

Operationelle udlederkrav for regnbetingede overløb fra fællessystemer til vandløb



November 2017

Luca Vezzaro
Sarah Brudler
Ursula S McKnight
Jes J. Rasmussen
Peter Steen Mikkelsen
Karsten Arnbjerg-Nielsen



Operationelle udlederkrav for regnbetingede overløb fra fællessystemer til vandløb

November 2017

Operationelle udlederkrav for regnbetingede overløb fra fællessystemer til vandløb

November 2017

Af Luca Vezzaro*, Sarah Brudler*, Ursula S McKnight*, Jes J. Rasmussen**, Peter Steen Mikkelsen*, og Karsten Arnbjerg-Nielsen*

* Institut for Vand og Miljøteknologi (DTU Miljø), Danmarks Tekniske Universitet

** Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Copyright: Hel eller delvis gengivelse af denne publikation er tilladt med kildeangivelse

Udgivet af: DTU Miljø

Rekvireres: Downloades via orbit.dtu.dk

Forside Luca Vezzaro (billeder: DTU Miljø og Katrine Nielsen)

Forord

Implementeringen af EUs Vandrammedirektiv kræver, at vandløb opnår en god kemisk og økologisk tilstand. Regnbetingede udledninger fra urbane områder er en vigtig påvirkning, som kan forhindre at sådan en tilstand er opfyldt.

Miljøstyrelsen har anmodet Danmarks Tekniske Universitet og Aarhus Universitet om i fælleskab at gennemføre en vurdering af den eksisterende viden om påvirkning af regnbetingede udledninger fra fællessystemer på vandløbs tilstand i en dansk sammenhæng. Disse udledninger sker i form af overløb fra fællessystemer og indeholder en blanding af byspildevand og afstrømmet regnvand. Vurderingen har som formål at danne baggrund for en etablering af operationelle krav til at sikre opnåelse af direktivets miljøkvalitetskrav. Fokus er på udledninger af ammoniak og den resulterende toksicitet samt af organisk stof og det resulterende iltvind.

En mere detaljeret baggrundsrapport er tilgængelig på engelsk. Forfatterne takker Poul Løgstrup Bjerg, DTU Miljø, for grundig gennemlæsning og kommentering af nærværende danske version.

Kongens Lyngby, november 2017

Indhold

1.	Introduktion	1
2.	Systembeskrivelse	4
3.	Forurening med kemiske stoffer i overløb fra fællessystemer	9
3.1	Udvælgelse af kemiske indikatorer	9
3.2	Variabilitet i forureningsniveau	11
3.3	Målte koncentrationsniveauer	12
4.	Økologiske indikatorer for effekter af overløb fra fællessystemer	19
4.1	Økologiske indikatorer under Vandrammedirektivet	19
4.2	Eksisterende viden om økologiske effekter af udledninger fra fællessystemer	19
4.3	Afgrænsning af kemiske indikatorer for udledninger fra fællessystemer	21
4.4	Multiple stresspåvirkninger og sammenhæng mellem økologisk kvalitet og de udvalgte kemiske indikatorer	21
4.5	Holistisk perspektiv	22
5.	Mulighed for at beskrive overløbs effekter på vandmiljøet med monitorering og modellering	24
5.1	Mulighed for monitorering af effekter af udledninger fra fællessystemer	24
5.2	Mulighed for modellering af udledninger fra fællessystemer og deres effekter	26
5.3	Samspil mellem monitorering og modeller	29
6.	Typer af regulering og internationale eksempler	31
7.	Forslag til dansk regulering af overløb fra fællessystemer	37
7.1	Præmisser	37
7.2	Trinvis regulering af regnbetingede udledninger	39
8.	Konklusion og perspektivering	45

1. Introduktion

Kloakvand i fælleskloakerede afløbssystemer er en blanding af spildevand fra husholdninger og industri og regnvand der har været i kontakt med befæstede overflader. Kloakvand udledes typisk fra byområder igennem et underjordisk afløbssystem og behandles i centrale spildevandsrensingsanlæg (benævnt renseanlæg i det følgende). I tilfælde af store og mellemstore regnhændelser kan afløbssystemet blive overbelastet. For at beskytte byen imod ukontrollerede oversvømmelser fra denne overbelastning etableres der "ventiler" i ledningsnetværket, benævnt bygværker eller overløbsbygværker. Tilsvarende benævnes udledningerne fra bygværkerne nødoverløb eller blot overløb. Disse overløb, der består af en blanding af afstrømmet regnvand og byspildevand, bliver udledt til nærliggende vandløb og øvrige overfladevande. På årlig basis udledes kun en lille del af det totale spildevandsvolumen igennem overløbsbygværker. Udledninger fra fællesystemer i forbindelse med ekstreme regnhændelser kan dog resultere i en kraftig, kortvarig stigning af vandløbsafstrømningen og dennes forureningsindhold sammenlignet med forholdene under tørvejr. Udledninger fra fællessystemer defineres, sammen med udledninger fra separate regnvandssystemer, samlet som regnbetingede udledninger.

Regnbetingede udledninger blev studeret intensivt på såvel nationalt som internationalt plan i perioden fra 1975 til 2000 og der skete en stor forøgelse af vidensgrundlaget. Påvirkningen fra regnbetingede udledninger fra fællessystemer på miljøtilstanden af små vandløb og søer blev efterfølgende identificeret (f.eks. Eriksson et al., 2007; Kjølholt et al., 2001). Større undersøgelser og målekampanjer blev etableret for at kvantificere disse udledninger og for at vurdere sammenhængen mellem udledningerne og de forskellige potentielle negative effekter på vandmiljøet, se Tabel 1. Vidensopbygningen førte til en væsentlig udbygning af afløbssystemerne i Danmark, der reducerede både vandmængder og forureningsindhold fra overløbsbygværker.

Implementering af miljølovgivning i især EU i perioden 1987-2000 fokuserede dog på kontinuerlige udledninger. Opbygning af renseanlæg til behandling af både industrielt og urbant spildevand resulterede i løbet af få årtier i et betydningsfuldt fald i de årlige stofmængder udledt til vandmiljøet. Implementeringen af Vandrammedirektivet (2000/60/EF) og de dertil knyttede vandplaner og vandområdeplaner flyttede fokus fra enkelte udledningssteder til en mere holistisk vurdering af vandområdets tilstand, herunder også vandløbs tilstand.

Selvom forurening fra regnbetingede overløb ikke er detaljeret adresseret i vandplanerne og vandområdeplanerne, spiller de formentlig i nogle tilfælde en vigtig rolle for den kemiske og økologiske tilstand af vandløb. Tilstanden af mange recipienter har vist en betydelig forbedring som følge af implementering af miljølovgivningen, herunder opbygning af renseanlæg og reduktion af udledningen fra overløbsbygværker, mens andre recipienter stadig oplever store vanskeligheder med at opnå den ønskede gode økologiske og kemiske tilstand.

Tabel 1. Effekter af udledninger fra fællessystemer på recipienter (tilpasset fra Arnbjerg-Nielsen and Johansen, 2002)

Effekt	Underinddeling	Forurenings-påvirkning
Fysiske ændringer	Oversvømmelse i urbane og rurale områder Erosion Aflejring af sedimenter	Akut (kort tidsskala)
Æstetisk forurening	Hygiejnebind, kondomer mv Sedimenter på brinker, strande	
Hygiejnisk forurening	Sygdomme hos mennesker Sygdomme hos dyr	
Fysisk-kemiske forhold i vandløb	Iltsvind i vandløb Høje koncentrationer af ammoniak	
Eutrofiering	Organisk stof Næringssalte	Akkumulerende (lang tidsskala)
Ændringer i økologisk status over lang tidsskala	-	
Giftige og/eller miljøfremmede stoffer	Giftighed (akut og kronisk) Nedbrydelighed Bioakkumulerbarhed	Akut/ akkumulerende

Udover de etablerede renseanlæg, betragtes typisk følgende yderligere muligheder for at forbedre den kemiske og økologiske tilstand:

- Yderligere reduktion i udledninger fra kontinuerlige forureningskilder, herunder især udledninger fra industri og landbrug samt yderligere krav til rensning via spildevandsanlæg.
- Reduktion i udledning fra diskontinuerlige (puls) forureningskilder, herunder minimering af overløb fra fællessystemer, rensning af afstrømning fra separate regnvandssystemer, kortvarige udledninger fra industrielle anlæg mv.
- Ændringer i arealanvendelse og/eller forbud mod brug af specifikke stoffer i oplandet.
- Ændringer af strømningsforhold i vandløb
- Biomanipulation af vandmiljøet for at favorisere overgangen til en bedre økologisk tilstand.
- Ændringer i den fysiske tilstand af vandløb (vandløbets beluftning, genskabelse af slyngninger, osv.)

Byområder er desuden under indflydelse af andre processer, som øger den regnbetingede påvirkning på det naturlige vandmiljø. Disse processer inkluderer bl.a. voksende urbanisering og stigende befæstelsesgrader i urbane områder, som resulterer i øgede volumener af afstrømmet regnvand. Klimaforandringer bidrager også til hyppigere og større regnbetingede overløb fra fællessystemer, fra overløbsbygværker opstrøms i systemet og fra "bypass" internt på renseanlæg. Alle disse ændringer kan bidrage til at forværre den økologiske tilstand af vandløb men indgik ikke som betydende fænomener i tidligere vurderinger af regnbetingede udledninger.

Denne rapport fokuserer på betydningen af regnbetingede udledninger fra fællessystemer (udledninger fra overløbsbygværker) i forhold til at opnå og vedligeholde god kemisk og økologisk tilstand af vandløb.

Med udgangspunkt i en bred litteraturgennemgang om udledninger og stofgrupper, stressfaktorer, målinger, modeller og eksisterende former for regulering på området er det formålet at opstille et forslag til eventuelle fremtidige danske operationelle udlederkrav for regnbetingede overløb fra fællessystemer til vandløb.

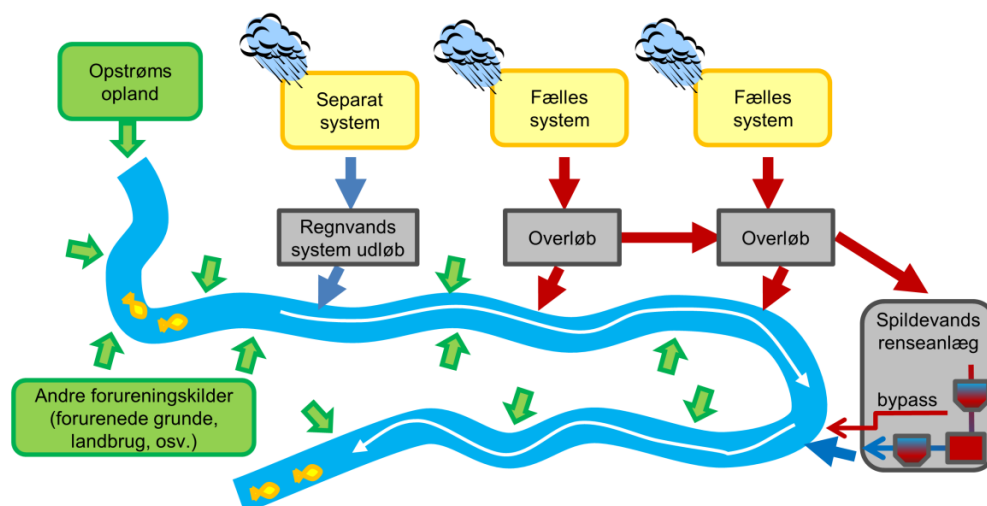
Rapportens fokus er på udledninger af ammoniak/ammonium og organisk stof og det resulterende iltsvind, da disse forureningsstoffer på baggrund af litteraturen er vurderet til at være vigtige årsager til de mest tydelige negative påvirkninger af vandløbs tilstand fra overløb og endvidere de årsager, hvor der mest tydeligt er opstillet en kausal sammenhæng mellem udledning og effekt på tilstanden i vandløb. Endvidere er disse stoffer lettere at monitorere end de mange andre stoffer, der findes i kloakvand, og de kan dermed fungere som indikatorer for betydningen af regnbetingede overløb fra fællessystemer generelt.

Rapporten er opbygget således;

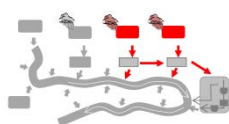
- Kapitel 2 skitserer de forskellige elementer af det integrerede urbane vandsystem, dvs. afløbssystemer, renseanlæg og vandløb samt deres interaktioner, og hvordan de påvirker den gode kemiske og økologiske tilstand af recipienten.
- Kapitel 3 redegør for vores nuværende viden om forureningsstoffer, som bliver udledt fra fællessystemer, og sammenligner de forventede forureningsniveauer i udledninger med miljøkvalitetskrav for god kemisk tilstand.
- Kapitel 4 beskriver i et oplands-baseret perspektiv de mangeartede stressfaktorer (inklusive udledninger fra fællessystemer), der påvirker recipienters tilstand, og identificerer de mest brugbare indikatorer.
- Kapitel 5 beskriver de tilgængelige metoder og principper, som kan anvendes til at monitorere vandkvalitet i udledninger og recipienter, samt de modelleringsværktøjer som kan anvendes til at forstå dynamikken i det samlede system og til at fortolke målinger.
- Kapitel 6 beskriver de tilgange, som på dansk og internationalt niveau er anvendt til regulering af overløb fra fællessystemer.
- Kapitel 7 beskriver et forslag til en trinvis beslutningsproces til regulering af regnbetingede udledninger, baseret på informationerne beskrevet i de foregående kapitler.
- Kapitel 8 indeholder en kortfattet konklusion og fremadrettet perspektivering.

2. Systembeskrivelse

En succesfuld regulering af regnbetingede overløb fra fællessystemer kan ikke adskilles fra resten af det integrerede urbane vandsystem. Behovet for at inddrage de forskellige dele af det urbane vandsystem i et holistisk perspektiv har inspireret EUs Vandrammedirektiv (herunder den danske implementering i Lov om vandplanlægning¹), og er også brugt til at strukturere denne rapport (Figur 1). De væsentligste systemkomponenter i det urbane vandsystem gennemgås nedenfor.

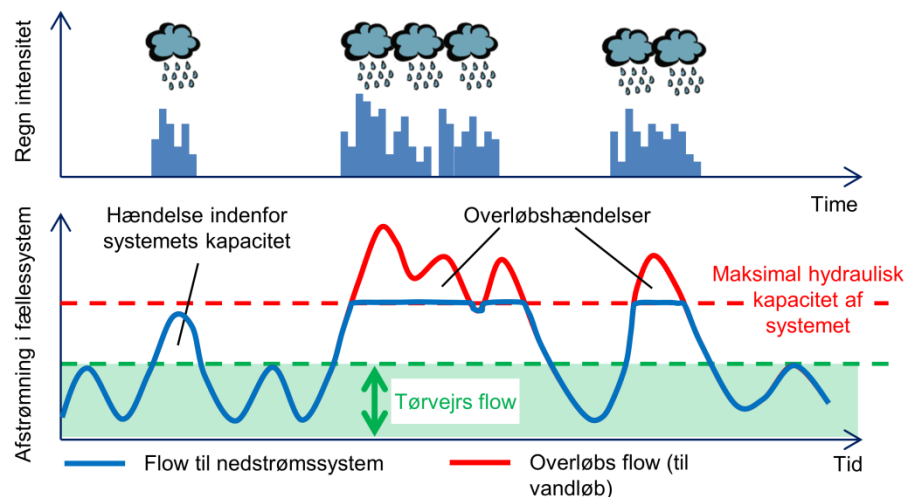


Figur 1. Konceptuelt overblik over det integrerede urbane vandsystem som beskrevet i denne rapport. Vandløbets tilstand er påvirket af regnbetingede udledninger fra fællessystemer (brune pile), andre udledninger fra punktkilder i urbane områder (separate regnvandssystemer, rensesanlæg – mørkeblå pile), samt andre forureningskilder som forurenede grunde, landbrugsdræn og diffuse kilder (grønne pile).



Overløbsbygværker er konstruktioner i fælles afløbssystemer, som udleder en blanding af spildevand og regnvand til recipienten, når den hydrauliske kapacitet af afløbssystemet bliver overskredet. Fælles afløbssystemer indsamler spildevands- og regnvandsafstrømning fra de urbane områder og transporterer dem til rensesanlæg. Udledninger fra overløbsbygværker skyldes store og mellemstore regnhændelser, hvor den samlede afstrømning overskrider systemets hydrauliske kapacitet (Figur 2). Tidspunktet for begyndelsen af overløbshændelser er afhængigt af, hvornår og hvor regnen falder samt forskellige oplandsfaktorer, såsom det befæstede areal, størrelsen af ledningerne, det tilgængelige opmagasineringsvolumen, osv. Forureningsindholdet i udledningen er afhængig af spildevandets og det afstrømmede regnvands sammensætning samt af processer i afløbssystemet, hvor opblanding, sedimentation og resuspension samt løsrivning af biofilm er blandt de mest betydningsfulde.

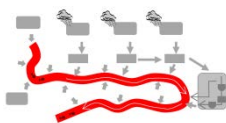
¹ LOV 1606 af 26/12/2013 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2013) og følgende ændringer i LOV 1730 af 27/12/2016 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016c)



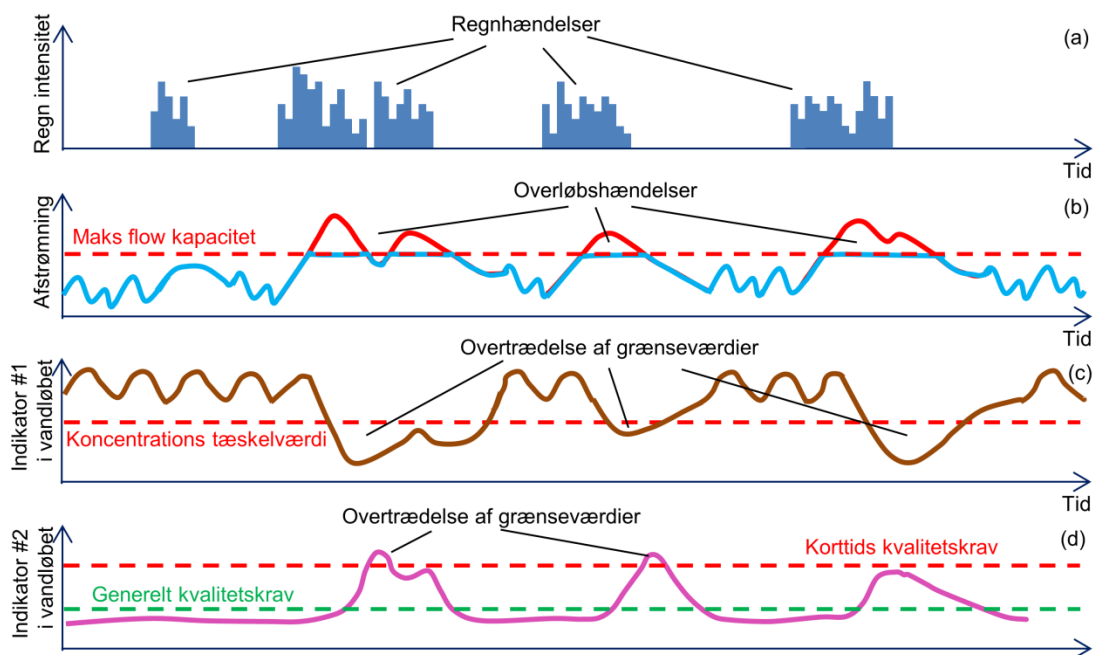
Figur 2. Konceptuel beskrivelse af afstrømning i en fælleskloak under flere på hinanden følgende regnhændelser. Typisk vil overløb først forekomme ved afstrømninger, der er adskillige gange større end afstrømningen under tørvejr.

Forureningsindholdet i spildevandet påvirkes af indbyggernes forbrugsmønstre i oplandet samt de industrielle aktiviteter, som kan bidrage til øgede mængde af organisk stof (som f.eks. i tilfældet af fødevarerindustrier) samt miljøfremmede stoffer (afledt af særlige produktionsprocesser).

Regnvandsafstrømningen har typisk lavere koncentrationer end spildevand for en række stoffer (med undtagelse af f.eks. nogle tungmetaller, PAH'er og bekæmpelsesmidler), og spiller derfor en rolle som fortyndingsfaktor. Afhængigt af systemets fysiske egenskaber kan sedimenter og partikler (samt stoffer som har tendens til at binde sig til partiklerne) resuspendere i forbindelse med den kraftige vandføring der opstår under regn, og dette kan påvirke forureningsudledningen ifm. overløb.



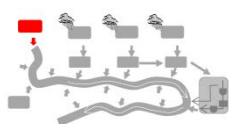
Udledninger fra fællessystemet påvirker den kemiske og økologiske tilstand af recipienten, som – ifølge Vandrammedirektivet – skal opnå en god tilstand. Dette er defineret som en kombination af både kemiske og økologiske indikatorer. Vandrammedirektivet fastsætter forskellige miljømål til naturlige vandområder og til kunstige og stærkt modificerede vandområder. Miljøkvalitetskrav for god kemisk tilstand er defineret som to grænseværdier, hhv. et generelt miljøkvalitetskrav (acceptabel årsgennemsnitskoncentration) og et korttidsmiljøkvalitetskrav (maksimal acceptabel koncentration), hvor kortidskvalitetskravet er relateret til pulsudledninger og akutte miljøpåvirkninger mens det generelle krav er relateret til kontinuerlige udledninger og akkumulerende miljøpåvirkninger.



Figur 3. Konceptuel illustration af sammenhængen mellem regnhændelser (a – fire hændelser), som giver anledning til overløbshændelser (b – tre hændelser) og resulterer i overtrædelse af miljøkvalitetskravene for god kemisk tilstand (c – tre hændelse for minimumkoncentration; d – to hændelser for korttidskvalitetskrav og tre hændelser for generelt kvalitetskrav).

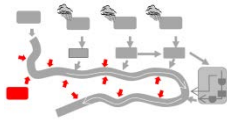
Kapitel 3 redegør for kendt viden om forureningsstoffer og niveauer i udledninger fra overløbsbygværker og sammenligner dem med Vandrammedirektivets miljøkvalitetskrav. Sammenhængen mellem regnhændelser, overløbshændelser og overtrædelser af grænseværdier er ikke lineær, hvilket er illustreret i Figur 3.

Der er i den danske regulering af miljømål også angivet kemiske miljøkvalitetskrav til sedimenter (BEK 439 af 19/05/2016), hvilket er relevant, da mange kemiske stoffer har stor tendens til at binde sig til partikler, som sedimenterer i vandløb. Dette behandles dog ikke yderligere i denne rapport. Der findes også indikatorer for økologisk tilstand i recipienter, hvilket beskrives i Kapitel 4.

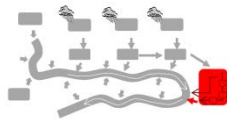


Recipienten har typisk sit udspring i naturlige eller landbrugsmæssige oplande placeret opstrøms for de urbane områder. I disse oplande er afstrømningsprocesserne typisk langsommere end i de urbane områder, og forureningskilderne er anderledes. De langsomme afstrømningsprocesser og de menneskeskabte aktiviteter og forureningskilder, der findes i landbrugsmæssige oplande, påvirker baggrundskoncentrationerne i recipienten, når den nærmer sig et byområde. Størstedelen af vandløbsafstrømningen udspringer typisk i de naturlige eller landbrugsmæssige oplande, men i stærkt bebyggede områder samt på særlige årstider og/eller i forbindelse med langvarig kraftig regn kan størstedelen af vandløbsafstrømningen imidlertid stamme

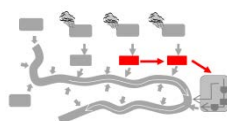
fra de urbane oplande (udledninger fra renseanlæg og fra overløbsbygværker). Betydningen af de landbrugsmæssige oplande for recipientens tilstand skal tages i betragtning ved vurdering af effekterne af udledning fra fællessystemer, men gennemgås ikke eksplicit i denne rapport.



Andre forureningskilder påvirker kvaliteten af afstrømning fra de rurale oplande. Uønsket udvaskning af f.eks. næringsstoffer og pesticider fra landbrugsområder og afstrømning af grundvand fra forurenede grunde vil i mange tilfælde påvirke recipientens tilstand både før og efter overløbsbygværket. En væsentlig forurening fra de opstrøms beliggende oplande kan begrænse betydningen af udledningen fra fællessystemer for den totale mængde af forureningsstoffer, idet vandløbet også uden påvirkningen fra fællessystemet vil have en dårlig tilstand. Tilsvarende kan de rurale afstrømninger være så store og/eller forureningspåvirkningen herfra så lille, at recipienten har en så god tilstand opstrøms for byområdet at de negative effekter af udledninger fra fællessystemer ikke har væsentlig betydning for tilstanden af recipienten. Der er dermed en stor variation i effekten af udledninger afhængigt af opstrøms forhold, som kun delvist kan forklares med den nuværende viden.

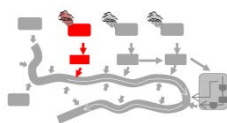


I perioder med regnvejr opererer renseanlægget på grænsen af sin hydrauliske kapacitet. Høj vandføring i indløbet til anlægget resulterer i lavere opholdstid i anlægget og i en mindre effektiv bundfældning i efterklaringstankene. Disse processer reducerer den overordnede rensegrad af anlægget, med risiko for overskridelse af grænseværdier for stofkoncentrationer i udledninger og en øget stofudledning til følge. Når indløbet overskrider den hydrauliske kapacitet af anlæggets biologiske rensetrin, omledes delvist behandlet spildevand direkte til recipienten (bypass). Afhængig af den fysiske udformning af anlægget, bliver bypass enten udledt igennem et separat udløb til recipienten eller blandet med det rensede vand. Placering af bypass overløbskanten på renseanlægget er vigtigt for monitoring og regulering af udløbet. Forureningsniveauet i bypass vandet er også afhængigt af den fysiske placering på renseanlægget. Bypass før de biologiske procestanke men efter den mekaniske rensning er mindre forurenede og varierer mindre end bypass ved anlæggets indløb (som er sammenligneligt med overløb fra et fællessystem). Af samme grund er det mere krævende at monitorere egentlige overløb fra fælles afløbssystemer end at monitorere bypass på renseanlæg.



Forsinkelsesbassiner er en udbredt løsning til at minimere overløbsmængder. Volumener af opblandet spildevand og afstrømmet regnvand bliver opmagasineret i bassiner i løbet af en regnhændelse, når den samlede afstrømning overstiger afløbssystemets kapacitet, og vandet bliver senere ledt til behandling i renseanlægget. Tømning af bassiner kan dog resultere i en større midlertidig belastning af renseanlæg, og et øget

indløb til renseanlægget eller en pludseligt stigning af stofmængden tilført renseanlægget kan resultere i en mindre renseseffektivitet og en øget negativ påvirkning af recipientens tilstand.



En yderligere løsning til at minimere overløbsmængder er *separering* af regnvandsafstrømningen fra spildevandet. Separering fjerner den primære årsag til overskridelse af fællessystemets kapacitet, da regnvand udledes (som oftest efter en vis grad af behandling) til recipienten igennem et separat afløbssystem.

Koncentrationer er typisk lavere i afstrømmet regnvand end i spildevand for de fleste stoffer (med undtagelse af f.eks. nogle tungmetaller, PAH'er og bekæmpelsesmidler), men når man kigger på den totale årlig stofmængde, som er udledt fra urbane områder til vandløb, kan bidraget fra separate oplande være større end bidraget fra fælleskloakeret oplande (dvs. overløbsbygværker), ligesom det ofte har højere toksicitet, (f.eks. kan tungmetallerne være mere biotilgængelige end i overløbsvand fra fælles systemer). Regnvand fra separate systemer kan også afledes lokalt med LAR løsninger (Lokal Afledning af Regnvand), som typisk har begrænset kapacitet og derfor reducerer udledning til recipienten væsentligt for små og mellemstore regnhændelser men kun i begrænset grad for store regnhændelser.

3. Forurening med kemiske stoffer i overløb fra fællessystemer

3.1 Udvalgelse af kemiske indikatorer

Dette kapitel beskriver de målte forureningsniveauer i regnbetingede udledninger (overløb) fra fællessystemer, som kan findes i litteraturen. Yderligere informationer om andre regnbetingede udledninger (bypass fra renseanlæg og udledninger fra separatsystemer) findes i baggrundsrapporten (Vezzaro et al., 2017). Informationerne stammer fra internationale og danske målekampanjer, og de anførte parametre fokuserer kun på kemiske indikatorer, som er nævnt i gældende dansk miljølovgivning (Tabel 2). Forureningsniveauerne er rapporteret som intervaller af målte koncentrationer, og de er sammenlignet mod udledningskrav (for udledninger fra renseanlæg) og generelle og korttidsmiljøkvalitetskrav (for recipienter) fra den gældende lovgivning. Miljøfremmede stoffer, som blev undersøgt ved udarbejdelse af EU's observationsliste (Carvalho et al., 2015), er også inkluderet i dette kapitel.

I alt er over 160 stoffer nævnt i den gældende danske miljølovgivning (BEK 439 19/05/2016 - Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). For at udpege de meste kritiske stoffer for miljøet, er disse stoffer blevet klassificeret baseret på deres potentielle risiko for vandløbs kemiske tilstand (som er defineret ved miljøkvalitetskravene). Sorteringen af kemiske stoffer foregik på baggrund af kriterierne i Tabel 3 samt følgende antagelse:

- *Antagelse:* Udledninger fra fællessystemer bliver fortyndet i en vis grad efter udledning, dvs. at de målte koncentrationer forventes højere på udledningspunktet end både opstrøms og nedstrøms i vandmiljøet. Direkte sammenligning mellem målte værdier i udledninger og miljøkvalitetskrav (grænseværdier i miljøet) vil derfor resultere i en (for miljøet) forsigtig vurdering af udledningens påvirkning af vandløbes kemiske tilstand.

Tabel 2. Kemiske indikatorer for vandkvalitet, som er omfattet af rapporten.

Kategori	Typiske indikatorer ²	Gældende miljølovgivning i Danmark
Traditionelle indikatorer	Organisk stof (BOD ₅ , COD) Næringsstoffer (Total P, Total N, NH ₄ -N) Partikler (SS)	Spildevandsudledning fra renseanlæg – BEK 726 01/06/2016 – EU direktiv 91/271/EEC
Prioriterede stoffer	Mange forskellige stofgrupper som f.eks. tungmetaller, industrielle kemikalier, pesticider, biocider, flammehæmmere, blødgøringsmidler, polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH), Polyklorerede bifenyl (PCB)	Miljøkvalitetskrav – BEK 439 19/05/2016 – EU direktiv 2000/60/EC, 2008/105/EC, 2013/39/EU
Andre miljøfremmede stoffer	Lægemidler Hormonforstyrrende stoffer Kunstige sødemidler Produkter til personlig pleje	EU observationsliste: – EU direktiv 2013/39/EU – Carvalho et al. (2015)

² Se Bilag A for den komplette liste af stoffer

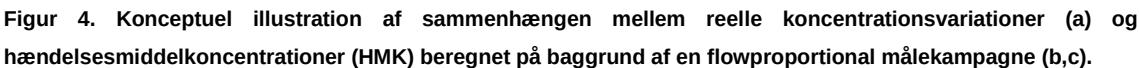
Denne forenklede klassificering af stofferne har betydelige begrænsninger:

- Site-specifikke tilstande er ikke betragtet. Disse inkluderer bl.a. fortyndingsgrad (herunder vurdering af opblandingszone), forskellige typer af oplande og baggrundskoncentrationer i vandløbs opstrøms for udledningen. Betydning af nogle af disse faktorer er yderligere beskrevet i Kapitel 4.
- Klassificeringen fokuserer på koncentrationsniveauer, dvs. at stofmængde ikke er taget i betragtning. Formatet af målinger spiller også en vigtig rolle. Nogle kilder rapporterer målingerne som hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK), mens andre rapporterer enkelte måleværdier (som derfor kan resultere i højere koncentrationer - se diskussionen i afsnit 3.2).
- Klassificering medregner kun stoffer i vandfasen, dvs. at miljømål for sedimenter ikke er betragtet i analysen. Sedimenteringen af stoffer i vandløb er afhængig af flere site-specifikke faktorer, og det er derfor ikke muligt til at etablere en direkte sammenhæng mellem stofkoncentrationer ved udledningsstedet og sedimentkoncentrationer nedstrøms herfor. Desuden er koncentrationer i vandfasen som oftest rapporteret som totale koncentrationer, mens miljøkvalitetskrav for nogle stoffer er defineret for den biotilgængelige (opløste) fraktion.
- Antallet af tilgængelige målinger er ikke medregnet i klassificeringen. Dette påvirker de opgjorte koncentrationsintervaller betydeligt. I nogle tilfælde påvirker det også klassificeringen, f.eks. ved kriterium #1, idet sandsynligheden for at måle høje koncentrationer øges med antallet af prøver/målinger, og ved kriterium #4, idet stoffer der kun er reguleret ved et generelt krav ikke kan vurderes som en høj mulig trussel.

Tabel 3. Kriterier brugt til klassificering af stoffer i forhold til deres potentielle risiko for vandmiljøets kemiske tilstand.

Klassificering		Kriterium	Rationale
Ubetydelig trussel for god kemisk tilstand		Alle tilgængelige målinger er under miljøkvalitetskravet	Koncentrationsgrænser bliver ikke overskredet - også i tilfældet af høje udledningskoncentrationer og lav fortyndingsgrad
Lav trussel for god kemisk tilstand		Højeste målte koncentrationer over korttidskvalitetskrav eller generelt kvalitetskrav, men middelværdi/median ³ under kvalitetskrav (dvs. at kvalitetskrav er overskredet i ekstreme hændelser)	Koncentrationsgrænser kan blive overskredet for ekstreme hændelser (med f.eks. høje koncentrationer i overløbsvand eller lav fortyndingsgrad)
Mulig trussel for god kemisk tilstand		Middelværdi/median ³ over generelt kvalitetskrav (dvs. at de fleste målte koncentrationer overstiger det generelle kvalitetskrav)	Maksimumkoncentrationer kan overskrides i tilfældet af lav fortyndingsgrad eller høje baggrundskoncentrationer
Høj mulig trussel for god kemisk tilstand		Middelværdi/median ³ over korttidskvalitetskrav (dvs. at de fleste målte koncentrationer overstiger korttidskvalitetskrav)	Koncentrationsgrænser forventes at blive overskredet i størstedelen af hændelser med få undtagelser (f.eks. med høj fortyndingsgrad eller lav baggrundskoncentration)

³ Median bliver brugt når eksisterende målinger viser få målinger med høje værdier, som baseret på en faglig vurdering resulterer i urealistiske høje gennemsnit værdier.



Antallet af tilgængelige målinger er desuden begrænset. Der findes kun målinger for 37% af de stoffer, som er reguleret af BEK 439 19/05/2016, og antallet af prøver er for mange af disse stoffer er betydeligt mindre end de anbefalinger, der findes i den internationale litteratur om prøvetagning ift. vandkvalitet af regnbetingede udledninger. Vurdering af udledningernes trussel for vandmiljøet er derfor begrænset af mangel af data.

Data om forureningsniveau i udledning fra fællessystemer er typisk rapporteret som hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK) og, når tilstrækkelige målinger er tilgængelige, som stationsmiddelkoncentrationer (SMK). Dette data format stammer fra måleteknikken, som bruges til at monitorere kvaliteten af regnafstrømning. Vandprøver opsamles med automatiske prøvetagere, som beskriver en meget dynamisk proces ved diskrete værdier med et resulterende tab af information – se Figur 4. SMK varierer for hvert udledningssted, da den er påvirket af forskellige faktorer (som f.eks. skyldes forskelle i forureningskilder eller kildestyrken af forurening), som varierer mellem forskellige oplande.

Forskellige stoffer er påvirket af forskellige processer i fællessystemer. For bedre at forstå repræsentativitet af stofmålinger i overløb er det derfor vigtigt at tage højde for stoffernes egenskaber, f.eks. ved at opdele i følgende to grupper:

- *Opløste stoffer* (f.eks. ammoniak) især fra spildevand (som er en ret stabil kilde), fortyndes af det afstrømmede regnvand. Koncentrationer i udledning fra overløbsbygværker er derfor primært relateret til vandføringen: når regnvands afstrømningen stiger, så falder koncentrationen af f.eks. ammoniak som følge af en øget fortyndingsgrad.
- *Partikler* (tit beskrevet ved indikatoren suspenderet stof, TSS) viser en høj variation fra hændelse til hændelse (inter-hændelse variabilitet), som er afhængig af diverse faktorer som forureningskilder, akkumulering og resuspension af sedimenter i det opstrøms afløbssystem, varighed af tørvejrperioder før regnhændelser, osv. Alle disse faktorer forhindrer en simpel generel beskrivelse af partikler i udledninger fra fællessystemer. Metadier and Bertrand-Krajewski (2012) har eksempelvis vist, at partiklernes koncentrationsmønstre kan klassificeres i tre forskellige kategorier, men at det er umuligt til at forbinde disse klasser direkte til hydrauliske faktorer som f.eks. strømningshastighed eller regnintensitet.

Det uforudsigelige afstrømningsmønster for partiklerne - og alle miljøfremmede stoffer som er bundet til partikler - skal medregnes i en vurdering af den potentielle miljøpåvirkning fra udledninger fra fællessystemer. Typisk følger HMK en lognormal fordeling (Rossi et al., 2005; Van Buren et al., 1997; Harremoës, 1988), som beskriver de naturlige variationer forårsaget af regn og afstrømningsprocesser. Online målere (e.g. Brzezińska et al., 2016; Metadier and Bertrand-Krajewski, 2012; Dirckx et al., 2011) muliggør evaluering af stofmængder og miljøpåvirkning som følge af pludselige stigninger i koncentrationen.

De tilgængelige målinger bliver typisk rapporteret som intervaller (minimum og maksimum målt værdi) og gennemsnitsværdier. Yderligere informationer, herunder variationskoefficienter eller standardafvigelser er kun rapporteret i få publikationer. Det er derfor vanskeligt på baggrund af de tilgængelige målinger at estimere koncentrationsfordelinger. En oversigt over alle koncentrationsintervaller, der er beskrevet i litteraturen, er angivet i Bilag A, som dermed giver et generelt overblik over de forventede forureningsniveauer for hvert enkelt af de stoffer, hvor målinger forefindes.

3.3 Målte koncentrationsniveauer

3.3.1 Traditionelle indikatorer

Målte intervaller for traditionelle stoffer er beskrevet i Tabel 4, baseret på de målekampanjer, der er angivet i Bilag A. Selvom hovedparten af de målinger, som danner grundlag for Tabel 4 blev opsamlet i løbet af de sidste årti, er der små ændringer i forhold til de intervaller, som blev beskrevet i et tidligere litteraturstudie udgivet på dansk af Miljøstyrelsen (Arnbjerg-Nielsen et al., 2000), primært for COD og TSS, hvor de målte intervaller er bredere (både for minimum og maksimum koncentrationer) end i Arnbjerg-Nielsen et al. (2000). Dette viser, at datagrundlaget, som var tilgængelig i 2000, var tilstrækkeligt til en repræsentativ evaluering af forureningsniveaut for traditionelle stoffer.

Resultater fra målekampanjer udført med nye måleteknikker (online sensorer - se f.eks. Metadier and Bertrand-Krajewski, 2012) viser nogle afvigelser for ekstreme værdier og gennemsnitlige koncentrationer (Tabel 5). Disse afvigelser kan dog forklares med naturlige variationer, oplandets egenskaber og antallet af målte regnhændelser.

Tabel 4. Målte HMK intervaller for traditionelle stoffer målt i overløb fra fællessystemer (jf. Bilag A), sammenlignet med danske nationale udlederkrav for spildevand for renseanlæg over 2000 (BOD og COD) hhv 5000 PE (N_{tot} og P_{tot}) (BEK 726 01/06/2016 Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016b) og EU lovgivning (91/271/EEC)

Parameter	Minimum [mg/l]	Maksimum [mg/l]	Kvalitetskrav (maks-koncentration) [mg/l]
BOD5	2	286	<15
COD	16*	1354*	<75
N-TKN	0,48	46*	<8
N-NH4	3,3*	22,2*	
P _{tot}	0,31	8,3	<1,5
TSS	13*	1934*	<35

* Værdier som afviger fra intervaller fra Arnbjerg-Nielsen et al. (2000). Ammoniak var ikke inkluderet i Arnbjerg-Nielsen et al. (2000).

Tabel 5. Sammenligning af koncentrationsintervaller baseret på traditionelle måleteknikker (automatisk prøvetager) og online sensorer (som i Metadier and Bertrand-Krajewski, 2012).

Målte stoffer	Målemetode	Antal af tilgængelige målinger	Målte koncentrationer [mg/l]		
			Minimum	Middel	Maks
TSS	Traditionelle	>100	19	304	1184
	Online	239 (HMK)	13	260	1433
COD	Traditionelle	> 96	34	365	1078
	Online	239 (HMK)	16	441	1354

For at vurdere forureningsniveauet i overløbssvandet er de målte intervaller i Tabel 4 sammenlignet med minimumkrav for renseanlæg større end 2000 PE (BOD og COD) og 5000 PE (N_{tot} og P_{tot}). Sammenligningen viser, hvordan udledning fra fællessystemer ofte overskrider udlederkrav, da maksimum HMK ofte er højere end de maksimalt tilladte koncentrationer i udledninger fra store anlæg. Ydermere kan lokale myndigheder fastsætte skarpere grænseværdier end dem, der er angivet i tabellen baseret på en konkret vurdering af følsomheden af recipienten. Dermed er det muligt, at traditionelle stoffer i overløbssvand kan udgøre en risiko for opfyldelse af miljøkrav for vandløb. Det gælder f.eks. for ammonium, hvor lokale udlederkrav, såfremt de er angivet, typisk er fastlagt til 1-3 mg/l (eventuelt med en tilladelig frekvens for overskridelser). Baseret på de målte koncentrationer der er foretaget, kan det forventes at både ammonium og TSS overstiger de lokale grænseværdier i størstedelen af overløbshændelser, i hvert fald umiddelbart nedstrøms udledningspunktet.

3.3.2 Prioriterede stoffer

Antallet af målte prioriterede stoffer i overløbssvand fra fællessystemer er begrænset, idet der kun forefindes målinger for 59 ud af de 160 stoffer, som er nævnt i den danske lovgivning. Det begrænsede antal målinger skyldes de praktiske udfordringer ved opsamling af repræsentative prøver i overløbsbygværker samt analytiske udfordringer ved måling af prioriterede stoffer (som typisk forekommer i lave koncentrationer, dvs. i størrelsesorden $\mu\text{g/l-ng/l}$). Begge dele gør måleprogrammer dyre og vanskelige at gennemføre. Tungmetaller er de stoffer hvor der er foretaget flest målinger, efterfulgte af PAH, mens kun få målinger (<5 HMK) er tilgængelige for industrielle kemikalier, biocider/pesticider, flammehæmmere og blødgøringsmidler (jf. Figur 5). Sammenligningen mellem danske (mørkeblå) og internationale (lyseblå) målinger viser enten

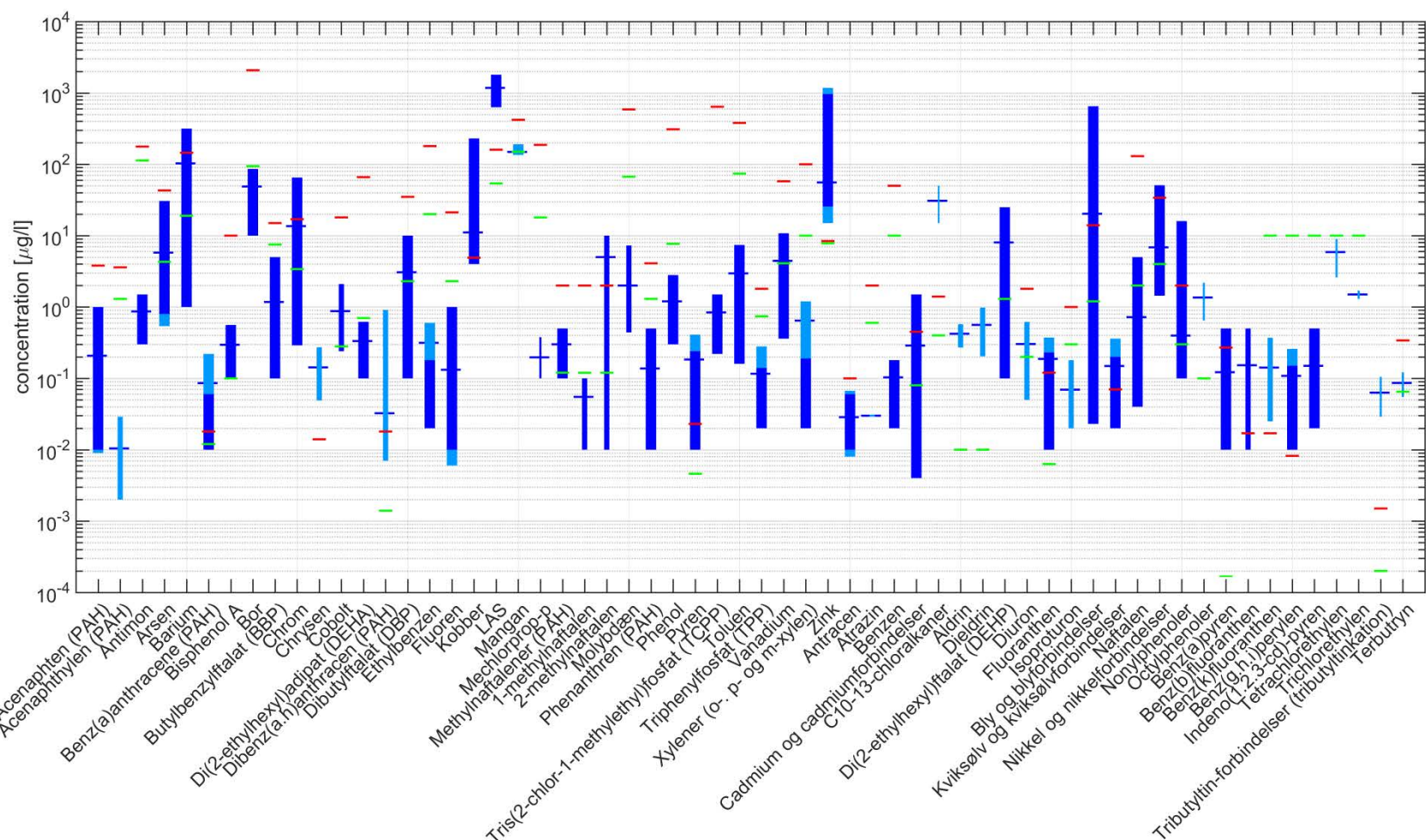
stort overlap mellem de målte intervaller, eller snævrere intervaller for de danske målinger. Det er dog ikke muligt at skitsere et generelt forhold mellem danske og internationale koncentrationer. Intervallernes bredde (højde i figuren) afhænger desuden af ekstreme minimums – og maksimumskoncentrationer, og disse værdier er afhængige af antallet af tilgængelige målinger (et større antal af målinger vil resultere i bredere intervaller).

Baseret på de målte koncentrationsintervaller (som vist i Figur 5) og den tilsvarende klassificering af stofgrupperne beskrevet i Tabel 3, er der for 14 stofgrupper (jf. Tabel 6) en *høj muligt* trussel for at overløb uden tilstrækkelig opblanding i recipienten vil overskride miljøkvalitetskrav svarende til god kemiske tilstand af recipienten. Blandt stofferne er f.eks. kobber og zink, nogle PAH'er og pesticider, som ofte nævnes som særligt problematiske i regnbetingede udledninger. Det skal dog understreges, at der er tale om en klassificering, der er baseret på gennemsnitlige forhold, og at konkrete lokale forhold kan have afgørende indflydelse på en vurdering af, hvorvidt en udledning fra et overløb kan påvirke den kemiske tilstand i vandløbet.

Baseret på en vurdering af de kemiske egenskaber af de potentielt problematiske stoffer kan man i nogle tilfælde etablere sammenhænge mellem koncentrationer af stofferne og traditionelle indikatorer. For eksempel har PAH-forbindelser og nogle tungmetaller en stærk tendens til at binde til partikler med højt indhold af organisk stof, og deres niveau kan derfor i et vist omfang kobles til TSS koncentrationer. Stoffernes toksicitet skyldes primært den biotilgængelige fraktion, som er afhængig af andre vandkvalitets parametre (især indholdet af organisk stof og for tungmetaller desuden pH). Det er derfor ikke muligt til at etablere en direkte sammenhæng mellem koncentrationer af TSS og andre stoffer, medmindre der anvendes en række antagelse om f.eks. organisk indhold og fordelingskoefficienter.

3.3.3 Andre miljøfremmede stoffer

Kun 6 ud af de 39 stoffer, som blev undersøgt i etablering af EUs observationsliste (Carvalho et al., 2015), er blevet målt i overløbsvand fra fællessystemer. Denne gruppe indeholder pesticider (f.eks. glyphosat) og lægemidler (diclorofenac and ibuprofen). Datagrundlaget er dog begrænset til få studier (Launay et al., 2016; Gasperi et al., 2008), og det er ikke muligt at gennemføre en klassificering af disse stoffer i forhold til deres potentielle risiko for vandmiljøets kemiske tilstand.



Figur 5. Målte koncentrationsintervaller for prioriterede stoffer i udledninger fra overløbsbygværker (blå lodrette linjer, som viser afstanden mellem minimum og maksimum værdier), gennemsnit/median værdi brugt til stofklassificering (vandrette blå linjer), generelt miljøkvalitetskrav (vandrette grønne linjer) og korttids miljøkvalitetskrav (vandrette røde linjer). Linjetykkelsen angiver antallet af tilgængelige målinger (tyndeste linjer: mindre end 5 hændelser; tykkeste linjer: mere end 15 hændelser). Mørkeblå: data fra Danske målekampanjer; lyseblå: data fra internationale målekampanjer. Mere information findes i Bilag A.

Tabel 6. Sammenligning af målte koncentrationer af stoffer i udledninger fra overløbsbygværker med miljøkvalitetskrav, klassificering af trussel fra det aktuelle stof (jf. Tabel 3) og antallet af tilgængelige målinger. Stoffer med blå baggrund er klassificeret som "farlige prioriterede stoffer"⁴. Kun stoffer med klassificeringen mulig og høj mulig er angivet i tabellen. Den komplette liste af vurderede stoffer findes i Bilag A.

CAS nummer ⁵	Stof		Generelt kvalitetskrav ⁶ [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ⁷ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Klassificering jf. Tabel 3	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
					Alle tilgængelige målinger	Danske maling		
7440-38-2	Arsen		4,3 ⁸	43	0,54-30,6	0,80-30,6		>15
56-55-3	Benz(a)anthracene (PAH)		0,012	0,018	0,01-0,22	0,01-0,06		>15
80-05-7	Bisphenol A 2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propan		0,1	10	0,10-0,56	0,10-0,56		>15
7440-47-3	Chrom	Cr VI	3,4	17	0,29-65,2	0,29-65,2		>15
		Cr III	4,9	124				
218-01-9	Chrysen		0,014	0,014	0,049-0,273			5-15
7440-48-4	Cobolt		0,28 ⁸	18	0,24-2,10	0,24-2,10		5-15
53-70-3	Dibenz(a,h)anthracen (PAH)		0,0014	0,018	0,007-0,91			5-15
84-74-2	Dibutylftalat (DBP)		2,3	35	0,1-10	0,1-10		>15
7440-50-8	Kobber		1 ^{8,9} 4,9 ¹⁰	2 ⁸ 4,9 ¹⁰	4-230 (2,17-23)	4-230 (2,17-23)		>15
68411-30-3	LAS		54	160	630-1800	630-1800		>15

⁴ Stoffer hvis emissioner skal standes eller udfases jf. Vandrammedirektivet.

⁵ CAS: Chemical Abstracts Service.

⁶ Denne værdi er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer.

⁷ Denne værdi er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (korttids kvalitetskrav)

⁸ Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration.

⁹ Dette kvalitetskrav gælder for den biotilgængelige koncentration af stoffet

¹⁰ Dette kvalitetskrav angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration

CAS nummer ⁵	Stof	Generelt kvalitetskrav ⁶ [µg/l]	Kortids kvalitetskrav ⁷ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Klassificering jf. Tabel 3	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske maling		
90-12-0 91-57-6 28804-88-8 28652-77-9	Methylnaftalene (PAH), herunder: 1-methylnaftalen 2-methylnaftalen Mimethylnaftalener (bl. af isomerer) Trimethylnaftalen	Σ = 0,12	Σ = 2	0,1-0,5 0,01-0,1 0,01-10	0,1-0,5 0,01-0,1 0,01-10		>15
129-00-0	pyren	0,0046	0,023	0,01-0,41	0,01-0,24		>15
7440-66-6	zink	7,8 ^{8,9} 3,1 ^{8,11}	8,4 ⁸	15-1177 (3,03-128)	25,6-962 (3,03-128)		>15
85535-84-8	C10-13-chloralkaner ¹²	0,4	1,4	15-50			<5
309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Cyclodien-pesticider: Aldrin Dieldrin Endrin Isoendrin	Σ = 0,01	anvendes ikke	0,27-0,574 0,204-0,98			<5
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)	1,3	anvendes ikke	0,7-25	1-25		>15
206-44-0	Fluoranthren	0,0063	0,12	0,01-0,373	0,01-0,23		>15
7439-92-1	Bly og blyforbindelser	1,2 ⁹	14	0,023-650	0,023-650		>15
7440-02-0	nikkel og nikkelforbindelser	4 ⁹	34	1,44-50,9 (1,02-17,2)	1,44-50,9 (1,02-17,2)		>15
84852-15-3	Nonylphenoler (4-nonylphenol)	0,3	2,0	0,1-16 (0,086-0,63)	0,1-16		>15

¹¹ Dette kvalitetskrav gælder for blødt vand (H<24 mg CaCO₃/l).

¹² Der er ingen indikatorparameter for denne gruppe af stoffer. Indikatorparametrene skal defineres på grundlag af analysemetoden.

CAS nummer ⁵	Stof	Generelt kvalitetskrav ⁶ [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ⁷ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Klassificering jf. Tabel 3	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske malinger		
140-66-9	octylphenoler (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	0,1	anvendes ikke	0,645-2,19			<5
50-32-8	Benz(a)pyren	1,7 × 10 ⁻⁴	0,27	0,01-0,5	0,01-0,5		>15
205-99-2	Benz(b)fluoranthren	¹³	0,017	0,01-0,5	0,01-0,5		5-15
207-08-9	Benz(k)fluoranthren	¹³	0,017	0,025-0,371			5-15
191-24-2	Benz(g,h,i)perylene	¹³	8,2 × 10 ⁻³	0,01-0,259	0,01-0,15		>15
36643-28-4	Tributyltin-forbindelser (tributyltinkation)	0,0002	0,0015	0,029-0,105			<5
886-50-0	Terbutryn	0,065	0,34	0,055-0,122			<5

¹³ For denne gruppe prioriterede stoffer, polyaromatiske kulbrinter (PAH) (nr. 28), gælder kvalitetskravene for biota og tilsvarende de generelle kvalitetskrav i vand for koncentrationen af benz(a)pyren, hvis toksicitet de er baseret på. Benz(a)pyren kan betragtes som markør for de øvrige PAH'er, og derfor er det kun nødvendigt at overvåge benz(a)pyren med henblik på sammenligning med kvalitetskravet for biota eller de tilsvarende generelle kvalitetskrav i vand.

4. Økologiske indikatorer for effekter af overløb fra fællessystemer

For at opnå en komplet forståelse af effekter på vandløb fra overløb er det nødvendigt at bruge et oplands-baseret perspektiv, som tager hensyn til de mangeartede stressfaktorer (inklusive udledninger fra fællessystemer), der påvirker recipienters tilstand. Der er derfor i dette kapitel taget udgangspunkt i, hvad der kan påvirke biologiske indikatorer i vandløb.

4.1 Økologiske indikatorer under Vandrammedirektivet

Ifølge EU's Vandrammedirektiv (VRD) skal danske målsatte vandløb opfylde de obligatoriske krav til økologisk og kemisk kvalitet (European Commission, 2000). Derudover må den nuværende økologiske kvalitet i alle målsatte vandområder ikke forringes. Den økologiske kvalitet kvantificeres med de biologiske kvalitetselementer: fisk, smådyr og planter. I den kommende overvågningsperiode skal bundlevende alger ligeledes vurderes. Fælles for alle de biologiske kvalitetselementer er, at den økologiske kvalitet bestemmes som en afvigelse fra referencetilstanden (Ecological Quality Ratio, EQR), hvor god økologisk kvalitet karakteriseres som en lille afvigelse fra det upåvirkede referencescenarie.

Der eksisterer et økologisk indeks for både planter (DVPI) og smådyr (DVFI), hvor begge er interkalibreret med sammenlignelige EU lande. Dog er DVPI kun anvendeligt i mellemstore og store vandløb (dvs. oplandsareal $> 10 \text{ km}^2$, bundbredde $> 2 \text{ m}$ jf. Wiberg-Larsen, (2013)). Der eksisterer to indices for fisk, et baseret på tætheder af naturligt produceret ørred- og lakseyngel (DFFVø) og et baseret på artsammensætning af fiskesamfund (DFFVa). Her er DFFVø primært tiltænkt brug i små vandløb (opland $< 10 \text{ km}^2$), hvor ørreder gyder, og DFFVa er primært tiltænkt brug i større vandløb (opland $> 10 \text{ km}^2$) (Kristensen et al., 2014). Ingen af disse indices er imidlertid interkalibreret endnu.

Disse økologiske indikatorer afspejler i forskellig grad menneskeskabte stresspåvirkninger, hvor DVFI primært påvirkes af forurening med let omsætteligt organisk materiale og forarmede fysiske forhold (Miljøstyrelsen, 1998), DVPI primært påvirkes af eutrofiering, grødeskæring og forarmede fysiske forhold (Bach et al., 2016), og både DFFVø og DFFVa påvirkes især af forarmede fysiske forhold, forurening med let omsætteligt organisk materiale og spærringer i vandløbssystemet (Kristensen et al., 2014). I dette kapitel fokuseres specifikt på DVFI og DFFVø.

4.2 Eksisterende viden om økologiske effekter af udledninger fra fællessystemer

I dette afsnit er der foretaget en litteraturgennemgang med henblik på at opsummere den eksisterende viden omkring kvantificerbare sammenhænge mellem på den ene side vandkemiske parametre og vandføring målt i forbindelse med udledninger fra regnbetingede overløb fra fællessystemer og på den anden side økologisk tilstand i vandløb. Endvidere suppleres med viden fra udledninger fra renseanlæg i det omfang, der ikke forefindes et tilstrækkeligt vidensgrundlag alene på udledninger fra overløbsbygværker.

Sammenhænge mellem udledninger fra urbane områder og økologisk tilstand af vandløb er søgt kvantificeret i flere studier. Dog rummer ingen af disse forsøg på at udpege effekt-baserede tærskelværdier for vandkvalitet og kvantitet. I disse studier er vandkvalitetsparametre generelt bestemt ud fra manuelt indsamlede vandprøver (grab samples). Iltkoncentrationer, letomsætteligt organisk materiale (målt som BI_5) og eutrofiering (kvælstof- og fosforforbindelser) har været anvendt som vandkemiske målparametre i de fleste af de gennemgåede studier, mens forekomster af tungmetaller og miljøfremmede stoffer (fx pesticider eller farmaceutiske stoffer) kun er kvantificeret i få tilfælde. Imidlertid har et nyere studie påvist, at de arter af smådyr, der indgår i de traditionelle økologiske indikatorer (såsom DVFI) som følsomme overfor forurening med let omsætteligt organisk materiale, ikke systematisk også er mest følsomme overfor miljøfremmede stoffer (Wiberg-Larsen et al., 2016). Dermed kan det ikke forventes, at forandringer i smådyrssamfund, som forårsages af miljøfremmede stoffer, nødvendigvis kan måles ved ændret faunaklasse i DVFI. Dermed er der et systematisk fravær af studier, hvor komplekse matricer af kemiske vandkvalitetsparametre samt de tidslige variationer i disse er analyseret og inkluderet som forklaringsvariable i analyser af sammenhænge mellem kemisk vandkvalitet og økologisk kvalitet.

En række studier påviser lavere økologisk kvalitet (lavere indeksværdier) nedstrøms bymæssige vandudledninger (som dækker både udledning fra renseanlæg i tørvejr og regnbetingede udledninger), men ingen af disse studier har fokuseret på egentlig økologisk målopfyldelse. Ligeledes eksisterer ingen studier, hvor der er foretaget en risikovurdering af samtlige mulige stressorer som mulig årsag til manglende målopfyldelse nedstrøms bymæssige vandudledninger. Ydermere kunne den reducerede økologiske kvalitet nedstrøms bymæssige vandudledninger ikke direkte sammenkædes med specifikke parametre for vandkemisk kvalitet eller vandføring. Med andre ord kan der på baggrund af eksisterende studier ikke etableres en sammenhæng mellem bymæssige vandudledninger og økologisk kvalitet, der med tilstrækkelig styrke kan benyttes til at kvantificere den økologiske effekt af et eventuelt konkret tiltag.

Der eksisterer dog flere studier med årtiers målinger af økologisk kvalitet i vandløb med urbane oplande, og disse afspejler entydigt en signifikant fremgang i økologisk kvalitet, vurderet på baggrund af smådyr. Denne fremgang er dog primært forklaret ved overgangen fra direkte udledninger af urensset spildevand til spildevandsrensning, mens ingen af disse undersøgelser sammenligner effekter af forskellige typer af spildevandsrensning/-håndtering. Der er derfor på baggrund af det nuværende vidensgrundlag ikke muligt at etablere en kvantitativ sammenhæng mellem typen af tiltag for håndtering af udledninger fra urbane områder og den tilsvarende forbedring af den økologiske kvalitet i vandløbet. Tilmed indikerer nyere studier, at den økologiske tilstand i mindre og opstrøms beliggende vandløbsstrækninger har stor indflydelse på den økologiske effekt, der kan måles nedstrøms urbane vandudledninger. Er miljøkvaliteten på opstrøms beliggende strækninger generelt ringe, er den økologiske kvalitet også ringe nedstrøms, uafhængigt af lokale miljøforhold. Omvendt kan en generelt høj miljøkvalitet på opstrøms beliggende vandløbsstrækninger reducere den målbare negative effekt af vandudledninger fra urbane områder (Burdon et al., 2016).

4.3 Afgrænsning af kemiske indikatorer for udledninger fra fællessystemer

Urbane vandløb, som er påvirket af regnbetingede udledninger fra fællessystemer, er karakteriseret ved en række kemiske såvel som hydromorfologiske påvirkninger (Tabel 1). Af de kemiske indikatorer for sådanne udledninger (gennemgået i kapitel 3), blev tungmetaller og PAH'er udpeget som stoffer, der særligt kan hindre opnåelse af god kemisk vandkvalitet. Påvirkninger og koncentrationer af miljøfremmede stoffer og tungmetaller på fisk og smådyr er dog afhængige af tidslige og rumlige variationer. Der er desuden en manglende viden om, hvorledes miljøfremmede stoffer og tungmetaller påvirker den økologiske kvalitet for fisk og smådyr, hvilket gør det vanskeligt at opstille operationelle måleprogrammer og basere regulering af udledningen på baggrund af målinger i et konkret opland.

Baseret på disse overvejelser, afgrænser vi i denne rapport fokus til to indikatorer, der karakteriserer vandfasen i vandløbet: ammonium (ligevægt med uioniseret ammoniak) og opløst ilt (stærkt sammenhæng med BI_5). Fisk (især laksefisk) og smådyr forventes at være de mest følsomme organismer overfor hhv. ammonium/ammoniak og lave iltkoncentrationer (Crabtree et al., 2012). Det er derfor formentligt rimeligt at antage, at et tilstrækkeligt beskyttelsesniveau for laksefisk og smådyr ligeledes vil yde tilstrækkelig beskyttelse for de øvrige vandløbsorganismer. Dog skal denne afgrænsning af kemiske indikatorer for udledninger fra fællessystemer ses i kontekst med den manglende viden om samtidigt eksisterende miljøfremmede stoffer og tungmetaller (berørt ovenfor) samt med øvrigt eksisterende stresspåvirkninger på forskellige rumlige og tidslige skala (berørt nedenfor).

Omfanget af effekter af ammonium/ammoniak og lave iltkoncentrationer på fisk og smådyr afhænger af både eksponeringskoncentrationer, varigheden af eksponeringer samt eksponeringsfrekvensen (Crabtree et al., 2012), og kvalitetskriterier for disse indikatorer bygger derfor på disse faktorer (jf. kapitel 6). En mere detaljeret gennemgang af den eksisterende viden om effekter af ammonium/ammoniak og lave iltkoncentrationer på fisk og smådyr findes også i baggrundsrapporten (Vezzaro et al., 2017). Som allerede beskrevet i paragraf 4.2, er disse data dog ikke tilstrækkelige til at sammenkoble disse negative effekter med faldet i økologiske indikatorer på et kvantitativt måde.

4.4 Multiple stresspåvirkninger og sammenhæng mellem økologisk kvalitet og de udvalgte kemiske indikatorer

Langt størstedelen af alle vandløb er signifikant påvirket af mere end to samtidige stresspåvirkninger, hvor eutrofiering, fysisk forarmelse, miljøfremmede stoffer samt vandindvinding hyppigt nævnes som de mest betydende for manglende økologisk målopfyldelse (Schäfer et al., 2016). Dette forekommer især i et stærkt påvirket landskab som det danske, hvor både diffuse forureningskilder fra landbrug, fysisk forarmelse, grødeskæring samt adskillige andre forureningskilder (fx forurenede grunde, industri og øvrige udledninger fra urbane områder) findes i større eller mindre grad i de enkelte vandløbssystemer. På baggrund af den eksisterende viden kan det ikke beskrives præcist, hvorledes disse forskellige stresspåvirkninger interagerer og dermed påvirker hinandens økologiske effekter. Det står dog klart, at der oftest er en negativ interaktion mellem kemiske og hydromorfologiske stresspåvirkninger, altså at de forstærker hinandens økologiske effekter (McKnight et al., 2012, 2015, Rasmussen et al., 2012, 2013).

I uberørte små vandløb forefindes mange forskellige kemiske og hydromorfologiske habitattyper, og de kan derfor have stærkt forskellig sammensætning af biologiske organismer, afspejlende organismernes specifikke miljøpræferencer. Derfor er de mindste vandløbs samlede bidrag til vandløbssystemets artspulje også større end for de største vandløb, hvilket udgør et stort artsrekrutteringspotentiale for de nedstrøms beliggende strækninger. Imidlertid er de mindste vandløb også generelt dem, der er stærkest påvirket af menneskelig aktivitet, formentlig grundet den særligt tætte interaktion mellem land og vand i de mindste vandløb. Artsrekrutteringsgrundlaget for større vandløb kan på denne måde være betydeligt reduceret i stærkt udnyttede landskaber som det danske. Stoll et al. (2016) viste, at den økologiske kvalitet, målt med et smådyrsbaseret indeks (Saprobie Indekset), der som DVFI er særligt målrettet forurening med letomsætteligt organisk materiale og hydromorfologiske forhold, var stærkt afhængig af miljøforholdene på opstrøms beliggende strækninger. Således overskyggede betydningen af miljøtilstanden i de opstrøms beliggende strækninger betydningen af de lokale hydromorfologiske forhold på nedstrøms beliggende strækninger. Med andre ord kan generelt gode miljøforhold opstrøms i vandløbssystemet overskygge eventuelt negative effekter af lokalt ringe miljøforhold nedstrøms i vandløbssystemet og *vice versa*. Lignende resultater er opnået med fokus på andre stresspåvirkninger som landbrugsbaseret pesticidforurening (Liess and von der Ohe, 2005) og punktkildeforurening fra renseanlæg (Burdon et al., 2016).

4.5 Holistisk perspektiv

I lyset af ovenstående er det ikke overraskende, at den praktiske implementering af Vandrammedirektivet, herunder nødvendigheden af at kvantificere forurening med miljøfremmede stoffer og tungmetaller samt karakterisere deres kilder og deres potentielle økologiske effekter, er vanskelig. Det er således ikke tilstrækkeligt blot at sikre god vandkemisk tilstand gennem forvaltningsinitiativer, idet den økologiske tilstand bestemmes af produktet af alle samtidigt virkende stresspåvirkninger og vandløbssystemets miljø- og økologiske tilstand i øvrigt. Brugen af mere eller mindre stressor-specifikke økologiske indikatorer, såsom DVFI og DFFV, giver således ikke i alle tilfælde den nødvendige information om "afvigelse fra reference scenariet" og kan ikke i alle tilfælde bruges til at kvantificere økologiske effekter af alle stressfaktorer eller kombinationer af stressfaktorer.

Det er imidlertid klart, at ethvert ønske om at udmønte et forvaltningstiltag i en forbedret økologisk tilstand kræver en forståelse af miljøtilstanden i hele vandløbssystemet og en kvantificering af de øvrigt samtidigt virkende stressfaktorer. Således vil en forvaltningsindsats målrettet en reduceret forurening via regnbetingede overløb kun kunne måles, hvis den oprindelige forurening fra denne kilde havde stor betydning i den eksisterende stressor-matrix. Med andre ord forventes forvaltningstiltag målrettet regnbetingede overløb at have størst effekt, hvis påvirkningen af disse overløb havde signifikant negativ effekt på den økologiske tilstand inden implementeringen af forvaltningstiltaget – altså at økologiske effekter af regnbetingede overløb ikke væsentligt blev overskygget af økologiske effekter fra andre samtidige stresspåvirkninger (fx fysisk forarmelse, hyppig og intens grødeskæring, og forurening fra diffuse kilder). Samtidig forventes forvaltningstiltag målrettet regnbetingede overløb at have størst effekt, hvis den opstrøms beliggende del af vandløbssystemet i øvrigt er karakteriseret ved en generelt høj miljøtilstand.

Det er således kun under antagelse af, at disse holistiske elementer ikke er begrænsende, at tiltag mod regnbetingede overløb fra fællessystemer vil have en målbar positiv effekt. I de tilfælde vil en forbedret økologisk kvalitet målt med DVFI og DFFVØ formentligt primært skyldes en reduktion af udledningen af ammonium/ammoniak og letomsætteligt organisk materiale.

5. Mulighed for at beskrive overløbs effekter på vandmiljøet med monitoring og modellering

5.1 Mulighed for monitoring af effekter af udledninger fra fællessystemer

5.1.1 Typer af monitoringsprogrammer

I henhold til Vandrammedirektivet kan følgende typer af monitoringsprogrammer etableres (European Commission, 2000):

- **Kontrolovervågning:** til supplerende og validering af proceduren for vurdering af miljøvirkninger, udformning af overvågningsprogrammer, vurdering af langtidsændringer i de naturlige forhold, og vurdering af menneskeskabt påvirkning af recipienten. Overvågning skal fokusere på biologiske, hydromorfologiske, og generelle fysisk-kemiske indikatorer, samt på prioriterede forurenende stoffer der udledes i vandløbsoplandet eller deloplandet, og andre forurenende stoffer, der udledes i signifikante mængder i vandløbsoplandet eller deloplandet.
- **Operationel overvågning:** efter kritiske punkter er blevet identificeret kan målrettet undersøgelse etableres for at evaluere ændringer i tilstanden som følge af indsatser til minimering af påvirkning fra f.eks. fællessystemer. Fokus er på (a) indikatorer for de biologiske kvalitetselementer, der er mest følsomme for de belastninger, vandområderne er udsat for, (b) kemiske indikatorer (inkl. prioriterede stoffer og andre stoffer der udledes i signifikante mængder), og (c) hydromorfologiske parametre som er mest følsomme overfor den identificerede belastning.
- **Undersøgelseovervågning** udføres når der er overskridelse af kvalitetskrav i vandløb som skyldes ukendte årsager og/eller fra midlertidige forureningskilder (f.eks. efter forureningsuheld). Kun relevante parametre måles i denne type overvågninger/undersøgelser, og de skal danne grundlaget for udarbejdelse af et indsatsprogram til opfyldelse af miljømålene

Det bemærkes, at udledninger fra fællessystemer har en tidsmæssig varighed og effekter på vandløbs tilstand, som er kortere end den tidsopløsning, hvormed kontrolovervågningen normalt finder sted. Denne resulterer i, at kontrolovervågningsprogrammer kan overse effekterne af regnbetingede udledninger (se f.eks. Boëne et al., 2014).

5.1.2 Monitoring af udledninger fra afløbssystemer

Opsamling af repræsentative målinger af vand- og stofmængder fra fællessystemer er en vanskelig og kompleks proces. Der er mange faktorer, som påvirker kvaliteten af de opsamlede data: logistiske udfordringer i etablering og adgang til monitoringssteder, det barske miljø som udfordrer driften af måleudstyr, usikkerhed i måleudstyr og måleteknikker. Disse faktorer bidrager til den høje usikkerhed af målinger fra overløbsbygværker, som kan være omkring 30%, når man bestemmer gennemsnitlige årlige udledninger af volumen (f.eks. Ahm et al., 2016) og stofmængde (f.eks. Bertrand-Krajewski et al., 2003).

Automatiske prøvetagere med flowproportional sampling har været den mest udbredte teknologi til opsamling af vandprøver, men de kan kun levere målinger for enkelthændelser med lav tidsopløsning (i intervaller fra 10-15 minutter til 1-2 timer).

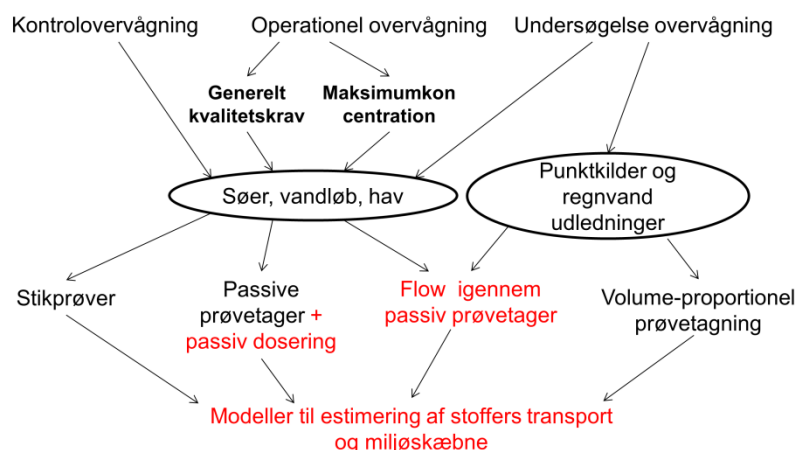
Online sensorer kan anvendes til monitoring af vandkvalitet i fællessystemer med høj tidsopløsning (i størrelsesorden af sekunder/få minutter). Disse sensorer muliggør en kontinuerlig vurdering af stof udledninger, som svarer til den varierende og uforudseelige natur af udledning fra overløbsbygværker (jf. paragraf 3.2). Online sensorer er bredt anvendt i forskningsprojekter, men der er også eksempler på operationelle anvendelser (til monitoring eller styring af fælles og separate afløbssystemer, f.eks. Fricke et al., 2016).

Eksisterende kommercielle sensorer kan dog kun måle et begrænset antal traditionelle kemiske indikatorer (f.eks. elektrisk ledningsevne, pH, turbiditet, ammonium, fosfor). Online sensorer installeres med forskellige konfigurationer: *in situ* og *ex situ*. I *in-situ* installationer bliver sensorerne direkte installeret i vandet (umiddelbart før eller efter udledningspunktet), med ulemper i form af meget højt behov for vedligeholdelse og rensning af sensorerne. I *ex-situ* installationer placeres sensorerne i et beskyttet miljø (f.eks. en container), hvorefter en delstrøm af vandet fra fællessystem afledes hen (med en pumpe) til sensorerne. Denne metode sikrer en bedre vedligeholdelse af sensoren, men den har et stort fodaftryk (da sensorerne er placeret i en container på terræn). Metoden er også stærkt følsom overfor en optimal pumpedrift (da pumpen ofte bliver tilstoppet) og repræsentativ prøveudtagning (da løftehøjden kan medføre, at tungere partikler ikke alle når frem til sensoren). For begge typer af målinger genereres store mængder data, som først skal kvalitetssikres og efterfølgende bearbejdes til en brugbar måleserie.

5.1.3 Monitoring af recipienten

Monitoring af vandkvalitet i søer og vandløber har været rapporteret i en række litteraturstudier (Behmel et al., 2016; Khalil and Ouarda, 2009; Strobl and Robillard, 2008). De fleste undersøgte måleprogrammer fokuserer dog på stor geografisk dækning og tilsvarende lav tidsmæssig opløsning og er dermed uegnede til monitoring af påvirkning af udledninger fra fællessystemer. Det er dog muligt at opridse de vigtigste faktorer i etablering og udførelse af måleprogrammer, som fokuserer på effekter af korte hændelser. Disse inkluderer:

- *Logistiske overvejelser*, dvs. en afvejning af adgangsforhold og informationsindhold det pågældende sted. Der er udviklet metoder til at identificere en optimal placering af målestationer, som minimerer antallet af målepunkter uden stort tab af information om vandløbets tilstand (jf. Khalil and Ouarda, 2009). Placering af målested skal bl.a. vælges under hensyntagen til opblandingszonen, som typisk afhænger af lokale forhold (jf. eksemplerne i Auckland Regional Council, 2010; European Communities, 2010; US EPA, 2006).
- *Disponible teknikker*: tilgængeligt udstyr (f.eks. automatiske prøvetagere, online sensorer, passive samplere) og mulige analysemetoder (til f.eks. måling af miljøfremmede stoffer eller biologiske indikatorer).
- *Tilgængelige ressourcer*: både i forhold til personale, behov for vedligeholdelse og udgifter til målinger. Dette er ofte den vigtigste faktor at overveje i forbindelse med opstilling af et effektivt måleprogram.
- *Forventet brug af målinger*, dvs. hvilken type af overvågning der er tale om og om data eventuelt senere skal bruges i en anden sammenhæng.



Figur 6. Nye muligheder (i rød) til vandkvalitet overvågning ved anvendelse af passive samplers og modeller (fra Birch, 2012)

En god planlægning af monitoringsprogrammet mindsker risikoen for etablering af "datarige – informationsfattige" monitoringsprogrammer, hvor opsamlede data efterfølgende ikke kan bruges til at vurdere effekten af f.eks. regnbetingede udledninger.

Også i forbindelse med monitoring af overfladevand bruges målinger i høj tidsopløsning i stigende grad (Blaen et al., 2016; Rode et al., 2016; Boënné et al., 2014). En af årsagerne er, at online sensorer i overfladevande har mindre vedligeholdelseskrav i forhold til installationer i fællessystemer. Nye måleteknikker bliver også anvendt, idet passive samplers anvendes til måling af miljøfremmede stoffer over lange tidsintervaller (f.eks. Lohmann et al., 2017) og til kontrolovervågning af vandkvalitet. Andre tiltag, såsom inddragelse af sociale medier og borgerdeltagelse kan øge antallet af informationer om recipienten tilstand (Zheng et al., 2016), ligesom også nye metoder til vurdering af biologiske effekter af blanding af forskellige stoffer bliver undersøgt (Altenburger et al., 2015; Wernersson et al., 2015). Birch et al. (2013) undersøgte en kombination af passive samplers og dynamiske modeller til at opnå en bedre opløsning i monitoring af miljøfremmede stoffer (Figur 6).

5.2 Mulighed for modellering af udledninger fra fællessystemer og deres effekter

5.2.1 Typer af modelanvendelser

Som det fremgår af de tidligere kapitler er det hverken praktisk eller økonomisk muligt at måle for alle relevante måleparametre på alle vandløb. Endvidere er der et behov for at kunne forudsige effekten af at lave et konkret tiltag til forbedring af den kemiske og/eller økologiske vandkvalitet. Til det formål benyttes matematiske modeller, som kan anvendes til forskellige formål:

- *Systemforståelse*, dvs. modeller opstilles og anvendes til at systematisere indsamlede målinger og uddrage almene principper, typisk i forskningsøjemed. Disse modeller medfører en øget forståelse af interaktioner mellem de forskellige elementer af systemet, og en bedre overblik over de vigtigste indsatsområder til forbedring af recipientens tilstand.
- *Planlægning*: Når der er opnået faglig konsensus omkring den systemforståelse, som modellerne repræsenterer, kan de anvendes til evaluering og sammenligning af forskellige tiltag til bedring af forholdene i vandløbet. Baseret på modellens resultater fra forskellige

scenarier bliver det muligt at identificere et samlet optimalt (sæt af) tiltag for et givent vandløb (som i eksemplet fra Dommel floden i Holland, Benedetti et al., 2013). Modeller kan også anvendes til detaljeret planlægning (dimensionering) af forskellige elementer af systemet (f.eks. dimensionering af bassiner).

- *Monitering/overvågning* modeller kan integrere manglende information på baggrund af tids- og stedsmæssigt begrænsede målekampagner. Modeller kan (a) bidrage med yderligere informationer på tværs af systemet (f.eks. estimering af volumener og stofmængder fra udledningssteder, hvor sensorer ikke er tilgængelige), (b) supplere upræcise målinger (f.eks. estimering af overløbsvolumen hvor kun niveau eller regn målinger er tilgængelige), (c) udnytte data fra eksisterende sensorer (f.eks. beregning af stofmængde baseret kun på hydrauliske målinger og en fortyndings model) og fra sensorer med lav tidsopløsning (f.eks. passive prøvetager).
- *Drift*: modeller kan bidrage til styring i realtid af fællessystemer ved at forudsige påvirkninger fra fællessystemet (f.eks. det forventede udledte volumen og stofmængde fra forskellige udledningssteder) og benytte denne viden til at identificere mulige strategier for udledninger, som samlet set mindsker effekten på vandløbet.

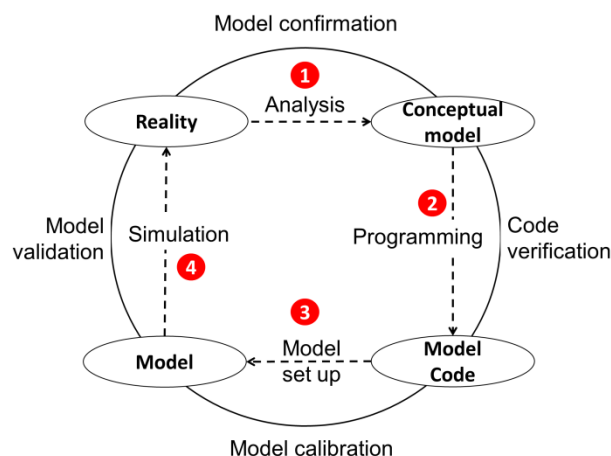
5.2.2 Anvendelse af modeller i forbindelse med opfyldelse af miljømål

De tilgængelige matematiske modeller afspejler den nuværende viden om forskellige processer som foregår i det integrerede urbane vandsystem (som defineret i kapitel 2). I udviklingsproceduren for modeller beskrevet i Refsgaard og Henriksen (2004) angives fire forskellige modellerings faser (se også Figur 7):

- *Analyse (trin 1)*: De kausale sammenhænge mellem årsager og effekter analyseres med henblik på at opstille matematiske modeller, der beskriver disse sammenhænge. Disse resulterer i konceptuelle modeller (f.eks. Streeter-Phelps modellen (Streeter and Phelps, 1925), som beskriver iltvind i vandløb som følge af udledning af organisk stof).
- *Programmering (trin 2)*: De kausale sammenhænge fra trin 1 bliver implementeret i (standardiseret) software, der kan anvendes af brugere (f.eks. rådgivere og myndigheder). For eksempel, hydraulisk afstrømning i afløbssystemer og vandløb modelleres ofte med numeriske tilnærmelser til Saint Venants ligninger.
- *Model set-up (trin 3)*: De matematiske modeller i softwaren tilpasses til det konkrete opland og vandløb. Parametrene estimeres baseret på tilgængelige målinger (jf. diskussionen om kalibrering af integrerede modeller i Langeveld et al., 2013b) med henblik på at minimere forskelle mellem målte og simulerede værdier og sikre, at modellen kan prediktere effekten af eventuelle planlagte tiltag på en realistisk måde.
- *Simulering (trin 4)*: den kalibrede model anvendes til det ønskede formål (jf. 5.2.1).

For nogle processer i udledninger fra fællessystemer er de årsagsmæssige sammenhænge godt beskrevet, og der er generelt accepterede matematiske modeller til at beskrive disse processer. For eksempel er de grundliggende fysiske love bag hydraulikken veletablerede, og der findes en række kommercielle softwareprodukter til beregning af dynamisk afstrømning i både afløbssystemer og naturlige vandløb. Omvendt er forståelsen af de faktorer, som påvirker vandløbs økologiske tilstand stadig begrænset, hvilket betyder at modellerne stadig er på trin 1 (dvs. stadig kun er på forsknings niveau). En vurdering af vidensniveauet for de væsentligste

elementer i det integrerede urbane vandsystem og vandløb er opsummeret i Tabel 7, herunder hvor langt man er i forhold til at anvende modeller til simulering af konkrete tiltags effekter.



Figur 7. De fire nødvendige trin i opbygning og anvendelse af modeller til forudsigelse af effekter og ændringer af effekter som følge af tiltag til bedring af kemisk og økologisk tilstand i vandløb. Figuren er fra Refsgaard og Henriksen (2004).

Tabel 7. Oversigt over udvikling og anvendelse af modeller for de vigtigste elementer i det integrerede urbane vandsystem.

Fase	Afløbssystemer		Renseanlæg	Vandløb		
	Vand kvantitet (vandføring, volumen)	Vand kvalitet (koncentrationer, mængde)	Vand kvalitet (koncentrationer, mængde)	Vand kvantitet (vandføring, volumen)	Vandløbs kemisk tilstand	Vandløbs økologiske tilstand
Analyse ^a	1	4	2	1	3	5
Programmering	Kommerciel ^b	Kommerciel ^b	Kommerciel ^b	Kommerciel ^b	Kommerciel ^b	Forskning ^f
Model set-up	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	Almen praksis ^c	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	-
Simulering						
System forståelse	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	Almen praksis ^c	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	-
Planlægning	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	Almen praksis ^c	Almen praksis ^c	Anvendt ^d	-
Monitering	Forskning ^f	Forskning ^f	Demonstration ^e	Anvendt ^d	Forskning ^f	-
Drift	Demonstration ^e	Forskning ^f	Forskning ^f	Anvendt ^d	Forskning ^f	-

^a For analyse er evnen til at beskrive de kausale sammenhænge kvantitativt i tid og sted angivet på en relativ skala, hvor 1 angiver en meget god forståelse af processer og mulighed for at beskrive det matematisk, mens 5 angiver at procesforståelsen er utilstrækkelig til at opstille modeller, der kan prediktere ændringer som følge af tiltag.

^b Der eksisterer modeller i kommercielle softwarepakker

^c Almen praksis: modeller er bredt anvendte hos brugerne (rådgiver, myndigheder)

^d Anvendt: der findes nogle eksempler af model anvendelse

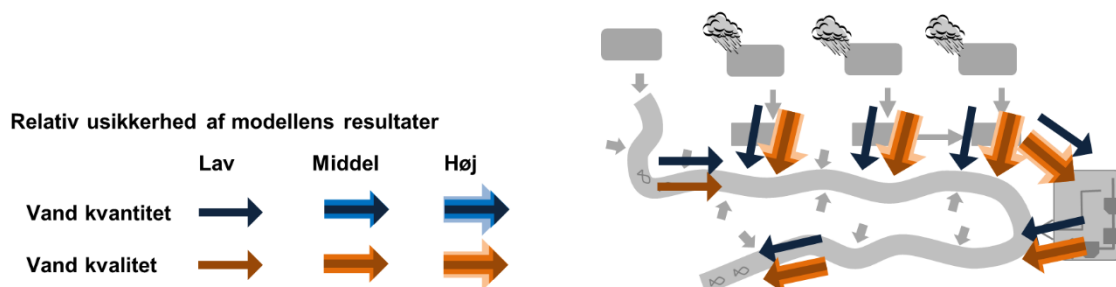
^e Demonstration: model blev anvendt i enkelte projekter

^f Forskning: model anvendelse er stadig på forsknings niveau

5.3 Samspil mellem monitoring og modeller

Oversigten over de tilgængelige modelleringsværktøjer (Tabel 7) viser, at procesforståelse er større for vandkvantitet end for vandkvalitet, dvs. at eksisterende modeller effektivt kan bruges til estimering af hydrauliske og hydrologiske processer (f.eks. afstrømning i vandløb og overløbsvolumener) og at de kan bruges til at supplere/integrere manglende målinger på tværs af det integrerede urbane vandsystem uden større behov for lokale målinger (jf. Tabel 8). Hydrauliske målinger fra det modellerede system kan dog bidrage til at reducere modellens usikkerhed.

Modeller af vandkvalitet er påvirket af langt større usikkerheder (Figur 8) som skyldes manglende matematisk robust beskrivelse af nogle processer (for vandkvalitet i afløbssystemer) og model kompleksitet (for vandløbs vandkvalitet). Denne forskel er afspejlet i et nyligt eksempel på model anvendelse (KALLISTO projektet - jf. Benedetti et al., 2013; Weijers, 2012), hvor et intensivt måleprogram blev etableret til kalibrering af en vandkvalitetsmodel af Dommel floden (Holland). I projektet blev anvendt typiske værdier for stofudledninger fra litteraturen, fordi usikkerheden ved anvendelse af modeller til estimering af stofudledning fra overløbsbygværker var så stor, at de ikke mindskede den overordnede usikkerhed.



Figur 8. Skematisk beskrivelse af modellens usikkerhed i estimering af vand kvantitet og kvalitet i det integrerede urbane vandsystem.

Tabel 8. Oversigt over forslag til minimumskrav til dataopsamling (udover fysiske systemdata) i forbindelse med opstilling og anvendelse af modeller (demonstration og forskning er ikke inkluderet).

Fase	Afløbssystemer		Renseanlæg	Vandløb	
	Vand kvantitet	Vand kvalitet	Vand kvalitet	Vand kvantitet	Vandløbs kemisk tilstand
System forståelse	Litteratur	Målinger	Målinger	Litteratur	Målinger
Planlægning	Litteratur	Litteratur/ Målinger	Litteratur/ Målinger	Litteratur	Målinger
Monitoring	-	-	-	Målinger	-
Drift	-	-	-	Målinger	-

Litteratur: værdier fra litteratur i kombination med data til beskrivelse af systemets fysiske karakteristika sikrer en begrænset usikkerhed i model resultater

Målinger: data fra den modellerede system er nødvendigt til anvendelse af modellens resultater.

Kalibrerede vandkvalitetsmodeller kan supplere monitoringskampagner i operationelle overvågninger ved: (i) at bruge online målinger i høj tidsopløsning som input til at estimere kemiske indikatorer langs vandløbet, dvs. at estimere den kemiske tilstand i forskellige punkter; (ii) at bruge målinger fra hændelses-baserede målekampagner til model kalibrering og til at estimere kemiske indikatorer for ikke-monitorerede hændelser; og (iii) i kombination med målinger fra passive samplere (dvs. med lav tidsopløsning) til at simulere de dynamiske processer i vandløb.

6. Typer af regulering og internationale eksempler

6.1.1 Regulering af udledningssteder

Internationalt er der anvendt en række forskellige principper til at regulere udledning fra fællessystemer (jf. Dirckx et al., 2011; Zabel et al., 2001). Overordnet kan de grupperes i to typer (se også Tabel 9):

- *Udlederkrav* (UDK) er typisk defineret som tilladte maksimale koncentrationer på udledningsstedet efter umiddelbar opblanding af udledningen i vandløbet. Et princip som stammer fra regulering af udledning fra renseanlæg, hvor der er en kontinuert og relativt konstant vandføring. Denne type regulering negligerer generelt variationer i recipientens tilstand (årlige variationer i vandstrømning og temperatur) og den store variation i koncentrationerne i udledninger fra overløbsbygværker. Overholdelse af udlederkrav er med disse forsimplinger nemt at vurdere i planlægningsfasen med hjælp af modellering.
- *Miljøkvalitetskrav* (KVK) tager recipientens tilstand i betragtning, dvs. at der fokuseres mere på effekter end på årsager. Krav bliver fastsat på lokal basis på baggrund af konkrete undersøgelser til vurdering af recipientens aktuelle tilstand. Når repræsentative indikatorer er udvalgt, bliver den operationelle overvågning relativt simpel (når et effektivt måleprogram er etableret), mens evaluering af overholdelse i planlægningsfasen (dvs. med hjælp af modeller) kræver kompleks modellering eller stærke antagelser, der i praksis reducerer problemet ned til samme niveau som opstilling af udlederkrav.

Udover maksimale koncentrationer er der også eksempler på at følgende effekter og indikatorer benyttes i forbindelse med regulering (se også Figur 9):

- *Fortyndingsgrad*, defineret som et (som oftest fast) forholdstal mellem spildevand og regnvand i udledningen. For eksempel, designkriterier i Tabel 9 definerer forholdet mellem den maksimale vandføring som overløbsbygværket leder videre til renseanlægget (dvs. vandføringen lige før overløbskanten kommer i brug) og vandføringen i tørvejr (defineret som gennemsnits ellers maksimale daglige værdier – jf. Figur 9).
- *Overløbsstofmængde*, defineret som f.eks. maksimal tilladt årlig udledt mængde.
- *Overløbsvoluminer*, defineret som det maksimale tilladte volumen der kan udledes på årligt basis, f.eks. baseret på størrelsen af det opstrøms opland.
- *Overløbsfrekvens*, defineret som det maksimale antal overløb hændelser per år. (f.eks. i Flanders (Belgien) må det være maksimum 7 overløb/år – jf. Tabel 9).
- *Vandføring*, defineret som den maksimale tilladte overløbsvandføring, relativt til oplandsstørrelsen.

Regulering kan også stille krav om et opmagasineringsvolumen, som skal installeres ved overløbsbygværket. Dette volumen er typisk fastlagt i forhold til det urbane oplandsareal: i Holland kræves f.eks. 70 m³ volumen for hver hektar af befæstet opland (dvs. at bassinet skal opsamle et volumen tilsvarende til 7 mm regn). I nogle lande er der stillet krav om anvendelse af konkrete modeller til at beregne, om udledningen er i overensstemmelse med kravene fastsat i reguleringen. I nogle lande stiller reguleringen også specifikke krav til monitoring. I Frankrig skal større overløbsbygværker eksempelvis overvåges med automatiske prøvetagere og/eller online målere (JORF, 2015).

Den danske regulering af overløb har været decentral ud fra et ønske om at lave et regelsæt, der har været tilpasset den enkelt recipients sårbarhed. Typisk er reguleringen baseret på en kombination af krav til opblandingsforhold mellem afstrømmet regn- og spildevand, frekvens af udledningen, og krav til opmagasineringsvolumen ofte i kombination med en maksimal vandføring i udledningen til vandløbet.

Tabel 9. Oversigt over designkriterier for overløbsbygværker i udvalgte Europæiske lande (Dirckx et al., 2011). En skematisk beskrivelse af designkriterier kan findes i Figur 9.

	Spjæld regulering ($Q_{T,max}$)	Ækvivalent gennemsnitlig tørvejs- vandføring (Q_m)	Overløb kriterium/Volumen krav	UDK or KVK tilgang	Stof mængde	Modellering krævet
Belgien (Flandern)	$6Q_p$	10	$f=7$	UDK+	nej	nej
Frankrig	$3Q_p$	4–6	—	UDK and MJM/KVK-	ja	ja?
Tyskland	$7Q_m^{**}$	7	$V=10-40 \text{ m/ha}_{red}$	UDK	ja	nej
Grækenland	$3-6Q_m$	3–6	—	UDK+	nej	nej
Irland	$6Q_m$	6	—	UDK and MJM/KVK	nej?	nej
Italien	$3-5Q_m$	3–5	$f(?)$	UDK	nej	nej
Luxembourg	$3Q_p^{**}$	4–6	$V=10-40 \text{ m/ha}_{red}$	UDK	nej	nej
Holland	$7Q_m$	7	$f=3-10$ $V=70 \text{ m/ha}_{red}$	UDK+ and MJM/KVK-	nej?	nej
Portugal	$6Q_m$	6		UDK	nej	nej
Spanien	$3-5Q_m$	3–5		UDK	nej	nej
UK (England & Wales)	$6.5-9Q_m^*$	6.5–9		MJM/KVK	ja?	ja
UK (Skotland)	$6.5-9Q_m^*$	6.5–9		MJM/KVK	ja?	ja

UDK: ·Udlederkrav

UDK+: UDK med nogle overvejelser over vandløbet tilstand

MJM: Miljømål

MJM/KVK-: MJM/KVK er introduceret, men det er ikke kendt, hvor ofte det er brugt

f =hyppighed af overløb

V = opmagasinerings volume

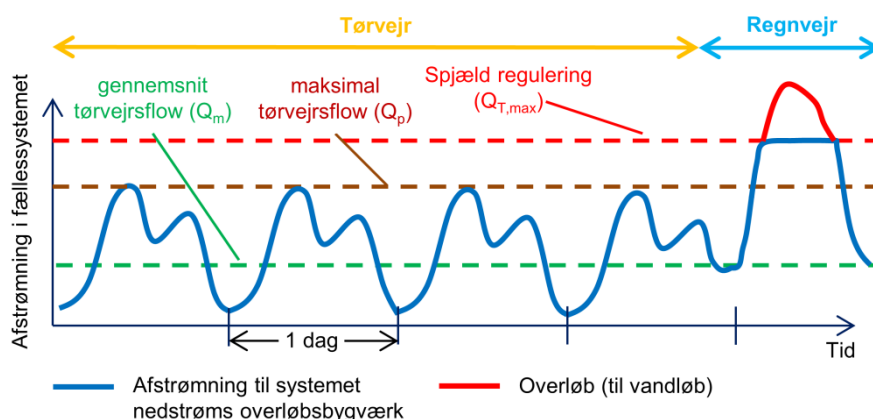
Q_p = maksimal tørvejsvandføring i afløbssystemet

Q_m =gennemsnit tørvejsvandføring i afløbssystemet

A_{red} =befæstet areal i opstrøms urbant opland

* resultater af den såkaldt "A Formula" (også anvendt i Irland)

** De tyske ATV-128 retningslinjer kræver at 90% af stofmængde skal ledes til renseanlæg, uanset fortyndingsniveauet er opfyldt



Figur 9. Skematisk beskrivelse af de forskellige hydrauliske parametre som er anvendt som designkriterier for overløbsbygværker (jf. Tabel 9).

Der er flere undersøgelser som har analyseret forbindelse mellem indikatorer som typisk er anvendt til udlederkrav ved udledningsstedet (f.eks. volumener, koncentrationer) og indikatorer for negative effekter i recipienten (iltsvind, ammoniak toksicitet). Resultater fra Engelhard et al. (2008) og Lau et al. (2002) viser, at udlederkrav kan relateres til processer som eutrofiering og kronisk toksicitet (som er drevet af stofmængde over lange tidsintervaller). Overløbsfrekvens kan også relateres til iltsvind og ammoniak toksicitet til en vis grad. Oversigten i Dirckx et al. (2011) konkluderer, at udlederkrav ikke er tilstrækkelige til at repræsentere alle processerne i det integrerede urbane vandsystemer, som påvirker recipientens tilstand, og understøtter dermed konklusionen i kapitel 4.

6.1.2 Recipientens miljøkvalitetskrav

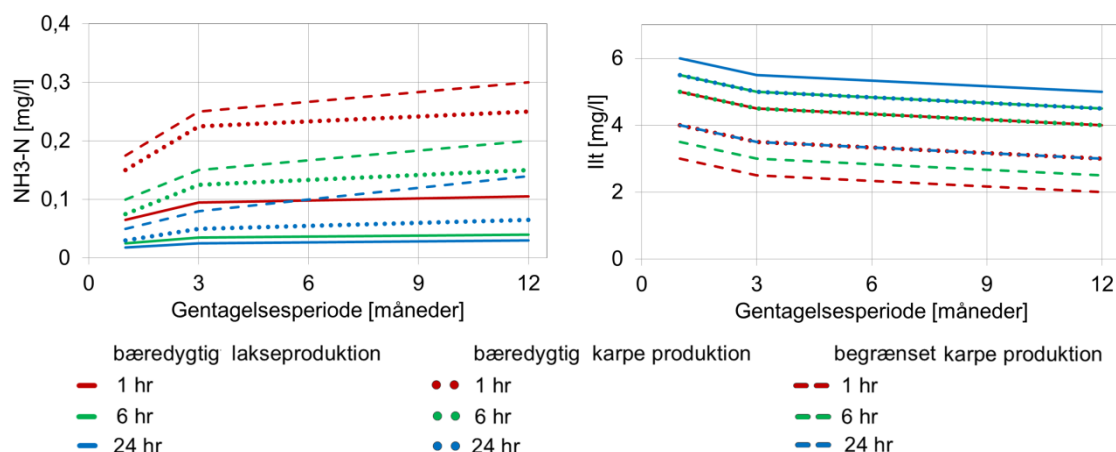
Recipientens miljøkvalitetskrav er defineret som *numeriske værdier* eller som *narrative udtalelser/kvalitative beskrivelser*. Numeriske værdier er typisk defineret ved en eller flere af følgende tre dimensioner (US EPA, 2014):

- **Koncentration:** en grænseværdi for koncentrationen for det pågældende stof som ikke må over-/underskrides for at beskytte vandmiljøet mod såvel kroniske effekter (generelt kvalitetskrav) som akutte/korttids effekter (korttids kvalitetskrav). Sidstnævnte er især relevant for regnbetingede udledninger fra fællessystemer. Værdierne er defineret baseret på litteraturstudier og resultater fra test af toksicitet (jf. Crabtree et al., 2012).
- **Varighed:** krav til maksimal eksponeringstid for en bestemt stofkoncentration. Vandmiljøet bliver eksponeret til varierende koncentrationsniveauer afhængigt af forskellige processer som strømning, diffusion, variationsmønster af forureningskilden, osv. Typisk kan vandmiljøet tåle højere koncentrationer i kort tid end ved længere eksponering: kvalitetskrav kan derfor fastsætte forskellige maksimale/minimale koncentrationer for forskellige varigheder for et bestemt stof. For eksempel, de britiske retningslinjer definerer tre forskellige varigheder for koncentrationer af ilt og ammonium for varighederne 1 time, 6 timer og 24 timer.

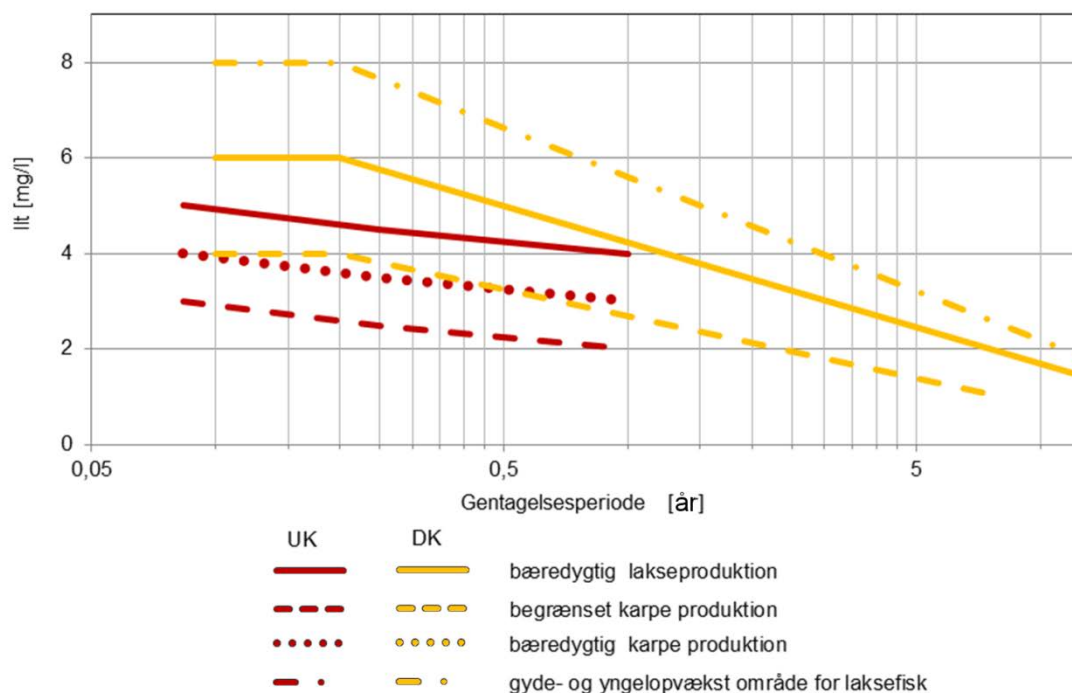
- **Frekvens:** den hyppighed hvormed en koncentrations grænseværdi må over- hhv. underskrides, ofte angivet som en gentagelsesperiode. Overskridelsesfrekvens defineres baseret på de specifikke egenskaber af vandmiljøet, dvs. hvor hurtigt de forskellige arter kan retablere sig efter en eksponering til skadelige koncentrationer. For eksempel definerer de britiske retningslinjer tre forskellige frekvenser af overskridelser for ammoniak for gentagelsesperioder på 1 måned, 3 måneder og 1 år.

Et eksempel på kvalitetskrav til kemiske indikatorer (ilt og ammoniak) der benytter alle tre dimensioner for udledninger fra fællessystemer er angivet i Tabel 10. Det meste komplette eksempel er de britiske retningslinjer (Figur 10), som definerer ni forskellige grænseværdier (3 varigheder x 3 frekvenser) for både ilt og ammoniak, og for tre forskellige typer af vandløb (klassificeret baseret på de fiskearter, der modsvarer en god økologisk tilstand). I forhold til de danske krav fra Spildevandskomiteens Skrift 22 (Spildevandskomitéen, 1985) er de britiske mindre krævende, f.eks. tillades lavere iltkoncentrationer i vandløb til lakseproduktion for gentagelsesperioder mindre end et år (Figur 11).

Nogle lande definerer også et *vandkvalitetsindeks*, som kombinerer forskellige kvalitetskrav. Disse indekser er dog typisk designet til måleprogrammer til monitoring over længere tidsintervaller, dvs. at de ikke er velegnede til at monitorere korttidseffekter af overløbshændelser. Miljøkvalitetskrav defineres typisk til områder efter den initiale opblandingszone (se også paragraf 5.1.3) for at sikre, at målingerne er repræsentative for størsteparten af vandløbet.



Figur 10. Britiske kvalitetskrav for ammoniak (venstre) og ilt (højre) til forskellige varigheder og klassificering af vandløbet.



Figur 11. Sammenligning mellem de britiske (Crabtree et al., 2012) og danske (Spildevandskomitéen, 1985) vandkvalitetskrav for 1-time ilt koncentrationer.

Narrative udtalelse/kvalitativ beskrivelser angiver den forventede tilstand af recipienten uden at bruge numeriske værdier. De kan typisk bruges til regulering af fysiske og æstetiske effekter (jf. Tabel 1). For eksempel fastsætter de amerikanske retningslinjer (USEPA, 2014) at vandløbet udenfor en opblandingszone skal være fri for stoffer og objekter som:

- Sedimenterer og modificerer vandløbets form.
- Flyder og kan blive til gene for vandmiljøet.
- Giver anstødelige ændringer i farve, lugt, smag og turbiditet
- Er farligt eller toksisk for mennesker
- Genererer uønskede og/eller generende arter

Tabel 10. Oversigt over kvalitetskrav for uioniseret-ammoniak (NH₃-N)i recipienten i Canada, Storbritannien og USA

Land	Koncentrations grænseværdi [mg/l]	Varighed	Frekvens/Gentagelseperiode	Note	Source
Canada	0.019			Retningslinjer indeholder også en konverteringstabel til total ammoniak (afhængig af temperatur og pH)	Canadian Council of Ministers of the Environment (2010)
Storbritannien	0.065	1 time	1 måned	En korrektionsfaktor skal anvendes når iltkoncentrationer er under 5 mg/l, pH <7, eller temperatur > 5° C Disse værdier er defineret til vandløb for bæredygtigt laksefiskeri. Retningslinjer indeholder også kvalitetskrav til vandløb for bæredygtigt karpefiskeri og vandløb med marginalt karpefiskeri er også defineret (jf. Figur 10)	Crabtree et al. (2012)
	0.095		3 måneder		
	0.105		1 år		
	0.025	6 timer	1 måned		
	0.035		3 måneder		
	0.040		1 år		
	0.018	24 timer	1 måned		
	0.025		3 måneder		
	0.03		1 år		
United States	17 (TAN) (pH 7, T 20° C)	1-hr gennemsnit	Skal ikke overskrides en gang hver tredje år (som gennemsnit)		US Environmental Protection Agency (2013)
	1.9 (TAN) (pH 7, T 20° C)	30 dage glidende gennemsnit		Retningslinjer definerer også krav til 4-dages gennemsnit	

TAN= Total ammoniak kvælstof (Total Ammonia Nitrogen)

7. Forslag til principper for dansk regulering af overløb fra fællessystemer

Dette kapitel kommer med et forslag til principper for en dansk regulering af overløb fra fællessystemer. Baseret på den internationale erfaring og de informationer, som er beskrevet i de hidtidige kapitler og i baggrundrapporten, foreslås en trinvis beslutningsproces til regulering af regnbetingede overløb. Forslaget bryder ikke afgørende med den hidtidige praksis men forsøger at opstille kriterier, hvorefter man centralt kan regulere mulige indsatser, samtidigt med at man inddrager erfaringer fra regulering i andre lande samt inddrager nye metoder til monitorering og modellering, som er blevet udviklet i de seneste 10-15 år.

7.1 Præmisser

Baseret på informationerne fra tidligere kapitler kan vi fastslå at:

- Overløb fra fællessystemer har en høj naturlig variabilitet (i form af voluminer, stofmængde og -koncentrationer), som i praksis forhindrer implementering af en regulering baseret på udlederkrav på udledningssteder.
- Eksisterende målinger indikerer, at koncentrationer i overløbsvand for nogle stoffer kan overskride de kemiske kvalitetskrav for recipienten som er fastlagt i gældende dansk lovgivning. Fortynding og andre transformationsprocesser skal dog tages i betragtning for at vurdere effekten af overløb fra fællessystemer på konkrete recipients kemiske tilstand.
- Der mangler målinger af koncentrationsniveauer for en del stoffer i overløbsvand som muligvis kan være stressfaktorer for vandmiljøet. Manglen på data forhindrer i sig selv etablering af simple sammenhænge mellem overløb og recipients kemiske og økologiske tilstand.
- Miljøforhold opstrøms i vandløbssystemet har indflydelse på den mulige påvirkning af regnbetingede udledninger, da tilstanden opstrøms udledningsstedet kan tilsløre de hydrologiske og kemiske effekter af udledninger fra fællessystemer.
- Baseret på den nuværende viden er det ikke muligt til at differentiere eller prioritere de forskellige stressfaktorer, herunder at skelne mellem indsatser mod regnbetingede overløb fra fællessystemer og andre indsatser imod f.eks. udledninger fra separate regnvandssystemer, forurenede grunde og landbrug. Indsats mod individuelle stressfaktorer (herunder enkelte kemiske indikatorer) vil derfor ikke nødvendigvis være tilstrækkeligt til at sikre en god økologisk tilstand.
- Overløb fra fællessystemer udgør en stressfaktor som i nogle tilfælde kan forhindre en god kemisk og/eller økologisk tilstand i recipienten. Overløbs betydning for den kemiske og økologiske tilstand er dog begrænset, når f.eks. udledningerne sker til en recipient med tilstrækkelig god tilstand før udledningsstedet og en god basisvandføring som sikrer en betydelig fortynding.
- Regnbetingede udledninger fra renseanlæg (inkl. bypass) kan muligvis udgøre en yderligere stressfaktor og kan i nogle tilfælde sammenstilles med nødoverløb fra fællessystemer. Der er dog et begrænset antal målinger af disse udledninger, og de er endvidere typisk reguleret som en del af renseanlæggets udledningstilladelse.

- Udledninger fra fællessystemer udgør en yderligere stressfaktor i samspil med andre faktorer, som kan påvirke den gode kemiske og økologiske tilstand. Der er kun en meget begrænset viden om, hvordan man kan vurdere den relative betydning af flere forskellige stressfaktorer til samme vandløb, og der er ingen studier om emnet, der specifikt retter sig mod danske forhold.
- Opsamling af repræsentative målinger er udfordret af adskillige faktorer, herunder udledningers naturlige variabilitet, praktiske problemer i indsamling af data med tilstrækkelige høj tidsopløsning og identifikation af repræsentative målesteder.
- Høje ammoniak koncentrationer og lave iltkoncentrationer er blevet identificeret som vigtige indikatorer til vurdering af betydning af udledninger fra fællessystemer sammen med høje koncentrationer af biotilgængelige tungmetaller og PAH'er (som dog er svære at måle med en tidsopløsning som er tilstrækkelig til at kunne basere regulering på sådanne koncentrationer). Det er muligt at etablere en sammenhæng mellem udledningerne og overskridelse af kvalitetskrav til god kemisk tilstand. Derfor kan det i nogle tilfælde anbefales at reducere udledningers volumener eller at forbedre vandkvaliteten, for at mindske de negative effekter på vandmiljøet.

Disse overvejelser indikerer, at generelle regler for regulering af udledninger fra fællessystemer i form af f.eks. udlederkrav eller andre krav på udledningsstedet, ikke er tilstrækkelige til at sikre en god tilstand i alle vandløb. Opfyldelse af god kemisk og økologisk tilstand kræver lokale overvejelser og regulering, som tager udgangspunkt i såvel afløbssystemet som recipienten.

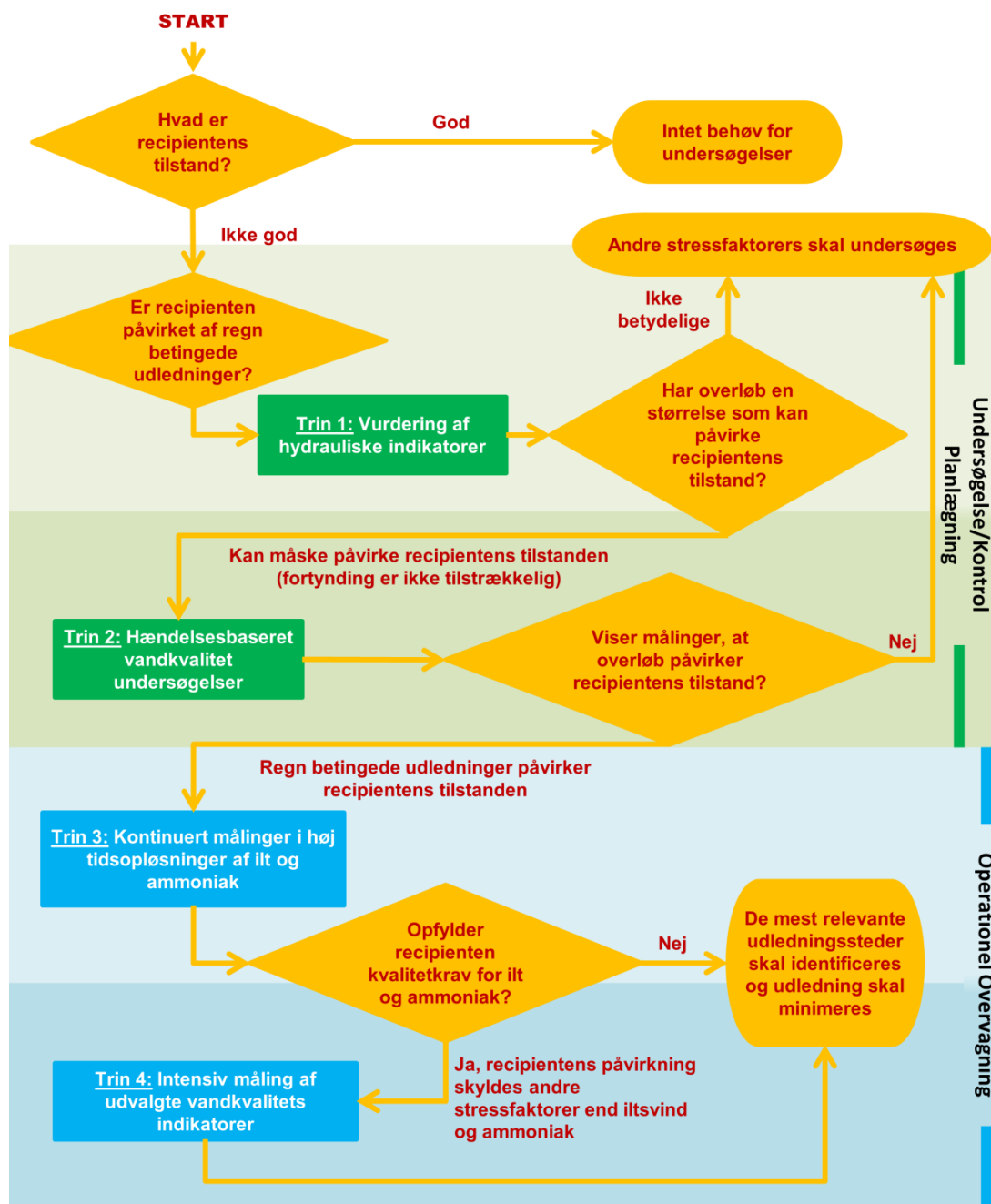
Disse overvejelser og regulering bør principielt set baseres på et bredt datagrundlag i meget høj tidsopløsning, som bekræfter dels selve udledningerne fra fællessystemerne og dels sammenhængen mellem udledningerne og recipientens tilstand via indikatorer for såvel vandkvalitet og sedimenter. I denne kontekst kan matematiske modeller anvendes til at integrere informationer fra måleprogrammer, og de kan støtte vurderingen af den nuværende tilstand og af de mulige indsatser til minimering af påvirkninger.

Det er dog næppe realistisk at gennemføre en særskilt instrumentering for alle de knap 5000 overløbsbygværker i Danmark. Ud over det voldsomme ressourceforbrug, der i sig selv forekommer disproportionalt, vil det i mange tilfælde ikke give tilstrækkelig viden, fordi bestemmelse af, hvilke tiltag, der skal til for at opnå den ønskede kvalitet, stadig vil være utilstrækkelig. Derfor bør reguleringen i vidt omfang baseres på standardiserede krav.

I den sammenhæng bemærkes det, at den danske regulering allerede i mange år har været ganske proaktiv i forhold til den regulering, som er fundet i en lang række europæiske lande. I de tilfælde, hvor der opstilles måleprogrammer med henblik på at regulere udledninger ud fra overvejelser om vandkvalitet i vandløbet, bør det baseres på få og simple indikatorer, især hydrauliske forhold samt stofferne ammonium/ammoniak og ilt. Denne basale regulering kan udvides med yderligere indikatorer hvor tilstanden af recipienten kræver ekstra indsats, især hvor der er mistanke om flere stressorer. Reguleringen baseret på vandkvalitet kan opbygges ud fra de tre dimensioner nævnt i paragraf 6.1.2: grænseværdier for stofkoncentration samt varighed og frekvens af overskridelser.

7.2 Trinvis regulering af regnbetingede udledninger

Der foreslås at basere principperne for regulering på en trinvis beslutningsproces, se Figur 12. Det antages, at processen kun benyttes, når det er erkendt, at vandløbet ikke opfylder kravene til god kemisk og/eller økologisk kvalitet. Processen er baseret på de nuværende mulige målemetoder (online målinger med sensorer, automatiske prøvetagere og passive samplere) og kan dermed relativt nemt implementeres i Danmark. Såfremt der skal ske målinger af vandkvalitet i det pågældende opland, anbefales det at måle i vandløbet fremfor i udledningen/udledningerne.

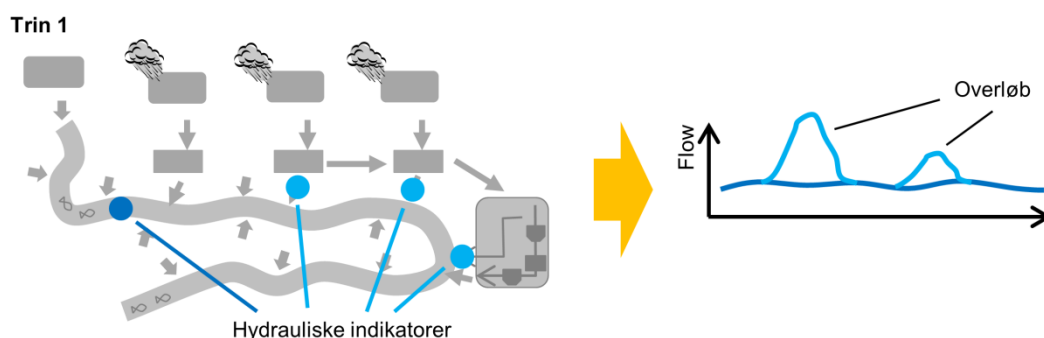


Figur 12. Forslag til vejledende proces til vurdering og regulering af de negative effekter fra udledninger fra fællessystemer. Bemærk at trin 1 også kan anvendes til overvågning (med specifikke overvejelser) og trin 2 til undersøgelse/planlægning).

De forskellige trin er opsummeret og sammenlignet i Tabel 11 på side 44. Sammenligningen i tabellen fokuserer på:

- målinger (udfordring i opsamling af repræsentative målinger, og deres informationsindhold i forhold til minimering af de negative påvirkninger),
- ressourcebehov (investering i sensorer, deres vedligeholdelse og drift),
- muligheden for at beskrive sammenhængen mellem udledninger fra fællessystemer og vandløbs tilstand (når usikkerheden er større skal større sikkerhedsfaktorer og strengere antagelser anvendes for at sikre, at den ønskede tilstand opnås).

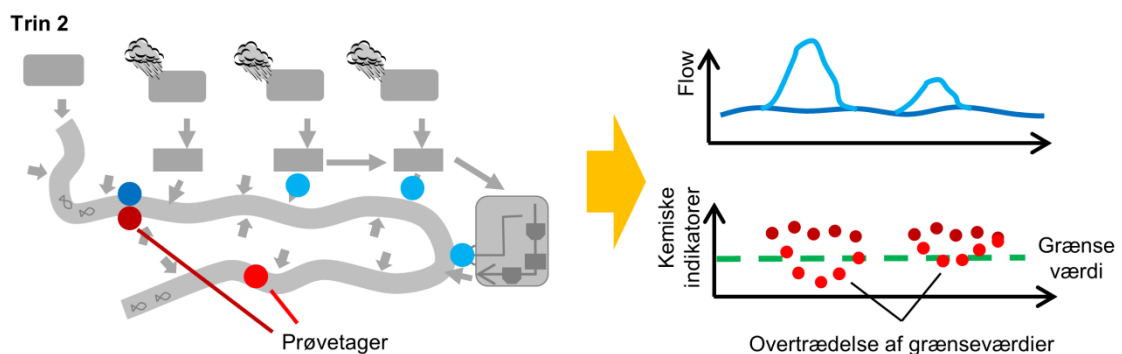
Konkret foreslås følgende trin:



Figur 13. Skema af målesteder (venstre) og indsamlede informationer (højre) ved Trin 1 (Foreløbig vurdering baseret på hydrauliske indikatorer).

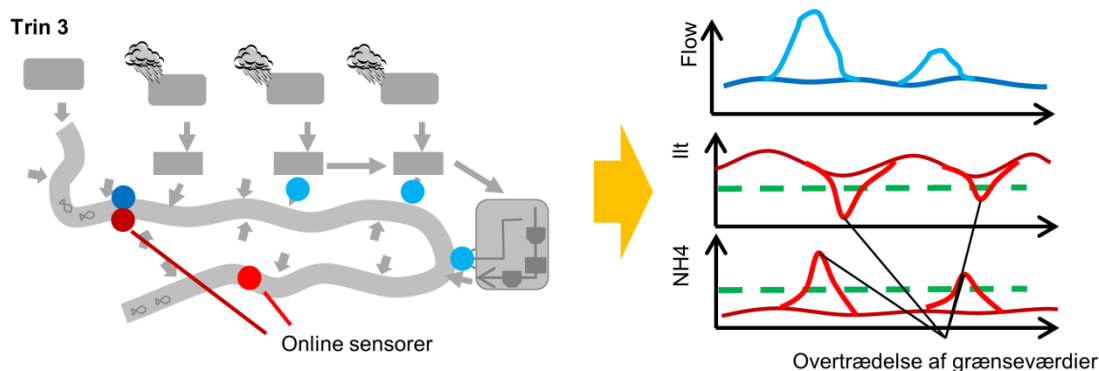
- *Trin 1: Foreløbig vurdering baseret på hydrauliske indikatorer* (Figur 13): For vandløb hvis status ikke er tilfredsstillende, bør den foreløbige vurdering baseres på hydrauliske indikatorer. Formålet er at undersøge, hvorvidt der er en risiko for, at udledninger fra fællessystemer har betydning for vandløbs status. Vurderingen baseres på hydrauliske variable som beskriver udledningen (herunder især maksimal vandføring, frekvens og volumener) såvel som recipientens tilstand (herunder især minimumsvandføring). Udover målinger i recipienten kræver dette trin også målinger på udledningsstedet. Informationen fra hydrauliske indikatorer muliggør vurdering af fysiske ændringer (f.eks. erosion), æstetisk forurening og påvirkning af den kemiske tilstand (efter strenge antagelser om forureningsniveauet i overløbsvandet). På dette niveau er det muligt at kvantificere stofmængde som bliver udledt til recipienten med nogle simple modeller (f.eks. til evaluering af akkumulerende/langtidseffekter). Estimering af den forventede fortyndingsgrad muliggør også en skønsmæssig vurdering af påvirkning af den kemiske tilstand (dvs. overholdelse af vandkvalitetskrav i vandløbet). Usikkerheden på vurderingerne på dette niveau gør, at vurderingerne bør baseres på forsigtighedsprincippet, f.eks. ved at anvende høje skøn for stofkoncentrationer i udledningen og skønne fortyndingsgraden ud fra viden om laveste sommer strømning i vandløbet og forureningsniveauet i recipienten opstrøms udledningsstedet bør også skønnes konservativt. Forsigtighedsprincippet i forhold til recipienten anvendes, fordi denne fase primært screener for, hvorvidt udledninger fra fællessystemer overhovedet er en stressfaktor i det specifikke vandløb.

De hydrauliske indikatorer kan dog også bruges til regulering af udledning når forsigtighedsprincippet er brugt. I dette tilfælde vil reguleringen ligne den hidtidige danske regulering (som indført i vandplaner, og inspireret af tidligere retningslinjer – jf. Spildevandskomitéen, 1985). En regulering af regnbetingede udledninger baseret kun på hydrauliske indikatorer kan dog ikke sikre, at den gode kemiske og økologiske tilstand af vandløbet er opnået, og den kan i uheldige tilfælde lede til urimelige investering i ineffektiv infrastruktur (f.eks. stramme krav om overløbsfrekvens kan resultere i bygning af overdimensionerede spildevandsbassiner). Trin 1 er en indledende vurdering, der (afhængig af resultatet) følges op af yderligere undersøgelser. De konkrete måder at anvende forsigtighedsprincippet på i en sådan regulering bør dermed afspejle hvilke principper, der anvendes på andre reguleringer rettet mod at opnå god kemisk og økologisk status i vandløbet.



Figur 14. Skema af målesteder (venstre) og indsamlede informationer (højre) ved Trin 2 (Kortvarig (hændelsesbaseret) undersøgelse af vandkvalitet)

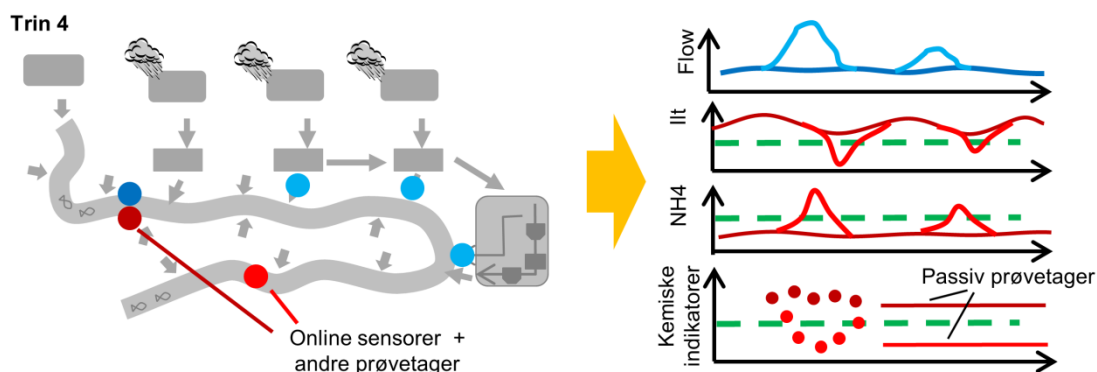
- *Trin 2: Kortvarig hændelsesbaseret undersøgelse af vandløbets vandkvalitet* (Figur 14): Såfremt der er en risiko for, at udledninger måske kan påvirke recipientens tilstand, kan en kort hændelsesbaseret målekampagne opsamle relevante informationer om kemiske indikatorer i recipienten. Denne monitoring kan anvendes i en undersøgelses/planlægningsfase, for bedre at vurdere, hvorvidt udledningen fra overløb kan være en vigtig stressor for vandløbet. Antallet af målte hændelse skal være tilstrækkelig til at muliggøre anvendelse af simple modeller (analytiske og stokastiske) og estimering af deres parametre. Det vil muliggøre en konservativ evaluering af korttidseffekter såsom iltsvind og ammoniak toksicitet samt en vurdering af forureningsniveauet for andre kemiske indikatorer (f.eks. tungmetaller og PAH'ere). Sådanne målinger kan også reducere usikkerheden i estimering af udledte stofmængder og give et bedre overblik over akkumulerende/lang tidsskala forureningspåvirkning (jf. Tabel 1). Måleudstyr skal placeres ud fra skøn over hvor de maksimale effekter af udledningen optræder og skal som minimum placeres både opstrøms og nedstrøms for udledningsstedet/-stederne og skal udtage prøver over hele hændelsens forløb, fra den første påvirkning til det er sikkert, at vandløbet er tilbage til baggrundstilstanden.



Figur 15. Skema af målesteder (venstre) og indsamlede informationer (højre) ved Trin 3 (Lange tidsserier i høj tidsopløsning af basale indikatorer for vandkvalitet).

- *Trin 3: Lange tidsserier i høj tidsopløsning af basale indikatorer for vandkvalitet i vandløbet* (Figur 15): Såfremt trin 2 indikerer, at udledninger fra fællessystemer måske forhindrer god tilstand af vandløbet, kan man enten mindske eller rense udledningerne eller foretage yderligere målinger for at få et bedre beslutningsgrundlag før anlægsinvestering foretages. Disse målinger skal være i høj tidsopløsning (prøvetagning hyppigere end varigheden som er anvendt i kvalitetskravet), for at opdage de dynamiske effekter af overløb (iltsvind, ammoniak toksicitet). Disse målinger danner grundlag for at skønne, i kombination med modellering af det integrerede system, hvorvidt udledningerne fra fællessystemer er en væsentlig stressor. Skønnet baseres på de anbefalede vandkvalitetskrav diskuteret i afsnit 6.1.2. Det nuværende kommercielle online sensorer tillader kun rutinemæssig måling af basale indikatorer, herunder især ilt, ammoniak/ammonium, og turbiditet, som indikatorer for hhv. iltsvind, toksicitet, og partikler.

De første to indikatorer kan, enten direkte eller i forbindelse med modellering, sammenstilles med de relevante vandkvalitetskrav (jf. Crabtree et al., 2012 og afsnit 6.1.2). Der er ikke på samme niveau foretaget undersøgelser af hvilke vandkvalitetskrav, der bør stilles til turbiditetsmålinger. Det er dog kendt, at de fungerer som en indikator for partikelindholdet i udledningen og dermed som en surrogatmåling for visse tungmetaller og miljøfremmede stoffer, og de kan dermed med forsigtighed anvendes til at skønne, hvorvidt andre stoffer end ilt og ammoniak kan være betydende. Målinger skal opsamles repræsentative steder langs recipienten og dette bør sikres ved opstilling af modeller over forventede dynamiske effekter.



Figur 16. Skema af målesteder (venstre) og indsamlede informationer (højre) ved Trin 4 (Intensiv måling af udvalgte vandkvalitetsindikatorer).

- *Trin 4: Intensiv måling af udvalgte vandkvalitetsindikatorer i Vandløbet* (Figur 16). Det kan være nødvendigt med yderligere undersøgelser, såfremt de simple indikatorer ikke tyder på problemer med iltvind og toksicitet og analysen af vandløbet tyder på, at udledninger fra fællessystemer er en vigtig/dominerende stressor i forhold til den kemiske vandkvalitet. Målingerne af udvalgte yderligere indikatorer for vandkvalitet muliggør en bredere vurdering af sammenhængen mellem recipientens tilstand og udledninger fra fællessystemer. Baseret på trusselniveauerne (jf. Tabel 6) og de tilgængelige måleteknikker, foreslås monitoring af tungmetaller og eventuelt PAH. Baseret på det tilgængelige måleudstyr (automatiske prøvetagere samt passive prøvetagere) anbefales hændelsesbaserede målinger, hvor en automatisk prøvetager skal samle prøver med høj tidsopløsning (10-15 minutter) i løbet af en hændelse. Korrelationer mellem basale indikatorer (f.eks. TSS koncentrationer) og miljøfremmede stoffer kan dermed udvikles. Ved at kombinere disse korrelationer med kontinuert høj-tidsopløsning (1-2 minutter) målinger (som defineret i trin 3 – f.eks. turbiditet), bliver det muligt at estimere udvalgte indikatorer over lange tidsintervaller, som strækker sig udover de få hændelser, der er målt med prøvetager. Hændelsesbaserede målinger kan også anvendes sammen med modellerne for at udvide forståelsen af de monitorerede systemer. Målinger af vandkvalitetsindikatorer kan integreres med sedimentprøver, da størstedelen af de kritiske prioriterede stoffer i overløbsvand forventes at sedimentere og derfor at bidrage til langtidseksponering og kronisk toksicitet af sediment og bundlevende organismer. Kombinationen af forskellige målemetoder vil også hjælpe til at fastslå, hvilken forureningskilde/stressfaktor er årsag til den dårlige tilstand af vandløbet (dvs. at trin 4 kan også anvendes som undersøgelses/planlægningsfase).

Alle trin ud over det første kræver en investering i infrastruktur til monitoring. Som beskrevet i paragraf 5.2 det er dog muligt at begrænse investeringsbehovet ved at integrere målinger med model beregninger. Modellerne vil endvidere kunne anvendes til at skønne hvilke tiltag, der vil medføre en forbedring af vandløbets tilstand.

Tabel 11. Sammenligning mellem de forskellige anbefalede niveauer til regulering af udledning fra fællessystemer.

Trin	Undersøgt effekter							Data			Ressource behov	Effektivitet i opnåelse af kvalitetskrav		
								Type af målinger				Udfordring i opsamling af repræsentative målinger	Resultat usikkerhed	Behov for anvendelse af forsigtighedsprincipper i forbindelse med regulering
	Fysiske ændringer	Æstetisk forurening	Eutrofiering	Hygiejnisk forurening	Iltsvind i vandløb	Giftige og/eller miljøfremmede stoffer	Langtids ændringer i økologisk status	Hydrauliske (vandføringer, høj tidopløsning)	Vandkvalitet kemiske indikatorer					
									Hændelsesbaseret (fra automatiske prøvetager)	Kontinuert (fra online måler)				
Trin 1: Foreløbig vurdering baseret på hydrauliske indikatorer	X	A	X	A	A	A		X			Lavt	Lav	Høj	Høj
Trin 2: Kortvarig hændelsesbaseret undersøgelse af vandkvalitet		X	X	X	X	X		X	X		Lavt/mellem	Lav/mellem	Høj/Mellem	Mellem
Trin 3: Høj tidopløsning måling af basale vandkvalitet indikatorer.			S		X	A		X		X	Mellem/højt	Mellem/høj	Mellem/lav	Mellem/lav
Trin 4: Intensiv måling af udvalgte vandkvalitets indikatorer			X		X	X		X	X	X	Højt	Høj	Lav	Lav
X: kan måles direkte; A baseret på antagelser (f.eks. partikler/opløst fordeling, stofkoncentrationer i overløbsvand); S afhængig af sensortype (f.eks. måler nogle sensorer flere indikatorer som kan bruges til at estimere den totale kvælstof koncentrationer)														

8. Konklusion og perspektivering

Denne rapport opsamler og vurderer den nuværende viden om, hvordan vandløbs økologiske og kemiske kvalitet kan blive påvirket af regnbetingede overløb fra fællessystemer. Der er stadig væsentlige mangler i videns grundlaget på trods af en forskningsindsats specielt i perioden 1975 – 2000 om årsagsmæssige sammenhænge mellem udledninger og resulterende vandkvalitet og økologisk kvalitet og en efterfølgende fokusering på målinger af en lang række kemiske stoffer i få udvalgte lokaliteter.

Den mulige trussel mod vandløbs kemiske tilstand er blevet evalueret ved at sammenstille eksisterende målinger af vandkvalitet i overløb fra fællessystemer under påvirkning af regnvejr mod gældende vandkvalitetskrav for en række kemiske indikatorer. Der er kun fundet pålidelige målinger for under 1/3 af alle relevante stoffer, og der er dermed stadig en meget væsentlig mangel på data. De målinger, der forefindes, tyder på, at en række prioriterede miljøfremmede stoffer i udledninger fra overløb er en mulig trussel mod vandløbs kemiske tilstand. Vanskeligheder i forbindelse med at måle disse stoffer gør, at regulering baseret på direkte måling af disse kemiske stoffer generelt må frarådes. I stedet bør regulering stadig baseres på indikatorer, som er relativt nemme at måle, herunder hydrauliske forhold, ilt og ammonium/ammoniak. Forskning i nye målemetoder, herunder især kombination af passive prøvetager og dynamiske modeller, vil formentlig på et tidspunkt muliggøre en regulering af regnbetingede udledninger baseret på de kritiske prioriterede stoffer. Nuværende kvalitetskrav for de pågældende miljøfremmede stoffer er kun defineret som koncentrationsniveauer (med en grov frekvens, f.eks. på årlig basis). Forskningen i målemetoder bør derfor parres med en tilsvarende indsats med at opstille vandkvalitetskrav som funktion af varighed og frekvens af stofkoncentrationer, der kan påvirke vandløbets kemiske og økologiske tilstand negativt.

Undersøgelse af den eksisterende viden om påvirkning af regnbetingede udledninger på vandløbets økologiske tilstand har understreget, at der typisk er flere forskellige stressfaktorer der påvirker en vandløbsstrækning, hvor udledninger fra fællessystemer kun er en af dem. Der er derfor behov for et holistisk perspektiv i forhold til at forstå drivkraften bag evt. manglende økologisk målpfyldelse. Der er således et behov for at forstå og kvantificere vandløbssystemets øvrige stressfaktorer samt økologiske forhold for at kunne implementere den foreslåede regulering effektivt. Der mangler især information om opstrøms beliggende diffuse forureningskilder samt disses betydning for at kunne sikre bedre økologisk tilstand længere nedstrøms i vandløbet. Dette kræver en udvikling af viden og værktøjer, som kan identificere betydninger af de forskellige stressfaktorer. For vurdering af effekten af udledninger af overløb er det især en manglende kvantificering af langtidspåvirkningen i økologisk kvalitet på baggrund af kortvarige udledninger, der mangler. Det er desuden ikke efterprøvet i tilstrækkeligt omfang hvordan eksisterende indikatorer for økologisk kvalitet afspejler forskellige grader af forurening fra miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

En af de konkrete barrierer, der er identificeret i projektet, er de forskellige tilgange til at kvantificere effekter/stressorer på relevante tids- og stedmæssige skalaer og på tværs af faglige skel. Der er enighed om de overordnede processer og faktorer, men der er forskellige traditioner for, hvilke krav der kan stilles til empirisk evidens for at en stressor er tilstrækkeligt beskrevet til at man kan basere regulering på den.

Sammenligningen af reguleringsprincipper som er anvendt i forskellige europæiske lande har vist, at mange lande baserer sig på simple egenskaber ved udledningen, såsom mængde og opblandingsforhold i overløbsvandet. Disse principper blev allerede beskrevet i danske retningslinjer midt i 1980'erne men er aldrig blevet gjort til landsdækkende krav. Det er endvidere fundet, at det er muligt at basere sig på krav rettet direkte mod den resulterende vandkvalitet i vandløbet. Implementering af sådanne principper i reguleringen kræver dog en videreudvikling af automatiske online sensorer. Implementering af online monitoring af vandkvalitet i høj tidsopløsning med sensorer samt over lange tidsrum med passive prøvetagere er stadig på udviklingsstadiet. Ud over usikkerhed om de præcise udlederkrav vil en sådan fremgangsmåde medføre udfordringer mht. data validering, sensor vedligeholdelse og kalibrering. Det er derfor behov for metoder til at simplificere anvendelsen af sådanne sensorer, før principperne kan anvendes i vid udstrækning til regulering.

Den foreslåede regulering af regnbetingede udledninger fra fællessystemer sikrer, at kvalitetsmål til vandmiljøet kan opnås med de nuværende metoder uden at skulle bruge disproportionale ressourcer på monitoring. Samtidig åbner den for, at man i særlige tilfælde kan anvende dataintensive måleprogrammer til regulering ved udvalgte steder, hvor udledninger fra fællessystemer menes at være en væsentlig stresspåvirkning, og hvor man dermed kan stille krav direkte baseret på vandkvalitetsparametre.

Referencer

- Ahm, M., Thorndahl, S., Nielsen, J.E., Rasmussen, M.R., 2016. Estimation of combined sewer overflow discharge: a software sensor approach based on local water level measurements. *Water Sci. Technol.* 74, 2683–2696
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N.B., Mikkelsen, P.S., Rauch, W., Schlütter, F., 2000. Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer, Miljøprojekt Nr. 532. Miljøstyrelsen.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hvitved-Jacobsen, T., Ledin, A., Auffarth, K., Mikkelsen, P.S., Baun, A., Kjølholt, J., 2001. Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003. Miljøprojekt Nr. 701. Miljøstyrelsen
- Arnbjerg-Nielsen, K., Johansen, N.B., 2002. Krav til regnbetingede udledninger i forhold til Vandrammedirektivet, Rapport, Spildevandskomiteen. (https://ida.dk/sites/prod.ida.dk/files/krav_til_regnbetingede_udledninger_i_forhold_til_vandrammedirektivet_2002.pdf, tilgået 16/11/2017)
- Auckland Regional Council, 2010. A Review of Definitions of “ Mixing Zones ” and “ Reasonable Mixing ” in Receiving Waters. Technical Report No. 2010/045, Prepared for Auckland Regional Council.
- Bach, H., Baattrup-Pedersen, A., Holm, E.P., Jensen, P.N., Larsen, T., Ovesen, N.B., Petersen, M.L., Sand-Jensen, K., Styczen, M., 2016. Faglig udredning om grødeskæring i vandløb. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 188.
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R., Rodriguez, M.J., 2016. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Sci. Total Environ.* 571, 1312–1329.
- Benedetti, L., Langeveld, J., van Nieuwenhuijzen, A.F., de Jonge, J., de Klein, J., Flameling, T., Nopens, I., van Zanten, O., Weijers, S., 2013. Cost-effective solutions for water quality improvement in the Dommel River supported by sewer-WWTP–river integrated modelling. *Water Sci. Technol.* 68, 965–973.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Bardin, J.-P., Mourad, M., Béranger, Y., 2003. Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. *Water Sci. Technol.* 47, 95–102.
- Birch, H., 2012. Monitoring of priority pollutants in dynamic stormwater discharges from urban areas. PhD Thesis, Technical University of Denmark, Department of Environmental Engineering. Kgs. Lyngby, Danmark.
- Birch, H., Vezzaro, L., Mikkelsen, P.S., Birch, H., Vezzaro, L., Mikkelsen, P.S., 2013. Model-based monitoring of stormwater runoff quality. *Water Sci. Technol.* 68, 1063–1071.
- Blaen, P.J., Khamis, K., Lloyd, C.E.M., Bradley, C., Hannah, D., Krause, S., 2016. Real-time monitoring of nutrients and dissolved organic matter in rivers: Capturing event dynamics, technological opportunities and future directions. *Sci. Total Environ.* 569–570, 647–660.
- Boënné, W., Desmet, N., Van Looy, S., Seuntjens, P., 2014. Use of online water quality monitoring for assessing the effects of WWTP overflows in rivers. *Environ. Sci. Process. Impacts* 16, 1510–8.
- Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brusch, W., Ernsten, V., Ellermann, T., Bossi, R., 2015. Miljøfremmede stoffer af metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand af udvikling 2004-2012. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 14.
- Brzezińska, A., Zawilski, M., Sakson, G., 2016. Assessment of pollutant load emission from combined sewer overflows based on the online monitoring. *Environ. Monit. Assess.* 188(9), 502.
- Burdon, F.J., Reyes, M., Alder, A.C., Joss, A., Ort, C., Räsänen, K., Jokela, J., Eggen, R.I.L., Stamm, C., 2016. Environmental context and magnitude of disturbance influence trait-mediated community responses to wastewater in streams. *Ecol. Evol.* 6, 3923–3939.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010. Canadian water quality guidelines for

- the protection of aquatic life: Ammonia. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Carvalho, R.N., Ceriani, L., Ippolito, A., Lettieri, T., 2015. Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive. JRC Technical Report, EUR 27142 EN.
- Crabtree, B., Horn, J., Johnson, I., 2012. Review of urban pollution management standards against WFD requirements. Report, Environmental Agency, Bristol, United Kingdom.
- Dirckx, G., Thoeye, C., De Gueldre, G., Van De Steene, B., 2011. CSO management from an operator's perspective: a step-wise action plan. *Water Sci. Technol.* 63, 1044–1052.
- Drozdova, J., Raclavska, H., Skrobankova, H., 2015. A survey of heavy metals in municipal wastewater in combined sewer systems during wet and dry weather periods. *Urban Water J.* 12, 131–144.
- Engelhard, C., De Toffol, S., Rauch, W., 2008. Suitability of CSO performance indicators for compliance with ambient water quality targets. *Urban Water J.* 5, 43–49.
- Eriksson, E., Baun, A., Mikkelsen, P.S., Ledin, A., 2007. Risk assessment of xenobiotics in stormwater discharged to Harrestrup Å, Denmark. *Desalination* 215, 187–197.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- European Communities, 2010. Technical Background Document on Identification of Mixing Zones. Report. Common Implementation Strategy – WFD. (available at <https://circabc.europa.eu>).
- Fricke, K., Hoppe, H., Hellmig, M., Muschalla, D., 2016. 10 years spectrometry based P-RTC in Wuppertal - experiences and enhancements, in: Proceedings of 9th International Conference on Planning and Technologies for Sustainable Urban Water Management (Novatech). Lyon, France, 28th June-1st July 2016.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R., 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. *Sci. Total Environ.* 407, 263–272.
- Gasperi, J., Zgheib, S., Cladière, M., Rocher, V., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. *Water Res.* 46, 6693–6703.
- Gooré Bi, E., Monette, F., Gasperi, J., 2015. Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather. *J. Hydrol.* 523, 320–332.
- Harremoës, P., 1988. Stochastic-Models for Estimation of Extreme Pollution from Urban Runoff. *Water Res.* 22, 1017–1026.
- JORF (Journal Officiel de la République Française), 2015. Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5
- Kay, P., Hughes, S.R., Ault, J.R., Ashcroft, A.E., Brown, L.E., 2017. Widespread, routine occurrence of pharmaceuticals in sewage effluent, combined sewer overflows and receiving waters. *Environ. Pollut.* 220, 1447–1455.
- Khalil, B., Ouarda, T.B.M.J., 2009. Statistical approaches used to assess and redesign surface water-quality-monitoring networks. *J. Environ. Monit.* 11, 1915.
- Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Baun, A., Arnbjerg-Nielsen, K., 2001. Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb. Miljøprojekt Nr. 610. Miljøstyrelsen.
- Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Pedersen, S., Koed, A., 2014. Dansk fiskeindeks for vandløb (DFFV). Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95.
- Kwon, K., Lee, S., Jung, Y., Min, K.-S., 2015. Contaminant loads of CSOs at the urban area in Korea. *Desalin. Water Treat.* 53, 3048–3053.
- Langeveld, J., Nopens, I., Schilperoort, R., Benedetti, L., De Klein, J., Amerlinck, Y., Weijers, S., 2013. On data requirements for calibration of integrated models for urban water systems. *Water Sci. Technol.* 68, 728–736.
- Lau, J., Butler, D., Schütze, M., 2002. Is combined sewer overflow spill frequency/volume a

- good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water* 4, 181–189.
- Launay, M.A., Dittmer, U., Steinmetz, H., 2016. Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows – Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. *Water Res.* 104, 82–92.
- Liess, M., von der Ohe, P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 954–965.
- Lohmann, R., Muir, D., Zeng, E.Y., Bao, L.-J., Allan, I.J., Arinaitwe, K., Booij, K., Helm, P., Kaserzon, S., Mueller, J.F., Shibata, Y., Smedes, F., Tsapakis, M., Wong, C.S., You, J., 2017. Aquatic Global Passive Sampling (AQUA-GAPS) Revisited: First Steps toward a Network of Networks for Monitoring Organic Contaminants in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 51, 1060–1067.
- Maniquiz-Redillas, M.C., Mercado, J.M.R., Kim, L.-H., 2013. Determination of the number of storm events representing the pollutant mean concentration in urban runoff. *Desalin. Water Treat.* 51, 4002–4009.
- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., Conte, G., 2017. Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecol. Eng.* 98, 427–438.
- May, D., Sivakumar, M., 2009. Optimum number of storms required to derive site mean concentrations at urban catchments. *Urban Water J.* 6, 107–113.
- McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Kronvang, B., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2015. Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environ. Pollut.* 200, 64–76.
- McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Kronvang, B., Bjerg, P.L., Binning, P.J., 2012. Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Sci. Total Environ.* 427–428, 319–331.
- Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.L., 2012. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Res.* 46, 6836–6856.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016a. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, BEK 439 19/05/2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016b. Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, BEK 726 01/06/2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016c. LOV 1730 af 27/12/2016 - Lov om ændring af lov om vandplanlægning og forskellige andre love.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2013. LOV 1606 af 26/12/2013 Lov om vandplanlægning.
- Miljøstyrelsen, 1998. Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 5.
- Mourad, M., Bertrand-Krajewski, J.L., Chebbo, G., 2005. Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. *Water Sci. Technol.* 51, 155–162.
- Rasmussen, J.J., Nørum, U., Jerris, M.R., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E.A., Friberg, N., 2013. Pesticide impacts on predator–prey interactions across two levels of organisation. *Aquat. Toxicol.* 140–141, 340–345.
- Rasmussen, J.J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Kronvang, B., 2012. Stream habitat structure influences macroinvertebrate responses to pesticide stress. *Environ. Pollut.* 164, 142–149.
- Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., 2004. Modelling guidelines—terminology and guiding principles. *Adv. Water Resour.* 27, 71–82.
- Rode, M., Wade, A.J., Cohen, M.J., Hensley, R.T., Bowes, M.J., Kirchner, J.W., Arhonditsis, G.B., Jordan, P., Kronvang, B., Halliday, S.J., Skeffington, R.A., Rozemeijer, J.C., Aubert, A.H., Rinke, K., Jomaa, S., 2016. Sensors in the Stream: The High-Frequency Wave of the Present. *Environ. Sci. Technol.* 50, 10297–10307.
- Rossi, L., Krejci, V., Rauch, W., Kreikenbaum, S., Fankhauser, R., Gujer, W., 2005. Stochastic modeling of total suspended solids (TSS) in urban areas during rain events. *Water Res.* 39, 4188–4196.
- Schäfer, R.B., Kühn, B., Malaj, E., König, A., Gergs, R., 2016. Contribution of organic toxicants to multiple stress in river ecosystems. *Freshw. Biol.* 61, 2116–2128.

- Spildevandskomitéen, 1985. Skrift 22 - Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. ([https://universe.ida.dk/netvaerk/energi-miljoe-og-global-development/spildevands komite en/spildevandskomiteens-skrifter/](https://universe.ida.dk/netvaerk/energi-miljoe-og-global-development/spildevands_komite_en/spildevandskomiteens-skrifter/), tilgået 16/11/2017)
- Stoll, S., Breyer, P., Tonkin, J.D., Früh, D., Haase, P., 2016. Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities — Implications for stream restoration practice. *Sci. Total Environ.* 553, 495–503.
- Streeter, H.W., Phelps, E.B., 1925. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin* (Wash. D. C). 146, 1–69.
- Strobl, R.O., Robillard, P.D., 2008. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *J. Environ. Manage.* 87, 639–648.
- US Environmental Protection Agency, 2013. Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for Ammonia – Freshwater. Report, EPA-822-R-13-001. Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, DC, USA.
- US Environmental Protection Agency, 2014. Water Quality Standards Hand Book - chapter 3. EPA 820-B-14-008, Office of Water, Washington, DC, USA.
- US Environmental Protection Agency, 2006. Compilation of EPA mixing zone documents. Report, EPA 823-R-06-003, Office of Water, Washington, DC, USA.
- Van Buren, M.A., Watt, W.E., Marsalek, J., 1997. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. *Water Res.* 31, 95–104.
- Vezzaro, L., Brudler, S., McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Mikkelsen, P.S., Arnbjerg-Nielsen, K., 2017. Regulating combined sewage discharges to support EU Water Framework Directive ambitions in natural water bodies. Background Report, DTU Environment, Kgs. Lyngby, Denmark.
- Weijers, S.R., 2012. KALLISTO: cost effective and integrated optimization of the urban wastewater system Eindhoven. *Water Pract. Technol.* 7, 1–9.
- Wiberg-Larsen, P., 2013. Grænser for økologisk tilstand i små danske vandløb. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Wiberg-Larsen, P., Graeber, D., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Rasmussen, J.J., 2016. Trait Characteristics Determine Pyrethroid Sensitivity in Nonstandard Test Species of Freshwater Macroinvertebrates: A Reality Check. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4971–4978.
- Yin, H., Lu, Y., Xu, Z., Li, H., Schwegler, B.R., 2016. Characteristics of the overflow pollution of storm drains with inappropriate sewage entry. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24(5), 4902–4915.
- Zabel, T., Milne, I., McKay, G., 2001. Approaches adopted by the European Union and selected Member States for the control of urban pollution. *Urban Water* 3, 25–32.
- Aarhus Vand, 2015. Avanceret måling af overløbskvalitet - Erfaring fra AMOK. Rapport. (<https://www.aarhusvand.dk/globalassets/filer/subsites/amok/amok---hovedrapport.pdf>, tilgået 16/11/2017)

Bilag A - Målte stofkoncentrationer i overløbsvand fra fællessystemer

Dette bilag indeholder intervallerne for en række stoffer som er angivet i den gældende lovgivning (BEK 439 19/05/2016 - Miljø- og Fødevareministeriet, 2016) og er blevet målt i overløbsvand fra fællessystemer. De målte intervaller er sammenlignet mod vand miljøkvalitetskrav, som beskrevet i paragraf 3.1.

Yderligere informationer om stofkoncentrationer i udledninger fra separat systemer findes i baggrundrapporten.

Tabel A-1. Datakilder.

Kilde	Type af kilde	Målte kemiske indikatorer	
		Traditionelle indikatorer	Prioriterede stoffer
Arnbjerg-Nielsen et al. (2003)	Analyse af malinge fra databaser	X	X
Arnbjerg-Nielsen et al. (2000)	Litteraturstudie	X	(X)
Aarhus Vand (Aarhus Vand, 2015)	Målekampagne	X	X
Boutrup et al. (2015)	Analyse af malinge fra databaser		X
Brzezińska et al. (2016)	Målekampagne	X	
Drozdova et al. (2015)	Målekampagne		X
Gasperi et al. (2012)	Målekampagne	X	X
Gooré Bi et al. (2015)	Målekampagne	X	
Kay et al. (2017)	Målekampagne		X
Kwon et al. (2015)	Målekampagne	X	
Launay et al. (2016)	Målekampagne		X
Masi et al. (2017)	Målekampagne	X	
Yin et al. (2016)	Målekampagne	X	

Tabel A-2. Målte koncentrationsintervaller i overløbsvand fra fællessystemer, Vand miljøkvalitetskrav (som defineret i BEK 439 19/05/2016), estimeret trussel for den gode kemiske tilstand i vandløbet, og antal af tilgængelige malinger. Stoffer med blå baggrund er klassificeret som prioriteret farligtstof i BEK 439 19/05/2016. ¹

CAS nummer	Stof		Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
					Alle tilgængelige målinger	Danske malinger		
Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav for vand								
83-32-9	Acenaphten (PAH)		3,8	3,8	0,009-1	0,01-1		>15
208-96-8	Acenaphthylen (PAH)		1,3	3,6	0,002-0,029			5-15
7440-36-0	Antimon		113	177	0,3-1,5	0,3-1,5		>15
7440-38-2	Arsen		4,3 ⁴	43	0,54-30,6	0,80-30,6		>15
7440-39-3	Barium		19 ⁴	145	1-316	1-316		>15
56-55-3	Benz(a)anthracen (PAH)		0,012	0,018	0,01-0,22	0,01-0,06		>15
80-05-7	Bisphenol A 2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propan		0,1	10	0,10-0,56	0,10-0,56		>15
7440-42-8	Bor		94 ⁴	2080	10-86	10-86		>15
85-68-7	Butylbenzylftalat (BBP)		7,5	15	0,1-5	0,1-5		>15
7440-47-3	Chrom	Cr VI	3,4	17	0,29-65,2	0,29-65,2		>15
		Cr III	4,9	124				

¹ CAS: Chemical Abstracts Service

² Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer.

³ Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration)

⁴ Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, jf. dog note 6. Gælder ikke i kombination med note 5.

CAS nummer	Stof	Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske maling		
218-01-9	Chrysen	0,014	0,014	0,049-0,273			5-15
7440-48-4	Cobolt	0,28 ⁴	18	0,24-2,10	0,24-2,10		5-15
103-23-1	di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	0,7	66	0,1-0,62	0,1-0,62		>15
53-70-3	Dibenz(a,h)anthracen (PAH)	0,0014	0,018	0,007-0,91			5-15
84-74-2	Dibutylftalat (DBP)	2,3	35	0,1-10	0,1-10		>15
100-41-4	Ethylbenzen	20	180	0,02-0,6	0,02-0,18		>15
86-73-7	Fluoren	2,3	21,2	0,006-1	0,01-1		>15
7440-50-8	Kobber	1 ^{4,5} 4,9 ⁶	2 ⁴ 4,9 ⁶	4-230 (2,17-23)	4-230 (2,17-23)		>15
68411-30-3	LAS	54	160	630-1800	630-1800		>15
7439-96-5	Mangan	150 ⁴	420 ⁴	135-191 (14-492)	- (14-492)		>15
16484-77-8 93-65-2	Mechlorprop-p (mechclorprop)	18	187	0,1-0,378	0,1-0,378		<5

⁵ Dette kvalitetskrav gælder for den biotilgængelige koncentration af stoffet.

⁶ Dette kvalitetskrav angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration

CAS nummer	Stof	Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske malinger		
90-12-0 91-57-6 28804-88-8 28652-77-9	Methylnaftalener (PAH), herunder: 1-methylnaftalen 2-methylnaftalen mimethylnaftalener (bl. af isomerer) trimethylnaftalen	Methylnaphtalene (PAH), including:	Σ = 2	0,1-0,5 0,01-0,1 0,01-10	0,1-0,5 0,01-0,1 0,01-10		>15
7439-98-6	Molybdæn	67	587	0,44-7,28	0,44-7,28		5-15
85-01-8	Phenanthren (PAH)	1,3	4,1	0,01-0,5	0,01-0,5		>15
108-95-2	Phenol	7,7	310	0,3-2,8	0,3-2,8		>15
129-00-0	Pyren	0,0046	0,023	0,01-0,41	0,01-0,24		>15
13674-84-5	tris(2-chlor-1-methylethyl)fosfat (TCPP)	640	640	0,22-1,5	0,22-1,5		>15
108-88-3	Toluen	74	380	0,16-7,4	0,16-7,4		>15
115-86-6	Triphenylfosfat (TPP)	0,74	1,8	0,02-0,280	0,02-0,14		>15
7440-62-2	Vanadium	4,1 ⁴	57,8	0,36-10,8	0,36-10,8		>15
1330-20-71	Xylener (o-, p- og m-xylen)	Σ = 10	Σ = 100	0,02-1,2	0,02-0,19		>15
7440-66-6	Zink	7,8 ^{4,5} 3,1 ^{4,7}	8,4 ⁴	15-1177 (3,03-128)	25,6-962 (3,03-128)		>15

⁷ Dette kvalitetskrav gælder for blødt vand (H<24 mg CaCO₃/l).

CAS nummer	Stof	Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske maling		
Miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer og visse andre forurenende stoffer.							
120-12-7	Antracen	0,1	0,1	0,008-0,067	0,01-0,06		>15
1912-24-9	Atrazin	0,6	2,0	0,03			<5
71-43-2	Benzen	10	50	0,02-0,18	0,02-0,18		>15
7440-43-9	Cadmium og cadmiumforbindelser (afhængigt af vandets hårdhedsgrad) ⁸	≤ 0,08 (class 1) 0,08 (class 2) 0,09 (class 3) 0,15 (class 4) 0,25 (class 5)	≤ 0,45 (class 1) 0,45 (class 2) 0,6 (class 3) 0,9 (class 4) 1,5 (class 5)	0,004-1,5	0,004-1,5		>15
85535-84-8	C10-13-chloralkaner ⁹	0,4	1,4	15-50			<5
309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Cyclodien-pesticider: Aldrin Dieldrin Endrin Isoendrin	Σ = 0,01	anvendes ikke	0,27-0,574 0,204-0,98			<5
117-81-7	di(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)	1,3	anvendes ikke	0,7-25	1-25		>15
330-54-1	Diuron	0,2	1,8	0,05-0,618			5-15

⁸ For cadmium og cadmiumforbindelser (nr. 6) afhænger kvalitetskravene af vandets hårdhedsgrad, som opdeles i fem klasser (klasse 1: < 40 mg Ca-CO₃/l, klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO₃/l, klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO₃/l, klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO₃/l og klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l)

⁹ Der er ingen indikatorparameter for denne gruppe af stoffer. Indikatorparametrene skal defineres på grundlag af analysemetoden.

CAS nummer	Stof	Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske malinger		
206-44-0	Fluoranthen	0,0063	0,12	0,01-0,373	0,01-0,23		>15
34123-59-6	Isoproturon	0,3	1,0	0,020-0,180			5-15
7439-92-1	Bly og blyforbindelser	1,2 ⁴	14	0,023-650	0,023-650		>15
7439-97-6	Kviksølv og kviksølvforbindelser		0,07	0,03-0,36	0,02-0,2		>15
91-20-3	Naftalen	2	130	0,04-5	0,04-5		>15
7440-02-0	Nikkel og nikkelforbindelser	4 ⁴	34	1,44-50,9 (1,02-17,2)	1,44-50,9 (1,02-17,2)		>15
84852-15-3	Nonylphenoler (4-nonylphenol)	0,3	2,0	0,1-16 (0,086-0,63)	0,1-16		>15
140-66-9	Octylphenoler (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	0,1	anvendes ikke	0,645-2,19			<5
50-32-8	Benz(a)pyren	1,7 × 10 ⁻⁴	0,27	0,01-0,5	0,01-0,5		>15
205-99-2	Benz(b)fluoranthen	¹⁰	0,017	0,01-0,5	0,01-0,5		5-15
207-08-9	Benz(k)fluoranthen	¹⁰	0,017	0,025-0,371			5-15
191-24-2	Benz(g,h,i)perylene	¹⁰	8,2 × 10 ⁻³	0,01-0,259	0,01-0,15		>15

¹⁰ For denne gruppe prioriterede stoffer, polyaromatiske kulbrinter (PAH) (nr. 28), gælder kvalitetskravene for biota og tilsvarende de generelle kvalitetskrav i vand for koncentrationen af benz(a)pyren, hvis toksicitet de er baseret på. Benz(a)pyren kan betragtes som markør for de øvrige PAH'er, og derfor behøver kun benz(a)pyren at blive overvåget med henblik på sammenligning med kvalitetskravet for biota eller de tilsvarende generelle kvalitetskrav i vand.

CAS nummer	Stof	Generelt kvalitetskrav ² [µg/l]	Korttids kvalitetskrav ³ [µg/l]	Målte minimum og maksimum koncentrationer [µg/l] (opløste koncentration i parenteser)		Trussel for recipientens god kemisk tilstand	Tilgængelige målinger [antal hændelser]
				Alle tilgængelige målinger	Danske malinger		
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)-pyren	¹⁰	anvendes ikke	0,02-0,5	0,02-0,5		>15
127-18-4	Tetrachlorethylen	10	anvendes ikke	2,6-9			<5
79-01-6	Trichlorethylen	10	anvendes ikke	1,3-1,7			<5
36643-28-4	Tributyltin-forbindelser (tributyltinkation)	0,0002	0,0015	0,029-0,105			<5
¹¹	Dioxiner og dioxinlignende forbindelser		anvendes ikke	0,003-0,01			<5
886-50-0	Terbutryn	0,065	0,34	0,055-0,122			<5

¹¹ Dette gælder for følgende forbindelser:

– 7 polychlorederede dibenzo-p-dioxiner (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9) og 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9)
– 10 polychlorederede dibenzofuraner (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0)
– 12 dioxinlignende polychlorederede biphenyler (DL-PCB): 3,3,4,4-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3,4,5-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3,4,4-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4,5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3,4,4,5-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3,4,4,5-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3,4,4,5-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3,4,4,5-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3,4,4,5-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3,4,4,5,5-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3,4,4,5,5-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6) og 2,3,3,4,4,5,5-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

DTU Miljø
Institut for Vand og Miljøteknologi

Danmarks Tekniske Universitet

Bygningstorvet
Bygning 115
2800 Kongens Lyngby
Tlf. 45251600
Fax 45932850

www.env.dtu.dk