



## Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg



# Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

## Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

## Rapportserie B:

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

## Rapportserie C:

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



# Norsk Vann

Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar  
Tlf: 62 55 30 30 E-post: [post@norskvann.no](mailto:post@norskvann.no)  
[www.norskvann.no](http://www.norskvann.no)

Forsidefoto: Ole Lien

# Norsk Vann Rapport

## Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar  
Telefon: 62 55 30 30  
E-post: post@norsk vann.no  
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer:  
168 - 2009

ISBN 978-82-414-0305-7  
ISSN 1504-9884 (trykt utgave)  
ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Dato:  
11. mars 2009

Antall sider (inkl. bilag):  
57

Tilgjengelighet:  
Åpen: x  
Begrenset:

### Rapportens tittel:

Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg

### Forfattere:

Hallvard Ødegaard, NTNU / SET AS, Bjørn Rusten, Aquateam AS, Ragnar Storhaug, Aquateam AS og Bjarne Paulsrud, Aquateam AS

### Ekstrakt:

Denne veiledningen er en revisjon av innholdet i TA-525, retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg, tidligere utgitt av SFT. Den gir anvisninger for prosessmessig dimensjonering av rensesanlegg for kommunalt avløpsvann samt for behandling av slam. Det tas utgangspunkt i avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften og i norsk tradisjon innen avløpsrensing og slambehandling. Veiledningen dekker konvensjonelle rensesanlegg for mer enn ca. 50 pe, men omfatter ikke minirensesanlegg og naturbaserte anlegg.

Veiledningen omhandler dimensjoneringsgrunnlag, herunder ulike typer avløpsvann, mengde og sammensetning, og det gis anbefalinger om hydraulisk dimensjonering, dimensjonerende stoffmengder samt om dimensjonering av rensesanlegg for turistområder.

Dimensjonering av enhetsprosesser som kan inngå i et rensesanlegg utgjør en vesentlig del av veiledningen og omfatter metoder for forbehandling og fraseparering av slam, biologiske og kjemiske rensemetoder samt metoder for behandling av slam. Det gis også anbefalinger om hvordan disse enhetsprosessene kan sammenbygges for å oppnå de rensekrav som forurensningsforskriften tilsier.

### Emneord, norske:

Avløpsrenseanlegg  
Rensemetoder  
Dimensjonering

### Emneord, engelske:

Wastewater treatment plant  
Treatment processes  
Process design

## Forord

Norsk Vann utgir med dette veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Veiledningen er basert på de retningslinjer som Statens Forurensningstilsyn (SFT) utga i 1978 og reviderte i 1983 (TA-525).

SFT har tidligere informert Norsk Vann om at de ikke lenger tar ansvaret for ajourhold og videreutvikling av tekniske retningslinjer og veiledninger innen kommunal avløpssektor og har uttrykt ønske om at Norsk Vann tar dette ansvaret. Det er grunnen til at Norsk Vann nå utgir denne veiledningen.

SFTs retningslinjer har vært i bruk helt fram til i dag, men det har vært et stort behov for revisjoner ettersom man har vunnet erfaringer med retningslinjene og ettersom nye prosesser har kommet til. Veiledningen er tilpasset de nye krav til rensing som er nedfelt i forurensningsforskriften.

Flere endringer er gjort i forhold til SFTs retningslinjer. Eksempelvis har man kopiert de tyske retningslinjene for dimensjonering av aktivslamanlegg, som har blitt retningsgivende for denne prosessstypen i resten av Europa. Man har videre bl.a. innført veiledende verdier for dimensjonering av MBBR prosessen (biofilmprosess med bevegelig bærmedium for biofilm) som nå er mye brukt i Norge, og veiledende verdier for dimensjonering av anlegg for hygienisering og stabilisering av slam. Andre dimensjoneringsverdier er endret fordi erfaringer med prosessene tilsier det.

Veiledningen er ment som en hjelp både til de som planlegger og de som prosjekterer renseanlegg i det å sikre at anleggene ikke blir feildimensjonerte, og er ikke å betrakte som godkjenningskrav.

Arbeidet med veiledningen er gjort av en prosjektgruppe bestående av:

|                   |                                         |
|-------------------|-----------------------------------------|
| Hallvard Ødegaard | NTNU / SET AS (ansvarlig prosjektleder) |
| Bjarne Paulsrud   | Aquateam AS                             |
| Ragnar Storhaug   | Aquateam AS                             |
| Bjørn Rusten      | Aquateam AS                             |
| Ole Lien          | Norsk Vann BA                           |

Prosjektgruppen har knyttet til seg en referansegruppe bestående av: Egil Skjelfoss, Cowi AS, John Sirum, Rambøll Norge AS, Lars Magnussen, Norconsult AS og Jan H. Knudsen, Krüger Kaldnes AS. I tillegg er det innhentet høringskommentarer der det har vært naturlig.

Norsk Vanns fagutvalg for avløpsrensing har vært styringsgruppe for prosjektet.

Prosjektet er finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem.

Norsk Vann takker alle som har bidratt i arbeidet med veiledningen.

Hamar, 11. mars 2009

Ole Lien

# Innholdsfortegnelse

|                                                                                              |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                                                | <b>2</b>  |
| <b>Sammendrag</b>                                                                            | <b>5</b>  |
| <b>English summary</b>                                                                       | <b>6</b>  |
| <b>1. Innledning</b>                                                                         | <b>7</b>  |
| 1.1. Generelt                                                                                | 7         |
| 1.2. Veiledningens gyldighet                                                                 | 8         |
| 1.3. Oversikt over enhetsprosesser                                                           | 8         |
| 1.3.1. Forbehandling                                                                         | 8         |
| 1.3.2. Separasjonsmetoder                                                                    | 8         |
| 1.3.3. Biologiske rensemetoder                                                               | 9         |
| 1.3.4. Kjemiske rensemetoder                                                                 | 10        |
| 1.3.5. Slambehandling                                                                        | 10        |
| 1.3.6. Vannføringsmåling og prøvetaking                                                      | 11        |
| 1.4. Valg av rensemetode                                                                     | 11        |
| <b>2. Dimensjoneringsgrunnlag</b>                                                            | <b>13</b> |
| 2.1. Avløpsvannets mengde og sammensetning                                                   | 13        |
| 2.1.1. Generelt                                                                              | 13        |
| 2.1.2. Spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann)                                     | 13        |
| 2.1.3. Industrielt avløpsvann                                                                | 14        |
| 2.1.4. Infiltrasjons- og inlekkingsvann                                                      | 15        |
| 2.1.5. Overvann og overløpsvann                                                              | 15        |
| 2.1.6. Sammensetning av kommunalt avløpsvann                                                 | 16        |
| 2.2. Dimensjonerende tilrenning                                                              | 16        |
| 2.2.1. Prinsipper og definisjoner                                                            | 16        |
| 2.2.2. Bestemmelse av $Q_{dim}$ og $Q_{maksdim}$ på grunnlag av eksisterende vannføringsdata | 17        |
| 2.2.3. Bestemmelse ved overslagsberegninger                                                  | 19        |
| 2.2.4. Avløp fra industri                                                                    | 20        |
| 2.2.5. Belastning fra slamvann                                                               | 20        |
| 2.2.6. Pumping til renseanlegg                                                               | 21        |
| 2.2.7. Utjevning                                                                             | 21        |
| 2.3. Dimensjonerende stoffmengder                                                            | 21        |
| 2.4. Dimensjonering av renseanlegg for turistområder                                         | 21        |
| <b>3. Dimensjonering av enhetsprosesser</b>                                                  | <b>24</b> |
| 3.1. Innledning                                                                              | 24        |
| 3.2. Forbehandling og overløp                                                                | 24        |
| 3.2.1. Forbehandling                                                                         | 24        |
| 3.2.2. Overløp eller annen avlastningsinnretning                                             | 25        |
| 3.3. Separering av slam                                                                      | 26        |
| 3.3.1. Sedimentering                                                                         | 26        |
| 3.3.2. Lamellsedimentering                                                                   | 30        |
| 3.3.3. Flotasjon                                                                             | 31        |
| 3.4. Biologiske rensemetoder                                                                 | 32        |
| 3.4.1. Generelt                                                                              | 32        |
| 3.4.2. Aktivslamprosessen                                                                    | 33        |
| 3.4.3. Rislefilter                                                                           | 38        |
| 3.4.4. Biorotor                                                                              | 40        |
| 3.4.5. MBBR                                                                                  | 41        |
| 3.4.6. Biodammer                                                                             | 43        |

|                  |                                                             |           |
|------------------|-------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.5.             | Kjemiske rensemetoder .....                                 | 44        |
| 3.5.1.           | Beskrivelse .....                                           | 44        |
| 3.5.2.           | Anvendelsesområde .....                                     | 44        |
| 3.5.3.           | Flokkulering .....                                          | 44        |
| 3.6.             | Slambehandling .....                                        | 46        |
| 3.6.1.           | Generelt .....                                              | 46        |
| 3.6.2.           | Dimensjonerende slammengder .....                           | 46        |
| 3.6.3.           | Fortykking .....                                            | 48        |
| 3.6.4.           | Anaerob stabilisering (biogassanlegg) .....                 | 49        |
| 3.6.5.           | Våtkompostering (aerob, termofil stabilisering) .....       | 51        |
| 3.6.6.           | Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering ..... | 51        |
| 3.6.7.           | Pasteurisering + anaerob stabilisering .....                | 52        |
| 3.6.8.           | Termisk hydrolyse + anaerob stabilisering .....             | 52        |
| 3.6.9.           | Anaerob stabilisering + termisk tørking .....               | 53        |
| 3.6.10.          | Kalkbehandling .....                                        | 53        |
| 3.6.11.          | Kompostering .....                                          | 54        |
| <b>Vedlegg 1</b> | .....                                                       | <b>55</b> |
|                  | Forurensninger i overvann og overløpsvann .....             | 55        |
| <b>Vedlegg 2</b> | .....                                                       | <b>56</b> |
|                  | Slamvann .....                                              | 56        |
| <b>Vedlegg 3</b> | .....                                                       | <b>57</b> |
|                  | Referanser .....                                            | 57        |

## Sammendrag

Denne veiledningen gir anvisninger for prosessmessig dimensjonering av renseanlegg for kommunalt avløpsvann samt for behandling av slam. Det tas utgangspunkt i avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften og i norsk tradisjon innen avløpsrensing og slambehandling. Således begrenser veiledningen seg til de prosesser og løsninger som har vært dominerende i Norge i de senere år og som dermed bygger på et gjennomprøvd grunnlag. Veiledningen dekker konvensjonelle renseanlegg for mer enn ca. 50 pe, men omfatter ikke minirensanlegg og naturbaserte anlegg.

Det gis anbefalinger for dimensjonering av de enkelte enhetsprosesser som kan inngå i et renseanlegg samt hvordan disse enhetsprosessene kan sammenbygges for å oppnå de rensekrav som forurensningsforskriften tilsier. Noe av det viktigste ved prosjekteringen av renseanlegg er å foreta en velegnet sammenbygning av ulike prosessenheter. Det gis derfor en kort innføring i oppbygningen av de vanligst benyttede renseprosessene i Norge samt hvilke renseeffekter som kan forventes med disse.

Veiledningen omhandler dimensjoneringsgrunnlag, herunder ulike typer avløpsvann, mengde og sammensetning, og det gis anbefalinger om hydraulisk dimensjonering, dimensjonerende stoffmengder samt om dimensjonering av renseanlegg for turistområder. Dimensjonerende tilrenning,  $Q_{dim}$ , og maksimal dimensjonerende tilrenning,  $Q_{maksdim}$ , danner grunnlaget for den hydrauliske dimensjonering av renseanlegg, og det beskrives hvordan disse størrelsene kan bestemmes, både på grunnlag av målinger og ved overslagsberegning. For dimensjonering etter stoffbelastning tar man utgangspunkt i den prosentandel av døgnene i løpet av et år som skal ha lavere belastning enn dimensjonerende døgn. Den prosentandel (persentil) man velger, vil være avhengig av utløpskravene.

Dimensjonering av enhetsprosesser utgjør en vesentlig del av veiledningen og omfatter metoder for forbehandling og fraseparering av slam, biologiske og kjemiske rensemetoder samt metoder for behandling av slam:

- ◆ Forbehandling av avløpsvann gjennomføres for å fraskille grovere stoffer fra vannet som ellers ville kunne forstyrre de videre behandlingstrinn. Dette kan skje ved håndrensede og maskinrensede rister, siler, samt ved fett- og sandfang. Siler kan for øvrig enten benyttes som eneste rensetrinn eller som forbehandling i et høygradig renseanlegg
- ◆ Under separering av slam gis det dimensjoneringskriterier for sedimentering, lamellsedimentering og flotasjon
- ◆ Biologisk rensing benyttes primært for å redusere avløpsvannets innhold av organisk stoff og nitrogen. Veiledningen omhandler dimensjonering av aktivslamprosessen, rislefilter, biorotor og MBBR-prosessen (Moving Bed Biofilm Reactor).
- ◆ Kjemiske rensemetoder benyttes hovedsakelig til å redusere vannets innhold av fosfor, men vil samtidig redusere innholdet av partikulært og kolloidalt materiale, herunder organisk stoff. Dette skjer ved tilsetning av kjemikalier som fører til utfelling av oppløste stoffer og koagulering av partikulære forurensninger som så separeres fra vannfasen. Flokkulerings- og slamseparasjonsbasseng omhandles i veiledningen.
- ◆ Med bakgrunn i gjødselvarerforskriftens krav til stabilisering og hygienisering av avløpsslam gis det dimensjoneringsveiledning for ulike behandlingsløsninger som benyttes i Norge. I vedlegg 1 - 3 omtales kort forurensninger i overvann og overløpsvann, slamvann fra oppkonsentrering av slam samt aktuelle referanser.

## English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway  
Phone: + 47 62 55 30 30  
E-mail: post@norskvann.no  
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: 168 - 2009  
Report title: Guidance manual for process design of wastewater treatment plants  
Date of issue: 11 March 2009  
Number of pages: 57

Keywords: Wastewater treatment plant  
Treatment processes  
Process design

Authors: Hallvard Ødegaard, NTNU / SET AS  
Bjørn Rusten, Aquateam AS  
Ragnar Storhaug, Aquateam AS  
Bjarne Paulsrud, Aquateam AS

ISBN: 978-82-414-0305-7  
ISSN 1504-9884 (printed edition)  
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

### Summary:

This guidance manual gives recommendations for design of processes in municipal wastewater treatment plants and treatment of sludge. It is based on the wastewater treatment requirements of the Norwegian pollution control regulations and on Norwegian traditions of wastewater and sludge treatment. The guidance manual covers traditional treatment plants for more than 50 p.e. and does not include small package plants or natural systems for wastewater treatment.

The guidance manual deals with the basis for process design, including different kinds of wastewater, quantity and composition, and gives recommendations for hydraulic dimensioning, dimensioning load of substances and also dimensioning of treatment plants for tourist areas.

Recommendations are given for design of different unit processes which can be a part of a treatment plant and include processes for pre-treatment and separation of sludge, biological and chemical treatment and also treatment of sludge. The guidance manual also gives recommendations about how these unit processes can be arranged in order to comply with the treatment requirements of the pollution control regulations.



# 1. Innledning

## 1.1. Generelt

I denne veiledningen gis det dimensjoneringsanvisninger for avløpsrenseanleggs prosessmessige utforming. Det tas utgangspunkt i avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften og i norsk tradisjon innen avløpsrensing. Således begrenser veiledningen seg til de renseprosesser som har vært dominerende i Norge i de senere år.

I avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften er ulike nivåer for rensing av avløpsvann definert (se forurensningsforskriften for eksakte definisjoner):

Primærrensing – som tar sikte på å redusere BOF<sub>5</sub>-mengden i avløpsvannet med minst 20 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 40 mg O<sub>2</sub> /l ved utslipp og redusere SS-mengden i avløpsvannet med minst 50 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 60 mg/l ved utslipp.

Sekundærrensing – som tar sikte på å redusere BOF<sub>5</sub>-mengden i avløpsvannet med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25 mg O<sub>2</sub> /l ved utslipp og redusere KOF<sub>CR</sub>-mengden i avløpsvannet med minst 75 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 125 mg O<sub>2</sub> /l ved utslipp.

Tertiærrensing – som primært tar sikte på fjerning av næringsstoffer

- a. Fosorfjerning tilsvarende en renseeffekt på 90 % av det som blir tilført renseanlegget
- b. Nitrogenfjerning tilsvarende en renseeffekt på 70 % av det som blir tilført renseanlegget

Veiledningen er ikke skreddersydd til avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften ettersom bestemmelsene her er gjenstand for forandringer fra tid til annen. Det tas her sikte på å gi dimensjoneringsanbefalinger for de enkelte enhetsprosessene som kan inngå i renseanlegget samt angi hvordan disse enhetsprosessene kan sammenbygges for å oppnå de rensekrav som forurensningsforskriften tilsier. Noe av det viktigste ved prosjekteringen av renseanlegg er å foreta en velegnet sammenbygning av ulike prosessenheter. Det gis derfor en kort innføring i oppbygningen av de vanligst benyttede renseprosessene i Norge samt hvilke renseeffekter som kan forventes med disse (tabell 1).

I tillegg til den prosessmessige utforming er det en lang rekke faktorer som innvirker på effektiviteten av et avløpsrenseanlegg, som f.eks. avløpsvannets mengde og sammensetning, anleggets konstruktive utforming, grad av automatisering og grad av driftstilsyn. På bakgrunn av dette er det viktig å presisere at bruk av veiledningen alene ikke garanterer for et funksjonsmessig og driftsmessig godt renseanlegg.

Veiledningen er veiledende og ment som en hjelp både til de som planlegger og de som prosjekterer renseanlegg i det å sikre at anleggene ikke blir feildimensjonerte. Det kan imidlertid være grunner til å fravike veiledningen. Dersom man ønsker å fravike de anbefalte dimensjoneringsverdier eller bruke andre metoder enn de veiledningen omfatter, bør imidlertid den som prosjekterer, dokumentere overfor anleggseieren og eventuelt den godkjennende myndighet at den aktuelle dimensjoneringsmåte eller metode er å foretrekke.

Veiledningen behandler de vanligste biologiske og fysisk/kjemiske metoder for rensing av kommunalt avløpsvann i Norge samt metoder for behandling av slam. Det er lagt vekt på at de metoder det gis retningslinjer for, skal ha vært i utstrakt bruk slik at de bygger på et gjennomprøvd grunnlag. I de tilfeller hvor grunnlaget for veiledningen er svakt, er det

gjort spesielt oppmerksom på dette. Veiledningen dekker tradisjonelle anlegg for tilknytninger over 50 pe. Minirenseanlegg og naturbaserte anlegg er ikke omhandlet her fordi minirenseanlegg er prefabrikkerte og sterkt avhengig av den spesifikke tekniske utforming i hvert enkelt tilfelle og naturbaserte anlegg er sterkt avhengig av stedlige forhold (se avsnitt 1.2).

## **1.2. Veiledningens gyldighet**

Veiledningen gir anvisninger for dimensjonering av renseanlegg for kommunalt avløpsvann, dvs. bare sanitært avløpsvann eller en blanding av sanitært avløpsvann og industrielt avløpsvann og/eller overvann. For dimensjonering av renseanlegg kun for behandling av overvann vil deler av veiledningen kunne benyttes, for eksempel belastningstall for dimensjonering av avskillingsenheter.

Det er ingen eksakt "teknisk" nedre grense for bruk av konvensjonelle renseanlegg. Det finnes anlegg (minirenseanlegg) for biologisk, kjemisk og biologisk-kjemisk rensing ned til et enkelt hus (4 - 6 personer) som under forutsetning av riktig dimensjonering og utforming, samt med riktig driftstilsyn og vedlikehold, vil kunne fungere tilfredsstillende. Normalt vil renseanlegg av denne typen være prefabrikkerte enheter og forurensningsforskriftens del 4, § 12-10 har som krav at minirenseanlegg skal ha dokumentasjon som tilfredsstiller NS-EN 12566-3, når de skal benyttes for behandling av sanitært avløpsvann fra bolighus, hytter, turistbedrifter og lignende virksomheter med utslipp mindre enn 50 pe. For å sikre et nødvendig driftstilsyn, er det et krav i § 12-13 i forurensningsforskriften at minirenseanlegget skal drives og vedlikeholdes i henhold til en skriftlig drifts- og vedlikeholdsavtale.

Som en grov regel kan det regnes med at denne dimensjoneringsveiledningen gjelder for konvensjonelle renseanlegg (til forskjell fra renseanlegg som bygger på naturbaserte rensemetoder) belastet med ca. 50 pe som en nedre praktisk grense. I området omkring 50 pe vil det være en glidende overgang til det som benevnes som minirenseanlegg.

For dimensjonering av renseanlegg som bygger på naturbaserte rensemetoder (infiltrasjon, sandfilteranlegg, konstruert våtmarksfilter, etc.), henvises det til veiledningsmateriell om dette.

## **1.3. Oversikt over enhetsprosesser**

I det følgende gis en kort oversikt over de enhetsprosesser som behandles i veiledningen, og det kommenteres på hvilket grunnlag anvisningene er fremkommet. Oversikten er ikke ment å gi en innføring i renseteknikk. Ved behov for dette, vises til lærebøker og håndbøker i faget.

### **1.3.1. Forbehandling**

Forbehandling av kommunalt avløpsvann gjennomføres for å fraskille grovere stoffer fra vannet som ellers ville kunne forstyrre de videre behandlingstrinn. Forbehandlingen kan skje ved håndrensede og maskinrensede rister, siler, samt ved fett- og sandfang.

### **1.3.2. Separasjonsmetoder**

De vanligste separasjonsmetodene innen avløpsrensing er:

- ◆ Siling
- ◆ Sedimentering
- ◆ Flotasjon
- ◆ Filtrering

Siling benyttes dels i forbehandling (grovstilling), dels ved primærrensing (finsiling) og dels for sluttseparasjon (mikrosiling). Mens det er et omfattende erfaringsgrunnlag med hensyn til siling som forbehandlingsprosess, er erfaringsgrunnlaget med hensyn til finsiling for primærrensing mindre og svært lite når det gjelder mikrosiling for sluttseparasjon.

Sedimentering er tradisjonelt den mest anvendte separasjonsmetode ved kommunal avløpsvannrensing og er derfor den separasjonsmetode man har mest erfaring med. Ved små renseanlegg benyttes slamavskillere som bygger på sedimenteringsprosessen. Lamellsedimentering er en variant av sedimentering som i økende grad har blitt tatt i bruk. Det samme gjelder flotasjon og filtrering. Det er likevel et mindre omfattende erfaringsgrunnlag med disse metodene enn med sedimentering.

For dimensjoneringen av separasjonsreaktorer har man tradisjonelt benyttet den hydrauliske flatebelastningen ( $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{time} = \text{m/time} - \text{overflatebelastning}$ ) ved sedimentering og flotasjon, og filterhastighet ved siling og filtrering. For bassenger for avskilling av aktivt slam må det i tillegg tas hensyn til slammets fortykkelseegenskaper (slamkonsentrasjon og slamvolumindeks).

Det skal presiseres at effektiviteten av et separasjonsbasseng i svært høy grad vil være betinget av konstruktive forhold ved innløps- og utløpsarrangementet, samt slamavdrag. For at anlegget skal fungere som planlagt, basert på de anvisninger som angis her, forutsettes at særlig hensyn tas ved den konstruktive utformingen for å oppnå så korrekte strømningsforhold som mulig.

Både for lamellsedimentering, flotasjon, filtrering og mikrosiling gjelder at disse separasjonsteknologiene i stor grad er preget av de kommersielle løsninger som er på markedet og at det derfor kan være stor variasjon i den dimensjonering som de enkelte leverandører legger til grunn.

### **1.3.3. Biologiske rensemetoder**

Biologiske rensemetoder brukes primært for å redusere avløpsvannets innhold av organisk stoff og nitrogen. Biologiske metoder kan også benyttes for fosforfjerning, men det er liten tradisjon for biologisk fosforfjerning i Norge, og derfor blir ikke slike anlegg omtalt i veiledningen. Der det er naturlig (aktivslamanlegg med næringsstoff-fjerning), vil vi likevel kommentere hvordan anlegg for biologisk fosforfjerning kan tilpasses og dimensjoneres.

Det er i denne veiledningen gitt dimensjoneringsdata for aktivslamanlegg, biofiltre, biorotorer og MBBR-anlegg (anlegg med suspendert bæremateriale for biofilm). Biodammer faller inn under naturbaserte anlegg, men veiledende retningslinjer vil likevel bli kort omtalt ettersom slike anlegg gjerne kan benyttes som for- eller etterbehandling til konvensjonelle anlegg.

Biologiske renseprosesser er temperaturavhengige, og det er tatt hensyn til dette ved å gjøre dimensjoneringen avhengig av vannets temperatur.

Dimensjonering av biologiske renseprosesser er avhengig av hva man ønsker å oppnå. Man har valgt å skille mellom tre tilfeller:

- a. Hoveddelen av avløpsvannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff skal fjernes, dvs.  $< 25 \text{ mg BOF}_5/\text{l}$  i effluenten eller 70 % renseseffekt mht.  $\text{BOF}_5$
- b. Hoveddelen av avløpsvannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff skal fjernes, samt overføring av avløpsvannets innhold av ammonium til nitrat (nitrifikasjon), dvs.  $< 15 \text{ mg BOF}_5/\text{l}$  og  $< 3 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  i effluenten
- c. Hoveddelen av nitrogen skal fjernes, dvs.  $> 70 \%$  fjerning

Når det gjelder biologiske prosesser finnes det nå flere som er spesifikke for enkelte leverandører gjennom patentering (for eksempel den såkalte MBBR-teknologien - Kaldnesprosessen). De enkelte leverandører har egne dimensjoneringsretningslinjer som kan avvike fra de som her blir anvist. Veiledningen bygger på den erfaring man har med de enkelte metodene i Norge.

Det blir gitt anvisninger for dimensjonering av aktivslamprosesser så vel som for biofilmprosesser. I Norge har biofilmprosesser (spesielt den såkalte MBBR-prosessen) fått en dominerende stilling, mens aktivslamprosessene er dominerende i mange andre land. Når det gjelder aktivslamprosesser, bygger de anvisningene som her blir gitt, på de tyske dimensjoneringsretningslinjene (ATV – DVWK - A 131) og det henvises til disse for mer detaljert dimensjoneringsanvisning, spesielt hva angår fjerning av nitrogen i aktivslamanlegg og biologisk fosforfjerning i aktivslamanlegg.

Ved biologisk rensing etter aktivslammetoden er det av særlig viktighet at dimensjoneringen av separasjonsbassenget (vanligvis sedimentering) sees i sammenheng med dimensjoneringen av luftetanken (se avsnitt 3.3.1).

#### **1.3.4. Kjemiske rensemetoder**

Kjemisk felling benyttes hovedsakelig for å redusere vannets fosforinnhold, men vil samtidig redusere vannets innhold av partikulært og kolloidalt materiale - herunder organisk stoff.

For kjemisk felling er det gitt retningslinjer for flokkulerings- og slamseparasjonsbasseng.

Det skal presiseres at et godt resultat ved kjemisk felling i svært høy grad vil være avhengig av de kjemiske betingelser som fellingen skjer under. Korrekt dimensjonerte flokkulerings- og separasjonsbasseng vil ikke alene garantere for et godt renseresultat dersom de kjemiske betingelser i form av fellings-pH og doseringsmengde ikke er gunstige.

Nødvendig oppholdstid ved flokkulering er avhengig av hvilket fellingskjemikalium som brukes. Det vil imidlertid ofte være ønskelig med fleksibilitet hva angår valg av fellingskjemikalium, og man bør i så fall dimensjonere slik at man er "på den sikre siden".

De fleste kjemiske renseanlegg i Norge er basert på at rådgivere har planlagt oppbygningen av anlegget ved å sette sammen de enkelte enhetsprosesser (kjemikalieinnblanding, flokkulering, flokkseparasjon). I større grad enn tidligere foreligger det nå på markedet ferdigkonstruerte, kommersielle løsninger for kjemisk felling (eksempelvis Densadeg, Actiflo etc.). Den enkelte leverandør av slike systemer har egne dimensjoneringsretningslinjer som kan avvike fra de som her blir anvist.

#### **1.3.5. Slambehandling**

Det er gitt retningslinjer for fortykking, hygienisering og stabilisering av slam. Avvanning er i all vesentlig grad basert på maskinell utrustning som dimensjoneres av utstyrsleverandøren.

Det er dessuten gitt veiledende verdier for dimensjonerende slammengder samt modeller for beregning av dette. For dimensjonering av fortykkere finnes mer presise dimensjoneringsmåter enn de som er gitt her. Disse må imidlertid baseres på forsøk med det aktuelle slammet.

Ved utforming og dimensjonering av slambehandlingsanlegg er det særlig viktig at man tar hensyn til hvordan driften av slambehandlingsdelen i renseanlegget kan influere på

vanddelen av renseanlegget og dermed på renseeffekten. Dette gjelder særlig ved mottak av septikslam og tilbakeføring av slamvann fra fortykkere, avvanningsutstyr, etc.

#### **1.3.6. Vannføringsmåling og prøvetaking**

Avløpsmengden som passerer renseprosessen, eller som avlastes i overløp i eller ved renseanlegget, skal kunne måles. Det anbefales å benytte et anerkjent målesystem (for eksempel elektromagnetisk gjennomstrømningsmåler eller åpne renner eller overløp) som er beskrevet i standarder og håndbøker. Ved prosjektering og bygging er det av stor betydning at alle krav til fysisk utforming som er definert i aktuelle standarder og håndbøker, blir overholdt.

Følgende generelle krav gjelder for prøvetakingspunktet på hhv. innløp og utløp:

- ◆ Prøvetakingspunktet skal ha god omrøring og hele vannstrømmen (innløp/utløp) skal fanges opp i punktet
- ◆ Prøvetakingspunktet på innløpet skal plasseres oppstrøms eventuelle returstrømmer

I tilfeller der ikke hele vannstrømmen kan fanges opp i prøvetakingspunktet (gjelder både innløp og utløp), må det benyttes flere prøvetakingspunkter slik at det blir tatt prøve av hele vannstrømmen.

#### **1.4. Valg av resemetode**

Rensemetsode bør velges ut fra anvisningene i forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften), i utslippstillatelse og ut fra de lokale forhold. Det er av fundamental betydning for funksjon og økonomi at både valget av metode og dimensjoneringen baserer seg på reelle opplysninger om avløpsvannets mengde og sammensetning. Valget er også avgjørende for om en kan tilfredsstille kravene i avløpsbestemmelsene i forurensningsforskriften eller i utslippstillatelsen. Slike forhold bør så langt som mulig klarlegges på planleggingsstadiet.

I tabell 1.1 er det gitt en oversikt over hvilke renseeffekter som kan påregnes ved aktuelle prosesskombinasjoner. Disse renseeffekter gjelder for det tilfelle at man har et "normalt" kommunalt avløpsvann med konsentrasjoner omkring 175 mg SS/l, 150 mg BOF<sub>5</sub>/l, 4,5 mg tot P/l og 30 mg tot N/l. Det er også forutsatt at variasjonene i tilrenningen ikke er altfor store, at industritilknytninger med negativ påvirkning ikke forekommer og at driftstilsynet ved anlegget er godt. Dette er forhold som i stor grad kan påvirke driftsstabiliteten ved anleggene. De ulike prosesskombinasjoner kan ha ulik evne til stabil drift uten at dette går fram av tabell 1.1. Avgjørende i denne sammenheng er anleggenes størrelse, antall parallelle linjer, fleksibilitet når det gjelder føringen av avløpsvannet gjennom anlegget osv.

Tabellen dekker ikke alle prosesskombinasjoner som kan forekomme, men gir et utvalg av de som er mest benyttet i Norge.

Tabell 1.1. Oversikt over forventede restkonsentrasjoner og renseeffekter ved ulike prosesskombinasjoner

| Grunnlag for angivelsene (spesifikk belastning):<br>Q = 400 l/pd, BOF <sub>5</sub> = 60 g/pd, SS = 70 g/pd, Tot P = 1,8 g/pd, Tot N = 12 g/pd<br>BOF <sub>5</sub> = 150 mg/l, SS = 175 mg/l, Tot P = 4,5 mg/l, Tot N = 30 mg/l |                 |        |         | SS                                           | SS        | BOF <sub>5</sub>                          | BOF <sub>5</sub> | Tot P                                                               | ToT P     | Tot N     | Tot N     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|--------|---------|----------------------------------------------|-----------|-------------------------------------------|------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
|                                                                                                                                                                                                                                |                 |        |         | Restkons.                                    | Renseeff. | Restkons.                                 | Renseeff.        | Restkons.                                                           | Renseeff. | Restkons. | Renseeff. |
|                                                                                                                                                                                                                                |                 |        |         | mg/l                                         | %         | mg/l                                      | %                | mg/l                                                                | %         | mg/l      | %         |
| Mekanisk                                                                                                                                                                                                                       | Grovsiling      | [FB]   |         | 150-175                                      | 10 - 20   | 120-140                                   | 10 - 20          | 3,5 - 4,5                                                           | 5 - 15    | 28 - 30   | 0 - 10    |
|                                                                                                                                                                                                                                | Slamavskilling  | [FB/S] |         | 90 - 130                                     | 35 - 55   | 100-125                                   | 15 - 25          | 3,0 - 4,0                                                           | 10 - 20   | 25 - 28   | 5 - 15    |
|                                                                                                                                                                                                                                | Primærrensing   | [FB]   | [S]     | 80 - 120                                     | 40 - 60   | 100-125                                   | 15 - 25          | 3,0 - 4,0                                                           | 10 - 20   | 25 - 28   | 5 - 15    |
| Kjemisk                                                                                                                                                                                                                        | Primærfelling   | [FB]   | ↓       | [F]                                          | [S]       | 20 - 30                                   | 80 - 85          | 35 - 55                                                             | 65 - 75   | 0,3 - 0,6 | 85 - 95   |
|                                                                                                                                                                                                                                | Sekundærfell.   | [FB]   | [S]     | ↓                                            | [F]       | [S]                                       | 15 - 20          | 85 - 90                                                             | 30 - 50   | 70 - 80   | 0,3 - 0,6 |
| Biologisk                                                                                                                                                                                                                      | Aktivslampros.  | [FB]   | [S]     | [AS]                                         | [S]       | 15 - 30                                   | 80 - 90          | 15 - 35                                                             | 85 - 90   | 2,5 - 3,5 | 40 - 50   |
|                                                                                                                                                                                                                                | Biofilmpros.    | [FB]   | [S]     | [BF]                                         | [S]       | 15 - 30                                   | 80 - 90          | 15 - 35                                                             | 85 - 90   | 3,0 - 4,0 | 30 - 40   |
| Biologisk/<br>kjemisk<br>m/P-fjerning                                                                                                                                                                                          | Forfelling      | [FB]   | ↓       | [F]                                          | [S]       | 15 - 25                                   | 85 - 90          | 10 - 25                                                             | 90 - 95   | 0,3 - 0,6 | 85 - 95   |
|                                                                                                                                                                                                                                | Simultanfelling | [FB]   | [S]     | ↓                                            | [AS]      | [S]                                       | 15 - 25          | 85 - 90                                                             | 15 - 35   | 80 - 90   | 0,5 - 0,8 |
|                                                                                                                                                                                                                                | Mellomfelling   | [FB]   | [S]     | [BF]                                         | ↓         | [F]                                       | [S]              | 10 - 20                                                             | 90 - 95   | 10 - 25   | 90 - 95   |
|                                                                                                                                                                                                                                | Etterfelling    | [FB]   | [S]     | [AS/BF]                                      | [S]       | ↓                                         | [F]              | [S]                                                                 | 10 - 20   | 90 - 95   | 10 - 25   |
| Biologisk/<br>kjemisk m/<br>P+N-fjerning                                                                                                                                                                                       | For-DN AS       | [FB]   | [DN-AS] | [N-AS]                                       | [S]       | ↓                                         | [F]              | [S]                                                                 | 10 - 20   | 90 - 95   | 5 - 15    |
|                                                                                                                                                                                                                                | Etter-DN BF     | [FB]   | ↓       | [S]                                          | [N-BF]    | ↓                                         | [DN-BF]          | ↓                                                                   | [F]       | [S]       | 10 - 20   |
|                                                                                                                                                                                                                                | Komb-DN BF      | [FB]   | [DN-BF] | [N-BF]                                       | ↓         | [DN-BF]                                   | ↓                | [F]                                                                 | [S]       | 10 - 20   | 90 - 95   |
| FB – forbehandling<br>S – separasjon<br>F – flokkulering                                                                                                                                                                       |                 |        |         | AS – aktivslamprosess<br>BF – biofilmprosess |           | N – nitrifikasjon<br>DN – denitrifikasjon |                  | ↓<br>Tilsetning av fellingsmiddel<br>↓<br>Tilsetning av karbonkilde |           |           |           |

## 2. Dimensjoneringsgrunnlag

### 2.1. Avløpsvannets mengde og sammensetning

#### 2.1.1. Generelt

Kommunalt avløpsvann er sammensatt av:

Spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann): Avløpsvann som i hovedsak skriver seg fra menneskers stoffskifte, og fra husholdningsaktiviteter, herunder avløpsvann fra vannklosett, kjøkken, bad, vaskerom eller lignende. Sanitært avløpsvann slippes ut fra husholdninger, serviceinstitusjoner, sanitæranlegg i industribedrifter og lignende.

Industrielt avløpsvann (industriavløp): Avløpsvann som har vært benyttet til industrielle formål. Det industrielle avløpsvannet kan inneholde partikulært eller oppløst stoff (prosessvann) eller være oppvarmet (kjølevann).

Overvann: Overflateavrenning (regnvann, smeltevann) fra gårdsplasser, gater, takflater osv. som avledes på overflaten. Overvann transporteres i overvannsledning (separatsystem) eller sammen med spillvann (fellessystem).

Sammensetningen av kommunalt avløpsvann er i høy grad avhengig av hva slags ledningssystem som forefinnes eller planlegges. Avløpsvannet (spillvann) i et separatsystems spillvannsledning er sammensatt av sanitært avløpsvann, industriavløp, infiltrasjonsvann og nedbørvhengig innlekking.

Avløpsvannet i en fellessystemledning er sammensatt av sanitært avløpsvann, infiltrasjons- og innlekkingsvann og eventuelt industriavløp. I tillegg vil man ved regnvær og snøsmelting få tilført overvann. Ved regnvær får man også økt forurensningstransport på grunn av at avsatt slam blir revet løs ved høyere vannføringer.

Når ledningsnettets ikke har tilstrekkelig kapasitet, vil denne blandingen av overvann, løsspylte røravsetninger og spillvann avlastes til resipienten via overløp. Dette vannet kalles overløpsvann.

#### 2.1.2. Spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann)

Spillvann fra husholdninger oppstår ved bruk av vann til alminnelige formål (matlaging, vask, oppvask, bad, klosett etc.) i husholdningen. Tilsvarende avløpsvann fra institusjoner, sykehus, skoler, servicevirksomhet og industrier er også inkludert i dette begrepet.

Målinger av vannforbruk som er gjort i områder der det er installert vannmåler, indikerer at vannforbruket normalt ligger i området 130 -150 l pr. person i døgnet (l/p·d) og sjelden overstiger 200 l/p·d.

Når man ikke har målinger som tilsier noe annet, anbefales det likevel at den spesifikke spillvannsmengde for husholdninger ikke settes lavere enn:

**200 l/p·d**

I de tilfeller flere institusjoner og servicevirksomhet produserer en vesentlig del av den totale avløpsmengde, bør målinger av avløpsmengde eller vannforbruk og dets variasjoner utføres. For institusjoner, servicevirksomhet eller annet som produserer en mindre del av den totale spillvannsmengde, eller der målinger vanskelig lar seg gjennomføre, kan belastningstall i henhold til tabell 2.1 brukes. Tabell 2.1 angir kun omregningsfaktorer for hydraulisk belastning. Spesifikke verdier for beregning av organisk belastning er gitt i NS 9426 "Beregning av personekvivalenter (pe) i forbindelse

med utslippstillatelse for avløpsvann". For enkelte typer av virksomhet kan det være aktuelt å bruke andre faktorer ved tilsvarende beregning av organisk belastning. Bestemmelse av disse verdiene må gjøres i hvert enkelt tilfelle ut fra kjennskapet til avløpet fra den aktuelle virksomhet.

Når en for et rensedistrikt skal beregne det totale avløp fra fast bosatte og fra de ulike typer virksomheter innen rensedistriktet, må en påse at andelen fra de faste bosatte ved institusjoner o.l. ikke blir medregnet to ganger.

*Tabell 2.1. Omregningsfaktorer for hydraulisk belastning fra institusjoner, servicevirksomhet o.l.*

| Type virksomhet                                                | Hydraulisk belastning  |
|----------------------------------------------------------------|------------------------|
| Barneskoler, ungdomsskoler og videregående skoler <sup>1</sup> | 40 l/elev·døgn         |
| Arbeidsplasser                                                 | 80 l/ansatt·døgn       |
| Sykehus inkl. betjening                                        | 625 l/seng·døgn        |
| Pleiehjem, sanatorium <sup>2</sup>                             | 450 l/seng·døgn        |
| Hoteller, høy standard <sup>2</sup>                            | 500 l/overnattingsdøgn |
| Hoteller, midlere standard, pensjonater <sup>2</sup>           | 275 l/overnattingsdøgn |
| Hytter, høy standard (dusj, WC, oppvaskmaskin)                 | 150 l/gjestedøgn       |
| Hytter, innlagt vann, uten WC                                  | 75 l/gjestedøgn        |
| Restauranter, kafeer                                           | 100 l/stol             |
| Svømmehaller                                                   | 100 l/besøkende        |
| Forsamlingslokaler                                             | 6 l/sitteplass         |

<sup>1)</sup> Skoler og forsamlingslokaler med svømmehaller vil gi en hydraulisk tilleggsbelastning som må vurderes i hvert enkelt tilfelle

<sup>2)</sup> Ansatt som bor fast, regnes som 1 pe og kommer i tillegg til de oppgitte tabellverdier

### 2.1.3. Industrielt avløpsvann

Med industrielt avløpsvann menes avløpsvann fra industriprosesser og ikke avløpsvann fra kantiner, kontorer, toaletter etc., og "rent" avløpsvann (for eksempel kjølevann). Kjølevann og annet ikke forurenset avløpsvann skal i så stor utstrekning det er praktisk gjennomførbart, separeres fra annet avløpsvann og ikke ledes inn på kommunale spillvannsledninger. Om avløpsvann fra kontorer, kantiner etc., se foregående avsnitt.

Når industrielt avløpsvann ledes inn på kommunalt avløpssystem (ledningsnett og renseanlegg), kan problemer av ulike slag oppstå. Mengde prosessavløpsvann og dets variasjoner fastlegges gjennom målinger og kartlegging av de industrielle avløpsforholdene. Man bør særlig være oppmerksom på intermittente prosesser med satsvise utslipp. Det finnes i faglitteraturen oppgaver over industrielle avløpsmengder. Det advares imidlertid mot ukritisk bruk av slike data. Målinger bør utføres i hvert enkelt tilfelle.

Det kan ikke gis noen generelle retningslinjer for det industrielle avløpsvannets mengde og sammensetning idet dette endrer karakter fra industri til industri. I vedlegg 3 er det imidlertid gitt en oversikt over referanser til bruk ved vurdering av grenseverdier ved påslipp til kommunalt nett. I disse referansene er det gitt en oversikt over vanlige problemer som kan oppstå ved påslipp av ulike typer industriavløp.



## **2.1.4. Infiltrasjons- og innlekkingsvann**

### *2.1.4.1. Generelt*

Man skiller mellom følgende typer innlekking:

*Infiltrasjonsvann* ( $Q_i$ ) benyttes i betydningen grunnvann som infiltreres på ledningen via skjøter og eventuelt gjennom rørvegg og kan i boligområder settes tilnærmet lik natt-tilrenningen under tørrvær. Infiltrasjonsvannmengden er bl.a. avhengig av rørtype, skjøtemetode, rørdimensjon og jordart. For samme ledningsstandard vil infiltrasjonsvannmengdene variere med grunnvannspeilets nivå.

*Nedbøravhengig innlekking* ( $Q_{ned}$ ) er vann som ledes inn på separat spillvannsledning på grunn av feilkobling av sluk, taknedløp, drenering og overvann fra utette kummer. Alle kjente målinger i separate spillvannsnett indikerer entydig at mengden nedbøravhengig lekkasjevann er sterkt undervurdert. Mengdene kan uten tvil reduseres betraktelig, i første rekke gjennom effektiv kontroll. Variasjonene er så store fra ledning til ledning at man bare kan danne seg et riktig bilde av lekkasjevannets størrelse ved måling.

### *2.1.4.2. Overslagsberegning av mengde infiltrasjons- og innlekkingsvann*

For overslagsberegninger er det i det følgende angitt verdier som gjennomsnittstall. Det presiseres at store avvik fra disse verdiene kan forekomme. Tallene må derfor brukes med omhu. Infiltrasjonsvannmengden er som nevnt i foregående avsnitt, avhengig av en rekke lokale forhold. Ved ellers like betingelser, vil infiltrasjonsvannmengden være avhengig av ledningslengde og ledningsdiameter.

Normalt angis infiltrasjonsvannmengder som vannmengde pr. km ledningslengde. Dersom det ikke foreligger tilstrekkelig data for ledningsnettet, kan infiltrasjonsvannmengden beregnes på grunnlag av rensedistriktets befolkning. For nye ledninger bør man ikke forutsette lavere infiltrasjonsvannmengde enn 0,2 l/s pr. km ledning dersom man ikke har målinger som viser at infiltrasjonen er mindre. Normalt tilsvarer denne infiltrasjonen ca. 100 l/p·d. Ved eldre ledningsnett varierer infiltrasjonsvannmengden mye. Det er ikke uvanlig at den kan komme opp i 1,0 l/s pr. km ledningslengde eller tilsvarende ca. 500 l/p·d. Dersom det ikke foreligger målinger, bør det ikke velges verdier under 0,4 l/s pr. km. ledningslengde. Normalt tilsvarer dette ca. 200 - 300 l/p·d, avhengig av urbaniseringsgrad.

På grunn av de store vanskelighetene med å beregne infiltrasjonsvannmengde, anbefales det at målinger utføres. Bruk av kontinuerlige målere for måling av vannføring i avløpsrør er mest hensiktsmessig. Også enkle målinger gir bedre grunnlag enn gjetninger. Som eksempel på grove metoder for å måle infiltrasjonsvannmengder kan nevnes "stikkprøve"-målinger av avrenningen nattetid, eller å måle konsentrasjonen av forurensninger i avløpsvannet (jo lavere konsentrasjon – jo større infiltrasjon). Når infiltrasjonen bare måles noen få ganger, er det viktig å være klar over at infiltrasjonen kan variere mye over året.

Nedbøravhengig innlekking er ikke mulig å beregne. Det må derfor gjøres observasjoner av vannføring i spillvannsledningen i samband med nedbør. Den nedbøravhengige innlekkingen kan være meget stor, i størrelsesorden 3-30 ganger spillvannsavrenningen.

## **2.1.5. Overvann og overløpsvann**

Med overvann mener man det avløp som ved nedbør eller snøsmelting renner av fra gater, veier og andre overflater. Overvannet inneholder store mengder suspendert stoff, overveiende av uorganisk karakter (sand, leire etc.), mens innholdet av nedbrytbart organisk stoff og fosfor er forholdsvis beskjedent sett på årsbasis. Organisk stoff kan imidlertid opptre i høye konsentrasjoner over korte tidsrom. For å klare utslippskravet, vil

det i mange tilfeller kunne bli nødvendig å rense også overvann og/eller overløpsvann. Det henvises til vedlegg 1 som angir forurensningsmengder i overvann og overløpsvann.

### **2.1.6. Sammensetning av kommunalt avløpsvann**

#### *2.1.6.1. Kjemisk sammensetning*

For spillvann fra husholdninger kan en regne med følgende spesifikke forurensningsmengder:

|                                               |            |
|-----------------------------------------------|------------|
| Biokjemisk oksygenforbruk (BOF <sub>5</sub> ) | 60 g/pe·d  |
| Kjemisk oksygenforbruk (KOF)                  | 120 g/pe·d |
| Fosfor (P)                                    | 1,8 g/pe·d |
| Nitrogen (N)                                  | 12 g/pe·d  |
| Suspendert stoff (SS)                         | 70 g/pe·d  |

Konsentrasjonene i vannet vil være avhengig av hvor mye lekkasjevann som fortynner det opprinnelige avløpsvannet. Dette gjør at om forurensningsmengdene er omtrent de samme, så kan de gjennomsnittlige konsentrasjonene variere mye fra sted til sted, og på et gitt sted kan konsentrasjonene også oppvise store variasjoner fra dag til dag.

I henhold til forurensningsforskriften defineres 1 personekvivalent (pe) som følger:

*1 pe = den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk målt over 5 døgn, BOF<sub>5</sub>, på 60 g oksygen per døgn.*

#### *2.1.6.2. Temperatur*

Avløpsvannets temperatur er i første rekke avhengig av mengden lekkasjevann. Klimaforholdene er av mindre betydning. Under snøsmelting om våren kan lekkasjevannet ha en temperatur nær 0 °C.

Uten lekkasjevann vil man selv vinterstid kunne få en temperatur i avløpsvannet på over 10 °C, men ved stor andel lekkasjevann må man regne med temperaturer på 5 °C og derunder.

Om man ikke har målinger som tilsier noe annet, bør man ikke dimensjonere for høyere temperatur enn 10 °C.

## **2.2. Dimensjonerende tilrenning**

### **2.2.1. Prinsipper og definisjoner**

Konsesjonsmyndighetenes målsetting for resipienten vil være grunnlaget for valg av renseprinsipp og utforming av renseanlegget.

Ved dimensjonering av renseanlegget er det derfor viktig at en skaffer seg oversikt over alle forurensningskilder innen det distrikt renseanlegget skal betjene. Det totale utslipp til resipienten vil foruten renseanleggets funksjon også være avhengig av ledningsnettets evne til å transportere forurensning fram til anlegget, og til å holde fremmedvann (f.eks. grunnvann) ute av systemet. Dette innebærer at en også må vurdere ledningsnettets utforming og kvalitetsstandard for å oppnå en optimal utforming av renseanlegget. Ofte vil det være nødvendig med tiltak på ledningsnettet for å tilfredsstille målsettingen for resipienten.

For hydraulisk dimensjonering av renseanlegg benyttes følgende definisjoner:

- ◆  $Q_{dim}$  - *dimensjonerende tilrenning ( $m^3/time$ )* er definert som den maksimale timetilrenning som overskrides i 50 % av årets døgn (medianverdi) slik den framkommer i figur 1.
- ◆  $Q_{maksdim}$  - *maksimal dimensjonerende tilrenning ( $m^3/time$ )* er definert som den største timetilrenning som skal kunne behandles i alle trinn i renseanlegget. Bestemmes ut fra hvor stor andel av den totale tilrenning over året som kreves behandlet i anlegget, jf. figur 2.1, avsnitt 2.2.2.

Definisjonene av  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  bygger på at man har data basert på målinger, se avsnitt 2.2.2. Dersom målinger ikke kan utføres, må dimensjonerende tilrenning anslås, se avsnittet 2.2.3.

### **2.2.2. Bestemmelse av $Q_{dim}$ og $Q_{maksdim}$ på grunnlag av eksisterende vannføringsdata**

Bruk av eksisterende vannføringsdata til å bestemme dimensjonerende tilrenning krever at det foreligger måleserier som dekker minst ett år. Dette kan for eksempel være data som er innhentet fra et eksisterende renseanlegg som skal rehabiliteres/utvides, eller måledata som er innhentet spesielt med tanke på bygging av et nytt renseanlegg. Måleseriens oppløsning vil kunne variere og grovt sett kan man skille mellom to hovedtyper:

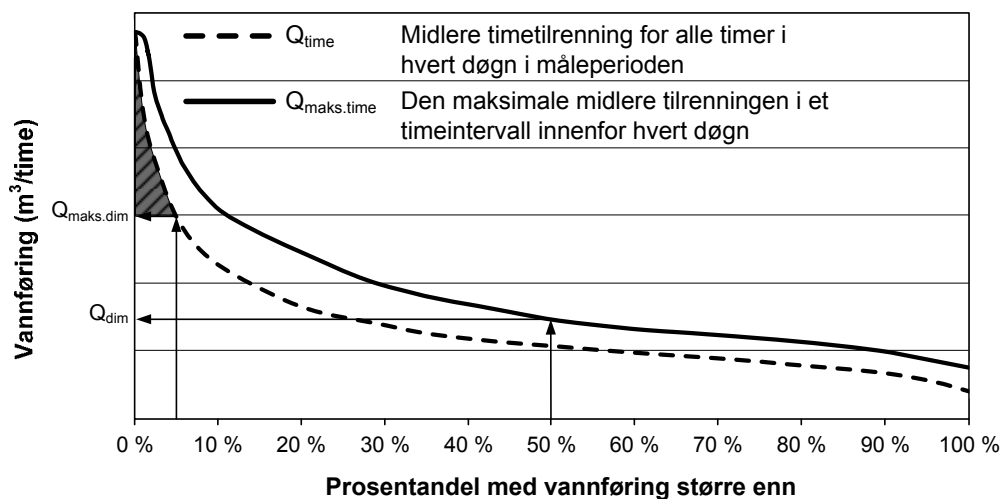
1. Måleserier som beskriver midlere timetilrenning ( $m^3/time$ ) i alle timer i hvert døgn i hele måleperioden
2. Måleserier som dekker midlere timetilrenning ( $m^3/time$ ) på døgnbasis

For dimensjoneringsformål er måleserier som dekker midlere timetilrenning for alle timer som inngår i måleserien (1) å foretrekke. Dersom det gjennomføres spesielle måleprogrammer med tanke på dimensjonering av renseanlegg anbefales det derfor at midlere vannføring i alle timer registreres.

Dersom data hentes fra eksisterende renseanlegg, viser det seg imidlertid at midlere timetilrenning på døgnbasis (2) ofte er den beste oppløsningen som det er mulig å framskaffe.

#### Måleserier som inneholder midlere timetilrenning for alle timer i alle døgn (1):

I måleserier som dekker midlere timetilrenning i alle timene i hvert døgn (1), settes alle timetilrenninger ( $Q_{time}$ ) over året opp i en varighetskurve som vist i figur 2.1. For hvert døgn i måleperioden bestemmes den maksimale timetilrenningen  $Q_{makstime}$ . Et døgn's  $Q_{makstime}$ -verdi angis som den maksimale midlere tilrenningen i et timesintervall innenfor det aktuelle døgnet.



Figur 2.1. Varighetskurve for midlere timetilrenning for samtlige timer i måleperioden ( $Q_{time}$ ), samt maksimal timetilrenning ( $Q_{maks.time}$ ) i hvert døgn

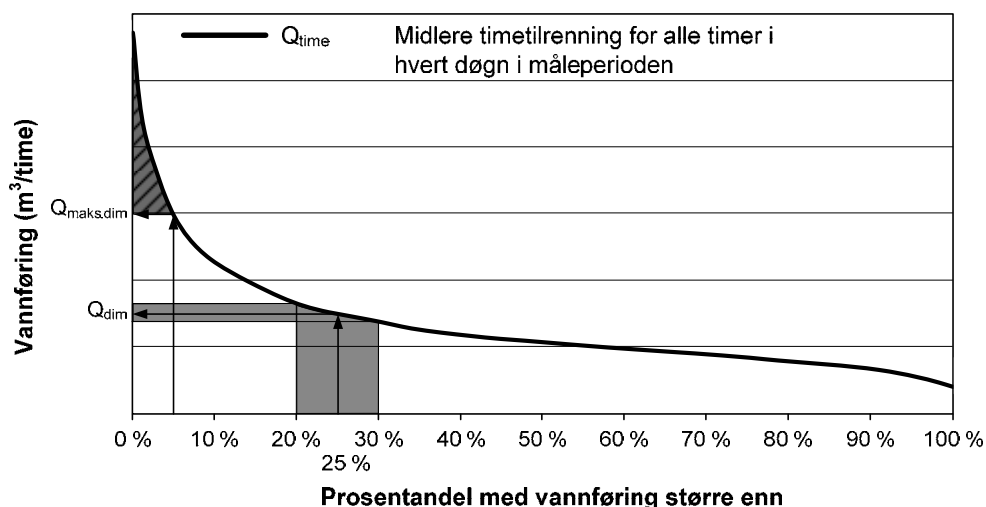
$Q_{dim}$  er lik medianverdien, dvs. den  $Q_{maks}$ -timeverdi som overskrides i 50 % av årets døgn.

$Q_{maksdim}$  bestemmes av hvor stor andel av den totale tilrenning som forutsettes behandlet i anlegget, representert ved det uskraverte arealet som ligger under  $Q_{time}$ -kurven i figur 2.1. Det skraverte areal representerer da den vannmengde som ledes forbi anlegget over året.

Tilrenning opp til  $Q_{maksdim}$  skal kunne behandles i alle behandlingstrinn. Tilrenning til renseanlegget utover  $Q_{maksdim}$  bør i det minste gjennomgå forbehandling.

#### Måleserier som dekker midlere timetilrenning (m³/time) på døgnbasis (2):

Samtlige verdier for midlere timetilrenning på døgnbasis settes opp i en varighetskurve (figur 2.2). I dette tilfellet er det knyttet usikkerhet til maksimal timetilrenning i hvert døgn i måleperioden. I praksis viser det seg imidlertid at  $Q_{dim}$  (den maksimale timetilrenningen som overskrides i halvparten av årets døgn) vil tilsvare den midlere timevannføring på døgnbasis som overskrides i 20 til 30 % av årets timer. Dette er vist som det grå området på figur 2.2.



Figur 2.2. Varighetskurve for midlere timetilrenning på døgnbasis ( $Q_{time}$ ) for samtlige døgn

Dersom man ikke har grunnlag for noe annet, skal  $Q_{dim}$  bestemmes som den vannføring som overskrides i 25 % av årets døgn (se pil-angivelse i figur 2.2).

For  $Q_{maksdim}$  gjelder det samme som er beskrevet for figur 2.1.

Viser målingene at tilrenningen karakteriseres av store korttidsvariasjoner, bør en finne årsakene til dette. Kortvarige tilrenningstopper som overskrider  $Q_{maksdim}$  bør utjevnes i ledningsnettets eller ved innløpet til renseanlegget.

Målinger vil gi informasjon om eksisterende områder. Til de målte avløpsmengder må man legge tilrenninger fra nye områder som kommer til under prognoseperioden. Dersom de nye områdene har samme karakter som områder hvor det er utført målinger, kan man benytte disse dataene ved bestemmelse av vannmengder fra de nye områdene. I motsatt fall kan man bruke de data for avløpsvannmengder og infiltrasjonsvannmengder som er gitt i avsnitt 2.2.2 og 2.2.4. Ved anleggskontroll må man siden sikre seg at man ikke får større infiltrasjonsvannmengder enn forutsatt.

I de tilfeller  $Q_{dim}$  eller  $Q_{maksdim}$  synes å bli uforholdsmessig store, bør det vurderes i hvilken utstrekning det ved tiltak på ledningsnettets er mulig å redusere tilrenningene. Dersom det legges opp en forpliktende tiltaksplan i samråd med konsesjonsmyndighetene, kan det aksepteres at renseanlegget planlegges for en  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  som tilsvarer det man kan forvente etter at tiltaksplanen er gjennomført.

### 2.2.3. Bestemmelse ved overslagsberegninger

Når det ikke er mulig å gjennomføre målinger, bestemmes  $Q_{dim}$  som følger:

$$Q_{dim} = k_{maks} \cdot Q_s + k_{ind} \cdot Q_{ind} + Q_i \text{ (m}^3\text{/time)}$$

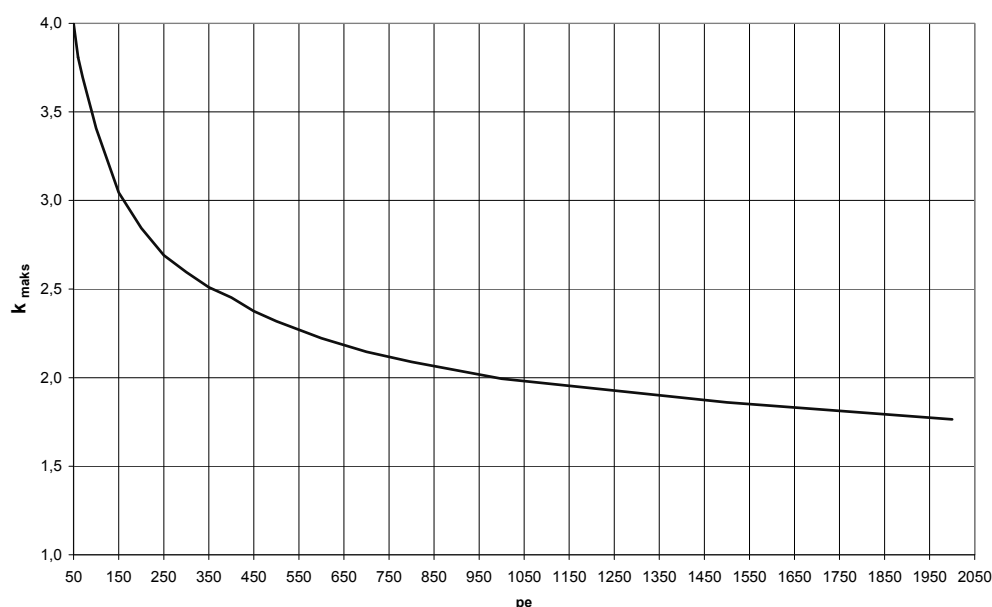
$Q_s$  = midlere spillvannsmengde (m<sup>3</sup>/time) over døgnet

$Q_{ind}$  = midlere industriavløpsmengde (m<sup>3</sup>/time) over døgnet

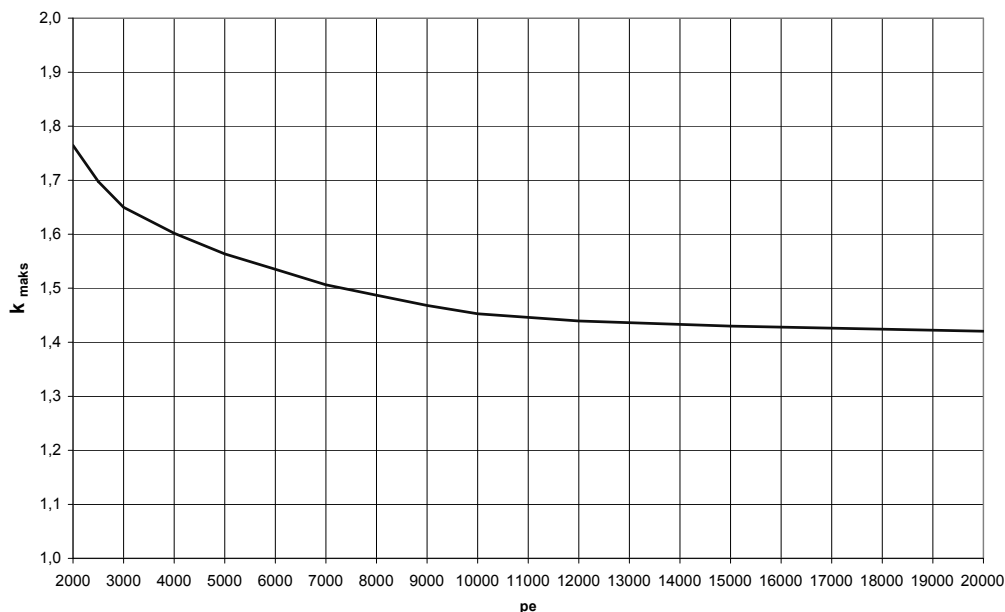
$Q_i$  = midlere infiltrasjonsvannmengde (m<sup>3</sup>/time) over døgnet

$k_{maks}$  = maks. timefaktor i et middeldøgn (se figur 2.3 og 2.4)

$k_{ind}$  = maks. timefaktor for industriavløp. Velges lik 3 dersom ikke særlig grunner taler for noe annet



Figur 2.3. Verdier for  $k_{maks}$  for renseanlegg i området 50 – 2000 pe



Figur 2.4. Verdier for  $k_{maks}$  for renseanlegg i området 2000 – 20.000 pe

Den maksimale dimensjonerende timetilrenningen ( $Q_{maksdim}$ ) kan bestemmes med utgangspunkt i  $Q_{dim}$  ved å sette:

$$Q_{maksdim} = m \cdot Q_{dim}$$

Faktoren  $m$  vil være avhengig av en lang rekke forhold som myndighetenes krav til utslipp over året, rensedistriktets størrelse og urbaniseringsgrad, ledningsnettets utforming og kvalitetsstandard, nedbørforhold mv.

Verdien av  $m$  skal alltid være gjenstand for analyse og bør godkjennes av den som skal gi tillatelse til utslippet, men den bør ikke settes lavere enn 2.

Dersom man ikke har målinger, fastsettes industriavløpets mengde ut fra erfaringstall. Det henvises til vedlegg 3.

#### 2.2.4. Avløp fra industri

Mengden av industriavløp bør alltid bestemmes ved målinger. Det må tas spesielt hensyn til industri, turistbedrifter etc. som har betydelige sesongvariasjoner. Dimensjonerende avløpsmengde skal normalt bestemmes ut ifra forholdene under den sesongmessige toppproduksjon ved bedriftene. Unntak fra dette bør kunne gjøres når topp-produksjonen er av svært kort varighet, og da i samråd med konsesjonsmyndighetene.

Avløp fra bedrifter med store variasjoner over døgnet, bør utjevnes *før* det slippes inn på renseanlegget (enten ved bedriften eller ved renseanlegget).

#### 2.2.5. Belastning fra slamvann

Til de beregnede verdier for  $Q_{dim}$  skal man (uansett om  $Q_{dim}$  er bestemt ved målinger eller ved overslagsberegninger) legge til den hydrauliske belastning som fås fra slamvann. Det bør observeres at slamavvanningsutstyr har kort driftstid, og at slamvannmengdene derfor kan utgjøre en vesentlig ekstra belastning, spesielt om også store mengder fremmedslam skal mottas ved renseanlegget. I slike tilfeller bør det bygges utjevningsmagasin for slamvannet.

### 2.2.6. Pumping til renseanlegg

Ved pumping bør pumpekapasiteten så langt det er mulig kunne tilpasses den aktuelle tilrenningen til anlegget. Ved intermitterent pumping bør en unngå uheldige støtbelastninger på anlegget. Den totale pumpekapasitet skal være minst  $Q_{maksdim}$ . Plasseres pumpestasjonen ved renseanlegget, anbefales det at pumpekapasiteten velges slik at tilrenning utover  $Q_{maksdim}$  kan ledes gjennom forbehandlingsdelen i renseanlegget.

### 2.2.7. Utjevning

Tilrenningen til renseanlegg varierer. Ved å utjevne variasjonene over døgnet vil man oppnå en lavere  $Q_{dim}$ . Ved å utjevne belastningstopper som oppstår under regnvær, vil man kunne oppnå en lavere verdi for  $Q_{maksdim}$ , dvs. at forholdet mellom  $Q_{maksdim}$  og  $Q_{dim}$  reduseres. Dette får bl.a. betydning for fastsettelse av faktoren  $m$ , jf. pkt. 2.2.3.

Avløpet fra mindre tettsteder og institusjoner er karakterisert av store variasjoner både når det gjelder mengde og forurensningskonsentrasjon. Ofte oppstår belastningstopper som utgjør en vesentlig del av den totale døgnbelastning. For små anlegg (<1000 pe) kan hydraulisk utjevning være hensiktsmessig. Ved å bygge utjevning kan  $k_{maks}$ -verdiene gitt i figur 2.3 reduseres. Dette må imidlertid utredes i hvert enkelt tilfelle.

## 2.3. Dimensjonerende stoffmengder

For enhetsprosesser som dimensjoneres på grunnlag av stoffbelastning (organisk belastning, nitrogenbelastning, etc.), må dimensjonerende stoffmengder bestemmes.

For dimensjonering etter stoffbelastning skal man ta utgangspunkt i den prosentandel av døgnene i løpet av et år som skal ha lavere belastning enn dimensjonerende døgn. Den prosentandel (persentil) man velger, vil være avhengig av utløpskravene. For et anlegg som må overholde kravet til sekundærrensing i f.eks. 85 % av tiden, bør dimensjonerende døgn velges slik at minst 85 % av døgnene har mindre stoffbelastning enn dimensjonerende døgn.

Dersom utløpskravet er basert på en årsmiddelverdi, kan man bruke en lavere persentilverdi for å finne dimensjonerende døgn, men man bør ikke gå lavere enn 60-persentilen.

Dersom stoffbelastningen fra industriavløp utgjør en vesentlig del (> 20-25 %) av den totale stoffbelastningen, bør virkninger av industriutslipp vurderes spesielt.

## 2.4. Dimensjonering av renseanlegg for turistområder

Utbygging av turistområder (hytter og leilighetskompleks) representerer en stor utfordring med hensyn til dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Hvert område har sine særtrekk som vil påvirke dimensjoneringen, og det er derfor vanskelig å angi generelle dimensjoneringstall. Ofte benyttes overslagsberegninger som beskrevet i pkt. 2.3.3. Erfaringer fra eksisterende renseanlegg for turistområder indikerer imidlertid at belastningsvariasjonene har en annen karakter enn på kommunale avløpsrenseanlegg, og dette må det tas hensyn til ved dimensjoneringen.

Viktige faktorer som det må legges vekt på ved dimensjonering av denne typen anlegg, er:

### Vannforbruk

Hvis det ikke foreligger vannforbrukstall som er knyttet til det aktuelle området, kan spesifikke vannforbrukstall angitt i tabell 2.1 benyttes for dimensjoneringsformål. Hytter og leiligheter av høy standard dominerer i nye hyttefelter, og i enkelte områder ser man at det spesifikke vannforbruket er svært høyt. I forbindelse med utarbeidelsen av dimensjoneringsgrunnlaget bør det derfor undersøkes om det er grunnlag for å øke det spesifikke vannforbruket utover det som er angitt i tabell 2.1, for deler av hyttebebyggelsen.

### Infiltrasjonsvannmengde

Infiltrasjonsvannmengden ( $Q_i$ ) vil variere over året, lavest i kalde og tørre vinterperioder og høyest i påske-/vårperioder. Det må gjøres en vurdering av nettets alder og beskaffenhet, samt fordelingen av antall senger mellom leiligheter og hytter. Spesifikk infiltrasjon vil normalt variere i området 10 – 75 l/seng-døgn.

### Type bebyggelse

Normalt vil turistområder bestå av en blandet bebyggelse. Ved utarbeidelse av dimensjoneringsgrunnlaget bør det derfor framskaffes informasjon om følgende kategorier av bebyggelse:

- ♣ Boliger med fast bosatte
- ♣ Antallet utleiehytter og leiligheter, samt gjennomsnittlig antall sengeplasser i hver enhet
- ♣ Antallet hytter og leiligheter som eies og brukes av private, samt gjennomsnittlig antall sengeplasser i hver enhet

På grunnlag av dette vil totalt antall pe/sengeplasser for de ulike bebyggelseskategoriene beregnes (maksimal beleggskapasitet).

### Variasjonen i utnyttelsen av maksimal beleggskapasitet

I dimensjoneringsssammenheng vil bidraget fra fast bosatte kunne behandles tilsvarende det som er vanlig ved dimensjonering av kommunale avløpsrenseanlegg. For hytter og leiligheter vil man ikke kunne beregne dimensjonerende tilrenning uten å ta hensyn til variasjonen i belegget over året.

Normalt vil bruksfrekvensen for utleiehytter og leiligheter være høyere enn tilsvarende som eies av private. Prosentvis utnyttelse av den maksimale beleggskapasiteten vil derfor være størst for denne typen bebyggelse. Ved utarbeidelse av dimensjoneringsgrunnlaget bør det kontrolleres om denne forutsetningen gjelder for det aktuelle området.

For turistområder i fjellet vil sesongen ofte kunne deles inn i følgende belastningsperioder, rangert etter størrelsen på belastningen som kan forventes:

1. Påske (maksimal belastning kan forventes i påskehelgen)
2. Vinterferien (nær maksimal belastning kan forventes i helgene)
3. Høstferien
4. Sommerperioden
5. Vår

Ved utarbeidelse av dimensjoneringsgrunnlaget må det gjøres en vurdering av:

- ♣ Hvor stor andel av den maksimale beleggskapasiteten for hhv. utleiehytter/ leiligheter og private hytter/leiligheter kan man forvente i gjennomsnitt vil bli benyttet innenfor de ulike belastningsperiodene?



- Hvor stor andel av den maksimale beleggskapasiteten for hhv. utleiehytter/ leiligheter og private hytter/leiligheter kan man forvente i gjennomsnitt vil bli benyttet i maksimaldøgnene innen de ulike belastningsperiodene?

Disse vurderingene bør gjøres i samråd med utbyggere, eksisterende hytte-velforening, kommune og aktuelle næringsdrivende i området.

Ut fra dette vil dimensjonerende antall pe kunne beregnes, og dermed midlere timetilrenning i dimensjonerende døgn ( $Q_s$ ).

#### Beregning av $Q_{dim}$

Aktivitetsmønsteret i området (mye uteaktiviteter om dagen og bruk av dusj etc. i en kort periode om ettermiddagen/kvelden) gjør at forholdet mellom maksimal timetilrenning og midlere døgntilrenning ( $k_{maks}$ ) vil bli høyere enn det som følger av figur 2.3 og 2.4 for samme dimensjonerende antall pe. Behovet for en evt. økning av  $k_{maks}$  bør gjøres i hvert enkelt tilfelle.

Dimensjonerende tilrenning blir da:

$$Q_{dim} = k_{maks} \cdot Q_s + Q_i \text{ (m}^3\text{/time)}$$

$Q_s$  = midlere spillvannsmengde (m<sup>3</sup>/time) over døgnet

$Q_i$  = midlere infiltrasjonsvannmengde (m<sup>3</sup>/time) over døgnet

$k_{maks}$  = maks. timefaktor i et middeldøgn (det bør gjøres en vurdering av behovet for å øke  $k_{maks}$  i forhold til det som framgår av figur 2.3 og 2.4)

#### Sammensetning av avløpsvann fra turistområder

Når det gjelder spesifikke forurensingsmengder i avløpsvannet fra turistområder, benyttes de samme tall som for kommunalt avløpsvann, se pkt. 2.1.6.1.

### 3. Dimensjonering av enhetsprosesser

#### 3.1. Innledning

For enhetsoperasjoner som hovedsakelig dimensjoneres etter den hydrauliske belastningen, er veiledningen relatert til  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$ . Tillatt belastning ved  $Q_{maksdim}$  er satt slik at anleggsdelen skal kunne ha akseptabel funksjon ved denne belastning. Sikkerhetsmarginen er imidlertid liten, men dette anses forsvarlig fordi belastninger på  $Q_{maksdim}$  normalt vil opptre kun under en liten del av driftstiden. Tillatt belastning ved  $Q_{dim}$  er satt slik at anleggsdelen skal kunne ha god funksjon ved denne belastning, og at det skal være en betraktelig sikkerhetsmargin innebygget, fordi belastninger rundt  $Q_{dim}$  vil opptre over lengre perioder av driftstiden.

Som en følge av at veiledningen er relatert til både  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$ , vil i en del tilfeller  $Q_{dim}$  bestemme størrelse på en enhet, i andre tilfeller  $Q_{maksdim}$ .

For enhetsprosesser som er dimensjonert etter stoffbelastning (organisk belastning, nitrogenbelastning, etc.), er veiledningen basert på dimensjonerende stoffbelastning over døgnet, pluss eventuelt en faktor for dimensjonerende time for enheter som er sterkt avhengig av øyeblikksbelastningen (f. eks. luftekapasitet i aerobe biologiske prosesser). Dersom belastningen er sterkt varierende (f.eks. avløp fra industri, turistbedrifter etc.), må det tas spesielt hensyn til dette. Dette gjelder både sesongvariasjoner og variasjoner i belastning over døgnet.

#### 3.2. Forbehandling og overløp

##### 3.2.1. Forbehandling

###### 3.2.1.1 Beskrivelse

Forbehandling av avløpsvann gjøres for å skille ut grovere stoffer som vil skade eller forstyrre den videre behandling i renseanlegget.

Forbehandling utgjøres normalt av rister, sandfang og eventuelt fettfang. Forskjellige typer av siler kan også brukes ved forbehandling av kommunalt avløpsvann.

###### 3.2.1.2 Dimensjonering

###### Rist

Innløpsrister bør ikke ha lysåpning større enn 6 mm.

Vannhastigheten i kanaler foran rister bør være større enn 0,6 m/s ved  $Q_{dim}$  for å hindre sedimentering.

###### Sandfang

Det finnes i dag flere typer sandfang i bruk som har sine egne retningslinjer for dimensjonering:

- ♣ virvelsandfang uten mekanisk omrøring
- ♣ rundsandfang med mekanisk omrøring (vortex-sandfang)
- ♣ langsandfang
- ♣ luftet sandfang

Her i landet er luftet sandfang mest i bruk. Der man benytter luftet sandfang uten å referere til spesielle typer og dimensjoneringsregler, bør følgende retningslinjer gjelde:

- ♣ oppholdstid ved  $Q_{dim}$ :  $\geq 10$  min.
- ♣ oppholdstid ved  $Q_{maksdim}$ :  $\geq 3$  min. (fettfangsone ikke iberegnet)

- ◆ helning på skråbunn i sandlommer:  $\geq 50^\circ$
- ◆ overflatebelastning på fettfangsone ved  $Q_{\text{dim}}$ :  $\leq 18 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{time}$ .

For dimensjonering av andre typer av sandfang, vises til litteraturen.

### Sil

Sil anvendes for å fjerne partikulært stoff i avløpsvannet, enten som eneste rensetrinn eller som forbehandling i et høygradig renseanlegg.

Vi kan skille mellom grovsiler, finsiler og mikrosiler avhengig av lysåpningen:

- ◆ Grovsiler: lysåpning 2 mm - 0,5 mm
- ◆ Finsiler: lysåpning 0,5 mm - 0,1 mm
- ◆ Mikrosiler: lysåpning  $< 0,1$  mm

I forbehandling og primærrensing benyttes grovsiler og finsiler. Når finsiler benyttes for å klare primærrensekravet, må vannet forbehandles på samme måte som når sedimentering benyttes.

Silens effektivitet er avhengig av forhold som:

- ◆ siltype
- ◆ effektiv lysåpning
- ◆ type avløpsvann
- ◆ transportsystemets utforming
- ◆ transportavstand eller oppholdstid i transportsystemet

Erfaringer har vist at renseeffekten ved grovsiling er ubetydelig mens finsiling kan gi renseeffekt opp til det som er kravet for primærrensning (se tabell 1.1).

Ved bruk av grovsil er fjerning av organisk stoff ubetydelig. Dette innebærer at en ikke bør regne med reduksjon av organisk stoff gjennom grovsilen når denne inngår som forbehandling foran biologisk rensetrinn. Dersom finsil benyttes for forbehandling, men ikke for å klare primærrensekravet, kan man forutsette en reduksjon på 30 % mht. suspendert stoff og 15 % mht. organisk stoff ved dimensjonering av etterfølgende behandlingstrinn. Dersom finsil benyttes som del av et primærrensetrinn, kan man forutsette 40 % fjerning av suspendert stoff og 20 % fjerning av organisk stoff ved dimensjonering av etterfølgende biologisk trinn.

### **3.2.2. Overløp eller annen avlastningsinnretning**

Overløp foran og mellom forskjellige rensetrinn i renseanlegget skal være regulerbare slik at den del av tilrenningen som tilføres, kan avpasses til anleggets reelle kapasitet.

### 3.3. Separering av slam

#### 3.3.1. Sedimentering

##### 3.3.1.1 Beskrivelse

Sedimentering er en separasjonsprosess hvor partikler bunnfelles ved partiklenes egen tyngde.

##### 3.3.1.2 Anvendelsesområde

Konvensjonell sedimentering kan anvendes for avskilling av alle typer slamsuspensjoner ved rensing av kommunalt avløpsvann. I det følgende vil det bli angitt dimensjoneringskriterier for de typer prosesskombinasjoner som synes mest aktuelle.

##### 3.3.1.3 Dimensjonering

Som dimensjoneringsparameter for sedimenteringsbassenger er overflatebelastning benyttet. Oppholdstiden er også av betydning, men tilstrekkelig oppholdstid er sikret ved at overflatebelastningen er knyttet til bassengdybde.

Ved separering av aktivt slam må det i tillegg tas hensyn til slamkonsentrasjon og fortykkingssegenskaper. Akseptabel belastning er en funksjon av slamkonsentrasjon og slamvolumindeks, samt sedimenteringsbassengets vanndyp og geometri.

Vanndyp i sedimenteringsbasseng bør normalt ikke være mindre enn 2,5 m. Basseng som skal avskille aktivt slam, bør normalt ha et vanndyp på minst 3,5 m.

Når overflatebelastningen blir dimensjonerende, skal man for å kompensere for forstyrrelser i innløpssonen, beregne et totalt areal etter følgende formler:

For sirkulære og kvadratiske bassenger:

$$A_{\text{tot}} = AB + 0,5 \sqrt{A_B} \quad (\text{m}^2) \quad \text{lign. 3.1}$$

For rektangulære bassenger:

$$A_{\text{tot}} = AB + B \quad (\text{m}^2) \quad \text{lign. 3.2}$$

$A_{\text{tot}}$  = totalt areal i  $\text{m}^2$

$AB$  = nominell verdi av teoretisk beregnet areal i  $\text{m}^2$

$B$  = nominell verdi av bassengbredde (m) i  $\text{m}^2$

Tabell 3.1 angir dimensjoneringsdata for konvensjonelle sedimenteringsbasseng, men gjelder ikke for separasjon av aktivslam. Dimensjoneringsdata for separasjon av aktivslam er angitt i egen tabell 3.2 og er basert på de tyske retningslinjene (ATV-DVWK A-131).

Tabell 3.1. Dimensjoneringsdata for konvensjonelle sedimenteringsbasseng, unntatt sedimentering av aktivslam

| Sedimenteringsbassengenes funksjon      |                                                                          | Vanndyp <sup>1)</sup><br>m | Overflatebelastning<br>m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> · time |                      |
|-----------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|----------------------------|--------------------------------------------------------------|----------------------|
|                                         |                                                                          |                            | Q <sub>dim</sub>                                             | Q <sub>maksdim</sub> |
| Eneste rensetrinn                       |                                                                          | ≥ 2,5                      | 1,6                                                          | 2,5                  |
| Forsedimentering                        | Foran aktivslamprosess, biofilmprosess eller kjemisk fellingsprosess     | ≥ 2,5                      | 2,4                                                          | 4,8                  |
| Primær- eller sekundærfelling           | Etter flokkuleringsreaktor                                               | 2,5<br>≥ 3,0               | 1,0<br>1,3                                                   | 1,6<br>2,0           |
| Sluttsedimentering uten kjemisk felling | Etter biofilmreaktor                                                     | 2,5<br>≥ 3,0               | 0,8<br>1,0                                                   | 1,1<br>1,6           |
| Sluttsedimentering ved etterfelling     | Direkte etter biofilmreaktor                                             | 2,5<br>≥ 3,0               | 1,0<br>1,3                                                   | 1,6<br>2,0           |
| Sluttsedimentering ved etterfelling     | Etter aktivslamprosess eller biofilmprosess (med egne separasjonsanlegg) | 2,5<br>≥ 3,0               | 1,0<br>1,3                                                   | 1,6<br>2,0           |

<sup>1)</sup> For spissbunnede basseng uten slamskråpe skal flaten på 1 meters vanndyp oppfylle kravene. Som vanndyp regnes den totale vanndybde fratrukket 1,0 m, som slamsone.

Dersom man bruker polymer som flokkuleringsmiddel, kan man oppnå høyere sedimenteringshastigheter på fnokker enn uten bruk av polymer. Verdiene i tabell 3.1 er gitt for en situasjon der polymer ikke benyttes. Det er vanskelig å anslå hvor stor forbedringen i sedimenteringshastighet vil kunne bli som følge av polymertilsetningen, og det gis derfor ikke spesifikke anvisninger for dette. Det anbefales at det gjøres forsøk i hvert enkelt tilfelle. For overslagsberegninger kan man anta at overflatebelastningen kan økes med 0,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·time i forhold til de verdier som er gitt i tabell 3.1. I optimalisert praktisk drift kan økningen bli større enn dette.

Det finnes på markedet flere spesifikke sedimenteringsbassenger (for eksempel med lameller innebygget) som forutsetter bruk av polymer og som vanligvis dimensjoneres for høyere overflatebelastning enn det som her er angitt. For dimensjonering av slike spesifikke separasjonsreaktorer henvises det til de aktuelle leverandørene.

#### Sedimenteringsbasseng for aktivslam

Ved dimensjonering av sedimenteringsbassenger for aktivslam er det viktig å unngå slamflukt. Man bruker derfor overflatebelastningen ved Q<sub>maksdim</sub> som dimensjoneringskriterium. Dimensjonerende overflatebelastning ved Q<sub>maksdim</sub> er avhengig av slamvolum (SV), vanndyp, horisontal eller vertikal strømming i bassenget, og om man har konvensjonell slamskråpe eller sugeslamskråpe. Det er følgende sammenheng mellom slamvolum, slamvolumindeks (SVI) og slamkonsentrasjon (X):

$$SV \text{ (ml/l)} = SVI \text{ (ml/g SS)} \cdot X \text{ (g SS/l)} \quad \text{lign. 3.3}$$

Ved dimensjonering av et aktivslamanlegg må man ta utgangspunkt i en forventet slamvolumindeks og slamkonsentrasjon i bioreaktorene. Dermed vil man av ligning 3.3 finne et slamvolum, som så brukes til å dimensjonere sedimenteringsbassenget.

I vanlig kommunalt avløpsvann med liten industriell påvirkning vil man normalt ha en slamvolumindeks mellom 100 og 150 ml/g SS. Ved simultanfelling eller når man ikke har forsedimentering vil man normalt ligge i den lavere delen av dette SVI-området. Dersom

man skal utvide et anlegg og har tilstrekkelige måledata, kan man dimensjonere for en SVI som underskrides i 85 % av døgnene i løpet av året.

Tabell 3.2 angir dimensjoneringsdata for separasjon av aktivslam i basseng med horisontalstrømning og vanlig slamskrape, i basseng med horisontalstrømning og sugeslamskrape, og i basseng med vertikalstrømning og vanlig slamskrape. Det interpoleres for vanndyp og slamvolum som ligger mellom de verdiene som er vist i tabellen.

Basseng med horisontalstrømning er definert som basseng hvor forholdet mellom innløpets vanndyp og bassengets lysåpning i høyde med vannspeilet er mindre enn 0,33. Basseng med vertikalstrømning er definert som basseng hvor forholdet mellom innløpets vanndyp og bassengets lysåpning i høyde med vannspeilet er større enn 0,50. For basseng som ligger mellom disse verdiene interpoleres mellom dimensjonerende overflatebelastninger for basseng med henholdsvis horisontalstrømning og vertikalstrømning.

For basseng med vertikalstrømning og uten slamskrape gjelder egne regler for dimensjonering, og det henvises til tyske dimensjoneringsretningslinjer (ATV-DVWK A-131). Slike basseng vil bli meget dype og er bare aktuelle for små vannmengder.

Tabell 3.2 gjelder ved ettersedimentering. Ved mellomsedimentering (kjemisk trinn etter aktivslamprosess) kan overflatebelastningene for sedimenteringsbassengene i aktivslamprosessen økes med en faktor på 1,2.

Tabell 3.2. Dimensjoneringsverdier for separasjon av aktivslam. Tabellen angir overflatebelastning i m/time ved  $Q_{maksdim}$ .

Gjelder for følgende bassengtyper:

<sup>a</sup> Basseng med horisontalstrømning \* og vanlig slamskrape.

<sup>b</sup> Basseng med horisontalstrømning\* og sugeslamskrape

<sup>c</sup> Basseng med vertikalstrømning\*\* og vanlig slamskrape

| *** Vanndyp, m                         | Slamvolum, ml/l                            |                                                             |                                          |                                                             |                                                             |                                                             |                                          |
|----------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|------------------------------------------|
|                                        | 200                                        | 250                                                         | 300                                      | 350                                                         | 400                                                         | 450                                                         | 500                                      |
| <b>3,0</b>                             | 1,60 <sup>a,b,c</sup><br>1,76 <sup>c</sup> | 1,41 <sup>a,c</sup><br>1,30 <sup>b</sup>                    | 1,14 <sup>a,c</sup><br>1,02 <sup>b</sup> | 0,91 <sup>a,c</sup><br>0,79 <sup>b</sup>                    | 0,73 <sup>a,c</sup><br>0,61 <sup>b</sup>                    | 0,58 <sup>a,c</sup><br>0,45 <sup>b</sup>                    | 0,45 <sup>a,c</sup><br>0,32 <sup>b</sup> |
| <b>3,5</b>                             | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>   | 1,60 <sup>a</sup><br>1,56 <sup>b</sup><br>1,69 <sup>c</sup> | 1,36 <sup>a,c</sup><br>1,23 <sup>b</sup> | 1,09 <sup>a,c</sup><br>0,95 <sup>b</sup>                    | 0,88 <sup>a,c</sup><br>0,73 <sup>b</sup>                    | 0,69 <sup>a,c</sup><br>0,54 <sup>b</sup>                    | 0,54 <sup>a,c</sup><br>0,39 <sup>b</sup> |
| <b>4,0</b>                             | 1,60 <sup>a,b,c</sup><br>2,00 <sup>c</sup> | 1,60 <sup>a,b</sup><br>1,98 <sup>c</sup>                    | 1,59 <sup>a,c</sup><br>1,43 <sup>b</sup> | 1,28 <sup>a,c</sup><br>1,11 <sup>b</sup>                    | 1,02 <sup>a,c</sup><br>0,85 <sup>b</sup>                    | 0,81 <sup>a,c</sup><br>0,63 <sup>b</sup>                    | 0,63 <sup>a,c</sup><br>0,45 <sup>b</sup> |
| <b>4,5</b>                             | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>   | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>                    | 1,60 <sup>a,b</sup><br>1,82 <sup>c</sup> | 1,43 <sup>a</sup><br>1,27 <sup>b</sup><br>1,46 <sup>c</sup> | 1,17 <sup>a,c</sup><br>0,97 <sup>b</sup>                    | 0,92 <sup>a,c</sup><br>0,72 <sup>b</sup>                    | 0,72 <sup>a,c</sup><br>0,52 <sup>b</sup> |
| <b>5,0</b>                             | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>   | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>                    | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup> | 1,43 <sup>a,b</sup><br>1,64 <sup>c</sup>                    | 1,25 <sup>a</sup><br>1,10 <sup>b</sup><br>1,31 <sup>c</sup> | 1,04 <sup>a,c</sup><br>0,82 <sup>b</sup>                    | 0,80 <sup>a,c</sup><br>0,58 <sup>b</sup> |
| <b>5,5</b>                             | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>   | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>                    | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup> | 1,43 <sup>a,b</sup><br>1,83 <sup>c</sup>                    | 1,25 <sup>a</sup><br>1,22 <sup>b</sup><br>1,46 <sup>c</sup> | 1,11 <sup>a</sup><br>0,91 <sup>b</sup><br>1,15 <sup>c</sup> | 0,89 <sup>a,c</sup><br>0,65 <sup>b</sup> |
| <b>6,0</b>                             | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>   | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup>                    | 1,60 <sup>a,b</sup><br>2,00 <sup>c</sup> | 1,43 <sup>a,b</sup><br>1,86 <sup>c</sup>                    | 1,25 <sup>a,b</sup><br>1,61 <sup>c</sup>                    | 1,11 <sup>a</sup><br>1,00 <sup>b</sup><br>1,27 <sup>c</sup> | 0,98 <sup>a,c</sup><br>0,71 <sup>b</sup> |
| <b>**** Nødvendig returslamforhold</b> | 0,33 <sup>a,c</sup><br>0,41 <sup>b</sup>   | 0,45 <sup>a,c</sup><br>0,57 <sup>b</sup>                    | 0,60 <sup>a,c</sup><br>0,78 <sup>b</sup> | 0,78 <sup>a,c</sup><br>1,04 <sup>b</sup>                    | 1,00 <sup>a,c</sup><br>1,39 <sup>b</sup>                    | 1,28 <sup>a,c</sup><br>1,90 <sup>b</sup>                    | 1,66 <sup>a,c</sup><br>2,67 <sup>b</sup> |

\* Forholdet mellom innløpets vanndyp og bassengets lysåpning i høyde med vannspeilet < 0,33.

\*\* Forholdet mellom innløpets vanndyp og bassengets lysåpning i høyde med vannspeilet > 0,5.

\*\*\* Måles på 2/3 av avstanden fra senter til ytterkant av sirkulære basseng. Måles på 2/3 av avstanden fra innløp til utløp for avlange basseng.

\*\*\*\* Nødvendig returslamforhold ( $Q_{returslam}/Q_{innløp}$ ) for å opprettholde riktig slam-konsentrasjon. Det anbefales at  $Q_{returslam}$  er  $\leq 0,75 \cdot Q_{maksdim}$  for basseng med horisontalstrømning og at  $Q_{returslam}$  er  $\leq 1,0 \cdot Q_{maksdim}$  for basseng med vertikalstrømning.

### 3.3.1.4 Konstruktiv utforming

I sedimenteringsbasseng for aktivslam og ved kjemisk felling må innløpshastigheten til etterfølgende sedimenteringsbasseng ikke overstige henholdsvis 0,4 m/s og 0,2 m/s ved  $Q_{maksdim}$ .

For større rektangulære bassenger med tilsiktet horisontal strømning bør lengde/breddeforholdet være  $\geq 6$ . Ved kvadratiske og sirkulære bassenger uten bunnskraper, bør helningen på bunnen være  $\geq 60^\circ$ . De loddrette veggene i slike bassenger bør føres minst 1,0 m under vannflaten.

Runde eller kvadratiske bassenger med sentrumsinnløp bør ha utløpsrenner rundt hele periferien.

Spissbunnede bassenger og slamlommer bør ikke ha bunnareal større enn 0,2 m<sup>2</sup>, slik at man oppnår tilfredsstillende slamutpumping.

Når sedimentering brukes som eneste rensetrinn eller som forsedimentering, skal utløpsrennene dimensjoneres for høyst 50 m<sup>3</sup>/time pr. meter overløpskant ved  $Q_{maksdim}$ . Ved sedimentering av øvrige slamtyper bør belastningen holdes under 10 m<sup>3</sup>/time pr. meter overløpskant. Ved rektangulære bassenger med tilsiktet vertikal strømning, bør utløpsrennene plasseres over en større del, 1/2 - 2/3 av bassengoverflaten. Den første rennen bør dog ikke ligge så nær innløpet at den kommer i innløpssonen. Rennene bør være justerbare i høyden. Renner som ligger nær innløpet, bør kunne stenges av.

Overløpskanten i utløpsrennene bør dimensjoneres slik at oppstuvningen i bassengene ikke overstiger 3 - 5 cm ved  $Q_{maksdim}$ .

### 3.3.2. Lamellsedimentering

#### 3.3.2.1. Beskrivelse

Lamellsedimentering er en spesiell utførelse av konvensjonell sedimentering hvor suspensjonen strømmer mellom skråstilte plater eller rør. Slammet sedimenterer på platene/rørene og glir ned i en underliggende slamlomme. Hensikten med lamellene er å øke effektivt sedimenteringsareal i forhold til arealbehovet for hele anlegget.

#### 3.3.2.2. Anvendelsesområde

Lamellsedimentering anvendes for avskilling av de samme slamtyper som ved konvensjonell sedimentering. Imidlertid har erfaringene vist at avskilling av suspensjoner med høyt slamvolum (aktivslam) er problematisk.

Det finnes flere spesifikke separasjonsreaktorer med lameller eller rør innebygget. For dimensjonering av slike spesifikke separasjonsreaktorer henvises det til de aktuelle leverandørene.

#### 3.3.2.3. Dimensjonering

Lamellsedimenteringsbassenger skal dimensjoneres for overflatebelastning på projisert flate,  $v_p = Q/A_p$ , der  $A_p$  er lik arealet i horisontalprojeksjonen av lamellenes samlede effektive areal (se tabell 3.4).

Tabell 3.4. Anbefalte dimensjoneringsdata for lamellsedimentering ved etterfelling

|                                                                                       | $Q_{dim}$ | $Q_{maksdim}$ |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|---------------|
| Overflatebelastning på projisert flate, $v_p$ (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> · time) | 0,5       | 0,8           |

#### 3.3.2.4. Konstruktiv utforming

Innløpet til lamellene skal utformes slik at vann og slam i størst mulig utstrekning skilles ad.

Slamlommene skal være utformet (være så store) og slamutpumpingen skal foregå slik at slamnivået i slamlommen aldri når opp til lamellene. Maksimalt areal på bunn slamlomme bør ikke være større enn 0,2 m<sup>2</sup>. Helningen på veggene i slamlommen skal være minst 60° dersom det ikke benyttes slamskrape.



### 3.3.3. Flotasjon

#### 3.3.3.1. Beskrivelse

Ved flotasjon separeres slampartikler fra væskefasen ved at slammet hefter til små gassbobler som stiger mot overflaten. Slammet legger seg som et teppe på overflaten og kan derfra skrapes av. Den vanligste måten å produsere boblene på, er å oppløse luft i vannet (eventuelt i en delstrøm) under høyt trykk. Når trykket i den trykksatte vannstrømmen reduseres, frigjøres luft i form av små bobler. Boblene festes til slampartiklene og floterer disse.

#### 3.3.3.2. Anvendelsesområde

Flotasjon egner seg for separasjon av lett slam, f.eks. kjemisk slam ved etterfelling med aluminium eller jern. Metoden egner seg også godt for separasjon av slam fra biofilmreaktor (for eksempel MBBR) med direkte etterfølgende felling. Erfaringene med bruk av flotasjon ved separasjon av aktivslam er svært begrenset.

Flotasjon bør ikke brukes som eneste rensetrinn (mekanisk rensing). Dersom flotasjon anvendes ved primærfelling, må særlige krav stilles til forbehandling. Ved kalkfelling bør ikke det kalkfelte avløpsvannet benyttes som trykkvann.

#### 3.3.3.3. Dimensjoneringsgrunnlag

Det finnes mange ulike spesifikke utforminger av flotasjonsreaktorer levert av ulike leverandører. For dimensjonering av slike spesifikke separasjonsreaktorer henvises det til de aktuelle leverandørene. Dersom man baserer seg på egen utforming og dimensjonering, bør flotasjonsbassenget dimensjoneres som angitt i det følgende.

Flotasjonsbassenget skal dimensjoneres med hensyn på overflatebelastning og oppholdstid.

Følgende veiledning gjelder for dimensjonering av flotasjonsbasseng ved separasjon av kjemisk og biologisk/kjemisk slam (dvs. slampartikler som på forhånd er koagulert ved tilsetning av fellingsmiddel og/eller polymer):

Tabell 3.5. Anbefalte dimensjoneringsdata for flotasjonsbasseng

| Bassengdyp, m | Overflatebelastning*, $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{time}$ |                      |
|---------------|-----------------------------------------------------------------|----------------------|
|               | $Q_{\text{dim}}$                                                | $Q_{\text{maksdim}}$ |
| 2 – 3         | 5                                                               | 10                   |

\* Basert på  $Q_{\text{inn}}$  og innkommende vann

Følgende veiledning gjelder for dimensjonering av dispergeringssystemet ved separasjon av kjemisk slam:

|                                                       |                                                               |
|-------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Trykk                                                 | 400 - 600 kPa (4-6 bar)                                       |
| Luftmetningsgrad                                      | 80 - 90 %                                                     |
| Dispergeringssvannmengde (% av $Q_{\text{maksdim}}$ ) | 10 - 25 % (avhengig av $SS_{\text{inn}}$ og luftmetningsgrad) |

Den løste luftmengden er direkte proporsjonal med produktet av dispergeringssvannmengde og trykket. Ved bruk av nedre grense for trykk skal øvre grense for dispergeringssvannmengde benyttes og omvendt.

Dispergeringsanlegg skal ha en minimumskapasitet tilsvarende 10 % av  $Q_{\text{maksdim}}$  ved et trykk på 600 kPa.

#### 3.3.3.4. Konstruktiv utforming

Flotasjonsanlegget bør ha slamavdrag for både overflateslam og bunnslam. Slamavdragene må utformes slik at slammet bortledes med høyest mulig tørrstoffinnhold og uten at suspendert stoff rives med i vannfasen.

Anlegget bør utformes slik at man får best mulig innblanding av luftboblestrømmen i vannstrømmen. Luftmetningsgrad, trykk og dispergeringsvannsmengde bør kunne varieres slik at man ved driftsoptimalisering kan oppnå best mulig fnokkavskilling og høyest mulig tørrstoffinnhold i slammet.

### 3.4. Biologiske rensemetoder

#### 3.4.1. Generelt

Biokjemisk oksidasjon er en prosess der mikroorganismer under forbruk av oksygen bryter ned organisk stoff til sluttproduktene vann og karbondioksid. Under visse betingelser kan man i tillegg oppnå nitrifikasjon.

Den grad av biokjemisk oksidasjon som kan oppnås, er i første rekke avhengig av antallet levende mikroorganismer, mikroorganismenes aktivitet, type organisk stoff som skal nedbrytes, konsentrasjonen av det organiske stoff som skal nedbrytes, kontakttiden mellom mikroorganismer og det organiske stoffet, tilgang på oksygen og temperatur.

Biokjemisk oksidasjon kan gjennomføres med suspenderte bakteriekulturer, som ved aktivslamprosessen, og med fastsittende bakteriekulturer som ved biofilmprosesser (biofilter, biorotor og MBBR).

Det finnes svært mange ulike prosessløsninger basert på aktivslamprosesser og biofilmprosesser eller kombinasjoner av disse. I denne veiledningen blir det gitt dimensjoneringsverdier for de prosessene som er i utstrakt bruk i Norge. For andre prosessløsninger henvises det til spesiallitteratur på området.

Dimensjoneringen av biokjemiske oksidasjonsprosesser er avhengig av hva man ønsker å oppnå. I denne veiledningen er det tatt utgangspunkt i følgende behandlingsmålinger:

- Hoveddelen av avløpsvannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff skal fjernes, dvs.  $< 25 \text{ mg BOF}_5/\text{l}$  og  $< 125 \text{ mg KOF}$  i effluenten
- Hoveddelen av avløpsvannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff skal fjernes, samt overføring av avløpsvannets innhold av ammonium til nitrat (nitrifikasjon), dvs.  $< 15 \text{ mg BOF}_5/\text{l}$  og  $< 3 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  i effluenten
- Hoveddelen av nitrogen skal fjernes, dvs.  $> 70 \%$  fjerning

Temperaturen har stor innvirkning på all biokjemisk oksidasjon.

Dimensjoneringsveiledningen blir gitt med utgangspunkt i en vanntemperatur på  $10^\circ\text{C}$ . Dersom man dimensjonerer for andre temperaturer, må man korrigere for dette som angitt i denne veiledningen. Man skal aldri dimensjonere for høyere temperatur enn  $10^\circ\text{C}$  dersom man ikke har målinger som dokumenterer at dette vil være riktig. Dersom man over store deler av året har stor infiltrasjon av smeltevann, bør man dimensjonere for temperaturer lavere enn  $10^\circ\text{C}$ .

Ved forsedimentering skal man ikke forutsette større reduksjon i forsedimenteringen enn  $20 \%$  for  $\text{BOF}_5$  og  $50 \%$  for SS. Ved forfelling skal man ikke forutsette større reduksjon i forsedimenteringen enn  $60 \%$  for  $\text{BOF}_5$  og  $80 \%$  for SS.

Ved dimensjonering av biologiske renseanlegg er det nødvendig å ta hensyn til den ekstra belastning som forårsakes av tilførsel av slamvann fra ulike slambehandlingsoperasjoner. Dette er særlig viktig når man har råtnetanker og når septikslam tilføres anlegget. Det vises til vedlegg 2.

### **3.4.2. Aktivslamprosessen**

#### *3.4.3.1. Beskrivelse*

Ved aktivslamprosessen luftes forbehandlet og eventuelt forsedimentert avløpsvann sammen med en bakteriekultur, det aktive slammet. Vann og slam separeres i et etterfølgende separasjonstrinn, normalt sedimentering, og slammet pumpes i retur til luftetanken.

Det finnes mange utforminger av aktivslamprosessen, og optimal dimensjonerende slamkonsentrasjon kan variere noe fra en prosessutforming til en annen. Hvilken utforming som skal velges, må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Veiledningen for dimensjonerende slamalder vil være de samme, uavhengig av utforming.

#### *3.4.3.2. Dimensjonering av reaktorvolum*

Den veiledning som blir gitt for aktivslam i det følgende er i all hovedsak basert på de tyske retningslinjene (ATV-DVWK-A 131) som er de mest aksepterte og benyttede i Europa.

Bioreaktorene i aktivslamprosessen dimensjoneres på grunnlag av slamalder. Nødvendig slamalder er vist i tabell 3.6. Slamalderen er avhengig av hva slags behandlingsmålsetting man har og hvor stort renseanlegget er.

Tabell 3.6. Dimensjonerende slamalder i døgn for bioreaktorene i aktivslamanlegg, avhengig av behandlingsmålsetting og renseanleggets størrelse (interpolering for anlegg mellom de to angitte størrelsene)

| Behandlingsmålsetting                                                                                                                                         | Dimensjonerende slamalder, SA         |                                     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
|                                                                                                                                                               | Inntil<br>1000 kg BOF <sub>5</sub> /d | Over<br>6000 kg BOF <sub>5</sub> /d |
| Dimensjonerende temperatur                                                                                                                                    | 10 °C                                 | 10 °C                               |
| Sekundærrensing (uten nitrifisering)<br>A. Hoveddelen av BOF <sub>5</sub> skal fjernes:<br>> 70 % fjerning<br>< 25 mg BOF <sub>5</sub> /l i utløp             | 5,0                                   | 4,0                                 |
| Med nitrifisering<br>B. I tillegg til A:<br>Hoveddelen av NH <sub>4</sub> -N skal nitrifiseres:<br>< 15 mg BOF <sub>5</sub> /l<br>< 3 mg NH <sub>4</sub> -N/l | 10,0                                  | 8,0                                 |
| Med nitrogenfjerning<br>C. I tillegg til A og B:<br>Hoveddelen av tot N (>70 %) skal fjernes:<br>V <sub>D</sub> /V <sub>T</sub> = 0,2*<br>0,3<br>0,4<br>0,5   | 12,5<br>14,3<br>16,7<br>20,0          | 10,0<br>11,4<br>13,3<br>26,0        |

\* V<sub>D</sub> = volum av denitrifiserende reaktorer. V<sub>T</sub> = totalt bioreaktorvolum.

Dimensjonerende slamkonsentrasjon bør normalt velges i området 2,0 - 3,5 kg/m<sup>3</sup> ved den konvensjonelle utforming av aktivslamprosessen.

Ved lavere temperaturer enn 10 °C kan dimensjonerende slamalder for behandlingsmålsetting B og C beregnes med ligning 3.4. For behandlingsmålsetting A (sekundærrensing) er det ingen temperaturkorreksjon.

$$SA_T = SA_{10} \cdot 1,103^{(10-T)} \quad \text{lign. 3.4}$$

SA<sub>T</sub> = dimensjonerende slamalder (døgn) ved temperatur T  
SA<sub>10</sub> = slamalder (døgn) ved 10 °C fra tabell 3.6  
T = temperatur (°C)

For å kunne beregne reaktorvolumet ut fra dimensjonerende slamalder, må man først bestemme dimensjonerende slamproduksjon (se pkt. 3.4.3.6).

Anlegg med sekvensiell biologisk rensing (SBR) dimensjoneres etter samme slamalder som gjennomstrømningsanlegg. Detaljer angående antall reaktorer, syklustider og utskiftet vannvolum pr. syklus for SBR-anlegg må bestemmes i hvert enkelt tilfelle. Det vises til faglitteraturen på området.

#### 3.4.3.3. Sekundærrensing

Luftetanken dimensjoneres på grunnlag av organisk døgnbelastning. Dersom f.eks. 85 % av prøvene må klare det strengeste kravet til sekundærrensing, skal man dimensjonere for den belastningen som underskrides i 85 % av døgnene. Luftetankens volum beregnes med følgende ligning:

$$V_T = SA \cdot B_{BOF} \cdot SP / X \quad \text{lign. 3.5}$$

$V_T$  = totalt bioreaktorvolum (m<sup>3</sup>)  
 $SA$  = slamalder (døgn) fra tabell 3.6, evt. fra lign. 3.4  
 $B_{BOF}$  = dimensjonerende organisk belastning (kg BOF<sub>5</sub>/d)  
 $SP$  = spesifikk slamproduksjon (kg SS/kg BOF<sub>5</sub>)  
 $X$  = midlere slamkonsentrasjon i bioreaktoren(e) (kg SS/m<sup>3</sup>)

#### 3.4.3.4. Nitrifisering

Anlegget bør dimensjoneres for den laveste middeltemperaturen man har over en periode på 2 uker. Det er lite erfaring med dimensjonering for lavere temperaturer enn 8 °C og pilotkjøringer anbefales. Som et utgangspunkt kan man imidlertid estimere nødvendig slamalder ned til en temperatur på 5 °C med ligning 3.4.

Luftetankens volum beregnes med ligning 3.5.

#### 3.4.3.5. Nitrogenfjerning

For dimensjonering av et nitrogenfjerningsanlegg må man beregne den mengden nitrat som skal fjernes. Dersom innkommende avløpsvann eller resirkuleringsstrømmer inneholder mer enn 2 mg oksygen/l, må man konvertere dette til ekvivalente mengder nitrat og bruke den totale mengden nitratekvivalenter til dimensjonering. 1 mg oksygen tilsvarer 0,35 mg NO<sub>3</sub>-N<sub>ekvivalenter</sub>.

Tabell 3.7 viser standardverdier for denitrifiseringskapasitet (kg NO<sub>3</sub>-N<sub>ekvivalenter</sub> denitrifisert/kg BOF<sub>5</sub> inn til bioreaktorene), som funksjon av denitrifiseringsvolum. Det skal ikke dimensjoneres for denitrifiseringsvolum mindre enn  $V_D/V_T = 0,2$  eller større enn  $V_D/V_T = 0,5$ .

Dersom man trenger mer denitrifiseringskapasitet enn det man kan få med  $V_D/V_T = 0,5$  anbefales at man tilsetter en ekstern karbonkilde. I et slikt tilfelle kan det være mest hensiktsmessig å dele inn bioreaktoren i et fordenitrifikasjons- og et etterdenitrifikasjons-trinn og tilsette karbonkilden til etterdenitrifikasjonstrinnet.

For denitrifisering i SBR-anlegg benyttes tallene for simultan og intermittent denitrifisering i tabell 3.7.

Tabell 3.7. Dimensjonerende denitrifiseringskapasitet som funksjon av denitrifiseringsvolum

| $V_D/V_T$ | kg NO <sub>3</sub> -N <sub>ekvivalenter</sub> denitrifisert/kg BOF <sub>5</sub> inn til bioreaktorene |                                          |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|
|           | For-denitrifisering og tilsvarende                                                                    | Simultan og intermittent denitrifisering |
| 0,2       | 0,11                                                                                                  | 0,06                                     |
| 0,3       | 0,13                                                                                                  | 0,09                                     |
| 0,4       | 0,14                                                                                                  | 0,12                                     |
| 0,5       | 0,15                                                                                                  | 0,15                                     |

Når dimensjonerende denitrifiseringskapasitet er beregnet, finnes forholdet mellom denitrifiserende reaktorvolum ( $V_D$ ) og totalt bioreaktorvolum ( $V_T$ ) fra tabell 3.7. Det interpoleres mellom verdiene i tabellen.

Deretter finnes dimensjonerende slamalder for 10 °C og aktuelt  $V_D/V_T$ -forhold fra tabell 3.6. For dimensjonerende slamalder ved eventuelt lavere temperatur benyttes ligning 3.4, med samme restriksjoner som tidligere angitt for nitrifisering. Anlegget bør

dimensjoneres for den laveste middeltemperaturen man har over en periode på 2 uker. Bioreaktorens totalvolum beregnes med ligning 3.5.

Ettersom kravet til utslipp av nitrogen er gitt som årsmiddel, kan man dimensjonere for den organiske belastning som underskrides i 60 % av døgnene.

#### 3.4.3.6. Dimensjonerende slamproduksjon

Spesifikk biologisk slamproduksjon er en funksjon av slamalder, temperaturen i bioreaktorene og SS/BOF<sub>5</sub>-forholdet i avløpsvannet i innløpet til bioreaktorene. Spesifikk biologisk slamproduksjon (SP<sub>BOF</sub>) ved 10 °C finnes i tabell 3.8, og det anbefales at disse verdiene brukes. Det interpoleres mellom de viste verdiene.

Tabell 3.8. Spesifikk biologisk slamproduksjon ved 10 °C, som kg SS produsert/kg BOF<sub>5</sub> belastet bioreaktorene

| Slamalder<br>i døgn | Forholdet mellom SS og BOF <sub>5</sub> i innløpet til bioreaktorene*<br>kg SS/kg BOF <sub>5</sub> |      |      |      |      |
|---------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|------|------|------|------|
|                     | 0,4                                                                                                | 0,6  | 0,8  | 1,0  | 1,2  |
| 4                   | 0,80                                                                                               | 0,92 | 1,04 | 1,16 | 1,28 |
| 6                   | 0,74                                                                                               | 0,86 | 0,98 | 1,10 | 1,22 |
| 8                   | 0,70                                                                                               | 0,82 | 0,94 | 1,06 | 1,18 |
| 10                  | 0,66                                                                                               | 0,78 | 0,90 | 1,02 | 1,14 |
| 12                  | 0,64                                                                                               | 0,76 | 0,88 | 1,00 | 1,12 |
| 15                  | 0,60                                                                                               | 0,72 | 0,84 | 0,96 | 1,08 |
| 20                  | 0,57                                                                                               | 0,69 | 0,81 | 0,93 | 1,05 |
| 25                  | 0,54                                                                                               | 0,66 | 0,78 | 0,90 | 1,02 |

\* Målt etter eventuell forsedimentering eller finsil

Dersom man tilsetter fellingskjemikalier for å fjerne fosfor (simultanfelling), vil slamproduksjonen øke. Ved bruk av fellingskjemikalier med jern skal slamproduksjonen økes med 3 kg SS/kg Fe tilsatt. Ved bruk av fellingskjemikalier med aluminium skal slamproduksjonen økes med 6 kg SS/kg Al tilsatt.

Spesifikk kjemisk slamproduksjon beregnes som følger:

$$SP_{Kjem} = (K_{Kjem} \cdot D) / B_{BOF} \quad \text{lign. 3.6}$$

SP<sub>Kjem</sub> = spesifikk kjemisk slamproduksjon (kg SS produsert/kg BOF<sub>5</sub> belastet)  
 K<sub>Kjem</sub> = slamproduksjonskoeffisient, 3 for Fe og 6 for Al (kg SS/kg Fe eller kg SS/kg Al)  
 D = kjemikaliedosering (kg Fe/d eller kg Al/d)  
 B<sub>BOF</sub> = dimensjonerende organisk belastning for bioreaktorene (kg BOF<sub>5</sub>/d)

Dermed blir dimensjonerende spesifikk slamproduksjon for det biologiske trinnet:

$$SP = SP_{BOF} + SP_{Kjem} \quad \text{lign. 3.7}$$

#### 3.4.3.7. Dimensjonering av oksygeneringskapasitet

Oksygenbehovet for et aktivslamanlegg består av oksygenbehovet for fjerning av organisk materiale (inkludert endogen respirasjon) og eventuelt oksygenbehovet for nitrifisering. Dersom man fjerner nitrogen ved for-denitrifisering, vil man få en reduksjon i oksygenbehovet for fjerning av organisk stoff på grunn av at noe organisk stoff brukes til å fjerne nitrogen.

$$O_{BOF} = B_{BOF} \cdot \{0,56 + [0,15 \cdot SA_T \cdot F_T / (1 + 0,17 \cdot SA_T \cdot F_T)]\} \quad \text{lin. 3.8}$$

$O_{BOF}$  = oksygenbehov for fjerning av organisk stoff, inklusive endogen respirasjon (kg  $O_2$ /d)

$B_{BOF}$  = dimensjonerende organisk belastning for bioreaktorene (kg  $BOF_5$ /d)

$SA_T$  = slamalder (døgn) ved temperatur T

$F_T = 1,072^{(T-15)}$  = temperaturfaktor for endogen respirasjon

T = temperatur ( $^{\circ}C$ )

$$O_N = 4,3 \cdot B_{NH4} \quad \text{lin. 3.9}$$

$O_N$  = oksygenbehov for nitrifisering (kg  $O_2$ /d)

$B_{NH4}$  = dimensjonerende belastning av nitrifiserbar nitrogen (kg  $NH_4$ -N/d)

$$O_D = 2,9 \cdot M_{NO3} \quad \text{lin. 3.10}$$

$O_D$  = reduksjon av oksygenbehov på grunn av denitrifisering (kg  $O_2$ /d)

$M_{NO3}$  = mengde nitrogen fjernet ved denitrifisering (kg  $NO_3$ -N/d)

Samlet oksygenbehov (kg  $O_2$ /d):

$$O_{døgn} = O_{BOF} - O_D + O_N \quad \text{lin. 3.11}$$

Den dimensjonerende situasjonen vil normalt være når man har høyest temperatur i anlegget, siden den endogene respirasjonen øker med økende temperatur.

Oksygenbehovet varierer over døgnet, og man må derfor legge inn spissbelastningsfaktorer for å finne det dimensjonerende oksygenbehovet:

$$O_{time} = [f_C \cdot (O_{BOF} - O_D) + f_N \cdot O_N] / 24 \quad \text{lin. 3.12}$$

$O_{time}$  = oksygenbehov i maks. time (kg  $O_2$ /time)

$f_C$  = spissbelastningsfaktor for oksygenopptak forårsaket av fjerning av organisk stoff

$f_N$  = spissbelastningsfaktor for oksygenopptak forårsaket av nitrifisering

Det er forutsatt at spissbelastningene av organisk stoff og av nitrogen ikke skjer samtidig. Man skal derfor gjennomføre to beregninger, én med  $f_C = 1,0$  og estimert verdi for  $f_N$ , og én med  $f_N = 1,0$  og estimert verdi for  $f_C$ . Den høyeste verdien for  $O_{time}$  skal benyttes.

Dersom det ikke finnes målinger som tilsier andre faktorer, skal man bruke tabell 3.9 til å finne spissbelastningsfaktorene. Det interpoleres mellom angitte verdier.

Tabell 3.9. Spissbelastningsfaktorer for oksygenbehov i aktivslamanlegg

|                                    | Slamalder i døgn |       |       |      |      |       |
|------------------------------------|------------------|-------|-------|------|------|-------|
|                                    | 4                | 6     | 8     | 10   | 15   | 25    |
| $f_C$                              | 1,30             | 1,25  | 1,20  | 1,20 | 1,15 | 1,10  |
| $f_N$ for $B_{BOF} \leq 1200$ kg/d | - - -            | - - - | - - - | 2,5  | 2,0  | 1,5   |
| $f_N$ for $B_{BOF} > 6000$ kg/d    | - - -            | - - - | 2,0   | 1,8  | 1,5  | - - - |

Maskinelt utstyr for lufttilførsel bør være anordnet slik at lufttilførselen kan avpasses til behovet. Luftbassengets uforming må avpasses til det valgte luftesystem slik at en får strømningsforhold som forhindrer avsetninger. Lufteststyret skal dimensjoneres slik at et oksygenoverskudd på 1 - 2 mg  $O_2$ /l kan opprettholdes i alle deler av de aerobe reaktorene til enhver tid.

#### 3.4.3.8. Dimensjonering av returslampumping

Returslammengder bør kunne måles og varieres. Den samlede maksimale kapasitet bør være på minst  $1,0 \cdot Q_{\text{maksdim}}$  om ingenting tilsier noe annet. Ved mindre anlegg med vertikalstrømning i sedimenteringstanken bør maksimal returslamkapasitet være  $1,5 \cdot Q_{\text{maksdim}}$ . På små anlegg kan det oppstå problemer med å tilpasse returslammengden. Dette kan reguleres ved intermittert pumping.

#### 3.4.3.9. Biologisk fosforfjerning

Biologisk fosforfjerning kan brukes i stedet for kjemisk fosforfjerning dersom sammensetningen av avløpsvannet ligger til rette for dette (høyt innhold av lett nedbrytbart organisk stoff i forhold til fosforinnholdet). Det er vanlig å kombinere biologisk fosforfjerning i aktivslamanlegg med simultanfelling når man må møte så strenge fosforkrav som man normalt har i Norge.

Ved biologisk fosforfjerning benyttes en anaerob reaktor foran første anoksiske eller aerobe reaktor. Returslammet tilbakeføres til den anaerobe reaktoren som bør dimensjoneres for en minste hydraulisk oppholdstid på 45 minutter, basert på en vannmengde tilsvarende  $Q_{\text{dim}} + Q_{\text{returslam}}$ .

I tillegg til oppholdstiden vil biologisk fosforfjerning være avhengig av forholdet mellom konsentrasjonen av lett biologisk nedbrytbart organisk materiale og fosforkonsentrasjonen. Ved en temperatur på 10 °C anbefales at man dimensjonerer for et biologisk fosforopptak på 0,01 g P fjernet/g  $\text{BOF}_5$  i innløpet til det biologiske rensetrinnet.

### 3.4.3. Rislefilter

#### 3.4.4.1. Beskrivelse

Ved biologisk behandling i rislefilter risles forbehandlet avløpsvann over en tank fylt med kunststoffmateriale eller stein. Bakterier og andre organismer gror på materialet i tanken og bryter ned det organiske materialet i avløpsvannet. Det nødvendige oksygen tilføres fra den lufta som strømmer gjennom filtersengen ved naturlig eller kunstig ventilasjon.

Ved behandling av kommunalt avløpsvann bør forsedimentering være inkludert i forbehandlingen.

Dersom man benytter rislefilter i kombinasjon med kjemisk felling, vil man få bedre avskilling av den finpartikulære slamfraksjonen. Derfor kan man tillate en høyere belastning for å oppnå en ønsket renseeffekt. Høyt belastede rislefiltre benyttes ofte som første trinn i en to-trinns biologisk prosess. Særlig er dette aktuelt ved høyt innhold av løst organisk stoff, f.eks. som et resultat av høy industribelastning.

#### 3.4.4.2. Dimensjonering av filtervolum

Volumet i et rislefilter bestemmes av den tillatte belastningen av organisk stoff pr. volumenhet, uttrykt som  $\text{kg BOF}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ . Denne belastningsparameter tilsvarer slambelastningsbegrepet ved aktivslamprosessen fordi man antar at de aktive mikroorganismer finnes i et tynt sjikt over hele filtermaterialets overflate. Overflaten pr. volumenhet og dermed mengden aktive mikroorganismer, er for et gitt filtermateriale tilnærmet konstant.

Fyllmaterialet kan bestå av vilkårlig pakket stein med nominell diameter 50 - 100 mm (spesifikk overflate: 50 - 90  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ), modulerte kunststoffenheter (spesifikk overflate: 90 - 180  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ) eller vilkårlig pakkede kunststoffenheter (spesifikk overflate: > 180  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ). De ulike fyllmaterialer gir ulike hulromsvolum (stein ca. 50 %, plast ca. 90 %). Ved høy organisk rombelastning er det særlig viktig med høyt hulromsvolum for å hindre



gjentetting i filteret. En bør da ikke velge fyllmateriale med spesifikk overflate > 180 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.

Av betydning for dimensjoneringen er hovedsakelig organisk belastning, temperatur, spesifikk overflate på fyllmaterialet og grad av etterbehandling og resirkulering,  $r$ .

$$r = \frac{Q_{\text{resirk}}}{Q_{\text{dim}}} \quad \text{lign. 3.13}$$

Dimensjonerende verdier for organisk volumbelastning er angitt i tabell 3.10. Tabellverdiene gjelder ved 10 °C og for situasjoner der bidraget av organisk belastning fra industrivann er maksimalt 25 %.

Tabell 3.10. Dimensjoneringsdata for rislefiltervolum

| Behandlingsmålsetting                           | Spesifikk overflate fyllmateriale m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> | Organisk rombelastning kg BOF <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> · d |             |         |
|-------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|-------------|---------|
|                                                 |                                                                  | $r < 1$                                                        | $1 < r < 3$ | $r > 3$ |
| A. Hoveddelen av BOF <sub>5</sub> skal fjernes: |                                                                  |                                                                |             |         |
| > 70 % fjerning eller                           | < 90                                                             | 0,2                                                            | 0,3         | 0,4     |
| < 25 mg BOF <sub>5</sub> /l i utløp             | 90-180                                                           | 0,3                                                            | 0,4         | 0,5     |
| a) Uten kjemisk felling                         | > 180                                                            | 0,4                                                            | 0,5         | 0,6     |
| A. Hoveddelen av BOF <sub>5</sub> skal fjernes: |                                                                  |                                                                |             |         |
| > 70 % fjerning eller                           | < 90                                                             | 0,8                                                            | 0,9         | 1,0     |
| < 25 mg BOF <sub>5</sub> /l i utløp             | 90-180                                                           | 0,9                                                            | 1,0         | 1,1     |
| b) Med kjemisk felling                          | > 180                                                            | 1,0                                                            | 1,1         | 1,2     |

Ved høy organisk belastning pga. industrivann må man endre dimensjonerende belastning, avhengig av industrivannstype, belastningsforløp over døgnet, filtermedium og behandlingsmålsetting.

Ved andre temperaturer enn 10 °C skal organisk rombelastning korrigeres etter følgende ligning:

$$V_T = V_{10} \cdot 1,08^{(T-10)} \quad \text{lign. 3.14}$$

hvor  $V_T$  er rombelastningen ved den aktuelle temperatur og  $V_{10}$  er rombelastningen ved 10 °C gitt i tabell 3.10.

De gitte retningslinjer gjelder for et tilnærmet kontinuerlig belastet filter. Dersom avløpsvannet pumpes inn på anlegget, er det viktig å avpasse pumpekapasiteten til tilrenningen, slik at filteret ikke belastes støtvis. Dette ville kunne redusere renseeffekten vesentlig.

Ved små renseanlegg hvor den organiske belastningen varierer mye, bør tilløpsvannmengden utjevnes eller belastningstallene korrigeres slik at man tar hensyn til belastningstopper.

#### 3.4.4.3. Dimensjonering av overflatebelastning

Hele rislefilterets overflate bør belastes likt. For å oppnå best mulig fordeling, skal dimensjonerende overflatebelastning være som angitt i tabell 3.11.

Tabell 3.11. Dimensjonering av overflatebelastning for rislefiltre

| Type av rislefilter      | Hydraulisk overflatebelastning <sup>1</sup>      |
|--------------------------|--------------------------------------------------|
| Steinfilter              | $\geq 0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ |
| Kunststoffer             |                                                  |
| Roterende vannfordeler   | $\geq 2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ |
| Fastmontert vannfordeler | $\geq 2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ |

<sup>1</sup> Overflatebelastning: Vannmengde/overflate på rislefiltertanken

#### 3.4.4. Biorotor

##### 3.4.5.1. Beskrivelse

Ved biologisk behandling i biorotoranlegg ledes forbehandlet avløpsvann til et basseng der det bringes i kontakt med mikroorganismer. Mikroorganismene gror på flater som i sentrum er festet til en sakte roterende aksel, slik at organismene på flatene vekselvis befinner seg i kontakt med avløpsvann og luft. Det slam som produseres ved organismenes tilvekst, avskilles i en etterfølgende separasjonsenhet. Ved behandling av kommunalt avløpsvann bør vannet slamavskilles i forbehandlingen. Det som er nevnt om etterbehandling for biofilteranlegg i pkt. 3.4.4.1, gjelder også for biorotoranlegg.

##### 3.4.5.2. Dimensjonering av nødvendig biorotorareal

Det samlede biorotorareal bestemmes av den tillatte belastningen med organisk stoff pr. arealenhet, uttrykt som  $\text{g BOF}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Dimensjonerende verdier for organisk arealbelastning ved 10 °C er angitt i tabell 3.12.

Tabell 3.12. Dimensjoneringsdata for biorotoranlegg

| Behandlingsmålsetting                                                                                                                                                  | Organisk arealbelastning ved 10 °C ( $A_{10}$ )<br>$\text{g BOF}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|
| A. Hoveddelen av $\text{BOF}_5$ skal fjernes:<br>> 70 % fjerning eller<br>< 25 mg $\text{BOF}_5/\text{l}$ i utløp<br>a) uten kjemisk felling<br>b) med kjemisk felling | <br><br><br>< 8<br>< 11,5                                                                     |
| B. I tillegg til A:<br>Nitrifikasjon                                                                                                                                   | <br>< 5                                                                                       |

Biorotoranlegg bør være oppdelt i flere trinn (minst 2) som drives i serie. For å unngå driftsproblemer som følge av overbelastning av 1. trinn, bør den organiske arealbelastningen beregnet for 1. trinn alene ikke overstige  $24 \text{ g BOF}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Ved beregning av biorotorareal skal den del av biorotoren som aldri fuktes, ikke medregnes.

Ved andre temperaturer enn 10 °C skal organisk arealbelastning korrigeres etter følgende formel:

$$A_T = A_{10} \cdot 1,08^{(T-10)}$$

lign. 3.15

hvor  $A_T$  er organisk arealbelastning ved den aktuelle temperatur og  $A_{10}$  er tilsvarende ved 10 °C. Det som er angitt angående innpumping på biofilteranlegg i pkt. 3.4.4.2, gjelder også biorotoranlegg.

#### 3.4.5.3. Øvrig

Det bassenget som biorotoren er plassert i, skal være utformet slik at avløpsvannet bringes i effektiv kontakt med biorotoren, og slik at kortslutningsstrømmer unngås. I de tilfeller hvor høy organisk belastning tidvis kan ventes, bør man for å kunne forhindre oksygensvikt og tykk biofilm i første trinn, legge inn et lufterør på langs av biorotoren i dette trinnet.

### 3.4.5. MBBR

#### 3.4.6.1. Beskrivelse

I MBBR-prosessen (MBBR - Moving Bed Biofilm Reactor) vokser biomassen på plastelementer som holdes svevende i reaktoren ved hjelp av lufting eller omrøring.

Plastelementene (biofilmbærerne) hindres i å forlate reaktoren sammen med vannet ved en silanordning på utløpet av reaktoren. Når MBBR brukes for aerob, biologisk nedbrytning av organisk stoff eller ammonium, luftes reaktoren. Når MBBR brukes for anoksiske prosesser (for biologisk nedbrytning av nitrat) eller for anaerobe prosesser, omrøres reaktoren.

Ved behandling av kommunalt avløpsvann benyttes vanligvis finrist, finsil eller forsedimentering i forbehandlingen.

#### 3.4.6.2. Dimensjonering av reaktorvolum

Reaktorvolumet bestemmes på grunnlag av dimensjonerende arealbelastning i  $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$ , fyllingsgraden av bæremedium (%) og effektivt, spesifikt biofilmareal på bæremediet ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ ). I tabell 3.13 er gitt verdier for dimensjonerende arealbelastning.

Tabell 3.13. Dimensjonerende verdier for MBBR-reaktorer ved 10 °C

| Behandlingsmålsetting                                                                                                                                                                                                            | Organisk arealbelastning<br>g BOF <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> · d | Ammonium arealbelastning<br>g NH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> · d | NO <sub>x</sub> -N <sub>ekvivalenter</sub> arealbelastning<br>g NO <sub>x</sub> -N/m <sup>2</sup> · d                    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A. Hoveddelen av BOF <sub>5</sub> skal fjernes:<br>> 70 % fjerning eller<br>< 25 mg BOF <sub>5</sub> /l i utløp <ul style="list-style-type: none"> <li>• Uten kjemisk felling</li> <li>• Med kjemisk felling</li> </ul>          | < 8 <sup>1</sup><br>< 11,5 <sup>1</sup>                            |                                                                     |                                                                                                                          |
| B. I tillegg til A:<br>Hoveddelen av NH <sub>4</sub> -N skal nitrifiseres: <ul style="list-style-type: none"> <li>• &lt; 15 mg BOF<sub>5</sub>/l</li> <li>• &lt; 3 mg NH<sub>4</sub>-N/l</li> </ul>                              | < 4 <sup>2</sup>                                                   | < 0,8 <sup>3,7</sup>                                                |                                                                                                                          |
| C. I tillegg til A og B:<br>Hoveddelen av tot N (>70 %) skal fjernes: <ul style="list-style-type: none"> <li>• For-denitrifikasjon</li> <li>• Etter-denitrifikasjon</li> <li>• Kombinert for- og etterdenitrifikasjon</li> </ul> |                                                                    |                                                                     | < 0,3 <sup>4,5</sup><br>< 0,6 <sup>6</sup><br>< 0,3 <sup>4</sup> i for-DN-reakt.<br>< 0,6 <sup>6</sup> i etter-DN-reakt. |

<sup>1</sup> Det forutsettes at reaktoren er inndelt i minst to adskilte kammer (angitt verdi gjelder totalvolum), og at oppholdstiden ved Q<sub>maksdim</sub> er ≥ 30 min.

<sup>2</sup> Dimensjoneringsverdi for den reaktordelen som forutsettes å fjerne organisk stoff før nitrifikasjonen

<sup>3</sup> Dimensjoneringsverdi for den reaktordelen som forutsettes å fjerne ammonium ved nitrifikasjon

<sup>4</sup> Forutsatt at C/N-forhold i innkommende vann til fordenitrifikasjonsreaktoren er

≥ 3,5 g BOF<sub>5</sub>/g NO<sub>3</sub>-N<sub>ekviv, inn</sub>

<sup>5</sup> Forutsatt at resirkulert vannmengde fra nitrifikasjons- til fordenitrifikasjonsreaktor > 300 % av Q<sub>midl, inn</sub>

<sup>6</sup> Forutsatt tilsatt ekstern karbonkilde tilsvarende C/N-forhold i innkommende vann til etterdenitrifikasjonsreaktoren ≥ 3 g BOF<sub>5</sub>/g NO<sub>3</sub>-N<sub>ekviv</sub> (evt. 4,5 g KOF/g NO<sub>3</sub>-N<sub>ekviv</sub>)

<sup>7</sup> Forutsatt dimensjonerende oksygenkonsentrasjon i nitrifikasjonsreaktoren > 7 mg O<sub>2</sub>/l

Anlegg for nitrogenfjerning kan bygges med fordenitrifikasjon, etterdenitrifikasjon eller en kombinasjon av de to. Den delen av anlegget som skal sørge for fjerning av organisk stoff og nitrifikasjon, dimensjoneres i henhold til behandlingsmålsetting B, mens denitrifikasjonsbassengene dimensjoneres etter behandlingsmålsetting C.

Ved andre temperaturer enn 10 °C skal arealbelastningene korrigeres etter ligning 3.15.

Oksygenbehovet ved behandlingsmålsetting A skal dimensjoneres for 1,0 kg O<sub>2</sub>/kg BOF<sub>5, tilført</sub>. Ved bestemmelse av oksygenbehov (kg O<sub>2</sub>/time) skal det legges inn en spissbelastningsfaktor på 1,3.

Oksygenbehovet ved behandlingsmålsetting B skal dimensjoneres for:

$$O_{\text{døgn}} = 1,0 \text{ kg O}_2/\text{kg BOF}_{5, \text{ tilført}} + 4,5 \text{ kg O}_2/\text{kg NH}_4\text{-N}_{\text{tilført}} \quad \text{lign. 3.16}$$

I tillegg skal det for behandlingsmålsetting B legges inn en spissbelastningsfaktor på 2,0 for oksygenbehov (kg O<sub>2</sub>/time) til nitrifisering. Det legges ikke inn spissbelastningsfaktor for oksygen til fjerning av organisk stoff, siden spissbelastning av organisk stoff og nitrogen ikke vil opptre samtidig.

### **3.4.6. Biodammer**

#### *3.4.7.1. Beskrivelse*

Ved biologisk behandling i biodamanlegg ledes avløpsvannet inn i en serie av kunstig anlagte dammer med vanddyp på 1,2 - 1,8 m. Organisk stoff i avløpsvannet vil brytes ned av mikroorganismer som i det vesentlige vil være aerobe og som tilføres oksygen dels ved direkte overføring ved overflaten og dels ved at alger i dammens overflatelag produserer oksygen ved fotosyntese. Dammen er selv separasjonsenhet for mikroorganismer og suspendert stoff.

#### *3.4.7.2. Anvendelsesområde*

Biodammer kan brukes for behandling av råkloakk og ulike grader av behandlet avløpsvann. For eksempel kan biodammer brukes som poleringstrinn før utslipp til resipient. Den gjennomsnittlige renseeffekt over året forringes av islegging (reduisert lys- og oksygentilgang) om vinteren og tap av alger med utløpsvannet i sommerhalvåret. Biodammer kan kombineres med felling direkte i dammen. Man kan da oppnå rensegrader som vinterstid omtrent tilsvarer et mekanisk-kjemisk renseanlegg og sommerstid et biologisk-kjemisk anlegg.

Ved bruk av biodammer bør avløpsvannet forbehandles, f.eks. ved slamavskilling. Man vil da få mindre slamavsetninger rundt innløpet. En biodam kan skape luktulempen ved isløsning. Biodammer er arealkrevende og vil når de brukes som eneste rensetrinn, sjelden egne seg ved mer enn ca. 1000 pe tilknyttet.

#### *3.4.7.3. Dimensjonering*

Dimensjoneringen skal foretas med utgangspunkt i midlere organisk belastning. Biodamanlegget bør ha et totalareal tilsvarende en belastning på  $3,5 \text{ g BOF}_5/\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$ . Biodammens dybde bør være i området 1,2 - 1,8 m. Ved tilsetning av fellingskjemikalier må det tas hensyn til at slamakkumulering blir  $1 - 1,5 \text{ m}^3/\text{pe} \cdot \text{år}$ .

#### *3.4.7.4. Konstruksjonsmessig utforming*

Biodamanlegget bør bestå av minst 3 dammer i serie. Forbindelsen mellom dammene bør være dykket med inntak og utløp ved 50 - 60 cm dybde. Det bør være mulig å kortslutte en eller flere av dammene. Innløpet bør fordeles på flere rør for å få god fordeling i den første dammen. Dybden som utløpsvannet trekkes av fra, bør kunne varieres, og utløpet skjermes mot flyteslam. Det bør legges til rette for tømning av dammene og for uttak av slam.

## **3.5. Kjemiske rensemetoder**

### **3.5.1. Beskrivelse**

Ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann tilsettes fellingskjemikalier til vannet slik at løste forbindelser (for eksempel fosfor og metaller) felles ut og partikulære forurensninger (suspendert stoff og kolloider) koaguleres. Utfelt og koagulert materiale flokkuleres og separeres fra vannfasen ved sedimentering, flotasjon eller filtrering.

### **3.5.2. Anvendelsesområde**

Vanligvis benyttes salter av aluminium eller jern ( $\text{pH} = 5,5 - 6,5$ ) som fellingsmiddel, og både utfelling og koagulering finner da sted. Man kan også benytte organiske polymerer, enten som koaguleringsmiddel (kationiske polymerer) eller som flokkuleringsmiddel (anioniske polymerer), vanligvis tilsatt som et supplement til aluminium eller jern.

Kjemisk felling kan benyttes både på forbehandlet (primærfelling), forsedimentert (sekundærfelling) og/eller biologisk rensert og fraseparert vann (etterfelling). Fellingsmiddel kan også tilsettes til innløpet av, direkte i eller til utløpet av luftebasseng i aktivslamanlegg (simultanfelling) eller ved utløpet av biofilmreaktor og før flokkulering og slamseparasjon (biofilmanlegg med felling).

Metoden kan anvendes for fjerning av fosfor, suspendert stoff og kolloidalt stoff samt metaller. Dersom man benytter polymer alene, får man ingen utfelling, kun koagulering og flokkulering av kolloider og suspendert stoff.

Ved kjemisk felling er det nødvendig å ta hensyn til det slamvannet som tilbakeføres fra ulike slambehandlingsoperasjoner. Det er i første rekke pH, alkalitet og innholdet av løst organisk stoff som påvirkes. Det er særlig ved utråkning, behandling av slam med kalk og ved tilførsel av septikslam det er viktig å ta hensyn til slamvanntilførselen. Det vises til vedlegg 2.

### **3.5.3. Flokkulering**

Flokkuleringen bør skje på en slik måte at de utfelte partikler bygges opp til fraseparerbare fnokker. Dette kan skje fysisk gjennom omrøring av vannmassen eller kjemisk gjennom tilsetning av organisk polymer eller ved en kombinasjon av de to. Ofte kombineres tilsetning av uorganisk fellingsmiddel og fysisk flokkulering med tilsetning av anionisk polymer for å bedre flokkulering og slamseparasjon.

Flokkuleringsbassenger bør utformes slik at det skapes omrøring i vannmassen for at partikkelkollisjoner får komme i stand og samtidig slik at stempelstrømning tilstrebes. Omrøringen kan etableres ved å la vannstrømmen passere statiske anordninger, ved lufting og ved roterende omrøringsanordninger. Luftomrøring er normalt ikke å anbefale da det gir for ujevn omrøringsintensitet. For å tilstrebe stempelstrømning bør vannstrømmen passere flere kammer (minst 2) i serie.

Normalt benyttes tradisjonelle flokkuleringsbassenger med roterende omrøringsanordninger. I slike tilfeller bør den totale midlere oppholdstid ved  $Q_{\text{dim}}$  ikke være mindre enn angitt i tabell 3.14.

God flokkulering kan oppnås på ulike måter, blant annet også gjennom slamkontaktbassenger hvor fnokksuspensjonen må passere et slamteppe som gir kontakt mellom fnokkene og dermed en øket flokkuleringshastighet. Det tilbys separasjonsreaktorer på markedet som har slik kontaktflokkulering integrert i separasjonsreaktoren, og firmaer som tilbyr slike, dimensjonerer ofte for kortere oppholdstider enn det som her er angitt – som gjelder tradisjonelle flokkuleringsbasseng med roterende omrøringsanordninger.

Tabell 3.14. Dimensjoneringsdata for flokkuleringsbasseng før sedimentering<sup>1</sup>.  
Total oppholdstid i minutter

| Kjemikalium                                                          | Antall kammer med omblending |        |        |
|----------------------------------------------------------------------|------------------------------|--------|--------|
|                                                                      | 2                            | 3      | 4      |
| Primær- og sekundærfelling samt biofilmanlegg m/felling <sup>2</sup> |                              |        |        |
| Aluminium (III)                                                      | > 25                         | > 20   | > 15   |
| Jern (III)                                                           | > 25                         | > 20   | > 15   |
| Al/Fe + polymer <sup>3</sup>                                         | > 15                         | > 12,5 | > 10   |
| Kalk eller Jern (II) + kalk                                          | > 20                         | > 15   | > 12,5 |
| Etterfelling                                                         |                              |        |        |
| Aluminium (III)                                                      | > 30                         | > 25   | > 20   |
| Jern (III)                                                           | > 30                         | > 25   | > 20   |
| Al/Fe + polymer <sup>3</sup>                                         | > 20                         | > 15   | > 12,5 |
| Kalk eller Jern (II) + kalk                                          | > 25                         | > 20   | > 15   |

<sup>1)</sup> Når flotasjon eller filtrering benyttes som separasjonsprosess, kan oppholdstiden settes 5 min lavere enn det som er angitt for sedimentering

<sup>2)</sup> Flokkulering ved simultanfelling, se nedenfor

<sup>3)</sup> Når organisk flokkulant (polymer) tilsettes etter tilsetting av aluminium eller jern

Det er uheldig med for lang oppholdstid (> 45 minutter) i flokkuleringsbassenger, noe som kan oppstå ved lav hydraulisk belastning i anleggets startfase. Dette bør det tas hensyn til ved planleggingen.

For å kunne optimalisere flokkuleringsprosessen, bør omrøringsintensiteten kunne varieres. Dersom sedimentering benyttes ved separasjon av slam, bør omrøringsintensiteten være høyest ved innløpet av flokkuleringsenheten og så lav som mulig (dog slik at sedimentering unngås) ved utløpet. Når flotasjon eller filtrering benyttes, bør omrøringshastigheten være høyere enn ved sedimentering og den samme i alle kammer.

Dersom andre flokkuleringssystemer enn de som er basert på roterende omrøringsanordninger benyttes, bør dimensjoneringen være basert på en dokumentasjon av at disse systemene gir minst like god effekt som de som her er angitt.

Overføringen mellom flokkuleringsbasseng og separasjonsbasseng bør ikke utsette fnokkene for større skjærpåkjenning enn i siste flokkuleringskammer. Hastigheten bør ikke overstige 20 cm/sek ved  $Q_{maksdim}$ . Dette betyr at overføringen bør være så åpen som mulig. Den siste del av flokkuleringen kan gjerne skje integrert i sedimenteringsbassenget.

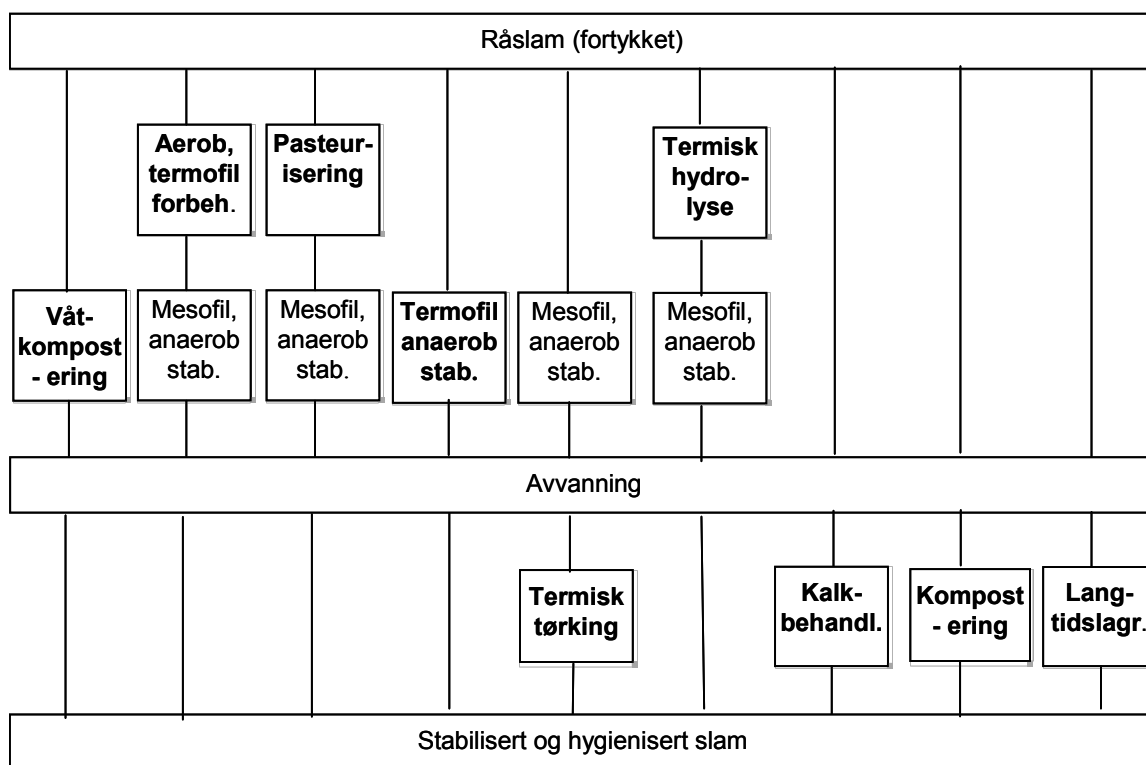
Ved simultanfellingsanlegg hvor en vesentlig del av flokkuleringen skjer i luftebassenget, er det ønskelig å la slamsuspensjonen passere en flokkuleringssone hvor omrøringsintensiteten er så lav som mulig (gjern integrert i sedimenteringsbassenget). Det kan antydes at oppholdstiden i flokkuleringssonen ved simultanfelling bør være 5 - 10 minutter.

## 3.6. Slambehandling

### 3.6.1. Generelt

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (gjødselvarereforskriften) (2003) regulerer behandling, lagring og bruk av avløpsslam og en rekke andre organiske avfallsprodukter. Forskriften inneholder bl.a. krav om stabilisering og hygienisering av slam og annet organisk avfall før bruk. Kravet til stabilisering er generelt formulert og angir bare at slam ikke skal forårsake luktulempere eller andre miljøproblemer ved lagring og bruk, mens hygieniseringskravet er konkret og angir at hygienisert slam ikke skal inneholde *Salmonella*-bakterier eller infektive parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2500 pr. gram tørrstoff.

For å oppfylle kravene i gjødselvarereforskriften om stabilisering og hygienisering av avløpsslam, benyttes det i Norge ulike behandlingsmetoder (se figur 3.1). Noen av metodene kan gi både stabilisering og hygienisering av slammet i én prosess, mens de fleste omfatter en kombinasjon av prosesser for å oppnå både stabilisering og hygienisering.



Figur 3.1. Slambehandlingsmetoder som kan gi et stabilisert og hygienisert slam. Hygieniseringstrinnet for hver metode er uthevet.

I avsnittene 3.6.6 - 3.6.9 blir dimensjoneringskriterier for slike kombinasjoner av enhetsprosesser angitt særskilt.

### 3.6.2. Dimensjonerende slammengder

Det skilles vanligvis mellom mekaniske, biologiske og kjemiske slamtyper. Disse slamtypene kan forekomme hver for seg eller i blanding før de pumpes til en slambehandlingsenhet.

Den slammengde som legges til grunn for dimensjoneringen av et slambehandlingsanlegg, bør beregnes så nøyte som mulig. Dette er viktig for alle slambehandlingsprosesser.



Slamproduksjonen (SP i g/m<sup>3</sup>) kan beregnes som følger, der behandlingsmålsettingene er definert i avsnitt 3.4.1 (SS, BOF etc. angir avløpsvannskonsentrasjoner i g/m<sup>3</sup>):

Primærrensing (mekanisk trinn):  $SP = (SS_{inn} - SS_{ut})$  (g SS/m<sup>3</sup>)

|                         |                                                             |
|-------------------------|-------------------------------------------------------------|
| Biologisk rensing:      | $SP = (Y_{obs} \cdot BOF_{fjernet})$ (g SS/m <sup>3</sup> ) |
| Behandlingsmålsetting A | $Y_{obs} = 1,3$ (uten forsedimentering)                     |
|                         | $Y_{obs} = 1,0$ (med forsedimentering)                      |
| Behandlingsmålsetting B | $Y_{obs} = 0,9$ (med forsedimentering)                      |
| Behandlingsmålsetting C | $Y_{obs} = 0,8$ (med forsedimentering)                      |

Dersom ekstern karbonkilde tilsettes, må den ekstra mengde BOF fjernet tas hensyn til ved beregningen av slamproduksjonen.

|                            |                                                                       |
|----------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| Kjemisk rensing:           | $SP = K_{Kjem} \cdot D + (SS_{inn} - SS_{ut})$ (g SS/m <sup>3</sup> ) |
| Felling med jernsalter     | $K_{Kjem} = 3 \text{ g SS/g Fe}_{tilsatt}$                            |
| Felling med aluminumsalter | $K_{Kjem} = 6 \text{ g SS/g Al}_{tilsatt}$                            |
|                            | $D = \text{kjemikaliedoseringen i g/m}^3$                             |

Ved beregning av slamproduksjonen i kg SS/d (evt. kg SS/time eller kg SS/år), må man multiplisere med den relevante vannmengde. Ved dimensjonering av slambehandlingsutstyr, reaktorstørrelser etc. bruker man  $Q_{dim}$ , mens man for å bestemme årsproduksjonen av slam, bruker midlere vannmengde over døgnet,  $Q_{middeldøgn}$ .

Slamproduksjonen kan anslås av erfaringsdata fra det aktuelle sted. Dersom man har gode data om avløpsvannets sammensetning, kjemikaliedosering og andre faktorer av betydning for slamproduksjonen, kan denne beregnes.

Dersom det finnes lokale forhold som påvirker slamproduksjonen, bør det tas hensyn til dette ved beregning. Eksempler på slike forhold er:

- ♣ tilførsel av slam fra andre renseanlegg
- ♣ tilførsel av septikslam
- ♣ tømning av latrinebøtter i renseanlegget
- ♣ tilknyttet industri med avløpsvann-sammensetning som vesentlig avviker fra kommunalt avløpsvann

I tillegg til at tilførsel av eksternt slam øker den totale slamproduksjonen, må det også tas hensyn til varierende belastning på grunn av lokale tømmerutiner, f.eks. sesongtømming av septiktanker.

For overslagsberegninger bør ikke slamproduksjonen forutsettes å være lavere enn hva som fremgår av tabell 3.15. Man legger sammen for de enkelte enhetsprosesser dersom noe annet ikke er direkte angitt i tabellen. Tabellen omfatter ikke slamproduksjonen som stammer fra resirkulering av slamvann fra fortykking og avvanning av slam.

Når slamproduksjonen er kjent, kan den dimensjonerende slamproduksjonen for hver enkelt slambehandlingsprosess fastlegges. Den dimensjonerende slamproduksjon vil kunne være forskjellig fra prosess til prosess. Som eksempel kan nevnes at slamavvanningsutstyr ofte drives kun mandag – fredag. Dette må da ha kapasitet også for den slamproduksjonen som oppstår lørdag og søndag. Det er også svært viktig at det blir lagt inn tilstrekkelig med lager(buffer)volumer mellom de ulike slambehandlingsenhetene. For de fleste slambehandlingsoperasjoner vil volumet av slammet være like vesentlig som tørrstoffmengden. Når en kjenner tørrstoffmengden, kan volumet beregnes hvis en kjenner slammets tørrstoffkonsentrasjon.

Tabell 3.15. Forventet slamproduksjon ved forskjellige renseprosesser

| Renseprosesser                                          | Slamproduksjon <sup>1</sup><br>g SS/pe · d | SS-innhold<br>før<br>fortykking <sup>2</sup><br>% | Andel<br>organisk<br>stoff (FSS)<br>% av SS |
|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------------------|---------------------------------------------|
| MEKANISK<br>Sedimentering eller finsiling               | 40                                         | 2 – 4                                             | 70 – 90                                     |
| BIOLOGISK<br>Aktivslamprosessen                         |                                            |                                                   |                                             |
| - Behandlingsmålsetting A                               | 50 <sup>3</sup> (80) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| - Behandlingsmålsetting B                               | 45 <sup>3</sup> (65) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| - Behandlingsmålsetting C <sup>5</sup>                  | 40 <sup>3</sup> (60) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| Biofilmprosesser                                        |                                            |                                                   |                                             |
| - Behandlingsmålsetting A                               | 55 <sup>3</sup> (85) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| - Behandlingsmålsetting B                               | 50 <sup>3</sup> (70) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| - Behandlingsmålsetting C <sup>5</sup>                  | 45 <sup>3</sup> (65) <sup>4</sup>          | 0,5 – 1,5                                         | 70 – 80                                     |
| KJEMISK<br>Primær- og sekundærfelling (inkl. forsedim.) |                                            |                                                   |                                             |
| - aluminium eller jernsalter                            | 100                                        | 1 - 2                                             | 60 – 70                                     |
| - kalk                                                  | 200                                        | 3 - 5                                             | 45 – 55                                     |
| Simultanfelling (kun kjemisk slam)                      | 25                                         | 0,5 – 1,5                                         | 65 – 75                                     |
| Etterfelling (kun kjemisk slam)                         |                                            |                                                   |                                             |
| - aluminium eller jernsalter                            | 30                                         | 0,5 – 1,0                                         | 40 – 50                                     |
| - kalk                                                  | 175                                        | 3 - 5                                             | 20 – 30                                     |

1. Verdiene for slamproduksjon er angitt for hver enhetsprosess, og total slamproduksjon for et anlegg fås ved å summere slamproduksjonen for de enheter som inngår i anlegget. For anlegg uten separat mekanisk rensing må det tas hensyn til denne slamproduksjonen ved bruk av tallene for de andre enhetsprosessene
2. TS-innholdet i slam direkte fra separasjonstrinnet vil variere med type separasjonsmetode. Verdiene i denne tabellen gjelder for sedimenteringsbasseng, og variasjonsområdene skal ta hensyn til forskjellig utforming av slamlommer, slamfjerningsutstyr, pumperegime etc.
3. Med forsedimentering (slamproduksjonen i forsedimenteringen kommer i tillegg)
4. Uten forsedimentering
5. Dersom det benyttes ekstern karbonkilde, må den slamproduksjon som den ekstra tilsatt BOF-mengde representerer, legges til. Benytt beregningsformelen:  $SP_{\text{ekstern karbonkilde}} = 0,8 \cdot BOF_{\text{omsatt}}$

### 3.6.3. Fortykking

#### 3.6.3.1. Beskrivelse

Fortykking av slam er en enhetsprosess hvor hovedhensikten er å oppkonsentrere slammet som tas ut fra ulike typer separasjonsprosesser ved avløpsrensingen. Fortykking kan skje ved gravitasjon, flotasjon eller ved forskjellige typer mekaniske fortykkerenheter. Flotasjonsfortykkere og mekaniske fortykkermaskiner må dimensjoneres ut fra spesifikasjonene til de ulike leverandørene.

Gravitasjonsfortykkere er ofte plassbygde og dimensjoneres etter tørrstoffbelastning. Ved bruk av kalk som fellingskjemikalium vil vesentlig høyere belastninger enn de angitte kunne brukes. En bør imidlertid være forsiktig med å bruke høyere belastning fordi det senere kan bli aktuelt å skifte fellingskjemikalium.

### 3.6.3.2. Dimensjonering

Ved dimensjonering av gravitasjonsfortykkere bør en ikke bruke høyere verdier enn angitt i tabell 3.16.

Tabell 3.16. Dimensjoneringsdata for kontinuerlige gravitasjonsfortykkere

| Slamtype                                      | Dim. tørrstoffbelastning<br>kg SS/m <sup>2</sup> · d |
|-----------------------------------------------|------------------------------------------------------|
| Mekanisk                                      | 100                                                  |
| Biologisk (aktivslamprosesser)                | 25                                                   |
| Biologisk (biofilmprosesser)                  | 50                                                   |
| Kjemisk                                       | 25                                                   |
| Mekanisk-biologisk                            | 50                                                   |
| Mekanisk-kjemisk (primær- og sekundærfelling) | 50                                                   |
| Mekanisk-biologisk-kjemisk                    | 50                                                   |

Ved kontinuerlige gravitasjonsfortykkere bør den hydrauliske belastningen ikke overstige 0,75 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · time.

Ved små renseanlegg kan det være aktuelt å bruke diskontinuerlige gravitasjonsfortykkere. Disse vil i praksis få fortykkingstider på minimum 1 døgn, og det vil være en tilstrekkelig fortykkingstid for alle aktuelle slamtyper. Slike fortykkere har ofte også en funksjon som bufferlager for slam. I slike tilfeller blir det den ønskede lagringskapasitet som blir bestemmende for størrelsen på fortykkeren.

## 3.6.4. Anaerob stabilisering (biogassanlegg)

### 3.6.4.1. Beskrivelse

Anaerob stabilisering av slam innebærer nedbrytning av organisk stoff i slammet uten tilstedeværelse av fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket, oppvarmet tank hvor organisk materiale ved bakteriell nedbrytning (syreproduserende bakterier) omvandles til løste forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelser brytes så ned av en annen type bakterier (metanproduserende bakterier) til sluttproduktene metan (CH<sub>4</sub>), karbondioksid (CO<sub>2</sub>) og vann samt mindre mengder av andre gasser (N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S), samt en bioest (utråtnet slam) som består av inert materiale og den delen av det organiske materialet som ikke er omdannet i råtnetanken.

### 3.6.4.2. Anvendelsesområde

Anaerob stabilisering brukes for å redusere lukt i tilknytning til lagring og bruk av slam, men metoden gir også en betydelig reduksjon av slammengdene og produksjon av fornybar energi (biogass). Metoden blir i størst grad benyttet ved anlegg med kapasitet over ca. 10.000 pe. Den benyttes på de fleste typer slam, men er ikke aktuell ved kalkfelt slam. Det er også blitt vanlig å tilføre andre typer forbehandlet organisk avfall til råtnetanker med ledig kapasitet for å øke biogassproduksjonen. I slike tilfeller er det viktig å sjekke gjeldende regelverk for håndtering av aktuelle avfallstyper og også innvirkningen av avfallet på de anaerobe nedbrytningsprosesser.

Biogassen som produseres, består av 60 - 70 % metan og 30 - 40 % karbondioksid og kan brukes til produksjon av varmtvann, strøm + varmtvann, drivstoff for kjøretøy (biometan) eller leveres til naturgassnett der hvor dette finnes.

Anaerob stabilisering må kombineres med en hygieniseringsmetode eller prosessen må drives i det termofile området (55 °C eller mer) for at det utrånnete slammet skal kunne tilfredsstille gjødselvereforskriften.

### 3.6.4.3. Prosessutforminger

De fleste biogassanlegg dimensjoneres i dag som ett-trinns anlegg, men dersom anlegget er så stort at det er aktuelt å bygge to råtnetanker, bør tankene både kunne drives i serie (to-trinns anlegg ved lav belastning) og i parallell ved økende belastninger opp til dimensjonerende belastning.

Dersom biogassanlegget skal drives termofilt og også tilfredsstille hygieniseringskravene i gjødselvereforskriften, må det legges til rette for batchvis ut- og innpumping av slam slik at alt slammet er sikret den nødvendige eksponeringstiden ved aktuell temperatur (må ikke forveksles med oppholdstiden for dimensjonering av volumet på råtnetanker).

### 3.6.4.4. Dimensjonering av biogassanlegg

Biogassanlegg dimensjoneres vanligvis på grunnlag av følgende parametre:

- ♣ Organisk volumbelastning (kg flyktig suspendert stoff pr. m<sup>3</sup> og døgn - kg FSS/m<sup>3</sup> · d)
- ♣ Oppholdstid

Disse to parametre er innbyrdes knyttet til hverandre gjennom tørrstoffinnholdet og innhold av organisk stoff (FSS) i slammet som skal tilføres råtnetanken(e). Råtnetanker dimensjoneres i henhold til tabell 3.18.

Tabell 3.18. Dimensjoneringsverdier for biogassanlegg for slam

| Parameter                                      | Mesofil drift | Termofil drift |
|------------------------------------------------|---------------|----------------|
| Organisk belastning, kg FSS/m <sup>3</sup> · d | 2,5 - 4,0     | 3,0 - 5,0      |
| Minimum oppholdstid, døgn                      | 15            | 12             |

Dimensjoneringen skal tilfredsstille både kravet til organisk belastning og til oppholdstid. Hvilket av de to krav som vil bli dimensjonerende i et gitt tilfelle, vil avhenge av det innkomne slams tørrstoffinnhold og innhold av organisk stoff. Dimensjoneringen av råtnetanker henger derfor sammen med en vurdering av hvor høyt tørrstoffinnhold man ønsker å oppnå eller kan oppnå ved fortykning av slammet foran råtnetanken. Det bør alltid være en fortykkerfunksjon foran råtnetanker for å redusere råtnetankvolumet som skal varmes opp.

Ved dimensjonering av råtnetanker (ett-trinns anlegg) skal man høyst anta en reduksjon i flyktig suspendert stoff på 45 % (mesofil drift) eller 55 % (termofil drift) ved dimensjonerende belastninger. Gassproduksjonen kan ved dimensjonering regnes å være 0,9 Nm<sup>3</sup> biogass/kg FSS nedbrutt.

Det er en rekke driftsparametre (pH, temperatur, alkalitet, omrøringsforhold osv.) som innvirker på prosessforløpet og dermed på de dimensjonerende verdiene for de to parametre. De dimensjoneringsdata som er gitt over, forutsetter normale prosessbetingelser, dvs.:

- ◆ pH 7,0 - 7,8
- ◆ Temperatur 35 - 40 °C (mesofil drift) eller 55 - 57 °C (termofil drift)
- ◆ Bikarbonatalkalitet 20 - 100 mekv/l
- ◆ Slammets tørrstoffinnhold inn  $TS \geq 30 \text{ kg SS/m}^3$  (3 %)

Slamvannet fra avvanning av utråtnet slam er sterkt forurensset med høyt innhold av organisk stoff og ammonium. Slamvannet må derfor tilbakeføres til renseanleggets innløp. Ved prosjektering bør det tas spesielle hensyn slik at tilbakeføring av slamvann ikke skaper problemer ved driften av renseanlegget (utjevning o.l.). Det vises ellers til vedlegg 2.

### **3.6.5. Våtkompostering (aerob, termofil stabilisering)**

#### *3.6.5.1. Beskrivelse*

Våtkompostering er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i fortykket slam (> 2,5 - 3 % SS) under tilgang på oksygen. Prosessen utnytter varmen som aerobe bakterier utvikler ved nedbrytning av organisk stoff, slik at temperaturen i prosessen stiger til mellom 40 og 70 °C, avhengig av omstendighetene. Avtrekksluften fra våtkomposteringsanlegg lukter vondt, og avhengig av avstander til bebyggelse etc., vil det være behov for å installere luktfjerningsutstyr. For å opprettholde høy temperatur i prosessen samtidig som det blåses inn luft, benyttes det isolerte, lukkede prosesstanker og spesielle luftesystemer som ikke gir for stor luftgjennomstrømning med tilhørende varmetap.

#### *3.6.5.2. Anvendelsesområde*

Anlegg for våtkompostering av slam er lite utbredt i Norge. Flest anlegg finnes for samkompostering av septikslam og husdyrgjødsel.

#### *3.6.5.3. Dimensjonering*

Våtkomposteringsanlegg som skal gi et stabilisert og hygienisert slam i henhold til gjødselvereforskriften, bør dimensjoneres som følger:

- ◆ Minimum 2 reaktorer i serie
- ◆ Satsvis (batch) drift med 1 ut- og innpumping av slam pr. døgn
- ◆ Hydraulisk oppholdstid: minimum 5 døgn
- ◆ Kombinasjoner av temperatur og holdetider: 55 °C i minimum 10 timer eller 60 °C i minimum 4 timer uten at det tilføres nytt råslam

### **3.6.6. Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering**

#### *3.6.6.1. Beskrivelse*

Aerob, termofil forbehandling er i prinsippet samme prosess som våtkompostering (se avsnitt 3.6.5). Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slammets og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff, da dette skal skje i den etterfølgende anaerobe stabiliseringen.

For å få tilstrekkelig høye temperaturer i prosessen for hygienisering (> 60 °C ved de aktuelle holdetider), må det som oftest tilføres varme i tillegg til den som utvikles i prosessen, og det benyttes ulike typer varmevekslere for dette.

Råtnetanker bør tilføres slam jevnt fordelt over hele døgnet, og det innebærer at den aerobe, termofile forbehandlingen også må ha ut- og innpumping av slam mange ganger i døgnet. Det er vanlig å benytte 10 - 15 innpumperinger av slam per døgn, dvs. at det teoretisk sett blir en holdetid på 1,6 - 2,4 timer mellom hver innpumping av råslam.

Avtrekksluften fra den aerobe, termofile forbehandlingen har en sterk lukt, og det kan være nødvendig å foreta de samme luktbegrensende tiltak som ved våtkomposteringsanlegg.

#### *3.6.6.2. Anvendelsesområde*

Det er flere mellomstore renseanlegg (15.000 – 50.000 pe) som baserer seg på denne metoden i Norge.

#### *3.6.6.3. Dimensjonering*

Basert på fullskala valideringstester for inaktivering av parasittegg iht. gjødselvareforskriften skal anlegg for aerob, termofil forbehandling dimensjoneres for en holdetid (eksponeringstid) på minimum 1,5 timer ved minimum 60 °C. Ved mesofil drift av den etterfølgende råtnetanken kan denne dimensjoneres for 12 døgns oppholdstid, pga. hydrolysen som finner sted i forbehandlingen.

### **3.6.7. Pasteurisering + anaerob stabilisering**

#### *3.6.7.1. Beskrivelse*

Pasteurisering innebærer å utsette slammet for en viss temperatur (minimum 70 °C) i så lang tid (minimum 30 minutter) at bakterier og parasittegg i slammet blir inaktivert. Slammet kan varmes opp ved hjelp av varmevekslere, ved lavtrykkdamp som blåses inn i slammet eller ved hjelp av en gassbrenner neddykket i slammet.

#### *3.6.7.2. Anvendelsesområde*

Denne metoden kan i prinsippet benyttes for alle anleggsstørrelser hvor det er aktuelt å bruke råtnetanker for stabilisering av slammet. Ved store anlegg (> ca. 50.000 pe) benytter man normalt helkontinuerlig drift av pasteuriseringsanlegget, men på mindre anlegg produseres det ikke nok slam til at man kan pumpe det gjennom pasteuriseringen kontinuerlig uten å få for lave hastigheter i pumpeledningene.

#### *3.6.7.3. Dimensjonering*

Pasteuriseringsanlegg bør dimensjoneres for en holdetid (eksponeringstid) på minimum 1,0 time ved minimum 70 °C, selv om det er tilstrekkelig med minimum 0,5 times holdetid ved behandling av slam, fordi biogassanlegg med pasteurisering som hygieniseringstrinn også kan komme til å ta i mot organisk avfall som krever 1 times holdetid for tilfredsstillende hygienisering. Ved mesofil drift av den etterfølgende råtnetanken skal denne dimensjoneres for 15 døgns oppholdstid, da det ikke skjer noen hydrolyse i pasteuriseringstrinnet.

### **3.6.8. Termisk hydrolyse + anaerob stabilisering**

#### *3.6.8.1. Beskrivelse*

Termisk hydrolyse innebærer en oppvarming av slam til 165 - 170 °C ved hjelp av damp og trykket øker til 7 - 7,5 bar. Behandlingen medfører en fullstendig sterilisering av slam. Slammet fortykkes (foravvannes) vanligvis til 12 - 17 % TS-innhold før den termiske hydrolysen. Det foretas varmegjenvinning for å redusere driftskostnadene og få ned temperaturen i slammet til ca. 40 °C før anaerob stabilisering.

#### *3.6.8.2. Anvendelsesområde*

Metoden benyttes ved store renseanlegg eller der hvor man ønsker å øke kapasiteten på eksisterende råtnetankanlegg uten å utvide råtnetankvolumet. Metoden benyttes også for biogassanlegg som skal ta i mot Kategori 2 materiale (jf. forskrift om animalske biprodukter).

#### *3.6.8.3. Dimensjonering*

Anlegg for termisk hydrolyse er knyttet til spesifikke leverandører som har sin egen dimensjonering av prosessen, men det er vanlig med satsvis drift og en holdetid på 20 - 30 minutter pr. sats ved de aktuelle temperaturer og trykk.

### **3.6.9. Anaerob stabilisering + termisk tørking**

#### *3.6.9.1. Beskrivelse*

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slammet etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85 - 90 % TS-innhold i slammet, og slammengdene etter tørking utgjør bare 25 - 35 % av slammengdene etter avvanning. Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffinnholdet i slammet være over ca. 85 % for å få god lagringsstabilitet. Tørket slam (85 - 90 % TS) vil foreligge som en relativt inhomogen masse bestående av alt fra finkornet pulver til større klumper, dersom det ikke benyttes utstyr for å pelletere eller granulere slammet.

#### *3.6.9.2. Anvendelsesområde*

Tørkeanlegg for slam er mest aktuelt for mellomstore og store renseanlegg (større enn ca. 50.000 pe) og spesielt der hvor slammet ikke brukes på jordbruksarealer, men skal brukes på ulike typer grøntarealer eller inngå i jordblandinger.

#### *3.6.9.3. Dimensjonering*

Tørkeanlegg for slam er knyttet til spesifikke leverandører som har sin egen dimensjonering av tørkeprosessen.

### **3.6.10. Kalkbehandling**

#### *3.6.10.1. Beskrivelse*

For å oppnå tilstrekkelig hygienisering av slam i henhold til gjødselvarerforskriften, må kalkbehandlingen skje ved tilsetning av brent (ulesket) kalk til avvannet slam for å få den nødvendige temperaturøkning i slammet. Da vil man i tillegg til pH-økning også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Temperaturøkningen i slammet vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde og TS-innholdet i det avvannede slammet. I tillegg vil isoleringen av lagertanken for det kalkbehandlede slammet avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring.

En del av vannet i slammet vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe pga. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammet.

#### *3.6.10.2. Anvendelsesområde*

Kalkbehandling av slam benyttes mest på små og mellomstore anlegg, hvor det ikke er aktuelt å bygge biogassanlegg, og hvor slammet primært skal brukes på landbruksarealer. På grunn av en midlertidig stabiliseringseffekt er det viktig å være klar over at kalkbehandlet slam kan forårsake luktulempen ved lengre tids lagring.

#### *3.6.10.3. Dimensjonering*

Kalkbehandlingsanlegg skal dimensjoneres for en holdetid (eksponeringstid) på minimum 2,0 timer ved minimum 55 °C. Etter kalktilsetningen må slammet lagres i en lukket, isolert beholder eller lignende for å sikre at alt slammet holder mer enn 55 °C i minst 2 timer. I vanlige vertikale siloer for avvannet slam, med regelmessig tilførsel og uttak av

slam, kan det være vanskelig å dokumentere reell eksponeringstid for hver slampartikkel.

### **3.6.11. Kompostering**

#### *3.6.11.1. Beskrivelse*

Kompostering er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i avvannet slam (> ca. 20 % TS) under tilgang på oksygen. For å få et gunstig karbon/nitrogen forhold samt øke oksygentilførselen tilsettes strukturmateriale (bark, flis, oppmalt hageavfall) til det avvannede slammet. Prosessen utnytter varmen som aerobe bakterier utvikler ved nedbrytning av organisk stoff, slik at temperaturen i prosessen stiger til mellom 40 og 70 °C.

Det finnes en rekke typer av komposteringsanlegg, men de kan grovt deles i to kategorier:

- ♣ Rankekompostering
- ♣ Reaktorkompostering

Ved rankekompostering legges avvannet slam og strukturmateriale i hauger eller ranker som vendes et antall ganger med ulik frekvens ved hjelp av maskinelt utstyr. Det er ingen kontrollert lufttilførsel, og det er normalt ingen styring av temperatur eller vanninnhold. Det er vanskelig å unngå lukt fra denne type komposteringsanlegg.

Ved reaktorkompostering inngår avvannet slam og strukturmateriale i en lukket prosess hvor driftsbetingelsene kan holdes optimale, slik at ferdig kompost kan tilfredsstillе gjødselvarereforskriften med kortere behandlingstid enn ved rankekompostering. Første del av komposteringsprosessen forgår i en lukket beholder eller komposteringshall med behandlingstid på vanligvis mindre enn to uker.

#### *3.6.11.2. Anvendelsesområde*

Kompostering av slam benyttes mest på små og mellomstore renseanlegg hvor det ikke er aktuelt å bygge biogassanlegg og som sentralt behandlingsanlegg for septikslam. Metoden brukes ofte for behandling av slam ved avfallsanlegg, og den er vanligst der hvor slammet primært brukes på grøntarealer og i jordblandinger.

#### *3.6.11.3. Dimensjonering*

Dersom det ikke er gjort anleggsspesifikke valideringstester for å bestemme nødvendig temperatur og eksponeringstid for å inaktivere parasittegg, skal det benyttes følgende temperatur - tid kombinasjoner:

- ♣ Rankekomposteringsanlegg dimensjoneres og driftes slik at alt materiale utsettes for minimum 55 °C i minimum 15 døgn, og rankene skal vendes minst 5 ganger i denne perioden
- ♣ Reaktorkomposteringsanlegg dimensjoneres og driftes slik at alt materiale utsettes for minimum 55 °C i minimum 3 døgn, og komposten må etterbehandles for å oppnå tilstrekkelig stabilitet



## Vedlegg 1

### Forurensninger i overvann og overløpsvann

#### Konsentrasjoner

Konsentrasjoner av ulike komponenter i overvann og overløpsvann er avhengig av en rekke faktorer. For planleggingsformål kan følgende gjennomsnittstall brukes i de tilfeller man ikke har egne måledata:

*Midlere konsentrasjon av forurensningskomponenter i overvann og overløpsvann*

| Områdetyper               |                                                                                           | Tot. P<br>mg P/l | Tot. N<br>mg N/l | BOF <sub>5</sub><br>mg O/l |
|---------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|------------------|----------------------------|
| Overvann                  | Utpreget bybebyggelse med stor trafikk.<br>Andel tette flater > 60 %                      | 1,0              | 5                | 40                         |
|                           | Blandet bolig- og forretningsstrøk.<br>Betydelig trafikk.<br>Andel tette flater 30 – 60 % | 0,5              | 5                | 20                         |
|                           | Boligstrøk. Kun lokal trafikk.<br>Andel tette flater 10 – 30 %                            | 0,3              | 3                | 10                         |
| Overløpsvann <sup>1</sup> |                                                                                           | 3                | 10               | 100                        |

<sup>1</sup> Konsentrasjonene i overløpsvann er sterkt avhengig av selvrensningsgraden i ledningsnett. I ledningsnett der det skjer store avsetninger i tørrvær, vil konsentrasjonene under regnvær bli store og omvendt

## Vedlegg 2

### Slamvann

Ved dimensjonering av vannbehandlingsdelen i renseanlegg skal man ta hensyn til den belastning som slamvannet fra oppkonsentreringen av slam representerer (fra fortykkere, slamlagre, avvanningsmaskiner etc.). Det er i tabellen nedenfor angitt kun én verdi for de forskjellige parametre. Denne verdien vil i praksis variere ganske mye, avhengig av fortykkings- og avvanningsmetode, slammets sammensetning, lagringstid for slammet osv.

Tabellen er videre basert på samme SS-innhold (1500 mg/l) uansett slamtype og metode for oppkonsentrering (fortykking og avvanning). Dersom man vet at SS-innholdet vil avvike vesentlig fra denne verdien, bør tallene i tabellen justeres i henhold til aktuelle SS-verdier.

*Slamvannskvalitet ved oppkonsentrering av forskjellige slamtyper før og etter anaerob stabilisering. Det er forutsatt at innholdet av suspendert stoff (SS) i slamvannet er ca. 1500 mg/l uansett slamtype.*

| <b>Slamtype</b>                   | <b>Stabilisering</b>  | <b>pH</b> | <b>KOF</b><br>mg O/l | <b>Tot P</b><br>mg P/l | <b>Tot N</b><br>mg N/l |
|-----------------------------------|-----------------------|-----------|----------------------|------------------------|------------------------|
| Mekanisk<br>slam<br>og septikslam | Ingen                 | 6         | 5000                 | 60                     | 200                    |
|                                   | Anaerob stabilisering | 7         | 4000                 | 100                    | 1000                   |
| Mekanisk-<br>kjemisk slam         | Ingen                 | 7         | 3000                 | 30                     | 80                     |
|                                   | Anaerob stabilisering | 7         | 2500                 | 30                     | 800                    |
| Biologisk-<br>kjemisk slam        | Ingen                 | 7         | 4000                 | 30                     | 100                    |
|                                   | Anaerob stabilisering | 7         | 3500                 | 30                     | 1000                   |

## Vedlegg 3

### Referanser

#### Tyske dimensjoneringsretningslinjer

ATV-DVWK-A 131E (version in English) (2000). Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants. German Association for Water, Wastewater and Waste. ISBN 978-3-935669-96-2

#### Aktuelle referanser til bruk ved vurdering av grenseverdier ved påslipp til kommunalt nett

Hellström, T., Book, K., Rennerfelt, J. og Willers, H. (2001). Underlag för gränsvärdeslista, VA-forsk rapport 2001-03

Miljøstyrelsen (2006). Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2, 2006

Rusten, B. (2005). Nitrifikasjonshemming på biologiske renseanlegg – årsaker og tiltak, Aquateam-rapport 05-018, O-05016 (kan lastes ned fra [www.norskvann.no](http://www.norskvann.no))

Storhaug, R. og Rusten, B. (2006). Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett, Veiledning, Norsk Vann prosjektrapport 149/2006

Svenskt Vatten (2008). Råd vid mottagande av avloppsvatten från industri & annan verksamhet, Publikasjon P95 (foreligger i utkast pr. 6. november 2008)





# Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt rensanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finnister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rens metode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra

91. Vurdering av "slamfabrikk" for Østfold
  92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
  93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
  94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
  95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
  96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
  97. Slamforbrenning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
  98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
  99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
  100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
  101. Status og strategi for VA-opplæringen
  102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
  103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
  104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
  105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
  106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
  107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
  108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
  109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
  110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
  111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
  112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
  113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
  114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
  115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
  116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
  117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
  118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
  119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
  120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
  121. Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
  122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
  123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
  124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
  125. Mal for forenklet VA-norm
  126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
  127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
  128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
  129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
  130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
  131. Effektivisering av avløpssektoren
  132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
  133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
  134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel  
(Oppdateres årlig på [www.norskvann.no](http://www.norskvann.no))
  135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
  136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
  137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
  138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
  139. Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevann
  140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
  141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
  142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
  143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
  144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
  145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
  146. Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
  147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
  148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
  149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
  150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
  151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
  152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
  153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
  154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
  155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
  156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
  157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
  158. Termoplastrør i Norge – før og nå
  159. Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
  160. Driftserfaringer med membranfiltrering
  161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
  162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
  163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
  164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
  165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
  166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
  167. Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
  168. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
  - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
  - B3: Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
  - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
  - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
  - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
  - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
  - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
  - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
  - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
  - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
  - B12: Drikkevann i media
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
  - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
  - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
  - C4: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
  - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 340 kommuner med over 90 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år FoU-prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater



**Norsk Vann**

Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar  
Tlf: 62 55 30 30 E-post: [post@norsk vann.no](mailto:post@norsk vann.no)  
[www.norsk vann.no](http://www.norsk vann.no)