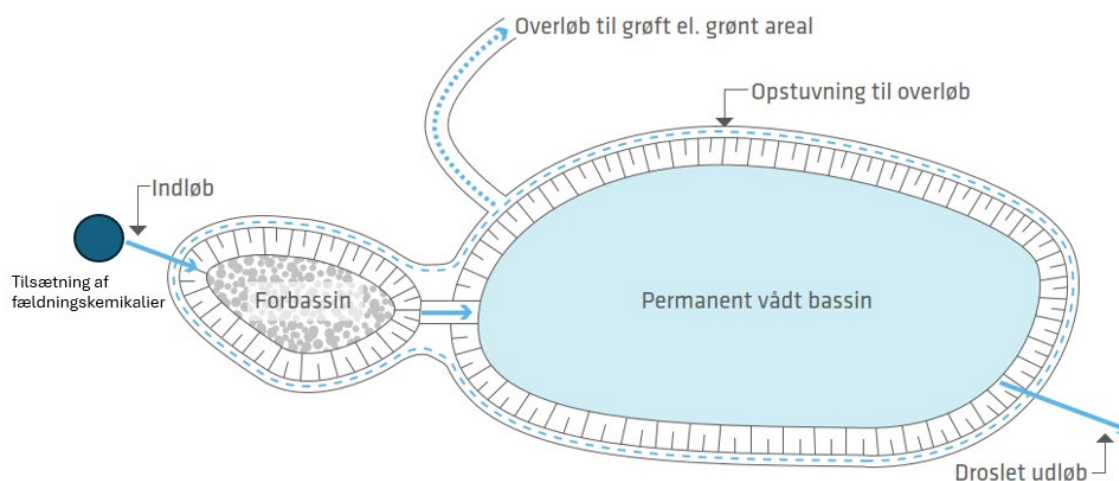
På baggrund af /4/ og ovenstående gennemgang af kemisk rensning anslås desuden nedenstående rensegrader. Bemærk, at regnvandsbassiner kan have højere renseeffekt end kemisk rensning på renseanlæg. Det skyldes, at spildevand har højere koncentrationer end regnvand, og at en større andel af metallerne kan være på opløst form. I de tilfælde, hvor bassiner jf. /4/ renses bedre end kemisk rensning, benyttes tal for rensning i bassiner. I praksis forventes renseeffekten jf. kobber og zink at være bedre ved kombineret kemisk fældning og filtrering, men der er ikke data til at dokumentere dette.

- Arsen: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i /3/. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 90 %
- Bly: I renseanlæg findes en renseeffekt på 80 %
- Cadmium: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i /3/. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 40-60 %. Der regnes med et gennemsnit på 50 %
- Krom: På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i /3/. På baggrund af tilgængelige data regnes med en renseeffekt på 85 %
- Kviksølv: Mange analyser er under de respektive metoders detektionsgrænse. Der kan derfor ikke angives en renseeffekt.
- Nikkel: På grund af manglende data regnes med en renseeffekt på 50 %, svarende til effekten af mekanisk rensning.
- Selen: Der findes ikke data for rensning for selen i renseanlæg
- Vanadium: Der findes ikke data for rensning for vanadium i renseanlæg
- PAH: Mange analyser er under de respektive metoders detektionsgrænse. På grund af det beskedne datamateriale angives ikke en renseeffekt i /3/. På grund af PAH'ernes affinitet for at binde sig til partikler, sættes rensegraden til 95 %, svarende til rensningen for suspenderet stof.
- Oliestoffer: Fældning med aluminium bruges i nogle sammenhænge til at fjerne olie fra forurenset vand. På baggrund af kommunikation med Kemira regnes med en rensegrad på 95% /15/
- Blødgørere og øvrige stoffer. Der findes ikke data for fjernelse af disse i ved kemisk rensning. Kombinationen af kemisk rensning og filtrering har ikke tid til nedbrydning af stofferne. Det betyder, at fjernelse sker alene i det omfang, at stofferne er bundet til partikler, der til gengæld fjernes med større effektivitet. På baggrund af dette fastholdes en rensegrad på 80 %, svarende til fjernelsen i regnvandsbassiner.

- Pesticider: På baggrund af de tre pesticiders fysisk-kemiske egenskaber vurderes der ikke at ske nogen væsentlig reduktion af disse.
- PFAS-stofferne er vandopløselige, har ringe adsorptionsevne og er tungt nedbrydelige i miljøet (se kapitel 3). Det forventes derfor ikke, at der vil ske nogen væsentlig rensning for PFAS-stoffer ved mekanisk rensning.

4.4.5 Løsningens funktion og opbygning

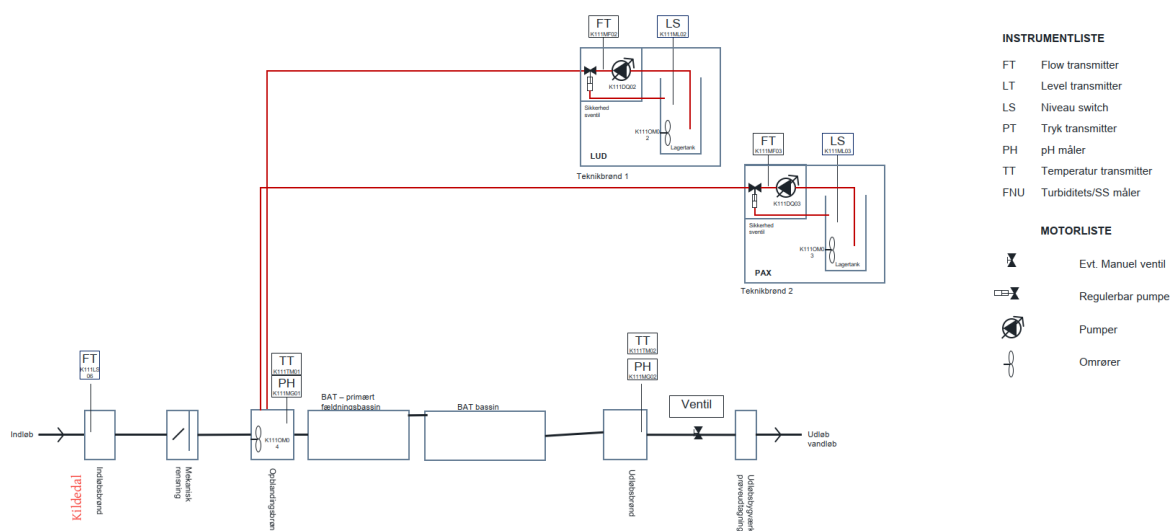
I praksis opbygges løsningen med aluminiumfældning sådan, at fældningskemikalierne tilsættes og indpiskes i regnvandet i en brønd umiddelbart opstrøms regnvandsbassinets tilløb (Figur 7)



Figur 7 Tilsætning og indpiskning af fældningskemikalier sker i en brønd umiddelbart opstrøms indløbet til bassinet.

Figur 8 viser et diagram af rensesystemet. Dosering af fældningskemikaliet (syreopløst aluminium) sker flow-proportionalt med udgangspunkt i flowmåling i tilsætningsbrønden, hvor der sker en mekanisk indpiskning. I samme punkt sker en måling af pH. Regnvandet vil under normale forhold have en alkalinitet (buffereffekt), der er tilstrækkelig til at neutralisere syren. Hvis pH kommer under set-punkt 1 (omkring pH 6,5), tilsættes base svarende til, at den tilsatte syre neutraliseres. På denne måde sikres, at vandet også renses, når bufferkapaciteten er lav. Dette vil ske efter lange perioder med regn, hvor overfladerne er skyllet rene, og regnens indhold af partikler er lav. Styringen indstilles, så al kemikalietsætning stoppes, hvis pH ikke ligger inden for et valgt interval på omkring pH 6 til 8. Ved stop sendes en alarm, så anlægget kan efterses og startes manuelt.

I afløbet fra bassinet sættes yderligere en flowmåler og en pH-måler med samme set-punkter som den i dose-ringsbrønden.



Figur 8 Diagram over styring af systemet. Se forklaring i teksten over figuren.

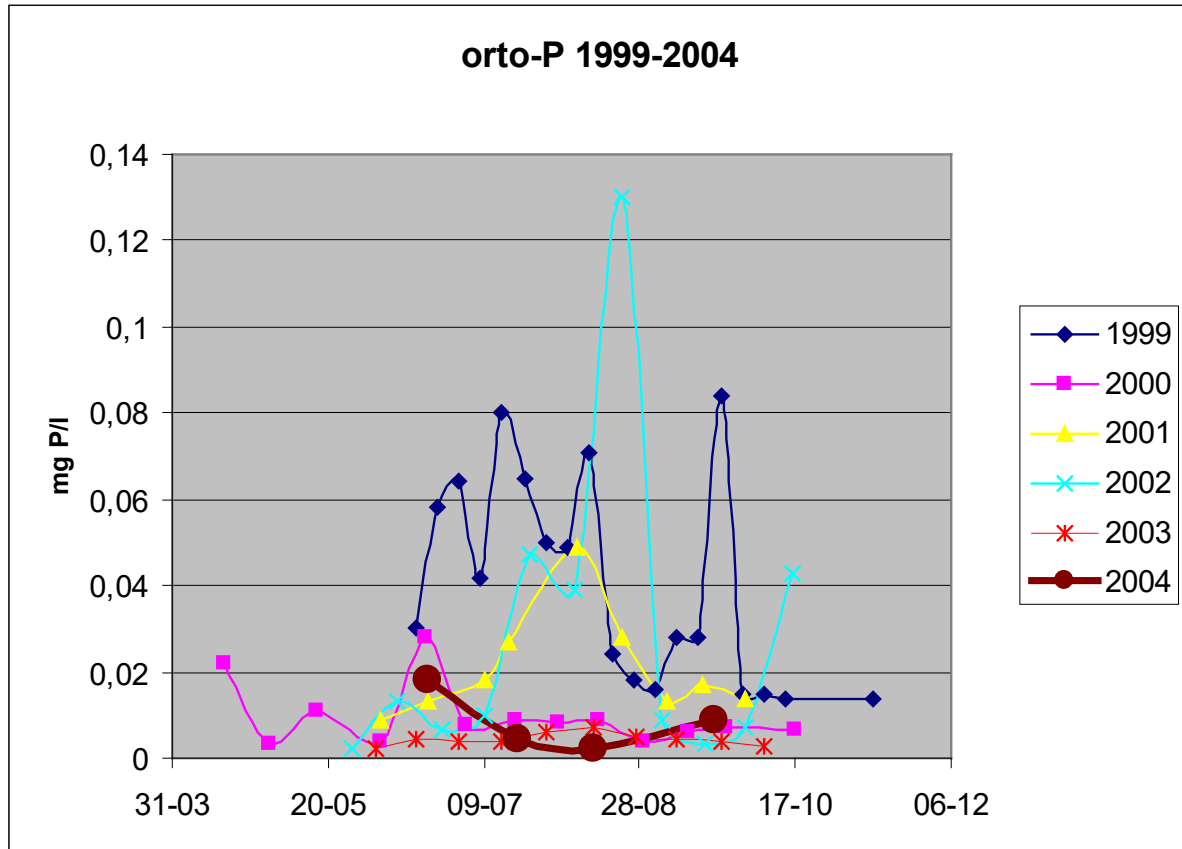
4.5 Rensning ved aluminiumbehandling af bassin

Formålet med at aluminiumbehandle et regnvandsbassin er at skabe og vedligeholde en høj bindingsevne for fosfor i sedimentet. Ved at holde fosfor i sedimentet begrænses algeopblomstringer, med det resultat, at vandet bliver mere klart og giver bedre betingelser for bundhæftede planter og (hvis der er fisk i bassinet) en naturlig sammensat fiskebestand.

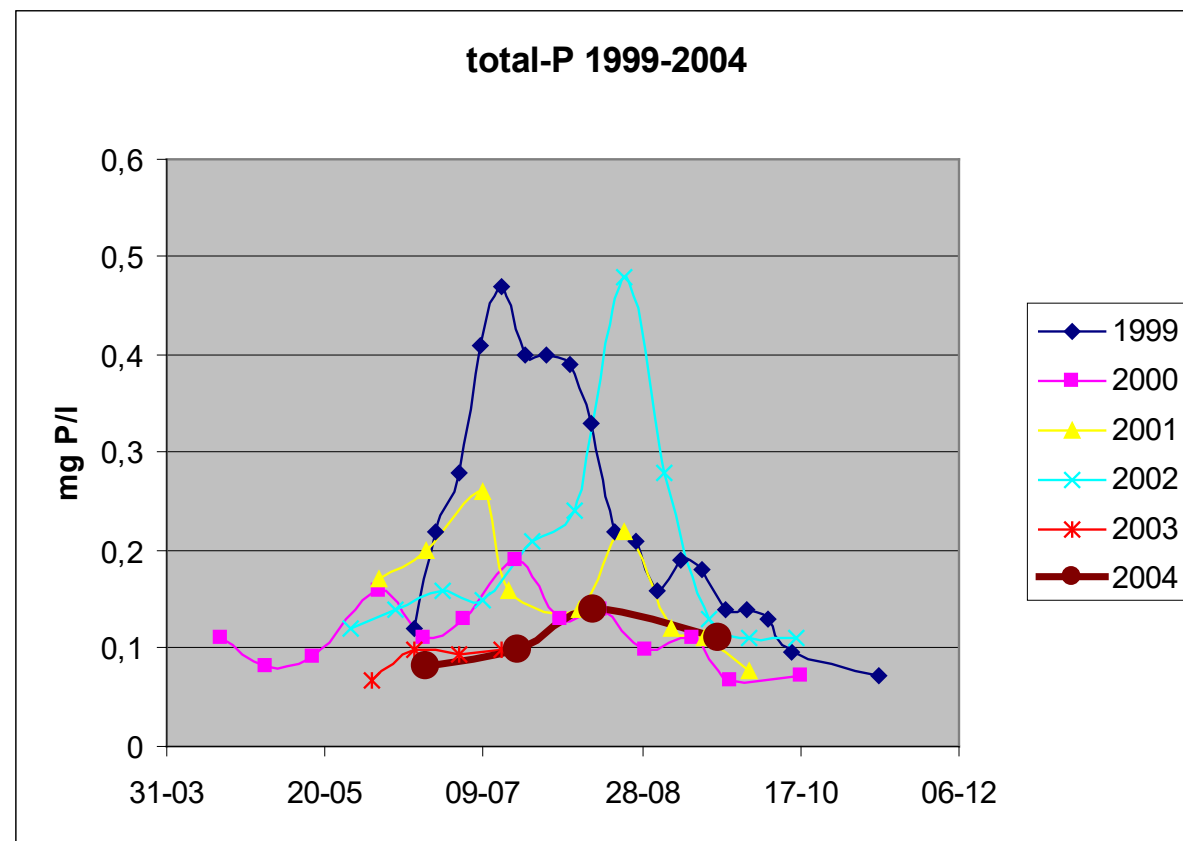
Fosfor tilføres bassinet og aflejres i sedimentet som suspenderet stof i det separatkloakerede regnvand. I takt med, at der aflejres sediment i bassinet, vil der opstå iltfri forhold i bunden i de varme sommermåneder. Under disse forhold frigives fosfor, der i høj grad er bundet til jern(III), som reduceres og går i opløsning som jern(II). Resultatet er højere fosforkoncentration i vandmassen i de kritiske sommermåneder, øget produktion af alger, der synker til bunds, hvor de nedbrydes og fører til en yderligere forringelse af iltforholdene.

Ved aluminiumbehandling af søen spredtes syreopløst i vandet, hvorefter aluminium udfælder som aluminiumoxyd, der er en type ler, der effektivt binder fosfor uafhængig af sedimentets iltindhold. Løsningen er kendt teknologi inden for sørestauration, hvor den bruges til at binde fosfor i sedimentet i søer, der tidligere har været belastet med næringsstoffer i spildevand. Ved sørestauration er udgangspunktet, at fosforbelastningen skal være nedbragt, før man aluminiumbehandler. Regnvandsbassiner, der er lavet med henblik på at rense regnvand, vil i modsætning til søer løbende blive belastet med fosfor. Derfor vil det være nødvendigt at gentage aluminiumbehandlingen med forventeligt fem års mellemrum.

Figur 9 og Figur 10 illustrerer effekten af aluminiumbehandlingen i Rådhusbassinet, der er et regnvandsbassin i Albertslund. I bassinet lå ca. 30 cm fosforrigt sediment, og som det ses af figurerne førte fosforfrigivelse til stærkt forhøjede fosforkoncentrationer i sommerperioden i årene 1999-2001. Effekten af aluminiumbehandling ses i årene 2002-2004, hvor fosforniveauet svarer til det, man finder i rene søer. Resultatet var, at udvaskningen af fosfor fra bassinet blev reduceret i de kritiske sommermåneder, og at vandet fremstod klart og med tiden med stor udbredelse af bundhæftede planter.



Figur 9 Niveauer for opløst fosfor i Rådhusbassinet før (199-2001) aluminiumbehandling og efter behandling



Figur 10 Niveauer for total-fosfor i Rådhusbassinet før (199-2001) aluminiumbehandling og efter behandling.

4.5.1 Anvisning for aluminiumbehandling

Aluminiumbehandling gennemføres med udgangspunkt i Vejledning for gennemførelse af sørestaurering /17/. Det forventes, at nyetablerede regnvandsbassiner vil have en god renseeffekt for fosfor de første år indtil råjorden på bassinets bund er overlejret med fosforrigt sediment. Derfor anbefales det at følge fosforkoncentrationen i bassinet og at gennemføre aluminiumbehandlingen, når der opstår behov for dette.

I praksis gennemføres aluminiumbehandling i regnvandsbassiner ved at indpiske opløst aluminium i bassinvandet samtidig med, at der skabes omrøring i bassinet. På den måde vil de udfældede aluminiumforbindelser fordele sig jævnt over bassinets bund. Dosering af aluminium planlægges lige som udbringningstidspunktet med udgangspunkt i DCE's anbefalinger /17/.

4.6 Vurdering af renseløsninger i forhold til recipientkrav

Der er endnu ikke fastsat rense- eller udledningskrav til afledt regnvand fra Kildedal. Derfor er de forventede udløbskoncentrationer efter rensning i Tabel 11 opstillet sammen med miljøkvalitetskravene, som de fremgår af bekendtgørelse 796 /19/.

Ved læsning af tabellen er det vigtigt at være opmærksom på, at forskellige kilder viser stor spredning på koncentrationer af forskellige stoffer i regnvandet. Ved udregning af koncentrationerne efter rensning er der taget udgangspunkt i /5 og /16/.

Løsningernes renseeffekt er baseret på Tabel 6. Også her gælder det, at datagrundlaget for rensning af regnvand er meget begrænset, og at der ofte ikke findes samlede data for ind- og udløbskoncentrationer til de renseløsninger, der er vurderet i denne rapport. Vurderingerne af rensegrader bygger derfor i et vist omfang på sammensætning af data for rensegrader eller udløbskoncentrationer med "standardkoncentrationer" for regnvand, som de er beskrevet i /4/.

Bemærk desuden, at de angivne rensegrader kun gælder for det vand, der ledes gennem renseanlægget. Hvis en delstrøm afledes urensset, skal der beregningsmæssigt kompenseres for dette, når årsbelastningen beregnes.

Tabel 11: Sammenstilling af indhold af stoffer i regnvand på baggrund af /4/ og /16/, indhold efter rensning i vådt bassin og i vådt bassin i kombination med fældning og de generelle og maksimale kravværdier i Bekendtgørelse 796 /19/. Værdier, der overskrider kravværdier er fremhævet med rød skrift

Parameter		Indhold i regnvand /4/ og Ty-petal MST /16/	Rense-grad - vådt bas-sin (%)	Rensegrad - kemisk fæld-ning+vådt bassin (%)	Udløb ef-ter vådt bassin	Udløb ef-ter fæld-ning og vådt bas-sin	BEK 796 generelt Fersk	BEK 796 maxi-mal Fersk
Suspenderede stoffer	mg/l	90	80	95	18	5	-	-
Total Phosphor	mg/l	3	70	91	0,09	0,03	-	-
Total Nitrogen	mg/l	2	40	75	1,2	0,5	-	-
BI5 (uden ATU)	mg/l	6	30	60	4,2	2400	-	-
COD, kemisk iltforbrug	mg/l	55	45	65	30	20	-	-
Bly	µg/l	4	70	95	1,2	0,2	1,2	14
Nikkel	µg/l	4	50	50	2	2	4	34
Arsen	µg/l	1,3	90	90	0,13	0,13	4,3	43
Cadmium	µg/l	0,07	50	90	0,035	0,007	0,08	0,45
Krom	µg/l	4	85	85	0,6	0,6	3,4	17
Kobber	µg/l	9	75	96	2,25	0,36	1 / 4.9	2 / 4.9
Zink	µg/l	130	75	85	32,5	19,5	7.8 / 3.1	8,4
Toluen	µg/l	0,019	80	95	0,0038	0,00095	74	380
Tributylphosphat (TBP)	µg/l	0,015	80	95	0,003	0,00075	82	170
Tricresylphosphat (TCP)	µg/l	0,005	80	95	0,001	0,00035	-	-
Triphenylphosphat (TPP)	µg/l	0,014	80	95	0,0028	0,00098	0,74	1,8
Antracen	µg/l	0,005	80	95	0,001	0,00035	0,1	0,1
Pyren	µg/l	0,015	80	95	0,003	0,001	0,0046	0,023
Benzo(g,h,i)perylene	µg/l	0,07	80	95	0,014	0,0049	NA	0,0082
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,006	80	95	0,0012	0,00042	-	-
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	µg/l	0,0027	80	95	0,00054	0,000189	78	780
Fluoranthren	µg/l	0,013	80	95	0,0026	0,00091	0,0063	0,12
Chrysen/ Triphenylen	µg/l	0,011	80	95	0,0022	0,00077	0,014	0,014
benz(a)fluoren	µg/l	0,0016	80	95	0,00032	0,000112	-	-
2-Methylphenanthren	µg/l	0,003	80	95	0,0006	0,00021	-	-
AMBA	µg/l	0,17	80	95	0,034	0,0119	77	140
Benzo(a)pyren	µg/l	0,004	80	95	0,0008	0,00028	0,00017	0,27
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0,001	80	95	0,0002	0,00007	0,0014	0,018
Benzo(a)anthracen	µg/l	0,004	80	95	0,0008	0,00028	0,012	0,018
phenanthren	µg/l	0,01	80	95	0,002	0,0007	1,3	4,1
Naphthalen	µg/l	0,007	80	95	0,0014	0,00049	2	130
Biphenyl	µg/l	0,0012	80	95	0,00024	0,000084	-	-
Benzo(b+j+k)fluoranthren	µg/l	0,012	80	95	0,0024	0,00084	-	-

5 RENSESTRATEGI I KILDEDAL

I dette kapitel udpeges en videregående rensestrategi for de enkelte bassiner i Kildedal, hvis det viser sig nødvendigt for overholdes af miljøkvalitetskriteriet i recipienten. Rensemetsoderne er udpeget ift. de opstillede mål og oplandets størrelse.

5.1 Bassin A1, A6 og U25

De eksisterende bassiner A1 og A6 der modtager regnvand fra eksisterende opland uden restriktioner på byggematerialer samt U25 som håndterer et væsentligt trafikbelastet opland fra den nye bydel, planlægges med en videregående rensning.

Metoden der er bedst egnet ift. oplandsstørrelser på 10 – 70 ha red (se Figur 3) og som opfylder målet om fleksibilitet og robusthed ift. fremtiden herunder anvendelse af så få kemikalier som muligt og som kan tilpasses regnvandets forureningsgrad er in-situ fældning i kombination med et vådt regnvandsbassin (beskrevet i kapitel 4.4).

Regnvandsbassinets samlede vådvolumen (BAT volumen på mellem 200 og 300 m³ pr. ha red. opland) kan opdeles i 2 – 3 mindre bassiner, hvoraf det første bassin skal udgøre et volumen på min. 20 % af det samlede vådvolumen for at koncentrere den primært fældning der. Således forventes oprensning kun at ville påvirke en mindre del af det samlede naturområde som vil opstå i og omkring bassinerne.

Viser det sig ikke at være muligt alene ved in-situ fældning at opnå den ønskede kvalitet kan følgende tiltag igangsættes eller etableres:

- Kildeopsporing i de eksisterende oplande til A1 og A6
- Etablering af rensning lokalt i vejbrønde

5.2 Bassin U22, U23 og U24

Med baggrund i oplandet til bassinerne, der udgøres af tagflader, befæstelser uden trafik samt veje med lav trafikbelastning, og set i kombination med en terrænbaseret afledning i grønne strukturer, forventet det at kvaliteten i udløbet kan overholdes ved rensning i et traditionelt BAT bassin uden videregående rensning.

For at reducere næringsstoffer i bassinerne og udløbet kan der med et interval på 3 -5 år gennemføres en aluminiumsbehandling af bassinet.

Viser det sig ikke at være muligt alene ved det våde regnvandsbassin at opnå den ønskede kvalitet kan følgende videregående rensning etableres:

- Etablering af rensning lokalt i vejbrønde
- Etablering af in situ fældning

Af projektforslagene til disse bassiner vil det fremgå hvor in situ fældning kan etableres, hvis det mod forventning bliver nødvendigt.

6 REFERENCER

- /1/ Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg, Novana, marts 2021
- /2/ Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes, TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229
- /3/ Tidsbegrænset tilladelse til udledning af rensed regnvand til Grønjordssøen, 20. januar 2023
- /4/ Våde bassiner til rensning af separat regnvand, Baggrundsrapport, Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, Søren Gabriel, Aalborg Universitet, Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S – 2012
- /5/ Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner, Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, Aalborg Universitet 2012
- /6/ www.echa.europa.eu
- /7/ Driftserfaringer med filteranlæg til efterpolering af vejvand, Jes Vollertsen et al, Trafik & Veje, maj 2018
- /8/ Etablering af filteranlæg til efterpolering af vejvand, Jes Vollertsen et al, Trafik & Veje, maj 2018
- /9/ www.pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
- /10/ Teknologier til fjernelse af mikroforureninger i regnvandsbetingede udledninger fra veje og kunstgræsbaner, MUDP-projekt. Endnu ikke publiceret.
- /11/ MECANA test på Stavnsholt Renseanlæg, Novafos 2021
- /12/ K10 SABA Rotewald Projektnr. 2105 vif Kanton Luzern. Funktionsprüfung Synthesebericht Uster/Horw, september 2021, ilu AG, Walter Osterwalder, Dipl. Bauing. ETH
- /13/ Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt nr. 2, 2006. <https://www.danva.dk/media/2957/videregaaendeplusrenseteknologierplusforpluskommunaltplus-spildevand.pdf>
- /14/ Undersøgelser for PFAS stoffer Esbjerg Brandskole, december 2021
- /15/ Claus Hørning, Kemira. Personlig kommunikation 2024
- /16/ Typetal for miljøfarlige forurenende stoffer i regnbetingede udledninger, NOVANA, Januar 2022
- /17/ Vejledning for gennemførelse af sørestauration, DCE-rapport nr. 149, 2015.
- /18/ Måling af PFAS i luft og nedbør, DCE teknisk rapport nr. 313, 2024
- /19/ Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, BEK nr. 1625 af 19/12/2017
- /20/ High Level Treatment of Stormwater Heavy Metals, R. Pitt et al. Water World and Environmental Resources Conference 2004, Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers, Salt Lake City, Utah. July 27 – June 1, 2004.