



**Videncenter
for Jordforurening**

Branchebeskrivelse for slambede

**Teknik og Administration
Nr. 1 2011**

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. Indledning	5
1.1 Forord	5
1.2 Formål.....	5
2. Sammenfatning	7
3. Generel beskrivelse (af branchen)	9
3.1 Branchedefinition og afgrænsning.....	9
3.2 Lovgivning.....	9
3.2.1 Spildevandsslam	9
3.2.2 Vandforsyningssslam	10
3.2.3 Havneslam	11
3.3 Branchens strukturelle udvikling.....	12
3.3.1 Slambede og mineraliseringsanlæg	12
3.3.2 Vandforsyningssslam	15
3.3.3 Havneslam	18
4. Processer, teknologi og miljø	21
4.1 Procesbeskrivelse.....	21
4.1.1 Kommunalt renselanlæg	21
4.1.2 Vandværk.....	27
4.1.3 Spulefelter og havneslamsdepoter	29
4.2 Hjælpestoffer	30
4.2.1 Renselanlæg	30
4.2.2 Vandværker	30
4.2.3 Havneslam	30
4.3 Potentiel miljøbelastning	31
4.3.1 Spildevandsslam	31
4.3.2 Vandforsyningssslam/Skyllevandsslam.....	34
4.3.3 Havneslam	35
5. Forureningsrisiko	37
5.1 Oversigt over potentielle forureningskilder.....	37
5.2 Vurdering af forureningsrisiko	37
5.2.1 Eksisterende grænseværdier	37
5.2.2 Spildevandsslam	39
5.2.3 Vandforsyningssslam/skyllevandsslam.....	41
5.2.4 Havneslam	42
5.3 Stofbeskrivelse - kemiske data	43
5.3.1 Spildevandsslam	43
5.3.2 Vandforsyningssslam	43
5.3.3 Havneslam	43
6. Undersøgelser	45
6.1 Historisk kortlægning	45

6.1.1	Kortlægningsstrategi og -metode.....	45
6.1.2	Lokalisering af spildevandsslambede/mineraliseringsanlæg ...	45
6.1.3	Lokalisering af slambede til vandforsyningslam	47
6.1.4	Lokalisering af spulefelter	47
6.1.5	Oplysninger om branchen.....	47
6.2	Kortlægningsundersøgelser frem til Vidensniveau 2	48
6.2.1	Undersøgelsesmetoder	48
6.2.2	Placering af boringer	49
6.2.3	Prøvetagningsmetoder	51
6.2.4	Feltanalyser.....	52
6.2.5	Laboratorieanalyser	54
7.	Afværgeteknikker	59
7.1	Eksempler på afværgeforanstaltninger	59
7.1.1	Afværgeforanstaltninger til sikring af arealanvendelsen.....	59
7.1.2	Afværgeforanstaltninger til sikring af grundvand og recipient	59
8.	Litteraturliste	61

Bilagsfortegnelse

Bilag 1: Datablade	65
--------------------------	----

1. Indledning

1.1 Forord

Denne branchebeskrivelse er udarbejdet af COWI A/S for Videncenter for Jordforurening.

Videncentret har ønsket at afgrænse branchebeskrivelsen, så den omfatter:

- Slambede for slam fra rensningsanlæg
- Slam fra vandrensning ved vandforsyninger
- Sedimenter fra oprensninger af havne, som er deponeret i spulefelter.

1.2 Formål

Formålet med denne branchebeskrivelse er at danne grundlag for kortlægning og undersøgelse af slambede og give et indledende skøn over forureningsrisikoen.

Formålet med branchebeskrivelsen er desuden også at give en generel indsigt i branchens produktion af slam, med særligt henblik på at give et overblik over de aktiviteter, der indebærer belastning af jord og grundvand.

Branchebeskrivelsen tænkes bl.a. anvendt som opslagsværk i forbindelse med kortlægningsundersøgelser frem til Vidensniveau 2 og evt. videregående undersøgelser.

2. Sammenfatning

Branchevejledning for slambede skal danne et overblik over stoffer, der kan give anledning til forurening af jord og grundvand forårsaget af opbevaring på landjorden af slam fra rensningsanlæg, vandrensning og oprensning/uddybning af havne.

Der er i denne vejledning arbejdet med tre typer af slam:

- Spildevandsslam
- Vandforsyningslam
- Havsedimenter fra oprensning af havnebassiner og sejlrender (havneslam).

Lovgivningsmæssigt er slambede omfattet af regler i Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, samt bekendtgørelserne i godkendelsesbekendtgørelsen og i visse tilfælde af deponeringsbekendtgørelsen m.fl.

Spildevandsslam udlægges og afvandes i slambede og i nogle tilfælde slam-mineraliseringsanlæg forud for slutdisponering ved anvendelse på landbrugsjord, deponering eller forbrænding.

I slambede sker afvandingen ved en kombination af fordampning og dræning, mens der ved et mineraliseringsanlæg vil ske en mekanisk afvanding i kombination med en omdannelse af organisk materiale.

I slambede til spildevandsslam vil de potentielle forureningskilder være:

- Aromatiske kulbrinter
- Phenolforbindelser
- Halogenerede alifatiske kulbrinter
- Halogenerede aromatiske kulbrinter
- Chlorphenyler
- Chlorphenoler
- Polyaromatiske kulbrinter (PAH)
- Phosphor-triester
- Blødgørere
- Anioniske detergenter
- Etherer
- Dioxiner og furaner
- Kationiske detergenter

Der skal gøres opmærksom på, at der ikke foreligger danske kvalitetskriterier for en række stoffer fundet i spildevandsslam, som har egenskaber, der potentielt kan gøre dem miljø- og sundhedsskadelige.

Vandforsyningslam fra vandværkernes vandbehandling vil i nogle tilfælde blive midlertidigt udlagt til afvanding i slambede, og de potentielle forureningsstoffer er primært:

- Arsen

Oprensset **havsediment fra havnebassiner og sejlrender**, som indspules i spulefelter eller i havneslamsdepoter, der oftest er placeret i kystnære områder eller direkte ud fra kysten eller i havneområdet, indeholder forureningsstoffer som:

- Blødgøringsmidler
- Tensider
- Polyaromatiske kulbrinter (PAH)
- Biocider i antibegroningsmidler bl.a. tributyltin (TBT)
- Tungmetaller

Inden en forureningsundersøgelse kan igangsættes, er det væsentligt, at der foretages en grundig historisk kortlægning af de lokaliteter, hvor der har været oplagret slam.

Når anlæggene er lokaliseret, skal anlæggenes indretning og brug gennemgås.

Med baggrund i historikken vil der kunne udføres en kortlægningsundersøgelse frem til Vidensniveau 2. Kortlægningsundersøgelser vil bestå af miljøtekniske boringer og/eller gravninger og udtagning af jord- og grundvandsprøver. Historikken vil ligeledes ligge til grund for valget af analyseparametre.

Hvis kortlægningsundersøgelsen frem til Vidensniveau 2 og eventuelle mere omfattende undersøgelser leder frem til en risikovurdering, der viser, at forureningen udgør en risiko for arealanvendelsen eller grundvandsinteresserne, skal der foretages afværgeforanstaltninger.

3. Generel beskrivelse (af branchen)

3.1 Branchedefinition og afgrænsning

I denne branchebeskrivelse er producenterne af slam afgrænset til at omfatte:

- Primært kommunale rensningsanlæg, som har etableret slambede, herunder slambrug og slammineraliseringsanlæg.
- Vandforsyninger, som har en produktion af slam fra vandrensning (okkerslam).
- Danske havne, som foretager oprensning af sedimenter fra havnebassiner og sejlrender (havneslam).

Ved havneslam forstås sediment fra vedligehold samt uddybning af havne og sejlrender. Bortskaffelsesmetoderne for havneslam er bortskaffelse i havet (klapning) og deponering. Deponeringen vil være deponering på affaldsdeponeringsanlæg eller i depot i kystzonen (indspulingsfelt).

Det skal nævnes, at vejledningen ikke omfatter slambede hos private virksomheder, altså slambede der modtager slam fra specifikke produktioner. Sådanne bede vil blive undersøgt i forbindelse med undersøgelsen af den konkrete erhvervsvirksomhed, hvor f.eks. relevante forureningskomponenter vil afhænge af den pågældende erhvervstype.

Med slambed menes der her alle former for opmagasinering af slam, uanset om dette har til formål at behandle slammet eller kun har opbevaringsformål inden behandling eller deponering et andet sted. Branchevejledningen omfatter slambede, der på nuværende tidspunkt er nedlagte, og slambede, der fremtidigt skal nedlægges.

3.2 Lovgivning

3.2.1 Spildevandsslam

Historisk

Slambede på renseanlæg har været reguleret via renseanlæggenes udledningstilladelser efter Miljøbeskyttelseslovens LBK nr. 879 af 26/06/2010, § 28. Der var tale om slambede med fast og bund, og rejktvandet fra slambedene fordampede eller blev ledt tilbage til renseanlægget.

Slambede med impermeabel bund har været omfattet af krav om tilladelse efter Miljøbeskyttelseslovens § 19.

Slambrug, som er drænedes arealer, der blev tilført store mængder spildevandsslam, blev godkendt efter Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5.

Amterne har været godkendende myndighed, indtil kommunalreformen trådte i kraft 1. januar 2007. For en nærmere beskrivelse af anlæggene henvises til afsnit 4.1.1.

Nugældende

Slammineraliseringsanlæg er omfattet Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, med krav om miljøgodkendelse af anlæggene inden anlæggene etableres. For en nærmere beskrivelse af anlæggene henvises til afsnit 4.1.1.

Slammineraliseringsanlæg er endvidere omfattet af Godkendelsesbekendtgørelsens BEK nr. 1640 af 13/12/2006 listepunkt K206:

"Anlæg der nyttiggør ikke-farligt affald efter en af metoderne R1-R11, som nævnt i bilag 6 til Affaldsbekendtgørelsen, bortset fra de under K209-K215 nævnte anlæg."

Pr. november 2009 er der i Godkendelsesbekendtgørelsen fastlagt standardvilkår for slammineraliseringsanlæg. Standardvilkår udarbejdes for godkendelsespligtige anlæg, og aktiviteter, der er ensartede, velkendte og med definerede og ensartede miljøpåvirkninger.

Kommunerne er siden 1. januar 2007 godkendende myndighed.

3.2.2 Vandforsyningslam

Historisk

Den første vandforsyningslov blev vedtaget i 1926. Den havde fra starten fokus på beskyttelse af kildepladser og forsyningsikkerhed.

I forbindelse med ændring af vandforsyningsloven i 1978 blev det fastlagt, at der ved meddelelse af vandindvindingstilladelser skulle indarbejdes krav til selve vandforsyningsanlægget. I praksis var dette dog ofte gjort, førend det blev et lovkrav, men med ændringen i 1978 blev dette formaliseret.

Slambede og -bassiner til afvanding af vandforsyningslam har typisk været beliggende på vandværkets egen grund og dermed været betragtet som en del af vandværkernes procesanlæg. Slambedene har derfor ikke været underlagt krav om særskilt tilladelse i henhold til miljøbeskyttelseslovens kapitel 5.

Udledning af vand fra slambede til recipient eller kloak har skullet tillades ifølge miljøbeskyttelsesloven.

Nugældende

Indtil kommunesammenlægningen 1. januar 2007 varetog amterne opgaven med at meddele indvindingstilladelser til de almene vandværker. Efter kommunesammenlægningen varetages denne opgave af kommunerne.

Efter kommunesammenlægningen varetager kommunerne også udledningen af vand fra slambede til recipienter. Før kommunesammenlægningen varetog amterne denne opgave, for så vidt angår udledning af vand til amtsvandløb.

Meddelelse af tilladelser til udledning af vand fra slambede til det offentlige kloaknet varetages fortsat af de kommunale myndigheder.

Med en kommende ændring af BEK. nr. 1669 af 14. december 2006 forventes der fastsat nye skærpede miljøkvalitetskrav for arsen for bl.a. ferskvand. Det betyder, at for recipienter, der ikke kan overholde miljøkvalitetskravet på grund af udledningen af arsen fra slambede, vil der blive fastsat krav til vandværkets udledning af arsen (/9/).

Undersøgelser har vist, at afvandet vandforsyningslam ofte indeholder arsen i så store mængder, at vandforsyningslammet i henhold til affaldsbekendtgørelsen betragtes som farligt affald og skal håndteres som sådant i forbindelse med bortskaffelsen.

Ikke alle vandværker har etableret slambede. Disse - fortrinsvis mindre vandværker - foretager en direkte udledning af filterskyllevandet til recipient eller kloak. Vandværker med en lille slamproduktion kan have slammet i slambedene liggende i op til 10 år inden tømning, mens slambedene hos andre vandværker tømmes regelmæssigt (/9/).

3.2.3 Havneslam

Historisk

I 1980'erne var deponeringen af havneslam på land eller i depot i kystzonen underlagt Miljøbeskyttelsesloven kap. 5, og amtsrådene varetog myndighedsbehandlingen.

Havnearealer er oftest kortlagt på Vidensniveau 1 og/eller Vidensniveau 2, grundet tidligere havnerelaterede aktiviteter.

Nugældende

Spulefelter og specialdepoter for havneslam er omfattet af deponeringsbekendtgørelsens bestemmelser og bestemmelserne omkring VVM-vurderinger, her er Miljøcentrene myndighed.

Udledningen af procesvand fra depoterne til havmiljøet kræver særskilt udledningstilladelse.

Etableres depotet som en udvidelse på søterritoriet, skal der endvidere indhentes tilladelse fra Kystdirektoratet, og pr. 1. januar 2011 vil det blive vareret af Naturstyrelsen.

Da havneslamsdepoter/spulefelter er omfattet af Deponeringsbekendtgørelsen, skal de leve op til de skærpede krav angivet heri. Det betyder bl.a., at bestående anlæg inden 16. juli 2009 skulle have haft foretaget en revurdering af deres miljøgodkendelse. Revurderingerne skal resultere i et påbud om nedlukning - såfremt anlæggene ikke kan bringes til at efterleve de skærpede krav - eller påbud om ændringer af indretning og drift, således at de gør det.

Spulefelter og havneslamsdepoter har hidtil kunnet drives uden krav om membran- og perkolatopsamlingsystemer. Deponeringsbekendtgørelsen giver mulighed for, at dette fortsat kan ske, idet der dog skal gennemføres miljøkonsekvensvurderinger, der dokumenterer, at udsivningen fra anlæggene ikke medfører overskridelser af miljøkvalitetskravene i recipienten.

Miljøministeriet har imidlertid stoppet udarbejdelsen af nævnte påbud, som herefter afventer, at der forventeligt i efteråret 2010 udarbejdes det nødvendige grundlag for miljøkonsekvensvurderingerne (/44/). Dette omfatter dels By- og Landskabsstyrelsens udarbejdelse af reviderede vandkvalitetskriterier, og dels udarbejdelsen af en vejledende udtalelse fra Miljøstyrelsen vedr. gennemførelsen af miljøkonsekvensvurderinger for disse depoter (/7/). Den vejledende udtalelse er udkommet den 13. september 2010 (/38/) og er en vejledning i indsamling af data samt metoder til vurdering af den potentielle påvirkning fra spulefelter m.m. på de omgivende recipienter.

3.3 Branchens strukturelle udvikling

3.3.1 Slambede og mineraliseringsanlæg

Historisk udvikling

De første fælles anlæg for bysamfund var mekaniske renseanlæg baseret på simpel bundfældning.

Omkring 1920'erne etableredes de første anlæg med biologisk rensetrin i form af aerobe biologiske rislefilter eller aktive slamanlæg. Helt op igennem 1970'erne blev en del anlæg, også for større bysamfund med kystnær beliggenhed, etableret som udelukkende mekaniske anlæg med simpel bundfældning og med anaerob udrådning af det bundfældede slam.

Renseanlæg for de fleste bysamfund af en vis størrelse med afledning til ferske recipienter var dog i perioden ca. 1950-1980 blevet udbygget med bio-

logiske renseprocesser for videregående fjernelse af også opløst organisk stof.

Typerne af renseanlæg, der blev bygget i denne periode, var dels biologiske rislefilteranlæg med primær bundfældning, samt anlæg af aktivslam-typen, hvoraf nogle også var forsynet med primær bundfældning.

Med gennemførelsen af Vandmiljøplan I samt efterfølgende EU-direktiver i løbet af 80'erne og 90'erne skete der en betydelig stramning af udlederkravene til anlæggene, som medførte, at stort set alle anlæg blev udbygget til forbedret fjernelse af organisk stof samt til fjernelse af kvælstof og fosfor. Opfyldelse af disse krav medførte, at den langt overvejende del af de danske renseanlæg i dag er af aktiv-slamtypen, for de større anlægs vedkommende med primær bundfældning og anaerob udrådning af det producerede slam. Kravet til fjernelse af fosfor har på de fleste anlæg medført behov for kemisk fældning, som oftest sker ved tilsætning af aluminiums- eller jernbaserede fældningskemikalier. Den kemiske fældning sker i de fleste anlæg simultant med og i samme bygværker som de biologiske renseprocesser.

Generelt er de danske renseanlæg opført med bygværker og tanke udført i beton, eller for visse typers vedkommende med tanke udført med ler- eller kunststofmembraner på bund og side. Selv om der erfaringsmæssigt i sådanne konstruktioner kan opstå revner og utætheder, vurderes det, at udsivning af delvist rensat eller urensat spildevand samt slam fra tankene til jorden generelt er minimal. Dette skyldes bl.a., at mindre utætheder, der måtte opstå i sådanne tanke, erfaringsmæssigt relativt hurtigt tætnes af urenheder og slam fra spildevandet (/13/).

Slambede

Slambede havde tidligere en meget stor udbredelse som metode til afvanding af slam på mindre og mellemstore renseanlæg i Danmark. Afvandingen sker ved en kombination af fordampning og dræning. Siden 1980'erne er antallet af denne type anlæg dog blevet reduceret kraftigt og benyttes nu kun på et lille antal af de mindste renseanlæg. Afvanding på slambede i Danmark er stort set ophørt som en almindeligt anvendt metode.

Sløjfning af slambede på en række danske renseanlæg er typisk sket ved fjernelse af alle komponenter i bedene, omfattende udgravning og fjernelse af drænlag inkl. drænsystem efterfulgt af terrænregulering med udlægning af råjord.

Egentlig deponering af slam på renseanlæggene har kun fundet sted i yderst få tilfælde udover kortvarig mellemlagring af slammet efter afvanding (/13/).

Mineraliseringsanlæg

De første forsøg med slammineraliseringsanlæg blev iværksat i 1988, og siden midten af 1990'erne er der sket en løbende udvikling i anvendelsen.

Brugen af slammineraliseringsanlæg har vundet en vis udbredelse, også ved middelstore anlæg (typisk op til 100.000 PE) (/16/, /18/, /36/ og /13/).

(PE står for **personækvivalent**, måleenhed, der bruges inden for spildevandsrensning. En personækvivalent er 200 l spildevand pr. dag eller 60 g BOD/dag. Dette svarer omtrent til, hvad en voksen person bidrager med pr. dag, hvilket kaldes personbidraget.)

Fra mindre renseanlæg (mindre end 5.000 PE) er det almindeligt, at det producerede slam transporteres uafvandet, evt. efter en vis koncentrering, til viderebehandling, herunder afvanding, på større, centrale anlæg (/13/).

Antal "virksomheder" (lokaliteter)

Siden slutningen af 1980'erne har Miljøstyrelsen udarbejdet opgørelser over spildevandsslam fra kommunale renseanlæg. Oplysningerne varierer dog i indhold og dermed brugbarhed for estimering af omfanget af slambede på de danske renseanlæg.

Antallet vedrører både slammineraliseringsanlæg og de tidligere slambede til afvanding.

Årstal	Antal slambede	Reference
1987	86	/16/
1999	28	/28/
2008	100	/35/

Oplysninger uddraget af Miljøstyrelsens orienteringer om spildevandsslam fra kommunale renseanlæg.

Tabel 3-1 Oversigt over udviklingen i antallet af slambede i Danmark.

Som det ses af ovenstående, har der været en udvikling i antallet af slambede hen over årene. Nedenstående tabel viser, at der også er en stor geografisk variation i anvendelsen af slambede.

Geografisk område	Antal registrerede slambede i 1987 ¹⁾	Antal indberettede renseanlæg, der behandler slam i mineraliseringsanlæg ²⁾ *
Hovedstadsområdet	22	1
Frederiksborg Amt	-	5
Roskilde Amt	-	3
Vestsjællands Amt	8	7
Storstrøms Amt	12	6
Bornholms Amt	-	1
Fyns Amt	14	16
Sønderjyllands Amt	6	17
Ribe Amt	2	5
Vejle Amt	5	4
Ringkøbing Amt	1	3
Århus Amt	7	8
Viborg Amt	5	2
Nordjyllands Amt	4	3
I alt	86	81

¹⁾ /16/

²⁾ /30/

* Er ikke nødvendigvis et reelt udtryk for antallet af slambede, men et udtryk for antallet af renseanlæg, der bortskaffer slam til slammineraliseringsanlæg. Ud fra samme indberetning fremgår det, at der er 27 renseanlæg, hvis slam ledes til afvanding i slambede.

Tabel 3-2 Oversigt over fordelingen af slambede på geografiske områder.

Den fremadrettede udvikling

Over de seneste år er der ikke etableret slammineraliseringsanlæg. Dette kan bl.a. skyldes, at der har været brug for at få indsamlet erfaringer fra eksisterende anlæg, da driften af anlæggene har skullet optimeres i forhold til slamegenskaberne fra det enkelte renseanlæg.

Det må derfor forventes, at der ikke sker en øget udvikling i antallet af slam-mineraliseringsanlæg inden for den nærmeste fremtid (/9/).

3.3.2 Vandforsynings slam

Historisk udvikling

I perioden 1850-1880 begyndte de større byer i Danmark at omlægge deres vandforsyning fra overfladevand med pumper og springvand til indvinding

af grundvand. Omlægningen var begrundet i øget tilflytning til byerne og udbrud af epidemier.

Datidens teknologiske udvikling gjorde det muligt at anvende maskindrevne pumper, støbejernsrør og filtrering af vandet før brug. I 1880'erne tog etableringen af omlægningen af vandforsyningerne fart over hele landet (/40/).

Etableringen af vandværker i landområder og mindre bysamfund skete på lokalt initiativ og med baggrund i andelsbevægelsen.

Den dag i dag er de private vandforsyninger fortsat udbredte; halvdelen af Danmark forsynes fra private vandværker, og 35 % af det vand, der leveres fra vandværkerne, stammer fra private vandværker (/15/).

I 1926 blev den første danske vandforsyningslov vedtaget. Loven indeholder bestemmelser om miljøbeskyttelse og forsyningsikkerhed. Dog var der allerede i slutningen af 1800-tallet særlige beskyttelsesbestemmelser for kildepladserne og en betydelig laboratoriekontrol med vandkvaliteten på de store vandværker (/40/).

I dag er der politisk opbakning til at bevare den decentrale vandforsyningsstruktur, som opstod i slutningen af 1800-tallet, men med vandforsyningsloven i 1998 blev de private vandværker pålagt større ansvar og arbejdsbyrde (/31/).

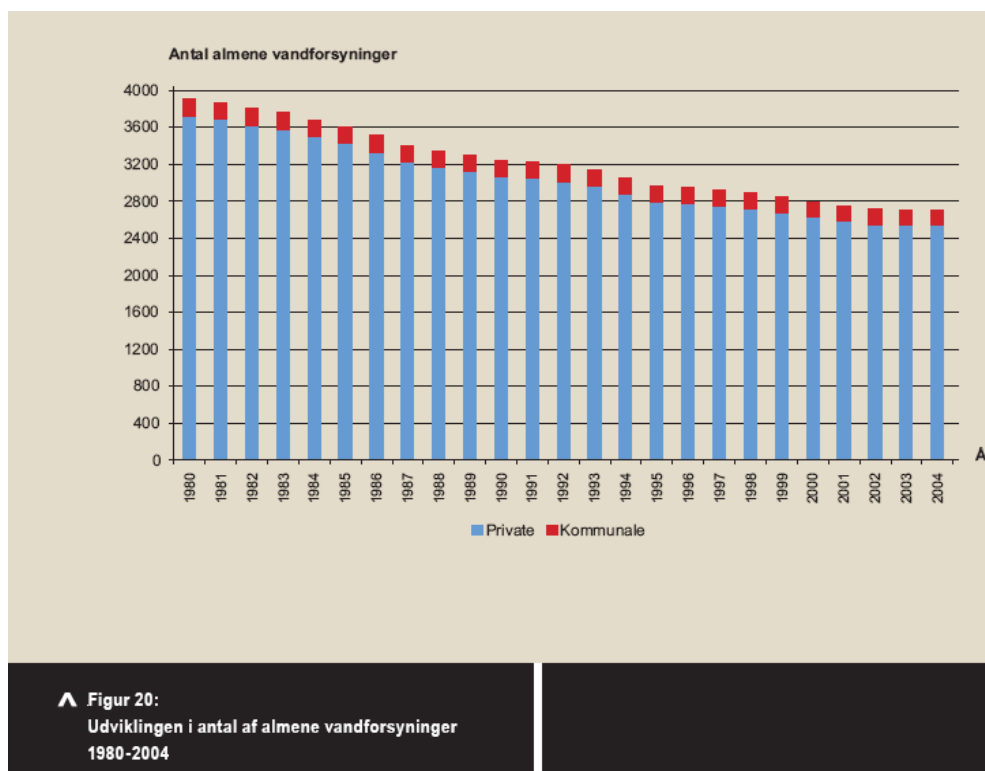
De kommunale vandværker er i dag organiseret i de lovpligtige kommunale forsyningselskaber. Indtil 2007 var amterne tilladelsesmyndighed for vandværkernes indvindinger. Fra kommunalreformen i 2007 blev kommunerne både godkendelses- og tilsynsmyndighed for kommunale og private vandværker.

Hovedparten af de private vandværker i Danmark - ca. 2100 af i alt ca. 2700 - er organiseret i brancheforeningen FVD, Foreningen af vandværker i Danmark. De kommunale vandværkers interesseorganisation er hovedsageligt DANVA, Dansk Vand- og Spildevandsforening.

Antal virksomheder (lokaliteter)

De første egentlige landsdækkende opgørelser over antallet af almene vandforsyninger blev foretaget i 1980. Den hidtidige opgørelse af vandforsyningsstatistikker har ikke været landsdækkende og/eller ikke omfattet oplysninger om omfanget af almene vandværker.

Oplysningerne i nedenstående tabel stammer fra DANVA, som oplyser, at statistikken baserer sig på indberetninger fra amterne.



▲ Figur 20:
Udviklingen i antal af almene vandforsyninger
1980-2004

Figur 3-1 Oversigt over udviklingen i antallet af almene vandværker i Danmark (/8/).

Det ses af figuren, at udviklingen siden 1980 har været en minimering af antallet af de private vandværker. Det har ikke været muligt at finde oplysninger om udviklingen i antallet af vandværker før 1980'erne.

Fremadrettet udvikling

Med de forholdsvis nye oplysninger om arsenindholdet i vandforsynings-slam og med de kommende krav til miljøkvalitetskriterier for bl.a. arsen i ferskvand og marin havmiljø må det forventes, at der fremadrettet vil blive et øget fokus på håndtering og bortskaffelse af arsenholdigt skyllevand og vandforsynings-slam.

Med den kommende vejledning til vandværkerne fra DANVA om håndtering af vandforsynings-slam må det forventes, at de private vandværker og kommunale forsyningsselskaber tager deres okkerhåndtering op til fornyet overvejelse.

FVD oplyser, at der i de senere år har været en tendens til nedlæggelse af 25-30 private almene vandværker årligt. Nedlæggelsen har enten været i form af sammenkobling med et nabovandværk eller fuldstændig nedlæggelse og overtagelse af vandværket. Nedlæggelsen af vandværkerne skal ses i lyset af, at mange af de private vandværker har under hundrede forbrugere, og driftsomkostningerne for så små vandværker er forholdsvis høje.

FVD forventer, at tendensen med nedlæggelse og sammenkobling af de små private vandværker fortsætter fremover (/39/).

3.3.3 Havneslam

Aflejringer i havnebassiner og sejlrender skal med mellemrum optages og bortskaffes for at bibeholde tilstrækkelige vanddybder. Det optagne materiale har ofte en slamkonsistens på grund af de finkornede partikler og organisk stof.

I havnene langs Jyllands vestkyst er det hovedsageligt sand, som aflejres, hvorimod der i de østlige fjordhavne ikke er sand overhovedet, men gytje, der består af meget finkornede partikler og organisk stof.

Sedimentet i havnene kan være forurenede, uanset om hovedbestanddelen er sand eller gytje, men af fysisk-kemiske årsager er forureningsproblemerne oftest forekommende, når sedimentet er finkornet og har et højt indhold af organisk stof (/36/).

Historisk udvikling

Traditionelt har havnene etableret spulefelter eller havneslamsdepoter ved at etablere spunsvægs- eller dæmningsindfatning af et vandområde tæt på eller i umiddelbar tilknytning til havnen, hvor havneslammet så er blevet lagt ind - typisk ved indspuling. Når områderne så er blevet fyldte og efter en vis lang efterfølgende periode, hvori slammet er afvandet og herved stabiliseret, har havnene inddraget det indvundne landområde til havnens fortsatte og udvidede drift.

Der er dog også eksempler på landbaserede anlæg - dvs. anlæg etableret bag ved kystlinjen og med bunden over grundvandsspejlet - hvor havneslammet er blevet spulet ind til afvanding forud for borttransport til deponeringsanlæg. Der er endvidere eksempler på, at slammet er blevet permanent deponeret på sådanne anlæg.

Antal virksomheder (lokaliteter)

I 2000 blev der foretaget en spørgeundersøgelser hos amterne vedr. landdeponering af havnesediment, og de overordnede konklusionerne er listet nedenfor (/26/).

- Ni amter har etableret 24 landdepoter/kystdepoter eller indspulingsbassiner.
- I 1998 blev der deponeret ca. 230.000 t og i 1999 ca. 425.000 t.
- Det opgravede sediment pumpes som regel til deponeringspladsen.

- Nogle depoter er midlertidige, hvor det opgravede sediment afvandes, hvorefter det afvandede sediment deponeres på et affaldsdeponeringsanlæg.
- København Havns depot ved Lynetten er det største kystnære, lukkede depot.
- Aalborg Havn har etableret et depot på et inddæmmede fjordareal, hvor der årligt deponeres ca. 170.000 t/år. Depotet blev godkendt i 1990, og der er tilladelse til at anvende depotet indtil 2010.
- Ingen depoter har membraner, men de er i de fleste tilfælde placeret langs kysten eller i havneområder, hvor der ikke er fare for grundvandsforurening.
- Udsivning til havet er forhindret ved at opbygge dæmninger.
- I mange depoter udledes overskydende vand til havet via et overløb. Der er i de fleste tilfælde i godkendelsen givet en minimum opholdstid for overskydende vand før udledning til havet. I landdepoter afvandes depotet ved nedsivning til grundvandet og ved fordampning. Depotet er normalt placeret tæt ved kysten, så grundvandet siver til havet.

Fremadrettet udvikling

Ved etablering af depoter bør man overveje muligheden for etablering af ekstra havneareal, eller etablering af kommende rekreative arealer. Hvis sedimentet tørres/afvandes inden slutdeponering på land, kan der etableres specialdepoter, hvor sedimentet deponeres højere end de omkransende volde efter samme princip som deponering på et affaldsdeponeringsanlæg.

Erfaringer med separering og rensning af havneslam stammer hovedsagelig fra store havne som Hamborg og Rotterdam, hvor der er anvendt mekaniske metoder, mens separering og rensning af havneslam endnu ikke er gennemført i Danmark. Det vurderes, at anlæg til separering og nyttiggørelse under danske forhold også bør baseres på mekanisk behandling.

Det vurderes, at der er behov for et omfattende udviklingsarbejde, før metoderne kan finde udbredt anvendelse i Danmark. Det drejer sig primært om at finde ud af, om det fraseparerede sand er så rent, at det kan bruges vilkårlige steder, eller om det kræver en efterfølgende kemisk behandling for at fjerne den resterende forurening.

Endvidere er omkostningerne i forbindelse med separering og rensning store i forhold til de nuværende deponeringsmetoder. Det er derfor vigtigt, at havnene i så stor udstrækning som muligt reserverer områder til fremtidig nyttiggørelse/deponering af de oprensede materialer fra havnebassiner og sejlrender (/27/).

Omkostninger forbundet med deponering er primært afhængig af, hvor tæt depotet skal være - sekundært, hvor depotet skal placeres, samt omkostningerne ved drift og overvågning af depotet.

4. Processer, teknologi og miljø

4.1 Procesbeskrivelse

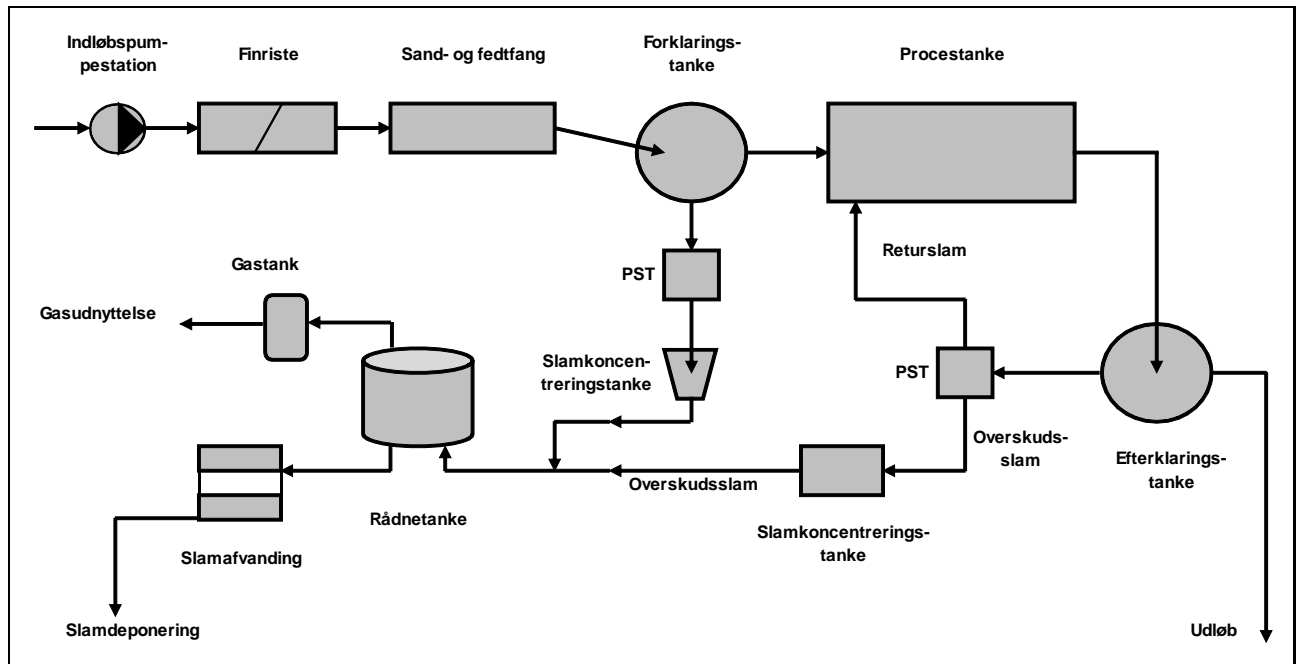
4.1.1 Kommunalt renselanlæg

Langt de fleste renselanlæg i Danmark er etableret som traditionelle anlæg baseret på aktiv-slam-teknologien, hvor de forurenende stoffer nedbrydes af bakterier, der holdes suspenderet i store procestanke. Større anlæg inkluderer typisk forklaringstanke, hvor en del af det suspenderede organiske stof fjernes for at nedsætte belastningen og dermed energiforbruget på det efterfølgende biologiske anlæg.

Et traditionelt større anlæg vil typisk inkludere følgende rensefaciliteter:

- Indløbspumpestation
- Ristebygværk
- Sand- og fedtfang
- Forklaringstanke
- Procestanke opdelt i anaerobe, anoxiske og aerobe tanke/zoner for biologisk nedbrydning af organisk stof, kvælstof og fosfor
- Efterklaringstanke
- Retur- og overskudsslampumpestation
- Kemisk doseringsanlæg til supplerende fosforfjernelse
- Slamkoncentreringstanke
- Rådnetanke
- Slamafvandingsudstyr
- Diverse interne slam- og spildevandspumpestationer
- Blæserbygning og andre maskinbygninger
- Mandskabsfaciliteter, laboratorium, værksteder, garageanlæg mv.

Mindre renselanlæg vil typisk ikke have forklaringstanke og rådnetanke.



Figur 4-1 Procesdiagram for renseanlæg.

I det følgende gives en kort beskrivelse af de rensningsprocesser, der foregår i de enkelte bygværker.

Ved risten tilbageholdes grove partikler, som ellers ville kunne forårsage tilstopningsproblemer i den øvrige del af renseanlægget. I sandfanget fjernes større uorganiske partikler som sand og grus. Formålet hermed er at mindske muligheden for tilstopning af rør og ventiler samt at reducere slitage på renseanlæggets bevægelige dele. I forklaringsstankene fjernes let bundfældeligt suspenderet stof, hvor der dannes primærslam, som typisk udrådnes i rådnetanke.

I procestankene foregår den primære rensning for organisk stof, kvælstof og fosfor. Omsætningen af organisk stof og kvælstof foregår ved biologiske processer vha. mikroorganismer. Herved dannes der frit kvælstof, som er en luftart, der bobler af til luften. Desuden dannes kuldioxid, vand og nye mikroorganismer. De biologiske processer kræver ilt. Derfor blæses eller piskes luft ind i en del af procestankene. Fosfor fjernes supplerende via en kemisk udfældning. Fældningskemikaliet er typisk jernklorid eller jernsulfat, men også aluminiumssalte anvendes på nogle anlæg.

Fra procestankene ledes spildevandet til efterklaringsstankene. Her bundfældes det biologiske og kemiske slam, hvorefter det klarede og rensede spildevand kan ledes til recipienten.

Slammet fra efterklaringstankene ledes tilbage til procestanken for at sikre, at der hele tiden er tilstrækkeligt med mikroorganismer i procestankene til at forestå den biologiske omsætning. Overskudslammængden pumpes fra procestanken til en koncentreringstank og herfra videre til en slamlagertank, hvor det blandes med udrådet primærslam før slamafvanding.

Slammet vil før afvanding typisk indeholde ca. 96 % vand og 4 % tørstof. For at nedsætte slammængden afvandes slammet mekanisk, typisk i centrifuge, sibåndspresse eller kammerfilterpresse. Dermed bringes tørstofindholdet op på ca. 20-30 %. Ved slamafvandingen anvendes typisk polymerer for at sikre en tilfredsstillende slamafvanding.



Figur 4-2 Slamlagertank for afvandet spildevandsslam.

Slamproduktion og - håndtering

Mængden af slam produceret ved rensning af spildevand afhænger af rensemetode, den konkrete opbygning af rensesanlægget samt de gældende renskrav for det enkelte anlæg. Der produceres mindst slam pr. fjernet forureningsenhed i rensesanlæg baseret på biologisk rensning med høj grad af stabilisering og moderate udlederkrav, og mest slam i rensesanlæg med kombineret primær og biologisk rensning og med skærpede udlederkrav, eksempelvis til fosfor.

Slammet, der produceres som et affaldsprodukt ved spildevandsrensningen, stabiliseres som hovedregel biologisk. Primært bundfældet slam stabiliseres typisk i en anaerob proces i rådnetanke, mens biologisk slam stabiliseres aerobt samtidig med spildevandsrensningsprocesserne. Ved stabilisering forstås typisk, at slammets indhold af organisk omsætteligt stof reduceres i en grad, så lugtgener ved den senere håndtering, herunder slutdisponering, undgås. Der eksisterer dog ikke nogen entydig definition af stabilt slam.

Der produceres typisk mellem 15 og 25 kg slamtørstof om året per person-ækvivalent (1 PE = 60 g BI₅) tilledt renseanlægget.

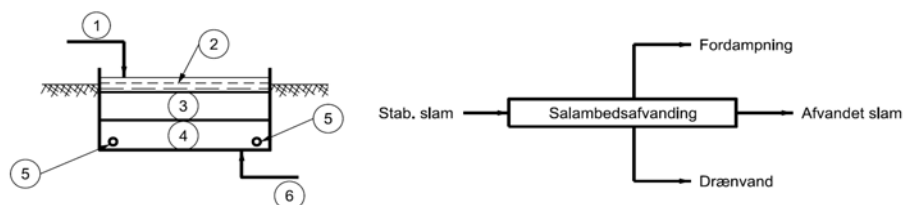
(BI₅ er en målemetode, man bruger til vurdering af spildevands indhold af biologisk nedbrydeligt organisk stof, både før og efter rensning af spildevandet. Det er et mål for, hvor meget ilt bakterier og andre mikroorganismer bruger, når de nedbryder det organiske stof. Måling af BOD sker ved, at spildevand blandes med ilttholdigt vand i en lukket flaske, der opbevares mørkt ved 20 °C i fem døgn. Derfor kalder man det BI₅. Derefter måler man, hvor meget ilt mikroorganismene har brugt til iltning af det organiske stof.)

Slambede og slammineraliseringsanlæg

Tidligere er der specielt for mindre og middelstore renseanlæg anvendt slambede til afvanding af slammet, men dette er stort set ophørt i Danmark på grund af den besværlige arbejdsgang i forbindelse med tømning samt slambedenes relativt store arealkrav. I dag anvendes til gengæld slammineraliseringsanlæg på en del mindre og større renseanlæg. Princip for opbygning af slambede og slammineraliseringsanlæg er kort beskrevet i det efterfølgende.

Slambede

Med slambede sker afvandingen af slammet ved en kombination af fordampning og dræning. Slambede er etableret med et drænlag og drænrør i bunden af bassinerne, men typisk uden fast bund eller membran. Arealbehovet for slambede svarer til mellem 0,1 og 0,2 m²/PE, hvilket svarer til, at slambedsarealet for et renseanlæg belastet med 5000 PE er mellem 500 og 1000 m² afhængigt af slamtypen.



Figur 4-3 Principskitse af slambede. 1. Slamindløb, 2. Slam under afvanding, 3. Sandlag, 4. Gruslag, 5. Drænrør, 6. Evt. lavpermeabel membran (Kilde: /46/).

Der må derfor antages at ske nogen nedsivning af regnvand og vand fra slammet til jorden og evt. til underliggende grundvandsmagasiner ved brug af denne afvandingsform.

Sløjfning af slambede er som tidligere nævnt typisk sket ved fjernelse af alle komponenter i bedene, omfattende udgravning og fjernelse af drænlag inkl. drænsystem efterfulgt af terrænregulering med udlægning af råjord.

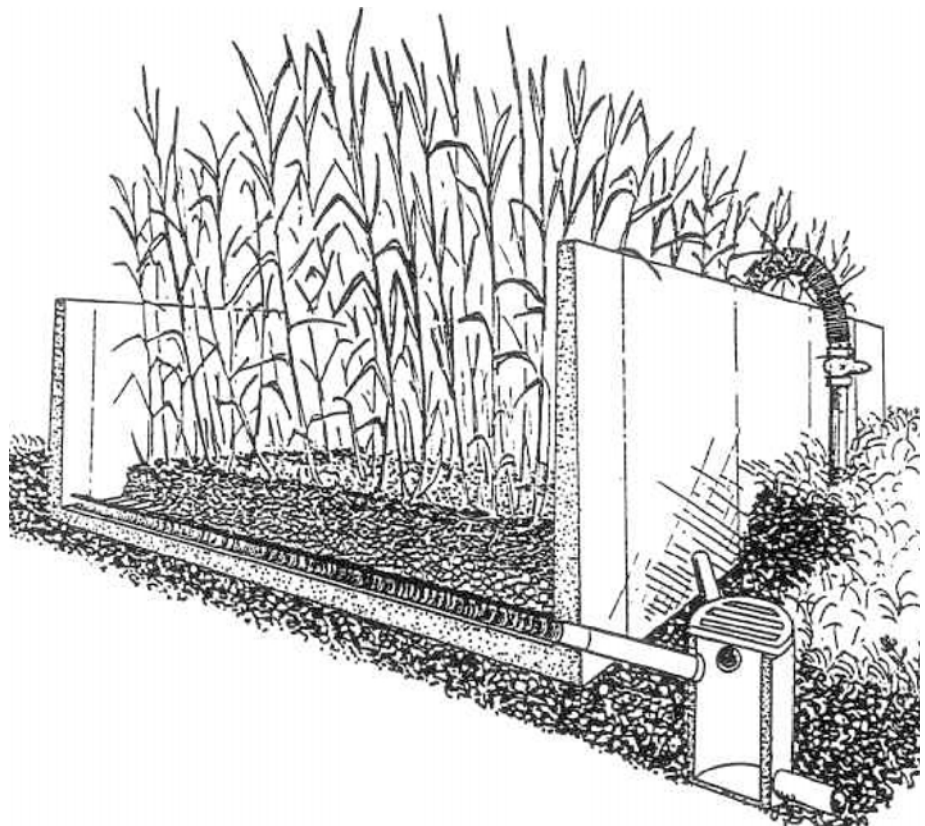
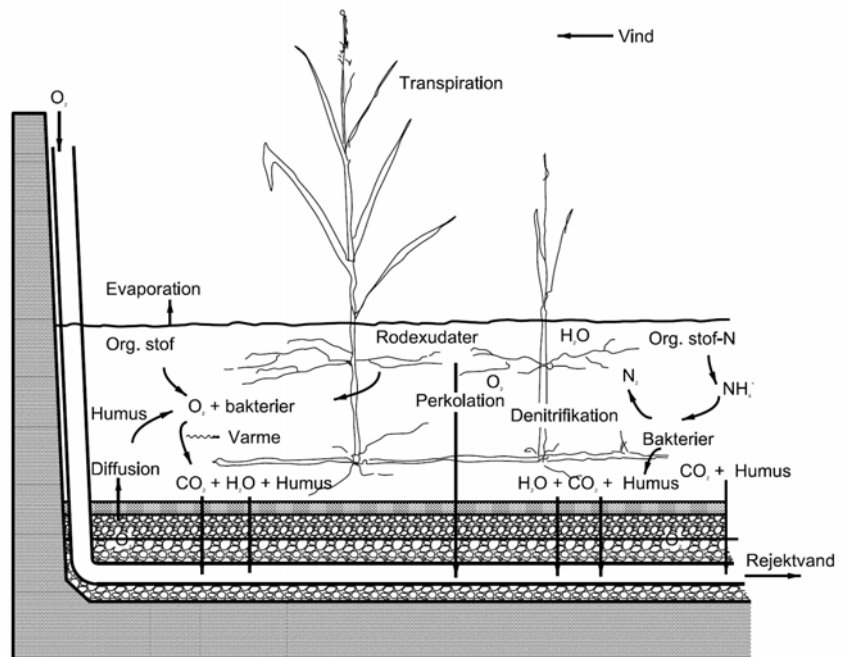
Slammineraliseringsanlæg

Et alternativ til mekanisk slamafvanding, som primært anvendes på renseanlæg i Danmark i dag, er såkaldte slammineraliseringsanlæg. De består typisk af 8-10 beplantede bassiner, men antallet kan variere. Bassinerne er opbygget af en vandtæt bundmembran, drænrør, et porøs filterlag samt et vækstlag beplantet med tagrør el.lign. Slammet pumpes i faste intervaller ud på bassinerne, hvor det primært afvandes ved dræning, men også ved fordampning fra slamoverfladen samt via planternes vandoptag.

Drænrørene anvendes til at lede det filtrerede vand bort og til at belufte bassinet. Beluftningen og tagrørenes rødder er dermed med til at sikre iltrige (aerobe) forhold i bassinet, så de organiske stoffer i slammet kan omsættes mikrobielt og derved mineraliseres.

Risikoen for udslip til jord eller grundvand under normal drift vurderes som minimal. I forbindelse med tømning af bassinerne, der skal finde sted ca. hvert tiende år, må forudses en risiko for spild på jorden omkring bassinerne. I forbindelse med tømning af anlæg kan der opnås et tørstofindhold i slamresten på mellem 40 og 60 %.

Ved stabiliseringen forøges koncentrationerne af tungmetaller i slammet. Det er derfor specifikt anført i Slambekendtgørelsen (bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål), at slammet fra tømning af slammineraliseringsanlæg, der indeholder slam produceret før 1. februar 2000, skal kontrolleres for overholdelse af krav til indhold af tungmetaller inden udbringning.



Figur 4-4 Princippet og processerne i et slammineraliseringsanlæg (Kilde: /46/).

4.1.2 Vandværk

I Danmark anvendes primært grundvand som drikkevandsressource. For det meste er grundvandskvaliteten så god, at man kan nøjes med at behandle det oppumpede råvand på et vandværk opbygget omkring en iltning, et sandfilter og en rentvandsbeholder med tilhørende udpumpning. Desinfektion med UV-belysning foretages nogle steder, og kun i tilfælde af særlige forurenings-situationer anvendes desinfektion med klor. Yderligere renseforanstaltninger kan være membranfiltrering, ionbytning eller filtrering med aktivt kul. Disse metoder bruges ved fjernelse af naturlige stoffer i grundvandet eller ved miljøfremmede stoffer. Dette er dog meget lidt anvendt i Danmark.

Jern og mangan forekommer naturligt i de danske grundvandsmagasiner. Ganske få steder ligger koncentrationen under grænseværdien for drikkevand, men i langt størstedelen af landet er jern- og manganfjernelsen den vigtigste proces på vandværket. Det giver sjældent anledning til problemer at fjerne disse stoffer.

Landsdækkende monitoring af grundvandet har vist, at der i nogle områder forekommer naturligt betingede høje koncentrationer af arsen i grundvandet. Kilden til arsen er forekomsten af arsenholdige mineraler såsom jernoxid (okker) og pyrit i de sedimenter, der udgør grundvandsmagasinet. Frigivelsen af arsen til grundvandet sker typisk ved opløsning af jernoxider og pyrit som følge af oxidation af mineralet. De høje koncentrationer af arsen i grundvandet er altså helt overvejende et resultat af naturlige processer i undergrunden, hvorfra råvandet pumpes.

I år 2001 blev grænseværdien for arsen i drikkevand nedsat fra 50 µg/l til 5 µg/l ved afgang fra vandværker og til 10 µg/l ved forbrugernes taphaner. En del mindre og enkelte større vandværker i landet havde og har problemer med at overholde de nye kvalitetskrav til drikkevandets indhold af arsen.

Problemet med naturlige koncentrationer af arsen over grænseværdien i drikkevand kan dog mange steder helt eller delvist løses ved anvendelse af en forbedret vandbehandling (typisk ved tilsætning af jernklorid) eller ved at tilrettelægge grundvandsindvindingen således, at råvandets indhold af arsen reduceres tilstrækkeligt, så det efter den allerede benyttede vandbehandling opfylder kvalitetskravet til drikkevand.

Rensning af grundvand vil i almindelighed omfatte fjernelse af opløste jern- og manganforbindelser samt forskellige opløste luftarter som svovlbrinte, kuldioxid og metan. Desuden kan ammoniak forekomme. Ved iltning dannes de tungtopløselige forbindelser ferrihydroxid (okker) og mangandioxid (brunsten), som fjernes ved den efterfølgende filtrering.

Ved den normale vandbehandling fjernes en væsentlig del af grundvandets indhold af arsen ved udfældning med grundvandets naturlige jernindhold. Erfaringer viser, at der er en ret høj fjernelseeffektivitet for arsen ved al-

mindelig vandbehandling, og at op mod 2/3 af grundvandets arsen ender i det producerede slam. Det betyder, at vandforsyningslam fra nogle vandværker kan indeholde arsen i mængder, der gør det nødvendigt at sikre sundhedsmæssigt gode arbejdsrutiner. Flere studier har påvist positiv sammenhæng mellem koncentrationen af jern i råvandet, og den procentvise fjernelse af arsen i vandbehandlingen. Jo større mængde jern, der udfælder under vandbehandlingen, jo større procentdel af råvandets indhold af arsen fjernes. Dette er baggrunden for, at tilsætning af jern i vandbehandlingen kan øge fjernelseseffektiviteten for arsen.

Kvaliteten af grundvand og drikkevand registreres i databasen Jupiter, som er GEUS' landsdækkende database for grundvands-, drikkevands-, råstof-, miljø- og geotekniske data. Databasen er den fællesoffentlige database på området og indgår i Danmarks Miljøportal. Databasen er offentligt tilgængelig.

Skyllvand og slam

Filtre skylles normalt, når tryktabet når et vist niveau (ca. 1 m VS). Der anvendes returskyllning, dvs. en kraftig vandstrøm af filtreret vand sendes gennem filtret nede fra og opefter, altså modsat filtreringsretningen. Almindeligvis anvendes trykluft, som ledes ind fornedet i filtret, før vandskyllningen startes.

Skyllvandet indeholder typisk okker, brunsten samt mindre mængder af metaller. Skyllvandet må ikke udledes urensset til recipient, men kan i nogle tilfælde ledes til spildevandsrensning.

Ved en del vandværker ledes skyllvandet til et skyllvandsbassin for bundfældning af slam eller for yderligere rensning af skyllvandet. Slam fra skyllvandsbassiner fjernes med slamsuger og deponeres på et affaldsdeponeringsanlæg.

På moderne vandværker i Danmark er det blevet almindeligt at genbruge skyllvandet som råvand til vandværket. Dette gøres af ressourcemæssige grunde, men også for at nedsætte betaling for rensning på spildevandsanlæg. Ofte kan skyllvand genbruges som råvand efter en filtrering og en UV-bestråling.

På større anlæg pumpes slammet på slambede, hvor det afvandes og tørres, før det køres på et affaldsdeponeringsanlæg.



Figur 4-5 Slambede Astrup Vandværk, Esbjerg Forsyning.

4.1.3 Spulefelter og havneslamsdepoter

I Danmark foretages oprensning/opgravning af havneslam ved brug af spandkædemaskine, grab, gravemaskine med skovl eller et sugefartøj (sand-suger).

Havneslammet opgraves/pumpes op og placeres i en pram eller flåde og transporteres herefter med slæbebåd til kysten. Det oprensede sediment pumpes eller overføres med grab eller skovl fra prammen/flåden direkte til indspulingsbassinet eller til lastbiler, hvis sedimentet har en forureningsniveau, der kræver, at det skal på kontrolleret deponi.

For at minimere spredningen af forurenede partikler fra arbejdsområdet til omgivelserne kan der ophænges et siltgardin omkring arbejdsområdet. Dette gælder specielt ved gravemetoderne.

For alle oprensningsmetoderne gælder det, at der vil være en betydelig mængde vand i slammets, og valget af oprensningsmetoden kan være med til at reducere mængden af vand.

Det skal nævnes, at det i forbindelse med oprensning af forurenede sediment kan være problematisk at afvande sedimentet før bortskaffelse, da overskudsvandet oftest vil være af en sådan karakter, at det vil kræve rensning inden bortskaffelse.

4.2 Hjælpstoffer

4.2.1 Renseanlæg

På renseanlæg anvendes typisk følgende hjælpestoffer i forbindelse med spildevandsrensning og slambehandling:

- Fældningskemikalier (jernklorid, jernsulfat, aluminiumsulfat, polyaluminiumklorid el.lign).
- Polymer/polyelektrolyt til slamafvanding.
- I nogle tilfælde tilsættes supplerende organisk stof (metanol, eddikesyre el.lign.) for at forbedre den biologiske rensning.
- I nogle tilfælde tilsættes kalk til det afvandede slam for en yderligere kemisk stabilisering og hygiejnisering af slammet.

4.2.2 Vandværker

På de fleste danske vandværker anvendes ikke hjælpestoffer i forbindelse med vandrensning og slambehandling. Enkelte vandværker bruger dog et eller flere af følgende hjælpestoffer:

- Ved forhøjet arsenindhold i drikkevandet anvendes på nogle danske vandværker jernklorid til at forbedre udfældning af arsen.
- På enkelte vandværker tilsættes kalk (større anlæg) eller lud (mindre anlæg) for justering af vandets pH. På nogle mindre anlæg tilføres et basisk filtermateriale akdolit, der ligeledes har til formål at pH-stabilisere vandet.

4.2.3 Havneslam

I Danmark anvendes normalt ikke hjælpestoffer i forbindelse med indlægningen af havneslam.

4.3 Potentiel miljøbelastning

4.3.1 Spildevandsslam

Det har gennem mange år været kendt, at spildevandsslam fra bymæssig bebyggelse ikke blot indeholdt organisk stof og forskellige næringsstoffer, men også forskellige sporelementer, herunder tungmetaller. Det har også længe været erkendt, at et for højt indhold af disse metaller kunne være en begrænsende faktor for anvendelse af slam som gødnings- og jordforbedringsmiddel på landbrugsjord og lignende, og der har derfor også i omkring 20 år været fastsat officielle grænseværdier for udvalgte metaller i slam til jordbrugsformål.

Udviklingen i indholdet af tungmetaller i dansk spildevandsslam fra 1995-2005 (/36/) fremgår af Tabel 4-1.

Metal	1995	2000	2005
Cadmium, Cd	1,59	1,29	1,27
Chrom, Cr	42,2	28,6	25,2
Kobber, Cu	266	231	219
Kviksølv, Hg	2,32	1,01	1,56
Nikkel, Ni	27,5	23,8	26,7
Bly, Pb	68	53	59
Zink, Zn	1050	664	816

Tabel 4-1 Udviklingen i indholdet af tungmetaller i dansk spildevands slam, mg/kg TS.

Siden 1997 er indholdet af fire organiske miljøfremmede stoffer blevet undersøgt i spildevandsslam: Plastblødgøreren DEHP, den anionaktive detergent LAS, den nonioniske detergent NPE (eller rettere nedbrydningsprodukter heraf) og gruppen af forbrændingsbiprodukter/tjærestoffer kaldet PAH. På samme tid indførtes også krav til disse stoffer i forhold til udbringningen af slam på landbrugsjord. Udviklingen frem til og med 2005 er afrapporteret af Miljøstyrelsen (/36/) og vist i Tabel 4-2.

Af både Tabel 4-1 og 4-2 fremgår det, at både for tungmetaller og de organiske forbindelser er niveauet faldet siden 1990'erne.

Stof	1997	2000	2005
LAS ¹⁾	634	727	462
PAH	2,02	1,75	1,47
NPE ²⁾	27,2	7,7	7,8
DEHP ³⁾	26,3	16,1	15,2
Nikkel, Ni	27,5	23,8	26,7
Bly, Pb	68	53	59
Zink, Zn	1050	664	816

¹⁾ En anionisk detegent

²⁾ Nonylphenoethoxylater

³⁾ Diethylhexylphthalat

Table 4-2 Udviklingen i indholdet af miljøfremmede organiske stoffer i dansk spildevandsslam, mg/kg TS.

Slam er inkluderet i punktkildedelen af overvågningsprogrammet for vandmiljøet, NOVANA, hvorfor der med mellemrum foretages screeningsundersøgelser af en række organiske miljøfremmede stoffer. Således blev der i 2007 publiceret rapporter om henholdsvis PFAS (perfluorerede forbindelser) og organotinforbindelser (/10/) samt lægemidler (/11/) i spildevandsslam.

PFAS-forbindelser anvendes primært i produkttyper som: imprægneringsmidler til tekstiler, læder og papir, voks og anden polish, maling, lak og trykfarver, rengøringsmidler, både almindelige rengøringsmidler og midler til rengøring af metaloverflader eller tæpper. Den mest kendte PFAS er perfluorooctane sulfonat (PFOS). PFOS anses som værende persistent, bioakkumulerbar og toksisk, mens der er begrænset viden om toksikologien af PFAS generelt. Ved målingen på ni renseanlæg blev der fundet PFAS i slammet på alle ni undersøgte anlæg i koncentrationer på 12-150 µg/kg tørstof (ΣPFAS).

Organotinforbindelserne må ikke længere anvendes som imprægneringsmiddel i Danmark, ligesom de siden 2008 heller ikke længere må anvendes i skibsmalinger. Den primære anvendelse af mono- og diorganotinforbindelser er som stabilisatorer i PVC-plast som f.eks. i vinylgulve, tagplader, presninger, flasker og emballager, hvor stabilisatorerne forhindrer nedbrydning af plasten ved lys og varmepåvirkning. Diorganotinforbindelser anvendes i øvrigt også i små koncentrationer i silikoner og polyurethanskum samt i en række lime og malingsprodukter. TBT er fundet i alle syv slamprøver (4-40 ng Sn/l), hvilket også gjaldt DBT og MBT (18-280 µg Sn/kg TS).

Som et led i NOVANA programmet udtog Ribe, Vestsjællands og Fyns amter prøver af bl.a. spildevandsslam for at vurdere belastningen af vandmiljøet m.m. med lægemidler. Undersøgelsen er afrapporteret af DMU (/11/). I spildevandsslam blev der fundet 8 ud af 31 undersøgte lægemiddelstoffer.

To af disse, erythromycin og amlodipin, blev ikke påvist i indløb eller udløb fra renseanlæggene, hvilket kan skyldes, at der er sket en opkoncentrering i slammet. Triclosan bliver bundet til spildevandsslam og var det stof, der blev fundet i de højeste koncentrationer i slam. De fundne koncentrationer er vist i Tabel 4-3.

Stof	Koncentration, µg/kg TS	Antal fund/prøver
Amlodipin	43-310	8/10
Cimetidin	110-1.200	10/10
Erythromycin	15-69	6/20
Furosemid	32-180	10/10
Paracetamol	690-2.000	2/10
Salicylsyre	59-2800	7/10
Sulfamethizol	31-110	10/10
Trimethoprim	11-76	3/10
Triclosan	690-11.000	10/10
Methyl-triclosan	330	1/10

Tabel 4-3 Minimum-maksimum-koncentration af lægemidler og triclosan i prøver fra slam fra renseanlæg.

I Tabel 4-4 er præsenteret resultater fra en række af de screeningsundersøgelser, der er foretaget. Tabellen omfatter de stoffer, der umiddelbart vurderes at have forekommet i miljørelevante koncentrationer og/eller vides at besidde egenskaber som persistens og biokoncentreringspotentiale, der gør dem interessante i et længere tidsperspektiv.

I frisk, afvandet slam kan tillige findes rester af opløsningsmidler og andre relativt letnedbrydelige flygtige stoffer, som dog ikke vurderes at være af væsentlig betydning i denne sammenhæng.

Stof/stofgruppe		1994 ¹⁾	2003 ²⁾	2005 ³⁾
Naphthalen	µg/kg TS	50-120	298	53-78
Methylnaphthalener	µg/kg TS	80-420	1320	i.d.-54
Dimethylnaphthalener	µg/kg TS	80-1300	2240	60-540
Trimethylnaphthalener	µg/kg TS	40-1500	1470	99-130
Bisphenol A	µg/kg TS	-	895	330-360
2,5 Dichloranilin	µg/kg TS	-	2620	-
PCB (sum af 7 - 10)	µg/kg TS	<30-140	21,1	5,5-18,2
1,4-Dichlorbenzen	µg/kg TS	9-24	46	9-24
4 Cl-3-Methylphenol	µg/kg TS	<5-290	64	<50
2,4 - Dichlorphenol	µg/kg TS	<5-<10	39	<5-42
Pentachlorphenol	µg/kg TS	<5-45	26	24-57
Tributylfosfat	µg/kg TS	<110-700	925	i.d.-100
Tri(1,3-dichlorpropylfosfat), TCPP	µg/kg TS	interferens	2310	1500-2000
Dibutylphthalat, DBP	µg/kg TS	<500-1500	313	120-520
Polybromerede diphenylethere, PBDE	µg/kg TS	-	-	51-92
Dioxiner/furaner	ng N/I-TEQ/kg TS	-	-	4,6-13

¹⁾ /20/, Avedøre, Marselisborg og Skævinge renselanlæg

²⁾ /33/, gennemsnit af 35 danske renselanlæg

³⁾ /45/, Egå og Søholt renselanlæg

Tabel 4-4 Udvalgte miljøfremmede organiske stoffer i spildevandsslam. Data fra undersøgelser eller monitoring på kommunale renselanlæg i Danmark i 1994, 2003 og 2005.

4.3.2 Vandforsynings slam/Skyllevandsslam

Analyser af vandforsynings slam viser, at indholdet af arsen varierer fra 18 mg/kg tørstof op til 3200 mg/kg tørstof. Til sammenligning kan det oplyses, at baggrundsværdien for arsen i danske jorde er 2-6 mg/kg tørstof. Arsen er giftigt for mennesker, og nogle arsenforbindelser er endvidere klassificerede som kræftfremkaldende.

På grund af den nye lavere grænseværdi for arsen i drikkevand vil der i fremtiden blive tilsat mere jern i vandværkerne for at fjerne arsen, hvilket vil betyde, at der bliver produceret mere vandforsynings slam, hvor arsenindholdet kan være problematisk.

4.3.3 Havneslam

I de senere år har der været stigende fokusering på forurening af havmiljøet med miljøfremmede forbindelser, bl.a. blødgøringsmidler, tensider, polyaromatiske kulbrinter (PAH) og biocider i antibegroningsmidler.

Forskellige undersøgelser af marine sedimenter i Danmark er blevet udført af bl.a. Lillebæltsamterne, Århus Amt, Sønderjyllands Amt og Miljøstyrelsen (/26/, /27/, /32/ og /34/ m.fl.). Disse undersøgelser har påvist forhøjede koncentrationer af en række miljøfremmede forbindelser. I de undersøgte sedimenter er der fundet forhøjede koncentrationer af bl.a. phthalater, nonylphenol, nonylphenoethoxylater, fosfat-triester, polyaromatiske hydrocarboner (PAH), biocider bl.a. tributyltin (TBT) og irgarol. Tungmetallforureningen udgøres hovedsageligt af bly, cadmium, krom, kobber, kviksølv, nikkel og zink. I Tabel 4-5 er vist typiske niveauer fundet i havneslam i disse undersøgelser.

Stof/Stofgruppe	mg/kg TS
Arsen	5-20
Cadmium	1-15
Kobber	50-250
Kviksølv	0,1-20
Nikkel	15-75
Bly	30-550
Zink	130-1000
PAH	2-15
TBT	0,1-2
LAS	0,1-3,4
Irgarol (et biocid)*	0,002-0,4

* Brug af Irgarol i skibsmalinger har været forbudt siden 2000.

Tabel 4-5 Typiske forureningsniveauer i havneslam i Danmark.

PCB er påvist i lave koncentrationer i en enkelt undersøgelse fra 2000, hvor der blev fundet 22 og 46 µg/kg TS i to prøver udtaget i Århus Havn (/26/).

Generelt er forureningsniveauet for nedadgående i havneslam, især har forbuddene mod biocider, herunder de organiske tinforbindelser, haft betydning.

Kilderne til denne forurening af havneslam kan opdeles i primære kilder og sekundære kilder (/17/).

Primære kilder:

- Fælles spildevandsudledninger
- Separate udledninger
- Udledning af regnvand
- Udledning fra skibe
- Aktiviteter på kajen
- Udledning af rensset spildevand
- Bundmaling på skibe.

Sekundære kilder:

- Udsivning fra jord og kemikaliedepoter
- Tilførsel fra vandløb.

5. Forureningsrisiko

5.1 Oversigt over potentielle forureningskilder

Nærværende branchebeskrivelse vedrører alene nedlagte slambede, hvorfor kilderne til forurening uanset typen af virksomhed primært er de forurenende stoffer efterladt i slambedet, uanset om disse forefindes i form af efterladt/deponeret slam, som rester i anlægsdelene efter tømning for slam, eller som forurening i jorden fra udsivning under driften. Mange af slambedene til enten spildevands- eller havneslam er i sagens natur placeret tæt på overfladerecipienter, hvorfor det som oftest især vil være udsivning til en recipient, der er den væsentligste mulighed for en forureningspåvirkning.

Derudover vil efterladt slam i slambedet eller forurening i jordlagene herunder kunne være kilde til forurening af den overliggende jord og/eller optag i planter, der efterfølgende vokser på arealet.

Tilsvarende kan der under slambedets forudgående drift være sket spild fra håndteringen og nedsivning fra opbevaringsarealer eller være efterladt forurenede anlægsdele, der efterfølgende kan give anledning til forurening.

5.2 Vurdering af forureningsrisiko

I nærværende afsnit beskrives dels de gældende grænseværdier for slam, såfremt det skal anvendes til jordbrugsformål, dels for jord, såfremt denne skal opfattes som uforurenede. De mulige eksponeringsveje, der er relevante for de forskellige typer af slambede, beskrives, og der foretages en sammenligning mellem niveauet af de forventede forureningsniveauer og kriterierne. På denne baggrund vurderes, hvilke stoffer der potentielt kunne udgøre et forureningsproblem ved de forskellige typer af slambede.

5.2.1 Eksisterende grænseværdier

I Tabel 5-1 er anført de gældende grænseværdier for tungmetaller i spildevandsslam ved anvendelse til jordbrugsformål, samt de gældende jordkvalitets- og afskæringskriterier (/37/). Til orientering er desuden anført nogle økotoxikologiske kriterier, der i 1990'erne blev udviklet af DMU med det formål generelt at kunne beskytte jordøkosystemers struktur og funktion mod toksiske påvirkninger fra tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

Formålet med disse kriterier var således ikke det samme som de sundhedsbaserede kriteriers, og de bruges i dag sjældent i praksis.

Metal	Grænseværdi i slam ¹⁾ , mg/kg TS	Jordkvalitetskriterium/ Afskæringskriterium 2), mg/kg TS	Økotox ³⁾
Arsen, As	25*	20/20	10
Cadmium, Cd	0,8	0,5/5	0,3
Krom, CrIII + IV	100	500/1000	50
Krom, CrVI	-	20/-	2
Kobber, Cu	1000	500/1000	30
Kviksølv, Hg	0,8	1/3	0,1
Nikkel, Ni	30	30/30	10
Bly, Pb	60*/120	40/400	50
Zink, Zn	4000	500/1000	100

¹ Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1650 af 13. december 2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

² /37/

³ /21/ og /22/

* Værdi gældende for anvendelse i privat havebrug.

Tabel 5-1 Grænseværdier og kvalitetskriterier for tungmetaller i slam og jord.

Tabel 5-2 indeholder tilsvarende information for de miljøfremmede stoffer, som er gennemgået i afsnit 4.3.1 (Tabel 4-4). Der findes kriterier for yderligere en hel del stoffer, hvoraf de fleste dog er flygtige forbindelser, der vurderes at være mindre relevante i den aktuelle sammenhæng.

Stof/stofgruppe	Grænseværdi i slam ¹⁾ , mg/kg TS	Jordkvalitetskriterium/ Afskæringskriterium, mg/kg TS ²⁾	Økotox ³⁾
DEHP	50	25/-	1,0
LAS (lineære alkylbensulfonater)	1300	1500/-	5
NPE (nonylphenoethoxylater)	10	65/-	-
Nonylphenol	-	25/-	0,01
PAH (sum)*	3	4/40	0,5
Benzo(a)pyren	-	0,3/3	0,05
Phenoler	-	70/-	-
PCB (sum af 7-10)	-	(0,02**)	0,01
1,4-Dichlorbenzen	-	-	0,1
2,4-Dichlorphenol	-	(3) (sum)	(0,01) (sum)
Pentachlorphenol	-	0,15/-	0,005
Dibuthylphthalat, DBP	-	250/- (phthalater minus DEHP)	0,1
DINP	-	250/- (phthalater minus DEHP)	1,0
Dioxiner/furaner	-	(10**)	-

* Slam: Sum af ni stoffer - Jord, sundhed: Sum af fem stoffer - Jord. økotox: Uspecificeret.

¹⁾ Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1650 af 13. december 2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

²⁾ /37/

³⁾ /21/ og /22/

** Svensk grænseværdi. Dioxin-værdien i ng I-TEQ/kg TS.

Tabel 5-2 Grænseværdier for slam og kvalitetskriterier for jord for udvalgte organiske miljøfremmede stoffer.

5.2.2 Spildevandsslam

For spildevandsslambede foreligger der ikke samlede oplysninger om, hvorledes nedlæggelse af slambedene konkret er foregået, men typisk vil slambedenes anlægsdele (dvs. drænlag og rør) være blevet gravet bort og formentlig deponeret på et affaldsdeponeringsanlæg. I disse tilfælde vurderes en eventuel tilbageværende jordforurening at have et meget begrænset omfang.

I de tilfælde, hvor kun selve det afvandede slam er blevet fjernet, vil der ligge et porøst drænlag af sand/grus tilbage på pladsen, som er kontamineret i ukendt omfang med stoffer fra slammet, men som til gengæld må formodes at være vokset til med græs og ukrudt gennem årene. En sådan vegetation vil medvirke til en forbedret stofomsætning, samtidig med at forureninger, der er gået i opløsning, vil kunne borttransporteres med drænsystemet.

Der kendes derudover enkelte tilfælde, hvor det afvandede slam stadig findes på lokaliteten.

Allerede i udgangspunktet vil de stoffer, der betyder noget i forbindelse med deponering og anvendelse af spildevandsslam, generelt være karakteriseret ved en betydelig grad af binding (sorption) til slammatricen/organisk stof, da der jo er sket en ligevægtsfordeling mellem væskefase og faststoffase i forbindelse med spildevandsbehandlingen.

Da ligevægtsforholdene i et slambed eller et efterladt drænlag vil ændre sig med tiden, eftersom regnvand kun indeholder lave koncentrationer af de forskellige relevante stoffer, vil der kunne forekomme en vis, langsom desorption af stofferne fra slammet eller andre partikler til det nedsivende regnvand. Det vurderes dog, at en sådan nedsivning kun i meget få tilfælde vil give anledning til betydende påvirkning af grundvandsforekomster, eftersom desorptionen sker langsomt (dvs. kildestyrken er lav), og opløst stof fraføres også ved nedbrydning og via drænrørene.

Påvirkning af mennesker, herunder især børn, vil primært kunne ske ved direkte berøring med slamrester eller kontaminerede dræn- eller jordlag under slambedene. Denne situation vurderes ikke at være typisk for nedlagte renseanlæg, men kan heller ikke på forhånd helt udelukkes. I givet fald kan det ikke udelukkes, at der, især for enkelte tungmetaller, vil kunne forekomme restkoncentrationer over jordkvalitetskriteriet. Det forventes dog, at efterladte drænlag og lignende i dag normalt vil være dækket med græs eller anden vegetation, som vil vanskeliggøre direkte kontakt med materialet. I forbindelse med eller som resultat af eventuelle grave- og anlægsarbejder vil drænlag eller andre tilbageblive, forurenede materialer dog kunne blive blotlagt, og eksponering af mennesker dermed kunne forekomme.

Sammenlignes de i Tabel 4-1 til Tabel 4-4 anførte forureningsniveauer for spildevandsslam med grænseværdierne for slam udbragt på landbrugsjord og jordkvalitetskriterierne ses,

- at indholdet af cadmium, kobber og kviksølv generelt er højere i slammet end grænsen for udbringning på landbrugsjord, og at nikkel kun lige er under grænsen.
- at de organiske forbindelser generelt er lavere end grænseværdierne for slam, idet indholdet af nonylphenol og ethoxylaterne dog har været højere i 1990'erne.

- at tungmetalindholdet generelt overstiger de foreslåede økotoxikologiske kvalitetskriterier og for cadmium, bly og zink også overstiger kvalitetskriteriet let for ren jord.
- at indholdet af de organiske slamparametre overstiger de foreslåede økotoxikologiske kvalitetskriterier, men ikke jordkvalitetskriterierne.
- at indholdet af PCB kan overstige de foreslåede økotoxikologiske kvalitetskriterier, men kun sjældent de svenske jordkvalitetskriterier; der foreligger ikke danske jordkvalitetskriterier for PCB.
- at indholdet af klorphenoler og DBP overstiger de foreslåede økotoxikologiske kvalitetskriterier, men ikke jordkvalitetskriterierne.
- at indholdet af dioxiner/furaner ligger omkring den svenske grænseværdi.
- at der ikke foreligger kriterier for en række af de potentielt miljøbelastende stoffer.

I /12/ anføres specielt problemstillinger omkring Cd og Zn. Dette er knyttet til anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord og er relateret til påvirkninger af Zn på jordens mikroorganismer og jordens frugtbarhed generelt, samt risikoen for opkoncentrering af Cd i fødevarer.

Det fremgår af ovenstående, at et af problemerne ved vurderingen af potentiel forureningsfare fra slambede for spildevandsslam er manglen på kriterier for vurderingen af en række stoffer, som ifølge deres egenskaber kunne udgøre et problem. Derudover vil metallerne cadmium, bly og zink potentielt kunne udgøre en forureningstrussel.

5.2.3 Vandforsynings slam/skyllevandsslam

Eksponeringsvejene for arsen (som er det væsentlige forureningsstof i skyllevandsslam) er de samme som beskrevet for spildevandsslam. Tilbageholdelsen af arsen i jord er generelt mindre end tilbageholdelsen af de typiske stoffer i spildevandsslam. Derfor vil risikoen for påvirkning af grundvand, (eller overfladerecipienter hvor dette er relevant) alt andet lige være større ved slambede for skyllevandsslam, end det typisk vil være tilfældet for slambede for spildevandsslam.

Sammenlignes de registrerede arsen-niveauer i skyllevandsslam (se afsnit 4.3.2) med jordkvalitetskriterierne oplyst i Tabel 5-1, ses det, at arsenindholdet i en meget stor del af slammet overstiger jordkvalitetskriteriet på 20 mg/kg TS (som også er afskæringskriteriet). Kriteriet for indholdet i slam, der må anvendes på landbrugsjorde (25 mg/kg TS), overskrides typisk også.

Skyllevandsslam klassificeres i henhold til Miljøstyrelsen som farligt affald, hvis indholdet af arsen er større end 1000 mg/kg tørstof (jf. Bekendtgørelsen om affald (nr. 1634 af 13. december 2006)).

Da årsagen til de forhøjede værdier af arsen i slammet hænger sammen med et forhøjet indhold af arsen i grundvandet, vil der kun være grund til at vurdere slambedet, såfremt det er beliggende i et område med forventeligt højt indhold af arsen i grundvandet.

5.2.4 Havneslam

Spulefelter, tørefelter eller egentlige deponier for havneslam er i modsætning til de ovenfor beskrevne slambede karakteriseret ved, at slammet ofte bliver liggende på lokaliteten. Samtidig er disse lokaliteter i sagens natur typisk placeret i umiddelbar nærhed af overfladerecipienter, hvorfor påvirkningen af disse som regel er den væsentligste eksponeringsvej.

Havneslamsdepotet vil ofte være uden adgang for offentligheden i en år-række, også efter at depotet er færdigopfyldt, da det store vandindhold gør færdsel på arealet farlig. Dette forhold bevirker, at der vil kunne ske en vis omsætning af i hvert fald de letomsættelige organiske stoffer i slammet, inden det generelt bliver muligt for mennesker at komme i kontakt med slammet. I denne periode vil arealerne dog oftest være gode levesteder for især fugle, som således kan blive påvirket af de potentielt forekommende forureningsstoffer.

Sammenlignes forureningsniveauerne for havneslam anført i Tabel 4-5 med grænseværdierne for slam udbragt på landbrugsjord og jordkvalitetskriterierne i Tabel 5-1 og Tabel 5-2, ses det,

- at indholdet af cadmium, kviksølv, bly og til dels nikkel og PAH overstiger grænsen for slam, der kan anvendes til landbrugsformål.
- at indholdet af stort set alle metallerne og PAH overstiger de foreslåede økotoksikologiske kvalitetskriterier.
- at indholdet af cadmium, kviksølv, nikkel, bly og zink i nogle tilfælde overskrider jordkvalitetskriterierne.

Fra diverse risikovurderinger foretaget vedr. udsivning af forureningskomponenter til det akvatiske miljø vides det, at primært de organiske tinforbindelser synes at være en potentiel trussel.

Derudover kan de mere mobile metaller, især arsen og kobber, som har en meget lav grænseværdi i det akvatiske miljø, potentielt udgøre en forureningsstrussel.

Organiske tinforbindelser er som tidligere nævnt under udfasning, og indholdet i sedimenterne kan derfor forventes at være for nedadgående. Fremover vil det således alene være metallerne, som potentielt kan give anled-

ning til forurening i forbindelse med et spulefelt eller et havnedepot. Tidligere deponerede havnesedimenter kan dog potentielt stadig udgøre en forureningstrussel bl.a. fordi nedbrydningen af de organiske tinforbindelser går relativt langsomt, såfremt der ikke er ilt tilstede.

5.3 Stofbeskrivelse - kemiske data

Som det også fremgår af de foregående kapitler, vil de forskellige typer af slambede potentielt kunne give anledning til forurening med lidt forskellige grupper af stoffer, hvorfor de nedenfor er oplyst og beskrevet separat. I nærværende afsnit er egenskaberne for de stoffer, som de foregående afsnit har udpeget som potentielt problematiske, beskrevet, eller der er henvist til beskrivelser, som allerede findes i Videntcenter for Jordforurenings datablade.

5.3.1 Spildevandsslam

I /3/ findes datablade for de for spildevandsslam relevante tungmetaller, de væsentligste PAH'er, klorbenzener, phenoler, phthalaterne, nonylphenol, PCB, pentaklorphenol og tributylfosfat.

5.3.2 Vandforsyningslam

I /3/ findes et datablad med stofbeskrivelse for arsen.

5.3.3 Havneslam

I /3/ findes datablade for de for havneslam relevante tungmetaller og de væsentligste PAH'er samt PCB.

6. Undersøgelser

6.1 Historisk kortlægning

I dette afsnit er indholdet i en undersøgelse frem til vidensniveau 2 beskrevet, jf. Lov om forurennet jord.

I en undersøgelse frem til vidensniveau 2 bør følgende faser indgå:

- Historisk kortlægning
- Prøvetagning af jord og grundvand
- Felt- og laboratorieanalyser af jord og grundvand
- Vurdering af analyseresultater i forhold til relevant kvalitetskriterium
- Orienterende risikovurdering.

I de følgende afsnit er disse faser nærmere beskrevet.

6.1.1 Kortlægningsstrategi og -metode

Inden en forureningsundersøgelse kan igangsættes, er det væsentligt, at der foretages en grundig historisk kortlægning.

Den historiske kortlægning danner baggrund for indsamling af den viden om branchen og lokaliteterne, som muliggør planlægning og udførelse af den fysiske undersøgelse. Generelt gælder det, at jo grundigere den historiske kortlægning er, jo mere præcist og retvisende vil den fysiske undersøgelse af lokaliteten kunne foretages.

Formålet med den historiske kortlægning er at få udpeget den fysiske placering og arten af forurenende potentielle forureningskilder.

Den historiske gennemgang kan overordnet beskrives som nedenfor:

- Oplysninger om lokalisering af nuværende og tidligere slambede - indhentning af oplysning med henblik på en generel kortlægning.
- Oplysninger om branchen - indsamling af specifikke oplysninger for branchen for at opnå kendskab til brug for den fysiske undersøgelse.
- Oplysninger om lokaliteten - indsamling af oplysninger på den enkelte lokalitet, herunder miljømæssige aktiviteter med relevans for tilrettelæggelsen af den fysiske undersøgelse.

6.1.2 Lokalisering af spildevandsslambede/mineraliseringsanlæg

Indledningsvist skal der ske en generel kortlægning af eksisterende og evt. nedlagte kommunale rensningsanlæg.

Når anlæggene er lokaliseret, skal anlæggenes indretning gennemgås med henblik på afklaring af, om der er - eller har været - slambede og slammineraliseringsanlæg på nogle af anlæggene.

Den generelle lokalisering sker ved gennemgang af relevante kildematerialer. Oplysninger til brug for den historiske/generelle kortlægning kan findes via nedenstående:

- De kommunale arkiver, herunder oplysninger om byggeaktiviteter, lokalplaner, miljøoplysninger mv.
- Miljøportalen, for så vidt angår Jupiter-databasen.
- Det amtslige e-arkiv for oplysninger om tilladelser til indvindinger og udledninger, miljøgodkendelser, som nu er at finde hos regionerne.
- Lokalhistoriske arkiver for gamle vejvisere, telefonbøger, fotos, avisartikler og et generelt godt lokalkendskab.
- Bibliotekerne for gamle telefonbøger og vejvisere.
- De kommunale vandforsyningsselskaber kan kontaktes for afklaring af beliggenheden og indretningen af de nuværende rensningsanlæg.
- Oplysninger om nedlagte rensningsanlæg og eksisterende renoverede anlæg, der kan indhentes via de kommunale byggesagsarkiver.
- Luftfoto hos kommuner og andre offentlige institutioner (Kort- og matrikelstyrelsen, det kongelige bibliotek).
- Interview af nuværende ansatte og tidligere ansatte, herunder driftspersonale og ansatte i kommuner og amter.
- Besigtigelse.

For at skabe et overblik over kommunens - eller de tidligere kommuners - håndtering af spildevandsslam kan der foretages en beskrivelse af slamstrømmene inden for de tidligere kommuner ud fra oplysningerne om eksisterende, renoverede og nedlagte rensningsanlæg, samt oplysninger om ændringer i drift og håndtering af spildevandsslammet.

I denne forbindelse er det vigtigt med en karakteristik af oplandet; er der tale om byspildevand eller industrispildevand, og herunder hvilke virksomhedstyper der har været i oplandet.

Dermed kan der skabes en samlet oversigt over evt. slambede og mineraliseringsanlægs driftsperioder.

6.1.3 Lokalisering af slambede til vandforsyningslam

Det er væsentligt at få lokaliseret de almene, fælles vandværker. Eksisterende vandværker kan fremsøges via Miljøportalen, hvor der er adgang til GEUSs Jupiter-database, hvor oplysninger om vandværket bl.a. kan vises interaktivt. Af databasen fremgår det bl.a., om vandværket er alment, hvornår sidste indvindingstilladelse er meddelt, vandkvalitetsoplysninger osv.

Endvidere kan de arsen-belastede grundvandsområder i Danmark ses i /6/.

6.1.4 Lokalisering af spulefelter

Nedlagte og eksisterende spulefelter lokaliseres ved gennemgang af relevante kildematerialer, f.eks. omfattende:

- Det amtslige e-arkiv for oplysninger om tilladelser til udledninger, miljøgodkendelser, som nu er at finde hos regionerne.
- Arkivmateriale hos kystinspektoret og Kystdirektoratet for så vidt angår spulefelter i det marine miljø.
- Lokalhistoriske arkiver for gamle vejvisere, telefonbøger, fotos, avisartikler og et generelt godt lokalkendskab.
- De danske havne kontaktes for afklaring af beliggenhederne af nuværende spulefelter og evt. kendskab til nedlagte spulefelter.
- De kommunale arkiver.
- Luftfoto hos kommuner og andre offentlige institutioner (Kort- og matrikelstyrelsen, det kongelige bibliotek).
- Interview af nuværende ansatte og tidligere ansatte ved havne, kommuner og amter.
- Besigtigelse af spulefelter.

6.1.5 Oplysninger om branchen

Sammensætningen af **spildevandsslam** er velundersøgt, og Miljøstyrelsen har udgivet en del publikationer med relevante oplysninger, der kan anvendes i planlægningen af den fysiske undersøgelse.

Sammensætningen af **vandforsyningslam** er ikke lige så velundersøgt som spildevandsslam. Oplysninger om tidligere undersøgelser ses i /1/. Oplysninger om grundvandets geografiske indhold af arsen i Danmark ses i /6/. Beskrivelse af vandværkers filtreringsproces fås via /29/, /5/ og /6/.

Desuden kan generelle oplysninger om branchen indhentes via brancheorganisationerne DANVA, DVF - Foreningen af vandværker i Danmark og DH - Danske Havne.

Der er gennemført flere miljøprojekter om havneslam/forurening af havnesedimenter, og der henvises specielt til /17/, /26/, /27/ og /32/.

6.2 Kortlægningsundersøgelser frem til Vidensniveau 2

I det følgende er de enkelte elementer i en kortlægningsundersøgelse frem til Vidensniveau 2 beskrevet nærmere.

Undersøgellesprogrammet er opdelt i et standardprogram og et supplementprogram.

Standardprogrammet indeholder elementer, som altid anbefales medtaget i en kortlægningsundersøgelse frem til Vidensniveau 2. Her forudsættes det, at der er gennemført en detaljeret historisk kortlægning med lokalisering af de vigtigste forureningskilder.

Hvis historikken er sparsomt belyst, eller der er mistanke om tilstedeværelse af større forureningskilder med ukendt placering, kan standardprogrammet udvides med et eller flere elementer fra supplementprogrammet.

6.2.1 Undersøgelsesmetoder

Standardprogrammet anbefales at indeholde:

- Udførelse af borer (korte indtil 1 m u.t. og dybere indtil minimum 1-2 m under bunden af slambedet) og udtagning af jordprøver.
- Ved tilstedeværelse af terrænnære grundvandsmagasiner udføres der en eller flere filtersatte borer med henblik på vandprøvetagning. Der bør placeres filtersatte borer ved eller nedstrøms de potentielle forureningskilder.

Supplementprogrammet kan omfatte gravninger. I det følgende er undersøgelsesmetoderne beskrevet nærmere.

Boringer

Udførelse af borer og udtagning af jordprøver er detaljeret beskrevet i Miljøstyrelsens prøvetagningsvejledning (/23/). Boringerne føres minimum til bund af slambedet eller til bund af brønde. Borer indtil ca. 1 m u.t. er velegnede til undersøgelse af overfladenær og evt. diffus forurening, mens borer på minimum 3-4 m u.t. er velegnede til undersøgelse af koncentrerede forureningskilder og til undersøgelse af grundvandsforurening.

Under borearbejdet udarbejdes der en feltjournal med angivelse af:

- Prøvetagningsdybder.
- Jordartsbeskrivelse, forureningsbedømmelse, laggrænser og boreddybder.
- Jordens fugtighed med henblik på forventet beliggenhed af grundvandspejl.
- Filtersætning, afpropning, reablering og vandspejlsobservationer.

Det anbefales, at der altid etableres minimum én filtersat boring.

Det anbefales endvidere, at der udføres korte lokaliseringsboringer til undersøgelse af overfladenær forurening.

Gravninger

Boringer kan erstattes af gravninger, hvis forholdene tillader det. Gravninger udføres normalt med rendegraver eller lignende. Udgravning med maskine giver et godt overblik over lagfølgen og slambedets rumlige variation langs gravefronten, hvilket har betydning ved vurdering af slambedets udstrækning.

I feltet optegnes profiler med beskrivelse af det gennemgravede slam, som supplerende kan dokumenteres med fotografering af graveprofilet og det opgravede slam.

Det skal dog bemærkes, at prøvegravninger kan blive omkostningskrævende, hvis der ikke inden opgravningen foreligger accept fra de relevante parter om tilbagefyldning af slam efter endt opgravning.

6.2.2 Placering af boringer

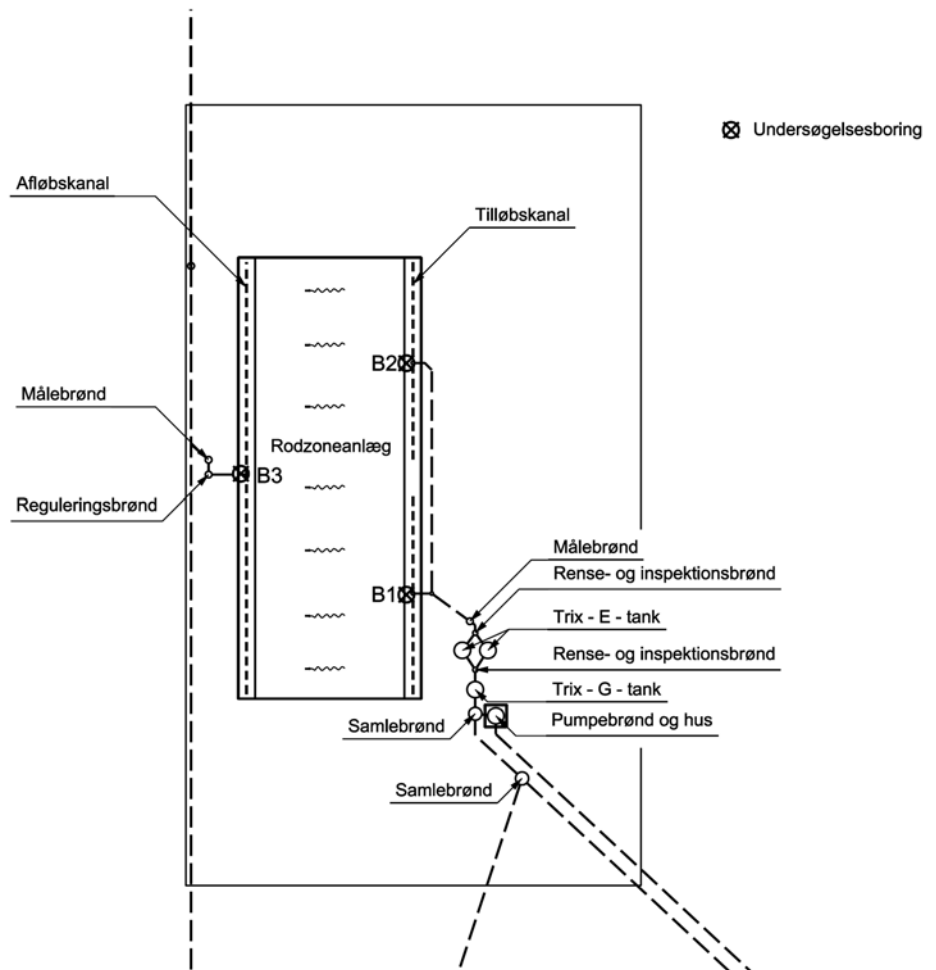
Da formålet med en kortlægningsundersøgelse frem til niveau 2 er at påvise/afvise forurening på en ejendom, anbefales det i standardprogrammet at placere boringer i de områder, hvor den historiske kortlægning har lokaliseret potentielle forureningskilder.

Som supplement kan boringer placeres ud fra den nuværende eller fremtidige arealanvendelse eller ud fra statistiske overvejelser. I det følgende er strategien for placeringen af boringer beskrevet nærmere.

Ved opstilling af en prøvetagnings- og analysestrategi er det vigtigt, at der foreligger en historisk kortlægning for området, således at potentielle forureningskilder og -komponenter er udpeget.

Ud fra den historiske kortlægning defineres der for hver potentiel forureningskilde mindst et prøvetagningsfelt. Et prøvetagningsfelt er et område, hvor der kan forventes sammenhængende eller ensartede forureningsforhold. Et prøvetagningsfelt vil typisk være:

- En punktkilde, f.eks. tilløb- og afløb til slambedet (et eller flere) eller en utæt samlebrønd.
- Et område, f.eks. selve slambedet.



Figur 6-1 Eksempel på placering af boringer ved punktkilder på et slambed.

Hvis den historiske kortlægning har lokaliseret potentielle forureningskilder, defineres disse kilder som prøvetagningsfelterne. Prøvetagningspunkterne placeres i prøvetagningsfelterne med henblik på at dokumentere eventuelle forureninger.

Er den historiske kortlægning mangelfuld, kan prøvetagningsfelterne defineres ud fra sårbarhed af den nuværende eller fremtidige arealanvendelse, f.eks. kan en køkkenhave defineres som et prøvetagningsfelt, eller et areal,

som fremover skal anvendes til landbrugsjord, kan defineres som et prøvetagningsfelt.

Hvis der er kendskab til en potentiel forureningskilde i et prøvetagningsfelt (f.eks. et tilløb til et slambed), men placeringen af forureningskilden er ukendt, kan der anvendes statistiske metoder til placering af prøvetagningspunkter. Prøvetagningspunkterne placeres da i et gitter over hele området.

En detaljeret gennemgang af prøvetagnings- og analysestrategier fremgår af (/23/). Heri beskrives i bilag 1, eksempel 1 og 2, relevante typer af prøvetagnings- og analysestrategier i orienterende forureningsundersøgelser (tekniske kortlægningsundersøgelser). Det anbefales generelt, at prøvetagnings-tætheden til lokalisering af ukendte forureningskilder ved tekniske kortlægningsundersøgelser begrænses til niveauet 'grov screening'.

6.2.3 Prøvetagningsmetoder

Standardprogrammet anbefales at indeholde udtagning af jordprøver samt udtagning af vandprøver fra terrænnære grundvandsmagasiner. Supplementprogrammet kan omfatte udtagning af vandprøver fra større sekundære grundvandsmagasiner og fra primære grundvandsmagasiner. I det følgende er prøvetagningsmetoderne beskrevet nærmere.

Jord

Udtagning af jordprøver er ideelt i forhold til forureningskomponenter, der adsorberes kraftigt til jorden, f.eks. metaller, PAH'er og olieprodukter, men også komponenter som DEHP, LAS og NPE bør medtages, da et forhøjet indhold af disse komponenter i jorden kan udgøre en risiko for udvaskning til grundvandet.

Fra boringer udtages typisk to jordprøver for hvert jordlag, dog minimum for hver halve boremeter, til beskrivelse af jordart, PID-måling og evt. kemisk analyse.

Jordprøver kan evt. blandes med henblik på at minimere analyseomkostningerne. Det anbefales, at der ikke blandes mere end fem delprøver. Blanding af prøver er velegnet til prøvetagning for metaller og svært flygtige olietyper, men må aldrig anvendes, hvor der skal analyseres for flygtige forureningskomponenter, pga. risiko for fordampningstab under blandingen.

Ved blanding af prøver bliver resultatet et gennemsnitsindhold af forureningen i jorden i det undersøgte område. Herved mistes informationer om, hvilke prøvetagningspunkter der indeholder høje eller lave koncentrationer. Til gengæld fås et billede af den generelle belastning af det undersøgte område.

Prøvetagningsmetode, emballering, håndtering og opbevaring af prøverne skal tilpasses forureningens art. Det er overordentlig vigtigt, specielt ved evt. flygtige forureninger, at udtagne jordprøver emballeres i membranglas eller redcap/duranglas med teflonlåg, hvor prøver kan ekstraheres direkte i

glasset. Det er desuden vigtigt, at plastmaterialer i prøveemballagen ikke kan afgive enkeltkomponenter (f.eks. blødgørere) til jordprøven. Derfor frarådes generelt pakninger af plast/gummi i prøveglas. Prøver til analyse for flygtige, organiske forureninger skal håndteres så lidt som muligt og skal opbevares mørkt og køligt i felten, under transport og under opbevaring i laboratoriet. Sådanne prøver bør analyseres inden for maksimalt 24 timer efter prøveudtagning (/23/).

Mere detaljerede retningslinjer for udtagning af jordprøver og deres håndtering fremgår af (/23/).

Grundvand

I prøvetagningen indgår tre faser:

- Forpumpning
- Prøvetagning
- Prøveemballering, -håndtering og -opbevaring.

Ved **forpumpning** af højtydende borerer bør vandet passere en pH-, ilt- og ledningsevne måler. Når pH, iltindhold og ledningsevne bliver konstant, udtages vandprøven. På denne måde sikres det, at der udtages en vandprøve, der repræsenterer grundvandsmagasinet bedst muligt. Der skal dog som minimum forpumpes en vandmængde svarende til 10 gange vandmængden i filter og blindrør (/24/).

Ved lavtydende borerer, hvor boreren tørpumpes, inden forpumpningen er afsluttet, bør boreren tørpumpes 1-4 gange inden prøvetagningen. I terrænnære grundvandsmagasiner er borerne typisk lavtydende.

Prøvetagningen bør udføres direkte i forlængelse af forpumpningen. Filtre, pumpe slanger og beholdere af blød plast (især PVC) skal undgås, da disse kan afgive blødgøringsmidler og opløsningsmidler. I stedet anbefales filtre og pumpe slanger af PE-HD og prøvetagningsbeholdere af glas (/24/).

Prøvetagningsmetode, **emballering, håndtering, og opbevaring** af prøverne skal tilpasses forureningens art. Det er derfor overordentlig vigtigt, specielt ved flygtige, organiske forureninger, at vandprøven ikke sprøjtes ned i prøveemballagen, da der herved kan forekomme betydelig stripping af flygtige stoffer fra prøven. De udtagne vandprøver emballeres i glasflasker med teflonlåg og opbevares mørkt og køligt i felten, under transport og under opbevaring i laboratoriet for at minimere fordampningsrisikoen (/24/). Mere detaljerede retningslinjer for udtagning af vandprøver og deres håndtering er nærmere beskrevet i /24/.

6.2.4 Feltanalyser

Ved feltanalyser forstås analysemetoder af mindre kompleksitet, som er

egnede til anvendelse i felten. De fleste feltanalyser er mindre nøjagtige og mindre præcise end laboratorieanalyserne, jf. afsnit 6.2.5, men er hurtigere og giver en respons for flere stoffer ved samme analyse. Feltanalyser anvendes af økonomiske og tidsmæssige årsager til sikring af et tilstrækkeligt analysegrundlag for lavere omkostninger, således at der udvælges relevante prøver til laboratorieanalyser, og der analyseres for relevante parametre. Herudover kan feltanalyser foretages samtidig med borearbejdet, således at placeringen af boringer løbende tilrettelægges ud fra resultaterne af feltanalyserne. Hvis feltmetoden er stofs specifik, bør den som minimum have en detektionsgrænse, der svarer til det gældende kvalitetskriterium for det pågældende stof.

For slambede kan følgende feltanalyser være aktuelle:

- PID/FID anvendes til vurdering af flygtige forbindelser i headspace over en jordprøve. Apparats følsomhed afhænger af, hvilken type lampe detektoren er udstyret med. Metoden er ikke stofs specifik.
- GC/FID og GC/EDC anvendes typisk i mobile laboratorier, og prøverne er enten headspace over jordprøve, eller jordprøve, der ekstraheres. Metoderne er semispecifikke og følsomme over for de fleste af de organiske forureninger, der kan forekomme fra slambede.
- Metalscreening med røntgenfluorescenceteknik (EDXRF). Metoden giver en orientering om, hvorvidt jorden er forurenede med almindeligt forekommende metaller (også arsen), og hvilken variation der kan forventes over undersøgelsesområdet.
- Jordprøve med høje koncentrationer af olieprodukter eller chlorerede opløsningsmidler kan ved udrykning med Sudan IV (hydrofob farvestof) give en farveregning. Metoden er ikke stofs specifik.
- En stofs specifik metode, der er anvendelig til polære kulbrinter, er at suge headspace fra jordprøve gennem et testrør og aflæse farveregningen.

Yderligere oplysninger om forskellige feltmetoder findes i /19/, /23/ og /2/.

Standardprogrammet anbefales at indeholde en prøvebeskrivelse af samtlige jord- og vandprøve, der udtages i forbindelse med feltarbejdet. Den indledende prøvebeskrivelse bør omfatte:

- Registrering af observationer i felten, såsom misfarvning, fyldmateriale, geologiske aflejringer og lugt.
- Registrering af lugt, uklarheder, oliefilm og lignende i oppumpet vand.
- Screening af jordprøve i felten og/eller i laboratorium for flygtige ioniserbare forbindelser ved PID/FID.

I supplementprogrammet kan det desuden overvejes at screene et større antal jordprøver i feltet for indhold af metaller med røntgenfluorescenceteknik (EDXRF). Desuden kan det overvejes at screene jordprøver i feltet for indhold af vandblandbare kulbrinter med testrør.

Tabel 6-1 er feltmetoderne sammenfattet med angivelse af analysemetoder, parametre og vejledende detektionsgrænser (/24/).

Analyseteknik	Analysemetoder	Parametre	Vejl. detektionsgrænser
Direkte måling på headspace over jordprøver	PID/FID	BTEX Kulbrinter Phenoler	- 1-100 mg/kg -
Direkte måling på headspace over jordprøver eller indirekte måling på jordprøver efter ekstraktion	GC/FID og GC/EDC	BTEX Kulbrinter	1 mg/kg 0,001-25 mg/kg
Direkte måling på jordprøver	Røntgenfluorescens (EDXRF)	Arsen Bly Cadmium Chrom Kobber Nikkel Zink Tin Kviksølv Antimon	20 5 30 10 5 5 5 85 30 55
Direkte måling på jordprøver	Farvetest med Sudan IV	Kulbrinter	Ca. 50 mg/kg
Direkte måling på headspace over jordprøver	Testrør	Polære kulbrinter	Generelt høje detektionsgrænser, ofte væsentligt højere end luftkriterier

Tabel 6-1 Oversigt over feltanalyser.

6.2.5 Laboratorieanalyser

Ved laboratorieanalyser forstås analyser udført på et analyselaboratorium, som er akkrediteret til at lave analyser af en kvalitet, der som udgangspunkt lever op til bl.a. følgende krav (/24/):

- Detektionsgrænserne er 1/10 af de gældende acceptkriterier for jord og vand.
- Metodeusikkerheden er acceptabel (typisk 10-20 % af standardafvigelse).

I det følgende er der angivet forslag til laboratorieanalyseprogrammer for både jord- og vandprøver. Analyseprogrammerne er baseret på en vurdering af stoffernes forekomst, fysisk/kemiske egenskaber, persistens og effekter og medtager de stoffer, der er udvalgt på baggrund af forureningsrisiko, jf. afsnit 5.

De anførte vejledende detektionsgrænseniveauer i jord og grundvand er hentet fra gældende metodebeskrivelser og oplysninger fra et udvalg af danske analyselaboratorier i 2010.

Analyseprogram for jordprøver

Jordprøver udvælges typisk til analyse ud fra et foruddefineret program på baggrund af den historiske kortlægning.

Jordprøver fra lokaliteter, hvor der har været et slambed anbefales analyseret efter programmet angivet i Tabel 6-2 afhængigt af typen af slambed. Analysemetoderne er nærmere beskrevet i /23/.

Det anbefalede analyseprogram for jordprøver er vist i Tabel 6-2. Analyseprogrammet kan udbygges eller reduceres afhængigt af, hvilke oplysninger der kan fremskaffes i forbindelse med den konkrete undersøgelse.

Slambedstyper	Analysemetoder	Parametre	Detektionsgrænser [mg/kg TS]
Spildevandsslam og havneslam	GC-FID og GC-MS	PAH	0,005
Spildevandsslam		DEHP	0,1
		Nonylphenoethoxylater	0,20
Havneslam	GC-AED	Organiske tinforbindelser	0,001
Spildevandsslam og havneslam	ICP og AAS	Cadmium	0,01 ¹ /0,05 ²
		Kviksølv	0,01 ²
		Bly	0,05 ¹ /0,9 ²
		Nikkel	0,1 ² /0,06 ¹
		Krom	0,03 ² /0,2 ¹
		Zink	0,01 ² /1 ¹
		Kobber	0,05 ² /0,5 ¹
Havneslam		Tin	0,1 ²
Vandforsynings- slam		Arsen	0,1-2 ²
Spildevandsslam og havneslam	LC-MS	LAS	50
Alle slamtyper	Flere metoder	TOC	

¹) ICP

²) AAS

Tabel 6-2 Laboratorieanalyser for jordprøver.

Som supplement til standardprogrammet anbefales det at analysere jordprøver med forhøjet PID-udslag for chlorerede kulbrinter på slambede for vandforsyningslam.

Analyseprogram for vandprøver

Vandprøver fra lokaliteter, hvor der har været et slambed, anbefales analyseret efter programmet angivet i Tabel 6.3.

Som anført for jordprøver kan analyseprogrammet for vandprøver ligeledes reduceres eller udbygges afhængigt af, hvilke oplysninger der kan fremskaffes i forbindelse med den konkrete undersøgelse.

Slambedstyper	Analysemetoder	Parametre	Detektionsgrænser [µg/L]
Alle slamtyper	GC-FID og GC-MS	Kulbrintefraktioner	5-15
Spildevandsslam og havneslam		DEHP	0,1
Spildevandsslam		Nonylphenol Paracetamol p-aminophenol Salicylsyre Phenol	0,05-0,1
Havneslam	GC-AED	Organiske tinforbindelser	0,001
Spildevandsslam og havneslam	LC-MS	LAS	2
Spildevandsslam		Chlorphenoler	0,01-0,05

Tabel 6.3 Laboratorieanalyser for vandprøver.

7. Afværgeteknikker

Hvis kortlægningsundersøgelsen frem til Vidensniveau 2 og eventuelle mere omfattende undersøgelser leder frem til en risikovurdering, der viser, at forureningen udgør en risiko over for arealanvendelsen, grundvands- eller recipientinteresserne, skal der foretages afværgeforanstaltninger.

Inden projektet påbegyndes, foreslås det at orientere sig i Projektlederhåndbogen (/42/). I Projektlederhåndbogen er der samlet en lang række erfaringer med udbud og kontrahering af rådgivere og entreprenører.

7.1 Eksempler på afværgeforanstaltninger

I det følgende er der listet eksempler på afværgeforanstaltninger, der kan være aktuelle til sikring af arealanvendelse, herunder kontaktrisiko samt grundvandsinteresser på lokaliteter, hvor der er eller har været slambede.

I /41/ er der for de enkelte afværgeteknikker angivet relevante kilder, hvor der kan findes uddybende beskrivelser med hensyn til praktisk udførelse samt anvendelighed i forhold til forskellige stofgrupper og geologi.

Appendiks til afværgekataloget (/43/) indeholder en oversigt over de 30 projekteringsparametre, der er identificeret for de 22 afværgemetoder, som der redegjort for i Afværgekataloget (/41/). Der er for hver parameter angivet, hvilke afværgemetoder den finder anvendelse for, og for 13 af de 30 parametre er der udarbejdet metodebeskrivelser og arbejdsedler. På VJ's hjemmeside under "Værktøjer" er alle metodebeskrivelser og arbejdsedler indlagt enkeltvis i det samlede afværgekatalog.

7.1.1 Afværgeforanstaltninger til sikring af arealanvendelsen

Nedenfor er nævnt eksempler på afværgeforanstaltninger til sikring af arealanvendelsen, herunder kontaktrisiko, som tager sigte på at fjerne eller afskære forureningen, så eksponeringen hindres eller mindskes:

- Afgravning
- Forceret udvaskning
- Elektrokinetisk rensning
- Phytooprensning
- Forsegling af forurening.

7.1.2 Afværgeforanstaltninger til sikring af grundvand og recipient

Nedenfor er nævnt eksempler på afværgeforanstaltninger over for grundvand, som tager sigte på at reducere eller hindre spredningen af forureningen i grundvand og recipienter:

- Afgravning
- Afværgepumpning
- Etablering af vertikale barrierer
- Frakturering.

8. Litteraturliste

- /1/ Aktor, H. (2007): Notat om Arsen i grundvand: Hvad gør vi med skyllevandsslam og andre restprodukter. ATV-møde.
- /2/ AVJ, Amternes Videncenter for Jordforurening (1999): Sammenligning af testmetoder til jord. Tillæg til Orientering november 1999. Tema-nummer om feltanalyser.
- /3/ AVJ, Amternes Videncenter for Jordforurening (2002): Samling af stofdatablade fra branchebeskrivelser. Teknik og Administration, nr. 7.
- /4/ Andersen, H.K. (2010): Personlig kommunikation, DANVA.
- /5/ By- og Landskabsstyrelsen (2009a): Filtre på mindre vandværker, opbygning og drift.
- /6/ By- og Landskabsstyrelsen (2009b): Manual om arsen i grundvand, Hovedbind samt bind 1 og 2.
- /7/ Danske Havne (2010): Nyt fra Danske Havne nr. 3.
- /8/ DANVA (2005): Benchmarkingpræsentation.
- /9/ DANVA (2010): Internt udkast til vejledning i håndtering af vandforsyningslam, 26. april 2010.
- /10/ DMU (2007): PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 608.
- /11/ DMU (2008): Lægemidler og triclosan i punktkilder og vandmiljøet. NOVANA-Screeningsundersøgelse af det akvatiske miljø. Faglig rapport fra DMU nr. 638
- /12/ European Commission (2008): Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Draft Summary Report 2. Baseline Scenario, Analysis of Risk and Opportunities, DG Environment, DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r. Udarbejdet af Milieu Ltd, WRc & RPA.
- /13/ Frederiksborg Amt & Amternes Videncenter for Jordforurening (2006): Risikoen for jord- og grundvandsforurening forårsaget af afvanding og deponering af spildevandsslam på renseanlæg.
- /14/ Miljøstyrelsen (1975): Slam fra spildevandsrensingsanlæg (illustrationer), Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, februar 1975.

- /15/ Miljøstyrelsen (1978): Slamstabilitet, Delrapport I og II: Slambehandling i Danmark og Stabilitetsbegrebet.
- /16/ Miljøstyrelsen (1989): Orientering nr. 10, 1989 om spildevandsslam fra kommunale rensningsanlæg i 1987.
- /17/ Miljøstyrelsen (1990): Bortskaffelse af havneslam. Miljøprojekt nr. 158.
- /18/ Miljøstyrelsen (1992): Biologisk slambehandling, Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 38.
- /19/ Miljøstyrelsen (1995a): Feltmetoder til jord og grundvand, projekt nr. 18 om jord og grundvand.
- /20/ Miljøstyrelsen (1995b): Forekomst og effekter af miljøfremmede organiske stoffer i spildevandsslam. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 15, 1995 med tilhørende bilagsrapport (samme nr.).
- /21/ Miljøstyrelsen (1995c): Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 13, 1995.
- /22/ Miljøstyrelsen (1997): Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 82.
- /23/ Miljøstyrelsen (1998a): Vejledning nr. 13 om prøvetagning og analyse af jord.
- /24/ Miljøstyrelsen (1998b): Vejledning nr. 6 om oprydning på forurenede lokaliteter - hovedbind.
- /25/ Miljøstyrelsen (1998c): Vejledning nr. 6 om oprydning på forurenede lokaliteter - appendikser.
- /26/ Miljøstyrelsen (2001a): Havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser. Miljøprojekt nr. 627.
- /27/ Miljøstyrelsen (2001b): Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam Miljøprojekt nr. 632.
- /28/ Miljøstyrelsen (2001c): Orientering nr. 3, 2001 om spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1999.
- /29/ Miljøstyrelsen (2002): Undersøgelse af vandbehandlingsmetoder på en række danske vandværker, Miljøprojekt 715.
- /30/ Miljøstyrelsen (2003a): Orientering nr. 9, 2003 om spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2000 og 2001.

- /31/ Miljøstyrelsen (2003b): Vandværkssamarbejde mellem private vandforsyninger, Miljøprojekt nr. 853.
- /32/ Miljøstyrelsen (2003c): Vurdering af udvaskning fra havnesedimenter under forskellige redox-forhold. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 19.
- /33/ Miljøstyrelsen (2004): Punktkilder 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 16.
- /34/ Miljøstyrelsen (2005): Undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af spor-elementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 33.
- /35/ Miljøstyrelsen (2008): Renseteknik - oversigt over ny miljøteknologi inden for spildevandshåndtering.
- /36/ Miljøstyrelsen (2009): Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2005. Orientering nr. 3, 2009.
- /37/ Miljøstyrelsen (2010a): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand, Opdateret juni og juli 2010.
- /38/ Miljøstyrelsen (2010b): Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.).
- /39/ Nørgård, H. (2010): Personlig Kommunikation, FVD - Foreningen af vandværker i Danmark.
- /40/ Parsby, J.I. (2007): "Den tekniske og organisatoriske udvikling i vandforsyning og kloakering i danske byer siden 1850", danskVand nr. 5, 2007.
- /41/ VJ, Videncentret for Jordforurening (2007a): Afværgekatalog. Teknik og Administration, nr. 4.
- /42/ VJ, Videncentret for Jordforurening (2007b): Projektlederhåndbog, 4. udgave.
- /43/ VJ, Videncentret for Jordforurening (2010): Appendiks til afværgekatalog. Teknik og Administration, nr. 1.
- /44/ Windeløv, H. (2010): Håb for grundstødt havneoprensning, Ugens Erhverv, 22. februar 2010.

/45/ Århus Amt (2005): Undersøgelse af slamgødsket markjord. Rapport fra Århus Amt, Natur og Miljø.

/46/ Leif Winther et al. (2009): Spildevandsteknik, 4. udgave.

Bilag 1: Datablade

Navn	Acetylsalicylsyre	Enhed
Synonym	(mange)	
CAS nr.	50-78-2	
Kemisk formel	C ₉ H ₈ O ₄	
Tilstandsform	Hvidt krystallinsk pulver	
Molvægt	180,16	g/mol
Densitet	-	g/ml
Kogepunkt	-	°C
Vandopløselighed	4.600 (25 °C)	mg/l
Damptryk	2,52 10 ⁻⁵ (25 °C)	mm Hg
Oktanolvand fordelingsforhold (log)	1,19	
Klassificering	T; R25	
Kvalitetskriterier		
Jord	-	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	5	mg/m ³

Navn	LAS, lineære alkylbenzensulfonater*	Enhed
Synonym	Natrium (do)decylbenzensulfonat	
CAS nr.	68411-30-3	
Kemisk formel	C ₁₆ H ₂₅ NaO ₃ S	
Tilstandsform	væske	
Molvægt	342.4	g/mol
Densitet	1,06	g/ml
Kogepunkt	637	°C
Vandopløselighed	177	mg/l
Damptryk	1,28 10 ⁻¹⁴ (25 °C)	mm Hg
Oktanol-vand fordelingsforhold (log)	2,02 (estimeret)	
Klassificering		
Kvalitetskriterier		
Jord	1500**	mg/kg TS
Grundvand	100**	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

*Det drejer sig om natriumsaltet af disse

** Kriteriet gælder for anioniske tensider under ét.

Navn	Nonylphenol, NP	Enhed
Synonym		
CAS nr.	25154-52-3	
Kemisk formel	C ₁₅ H ₂₄ O	
Tilstandsform	Lysegul væske	
Molvægt	220,35	g/mol
Densitet		g/ml
Kogepunkt	293 - 297	°C
Vandopløselighed	6,35 (25 °C)	mg/l
Damptryk	2,36 10 ⁻⁵ (25 °C)	mm Hg
Oktanolvand fordelingsforhold (log)	5,71 (20 °C)	
Klassificering	R43	
Kvalitetskriterier		
Jord	25	mg/kg TS
Grundvand	20*	µg/l
Afdampning	0,02	mg/m ³
B-værdi	0,02; 0,05 (nonylphenol ethoxylater)	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

*sum af octyl- og nonylphenol

Navn	Paracetamol	Enhed
Synonym	Acetaminophen	
CAS nr.	103-90-2	
Kemisk formel	C ₈ H ₉ NO ₂	
Tilstandsform		
Molvægt	151,16	g/mol
Densitet		g/ml
Kogepunkt		°C
Vandopløselighed	14.000 (25 °C)	mg/l
Damptryk	6,29 10 ⁻⁵ (25 °C)	mm Hg
Oktanolvand fordelingsforhold (log)	0,46	
Klassificering	Carc3; R40; Xn;R22; R43	
Kvalitetskriterier		
Jord	-	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

Navn	Perflurooctan sulfonsyre, PFOS	Enhed
Synonym	Perfluorooctylsulfonic acid	
CAS nr.	1763-23-1	
Kemisk formel	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	
Tilstandsform	væske	
Molvægt	500,13	g/mol
Densitet		g/ml
Kogepunkt	133	°C
Vandopløselighed		mg/l
Damptryk	3,31 10 ⁻⁴ Pa (20 °C)	mm Hg
Oktanolvand fordelingsforhold (log)	Kan ikke bestemmes p.g.a. overfladeaktive egenskaber (OECD, 2002)	
Klassificering	T; R25	
Kvalitetskriterier		
Jord	-	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

OECD; Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and its Salts. 21-Nov-02. Paris, France: Organization for Economic Co-operation and Development, Environ Direct, Joint Mtg Chem Comm, Working Party Chem, Pest, Biotechnol. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL. http://www.oecd.org/document/58/0,2340,en_2649_37465_2384378_1_1_1_37465,00.html

Navn	Polybrominerede diphenyl ætere, PBDE	Enhed
Synonym	Pentabromodiphenyl æter er "hovedingrediensen" i kommercielle blandinger af polybrominerede diphenyl ætere. Data i det følgende vedrører pentabromodiphenyl æter	
CAS nr.	32534-81-9	
Kemisk formel	C ₁₂ H ₂ Br ₅ O	
Tilstandsform	Hvide krystaller	
Molvægt	564,7	g/mol
Densitet		g/ml
Kogepunkt	Dekomponerer ved 200 - 300 °C	°C
Vandopløselighed	0,0133	mg/l
Damptryk	2,2 10 ⁻⁷ til 3,7 10 ⁻¹¹ (estimeret) (25 °C)*	mm Hg
Oktanolvand fordelingsforhold (log)	6,64 - 6,97	
Klassificering	-	
Kvalitetskriterier		
Jord	-	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

* gælder for alle forbindelserne.

Navn	Salicylsyre	Enhed
Synonym		
CAS nr.	69-72-7	
Kemisk formel	C ₇ H ₆ O ₃	
Tilstandsform		
Molvægt	138,12	g/mol
Densitet	1,443 g/cm ³ (20 °C)	g/ml
Kogepunkt	211	°C
Vandopløselighed	2.240 (25 °C)	mg/l
Damptryk	8,2 10 ⁻⁵ (25 °C)	mm Hg
Oktanøl-vand fordelingsforhold (log)	2,26	
Klassificering	Xn; R22	
Kvalitetskriterier		
Jord	-	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	-	mg/m ³

Navn	Tributyltin, TBT	Enhed
Synonym	Tributyltinhydrid	
CAS nr.	688-73-3	
Kemisk formel	C ₁₂ H ₂₈ Sn	
Tilstandsform	væske	
Molvægt	291,05	g/mol
Densitet		g/ml
Kogepunkt	112,5-113,5 ved 8 mm Hg	°C
Vandopløselighed	0,0073 (25 °C)	mg/l
Damptryk		mm Hg
Oktanøl-vand fordelingsforhold (log)	4,1	
Klassificering	-	
Kvalitetskriterier		
Jord	1 (målt som Sn/kg)	mg/kg TS
Grundvand	-	µg/l
Afdampning	-	mg/m ³
B-værdi	-	mg/m ³
At-værdi	0,05; 0,1*	mg/m ³

* Tinforbindelser, organiske, beregnet som Sn.