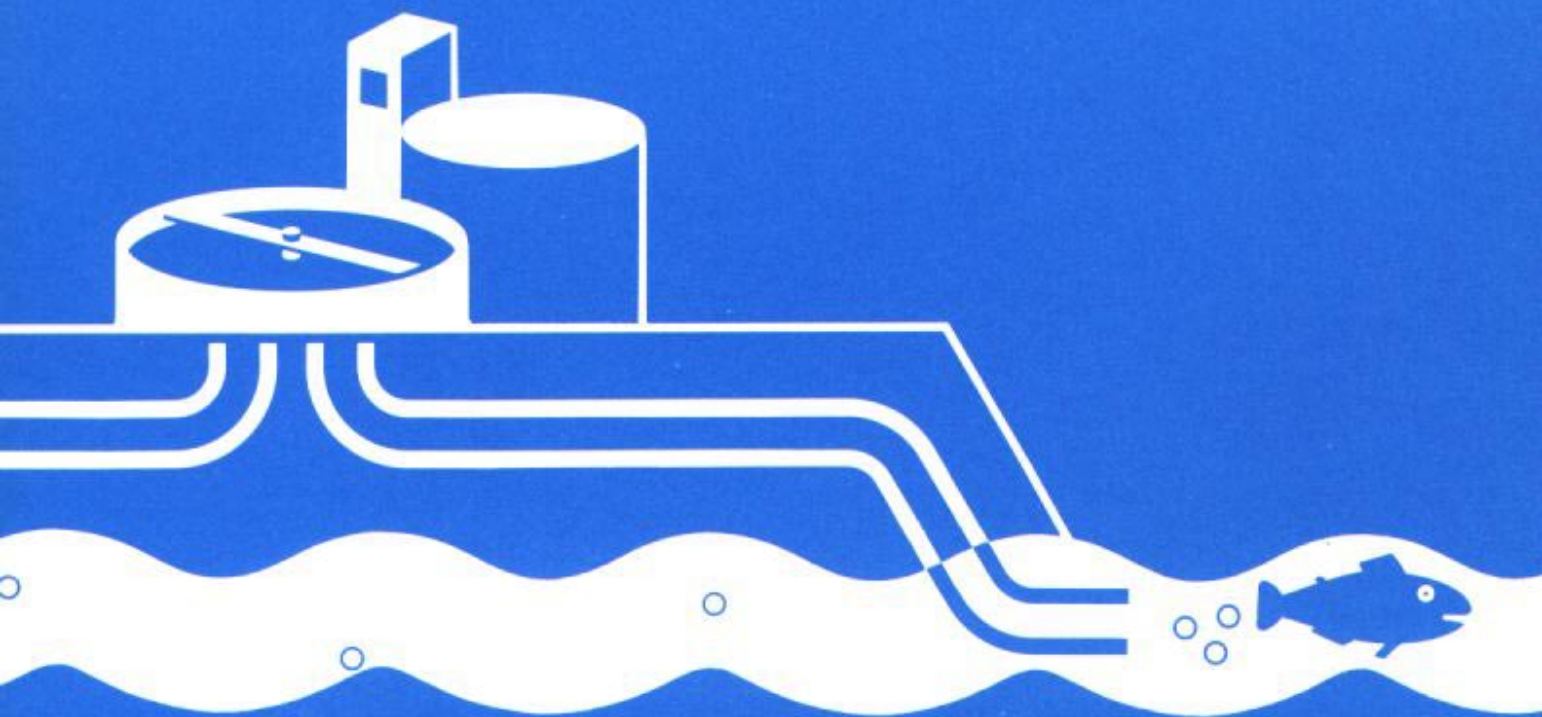


Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 3 1990

Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 3 1990

Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg

**Arbejdsprincipper under
Komiteen for Vandmiljøteknologi**

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Om spildevandsforskning

Miljøstyrelsen har med baggrund i en særlig programbevilling i perioden 1988-91, med rådgivning fra Vandrensningsrådet, igangsat en række forskningsprojekter på spildevandsområdet.

Disse projekter er tæt koordineret med en række tilsvarende projekter, igangsat af Teknologirådet under Industri- og Handelsstyrelsen.

Miljøstyrelsens projekter offentliggøres i denne serie om spildevandsforskning. De øvrige offentliggjorte rapporter er anført på omslagets næstsidste side.

Det bemærkes, at offentliggørelsen ikke nødvendigvis betyder, at indholdet er udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter, men styrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt bidrag til den videnopbygning, der også skulle være et led i gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

I N D H O L D S F O R T E G N E L S E

FORORD	5
1. INDLEDNING	7
2. OVERORDNEDE DIMENSIONERINGSPRINCIPPER	9
2.1 Mekaniske processer	9
2.1.1 Grundlæggende processer	10
2.1.2 Dimensioneringsprincipper	12
2.2 Biologiske processer	12
2.2.1 Generelle forhold	13
2.2.2 Aerob omsætning af organisk stof	14
2.2.3 Nitrifikation	14
2.2.4 Denitrifikation	15
2.2.5 Biologisk fosforfjernelse	17
2.2.6 Anlægsudformninger	17
2.3 Kemiske fældningsprocesser	18
2.3.1 Grundlæggende processer	18
2.3.2 Procesudformninger	19
2.3.3 Dimensioneringsprincipper	20
2.4 Andre processer	22
2.4.1 Ammoniakafblæsning	22
2.4.2 Udkrystallisering af fosfor	22
2.5 Slambehandling	23
2.5.1 Slamtyper	23
2.5.2 Grundlæggende processer	24
3. DIMENSIONERINGSFORUDSÆTNINGER	27
3.1 Forureningsmængder	27
3.1.1 Organisk stof	27
3.1.2 Suspenderet stof og glødetab på suspenderet stof	29
3.1.3 Kvælstof	30
3.1.4 Fosfor	30
3.1.5 pH og alkalinitet	31
3.2 Vandmængder	31
3.2.1 Døgnvandmængde	32
3.2.2 Timevandmængde, tørvejr	32
3.2.3 Timevandmængde, regnvejr	32
3.3 Belastningsvariationer	33
3.3.1 Korttidsvariationer	33
3.3.2 Langtidsvariationer	34
3.4 Temperaturforhold	34
3.5 Inhibering	35
3.6 Oplandskarakterisering	35
3.6.1 Udformning og funktion af afløbssystem	36
3.6.2 Belastningskilder i kloakoplandet	37
3.7 Eksisterende og fremtidige forhold	39
3.8 Standarddata	40

4.	INDSAMLING OG BEHANDLING AF DATA	41
4.1	Bestemmelse af stofbelastning	41
4.1.1	Prøveudtagning og -håndtering	41
4.1.2	Analyser	44
4.2	Bestemmelse af hydraulisk belastning	48
4.2.1	Principper for måling af hydraulisk belastning	48
4.2.2	Måleusikkerhed og kvalitetssikring	49
4.2.3	Krav til måleudstyr	51
4.3	Specialundersøgelser	51
4.4	Databehandling	52
5.	FORSLAG TIL MINDSTE DATAGRUNDLAG	55
5.1	Minimumsgrundlaget	55
5.1.1	Samlet stofbelastning	55
5.1.2	Samlet hydraulisk belastning	56
5.1.3	Nedbørsmåling	57
5.1.4	Måling af spildevandstemperatur	57
5.1.5	Oplandskarakterisering	57
5.2	Supplerende undersøgelser	58
5.2.1	Døgnvariationer	58
5.2.2	Undersøgelse for hæmmende stoffer	59
5.2.3	Denitrifikationsforsøg	59
5.2.4	Pilotforsøg	59
5.2.5	Forfældningsforsøg	60
	LITTERATUR	61

FORORD

Medio 1987 nedsattes Komiteen for Vandmiljøteknologi som en interessegruppe tilknyttet Dansk Ingeniørforening og Ingeniørsammenslutningen.

Komiteens formand er professor Poul Harremoës, Danmarks Teknisk Højskole.

På nuværende tidspunkt har komiteen repræsentanter udpeget af følgende institutioner og grupper:

Repræsenterede
foreninger

- Dansk Ingeniørforening
- Ingeniørsammenslutningen
- Danmarks Tekniske Højskole
- Miljøstyrelsen
- Kommunernes Landsforening
- Miljøteknisk Brancheforening
- Foreningen af Rådgivende Ingeniører
- Amtsrådsforeningen

Komiteens formål er som sagkyndigt organ at beskæftige sig med ingeniørmæssige og uddannelsesmæssige forhold vedrørende projektering, udførelse og drift af renseanlæg for spildevand, herunder udvikling og tilpasning af teknikken til fremtidige renskrav.

Komiteen har i sit hidtidige arbejde fundet det vigtigt, at der som indledning til gennemførelse af den af Folketinget vedtagne vandmiljøhandlingsplan foretages udredningsarbejder om en række væsentlige forhold i forbindelse med planlægning, projektering og udførelse af spildevandsrenseanlæg.

Datagrundlag

Et af de udredningsarbejder, som komiteen i første omgang har fundet behov for, omfatter emnet "Etablering af fælles datagrundlag og dimensioneringsforudsætninger for spildevandsanlæg". Dette skal sikre grundlaget for en tilfredsstillende praksis og rationel dimensionering af de mange renseanlægssudbygninger, der i de nærmeste år skal ske for at overholde fastlagte udlederkrav i Folketingets Vandmiljøplan eller i amternes recipientkvalitetsplaner.

Til bearbejdning af emnet er af Komiteen for Vandmiljøteknologi udpeget en arbejdsgruppe med følgende sammensætning:

Arbejdsgruppe

Robert Gellin	Samfundsteknik A/S
Keld Nymann Jensen	I. Krüger AS
Gert Holm Kristensen	Vandkvalitetsinstituttet
Flemming Mouritsen	Fyns Amt
Kim Hellesthøj Sørensen	COWI-Consult A/S

Målgruppe

Nærværende rapport udgør resultatet af arbejdsgruppens bearbejdning af det nævnte emne. Sigtet med rapporten er, at den skal kunne anvendes umiddelbart af udredningsarbejdets målgruppe, der primært udgøres af kommunerne, rådgivende ingeniør firmaer samt anlægsleverandører.

1. INDLEDNING

Som en følge af den af Folketinget vedtagne Vandmiljøhandlingsplan skal der i de kommende år ske en massiv udbygning af danske renseanlæg med kvælstof og/eller fosforfjernelse.

Renseanlæg med næringssaltfjernelse har været i drift i Danmark i en længere årrække, hvilket sammen med en løbende indsats inden for forskning og teknisk udvikling i de grundlæggende forhold sikrer, at det procesmæssige og teknologiske grundlag for imødekommelse af Vandmiljøhandlingsplanens krav er til stede.

En rationel og optimal anvendelse af den således etablerede spildevandsteknologiske viden i forbindelse med den forestående udbygning af de danske renseanlæg stiller imidlertid helt naturligt krav til kvaliteten af grundlaget for anlæggenes design og dimensionering.

Utilstrækkelige
grundlag

Design og dimensionering af renseanlæg har ofte været baseret på mere eller mindre tilfældigt forekommende data indsamlet uden systematik og målrettethed. Dimensionering af renseanlæg ud fra et sådant utilstrækkeligt grundlag medfører betydelig risiko for, at der dels sker en u hensigtsmæssig miljømæssig belastning af recipienterne og dels, at der sker et unødvendigt ressourceforbrug, idet der ofte kompenseres for det utilstrækkelige datagrundlag gennem dimensioneringsmæssige sikkerhedsfaktorer.

Et andet aspekt, der tilskynder til anvendelse af et kvalificeret datagrundlag, er de juridiske ansvarsforhold for bygherre, rådgiver og leverandør, såfremt et renseanlæg ikke overholder de fastlagte udlederkrav.

Mindstegrundlag

Der er således behov for etablering af et fælles mindstegrundlag for data og øvrige forudsætninger ved dimensionering af renseanlæg. Mindstegrundlaget skal sikre en tilfredsstillende praksis og rationel dimensionering af de kommende års mange renseanlægsudbygninger.

Til etablering af et sådant mindstegrundlag har Komiteen for Vandmiljøteknologi nedsat den i forordet nævnte arbejdsgruppe med følgende kommissorium.

Kommissorium

Der udføres et udredningsarbejde med forslag til mindste datagrundlag for dimensionering af renseanlæg med nærings-saltpfjernelse, herunder motiveret forslag til mindsteprogram for prøveudtagning, analyser, oplysninger om opland m.v.

Udredningsarbejdet skal udmønte sig i en rapport, der kan anvendes umiddelbart af bygherren (f.eks. kommunen) og leverandørerne (f.eks. rådgivere) til højnelse af den gensidige forståelse for etablering og sikring af det bedst mulige designgrundlag.

2. OVERORDNEDE DIMENSIONERINGSPRINCIPPER

I det følgende er foretaget en overordnet gennemgang af de processer, som typisk anvendes i et moderne spildevandsrenseanlæg. Der er lagt vægt på at give en oversigtsmæssig beskrivelse af processerne med henblik på at lette læserens forståelse af de forhold, som påvirker et renseanlægs funktion og renseeffekt, og som derfor indgår i forbindelse med dimensioneringen af anlæggets dele.

Hovedgrupper

Processer i et renseanlæg opdeles traditionelt i følgende hovedgrupper, se figur 2.1:

- mekaniske processer
- biologiske processer
- kemiske processer

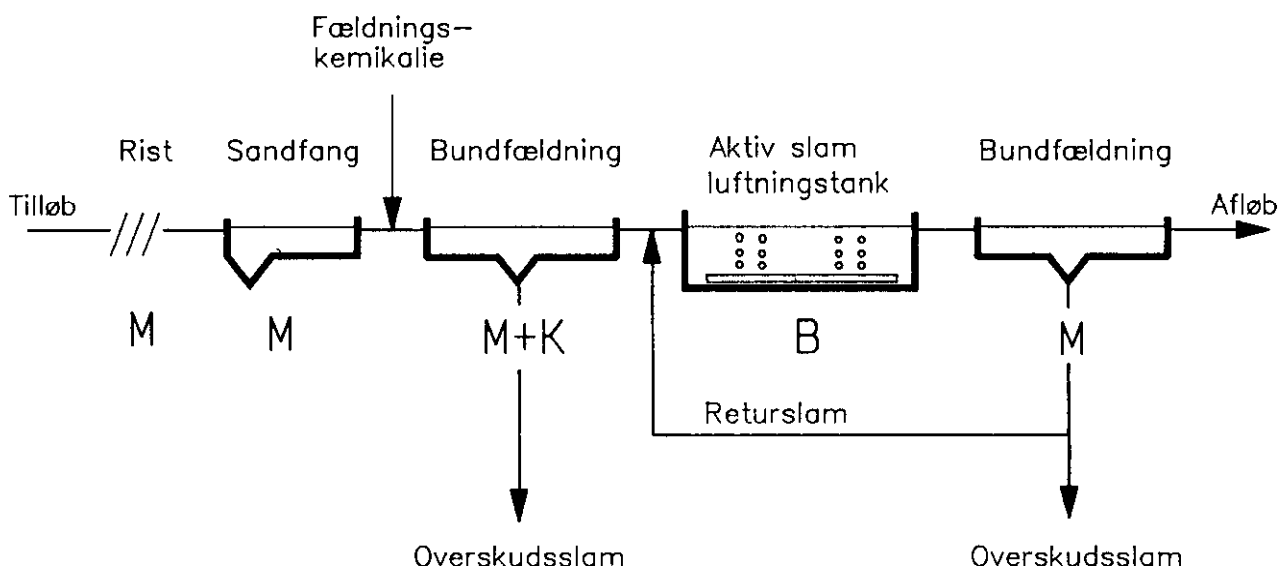


Fig. 2.1: Renseanlæggets processer opdeles i hovedgrupper, M = mekanisk, B = biologisk, K = kemisk

Hver af disse grupper behandles særskilt i det følgende, ligesom der gives en separat beskrivelse af behandlingen af den slammængde, der fremkommer ved renseprocesserne.

2.1 Mekaniske processer

Ved alle mekaniske renseprocesser foretages en udskillelse af fast materiale (større emner og partikler) fra spildevandet. Udskillelsen sker enten som følge af en vægtfyldeforskel mellem vandfasen og forureningskomponenterne (bundfæld-

ning, flotation) eller ved tilbageholdelse på et filtermedium, afhængigt af partikelstørrelsen (riste, sier, filtre).

En mere udførlig gennemgang af de nævnte processer kan findes i /1/.

2.1.1 Grundlæggende processer

Riste

I en rist sker udskillelsen af forurenende stof normalt ved spildevandets passage mellem et antal skråtstillede ristestænger med ensartet indbyrdes afstand.

Større emner

Riste er egnede til udskillelse af større emner og anbringes derfor på renseanlæggets tilløbsside for at beskytte anlæggets øvrige dele mod slitage og tilstopning med papir, sten og andre større genstande.

Sier

Mindre emner

Hulstørrelsen i sier er normalt væsentligt mindre end risteafstanden i en rist. Sier benyttes sjældent på renseanlæg til kommunalt spildevand, men finder typisk anvendelse i forbindelse med forrensning af industrispildevand med et højt indhold af suspenderet stof i form af store partikler, f.eks. fra slagterier.

Sier findes i forskellige udformninger, såsom bue- og tromlesier.

Sandfang

I et sandfang foretages en udskillelse af sand- og gruspartikler fra det indkommende spildevand. Fjernelsen af sandet beskytter de efterfølgende anlægsdele mod slitage og tilstopning.

Adskillelse
af sand og
organisk stof

I et sandfang udnyttes vægtfyldeforskellen mellem sandpartikler og spildevand til at bundfælde sandet. Vandet gives på forskellig måde en sådan hastighed, at sandpartikler større end en given kornstørrelse bundfældes, mens det lettere, organiske materiale føres videre. Herved begrænses de lugt- og deponeringsmæssige problemer ved det udskilte sand.

Sandfang kan udformes med retlinede eller cirkulære vandbevægelser, som enten frembringes af vandets gravitationsstrømning gennem anlægget eller ved luftindblæsning.

Sandfanget vil ofte være indrettet således, at også flydestoffer udskilles. Dette opnås ved etablering af en rolig zone (fedtfang) i en del af sandfanget, hvorved fedt og olie på grund af en lavere vægtfylde end vandet vil lægge sig i overfladen.

Bundfældning

Bundfældningsbassiner kan benyttes til mekanisk rensning af spildevand (eventuelt inden en biologisk rensning), til udskillelse af biologisk aktivt slam fra det rensede spildevand i en biologisk proces, til udskillelse af kemisk slam fra rensed spildevand ved en kemisk proces eller til efterpolering af det rensede spildevand (laguner).

Fjernelse af
bundfældeligt
stof

I en bundfældningstank ledes spildevandet ind i et bassin, hvor vandhastigheder, strømningsforhold og opholdstid er afpasset således, at mest muligt af vandets indhold af bundfældelige stoffer synker til bunds og kan fjernes. I modsætning til sandfang tilstræbes der i bundfældningsbassiner ikke udskillelse af en særlig fraktion i spildevandet.

Bundfældningen af aktivt slam foregår i visse anlægsudformninger i anlæggets beluftningstank, der periodevis fungerer som bundfældningsbassin.

Funktionen af et bundfældningsbassin er især afhængig af bassinets overfladebelastning under hensyntagen til overholdelse af visse krav til den fysiske udformning, eksempelvis dybde og strømningsdæpende foranstaltninger.

Flotation

Såfremt der forekommer vanskeligt bundfældelige partikler i spildevandet, kan disse eventuelt fjernes ved flotation. Ved denne proces bringes partiklerne til at flyde i stedet for at bundfælde. Dette sker ved at tilføre spildevandet meget fine luftbobler ved bunden af bassinet. Boblerne hæfter sig til partiklerne i vandet og stiger til vejrs. Herved dannes der på vandoverfladen et slamlag, som kan skræbes bort.

Flotation anvendes fortrinsvis til forbehandling af industrispildevand, eventuelt i forbindelse med kemisk fældning.

Filtrering

Ligesom ved riste og sier bygger en filtrering på, at spildevandet renses ved strømning gennem et filtermedium, hvor porestørrelsen kun tillader passage af partikler under en vis størrelse. I filtre kan filtermateriale bestå af et eller flere forskellige, kornede materialer såsom sand, antracit eller plastgranulat.

Vidtgående
fjernelse af
suspenderet stof

Filteranlæg benyttes til en vidtgående fjernelse af suspenderet stof på afløbet fra renseanlægget. Filteret kan kombineres med kemikalietilsetning (kontaktfiltrering), hvorved der bl.a. kan opnås en vidtgående fjernelse af fosfor.

Laguner

Laguneanlæg etableres for efterpolering af det rensede spildevand med henblik på fjernelse af yderligere suspenderet stof med indhold af organisk stof og fosfor.

Et laguneanlæg er typisk et jordbassin opdelt i flere sektioner og med mulighed for at ændre det anvendte volumen afhængigt af den ønskede opholdstid.

2.1.2 Dimensioneringsprincipper

Vandmængden er
afgørende

Som angivet har vandhastighed, strømningsforhold og opholdstid grundlæggende betydning for funktionen af de beskrevne mekaniske processer. Vandføringen og dens variation med tiden er derfor den væsentligste parameter ved dimensionering af disse anlægsdele.

For en række af de mekaniske processers vedkommende skal der ved dimensioneringen endvidere tages hensyn til, at den mængde fast stof, som udskilles, kan opbevares og borttransporteres fra udskilningszonen i samme tempo, som det produceres. Spildevandets indhold af suspenderet stof vil derfor ligeledes være en betydningsfuld parameter ved dimensionering af de nævnte processer.

2.2 Biologiske processer

I det efterfølgende er givet en kort gennemgang af biologiske processer med vægt på at omtale de mest aktuelle principper i moderne spildevandsrensning. Der vil ikke i detaljer blive beskrevet specifikke udformninger, ligesom anaerobe rense-

processer ikke vil blive behandlet i denne sammenhæng. Om sidstnævnte henvises der til afsnit 2.5, hvor anaerobe processer beskrives i relation til slambehandling.

2.2.1 Generelle forhold

Ved biologiske processer til spildevandsrensning søger man at udnytte mikroorganismers evne til at omsætte stof under givne omstændigheder, såsom temperatur, iltkoncentration, tilstedeværelsen af nødvendige stoffer m.v. Via kendskabet til mikroorganismernes reaktion over for disse forhold kan de biologiske processer dimensioneres.

Overlevelse og vækst af mikroorganismerne i et biologisk renseanlæg er afhængig af tilstedeværelsen af fødeemner i tilstrækkelig mængde og rette indbyrdes forhold, svarende til de forhold, i hvilke de indgår i organismernes biomasse. Dette gælder både organisk stof, kvælstof, fosfor og andre stoffer, som er essentielle for celleopbygningen i organismerne.

Såfremt der i forhold til de øvrige stoffer i spildevandet ikke er en tilstrækkelig mængde af et givet stof til stede, vil dette stof være begrænsende for mikroorganismernes aktivitet. Det kan medføre, at rensningen for de øvrige stoffer, som den aktuelle renseproces eventuelt er beregnet på, vil blive ringere end nødvendigt.

Omsætnings-
hastighed

Under givne forhold har mikroorganismerne en bestemt reaktionshastighed for omsætningen af et givet stof. Dette betyder, at hvis de tilføres for meget af dette stof i forhold til mængden af mikroorganismer i renseanlægget, vil organismerne ikke kunne nå at omsætte alt det tilførte stof, hvorved rensegraden formindskes. De absolutte mængder af tilført stof har derfor vital betydning for dimensionering af de biologiske processer.

Hæmning af
omsætningen

Mikroorganismernes reaktionshastighed kan påvirkes af flere faktorer. Den biologiske aktivitet nedsættes således ved faldende temperatur. Ligeledes kan omsætningen hæmmes af forskellige, såkaldt inhiberende stoffer, såsom visse tungmetaller, specifikke organiske stoffer m.v.

Som beskrevet ovenfor er det for alle biologiske processer nødvendigt at kende følgende forhold:

- Mængden af stof, der skal omsættes
- Mængden af tilførte næringsstoffer
- Temperaturforholdene
- Eventuel risiko for tilledning af inhiberende stoffer

Herudover kan der være forhold, som skal undersøges separat for den enkelte proces. Dette vil blive beskrevet nærmere i det følgende.

2.2.2 Aerob omsætning af organisk stof

Ved aerob omsætning af organisk stof omdanner mikroorganismer under forbrug af ilt det indkommende organiske stof til organismer samt kuldioxid og vand.

Der findes et stort antal forskellige arter af mikroorganismer i renseanlægget, som udfører denne proces. De fleste af disse organismer er relativt hurtigtvoksende, hvorfor processen er robust over for ydre påvirkninger.

Til den aerobe omsætning kræves en vis mængde ilt, der er afhængig af den tilkommende mængde af organisk stof.

2.2.3 Nitrifikation

Ammoniak til
nitrat under
iltforbrug

Ved nitrifikation omsættes ammoniak (NH_3) under iltforbrug til nitrat (NO_3). Denne proces udføres kun af to bestemte, langsomtvoksende bakterieslægter. Da processen ligesom den aerobe omsætning af organisk stof kræver tilstedeværelsen af ilt, udføres nitrifikationen som regel i samme reaktor som denne. På grund af de nitrificerende bakteriers lave væksthastighed stilles der krav til en vis minimal opholdstid for slammet i anlægget for opnåelse af nitrifikation. Den gennemsnitlige opholdstid for slammet i anlægget under aerobe forhold kaldes den aerobe slamalder.

Aerob slamalder

Idet væksthastigheden for de nitrificerende bakterier er stigende med stigende temperatur, falder kravet til den minimale aerobe slamalder med stigende temperatur. Sammenhængen mellem den kritiske aerobe slamalder og temperaturen er vist i figur 2.2. Hvis det biologiske slams gennemsnitlige opholdstid i renseanlægget under beluftede forhold i længere perioder er lavere end den kritiske, aerobe slamalder, ophører nitrifikationen, idet de nitrificerende bakterier udvaskes.

Overholdelse af den kritiske, aerobe slamalder er derfor et vigtigt forhold ved dimensionering af nitrifikationsprocessen. Det samme gælder vandtemperaturen og pH-forholdene, idet proceshastigheden ligeledes er stærkt afhængig heraf.

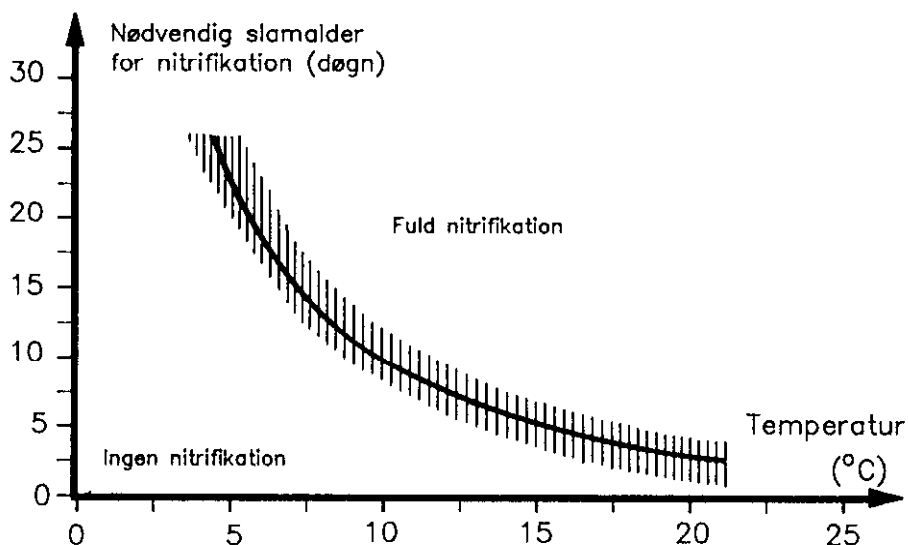


Fig. 2.2: Krav til den aerobe slamalder som funktion af temperaturen for opnåelse af nitrifikation

Nitrifikationsprocessen udvikler syre og risikerer dermed at forgifte sig selv, hvis pH-værdien bliver for lav. Spildevandets bufferegenskaber (evne til at modstå pH-ændringer) bør derfor kendes i form af spildevandets alkalinitet.

Forhold vedrørende nitrifikation er mere udførligt beskrevet i /2/.

2.2.4 Denitrifikation

Nitrat til
frit kvælstof

Ved denitrifikationsprocessen omdannes nitrat (NO_3) til frit kvælstof (N_2), som afgives til atmosfæren. En del af de bakterier, der omsætter organisk stof under iltrige forhold, vil udnytte nitrat som iltningsmiddel til omsætningen, når der hersker iltfrie (anoxiske) forhold. I praksis er denitrifikation således en anoxisk omsætning af organisk stof, der derfor kan være en begrænsende faktor for processen. For nærmere beskrivelse af biologisk denitrifikation henvises til /2/ og /3/.

Omsætningshastigheden for nitrat afhænger stærkt af karakteren af det til rådighed værende orga-

Karakteren af det organiske stof er afgørende

niske stof i spildevandet. Hastigheden afhænger endvidere af temperaturen. I figur 2.3 er illustreret omsætningshastighedens variation med temperaturen og med karakteren af det organiske stof i spildevandet. Som det fremgår, er karakteren af det organiske stof af væsentlig betydning for omsætningshastigheden. En indikation af spildevandets egnethed kan fås ved at bestemme mængden af opløst organisk stof i spildevandet. En anden mulighed er at vurdere spildevandets egnethed ved udførelse af laboratorieforsøg som beskrevet i afsnit 4.3.

Ved dimensioneringen af processen skal temperaturen, mængden af kvælstof i tilløbet og den samlede mængde af organisk stof ligeledes kendes. Sidstnævnte er vigtigt, idet denitrifikationen ikke vil løbe til ende, såfremt der ikke er tilstrækkeligt organisk stof til stede. I sådanne tilfælde kan det være nødvendigt at tilsætte organisk stof for at opnå en tilstrækkelig kvælstoffjernelse i renseanlægget.

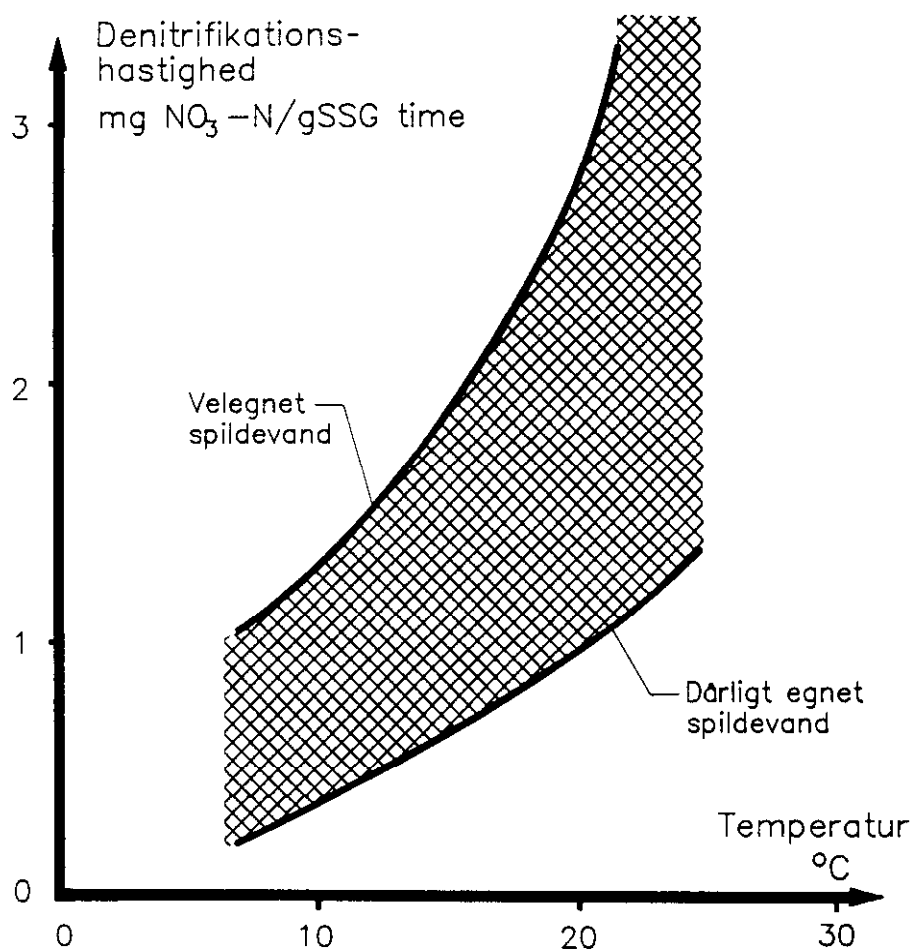


Fig. 2.3: Omsætningshastighed for nitrat som funktion af temperatur og karakter af organisk stof (spildevandets egnethed)

2.2.5 Biologisk fosforfjernelse

Hvis spildevandet som indledning til den biologiske proces tilføres en tank, hvor der hverken er ilt eller nitrat til stede, er det muligt at opbygge en bakteriemasse, som er i stand til at indbygge mere fosfor i cellerne end normalt. Af betydning for processens effektivitet er indholdet af nitrat og ilt i anlæggets tilløb, samt spildevandets indehold af letomsætteligt organisk stof i forhold til fosformængden.

Nitrat hæmmer processen

Processen kræver ikke, at der foretages kvælstoffjernelse, men blot at der efter den ilt- og nitratfrie tank sker en omsætning af organisk stof under ilttilførsel. Dog må der ikke forekomme nitrifikation, såfremt der ikke foretages kvælstoffjernelse, idet der herved vil tilføres nitrat til den nævnte tank via returslammet.

Ved dimensioneringen kræves kendskab til tilledningen af organisk stof, opløst organisk stof, fosfor samt spildevandstemperatur. Herudover vil kendskab til de tilstrømmende vandmængder være væsentligt, idet der stilles krav til opholdstiden i den ilt- og nitratfrie tank.

Biologisk fosforfjernelse er nærmere beskrevet i /2/ og /4/.

2.2.6 Anlægsudformninger

Et biologisk renseanlæg består i princippet af en eller flere reaktorer, hvori mikroorganismene opbevares, mens de under kontrollerede betingelser tilføres det spildevand, som skal renses, samt som regel en mekanisk udskiller (bundfældnings-tank) til separering af biologisk slam fra det rensede spildevand.

Det biologiske slam kan dog også bundfældes i den biologiske reaktor, der ved visse anlægsudformninger periodisk fungerer som bundfældnings-tank.

Mange anlægsudformninger

Biologiske renseanlæg udføres typisk enten som aktivt slamanlæg, hvor mikroorganismene holdes i suspension i spildevandet, eller som fastfilmsanlæg (risle-, skive- og dykfiltre m.v.), hvor organismene danner en filterhud på et bæremateriale af sten, plast eller lignende, som overskylles af spildevandet. Endelig kan disse to principper kombineres i et fluid-bed anlæg, hvor sandkorn, beklædt med en biologisk filterhud, netop holdes svævende i en opadgående spildevandsstrøm.

De biologiske reaktorer kan sammensættes og udformes på mange forskellige måder. Det falder dog uden for denne rapports rammer at give en nærmere beskrivelse heraf.

2.3 Kemiske fældningsprocesser

Ved kemiske processer til spildevandsrensning forstås i denne forbindelse metoder, hvorved spildevandets indhold af forurenende stoffer søges udskilt gennem tilsætning af et eller flere kemikalier.

2.3.1 Grundlæggende processer

Kemisk spildevandsrensning udgøres af to overordnede processer, se figur 2.4:

Udfældning

1. Kemisk udfældning

hvorved opløst fosfor bringes på suspenderet form.

Ved denne proces går spildevandets indhold af opløste fosfationer i forbindelse med de positivt ladede ioner i det tilsatte kemikalium og danner suspenderet fosforslam.

2. Proces til forøgelse af partikelstørrelsen

Flokkulering

hvorved ikke-bundfældeligt suspenderet stof (svævepartikler) bringes til at danne flokke, der er så store, at de kan udskilles fra spildevandet med mekaniske metoder (bundfældning, flotation). Et vigtigt led i denne proces er flokkulering, hvor partiklerne under rolige hydrauliske forhold, eventuelt i særlige tanke med en vis opholdstid, flokkuleres til store, bundfældelige partikler.

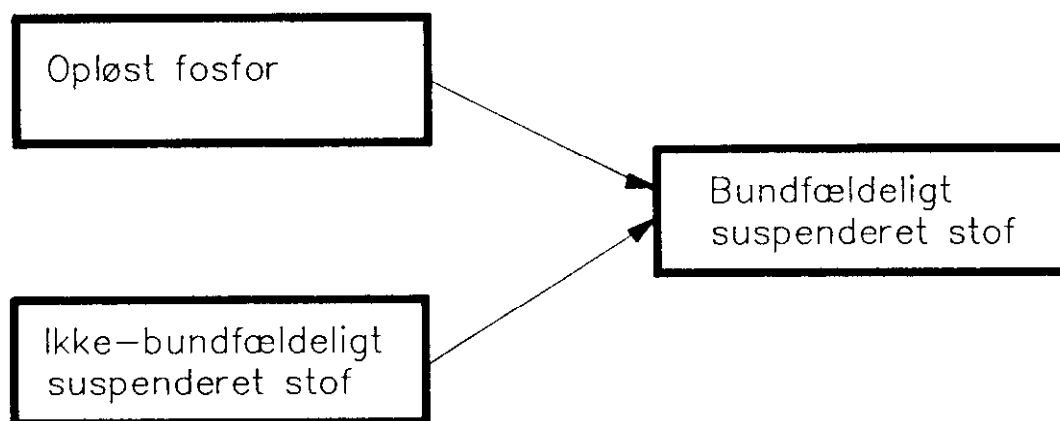


Fig. 2.4: Ved kemisk fældning bringes opløst fosfor og ikke-bundfældeligt suspenderet stof på bundfældelig form

Afhængig af de tilsatte kemikalier kan kemisk fældning medføre en forøgelse eller reduktion af spildevandets pH. Dette kan have betydning for funktionen af eventuelle samtidigt foregående eller efterfølgende biologiske processer.

2.3.2 Procesudformninger

Kemisk fældning kan i forbindelse med traditionel spildevandsrensning etableres på følgende måder:

- Forfældning
- Simultanfældning
- Efterfældning
- Kontaktfiltrering

De nævnte processer er nærmere beskrevet i /2/ og /4/.

Forfældning

Fældningen sker i et mekanisk anlæg placeret inden det biologiske trin, og det kemiske slam udskilles sammen med primærslammet, se figur 2.5.

Fosfor og organisk stof fjernes

Ud over at rense spildevandet for fosfor påvirker forfældningen også vandets indhold af suspenderet organisk (og uorganisk) stof. Da processen fjerner en relativt stor del af spildevandets indhold af organisk stof, men kun en ringe del af kvælstoffet, formindskes forholdet mellem organisk stof og kvælstof ved forfældningsprocessen. Dette forhold er væsentligt for en eventuel efterfølgende biologisk kvælstoffjernelse.

Ved etablering af forfældning kan den kemiske fældning være stærkt afhængig af karakteren af det aktuelt forekommende spildevand, og det er derfor væsentligt at afprøve processen grundigt ved laboratorieforsøg og eventuelt fuldskalafor-søg inden dimensionering /5/.

Kemisk fældning af råspildevand kan også udføres uden efterfølgende biologisk rensning. I dette tilfælde kaldes processen direkte fældning.

Simultanfældning

Ved denne procesudformning doseres fældnings-kemikaliet direkte i det biologiske anlæg, se figur 2.6. Betegnelsen simultanfældning anvendes kun ved dosering i et aktivt slamanlæg. Ved simultanfældning fjernes fosfor fra spildevandet, samtidig med at de biologiske processer forløber /6/.

Biologisk og
kemisk slam
blandes

Det dannede kemiske slam blandes med det biolo-giske slam og udskilles sammen med dette. Såfremt den biologiske proces dimensioneres på baggrund af slamalder (slamproduktion), er det derfor væsentligt at kende og indregne den kemiske slamproduktion.

Efterfældning

Efterfældning af fosfor og suspenderet stof foretages i et mekanisk anlæg, anbragt efter det biologiske trin, se figur 2.7 /4/.

Efterfældning påvirker ikke det biologiske anlæg, idet fældningsprocessen først foretages, når den biologiske behandling af spildevandet er foretaget.

Kontaktfiltrering

Denne proces kan betragtes som svarende til efterfældning, blot er flokkulerings- og klarings-tankene erstattet af et sand- eller flerme-diefilter. Kontaktfiltrering anvendes til vidt-gående fjernelse af fosfor og suspenderet stof fra spildevandet /4/.

2.3.3 Dimensioneringsprincipper

Kemikalietilsætning, eventuel flokkulering,

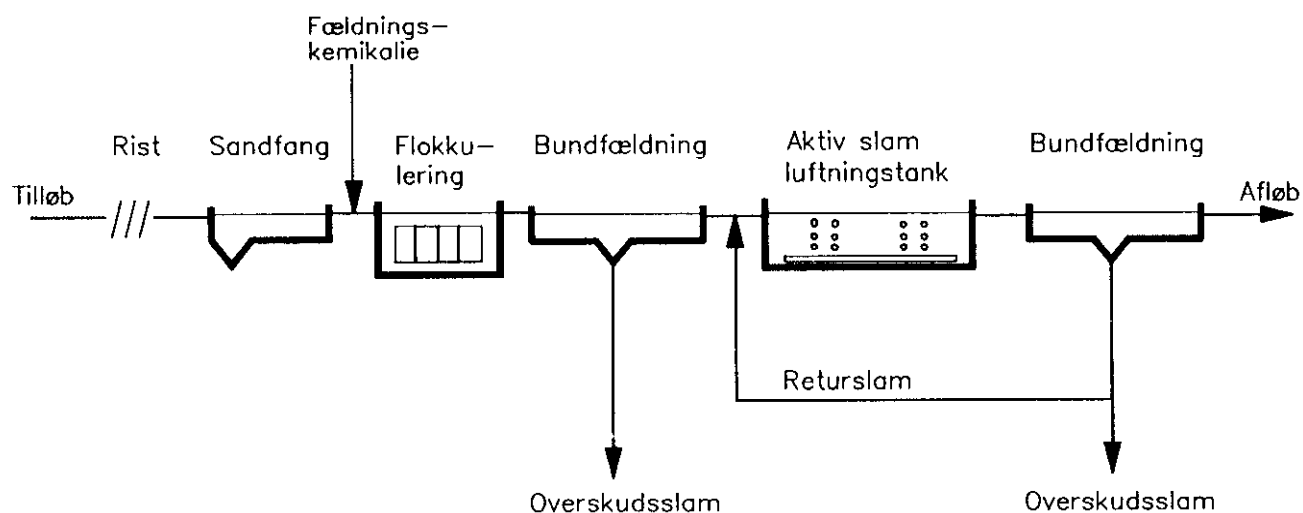


Fig. 2.5 Principdiagram for forfældning

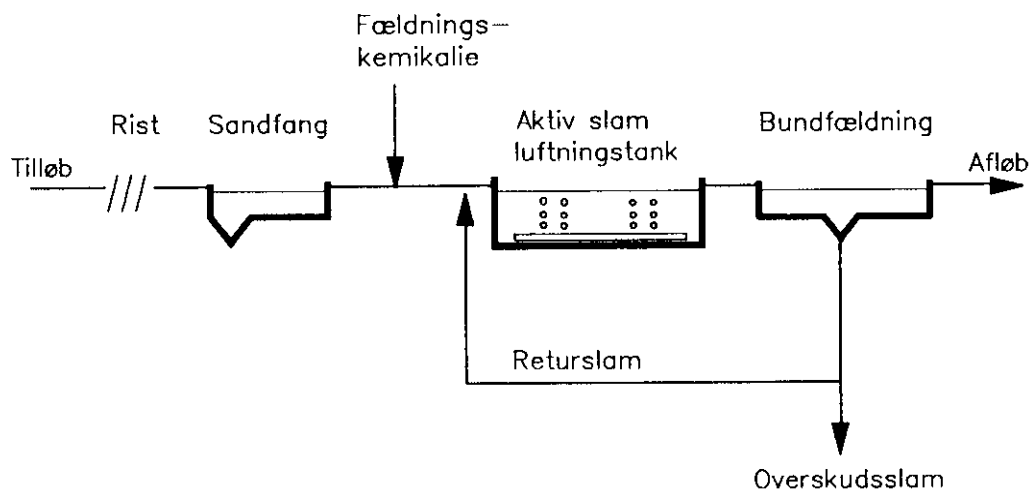


Fig. 2.6 Principdiagram for simultanfældning

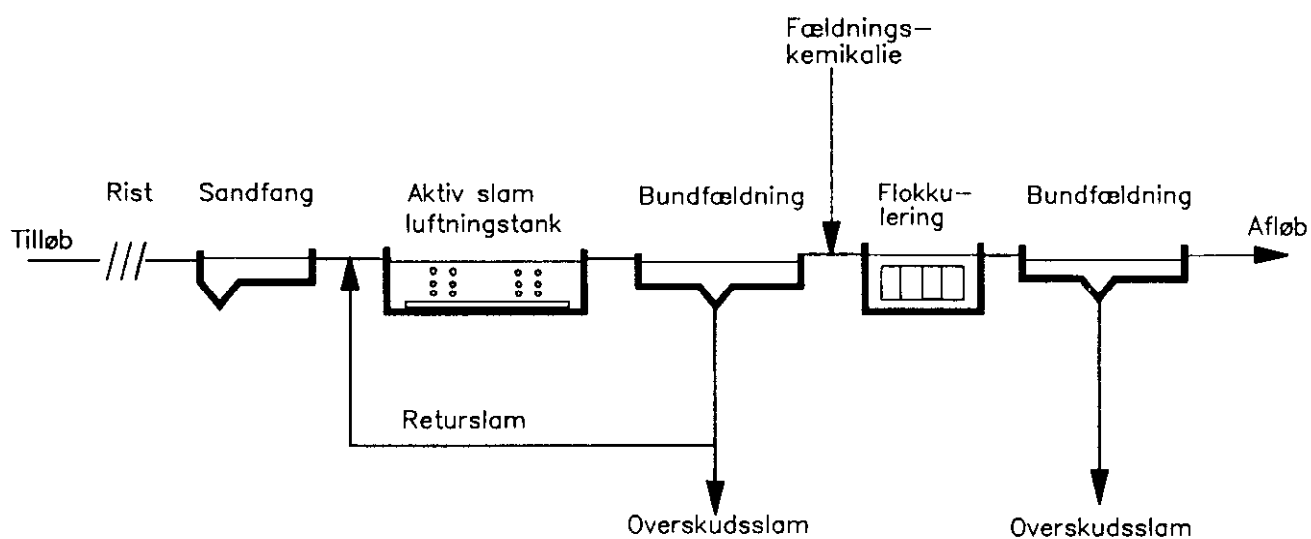


Fig. 2.7 Principdiagram for efterfældning

bundfældning samt kemisk slamproduktion dimensioneres i hovedtrækkene på grundlag af kendskab til spildevandsmængde, fosforbelastning, pH og alkalinitet.

2.4 Andre processer

Ved "andre processer" forstås her processer til rensning af spildevand for organisk stof eller næringssalte, som ikke i fuldt omfang omfattes af termene "mekaniske", "biologiske" eller "kemiske" processer, således som disse er beskrevet i det foregående. Der kan dog eventuelt være tale om, at dele af disse processer indgår i "andre processer".

På baggrund af miljøhandlingsplanen arbejdes der for tiden i stort omfang på at udvikle nye og forbedrede spildevandsrenseteknikker. Kun få af processerne er dog endnu blevet udbudt på markedet som alternativer til de traditionelle metoder. I det følgende vil et par af disse processer blive beskrevet.

2.4.1 Ammoniakafblæsning

Ved den normalt forekommende surhedsgrad (pH) i spildevand forekommer ammoniakkvælstof hovedsagelig som ammoniumioner (NH_4^+).

Spildevandet
gennemblæses med
luft

Ved hævnning af pH til 11-12 gennem tilsætning af f.eks. kalk vil størstedelen af kvælstoffet omformes til ammoniak (NH_3), som er en luftart. Spildevandet kan herefter renses for ammoniak ved kraftig gennemblæsning med luft. Efterfølgende absorberes den afblæste ammoniak.

Forud for ammoniakafblæsningen renses spildevandet for organisk stof og fosfor gennem kemisk fældning med kalk, eventuelt efter forudgående biologisk rensning.

Ammoniakafblæsningssprocessen dimensioneres væsentligst på grundlag af oplysninger om vandmængde samt belastning med ammoniak- og totalkvælstof, pH og alkalinitet.

2.4.2 Udkrystallisering af fosfor

Processen har til formål at fjerne fosfor fra biologisk rensed spildevand. Metoden er baseret på anvendelsen af en såkaldt fluid-bed. Denne består af en beholder, hvori sandkorn netop

Fosfor udfældes
på sand

holdes svævende i en opadgående vandstrøm. Ved tilsætning af hydratkalk til spildevandet opnås en udkrystallisering af kalciumfosfat på overfladen af sandkornene. Når disse partikler har opnået en vis størrelse, vil de synke til bunds i fluid-bed'en og kan udtages i bunden af enheden som fosfatpiller.

Processen dimensioneres især på basis af vandmængde, fosforbelastning, pH og alkalinitet.

2.5 Slambehandling

Ved slambehandling foreslås i det følgende metoder, som forøger det producerede slams størstofkoncentration og reducerer indholdet af organisk stof.

Hensigten med slambehandlingen er at bearbejde slammet således, at omkostninger og ulemper i forbindelse med håndtering af slammet reduceres mest muligt.

Forhold i forbindelse med slambehandling er nærmere behandlet i /7/.

2.5.1 Slamtyper

Mange slamtyper

Afhængigt af oprindelsen kan slam fra spildevandsanlæg opdeles i følgende hovedtyper:

Fra mekanisk rensning:

- Primærslam
- Filterslam

Fra biologisk rensning:

- Aktiv slam
- Biologisk filterslam (humusslam)

Fra kemisk rensning:

- Forfældet slam (sammen med primærslam)
- Simultanfældet slam (sammen med aktivt slam)
- Efterfældet slam
- Slam fra kontaktfiltrering (sammen med filterslam)

De forskellige slamtyper har varierende egenskaber, hvad angår tørstofindhold, stabilitet, hygiejniseringsgrad og afvandingsegenskaber.

2.5.2 Grundlæggende processer

Nedenfor er de hyppigst forekommende former for slambehandling kortfattet beskrevet.

Forkoncentrering

Ved forkoncentrering af slammet opnås et tørstofindhold, der gør det muligt at viderebehandle slammet ved metoder, hvor en given minimal tørstofkoncentration af det indkommende slam er påkrævet.

Slammet
bundfældes

Forkoncentrering foretages hovedsagelig ved bundfældning i koncentreringstank, eventuelt kan flotation eller centrifugering anvendes.
Afvanding

Til reduktion af slammets vandindhold anvendes sædvanligvis presning i maskiner som sibåndspresser, centrifuger eller kammerfilterpresser. Før den maskinelle afvanding gennemgår slammet normalt en særlig behandling (konditionering), der fremmer vandudskillelsen.

Slamstabilisering generelt

Ved stabilisering af slam forstås her de processer, der benyttes for at undgå lugtgener i forbindelse med håndtering og deponering af overskudsslam fra spildevandsbehandlingen.

Biologisk stabilisering

Biologisk stabilisering omfatter kontrolleret, bakteriel nedbrydning af slams organiske stofindhold under aerobe eller anaerobe forhold (slamluftning eller udrådning).

Slamluftning

De aerobe processer kan enten foregå i selve spildevandsrenseanlæggets biologiske luftningstank eller i en særskilt slamtank med ilttilførsel. Hvis slamalderen i det biologiske renseanlæg er tilstrækkelig stor, vil det producerede overskudsslam i det førstnævnte tilfælde være stabilt, når det udtages fra anlægget og ikke kræve yderligere stabilisering. Denne type renseanlæg betegnes langtidsbeluftere.

Udrådning

Det ustabile slam føres til én eller flere rådnetanke, hvor der sker en anaerob nedbrydning af de organiske stoffer. Ved processen dannes kultveilte og metan. Metanen kan anvendes som

brændstof ved el-produktion i en gasgenerator, og overskudsvarmen ved forbrændingen kan benyttes til opvarmningsformål på renseanlægget.

Kemisk stabilisering

Kalktilsætning

I stedet for at imødegå generne ved de biologiske processer i slammet ved at føre dem til ende under kontrollerede forhold kan stabiliseringen foregå ved hævnning af pH til 11-12, hvorved de biologiske processer afbrydes eller hæmmes. Dette foretages ved tilsætning af brændt eller læsket kalk. Kalken forøger desuden slammets tørstofindhold og gør det lettere at håndtere.

Tørring

Den væsentlige del af slammets vandindhold kan afdrives ved opvarmning i forskellige typer af tørreanlæg, såsom etageovne, tørretromler og lignende.

Forbrænding

Slammets indhold af organisk stof kan afbrændes i forskellige ovntyper, såsom etage-, roter- eller hvirvellagsovne. Forbrændingen kan eventuelt ske sammen med dagsrenovation.

Kompostering

Kompostering er en aerob biologisk proces, der anvendes som slutbehandling af slam. Processen foregår i åbne miler, efter at slammet er blandet med f.eks. husholdningsaffald og eventuelt forkomposteret.

Deponering

Slutanbringelsen af slammet kan ske alene som en opbevaring på lossepladser, eller som en udnyttelse af slammet til gødnings- eller andre jordforbedringsformål. Dette kan ske ved spredning på mark- eller skovjorder eller indblanding i mager jord efter kompostering.

2.5.3 Dimensioneringsprincipper

Fælles for dimensionering af alle de nævnte slambehandlings- og deponeringsmetoder er nødven-

Slammængder og tørstofindhold

digheden af kendskab til slammængder og tørstofindhold. Afhængig af behandlingsmetoden kan forhold som slammets indhold af organisk stof, og brændbart materiale, bundfældningsegenskaber, slamtype og tungmetalindhold være af betydning. Det sidstnævnte forhold er særlig væsentligt i forbindelse med deponering af slam, idet slam med for højt indhold af tungmetaller ikke må anbringes på landbrugsjord.

De ovennævnte slamparametre kan på grundlag af erfaringsværdier bestemmes indirekte ved måling på spildevand. De nødvendige parametre er organisk stof, suspenderet stof, fosfor, alkalinitet og eventuelt tungmetalindhold.

Parametre af særlig betydning for slammets deponering fremgår af /8/, idet det dog her bemærkes, at bekendtgørelsen i øjeblikket er under revision.

3. DIMENSIONERINGSFORUDSÆTNINGER

Med baggrund i de i kapitel 2 beskrevne overordnede dimensioneringsprincipper kommenteres og sammenfattes i det følgende anvendelsen af elementerne i dimensioneringsgrundlaget.

3.1 Forureningsmængder

Stofbelastning

Belastningen på et renseanlæg kan deles op i henholdsvis stofbelastning og hydraulisk belastning, der har hver sin betydning for dimensioneringen af renseanlægget. I det følgende afsnit gennemgås spildevandets indhold af forurenende stoffer.

Spildevandets indhold af forurenende stoffer kan overvejende karakteriseres ved følgende opdeling: organisk stof, suspenderet stof, næringssalte, pH og alkalinitet.

3.1.1 Organisk stof

Spildevandets indhold af organisk stof beskrives normalt med parametrene COD og BOD, der igen deles i en opløst og en suspenderet fraktion. Ved COD- og BOD-målinger bestemmes spildevandets iltforbrug, der er et indirekte mål for spildevandets indhold af organisk stof.

COD

Kemisk iltforbrug

COD er en forkortelse af Chemical Oxygen Demand (kemisk iltforbrug). Ved en COD-analyse tilsættes spildevandet et kemisk iltningsmiddel, kaliumdichromat. Herved iltes spildevandets indhold af organisk stof, og der opnås et relativt mål for spildevandets totale indhold af organisk stof.

COD-koncentrationen i almindeligt byspildevand ligger normalt i intervallet 300-700 mg/l /9/.

BOD

Biologisk iltforbrug

BOD er en forkortelse for Biological Oxygen Demand. Ofte anvendes i Danmark betegnelsen BI5 i stedet for BOD. Ved BOD-analysen måles det biologiske iltforbrug over 5 døgn ved bakteriel omsætning af spildevandets indhold af organisk stof. At der netop måles over 5 døgn, har rent historiske årsager, men denne metode fastholdes endnu i dag, bl.a. fordi en stor del af de dimen-

sioneringsregler, der anvendes, bygger på erfaringstal med netop BOD-analyser.

BOD-koncentrationen i almindeligt byspildevand ligger normalt i intervallet 150-350 mg/l /9/.

Filtreret prøve COD- og BOD-analyserne beskriver tilsammen det organiske stof, der tilføres et renseanlæg. Ved både at få analyseret på en filtreret og en ikke-filtreret prøve fås en mere fuldstændig beskrivelse. Med en filtreret prøve menes en prøve, hvor analysen er foretaget, efter at prøven er filtreret (typisk gennem et 1,6 µm-filter).

Anvendelse

COD- og/eller BOD-belastningerne benyttes især ved dimensionering af følgende bygværker i et renseanlæg:

- Nitrifikationstanke/luftningstanke
- Denitrifikationstanke
- Biofiltre
- Slambehandlingsudstyr

Luftningstanke Ved dimensionering af nødvendige volumener af nitrifikationstanke og luftningstanke bruges COD- og BOD-belastningerne til bestemmelse af slamproduktion (slamalder) og slambelastning.

Belufterudstyr Kendskab til døgnvariationen i COD og/eller BOD kan endvidere anvendes ved dimensionering af belufterudstyret i nitrifikationstanke og luftningstanke.

Denitrifikation Som tidligere nævnt er forholdet mellem organisk stof og kvælstof væsentligt i forbindelse med dimensionering af denitrifikationstanke. Dette skyldes, at fuldstændig denitrifikation kun finder sted, når der er tilstrækkeligt med organisk stof til stede.

Biofiltre BOD-filtreret og COD-filtreret giver en indikation af spildevandets indhold af let omsætteligt organisk stof. Kendskab til mængden af let omsætteligt organisk stof er specielt vigtig i forbindelse med dimensionering af renseanlæg med biologisk kvælstof- og fosforfjernelse.

Biofiltre Biofiltre dimensioneres ofte ud fra den organiske overfladebelastning, og COD- og BOD-belastningen indgår således direkte ved dimensionering af størrelsen af filtre.

Forskellen mellem BOD- og BOD-filtreret kan

Forfældning	eksempelvis anvendes ved estimering af, hvor stor en del af spildevandets organiske stof der kan fjernes ved en kemisk forfældning af spildevandet (ligeledes forskellen mellem COD- og COD-filtreret).
Slam-behandlingsdel	Ved dimensionering af slambehandlingsdelen på renseanlæg anvendes COD- og BOD-belastningen ved beregning af den forventede slamproduktion, der i forbindelse med slambehandling er den basale dimensioneringsparameter.
3.1.2 Suspenderet stof og glødetab på suspenderet stof	
Spildevandets indhold af suspenderet stof består dels af uopløst organisk stof og dels af uorganisk stof såsom sand, ler og grus.	
Indholdet af suspenderet stof i spildevand er defineret som massen af den mængde partikler pr. liter vandprøve, der tilbageholdes ved filtrering gennem et 1,6 μ m filter tørret ved 105°C.	
Den organiske fraktion af det suspenderede stof kan bestemmes ved analyse af glødetabet for det suspenderede stof. Her måles, hvor meget vægten af en suspenderet stof-prøve reduceres ved opvarmning til 550°C.	
Koncentrationen af suspenderet stof i almindeligt byspildevand ligger normalt i intervallet 190-450 mg/l og suspenderet stofs glødetab ligger i intervallet 140-320 mg/l /9/.	
<u>Anvendelse</u>	
Primærslam	Kendskab til spildevandets indhold af suspenderet stof kan benyttes til at vurdere slamproduktionen i en forklaringstank og er derfor væsentlig i forbindelse med dimensionering af renseanlægs slambehandlingsdel.
Baseret på visse empiriske sammenhænge kan indholdet af suspenderet stof anvendes ved estimering af reduktionen i indholdet af organisk stof og næringssalte ved spildevandets passage af en forklaringstank.	
Biologisk slamproduktion	Indholdet af suspenderet stof og glødetab på suspenderet stof sammenholdt med målinger af den organiske belastning, kan bruges til at vurdere den biologiske slamproduktion og kan derfor benyttes ved dimensionering af nitrifikationstanke og slambehandlingsudstyr.

3.1.3 Kvælstof

Kvælstof findes i spildevandet dels som organisk bundet kvælstof og dels som uorganisk kvælstof. Normalt analyseres for total kvælstof, ammoniak (NH_3) og nitrit (NO_2) plus nitrat (NO_3). Det organisk bundne kvælstof er herved givet som total kvælstof minus ammoniak, nitrit og nitrat.

Koncentrationen af total-kvælstof i almindeligt byspildevand er normalt 30-80 mg/l, ammoniak 18-50 mg/l, nitrit 0,1 mg/l og nitrat 0,5 mg/l /9/.

Anvendelse

Denitrifikation Kvælstofbelastningen er afgørende for denitrifikationstankens volumen ved aktivslamanlæg og overfladeareal for nitrifikations- og denitrifikationsfiltre ved biofilteranlæg.

Belufterudstyr Kvælstofbelastningen anvendes endvidere ved dimensionering af belufterudstyr i nitrifikations-tanke, idet nitrifikation er en iltforbrugende proces.

Som tidligere nævnt er forholdet mellem organisk stof og kvælstof af betydning for den biologiske denitrifikation.

3.1.4 Fosfor

Fosfor findes i spildevandet som organisk bundet fosfor, polyfosfat og orthofosfat. Normalt analyseres for total-fosfor og orthofosfat.

Koncentrationen af total-fosfor i almindeligt byspildevand er normalt 10-20 mg/l og orthofosfat 6-14 mg/l /9/.

Anvendelse

Kemisk slam-
produktion Fosforbelastningen bruges til bestemmelse af den nødvendige mængde fældningskemikalie samt den ved fældningen producerede mængde kemisk slam på anlæg med kemisk fosforfældning. Den får herved også indflydelse på volumenet af nitrifikations- og denitrifikationstankene ved anlæg med simultan-fældning.

Ved anlæg med biologisk fosforfjernelse er forholdet mellem organisk stof og fosfor af betydning ved dimensioneringen.

3.1.5 pH og alkalinitet

pH er et udtryk for spildevandets surhed (mængden af brintioner) og ligger for normalt spildevand i intervallet 7-8 /9/.

For at de biologiske processer i et renseanlæg kan forløbe optimalt, bør pH ligge i intervallet 6,5-8,5.

Ved nitrifikation producerer bakterierne syre. Dette kan forårsage pH-sænkning. Det samme kan tilsætning af fældningskemikalie. Størrelsen af denne pH-sænkning afhænger af vandets alkalinitet.

Alkalinitet, TAL, udtrykker vandets evne til at modstå pH-ændringer og måles normalt i milliækvivalenter pr. liter. Alkaliniteten af byspildevand ligger typisk i intervallet 3-7 mækv. pr. liter /9/.

I tilfælde med spildevand med lav alkalinitet kan det være nødvendigt at tilsætte base, oftest kalk, til vandet for at undgå for lav pH-værdi i anlægget.

Høj alkalinitet kan for nogle fældningskemikalier medføre større forbrug af kemikalie i forbindelse med for- og efterfældning.

3.2 Vandmængder

Vandbelastningen på et renseanlæg udgøres af husspildevand, industrispildevand, infiltrationsvand og overfladeafstrømning.

Belastningen med hus- og industrispildevand afhænger af antallet af forurenere, der er tilsluttet anlægget. Infiltrationsvandmængden er betinget af afløbsnettets kvalitet, og overfladeafstrømningen afhænger af oplandets befæstede areal og eventuelle overløbsbygværker.

Traditionelt
betydende
parametre

Dimensionering af renseanlæg er traditionelt baseret på kendskab til

- døgnvandmængde (m^3/d)
- maksimal timevandmængde i tørvejr (m^3/time)
- maksimal timevandmængde under regn (m^3/time)
- maksimal spidsbelastning under regn (l/s)

Der er dog en voksende erkendelse af, at dette udgangspunkt er for unuanceret, og at der i stedet for at skelne mellem tørvejr og regnvejr

bør dimensioneres på baggrund af statistiske bearbejdninger af hydrauliske belastninger.

Varighed af belastninger

Det falder uden for rammerne af det nærværende arbejde at gå i dybden med disse forhold, og det skal derfor her blot anbefales, at målinger af hydrauliske belastninger løbende registreres på skriver eller datalogger, således at data kan anvendes til kvalificerede vurderinger vedrørende varighed af maksimale hydrauliske belastninger.

3.2.1 Døgnvandmængde

Døgnvandmængden bruges til at vurdere den hydrauliske opholdstid i de enkelte anlægsdele.

Døgnvandmængden kan bruges ved bestemmelse af kemikalieforbrug ved kemisk fældning.

Døgnvandmængden anvendes endvidere ved dimensionering af laguner.

3.2.2 Timevandmængde, tørvejr

Tørvejr

I forbindelse med dimensionering af renseanlægs mekaniske processer anvendes oftest som dimensionsgivende parameter den maksimale timevandmængde ved tørvejrstilstrømning.

Den maksimale tørvejrs-timevandmængde bruges sammen med regnvejrs-timevandmængden ved dimensionering af sandfang, bundfældningstanke og sandfiltre.

3.2.3 Timevandmængde, regnvejr

Regnvejr

I forbindelse med dimensionering af renseanlæg er det særdeles vigtigt at kende den maksimalt forekommende hydrauliske belastning, dels som den maksimale timebelastning under regn (m^3/time), dels som den maksimale øjebliksbelastning (l/s).

Den hydrauliske belastning under regn er bestemt af det til renseanlægget tilknyttede afløbsopland og eventuelle overløbsbygværker i dette. Ved oplande med aflastning til bassiner bør foruden den maksimale timevandmængde også kendes varigheden af aflastningen fra disse bassiner.

Den maksimale hydrauliske belastning (l/s) er dimensionsgivende for pumper, rør, ristebygværker og overløbskanter.

Den maksimale timevandmængde under regn bruges sammen med den maksimale timevandmængde i tørvejr til dimensionering af sandfang, bundfældnings-tanke og sandfiltre.

3.3 Belastningsvariationer

Både stof- og vandbelastningen på et renseanlæg varierer med tiden, og ved dimensioneringen af de enkelte anlægsdele skal der tages hensyn til de lokalt forekommende variationer.

Belastningsvariationer opdeles sædvanligvis i to grupper: korttidsvariationer og langtidsvariationer.

Korttidsvariationer er typisk variationer i belastningen over døgnet eller ugen, mens langtidsvariationer udtrykker længerevarende belastningsændringer med en varighed på uger eller eventuelt måneder.

Anlægsdelene og processerne i et renseanlæg har forskellige følsomhed over for belastningsvariationer. I det følgende er givet nogle eksempler til illustration af variationens betydning.

3.3.1 Korttidsvariationer

Generelt gælder, at anlægsdele/processer med kort opholdstid og ringe udligning er mest følsomme over for korttidsvariationer.

Mekaniske processer

Mekaniske renseprocesser er dimensioneret på baggrund af den hydrauliske belastning, og det er derfor væsentligt at kende variationer i den hydrauliske belastning med særlig vægt på størrelse og varighed af hydrauliske spidsbelastninger.

Maksimalt iltforbrug

Belufterudstyr dimensioneres til at kunne sikre tilstrækkelig ilttilførsel til luftningstankene i perioder med maksimal tilførsel af iltforbrugende stoffer (organisk stof og kvælstof). Det er derfor vigtigt at kende fordelingen over døgnet af de pågældende forureningskomponenter.

Forfældning

Ved anvendelse af forfældning af spildevandet er det på grund af den korte opholdstid af væsentlig betydning for opnåelsen af en optimal forfældning at have kendskab til variationerne over døgnet af organisk stof, suspenderet stof og fosfor.

Biofiltre Ved brug af biofiltre til nitrifikation og denitrifikation er det på grund af de relativt korte opholdstider hensigtsmæssigt at kende variationen over døgnet i belastningen med organisk stof og kvælstof.

Denitrifikation Da forholdet mellem organisk stof og kvælstof er af stor betydning for den biologiske kvælstoffjernelse, er det vigtigt at have kendskab til eventuelle systematiske variationer i dette forhold. Typisk er i denne sammenhæng et forringet forhold i nattetimerne eller i weekender.

3.3.2 Langtidsvariationer

Sæsonvariationer Langtidsvariationer i renseanlægs belastning vil ofte kunne skyldes indflydelsen fra sæsonprægede industrier eller eventuelt stor tilslutning af sommerhusområder.

Ved øgning af et renseanlægs stofbelastning i længere tid er to forhold af særlig interesse.

Nitrifikation Som følge af den øgede stofbelastning øges den biologiske slamproduktion, hvorved slamalderen i anlægget forkortes. Såfremt belastningsøgningen er langvarig i forhold til slamalderen, og der ikke ved dimensioneringen er taget hensyn til den høje belastning, vil de nitrificerende bakterier ikke kunne leve i anlægget, og anlægget vil ophøre med at nitrificere.

Slambehandlingsudstyr Et andet forhold i relation til længerevarende øget belastning vedrører ligeledes slamproduktionen, idet renseanlæg sædvanligvis ikke har nogen større mulighed for gennem længere tid at akkumulere slam i systemet. En øget slamproduktion hidrørende fra en længerevarende øget belastning kan derfor give anledning til alvorlige problemer med slambortskaffelsen, såfremt der ikke er taget højde for de ændrede belastningsforhold i forbindelse med dimensioneringen af anlæggets slambehandlingsdel.

Infiltration Såfremt afløbsnettet har en stor infiltration, kan dette medføre periodisk væsentligt forøgede vandmængder, typisk i marts-april måned.

3.4 Temperaturforhold

Hastigheden af de biologiske processer i et renseanlæg er stærkt temperaturafhængige.

Koldeste måned

Ved dimensionering af renseanlæg med nitrifikation bør gennemsnitsspildevandstemperaturen i koldeste måned kendes, idet procestemperaturen i den koldeste måned er dimensionsgivende for anlægget. Ved anlæg med årsvariation i stoffbelastningen bør endvidere kendes temperaturen i den/de måneder, hvor belastningen er højest.

Generelt må man sige, at kendskab til spildevandstemperaturens variation over hele året er af væsentlig betydning i forbindelse med design og dimensionering af biologiske anlæg. Temperaturforhold i renseanlæg er nærmere beskrevet i /10/.

3.5 Inhibering

Ved inhibering forstås en hæmning af biologiske processer som følge af tilstedeværelsen af giftige stoffer i spildevandet.

På et renseanlæg sker rensningen for organisk stof og kvælstof som tidligere nævnt ved biologiske processer, hvor bakterier lever af de stoffer, der er til stede i spildevandet. Optræder der giftstoffer i spildevandet, vil disse derfor påvirke renseprocesserne. Denne påvirkning kan enten være akut, hvor en eller flere af de biologiske processer i renseanlægget ophører, fordi bakterierne dør, eller den kan være inhiberende, hvor bakteriernes vækst påvirkes over en kortere eller længere periode.

Hæmning af
nitrifikation

Den proces, der er mest følsom over for inhibering, er nitrifikationen. Ved langvarig/konstant hæmning af væksten af de nitrificerende bakterier øges kravet til aerob slamalder, og den sædvanlige dimensioneringspraksis illustreret på figur 2.2 kan ikke længere anvendes.

Nitrifikationen kan f.eks. hæmmes af lav eller høj pH. Herudover har en række specifikke organiske stoffer og tungmetaller særlig kraftig inhiberende effekt.

3.6 Oplandskarakterisering

Byspildevands sammensætning kan variere betydeligt afhængig af, hvilket spektrum der er af spildevandstilledere i kloakoplandet samt af kloaksystemets opbygning, udstrækning og tilstand.

Et detaljeret kendskab til det nuværende og forventede fremtidige kloakopland er en nødvendig

forudsætning for en hensigtsmæssig renseanlægsudbygning.

3.6.1 Udformning og funktion af afløbssystem

I forbindelse med fastlæggelsen af et renseanlægs belastning, bør der tilvejebringes et detaljeret kendskab til kloaksystemets opbygning og funktion.

Modelberegninger

For kloaksystemer efter fællesprincip bør især problematikken omkring kloaksystemets funktion under regn belyses, typisk ved anvendelse af modelværktøj.

Herved bør renseanlæggets hydrauliske og stofmæssige belastning beregnes ved forskellige regnhændelser. Samtidig bør også recipientbelastningen fra de regnvandsbetingede udløb beregnes og vurderes.

Såfremt der skal foretages begrænsninger i recipientbelastningen fra de regnvandsbetingede udløb for opfyldelse af recipientmålsætningen, eller såfremt den maksimale belastning af renseanlægget under regn skal begrænses, sker det typisk ved, at der ved overløb i fællessystemer etableres sparebassiner. Etablering af sparebassiner i kloakoplandet medfører, at den maksimale hydrauliske belastning af renseanlægget bliver reduceret, men til gengæld modtager anlægget regnvandsbelastning over en længere periode, hvilket skal indregnes i renseanlæggets dimensionering.

Renseanlæggets belastning under regn i det fremtidige bassinregulerede system bør beregnes.

Såfremt spildevandet har en lang opholdstid i afløbssystemet, bør det undersøges, hvorvidt der sker eller påregnes at ske væsentlige processer i ledningerne, f.eks. svovlbrintedannelse og lignende.

Indsivning

Kloaksystemets tilstand bør endvidere klarlægges bl.a. for bestemmelse af indsivningen. En stor indsivning belaster renseanlægget og recipienten unødigt hydraulisk og stofmæssigt, ligesom driftsudgifterne øges. Endvidere kan indsivningen medføre lave spildevandstemperaturer og dermed eventuelt forringe betingelserne for visse renseprocesser. Såfremt indsivningen udgør mere end 25-35% af den registrerede døgnvandmængde (svarende til 35-50% af spildevandsmængden) i marts-april, hvor indsivningen er størst, bør en sanering af kloakoplandet overvejes.

3.6.2 Belastningskilder i kloakoplandet

Renseanlægget belastes af følgende kilder:

- husholdning
- industri
- landbrug
- tilkørt slam
- overfladevand
- indsivning

Husspildevand

Det almindelige husspildevand er i udgangspunktet uproblematisk for renseanlægget. Det er vigtigt, at kommunen har tilvejebragt et hensigtsmæssigt indsamlingssystem for problemaffald med tilhørende informationskampagne m.v., således at kloaksystemet friholdes for tilledninger af f.eks. olie- og kemikalieaffald.

Indbyggertallet inden for kloakoplandet bør opgøres, eventuelt i deloplande.

Industri- spildevand

Spildevand fra industrier kan være mere problematisk for renseanlægget. For industrier med processpildevandsafledning klarlægges produktions- og spildevandsforhold indledningsvis ved f.eks. spørgeskemaundersøgelse. For industrier med betydende processpildevandsafledning bør produktions- og spildevandsforhold klarlægges detaljeret ved interview og efterfølgende målinger over repræsentative perioder. Herved klarlægges industrispildevandets mængde, sammensætning og tidslige variation (herunder også sæsonvariation).

Miljøfremmede stoffer

Visse typer af industri afleder spildevand med et indhold af miljøfremmede stoffer, herunder tungmetaller. Produktions- og spildevandsforholdene på disse industrier bør grundigt klarlægges, idet miljøfremmede stoffer kan virke hæmmende for renseanlæggets processer og være af afgørende betydning for renseanlæggets slamhåndtering. Endvidere kan miljøfremmede stoffer i spildevandet give arbejdsmiljømæssige problemer for personale med tilknytning til afløbssystem og renseanlæg.

Det kan derfor være nødvendigt at gennemføre særlige undersøgelser af industrispildevands giftighed m.v. i relation til renseanlægsprocesser og arbejdsmiljø.

På baggrund af klarlægningen af den eksisterende industrispildevandsafledning tages stilling til, hvorvidt ændringer er hensigtsmæssige, dels af hensyn til renseanlægget og dels af hensyn til pågældende industri. Det bør således

bl.a. sikres, at betydelende spildevandsafledninger er udjævnet over f.eks. døgnet, og at miljøfremmede stoffer begrænses mest muligt ved kilden ved anvendelse af renere teknologi og/eller intern rensning. Hvorvidt der i øvrigt bør ske ændringer, må afhænge af en forhandling, der bør gennemføres med den enkelte industri med betydelende spildevandsafledning. I den forbindelse må bemærkes, at industriens tilledninger af organiske stoffer i visse situationer er fremmende for renseanlæggets næringssaltfjernelse.

Når den eksisterende industris fremtidige spildevandsafledning er fastlagt, bør der meddeles den enkelte industri med betydelende spildevandsafledning en tilslutningstilladelse med hjemmel i miljøloven, med angivelse af tilladelig spildevandsafledning, egenkontrol m.v.

Spildevand fra
landbrug

Spildevandsafledningen fra landbrug er i udgangspunktet uproblematisk for renseanlægget. Typisk er der tale om almindeligt husspildevand og eventuelt rengøringsvand fra malkerum. Det forekommer imidlertid også, at kloaksystemet tilledes ajle, møddingsvand, ensilagesaft og lignende, hvilket er ulovligt og i høj grad kan give renseanlægget problemer. Det skal sikres, at disse "safter" opsamles og bortskaffes på landbrugsjord efter gældende regler. En registrering af hver enkelt landbrugsejendoms afløbsforhold er hensigtsmæssig, inden renseanlæggets belastning måles.

Septikslam

Tilkørt slam fra septiktanke og mindre renseanlæg i øvrigt kan udgøre en betydelig belastning for renseanlægget. Især for mindre renseanlæg kan slamtilførslen forårsage driftsproblemer. Det må anbefales, at slammet afleveres til en tank på renseanlægget, hvorfra en jævn dosering kan ske til anlægget og eventuel prøveudtagning kan foretages. Afleveringen af tilkørt slam bør i øvrigt så vidt muligt udlignes over året.

Overfladevand

Såfremt kloakoplandet omfatter kloaksystemer efter fællesprincippet, skal også overfladevandet indgå i renseanlæggets dimensioneringsforudsætninger. Især i begyndelsen af en regnhændelse kan overfladevandet have et betydeligt stofindhold. Eventuelt aflejret slam i fællessystemet kan endvidere tilføres renseanlægget ved regnhændelsens begyndelse.

Renseanlæggets belastning under forskellige regnhændelser bør måles. Det bør endvidere anbefales at foretage en så detaljeret registrering af kloaksystemet, at der tillige kan udføres en

beregning af belastningen med EDB-model. Beregningen udføres for det eksisterende og det eventuelt fremtidige yderligere regulerede afløbssystem, jf. også afsnit 3.6.1.

Renseanlæggets belastning i tøbrudssituationer bør måles/vurderes, herunder i relation til fald i spildevandets temperatur.

Indsivning

Også indsivning i kloaksystemet bidrager til renseanlæggets hydrauliske og stofmæssige belastning. Indsivningen er størst i marts-april og typisk mindst i eftersommeren. Renseanlæggets belastning i marts-april bør måles. Der henvises også til afsnit 3.6.1.

3.7 Eksisterende og fremtidige forhold

Renseanlæggets designgrundlag fastlægges ud fra, at anlægget skal kunne behandle den eksisterende og den forventede fremtidige belastning under overholdelse af udlederkravene.

Prognose

Indledningsvis fastlægges en prognose for den fremtidige stof- og vandbelastning fra belastningskilderne.

Fastlæggelse af belastningeforløbet for husspildevand og almindeligt spildevand fra landbrugsejendomme er sjældent problematisk.

Som beskrevet i afsnit 3.6.2 er det nødvendigt detaljeret at fastlægge produktions- og spildevandsforholdene for eksisterende industrier med betydende spildevandsafledning.

Efter direkte forhandling/drøftelse med den enkelte betydende industritilleder fastlægges dels, hvilke begrænsninger der eventuelt er hensigtsmæssige/nødvendige for de eksisterende tilledninger, dels den forventede fremtidige produktionsudvikling og spildevandsafledning.

Ved ovennævnte bør bl.a. vurderes konsekvenserne ved eventuelt ophør af en betydende spildevands-tilledning, ligesom betydningen af spildevands-tilledningen for renseanlæggets processer bør vurderes.

Angående belastningsforløbet for øvrige kilder henvises til afsnit 3.6.1 og 3.6.2.

Med baggrund i de eksisterende forhold, belastningsforløbet, og hvilken reservekapacitet man ønsker renseanlægget udbygget med, kan designgrundlaget for anlægget herefter fastlægges. I den forbindelse tages der bl.a. stilling til, hvilken fleksibilitet anlægget skal have, samt hvorvidt det eventuelt er hensigtsmæssigt at foretage udbygningen i flere etaper.

3.8 Standarddata

Spildevand udviser i praksis meget store variationer såvel i sammensætning som i mængde. Anvendelse af "standarddata" og "typiske erfaringsværdier" må derfor generelt frarådes som grundlag for dimensionering af renseanlæg.

I forbindelse med foreløbige beregninger, indtil det faktiske grundlag er etableret, samt som grundlag for prognoser kan dog benyttes følgende værdier for stof- og hydraulisk belastning baseret på én personækvivalent = PE:

COD	120 g/PE·d
BOD	60 g/PE·d
Kvælstof	12 g/PE·D
Fosfor	4 g/PE·d
Suspenderet stof	75 g/PE·d

Vandmængde (tørvej) 300 l/PE·d

Herudover kan omtrentlige koncentrationer og variationsintervaller for spildevandets indhold af forurenende stoffer findes i /9/.

4. INDSAMLING OG BEHANDLING AF DATA

Stofbelastningen på et renseanlæg fremkommer som produktet af en målt stofkoncentration og en målt hydraulisk belastning for den pågældende prøvetagningsperiode. Kvalitetssikringen af de fremkomne data til beskrivelse af stofbelastningen involverer således kvalitetssikring af disse to faktorer.

Ved kvalitetssikring af data for stofkoncentrationer er der behov for at sikre kvaliteten af hvert enkelt led i fremskaffelsen af disse data, nemlig:

- prøveudtagning
- prøvehåndtering
- prøveanalyse

4.1 Bestemmelse af stofbelastning

4.1.1 Prøveudtagning og -håndtering

I det følgende er diskuteret en række væsentlige forhold i forbindelse med udtagning af repræsentative prøver og håndteringen af disse med henblik på at undgå ændringer i spildevandets sammensætning inden analyse af prøverne.

Prøveudtagningssted

Første led i sikringen af bestemmelsen af en korrekt stofbelastning er, at det sikres, at det valgte prøveudtagningssted er repræsentativt for det tilløbende spildevand.

Flere tilløbs-
ledninger

På de fleste renseanlæg kommer spildevandet til anlægget gennem flere forskellige tilløbsledninger og blandes først i tilknytning til anlæggets tilløbsarrangement. Det er i denne sammenhæng vigtigt at sikre, at spildevandet fra forskellige tilløbsledninger er fuldstændig blandet inden udtagning af prøver.

Alternativt kan prøver udtages fra de enkelte tilløbsledninger og blandes inden analyse. Denne procedure kræver dog, at der er særskilt måling af vandmængden på de enkelte tilløbsledninger til styring af prøvetager og vægtning af de enkelte prøver.

Interne strømme

En ofte forekommende fejlkilde ved udtagning af tilløbsprøver på renseanlæg er tilstedeværelsen af interne strømme på prøveudtagningsstedet. På

renseanlæg er det eksempelvis ofte brugt at gravitere rejeckt vand fra koncentreringsstanke tilbage til indløbsbygværket, hvor det blandes med indkommende spildevand. Ved efterfølgende udtagning af tilløbsprøve af det blandede rejeckt- og spildevand er introduceret en væsentlig fejlkilde. På samme vis kan optræde andre interne renseanlægsstrømme.

For at sikre en repræsentativ tilløbsprøve er det derfor væsentligt at sikre, at der ikke er betydende interne strømme opblandet i spildevandet inden prøveudtagningspunktet. Alternativt kan udtages prøver af eventuelle interne strømme og den sande belastning bestemmes ved opstilling af massebalancer. Herved kan dog introduceres betydelig usikkerhed.

Spildevandet
skal være
opblandet

Endelig må der ved prøveudtagningspunktet sikres en "passende" turbulens, således at partikulært materiale ikke bundfælder.

Prøveudtagningsstedet vil ofte med fordel kunne placeres efter rist og sandfang, hvor risikoen for tilstopning af prøvetagerstuds og -slange er ringest.

Prøvetager

I forbindelse med bestemmelser af stofbelastninger er det af største betydning at sikre, at de anvendte prøvetagere udtager repræsentative prøver.

Krav til
prøvetageren

De væsentligste funktionsprincipper for prøvetagere til opfyldelse af dette er:

- returskyl i prøvetagerslange til sikring af, at der kun tilføres frisk spildevand til prøvebeholderen
- stor hastighed ved prøveindtag til sikring af, at der medtages repræsentativt suspenderet materiale til prøvebeholderen
- stor lysning i prøvetagerslange til sikring af, at også større "klumper" medtages
- kort opholdstid i prøvetagerslange til sikring af, at der ikke sker ændringer i spildevandets sammensætning ved passage af slangen

Prøvetagning ved anvendelse af simple pause/drift-styrede slangepumper uden returskylning, der i dag er temmelig udbredt, må således i almindelighed betegnes som utilfredsstillende.

Vandmængde- proportionale prøver	For at opnå en repræsentativ bestemmelse af stofbelastninger er det nødvendigt at udtage vandmængdeproportionale prøver, hvor den til enhver tid udtagne prøvemængde vægtes i forhold til den tilstrømmende spildevandsmængde.
Tidspropor- tionale prøver	Udtagning af tidsproportionale prøver, hvor der med faste tidsintervaller udtages ens delprøvemængder, kan i almindelighed ikke anbefales, idet der med sædvanligt forekommende døgnvariationer i spildevandssammensætning og -tilstrømning vil kunne foretages markante og ofte systematiske fejlskøn for stofbelastningerne.
Fraktionsprøver	Spildevandsprøver kan enten udtages som samleprøver eller som fraktionsprøver. Ved udtagning af samleprøver samles den i prøvetagningsperioden udtagne spildevandsprøve i én prøveflaske. Ved udtagning af fraktionsprøver opdeles prøvetagningsperioden i en række mindre perioder, og prøvemængden svarende til disse perioder holdes adskilt. Eksempelvis kan en døgnprøve opdeles i 12 fraktionsprøver hver dækkende to timer af døgnet. Belysning af belastningens variation over døgnet kræver således anvendelse af fraktionsprøvetagning. For yderligere belysning af forhold vedrørende prøveudtagning af spildevand henvises til /11/. <u>Prøvehåndtering</u> I forbindelse med håndteringen af prøver fra udtagningstidspunktet til analysetidspunktet er en række forhold af særlig interesse: - prøvetagningsrapport - maksimal henstandstid for prøven - prøvens temperatur - eventuel fraktionering af prøven - eventuel konservering af prøven
Prøvetagnings- rapport	Ved hver prøveudtagning bør udfyldes en prøvetagningsrapport, f.eks. udformet efter DS 203, hvoraf nogle væsentlige forhold i forbindelse med prøvetagningen fremgår.
Prøven opbevares koldt	For at undgå ændringer i prøvens sammensætning under udtagning og inden igangsætning af analyser er det vigtigt, at prøven ikke henstår for længe, og at den såvel under udtagning som ved henstand opbevares koldt (under 5°C og frostfrit).

I analyseforskrifterne "Dansk Standard", DS, anbefales, at prøverne analyseres senest 24 timer efter udtagning. Forhold vedrørende langtidsopbevaring af prøver er i øvrigt belyst i /12/.

Ved udtagning af døgnprøver må prøverne således bringes til laboratoriet umiddelbart efter afslutning af prøveudtagningen. Det er derfor væsentligt, at der på forhånd er truffet aftale med laboratoriet om leveringstidspunkt, så analysearbejdet kan påbegyndes straks ved indlevering af prøven.

Såfremt der skal analyseres på forskellige fraktioner af prøven (bundfældet prøve, filtreret prøve e.a.), må det aftales med laboratoriet, om fraktioneringen bør foretages ved prøveudtagningsstedet eller på laboratoriet.

Ligeledes bør træffes aftale med laboratoriet, om en eventuel konservering af prøven skal ske på stedet eller efter aflevering på laboratoriet.

Prøvetagningsbeholdere samt etikettering af disse rekvireres ofte mest hensigtsmæssigt fra laboratoriet.

4.1.2 Analyser

Godkendte
analyseprocedurer

Ved analyse af de udtagne prøver bør kun benyttes godkendte, velafprøvede procedurer. Nedenfor er for de relevante analyseparametre angivet anbefalet analysemetode med henvisning til Dansk Standard.

For hver analyse er nævnt eventuel særlig prøvehåndtering, mindste prøvemængde, interfererende komponenter samt forventet analysekvalitet. De her angivne forventede analysekvaliteter er baseret på Miljøstyrelsens Referencelaboratoriums erfaringer, beskrevet i /13/.

COD

Anbefalet metode:	DS 217
Prøvemængde:	Mindst 10 ml
Interferens:	Klorid, nitrit, hydrogensulfid, svovldioxid, jern (II)
Relativ standardafv.:	Op til 9% inden for samme laboratorium. Op til 30% mellem forskellige laboratorier.

Ved prøver med faseadskillelse pga. fedt/olieindhold kan der være problemer med udtagning af repræsentativ stikprøve til analyse.

Prøven kan konserveres med syretilsætning og efterfølgende kølig opbevaring i op til en uge.

BOD

Anbefalet metode:	DS/R 254 Automatiske BOD-apparater kan ikke anbefales. Brug af iltelektrode til iltbestemmelse er dog acceptabel. Metoden kan udføres med udelukkelse af bidrag til ammoniak-oxidation (modificeret metode).
Prøvemængde:	2 l ved BOD < $\approx$ 10 mg/l 1 l ved BOD > $\approx$ 10 mg/l
Interferens:	Toksiske stoffer, klor, pH (stærkt afvig.), temperatur, iltoversætning
Relativ standardafv.:	1-22% inden for samme laboratorium. 3-140% mellem forskellige laboratorier.

Ved prøver med faseadskillelse pga. fedt/olieindhold kan der være problemer med udtagning af repræsentativ stikprøve til analyse.

Prøven konserveres helst ikke, men må tilstræbes analyseret umiddelbart efter udtagning.

Total-kvælstof og Kjeldahl-kvælstof

Anbefalet metode:	DS 221 og DS 242
Prøvemængde:	Min. 100 ml
Interferens:	Ved DS 221, afhængigt af koncentrationer, kobber (II), klorid, pH
Relativ standardafv.:	Ca. 5% inden for samme laboratorium. Op til 17% mellem forskellige laboratorier.

Prøven analyseres helst umiddelbart efter udtagning, men kan eventuelt opbevares køligt i 1-2 døgn inden analyse.

Ammoniak-kvælstof

Anbefalet metode: DS 224 og DS 241
Prøvemængde: Min. 25 ml ved DS 224
Min. 200 ml ved DS 241
Interferens: Ved DS 224, afhængigt af koncentrationer, egenfarve, sulfid, kviksølv
Relativ standardafv.: Ca. 2% inden for samme laboratorium.
Op til 15% mellem forskellige laboratorier.
Prøven kan eventuelt konserveres ved frysning.

Nitrat + nitrit-kvælstof

Anbefalet metode: DS 223, evt. DS 230
Prøvemængde: Mindst 300 ml (DS 230)
Mindst 50 ml (DS 223)
Interferens: Aromatiske aminer, kobber (II), iodid, humusstoffer, egenfarve, klorid, stærkt afvigende pH
Relativ standardafv.: Ca. 3% inden for samme laboratorium.
Op til 10% mellem forskellige laboratorier.
Prøven filtreres inden analyse og kan eventuelt konserveres ved frysning.

Total-fosfor

Anbefalet metode: DS 292
Prøvemængde: Mindst 50 ml
Interferens: Egenfarve, silikat, sulfid, nitrit, arsenat, selen (IV), vanadin, jern, fluorid, klorid
Relativ standardafv.: Op til 5% inden for samme laboratorium.
Op til 15% mellem forskellige laboratorier.
Prøven konserveres med syre eller ved køling.

Orthofosfat-fosfor

Anbefalet metode: DS 291
Prøvemængde: Mindst 50 ml
Interferens: Som total-fosfor, men uden klorid

Relativ standardafv.: Op til 30% inden for samme laboratorium.
Op til 50% mellem forskellige laboratorier.

Prøven filtreres inden eventuel syrekonservering.

Suspenderet tørstof og glødetab

Anbefalet metode: DS 207
Prøvemængde: Ca. 100 ml
Relativ standardafv.: Op til 8% inden for samme laboratorium.
Op til 23% mellem forskellige laboratorier.

Prøven analyseres helst umiddelbart, men kølig opbevaring i op til 2 døgn kan accepteres. Konservering ved frysning eller syretilsætning kan ikke anbefales.

Sikring af analysedata

De væsentligste led til sikring af kvaliteten af de fremkomne analysedata er:

- 1) Der anvendes velafprøvede, anbefalede analysemetoder.
- 2) Mulige interferenser på analyserne diskuteres med laboratoriet og vurderes på basis af forhåndkendskab til spildevandsoplandet, herunder især bidrag fra industrier.
- 3) For næringssaltanalyserne gælder, at disse er særligt følsomme over for skjult/ukendt interferens fra spildevandet. For at sikre mod dette bør foretages jævnlig kontrol af analyse, for eksempel ved anvendelse af standardaddition og kontrol for genfindelse.
- 4) Konservering, herunder frysning, undgås i videst muligt omfang. Ved anvendelse af konservering overvejes denne i relation til de aktuelle analyser, og der kan eventuelt foretages særskilt konservering af adskilte delprøver for at tilgodese de enkelte analyseparametre. Forhold vedrørende langtidsopbevaring er nærmere belyst i DS-forskrifterne samt i /12/.

4.2 Bestemmelse af hydraulisk belastning

En nøjagtig bestemmelse af størrelsen og variationen af den hydrauliske belastning af et renseanlæg er væsentlig, dels af hensyn til fastlæggelsen af de korrekte stofmængder, der tilføres anlægget, dels af hensyn til dimensioneringen af de anlægsdele, der dimensioneres direkte på basis af data for den hydrauliske belastning.

4.2.1 Principper for måling af hydraulisk belastning

Metoder til bestemmelse af vandmængder kan overordnet opdeles i følgende grupper:

- 1) Metoder baseret på niveaumåling ved kendt sammenhæng mellem det målte niveau og spildevandsflowet
- 2) Metoder baseret på hastighedsmåling i kendte fuldtløbende, lukkede tværsnit
- 3) Metoder baseret på hastighedsmåling og niveaumåling i åbne tværsnit og ikke-fuldtløbende lukkede tværsnit
- 4) Andre metoder

Gruppe 1 omfatter forskellige metoder opbygget i praksis som overfald (V-formede, rektangulære osv.) eller som målerender (Parshall-, Palmer-Bowlus- og venturirender).

Det overordnede princip er, at målebygværket er opbygget på en sådan måde, at der findes en kendt, veldefineret sammenhæng mellem et eller flere målte niveauer af spildevandet og spildevandsflowet.

Niveaumålinger

Spildevandsniveauet kan måles på en række områder, hvoraf de mest anvendte er

- boblemetoden
- tryktransducere
- ultralyd
- elektrisk aftastning

Hastigheds- målinger

Gruppe 2 omfatter primært tre metoder, hvor spildevandshastigheden måles efter forskellige principper:

- ultralydmålere
- elektromagnetiske målere
- måleblender (venturimeter)

Areal-hastigheds- målinger

Fælles for metoderne er, at spildevandsflowet bestemmes ved multiplikation af en målt middelhastighed og et kendt, fast tværsnitsareal.

Gruppe 3 omfatter metoder, hvor der ved målinger dels bestemmes en middelvandhastighed og dels fastlægges det samtidige strømningsareal, der efterfølgende multipliceres til et målt spildevandsflow.

Vandhastigheden vil her typisk måles elektromagnetisk (eller evt. vha. ultralyd), mens spildevandsniveauet (arealet) måles med boblemetoden, tryktransducere eller ultralyd.

I gruppe 4, der omfatter andre metoder, kan nævnes bestemmelse af spildevandsflowet ved måling af pumpetid med kalibrerede pumper, f.eks. tilløbspumper.

Af andre metoder, der i den aktuelle sammenhæng næppe har den store interesse, kan nævnes anvendelse af sporstoffer til bestemmelse af spildevandshastighed og -flow. Metoden kan især finde anvendelse ved kontrol af eksisterende målere.

Nærmere beskrivelser af måleprincipper, praktiske udformninger m.v. for de nævnte metoder til bestemmelse af spildevandsflow ligger uden for indeholdet af arbejdsgruppens opgave, hvorfor henvises til litteraturen, eksempelvis /14/, /15/, /16/ og /17/ for nærmere uddybning vedrørende disse forhold.

4.2.2 Måleusikkerhed og kvalitetssikring

Måleusikkerheden i forbindelse med måling af den hydrauliske belastning er meget vanskelig at fastlægge. For de fleste ovennævnte metoder gælder, at usikkerheden er meget lille, når metoden afprøves under velkontrollerede forhold, f.eks. i laboratoriet, mens usikkerheden i de fleste tilfælde er betragteligt større ved anvendelse af metoden i forbindelse med løbende drift.

Det er i denne sammenhæng vigtigt at være opmærksom på, at usikkerheden for et givet udstyr ofte er givet i procent af den maksimale måling, således at usikkerheden i den lavere del af området i procent er betydeligt større end i den øvre del af området.

I /14/ er foretaget en sammenstilling af en række undersøgelser estimerede usikkerhed ved anven-

delse af forskellige metoder til måling af flow.

Mindste usikker-
heder i fuldt-
løbende rør

De mindste usikkerheder er fundet ved anvendelse af elektromagnetisk, ultralyds- eller venturi-måling i fuldtløbende rør (gruppe 2). I disse tilfælde findes typisk 2-5% usikkerhed ved måling i middelområdet, og usikkerheder på 10-20% i den nedre del af området (omkring 10% af det maksimale måleområde).

Usikkerheden ved anvendelse af gruppe 1- og gruppe 3-metoder synes generelt at være noget større og kan afhænge stærkt af lokale forhold (udformning, løbende kalibrering, vedligeholdelse osv.). Usikkerheden rapporteres for disse grupper (måling i ikke-fuldtløbende tværsnit) typisk at ligge i intervallet 5-10% ved operation i den midterste del af måleområdet. Ved manglende vedligeholdelse og kalibrering af udstyr vil større usikkerheder let kunne forekomme. Ved måling i den nedre del af måleområdet kan usikkerheden øges markant, idet givne hydrauliske forudsætninger for målemetoderne i dette område ikke længere holder stik. Ved målinger i de nederste 10% af måleområdet rapporteres om usikkerheder op til 50-100% afhængigt af målemetode og lokale forhold.

Transportabelt
måleudstyr

Anvendelse af transportabelt måleudstyr (især måleskod/overfald) synes i denne sammenhæng at være særlig følsomt og stille store krav til kalibrering og tilsyn.

Anvendelse af pumpemetoder, hvor spildevandsflowet bestemmes ud fra pumpetimer med en kalibreret pumpe må generelt betragtes som en meget tvivlsom metode, idet den stiller store krav til kalibreringsprocedure, herunder nøje kendskab til pumpe-karakteristik og fysiske forhold m.v. Det er ikke muligt at angive nogen typisk usikkerhed for anvendelse af denne metode.

De væsentligste led i kvalitetssikringen af data for den hydrauliske belastning er, som det fremgår af ovenstående:

Passende
måleområde

1) Anvendelse af et måleudstyr med passende måleområde, således at væsentlige målinger ikke ligger i et område, hvor den relative usikkerhed på målingen er unødvendigt stor.

Kalibrering,
vedligeholdelse
og kontrol

2) Etablering af en procedure, der sikrer løbende kalibrering, vedligeholdelse og kontrol af måleudstyret.

4.2.3 Krav til måleudstyr

Af hensyn til anvendeligheden af de indkomne data er det vigtigt at sikre, at måleudstyr til fastlæggelse af den hydrauliske belastning er i stand til at sikre registrering af

- døgnvandmængder, hverdage
- døgnvandmængder, weekends
- timevandmængder (maks. og min.), hverdage
- timevandmængder (maks. og min.), weekends

Udstyret skal endvidere være i stand til at sikre måling og registrering af pålidelige data ved tørvejrstilstrømning såvel som ved regnvejrstilstrømning.

Løbende
registrering

Med henblik på at kunne vurdere varigheden af maksimal- og minimaltilstrømninger kan det anbefales at sikre løbende udskrivning af måleudstyrets registrering.

4.3 Specialundersøgelser

I nærværende afsnit er kort omtalt nogle specialundersøgelser (ud over prøvetagning og analyse på den samlede spildevandsstrøm), der vil kunne bidrage værdifuldt som led i etablering af et dimensioneringsgrundlag.

Ved dimensionering af de biologiske processer er to forhold af særlige betydning:

- eventuelt indhold af inhiberende stoffer, der kan hæmme de biologiske processer, især nitrifikationen
- spildevandets egnethed til denitrifikation

Nitrifikationshæmning

En vurdering af, om spildevandet indeholder hæmmende stoffer kan foretages dels som beskrevet i DS 296, DS 297 og DS 298. Ved disse undersøgelser belyses spildevandets hæmmende effekt over for aktiv slams aerobe respiration (iltoptagelse). Til måling af hæmningseffekten over for nitrifikation findes en international standard, ISO/DIS 9509, der også anvendes som Dansk Standard. Ved denne undersøgelse sammenlignes nitrifikationshastigheden i spildevandet med nitrifikationshastigheden i rent vand tilsat ammoniumkvælstof. Nitrifikationen er sædvanligvis den mest følsomme proces i anlægget, hvorfor denne undersøgelse er af særlig interesse.

Denitrifikationshastighed

Spildevandets egnethed til biologisk denitrifikation kan variere markant som beskrevet i afsnit 2.2.4. Den lokalt forekommende hastighed kan belyses ved udførelse af laboratorieforsøg, hvor denitrifikationshastigheden måles i det aktuelle spildevand. Ved udførelse af sådanne forsøg er det muligt at skønne, om et givet spildevand ligger i den ene eller den anden ene af "egnethedsskalaen", hvilket ellers kan være meget vanskeligt på basis af de sædvanlige parametre analyseret i døgnprøver.

Forfældning

Såfremt det overvejes at benytte kemisk fældning af råspildevandet (forfældning), vil det være nødvendigt, at der udføres forsøg med det aktuelle spildevand, idet fældningsprocessen er følsom over for sammensætningen af spildevandet. Forsøg bør så vidt muligt udføres i såvel laboratorieskala som i fuldskala /5/.

Pilotforsøg

Udførelse af pilotforsøg som et led i dimensioneringen af renseanlæg vil foruden at bidrage med en række konkrete dimensioneringsparametre for det givne spildevand også resultere i et øget kendskab til spildevandets sammensætning og variation ud over, hvad der sædvanligvis opnås gennem belastningsundersøgelser. Udførelse af pilotforsøg må således anses som en klart anbefalelsesværdig metode til fastlæggelse af datagrundlag for dimensionering af renseanlæg.

4.4 Databehandling

Med henblik på anvendelse af de indsamlede data som grundlag for dimensionering af et renseanlæg med næringssaltfjernelse er det især væsentligt at anvende en databehandling, der belyser

- fordelingen af belastningen (hyppigheden, hvormed givne belastninger overskrides)
- eventuelle systematiske belastningsvariationer (sæsonvariationer m.v.)

Belastningens statistiske fordeling kan simpelt belyses ved etablering af fraktildiagrammer

Hyppigheds- diagrammer

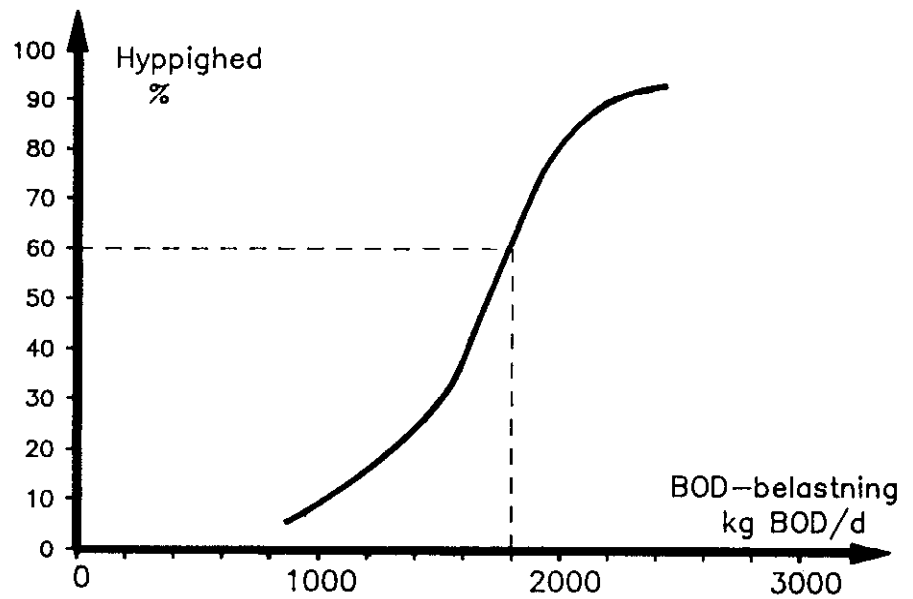
(hyppighedskurver). I figur 4.1 er til illustration vist et fraktildiagram for en BOD-belastning. På basis af kurven er det muligt umiddelbart at se, i hvor stor en del af tiden (i %) belastningen ligger under en vis værdi. Med det her givne eksempel ligger belastningen for eksempel i 60% af tiden under 1800 kg BOD/d (figur 4.1).

Tidsserieplot

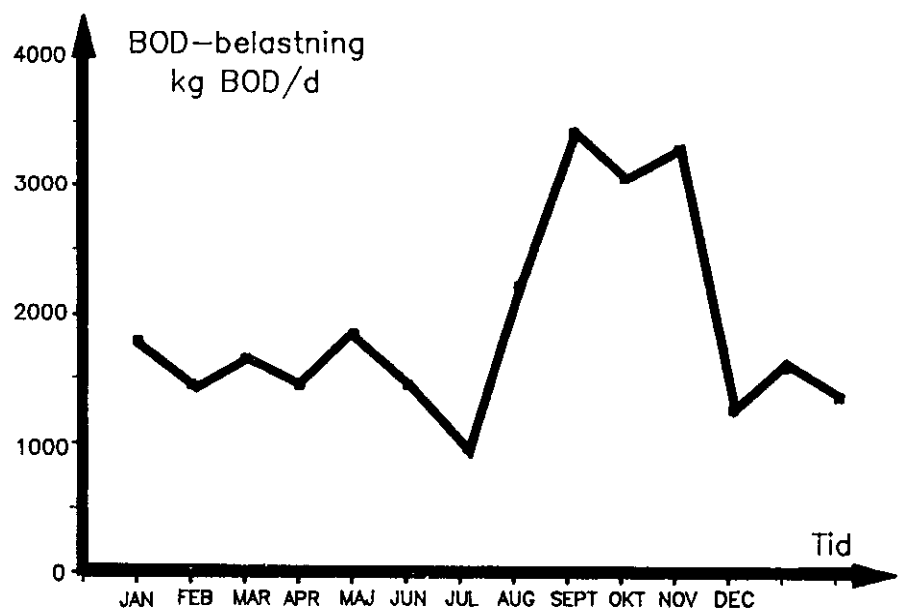
Systematiske variationer i belastningen er meget væsentlige at kende i en dimensioneringssituation. Det er derfor væsentligt at foretage afbildninger af belastningens variation over tiden. På figur 4.2 er vist et eksempel, hvor belastningen er stærkt forhøjet i efterårsmånederne, for eksempel på grund af sæsonbetonede industriudledninger. Sådanne forhold belyses ikke på fraktildiagrammer som figur 4.1.

Afhængigt af anlæggets størrelse kan den tidslige belastningsvariation belyses på forskellige niveauer. Ud over den på figur 4.2 skitserede belastningsvariation over året kan der være særdeles nyttig information at hente ved analyse og afbildning af belastningsvariationen over ugen (inkl. weekend) samt belastningens variation over døgnet.

Afbildning af målte data i fraktildiagrammer og tidsserieplot bør ikke kun ske for de enkelte forureningskomponenter, men også til illustration af variationen i spildevandets sammensætning. Af særlig interesse er i denne sammenhæng variationen i forholdet mellem organisk stof (COD og BOD) og kvælstof, idet størrelsen af dette forhold er af betydning for den biologiske kvælstoffjernelse.



Figur 4.1 Fraktildiagram (hyppighedskurve) for BOD-belastning



Figur 4.2 Tidsdiagram (årsvariation) for BOD-belastning

5. FORSLAG TIL MINDSTE DATAGRUNDLAG

I det følgende er med baggrund i forholdene diskuteret i kapitel 2, 3 og 4 givet et forslag til mindste datagrundlag for dimensionering af renseanlæg med næringssaltfjernelse.

Datagrundlaget er opdelt i to niveauer:

Informations-
minimum

- Et første niveau, der er at betragte som det minimum, der altid bør være til stede ved dimensionering af et renseanlæg til nærings-saltfjernelse, uafhængigt af anlæggets størrelse, udformning m.v.

Supplerende
informationer

- Et andet niveau, der vedrører supplerende informationer, der ikke nødvendigvis bør være til stede som grundlag for dimensionering af alle anlæg, men som ofte med stor fordel vil kunne anvendes ved dimensionering af større anlæg, anlæg med særlig procesudformning, anlæg med særlige oplandsforhold eller andet.

5.1 Minimumsgrundlaget

Minimumsgrundlaget skal sikre to overordnede formål, nemlig:

1. etablering af et procesmæssigt og statistisk tilfredsstillende datagrundlag for parametre, der direkte indgår ved dimensionering af renseanlæg med næringssaltfjernelse, samt
2. etablering af et grundlag for en vurdering af behovet for eventuelle supplerende undersøgelser.

Elementer i mini-
mumsgrundlaget

I minimumsgrundlaget indgår følgende elementer:

- samlet stofbelastning
- samlet hydraulisk belastning
- nedbørsmålinger
- spildevandstemperaturmålinger
- oplandskarakterisering

5.1.1 Samlet stofbelastning

Døgnprøver

Til fastlæggelse af den samlede stofbelastning foreslås udtaget mindst 24 mængdeproportionale døgnprøver af det samlede spildevandsflow ligeligt fordelt over en periode på et år. Prøverne analyseres for parametrene:

Analyseparametre	COD COD, filtreret prøve BOD BOD, filtreret prøve Total kvælstof Ammonium-kvælstof Nitrat+nitrit-kvælstof Total fosfor Ortho-fosfat-fosfor Suspenderet stof Glødetab på suspenderet stof pH Alkalinitet
Hverdage og weekender	I de 24 døgnprøver skal indgå 4-6 weekend-prøver. De resterende prøver skal udtages på skiftende hverdage, således at belastninger på alle ugens hverdage er repræsenteret nogenlunde ligeligt. Såfremt weekend-dage eller andre af ugens dage skiller sig markant ud fra gennemsnittet, må prøvetagningsprogrammet eventuelt udvides for at afklare forholdene nærmere, såfremt informationerne skønnes at kunne påvirke dimensioneringen.
Økonomi	Udgifterne til udførelse af ovennævnte analyseprogram vil overslagsmæssigt beløbe sig til kr. 75.000-100.000. Hertil kommer eventuelle udgifter i forbindelse med prøveudtagning, databehandling, rapportering m.v.
Eksisterende renseprocesser	Såfremt der påtænkes anvendt eksisterende renseprocesser (primære bundfældningstanke, biologiske filtre eller andet) i den fremtidige procesudformning, bør prøvetagnings- og analyseprogrammet udføres, så det belyser indflydelsen af den eksisterende renseproces på ovennævnte analyseparametre. Eksempelvis bør der ved planlagt anvendelse af en eksisterende primær bundfældning udtages og analyseres 24 døgnprøver på såvel tilløb som afløb fra den primære bundfældning.

5.1.2 Samlet hydraulisk belastning

Spildevandsmængde	Til beskrivelse af den samlede hydrauliske belastning foreslås gennem en periode på mindst et år udført daglig registrering af døgnvandmængde samt maksimal og minimal timevandmængde. De hydrauliske data bør registreres kontinuert, således at det er muligt at inddrage varigheden af givne hydrauliske belastninger i dimensioneringen.
-------------------	--

5.1.3 Nedbørsmåling

Nedbør

For at sikre kendskab til sammenhængen mellem nedbør og hydraulisk belastning af anlægget foreslås udført daglig registrering af nedbøren sideløbende med registreringen af den hydrauliske belastning.

Nedbørsmålingen kan i princippet foregå et vilkårligt sted i oplandet, hvorfor der i vid ustrækning vil være mulighed for at anvende eksisterende målere, eksempelvis Spildevandskomiteens regnmålnet, Meteorologisk Instituts regnmålere m.v.

5.1.4 Måling af spildevandstemperatur

Temperaturvariationer

For at sikre kendskab til spildevandstemperaturens variation over året foreslås gennem en periode på mindst et år udført daglig registrering af spildevandets temperatur.

5.1.5 Oplandskarakterisering

Et detaljeret kendskab til det nuværende og forventede fremtidige kloakopland er en nødvendig forudsætning for en hensigtsmæssig renseanlægsudbygning.

Oplandskarakteriseringen bør have tre hovedelementer:

Enkeltkilder

Eksisterende og forventede fremtidige produktions- og spildevandsforhold for industrier med betydende spildevandstillledning bør klarlægges ud fra repræsentative målinger, interviews m.v. Herunder klarlægges også forholdene for betydende tilledninger af eventuelle miljøfremmede stoffer som tungmetaller og lignende. Efter forhandling/drøftelse med den enkelte betydende industritilleder fastlægges nødvendige/hensigtsmæssige ændringer i de eksisterende tilledninger. I denne fase vurderes også konsekvenserne for renseanlægget ved eventuelt ophør af en industritilleddning. For en betydende industritilleder bør der altid foreligge en spildevandstilladelse meddelt med hjemmel i miljøloven omfattende tilladelig afledning, egenkontrol m.v.

Kloaksystemets funktion

For kloaksystemer efter fællesprincippet bør funktionen under regn fastlægges, typisk ved anvendelse af modelværktøj. I tilfælde af, at der af recipientmæssige grunde eller af hensyn til renseanlægget bør/skal etableres ændringer, f.eks. ved at der etableres sparebassiner ved

overløb, bør også det fremtidige bassinregulerende kloaksystems funktion under regn gennemregnes. Herved fastlægges bl.a. størrelsen og varigheden af renseanlæggets hydrauliske belastning under regn.

Kloaksystemets
tilstand

Kloaksystemets tilstand bør undersøges, bl.a. for vurdering af indsivningens størrelse samt behovet for eventuelle saneringer.

5.2 Supplerende undersøgelser

Ud over det i afsnit 5.1 nævnte minimumsgrundlag af informationer kan andre supplerende informationer i forbindelse med dimensionering af rensanlæg komme på tale.

Grænsen mellem minimumsgrundlag og supplerende informationer er flydende, og det vil ofte være sådan, at visse af de her nævnte supplerende informationer vil have karakter af minimumsgrundlag i de enkelte tilfælde.

Behovet for supplerende informationer vil kunne begrundes ud fra en række forhold som eksempelvis

- særlige forhold i oplandet
- skærpede renskrav
- anlæggets størrelse
- særlige procesforhold
- anvendelse af eksisterende anlægsdele

5.2.1 Døgnvariationer

Kendskab til stofbelastningernes variation over døgnet er særlig relevant ved alle større anlæg samt ved alle anlæg med en betydelig andel industribelastning, der vil kunne påvirke døgnbelastningmønstret markant.

Fraktionsprøver

Til belysning af døgnvariationer kan anbefales udtaget 12 stk. 2-timers fraktionsprøver over døgnet. Relevante analyseparametre kan variere af hængigt af lokale forhold. Generelt kan dog anbefales parametrene

COD
COD, filtreret prøve
BOD
BOD, filtreret prøve
Total-kvælstof
Total-fosfor
Suspenderet stof
pH

Døgnvariationen må undersøges et antal gange afhængigt af de lokale forhold.

5.2.2 Undersøgelse for hæmmende stoffer

Undersøgelse af spildevandets eventuelle hæmmende effekt på mikroorganismer fra aktiv slam anlæg, jf. afsnit 4.3, kan dels udføres med det samlede spildevand og dels med spildevand fra eventuelle potentielt problematiske enkeltudledere.

Undersøgelsen er relevant for alle større anlæg og må nærmest opfattes som en del af minimumsgrundlaget, når det overvejes at foretage biologisk samrensning af potentielt hæmmende industri-spildevand med det øvrige byspildevand.

Hæmning af
nitrifikation

Idet nitrifikation generelt er den mest følsomme proces, anbefales det at undersøge eventuelle hæmmende effekter ved anvendelse af den internationale standardprocedure ISO/DIS 9509 omtalt i afsnit 4.3. Proceduren må udføres et antal gange afpasset efter de aktuelle forhold.

5.2.3 Denitrifikationsforsøg

Spildevandets egnethed til biologisk denitrifikation kan vurderes ved udførelse af laboratorieforsøg, jf. afsnit 4.3.

Denitrifikations-
hastighed

Forsøgene er relevante ved alle anlæg, hvor der hersker tvivl om det acceptable i at anvende "standardreaktionshastigheder" ved dimensioneringen, fordi oplandskarakteriseringen indikerer mulighed for denitrifikationshastighed afvigende fra "normalt" observerede middelværdier. Såvel forringede som forbedrede spildevandsegenskaber er i denne sammenhæng af interesse.

Undersøgelsen bør udføres et antal gange afpasset efter de aktuelle forhold.

5.2.4 Pilotforsøg

Procesafprøvning

Ved udførelse af forsøg i pilotskala er det muligt at afprøve en given proces med et givet spildevand og derigennem tilvejebringe de til det specifikke spildevand tilknyttede dimensioneringsparametre. Herved opnås mulighed for en mere præcis dimensionering af anlægget end ved sædvanlig praksis.

Pilotforsøg er i princippet relevante for alle anlæg. Særlig relevans har pilotforsøg dog ved

anlæg med komplekse oplande, muligt problematisk spildevand, usædvanlige procesforhold, skærpede renskrav, større anlæg m.v.

5.2.5 Forfældningsforsøg

Laboratorieforsøg
og fuldskala-
forsøg

Såfremt det påtænkes at anvende forfældning af spildevandet, er det at betragte som en del af minimumsgrundlaget, at der udføres laboratorieforsøg og eventuelt fuldskalaforsøg til belysning af processens effektivitet.

LITTERATUR

- /1/ Winther, Leif m.fl. (1978):
Spildevandsteknik. Polyteknisk Forlag.
- /2/ Laboratoriet for Teknisk Hygiejne:
Noter til kursus i vandrensning. Danmarks Tekniske Høj-
skole.
- /3/ Nielsen, Marinus K., Mogens Henze & Anne Mette Nielsen
(1985):
Kvælstoffjernelse i rensningsanlæg. Stads- og havneinge-
niøren 5.
- /4/ Arvin, Erik & Marinus K. Nielsen (1983):
Fosforfjernelse i rensningsanlæg. Stads- og havneinveniøren
5.
- /5/ Nielsen, Kirsten Sloth & Gert Holm Kristensen (1988):
Primærfældning af spildevand. Stads- og havneingeniøren
4.
- /6/ Tholander, Bent & Marinus K. Nielsen (1977):
Videregående rensning - simultanfældning. Stads- og havne-
ingeniøren 10.
- /7/ Vesilind, Aarne P. (1974):
Treatment and disposal of wastewater sludges. Ann Arbor.
- /8/ Miljøministeriet (1984):
Bekendtgørelse om anvendelse af slam i landbruget. Miljø-
ministerens bekendtgørelse af 14. november 1984.
- /9/ Henze, Mogens (1982):
Husspildevands sammensætning, Stads- og havneingeniøren,
12.
- /10/ Jansen, Jes la Cour, Gert Holm Kristensen, Karin D. Laursen
& Lone Jørgensen (1988):
Temperaturforhold i danske renseanlæg. Stads- og havnein-
geniøren 10.
- /11/ Miljøstyrelsens referencelaboratorium, Vandkvalitetsin-
stituttet, ATV (1978):
Afprøvning af prøvetagerudstyr til spildevand, august 1978.
- /12/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV (1980):
Rapport til Teknologirådet vedrørende langtidsopbevaring
og konservering af vandprøver til kemiske analyser.
- /13/ Miljøstyrelsens Referencelaboratorium, Vandkvalitetsin-
stituttet, ATV (1986):
Kompendium over metoder til vandanalyser. Erfaringer fra
interkalibrering. 1986-12-05.

- /14/ Byggeteknik, Teknologisk Institut (1982): Afløbsledningers vandføringsevne og selvrensningsevne, januar 1982.
- /15/ Institutionen for vattenbyggnad, Kungl. Tekniska Högskolan, Stockholm (1982):
Mätning av avloppsvattenflöde i ledningsnät, avloppspumpstationen och fasta mätanordningar.
- /16/ Metcalf & Eddy (1979):
Wastewater Engineering, McGraw Hill Book Company.
- /17/ DIF, Spildevandskomiteen (1976):
Vandføringsmåling og prøvetagning, november 1976.

4.7.1989/ANS/MINDDATA.GHK (650056)

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 1 : Proces- og funktionsgarantier samt rådgiveransvar

Nr. 2 : Fagligt indhold af renseanlæggets driftsdatabase

Nr. 3 : Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg

Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg

Rapporten angiver et mindste datagrundlag for dimensionering af renseanlæg til sikring af det bedst mulige designgrundlag. Der angives endvidere et forslag til mindsteprogram for prøveudtagning, analyser, oplysninger om opland m.v.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 85,- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8254-3