Energi, CO_2 og samlet miljøregnskab for afløb og renseanlæg

DANVA
Dansk Vand- og Spildevandsforening

DANVA
FORSKNINGS- OG UDREDNINGSPROJEKT NR. 14, 2010

DANVA

Udviklingssamarbejdet Københavns Energi, Lynettefællesskabet I/S og Spildevandscenter Avedøre

Energi, CO_2 og samlet miljøregnskab for afløb og renseanlæg

Rapport

25. september 2009

Titel: Energi, CO_2 og samlet miljøregnskab for afløb og renseanlæg

ISBN: 87-90455-96-7

Udgiver: DANVA
Vandhuset
Danmarksvej 26
8660 Skanderborg

Udarbejdet af:

- Jes Clauson-Kaas, COWI
- Birgitte Lilholt Sørensen, Syddansk Universitet
- Ole Dalgaard, COWI
- Anitha Sharma, Spildevandscenter Avedøre I/S

Udviklingssamarbejdet, Københavns Energi, Lynettefællesskabet I/S og Spildevandscenter Avedøre

Finansiering:
Vejledningen er finansieret af DANVA

Det skal bemærkes, at konklusionerne i denne rapport ikke nødvendigvis er et udtryk for DANVA, Københavns E, Spildevandscenter Avedøre eller Lynettefællesskabet's synspunkter.

Indholdsfortegnelse

1	**Introduktion og baggrund**	**6**
2	**Miljøvurderingsmetode**	**8**
2.1	System modellering og afgrænsning	9
2.2	Opgørelse	13
2.3	Vurdering	13
3	**Beskrivelse af teknologier**	**17**
3.1	Lokal rensning	17
3.2	Central rensning	20
4	**Resultater**	**24**
4.1	Forbrug	24
4.2	Opsummering af udledninger	26
4.3	Miljøvurdering	30
4.4	Økonomisk vurdering	39
5	**Diskussion og perspektivering**	**42**
6	**Referencer**	**44**

Bilagsfortegnelse

Bilag 1 Detailberegninger lokale løsninger
Bilag 2 Detailberegninger, centrale løsninger
Bilag 3 Optimering af energiforbrug på SCA
Bilag 4 Økonomiske overslag
Bilag 5 Data fra miljøvurdering.

Forord

Denne rapport beskriver resultatet af projektet " Energi, CO_2 og samlet miljøregnskab for afløb og renseanlæg". Dette indeholder en teknisk/økonomisk og miljø-/ressourcemæssig vurdering af bæredygtigheden af lokal kontra central håndtering af overløbsvand.

Projektet er udført af COWI A/S i samarbejde med Syddansk Universitetscenter.

Finansieringen er foretaget i fællesskab mellem DANVA's konto for Forskning og Udredning, Udviklingssamarbejdet KE, Lynettefællesskabet I/S og Spildevandscenter Avedøre I/S samt Spildevandscenter Avedøre I/S.

En følgegruppe bestående af:

- Niels Bent Johansen, Københavns E (formand)
- Helle Katrine Andersen, DANVA
- Kim Rindel, Lynettefællesskabet I/S
- Bo Neergaard Jacobsen, Spildevandscenter Avedøre I/S
- Birgitte Lilholt Sørensen, Syddansk Universitetscenter
- Anne Laustsen, Århus kommune
- Per H. Nielsen, Odense Vandselskab
- Jes Clauson-Kaas, COWI A/S (projektleder)

har deltaget i projektets gennemførelse i form af bidrag med datamateriale, diskussion af indhold og fremdrift på 4 arbejdsmøder og kommentering af rapportudkast. Thomas Guildal har på det afsluttende møde afløst Bo Neergaard Jacobsen

Rapportens teknisk/økonomiske gennemgang af lokal kontra decentral rensning af overløbsvand vil være direkte anvendelig for de kommunale kloakforsyningers overvejelser om mulighederne for reduktion af udledning af stoffer fra lokale overløb på fælles spildevandssystemer. De miljø-/ressourcemæssige vurderinger af udvalgte renseteknologier for miljøfremmede stoffer baserer sig på værktøjer som er kendt inden for livscyklusvurderinger (LCA), men som er relativt nye for anvendelse i spildevandssektoren.

På vegne af følgegruppen udtrykkes et håb om, at rapporten kan være en nyttig platform og til inspiration for alle aktører i spildevandssektoren.

Resumé

De øgede krav til reduktion af udledte stoffer fra overløb samt klimaændringernes påvirkning af regnmønsteret medfører et stigende behov for opmagasinering af regnvand

Der vurderes to principielle hovedløsninger til håndtering af overløbsvand:

1. Opmagasinering i mindre bassiner og lokal rensning
2. Opmagasinering i større bassiner og rensning på centralt renseanlæg

Projektet giver en helhedsorienteret vurdering af hvorledes overløbsvand bedst håndteres, baseret på tekniske, økonomiske og miljømæssige vurderinger og beregninger. De miljømæssige beregninger inkluderer energiforbrug og samlet CO2 udledning, samt andre potentielle miljøpåvirkninger. De miljømæssige opgørelser er udført ved anvendelse af en livscyklus analyse (LCA) idet der er anvendt UMIP-metoden.

Vurderinger baseres på resultatet af det EU-financierede LOTWATER-projekt, 8 års driftsdata fra Lynettefællesskabet og resultatet af INTERREG IIIA finansieret OpDrift projekt fra renseanlæg Avedøre (Spildevandscenter Avedøre I/S). Alle løsninger er sammenlignet for håndtering af 1 m3 overløbs-vand. Dog er omkostninger sammenlignet for udgift per reduceret areal.

Det konkluderes at de største miljøpåvirkninger fra håndtering af overløbsvand lokalt eller centralt er eutrofiering og økotoksisk påvirkning af vandmiljøet. En ensidig fokusering af påvirkning af den globale opvarmning vil derfor kunne medføre utilsigtede miljøpåvirkninger, specielt af vandmiljøet.

Central rensning viste sig at være mest effektiv til fjernelse af næringssalte og toksiske stoffer, især ved at ledes så meget som muligt gennem de biologiske/kemiske rensetrin med optimeret hydraulisk regnstyring med avanceret online kontrol. El-forbruget til central rensning er i dette tilfælde ca. 5 gange højere end for lokale rensemetoder. Dette forhold vil naturligvis ændres hvis mere avancerede lokale rensemetoder anvendes på overløbsvandet for at fjerne næringssalte og toksiske stoffer.

Lokal rensning i bassiner er den billigste løsning, men ikke så effektiv som central rensning. Lokale recipientforhold vil afgøre den mest optimale løsning.

Summary

The incresed demand on discharge of pollutants fom CSO's (Combined Sewer Overflow) and the impact on rainfall pattern from climate change results in an increasing demand for storing rain water run-off.

This report analyses two distinct solutions to handling storm water overflow:

1. Storage in smaller retention basins and local treatment
2. Storage in larger retention basins and treatment at central wastewater treatment plant.

The project provides a holistic view of how storm water overflow is to be treated considering technical, economical and environmental issues. The estimates of environmental impact include energy consumption and total CO_2 emission in addition to other potential environmental impacts. The life cycle analysis (LCA) method is applied using the EDIP method[1].

The analysis is based on the results from the EU-financed LOTWATER project, 8 years of operational data from Lynettefællesskabet and results from the Interreg IIIA co-financed project "OpDrift" at Avedøre Wastewater Treatment plant. All technologies are analysed for handling of 1 m3 of storm water overflow. However, costs are compared based on cost per reduced area.

It is concluded the largest environmental impacts from handling stormwater overflows are eutrofication and aquatic ecotoxicity. Therefore focussing on global warming alone could result in lack of considerations of impacts on local recipient waters.

Central treatment of storm water overflow appeared to be most efficient in reducing discharge of nutrients and environmental toxics, especially by treating as much water as possible through the biological/chemical treatment using optimised hydraulic control strategy during rain and advanced online control. The power consumption for central treatment of stormwater overflow is in this case 5 times higher compared to local treatment. This will of course change when applying more advanced local treatment methods to achieve better removals of nutrients and environmental toxic substances.

Local treatment of storm water overflow is the cheapest solution, but not as efficient as central treatment. Local conditions at the receiving water will decide the most optimal solutions.

[1] EDIP, Environmental Design of Industrial products

1 Introduktion og baggrund

De øgede krav til reduktion af udledte stoffer fra overløb samt klimaændringernes påvirkning af regnmønsteret medfører et stigende behov for opmagasinering af regnvand. Dette medfører en ændring af den hydrauliske belastning af afløbssystemer og renseanlæg, både hvad angår spidsbelastninger og længden af perioden med høj belastning. Mange af landets forsyningsvirksomheder må forholde sig til dette.

Samfundets interesse i håndteringen af overløbsvand relaterer sig til dels at reducere antal eller omfang af hændelser med oversvømmelser, dels ønsket om at reducere belastningen af recipienter med høj rekreativ værdi.

Projektet giver en helhedsorienteret vurdering af hvorledes overløbsvand bedst håndteres, baseret på tekniske, økonomiske og miljømæssige vurderinger og beregninger. De miljømæssige beregninger inkluderer energiforbrug og samlet CO_2 udledning, samt andre potentielle miljøpåvirkninger. De miljømæssige opgørelser er udført ved anvendelse af UMIP-metoden[2].

Der vurderes to principielle hovedløsninger til håndtering af overløbsvand:

1. Opmagasinering i mindre bassiner og lokal rensning
2. Opmagasinering i større bassiner og tømning til centralt renseanlæg

Inden for hver hovedløsning er en række alternativer teknologier beskrevet mht. størrelse, materialer, renseeffektivitet m.v.

Vurderingen baseres på et delområde, hvor der til et overløbsbygværk hører et opland på 25 ha. Til overløbsbygværket hører et forsinkelsesbassin, der sikrer at der er statistisk set maksimalt er 10 aflastninger per år.

Aflastningshyppigheden skal enten nedbringes til 2 aflastninger per år eller overløbsvandet skal renses så recipient krav overholdes.

Alle løsninger sammenlignes for håndtering af 1 m^3 overløbsvand.

Opgørelserne for hver løsning danner basis for miljøvurderingen hvor de undgåede og inducerede (tilførte) miljøpåvirkninger opgøres. Miljøvurderingen kan dels bruges til at påvise de mest

[2] UMIP, Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter. En vurderingsmetode baseret på livscyklus analyse (LCA)

markante miljøpåvirkninger, dels til at sammenligne decentral håndtering af overløbsvand med central behandling og endelig til at sammenligne de enkelte løsninger.

For problemstillingen om decentral/central håndtering af regnafstrømning drages der nytte af data og erfaringer fra EU-LIFE projektet LOTWATER og tilsvarende om videregående styring på renseanlæg fra EU-INTERREG projektet OpDrift. Fælles for disse er, at driftserfaringer og økonomi er kendt. Andre teknologier for lokal rensning af overløbsvand kunne også være relevante, men for at afgrænse projektet er valgt de teknologier, som er afprøvet i LOTWATER-projektet. Data for renseeffektivitet er her til stede for de betragtede stoffer, der indgår i UMIP-metoden.

Miljøvurderingen er stedspecifik og baseres på tal for oplandet til Lynettefællesskabets to renseanlæg og Spildevandscenter Avedøre(SCA), samt ca. 8 års analyser af indløb og udløb på disse renseanlæg. Alle tre anlæg forbrænder deres slam.

Rapporten indeholder også en kort beskrivelse af resultatet af forsøg med energioptimering på Spildevandscenter Avedøre og hvorledes dette forsøg har påvirket CO_2 udledning og eutrofiering.

2 Miljøvurderingsmetode

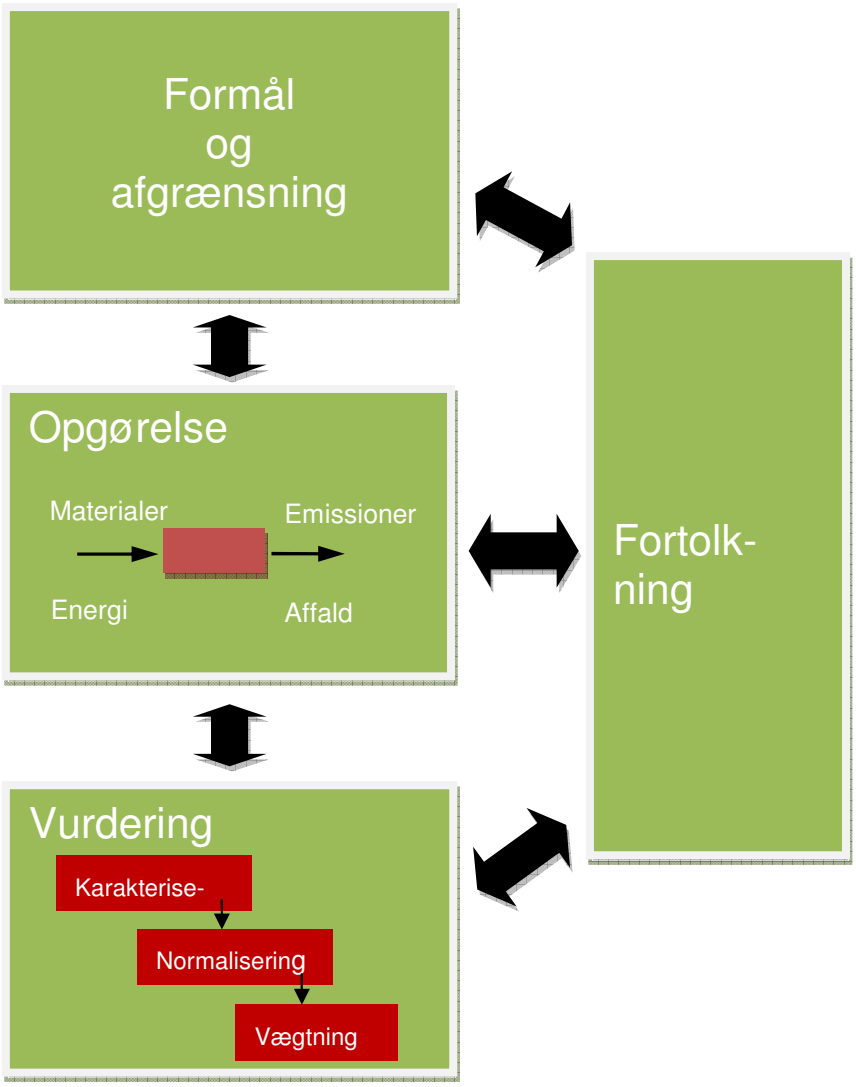
Livscyklusvurdering er anvendt til at belyse miljøaspekterne ved urenset aflastning gennem overløbsbygværker på fællessystemer, sammenlignet med en rensning centralt på renseanlægget eller en lokal rensning ved overløbsbygværket.

Livscyklusvurdering er en systematisk fremgangsmåde for en miljømæssig tolkning af de påvirkninger af det ydre miljø, som ændringer i konkrete løsninger eller produkter påfører det ydre miljø gennem et helt livsforløb. Derfor er det en oplagt metode til at vurdere de konkrete løsninger i forhold til hinanden.

Vurderingen er udført efter UMIP metoden [Wenzel et al., 1997] udbygget med den nyeste viden inden for LCA. Modelleringen og beregningerne er udført i LCA softwaret SimaPro. Modellen er 'aktiv', dvs. at enhver ændring af grunddata, beregningsforudsætninger, vurderingsfaktorer mv. i data-sektionen, vil afsætte sig i alle dele af modellering, beregning og resultatvisning. Hermed har modtageren tillige med rapporten et værktøj til brug for eventuelle videre modelleringer og supplementer til det aktuelt udførte arbejde.

Miljøvurderingen er i overensstemmelse med internationale standarder for livscyklusvurdering (LCA), som defineret af den internationale organisation for standardisering, ISO i standardserien ISO 14040 og 14044, både hvad angår den anvendte vurderingsmetode, data og transparens. På et punkt lever miljøvurderingen dog ikke op til ISO standardernes krav, nemlig at en sammenlignende og offentliggjort LCA skal være underkastet en uafhængig kritisk gennemgang.

At lave en livscyklusvurdering indebærer en systematisk tilgang til opgaven og indsamling af data om de konkrete løsningsmodeller, der skal vurderes. Formålet med vurderingen skal fastlægges. Der skal indsamles oplysninger om de konkrete valg af teknologier og materialer, produktionen af materialerne, forbrug af energimængder og typer, samt emissioner til omgivelserne. Dernæst skal der laves en miljøvurdering, som består af 3 trin. En karakterisering, normalisering og vægtning. Det vil være almindeligt eksempelvis at revurdere sit formål og afgrænsning efter at have gennemført opgørelse og dele af vurderingen.



2.1 System modellering og afgrænsning

Det første, der skal gøres, når man laver en LCA er, at vurdere formålet med sin LCA. Som det fremgår i indledningen er formålet med denne opgave at belyse forskellige former for håndtering af overløbsvand, for dermed at blive klogere på hvilke parametre, der betyder noget i forhold til

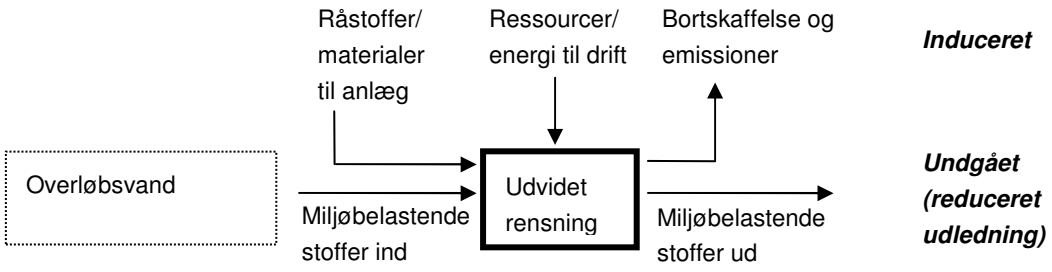
den samlede miljøeffekt af de forskellige løsninger. I det følgende beskrives de studerede systemer, dvs. de vurderede overløbsbygværkers 'livscyklus', og den afgrænsning af disse, der er gjort.

2.1.1 Systemmodellering - metode

Den metodemæssige tilgang til systemmodelleringen er den såkaldte 'konsekvens-LCA' tankegang, der efterhånden er international konsensus om, se f.eks. [Wenzel, 1998], [Weidema et al., 1999] og [Ekvall et al, 2004]. Princippet i konsekvens-modellering er, at man ikke modellerer et enkelt system i sin livscyklus, men at man modellerer den samlede forskel mellem alternative systemer, således at den samlede – og rette – konsekvens af at vælge et alternativ frem for et andet fremkommer. Der vælges et system/et alternativ som reference, og ændringerne ved at vælge et andet alternativ frem for dette modelleres.

I den aktuelle LCA er den eksisterende, konventionelle udledning af overløbsvand 10 gange om året valgt som reference, og ændringerne ved at udbygge denne med de studerede alternative strategier for behandling af overløbsvand er modelleret. Ændringerne vil forekomme i form af nye processer/miljøpåvirk-ninger i forhold til det eksisterende, som kaldes *inducerede* miljøpåvirkninger, og som reducerede eller eliminerede processer/miljøpåvirkninger, der kaldes *undgåede* miljøpåvirkninger.

De inducerede miljøpåvirkninger omfatter påvirkningerne fra udvinding af råstoffer og fremstilling af materialer til de nye anlæg til håndtering af spildevandsoverløb, drift og bortskaffelse af installationerne samt fra håndtering/bortskaffelse af eventuelle slam-fraktioner fra den yderligere rensning. De undgåede miljøpåvirkninger omfatter reduktionen i påvirkningerne fra de stoffer, der via rensningen fjernes fra overløbsvandet. Figur 2-1 illustrerer den generelle model for vurderingen:



Figur 2-1: Generel model for miljøkonsekvensvurdering af videregående håndtering af overløbsvand som supplement til eksisterende håndtering

2.1.2 Geografisk, tidsmæssig og teknologisk afgrænsning

Der er taget udgangspunkt i danske forhold (LOTWATER), hvad angår spildevandets sammensætning. Men da den indgående spildevandskvalitet er klart defineret i de udvalgte indholdsstoffer, og idet renseforudsætningerne i de studerede teknologier er klart defineret, så har modelleringen som sådan ingen større geografisk begrænsning. Den væsentligste geografiske afhængighed er antagelsen om, at elektricitet i systemerne stammer fra kul-baserede og/eller naturgas-baserede værker, som er hovedproducenterne i marginalen på det danske el-marked frem-

over, dvs. den type el-produktion, der påvirkes, ved ethvert mindre øget eller reduceret forbrug af el [Lund et al., 2008].

Miljøvurderingen er afhængig af datas kvalitet og herunder alder. Der er anvendt data fra den førende LCA-database (Eco Invent) og andre opdaterede datakilder (data vurderes at være op til 5 år gamle), og de væsentlige dele af datagrundlaget vurderes at være holdbart op til 5-10 år frem. Som det vil fremgå af resultaterne, er de væsentlige data systemernes el-forbrug (og produktionen af denne el) samt spildevandets indhold af stoffer og de forskellige teknologiers reduktion heraf. Data for disse processer er de nyeste tilgængelige og vurderes at repræsentere processerne godt.

2.1.3 Funktionel enhed

Som grundlag for miljøvurderingen er defineret en såkaldt funktionel enhed, som alle beregninger, resultater og vurderinger er normaliseret i forhold til. Følgende enhed er valgt:

1 m^3 overløbsvand

Det vil sige, at vi har valgt at sammenligne hvilke miljøeffekter, der vil være ved behandlingen af 1 m^3 spildevand på 7 forskellige måder i forhold til ikke at behandle vandet (referencen). Som yderligere specifikation af udgangspunktet for overløbsvandet er valgt en spildevandskvalitet defineret ved svarende til det tidligere LOTWATER projekt (COWI, 2007). Følgende parametre er udvalgt til analyse i denne miljøvurdering:

Eutrofierende stoffer: TotP, TotN

Toksiske stoffer: tungmetaller (Cd, Cu, Zn, Ni), PAH

Parametre som E.coli, SS og COD indgår ikke i denne LCA, og deres betydning for resultatet vil blive håndteret, som en del af den samlede vurdering

2.1.4 Systembeskrivelse og afgrænsning

Det er valgt at modellere alternativerne til håndtering af overløbsvand. Det antages, at eventuelt slam produceret ved overløbshåndteringen brændes og udbringes ikke på jord. Det er således valgt at afgrænse vurderingen til kun at inkludere slamforbrænding og ikke udbringning på landbrugsjord. I overensstemmelse med modellen, Figur 2-1, bemærkes, at det naturligvis kun er eventuelt induceret ekstra slam fra den udvidede håndtering, der inkluderes, ikke evt. slam fra den eksisterende håndtering. I modelleringen er antaget forbrænding af slam på eksisterende slamforbrændingsanlæg, idet data for Spildevandscenter Avedøre er anvendt. Det vurderes at data fra Avedøre også er repræsentative for slamforbrænding på andre anlæg.

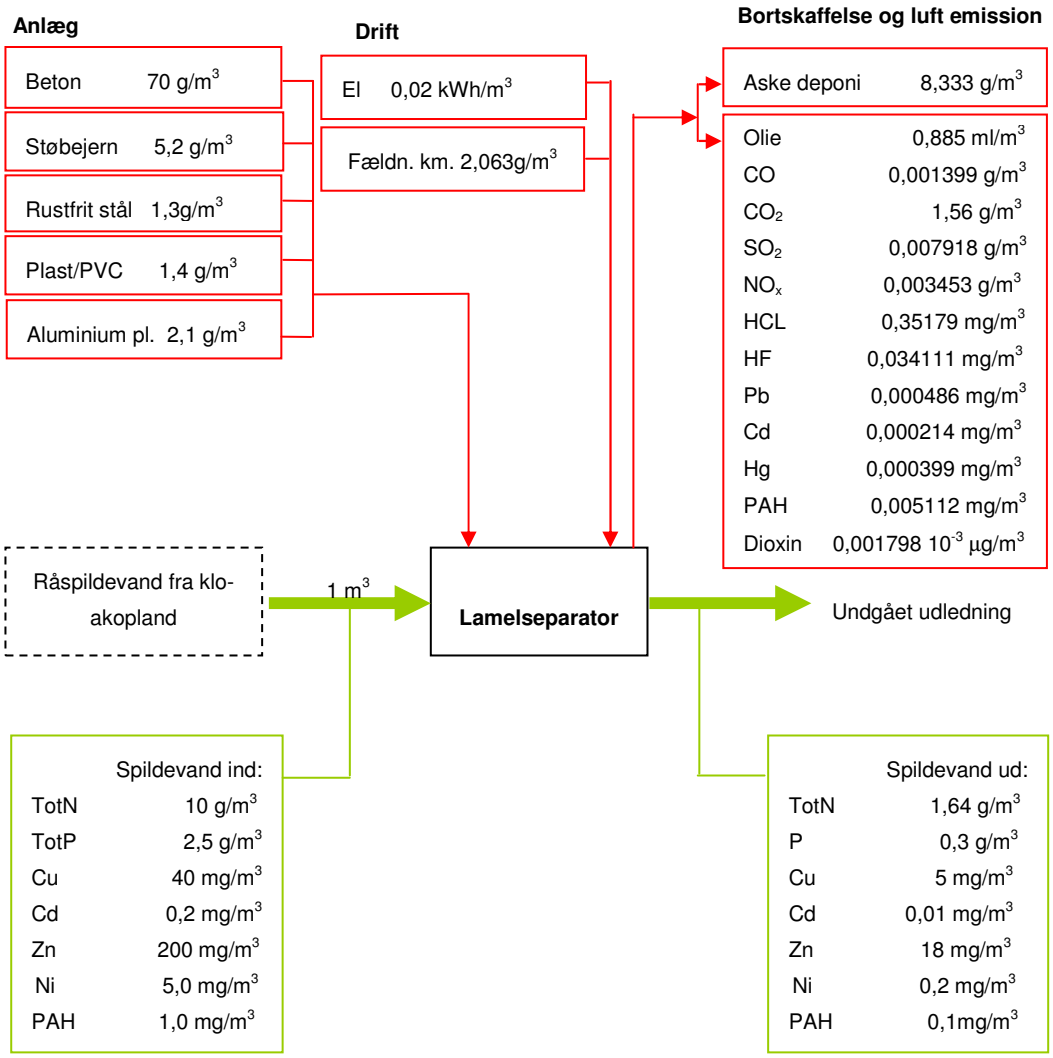
Udbringning af slam på jord kan vurderes efter samme principper som i øvrigt anvendt, og vurderingen vil efterfølgende kunne suppleres med dette, hvis ønske herom opstår.

Som grundforudsætning for alle modelleringer ligger viden om sammensætning af det spildevand, der skal renses yderligere. Spildevandets sammensætning er som defineret i afsnit 3.1.1. Betydningen af afvigelser fra denne grundforudsætning vil blive diskuteret i afsnit 4.3, der inklu-

deres vurdering af følsomheden for forskellige variationer i forudsætningerne for miljøvurderingen.

Målet med studiet har som udgangspunkt været at studere 7 alternative overløbsscenarier (beskrevet detaljeret i Bilag 1 og 2): dobbeltfilter med UV (L1), dobbeltfilter uden UV (L2), kemikaliedosering+bassin+lamelseparator (L3), lamelseparator (L4), gennem renseanlæg uden ekstra behandling (C0), ActiFlo-behandling af overløbsvand (C1), optimeret hydraulisk styring (C2). Men da sundhedsskadelige mikroorganismer endnu ikke kan miljøvurderes i en LCA, udgår den del af UV behandlings effekter i den efterfølgende miljøvurdering.

I Figur 2-2 er vist flowdiagrammet over inducerede og undgåede processer og miljøpåvirkninger eksemplificeret for en lamelseparator.



Figur 2-2: Model for miljøkonsekvensvurdering af lamelseparator som supplement til eksisterende overløbsbygværk for udvalgte stoffer i udledningen.
Signaturer: rød = induceret, grøn = undgået, fuldt optrukket = inkluderet, stiplet = ikke inkluderet

Bemærk, at de processer som fortrænges af bi-produkter, der leveres af systemet, også er inkluderet i modelleringen. Det vil eksempelvis konkret dreje sig om den energi, der fortrænges

ved forbrænding af det ekstra slam. Slamforbrændingen er antaget at foregå på renseanlæggets slamforbrændingsanlæg og energiproduktionen herved fortrænger et andet energiforbrug.

Data for beton, filtersand, rustfrit stål og plast samt bortskaffelsen af disse er taget fra Eco Invent databasen [http://www.ecoinvent.ch/].

I bilag er materialerne for de enkelte renseteknologier beskrevet, som indgår i modelleringen og i bilag 5 (Tabel B5-1) er opgjort samlet materialeforbrug. Dernæst er netto materialeforbrug (inducerede forbrug) og netto effekter (undgåede miljøeffekter) i Tabel B5-2, som derved viser en oversigt over de flows, der indgår som grundlag for modelleringen. Tabellen er analog til og indeholder de samme data som Figur 2-2 for de øvrige rensestrategier.

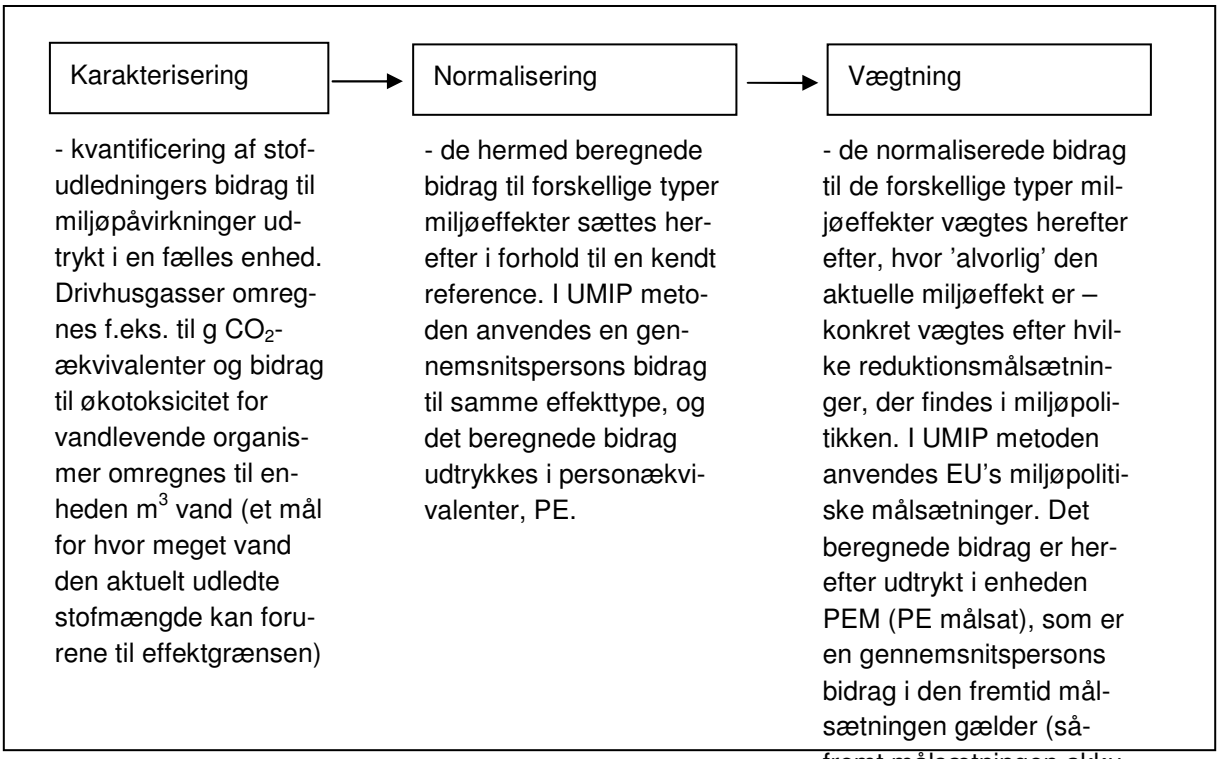
Bemærk, at Figur 2-2 kun viser de flows, der er direkte knyttet til overløbet. Disse flows er i modelleringen naturligvis ført tilbage til deres 'vugge' (indvinding af råstoffer fra naturen) hhv. frem til deres 'grav' (endelig udledning til naturen via deponi eller emission), som nævnt inklusive de fortrængninger af anden energi eller materiale, der måtte være. Detaljer i modelleringen fremgår af den til grund liggende SimaPro-model, som er leveret som bilag til rapporten.

2.2 Opgørelse

Det næste trin, der skal laves er nu, at få indsamlet alle data på de 8 systemer (referencen og de 7 andre løsninger). Når disse data indtastes i det anvendte software vil alle inputs til og outputs (= ressourceforbrug, emissioner og fast affald) fra de berørte processer blive opgjort via modelleringen og summeret over systemerne – som altid i en LCA. Summeringen er holdt adskilt på de enkelte faser af livsforløbet for renseanlæggene: Anlæg, Drift og Bortskaffelse af anlæggene, samt naturligvis anlæggenes effekt på spildevandet, således at kilderne til inducerede og undgåede miljøpåvirkninger kan spores tilbage. Detaljerne heri fremgår af modelleringen samt af de senere præsentationer af miljøvurderingen. I afsnittet med resultater er de fuldt aggregerede resultater af – udvalgte – inputs og outputs vist. Detaljer for de enkelte systemer kan ses i bilag 5.

2.3 Vurdering

Det tredje trin i miljøvurderingen følger som nævnt UMIP LCA metoden [Wenzel et al., 1997]. Denne metode omfatter, ligesom andre anerkendte LCA metoder, nogle komponenter i karakteriseringen og kvantificeringen af miljøpåvirkningerne. Disse elementer illustreres i Figur 2-3:



Figur 2-3: Komponenterne i miljøvurderingen

Tabel 2-1 viser et eksempel på normalisering og vægtning af de inducerede miljøpåvirkninger fra lamelseparation af overløbsvand indeholdende udvalgte miljøeffekttyper.

Tabel 2-1. Normalisering og vægtning af udvalgte inducerede miljøpåvirkninger fra lamelseparation af overløbsvand.

Effekttype	Bidrag pr. person pr. år	Målsat bidrag pr. person pr. år	Induceret pr. m^3 spildevand	Relativt bidrag (PE)	Vægtet relativt bidrag (PEM)
Drivhuseffekt (kg CO_2-ækv.)	8,70E+03	7,77E+03	0,0989	1,14E-05	1,27E-05
Eutrofiering (P) (kg P-ækv.)	0,4	0,4	0,00194	0,00484	0,00484
Økotoksisitet vand (akut) (m^3 vand)	2,91E+04	2,65E+04	71,6	0,00246	0,00271

Normaliseringen (bidrag udtrykt i PE) består i at dividere de inducerede påvirkninger (pr. m^3 overløbsvand) med det gennemsnitlige bidrag pr. person. Vægtningen består i at dividere de

inducerede påvirkninger med det bidrag, der er målsat pr. person via det samlede sæt af miljøpolitikker, handlingsplaner og internationale konventioner, som EU har vedkendt sig.

2.3.1 Karakterisering

I miljøvurderingens første trin grupperes de enkelte inputs fra og outputs til miljøet som nævnt i Figur 2-3 efter hvilke ressourceforbrug og effekter de bidrager til, og deres bidrag inden for den enkelte effektkategorier kvantificeres. Dette er gjort i henhold til UMIP metoden med de seneste opdateringer (http://www.lcacenter.dk/cms/site.aspx?p=1595, Hauschild og Potting, 2005). Til kvantificeringen er dels anvendt eksisterende effektfaktorer – udviklet og rapporteret i UMIP – dels de i efterfølgende projekter udviklede effektfaktorer for de udvalgte stoffer (DANVA, 2006).

Effektfaktorer for prioriterede stoffer
Som beskrevet i starten af dette kapitel, er der på basis af diskussioner i projektfølgegruppen udvalgt 7 stoffer. Det drejer sig om, kvælstof (TotN), fosfor(TotP), samt metallerne cadmium, kobber, bly og nikkel og endelig PAH. Effektfaktorerne er valgt i tråd med det tidligere DANVA projekt indenfor videregående renseteknologier(DANVA, 2006).

Da datagrundlaget ikke er opdelt på forskellige enkeltgrupper af PAH, er det valgt at anvende et gennemsnit af effektfaktorer for PAH-forbindelser i kendte undergrupper. Effektfaktorerne er valgt ud fra det tidligere arbejde indenfor samme emne. I tidligere arbejde for DANVA er beskrevet effektfaktorerne for hvert af de enkelte PAH'er: benz(a)pyren, benz(b)fluranthen, benz(g,h,i)perylen, benz(k)fluranthen og indeno(1,2,3-cd)pyren. Det betyder at PAH's effekter er usikre. Denne usikkerhed er behandlet i afsnit 4.3.6.

Dvs. at der for hvert af de ovenstående 7 stoffer er der estimeret effektfaktorer for økotoksicitet efter UMIP-metoden [Hauschild et al, 1998a]. Disse effektfaktorer dækker påvirkningskategorierne:

* akut økotoksicitet i ferskvand, kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til ferskvand
* kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til jord
* kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til luft

Med de her valgte, samt allerede eksisterende effektfaktorer kan inputs og outputs kvantificeres.

Renseanlæggene medfører imidlertid en række andre miljøpåvirkninger, især de energirelaterede påvirkninger, kemikalieforbrug, luftemissioner og affaldsdannelse. Det er derfor nødvendigt at afveje disse grupper af påvirkninger mod hinanden for at vurdere, om rensningen er miljømæssigt fordelagtig i et helhedsbillede. Dette er formålet med næste trin i miljøvurderingen, som omfatter normalisering og vægtning af de karakteriserede påvirkninger.

2.3.2 Normalisering og vægtning

Vurderingen baserer sig på de seneste opdateringer af UMIP vurderingsgrundlaget i form af normaliseringsreferencer og vægtning. UMIP metoden udtrykker som beskrevet i Figur 2-3 de normaliserede miljøpåvirkninger i Personækvivalenter (= andele af en gennemsnitspersons mil-

jøpåvirkning), som er en enhed analog til den fra spildevandssektoren kendte personækvivalent, men ikke identisk.

Konkret udtrykkes miljøpåvirkningen inden for en bestemt effektkategori ved at dividere den fundne miljøpåvirkning pr. funktionel enhed med normaliseringsreferencen, som er en gennemsnitspersons miljøpåvirkning (se Tabel 2-1). Gennemsnitspersonens miljøpåvirkning findes ved at tage det samlede samfunds miljøpåvirkning (konkret EU 1994) pr. person i dette samfund på det aktuelle tidspunkt (1994). Det vil sige, at eksempelvis den udledte mængde CO_2 – ækvivalenter, normaliseres i forhold til den mængde CO_2-ækvivalenter en EU-borger i 1994 udledte i gennemsnit. Dette gøres ligeledes for andre effektkategorier. Derved kan man få et udtryk for hvor stort et bidrag for eksempel lamelseparatoren har i forhold til alle andre bidragydere.

Herefter vægtes miljøpåvirkningerne med en vægtningsfaktor, der modsvarer de reduktionsmål, der er for miljøpåvirkningen inden for den enkelte effektkategori – hvilket blot svarer til at normalisere med gennemsnitspersonens miljøpåvirkning efter at reduktionsmålene er opnået. Det betyder således, at haves et ambitiøst reduktionsmål, på enkelte miljøeffekt, resulterer i en højere vægtning (og dermed en højere søjle i diagrammet) i forhold til en anden miljøeffekt med et mindre ambitiøst reduktionsmål. Disse faktorer er som tidligere nævnt valgt i henhold gældende standarder på området.

Både normalisering og vægtning gennemføres i SimaPro-modellen. I denne rapport vises kun det vægtede billede.

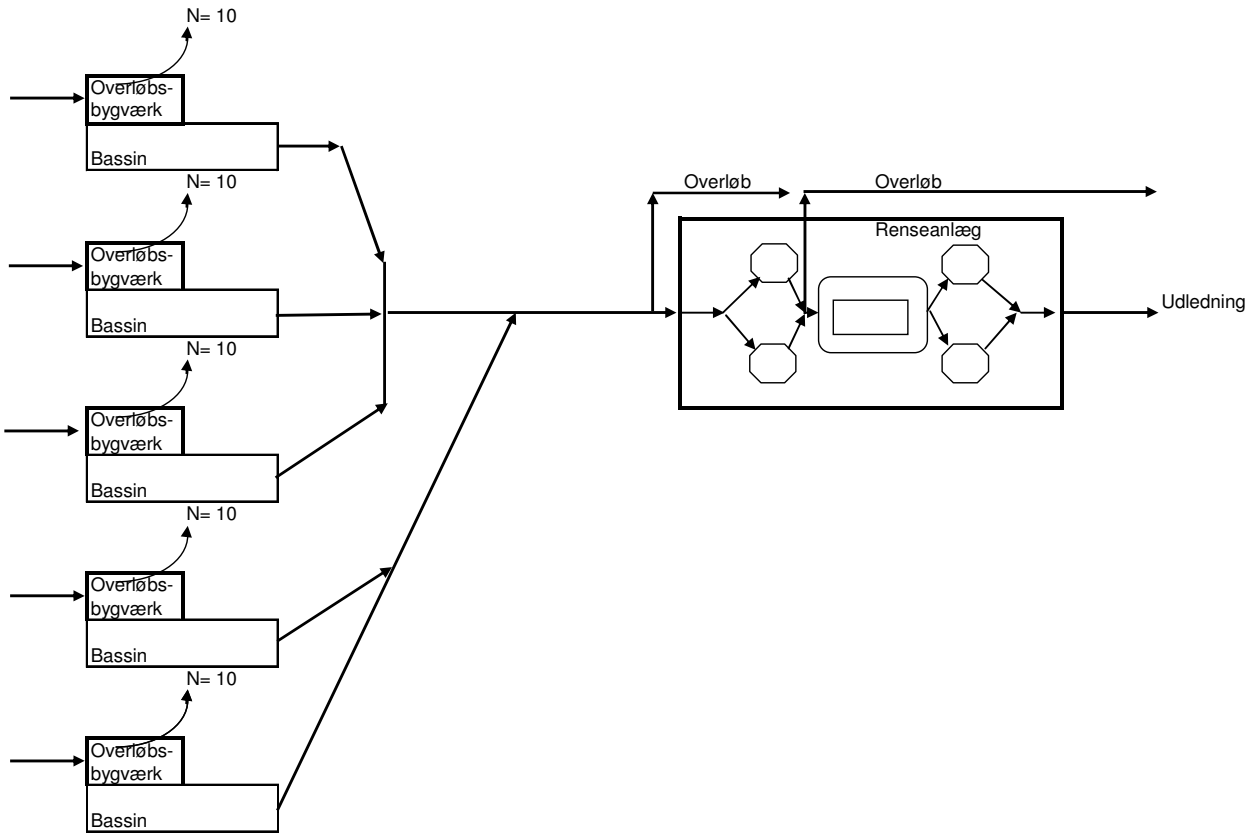
I afsnit 4.3 gennemgås miljøvurderingen for hver renseteknologi, idet følsomheden for væsentlige antagelser samtidig illustreres og diskuteres.

3 Beskrivelse af teknologier

I det følgende er givet en beskrivelse af de anvendte teknologier. Detailberegninger og opgørelser findes i bilag 1 og 2.

3.1 Lokal rensning

Basis-situationen er overløbsbygværk med et tilhørende bassin med 10 aflastninger om året.



Der introduceres fire forskellige løsninger til lokal rensning af overløbsvandet. Dvs. at der ikke sker ændringer på centralrenseanlægget i forbindelse med de forskellige lokale rensemetoder.

Til lokal rensning af overløbsvand anvendes de løsninger, der blev anvendt i LOTWATER projektet (se http://www.cowiprojects.dk/LOTWATER/index.html).

- L0: Ingen rensning af overløb
- L 1: Filtrering med tromlefiltre efterfulgt af UV-bestråling
- L 2: Filtrering med tromlefiltre
- L 3: Bassin med optimeret hydrauliske forhold, kemisk fældning og bundfældning med lamelseparator
- L 4: Rensning med lamelseparatorer

Der er udarbejdet design notat for de tre anlæg i LOTWATER projektet. Data for drift findes i LOTWATER projektet, som er suppleret med data fra KE, Århus kommune og Odense Vand.

På basis af erfaringerne fra LOTWATER projektet, forudsættes anlæggene opbygget som følger for et antaget opland på 25 ha.

3.1.1 Sammensætning af overløbsvand ved lokal rensning

Sammensætningen af overløbsvand ved lokal rensning er vurderet ud fra data i LOTWATER projektet. Af nedenstående tabel fremgår de målte gennemsnitskoncentrationer fra de tre lokaliteter i LOTWATER projektet i henholdsvis København, Århus og Odense samt den valgte koncentration af overløbsvand anvendt i dette projekt.

Tabel 1 Forudsat sammensætning af overløbsvand inden lokal rensning

Parameter	Enhed	København	Århus	Odense	Valgt [3]værdi
COD	g/m3	139	193	208	**140**
TotN	g/m3	9,1	6,0	10,1	**10**
TotP	g/m3	2,5	2,0	2,5	**2,5**
Suspenderet stof	g/m3	82	147	163	**100**
Cd	mg/m3	0,19	0,3	0,19	**0,2**
Cu	mg/m3	38,6	31,0	44,2	**40**
Zn	mg/m3	194	175	270	**200**
Ni	mg/m3	4,3	17,1	6,6	**5,0**
PAH	mg/m3	0,74	10,0	1,26	**1,0**
E.coli	CFU/100 ml	1.260.000	22.000.000	2.110.000	**1.600.000**

[3] Værdier valgt ud fra Københavns tal da tal i den centrale løsning stammer fra de tre københavnske anlæg

3.1.2 Beregning af kapacitet for lokal rensning

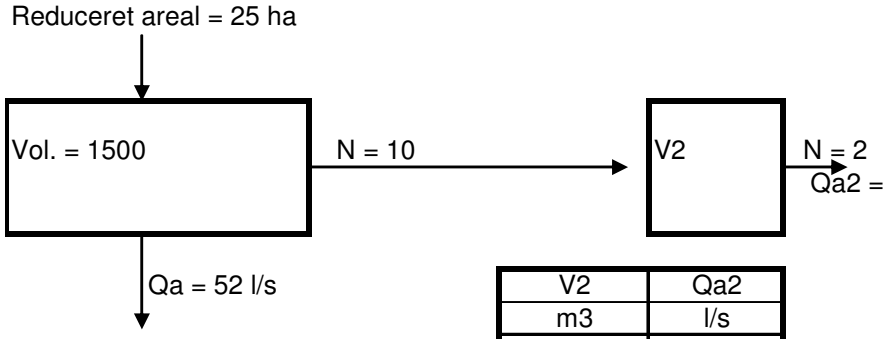
For et standard-opland med et reduceret areal på 25 ha, kræves et forsinkelsesbassin på ca. 1.500 m3 (ved et afløbstal på 2,1 l/s/ha) for at sikre, at der statistisk maksimalt sker 10 overløb per år (N=10).

Ønskes maksimale antal overløb nedsat til 2 overløb pr år (N=2) skal det nødvendige forsinkelsesbassin være på ca. 3.500 m3.

Ved fastlæggelse af den nødvendige kapacitet for det lokale renseanlæg, er det forudsat, at antallet af hændelse per år, hvor overløbsmængden er større end kapaciteten af det lokale renseanlæg maksimalt må være 2, svarende til antallet af overløb fra et forsinkelsesbassin med N=2.

Ud fra denne forudsætning er den nødvendige behandlingskapacitet for det lokale renseanlæg beregnet til 500 l/s. Da dette er en ganske høj kapacitet, som det i princippet kun vil være nødvendigt at tage i anvendelse ca. 2-3 gange per år, vurderes det hensigtsmæssigt at etablere en mindre udligningstank før behandlingsenhederne, idet den nødvendige kapacitet af det lokale renseanlæg dermed kan reduceres væsentligt.

Af nedenstående figur fremgår sammenhængen mellem volumen af udligningstank og den nødvendige behandlingskapacitet af det lokale renseanlæg under forudsætning af, at kapaciteten maksimalt overskrides 2 gange per år.



V2	Qa2
m3	l/s
30	500
130	400
250	300
320	250
420	200
520	150
710	100
960	50

Figur 2 Sammenhængen mellem volumen af udligningstank og den nødvendige behandlingskapacitet

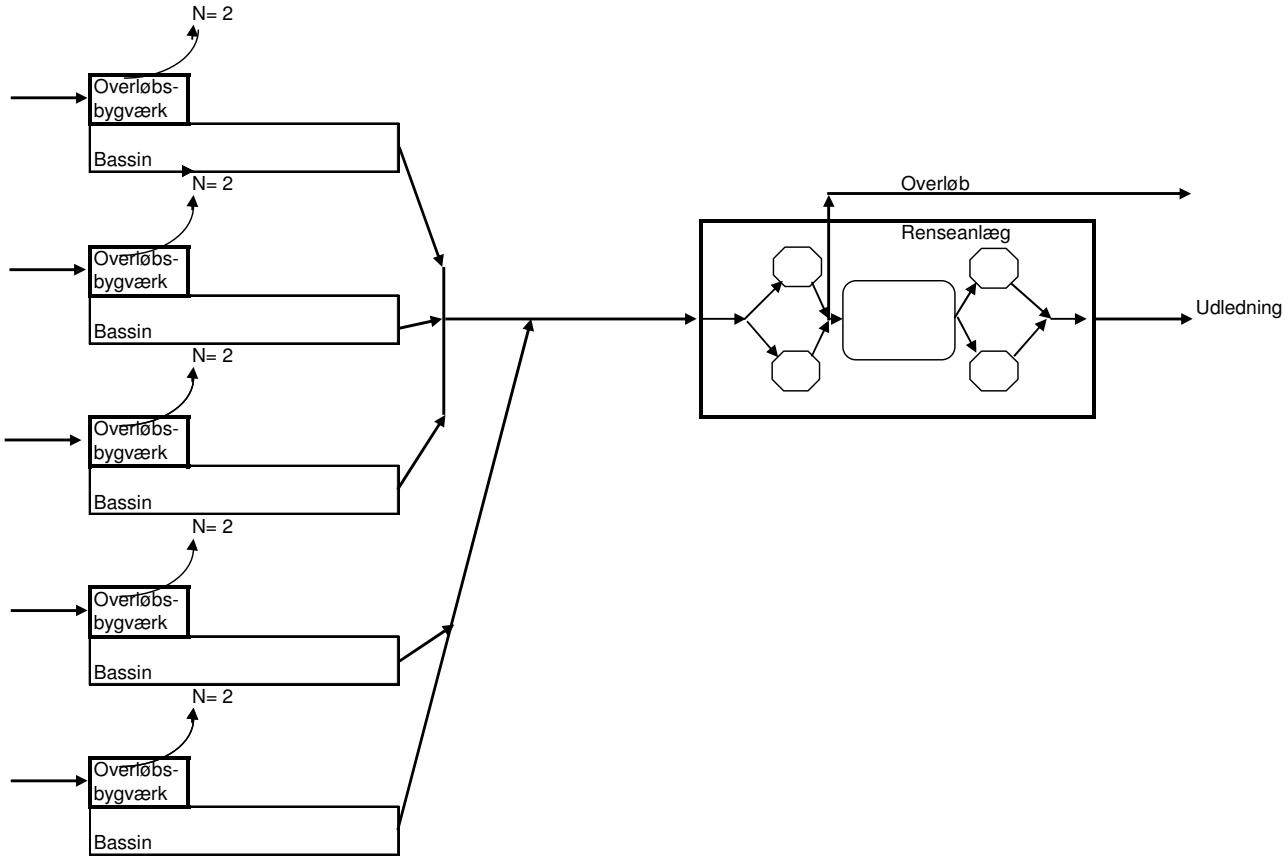
Valget mellem størrelse af udligningstank og behandlingskapacitet for det lokale renseanlæg bør ske ud fra en økonomisk vurdering, og er derfor ikke nødvendigvis den samme for alle typer lokal rensning. I de følgende afsnit er den optimale sammenhæng mellem størrelse af udligningstank og behandlingskapacitet beregnet.

Den årlige udledte overløbsmængde via bassinet på 1.500 m3 (N=10) er beregnet til 13.000 m3. Under forudsætning af, at der maksimalt aflastes to gange per år (N=2) uden om det lokale renseanlæg bliver den mængde overløbsvand, der behandles i det lokale renseanlæg ca. 11.500 m3/år og ca. 1.500 m3/år aflastes uden behandling.

3.2 Central rensning

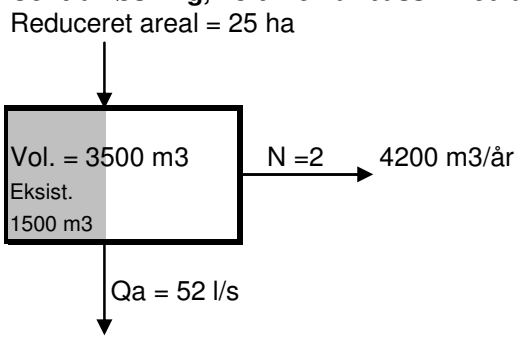
3.2.1 Oplandet

Der tages udgangspunkt i et overløbsbygværk med 10 aflastninger/år. Ved afskæring til central rensning skal der bygges et bassin så maks. 2 aflastninger/år sikres.



Den centrale løsning indeholder således bygning af bassin ved overløbet. For et opland på 25 ha og med et afløbstal på ca. 2 l/s/ha fås et **bassinvolumen på 3.500 m3,** som det fremgår af følgende figur.

Central løsning, volumen af bassin ved afløbstal 2 l/s/ha



Da der allerede eksisterer et bassin på 1.500 m3 skal bassinet udvides med 2.000 m3.

Til karakterisering af sammenhæng mellem renseanlægskapacitet og opland beregnes et **afløbstal** som følger:

Afløbstal (biologisk anlæg), $A = (Q_{max, bio} - Q_{tør}) / F_{red}$
$Q_{max, bio}$ = maks. flow til biologisk rensetrin (m3/h)
$Q_{tør}$ = gennemsnit tørvejrsmængde (m3/h)
F_{red} = reduceret areal

For SCA er der følgende opgørelse:

Før ATS(2001-2003): A = (6.230-2.300) m3/h / 585 ha = 6,7 m3/h/ha (1,9 l/s/ha)
Efter ATS, STAR (Maj 2005-okt.2006): A = (8.300-2300) m3/h / 585 ha = 10,2 m3/h/ha (2,8 l/s/ha)
Efter ATS, STAR og OpDrift(nov.2006-dec.2008): A = (10.000-2.300) m3/h / 585 ha = 13,16m3/h/ha (3.7 l/s/ha)

RL har tilsvarende et afløbstal på 1,4 l/s/ha og RD et afløbstal på 2 l/s/ha.

Elforbrug til transport af spildevand er for Købehavns E 0,065 kwh/m3. Dette niveau ligger ca. i midten af andre større danske byers forbrug.

3.2.2 Rensemetoder

Renseanlæggene er **aktiv slam anlæg**, der er dimensioneret til at overholde Vandmiljøplanens udlederkrav. Typisk kan den biologiske del modtage to gange tørvejrsflow og der sker aflastning efter mekanisk rensning hvis denne hydrauliske belastning overstiges.

Følgende situationer opgøres for håndtering af overløbsvand på central renseanlæg:

- C0: Renseanlæg uden behandling af overløb
- C1: Renseanlæg med ActiFlo-behandling af overløbsvand
- C2: Renseanlæg med optimeret hydraulisk styring
- C3: Renseanlæg med energi-optimeret iltstyring

3.2.3 Opgørelser for renseanlæg

På renseanlæg er de væsentligste kilder til potentiel miljøpåvirkning fra driften følgende hovedaktiviteter, i henhold til miljøvurdering af driften i Lynettefællesskabet og Spildevandscenter Avedøre(SCA):

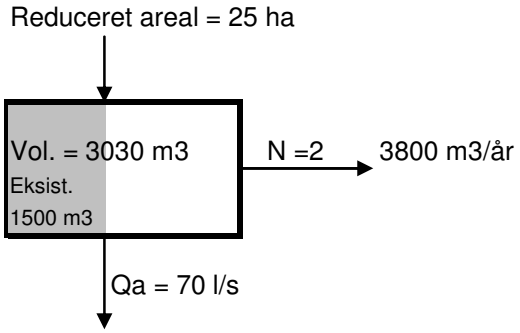
- udledning af spildevand til recipient (COD, TotN, TotP, SS, Tungmetaller(Cd, Cu, Zn, Ni), PAH, E.coli)
- el-forbrug og produktion (kWh)
- kemikaliedosering (g JKL[4])
- slamforbrænding (div. emissions- gasser)
- deponi(g aske)

Det antages, for løsningerne uden ændret hydraulisk styring, med ændret hydraulisk styring og med optimeret iltstyring, at en ændring af overløbsfrekvensen fra N=10 til N= 2 i hele oplandet ikke vil medføre udvidelser af renseanlægget eller andre større anlægstilpasninger.

3.2.4 Optimeret hydraulisk styring

I perioden maj 2005 til udgangen af 2008 har anlægget på SCA kørt med avanceret styring(ATS og STAR). Denne styring gør at større vandmængder kan ledes gennem den biologiske del af renseanlægget og renseanlæggets afløbstal hæves til 2.8 l/s/ha. Derved reduceres det krævede bassinvolumen i oplandet og de årlige mængder aflastningsvand reduceres(fra 4200 til 3800 m^3/år) som det fremgår af følgende figur:

Central løsning, volumen af bassin ved afløbstal 2.8 l/s/ha



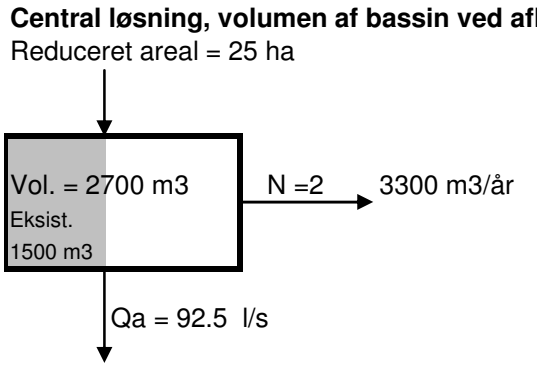
Da der allerede eksisterer et bassin med volumen 1500 m3 skal dette bassin udvides med 1530 m3.

I forbindelse med OpDrift (Udvidelse af Behandlingskapacitet og Optimering af Drift af Afløbssystemer og Renseanlæg i Øresundsregionen) projekt medfinansieret af Interreg IIIA blev der afprøvet grænser for opnåelige økonomiske/miljømæssige forbedringer ved instrumentering, styring og automation på Renseanlæg Avedøre, Renseanlæg Damhusåen og Renseanlæg Sjölunda. Undersøgelsen af optimering af rensning på SCA indeholdt hydrolyse/bio-P, slamal-

[4] JKL bruges som forkortelse for jernklorid

derstyring, optimeret kemikalie dosering, omrøringsforhold i procestanke samt bestykning af ekstra masterlinje med instrumenter.

Den samlede effektivitet af ATS, STAR og OpDrift styringen på renseanlægget blev bl.a. en højere hydraulisk kapacitet således at afløbstallet blev hævet til 3,7 l/s/ha. Det totale bassinvolumen og årlige aflastningsmængder fremgår af følgende figur:



Det eksisterende bassin på 1500 m3 skal således kun udvides med 1200 m3.

3.2.5 Energioptimeret styring af renseanlæg

Den optimerede iltstyring inklusiv energibesparelser baseres på en undersøgelse bl.a. gennemført på SCA renseanlæg i perioden dec. 2008- marts 2009 i forbindelse med dette projekt. Der blev udført fuldskalaforsøg for at optimere iltstyring og dermed opnå yderligere energibesparelser (Se bilag 4 for resultater).

Datamængden retfærdiggør ikke en LCA-opgørelse, men giver en indikation af potentialet ved en ændring af proces-styringen.

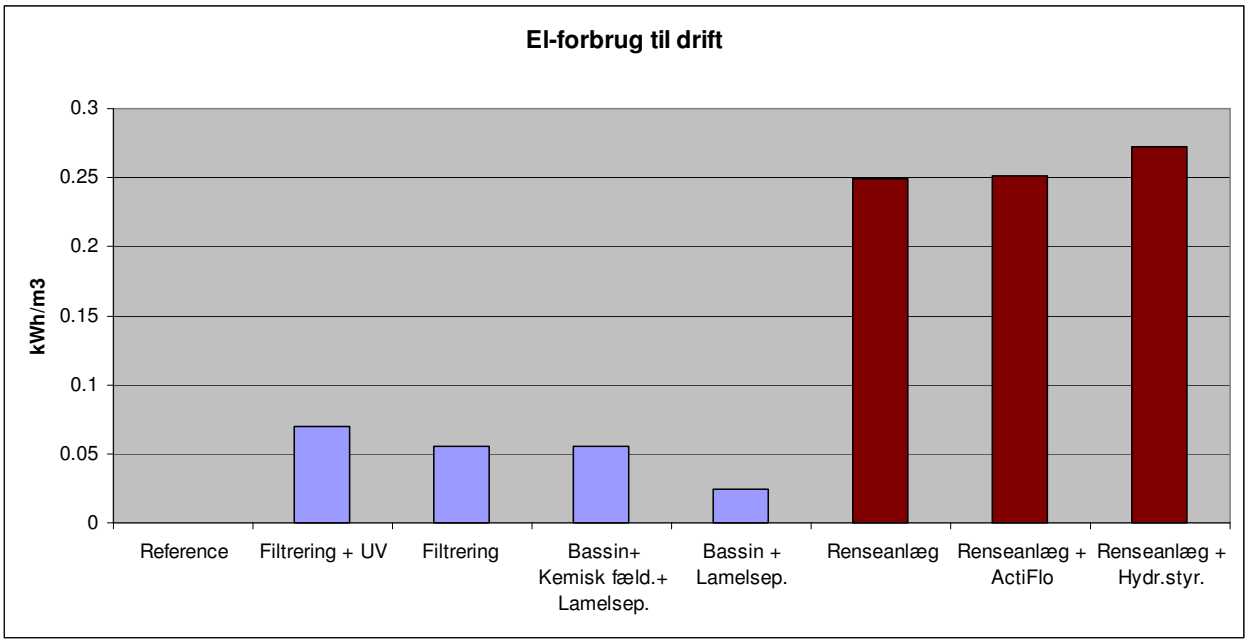
4 Resultater

Sammenligningen af de 7 syv forskellige metoder til håndtering af overløbsvand kan angribes på flere forskellige måder. Umiddelbart vil det være oplagt i lyset af de politiske målsætninger og i lyset af økonomiske perspektiver at betragte el-forbrug, andre driftsmidler og økonomi som de 3 vigtigste parametre at forholde sig til, sammenlignet med effekten i reduktionen af forureningen.

4.1 Forbrug

4.1.1 Energiforbrug

Det ekstra el-forbrug til den direkte drift af de lokale og centrale renseanlæg er opgjort i følgende figur. El-forbrug til pumpning i afløbssystemet er inkluderet i forbruget til central rensning.



Figur 4-1 Induceret el-forbrug i de undersøgte systemer.

Referencesituationen er situationen, hvor der ikke foretages indgreb og derfor er der ingen ekstra energiforbrug.

Energiforbruget til central rensning er generelt 5 gange højere end for lokal rensning. ActFlo-anlægget til rensning af overløbsvand har et meget lavt el-forbrug (0,002 kWh/m^3) og derfor ses ingen forøgelse i el-forbruget ifht øvrige centrale systemer for denne løsning. Ved forbedret hydraulisk styring ledes en større fraktion af spildevandet gennem den biologiske rensedel (i stedet for i overløb) og derfor bruges der mere energi til at rense en m^3 overløbsvand.

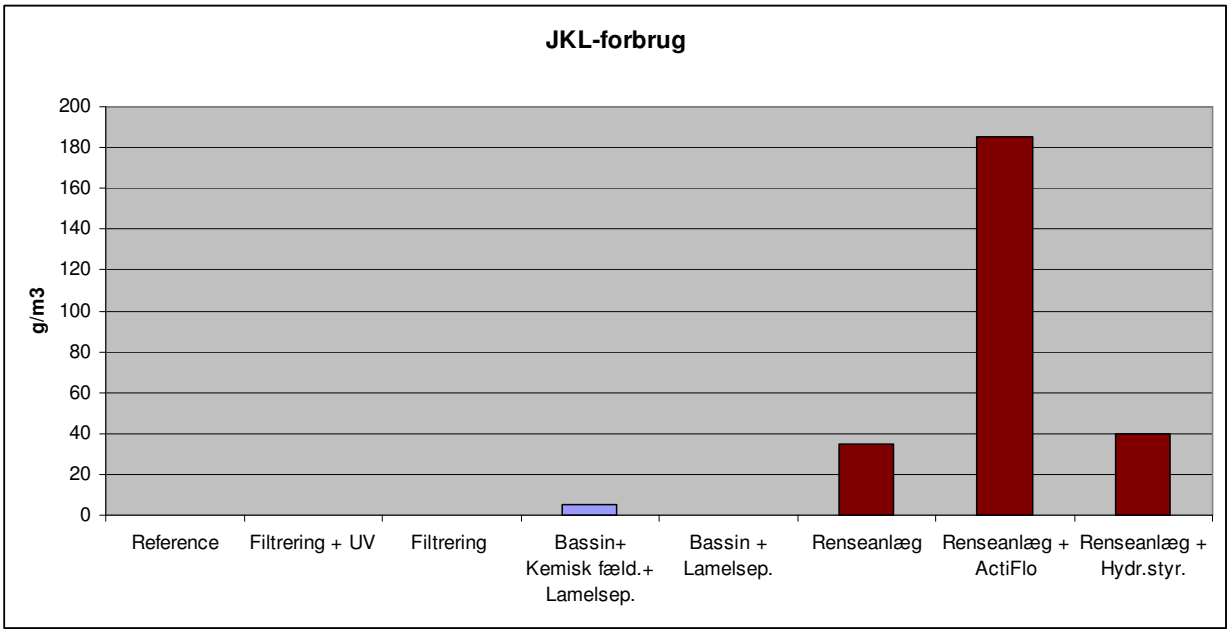
Til gengæld bruges energi til fremstilling af fældningskemikalier som JKL, som ikke er medtaget i disse tal, men som medtages i den sammenfattende miljøvurdering (global opvarmning). Dette kan påvirke den endelige opgørelse for samlet CO_2 ækvivalent udledning fra hver af løsningerne.

Forsøg med optimering af energiforbrug på Spildevandscenter Avedøre viste et potentiale for reduktion af elforbrug af størrelsesordenen 4% samtidig med at koncentration af TotN i udløbet blev reduceret (se bilag 3).

Carbon footprint på Spildevandscenter Avedøre er således i perioden 2006-08 reduceret fra 0,29 til 0,16 kg CO_2-ekvivalent/m^3 spildevand renset, idet CO_2-neutralt energi fra biogas-motor er fratrukket opgørelsen. Tilsvarende er Carbon footprint for Lynettefællesskabet på 0,36 kg CO_2-ekvivalent/m^3 spildevand renset. Den engelske vandsektor rapporterer en gennemsnitsværdi på ca. 0,7(WaterUK, Sustainability Indicators 2007/08) hvorimod for renseanlæg i Australien skønner at niveauet ligger i intervallet 1,0- 2,5 (Haas, 2009).

4.1.2 JKL-forbrug

Fordeling af JKL-forbrug er derfor opgjort i følgende figur:



Figur 4-2 Induceret JKL forbrug for de 7 scenarier.

4.2 Opsummering af udledninger

I det følgende er der for udvalgte parametre sammenlignet den direkte udledning til recipienten. Opgørelsen indeholder ikke indirekte udledninger som stammer fra produktion af materialer og driftsmidler, som el og fældningskemikalier. Disse bidrag indgår i miljøvurderingen.

Et vigtigt aspekt i sammenligningen af udløbskoncentrationer er forskellen i koncentration af stoffer i overløbsvand og indløb til renseanlæg under regn. I denne undersøgelse indgår renseanlæg med store oplande. Dvs. der er mange situationer, hvor der kun er aflastninger i dele af oplandet. Det betyder at koncentrationerne i indløb til renseanlæg(under regn) for organisk stof og næringssalte i gennemsnit er dobbelt så høje som koncentrationerne i overløbsvand. For tungmetaller er sammensætningen nogenlunde ens og endelig er den hygiejniske kvalitet af overløbsvand langt den bedste, som det fremgår af følgende tabel:

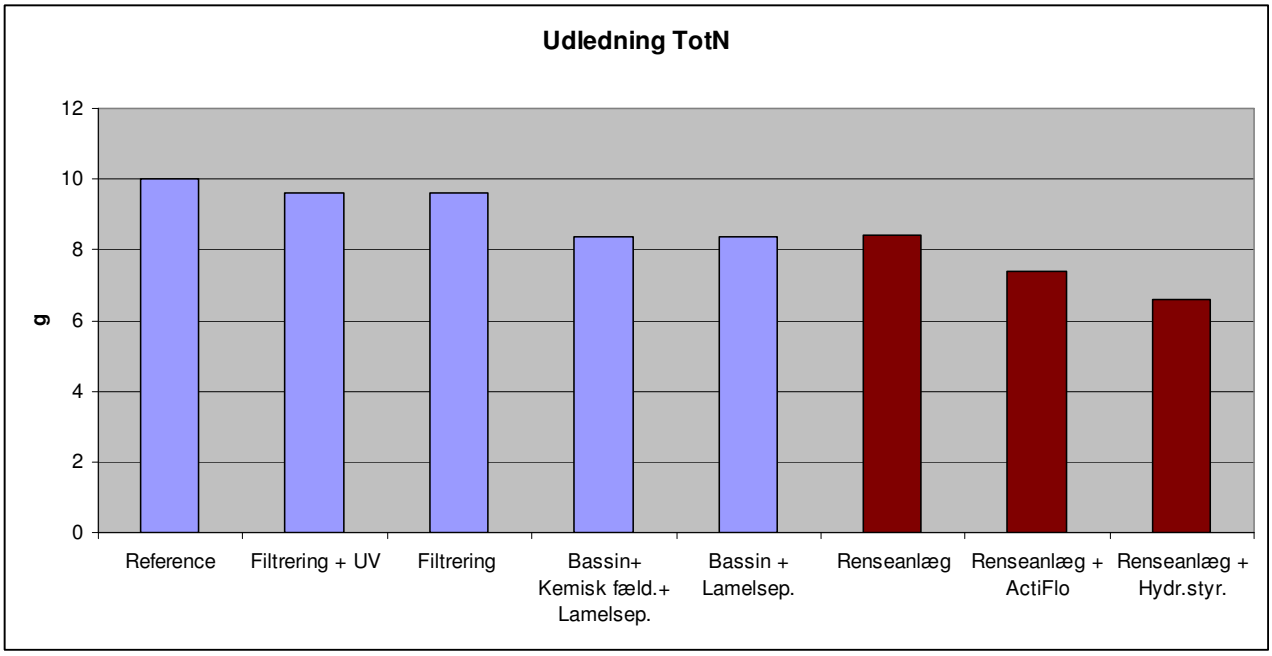
Tabel 4-1 Sammensætning af overløbsvand og indløb til renseanlæg under regn

Parameter	Enhed	Lokalt overløbsvand	Indløb til renseanlæg
COD	g/m^3	**140**	**300**
TotN	g/m^3	**10**	**25**
TotP	g/m^3	**2,5**	**5**
Suspenderet stof	g/m^3	**100**	**180**
Cd	mg/m^3	**0,2**	**0,3**
Cu	mg/m^3	**40**	**40**
Zn	mg/m^3	**200**	**200**
Ni	mg/m^3	**5,0**	**8**
PAH	mg/m^3	**1,0**	**0,7**
E.coli	CFU/100 ml	**1.600.000**	**15.000.000**

Udledningerne er opgjort for en vandmængde på 1 m^3.

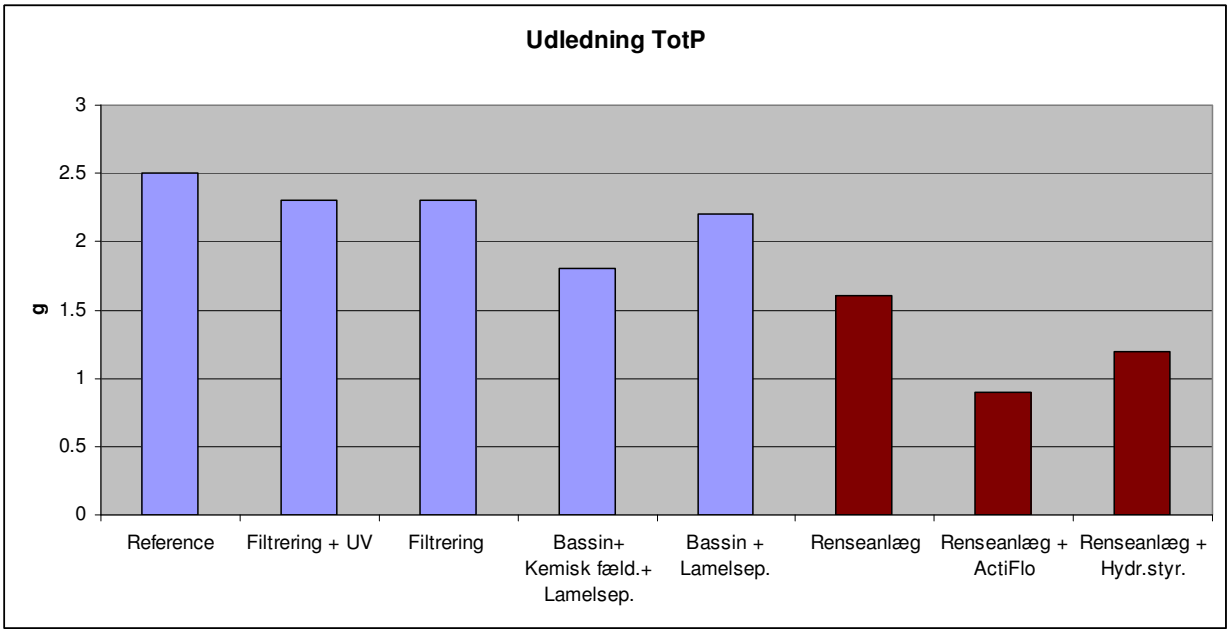
4.2.1 Udledning af næringssalte

Udledning af TotN og TotP til lokal eller central renseanlæggets recipient fremgår af følgende to figurer:



Figur 4-3 Variationen i udledning af TotN.

Forskelle i TotN-udledningen er begrænset. Det centrale renseanlæg reducerer TotN meget mere effektivt end de undersøgte decentrale teknologier. Men spildevandet i indløbet til renseanlægget under regn har en TotN koncentration på 25 mg/l, hvorimod overløbsvand kun indeholder 10 mg/l.

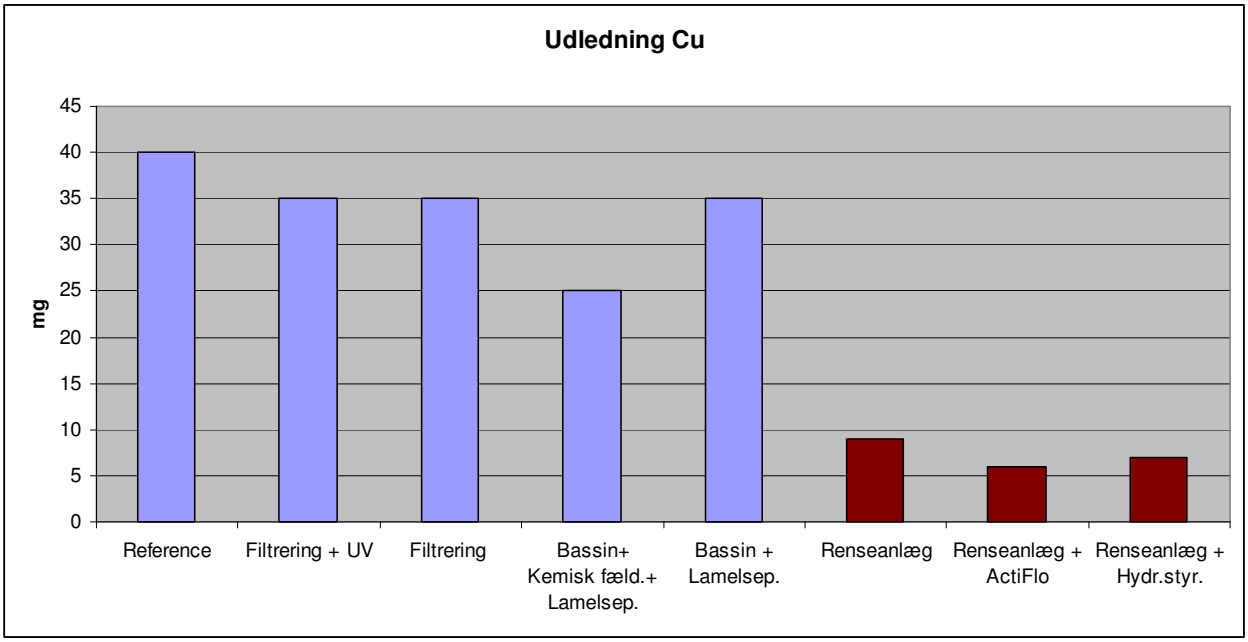


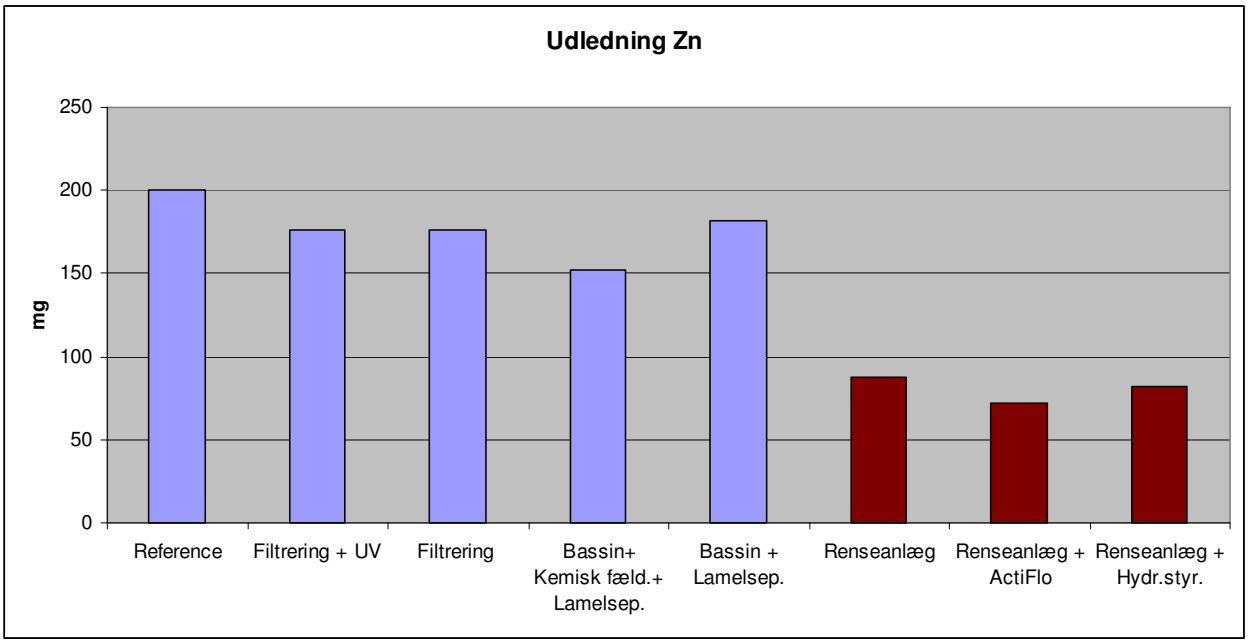
Figur 4-5 Variationen i udledning af TotP

Figuren over udledning af TotP viser betydningen af at tilsætte fældningskemikalier. Blandt de decentrale fjerner løsningen med fældning klart mest TotP og i den centrale løsning er rensning på overløbsvand mest effektiv.

4.2.2 Udledning af tungmetaller og PAH

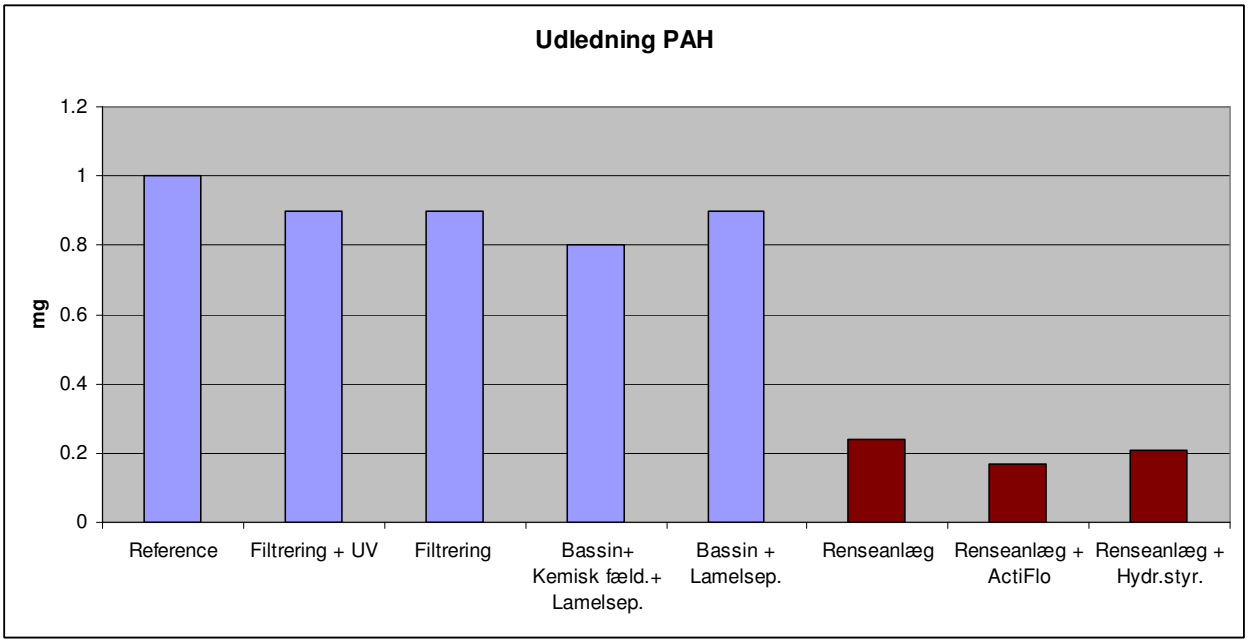
Udledning af Cu, Zn samt PAH fremgår af følgende figurer:





Figur 4-6 udledning af udvalgte tungmetaller for de 7 Scenarier.

Sammenligner man udledningen af Cu og Zn ses at de følger billedet for fosfor. Det vil sige at fældningskemikalier medfører øget reduktion også af metaller og at central rensning på overløbsvand giver den største samlede reduktion. Det samme er gældende for Cd og Ni.

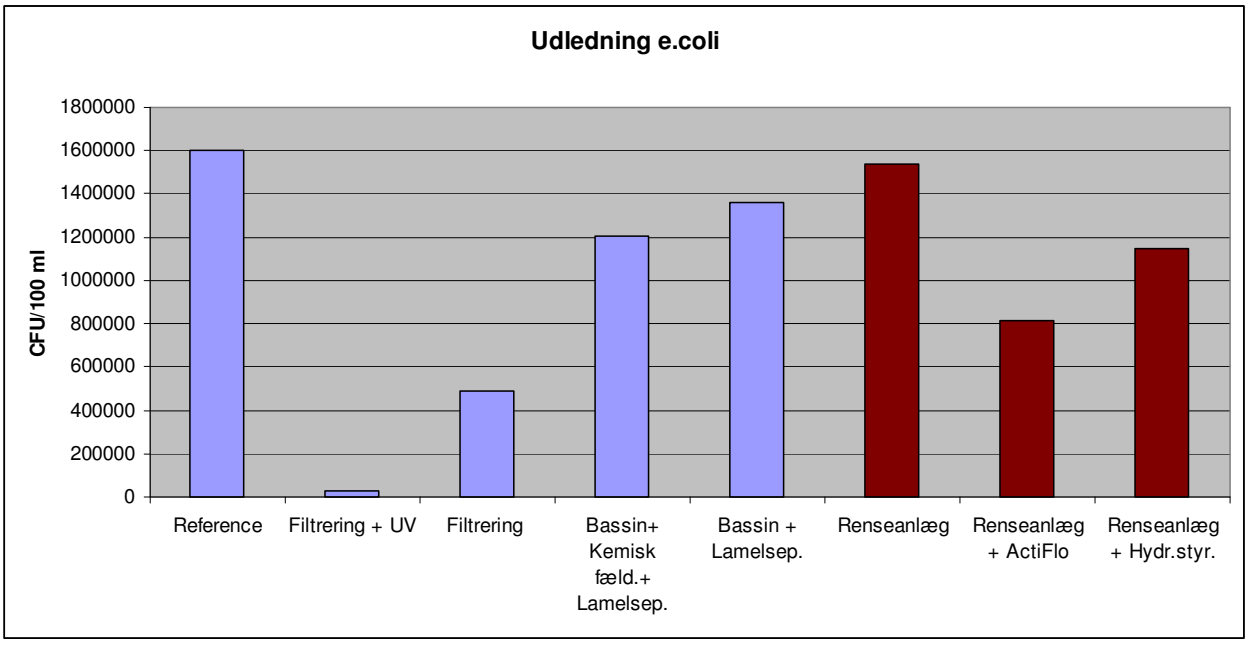


Figur 4-7 Variationen i udledning af PAH for de 8 Scenarier.

Udledning af PAH følger samme mønster som tungmetaller.

4.2.3 Udledning af hygiejniske parametre

Udledning af E.coli fordeler sig som vist i følgende figur:



Figur 4-8 Variationen i udledning af E.coli.

Oversigten over udledning af E.coli viser effektiviteten af UV-behandling. Der tages ikke stilling i denne undersøgelse til recipientens størrelse eller krav om badevandskvalitet. Men hvis hensynet til badevand er i fokus, så giver lokal behandling med UV den laveste recipientbelastning.

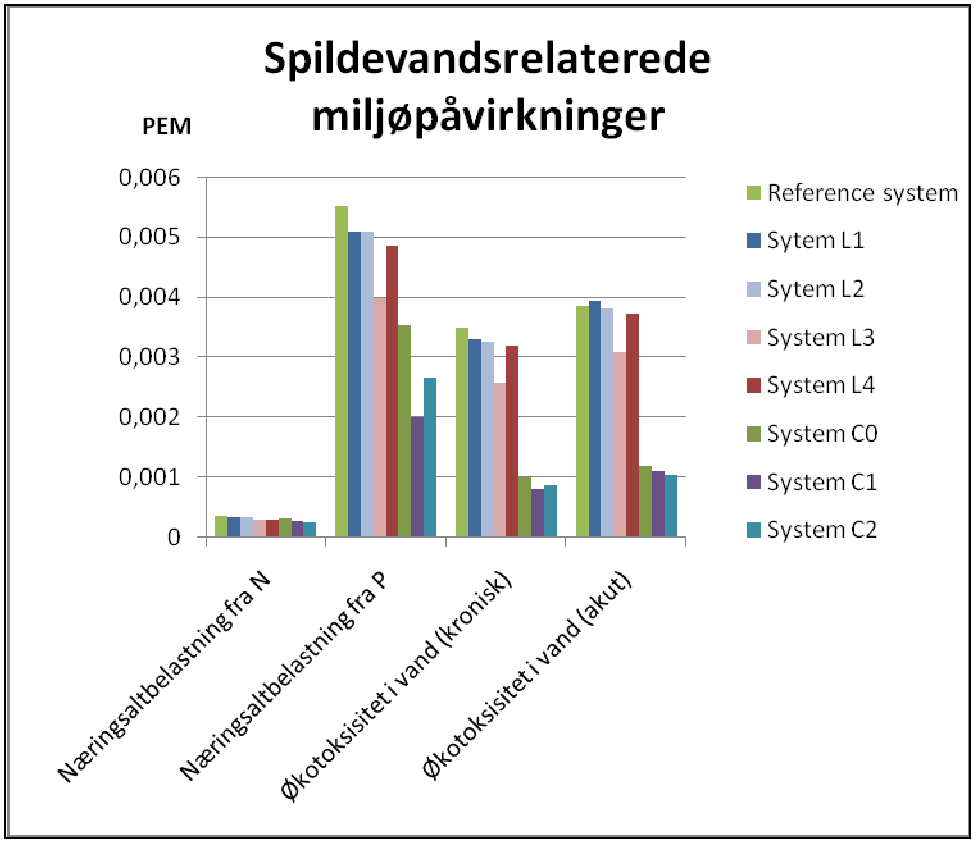
4.3 Miljøvurdering

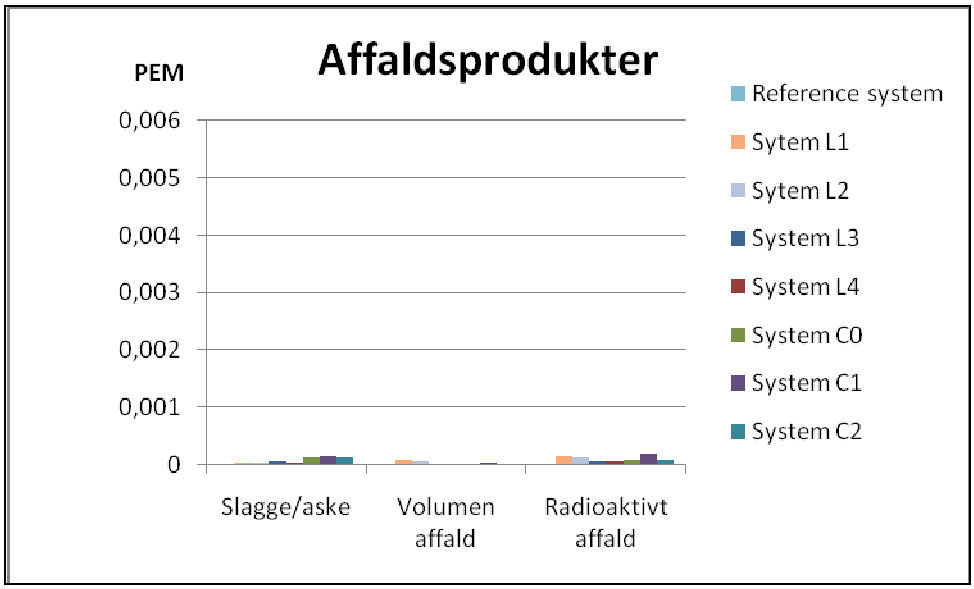
I det følgende er resultater af miljøvurderingen opgjort. Som beskrevet i afsnittet om miljøvurdering, er miljøvurderingens styrke, at man kan sammenligne effekter ved eksempelvis en bedre rensning, der til gengæld koster en større udledning til luften, større elforbrug eller materialeforbrug.

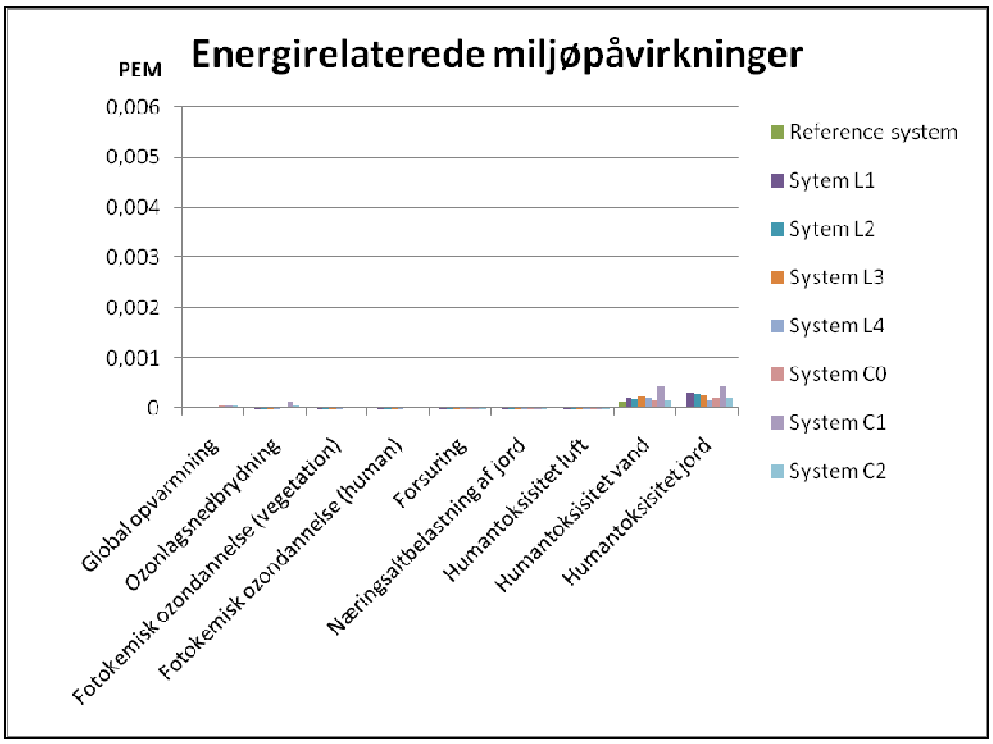
4.3.1 Samlet overblik

Følgende figurer giver et overblik over påvirkningerne fra de 7 løsninger samt reference systemet (ingen indgreb). Systemerne i analysen er navngivet som følger:

Reference system
SYSTEM L1: Filtrering efterfulgt af UV
SYSTEM L2: Filtrering
SYSTEM L3: Bassin, kemisk fældning og lamelseparator
SYSTEM L4: Bassin, Lamelseparator
SYSTEM C0: Renseanlæg uden ekstra behandling
SYSTEM C1: Renseanlæg med ActiFlo rensning på overløb
SYSTEM C2: Renseanlæg med forbedret hydraulik







Figur 4-9 Samlet overblik over normaliserede og vægtede miljøeffekter i målsatte person-ækvivalenter (PEM).

Figur 4-9 viser den normaliserede og vægtede miljøpåvirkning for de 8 forskellige scenarier. Miljøpåvirkningerne er opdelt i en række grupper eks. Drivhuseffekt, Eutrofiering og økotoksi-sistet. Man kan ikke umiddelbart sammenligne de forskellige grupper. Der er ingen konsensus internationalt på dette og dette vil ikke være en del af en konsekvens LCA-tankegang.

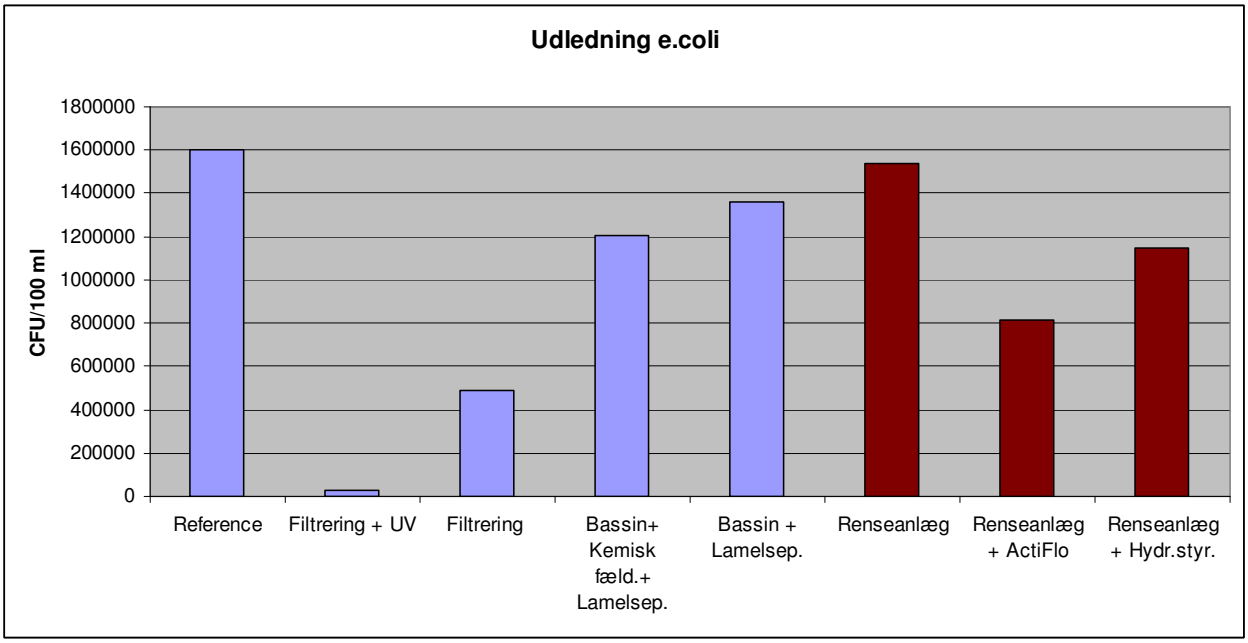
Dog kan man med en hvis rimelighed sige, at når drivhuseffekten fremgår som en utrolig lille i forhold til eks. eutrofiering og andre parametre i samme analyse, at de elementer der har den største miljøbetydning i denne analyse er eutrofiering, humantoksisitet, økotoksisitet.

Det ses at miljøpåvirkningen fra udledning af TotP er langt den største og efterfølges af økotoksisk akut vand påvirkning. Det er alle miljøeffekter relateret til udledningen af spildevandet. Efter eutrofiering er påvirkningen på økotoksisitet og human toksisitet de mest væsentlige.

Det foreslås på baggrund af dette overblik at koncentrere sig om:

1. Eutrofiering
2. Økotoksisitet, akut
3. Persistent toksisitet, som er summen af Human toksisitet via vand og jord samt Økotoksisitet via vand(kronisk) og jord
4. Global opvarmning

Dette skal dog sammenholdes med den hygiejniske kvalitet af udledningen:



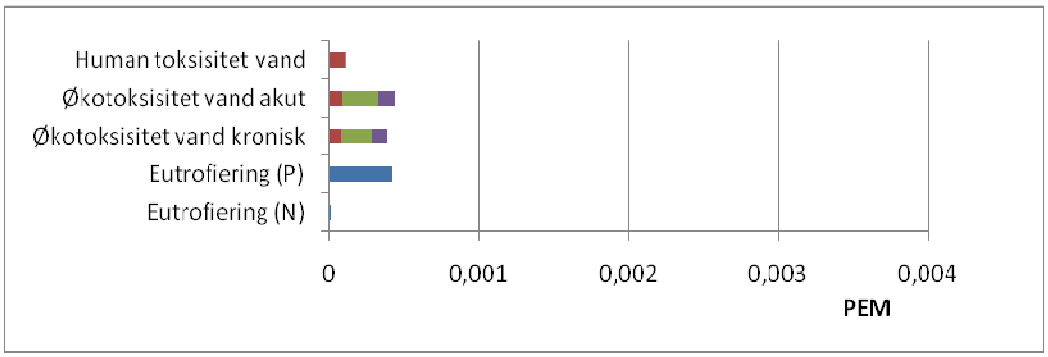
Figur 4-10 Variationen i udledningen af E.coli

Vedrørende det hygiejniske aspekt udleder de centrale renseanlæg ikke meget mindre end de lokale, fordi indløbskoncentrationen til renseanlæg er så meget højere end for overløbsvandet.

4.3.2 Inducerede og undgåede miljøpåvirkninger

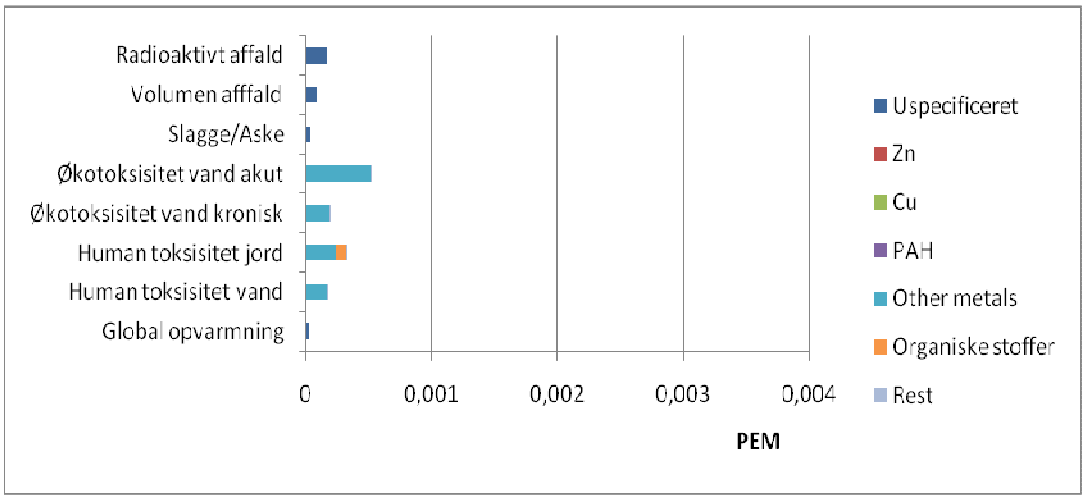
Her præsenteres hvilke miljøeffekter man undgår ved de forskellige løsninger og hvilke miljøeffekter man derved påfører miljøet. Her vises udvalgte markante effekter. Øvrige resultater kan ses i bilag 5.

Lokal Rensning



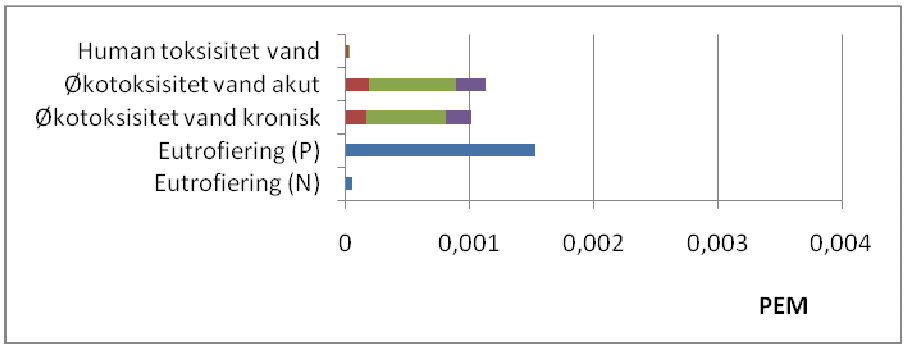
Figur 4-11 Undgåede effekter for L1 Filtrering efterfulgt af UV.

Af dette billede ses at reduktionen i miljøeffekterne for TotP og TotN er begrænset, men det er især det økotoksiske effekter man får gevinst af ved denne løsning. Det ses også af graferne, at det fortrinsvis er reduktionerne i udledninger af Zn og Cu, der har betydning. Tilsvarende billede fremkommer for System L2 og L4.

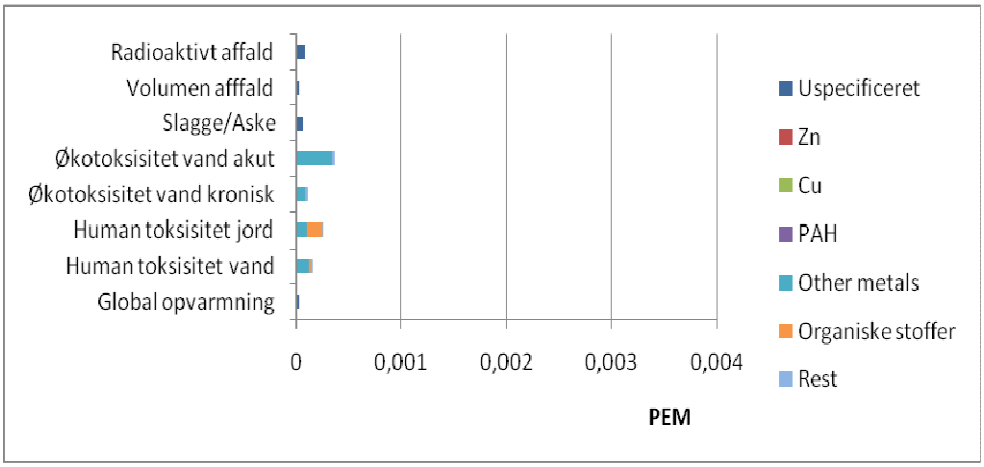


Figur 4-12 Påførte effekter L1 Filtrering efterfulgt af UV.

Billedet fra de foregående løsninger gentages, her ses dog en betydelig større gevinst på næringssaltbelastningen fra TotP, svarende til den bedre rensning for fosfor i denne løsning.



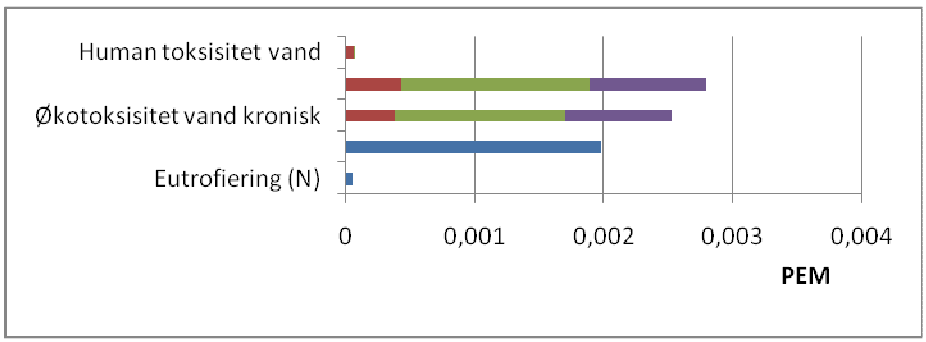
Figur 4-13 Undgåede effekter for L3 Bassin, kemisk fældning og lamelseparator.



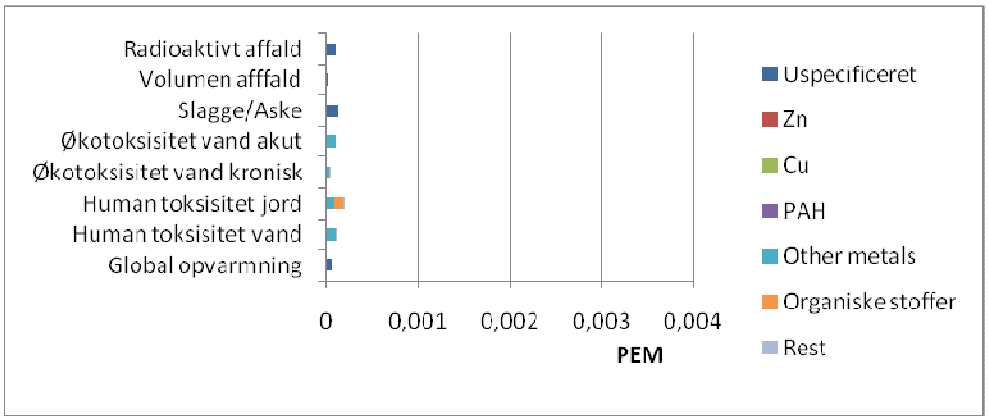
Figur 4-14. Påførte effekter for L3 Bassin, kemisk fældning og lamelseparator.

Central rensning

For den centrale løsning, hvor spildevandet sendes gennem rensningsanlægget ligger den største miljøgevinst på den bedre rensning for fosfor. Her er effekterne på metallerne ikke så udtalte.

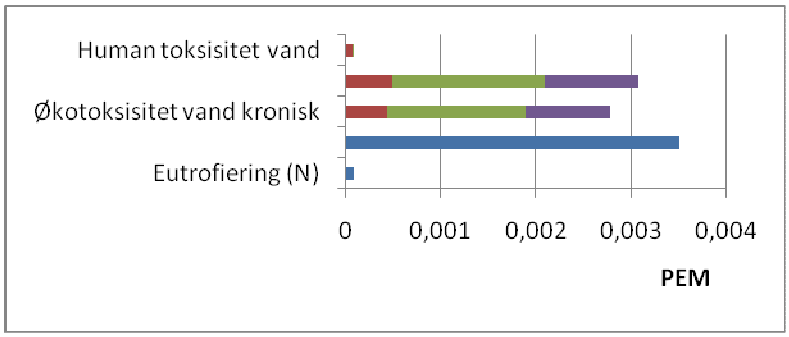


Figur 4-15. Undgåede effekter for C0 Renseanlæg uden ekstra behandling.

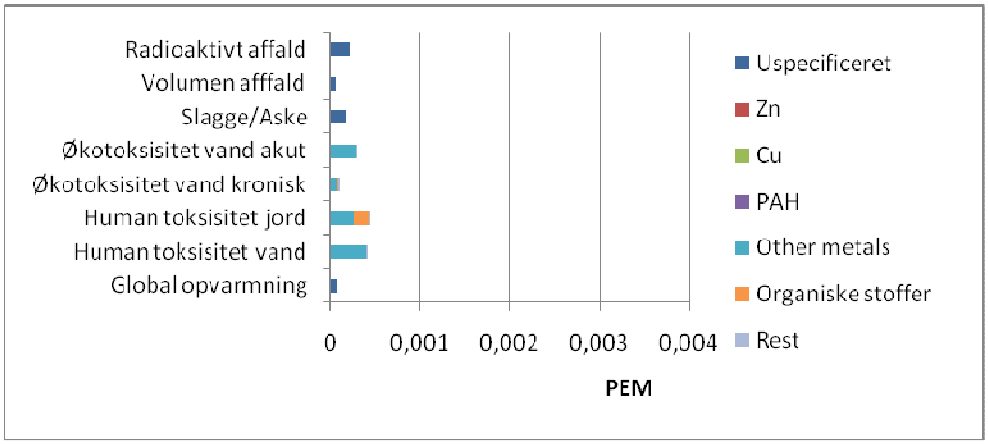


Figur 4-16. Påførte effekter C0 Renseanlæg uden ekstra behandling.

Ligeledes for den centrale løsning C1. Her ses en markant forbedring på miljøbelastningen fra fosfor og dette billede er generelt for alle systemerne, hvor spildevandet sendes igennem renseanlæg. Generelt ses her en meget stor gevinst på fosfor og en mindre påført effekt på humantoksisitet. Det er dog også denne løsning, med ActiFlo anlægget, der viser den største påvirkning af miljøet på de humantoksiske effekter. Dette billede er muligvis ikke helt gældende for det danske marked. Det meste af denne humantoksiske effekt, kommer fra en JKL, der er produceret i Schweiz, som var den tilgængelige ved analysen. Om dette er et korrekt billede kræver en nærmere modellering af JKL produktionen fra de producenter, som levere produkter til det danske marked.

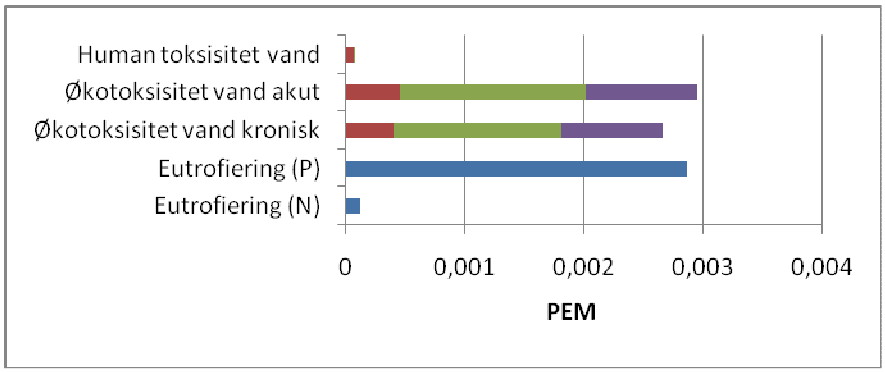


Figur 4-17. Undgåede effekter for C1 Renseanlæg med ActiFlo rensning på overløb.

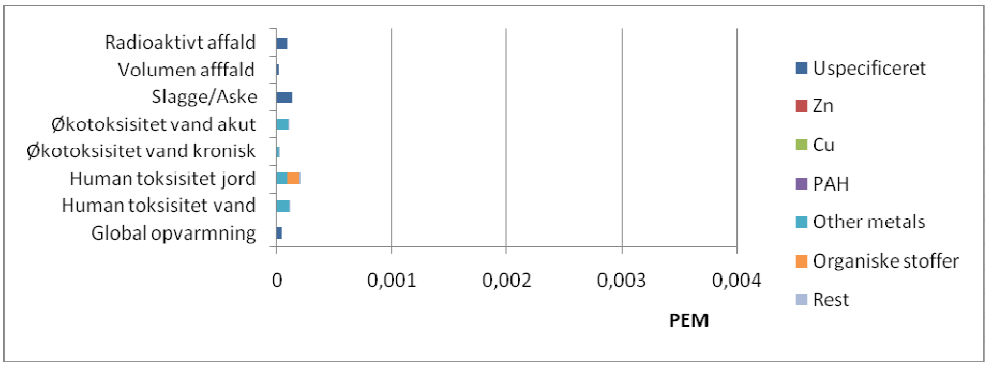


Figur 4-20. Påførte effekter C1 Renseanlæg med ActiFlo rensning på overløb.

Den centrale forbedrede rensning giver stor gevinst på næringssaltbelastningen og ikke ret stor effekt på øvrige parametre, som kan påvirke miljøet i denne analyse.



Figur 4-21. Undgåede effekter for C2 Renseanlæg med forbedret hydraulik.



Figur 4-22. Påførte effekter C2 Renseanlæg med forbedret hydraulik.

4.3.3 Eutrofiering

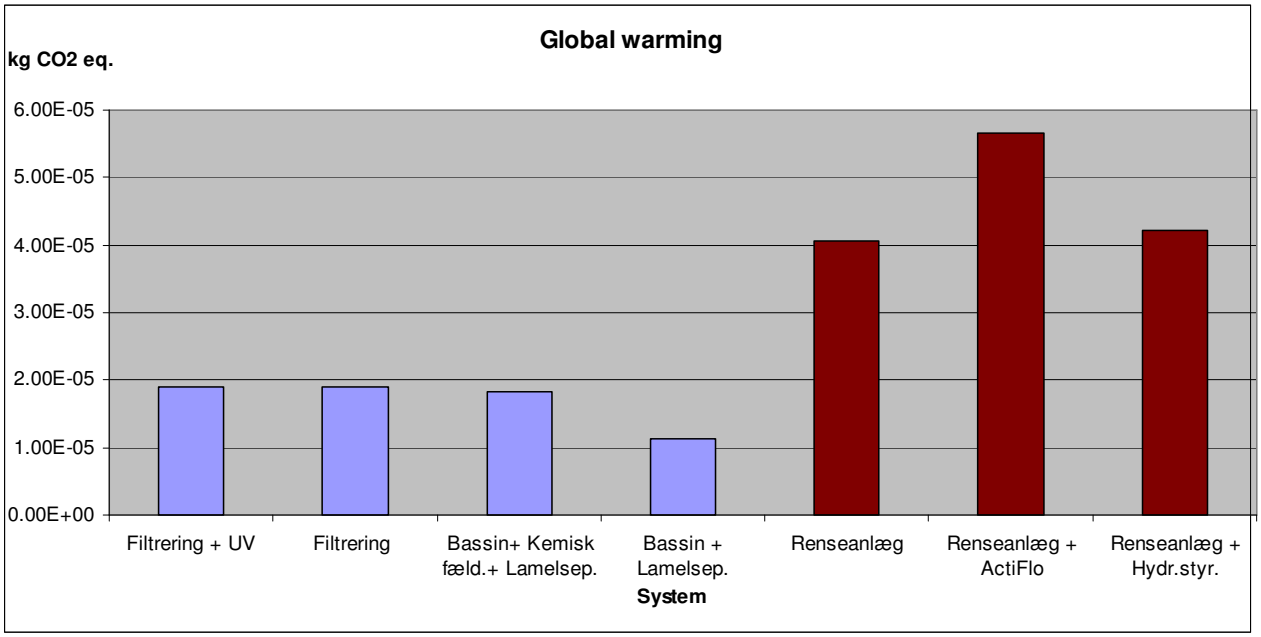
Resultatet følger parallelt udledning af TotP som vist i kap. 4.2.1. Effektiviteten af rensning på overløber med ActiFlo fremgår tydeligt. Det er også klart ud fra det samlede de foregående figurer, at denne kategori er den mest betydende, da den er størst og reduktionen i effekten ved en bedre rensning halverer eutrofieringens betydning, uden at de øvrige kategorier vokser meget.

4.3.4 Toksicitet

Generelt viser renseanlæggene at resultere i den laveste påvirkning. Det lidt større bidrag fra metoden med rensning på overløbsvand med ActiFlo skyldes det høje forbrug af JKL. Den JKL der er anvendt i analysen er en Schweizisk produceret. Elforbruget er dog erstattet med en dansk marginal-el således at denne JKL ligner den, der bruges på det danske marked så vidt muligt, når korrekte data ikke findes. På det danske marked anvendes ofte et fældningskemikalie der er produceret i Sverige. Dansk og svensk marginal-el svarer til hinanden. Der findes dog ikke en LCA for dette produkt.

4.3.5 Global opvarmning

Generelt er energiforbruget til håndtering af en m^3 overløbsvand højere på et centralt renseanlæg. Energiforbruget til at producere fældningskemikalier påvirker markant løsningen med rensning på overløbsvand. Det fremgår også af den samlede miljøvurdering (figur 4-10) at global opvarmning ikke er et betydende element i forhold til de samlede miljøeffekter. Dvs. at ud fra en samlet miljøvurdering er betydningen af rensning for eutrofierende stoffer og økotoksiske stoffer meget vigtigere end det øgede forbrug af elektricitet.



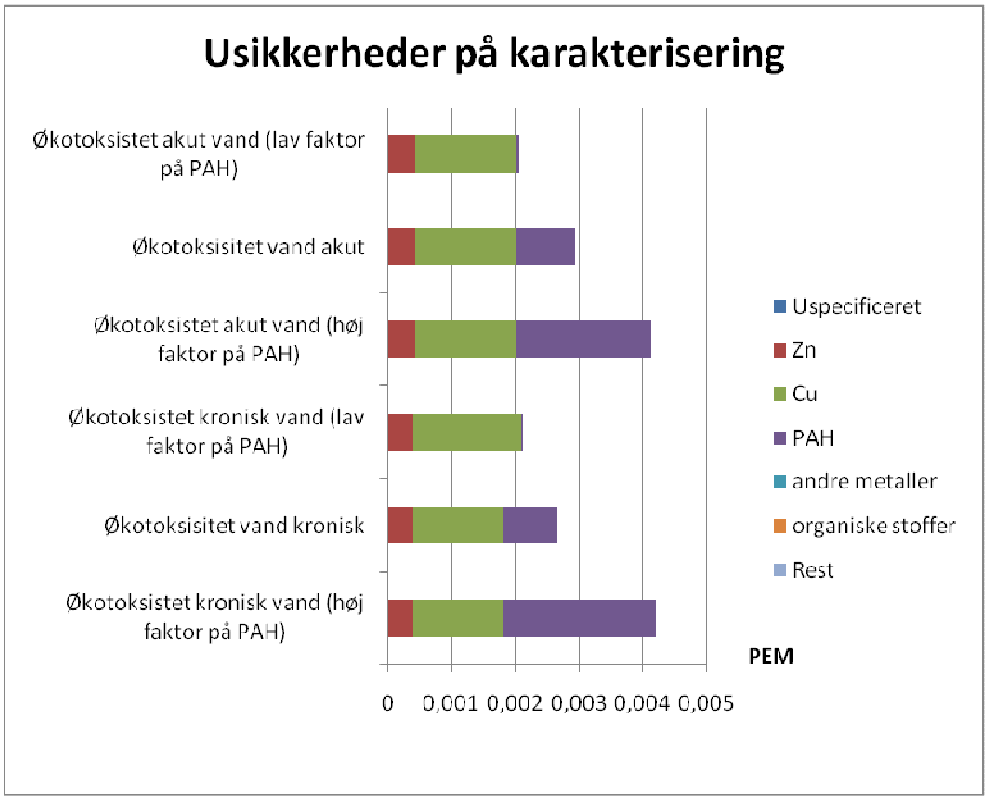
Figur 4-23 Normaliseret og vægtet bidrag til Global opvarmning.

Generelt er energiforbruget til håndtering af en m3 overløbsvand højere på et centralt renseanlæg. Energiforbruget til at producere fældningskemikalier påvirker markant løsningen med rensning på overløbsvand.

4.3.6 Usikkerheder og konklusioner

Miljøvurderingen bygger på en række inputdata, som er estimeret ud fra tidligere målinger på spildevandssystemer i Danmark. Ud fra de beskrevne resultater ses, at eksempelvis systemets evne til at rense for udledningen af Zink og Kobber giver tydelige resultater på økotoksisitet. Det skal i sammenhæng bemærkes, at der er en hvis usikkerhed på inputdataene.

Desuden arbejdes der stadig på at skaffe mere viden til en mere præcis fastsættelse af effektfaktorer, især inden for Økotoksiske og Humantoksiske område. Som et eksempel på usikkerhederne ved resultaterne på det Økotoksiske område er her vist et eksempel. Der er sammenlignes dataene den valgte karakteriseringsfaktor med hhv. den højeste karakateriseringsfaktor beskrevet i det tidligere DANVA projekt(Videregående rensning, 2006) og den laveste karakteriseringsfaktor for undergrupper af PAH.



Figur 4-24. Undgåede effekter på økotoksisitet med forskellige værdier på karkateriseringsfaktor for PAH.

Her fremgår det, at der er en del usikkerhed på størrelsen af den konkrete gevinst på de økotoksiske parametre. Usikkerhederne på dette er nærmere gennemgået i DANVA, 2006. Usikkerhederne ligger dog især på mange af de organiske komponeneter, som bidrager til økotoksisitet og denne usikkerhed ændrer ikke ved det samlede billed af at rensning er stadig en stor miljøgevinst set i et overordnet perspektiv. Usikkerheden betyder mere noget for, hvor stor gevinsten er.

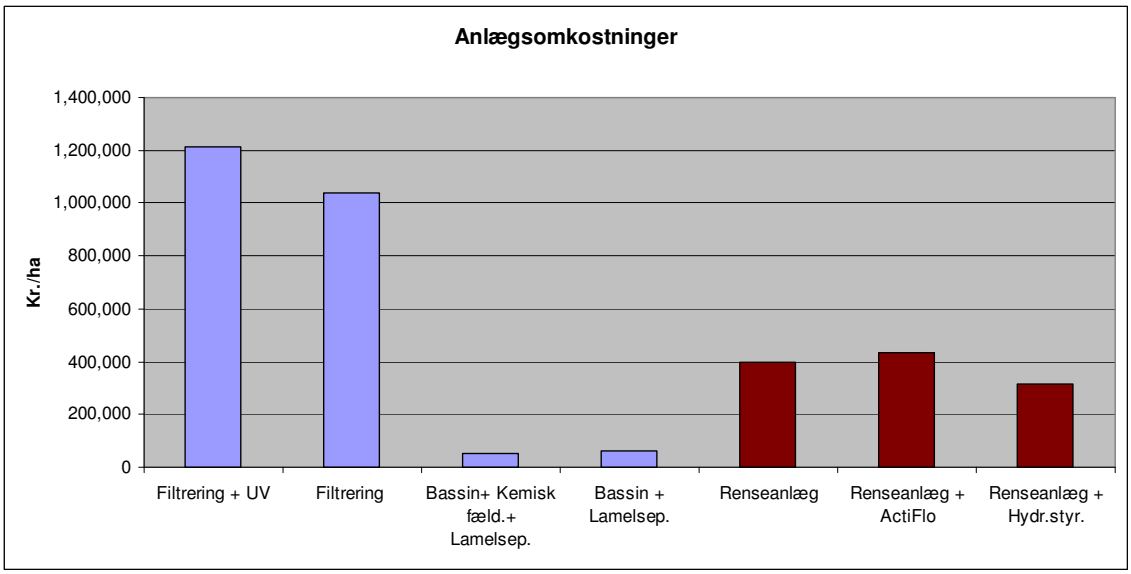
Derfor må konklusionen være, at der er en større gevinst på Økotoksistet for de centrale systemer end for de lokale, men hvor meget større kan være svært at sige helt nøjagtigt. Desuden er konklusionen, at der også er en større effekt på næringssaltbelastningen ved brug af centrale systemer end ved brug af lokale systemer.

Der ud over er det tydeligt at den globale opvarmning ikke er en central effekt vurderet ud fra dette perspektiv. Forudsætningen for denne konklusion, som er indbygget i modellen (i vægtningsfaktoren), er, at de politiske målsætninger om reduktion af drivhusgasser fastholdes på det nuværende niveau. Der er dog stadig så stor forskel på de normaliserede og vægtede effekter at en politisk ændring til eksempelvis et markant højere målsætning om reduktion, kun vil gøre global opvarmning til en betydende parameter. Vægtningsfaktoren skulle ændres fra en faktor 1,12 til en faktor på ca. 30 for at få samme betydning som næringssaltbelastningen på fosfor.Det svarer til at den politiske prioritering skulle blive at nedbringe drivhusgas-emmisionen ned til 1/30 af den nuværende indenfor en 10-årig periode.

4.4 Økonomisk vurdering

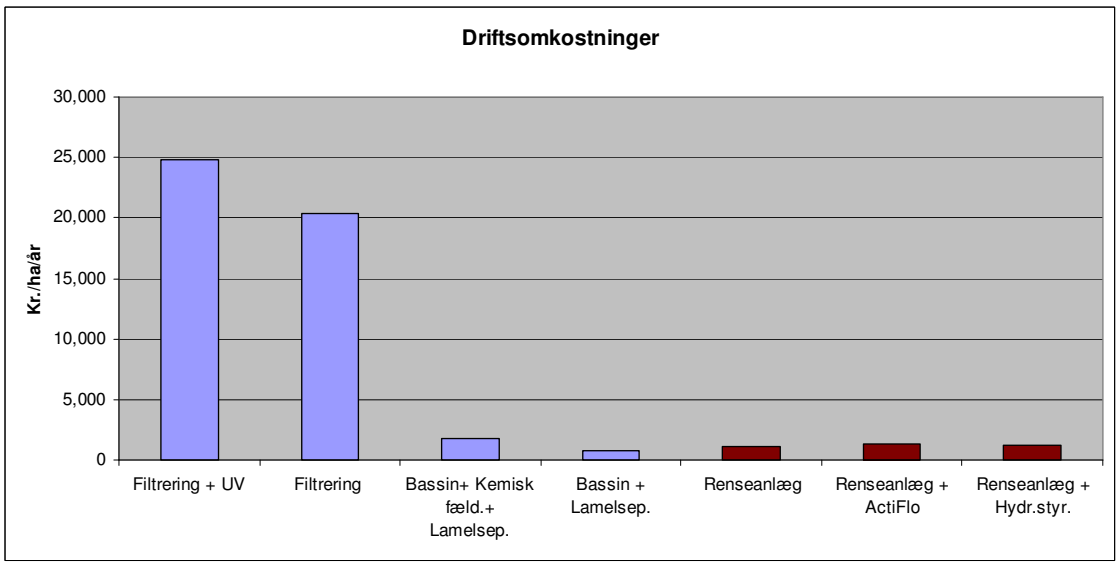
Anlægs- og driftsøkonomien for de lokale og centrale rensemetoder af overløbsvand er kort vurderet i det følgende, idet der henvises til beregninger i bilag 4.

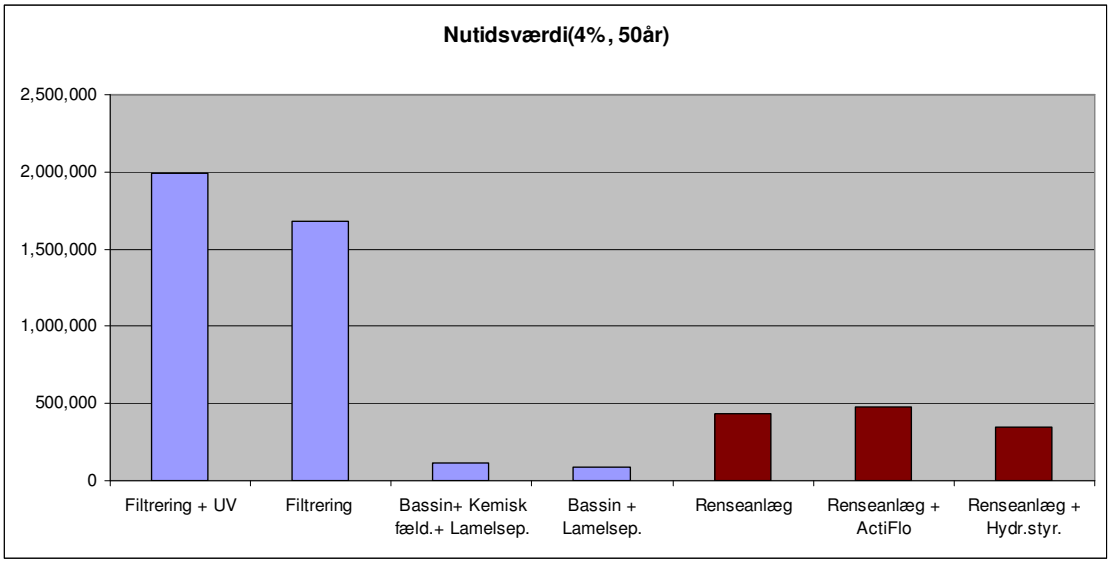
Sammenligningerne er opgjort med reduceret areal som enhed.



Figur 4-25. Variationen i anlægsomkostninger for de 7 strategier.

I opgørelserne for bassiner er anvendt en enhedspris på kr. 5000/m^3. I tæt bymæssig bebyggelse, hvor der er meget begrænset plads, kan enhedsprisen stige til over kr. 10.000/m^3. Dette vil rykke anlægsomkostningen væsentligt for løsninger hvori der indgår bassiner. Ovenstående gennemsnitlige skøn over anlægsomkostninger ved rensning af overløb med filtrering og evt. UV vil blive økonomisk attraktiv når bassinprisen nærmer sig kr. 15.000/ m^3.



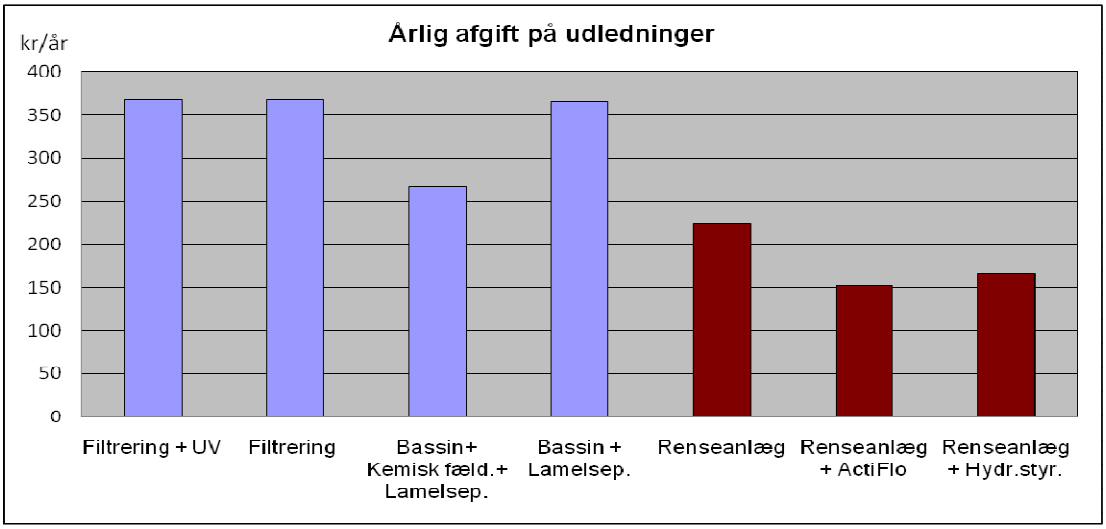


Figur 4-26. Variationen i driftsomkostninger og samlede anlægsomkostninger for de 7 strategier.

Den økonomiske vurdering viser at lokal rensning med filtre og UV er en forholdsvis dyr løsning. Pladsforhold og krav om badevand kan dog medføre at denne løsningstype er nødvendig.

Lokale bassiner med evt. med lameller er den billigste løsning, hvor løsningerne på renseanlæg er ca. 4 gange dyrere. Grunden til at de centrale løsninger er dyrere er nødvendigheden i at investere i bassiner til opbevaring af vandet(forsinkelsesbassiner).

Påvirkning af spildevandsafgifter er i det følgende opgjort ud fra den forudsætning at der betales afgifter for udledte stoffer (BOD, TotN og TotP) uanset om det sker op renseanlægget eller i et overløbsbygværk i oplandet. Resultatet ser ud som følgende:



Figur 4-27. Variation i samlede udgift til afledningsafgift.

Det ses at afgifterne sammenlignet med andre driftsudgifter ikke vil ændre den økonomiske konklusion.

5 Diskussion og perspektivering

Undersøgelsen viser hvordan en vurdering efter LCA-metoden kan give et overblik over de væsentligste miljøpåvirkninger fra alternative løsninger til håndtering af overløbsvand, samt hvorledes disse løsninger står over for hinanden mht. en samlet miljøpåvirkning. Det fremhæves at hele vurderingen er stedspecifik og generelle konklusioner bør drages med omtanke.

LCA-metoden viser også at en ensidig fokus på global opvarmning risikerer at medføre at andre mere væsentlige lokale miljøpåvirkninger overses.

Miljøvurderingen viser at de væsentligste miljøpåvirkninger fra udledning af spildevand til vandmiljøet er eutrofiering og toksiske effekter. Det er dog også klart at det stadig er miljøeffekterne ved næringssaltbelastning og udledning af toksiske stoffer til vand, som fremstår som langt de mest alvorlige i denne analyse. En tilsvarende undersøgelse i Belgien med anvendelse af et andet LCA værktøj (Eco-indicator 99) nåede frem til samme konklusion [Lassaux et. al].

Inden for næringssaltbelastning fås en stor miljøgevinst ved at lave god rensning på fosfor.

Energiforbruget til central rensning er ca. 5 gange højere end lokal rensning. Med den nuværende vægtning medfører energiforbrug i spildevandssektoren dog væsentlige mindre miljøpåvirkninger end udledning af næringssalte og toksiske stoffer til vandmiljøet. Det skal dog fremhæves at de undersøgte renseanlæg har rådnetank som dækker en væsentlig del af anlæggenes el-forbrug.

Carbon footprint for de undersøgte lokale løsninger er således væsentlig lavere end for den centrale løsning. Carbon footprint for større danske renseanlæg med rådnetanke skønnes at være noget lavere sammenlignet med engelsk og australske erfaringstal.

Central rensning er mere effektiv til fjernelse af næringssalte og toksiske stoffer end de lokale renseteknologier undersøgt i dette projekt.

Den mest effektive hygiejnisering (reduktion af E.coli) opnås ved en filtrering, lokalt, af overløbsvandet eventuelt efterfulgt af UV-behandling.

Inden for central rensning er der et stort potentiale i at øge renseanlæggets hydrauliske kapacitet, uden der sker væsentlig slamflugt. Kan den hydrauliske kapacitet af renseanlæggets biologiske del øges med mere end ca. 50 % (dvs. hæve afløbstallet), bliver miljøpåvirkningen mindre end en separat rensning på overløbet efter den mekaniske rensning.

Forsøg med optimering af energiforbruget til iltning viser at der er potentiale for en energibesparelse (på SCA i størrelsesordenen 4%), samtidig med at reduktion af TotN øges.

Central rensning skønnes at være ca. 4 gange dyrere end lokal rensning i bassiner, specielt pga. omkostninger til forsinkelsesbassiner.

Overstiger bassinprisen kr. 10.000, pga. bl.a. udgift til arealerhvervelse, er lokal rensning f. eks med filtre, løsninger der bør overvejes.

Afgifter for udledning af organisk stof og næringssalte vil ikke påvirke den driftsøkonomiske rangfølge af de undersøgte løsninger. Dette gælder også hvis der var afgifter på udledning fra lokale overløb.

Undersøgelsen viser også at ikke alene valg af produkt som fældningskemikalier kan have betydning for de potentielle toksiske påvirkninger, men også hvor dette produkt er produceret (forbrug af grøn energi).

Bortset fra den lokale rensning i et filteranlæg er de her undersøgte lokale renseforanstaltninger relativt lavteknologiske. En række mere avancerede metoder til hurtig rensning af overløbsvand er under afprøvning, f.eks. dobbeltporøst filter, ActiFlo- anlæg samt Bonnerup Separator og en vurdering af disse teknologier op mod central rensning kunne blive relevant.

6 Referencer

DANVA, Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand (http://viewer.zmags.com/showmag.php?mid=wqrpd&preview=1&_x=1) , COWI 2006

Ekvall, T. og Weidema, B.P. (2004) *System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis.* The international Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 9, No.3 , s. 161-171.

Haas, David de, Foley, J. and Lant, P. (2009) *Energy and Greenhouse Footprints of Wastewater Treatment Plants - Establishing a Benchmark,* Univ. of Queensland, Australia. Presented at IWA Water and Energy Oct. 2009 in Copenhagen

LOTWATER, (http://www.cowiprojects.dk/LOTWATER/index.html), COWI 2007

Invent databasen (2007), (http://www.ecoinvent.org/home/)

Hauschild M. og J. Potting (2005): *Stedafhængig variation i miljøvurderingen i LCA-UMIP2003 metode.* Miljønyt, nr. 79. Miljøstyrelsen.

LCA Center (2009) (http://www.lca-center.dk/cms/site.aspx?p=378), FORCE Technology, Hjortekærsvej 99, 2800 Kgs. Lyngby

Laasaux, S, Renzoni, R. and Gremain, A. (2005) *Life Cycle Assessment of Water: From the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant.* The international Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 12, No. 2, 118-126.

Lund H., B. V. Mathiesen, P. Christensen og J.H. Schmidt (2009): *Energy System Analysis of Marginal Electricity Supply in Consequential LCA*. The international Journal of Life Cycle Assessment, in press.

WaterUK, Sustainability Indicators 2007/08

Weidema, B.P., Frees, N. og Nielsen A.M. (1999): *Marginal production technologies for life cycle inventories.* The international Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 4, No. 1, s. 48-56.

Wenzel, H., Hauschild, M., Alting, L. (1997): *Environmental Assessment of Products*, Vol. 1. First ed. Chapman & Hall, London, Great Britain.

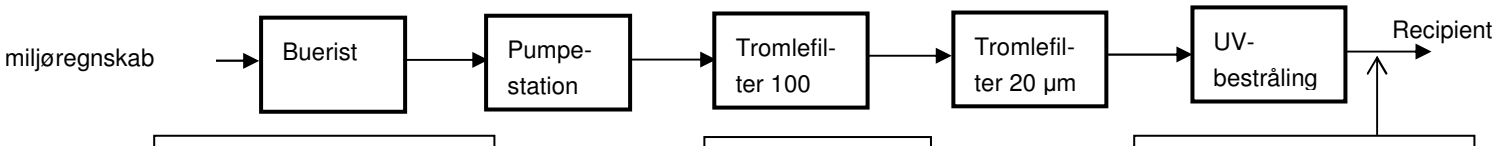
Wenzel, H. (1998): *Application dependency of LCA methodology – key variables and their mode of influencing the method.* The international Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 3, No. 5, s. 281-288.

Bilag 1 Detailberegninger lokale løsninger

L1: Filtrering efterfulgt af UV-bestråling

Den principielle opbygning for lokal rensning L1 er vist nedenstående.

Desuden er angivet antaget koncentration af overløbsvand svarende til indløbskoncentrationerne til det lokale renseanlæg, forventet gennemsnitlig rensegrader samt udløbskoncentrationer.



Indløbskoncentrationer	
COD	140 mg/l
TotN	10 mg/l
TotP	2,5 mg/l
SS	100 mg/l
Cd	0,2 µg/l
Cu	40 µg/l
Zn	200 µg/l
Ni	5,0 µg/l
PAH	1,0 µg/l
E.coli	1.600.000/100 ml

Rensegrader (%)	
COD	20 %
TotN	5 %
TotP	10 %
SS	40 %
Cd	15 %
Cu	15 %
Zn	20 %
Ni	15 %
PAH	15 %
E.coli	99 %

Udløbskoncentrationer	
COD	112 mg/l
TotN	9,5 mg/l
TotP	2,3 mg/l
SS	60 mg/l
Cd	0,17 µg/l
Cu	34 µg/l
Zn	160 µg/l
Ni	4,3 µg/l
PAH	0,9 µg/l
E.coli	16.000 /100 ml

Inden vandet pumpes op i filteranlægget løber det via gravitation gennem en 3 mm finrist. Risten renholdes af koste, der roterer på arme.

Selve filter anlægget er opbygget som et to-trins anlæg. De to filtertrin er teknisk forskellige, men er baseret på samme princip. Begge filtre benytter en vævet polyester filterdug. Filterne er hydraulisk styret med afspærringer, der sikrer anlægget mod overfyldning.

Det første filtertrin er udformet som et tromlefilter, hvor vandet passerer filterdugen ved gravitation. Suspenderet stof tilbageholdes på filterdugens inderside. Der sker herved en tilstopning af filteret som afstedkommer en stigning af vandspejlet i selve tromlen. Når vandspejlet er steget til et vist niveau spules filteret via en række dyser monteret på tromlens yderside. Spulevandet udgør ca. 1-2% af indløbsflowet.

Det andet filtertrin er principielt opbygget tilsvarende det første trin. Dette filter er dog udført som en række skiver hvorpå selve filterdugen er udspændt. Der er også på dette filter monteret spuledyser.

UV anlægget er opbygget ligesom moderne UV anlæg på renseanlæg. UV lamperne er placeret vandret nedsænket i vandet i et system, der sikrer at vandet strømmer parallelt med rørene. Der er installeret niveau regulering samt UV intensitetsmåling for at sikre optimal udnyttelse af systemet. UV anlægget er udstyret med mulighed for regulering af lysintensiteten.

De forurenende stoffer, der fjernes ved den lokale rensning, forudsættes tilbageført til kloaksystemet under skylning af tromlesi, tromlefiltre m.v., og giver således en belastning på det centrale renseanlæg. På det centrale renseanlæg vil der ske en fjernelse af en del af stofferne og det resterende vil udledes til recipienten. Den samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 2: Samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand ved lokal rensning L1: Filtrering efterfulgt af UV-bestråling

Parameter	Enhed	Udledning fra lokal rensning	Tilledning til centralt renseanlæg	Fjernelsesgrad på centralt renseanlæg	Udledning fra centralt renseanlæg	Samlet udledning fra 1 m3 overløbsvand
COD	g	112	28	81	5,3	117
TotN	g	9,5	0,5	82	0,1	9,59
TotP	g	2,25	0,25	84	0,04	2,3
Suspenderet stof	g	60	32	92	3,2	63
Cd	mg	0,17	0,03	67	0,01	0,18
Cu	mg	34	6	85	0,9	35
Zn	mg	160	40	60	16	176
Ni	mg	4,3	0,75	25	0,56	4,8
PAH	mg	0,9	0,15	71	0,04	0,9
E.coli *)	1000 CFU	160.000	11.200.000	99	112.000	272.000

*) Kun det E.coli der tilbageholdes i filtrene føres videre til det centrale renseanlæg

Som det fremgår af afsnit 3.1.2 er kapaciteten af det lokale renseanlæg beregnet ud fra den optimale sammenhæng mellem udligningstank og kapaciteten af anlægget. Dette er beregnet til en udligningstank på ca. 700 m3 og en kapacitet på ca. 100 l/sek.

Anlægskomponenter og -kapaciteter:

- Finrist 100 l/s, buerist, 3 mm ristespalte
- Pumpestation 100 l/s, 3 stk. pumper af 50 l/s, tørtopstillede, diverse rør, ventiler m.v.
- Filter 1 100 l/s, 2 stk. tromlefiltre (i alt ca. 7 m2), 100 µm
- Filter 2 100 l/s, 2 stk. tromlefiltre (i alt ca. 35 m2), 20 µm
- UV-anlæg 100 l/s, 30 UV lamper
- Betonbassiner
- El-forsyning, SRO-anlæg

I nedenstående tabel er angivet et skøn over forbrug af forskellige materialer ved etablering af anlægget

Tabel 3 Skøn over forbrug af forskellige materialer per m3 overløbsvand L1: Filtrering efterfulgt af UV-bestråling

Materiale	Forbrug	Levetid	Forbrug pr. m3 overløbsvand i levetiden
Jernbeton	144 tons	100 år	0,13 kg/m3
Rustfrit stål	4.100 kg	20 år	0,018 kg/m3
Stål/støbejern	1.100 kg	15 år	0,0064 kg/m3
Plast/polyester	100 kg	20 år	0,00043 kg/m3
Aluminiumsplader	600 kg	25 år	0,0021 kg/m3
UV-lamper	30 lamper	12.000 driftstimer	-

Energiforbruget til drift af anlægget er beregnet til ca. 0,05 kWh per m3 overløbsvand.

Beregning af forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg, som følge af tilledning af "skyllevand" fra de lokale renseanlæg fremgår af nedenstående tabel. Ved beregningen er den ekstra belastning på det centrale renseanlæg, som fremgår af Tabel 2 omregnet til m3 "normalt-spildevand" til renseanlæg for parametrene COD, TotP og suspenderet stof. Efterfølgende er forudsat at:

- ekstra m3 beregnet via COD-belastningen anvendes til beregning af energiforbrug
- ekstra m3 beregnet via TotP-belastningen anvendes til beregning af JKL forbrug
- ekstra m3 beregnet via suspenderet stof-belastningen anvendes til beregning af emission fra forbrænding, olieforbrug samt slamdeponering

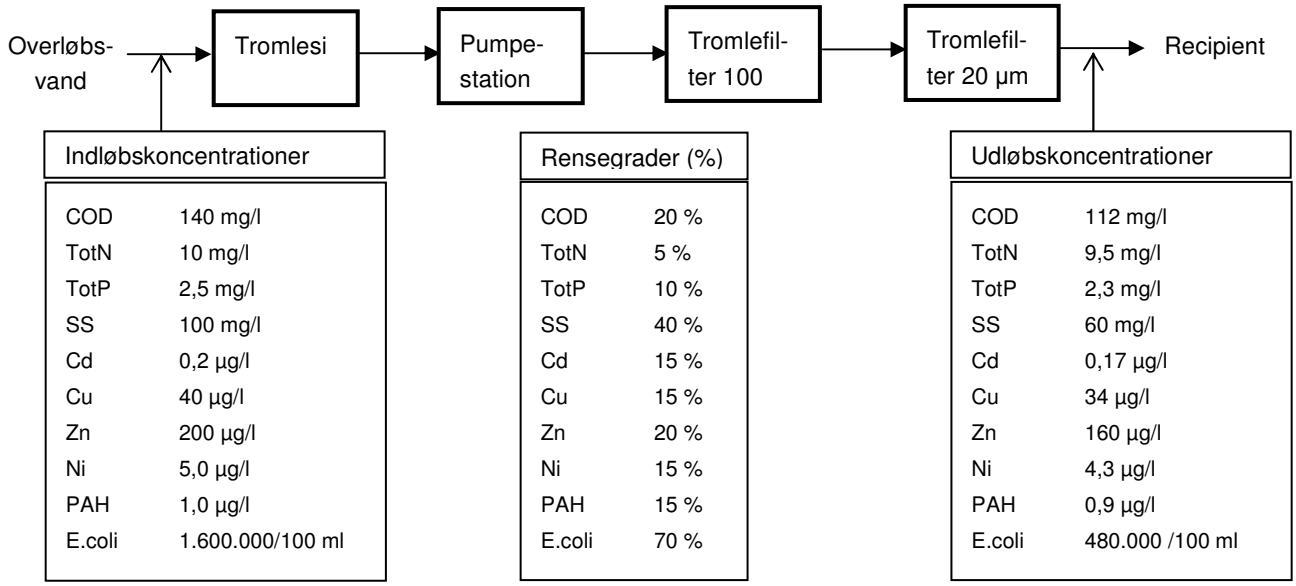
Tabel 4 Forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg per m3 overløbsvand behandlet ved lokal rensning (L1)

Parameter	Værdi	Enhed
Driftsforbrug		
El-forbrug (fossilt)	0,02	kWh
JKL	1,375	g
Olieforbrug	1,132	ml
Emission ved slamforbrænding		
CO	0,001791	g
$_{CO2}$	2,001895	g
$_{SO2}$	0,010135	g
NO_X	0,004420	g
HCl	0,450296	mg
HF	0,043662	mg
Bly (Pb)	0,000622	mg
Cadmium (Cd)	0,000274	mg
Kviksølv (Hg)	0,000510	mg
PAH	0,006543	µg
Dioxin (TEQ)	0,002301	10-3*µg
Slamdeponering		
Deponibehov	0,010667	kg

L2: Filtrering

Den principielle opbygning for lokal rensning L2 er vist i det nedenstående.

Desuden er angivet antaget koncentration af overløbsvand svarende til indløbskoncentrationerne til det lokale renseanlæg, forventet gennemsnitlig rensegrader samt udløbskoncentrationer.



Inden vandet pumpes op i filteranlægget løber det via gravitation gennem en 3 mm finrist. Suspenderet stof tilbageholdes på ydersiden af risten. Risten renholdes af koste, der roterer på arme.

Selve filter anlægget er opbygget som et to-trins anlæg. De to filtertrin er teknisk forskellige, men er baseret på samme princip. Begge filtre benytter en vævet polyester filterdug. Filterne er hydraulisk styret med afspærringer, der sikrer anlægget mod overfyldning.

Det første filtertrin er udformet som et tromlefilter, hvor vandet passerer filterdugen ved gravitation. Suspenderet stof tilbageholdes på filterdugens inderside. Der sker herved en tilstopning af filteret som afstedkommer en stigning af vandspejlet i selve tromlen. Når vandspejlet er steget til et vist niveau spules filteret via en række dyser monteret på tromlens yderside. Spulevandet udgør ca. 1-2% af indløbsflowet.

Det andet filtertrin er principielt opbygget tilsvarende det første trin. Dette filter er dog udført som en række skiver hvorpå selve filterdugen er udspændt. Der er også på dette filter monteret spuledyser.

De forurenende stoffer, der fjernes ved den lokale rensning, forudsættes tilbageført til kloaksystemet under skylning af tromlesi, tromlefiltre m.v., og giver således en belastning på det centrale renseanlæg. På det centrale renseanlæg vil der ske en fjernelse af en del af stofferne og det resterende vil udledes til recipienten. Den samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 5 Samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand ved lokal rensning L2: Filtrering

Parameter	Enhed	Udledning fra lokal rensning	Tilledning til centralt renseanlæg	Fjernelsesgrad på centralt renseanlæg	Udledning fra centralt renseanlæg	Samlet udledning fra 1 m3 overløbsvand
COD	g/m3	112	28	81	5,3	117
TotN	g/m3	9,5	0,5	82	0,1	9,59
TotP	g/m3	2,25	0,25	84	0,04	2,3
Suspenderet stof	g/m3	60	40	92	3,2	63
Cd	mg/m3	0,17	0,03	67	0,01	0,18
Cu	mg/m3	34	6	85	0,9	35
Zn	mg/m3	160	40	60	16	176
Ni	mg/m3	4,3	0,75	25	0,56	4,8
PAH	mg/m3	0,9	0,15	71	0,04	0,9
E.coli	1000 CFU/m3	4.800.000	11.200.000	99	112.000	4.912.000

Som det fremgår af afsnit 3.1.2 er kapaciteten af det lokale renseanlæg beregnet ud fra den optimale sammenhæng mellem udligningstank og kapaciteten af anlægget. Dette er beregnet til en udligningstank på ca. 700 m3 og en kapacitet på ca. 100 l/sek.

Anlægskomponenter og -kapaciteter:

- Finrist 100 l/s, buerist, 3 mm ristespalte
- Pumpestation 100 l/s, 3 stk. pumper af 50 l/s, tørtopstillede, diverse rør, ventiler m.v.
- Filter 1 100 l/s, 2 stk. tromlefiltre (i alt ca. 7 m2), 100 µm
- Filter 2 100 l/s, 2 stk. tromlefiltre (i alt ca. 35 m2), 20 µm
- Betonbassiner
- El-forsyning, SRO-anlæg

I nedenstående tabel er angivet et skøn over forbrug af forskellige materialer ved etablering af anlægget.

Tabel 6 Skøn over forbrug af forskellige materialer per m3 overløbsvand L2: Filtrering

Materiale	Forbrug	Levetid	Forbrug pr. m3 overløbsvand i levetiden
Jernbeton	55 tons	100 år	0,05 kg/m3
Rustfrit stål	3.900 kg	20 år	0,017 kg/m3
Stål/støbejern	900 kg	15 år	0,0052 kg/m3
Plast/polyester	100 kg	20 år	0,00043 kg/m3
Aluminiumsplader	325 kg	25 år	0,0011 kg/m3

Energiforbruget til drift af anlægget er beregnet til ca. 0,035 kWh per m3 overløbsvand.

Beregning af forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg, som følge af tilledning af "skyllevand" fra de lokale renseanlæg fremgår af nedenstående tabel. Ved beregningen er den ekstra belastning på det centrale renseanlæg, som fremgår af Tabel 5 omregnet til m3 "normalt-spildevand" til renseanlæg for parametrene COD, TotP og suspenderet stof. Efterfølgende er forudsat at:

- ekstra m3 beregnet via COD-belastningen anvendes til beregning af energiforbrug
- ekstra m3 beregnet via TotP-belastningen anvendes til beregning af JKL forbrug
- ekstra m3 beregnet via suspenderet stof-belastningen anvendes til beregning af emission fra forbrænding, olieforbrug samt slamdeponering

Tabel 7 Forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg per m3 overløbsvand behandlet ved lokal rensning (L2)

Parameter	Værdi	Enhed
Driftsforbrug		
El-forbrug (fossilt)	0,02	kWh
JKL	1,375	g
Olieforbrug	1,132	ml
Emission ved slamforbrænding		
CO	0,001791	g
$_{CO2}$	2,001895	g
$_{SO2}$	0,010135	g
NO_X	0,004420	g
HCl	0,450296	mg
HF	0,043662	mg
Bly (Pb)	0,000622	mg
Cadmium (Cd)	0,000274	mg
Kviksølv (Hg)	0,000510	mg
PAH	0,006543	µg
Dioxin (TEQ)	0,002301	10-3*µg
Slamdeponering		
Deponibehov	0,010667	kg

L 3: Bassin med optimeret hydrauliske forhold, kemisk fældning og bundfældning med lamelseparator

Vurdering af lokal rensning i bassin med forbedrede hydrauliske forhold, kemisk fældning og bundfældning med lamelseparator er baseret på erfaringerne fra LOTWATER projektet gennemført på Ejby Mølle renseanlæg i Odense.

Før ombygning af bassinet på Ejby Mølle renseanlæg, bestod det af 8 tanke, der blev fyldt i serie. Det vil sige, at tank 1 blev fyldt 75%, hvorefter der skete overløb til den næste tank, som ligeledes blev fyldt 75%. Når alle tankene var fyldt 75% blev hele bassinet fyldt op til 100% svarende til ca. 7400 m3. Derefter skete der overløb til recipient. Tankenes udformning betød, at der skete en relativ større aflastning fra de første tanke end fra de sidste tanke, hvilket var uhensigtsmæssigt, da de første tanke indeholdt overløbsvand med de højeste forureningskoncentrationer.

Ombygning og optimering af bassinet inkluderede følgende hovedkomponenter:

- De første 4 tanke benyttes til opmagasinering for first-flush overløbsvand og de efterfølgende tanke blev udstyret med individuelle renseforanstaltninger.
- De første 4 tanke fyldes til ca. 2/3 af det effektive volumen i tankene. Det sikres herved at det første vand, der ledes til regnvandsbassinerne, bliver ledt til disse tanke. Det sikres, at der ikke kan ske overløb fra disse tanke.
- De sidste 4 tanke fyldes samtidig, med ens fordeling af flow til hver tank. Disse tanke blev udstyret mekanisk forskelligt.

- Tank 5 blev udstyret med lameller placeret ved tilløbet til tanken. Indløbet til tanken blev forsynet med et antal prelleplader, der havde til formål at sikre en opbremsning af spildevandet og derved sikre et optimalt flow gennem tanken og op gennem lamellerne.

- Tank 6 blev benyttet som referencetank, og der blev ikke foretaget nogen optimering i selve tanken. Dog blev der sikret, at også denne tank havde en belastning, hydraulisk og stofmæssig, der nøje svarede til de øvrige tanke, hvori der blev installeret yderligere renseforanstaltninger.

- Tank 7 blev udstyret med lameller ved udløbet fra tanken. Overløbet vil blive ledt gennem lamellerne via 4 overløbsrender. Indløbet til tanken forsynes med et antal prelleplader, der har til formål at sikre en opbremsning af spildevandet og derved sikre et optimalt flow gennem tanken.

- Tank 8 udstyres med en Turbofloc i indløbet til tanken. Det sikres, at der vil være samme belastning af denne tank som de øvrige.

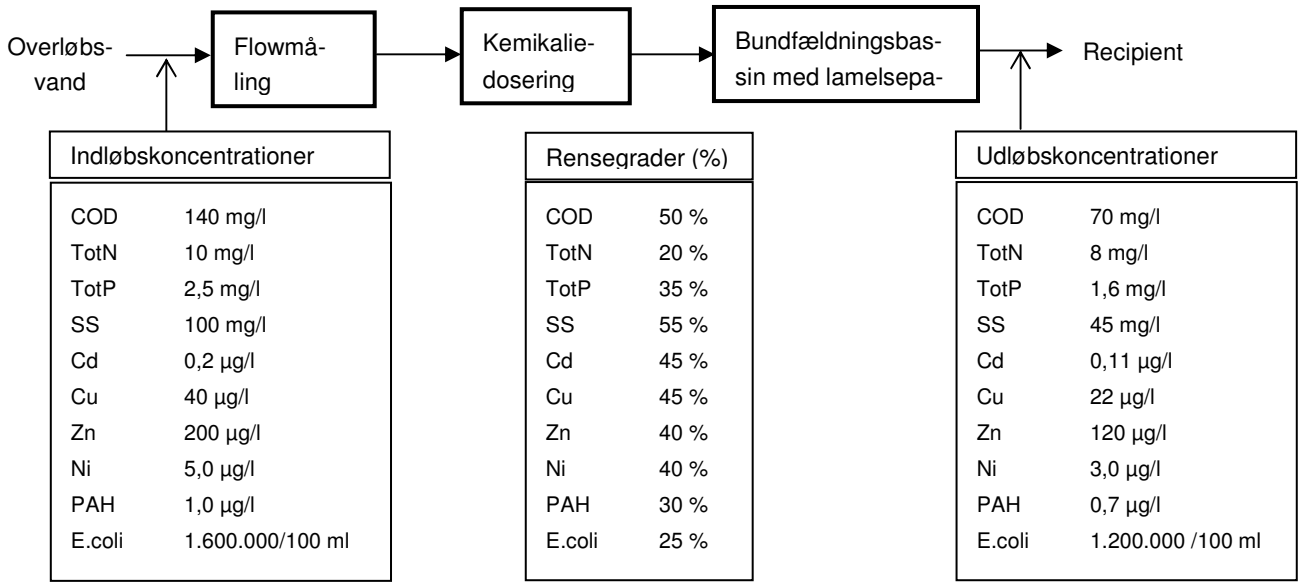
- Det blev sikret, at der skete en ensartet fordeling af belastningen til de fire tanke. Denne fordeling blev sikret ved ombygning af fordelerkanalen før tankene.

De opnåede resultater fra LOTWATER projektet i Odense viste, at forbedringer i de hydrauliske forhold i regnvandsbassinerne i sig selv gav en væsentlig forbedring af stoftilbageholdelsen, hvorimod etableringen af lamelseparatorer kun gav en mindre ekstraeffekt.

I dette projekt er valgt at vurdere den samlede effekt af et hydraulisk optimeret regnvandsbassin med kemikaliedosering før bundfældningsbassin med lamelseparator monteret ved udløbet af tanken. Det skal dog understreges, at etablering af lamelseparatorer i sig selv vurderes at have en minimal betydning.

Den principielle opbygning for lokal rensning L3 er vist nedenstående.

Desuden er angivet antaget koncentration af overløbsvand svarende til indløbskoncentrationerne til det lokale renseanlæg, forventet gennemsnitlig rensegrader samt udløbskoncentrationer.



De forurenende stoffer, der fjernes ved den lokale rensning, forudsættes tilbageført til kloaksystemet under skylning af bundfældningsbassin og giver således en belastning på det centrale renseanlæg. På det centrale renseanlæg vil der ske en fjernelse af en del af stofferne og det resterende vil udledes til recipienten. Den samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 8 Samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand ved lokal rensning L 3: Kemisk fældning og bundfældning i bassin med lamelseparator

Parameter	Enhed	Udledning fra lokal rensning	Tilledning til centralt renseanlæg	Fjernelsesgrad på centralt renseanlæg	Udledning fra centralt renseanlæg	Samlet udledning fra 1 m3 overløbsvand
COD	g/m3	70	70	81	13,3	83
TotN	g/m3	8	2	82	0,4	8,36
TotP	g/m3	1,6	0,875	84	0,14	1,8
Suspenderet stof	g/m3	45	55	92	4,4	49
Cd	mg/m3	0,11	0,09	67	0,03	0,14
Cu	mg/m3	22	18	85	2,7	25
Zn	mg/m3	120	80	60	32	152
Ni	mg/m3	3,0	2	25	1,50	4,5
PAH	mg/m3	0,7	0,3	71	0,09	0,8
E.coli	1000 CFU/m3	12.000.000	4.000.000	99	40.000	12.040.000

Som det fremgår af afsnit 3.1.2 er kapaciteten af det lokale renseanlæg beregnet ud fra den optimale sammenhæng mellem udligningstank og kapaciteten af anlægget. Dette viser, at der ikke bør etableres udligningstank og at lamelseparatoren således skal etableres med en kapacitet på ca. 500 l/sek.

Anlægskomponenter og -kapaciteter:

- Flowmåler, 0-500 l/s
- Kemikalietank og -doseringsanlæg, kapacitet ca. 200 l/time
- Optimeret hydrauliske forhold af regnvandsbassin inklusiv opdeling af tank til "first-flush", etablering af ledeplader m.v.
- Tank (ca. 100 m3) med indbygget lamelseparatorer, kapacitet 500 l/s

I nedenstående tabel er angivet et skøn over forbrug af forskellige materialer ved etablering af anlægget

Tabel 9 Skøn over forbrug af forskellige materialer
L 3: Kemisk fældning og bundfældning i bassin med lamelseparator

Materiale	Forbrug	Levetid	Forbrug pr. m3 overløbsvand i levetiden
Jernbeton	85 tons	100 år	0,07 kg/m3
Rustfrit stål	800 kg	20 år	0,0035 kg/m3
Stål/støbejern	2100 kg	15 år	0,012 kg/m3
Plast/PVC	4200 kg	20 år	0,018 kg/m3
Aluminiumsplader	600 kg	25 år	0,0021 kg/m3

Energiforbruget til drift af anlægget meget begrænset, idet der blot bruges strøm i forbindelse med kemikaliedosering og rengøring/skylning af lameller og bassin. Energiforbruget er skønnet til ca. 0,005 kWh per m3 overløbsvand.

Kemikalieforbruget er ud fra erfaringer fra LOTWATER projektet i Odense skønnet til ca. 43 ml jernklorid per m3 overløbsvand.

Beregning af forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg, som følge af tilledning af "skyllevand" fra de lokale renseanlæg fremgår af nedenstående tabel. Ved beregningen er den ekstra belastning på det centrale renseanlæg, som fremgår af Tabel 8 omregnet til m3 "normalt-spildevand" til renseanlæg for parametrene COD, TotP og suspenderet stof. Efterfølgende er forudsat at:

- ekstra m3 beregnet via COD-belastningen anvendes til beregning af energiforbrug
- ekstra m3 beregnet via TotP-belastningen anvendes til beregning af JKL forbrug
- ekstra m3 beregnet via suspenderet stof-belastningen anvendes til beregning af emission fra forbrænding, olieforbrug samt slamdeponering

Tabel 10 Forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg per m3 overløbsvand behandlet ved lokal rensning (L3)

Parameter	Værdi	Enhed
Driftsforbrug		
El-forbrug (fossilt)	0,05	kWh
JKL	4,813	g
Olieforbrug	1,946	ml
Emission ved slamforbrænding		
CO	0,003079	g
$_{CO2}$	3,440758	g
$_{SO2}$	0,017420	g
NO_X	0,007597	g
HCl	0,773946	mg
HF	0,075043	mg
Bly (Pb)	0,001069	mg
Cadmium (Cd)	0,000472	mg
Kviksølv (Hg)	0,000877	mg
PAH	0,011245	µg
Dioxin (TEQ)	0,003955	10-3*µg
Slamdeponering		
Deponibehov	0,018333	kg

L 4: Rensning i riste og bundfældning i bassin med lamelseparator

Vurdering af lokal rensning med bundfældning med lamelseparator er baseret på erfaringerne fra LOTWATER projektet gennemført i Århus.

Overløbsbygværket før lamelseparatoren er forsynet med skumskærm for tilbageholdelse af flydestof. Der er desuden etableret rist for at tilbageholde ristestof.

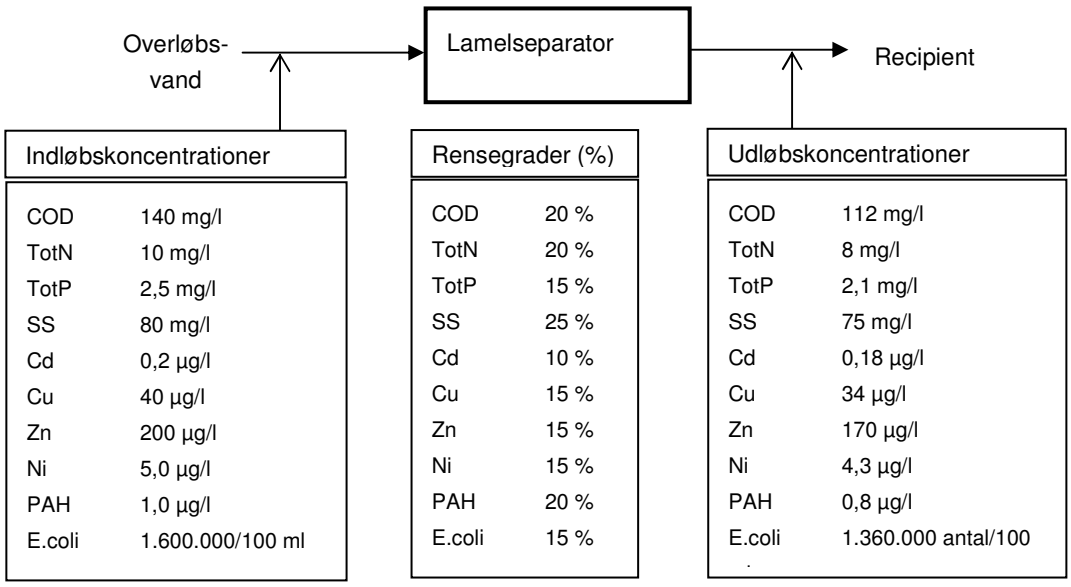
De hydrauliske forhold er afgørende for effekten af lamelseparatoren. Det er således vigtigt, at energien i indløbet til lamelseparatoren dæmpes tilstrækkeligt for at undgå ophvirvling af sedimenteret slam og der opnås god strømningsmæssig fordeling af vandet så lamelseparatoren udnyttes jævnt.

Over lamelseparatoren etableres afløbsrende i hver side af lamellerne, så flowet tvinges til en rimelig ensartet fordeling gennem lamellerne.

Lamellerne skylles og rengøres efter hvert regnskyl af et skyllesystem, der består af spuledyser monteret over lamellerne. Der installeres en pumpe i en brønd på udløbssiden af lamelseparatoren, som returpumper det rensede overløbsvand hen over lamellerne, når regnhændelsen er afsluttet.

Den principielle opbygning for lokal rensning L4 er vist nedenstående.

Desuden er angivet antaget koncentration af overløbsvand svarende til indløbskoncentrationerne til det lokale renseanlæg, forventet gennemsnitlig rensegrader samt udløbskoncentrationer. Målingerne over lamelseparatoren har været meget begrænset og med meget svingende resultater. Derfor er der relativt stor usikkerhed på de opnåede resultater.



Indløbskoncentrationer	
COD	140 mg/l
TotN	10 mg/l
TotP	2,5 mg/l
SS	80 mg/l
Cd	0,2 µg/l
Cu	40 µg/l
Zn	200 µg/l
Ni	5,0 µg/l
PAH	1,0 µg/l
E.coli	1.600.000/100 ml

Rensegrader (%)	
COD	20 %
TotN	20 %
TotP	15 %
SS	25 %
Cd	10 %
Cu	15 %
Zn	15 %
Ni	15 %
PAH	20 %
E.coli	15 %

Udløbskoncentrationer	
COD	112 mg/l
TotN	8 mg/l
TotP	2,1 mg/l
SS	75 mg/l
Cd	0,18 µg/l
Cu	34 µg/l
Zn	170 µg/l
Ni	4,3 µg/l
PAH	0,8 µg/l
E.coli	1.360.000 antal/100

De forurenende stoffer, der fjernes ved den lokale rensning, forudsættes tilbageført til kloaksystemet under skylning af bundfældningsbassin og giver således en belastning på det centrale renseanlæg. På det centrale renseanlæg vil der ske en fjernelse af en del af stofferne og det resterende vil udledes til recipienten. Den samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 11 Samlede udledning af de betragtede forurenende stoffer fra 1 m3 overløbsvand ved lokal rensning L 4: Rensning i riste og bundfældning i bassin med lamelseparator

Parameter	Enhed	Udledning fra lokal rensning	Tilledning til centralt renseanlæg	Fjernelsesgrad på centralt renseanlæg	Udledning fra centralt renseanlæg	Samlet udledning fra 1 m3 overløbsvand
COD	g/m3	112	28	81	5,3	117
TotN	g/m3	8	2	82	0,4	8,36
TotP	g/m3	2,1	0,375	84	0,06	2,2
Suspenderet stof	g/m3	75	25	92	2,0	77
Cd	mg/m3	0,18	0,02	67	0,01	0,19
Cu	mg/m3	34	6	85	0,9	35
Zn	mg/m3	170	30	60	12	182
Ni	mg/m3	4,3	0,75	25	0,56	4,8
PAH	mg/m3	0,8	0,2	71	0,06	0,9
E-coli	1000 CFU/m3	13.600.000	2.400.000	99	24.000	13.624.000

Som det fremgår af afsnit 3.1.2 er kapaciteten af det lokale renseanlæg beregnet ud fra den optimale sammenhæng mellem udligningstank og kapaciteten af anlægget. Dette viser, at der ikke bør etableres udligningstank og at lamelseparatoren således skal etableres med en kapacitet på ca. 500 l/sek.

Anlægskomponenter og -kapaciteter:

- Tank (ca. 100 m3) med indbygget lamelseparatorer, kapacitet 500 l/s

I nedenstående tabel er angivet et skøn over forbrug af forskellige materialer ved etablering af anlægget

Tabel 12 Skøn over forbrug af forskellige materialer

Materiale	Forbrug	Levetid	Forbrug pr. m3 overløbsvand i levetiden
Jernbeton	85 tons	100 år	0,07 kg/m3
Rustfrit stål	300 kg	20 år	0,0013 kg/m3
Stål/støbejern	900 kg	15 år	0,0052 kg/m3
Plast/PVC	3200 kg	20 år	0,014 kg/m3
Aluminiumsplader	600 kg	25 år	0,0021 kg/m3

Energiforbruget til drift af anlægget meget begrænset, idet der blot bruges strøm i forbindelse med rengøring/skylning af lameller og bassin. Energiforbruget er skønnet til ca. 0,004 kWh per m3 overløbsvand.

Beregning af forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg, som følge af tilledning af "skyllevand" fra de lokale renseanlæg fremgår af nedenstående tabel. Ved beregningen er den ekstra belastning på det centrale renseanlæg, som fremgår af Tabel 11 omregnet til m3 "normalt-spildevand" til renseanlæg for parametrene COD, TotP og suspenderet stof. Efterfølgende er forudsat at:

- ekstra m3 beregnet via COD-belastningen anvendes til beregning af energiforbrug
- ekstra m3 beregnet via TotP-belastningen anvendes til beregning af JKL forbrug
- ekstra m3 beregnet via suspenderet stof-belastningen anvendes til beregning af emission fra forbrænding, olieforbrug samt slamdeponering

Tabel 13 Forøget driftsforbrug, emissioner fra slamforbrænding og slammængder til deponering på det centrale renseanlæg per m3 overløbsvand behandlet ved lokal rensning (L4)

Parameter	**Værdi**	**Enhed**
Driftsforbrug		
El-forbrug (fossilt)	0,02	kWh
JKL	2,063	g
Olieforbrug	0,885	ml
Emission ved slamforbrænding		
CO	0,001399	g
CO_2	1,563981	g
SO_2	0,007918	g
NOx	0,003453	g
HCl	0,351794	mg
HF	0,034111	mg
Bly (Pb)	0,000486	mg
Cadmium (Cd)	0,000214	mg
Kviksølv (Hg)	0,000399	mg
PAH	0,005112	µg
Dioxin (TEQ)	0,001798	10-3*µg
Slamdeponering		
Deponibehov	0,008333	kg

Bilag 2 Detailberegninger, centrale løsninger

Generelle antagelser

Belastning af renseanlæg når der sker aflastning på renseanlægget

Den gennemsnitlige belastning på SCA, RL og RD har været følgende:

Gennemsnits-koncentration i indløbet

Data	COD mg/l	Total-N mg/l	Total-P mg/l	SS mg/l
SCA 1997-2008	595	42	8.6	228
RL 2001-2008	580	42	8	269
RD 2001-2008	432	37	7	224
Valg	**560**	**40**	**8**	**240**

På baggrund af data for SCA og for RL/RD fås følgende lavere stofkoncentrationer i indløbet, når der sker aflastning på renseanlæggene:

Indløbskoncentration når der er overløb

Data	COD mg/l	Total-N(b) mg/l	Total-P mg/l	SS mg/l
SCA 2001-2008	293	25	4.8	174
RL 2001-2008	468	31	6.2	237
RD 2001-2008	297	24	4.7	174
Valg	**300**	**25**	**5.0**	**180**
Faktor i forhold til års-gennemsnits-koncen	0.5	0.6	0.6	0.8

Nederst i tabellerne er angivet de værdier der vælges til denne vurdering. Desuden er forholdet til gennemsnits-koncentrationen givet til fastlæggelse af f.eks. slammængden og koncentration af tungmetaller i indløbet under regn.

Koncentration af stoffer i overløbsvand

Baseret på SCA og RL/RD data fås følgende gennemsnitskoncentration af stof i overløbsvandet:

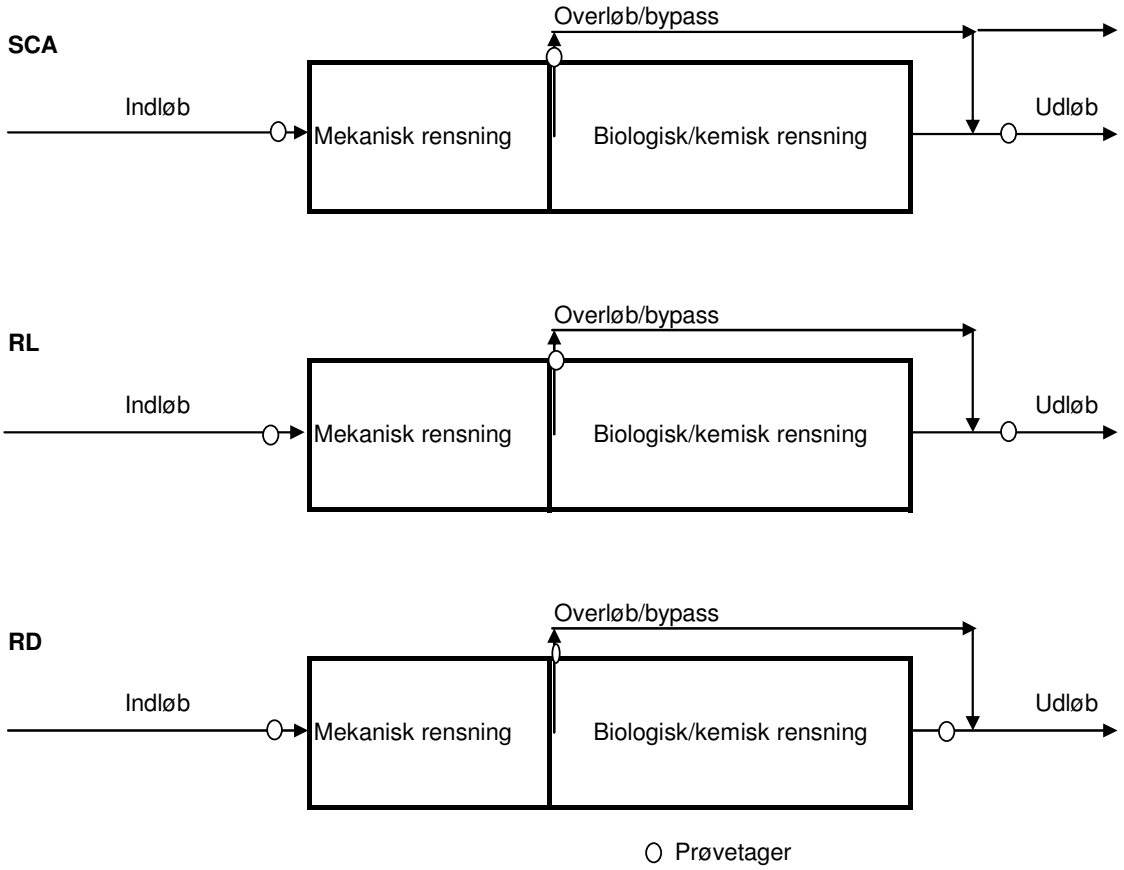
Koncentration i overløb

Data	COD	Total-N(b)	Total-P	SS
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
SCA 2001-2008	169	20	3	84
RL 2002-2007	396	27	6	192
RD 2002-2007	192	16	3	134
Valg	**180**	**20**	**4**	**120**

Koncentrationerne på RL er klart højere end SCA og RD.

Udløbskoncentration under regn

Overløb og prøvetagning på udløb er indrettet som vist på følgende figur:

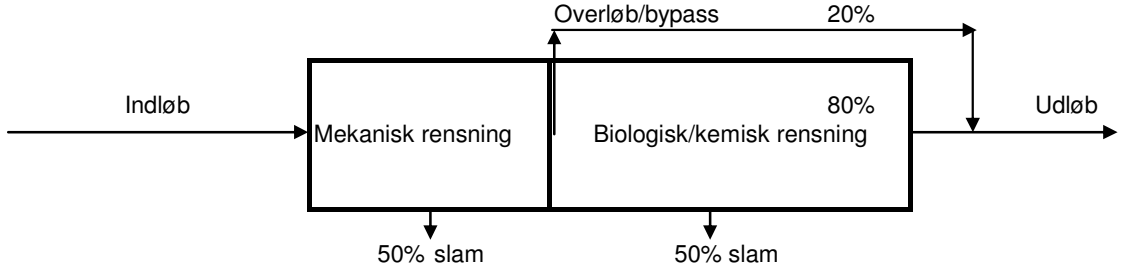


I situationer hvor der er overløb på renseanlæggene har der været følgende overløb og antal dage med overløb:

Koncentration i udløbet, når der er overløb generelt		
	%overløb*	Dage med overløb/år**
SCA-uden ATS, 2001-2003	34%	12
RD 2001-2008	20%	66
RL 2001-2008	7%	53
Valg	**20%**	

* som gennemsnit overløbsflow/indløbsflow, ** mindst 1%

Fra ovenstående skema ses at i situationen med overløb, renses 80% af spildevandet og 20% løber ud efter mekanisk behandling. Det antages at 50% af slammet stammer fra mekanisk rensning og de andre 50% fra den biologisk-kemiske rensning. Dvs. at i situationen med overløb på renseanlægget producere der kun slam fra 50% + 50%*80%= 90% af spildevandet.



For SCA og RD havde man følgende koncentration i udløbet når der var overløb, men overløbet blev ikke blandet i udløbet fra renseanlægget:

Koncentration i udløbet, når der er overløb og overløb udledes separat

	COD	Total-N(b)	Total-P	SS
SCA-uden ATS***, 2001-2003	54	4.9	0.9	14
RD 2001-2008	35	6.6	1.2	23
Valg	**40**	**5.5**	**1**	**18**

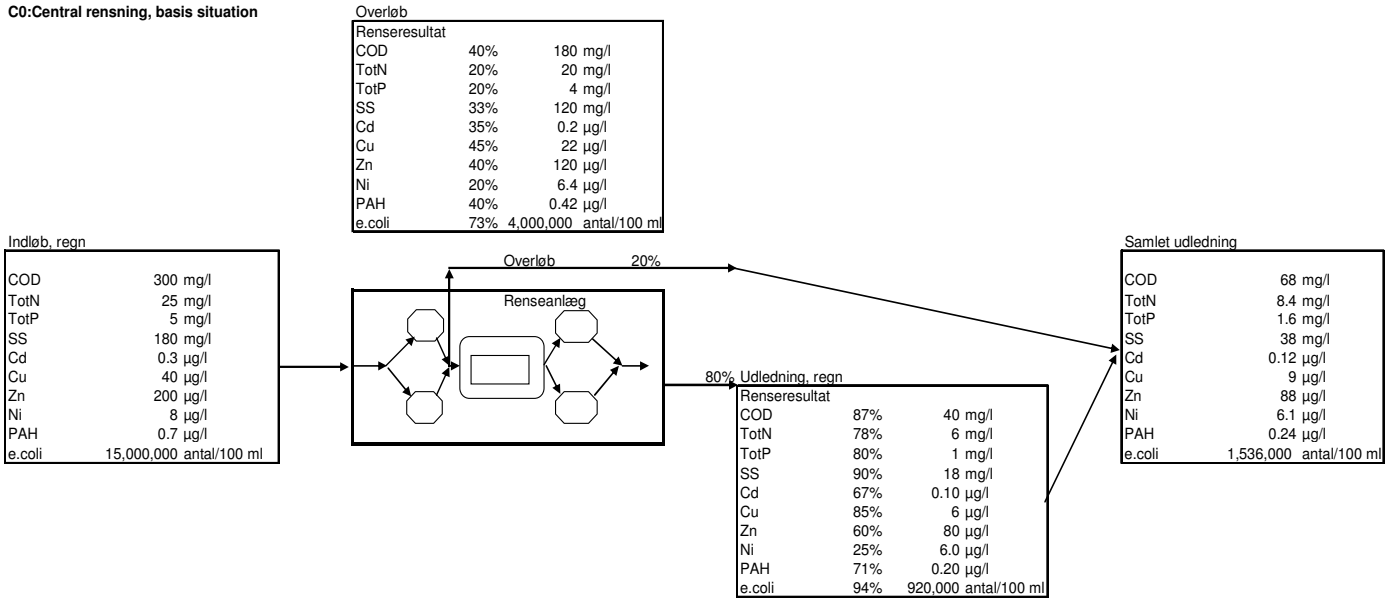
*** Optimeret hydraulisk styring

Værdien for COD på SCA er meget høj for denne periode sammenlignet med senere driftsresultater for SCA og skyldes mest sandsynligt et industribidrag der ikke tilledes senere.

C0: Forbrug når der er overløb, uden ændringer på renseanlæg

Udløbskoncentration

Udløbskoncentrationen når der ikke er renses på overløbsvand eller gennemføres optimering af hydraulisk styring fremgår af tabellen i kap. 4.1.6. Kombineret med antagede rensegrader i kap 4.6 fås følgende samlede renseresultat:



Energiforbrug

Energiforbrug til 1 m3 spildevand, når der er overløb, vurderes ud fra det årlige gennemsnitlige forbrug, korrigeret for den fortynding der er, når der er overløb på renseanlægget(se de to tabeller i kap.4.1.4).

For perioden 2001-2008 er el-forbruget (import fra nettet)på SCA opgjort, idet el-forbrug til hovedpumpestationer (ca. 7% af årsforbrug) er fratrukket. Ud fra nedenstående tabel ses at gen-

nemsnitlig 26% af el-forbruget er afhængig af den hydrauliske belastning og resten af stofbelastningen.

Korrigeres forbruget når der er overløb, idet den stofmæssige belastning halveres fås følgende el-forbrug:

El-forbrug ved overløb på renseanlæg, SCA

Parameter		2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Total el-forbrug på renseanlæg	KWh	11,482,716	11,541,699	10,657,718	10,884,137	10,427,247	9,860,065	7,602,740	6,118,317
Gennemsnitsforbrug	kWh/m3	0.46	0.37	0.41	0.39	0.45	0.38	0.23	0.24
El-forbrug hydraulisk	%	26%	28%	25%	26%	26%	26%	30%	25%
Forbrug hydraulisk	kWh/m3	0.12	0.10	0.10	0.10	0.12	0.10	0.07	0.06
Forbrug biologisk	kWh/m3	0.17	0.13	0.15	0.14	0.17	0.14	0.08	0.09
Sum	kWh/m3	0.29	0.23	0.25	0.25	0.29	0.24	0.15	0.15

Det ses at for perioden 2001-2003 kan el-forbruget(import fra nettet) sættes til 0.26 kWh/m3. (Fald i fossilt el-forbrug i 2007 skyldes bl.a. installation af ny biogasmotor). For årene 2007 og 2008 ses endvidere effekten af OPDRIFT projektet med optimeret styring af den biologiske process.

Det gennemsnitlige el-forbrug (import fra nettet) var for RD i 2006: 0.17 kWh/m3. Dette forbrug skal korrigeres for manglende slamforbrænding (indeholdt RL's forbrug).

Da det kun er 80% af den funktionelle enhed (1 m^3 overløbsvand) der løber gennem renseanlægget, korrigeres det gennemsnitlige el-forbrug (valgt til 0.23 kWh/m3) med denne faktor.

Det fossile el-forbrug under regn sættes til 0.18 kWh/m3.

Fældningskemikalier

På SCA er forbruget af fældningskemikalier (JKL) opgjort for perioden 2001-2008:

	Flow m3/d	< 100000		100000-150000		150000-200000		200000-250000		>250000	
Periode		*JKL ml/m3*	JKL g/m3	*JKL ml/m3*	JKL g/m3	*JKL ml/m3*	JKL g/m3	*JKL ml/m3*	JKL g/m3	*JKL ml/m3*	JKL g/m3
Før STAR og ATS	2001-2003	*80*	120	*29*	44	*21*	32	*24*	36	*0*	0
Implementerig og test af STAR	jan 2004-apr 2005	*44*	66	*41*	62	*32*	47	*0*	0	*30*	44
STAR og ATS	maj 2005-okt 2006	*37*	55	*27*	41	*24*	36	*0*	0	*0*	0
OpDrifts forsøg	nov 2006 - dec 2007	*30*	45	*26*	38	*23*	35	*24*	36	*23*	34
Opdrift	jan-dec 2008	*34*	51	*31*	46	*25*	38	*0*	0	*9*	13

For perioden frem til 2006 sættes JKL-forbruget, når der er overløb, til 44 g/m^3, som et gennemsnit. For 2006 var doseringen tilsvarende gennemsnitlig 43 g/m^3 på RL og 51 g/m3 for RD. Da kun 80 % af den funktionelle enhed løber gennem den biologiske del af renseanlægget hvor JKL doseres reduceres doseringen på 44 g/m3 med 20 %.

JKL-forbruget for den funktionelle enhed sættes til 35 g/m3.

Emissioner til luft fra slamforbrænding

For udledning af stoffer til luften fra slamforbrænding og det tilhørende forbrug af olie i perioden 2003-07 på SCA fås følgende gennemsnitlige udledninger:

Udledning fra slamforbrænding SCA, 2003-07

Parameter	Enhed	Snit 2003-07	Valg ved overløb
CO	g/m3	0.0134	0.0060
CO2	g/m3	15.0142	6.7564
SO2	g/m3	0.0760	0.0342
NOx	g/m3	0.0331	0.0149
HCl	mg/m3	3.3772	1.5197
HF	mg/m3	0.3275	0.1474
Bly(Pb)[2)]	mg/m3	0.0047	0.0021
Cadmium(Cd)[2)]	mg/m3	0.0021	0.0009
Kviksølv (Hg) [2)]	mg/m3	0.0038	0.0017
PAH(sum)[3)]	µg/m3	0.0491	0.0221
Dioxin(TEQ)	10^{-3}*µg/m3	0.0173	0.0078
[2)] Sum af partikel og gasfase			
[3)] mg benzen(a)pyren-ækv./Nm3			
Olieforbrug	ml/m3	8.5	3.8

Det skønnes at slamproduktionen per m3 spildevand, når der er aflastning, er halvdelen af slamproduktionen ved gennemsnitsbelastningen. Desuden går gennemsnitlig 20% i overløb hvorved kun slam fjernes fra 80% af spildevandstrømmen.

Deponering på eget depot

I perioden 2003-07 blev der på SCA deponeret følgende mængder aske og sand:

Deponering:

		2003	2004	2005	2006	2007
Slamaske	ton	2,542	2,299	2,263	899	1,545
Sand	ton	280	346	322	541	666
Samlet deponi	ton	2,822	2,645	2,585	1,440	2,211
Spildevandsmængde	mill.m3	26.3	28	23	25.9	33.4
Ved gennemsnits belastn.	kg/m3	0.11	0.09	0.11	0.06	0.07
Ved overløb	kg/m3	0.05	0.05	0.06	0.03	0.03

Produktionen af slam og sand sættes til halvdelen per m3, når der er overløb.

På Lynetten var der i 2006 et højt niveau af genbrug af både aske og sand. Den totale produktion af aske og sand svarede til et deponibehov på 0.04 kg/m3 når der er overløb. **Deponeringsbehovet vælges til 0.04 kg TS/m3.**

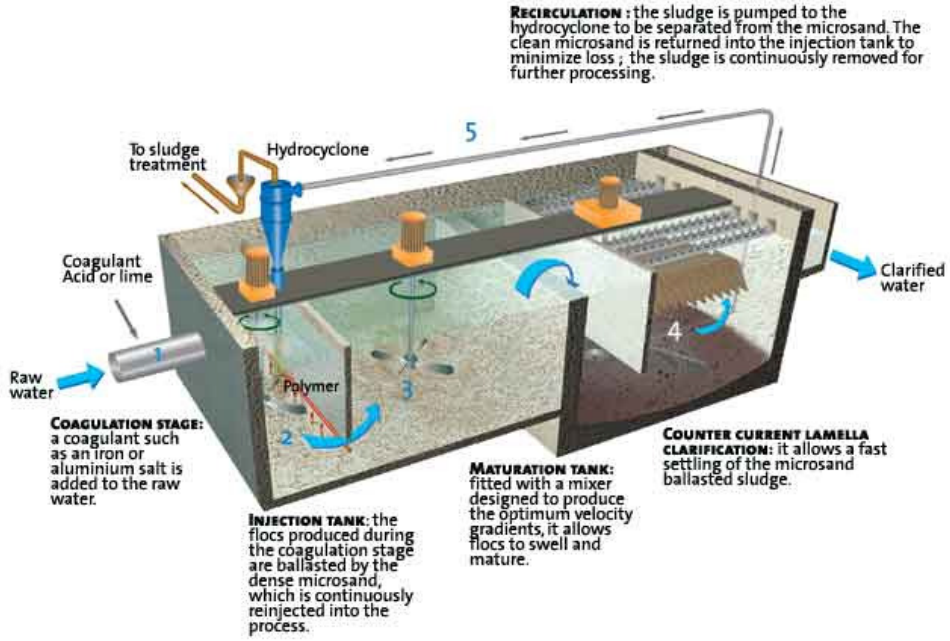
Materialer

Der medgår kun materialer til bygning af et forsinkelsesbassin på 3500 m3 i oplandet, svarende til et afløbstal på 2 l/s/ha.

C1: Opgørelse for virkning af rensning på overløb

ActiFlo-metoden er baseret på et fysisk/kemisk vandbehandlingssystem. Metoden har i mange år været anvendt i forbindelse med vandværker til at behandle overfladevand i produktionen af drikkevand.

Et ActiFlo-anlæg fungerer i princippet ved at der først sker en kemisk fældning. Således tilsættes der et koagulerende middel, eks. Jern(III)klorid. Herved dannes der små mikroflokke og der sker en udfældning af orthofosfat (herved bindes fosforen i spildevandet). Efterfølgende tilsættes der "mikrosand" i en injektionstank hvor der også sker en jævn omrøring. Herefter tilsættes en polymer hvorefter vandet ledes til en "modningstank" hvori der også sker en omrøring og dannelse af store flokke. Eftersom "microsand" også indbygges i disse flokke vil de blive meget tungere (derfor kaldet "vægtet" bundfældning") end i et normalt bundfældningssystem og derfor synke hurtigere til bunds i den efterfølgende bundfældningsanordning. Vandet (med flokkene i suspension) passerer nu "lamel"-separatoren og forlader anlægget via en overløbsanordning placeret ovenover lamellerne.



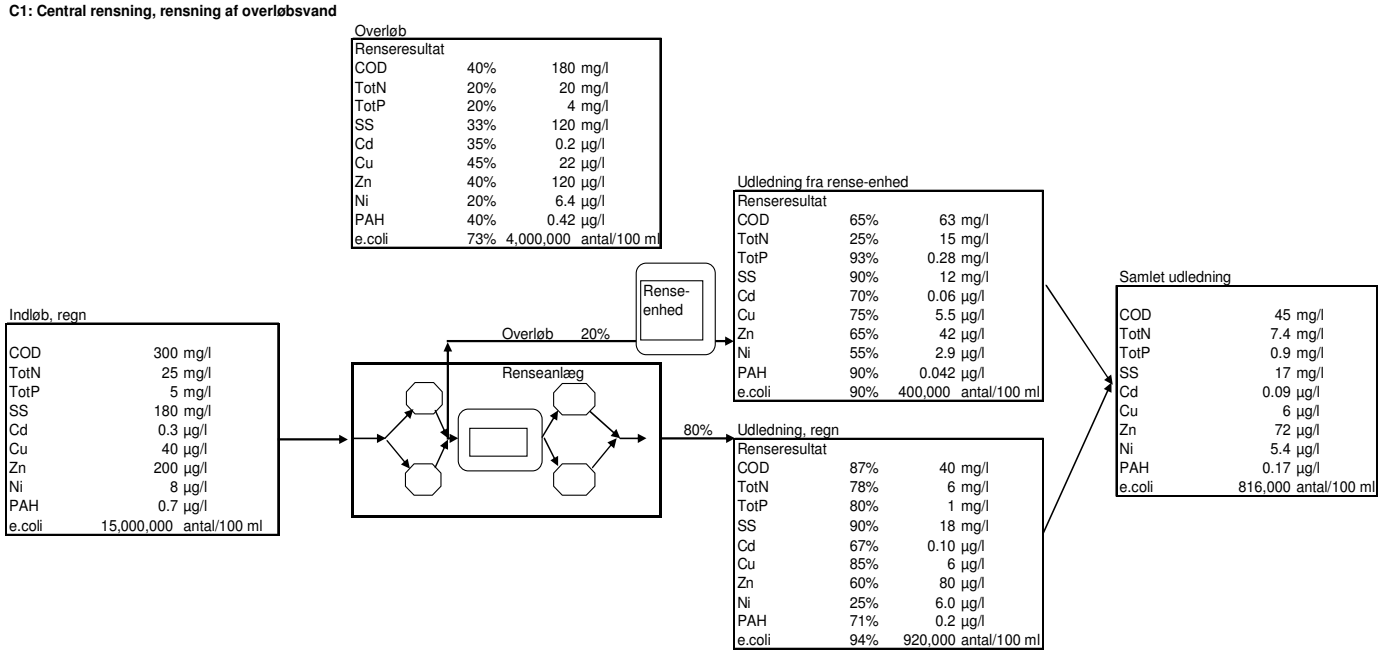
Rensegrader og forbrug

Opgørelser for denne løsning er som for udgangs-situationen. Bassin-behov og årlige udledninger fra overløbsbygværk i standardoplandet (25 ha) er derfor de samme som for renseanlægget uden ændringer(udgangs-situationen).

Rensegrad for ActiFlo-anlæg svinger alt afhængig af indløbskoncentration, ønsket udløbskoncentration samt pH. Inden for de givne koncentrationer i overløbsvand forventes følgende rensegrader:

Parameter	Reduktionsinterval	Gennemsnitsreduktion	Indløb	Udløb
	%	%	mg/l	mg/l
SS	80 – 95	90	120	12
COD	50 – 80	65	180	63
BOD	70 – 85	75	100	25
TotP	90 – 95	93	4	0,3
TotN	20 – 30	25	20	15
E-Coli (per 100ml)	90 – 99	96	$1,5*10^7$	$4*10^5$
			mg/m^3	mg/m^3
Cd	65 – 75	70	0,3	0,09
Cu	60 – 95	75	40	10
Zn	50 – 85	65	200	70
Ni	50 – 60	55	8	3,6
PAH	NA	90	0,7	0.07

Det samlede renseresultat fremgår af følgende figur:



Anlægget forbruger 0,002 kWh/m3 og forbruget af fældningskemikalie er 18 mg Fe/l (150 g JKL/m3) og 0,9 mg polymer/l.

Slamproduktion og udledning fra slamforbrænding

ActFlo-anlægget producerer slam som opgøres som fjernet SS plus 25% for fældningskemikalier, polymer og fældet forureningsstof, f.eks. fosfor.

Samlet slamproduktion er (120-12) * 1,3 = 140 g/m3.

Udledning fra slamforbrænding er en sum af slam produceret i renseanlægget (80% af flow, når der er overløb)og slam fra ActFlo-anlægget (20% af flow, når der er overløb):

Udledning fra slamforbrænding, anlæg med ActiFlo rensning på overløbsva

Parameter	Enhed	Snit 2003-07	Valg ved overløb incl. ActoFlo
CO	g/m3	0.0134	0.0076
CO2	g/m3	15.0142	8.4455
SO2	g/m3	0.0760	0.0428
NOx	g/m3	0.0331	0.0186
HCl	mg/m3	3.3772	1.8997
HF	mg/m3	0.3275	0.1842
Bly(Pb)[2)]	mg/m3	0.0047	0.0026
Cadmium(Cd)[2)]	mg/m3	0.0021	0.0012
Kviksølv (Hg) [2)]	mg/m3	0.0038	0.0022
PAH(sum)[3)]	µg/m3	0.0491	0.0276
Dioxin(TEQ)	10^{-3}*µg/m3	0.0173	0.0097
[2)] Sum af partikel og gasfase			
[3)] mg benzen(a)pyren-ækv./Nm3			
Olieforbrug	ml/m3	8.5	4.8

Elforbrug til håndtering af slammet fra ActFlo-anlægget regnes med at være i samme størrelsesordenen som den mængde el der produceres på det relativt organiske slam.

Behov for deponi

Den producerede slammængde øges med 20-30 % og behovet for deponi kan derfor skønnes til: **0.05 kg/m3**

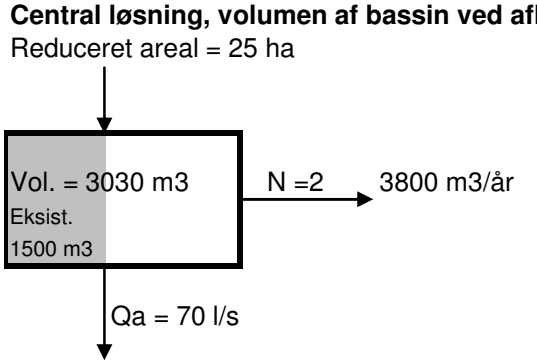
Materialer

Følgende mængde materialer er skønnet for et Actiflo Turbo anlæg med 2 linjer hver på 11.500 m3/h:

Stål:	13.800 kg
Polyurethane:	400 kg
PVC:	3.000 kg
Beton:	640 m3

C2: Opgørelse for virkning af ATS og STAR på SCA

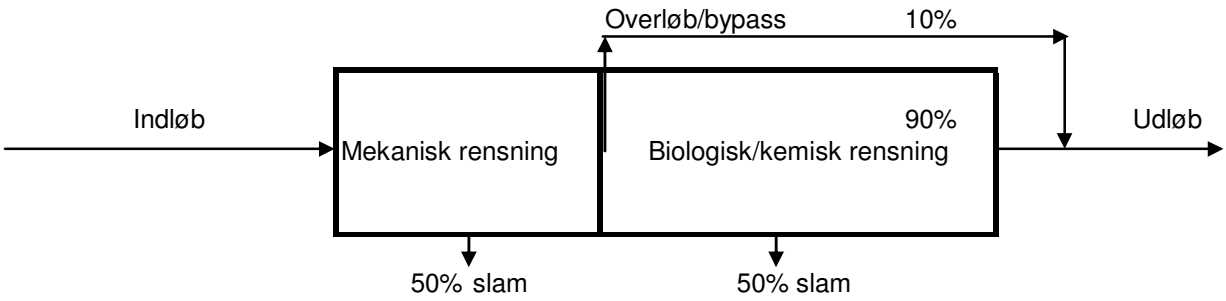
I perioden maj 2005 til udgangen af 2008 har anlægget på SCA kørt med ATS og STAR styring. Denne styring bevirker at større vandmængder kan ledes gennem den biologiske del af renseanlægget og renseanlæggets afløbstal kunne i 2006 hæves til 2.8 l/s/ha. Derved reduceres det krævede bassinvolumen i oplandet og de årlige mængder aflastningsvand reduceres som det fremgår af følgende figur:



Da der allerede eksisterer et bassin med volumen 1500 m3 skal dette bassin udvides med 1530 m3.

På grund af den større hydrauliske kapacitet blev overløbsvandmængden reduceret til ca. 20% af indløbet(mod ca. 34% før det nye styringssystem) idet der også var færre antal overløb.

Et groft skøn for RL og RD viser at en tilsvarende hydraulisk optimering kunne halvere overløbsvandmængden. Den generelle antagelse om et overløb på 20% reduceres derfor til 10% efter optimeret hydraulisk optimering.



Det betyder at der i situationen med overløb produceres slam af 95% af spildevandet.

Den forbedrede hydrauliske styring medførte også at spildevandet var mere fortyndet når der skete aflastning. I følgende tabel ses at alle koncentrationerne var lavere i afløbet efter forbedret hydraulisk styring på SCA. Den relativt høje reduktion på COD og til dels TotN og TotP skyldes

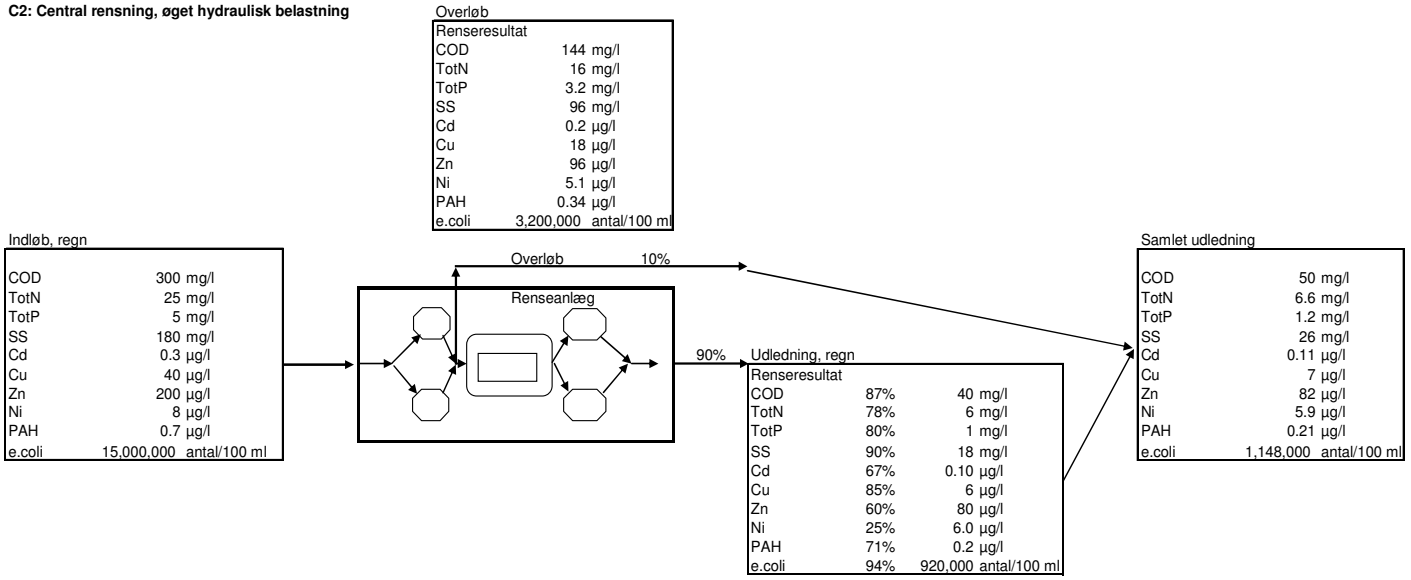
også reduktion i tilledning fra industrier.

Koncentration i overløbet, før og efter hydraulisk optimering

	COD mg/l	BOD mg/l	Total-N mg/l	Total-P mg/l	SS mg/l
SCA-uden ATS, 2001-2003	184	69	21	4	88
SCA med ATS 2005-2006	102	52	14	3	71
	45%	25%	33%	23%	19%

På grundlag af ovenstående tabel antages generelt at koncentrationer i overløbsvandet er 20% lavere ved forbedret hydraulisk styring.

Kombineret med den antagne udledning af andre forureningsparametre fås følgende reduktion:



Elforbrug og fældningskemikalier

Forbrug af strøm(baseret på fossilt brændstof), fældningskemikalier, udledning fra slamforbrænding samt behov for deponi beregnes ud fra, at vandmængden gennem renseanlægget øges fra 80% til 90% af overløbsvandet sammenlignet med driften uden hydraulisk optimering.

Dette betyder at det fossile el-forbrug sættes til **0,207 kWh/m3** og forbrug af fældningskemikalier sættes til **40 g/m3.**

Slamforbrænding og deponi

Slammængden ved hydraulisk optimering øges til faktor 0,95 fra 0,9 sammenlignet med uændret drift. Dette giver følgende emissioner fra slamforbrændingen:

Udledning fra slamforbrænding ved hydraulisk optimering

Parameter	Enhed	Snit 2003-07	Valg ved overløb
CO	g/m3	0.0134	0.0064
CO2	g/m3	15.0142	7.1318
SO2	g/m3	0.0760	0.0361
NOx	g/m3	0.0331	0.0157
HCl	mg/m3	3.3772	1.6042
HF	mg/m3	0.3275	0.1555
Bly(Pb)2)	mg/m3	0.0047	0.0022
Cadmium(Cd)2)	mg/m3	0.0021	0.0010
Kviksølv (Hg) 2)	mg/m3	0.0038	0.0018
PAH(sum)3)	µg/m3	0.0491	0.0233
Dioxin(TEQ)	10-3*µg/m3	0.0173	0.0082
2) Sum af partikel og gasfase			
3) mg benzen(a)pyren-ækv./Nm3			
Olieforbrug	ml/m3	8.5	4.0

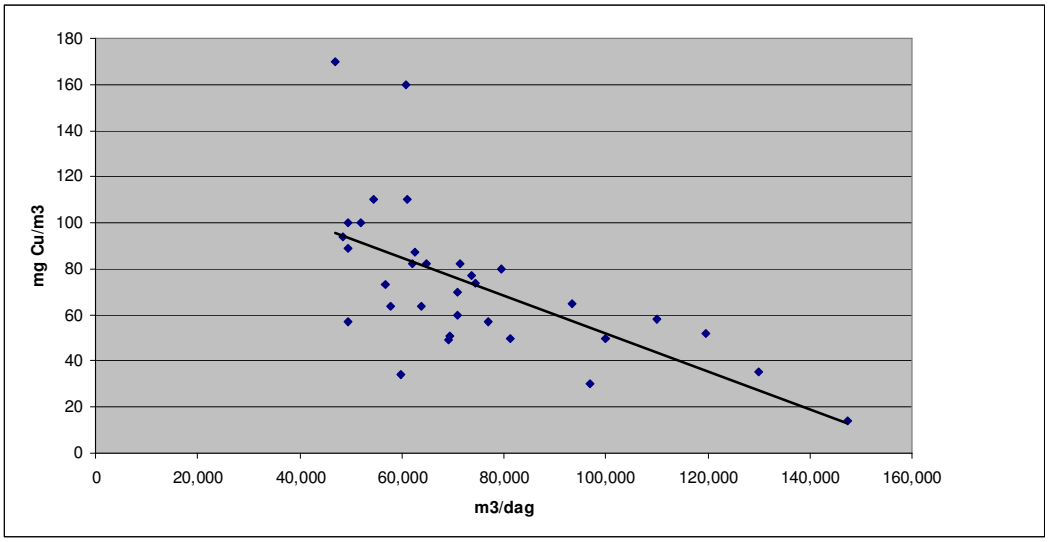
Behov for **deponi** sættes på tilsvarende måde til: **0.042 kgTS/m3.**

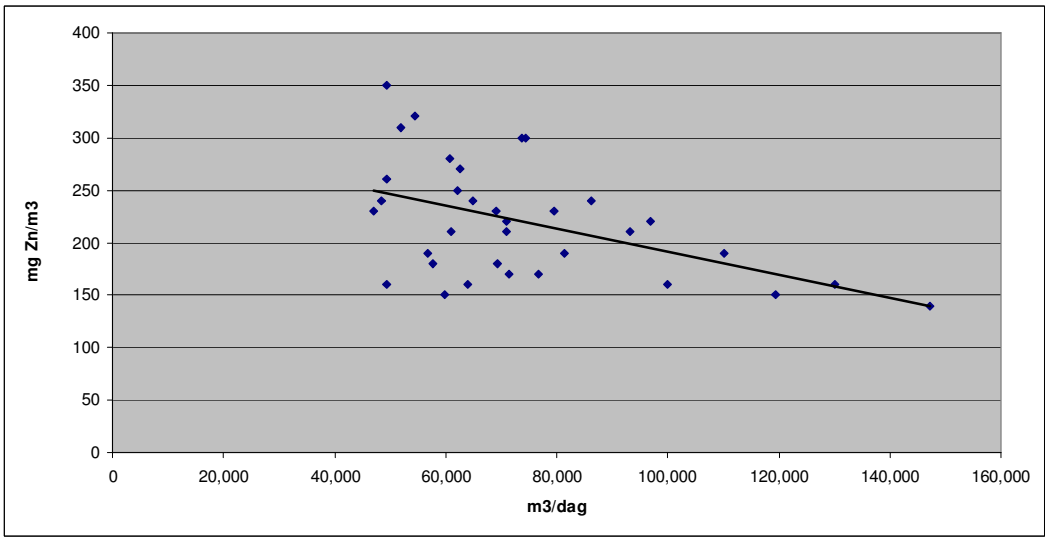
Koncentration af tungmetaller, PAH og E.coli i indløb og udløb når der sker aflastning

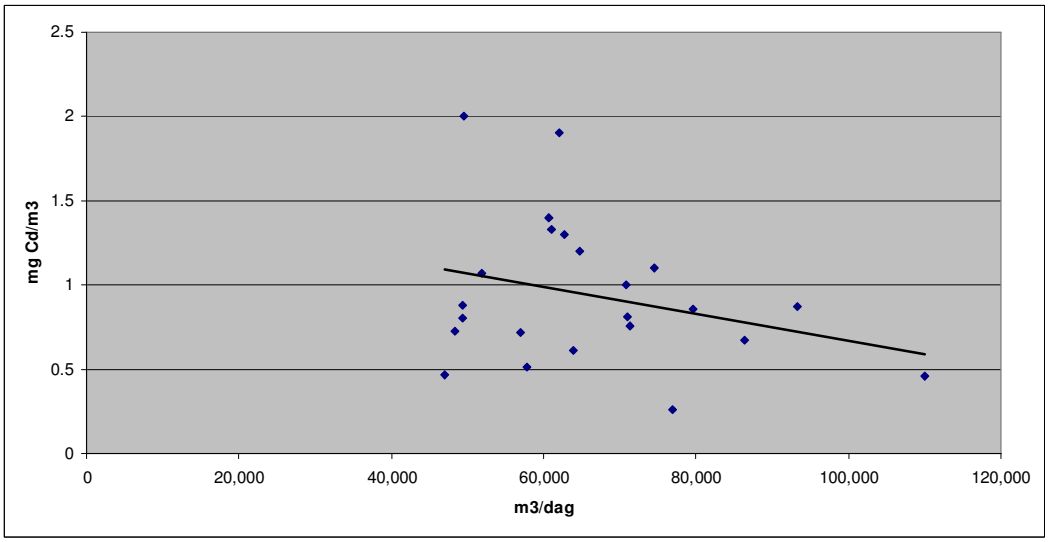
Data for målinger af tungmetaller på SCA og Lynettefællesskabet er indtastet i følgende skema. I samme skema er angivet Miljøstyrelsens opgørelse fra 2005 for danske renseanlæg 1998-2003. Denne opgørelse indeholder også værdier for PAH og E.coli.

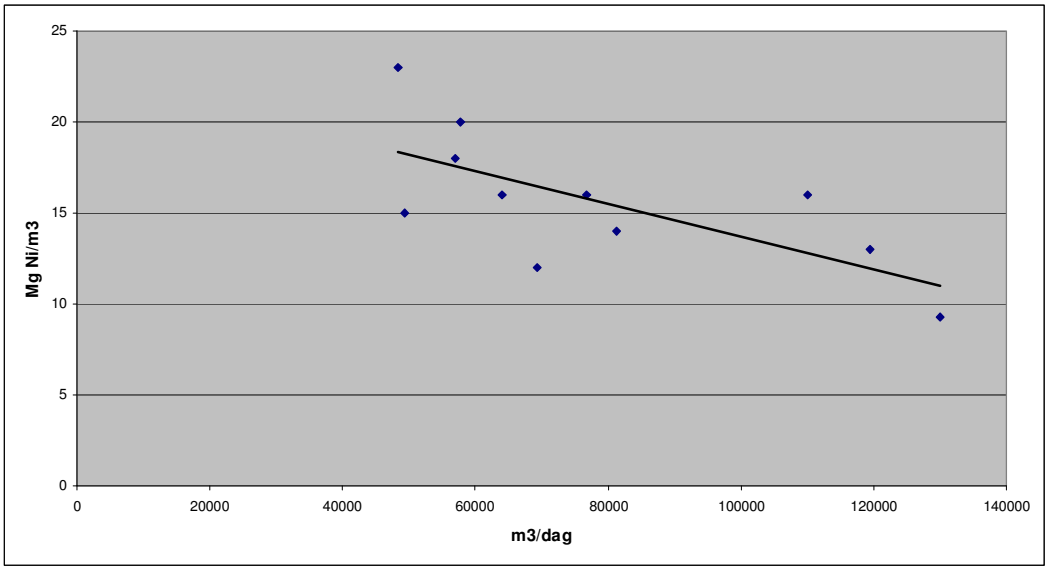
Stof	SCA 2001-2008			Lynetten 2001			Lynetten 2006			Miljøstyr. 2005		
	Indløb	Udløb	Reduktion	Indløb	Udløb	Reduktion	Indløb	Udløb	Reduktion	Indløb	Udløb	Reduktion
	mg/m3	mg/m3		mg/m3	mg/m3		mg/m3	mg/m3		mg/m3	mg/m3	
Cd	0.9	0.15	84%	0.6	0.11	82%	0.28	0.03	88%	0.56	0.1	82%
Cu	74	8	89%	59	4.5	92%	48	4.5	91%	48	16	67%
Zn	220	75	66%	264	80	70%	263	58	78%	213	88.5	58%
Ni	16	11	31%				9	4	51%	11	6.4	42%
PAH	0.71	0.21	70%							0.68	0.097	86%
e.coli										$2.6*10^7$ /100 ml	$9.2*10^4$ /100 ml	99.5%

Ovenstående prøver er ikke opgjort separat for dage med overløb. For at skønne påvirkningen fra regnafstrømning på koncentration af tungmetaller er tungmetal analyser på SCA sammenholdt med døgnflow i følgende grafer:


mg Cu/m3
180
160
140
120
100
80
60
40
20
0
0
20,000
40,000
60,000
80,000
100,000
120,000
140,000
160,000
m3/dag


mg Zn/m3
400
350
300
250
200
150
100
50
0
0
20,000
40,000
60,000
80,000
100,000
120,000
140,000
160,000
m3/dag

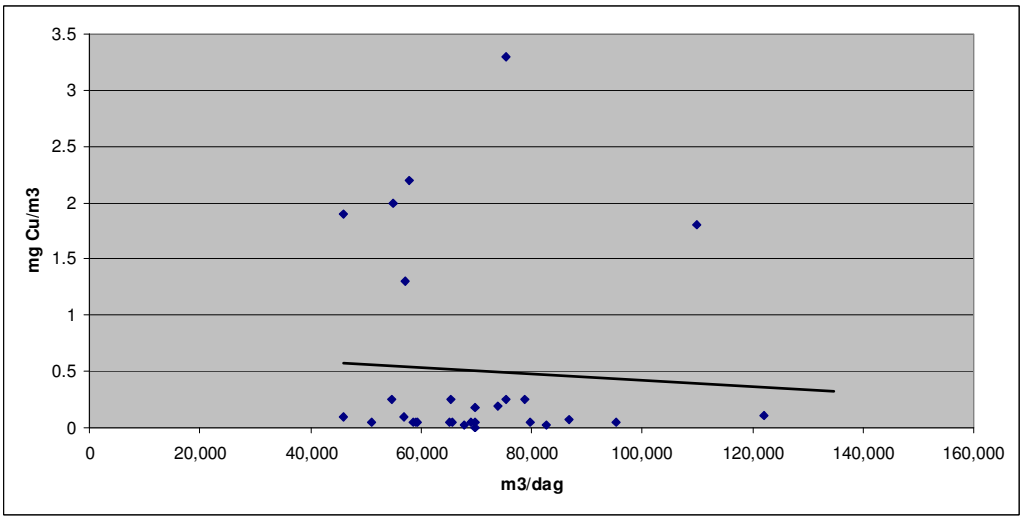

mg Cd/m3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
0
20,000
40,000
60,000
80,000
100,000
120,000
m3/dag

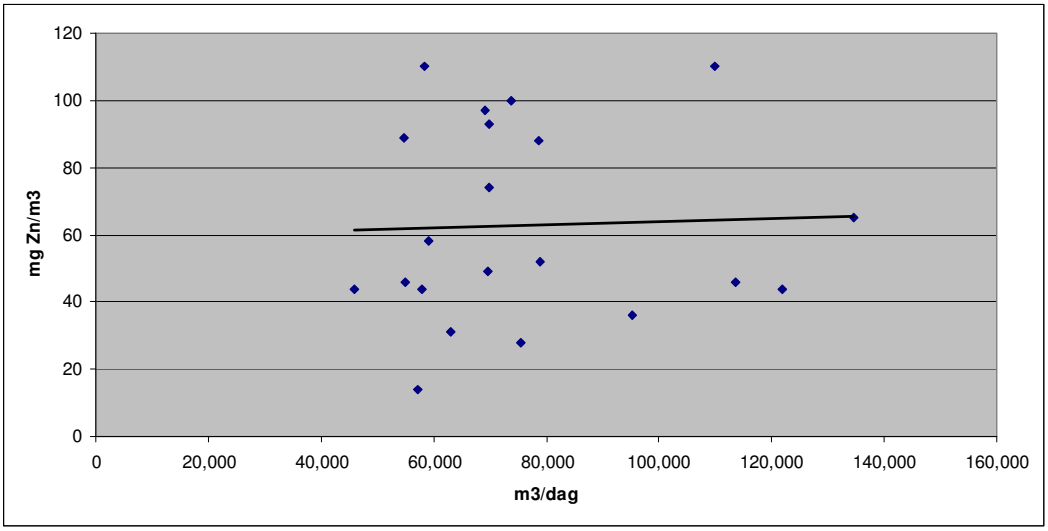


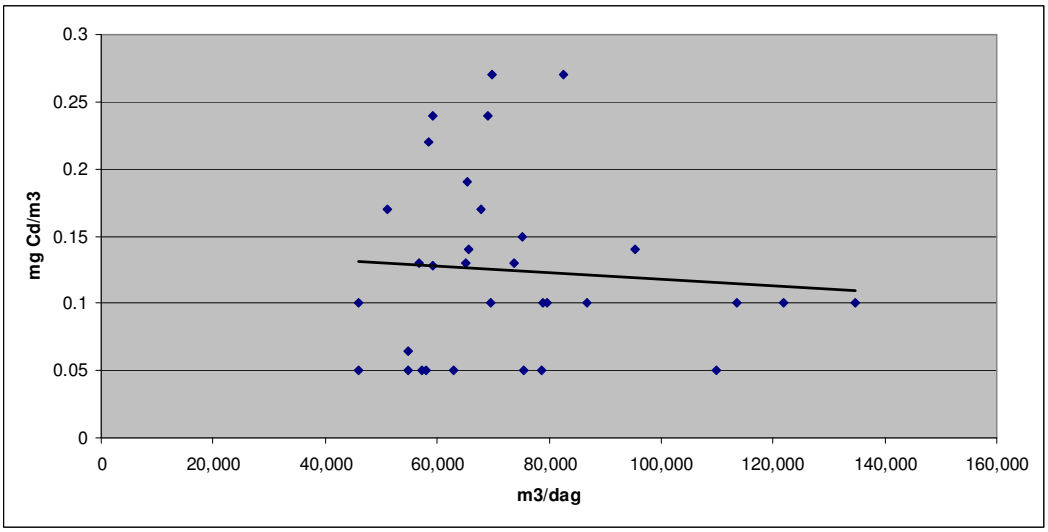
Det fremgår tydeligt at der under regn sker en reduktion af koncentrationerne, selvom overflade afstrømning bidrager i sig selv.

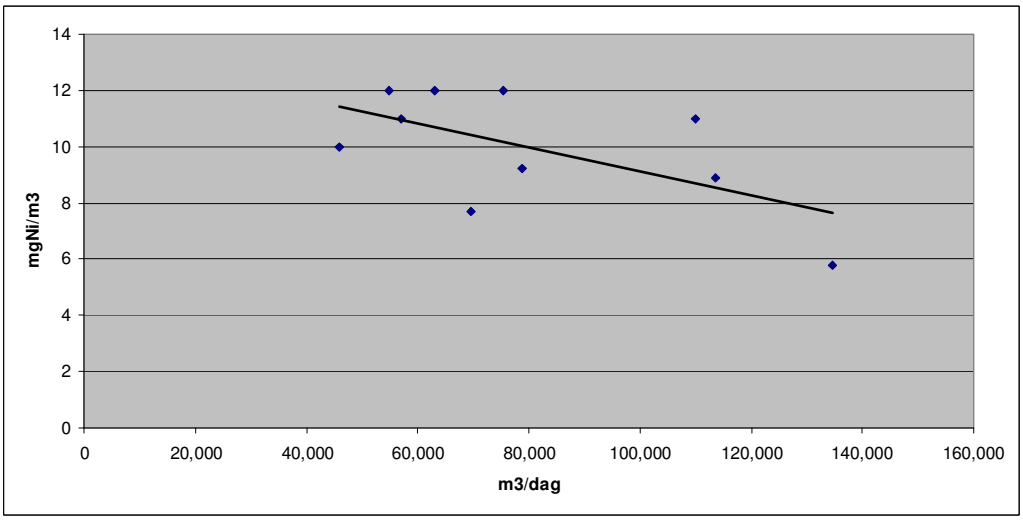
Ovenstående grafer bruges til senere at skønne en tungmetalkoncentration i indløbet når der er overløb.

På samme datamængde er optegnet sammenhæng mellem flow og udløbskonventration:









Lige bortset fra Ni, ses (ikke overraskende) at udløbskoncentrationen ikke er markant afhængig af flow.

Ovenstående analyse fører til følgende valg af indløbs- og udløbskoncentrationer af tungmetaller, PAH og E.coli når der er overløb på renseanlægget. De valgte koncentrationer er sammenholdt med de valgte koncentrationer i overløbsvand fra overløbsbygværker ude i afløbssystemet.

Valg for dage med overløb på renseanlæg

	Stof			
Overløbsvand		Indløb	Udløb	Reduktion
mg/m3		mg/m3	mg/m3	
0.2	**Cd**	0.3	0.1	67%
40	**Cu**	40	6	85%
200	**Zn**	200	80	60%
5	**Ni**	8	6	25%
1	**PAH**	0.7	0.2	71%
$1.6*10^6$ /100 ml	**e.coli**	$1.5*10^7$ /100 ml	$9.2*10^4$ /100	99%

Stofkoncentrationen i overløbsvandet bestemmes af reduktionen ved den mekaniske rensning. Kobber og zink er mere bundet til det suspenderede stof end cadmium og nikkel og derfor er reduktionen af kobber og zink størst ved den mekaniske rensning. Reduktion af Suspenderet stof ved den mekaniske rensning er 47%.

PAH og E.coli er tæt knyttet til suspenderet stof og derfor er reduktionen for disse komponenter tæt på reduktionen for suspenderet stof.

Følgende reduktioner er antaget for tungmetaller, PAH og E.coli:

Reduktion ved mekanisk rensning

Stof	
	Reduktion
Cd	35%
Cu	45%
Zn	40%
Ni	20%
PAH	40%
e.coli	47%

Bilag 3 C3: Optimering af energiforbrug på SCA

1. Baggrund og formål

Undersøgelser i forbindelse med OpDrift projekt indikerede, at der kunne opnås samme rensegrad for TotN fjernelsen og lavere elforbrug ved at køre med færre rotorer i drift. Et groft estimat viste at der kunne spares ca. 500.000 kWh ved bedre iltstyring, og dette svarer til ca. 10% af elforbruget til beluftningen.

Endvidere viste resultaterne at alle 4 tank-linier skal have samme antal rotorer i drift for at opnå ens rensegrad. Sammenligning af rotorstyring fra tank til tank viste, at rotorstyringen ikke er ens fra tank til tank. Sammenligning mellem de forskellige styringer tydede på, at der både er fordele og ulemper ved alle metoderne, uden at der kunne drages nogle konklusioner, da sammenligningen ikke kunne foretages med rotorstyringen som værende eneste variabel, på grund af indflydelse fra mange faktorer såsom rotorneddykning, iltmåler osv.

Optimal iltning er meget vigtig; ved for meget iltning spilder man energi og der opnås en dårligere denitrifikation og dermed dårligere TotN fjernelse. Ved for lidt iltning opnås der dårligere nitrifikation og dermed dårligere TotN fjernelse, og kan ydermere resultere i dårligere slambundfældningsegenskaber.

Formålet med iltstyrinsprojektet har været at undersøge optimeringspotentialer for iltstyringen i biologien og dermed opnå både økonomiske besparelser i form af reduceret elforbrug og miljømæssige forbedringer i form af reduceret CO_2 udledning ved lavere elforbrug. Bedre iltstyring kan endvidere resultere i bedre nitrifikation og denitrifikation og dermed bedre TotN fjernelse.

2. Forsøg

Hele det biologiske trin er styret af et STAR-system. Det biologiske trin består af 4 ens linjer, der kan stort set kan drives selvstændigt. STAR bruger en lang række signaler fra en valgt linje (”masterlinjen”) til at optimere driften af masterlinjen. De øvrige (3) linjer er slavelinjer af masterlinjen, dvs. de modtager signalerne fra STAR til at styre driften af disse linjer.

De i notatet nævnte forsøgs- og referencelinjer har været de to masterlinjer under hele forsøgsforløbet. I dag har vi faktisk udstyret 2 af de 4 linjer med udstyr, så de kan køre samtidig som 2 uafhængige STAR-masterlinjer. De 2 sidste linjer er slavelinjer, der kan tilknyttes den masterlinje vi ønsker..

I nedenstående tabel 1 er vist projektets ideer og aktiviteter:

Tabel 1 viser de forskellige ideer for at optimere iltstyring

Forsøg	Beskrivelse	Undersøgelse
A	**Niveaustyring**	23 cm (Reference) 21 cm 19 cm
B	**Rotorstyring**	4 iltmålere og faste iltmålere for rotorpar Forsøg 1: Rotorstyring 1 Forsøg 2: Rotorstyring 2 Forsøg 3: Rotorstyring 3
C	**Optimale Niveau og Rotorstyring**	21 cm og Rotorstyring 1

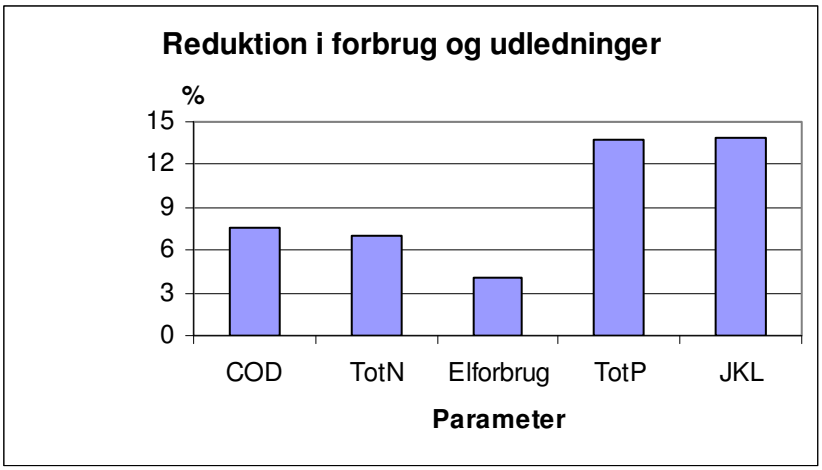
For at kunne udføre de ovennævnte forsøg var det vigtigt at have en referenceperiode hvor forsøgslinjen og reference linjen kørte ens. Følgende afsnit beskriver hvordan forsøgene blev udført, og resultaterne heraf.

Forsøg A: Rotorneddykning

Den teoretiske optimale iltydelse/kWh forbrug ligger i området 19-21 cm rotorneddykning. Den nuværende iltstyring i biologien foregår ved en rotorneddykning på 23 cm.

Forsøget viste at, ved at reducere rotorneddykning opnås der bedre rotoreffektivitet udtrykt som kWh/rotortime. Der køres næsten samme antal rotortimer ved 23 og 21 cm neddykning, derimod køres der flere rotortimer ved 19 cm rotor neddykning. Der opnås en elbesparelse ved at reducere rotor neddykning og elbesparelsen er det samme ved 21cm og 19 cm neddykning. Disse resultater viser at en rotorneddykning på 21 cm er den optimale neddykning set i forhold til elbesparelse og slid på rotorerne.

Figur 1 sammenligner forskellen mellem forsøgslinje og referencelinje i forsøgsperioden for COD, TotN, Elforbrug, flow, TotP og JKL i en figur. Det ses af figuren, at både COD, TotN og TotP fjernelsen er forbedret i forsøgslinjen sammenlignet med referencelinjen i forsøgsperioden ved lavere elforbrug. Den forbedrede TotP fjernelse kan forklares med højere JKL dosering i forsøgslinjen i forhold til referencelinjen.



Figur 1: Forskel mellem referencelinje og forsøgslinje for COD, TotN, Elforbrug, TotP og JKL.

Det ses af figur 1 at der er opnået forbedring i COD (8%), TotN(7%) og elforbrug(4%). Dvs. den årlige potentielle elbesparelse i biologien til beluftning er ca. 200 MWh (årlig elforbrug i biologien er 5000 MWh). Endvidere er der en reduceret COD og TotN belastning af miljøet og den potentielle besparelse i spildevandsafgiften for TotN er ca. 150 tDKK (årlig spildevandsafgift for TotN er ca. 2300 tDKK).

Forsøg B: Reduceret antal iltmålere

Tabel 2 giver en oversigt over forsøgsbetingelserne for de 3 forskellige forsøg, som blev udført for at finde det optimale antal iltmålere og rotorstyring baseret på disse iltmålere.

Tabel 2: oversigt over forsøgsbetingelserne for de 3 forskellige forsøg med rotorstyring.

Forsøg	Antal og placering af iltmålere	Rotorstyring
Reference	4: 1, 2, 3, 4	2-3 (2); 4-5 (3); 6-7 (4); 8 (1)
Forsøg 1: Rotorstyring 1	2: 2,3	2-3 (2); 4-5 (2); 6-7 (3); 8 (3)
Forsøg 2: Rotorstyring 2	2: 1,3	2-3 (1); 4-5 (3); 6-7 (1); 8 (1)
Forsøg 3: Rotorstyring 3	2: 2,3	2-3 (2); 4-5 (3); 6-7 (2); 8 (2)

Forsøgene blev udført ved at vælge LT1 som reference linje og LT3 som forsøgslinje og resultaterne blev vurderet ved at sammenligne forskellen mellem reference linjen og forsøgslinje i de forskellige perioder.

Resultater:

Resultaterne fra forsøgene var følgende:

- at der ikke er nogen effekt på COD fjernelsen
- at der opnås højere TotN fjernelse ved forsøg 1 og forsøg 2 i forhold til reference og forsøg 3.
- at der opnås elbesparelse ved de tre forsøg med højeste elbesparelse ved forsøg 3
- at flowet var større i forsøgslinjen end i referencelinjen i referenceperioden end i forsøgsperioden.
- at det er svært at se effekten på TotP fjernelsen, da JKL doseringen varierede meget.

I tabel 3 er ud fra kurverne i figur 5 opsummeret effekten af forsøgene med de 3 rotorstyringer udtrykt ved de opnåede reduktioner i TotN- og TotP-udløbskoncentrationer, el-forbrug i LT og JKL-forbrug.

Tabel 3: Oversigt over effekten af de forskellige forsøg.

Forbedring	TotN (mg/l)	TotP (mg/l)	Elforbrug kWh/år	JKL (m3/år)
Rotorstyring 1	0,9	0,03	70.000	33
Rotorstyring 2	0,4	-0,02	95.000	-41
Rotorstyring 3	-0,1	-0,12	289.000	11

Tabel 4 viser økonomiske konsekvenser ved de 3 rotorstyringer. Der er taget udgangspunkt i tallene fra tabel 3. Der skal dog tages forbehold for, at der er mange usikkerheder ved beregning af økonomien især for TotP og JKL forbrug. Det ses af tabel 4, at de største økonomiske besparelser opnås ved Rotorstyring 1 selv når besparelserne ved TotP og JKL forbrug ikke tages med.

På trods af en forringet udløbskvalitet for TotN i slavelinjer ved Rotorstyring 1, opnås der samlet set en større økonomisk besparelse i TotN med Rotorstyring 1. Med hensyn til elbesparelse er rotorstyring 3 den bedste måde at styre rotorerne. Resultaterne fra sammenligning af master og slave linjer (disse er ikke vist) viser imidlertid, at rotorstyring 3 ikke er robust med hensyn til fejl på iltmålerne, og ved fejl i iltmåler bliver udløbskvaliteten for TotN og COD forringet meget.

Samlet set anses Rotorstytring 1 derfor som den styring, der giver de største besparelser i forhold til den nuværende styring. Besparelsen ligger på omkring 660.000 kr. årligt

Tabel 4: Oversigt over økonomiske besparelser ved de forskellige rotorstyringer.

Besparelser	TotN afgift (tDKK)	TotP afgift (tDKK)	Elforbrug (tDKK)	JKL (tDKK)	I alt (tDKK)
Rotorstyring 1	380	70	50	165	660
Rotorstyring 2	154	-44	67	-208	-30
Rotorstyring 3	-29	-277	203	52	-50

Forsøg C: Optimalt rotorneddykningsniveau og rotorstyring:

På baggrund af forsøg A blev forsøg B og C slået sammen, da det optimale rotorneddykningsniveau på 21 cm var fundet under forsøg A.

Konklusion:

De udførte forsøg med det formål at finde den optimale rotorneddykning og finde det optimale antal iltmålere og rotorstyring baseret på disse iltmålere gav til resultat, at:

- Der opnås den bedste energimæssige udnyttelse af rotorerne og en forbedret udløbskvalitet af spildevandet ved en rotorneddykning på 21 cm.

- Antal iltmålere kan reduceres fra 4 til 2 i hver luftningstank.

- Med 2 iltmålere i hver luftningstank opnås den den største besparelse ved Rotorstyring 1, der lader iltmåler 2 styre rotor 2, 3, 4 og 5 og iltmåler 3 styre rotor 6, 7 og 8. Med denne rotorstyring kan forventes en samlet elbesparelse på beluftning på ca. 270 MWh/år. Endvidere opnås der bedre udløbskvalitet i form af lavere TotN og TotP i udløbet.

- Med en rotorneddykning på 21 cm og en iltstyring efter Rotorstyring 1 kan opnås en samlet besparelse i driften på omkring 660.000 kr. årligt

Bilag 4 Økonomiske overslag

For de lokale rensemetoder er forudsat en kapacitet svarende til et reduceret oplandsareal på 25 ha. For renseanlæg er anvendt overslag for SCA, der har et opland på 585 ha.

For bassiner er anvendt en enhedspris på 5.000 kr/m3.

Metode og beskrivelse	Anlægs-omkostninger kr.	Anlægs-omkostninger kr./ha	Drifts- og vedlige-holdelsesomkostninger kr./år	Drifts- og vedlige-holdelsesomkostninger kr./ha/år	Reduce-ret areal ha
L1. Filtrering efterfulgt af UV-bestråling					
- Bassin (700 m3)	3,500,000		10,000		
- Finrist, PST, tromlefiltre, UV-anlæg m.v.	26,800,000[1)]		610,000[1)]		
I ALT	**30,300,000**	**1,212,000**	**620,000**	**24,800**	25
L2. Filtrering					
- Bassin (700 m3)	3,500,000		10,000		
- Finrist, PST, tromlefiltre m.v.	22,500,000[1)]		500,000[1)]		
I ALT	**26,000,000**	**1,040,000**	**510,000**	**20,400**	25
L3. Bassin med optimeret hydrauliske forhold, kemisk fældning og bundfældning med lamelseparator (forudsat eksistrende bas-sin på 1500 m3)					
- Flowmåler	50,000				
- Kemikalietank og -doseringsanlæg	400,000		25,000		
- Ombygning af bassin med tilbageholdelse af first-flush, forbedring af de hydrauliske forhold og etablering af la-melseparatorer m.v.	900,000[1) 2)]		20,000[1) 2)]		
I ALT	**1,350,000**	**54,000**	**45,000**	**1,800**	25
L4. Rensning i riste og bundfældning i bassin med lamelseparator (forudsat eksisterende bassin på 1500 m3)					
- Tank med indbygget lamel-	1,500,000		20,000		

separatorer					
I ALT	**1,500,000**	**60,000**	**20,000**	**800**	25

Metode og beskrivelse	**Anlægs-omkostninger kr.**	**Anlægs-omkostninger kr./ha**	**Drifts- og vedlige-holdelsesomkostninger kr./år**	**Drifts- og vedlige-holdelsesomkostninger kr./ha/år**	**Reduce-ret areal ha**
C0. Central rensning					
- Bassin (46800 m3)	234,000,000		468,000		
- Pumpning og renseanlæg (206000 m3/år)			206,000		
I ALT	**234,000,000**	**400,000**	**674,000**	**1,152**	585
C1. Central rensning af overløbsvand med ActiFlo-metoden					
- Bassin (46800 m3)	234,000,000		468,000		
- Pumpning og renseanlæg (206000 m3/år)			206,000		
- ActiFlo-enhed med kapaci-tet på 2* 11.500 m3/h	21,000,000		120,000		
I ALT	**255,000,000**	**435,897**	**794,000**	**1,357**	585
C2. Forbedret hydraulisk kapacitet ved ATS-styring (excl. STAR basis)					
- Bassin (35800 m3)	179,010,000		358,020		
- Pumpning og renseanlæg (206000 m3/år)			206,000		
- ATS-udbygning af STAR og 2 masterlinjer med de ekstra målere	3,400,000[3)]				
- Optimering af STAR (løn og analyseomkostninger)	500,000[3)]		120,000[3)]		
I ALT	**182,910,000**	**312,667**	**684,020**	**1,169**	585

[1] Kilde: LOTWATER. Vurdering af omkostningseffektiviteten for demonstrationsprojekterne. Marts 2007
[2] Skaleret fra et bassinvolumen på ca. 7400 m3 ved Ejby Mølle i Odense til ca. 1500 m3 for et reduceret oplandsareal på 25 ha
[3] Oplysninger fra SCA

Bilag 5 Data fra miljøvurdering.

Tabel B5-1. Referenceflows for de 7 vurderede overløbsstrategier

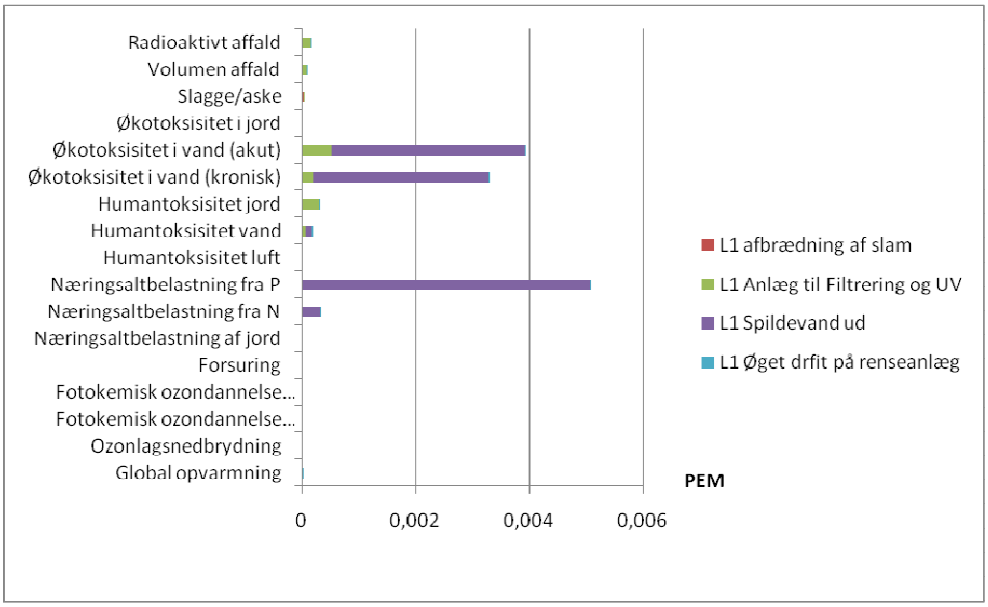
	Enhed	L1	L2	L3	L4	C0	C1	C2
Induceret materialeforbrug								
Beton	kg/m^3	0,0130	0,0500	0,0700	0,0700	0,9270	0,9321	0,8350
Rustfrit stål	kg/m^3	0,0180	0,0170	0,0035	0,0013	0,0000	0,0003	0,0000
Støbejern	kg/m^3	0,0064	0,0052	0,0120	0,0052	0,0000	0,0000	0,0000
Plast	kg/m^3	0,0004	0,0004	0,0180	0,0140	0,0000	0,0001	0,0000
Aluminium	kg/m^3	0,0021	0,0011	0,0021	0,0021	0,0000	0,0000	0,0000
Polyurethan	kg/m^3	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Materialer i alt	kg/m^3	**0,0399**	**0,0737**	**0,1056**	**0,0926**	**0,9270**	**0,9325**	**0,8350**
Induceret drift								
El	kWh/m^3	0,0200	0,0200	0,0500	0,0200	0,2490	0,2510	0,2720
Olie	ml/m^3	1,1132	1,1132	1,9460	0,8850	3,8000	4,8000	4,0000
Fældningskemikalie	g/m^3	1,3750	1,3750	4,8130	2,0630	35,0000	185,0000	40,0000
Undgået spildevandsudledning								
COD	g/m^3	23,0000	23,0000	57,0000	23,0000	74,0000	95,0000	90,0000
TotN	g/m^3	0,4100	0,4100	1,6400	1,6400	1,6000	2,6000	3,4000
TotP	g/m^3	0,2000	0,2000	0,7000	0,3000	0,9000	1,6000	1,3000
SS	g/m^3	37,0000	37,0000	51,0000	23,0000	62,0000	83,0000	74,0000
Eutrofierende stoffer i alt	**g/m^3**	**60,6100**	**60,6100**	**110,3400**	**47,9400**	**138,5000**	**182,2000**	**168,7000**
Cadmium	mg/m^3	0,0200	0,0200	0,0600	0,0100	0,0800	0,1100	90,0000
Kobber	mg/m^3	5,0000	5,0000	15,0000	5,0000	31,0000	34,0000	33,0000
Zink	mg/m^3	24,0000	24,0000	48,0000	18,0000	112,0000	128,0000	118,0000
Nikkel	mg/m^3	0,2000	0,2000	0,5000	0,2000	-1,1000	-0,4000	-0,9000
PAH	mg/m^3	0,1000	0,1000	0,2000	0,1000	0,7600	0,8300	0,7900
Økotoksiske stoffer i alt	**mg/m^3**	**29,3200**	**29,3200**	**63,7600**	**23,3100**	**142,7400**	**162,5400**	**240,8900**
E.coli	antal/m^3	1,57E+10	1,11E+10	3,96E+09	1,60E+10	6,40E+08	7,84E+09	4,52E+09

Tabel B5-2 Samlet tabel over inducerede og undgåede ressourceforbrug, emissioner og affaldsdannelser for de undersøgte strategier.

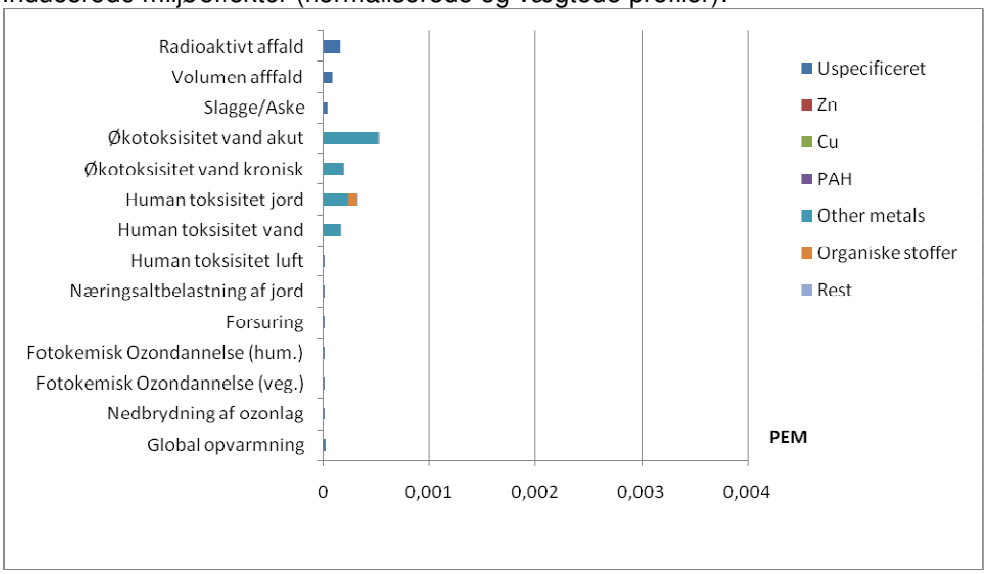
Ressourceforbrug								
		L1	L2	L3	L4	C0	C1	C2
Råolie	g/m^3	7,4269	5,5601	13,2033	10,3379	8,5456	13,5074	8,1492
Naturgas	g/m^3	9,5700	11,6811	15,0738	9,4210	26,2570	41,7258	28,6099
Stenkul	g/m^3	46,5617	51,8957	41,5103	21,4930	98,5887	154,2922	106,5145
Brunkul	g/m^3	15,0503	12,9997	8,1547	5,3868	5,7490	16,1263	5,9143
Brændsler i alt	**g/m^3**	**78,6089**	**82,1365**	**77,9421**	**46,6386**	**139,1404**	**225,6518**	**149,1880**
Kvartssand	g/m^3	0,0002	0,0002	0,0014	0,0011	0,0003	0,0007	0,0004
Kalksten	g/m^3	28,3059	16,4094	16,4826	13,0673	131,4670	141,8585	119,2218
Grus	g/m^3	134,0542	65,4158	68,6041	63,9721	783,3253	807,3329	707,4406
Ler	g/m^3	8,6038	4,2619	4,6972	4,1819	51,3197	61,2721	46,8069
Mineraler i alt	**g/m^3**	**162,3603**	**81,8254**	**85,0881**	**77,0405**	**914,7926**	**949,1921**	**826,6628**
Jern	g/m^3	20,1760	18,0871	14,5561	6,3450	5,4353	14,4163	5,5010
Kobber	g/m^3	0,0574	0,0614	0,0569	0,0340	0,2181	0,4955	0,2334
Aluminium	g/m^3	2,7651	1,5808	2,5405	2,4909	0,1223	0,3947	0,1274
Krom	g/m^3	4,3989	4,1525	0,8691	0,3253	0,0670	0,3156	0,0708
Nikkel	g/m^3	10,0716	9,5041	1,9857	0,7461	0,2360	0,8968	0,2425
Metaller i alt	**g/m^3**	**37,4689**	**33,3858**	**20,0084**	**9,9412**	**6,0788**	**16,5189**	**6,1752**
Induceret luftemission								
CO_2	g/m^3	152,6642	152,2954	144,2667	89,3655	340,0647	501,0572	351,0374
CO	g/m^3	0,8479	0,7061	0,6448	0,4050	0,2974	0,6314	0,2977
SO_2	g/m^3	0,4524	0,4177	0,3131	0,1988	0,4197	0,7473	0,4443
NOx	g/m^3	0,3396	0,3120	0,2721	0,1733	0,4973	0,7588	0,5022
CH_4	g/m^3	0,3647	0,4255	0,4072	0,2277	0,9663	1,4894	1,0410
NMVOC	g/m^3	0,0419	0,0379	0,0927	0,0682	0,0636	0,1029	0,0636
Gasser i alt	**g/m^3**	**154,7107**	**154,1946**	**145,9965**	**90,4385**	**342,3090**	**504,7870**	**353,3863**
Krom	mg/m^3	15,1633	14,3142	2,9920	1,1201	0,2303	1,0932	0,2436
Cadmium	mg/m^3	0,0077	0,0077	0,0075	0,0045	0,0211	0,0461	0,0225
Bly	mg/m^3	0,5941	0,5609	0,2068	0,0934	0,2132	0,4929	0,2247
Kviksølv	mg/m^3	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0000
Metaller i alt	**mg/m^3**	**15,7651**	**14,8828**	**3,2063**	**1,2181**	**0,4646**	**1,6323**	**0,4907**
Induceret vandemissi-on								
Aluminium	mg/m^3	159,6756	113,5296	125,6288	105,6814	33,2537	99,1421	34,5583
Krom	mg/m^3	3,5879	2,9069	4,1603	2,1883	1,0202	2,6457	1,0328
Jern	mg/m^3	199,9350	182,5147	61,5309	33,4852	31,2561	95,4110	32,2820
Bly	mg/m^3	0,0768	0,0668	0,1290	0,0852	0,0850	0,1857	0,0864
Vanadium	mg/m^3	2,0504	1,3447	2,2929	1,7061	0,3658	0,9771	0,3739
Nikkel	mg/m^3	51,3380	48,3659	10,4487	4,0198	2,9321	6,4672	2,7776
Metaller i alt	**mg/m^3**	**365,3256**	**300,3627**	**193,7419**	**143,1462**	**65,9807**	**198,3617**	**68,3334**

Induceret Affald								
Slagge og aske	g/m^3	10,6770	10,6670	18,3330	8,3300	40,0000	50,0000	42,0000
Volumen affald	mm2/m^3	15,0122	14,9937	8,2031	4,4883	18,9972	33,2677	20,2678
Radioaktivt afflad	mm3/m^3	1,6587	1,3913	0,7946	0,5354	0,9809	2,0785	0,9617
Undgået vandemission								
COD	g/m^3	22,3585	22,4281	56,7145	22,8172	73,8368	94,6234	89,8375
TotN	g/m^3	0,4096	0,4097	1,6389	1,6392	1,5998	2,5992	3,3998
TotP	g/m^3	0,2000	0,2000	0,6999	0,2999	0,9000	1,5998	1,3000
SS	g/m^3	36,9812	36,9817	50,9758	22,9840	61,9699	82,9483	73,9680
Eutrofierende stoffer i alt	**g/m^3**	**59,9493**	**60,0194**	**110,0291**	**47,7403**	**138,3065**	**181,7707**	**168,5052**
Cd	mg/m^3	0,0200	0,0200	0,0600	0,0100	0,0800	0,1100	0,0900
Cu	mg/m^3	2,5200	2,6696	14,1551	4,5548	30,5611	33,0331	32,5545
Zn	mg/m^3	23,2624	23,3413	46,9336	17,3646	111,1574	126,1094	117,1179
PAH	mg/m^3	0,0969	0,0976	0,1981	0,0985	0,7560	0,8236	0,7862
Øvrige stoffer i alt	**mg/m^3**	**25,8993**	**26,1286**	**61,3468**	**22,0279**	**142,5545**	**160,0760**	**150,5485**

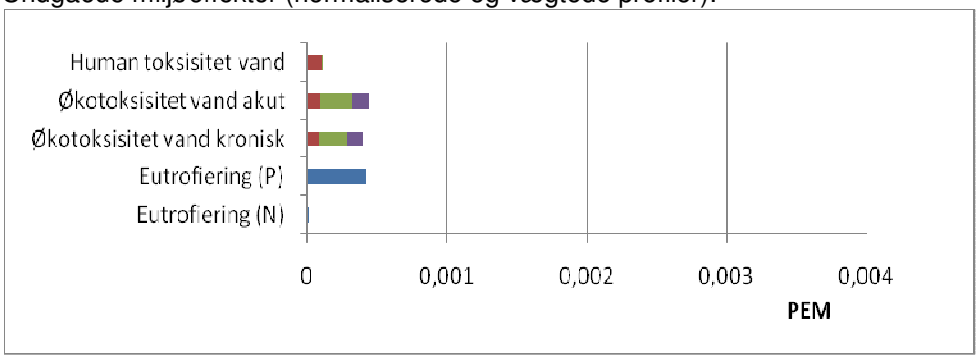
System L1: Filtrering efterfulgt af UV normaliserede og vægtede profil:



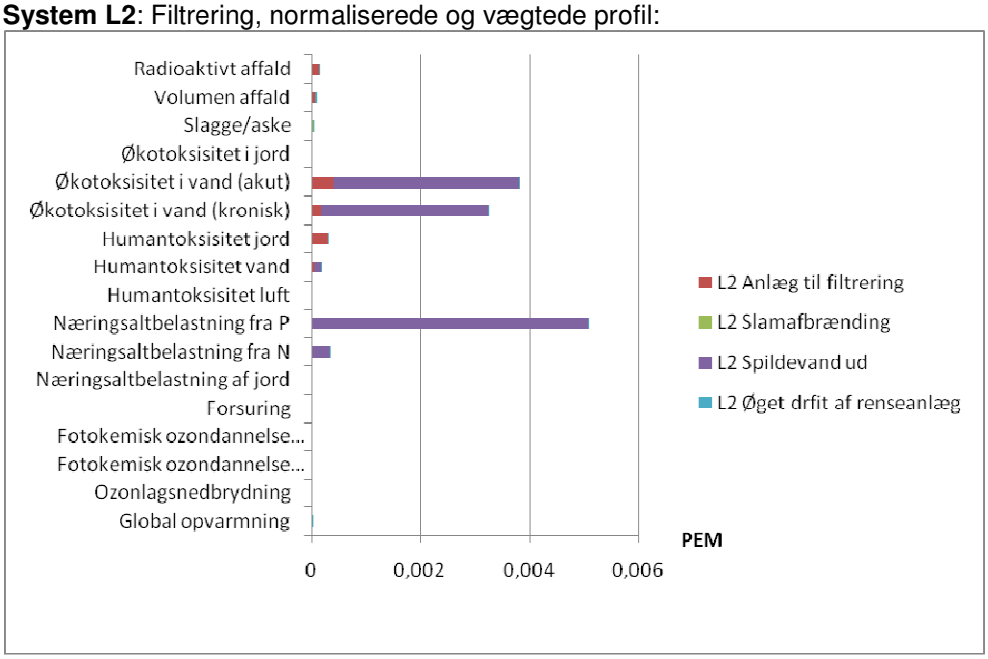
Inducerede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



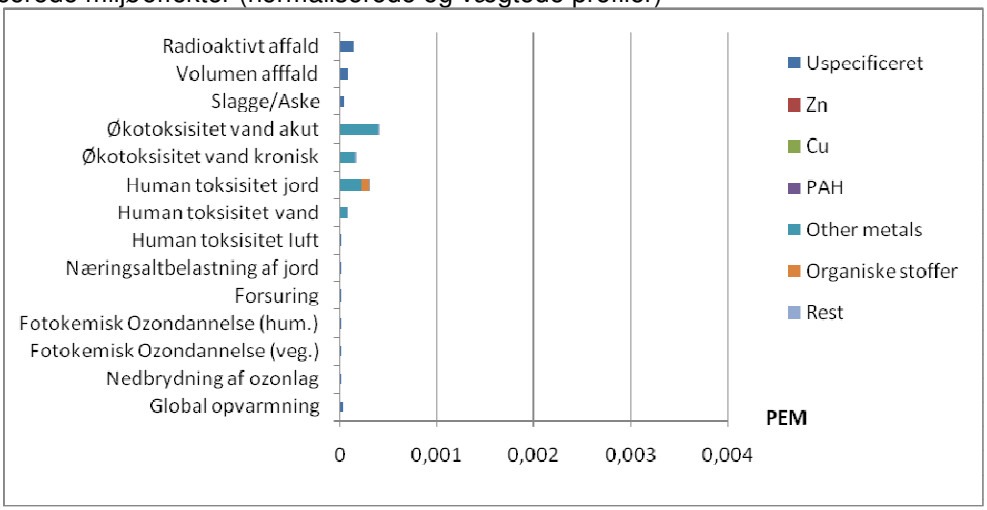
Undgåede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



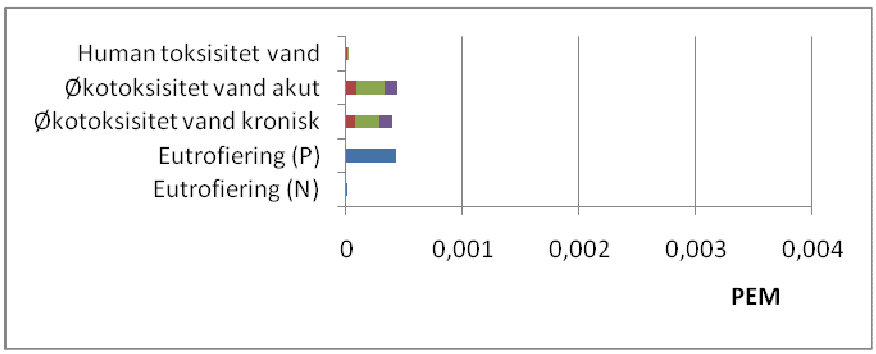
System L2: Filtrering, normaliserede og vægtede profil:



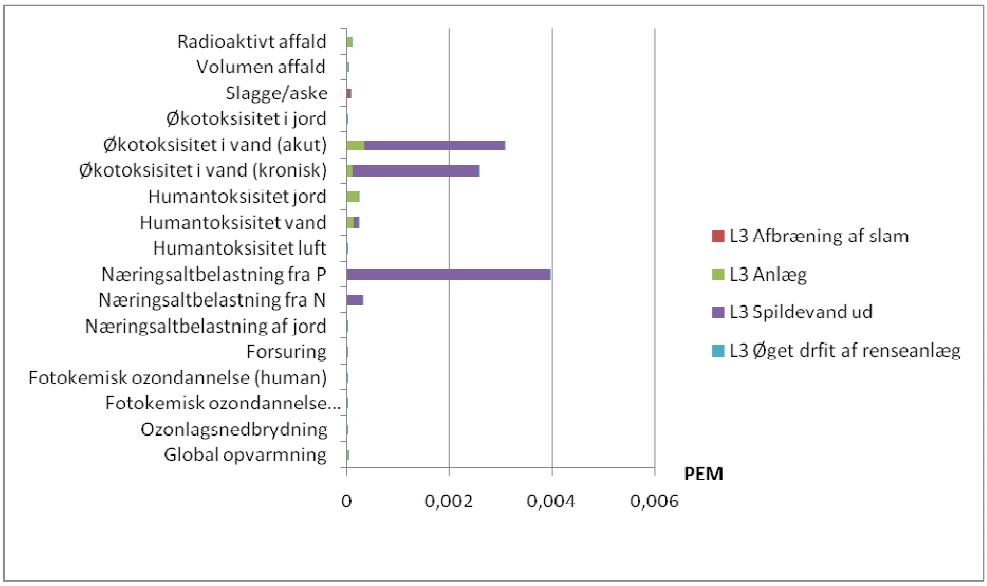
Inducerede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler)



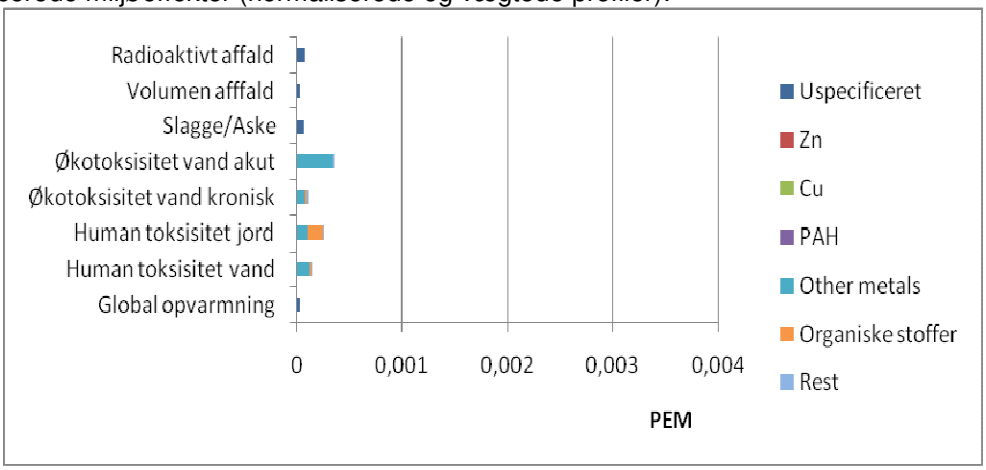
Undgåede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



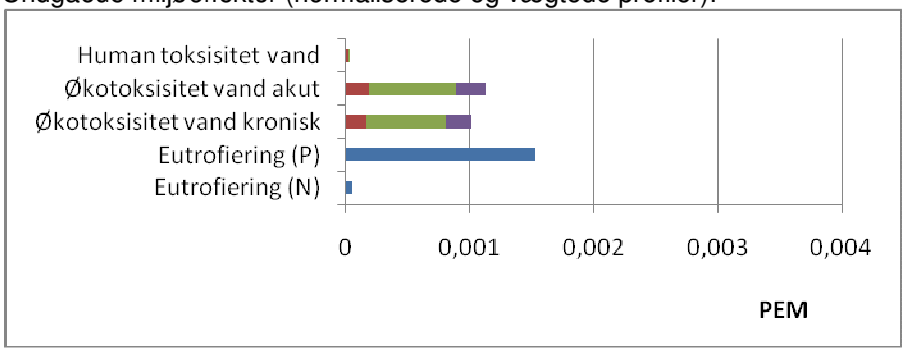
System L3: Bassin, kemisk fældning og lamelseparator, normaliserede og vægtede profil:



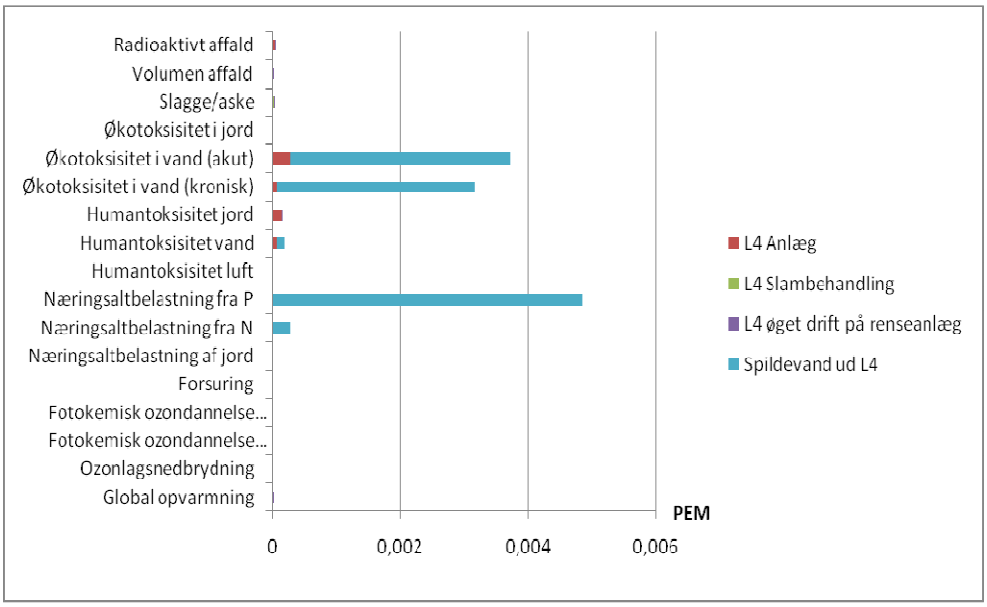
Inducerede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



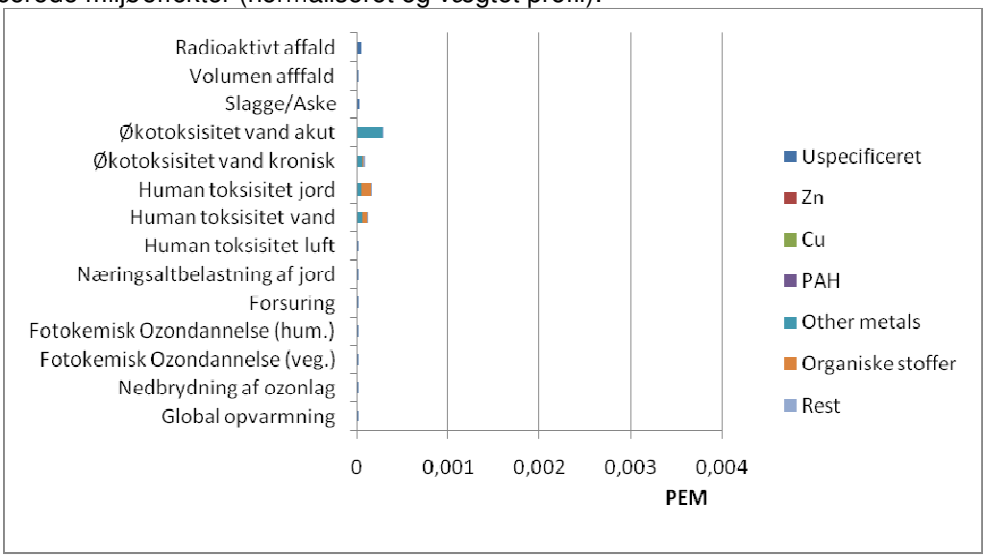
Undgåede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



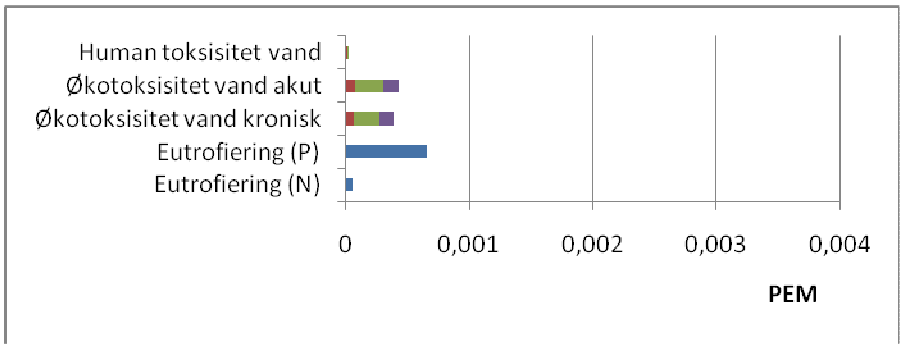
System L4: Bassin og lamelseparator, normaliserede og vægtede profil:



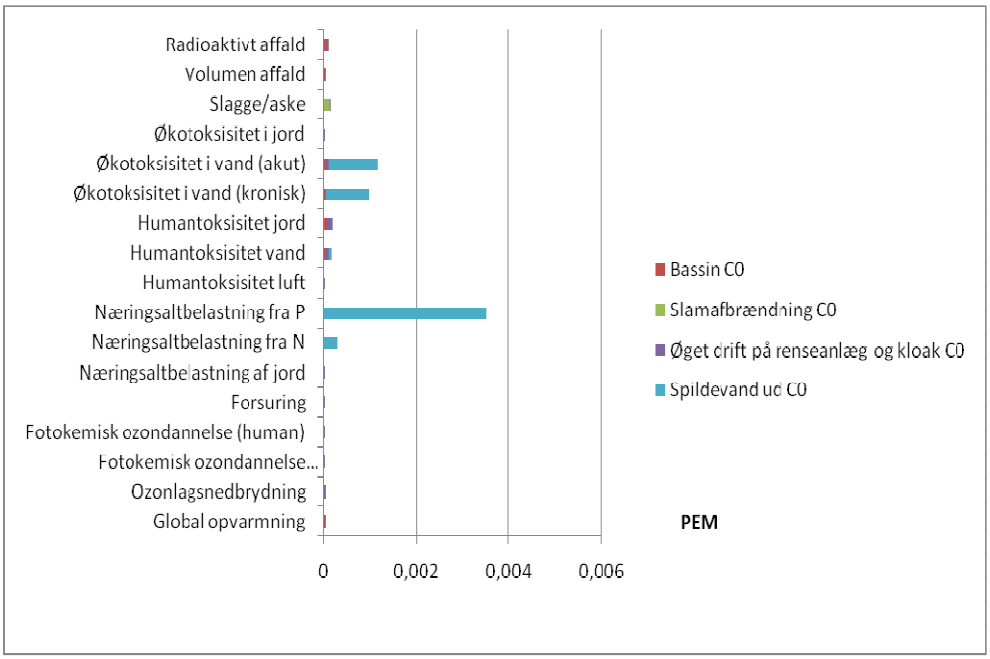
Inducerede miljøeffekter (normaliseret og vægtet profil):



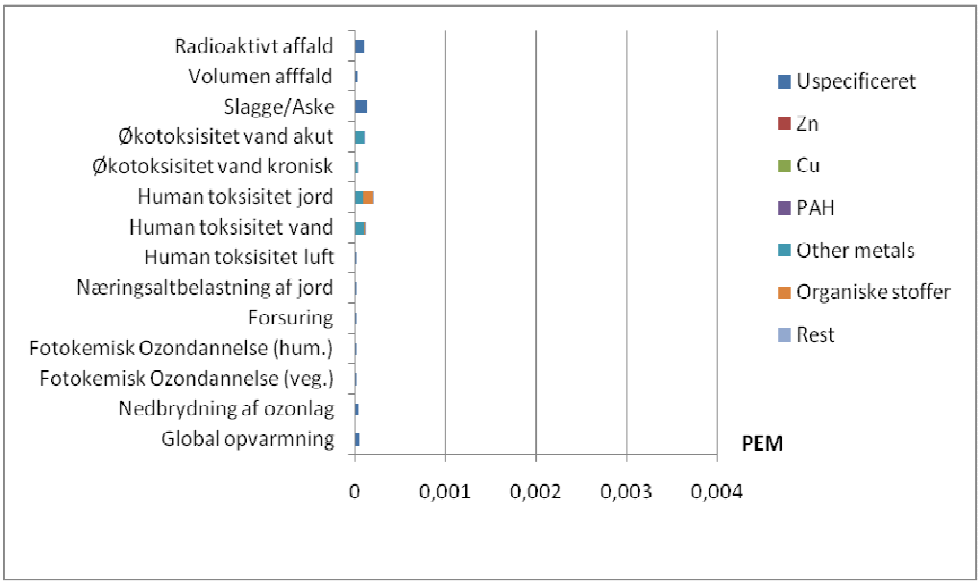
Undgåede miljøeffekter (normaliseret og vægtet profil):



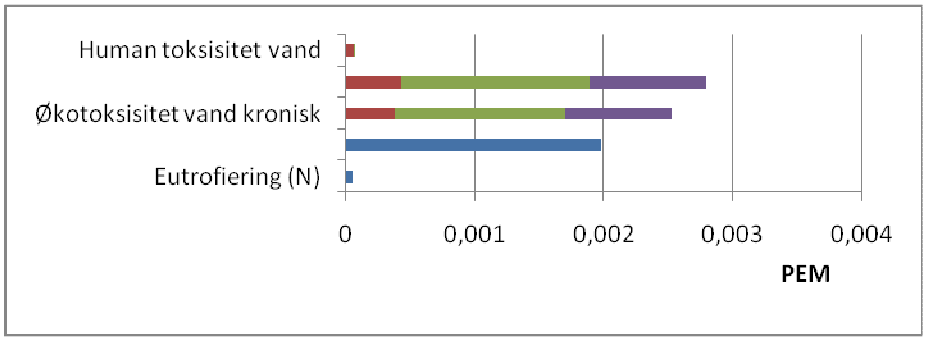
System C0: Renseanlæg uden ekstra behandling, normaliseret og vægtet profil:



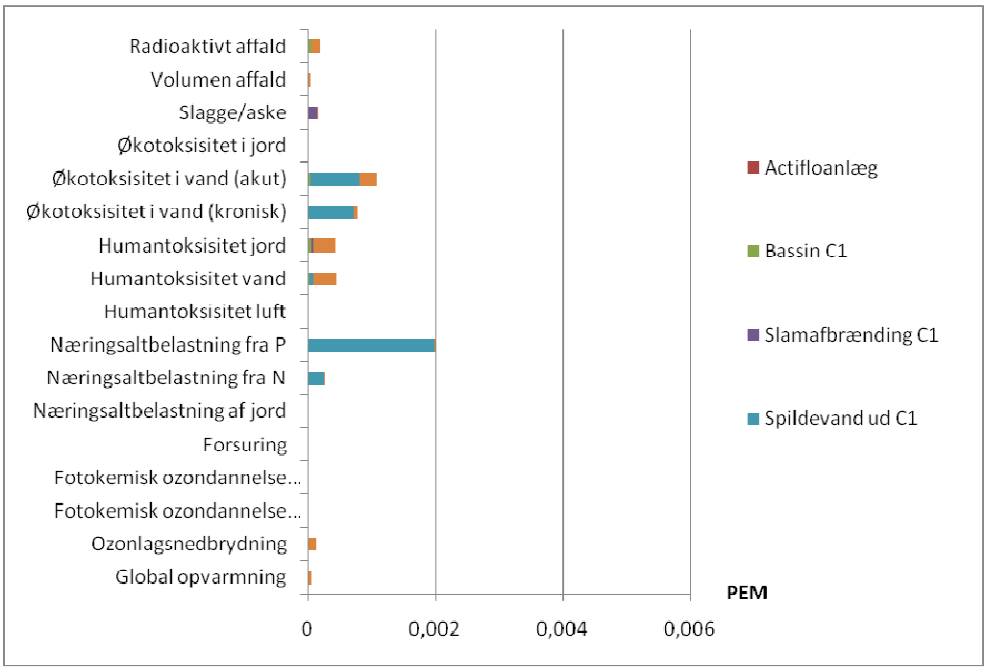
Inducerede miljøeffekter (normaliseret og vægtet profil):



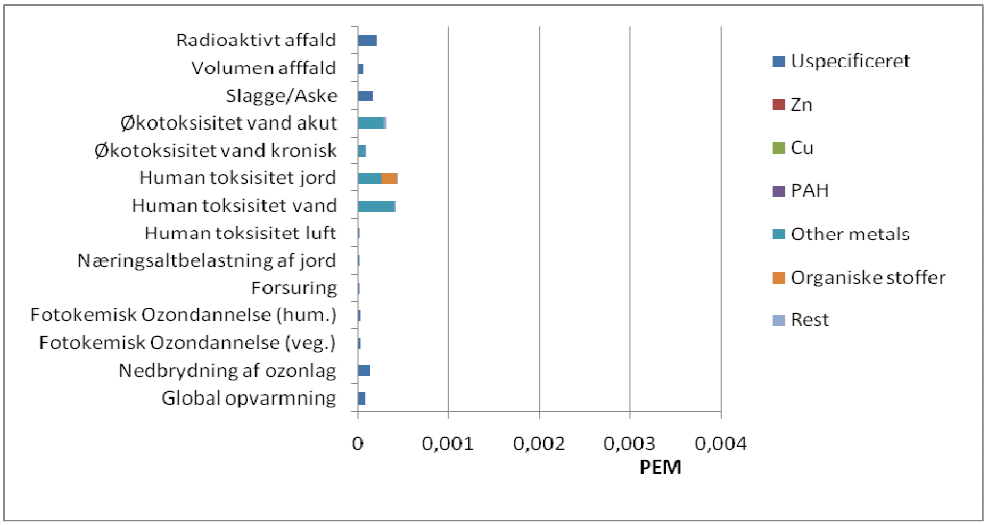
Undgåede miljøeffekter (normaliseret og vægtet profil):



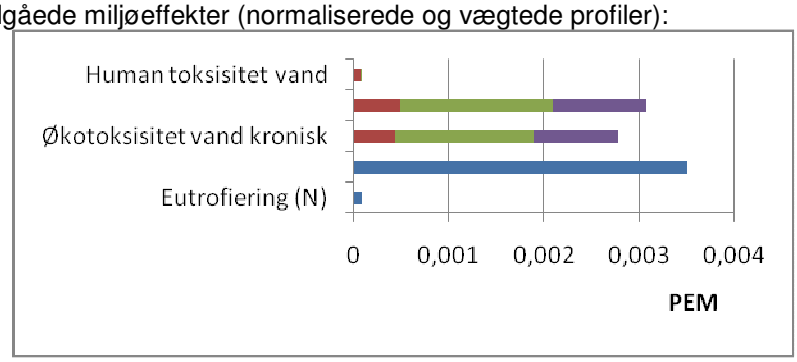
System C1: Rensning med Actiflorensning af overløb, normaliseret og vægtet profil:



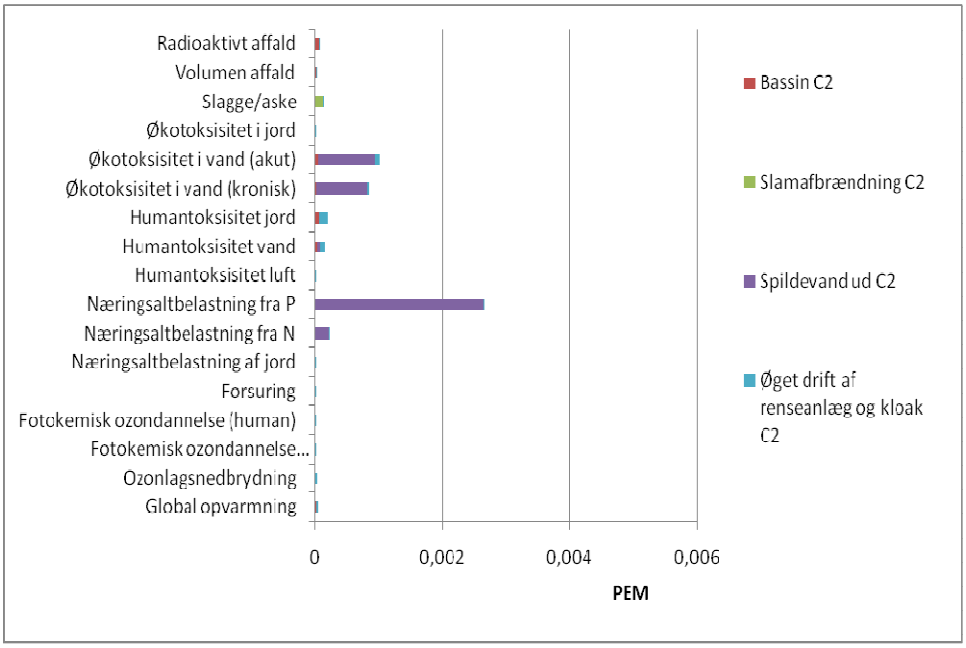
Inducerede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



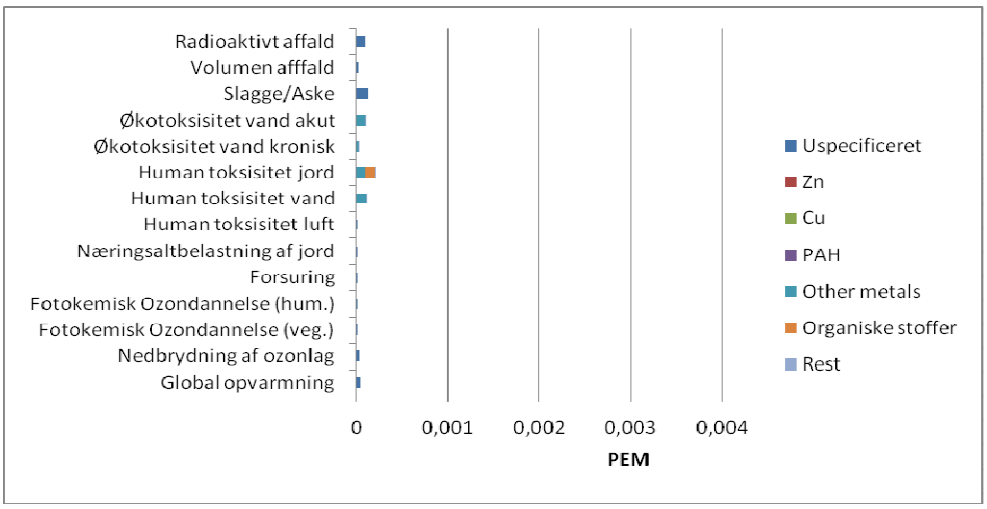
Undgåede miljøeffekter (normaliserede og vægtede profiler):



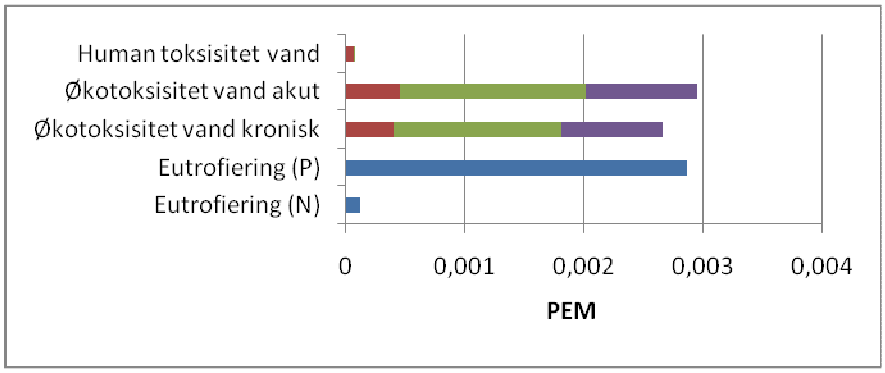
System C2: Renseanlæg med optimeret styring, normaliseret og vægte profiler:



Inducerede miljøeffekter (normaliseret og vægtede profiler):



Undgåede miljøeffekter (normaliseret og vægtede profiler):


Human toksisitet vand
Økotoksisitet vand akut
Økotoksisitet vand kronisk
Eutrofiering (P)
Eutrofiering (N)
0
0,001
0,002
0,003
0,004
PEM