

Norsk Vann

Rapport



198 | 2013

Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

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

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

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

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

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

Fortløpende nummer Cxx-årstall

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

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



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no

Norsk Vann - rapport

Norsk Vann BA

Postadresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Webadresse: norskvann.no

Besøksadresse: Vangsvegen 143, Hamar
Telefon: 62 55 30 30

Rapportnummer:
198- 2013

ISBN 978-82-414-0348-4
ISSN 1504-9884 (trykt utgave)
ISSN 1890-8802 (elektronisk utg)

Dato:
19.12.2013

Antall sider (inkl. bilag):
60 (94)

Tilgjengelighet:
Åpen: x

Rapportens tittel: Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam - Resultater fra undersøkelsen i 2012/13

Forfatter(e):
Line Diana Blytt, Alizada Beslagic Bruskeland og Pascale Stang

Ekstrakt:

Innholdet av miljøgifter i slam er lavt og har blitt enda lavere. Resultatene bekrefter at det er trygt å bruke slam som gjødsel og jordforbedringsmiddel.

Det er tatt 5 månedsblandprøver fra 15 renseanlegg i perioden oktober 2012 til februar 2013. Åtte av disse anlegg har vært med i tidligere undersøkelser fra 1996/97, 2001/02 og 2006/07. De stoffene som er analysert er de samme som ved forrige undersøkelse i 2006/07: LAS, PAH₁₆, bromerte flammehemmere (PBDE, HBCD og TBBP), bisfenol A, nonylfenol/-etoksilater, ftalater (DEHP og DBP) og perfluorerte forbindelser (PFAS). Det er også analysert for triklosan, siloksaner, polsykliske muskforbindelser (galaxolid og tonalid), metylparaben, arsen, sølv, alkylfenoler (oktylfenoler mm), rottegift, tinnorganiske forbindelser samt noen andre typer bromerte flammehemmere.

Resultatene fra basisundersøkelsen viser et lavere innhold for flere av stoffene i forhold til tidligere undersøkelser. Siden undersøkelsen i 2006/07 har både nonylfenol-/etoksilater, ftalatene DEHP og DBP og PAH₁₆ blitt redusert mye. Medianverdien for nonylfenol-/etoksilater er redusert med 75 %, DEHP er redusert med 47 %, DBP er redusert med 70 % og PAH₁₆ er redusert med 50 %. Innholdet av bromerte flammehemmere i slam er det samme eller noe lavere siden forrige undersøkelse, men enkelte renseanlegg har påvist en økning. Noen stoffer har et økt innhold i slam i forhold til undersøkelsen i 2006/07. Medianverdien har økt med 10 % for LAS og medianverdi med 43 % for Bisfenol A.

Innholdet av de stoffene som er analysert for første gang her, er på samme nivå som slam i Norden og tidligere norske undersøkelser, men unntak av metylparaben som er betydelig høyere og siloksan og tinnorganiske forbindelser som er betydelig lavere.

Rottegift typene Difenacoum, Flocoumafen, Warfarin var alle under deteksjonsgrensen for alle slamprøvene, henholdsvis 10, 10 og 40 µg/kg TS.

Emneord, norske: Organiske miljøgifter Avløpsslam Prøvetaking og analyser Norske renseanlegg	Emneord, engelske: Toxic organics, organic micro pollutants Sewage sludge Sampling and analysis Norwegian wastewater treatment plants
--	---

Andre utgaver:

Forord

I løpet av fem måneder i 2012/13 ble det, for fjerde gang, gjennomført en omfattende undersøkelse av innholdet av organiske miljøgifter i norsk avløpslam. Første gang en undersøkelse som dette ble gjennomført var i 1996/97, og siden har det vært gjennomført tilsvarende undersøkelser ca. hvert 5. år. På denne måten sikres lange tidsserier og trender, som i seg selv er svært verdifulle. Ved å organisere arbeidet som et prosjekt, med samordnet og ensartede prosedyrer for uttak og håndtering av prøver, prøvebearbeiding, innsending av prøver, analysering og databearbeidelse, sikres en enhetlig behandling, noe som sikrer representative prøver og en samlet vurdering og rapportering.

Undersøkelsen omfatter denne gang 15 renseanlegg, hvorav åtte er de samme som har vært med i de tidligere undersøkelsene. Undersøkelsen omfatter også denne gang en basiskartlegging supplert noen flere stoffer som var ansett som spesielt aktuelle.

Prosjektet er gjennomført av Aquateam på oppdrag fra Norsk Vann og Miljødirektoratet.

Prosjektet er finansiert av Miljødirektoratet, Norsk Vann BA og de deltagende kommuner/anleggseiere:

Bekkelaget Vann AS, FREVAR (Øra ra), HIAS, NRA, TAU (nå Tønsberg ra IKS), VEAS, Sandefjord kommune, Trondheim kommune (Høvringen ra), IVAR (SNJ), Larvik kommune (Lillevik ra), MOVAR (Fuglevik ra), Bergen kommune (Knappen ra), Drammen kommune (Solumstrand ra), Gjøvik kommune (Rambekk ra) og Tromsø kommune (Langnes ra).

Norsk Vann takker for velvillig deltagelse fra Miljødirektoratet og anleggseiere slik at dette prosjektet lot seg gjennomføre. Resultatene fra prosjektet gir verdifull og viktig informasjon om innholdet av miljøgifter i avløpsslam. Forskrift om gjødselvarer m.v. inneholder en bestemmelse der den som produserer og omsetter gjødselvarer ihht forskriften plikter å ha kunnskap om miljøgifter eller andre miljøfremmede stoffer som kan finnes i avløpsslam. Denne undersøkelsen er et eksempel på slik kunnskapsinnhenting.

For miljømyndighetene er den kunnskapen som innhentes gjennom disse prosjektene verdifull, bl.a. som en oppdatering av status for gamle og nyere miljøfremmede stoffer i avløpsslam, samt som en støtte for framtidige risikovurderinger av avløpslam som jordforbedringsmiddel og gjødsel i Norge.

Det er ønskelig at denne etablerte praksis med prosjektorganisering kan fortsette, slik at neste prosjekt blir i 2017/18. Norsk Vann henstiller derfor til alle deltagende anlegg og kommuner, samt Miljødirektoratet, om at det legges inn tilstrekkelig ressurser for gjennomføring av dette i budsjettet for 2017 og eventuelt 2018.

Oslo/ Hamar 19. desember 2013
Arne Haarr
Prosjektleder Norsk Vann

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
Innholdsfortegnelse	3
Sammendrag og konklusjoner	5
English summary	8
1. Innledning.....	9
1.1. Bakgrunn.....	9
1.2. Regelverk og grenseverdier i Norge og andre land	9
1.3. Kort om risiko ved slamdisponering.....	12
1.3.1. Generelt om risikovurderinger av slam.....	12
1.3.2. Risikovurdering fra VKM - Norge	13
1.3.3. Risikovurdering av slam - Nordisk ministerråd	13
1.3.4. Risikovurdering av slam - Danmark	13
1.3.5. Risikovurdering av slam fra feltforsøk - Sverige.....	13
1.3.6. Risikovurdering av slam - USA	14
1.4. Formål med denne undersøkelsen.....	14
1.5. Prosjektorganisering og finansiering.....	15
2. Valg av parameter til undersøkelsen og kilder og effekter av valgte organiske miljøgifter	16
2.1. Tensider (LAS)	17
2.2. Nonylfenol/-etoksilater og andre alkylfenoler.....	18
2.3. Ftalater (DEHP og DBP)	19
2.4. PAH	19
2.5. Bromerte flammehemmere (BFH)	20
2.6. Bisfenol A	21
2.7. Perfluorerte alkylstoffer (PFAS)	21
2.8. Muskstoffer (galaxolid, tonalid)	22
2.9. Triklosan	22
2.10. Siloksaner.....	22
2.11. Parabener	23
2.12. Arsen	23
2.13. Sølv	24
2.14. Rottegift	24
2.15. Tinnorganiske forbindelser (TBT, TFT, DBT, DOT)	25
3. Opplegg for undersøkelsen.....	26
3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen	26
3.2. Prøvetakningsopplegg	29
3.3. Analysemetoder og kvantifiseringsgrenser	29
3.4. Vurdering av usikkerhet	29
4. Resultater og diskusjon.....	31
4.1. LAS.....	31
4.2. Nonylfenol/-etoksilater, oktylfenol, dodekylfenol mm	33
4.3. Ftalater	36
4.4. PAH	38
4.5. Bromerte flammehemmere (BFH)	40
4.6. Bisfenol A	43
4.7. Perfluoralkylstoffer (PFAS)	45
4.8. Muskstoffer (galaxolid og tonalid)	46
4.9. Triklosan	47
4.10. Siloksaner.....	48
4.11. Parabener	49
4.12. Arsen	50
4.13. Sølv	52
4.14. Tinnorganiske forbindelser	53
4.15. Rottegift	54
5. Referanser.....	55

Vedlegg 1 Analyseresultater – rådata.....	60
Rådata LAS.....	60
Rådata Ftalater	62
Rådata Fenoler: Nonylfenol-/etoksylater og alkylfenoler (oktylfenoler mm).....	65
Rådata Bisfenol A, methylparaben, triklosan, sølv og arsen	68
Rådata Bromerte flammehemmere - PBDE, HBCD og TBBP og andre.....	71
Rådata PAH	74
Rådata PFAS	77
Rådata Muskstoffer herunder galaxolid og tonalid	78
Rådata Organiske tinnforbindelser	80
Rådata Siloksaner.....	82
Rådata Rottegift	84
Vedlegg 2 Analysemetoder og kvantifiseringsgrenser	86
Vedlegg 3 Prøvetakingsprosedyre	88

Sammendrag og konklusjoner

Det er gjennomført en ny undersøkelse av miljøgifter i norsk avløpsslam. Det er tatt fem månedsblandprøver fra 15 renseanlegg i perioden oktober 2012 til februar 2013. Av disse anleggene er det åtte som har vært med i de tidligere undersøkelsene fra 1996/97, 2001/02 og 2006/07. De stoffene som er analysert, er de samme som ved forrige undersøkelse i 2006/07. Det vil si LAS, PAH₁₆, bromerte flammehemmere (PBDE, HBCD og TBBP), bisfenol A, nonylfenol/-etoksilater, ftalater (DEHP og DBP), perfluorerte forbindelser (PFAS). I tillegg er denne gangen også triklosan, siloksaner, polysykliske muskforbindelser (galaxolid og tonalid), metylparaben, arsen, sølv, alkylfenoler, rottegift (Difenacoum, Flocoumafen, Warfarin) og tinnorganiske forbindelser samt noen andre typer bromerte flammehemmere analysert.

Innholdet av miljøgifter i avløpsvannet vil påvirke innholdet i slammet, men dersom man skal sammenlikne innholdet av organiske miljøgifter i slam mellom renseanleggene, er det viktig at man tar hensyn til hva slags renseprosesser man har og hvordan dette slammet er behandlet. Det er viktig å huske at renseanlegg for kommunalt avløpsvann er konstruert og dimensjonert for å fjerne organisk materiale, fosfor og evt. nitrogen, - ikke for å fjerne eller behandle organiske eller uorganiske miljøgifter. I hvilken grad miljøgiftene likevel fjernes fra vannfasen og overføres til slamfasen, vil avhenge av egenskapene til den aktuelle miljøgjift, og av renseprosess på det enkelte renseanlegg. Litt forenklet kan en si at mekanisk rensing fjerner minst miljøgifter, deretter kjemisk rensing, mens biologiske prosesser (og lengre oppholdstid) fjerner mest.

Et utrøtnet slam vil på tørrstoffbasis ha høyere innhold av tungt nedbrytbare miljøgifter enn ubehandlet råslam, siden ca. 30-40 % av tørrstoffet brytes ned i rånetankene. Primærslam fra en mekanisk renseprossess vil i liten grad inneholde miljøgifter som er løst i vannfasen. Termisk tørking av slam kan også få betydning for innholdet av svært flyktige stoffer. Slike vurderinger er ikke gjort i denne undersøkelsen, men det er viktig at anleggene selv gjør disse vurderingene dersom de ønsker å sammenlikne resultatene.

Resultatene fra basisundersøkelsen, viser et lavere nivå for flere av stoffene sammenliknet med undersøkelsen i 2006/07. Både nonylfenol- /etoksilater, ftalatene DEHP og DBP og PAH₁₆ har blitt redusert mye i slam. Medianverdiene og middelverdien for nonylfenol- /etoksilater er redusert med henholdsvis 75 % og 76 %, medianverdien og middelverdien for DEHP er redusert med henholdsvis 46 % og 47 %, medianverdien for DBP er redusert med 70 % og medianverdien og middelverdien for PAH₁₆ er redusert med 50 % og 25 %.

Figur 1 viser trendutviklingen for de ulike stoffene siden undersøkelsen startet i 1996/97.

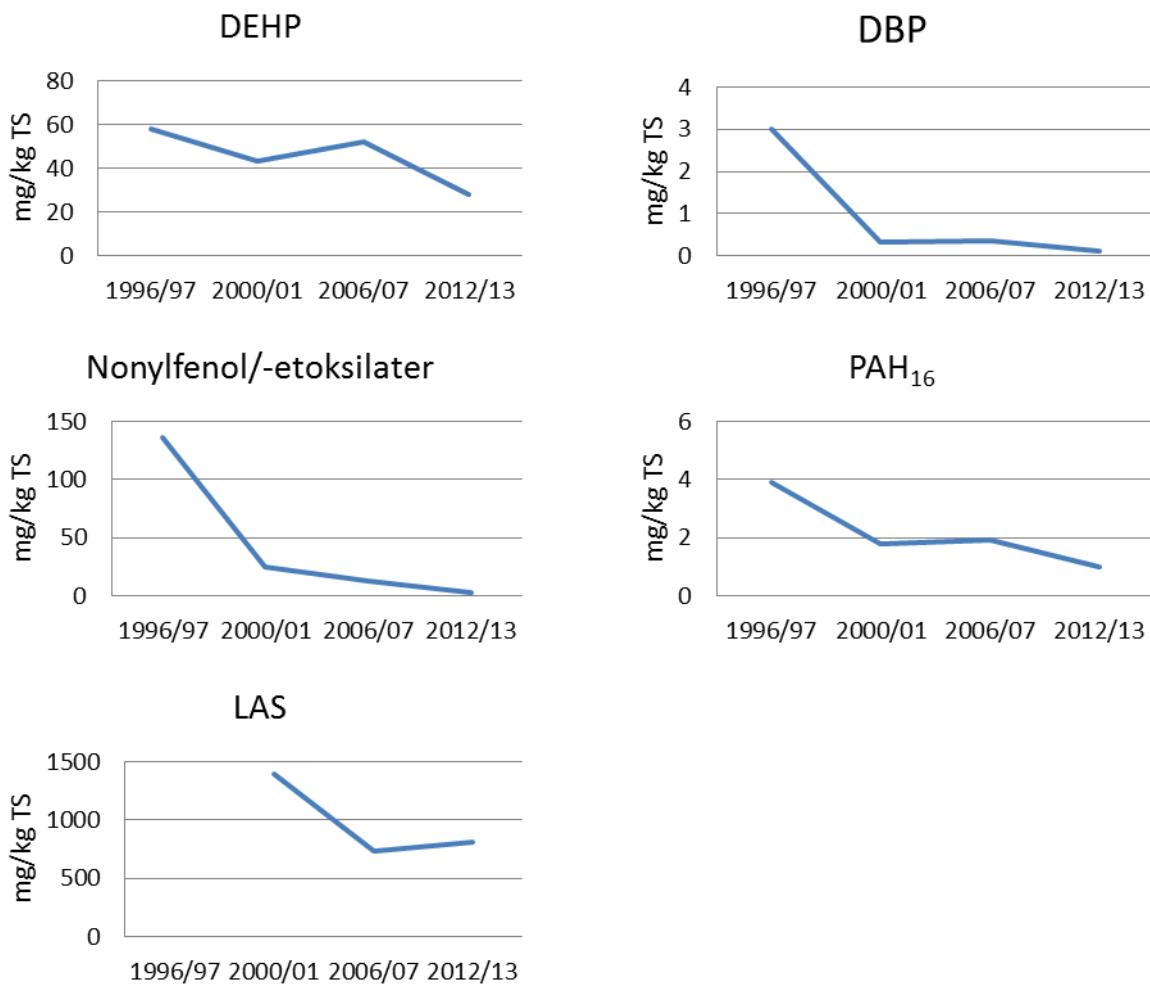
PFAS-innholdet i slam er på samme nivå som ved den forrige undersøkelsen i 2006/07, men det kan tyde på at Fuglevik ra, som mottar avløp fra Rygge flyplass, har et noe høyere innhold enn de andre anleggene.

LAS og bromerte flammehemmere (PBDE) er på omtrent samme nivå eller høyere enn ved den forrige undersøkelsen i 2006/2007. Medianverdien og middelverdien av LAS har økt med henholdsvis 10 % og 24 %. SumPBDE kan i utgangspunktet ikke sammenliknes direkte med undersøkelsen fra 2006/07, siden kvantifiseringsgrensen i denne undersøkelsen er vesentlig høyere, og sumPBDE består derfor av færre enkeltkomponenter enn ved undersøkelsen i 2006/07. DekaBDE er funnet i slammet ved alle anlegg med unntak av Langnes ra som er et silanlegg (mekanisk rensing). Dersom man bare sammenlikner de anleggene som var med i både 2006/7 og i denne undersøkelsen, blir medianverdien og middelverdien for DekaBDE i slam henholdsvis 33 % og 16 % lavere i denne siste undersøkelsen. Dette tyder på at innholdet av bromerte flammehemmere i slam er det samme eller noe lavere enn ved forrige undersøkelse, men at det for enkelte renseanlegg er registrert en økning.

Medianverdien og middelverdien for bisfenol A har økt med henholdsvis 43 % og 31 % sammenliknet med undersøkelsen i 2006/07.

De stoffene som er analysert for første gang i forbindelse med en slik omfattende slamundersøkelse, herunder utvalgte bromerte flammehemmere (heksaBB, PBT og PBEP), alkylfenoler (Betyl-, Pentyl-, Heksyl, -Heptyl, Oktyl og Dodekylfenoler), siloksaner (D4, D5 og D6), muskstoffene galaxolid og tonalid, sølv, arsen, triklosan og tinnorganiske forbindelser, har et konsentrasjonsnivå som man kan forvente å finne i slam når man sammenlikner med data fra andre norske og nordiske studier. For de fleste stoffene er innholdet likevel noe lavere. Innholdet av tinnorganiske forbindelser og siloksan (D5) er vesentlig lavere enn ved tidligere undersøkelser av norsk slam. Sammenliknet med Miljødirektoratets (Andersen *et al.*, 2012) beregnede middelkonsentrasjon for D5 i slam (36 mg/kg TS) er gjennomsnittsverdien i denne undersøkelsen en faktor på 10 lavere. Metylparaben har vi funnet lite sammenlikningsdata for, men sammenliknet med resultatene fra en 8 år gammel svensk undersøkelse, er innholdet nesten ti ganger høyere i norsk slam.

Rottegift, Difenacoum, Flocoumafen og Warfarin, ble analysert men ingen av slamprøvene ga resultater over kvantifiseringsgrensen. Kvantifiseringsgrensen var 40 µg/kg for Warfarin, og 10 µg/kg for Difenacoum og Flocoumafen. Tre andre typer rottegift, Brodifacoum, Difethialone og Bromadiolone, var forsøkt analysert, men på grunn av metodeproblemer fikk man ikke resultater for disse stoffene.



Figur 1 Utvikling av miljøgiftene DEHP, DBP, nonyl-/etoxsilater, PAH₁₆ og LAS i slam fra den første undersøkelsen i 1996/97 til i dag, 2012/13.
Medianverdier er presentert. Verdier av LAS fra år 1996/97 er ikke vist siden de ikke kan sammenliknes med senere år pga. ulik analysemetode.

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA),
www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Address:	Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway
Phone:	+ 47 62 55 30 30
E-mail:	post@norskvann.no
Report no:	198 - 2013
Report Title:	Micropollutants in Norwegian sewage sludge – Results from an investigation in 2012/13
Date of issue:	19.12.2013
Number of pages:	60 (94)
Keywords:	Toxic organics, organic micropollutants Sewage sludge Sampling and analysis Norwegian wastewater treatment plants
Author:	Line Diana Blytt Alizada Beslagic Bruskeland Pascale Stang
ISBN:	978-82-414-0348-4
ISSN:	1504-9884 (printed version)
ISSN:	1890-8802 (digital version)

Summary:

A new investigation has been carried out to analyse the content of organic micro pollutants and silver and arsenic in Norwegian sewage sludge. Fifteen municipal wastewater treatment plants (WWTPs) have been part of this study. Five monthly samples of sludge from October in 2012 to February 2013 have been analysed for different micro pollutants. These are grouped into:

Chemicals that have been analysed since 1996 (some exceptions) are: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH₁₆), Ftalates (DEHP and DBP), Nonylphenol and -ethoxilates (NPE), Linear alkyl benzene sulphonates (LAS), Brominated flame retardants (BFR), Bisphenol A, Perfluorinated compounds (PFCs).

Extra chemicals: Musk compounds (Galaxolide and Tenolide), Triclosan, Parabene (methylparabene), Siloxanes, Arsenic, Silver, Alkyl phenols, rat poisons (Difenacoum, Flocoumafen, Warfarin) and Organotin.

Concentrations of PAH₁₆, ftalates, nonylphenol- and etoxilates have been reduced considerably compared to the last investigation performed in 2006/07. However, content of LAS has increased by 24 % and bisphenol A has increased by 43 %, both are median values. Brominated flame retardants and PFCs are at the same level as in the comparable investigation from 2006/07. For some of the WWTPs the concentration levels of the investigated micro pollutants in sludge have increased and for some they are reduced. For the extra chemicals there are less studies to compare the results with. However, levels seem to be in line with other Nordic and other Norwegian studies. The concentration of siloxanes and organotin in sewage sludge are considerable lower in this study compared to earlier Norwegian and Nordic studies. No comparison data has been found for methylparaben.

There were not detected the rat poisons Difenacoum, Flocoumafen, Warfarin in any of the sludge samples above the detection limit 10, 10 and 40 µg/kg TS respectively.

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Avløpsslam er en ressurs som jordforbedringsmiddel og gjødsel i jordbruket og i grønt-anlegg, men dette forutsetter at man har kontroll på innholdet av uønskede stoffer i slammet. Slam skal ikke føre til miljømessige eller helsemessige skader eller ulemper ved bruk. Nåværende strategi fra myndighetenes og VA-bransjens side er å fjerne miljøfarlige stoffer ved kilden.

Siste landsdekkende undersøkelse av innholdet av organiske miljøgifter i avløpsslam på norske renseanlegg ble gjennomført i 2006/07. Tilsvarende undersøkelser har vært gjennomført med ca. 5 års mellomrom tre ganger tidligere siden 1996/97 (Paulsrud et al., 1997), i 2001/02 (Nedland, 2002) og i 2006/07 (Blytt, 2007). Denne undersøkelsen er en videreføring og oppfølging av disse tre foregående undersøkelsene. Det har også vært utført diverse andre kartleggings- og screeningundersøkelser for ulike organiske miljøgifter i norsk slam de siste årene, Paulsrud (2006), Blytt (2008 og 2010), Schlabach et. al. (2007 og 2011) og Thomas et al., 2011) Disse studiene har vært initiert av Norsk Vann, Miljødirektoratet, Mattilsynet og Nordisk ministerråd, og de har vært med på å identifisere områder som bør belyses ytterligere når det gjelder miljøgifter i slam.

Fra 1996 til 2007 har det vært en betydelig reduksjon av organiske miljøgifter i norsk slam. Den største nedgangen var de første fem årene, og det skyldtes sannsynligvis utfasing av enkelte stoffer og bedre kontroll med utslipp av slike stoffer ved kilden.

Siden forrige undersøkelse i 2006/07 har det også vært gjennomført en risikovurdering knyttet til bruk av norsk avløpsslam på jord. Konklusjonen fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) i 2011 var at avløpsslam fra norske anlegg ikke utgjør noen fare for jordas kvalitet eller menneskers og dyrs helse (Eriksen et al., 2009). I 2012 sammenstilte Miljødirektoratet norske slamanalyser og foretok en innledende miljørisikoberegning av slam disponert på jord (Andersen et al., 2012). Miljømyndigheten følger nøye med på utviklingen når det gjelder utslipp av miljøgifter, og har i sine utslippsstatistikker inkludert slam som kilde i større grad enn tidligere.

Ved å gjennomføre samme type undersøkelse på slam med jevne mellomrom sikres sammenliknbare data over tid mellom renseanlegg, og innen samme renseanlegg. På overordnet nivå avdekker undersøkelsen utviklingen av innholdet av de ulike organiske miljøgiftene som ikke bør spres i miljøet. Dette er viktig kunnskap i arbeidet for å få et giftfritt miljø.

1.2. Regelverk og grenseverdier i Norge og andre land

Kvalitet på avløpsslam som skal brukes som en gjødselvare, er regulert i forskrift nr. 951 av 4. juli 2003 om gjødselvarer mv av organisk opphav (gjødselvareforskriften). Denne er hjemlet i fire lover: Matloven og jordloven under Landbruks- og matdepartementet, forurensningsloven under Miljøverndepartementet og kommunehelsetjenesteloven under Helse- og omsorgsdepartementet. Kravene som angår innholdet av uønskede stoffer i slam, er hjemlet i matloven og forvaltes av Mattilsynet, dersom slam brukes som en gjødselvare. Uansett vil forurensningsloven være viktig dersom grenseverdier for organiske miljøgifter etableres for å beskytte ytre miljø.

Gjødselvareforskriften har grenseverdier for utvalgte tungmetaller, men ikke for organiske miljøgifter. Forskriften inneholder en bestemmelse om aktsomhetsplikt for de ansvarlige virksomhetene, der slam ikke skal inneholde "organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/ kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk". I tillegg er det

et krav om internkontroll, herunder å ha kartlagt risiko og iverksatt nødvendige tiltak for at kravene etterleves. Forskriften krever at slam skal moldes ned i jorden etter spredning, og eng og beitearealer kan ikke gjødsles med slam. Poteter, grønnsaker, frukt og bær kan ikke dyrkes før etter det har gått tre år siden siste sprededato.

I tabellene 1 og 2 er det listet opp grenseverdier / retningsgivende verdier som gjelder i europeiske land og forslaget til EUs reviderte regelverk (3. utkast) for slam (EU, 2000). EUs slAMDirektiv, 86/278/EEC har som formål å beskytte miljøet, hovedsakelig når slam brukes på jordbruksjord. Regelverket angir grenseverdier for maksimal konsentrasjon av tungmetaller i slammet og i den jorda slammet skal benyttes på i landbruket. Direktivet har vært under revisjon i mange år, og noen europeiske land har i tillegg til å implementere strengere tungmetallgrenser, også innført grenseverdier for utvalgte organiske miljøgifter. I EU har det vært gjennomført flere større prosjekter for å få et bedre beslutningsgrunnlag for nye grenseverdier for både metaller og organiske miljøgifter (Langenkamp *et al.*, 2001, Leschber, 2006 og Tavazzi *et al.*, 2012). I prosjektet "FATE-SEE", er det tatt tilfeldige ("snapshots") prøver av slam, som er analysert for forskjellige metaller og organiske miljøgifter (Tavazzi *et al.*, 2012). EU-kommisjonen har også invitert medlemsland og aktørene til å delta i arbeidet med å etablere kvalitetskriterier for "End of Waste", slik at avfallsbaserte produkter fritt kan omsettes som organiske jordforbedringsmidler og gjødselprodukter. I det foreliggende forslaget er det ikke imidlertid oppnådd enighet om at slam vil bli omfattet av disse kvalitetskriteriene.

De landene som har grenseverdier for utvalgte organiske miljøgifter i Europa i dag, er Tyskland, Østerrike og Danmark. Grenseverdiene i Sverige og grenseverdien for PCB i Danmark er av veilederende karakter (Miljøstyrelsen, 2012, Budewig, 2012 og Wherter, 2012). Det er ingen vesentlige endringer i andre lands regelverk siden forrige undersøkelse i 2006/07.

Tabell 1. Grenseverdier /retningsgivende verdier for konsentrasjoner av organiske miljøgifter i avløpsslam i EU-land (Langenkamp *et al.*, 2001).

Land	AOX	DEHP	BaP	LAS	PFT	NPE	PAH	PCB	PCDD/F
	mg/kg TS								ng/kg TS
EU, 3rd draft	500	100		2 600		50	6 ¹	0,8 ²	100
Danmark	-	50		1 300		10	3 ¹	0,08 ²	-
Sverige	-	-			-	50	3 ³	0,4 ²	-
Frankrike	-	-			-	-	4	0,8 ²	-
Tyskland	500	-			-	-	-	0,2 ⁵	100
Tysk forslag	400		1		0,2/0,1			0,1	30
Østerrike	500	-			-	-	-	0,2 ⁵	100

¹ Sum av asenaften, fenantren, fluoren, fluoranten, pyren, benzo (b+j+k)fluoraten, benzo(a)pyren, enzo(g,h,i), indeno (1,2,3-c,d)pyren

² Sum av 7 kongenere PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

³ Sum av fluoranten, benzo(b+j+k)fluoraten, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-c,d)pyren

⁴ Se Tabell 2

⁵ Gjelder hver av de 6 kongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180

⁶ Benzo(a)pyren (PAH)

Tabell 2. Franske retningsgivende verdier for PAH-konsentrasjoner i avløpsslam og maksimal tillatt mengde i jord i beitemark

Komponent	Konsentrasjon i slam (mg/kg TS) som kan brukes i jordbruket med maks 3 tonn TS / daa og 10 år	Maksimalt tillatt akkumulert tilførsel på beiteland per dekar og 10 år (g/daa 10 år)
Fluoranten	4	6
Benzo(b)fluoranten	4	6
Benzo(k)fluoranten	4	6
Benzo(g,h,i)fluoranten	4	6
Benzo(a)pyren	1,5	2
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	4	6

I Tyskland ble det i 1992 innført grenseverdier for de organiske miljøgiftene dioksiner/furaner, PCB og AOX (halogenerte organiske forbindelser) i slam til jordbruk (Jordministeriet, 1992). Innstramninger ble foreslått i 2007, men verdier fra 1992 gjelder fortsatt, se Tabell 1. I Tyskland finnes ulike sertifiseringssystemer for kompost (mat- og hageavfall) og slam. QLA (Quality Assurance for the Agricultural Use of Waste Products) er en slik standard som flere renseanlegg er standardisert etter. QLA har satt strengere grenseverdier enn tysk slamtakst (Tabell 3). Grenseverdiene for miljøgifter er satt utelukkende som et føre-var-tiltak og er ikke basert på risikovurderinger eller toksisk virkning. Grenseverdiene ble i stedet basert på foreliggende konsentrasjoner av respektive miljøgifter i tysk avløpsslam. Konsentrasjoner av AOX gir heller ingen informasjon om fravær eller tilstedeværelse av miljøgifter, men er ment som et mål på innhold av menneskeskapte forbindelser, hvor noen kan være persistente miljøgifter (Leschber, 1992). De samme grenseverdiene som er i Tyskland, ble innført i nedre Østerrike i 1994 (Langenkamp *et al.*, 2001).

Tabell 3. Grenseverdier i tysk regelverk sammenliknet med QLA

Parameter	Benevning	Tysk regelverk	QLA
PCB	mg/kg TS	0,2	0,05
PCFFP/F Dioksiner/furaner)	ng/kg TS	100	30
AOX	mg/kg TS	500	400
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	-	1
DEHP	mg/kg TS	-	60

I Sverige ble anleggseierne allerede i 1990 anbefalt å analysere for organiske miljøgifter i slam (Naturvårdsverket, 1990), og i 1994 ble det innført retningslinjer for innhold av organiske miljøgifter i slam til jordbruksanvendelse (nonylfenol, PCB, PAH og toluen). Toluen ble siden tatt ut. Dette var et resultat av en overenskomst mellom myndighetene, anleggseierne og bøndenes organisasjoner for å få i gang bruken av slam i jordbruket etter en periode med slamboikott fra landbrukets side.

Grenseverdiene er mer basert på praktiske erfaringer enn risikovurderinger.

I Sverige er det innført et sertifiseringssystem, ReVAQ, og dette systemet har krav til oppfølging for å redusere konsentrasjoner av miljøgifter i slam for renseanleggene som er sertifisert. De renseanleggene som sertifiserer slam i ReVAQ systemet, forplikter seg til å analysere 60 ulike sporstoffer, herunder sølv og arsen, og beregne tilført mengde ved spredning. Det er ikke spesielle krav til analyse og grenseverdier for organiske miljøgifter i REVAQ systemet, men hele ordningen stiller krav til oppstrømsarbeid og at man er delaktig i å søke ny kunnskap for å sikre miljøet mot forurensing.

I Danmark ble det fra 1.1 1997 innført såkalte "afskæringsværdier" for nonylfenol, PAH, ftalater (DEHP) og anioniske tensider (LAS) i slam i jordbruksarealer (Kristensen et al., 1996). Avskjæringsverdiene er anslatte konsentrasjoner (predicted no effect concentration - PNEC) som ikke vil medføre noen miljømessige konsekvenser basert på en enklere miljørisikovurdering. De er gitt i første rekke med tanke på beskyttelse av biologisk aktivitet i jord samt beskyttelse av grunnvannet som drikkevannsressurs. Det har imidlertid framkommet kritikk fra danske og internasjonale fagmiljøer på at de fastsatte "afskæringsværdiene" for organiske miljøgifter er basert på et for spinkelt datamateriale, samt forutsetningen om at disse stoffene ikke brytes ned i jorden. I Danmark er det nylig gjennomført en større miljørisikovurdering av utvalgte miljøgifter i slam (Jensen et al., 2012), men stoffene som omfattes av eksisterende grenseverdier er ikke vurdert.

I USA ble det gjennomført miljørisikovurderinger av innholdet av tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsslam i forkant av etablering av ny slamforskrift i 1992 (Chaney et al., 1990). Det ble utarbeidet en liste over 200 kjemikalier som kunne tenkes å forekomme i avløpsslam. På grunnlag av faktiske analyser av slam samt eksponeringsvurderinger ble denne listen redusert ned til 50 stoffer, og av disse ble det gjennomført risikoanalyse av 14 organiske stoffer og 10 tungmetaller.

I risikoanalysen ble det vurdert i alt 18 forskjellige eksponeringsveier for overføring av de kjemiske stoffenes virkning på mennesker ved bruk av slam på jordbruksarealer og i hager for matvareproduksjon, ved direkte inntak av slam hos barn og beitende dyr, påvirkning av biologisk liv i dyrkningsjord og påvirkning av grunnvann og overflatevann. Den største risikoen for negative effekter av organiske miljøgifter i slam var spredning av råslam direkte på beitearealer for dyr brukt i kjøttproduksjon. Risikoen var imidlertid svært lav, og konklusjonen på arbeidet var at man ikke fant grunnlag for å regulere innholdet av organiske miljøgifter i slam, mens det ble innført grenseverdier for 10 tungmetaller. Begrunnelsen for å utelate organiske miljøgifter fra regelverket var enten at de var påvist i slam i vesentlige lavere konsentrasjoner enn de kritiske konsentrasjonene ifølge risikovurderingene, eller at stoffene allerede var underlagt lovmessige bruksbegrensninger eller ikke ble produsert i USA.

I Canada har man analysert organiske miljøgifter i slam siden tidlig på 80-tallet, men ikke funnet grunnlag for å regulere innholdet i slam som blir benyttet på jordbruksarealer generelt (Campbell and Webber, 1997 og WEAO, 2001). De ulike provinsene i Canada har noe ulikt regelverk og standarder som regulerer grenseverdier og bruk av slam. Det er bare Québec som har grenseverdi for organiske miljøgifter, og den er for dioksin/furaner. Grenseverdiene er 17 og 50 ngTEQ/kg TS (TEQ=toxic equivalents) for henholdsvis C1 og C2 som er ulik kategorier av slam knyttet til kjemiske komponenter. De ulike C-kategoriene virker på samme måte som kvalitetsklassene i Norge. C1 og C2 kan begge brukes i landbruket, men med ulike restriksjoner. Slam med konsentrasjoner av dioksin/furaner fra 51 til 100 ngTEQ/kg TS kan også brukes, men ikke i landbruket (LeBlanc et al., 2008).

1.3. Kort om risiko ved slamdisponering

1.3.1. Generelt om risikovurderinger av slam

Det har vært en økende oppmerksomhet på slam som en eksponeringsvei for miljøgifter til jordmiljøet. Mange av risikovurderinger har vurdert risiko for humanhelse og for vannlevende organismer, men få har direkte vurdert effekter på jordlevende organismer og deres bidrag som eksponeringsvei videre i næringskjeden (f.eks. fugl). Kunnskap om den mest sårbare eksponeringsveien er ikke alltid kjent, og dette kan være en svakhet i ulike risikovurderinger. Det er utarbeidet egne veiledere for hvordan man skal beregne grenseverdier for kjemikalier og disse er omforente veiledere og benyttes i hele EU og i Norge (EU, 2003 og EU 2011).

PNEC (Predicted No-Effect Concentration) er enten bestemt fra laveste NOEC (No Observed Effect Concentration fra kroniske toksisitetstester) eller fra statistiske analyser av en fordeling av NOEC verdier fra mange ulike forsøk. Vanligvis benyttes den NOEC verdien som beskytter 95 % av artene som er testet (HC_5). PNEC har innebygde sikkerhetsfaktorer og som et minimum benyttes en faktor 10 dersom det er gjennomført tester fra tre ulike trofiske nivå. PNEC skal altså uttrykke den konsentrasjonen som beskytter den mest følsomme arten i miljøet. Egenskaper knyttet til sekundærforgiftning (BMF - biomagnifiseringsfaktor) og stoffets evne til opptak i organismen (biokonsentrationsfaktor) er også viktige parameter når miljørisiko skal beregnes. PEC (Predicted environmental concentration) er innholdet av et stoff i miljøet fra utsipp og bruk, og beregnes vanligvis ved bruk av spredningsmodeller. Forholdet PEC/PNEC brukes for å beskrive risiko for et jordøkosystem. Dersom det beregnes $PEC/PNEC > 1$ for et stoff i et jordøkosystem, kan dette være en indikasjon på at miljøet påvirkes negativt

1.3.2. Risikovurdering fra VKM - Norge

Mattilsynet sendte etter oppfordring fra Landbrukets Servicekontor en forespørsel til VKM (Vitenskapskomiteen for mattrygghet) om å gjennomføre en risikovurdering av bruk av slam i landbruket. Denne vurderingen ble ferdigstilt i 2009 (Eriksen *et al.*, 2009). Her så man på ulike eksponeringsveier og effekter for jordmiljø, vannmiljø, matproduserende dyr og humanhelse for bl.a. organiske miljøgifter, herunder ftalater, LAS, nonyl- og oktylfenol og deres etoksilater, PCB og PAH.

For jordmiljøet vurderte man "Predicted environmental concentration" (PEC) mot "Predicted no-effect concentrations" (PNEC) for en rekke stoffer. Oktylfenol, nonylfenol og LAS var de stoffene hvor forholdet PEC/PNEC ble beregnet til å komme over 1 ved disponering av slam på jord, men siden disse stoffene brytes ned i jord med en halveringstid på 8-10 dager, er de vurdert av VKM som stoffer med liten risiko for jordmiljøet. For de mer per persistente stoffene, visse PAHer og PCB, ville man ligge lavere enn PNEC selv etter 100 års regelmessig bruk av slam.

1.3.3. Risikovurdering av slam - Nordisk ministerråd

Med finansiering fra Nordisk ministerråd har det vært gjennomført en miljørisikovurdering av slam (Steinbeck *et al.*, 2011). Denne rapporten konkluderte med at selv om man får en akkumulering av svært lite nedbrytbare organiske miljøgifter i jord, vil en økning være langt unna konsentrasjoner som gir effekt, også etter 100 års regelmessig bruk. Oktylfenol var det eneste unntaket, der man har funnet konsentrasjoner i slam som kan gi effekter i jord. Denne studien peker på mangelfulle toksisitetsdata for jordlevende organismer som gir usikkerhet i risikovurderingen.

1.3.4. Risikovurdering av slam - Danmark

Det danske Miljøministeriet har fått gjennomført en risikovurdering av fem grupper persistente organiske forurensinger i slam: bromerte flammehemmere, PCB, PFAS, legemidler og muskstoffer (Jensen, *et al.*, 2012). I denne vurderingen konkluderte de med at det er liten sannsynlighet for at legemidler, PCB, bromerte flammehemmere eller muskstoffer utgjør et miljøproblem for jordlevende organismer, jordbruksvekster eller andre planter. For PFOS fant de at sikkerhetsmarginene var nær grensen av hva EU anbefaler under REACH programmet. De peker videre på at man bør undersøke klorerte parafiner, parabener, triklosan og triklocarban nærmere.

1.3.5. Risikovurdering av slam fra feltforsøk – Sverige

I Sverige er det foretatt langtidsovervåking av slam til jordbruk (Andersson *et al.*, 2012 og Pell, 2012). I Skåne har de siden 1981 hatt årlige analyser av jord og slam. Arbeidet ble satt i gang da man var usikker på effekter av slamdisponering i landbruket og i slutt-rapporten fra 2012 skrives det at konklusjonen nå er svært sikre.

Over tid har innholdet av de stoffer det er målt på i slammet blitt redusert dels betydelig. Det er vist en liten akkumulering av noen tungmetaller i jord (kobber, kvikksølv og sink), men det ikke er påvist opptak i planter av kadmium (eller andre av de 14 stoffene det er analysert for), selv med tredoble slamdoser. Det er derimot noen steder påvist opptak av kadmium fra mineralgjødsel. Tilførslene av slam har medført økt innhold av organisk innhold i jord hvor slam er brukt og det er påvist positive veksteffekter og bedre jordkvalitet. Bruk av slam har ikke vist negative effekter på planter eller økosystemet. "Meitemarken blir flere, større og får flere barn" er en av konklusjonene. Resultater fra 18 års forskning på flere felt i området Mälaren viser at det ikke kan påvises noen negativ effekt på planter eller jordas økosystem ved bruk av verken slam eller naturgjødsel. Som en konklusjon på denne langvarige undersøkelsen er det ikke funnet antydning til negative effekter av miljøgifter i slam eller naturgjødsel gjennom målinger over 18 år.

1.3.6. Risikovurdering av slam - USA

Chaney *et al.* (1990) konkluderte med at i tillegg til barn som spiser slammet, så er den viktigste eksponeringsveien for persistente fettløselige organiske miljøgifter at flytende slam blir spredt på beitemark for produksjonsdyr. Det er imidlertid ikke tillatt å spre slam på beitemark i Norge, og alt slam skal pløytes ned. Også Smith (2000) anså at beitedyr som fikk i seg slam direkte fra beiting på eng hvor det var brukt slam, var en vesentlig kilde for menneskelig eksponering fra bruk av slam i jordbruksmarkedet. Han konkluderte også med at det totale menneskelige inntaket av identifiserte organiske miljøgifter fra bruk av slam er uvesentlig, og at det ikke er sannsynlig at det kan gi skadelige helseeffekter.

Fries (1996) rapporterer at av alle organiske miljøgifter i slam vil kun de fettløselige halogenerte hydrokarbonene akkumulere i animalske vev og i animalske produkter. Stoffer som ftalater, PAH, fenoler, nitrosaminer, flyktige aromater og aromatiske surfaktanter blir omdannet og ikke akkumulerer, mens høyere halogeneringsgrader hindrer omdanning, og konsentrerasjoner i melk og fettvev kan bli mange ganger konsentrerasjonen i maten dyrne spiser (bioakkumulering). Polyhalogenerte organiske stoffer, inkludert PCB, klorerte pesticider og hydrokarboner, og dioksiner/furaner er av større betydning fordi stoffene er persistente og er tilbøyelig til å akkumulere i fettvev og melk.

1.4. Formål med denne undersøkelsen

Aktsomhetsplikten i gjødselvareforskriften er rettet mot enkeltprodusenter, og det er opp til produsentene å finne løsninger for å verifisere at man har iverksatt rimelige tiltak for å begrense konsentrerasjoner av organiske miljøgifter i slam. Ordlyden i kravene knyttet til organiske miljøgifter ble nærmere utdypet i brev fra Landbruks- og matdepartementet i 2004 hvor man tolker betydningen av aktsomhet. Ut fra departementets tolkning er det ikke et brudd på aktsomhetsplikten dersom det viser seg at det er kunnskapsmangel på området generelt (NORVAR, 2005). Denne undersøkelsen er med på å gi oppdatert kunnskap for anleggseierne om konsentrerasjoner av utvalgte organiske miljøgifter i avløpsslam.

Formålet med denne undersøkelsen er å finne ut om innholdet av organiske miljøgifter i norsk avløpsslam er ytterligere redusert i de siste seks årene fra 2006/07, samt vurdere resultatene i hele perioden hvor dette er mulig. I tillegg vil undersøkelsen være et viktig bidrag til å få oppdatert kunnskap om status på uønskede stoffer i avløpsslam. Denne undersøkelsen er både en trendanalyse for de stoffene som er analysert siden 1996, og en kartlegging av nye stoffer. Resultatene vil kunne peke ut stoffer som bør følges opp med framtidige undersøkelser.

1.5. Prosjektorganisering og finansiering

Denne og tidligere undersøkelser har vært initiert og finansiert av Norsk Vann og deltagende kommuner og renseanlegg, og i samarbeid med og med bistand fra Miljødirektoratet. Dette prosjektet startet i 2011 med tanke på å gjennomføre undersøkelsen i 2012/13. Invitasjon til deltagelse og finansiering av prosjektet ble sendt til kommuner og renseanlegg i 2011/12, og samtidig ble det hentet inn prisoverslag på analyser for å kunne utarbeide et budsjett. Miljødirektoratet har hele tiden vært involvert i prosjektplanleggingen og har også bevilget penger til prosjektet og for å få undersøkt tilleggsstoffer.

Denne undersøkelsen omfatter 15 renseanlegg og av disse er det 8 som har vært med i de tidligere undersøkelsene, helt fra 1996.

ALS Laboratory Group AS har levert alle analysetjenestene med sine underleverandører i Tyskland og Sverige (GBA i Hamburg og Sverige ALS Scandinavia i Luleå) med unntak av rottegift som er analysert av NIVA (Norsk institutt for vannforskning). Valg av laboratorium ble gjort ut fra en separat anbudskonkurranse, hvor utvalg av stoffer som kunne analyseres, nedre bestemmelsesgrense for visse stoffer og pris var bestemmende for valget.

Aquateam har gjennomført prosjektet på oppdrag fra Norsk Vann, og har hatt ansvaret med å koordinere prøvetakingen, sammenstille og vurdere resultatene, samt skrive denne rapporten.

2. Valg av parametere til undersøkelsen og kilder og effekter av valgte organiske miljøgifter

Prøvetakingen og valg av stoffer er gjennomført på samme måte som i 2006/07 og bygger i hovedsak på:

- Prioritert miljøgift fra myndighetenes side
- Sannsynlighet for å finne stoffene i kvantifiserbare mengder i norsk avløpsslam
- Gjenstand for regulering i andre land og erfaringer med parametere derfra
- Total analysekostnad for prosjektet

Undersøkelsen er delt inn i to. En basisundersøkelse og en tilleggsundersøkelse. Basisundersøkelsen omfatter stoffer og renseanlegg som går tilbake til 1996/97 med noen unntak. LAS er kun analysert i slam fra de åtte renseanleggene som har vært med siden 1996/97. Dette er ikke et prioritert stoff, men det finnes en god tidstrend, og det var et ønske å ikke bryte denne.

Tilleggsundersøkelsen omfatter stoffene som miljømyndighetene spesielt ønsker å få undersøkt i slam. Denne delen av undersøkelsen har Miljødirektoratet støttet spesielt. Rottegift er valgt ut fordi dette er funnet i rovfugl i miljøovervåkningen (Langford *et al.*, 2012). Det var derfor et ønske om å finne om slam kan være en kilde til utslip i miljøet.

Stoffene PCB og dioksiner/furaner ble tatt ut av analyseprogrammet etter 2001/02 fordi konsentrasjonene hadde vært stabilt lave både i 2001/02 og i 1996/97. I 2006/07 ønsket Miljødirektoratet å få gjennomført analyser av andre prioriterte stoffer i forbindelse med prøvetakingen, men i denne undersøkelsen er det kun PFAS som er videreført fra tilleggsundersøkelsen i 2006/07. PFAS er bare analysert på prøver fra tre renseanlegg. Disse tre anleggene mottar avløpsvann fra gamle brannovningsfelt hvor det er sannsynlig at det har vært brukt PFOS-holdig brannskum.

I Tabell 4 er det angitt hvilke stoffpakker og stoffer det har vært analysert for. Det har forekommet at det har vært tatt ut litt lite prøvemateriale til laboratoriet, og for noen stoffer vil det derfor mangle analyseresultater for enkelte renseanlegg i enkelte måneder.

Tabell 4 Analyseomfang ved de ulike renseanleggene

Anlegg	Basis			Tillegg
	Basis unntatt LAS og PFAS	LAS	PFAS	
Bekkelaget ra	X	X		X
Øra (FREVAR)	X	X		X
HIAS	X	X		X
NRA	X	X		
TAU	X	X		X
VEAS	X	X		X
Sandefjord ra	X	X		
Høvringen ra	X	X		
SNJ (IVAR)	X		X	X
Lillevik ra	X			
Fuglevik ra	X		X	X
Knappen ra	X			X
Solumstrand ra	X		X	X
Rambekk ra	X			X
Langnes ra	X			
Sum	15	8	3	10

I oversikten under er det listet opp alle stoffene som har vært analysert ved laboratoriene, men av disse er det ikke alle som omtales og presenteres spesielt i rapporten. Alle resultatene og rådataene finnes i vedlegg 1.

- Basisundersøkelsen
 - Lineære alkylbensensulfonater, LAS
 - PAH₁₆
 - Bromerte flammehemmere, hvor sum PBDE, HBCD og TBBPA rapporteres. TribDE, TetraBDE, PentaBDE, PBDE-99, PBDE-100, HeksabDE, HeptaBDE, OktaBDE, NonaBDE, DekaBDE (PBDE-209), Heksabromsyklododekan (HBCD) og Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
 - Bisfenol A
 - Nonylfenol og nonylfenoletoksilater
 - Ftalater, hvor DEHP og DBP rapporteres. Dimetylftalat, Dietylftalat, Di-n-propylftalat, Di-n-butylftalat (DBP), Di-isobutylftalat, Di-pentylftalat (DPP), Di-n-oktylftalat (DNOP), Di-(2-ethylheksyl)ftalat (DEHP), Butylbensylftalat (BBP), Di-sykloheksylftalat,
 - Perfluorerte forbindelser 22 stk hvor PFOSA, PFOA og PFOS rapporteres. H4PFUnA, H2PFDA, FTS-6:2, HPFHpA, PF-3,7-DMOA, PFBS, PFBA, PFDS, PFDA, PFDoA, PFHxS, PFHxA, PFHpS, PFHpA, PFNA, PFOSA, PFOA, PFOS, PPFA, PFTeA, PFTriA og PFUnA
- Tilleggsundersøkelse
 - Triklosan
 - Siloksaner, hvor D4, D5 og D6 rapporteres. Oktametylsyklotetrasilosan (D4), Dekametylsyklopentasiloksan (D5) Dodekametylsykloheksasiloksan (D6), Heksametyldisilosan Oktametyltrisilosan, Dekametyltetrasilosanlic
 - Muskforbindelser, hvor polysyklisk musk (Galaxolid og Tonalid) rapporteres Musk amberett, Muskylen, Muskmosken Musktibeten, Muskketon, Cashmeran, Celestolid Fantolid, Traseolid, Galaxolid, Tonalid Versalid, Galaxolid lactone, 2-amino muskxylen 4-amino muskxylen, 2-amino muskketon
 - Parabener her metylparaben
 - Arsen og sølv
 - Alkylfenoler, hvor dodekylfenol og sum alkylfenoler rapporteres. Butyl-, Penty-, Heksyl-, Heptyl-, Oktyl- og Dodekylfenol
 - Rottegift Brodifacoum, Difenacoum, Flocoumafen, Difethialone, Bromadiolone, Warfarin (1. gen.)
 - Bromerte flammehemmere, hvor HBB og PBT rapporteres. Heksabrombensen (HBB), Pentabromtoluen (PBT) og Pentabrometylbenzen (PBEB)
 - Tinnorganiske forbindelser, hvor DBT, TBT, DOT og TFT rapporteres. Monobutyltinnkation, Dibutyltinnkation (DBT), Tributyltinnkation (TBT) Tetrabutyltinnkation, Monooktyltinnkation, Dioktyltinnkation (DOT), Trisykloheksyltinnkation, Monofenyltinnkation, Difenyltinnkation, Trifenytlinnkation (TFT)

2.1. Tensider (LAS)

Tensider er overflateaktive stoffer som har egenskaper til å fjerne smuss, partikler og olje fra overflater og er derfor et viktig tilsetningsstoff i vaske- og skyllemidler. Tensider spres til miljøet ved utsipp av avløpsvann, og de bindes i stor grad til partikler. Det antas at tensider som er tilført avløpssystemet, i hovedsak finnes igjen i sedimenter og slam.

Tensider kan gruppertes i anioniske tensider, ikke ioniske tensider, kationiske tensider og amfotære tensider.

Lineære alkylbenzensulfonater (LAS) er anioniske tensider som er giftig for vannlevende organismer, har lav akutt toksitet overfor pattedyr, mens det virker vekstfremmende på andre typer organismer (Miljø-Kjemi, 1996). LAS har et potensiale til å bli tatt opp i planter og for å lekke til grunnvannet hvis det havner i jord (Kristiansen et al., 1996). LAS er tungt nedbrytbart i anaerobe miljøer. Stoffet kan forventes å bli nedbrutt under aerobe betingelser i jordmiljøet, hvilket reduserer risiko for eksponering av mennesker via vekster og drikkevann.

Forekomsten av LAS har vært synkende, men det er vekst i forbruksatet av flytende vaskemidler med LAS (NOU, 2010). LAS er ikke et prioritert stoff, og er derfor ikke på miljømyndighetenes prioriteteringsliste.

2.2. Nonylfenol/-etoksilater og andre alkylfenoler

Nonyl- og oktylfenol og deres etoksilater er overflateaktive stoffer og har vært brukt i en rekke produkter, blant annet vaske- og rengjøringsmidler, bilpleiemidler og maling. Mindre mengder har også blitt brukt i plantevernmidler, kosmetikk og hygieneprodukter. Stoffene ble forbudt på de fleste bruksområder fra 2002. I denne undersøkelsen er det analysert for nonylfenol og nonylfenoletoxsilatene NP1EO og NP2EO, butyl-, pentyl-, heksyl, heptyl- og oktyl- og dodekylfenol.

I produkter brukes det hovedsakelig nonyl- og oktylfenoletoksilater. Det er anslått et forbruk av disse stoffene på 31 tonn i 2010 mot 620 tonn i 1995 (Sørensen, 2012). Disse stoffene er hovedkilde til dannelse av nonyl- og oktylfenoler i miljøet. Dette skyldes at etoksilatene brytes forholdsvis lett ned til nonyl- og oktylfenoler som er lite nedbrytbare, bioakkumulerende og meget giftige for vannlevende organismer. Stoffene har hormonforstyrrende effekter på fisk. Hos pattedyr kan nonylfenol gi fare for skade på foster og forplantningsevne.

Utslipp av nonyl- og oktyletoksilater antas hovedsakelig å skje via kommunale avløp. Fra 1995 til 2009 ble utslippene redusert med over 81 %. I 2010 var de totale utslippene ca. 4,2 tonn hvor andelen fra kommunale kilder var 93 % (Sørensen, 2012). Fra 2002 ble det forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke stoffene, men det er gjort noen unntak fra forbudet. Bruk i maling og lakkprodukter, smøreoljer og faste bearbeideprodukter omfattes ikke av forbudet.

Nonylfenol er oppført på EUs liste over prioriterte stoffer under Vannrammedirektivet. Målet er at utsipp og annen tilførsel til vann skal opphøre innen 2020. Oktylfenol er også oppført på denne listen.

Forbruksatet av dodekylfenol ble redusert fra ca. 3,5 tonn til 2,3 tonn per år i perioden 2000- 2010. Det antas at reelt forbruk er større som følge av at innhold i importerte produkter ikke er blitt registrert. Dodekylfenol produseres ikke i Norge. Hovedkilden til utsipp er trolig forbruk av produkter som maling og lakk, men usikkerheten i tallene er store (Sørensen, 2012). Det er foreløpig ikke gjennomført tiltak for å redusere utslippene av dodekylfenoler i Norge.

2.3. Ftalater (DEHP og DBP)

Stoffgruppen ftalater består av mange forskjellige stoffer og brukes i store mengder i produkter vi omgås til daglig. Ftalater brukes hovedsakelig som mykner i plast, særlig PVC, men brukes også som plastherdere, bindemidler til maling, lim etc., begroings-hindrende maling og lim.

Myk PVC plast inneholder 30 % mykner, som ikke er kjemisk bundet i polymerer og kan derfor lekke til både luft og vann. I Norge finnes ftalater hovedsakelig i importerte produkter.

Ftalater er påvist mange steder i miljøet, blant annet i ferskvann, saltvann, avløpsvann, i luft og i organismer. Stoffene bindes til organisk materiale. Ftalater brytes forholdsvis lett ned i vann, men brytes mye saktere ned i sediment og jord. Ftalater bioakkumuleres, kan gi reproduksjonsskader, er meget giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

De ftalatene det er mest fokus på, er dietylheksylftalat (DEHP), dibutylftalat (DBP) og butyl-benzyl-ftalat (BBP). Ut fra tilgjengelig informasjon har forbruket av DEHP blitt beregnet å være i størrelsesorden 4750 tonn i 1995 og rundt 2500 tonn i 2010 (Sørensen, 2012 og Miljøstatus, 2013). Videre er det anslått et totalt utsipp på 123 tonn DEHP i 2010 og av dette er 8 tonn fra sigevann og slam. I et grovt anslag har man funnet at totalutsippet av DEHP i perioden 1995-2010 ble redusert med 60 %. Norske myndigheter har vedtatt et mål om å redusere utsipp og bruk av DEHP i den hensikt å stanse utsippene innen 2020.

2.4. PAH

PAH dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale. PAH er et uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser og dannes dessuten ved veislitasje. PAH finnes også i bindemidler og i produsert vann (offshore). Betydelig bidrag til totalutsippet kommer også fra bileksos, vedfyring, oljefyring, skogbrann, bråtebrann og halmbrenning. Stoffgruppen består av mange forskjellige forbindelser som er bygget opp av flere benzenringer. Det varierer hvor giftige de ulike PAH-forbindelsene er. Benzo[a]pyren antas å være en av de mest helsekadelige forbindelsene. Benzo[a]pyren er klassifisert som kreftfremkallende, arvestoffskadelig og reproduksjonsskadelig.

PAH-forbindelser brytes ned i varierende grad og kan bioakkumuleres. Flere PAH-forbindelser er meget giftige for vannlevende organismer. Studier har også vist at flere av forbindelsene kan påvirke reproduksjonen hos fisk. I miljøet finnes PAH-forbindelser hovedsakelig bundet til partikler. PAH kan spres både via atmosfæren og med havstrømmer over store avstander. De minst flyktige forbindelsene transporteres bundet til partikler. Forbindelser i luft avsettes i miljøet gjennom nedbør. I havet kan forbindelsene avsettes på bunnen og i sedimentene.

Utsippene av PAH er redusert med ca. 61 % i perioden 1995–2010. Den største kilden i perioden var aluminiumsindustrien, men etter nedleggelse av to verk har utsippene blitt betydelig redusert. Krav om reduserte PAH-utsipp fra aluminiumsindustrien innen 2007 førte til en kraftig reduksjon i utsippene fra 2005. De største kildene til PAH utsipp i dag er vedfyring i husholdningene og veitrafikk. I 2010 var utsipp av ca. 104 tonn PAH i Norge (Sørensen, 2012), og i tillegg er det beregnet utsipp av 23 tonn PAH fra kreosot-forurensset grunn.

Norske myndigheter har vedtatt et mål om å redusere utslipp og bruk av PAH i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. Seks PAH-forbindelser er oppført på EUs kandidatliste i REACH.

2.5. Bromerte flammehemmere (BFH)

Bromerte flammehemmere (BFH) er betegnelsen på en gruppe organiske stoffer som inneholder brom og som virker hemmende på utvikling av brann. Norske myndigheter har vedtatt et mål om å redusere utslipp og bruk av bromerte flammehemmere kontinuerlig i den hensikt å stanse utslippene innen 2020, og flere bromerte flammehemmere er ført opp på prioritetslisten, Miljøstatus (2013), Klif (2009) og Sørensen (2012).

Miljømyndighetene har til nå prioritert innsatsen mot de fem mest brukte bromerte flammehemmere. Av disse fem er tre polybromerte difenyletere (PBDE) (herunder penta-BDE (pentabromdifenyleter), okta-BDE (oktabromdifenyleter) og deka-BDE (dekabromdifenyleter) og i tillegg HBCD (heksabromsyklododekan) og TBBPA (tetrabrombisfenol A). Andre grupper av flammehemmere som er i fokus fra miljømyndighetenes side, er polybromerte bifenyler (PBB) herunder HeksABB, Pentabromtoluen (PBT) og Pentabrometylbensen (PBEB).

Det var en stor økning av bruk av BFH fra 1995 fram til ca. 2006. Etter dette er bruken redusert blant annet på grunn av internasjonalt forbud mot penta- og okta-BDE. Siden 2008 har det vært forbud mot bruk av deka-BDE i Norge og i EU (i elektriske og elektroniske produkter). HBCD er nå inkludert i Stockholmskonvensjonen. Stockholm-konvensjonen er FNs avtale om forbud mot tungt nedbrytbare organiske miljøgifter (POPs), og forbyr nå de 23 alvorligste kjente miljøgiftene globalt.

I 2007 var det estimert et forbruk/utsipp på totalt 450 tonn for disse fem bromerte flammehemmerne. Beregninger fra 2010 anslår et forbruk på 300 tonn. Netto forbruk er redusert de siste årene fordi Produktregisteret har registrert produkter med BFH som har blitt eksportert. Forbruket av TBBPA i 2007 utgjorde den største andelen ($\frac{2}{3}$) av bromerte flammehemmere.

Enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for vannlevende organismer. Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men ved gjentatt eksponering er det påvist at noen kan føre til leverskade. Det er mistanke om at noen bromerte flammehemmere kan gi hormonforstyrrende effekter og at de kan gi skader på nervesystemet.

Penta-BDE regnes som en av de farligste bromerte flammehemmerne. Penta-BDE er svært persistent og når det gjelder potensial for biomagnifisering sammenlignes det gjerne med PCB. Penta-BDE er klassifisert som helsekadelig ved lengre tids påvirkning, og som miljøskadelig. Okta-BDE er klassifisert som fruktbarhetsreduserende og fosterskadelig. Deka-BDE kan gi skade på nervesystemet, og tas opp i organismer. Stoffet kan brytes ned til mer giftige og bioakkumulerende forbindelser, for eksempel okta-BDE.

Heksabromsyklododekan, HBCD, er persistent og svært bioakkumulerende. HBCD er også svært giftig for vannlevende organismer. Stoffet er klassifisert som miljøskadelig og er foreslått klassifisert som reproduksjonsskadelig (mulig fare for skade på forplantningsevnen). TBBPA, Tetrabrombisfenol A, er klassifisert som miljøskadelig.

Renseanlegg som har mottatt avløpsvann fra vaskerier eller tekstilindustri, har opplevd å få forhøyet konsentrasjon av bromerte flammehemmere i slammet. Miljøovervåkninger

og kartlegginger har bidratt med å finne kildene til forurensningene (Schlabach *et al.*, 2011, Berge *et al.*, 2008 og Fjeld *et al.* 2005).

2.6. Bisfenol A

Bisfenol A ble oppført på myndighetenes prioritetsliste høsten 2006. Målet er at utslippene skal reduseres vesentlig innen 2020. EU har gjennomført risikovurderinger i 2003 og 2008 av Bisfenol A. Stoffet har vist seg å ha hormonforstyrrende effekter på flere organismer. Bisfenol A brytes forholdsvis lett ned i vann og bioakkumulerer ikke i særlig grad i organismer (Miljøstatus, 2013).

Bisfenol A brukes i mange forskjellige produkter som plast, maling, lakk og lim. Størstedelen av den mengden bisfenol A som produseres i Europa, brukes til fremstilling av polykarbonatplast. Denne plasttypen brukes blant annet i plastbeholdere for mat og drikke, elektroniske apparater og utstyr til biler. Stoffet brukes i tillegg i belegget på varmefølsomt papir (for eksempel visse typer kvitteringspapir). Som råmateriale brukes stoffet til fremstilling av tetrabrombisfenol A (TBBPA), som er en bromert flammehemmer. TBBPA kan brytes ned til bisfenol A. Man antar at denne nedbrytingen er en kilde til forekomst av bisfenol A i miljøet.

29 tonn bisfenol A er anslått omsatt i Norge i 2009 (Produktregisteret). Det antas at reelt forbruk er større som følge av at innhold i importerte ferdigprodukter ikke er blitt registrert. Informasjon tyder på at forbruket i Europa vil øke i årene framover. Dette kan føre til at også forbruket i Norge vil øke, som følge av import av ferdigprodukter fra Europa. Bisfenol A produseres ikke i Norge.

I 2011 ble det utført beregninger av utslipp av bisfenol A fra sigevann fra deponier. Beregningene er gjort på grunnlag av måleresultater og viser at det er en relativt stor mengde bisfenol A, ca. 1,3 tonn, som slippes ut til miljøet via sigevann (Sørensen, 2012).

2.7. Perfluorerte alkylstoffer (PFAS)

PFAS er en stor gruppe kjemiske stoffer, og i denne gruppen har per-fluoroktanylulfonat (PFOS) og perfluoroktylsyrer (PFOA) mest fokus fra miljømyndighetenes side.

PFAS er overflateaktive og veldig stabile forbindelser. PFAS, inkludert PFOS-relaterte forbindelser, har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet. Stoffene ble brukt på grunn av sine gode overflateegenskaper. De kan danne tynne hinner som hindrer spredning av brann, avdamping av flyktige forbindelser og de forbedrer produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Det mest utbredte bruksområdet for PFOS har vært spesialbrannskum til å slukke brann i oljer og lignende. PFAS er også vært brukt i impregnering, i tekstiler, i teflonbelegg og skismøring. PFOS og PFOS relaterte forbindelser ble forbudt i 2007 i mange produkter.

PFAS er svært utbredt i norsk natur i lave konsentrasjoner. PFOS og PFOA kan transporteres med luftstrømmer over lange avstander. Forbindelsene er påvist over store deler av verden, inkludert arktiske områder. Vi kan eksponeres for dem via miljøet, gjennom inntak av forurenset drikkevann og mat. PFOS og PFOA er funnet i blodet hos kvinner i Nord-Norge og Sibir. Undersøkelser har vist at det er høyest konsentrasjoner i fiskespisende rovdyr på toppen av næringskjeden.

Tidligere var PFOS-holdig brannskum den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Forurensset grunn på brannøvingsfelt vil kunne lekke PFOS ut til omgivelsene og det er bl.a. påvist PFOS forurensset grunn på norske flyplasser og ved Forsvarets anlegg. Forbruket av PFOS er beregnet til å være tilnærmet 0 kg i 2010, og utslipp er beregnet til å være 18 kg (Sørensen 2012). Til sammenlikning anslo myndighetene et utslipp/forbruk i 2004 på ca. 10 tonn.

PFOA har lignende egenskaper som PFOS. PFOA brytes svært sakte ned i naturen. Studier har imidlertid vist lavere bioakkumuleringspotensial for PFOA enn for PFOS. Stoffet er giftig ved gjentatt eksponering, er kreftfremkallende og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr. Forbruket i Norge av produkter med PFOA er hovedsakelig impregnerte tepper. Forbruk av PFOA er beregnet til å være 23 kg i 2010, og utslippet er beregnet til å være 17 kg i 2010 (Miljøstatus, 2013).

PFOS og PFOA er oppført på myndighetenes prioritetsliste. Målet er å redusere utslippet og bruk av PFOS og PFOA i den hensikt å stanse utslippene innen 2020.

2.8. Muskstoffer (galaxolid, tonalid)

Muskstoffer er syntetiske luktstoffer som tilsettes rengjørings- og vaskemidler, tøymyknere, kosmetikk, parfymer, bilvoks og gulv- og møbelpoleringsprodukter. Muskstoffer deles inn i ulike grupper. I gruppen polysykliske muskforbindelser finnes galaxolid (1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl- cyclopenta[g]-2-benzopyrane (HHCB)) og tonalid (7-Acetyl-1,1,3,4,4,6-hexamethyltetrahydro-naphtlene (AHTN)). Syntetiske muskforbindelser finnes igjen i ulike deler av miljøet (Mogensen *et al.*, 2004).

Galaxolid og tonalid er de viktigste polysykliske muskforbindelsene og har sannsynligvis 95 % av markedet for polysykliske muskforbindelser (Miljøstatus, 2013). Det er ikke identifisert risiko for mennesker eller miljøet fra galaxolid og tonalid via slam (Jensen *et al.*, 2012), men siden forbruket av galoxolid og tonalid er utbredt, er disse stoffene valgt ut i denne undersøkelsen.

2.9. Triklosan

Triklosan brukes som antibakterielt middel i kosmetikk, tekstiler og plastprodukter. Den største utslippskilden antas å være kosmetiske produkter, for eksempel tannpleiemidler og håndsåpe. Utslipp av triklosan i Norge i 2010 ble anslått til 1,5 tonn, men tallene er usikre (Sørensen, 2012). Det antas at triklosan i hovedsak tilføres miljøet via kommunalt avløpsvann. Triklosan er påvist i blant annet sedimenter og i kommunale deponier. Stoffet er også funnet i lave koncentrasjoner i blåskjell og torskelever.

Triklosan er tungt nedbrytbart og bioakkumuleres. Kombinasjonen av at stoffet er tungt nedbrytbart og har bakteriedrepende effekt kan føre til utvikling av resistente bakterier (Jensen *et al.*, 2012).

2.10. Siloksaner

Siloksaner eller silikonstoffer tilhører en gruppe av kjemikalier som har en bred anvendelse i industrien, spesielt kosmetikk og hudpleieprodukter. I tillegg brukes siloksaner som tilsetningsstoff i maling, bilvoks/polish, og skumdempingsmidler. Siloksaner kan deles i lineære og sykliske forbindelser med molekylvekt fra noen få hundre til flere tusen enheter. Denne studie omfatter resultater fra sykliske siloksaner

med lav molekylvekt, som oktametylksyklotetrasilosan (D4), dekametyl-syklopentasiloksan (D5) og dodekametylksyklolheksasiloksan (D6). Alle marine biologiske prøver fra Indre Oslofjord viser målbare konsentrasjoner av D4, D5 og D6 (Schlabach *et al.*, 2007). Bidraget fra D5 var mest dominerende. D5 er også funnet i polarmåker ved Bjørnøya. Dette tyder på at forbindelsen kan langtransporteres. D5 er svært lite løselig i vann, men forventes å fordampe til luft eller binde seg til partikler. D4 og D5 er lite nedbrytbare og har egenskaper som kan føre til bioakkumulering. D4 er klassifisert som reproduksjonsskadelig. D5 er mistenkt for å kunne være kreftfremkallende. D6 er foreløpig mindre undersøkt enn D4 og D5.

I nordiske land er bruk av lineære siloksaner begrenset, mens bruk av D4 og D5 er mye mer omfattende (Huse og Aas-Aune, 2009). I en nordisk studie (Kaj *et al.*, 2005) som oppsummerer bruk og miljøeffekter av siloksaner i Norden, ble det rapportert bruk av 15 tonn av D4 og 35 tonn av D5 per år i Norge i perioden fra 2000 til 2003. I 2009 ble rundt 2,8 tonn D4 og D5 registrert i Produktregisteret, men importører har ikke plikt å registrere kosmetikkprodukter i dette registeret. Miljømyndighetene antar at det reelle forbruket av D5 er mye høyere (Sørensen, 2012). I Norge er bruk av D6 konfidensielt, mens i Sverige rapporteres det 1 tonn brukt per år i perioden 2001-2003 (Huse og Aas-Aune, 2009 og Kaj *et al.*, 2005). D4 er nå satt opp på prioriteringslisten

2.11. Parabener

Parabener er alkylesterer av para-hydroksy-benzosyre som blant annet brukes som konserveringsmiddel i opptil 80 prosent av alle kosmetikk- og kroppspleieprodukter både til voksne og barn. Parabener har antimikrobielle egenskaper, er lite allergifremkallende og har relativt lav toksisitet sammenlignet med andre konserveringsmidler. Det mest vannløselige parabenet, metylparaben, blir mest brukt, dernest parabener med etyl-, propyl- eller butylgrupper. Butylparaben har de beste antimikrobielle egenskapene, men blir minst brukt på grunn av lav vannløselighet. Enkelte parabener er østrogenlignenede og kan ha hormonforstyrrende effekt. Butylparaben, som har den lengste sidekjeden, er det parabenet som har sterkest østrogenlignende effekt.

Kosmetikkindustrien anslår daglig forbruk av parabener til 17,6 g per voksen og 0,3 mg per spedbarn. I denne undersøkelsen har vi analysert for metylparaben i slam.

2.12. Arsen

Arsenforbindelser kan være giftige, selv i små konsentrasjoner. De kan også forårsake kreft. Bruk av arsen i trykkimpregnert trevirke er forbudt. Dette gjør at forbruket av arsen har blitt betydelig redusert. Arsen vil imidlertid fortsette å lekke ut fra CCA (kobber, krom og arsen) - trevirke som er i bruk i flere år framover

Målinger i de største elvene fra begynnelsen av 1990-årene og fram til dag viser lave nivåer av arsen. Det er funnet forhøyede konsentrasjoner av arsen i sedimenter i Kristiansandsfjorden og Ballangfjorden uten at biologiske effekter er funnet. Forhøyede nivåer av arsen er også funnet i grunnen ved impregnéringsverk. Undersøkelser i en rekke barnehager har vist at bruk av impregnert trevirke i lekeapparater har ført til forhøyede nivåer av arsen i sand og jord.

Uorganiske arsenforbindelser er blant annet klassifisert som giftige ved innånding og sveising, de kan forårsake kreft, er meget giftige for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede lagtidsvirkninger i vannmiljøet. Organiske arsenforbindelser er langt mindre giftige.

CCA-impregnert trevirke som fortsatt er i bruk, var den største kilden til utslipp av arsen i 2009, og sto for rundt 74 prosent av utslippene.

Blyakkumulatorer og messing er de største bruksområdene for arsen, men antas ikke å medføre arsenutslipp av betydning. Brukte blyakkumulatorer samles inn og behandles som farlig avfall, og medfører derfor ikke vesentlige utslipp til miljøet.

Tidligere var det store utslipp av arsen i Norge. For rundt 30 år siden var utslippene rundt 350 tonn per år. Utslippene har blitt sterkt redusert siden da. Fra 1995 til 2009 ble utslippene redusert med ca. 20 prosent. Årsaken til at reduksjonen ikke har vært større er at arsen lekker ut fra CCA-impregnert trevirke som fortsatt er i bruk. Denne utlekkingen vil fortsette i lang tid framover. En betydelig reduksjon i utslippsmengdene forventes ikke før om 15 - 20 år. Utslipp fra andre kilder er relativt små.

Utsippet av arsen i 2010 er anslått til ca. 31 tonn. I tillegg lekker det ut i størrelsesorden 6 tonn arsen fra forurensning i grunnen på ulike lokaliteter i Norge. Norske myndigheter har vedtatt et mål om kontinuerlig reduksjon av utslipp og bruk av arsen i den hensikt å stanse utslippene innen 2020 (Sørensen, 2012 og Miljøstatus, 2013).

2.13. Sølv

Sølv har antibakterielle egenskaper, og brukes i dag i stadig større grad i ulike produkter for å unngå bakterier og lukt, som for eksempel i kjøleskap, vaskemaskiner, votter og kluter. Sølv blir i dag også brukt av helsevesenet ved behandling av skader og sykdommer – blant annet ved brannskader for at det ikke skal bli infeksjoner i sårene. Heldigvis er ikke sølv særlig giftig for mennesker, og bl.a. i USA selger man nanosølv som man anbefaler å drikke som et middel mot diaré og andre fordøyelsesproblemer. Virkningen av sølvioner på bakterier er godt kjent, det kan binde seg til bakteriene cellevegger og DNA og hemme elektrontransport involvert i stoffskifte. Sølv på partikkelform er mindre undersøkt. En del av nanosølv frigis til vaskevannet som ioner og en del som nanopartikler. Begge deler havner i avløpsvannet og ender i avløpsslam.

Nanosølv er kanskje det nanomaterialet man er mest skeptisk til i miljøsammenheng, både fordi bruken øker så sterkt, fordi det potensielt er svært giftig i miljøet, og fordi det ikke er mulig å resirkulere slikt sølv. Det er også betenklig sider ved å bruke nanosølv som bakteriedrepende middel i stor utstrekning fordi det lett kan føre til framvekst av resistente bakterier. Antibiotikaresistens er allerede et økende problem, og det er svært betenklig å underminere kampen mot infeksjoner ved å gjøre enda ett middel mot uønskede bakterier uvirksomt, (Defra, 2009).

Bruken av sølv som bakteriedrepende stoff har fått økt oppmerksomhet også i andre land, og det vurderes nå grundig under EUs biociddirektiv. Kun helse- og miljømessig akseptabel anvendelse av sølv vil bli godkjent i framtiden. Det er ingen miljøstatistikk som angir utslipp eller forbruk av sølv. Utslipp fra foto, røntgen og grafisk industri skal ha maks 0,1 mg sølv per liter skylevann før utslipp dersom forbruket av film- og papirmateriale er på over 2500 m² per år (forurensningsforskriften § 15A-5).

2.14. Rottegift

Stoffer som brukes til rottegift, er Brodifacoum, Difenacoum, Flocoumafen, Difethialone, Bromadiolone og Warfarin (1. gen.)

Muse- og rottegift inneholder ingen miljøfarlige stoffer som sådan selv om de er giftige. De fleste muse- og rottegifter inneholder antikoagulanter, det vil si blodfortynnende stoffer som dreper musene/rottene. Men stoffene kan også føre til indre blødninger, skader på indre organer og i verste fall død for andre dyr og mennesker. Stoffene er også skadelige for fugler og dyr som spiser forgiftede mus. Det er funnet rottegift i norske rovfugler (Langford *et al.*, 2012).

2.15. Tinnorganiske forbindelser (TBT, TFT, DBT, DOT)

Generelt er organiske tinnforbindelser svært giftige for mange marine organismer og varmblodige pattedyr. De er lite nedbrytbare og kan akkumuleres i dyr, særlig i muslinger og snegl. TBT og TFT (trifenyltinn) er forbudt i produkter og det er innført restriksjoner på DBT (dibetyltnn) og DOT (dioktyltinn) i forbrukerprodukter. Både tri- og diorganiske tinnforbindelser kan skade immunforsvaret til mennesker.

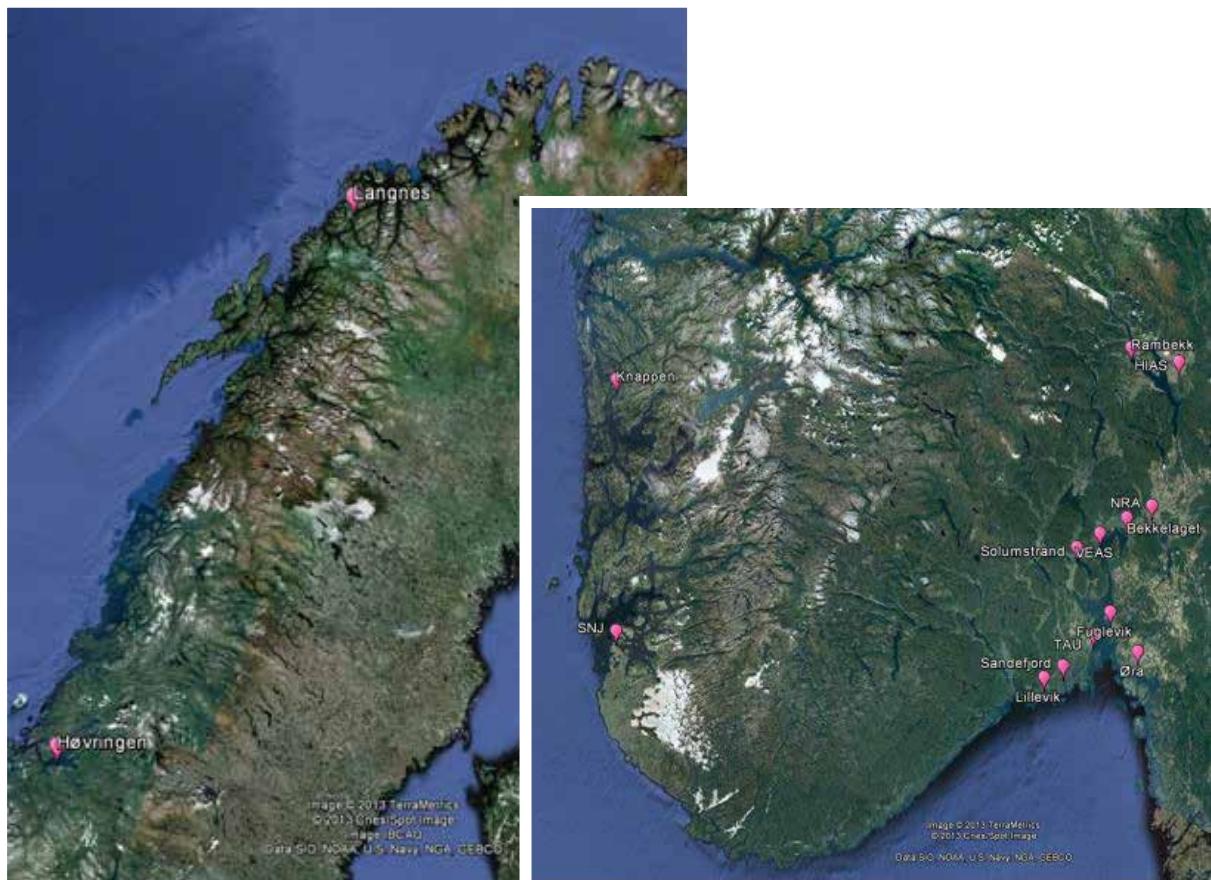
TBT og TFT er svært tungt nedbrytbare og akkumuleres svært lett i organismer. Stoffene er meget giftige for vannlevende organismer og enkelte er klassifisert som miljøskadelige og som meget giftige, med langtidsvirkning på liv i vann. TBT og TFT er hormon-forstyrrende, og er også giftige for varmblodige dyr. TBT kan brytes ned i naturen til di-(DBT) og monobutylforbindelser (MBT). DBT og DOT er tungt nedbrytbare og akkumuleres i organismer. Disse to forbindelsene antas også å være giftige for vannlevende organismer.

Fra 1990 ble det forbudt å bruke organiske tinnforbindelser i bunnstoff for små båter og i notimpregnéringsmidler. Fra 2003 ble forbudet utvidet til også å omfatte påføring av TBT/TFT-holdig bunnstoff på skip over 25 meter. Fra 2008 ble slike bunnstoffer helt forbudt. I følge Produktregisteret ble det brukt ca. 105 kg DBT-forbindelser og ca. 5 kg DOT forbindelser i Norge i 2007. TBT og TFT er oppført på myndighetenes prioritetsliste. Målet er at vi kontinuerlig skal redusere utslipp og bruk av TBT og TFT i den hensikt å stanse utslippen innen 2020. Det er ikke registrert utslipp av TBT eller TFT etter 2003, men små mengder TBT er registrert i sigevannet fra kommunale avfallsdeponier (Sørensen, 2012 og Miljøstatus, 2013).

3. Opplegg for undersøkelsen

3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen

Det er 15 renseanlegg som har vært med i denne undersøkelsen, og disse er markert i kartene i Figur 2. Opplysninger om renseanleggene, renseprosess, slambehandlingsmetode mm., er oppsummert i Tabell 5.



Figur 2. Oversikt over renseanleggene som er med i undersøkelsen (Google map). Bekkelaget ra, Fuglevik ra, HIAS, Høvringen ra, Lillevik ra, Knappen ra, Langnes ra, NRA, Rambekk ra, Sandefjord ra, SNJ, Solumstrand ra, TAU, VEAS, Øra ra.

Tabell 5 Opplysninger om renseanlegg som er med i undersøkelsen i 2012/13.

Renseanlegg og kommune-plassering	Kapasitet (pe)	Tilknyttet (pe)	Avløpsrensing	Fellingskjemikali e	Slambehandlings metode	Industritilknytning
Bekkelaget ra Oslo	270 000	290 000	Simultanfelling med biologisk nitrogenrensing + filtrering	Jernsulfat til simultanfelling. I perioder PAX og polymer til primærfelling	Termofil anaerob stabilisering	Diverse små industri Noe tilførsel av fett, sigevann fra deponi
Fuglevik ra Moss	80 000	80 000	Primærfelling	Jernkloridsulfat og PAX 18	Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering	Flyplass, noe næringsmiddelindustri
HIAS Hamar	150 000	117 000	Biologisk rensing med kjemisk etterfelling	PAX 18	Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering	Mye næringsmiddelindustri
Hørringen ra Trondheim	170 000	147271	Primærrensing Flokkulering og sedimentering	Ingen	Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering	Sykehus, forbrenningsanlegg, sigevann fra deponier og galvaniske verksteder
Knappen ra Bergen	63 000	49 791	Kjemisk rensing med fosfor-reduksjon	Aluminium og jern	Råslam Leveres til ekstern mottaker for kompostering	Noe industri, bl.a. et meieri
Lillevik ra Larvik	65 000	40 000	Primærfelling	Aluminium og jern	Pasteurisering og termofil anaerob stabilisering	Noe næringsmiddelindustri, sigevann fra deponi
Nedre Romerike Avløpsselskap (NRA)* Lillestrøm	150 000	125 000	Biologisk nitrogenrensing og kjemisk felling	PAX 18	Kalktilsetting – Orsa metoden	Lite industri
Rambekk ra Gjøvik	45 000	30 000	Primærfelling	EcoFlock 90 (Aluminiumsklorid)	Mesofil anaerob stabilisering og termisk tørring	Rambekk behandler slam fra eget renseanlegg samt Søndre og Nordre Land, Østre og Vestre Toten, Lillehammer, Øyer og Gausdal og fett fra ulike kjøkken. Varierende industri: oljeutskiller, næringsmiddel, vaskeri, tekstil, overflatebehandling, avfallsgjenbranning og sigevann fra deponi

Renseanlegg og kommune-plassering	Kapasitet (pe)	Tilknyttet (pe)	Avløpsrensing	Fellings-kjemikalie	Slambehandlings-metode	Industritilknytning
Sandefjord ra Sandefjord	41 100	79137	Primærfelling	Ekoflock 90	Pasteurisering og anaerob stabilisering	Næringsmiddelindustri
Sentralrenseanlegget Nord Jæren - SNJ Randaberg	250 000	200 000	Primærfelling	JKL	Mesofil anaerob stabilisering og termisk tørring Samutråtner med fett og matavfall	Olje- relatert og næringsmiddel industri
Solumstrand ra Drammen	130 000	79 200	Biologisk rensing og kjemisk felling	Jernklorid	Råslam Leverer slam til eksternt biogass-anlegg	Næringsmiddelindustri + sigevann fra deponi og biogassanlegg
TAU ** Tønsberg	82 500	130 000	Primærfelling	Jernklorid og aluminium-sulfat	Kalktisisett - Orsa metoden	4 store næringsmiddelbedrifter. Ubetydelig med metall-bearbeidende industri. 2 deponier
Langnes ra Tromsø	19 100	15 500	Primærrensing Mekanisk rensing - silslam	Ingen	Råslam Leverer slam til langtidslagring/ enkel ranke-kompostering	Flyplass
VEAS Asker	700 000	700 000	Forfelling og biologisk nitrogenrensing	PAX XL61 og PIX318	Mesofil anaerob stabilisering og vakuum tørring (kalkkondisjonering)	Variert industri
Øra ra Fredrikstad	120 000	75 000	Primærfelling	JKL	Pasteurisering og termofil anaerob stabilisering	Mye næringsmiddel-industri, annen tung prosessindustri og sigevann fra deponi

* Tidligere het anlegget RA-2.

** TAU heter nå Tønsberg reseanlegg IKS (TRIKS)

3.2. Prøvetakingsopplegg

Prøvetakingen av slam har pågått over fem måneder fra og med oktober 2012 til og med februar 2013. Det er tatt 5 prøver fra 15 renseanlegg og hele undersøkelsen består av totalt 75 prøver som har vært analysert på basisstoffene, 40 prøver for LAS, 15 prøver for PFAS og 50 prøver for tilleggsstoffer. Rilsanposer er benyttet som prøveemballasje med unntak for slam som skulle analyseres for siloksan og rottegift, hvor det ble benyttet glasskrukker. Prøvene ble tatt som månedsblandprøver med unntak av prøvene for analyse av siloksan som ble tatt som stikkprøver. Prøvene ble oppbevart i fryseboks og sendt med post over natt til laboratorium for analyse ved slutten av hver måned.

En blindprøve/miljøprøve for siloksan ble tatt i løpet av prøvetakingen én gang. Den ble tatt for å analysere potensialet for kontaminering av slamprøven via luft. Det ble ikke detektert siloksan i disse prøvene, og det er derfor ikke tatt hensyn til blindprøvene ved kvantifisering av siloksan i slam.

Det ble utarbeidet en prøvetakingsprosedyre til denne undersøkelsen, se vedlegg 3.

3.3. Analysemетодer og kvantifiseringsgrenser

Prøver har vært analysert ved fire ulike laboratorier. Metallene har vært analysert hos ALS Laboratory Group i Sverige (lokalisert i Luleå) og de organiske miljøgifter har vært sendt til GBA som er en underleverandør til ALS-Global i Tyskland (lokalisert i Hamlen og Gelsenkirchen). Rottegift ble analysert i Norge hos NIVA. Noen av stoffene er ikke analysert etter en akkreditert metode, og det gjelder triklosan, paraben, sølv og rottegift. Analyseusikkerheten og deteksjonsgrensene er i samme størrelsesorden som undersøkelsen i 2006/07, men for noen stoffer litt høyere, se vedlegg 2.

For de fleste stoffene har vi fått oppgitt metode, kvantifiseringsgrense og måleusikkerhet. Måleusikkerhet er beregnet med en dekningsfaktor på 2, og dette gir et konfidensintervall på ca. 95 %.

3.4. Vurdering av usikkerhet

Det er ulike typer usikkerhet forbundet med undersøkelse av organiske miljøgifter og i sum kan den bli temmelig stor. Det er i selve prøvetakingen den største usikkerheten ligger. Selv om man gjør dette så omhyggelig som mulig vil ulike forhold som lagring, valg av emballasje, prøvehåndtering på laboratoriet medføre endringer i prøven. Det er lite som skal til for å få store endringer i analyseresultatet, og det gjelder spesielt svært flyktige forbindelsene som f.eks. siloksan. Her har vi tatt spesielt høyde for å gjennomføre prøvetakingen på en slik måte at hverken prøven blir kontaminert eller at stoffet forsvinner fra prøven underveis til laboratoriet.

Når stoffer i en stoffgruppe er summert, f.eks. PAH₁₆ og LAS, men hvor noen enkeltstoffer er under deteksjonsgrensen, har disse bidragene vært vurdert til å være 0. Dette er vanlig å gjøre og er det samme som laboratoriet gjør når summen av en stoffgruppe rapporteres. Dette er også gjort i undersøkelsen fra 2006/07.

For de bromerte flammehemmerne (PBDE) er kvantifiseringsgrensen i denne undersøkelsen for noen stoffer opp til 25 ganger høyere enn for undersøkelsen i 2006/07. I 2006/07 ble det benyttet $\frac{1}{2}$ kvantifiseringsgrensen når sum PBDE ble utregnet. Dersom man benytter $\frac{1}{2}$ kvantifiseringsgrensen for stoffene som under grensen, kan bidraget fra dette stoffet til totalsummen bli urimelig høy. Bidragene er her derfor vurdert til å

være 0. Dette vil medføre at PBDE underrapporteres i denne undersøkelsen, men er vurdert til å være mer riktig enn å overrapportere summen av PBDE siden det vil gi større feil.

Når gjennomsnittskonsentrasjon for de ulike stoffgruppene for alle prøvene er regnet ut, er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med i beregningene. Gjennomsnittskonsentrasjonen vil gi et konservativt nivå for innholdet i norsk slam dersom det er få prøver over deteksjonsgrense. Medianverdien tar hensyn til alle verdiene og vil derfor være et mindre konservativt anslag. Dersom analyseresultatene skal benyttes i andre sammenhenger hvor disse forholdene er viktige, bør man gå tilbake til rådataene og gjøre summeringene på nytt.

Man kan ikke sammenlikne analyseresultatene i slam mellom renseanlegg uten videre og dermed konkludere at de mottar mer/mindre miljøgifter i avløpsvannet. Hvor stor andel av miljøgifter i avløpsvann som følger vannfasen, brytes ned i renseanlegget eller havner i slam vil være avhengig av mange faktorer. Renseanlegg som mottar avløpsvann fra samme distrikt, som f.eks. VEAS og Bekkelaget ra i Oslo, har for eksempel ulike oppholdstider i ulike prosesstrinn og ha ulik rekkefølge på prosesstrinnene inne på anlegget. Alle forhold rundt en renseprosess vil kunne påvirke konsentrasjoner av miljøgifter i slam.

4. Resultater og diskusjon

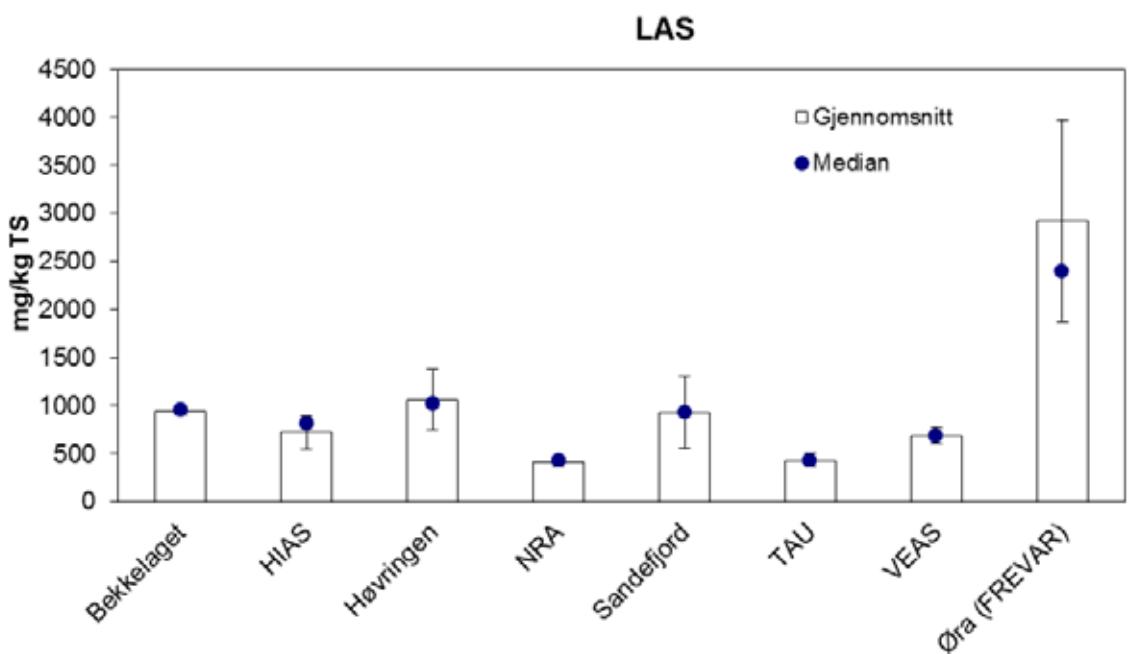
Miljødirektoratet har gjort en omfattende sammenstilling av miljøskadelige stoffer i norsk slam (Andersen *et al.*, 2012). Sammenstillingen tar for seg kartlegginger som har vært gjennomført fra 2004 til 2011 i Norge, inkludert resultater fra tidligere basisundersøkelser av slam initiert av Norsk Vann (Blytt, 2007), data fra VKMs rapport (Eriksen *et al.*, 2009) samt screeningundersøkelse fra 2011 (Thomas *et al.*, 2011). Resultatene fra denne undersøkelsen er sammenliknet med Miljødirektoratets sammenstilling der det er relevant. Til sammen vil dette gi et riktig bilde av dagens status for innhold av miljøgifter i norsk slam. Det er bedre å sammenlikne medianverdien for analyseresultatene spesielt hvis gjennomsnittsverdien og medianverdien har store avvik. Begge vil likevel bli oppgitt så langt det er mulig. Medianverdien vil i liten grad påvirkes av svært høye eller svært lave konsentrasjoner, noe en middelverdi vil kunne bli. Når medianverdien og middelverdien er tilnærmet like, er det stor sannsynlighet for at prøvetakingen er representativ, og at analyseresultatene er normalfordelte. Det er viktig å huske på at prosentvis økning eller reduksjon for små tall kan gi store utslag, uten at den reelle endringen er spesielt stor. Variasjonskoeffisient (CV) brukes i rapporten for å angi spredningen i analyseresultatene. CV er standardavviket som prosent (%) av middelverdien.

4.1. LAS

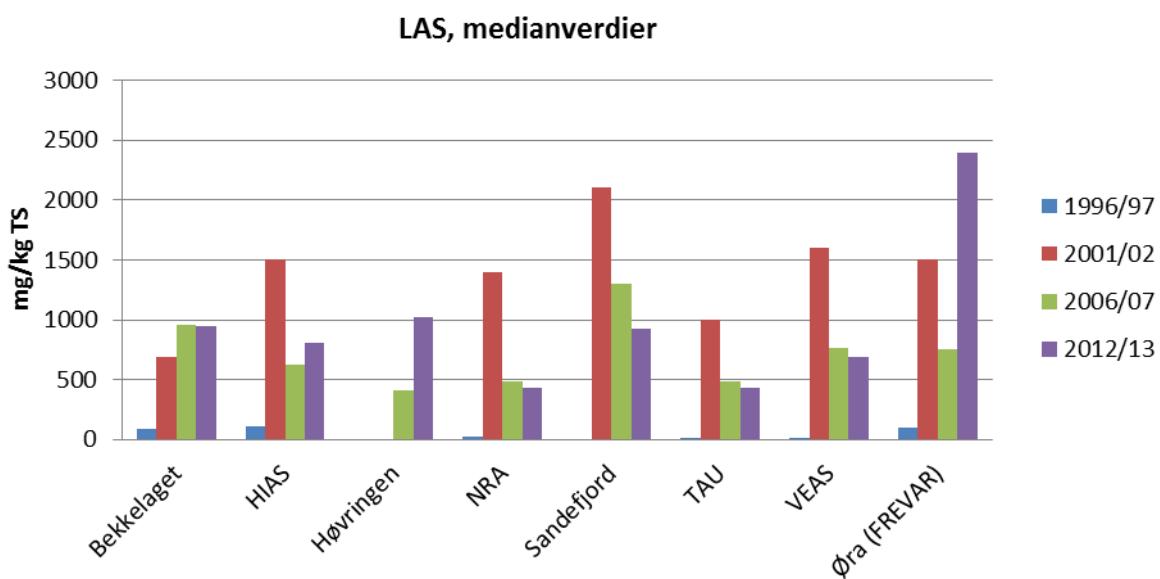
LAS er et stoff som ikke er prioritert av norske myndigheter, og er bare analysert på renseanleggene der det allerede finnes analysedata fra tidligere undersøkelser. Innholdet av LAS i slam har holdt seg på et relativt stabilt nivå fra og med 2006/07 til i dag. Det er funnet LAS i samtlige slamprøver fra 8 renseanlegg i konsentrasjonsområdet fra 345 til 4430 mg/kg TS, med middelverdi på 1027 mg/kg/TS og median på 810 mg/kg TS. Resultatene viser relativt liten variasjon i konsentrasjon mellom månedsblandprøver for hvert renseanlegg, men det er noe forskjell mellom renseanleggene, se Figur 3. Variasjonskoeffisienten (CV= standardavvik i prosent av middelverdi) for alle anlegg var under 50 %.

Det lave nivået av LAS i 1996/97 skyldes analysemetoden og er derfor ikke sammenliknbar med de påfølgende basisundersøkelsene, se Figur 4. Sammenligningsdata fra 2001/02 og 2006/07 indikerer at mengden av LAS i slam avtar for de fleste renseanleggene bortsett fra Høvringen ra og Øra ra, hvor mengden har økt vesentlig. Resultatene for tre månedsprøver fra Øra ra ligger over variasjonsområdet for 2006/2007. LAS-konsentrasjonen for alle prøver fra Øra ra er høyere enn den danske avskjæringsverdien på 1300 mg/kg TS. Se Tabell 6 for detaljer.

Middelverdien for LAS i slam i denne undersøkelsen har økt med 24 % siden forrige undersøkelse i 2006/07, mens medianverdien har økt med 10 %. Middelverdien i slam i 2006/07 var 830 mg/ kg TS. Dersom man utelater Øra ra og Høvringen ra fra beregningene, er LAS på samme nivå som i 2006/07 eller lavere for alle de andre anleggene.



Figur 3. Analyseresultater for LAS med middelverdi, median og standardavvik.
Analyser utført i 2012/13.



Figur 4. Sammenligningsdata (LAS) 1996-2013.

Tabell 6 Konsentrasjoner av LAS (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 23 årene.

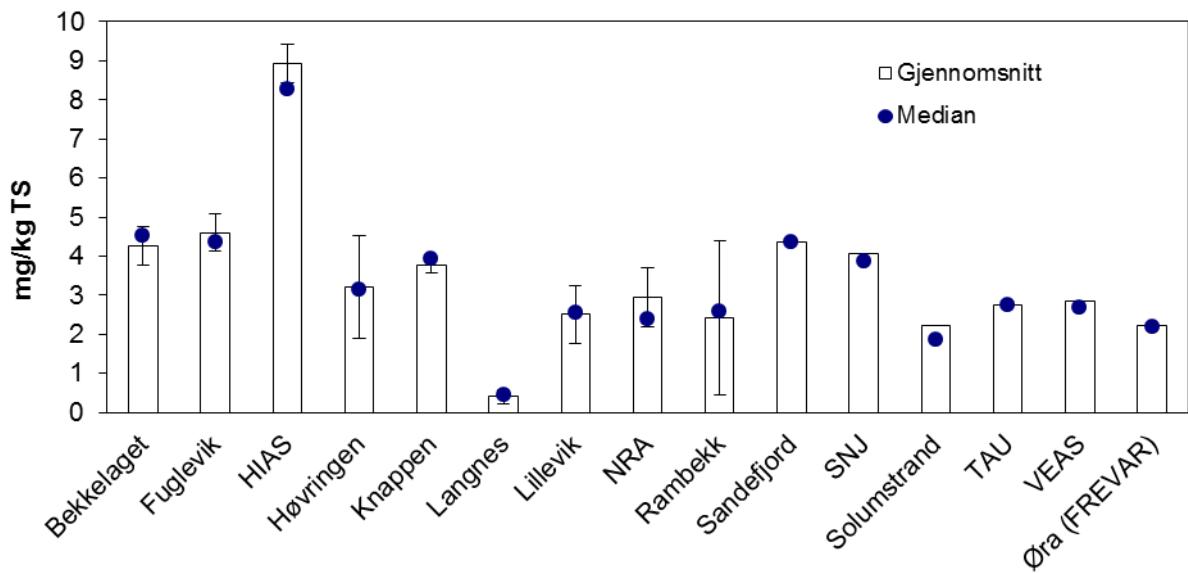
Land	År	Type slambehandling	Antall anlegg	Variasjons- område	Median	Referanser
Tyskland	-	Anaerob stab.	8	1 600 – 11 800	-	Jones & Northcott, 2000
Tyskland	-	Aerob stab.	10	182 – 432	-	
Italia	-	Anaerob stab.	1	11 500 – 14 000	-	
Spania	-	Anaerob stab.	3	12 100 – 17 800	-	
Spania	-	Ikke behandlet	2	400 – 700	-	
Sveits	-	Anaerob stab.	10	2 900 – 11 900	-	
Storbritannia	-	Anaerob stab..	5	9 300 - 18 800	-	
Danmark	93-94	Varierende	6	200 – 4640	455	Kristiansen et al., 1996
Danmark	95	Varierende	20	11 – 16 100	530	
Norge	00-01	Varierende	9	480 – 2 000	1300	Brevik, 2001
Norge	01-02	Anaerob stab. kalkbehandling	8	570 – 3 200	1400	Nedland, 2002
Norge	2006	Anaerob stab./ kalkbehandling/ termisk tørking	4	26 – 85*		Nedland og Paulsrød, 2006
Norge	06-07	Anaerob stab./ kalkbehandling	9	400 - 2 200	735	Blytt, 2007
Sverige	2007	Varierende	23	9-2700	690	Kaj et al. 2008
Sverige	02-08	Varierende	?	9-2700	450	Sternbeck et al., 2011
Norge	12-13	Anaerob stab./ kalkbehandling	8	345 – 4 430	810	Denne undersøkelsen

* Dette er svært lave konsentrasjoner og kan forklares med bruk av en annen metode enn det som er benyttet i basisundersøkelsene.

4.2. Nonylfenol/-etoksilater, oktylfenol, dodekylfenol mm

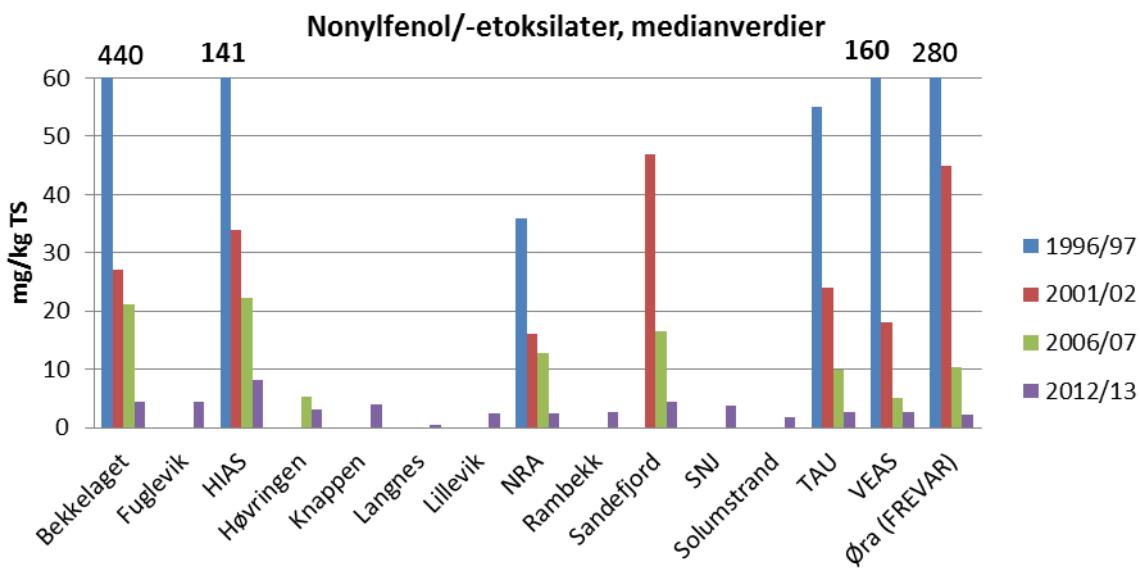
Det er analysert for nonylfenol (4n-) og etoksilatene samt ulike alkylfenoler, herunder oktylfenol og dodekylfenol. Det ble ikke detektert nonylfenol i noen slamprøver, kun nonylfenoletoksilater. 4-n nonylfenol analyseres også i avløpsvann for de store renseanleggene og det er sjeldent dette stoffet er over kvantifiseringsgrensen. Etoksilaterne ble funnet i samtlige 75 prøver fra 15 renseanlegg. Summen av etoksilater i enkeltprøvene varierte fra 0,2 til 10,5 mg/kg TS, med middelverdi på 3,5 mg/kg TS og medianverdi på 3,2 mg/kg TS. HIAS er det anlegget som har høyest nivå av etoksilater, (se Figur 5 for detaljer). Det var noe variasjon av innholdet av etoksilater mellom månedsprøver for hvert anlegg og mellom renseanleggene, men variasjonskoeffisienten for alle anlegg var under 50 %.

Nonylfenol- /etoksilater



Figur 5 Analyseresultater for NPE med middelverdi, median og standardavvik.
Analyser utført i 2012/13.

Sammenligningsdata for nonylfenol/-etoksilater i perioden 1996 til 2013 (Figur 6 og Tabell 7) viser en vesentlig reduksjon av disse stoffer, og konsentrationsnivået ligger på godt under kravene til dansk og svensk slam. Medianverdien for nonylfenol/-etoksilater for alle anlegg har gått ned 75 % fra 2006/07. Middelverdien er redusert med 76 %. Reduksjon av disse stoffer er i henhold til forventningene etter forbudet som kom i 2002.



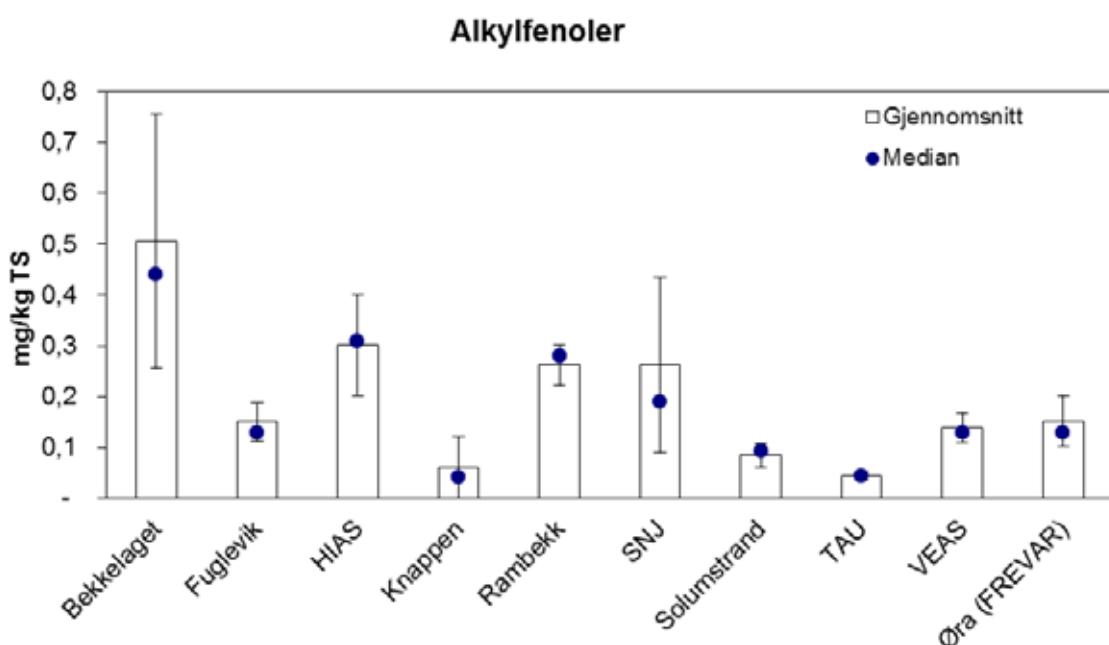
Figur 6. NPE sammenligningsdata, 1996 -2013.

Tabell 7. Konsentrasjon av nonylfenol/-etoksilater (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 23 årene.

Land	År	Antall prøver	Variasjonsområde	Median	Referanser
Sverige	89-91	27	44 – 7214	825	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	23 – 171	82	Naturvårdsverket, 1995
Danmark	93-94	9	55 – 537	-	Kristiansen <i>et al.</i> , 1996
Danmark	95	20	0,3 – 67	8	
Norge	89	19	25 – 2298	189	Vigerust, 1989
Norge	96-97	36	22 – 650	136	Paulsrød <i>et al.</i> , 1997
Norge	00-01	9	8,6 – 99	55	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	6,3 – 59	25	Nedland, 2002
Norge	06-07	44	2 – 41	13	Blytt, 2007
Norge*)	04-12	54	0,004-41	11,4	Andersen <i>et al.</i> , 2012
Sverige	08-11	?	0-437	6,5	Sternbeck, <i>et al.</i> , 2011
Norge	12-13	75	0,2-10,5	3,2	Denne undersøkelsen

*) Kun nonylfenol

Analyser av alkylfenoler som er en del av tilleggsundersøkelsen, se Figur 7, viser at bidragene i hovedsak kommer fra 4-t-oktylfenol og dels 3- og 4-tert-butylfenol. 4-t oktylfenoler ble detektert i alle analyserte slamprøver (10 renseanlegg). Summen for enkeltprøver av alkylfenoler varierte fra 0,93 til 0,04 mg/kg TS, med medianverdi på 0,16 mg/kg TS og med middelverdi på 0,20 mg/kg TS. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i beregningene for middelverdi. I Klif rapport (Andersen *et al.*, 2012) var det oppgitt et middelinnhold (n=7) av oktylfenol på 36 µg/g TS is slam. I denne undersøkelsen er innholdet av oktylfenol høyere.



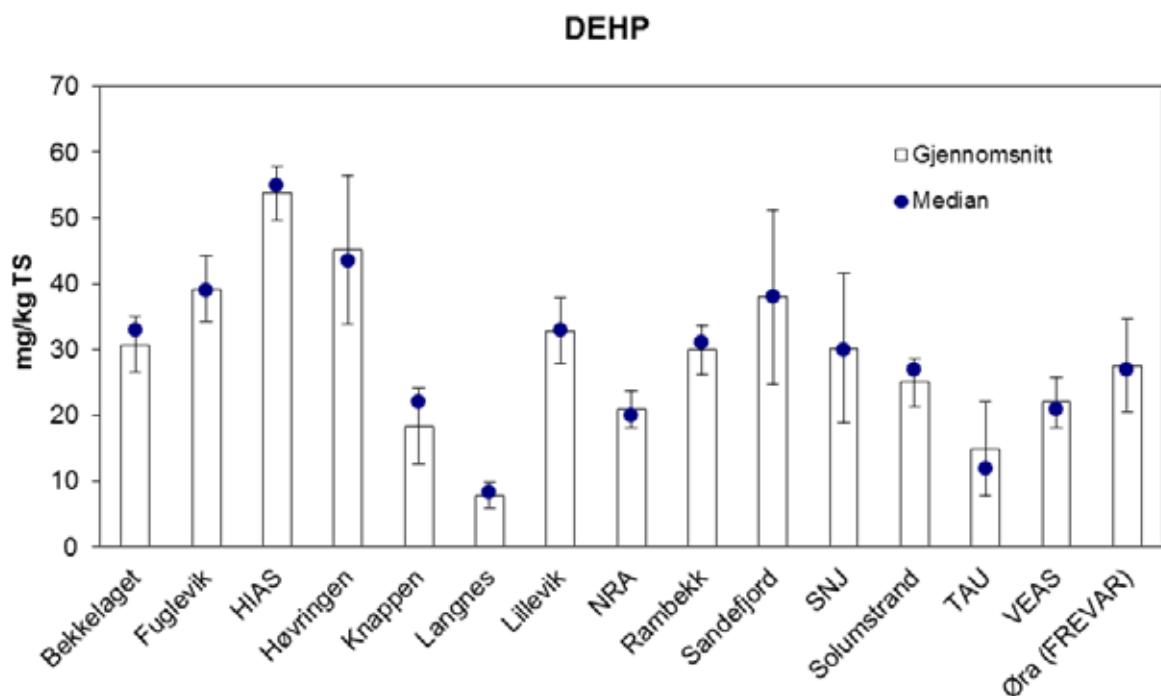
Figur 7. Analyseresultater for sum alkylfenoler med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13, bidrag i hovedsak fra 4-t-oktylfenol.

Mengden av dodekylfenol i samtlige 50 analyserte prøver fra 10 renseanlegg var på samme nivå som kvantifiseringsgrensen for metoden. Deteksjonsgrensen varierte på grunn av interferens fra <2 mg/kg TS til <0,2 mg/kg TS. Høyeste verdi som ble kvantifisert, var 0,40 mg/kg TS og laveste var 0,06 mg/kg TS, men det var kun 5 av 50 prøver som kunne kvantifiseres for dodekylfenol. I Klifs rapport (Andersen *et al.*, 2012) er middelverdien for dodekylfenol i slam (n=4) oppgitt til å være 31 mg/kg TS. Denne undersøkelsen tilsier et mye lavere nivå i norsk slam.

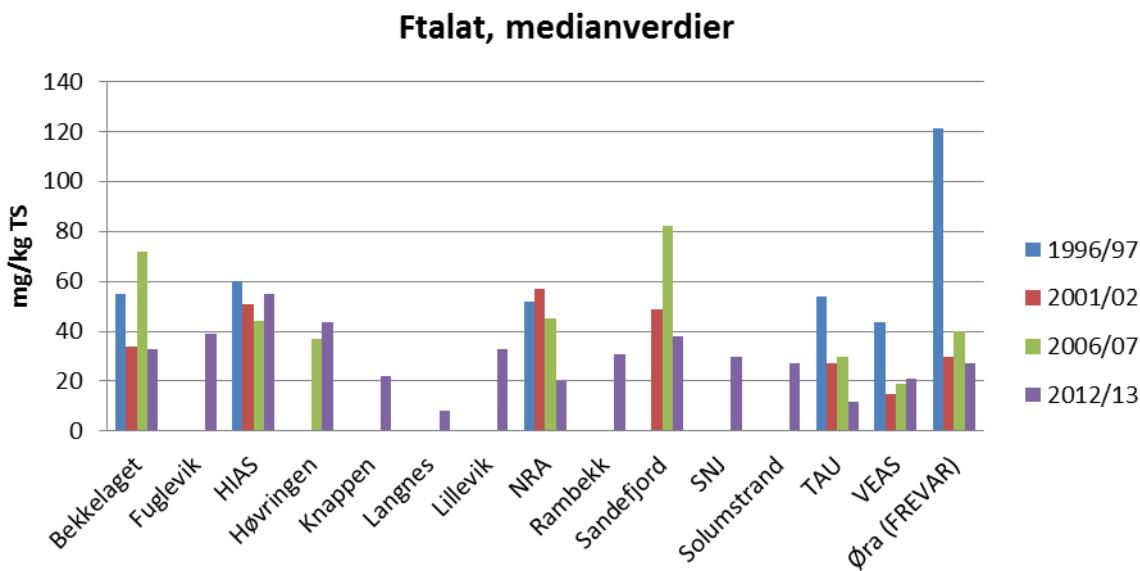
4.3. Ftalater

Dietylheksylftalat (DEHP) ble funnet i samtlige 75 slamprøver fra alle 15 renseanlegg. Innholdet i enkelprøvene varierte fra 5 til 58 mg/kg TS, med medianverdi og middelverdi på henholdsvis 28 og 29 mg/kg TS (se Figur 8, Tabell 8 og vedlegg I). Innholdet av DEHP varierer relativt lite mellom de ulike månedsprøvene på hvert enkelt renseanlegg, og variasjonskoeffisienten var under 50 % for alle anlegg.

Det har vært nedgang i innholdet av i DEHP slam for de aller fleste anlegg sammenlignet med nivåene fra undersøkelsene i perioden 1996-2007 (Figur 9). Det er kun HIAS og Høringen ra som har noe forhøyede DEHP verdier sammenlignet med undersøkelsen utført i 2006/07. I 2006/07 var middelverdien for DEHP på 54 mg/kg TS (Blytt, 2007). Generelt kan det konkluderes at mengden av DEHP i norsk slam er redusert siden undersøkelsen i 2006/07 i og med at medianverdien for alle prøver fra alle anlegg er redusert med 46 % og middelverdien er redusert med 47 %. Den danske avskjæringsverdien er på 50 mg/kg TS, og kun 5 av de 75 prøvene har høyere innhold av DEHP enn den danske avskjæringsverdien. EU har foreslått grenseverdi for DEHP på 100 mg/kg TS.



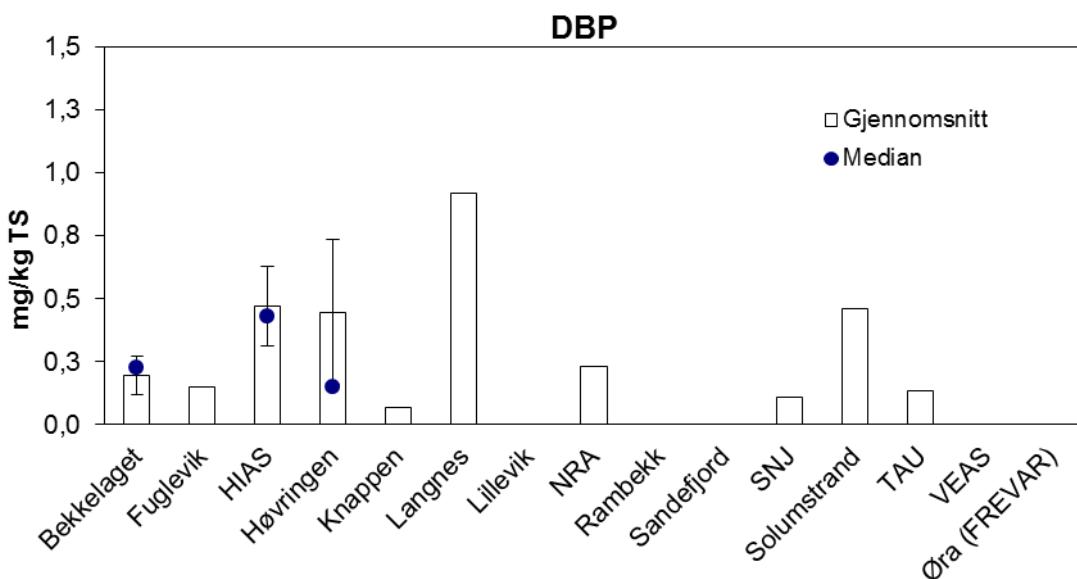
Figur 8. Analyseresultater for DEHP med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.



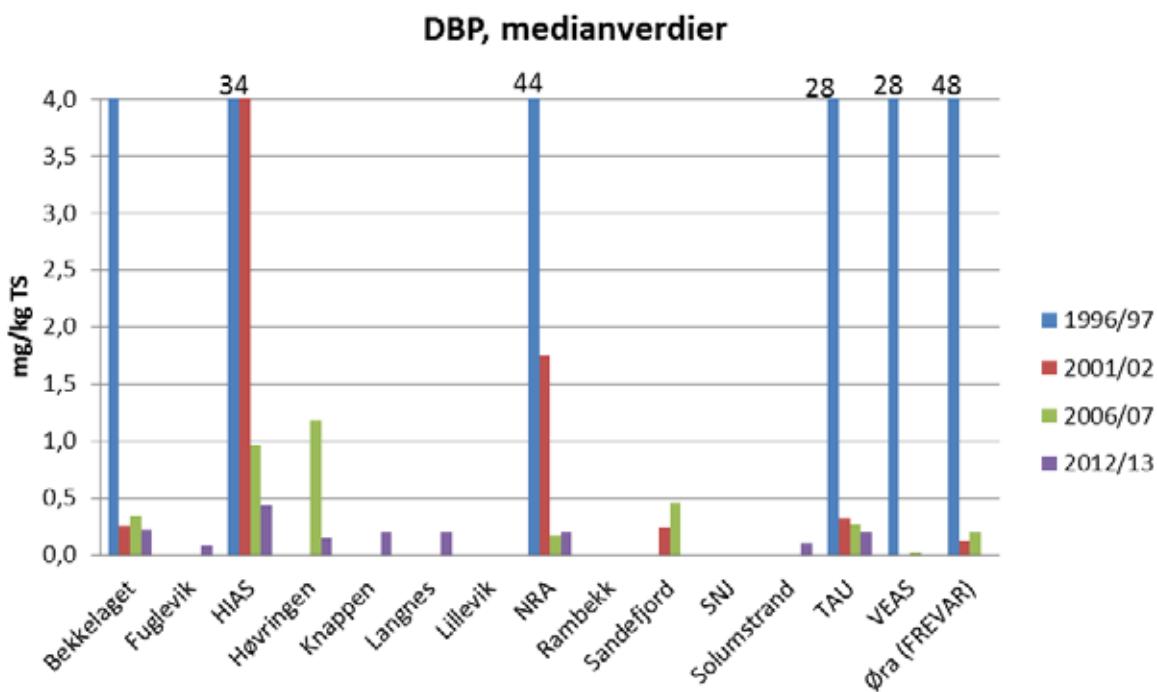
Figur 9. DEHP sammenligningsdata, 1996-2013.

Di-n-butylftalat (DBP) er kun funnet i 20 av de 75 prøvene, med variasjonsområde fra <0,05 til 0,92 mg/kg TS, medianverdi på 0,10 mg/kg TS og middelverdi på 0,33 mg/kg TS for de prøvene som har konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen. Dersom kvantifiseringsgrensen settes til 0, vil man for alle prøvene oppnå en middelverdi på 0,09 mg/kg TS i denne undersøkelsen. Det er 10 renseanlegg som har analyseverdier over kvantifiseringsgrensen, og av disse har sju anlegg kun én prøve over kvantifiseringsgrensen, se Figur 10. I Miljødirektoratets rapport (Andersen *et al.*, 2012) er det oppgitt en medianverdi for DBP i norsk slam (n=27) på 0,5 mg/kg TS.

DBP i slammet er redusert for de fleste anlegg sammenliknet med undersøkelsene i 2001/02 og 2006/07, se Figur 11. Konsentrasjonene er såpass lave og usikkerheten i analysen vil kunne ha en betydning, men det er vesentlig reduksjon siden undersøkelsen i 2006/07 som hadde en medianverdi på 0,34 mg/kg TS for DBP i slam. Medianverdien for DBP i slam er redusert med 70 %. Det er ikke foreslått noen grenseverdi for DBP i slam i noe europeisk land.



Figur 10. Analyseresultater for DBP med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.



Figur 11. DBP sammenligningsdata, 1996-2013.

Tabell 8. Konsentrasjoner av DEHP (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 30 årene.

Land	År	Antall prøver	Variasjonsområde	Median	Referanser
Canada	80-85	15	3 – 215	80	WEAO, 2001
Canada	93-94	17	64 – 244	161	
Norge	89	19	27 – 1115	83	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	25 – 661	170	Naturvårdsverket, 1992
Danmark	93-94	9	17 – 120	38	Kristiansen <i>et al.</i> , 1996
Danmark	95	20	3,9 – 170	24,5	
Norge	96-97	36	<1 – 140	58	Paulsrød <i>et al.</i> , 1997
Norge	00-01	9	12 - 120	38	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	13 - 120	43	Nedland, 2002
Norge	06-07	44	15-130	52	Blytt, 2007
Sverige	04/08	?	18-1000	53	Sternbeck <i>et al.</i> 2011
Norge	12-13	75	5-58	28	Denne undersøkelsen

4.4. PAH

Det ble funnet PAH i 70 av 75 prøver fra 15 renseanlegg. PAH₁₆ varierte fra 0,07 til 8,1 mg/kg TS, med middelverdi på 1,5 mg/kg TS og med medianverdi på 1,0 mg/kg TS, se Figur 12.

Siden 2006/07 har både medianverdien og middelverdien for PAH₁₆ blitt redusert, se Tabell 9 og Figur 13. Medianverdien er redusert med 50 % og middelverdien er redusert med 25 % i forhold til medianverdien og middelverdien for PAH₁₆ fra undersøkelsen i 2006/07.

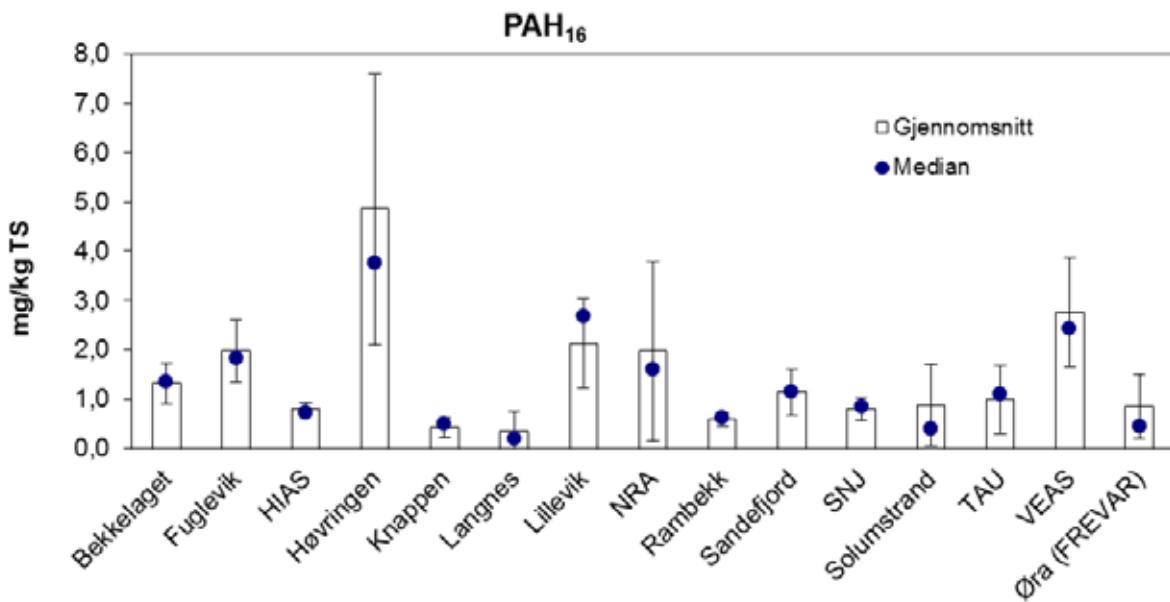
PAH₁₆ har sunket generelt i norsk slam, men innholdet av PAH₁₆ varierte en del mellom ulike månedsprøver for Høvringen ra, Langnes, NRA, Solumstrand, TAU og Øra ra. Variasjonskoeffisienten var mellom 50 % og 115 % (Langnes) for disse anleggene. Høvringen ra fikk en topp i november (8,1 mg/kg TS) og desember (7,3 mg/kg TS) som er de høyeste verdiene for PAH₁₆ i denne undersøkelsen. Høvringen ra og VEAS er de renseanleggene hvor PAH₁₆ har økt siden forrige undersøkelse, og Høvringen er det anlegget med høyest innhold av PAH₁₆ med en middelverdi på 4,9 mg/kg TS. Det er kun Høvringen ra hvor 3 av 4 månedsprøver hadde høyere verdi enn forslaget til grenseverdi i utkastet til nytt EU-direktiv (6 mg/kg TS for PAH₁₀) og den danske grenseverdien og den svenske grenseverdien på 3 mg/kg TS for henholdsvis PAH₁₀ og PAH₆ forbindelser.

De PAH-forbindelsene i de 70 slamprøvene fra 2012/13 med høyest konsentrasjon var fenantren > pyren > fluoranten > fluoren og naftalen > acenaften > indeno (1,2,3-cd) pyren og benzo(g,h,i)perylene > benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren, antracen, krysken og benzo(a)antracen > acenaftylen > benzo(k) fluoranten > dibenso(a,h) antracen. De fire første forbindelsene har middelverdi mellom 0,1 og 0,3 mg/kg TS i de 70 prøvene, mens middelverdier for resten av forbindelsene, var mellom 0,05 og 0,9 mg/kg TS.

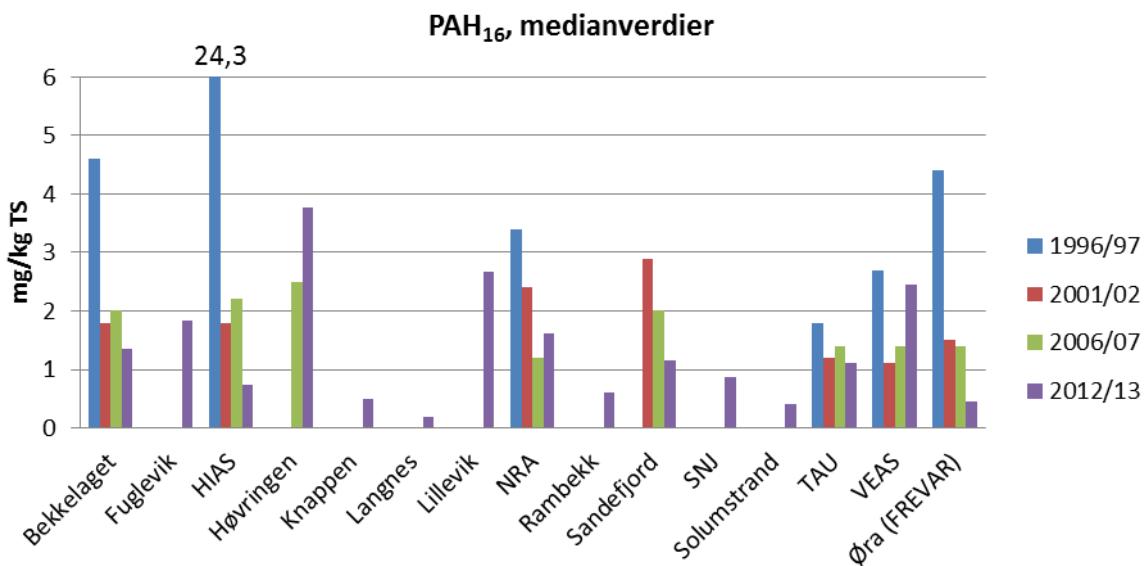
Tabell 9. Konsentrasjoner av sum PAH (mg/kg TS) i slam fra undersøkelser de siste 30 årene.

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanser
Canada	80-85	15	-	24	-	WEAO, 2001
Canada	87	34	-	17	-	
Canada	93-94	11	-	11	-	WEAO, 2001
Norge	89	19	<1,0 - 24 ¹	<1,0	-	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	24 – 199 ²	-	-	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	<0,3 – 4,9 ²	-	-	Naturvårdsverket, 1995
Danmark	93-94	9	0,42 – 2,4 ³	-	-	Kristensen <i>et al.</i> , 1996
Danmark	95	20	<0,01 – 8,5 ³	-	-	
Tyskland	94	124	0,4 - 12,8 ²	-	-	UMK-AG, 2000
Tyskland	96	88	0,25 – 16,3 ³	-	-	
Norge	96-97	36	0,7 - 30 ³	3,9	6,1	Paulsrud <i>et al.</i> , 1997
Norge	00-01	9	0,41 – 1,5 ³	1,3	1,1	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	0,59 – 3,3 ¹ 0,17 – 1,4 ² 0,86 - 4,3 ³	1,4 0,44 1,8	1,5 0,51 2,1	Nedland, 2002
Sverige	02/03	21	0,2-5 ³		0,69	Sternbeck <i>et al.</i> , 2011
Norge	2006	12	0,62 - 3,7 ³			Nedland og Paulsrud, 2006
Norge	06-07	44	0,33 - 4,0 ¹ 0,08 - 0,9 ² 0,44 - 5,0 ³	1,4 0,52 1,9	1,5 0,5 2,0	Blytt, 2007
Norge	12-13	75	0,07 - 8,1 ³	1,0	1,5	Denne undersøkelsen

¹ PAH₁₀, ² PAH₆-forbindelser, ³ PAH₁₆



Figur 12. Analyseresultater for PAH_{16} med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.



Figur 13. PAH_{16} sammenligningsdata, 1996-2013.

4.5. Bromerte flammehemmere (BFH)

Det ble funnet BFH i 71 av 75 prøver fra 15 renseanlegg. I denne undersøkelsen er det analysert for 12 ulike polybromerte bifenyletere (PBDE) samt HBCD og TPPP. Middelverdien for summen av PBDE er på 537 µg/kg TS, og medianverdien er på 272 µg/kg TS. Konsentrasjonene varierte mellom 1 og 5125 µg/kg TS, se Figur 14. Summen av PBDE er regnet ut, hvor de som er under kvantifiseringsgrensen, er satt til 0.

Det er variasjoner mellom månedsprøvene ved hvert anlegg og variasjonskoeffisienten var over 50 % for de fleste. Hørringen ra og SNJ har høyest innhold av PBDE i denne undersøkelsen, og det skyldes et relativt høyt innhold av NonaBDE og DecaBDE (her representert ved BDE209).

Innholdet av bromerte flammehemmere ble undersøkt for første gang i undersøkelsen i 2006/07. Det er registrert en liten økning av PBDE-innholdet i slam fra Hørringen, Sandefjord og NRA sammenlignet med data fra 2006/07, se Figur 15.

Innholdet av bromerte flammehemmere er likevel ikke spesielt høyt i forhold til andre norske og svenske undersøkelser, se Tabell 10. Fordi det kan være ulike typer og dermed sum av ulikt antall bromerte flammehemmere bak de forskjellige analyseverdiene, er ikke tallene like lett å sammenlikne.

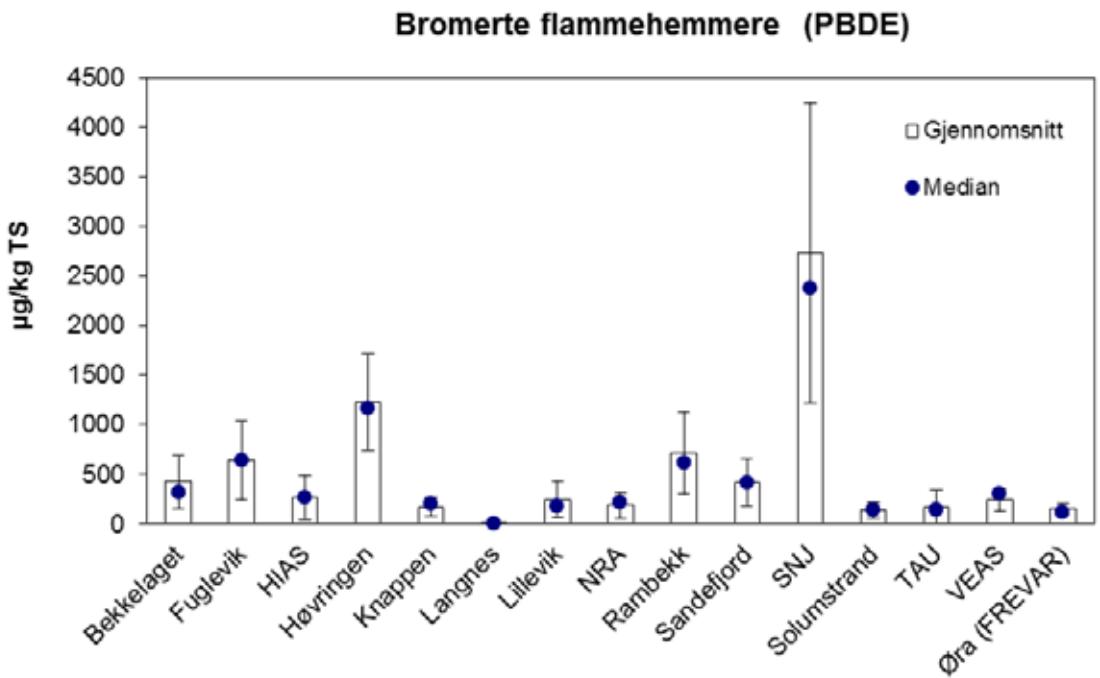
Dersom man ser bak totalsummene for PBDE, er det decaBDE ved PBDE-209 som finnes i høyest konsentrasjon, deretter summen av nonaBDE hvor PBDE-207 står for ca. halvparten av nona-gruppen. PentaBDE med PBDE-99 og tetraBDE med PBDE-47 og sum av oktaBDE er deretter de stoffene som gir bidrag til totalsummen av PBDE.

Dersom man sammenlikner summen av PBDE (triPBDE til nonaPBDE) fra 2006/07 med summen av PBDE (triPBDE til nonaPBDE) fra denne undersøkelsen, er det en reduksjon av bromerte flammehemmere i slam på 10 % for middelverdien og 35 % for median-verdien. Siden kvantifiseringsgrensen er vesentlig høyere i denne undersøkelsen sammenliknet med den i 2006/07, kan denne reduksjonen skyldes at analyseverdier for enkeltkomponenter ikke er tatt med i summen for PBDE i denne undersøkelsen, sammenliknet med undersøkelsen i 2006/07. DekaBDE er en komponent som ble funnet på alle anleggene (unntatt Langnes ra). Dersom man bare sammenlikner de anleggene som var med i både 2006/07 og i denne undersøkelsen, blir medianverdien redusert for DekaBDE i slam med 33 % og middelverdien med 16 %. Dette tyder på at innholdet av bromerte flammehemmere i slam generelt er det samme eller noe lavere siden forrige undersøkelse, men at enkelte renseanlegg har en vesentlig høyere konsentrasjon.

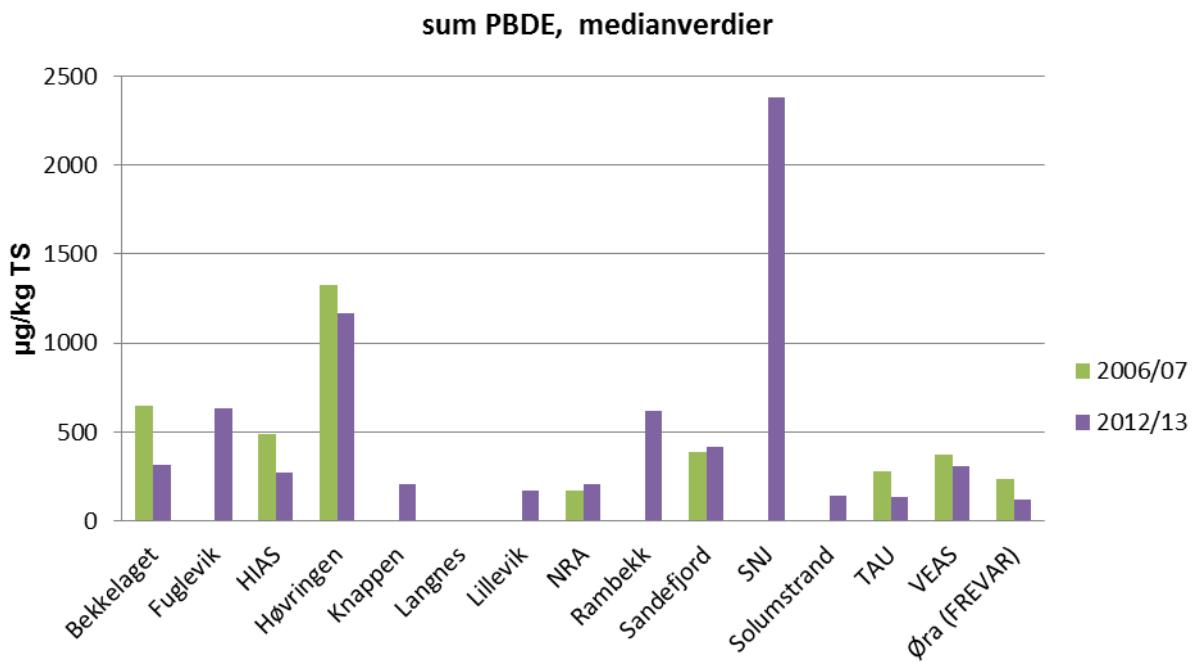
HBCD (Heksabromsyklododekan) er ikke kvantifisert over deteksjonsgrensen for noen av slamprøvene (LOD varierte mellom 25 og 100 µg/kg TS). I Miljødirektoratets rapport (Andersen *et al.*, 2012) er mediankonsentrasjonen (n=151) oppgitt til 4 µg/kg TS i norsk slam. Det kan konkluderes at i denne undersøkelsen har kvantifiseringsgrensen for analysen vært høyere enn forventet konsentrasjon for dette stoffet.

TBBP (Tetrabrombisfenol A) ble funnet i 34 av 75 prøver og det ble detektert TBBP i slamprøver fra alle anlegg med unntak av HIAS, Rambekk ra og SNJ. Minimalt og maksimalt innhold av TBBP var henholdsvis <5 µg/kg TS til 660 µg/kg TS, og median-verdien var 20 µg/kg TS, middelverdien var på 36 µg/kg TS dersom verdiene under kvantifiseringsgrensen settes til 0. For resultatene som er over kvantifiserings-grensen, var middelverdien 80 µg/kg. I oppsummeringen fra Miljødirektoratets rapport (n=69) (Andersen *et al.*, 2012), er mediankonsentrasjonen oppgitt til 7 µg/kg TS i norsk slam, middelverdi 39 µg/kg og maksverdi på 1138 µg/kg TS. Disse verdiene er sammenlignbare med resultatene fra denne undersøkelsen. Knappen ra har det høyeste innholdet av TBBP på 320 µg/kg i gjennomsnitt (varierer fra <50 til 660 µg/kg TS).

I tilleggsundersøkelsen ble det analysert for HeksabB, PBT og PBEB, og for disse bromerte flammehemmerne ble det ikke funnet verdier over kvantifiseringsgrensen som var mellom 5 og 10 µg/kg TS. Her er det ikke funnet annen litteratur på hva som er forventningsverdien for innholdet av disse stoffene i slam.



Figur 14. Analyseresultater for bromerte flammehemmere (sum PBDE) med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.



Figur 15. Sum av PBDE sammenligningsdata, 1996–2013.

Tabell 10. Konsentrasjoner av bromerte flammehemmere ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) i slam fra undersøkelser de siste 14 årene.

Land	Grupper av PDBE	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige		1999			190		Hellström, 2000
Sverige	5 BDE ¹	2001	50	18-260		130	Naturvårdsverket, 2002
Sverige	BDE-207	2001	50	5,6-1000		120	Naturvårdsverket, 2002
Norge		2004	4			707	Fjeld <i>et al.</i> , 2005
Norge Anlegg fra Mjøs-området		2005		1 593 - 20 335			Snilsberg <i>et al.</i> , 2005
Norge	11 PBDE ²	2006	12	< 5 – 385	11	78	Nedland og Paulsrød, 2006
Norge	28 PBDE ³	06/07	44	40 – 2219	401	506	Blytt, 2007
Norge	5 BDE ¹	06/07	44	2 – 87	39	42	Blytt, 2007
Norge	BDE-207	06/07	44	2 – 185	16	30	Blytt, 2007
Norge	DekaBDE	06/07	44	89-1960	285	391	Blytt, 2007
Norge	DekaBDE	04-11	75	44-2000	313	264	Andersen <i>et al.</i> , 2012
Norge	PBDE ⁴	12/13	75	<29 – 5125	261	537	Denne undersøkelsen
Norge	DekaBDE	12/13	75	49 - 2800	190	453	Denne undersøkelsen

¹⁾ Sum 5 PBDE-: 47, 99, 100, 153, 154

²⁾ Sum 11 PBDE-: 28, 47, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 190, summen av Oktabromerte diefyleter og 209

³⁾ Sum 28 PBDE-: 17, 28, 37, 75, 49, 71, 47, 66, 77, 100, 119, 99, 85, 126, 154, 153, 138, 183, 190, 203, 207, 209 og summen av andre tri-, tetra-, panta-, hexa-, hepta-, octa- og nona- bromerte difenyleter

4) Sum PBDE: tri-, tetra-, panta-, hexa-, hepta-, octa- og nona- bromerte difenyleter

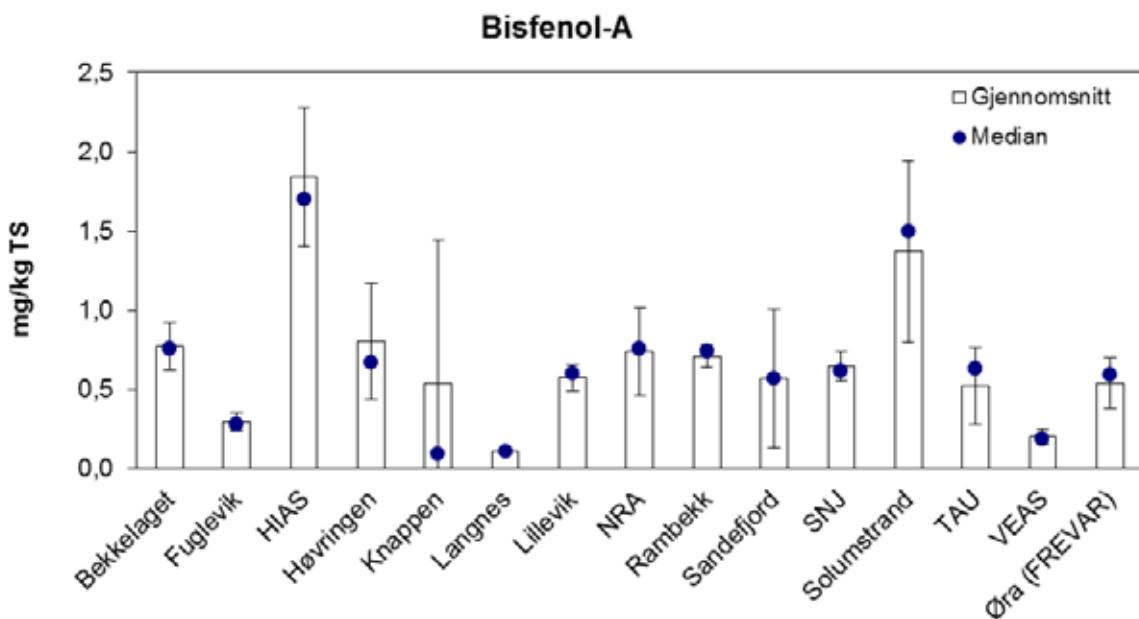
4.6. Bisfenol A

Det ble funnet bisfenol A i 64 av 70 prøver fra 15 renseanlegg. Middelverdien var på 0,65 mg/kg TS og medianverdien på 0,63 mg/kg TS. Variasjonskoeffisienten var relativ lav for alle anlegg bortsett for Knappen ra og Sandefjord ra, hvor variasjonskoeffisienten var over 50 %.

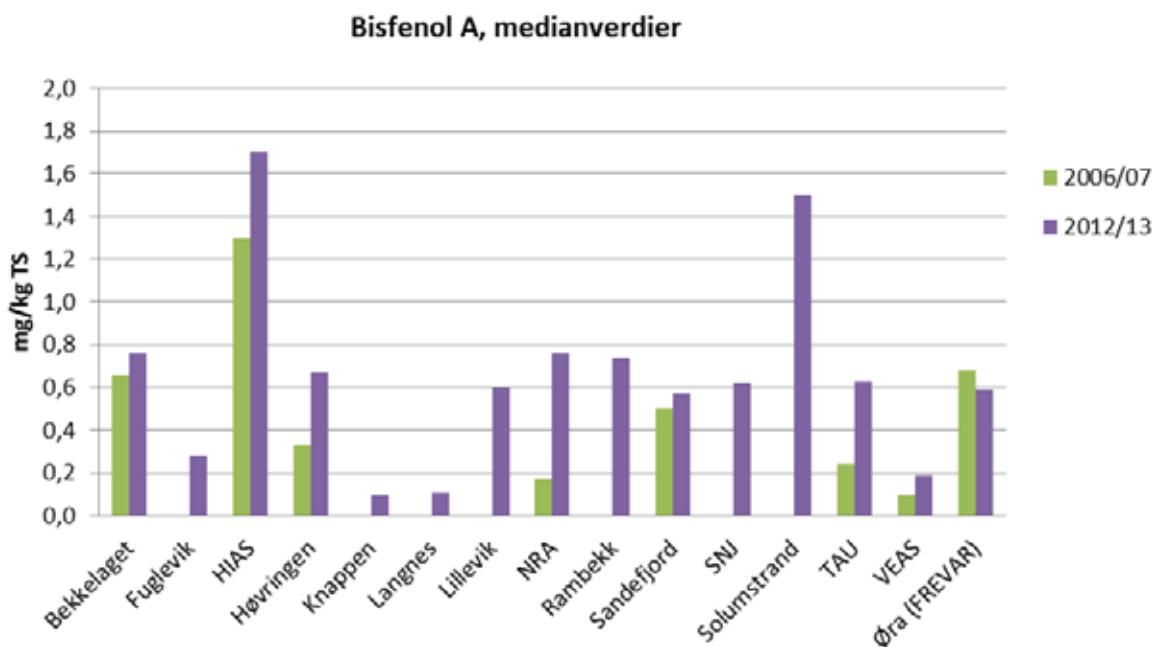
HIAS og Solumstrand ra hadde de høyeste middelverdiene på henholdsvis 1,8 og 1,4 mg/kg TS, mens Langnes ra hadde det laveste innholdet hvor bare en var over

kvantifiseringsgrensen (0,11 mg/kg TS) (se Figur 16).

Resultatene fra denne undersøkelsen viser 43 % økning i medianverdien for alle analysene for bisfenol A i slam sammenlignet med data fra 2006/07 og middelverdien har økt med 31 %, se Tabell 11. Størst prosentvis økning har Høvringen, NRA, TAU og VEAS, mens for Øra ble det observert en liten nedgang, Figur 17. Resultatene fra denne undersøkelse har en variasjon som tilsvarer andre undersøkelser, men i forhold til beregnet median og middelverdi fra Miljødirektoratets rapport fra 2012 (Andersen *et al.*) er disse verdiene i denne undersøkelsen vesentlig høyere.



Figur 16. Analyseresultater for bisfenol A med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.



Figur 17. Medianverdi for bisfenol A for renseanleggene i 2006/07 sammenlignet med 2012/2013.

Tabell 11. Konsentrasjoner av bisfenol A (mg/kg TS) i slam fra undersøkelser de siste årene

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige	03/04				7	Naturvårdsverket 2006
Norge Anlegg fra Mjøsområdet	03/04	14	0,08-1,1	0,34	0,41	Snilsberg <i>et al.</i> , 2005
Norge	2006	12	0,6 - 3,2		1,4	Nedland og Paulsrød, 2006
Norge	06/07	44	0,1 - 2,1	0,46	0,55	Blytt, 2007
Norge	2009	12	0,09- 1,1		0,57	Blytt, 2010
Norge	04/11	165	0,015-2,1	0,29	0,45	Andersen, <i>et al.</i> , 2012
Norge	12/13	70	<0,1-2,4	0,62	0,72	Denne undersøkelsen

4.7. Perfluoralkylstoffer (PFAS)

Analyseprogrammet for PFAS inkluderer 15 prøver fra tre anlegg (SNJ, Fuglevik ra og Solumstrand ra.). PFAS ble påvist i 7 prøver og med konsentrasjoner fra 11-93 µg/kg TS, med middelverdi på 64 µg/kg TS og medianverdi på 18 µg/kg TS. Resultatene er oppsummert i Tabell 12. Fuglevik ra har PFOS-innhold i slam mellom 10 (kvantifiseringsgrensen) og 180 µg/kg TS, og dette er den høyeste verdien som er målt i denne undersøkelsen. Fuglevik ra mottar avløpsvann fra Rygge flyplass som sannsynligvis har brannøvingsfelt hvor det har vært brukt PFOS-holdig brannskum. SNJ hadde to prøver og Solumstrand ra hadde en prøve like over kvantifiseringsgrensen. SNJ mottar avløp fra Sola flyplass, men ut fra analyseresultatene ser ikke slamprøvene ut til å være forurenset med PFOS-holdig brannskum fra flyplassen.

I denne undersøkelsen er det PFOS og 6:2 FTS som bidrar til totalinnholdet av PFAS. PFOA er ikke blitt påvist.

Tabell 12. Sammenligningsdata for PFAS fra 2006/07 og 2012/03 (µg/kg TS).

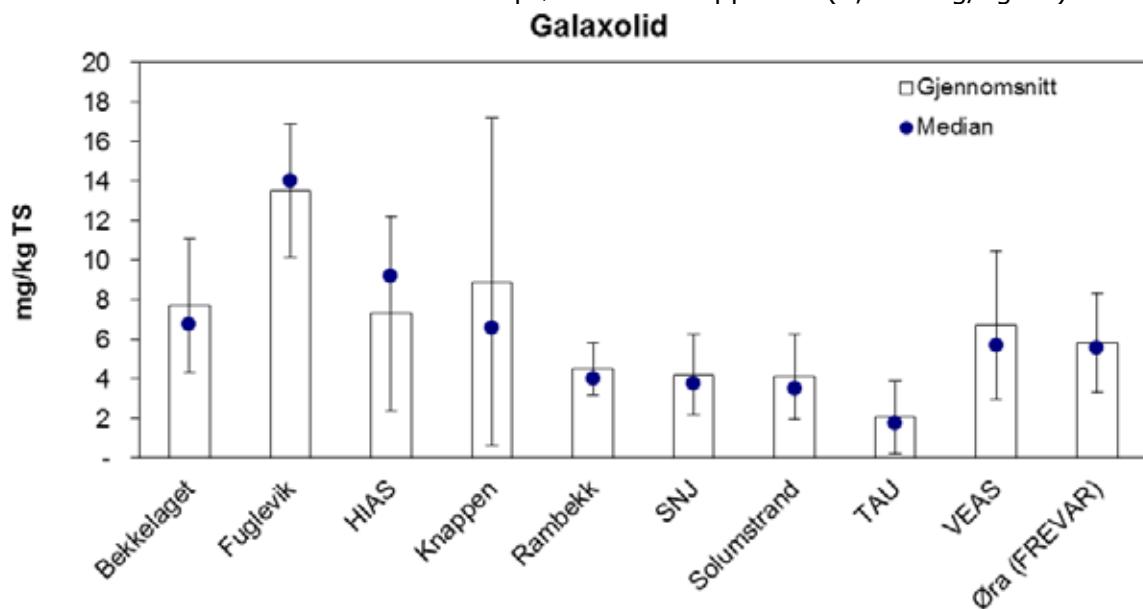
Renseanlegg	Sum PFAS * undersøkelsen i 2006/07	Sum PFAS ** denne undersøkelsen
Bekkelaget	45	
Fuglevik		103
HIAS	39	
Ladehammeren	57	
Høvringen	55	
RA-2/NRA	38	
Sandefjord	42	
SNJ		13
TAU	40	
Solumstrand		12
VEAS	48	
Øra (FREVAR)	37	
Gardermoen	1069	

* Resultater fra en månedsprøve. **Gjennomsnitt fra alle månedsprøver

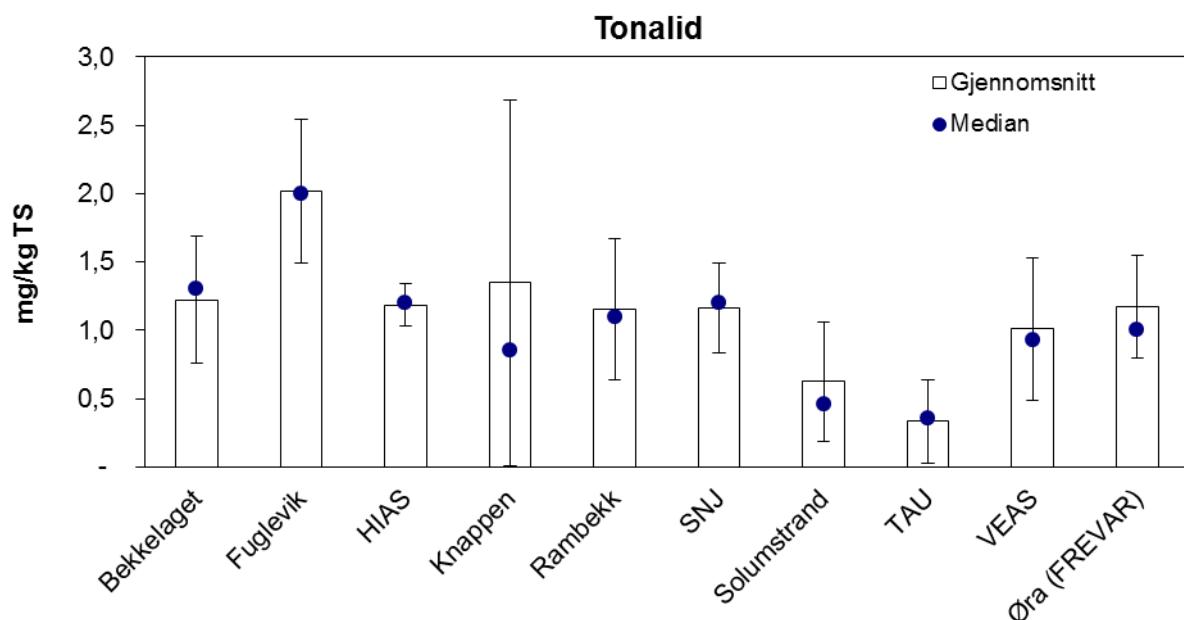
4.8. Muskstoffer (galaxolid og tonalid)

I denne undersøkelsen ble det funnet galaxolid og tonalid i alle slamprøvene (se Figur 18 og Figur 19). Dette er sammenfallende med en nordisk undersøkelse fra 2003 (Mogensen *et al.*, 2004) hvor polysykliske muskforbindelser ble funnet i alle slamprøvene fra norske renseanlegg, se Tabell 13. Galaxolid og tonalid ble funnet i høyest konsentrasjoner av muskstoffene som ble undersøkt i nordiske renseanlegg, galaxolid med konsentrasjon mellom 0,25-26,5 mg/kg TS og tonalide mellom 0,07- 3,6 mg/kg TS. Nivåene i Norge, Sverige og Danmark var generelt høyere enn i Finland og på Island.

Utvalgte muskstoffer ble inkludert i analyseprogrammet for første gang i 2006/07. Da ble det rapportert analyseresultater for musktonon og muskxylen. I denne undersøkelsen ble muskxylen også analysert, men var under deteksjonsgrensen for samtlige prøver og musktonon ble funnet bare i desemberprøven fra Knappen ra (0,018 mg/kg TS).



Figur 18. Analyseresultater for galaxolid med middelverdi, median og standardavvik for renseanleggene i 2012/2013.



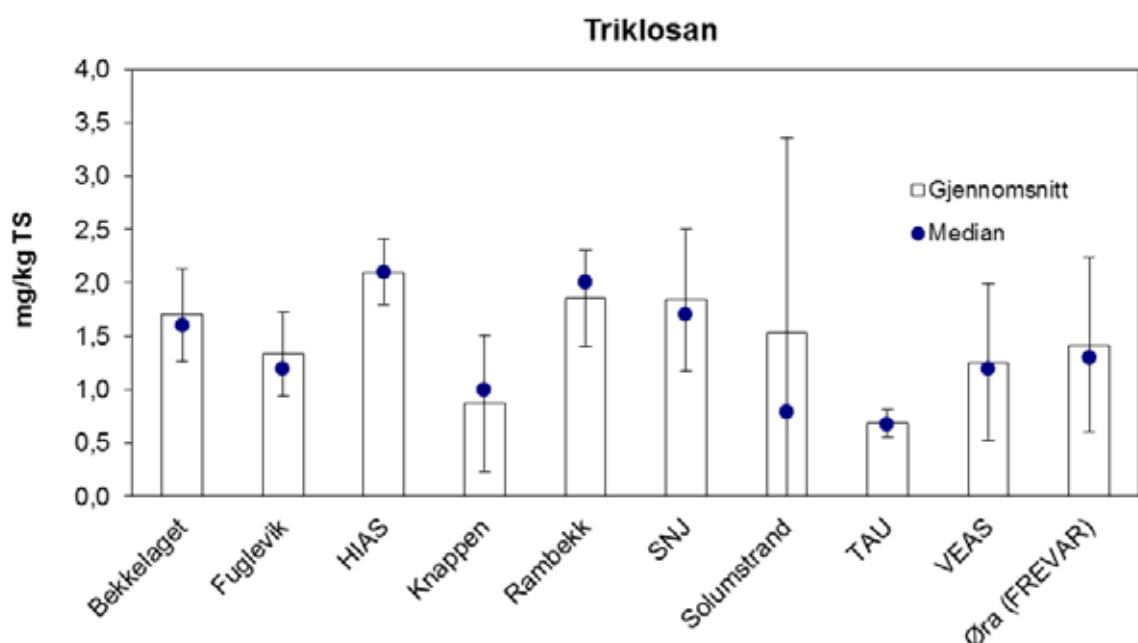
Figur 19. Analyseresultater for tonalid med middelverdi, median og standardavvik for renseanleggene i 2012/2013.

Tabell 13. Konsentrasjoner av galaxolid og tonalid (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser siste 9 år.

Land	År	Galaxolid			Tonalid			Referanser
		Varia-sjon	Median	Middel	Varia-sjon	Median	Middel	
Norden	04	0,25-26,5			0,07-3,6			Mogensen et al., 2004
Norge	06/07	07-2,1	1,5	1,4	5,4-24	12	5,4	Blytt, 2008
Norge	11/12	0,6-23	5,5	6,6	0,05-3,7	1,1	1,1	Denne undersøkelsen

4.9. Triklosan

Analyseprogrammet for triklosan inkluderte 50 prøver fra 10 renseanlegg tatt i perioden oktober 2012 til februar 2013. Det ble påvist triklosan i alle prøver. Middelverdi for alle renseanlegg i perioden er 1,35 mg/kg TS og med en medianverdi på 1,31 mg/kg TS. Resultater er oppsummert i Figur 20. Den høyeste middelverdien ble observert i prøver fra Hias, 2,1 mg/kg TS, og den laveste middelverdien ble funnet i slam fra TAU på 0,7 mg/kg TS.



Figur 20. Analyseresultater for triklosan med middelverdi, median og standardavvik for triklosan. Analyser utført i 2012/13.

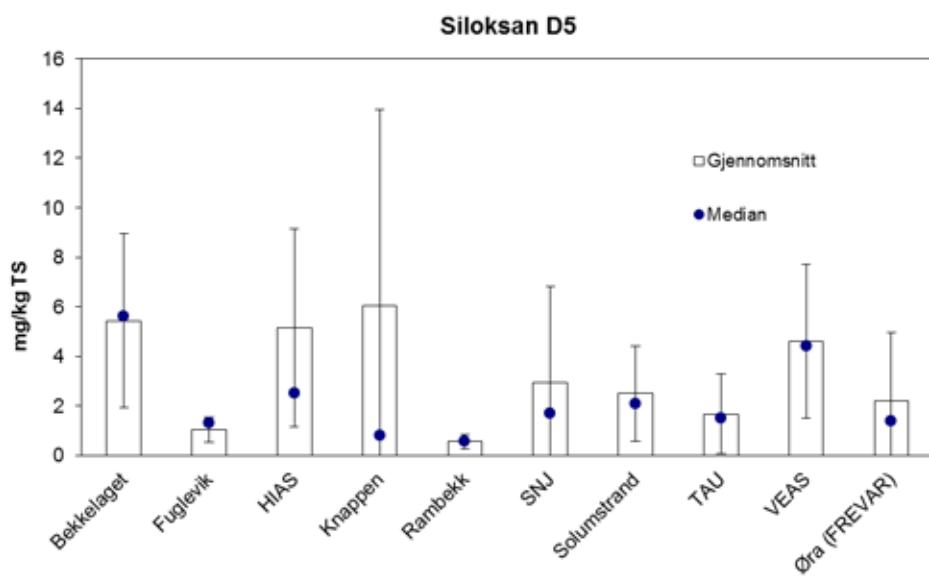
Analyse av triklosan har ikke vært inkludert i denne type undersøkelser tidligere, og av den grunn er det lite sammenlignbare data. Det foreligger noe data fra Norge, Danmark og Sverige, se Tabell 14. En undersøkelse av utvalgte miljøgifter for fire renseanlegg (Bekkelaget, Gardermoen, Knappen og Tau) ble utført i 2010 (Blytt, 2010). I denne undersøkelsen ble det funnet triklosan i samtlige prøver, hvilket kan tyde på at triklosan er bundet til partikler og følger slamfasen. Miljødirektoratet har rapportert en beregnet middelverdi av triklosan i slam til å være 1,5 mg/kg TS og en medianverdi på 1,6 mg/kg TS (Andersen et.al., 2012). Resultater fra denne undersøkelsen ligger omtrent på samme nivå som rapportert av Blytt (2010) og Andersen et al., (2012) mens medianverdien er lavere, se Tabell 14.

Tabell 14. Konsentrasjoner av triklosan (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 10 år.

Land	År	Antall	Variasjon	Median	Middel	Referanser
Sverige	2003		0,0028-6,4			Samsøe-Pettersen, 2003
Norge	06/07	9	0,95-2,6	1,8	1,8	Blytt, 2008
Danmark	08	10	0,07-11	3,2	4,4	Mogensen, 2008
Norge	2009	12	0,9-3,3	1,8	1,8	Blytt, 2010
Norge	04-11	21	0,021-3,3	1,6	1,5	Andersen <i>et al.</i> , 2012
Norge	11/12	50	0,17-4,8	1,3	1,5	Denne undersøkelsen

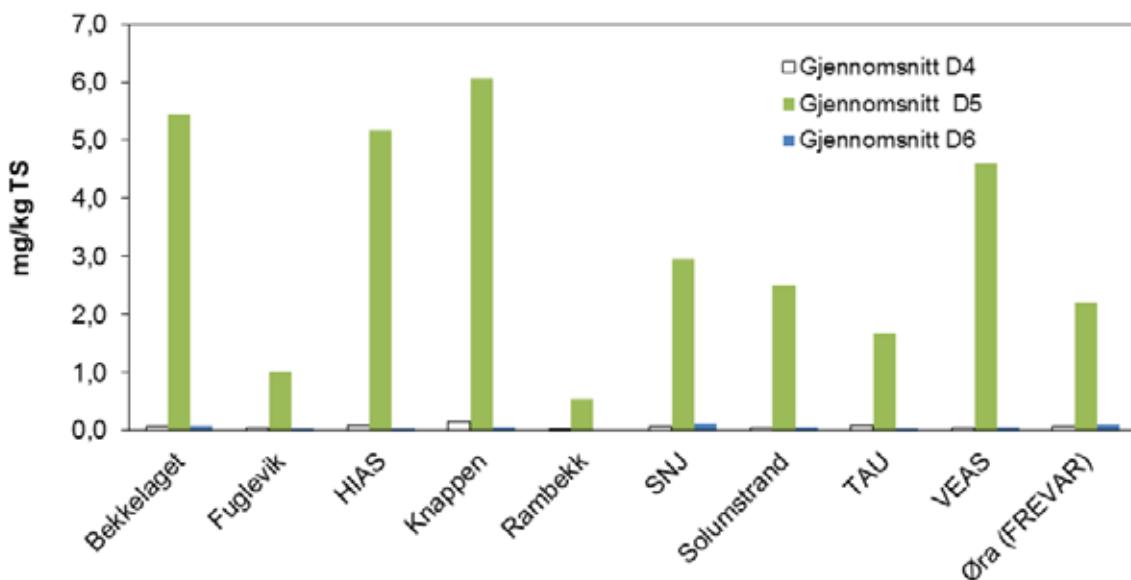
4.10. Siloksaner

Analyser ble utført på stikkprøver av slam fra 10 renseanlegg i perioden fra oktober 2012 til februar 2013. Mengden av siloksaner (D4, D5 og D6) varierer fra anlegg til anlegg og også fra måned til måned innenfor samme anlegg, og dette kan skyldes prøvetakingen. Knappen ra hadde høyeste gjennomsnittskonsentrasjon av siloksaner (7,8 mg/kg TS) og Rambekk ra den laveste (0,57 mg/kg TS) i denne undersøkelsen, se Figur 21 og Figur 22. Middelverdien for sum siloksan for alle prøver var 3,5 mg/kg TS og medianverdien 1,8 mg/kg TS. D5 bidrar med 93-98 % av den totale mengden av siloksaner og ble detektert i alle prøver. Mengden av D6 var under kvantifiseringsgrensen (<0,01 mg/kg TS) for 19 av 46 prøver, men for D4 var det bare for 4 av 46 prøver under kvantifiseringsgrensen. Miljødirektoratet har beregnet middelverdien av D5 i slam til å være 35,8 mg/kg TS (Andersen *et al.*, 2012). Maksimal konsentrasjon for D5 i denne undersøkelsen var på 17 mg/kg TS. I forhold til Miljødirektoratets beregnede middelverdi for D5 i slam (36 mg/kg TS) er gjennomsnittsverdien i denne undersøkelsen en faktor 10 lavere.



Figur 21. Analyseresultater for siloksan D5 middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.

Silosaner D4, D5 og D6



Figur 22 Fordeling mellom silosanene D4, D5 og D6 i slamprøvene.

Silosaner ble ikke analysert i de tidligere undersøkelsene, og sammenligningsgrunnlaget er derfor mangelfullt. Resultatene fra denne undersøkelsen er lavere enn de gjennomsnittlige slamverdiene som ble rapportert for D4, D5 og D6 i Norden i 2005 (Kaj *et al.*, 2005) og under konsentrasjoner i EU rapport fra Tavazzi *et al.* (2012). Nesten ni ganger høyere gjennomsnittskonsentrasjon av D5 (29,9 mg/kg TS) ble funnet i en undersøkelse i 2010 fra fire norske renseanlegg (Blytt 2010) sammenliknet med denne undersøkelsen. D6 verdiene er lavere i denne undersøkelsen enn verdiene som ble rapportert for Norden og EU (se Tabell 15 for detaljer). Differansen for D6 kan relatieres til mengden av D6 som brukes i Norge sammenlignet med andre land i Norden, men siden D6-forbruket i Norge er konfidensielt (Huse og Aas-Aune, 2009) blir dette kun spekulasjoner.

Tabell 15. Middelkonsentrasjoner av silosaner (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser siste 8 år

Land	År	Antall	D4	D5	D6	Referanse
Norden	2005	14	0,4	22	2,7	Kaj <i>et al.</i> , 2005
Sverige	2006	1	0,5	19	1,9	Kaj <i>et al.</i> , 2007
Norge	09/10	12		29,9		Blytt, 2010
Europa	2012	12	0,5	10,8	2,8	Tavazzi <i>et al.</i> , 2012
Norge	04/12	17		36		Andersen <i>et al.</i> , 2012
Norge	12/13	31-48	0,07	3,3	0,09	Denne undersøkelsen

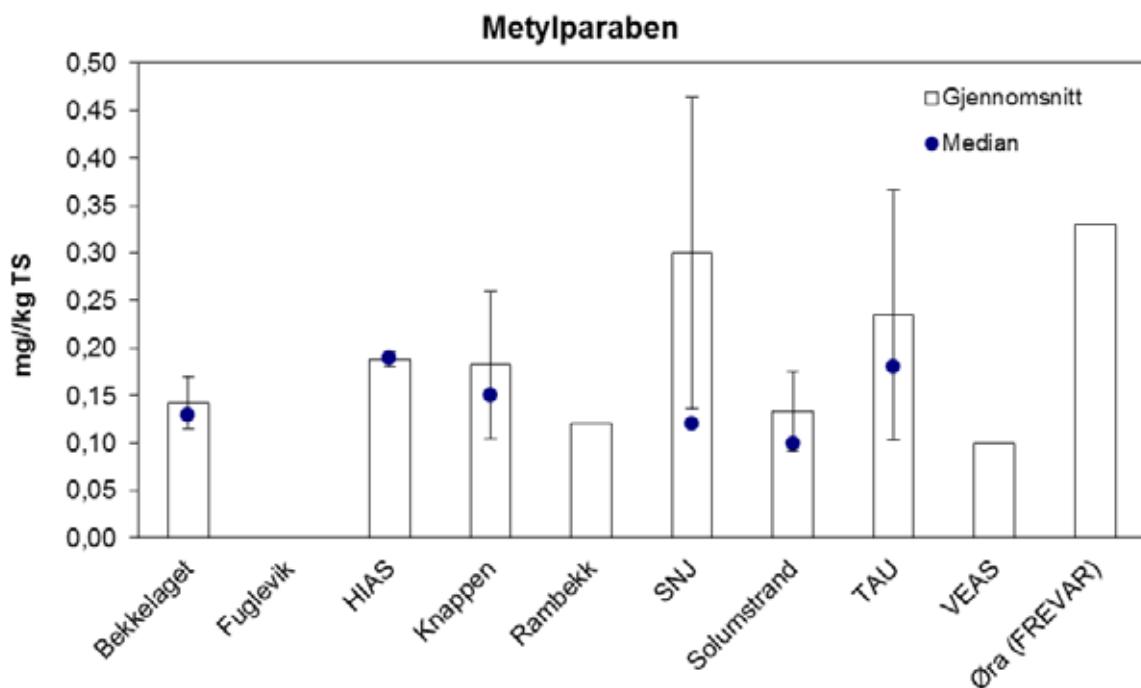
Silosan er et svært flyktig stoff, og det har derfor vært egne rutiner for prøvetaking og prøveoppbevaring. Prøver ble tatt som stikkprøver, fryst umiddelbart etter prøvetakingen og sendt i fryst tilstand til laboratoriet for å redusere avdunsting. Denne undersøkelsen viser lavere resultater enn tidligere undersøkelser (Blytt, 2010). Det kan skyldes at det er benyttet et annet laboratorium i denne undersøkelsen.

4.11. Parabener

Det finnes flere typer parabener, og i denne undersøkelsen ble metylparaben analysert i 48 prøver fra 10 renseanlegg i perioden oktober 2012 til februar 2013. Middelverdi for alle analyserte prøver var 0,19 mg/kg TS, dersom alle under kvantifiseringsgrensen ikke er tatt med i beregningen. Medianverdien for slam var 0,1 mg/kg TS, som er den samme

verdien som kvantifiseringsgrensen. 24 prøver var under denne grensen. Det var ikke kvantifisert metylparaben på Fulgevik ra og standardavvik kunne ikke beregnes for Rambekk, Veas og Øra på grunn av for få prøver over kvantifiseringsgrensen. Se Figur 23.

Analyser av metylparaben er inkludert for første gang i denne undersøkelsen. Det foreligger lite data i litteraturen når det gjelder forventet nivå av metylparaben eller parabener generelt i slam. I en screeningundersøkelse fra Sverige i 2005 (Ramberger et al., 2006) var det analysert for parabener i slam fra 25 kommunale renseanlegg (Methyl-, Ethyl-, Propyl, Butyl- og Benzylparaben) med gjennomsnittsverdi på 26,2 µg/kg TS for metylparaben. Tallen er hentet fra databasen "Miljöövervakningsdata" dvss.ivl.se/DataSelect.aspx Disse svenska verdiene er ca. 10 ganger lavere enn det som er funnet i denne undersøkelsen, se Tabell 16.



Figur 23. Analyseresultater for metylparaben med middelverdi (for verdier over kvantifiseringsgrensen), median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.

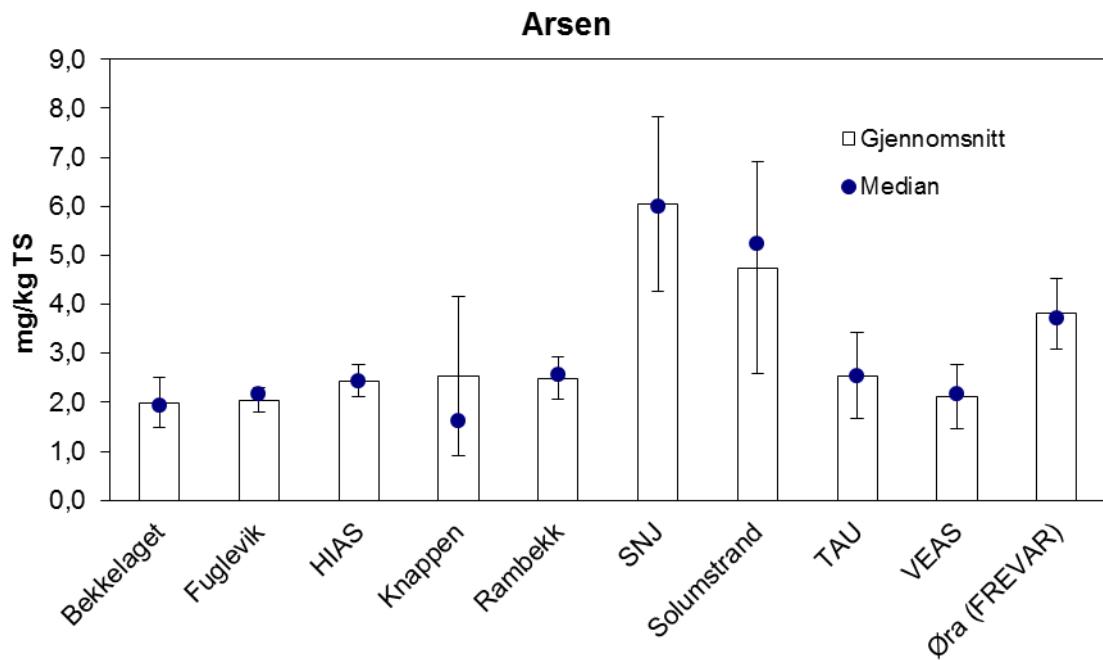
Tabell 16. Middelkonsentrasjoner av metylparaben (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser siste 8 år.

Land	År	Antall	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige	2005	25	0,006-0,059	0,024	0,026	Ramberger et al., 2006 og Miljöövervaknings data (dvss.ivl.se)
Norge	12/13	50	0,06-0,44	0,1	0,19	Denne undersøkelsen

4.12. Arsen

Gjennomsnittlig konsentrasjon av arsen i slam fra 10 renseanlegg var 2,97 mg/kg TS og medianverdien var 2,92 mg/kg TS, basert på 47 prøver tatt i perioden oktober 2012 til februar 2013. Den høyeste middelverdien (6,05 mg/kg TS) ble målt på slam fra SNJ og

den laveste (1,90 mg/kg TS) på VEAS. Minimumsverdien for arsen for hele undersøkelsen var 1,2 mg/kg TS og maksimumsverdien 8,6 mg/kg TS. Det er variasjoner mellom de ulike månedsprøver på hvert enkelt renseanlegg. HIAS, Knappen, Solumstrand, TAU og VEAS har variasjonskoeffisient over 50 %. Resultatene er oppsummert i Figur 24.



Figur 24. Analyse resultater for arsen med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.

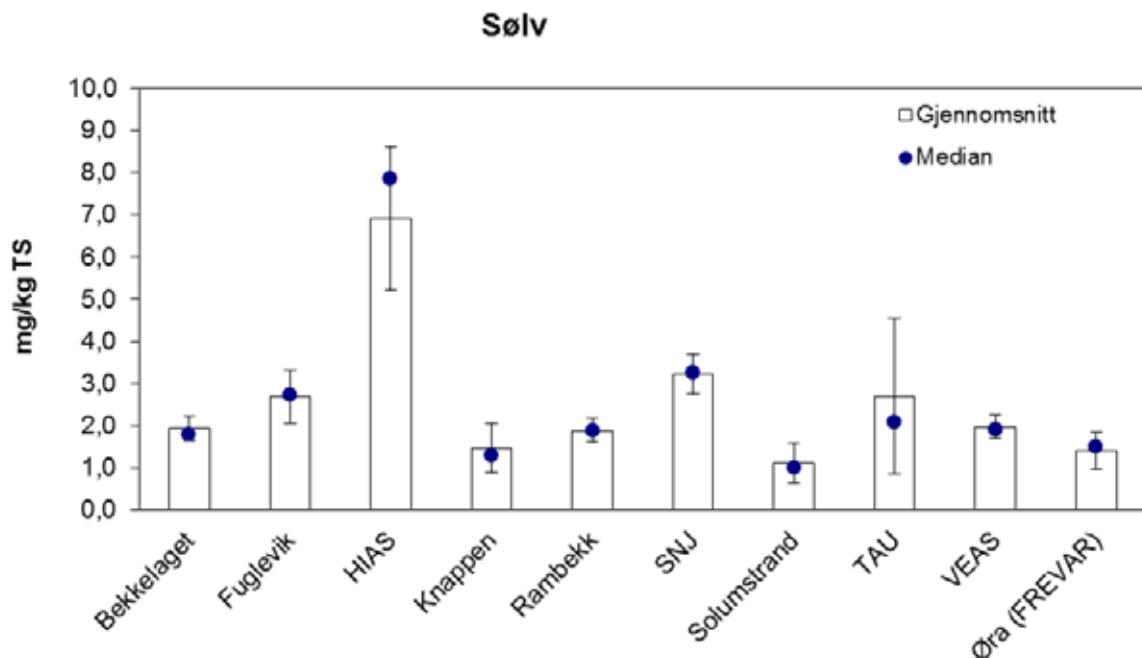
Arsenanalyser har ikke vært inkludert i denne undersøkelsen tidligere, men det finnes en del data man kan sammenlikne resultatene med, se Tabell 17. Arsen står på myndighetens prioriteringsliste og er blant de sporelementer hvis utslipp ønskes betydelig redusert. Denne undersøkelsen viser at middelverdien av arsen i slam fra Fuglevik ra og SNJ (2,05 og 6,05 mg/kg TS) er lave sammenlignet med screeningundersøkelsen fra 2006 da disse to renseanleggene var med. Da var middelverdien henholdsvis 3,2 og 7,2 mg/kg TS for Fuglevik og SNJ. Medianverdien for alle slamprøvene i denne undersøkelsen er på 2,6 mg/kg TS, og det er reduksjon på 33 % fra screeningundersøkelsen i 2006 (Nedland og Paulsrød, 2006).

Tabell 17. Konsentrasjoner av arsen (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser siste 20 år.

Land	År	Antall	Variasjon	Median	Middel	Referanser
Danmark	1996	19			3,7	Kristiansen <i>et al.</i> , 1996
Sverige	2001	48			4,7	Eriksson, 2001
Norge	2006	12	7,2-2,3	3,9	4,3	Nedland og Paulsrød, 2006
Norge	06/07	9	2,9-6,5	4,1	4,3	Blytt, 2008
Europa	2011	61 (21>LOD)	-	-	56,1	Tavazzi <i>et al.</i> , 2012
Norge	11/12	49	1,0-8,6	2,6	3,1	Denne undersøkelsen

4.13. Sølv

Gjennomsnittlig konsentrasjon av sølv i slam fra 10 renseanlegg var 2,53 mg/kg TS og medianverdien var på 1,96 mg/kg TS basert på 47 prøver tatt i perioden oktober 2012 til februar 2013. Den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen (6,34 mg/kg TS) ble målt i slam fra HIAS og den laveste (1,12 mg/kg TS) ble målt på Solumstrand ra. Resultatene er vist i Figur 25. I denne undersøkelsen har HIAS omtrent dobbelt så høy konsentrasjon som andre anlegg. I den norske screeningundersøkelse fra 2011 (Thomas *et al.*, 2011) var det analysert for sølv på fire stikkprøver av slam fra åtte renseanlegg. HIAS hadde også her høyest konsentrasjon av sølv (7,3 mg/kg TS) i forhold til de andre anleggene. Dataene fra rapporten (Thomas *et al.*, 2011) inngår i rapporten fra Klif (Andersen *et al.*, 2012).



Figur 25. Analyseresultater for sølv med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.

Sølv er blant metallene som i følge svenske data raskest vil fordoble sin konsentrasjon i jord ved bruk av avløpsslam (Eriksson, 2001). Screeningundersøkelsen for metaller og organiske forurensninger i slam i 2006 (Nedland og Paulsrød, 2006) indikerte at innhold av de ulike metallene, inkludert sølv, ligger på samme nivå eller litt høyere enn i tilsvarende undersøkelser oppsummert i Tabell 18.

Analyseresultatene fra 2012/13 viser at mengden av sølv i slam er noe lavere enn det som er rapportert av Tavazzi *et al.* (2012) og Andersen *et al.*, (2012) vesentlig lavere enn den norske screeningundersøkelsen fra 2011 (Thomas *et al.*, 2011) var det også analysert for sølv i slam fra 8 renseanlegg, hvor sju av anleggene er de samme som i denne undersøkelsen. Disse dataene inngår i rapporten fra Klif (Andersen *et al.*, 2012).

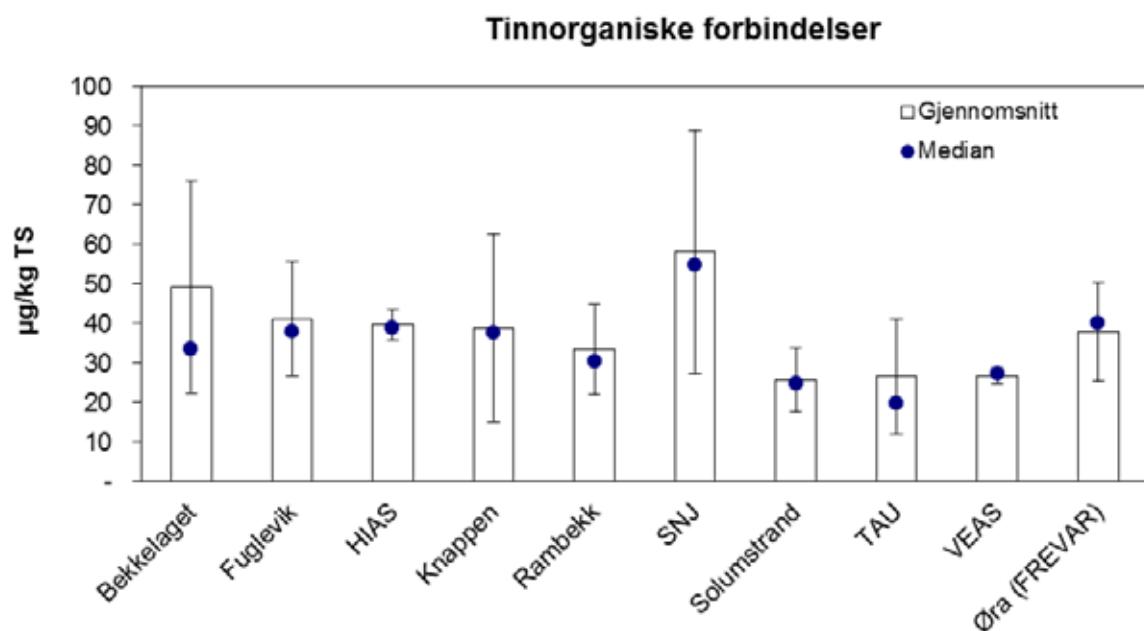
Tabell 18. Konsentrasjoner av sølv (mg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 10 år.

Land	År	Antall	Variasjon	Median	Middel	Referanser
Sverige	01	48			5,6	Eriksson, 2001
Norge	06	12	4,5-12	10,4	9,3	Nedland og Paulsrud (2006)
Norge	06/07	9	0,8-5,8	3,4	3,0	Blytt, 2008
Sverige	08/09		3,1-8,6	5,9	5,9	Pettersson og Wahlberg, 2010
Europa	2011	61	<0,06-11,7	2,4	3,3	Tavazzi <i>et al.</i> 2012
Norge	04 -11	35	0,4-10,1	2,6	3,9	Andersen <i>et.al</i> 2012
Norge	11/12	49	0,7-8,5	2,0	2,5	Denne undersøkelsen

4.14. Tinnorganiske forbindelser

I 50 prøver fra 10 anlegg i perioden oktober 2012 til februar 2013 ble analysert for innhold av tinnorganiske forbindelser. Resultatene rapporteres som sum av fire forbindelser: dibutyltinnkation (DBT), tributyltinnkation (TBT) og dioktyltinnkation (DOT) og trifenyltinnkation (TFT). Summen av tinnorganiske forbindelser slamprøvene varierte fra 10 til 105 µg/kg TS, med middelverdi på 38 µg/kg TS og medianverdi på 33 µg/kg TS, se Figur 26. Hovedbidraget til totalsummen kommer fra DBT som ble funnet i samtlige slamprøver i konsentrasjonsområdet fra 7-85 µg/kg TS og med middelverdi på 29 µg/kg TS og medianverdi på 26 µg/kg TS. Innholdet av TBT og DOT var noe lavere med medianverdi på henholdsvis 4 og 5,2 µg/kg TS. TFT var ikke detektert.

Det var relativ liten variasjon i verdier mellom prøver. Prøvene fra Bekkelaget ra, Knappen ra og TAU hadde en variasjonskoeffisient litt over 50 %. Tinnorganiske forbindelser ble analysert for første gang i denne type undersøkelse, og av den grunn foreligger lite sammenligningsdata fra tidligere år. Tinnorganiske forbindelser ble analysert i screeningundersøkelsen av slam fra fire renseanlegg i 2006. Tilgjengelige data er oppsummert i Tabell 19, og denne undersøkelsen viser et vesentlig lavere innhold av tinnorganiske forbindelser enn tidligere undersøkelser.



Figur 26. Analyse resultater for tinnorganiske forbindelser med middelverdi, median og standardavvik. Analyser utført i 2012/13.

Tabell 19. Konsentrasjon av tinnorganiske forbindelsene DBT, TBT, DOT og TFT (µg/kg TS) i slam fra ulike undersøkelser de siste 11 år.

Land	År	DBT	TBT	DOT	TFT	Referanse
midtel µg/kg TS						
Sverige	2002		10-96		<1,0	Sternbeck <i>et al.</i> , 2006
Norge	06	188	45		<1,0	Nedland og Paulsrød, 2006
Sverige	08/09	108	16		<1,0	Pettersson og Wahlberg, 2010
Norge	11/12	29	4,1	6,2	<1,0	Denne undersøkelsen

4.15. Rottegift

Ulike typer rottegift, Brodifacoum, Difenacoum, Flocoumafen, Bromadiolone og Warfarin var analysert på 5 måndesblandprøver av slam fra 10 anlegg. Totalt var det analysert 43 prøver. Av disse var det for Brodifacoum, Difethialone og Bromadiolone, ikke mulig å finne fram til en analysemetode som kunne gi resultater. Ingen av slamprøvene hadde konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen for de tre rottegifftypene som lot seg analysere; Difenacoum, Flocoumafen og Warfarin. Laveste kvantifiseringsgrense var for Warfarin 40 µg/kg TS og for Difenacoum og Flocoumafen var den 10µg/kg TS.

Det er funnet lite litteratur som angir nivå av rottegift i avløpsslam. I Irland var det gjort en undersøkelse av ulike typer kommunalt slam hvor man analyserte for ulike legemidler, herunder Warfarin. I denne undersøkelsen ble det påvist signifikante spor av Warfarin i avløpsslam (Barron *et al.*, 2008), uten at det var oppgitt konsentrasjoner i undersøkelsen. Ved Svenska Miljöinstitutet har det vært gjennomført screeningundersøkelser i 2008 hvor man har analysert for Brodifacoum, Difenacoum og Flocoumafen i avløpsslam. Alle verdiene er opplyst å være under 1 µg/kg våtvekt (Norström *et al.*, 2008). I samme undersøkelse analyserte man også for rottegiffene Chlorophacione, Diphenadione og Coumatetralyl som også var rapportert under kvantifiseringsgrensen på 1 µg/kg våtvekt.

5. Referanser

Andersen S., Gudbrandsen, M., Haugstad K. og Hartnik., T. (2012): Noen miljøskadelige stoffer i avløpsslam – forekomst og miljørisiko. Klif rapport TA-3005

Andersson P-G. (2012): Slamspridning på åkermark fältförsök med kommunalalet avløpsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2011. Prosjekt mellom Malmö, Lund, Trelleborg, Kävlinge, Burlöv, Lomma, Staffanstorp och Svedala och SYSAM. Presentasjon i Skåne på Workshop Önskade ämnen i slam den 14 maj 2012

Andersson, B. Andersson P-G., Apegren, H., Darte, Y., Edner, S., Gruvberger, C., Leander, A, Lindblom, H., Midlöh, E., Nielsen, og Thorén, A. (2012) Evaluation of Sludge application on Agricultural land in long-term field study.

Barron, L., Tobinb, J. and Paull, B. (2008): Multi-residue determination of pharmaceuticals in sludge and sludge enriched soils using pressurized liquid extraction, solid phase extraction and liquid chromatography with tandem mass spectrometry. *J.Environ.Monit.* Mar; 10(3), p 353-361

Berge, J.A., Borgå, K. og Enge E.K. (2008): Analyse av sedimenter: Kildesporing av bromerte flammehemmere i Ålesundsområdet, NIVA-rapport nr. 5674-2008, SFT rapport TA2441/2008

Blytt, L.D. (2007): Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07. NORVAR-rapport 157-2007

Blytt, L.D. (2008): Resultater fra tilleggsundersøkelse av slam med hensyn på ulike mikroforurensninger, Mattilsynet, Notat 3. april 2008, Aquateam prosjekt O-07071

Blytt, L.D. (2010): Undersøkelse av miljøgifter ved fire norske renseanlegg PFOA, Bisfenol A, Triklosan, Siloksan (D5), Dodecylfenol og 2,4,6-Tri tert.betylfenol, Aquateam rapport 10-015, Klif rapport TA2636/2010

Brevik, E.M. (2001): Status for innhold av organiske miljøgifter i slam fra Drammensregionen. BUVA-rapport 26/01 Buskerud Vann og Avløpssenter AS Drammen

Budewig, S. (2012) Legislation on sewage sludge in Germany. Workshop on FATE sludge and biowaste, EU Commission

Campbell, H.W. og Webber, M.D. (1997) Biosolids management in Canada: Current practice and future trends. Paper presented at the Speciality Conference on Management and Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land, Copenhagen, 30. April – 2. May.

Chaney, R.L., Ryan, A. og O'Connor, G.A. (1990): Risk Assessment For Organic Micropollutants: U.S. Point of View. In L'Hermite (ed.): Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes. Elsevier Applied Science. ISBN 1-85166-682-6.

Defra (2009): Advisory committee on hazardous substances - report on nanosilver, Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK

Eriksen, S.E., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T. Grave K., Hallgeir-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T. and Sverdrup, L. (2009): Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils, Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety, VKM Vitenskapskomiteen for mattrygghet

Eriksson J. (2001): Halter av 61 spårelementer i avløpsslam, stallgödesel,

handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda, SNV rapport 5148, Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige

EU (2000): Working document on sludge 3rd draft. Brussels, 27. April 2000

EU (2003): Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD). Environmental risk assessment Part II. European Commission.

EU (2011): Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No.27. European Commission.

Fjeld E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye., C. og Gundersen, H. (2005): Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter i 2004. Bromerte flammehemmere perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. SFT TA 2096/2005.

Fjeld, E., Enge E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A. og Løvik J.K. (2012): Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2011 Klif Rapport TA 2889/2012, NIVA prosjekt O-12003

Frankki, S. og Sternbeck, J.(2013): Förekomst av föroreningar i olika avlopp- och avfallsfraktioner som är relevanta för fosforåterföring . WSP rapport på oppdrag av Naturvårdsverket.

Fries G.F. (1996): Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. Sci Total Environ.185:93–108.

Hellström, T. (2000): Bromerade flamskyddsmedel (PBDE och PBB) i slam – ett problem? VAV M113, april 2000. VAV, Stockholm.

Huse, A. og Aas-Aune, S. (2009):Kartlegging av bruk, forekomst og omfang av siloksaner i Norge. Klif rapport TA 2557/2009

Jensen, J., Ingvertsen, S.T. og Magid, J. (2012): Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in Sewage sludge. Miljøstyrelsen. Environmental project no. 1406 2012.

Jones, K.C. and Northcott, G.L. (2000): Organic Contaminants in Sewage Sludges: A Survey of UK Samples and a Consideration of their Significance. -Final Report to the Department of the Environment, Transport and the Regions: Water Quality Division, UK.

Jordministeriet (1992): Tysk slamforskrift, Sewage Sludge Ordinance,- Klärschlammverordnung (AbfKärV)http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/english/pdf/application/pdf/abfklaerv_en_bf.pdf

Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Cousins, A.P., Schmidbauer, N. og Brorström-Lundén, E. (2005): Siloxanes in the Nordic environment. Nordisk ministerråd rapport, TemaNord 2005:593

Kaj, L. Ekhede, Y., Dusan, B., Hansson, K., Coisins, A.P., Remberger, M., Brorström-Lundén og Schlabach, M. (2007): Screening 2004 - uppfölningsprosjekt. Analys av oktaklorstyren, flyktiga methylsiloxaner, vissa fenoler og endosulfan. Svenska miljöinstitutet, Rapport B1745

Kaj, I. Lija, K., Remberger, M, Allard, A.S. Dusan, B and Brorström-Lundén, E. (2008) Results from the Swedish National Screening Program 2007 Subreport 4: Linear alkyl benzene sulfonat (LAS) Swedish Environmental Research Institute IVL Report B1808.

Klif (2009): Handlingsplan for reduksjon av utsipp av bromerte flammehemmere, oppdatert nov. 2009

Kristensen, P., Tørsløv, J., Samsøe-Petersen, L. og Rasmussen, J.O. (1996): Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Kontaminéringsniveau, miljørisikovurdering og forslag til kvalitetskriterier: Hovedrapport Miljøprosjekt nr. 328. Miljø- og energiministeriet, Miljøstyrelsen, Danmark

Langenkamp, H., Part, P., Erhardt, W. and Prües (2001): Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use. Joint Research Centre report.

Langford, K.H., Beylich, B.A., Bæk, K., Fjeld, E., Kringstad, A., Høyfeldt, A., Reid, M., Øxnevad, S. and Thomas, K.V. (2012): Screening of selected alkylphenolic compounds, biocides, rodenticides and current use pesticide.s Klif rapport .TA 2899/012

LeBlanc, R.J., Matthews, P., and Richard, R.P. (2008): Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: Moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. Utarbeidet av programmet UN-HABITAT

Leschber, R. (1992): Organohalogenverbindungen in Klärschlamm und ihre Bestimmung als kumulative Parameter. In: Hall, J.E., Sauerbeck, D.R. & P.L'Hermite (1992), s. 45-53.

Leschber, R. (2006): Background values in European soils and sewage sludges Results of a JRC coordinated study on background values Part 1 Evaluation of the relevance of organic micro-pollutants in sewage sludge EUR 22265EN

Madsen, T., Kristensen, P., Samsøe-Petersen, L., Tørsløv, J and Rasmussen, J.O., (1997): Application of sludge on farmland – quality objectives, level of contamination and environmental risk assessment. Paper presented at the Speciality Conference on Management and Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land, Copenhagen, 30. April - 2. May

Miljø-Kjemi (1996): Miljøfremmede stoffer. Analysemuligheter. Kurs nr. 96.304, 30.10.96, Norsk Miljøsenter, Oslo.

Miljøstatus (2013): <http://www.miljostatus.no>

Miljøstyrelsen (2012): Undersøgelse af PCB, dioxin og tungmetaller i eksportert slam til Tyskland. Miljøprosjekt nr. 1433, 2012

Mogensen, B.B., Pritzl, G., Rastogi, S., Glesne, O., Hedlund, B., Hirvi, J-P., Lundgren, A. and Sigurdsson, A. (2004): Musk Compounds in the Nordic environment. TemaNord 2004:503

Mogensen, B., Bossi, R., Kjær, J., Juhler, R. og Boutrup, S. (2008): Lægemidler og triclosan punktkilder og vandmiljøet. Danske miljøundersøkelser, faglig rapport fra DMU nr. 638

Naturvårdsverket (1990): Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13 Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige

Naturvårdsverket (1992): Slam. Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen. Sammanställning och utvärdering av analysresultat. Rapport 4085. Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige.

Naturvårdsverket (1995): Stora avloppsreningsverk. Slam & avloppsvatten. Aktuella förhållanden 1993. Rapport 4423. Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige.

Nedland K.T. (2002): Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse i 2001-02. Aquateam rapport 02-018. O-01031.

Nedland K. T. og Paulsrud B. (2006): Screeningundersøkelse av metaller og organiske forurensninger i slam fra fire norske renseanlegg, Aquateam rapport 06-031. O-06072.

Nordström, K., Remberger, M. Kaj, L., Potter, A., Hansson, K., Cousins, A.P. and Brorström-Lundén, E. (2008): Results from the Swedish National Screening Program 2008 Subreport 3 Biocider Difenocoum. Swedish Environmental Research Institute, IVL Report B1877 http://www3.ivl.se/miljo/db/IVL_screening_registersida.htm

NORVAR (2005): Svarbrev fra LD - vedr §10 i Gjødselvareforskriften, 18. mars 2005, <http://www.norvar.no/content/view/full/11545>

NOU – Norges offentlige utredninger (2010): Et Norge uten miljøgifter Hvordan utslip av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses. 2010:9

Pettersson, M. og Wahlberg C. (2010): Övervakning av prioriterade ämnen i vatten och slam från avloppsreningsverk i Stockholm. Svensk Vatten Utveckling Rapport nr 2010:62

Paulsrud, B., Nedland, K.T. og Wien, A. (1997): Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. SFT-Rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn, Oslo

Pell, M. (2012): Påverkar slammet markens mikroorganismer? Presentert på Workshop Öönskade ämnen i slam 14 maj 2012. Slam som produktionsresurs i svenska jord- och skogsbruk – III. Rapport Kungl. Skogs- och lantbruksakademien

Remberger, M., Woldegiorgis, A., Kaj, L. Andersson, J. Cousins, A.P. Dusan, B., Ekhenen, Y. and Brorström-Lundén, E. (2006): Results from the Swedish Screening 2005 Subreport 2. Biocides. Swedish Environmental Institute. IVL Report 1700

Samsøe-Petersen, L., Winther Nielsen, M., and Madsen, T. (2003): Environmental Project No 861, Fate and effects of triclosan, Miljøstyrelsen, Denmark,

Schlabach, M., Andersen, M.S., Green N., Schøyen M. and Kaj, L. (2007): Siloxanes in the Environment of the Inner Oslofjord, NILU prosjekt O-106140 SFT rapport TA-2269/2007

Schlabach, M., Remberger, M., Brorström-Lundén E., Norström, K., Kaj L., Andersson, H., Herzke, D., Borgen A., and Harju, M. (2011): Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. Nordisk ministerråd. TemaNord 2011:528

Smith, S.R. (2000): Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture. Prog. in Environ., 2, s. 129-146.

Snilsberg, P., Eggen, T, Fjeld E og Schlabach, M. (2005): Vurdering av bromerte flammehemmere til Mjøsa fra deponier, kommunale renseanlegg og elver. SFT TA 2104/2005

Sternbeck, J., Fälldt, J., and Österås, A.H. (2006): Screening of organotin compounds in the Swedish environment WSP Environment Stockholm

Sternbeck, J. Blytt, L.D., Gustavson, K., Frankki, S. and Bjergström M. (2011): Using

sludge on arable land– effect based levels and longterm accumulation for certain organic pollutants, TemaNord 2011:506

Sørensen, P. (2012): Prioriterte miljøgifter: Nasjonale utslipp – status 2010, Klif rapport TA 2981/2012

Tavazzi, S., Locoro, G., Comero, S., Sobiecka, E., Loos, R., Gans, O., Ghiani, M., Umlauf, G., Suurkuusk, G., Paracchini, B., Cristache, C., Fissiaux, I., Riuz A.A., and Gawlik B.M. (2012): Occurrence and levels of selected compounds in European sewage sludge samples. Results of a Pan-European Screening Exercise. Joint Research Centre report.

Thomas K.V., Langford, K.H., Muthanna, T., Schlabach, M., Enge, E.K., Borgen, A., Ghebremeskel, M., Gundersen, H., Leknes, H. Uggerud, H., Haglund. P., Liao, Z. and Liltvedt, H. (2011) Occurance of selected organic micropollutants and silver at wastewater treatment plants in Norway. Klif rapport TA-2784/2011.

UMK-AG (2000): Abschlussbericht "Ursachen der Klärlchlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan" Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz "Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan", Tyskland

Vigerust, E. (1989): Organiske mikroforurensninger i kloakkslam fra norske renseanlegg. Foreløpig rapport til Statens forurensningstilsyn, Oslo.

WEAO (2001): Fate and significance of selected contaminants in sewage biosolids applied to agriculture land through literature review and consultation with stakeholder groups. Water Environment Association of Ontario, April 2001.

Wherter, I. (2012): Sewage Sludge Regulation in Denmark with Scandinavian outlook, Workshop on FATE sludge and biowaste, EU commission

Vedlegg 1 Analyseresultater – rådata

Rådata LAS

Renseanlegg	Måned	C10-Alkyl-Bensensulfonat	C11-Alkyl-Bensensulfonat	C12-Alkyl-Bensensulfonat	C13-Alkyl-Bensensulfonat	C14-Alkyl-Bensensulfonat	SUM LAS
		mg/kg TS					
Bekkelaget	okt.	49	250	350	300	<5.0	949
	nov.	50	260	350	310	<5.0	970
	des.	48	230	320	290	<5.0	888
	jan.	56	260	330	290	<5.0	936
	feb.	58	270	350	290	<5.0	968
HIAS	okt.	50	210	290	260	<5.0	810
	nov.	25	120	160	140	<5.0	445
	des.	36	170	240	210	<5.0	656
Høringen	jan.	51	230	300	270	<5.0	851
	feb.	50	220	290	260	<5.0	820
	okt.	36	190	300	270	<5.0	796
	nov.	38	210	330	320	<5.0	898
	des.	63	320	480	440	<5.0	1303
	jan.	53	280	420	390	<5.0	1143
NRA	feb.	57	290	420	390	<5.0	1157
	okt.	21	110	150	150	<5.0	431
	nov.	21	100	160	160	<5.0	441
	des.	20	95	130	140	<5.0	385
	jan.	26	120	160	150	<5.0	456
	feb.	20	88	120	120	<5.0	348

Renseanlegg	Måned	C10-Alkyl-Bensensulfonat	C11-Alkyl-Bensensulfonat	C12-Alkyl-Bensensulfonat	C13-Alkyl-Bensensulfonat	C14-Alkyl-Bensensulfonat	SUM LAS
				mg/kg TS			
Sandefjord	okt.	48	260	400	380	<5,0	1088
	nov.	50	270	410	390	<5,0	1120
	des.	26	150	230	230	<5,0	636
	jan.	61	330	490	470	5,3	1356
	feb.	12	87	160	190	<5,0	449
TAU	okt.						
	nov.	25	110	150	130	<5,0	415
	des.	21	94	120	110	<5,0	345
	jan.	37	150	180	150	<5,0	517
	feb.	30	120	160	130	<5,0	440
VEAS	okt.	25	140	230	220	<5,0	615
	nov.	24	140	220	220	<5,0	604
	des.	29	160	250	250	<5,0	689
	jan.	38	200	290	280	<5,0	808
	feb.	36	180	260	240	<5,0	716
Øra	okt.	140	610	850	790	<5,0	2390
	nov.	230	970	1300	1100	5,4	3605
	des.	230	1200	1600	1400	<5,0	4430
	jan.	160	650	720	620	<5,0	2150
	feb.	150	600	700	570	<5,0	2020
Median		38	210	290	270	<5,0	810
Middel		56	268	368	334	5,4	1027
Maks		230	1200	1600	1400	5,4	4430
Min		12	87	120	110	<5,0	345
Antall > LOD		39	39	39	39	2	39

Rådata Ftalater

Rensemønster	Mnd	Dimetylftalat	Dietylftalat	Di-n-propylftalat	Di-n-butylftalat (DBP)	Di-iso-butylfatalat	Di-pentylftalat (DPP)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	Di-(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)	Butylbenzylftalat (BBP)	Di-sykloheksylftalat
mg/kg TS											
Bekkelaget	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	0,083	0,23	<0,050	<0,18	28	<0,16	0,19
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,45	25	<0,10	0,1
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	0,22	0,59	<0,050	<0,50	33	0,28	<0,20
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	0,25	0,3	<0,10	<0,35	33	<0,30	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,23	0,43	<0,10	<0,60	35	0,31	0,33
HIAS	okt.	<0,10	<0,10	<0,10	0,3	0,62	<0,10	<0,90	49	0,44	<0,10
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	0,35	0,59	<0,10	<0,90	50	0,6	<0,10
	des.	<0,10	<0,10	<0,10	0,43	0,69	<0,10	<1,0	55	0,59	<0,10
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	0,63	0,92	<0,1	<1,9	57	1,3	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,64	0,96	<0,10	<2,0	58	1,5	<0,10
Høvringen	okt.	<0,050	<0,050	<0,080	<0,11	0,68	<0,050	<0,31	42	0,32	<0,25
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<1,6	45	<0,20	0,4
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	0,19	0,56	<0,050	<1,1	51	0,55	0,37
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	0,33	0,73	<0,30	<0,80	41	0,8	0
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,82	0,1	<0,80	<1,5	47	1,3	0,64
NRA	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,15	<0,050	<0,10	19	<0,12	0,1
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,25	0,14	<0,45	<0,70	24	<0,10	0,19
	des.	<0,060	<0,050	<0,050	<0,18	0,24	<0,050	<0,45	18	<0,15	<0,11
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	0,23	0,37	<0,10	<0,40	20	0,21	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,20	0,37	<0,10	<0,60	24	<0,10	0,18
Sandefjord	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,080	0,3	<0,060	<0,25	51	<0,15	0,27
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,85	30	<0,10	<0,10
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,34	<0,050	<1,3	37	<0,16	<0,12
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,43	<0,10	<0,80	42	<0,15	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,35	<0,10	<0,60	30	<0,20	0,23
TAU	okt.	<0,050	<0,050	<0,070	<0,22	0,15	<0,080	<0,15	12	<0,22	0,11
	nov.	<0,10	0,11	<0,10	<0,10	0,12	<0,35	<0,90	27	<0,15	0,14

Rense-anlegg	Mnd	Dimetyl-ftalat	Dietyl-ftalat	Di-n-propyl-ftalat	Di-n-butylftalat (DBP)	Di-iso-butylfatalat	Pentylftalat (DPP)	Di-n-octylftalat (DNOP)	Di-(2-ethylhexylyl)ftalat (DEHP)	Butyl-benzyl-ftalat (BBP)	Di-syklo-heksyl-ftalat
mg/kg TS											
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	0,085	0,22	<0,050	<0,40	8,6	<0,10	0,31
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,24	<0,10	<0,40	15	<0,20	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,18	0,27	<0,75	<0,35	12	<0,10	0,21
VIEAS	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,070	<0,050	<0,20	21	<0,070	0,31
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,60	18	<0,10	0,17
	des.	<0,10	<0,050	<0,050	<0,050	0,14	<0,050	<0,55	19	<0,050	<0,25
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,60	27	<0,15	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,60	25	<0,60	0,52
Øra	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,05	<0,050	<0,20	24	<0,050	0,17
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,40	18	<0,10	0
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,085	<0,050	<0,35	27	<0,050	<0,13
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,12	<0,10	<0,30	35	<0,11	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,30	34	<0,15	0,24
Fuglevik	okt.	<0,080	<0,050	<0,11	<0,050	<0,050	<0,050	<0,25	42	<0,060	0,23
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,70	35	<0,10	0,23
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,25	<0,050	<0,85	39	<0,15	<0,20
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	0,15	0,43	<0,10	<0,65	46	<0,20	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,28	<0,10	<0,60	34	0,31	0,2
Knappen	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,060	<0,050	<0,21	15	<0,050	<0,070
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,25	<0,10	<0,10	<0,35	9,9	<0,10	<0,10
	des.	<0,050	<0,050	<0,050	0,068	0,32	<0,050	<0,60	22	<0,10	<0,060
	jan.	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,52	<0,20	<0,40	23	<0,20	<0,20
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,30	0,43	<0,10	<0,40	22	<0,30	0,16
Lillevik	okt.	<0,050	<0,050	<0,060	<0,050	<0,050	<0,050	<0,090	26	<0,050	<0,080
	nov.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,080	<0,050	<0,55	33	<0,10	<0,20
	des.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,60	33	<0,10	0,42
	jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,30	32	<0,10	<0,10
	feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,50	40	<0,10	0,2

Rense-anlegg	Mnd	Dimetyl-ftalat	Dietyl-ftalat	Di-n-propyl-ftalat	Di-n-butylftalat (DBP)	Di-iso-butylfatalat	Pentylftalat (DPP)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	Di-(2-ethylhexylyl)-ftalat (DEHP)	Butyl-bensylnftalat (BBP)	Di-sykloheksylnftalat
mg/kg TS											
Rambekk	okt.	<0,050	<0,050	<0,10	<0,050	<0,050	<0,050	<0,25	26	<0,070	<0,050
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,90	26	<0,15	0,12
des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,90	31	<0,080	<0,10
jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,70	33	<0,11	<0,10
feb.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,85	34	<0,15	0,2
SNJ	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,080	0,16	<0,050	<0,27	27	0,2	0,18
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,1	<0,10	<1,1	31	0,17	0,21
des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,070	0,22	<0,050	<0,90	32	0,28	0,17	
jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,3	<0,10	<0,75	35	0,37	<0,10	
feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,11	0,38	<0,10	<1,2	41	0,64	0,44	
Solumstrand	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,20	24	<0,080	0,079
	nov.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,30	0,11	<0,70	<0,80	28	<0,15	<0,10
des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,080	0,27	<0,060	<0,55	27	<0,16	<0,12	
jan.	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,21	<0,10	<0,30	19	<0,10	<0,10	
feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,46	0,27	<0,60	<0,65	27	<0,30	0,29	
Langnes	okt.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,060	<0,20	<0,050	<0,11	8,4	<0,10	<0,15
	nov.	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,55	9,5	0,23	0,24
des.	<0,050	<0,050	<0,050	<0,50	0,56	<0,15	<0,15	6,5	1,3	<0,10	
jan.	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	9,6	<0,20	<0,20	
feb.	<0,10	<0,10	<0,10	0,92	<0,10	<1,3	<0,20	5,2	0,25	<0,10	
Median	<LOD	<0,1	<LOD	<0,10	<0,20	<LOD	<LOD	28	<0,15	<0,15	
Middel	<LOD	0,11	<LOD	0,33	0,36	<LOD	<LOD	29,3	0,57	0,24	
Maks	<LOD	0,11	<LOD	0,92	0,96	<LOD	<LOD	58	1,50	0,64	
Min	<LOD	<0,05	<LOD	<0,05	0,05	<LOD	<LOD	5,2	<0,05	<0,05	
Antall > LOD	0	1	0	20	45	0	0	75	21	37	

Rådata Fenoler: Nonylfenol-/etoksylater og alkylfenoler (oktylfenoler mm)

Rense-anlegg	Mnd	4-n-Nonyl-fenol	NP1EO	NP2EO	SUM NP-NPE	4-n-Butyl-fenol	3-tert-Butyl-fenol	4-t-Butyl-fenol	4-n-Pentyl-fenol	4-n-Heksyl-fenol	4-n-Heptyl-fenol	4-t-Oktyl-fenol	Sum fenoler	Dodecyl-fenol
		mg/kg TS												
Bekkelaget	okt.	<0,010	4,10	0,42	4,52	<0,1	<0,10	0,72	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,21	0,93 <0,50
	nov.	<0,010	1,50	0,20	1,70	<0,10	<0,10	0,22	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,25	0,47 <0,30
	des.	<0,0010	3,50	0,26	3,76	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,26	0,26 0,35
	jan.	<0,01	5,00	0,54	5,54	<0,10	<0,10	0,17	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,26	0,43 <0,70
	feb.	<0,0010	5,50	0,30	5,80	<0,10	<0,10	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,33	0,44 <0,40
HIAS	okt.	<0,010	7,50	0,77	8,27	<0,10	<0,10	0,23	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,17	0,40 <1,1
	nov.	<0,020	6,80	0,74	7,54	<0,10	<0,10	0,20	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,16	0,36 <1,0
	des.	<0,025	7,20	0,81	8,01	<0,10	<0,10	0,17	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,13	0,30 <1,0
	jan.	<0,030	9,80	0,69	10,49	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,14	0,14 <0,60
	feb.	<0,030	9,70	0,63	10,33	<0,10	<0,10	0,17	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,14	0,31 0,06
Hørringen	okt.	<0,020	2,90	0,20	3,10									
	nov.	<0,025	2,30	0,17	2,47									
	des.	<0,010	3,20	<0,20	3,20									
	jan.	<0,010	3,50	0,26	3,76									
	feb.	<0,02	3,50	<0,20	3,50									
NRA	okt.	<0,0080	2,10	0,79	2,89									
	nov.	<0,010	1,40	0,52	1,92									
	des.	<0,010	2,00	0,27	2,27									
	jan.	<0,0010	2,80	0,72	3,52									
	feb.	<0,010	3,80	0,80	4,60									
Sandefjord	okt.	<0,013	6,70	0,43	7,13									
	nov.	<0,025	3,80	0,33	4,13									
	des.	<0,025	3,00	0,37	3,37									
	jan.	<0,01	3,20	0,62	3,82									
	feb.	<0,010	3,20	0,15	3,35									

Rense-anlegg	Mnd	4-n-Nonyl fenol	NP1EO	NP2EO	SUM NP-NPE	4-n-Butyl fenol	3-tert-Butyl fenol	4-t-Butyl fenol	4-n-Pentyl fenol	4-n-Heksyl fenol	4-n-Heptyl fenol	4-n-Oktyl fenol	4-t-Oktyl fenol	Sum fenoler	Dodecyl fenol
mg/kg TS															
TAU	okt.	<0.0060	2,80	0,56	3,36	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0020	0,05	0,05
	nov.	<0,010	1,50	0,32	1,82	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,04	0,04
	des.	<0,010	2,20	0,53	2,73	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,15	<0,010	0,06	0,06	<0,25
	jan.	<0,01	2,20	0,40	2,60	<0,10	<0,10	<0,20	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,04	0,04	<0,40
	feb.	<0,010	2,20	0,67	2,87	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,04	0,04	<0,25
VEAS	okt.	<0,0050	2,20	0,31	2,51	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,13	0,13	<0,50
	nov.	<0,010	2,40	0,27	2,67	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,12	0,12	<0,20
	des.	<0,010	2,10	0,21	2,31	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,11	0,11	0,25
	jan.	<0,01	3,10	0,41	3,51	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,16	0,16	<0,50
	feb.	<0,020	2,80	0,40	3,20	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,18	0,18	<0,30
Øra	okt.	<0,0040	2,20	<0,10	2,20	<0,10	<0,10	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0020	0,13	0,24	<0,32
	nov.	<0,010	1,00	<0,10	1,00	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,13	0,13	<0,75
	des.	<0,010	1,70	<0,10	1,70	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,12	0,12	<0,25
	jan.	<0,010	3,30	<0,10	3,30	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,12	0,12	<0,40
	feb.	<0,01	2,70	0,22	2,92	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,15	0,15	<0,60
Fuglevik	okt.	<0,0050	3,90	0,13	4,03	<0,10	<0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0020	0,12	0,12	<0,22
	nov.	<0,015	4,90	0,24	5,14	<0,10	<0,10	<0,15	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,18	0,18	<0,35
	des.	<0,010	5,00	0,33	5,33	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,20	0,20	0,35
	jan.	<0,01	3,70	0,42	4,12	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,12	0,12	<0,40
	feb.	<0,010	4,20	0,17	4,37	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,13	0,13	<0,25
Knappen	okt.	<0,0030	3,70	0,24	3,94	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0020	0,04	0,04	<0,24
	nov.	<0,020	2,40	0,38	2,78	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,20	<0,020	0,04	0,04	<0,60
	des.	<0,010	3,70	0,34	4,04	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	n.d.	n.d.	<0,60
	jan.	<0,010	3,10	0,52	3,62	<0,10	<0,10	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,05	0,16	<0,40
	feb.	<10	4,20	0,27	4,47	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,06	0,06	<0,40
Lillevik	okt.	<0,050	3,20	<0,10	3,20										
	nov.	<0,01	1,80	<0,1	1,80										
	des.	<0,05	2,20	0,12	2,32										
	jan.	<0,010	2,20	0,34	2,54										
	feb.	<0,010	2,60	0,11	2,71										

Rense-anlegg	Mnd	4-n-Nonyl fenol	NP1EO	NP2EO	SUM NP-NPE	4-n-Butyl fenol	3-tert-Butyl fenol	4-t-Butyl fenol	4-n-Pentyl fenol	4-n-Heksyl fenol	4-n-Heptyl fenol	4-n-Oktyl fenol	4-t-Oktyl fenol	Sum fenoler	Dodecyl fenol
mg/kg TS															
Rambekk	okt.	<0.0040	2,40	0,20	2,60	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0050	0,21	0,21	<0,34
	nov.	<0,010	2,00	0,21	2,21	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,23	0,23	<0,30
	des.	<0,010	1,70	0,19	1,89	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,30	0,30	0,40
	jan.	<0,011	2,10	0,66	2,76	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,29	0,29	<1,0
	feb.	<0,0010	2,40	0,22	2,62	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,28	0,28	<0,40
SNJ	okt.	<0,0080	3,60	0,26	3,86	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,19	0,19	<0,50
	nov.	<0,015	2,80	0,22	3,02	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,18	0,18	<0,45
	des.	<0,025	3,00	0,29	3,29	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,17	0,17	<0,50
	jan.	<0,01	3,60	0,78	4,38	<0,10	0,37	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,20	0,20	<0,90
	feb.	<0,010	5,50	0,31	5,81	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,20	0,20	<0,60
Solumstrand	okt.	<0,0020	1,10	0,51	1,61	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,0020	0,06	0,06	<0,72
	nov.	<0,010	1,10	0,77	1,87	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,10	0,10	<2,0
	des.	<0,010	0,95	0,39	1,34	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,06	0,06	<2,4
	jan.	<0,010	1,90	0,91	2,81	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,09	0,09	<1,4
	feb.	<0,010	2,80	0,68	3,48	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010	0,11	0,11	<1,1
Langnes	okt.	<0,0030	0,20	0,12	2,80										
	nov.	<0,010	0,17	<0,10	0,17										
	des.	<0,010	0,46	0,11	0,57										
	jan.	<0,010	0,44	<0,10	0,44										
	feb.	<0,010	0,36	0,15	0,51										
Median	<LOD	2,80	0,30	3,20	<LOD	<0,10	<0,10	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,13	0,16	0,16	<0,40
Middel	<LOD	3,09	0,40	3,47	<LOD	0,37	0,22	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,14	0,20	0,20	0,28
Maks	<LOD	9,80	0,91	10,49	<LOD	0,37	0,72	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,33	0,93	0,93	0,40
Min	<LOD	0,17	<0,1	0,17	<LOD	<0,10	<0,10	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,06
Antall > LOD		0	75	65	75	0	1	10	0	0	0	0	49	49	5

Rådata Bisfenol A, metylparaben, triklosan, sølv og arsen

Renseanlegg	Mnd	Bisfenol A	Metylparaben	Triklosan	Arsen (As)	Sølv (Ag)
Bekkelaget	okt.	0,63	0,16	1,40	2,38	1,66
	nov.	1	0,13	1,20	2,67	2,11
	des.	0,88	0,17	1,60	1,92	2,36
	jan.	0,76	0,11	2,10	1,48	1,76
	feb.	0,96	<0,10	2,20	1,53	1,79
HIAS	okt.	1,5	0,18	1,80	2,44	8,05
	nov.	1,4	0,18	1,80	2,84	8,50
	des.	1,7	0,19	2,10	2,62	7,86
	jan.	2,2	0,20	2,30	2,32	4,73
	feb.	2,4	0,19	2,50	1,96	5,45
Høvringen	okt.	0,5				
	nov.	0,7				
	des.	1,4				
	jan.	0,6				
	feb.	0,8				
NRA	okt.	0,34				
	nov.	1,1				
	des.	0,64				
	jan.	0,9				
	feb.	0,76				
Sandefjord	okt.	0,32				
	nov.	0,35				
	des.	0,39				
	jan.	0,39				
	feb.	1,4				

Renseanlegg	Mnd	Bisfenol A	Metylparaben	Triklosan	Arsen (As)	Sølv (Ag)
				mg/ kg TS		
TAU	okt.	0,26	0,43	0,61	3,59	5,36
	nov.	0,63	<0,10	0,52	2,78	2,46
des.	0,63	0,14	0,83			
jan.	0,29	0,18	0,80	2,3	1,71	
feb.	0,82	0,19	0,67	1,51	1,23	
VEAS	okt.	0,18	<0,10	0,99	2,63	1,75
	nov.	0,19	0,10	0,20	2,75	1,82
des.	0,16	<0,10	1,20	2,16	1,96	
jan.	0,28	<0,10	1,90	1,97	2,43	
feb.	0,22	<0,1	2,00	1,08	1,92	
Øra (FREVVAR)	okt.	0,35	<0,10	0,70	3,79	0,94
	nov.	0,39	<0,10	2,10	5,00	0,97
des.	0,67	<0,10	0,58	3,72	2,00	
jan.	0,59	<0,10	1,30	3,48	1,49	
feb.	0,71	0,33	2,40	3,05	1,62	
Fuglevik	okt.	0,25	<0,10	1,20	2,24	3,46
	nov.	0,24	<0,10	0,98	2,25	2,00
des.	0,37	<0,10	1,30	2,16	2,74	
jan.	0,34	<0,10	2,00	1,74	3,14	
feb.	0,28	<0,10	1,20	1,84	2,11	
Knappen	okt.	1,90	0,18	1,20	4,32	1,30
	nov.	0,06	0,29	1,00	4,27	1,37
des.	0,05	<0,10	0,29	1,02	1,17	
jan.	<0,10	0,11	0,17	1,62	1,00	
feb.	0,13	0,15	1,70	1,43	2,48	
Lillevik	okt.					
	nov.	0,46				
des.	0,58					
jan.	0,62					
feb.	0,64					

Renseanlegg	Mnd	Bisfenol A	Metylparaben	Triklosan	Arsen (As)	Sølv (Ag)
				mg/ kg TS		
Rambekk	okt.	0,61	0,12	2,10	2,6	2,00
	nov.	0,67	<0,10	1,30	2,55	1,46
	des.	0,75	<0,10	1,50	3,13	2,23
	jan.	0,74	<0,10	2,40	2,07	1,86
	feb.	0,79	<0,10	2,00	2,11	1,87
SNJ	okt.	0,78	0,44	1,60	5,98	3,27
	nov.	0,71	<0,10	1,70	8,59	3,93
	des.	0,56	0,12	1,90	6,39	3,26
	jan.	0,58	0,34	2,90	5,68	3,01
	feb.	0,62	<0,10	1,10	3,6	2,64
Solumstrand	okt.	0,80	0,12	0,55	7,74	1,13
	nov.	0,75	<0,10	4,80	5,4	0,83
	des.	2,00	0,18	0,79	5,24	1,90
	jan.	1,50	0,1	0,64	3,05	0,74
	feb.	1,80	<0,10	0,89	2,27	1,00
Langnes	okt.					
	nov.	0,11				
	des.	<0,10				
	jan.	<0,10				
	feb.	<0,10				
Median		0,62	0,10	1,30	2,60	1,96
Middel		0,72	0,19	1,46	3,09	2,53
Maks		2,40	0,44	4,80	8,59	8,50
Min		0,05	0,06	0,17	1,02	0,74
Antall (n)		73	50	50	49	49
Antall over LOD		69	26	50	49	49

Rådata Bromerte flammehemmere - PBDE, HBCD og TBBP og andre

Rense-anlegg	Mnd	Tri BDE		Tetra BDE		Penta BDE		Heksa BDE		Okta BDE		Nona BDE		Deka BDE		HBCD		TBBP		SUM PBDE		Heksa BB		PBT		PBEB		
		Penta BDE	PBDE-99	Penta BDE	PBDE-100	Penta BDE	PBDE-99	Heksa BDE	Okta BDE	Nona BDE	Deka BDE	HBCD	TBBP	BDE-209														
Bekkelaget	okt.	<10	16	16	13	3	<15	<20	51	73	160	<50	6,3	316	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
	nov.	<10	11	16	13	3,1	<15	<20	<25	<50	540	<50	<20	567	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
	des.	<5,0	18	14	11	2,7	<5,0	<10	<20	52	730	<50	41	814	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
	jan.	<5,0	15	12	10	2,4	<5,0	<7,5	1,3	<50	240	<50	25	280	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
	feb.	<5,0	12	12	9,8	2,4	<5,0	<7,5	<10	<50	110	<50	<20	134	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
HIAS	okt.	<10	15	18	15	3,4	<15	<20	96	100	110	<50	<10	339	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
	nov.	<5,0	15	20	17	2,9	<5,0	<7,5	26	70	370	<50	<50	501	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
	des.	<5,0	13	17	14	2,5	<5,0	<7,5	15	50	380	<50	<50	475	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
	jan.	<5,0	11	16	14	2,4	<5,0	<7,5	17	68	160	<50	<50	272	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
	feb.	<0,5	10	15	12	2,6	<0,5	<0,1	25	<50	<50	<50	<20	50	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
Høvringen	okt.	<5,0	12	10	1,4	<5,0	<7,5	<10	37	820	<25	<25	190	869														
	nov.	<10	<10	16	140*	2	<15	<20	<25	50	1500	<50	33	1566														
	des.	<5,0	11	16	13	2,6	<5,0	<10	410	640	310	<50	<50	<20	1387													
	jan.	<5,0	12	15	14	3	<5,0	<10	<20	<50	1300	<50	42	1327														
	feb.	<5,0	6,7	9,1	7,6	1,5	<5,0	<7,5	<10	<50	990	<50	37	1006														
NRA	okt.	<10	<10	<10	7,6	1,7	<15	<20	38	<50	170	<50	<50	50	208													
	nov.	<10	<10	<10	6,9	<1,0	<15	<20	<25	<50	58	<50	<20	58														
	des.	<5,0	5,9	7,3	6	1,3	<5,0	<7,5	<10	<50	370	<50	36	383														
	jan.	<5,0	<10	10	10	<1,0	<10	<15	<20	<100	200	<100	<100	<100	210													
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<0,50	<0,50	<5,0	<7,5	<10	<50	<50	<50	<50	39	81												
Sandefjord	okt.	<10	15	53	50	2,7	<15	<20	40	58	230	<50	40	396														
	nov.	<10	11	24	21	2,8	<15	<20	<25	<50	780	<50	39	815														
	des.	<5,0	13	18	15	2,4	<5,0	<7,5	<10	<50	410	<50	31	441														
	jan.	<5,0	9,5	16	12	3,9	<5,0	<7,5	<10	<50	310	<50	23	336														
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	4,5	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	<50	<50	21	89													

Rensemønster	Mnd	Tri BDE	Tetra BDE	Penta BDE	Heksa BDE	Hepta BDE	Okta BDE	Nona BDE	Deka BDE	BDE-209	SUM PBDE	TBBP	HBCD	PBT	PBEB	
				Penta BDE-99	PBDE-100											
											µg/kg TS					
TAU	okt.	<10	<10	<10	56*	1,2	<15	<20	28	<50	320	<50	<20	355	<10	<10
	nov.	<10	<10	<10	3,70	<1,0	<15	<20	<25	<50	<50	51	4	<10	<10	<10
	des.	<5,0	6	7,7	6,6	1,1	<5,0	<10	100	100	59	<50	45	273	<5,0	<5,0
	jan.	<5,0	5,2	4,5	0,63	<5,0	<7,5	<10	<50	130	<50	<40	135	<5,0	<5,0	<5,0
	feb.	<5,0	<5,0	<0,50	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	<50	<50	<50	n.d.	<5,0	<5,0	<5,0
VEAS	okt.	<10	<10	12	10	1,3	<15	<20	63	<50	120	<50	4,5	195	<10	<10
	nov.	<10	<10	15	15	<1,0	<15	<20	<25	<50	50	<50	<10	65	<10	<10
	des.	<5,0	10	13	11	2	<5,0	<10	33	90,00	200	<50	<20	346	<5,0	<5,0
	jan.	<5,0	8,5	11	8,8	2,1	<5,0	<7,5	26	<50	260	<50	<10	306	<5,0	<5,0
	feb.	<5,0	11	12	10	1,8	<5,0	<10	49	<50	<50	<50	<20	72	<5,0	<5,0
Øra	okt.	<10	<10	<10	7,1	1,7	<15	<20	45	<50	63	<50	<10	117	<10	<10
	nov.	<10	<10	<10	6,9	1,1	<15	<20	<25	<50	120	<50	20	128	<10	<10
	des.	<5,0	5,5	7,4	6,2	1,2	<5,0	<7,5	12	25	190	<25	<10	240	<5,0	<5,0
	jan.	<5,0	7,5	9,6	8,3	1,3	<5,0	<7,5	16	<50	130	<50	<20	163	<5,0	<5,0
	feb.	<5,0	5,7	6,3	6,3	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	88	<50	<20	100	<5,0	<5,0
Fuglevik	okt.	<10	10	15	12	2,5	<15	<20	79	140	810	<50	54	1054	<10	<10
	nov.	<10	<10	21	19	1,5	<15	<20	<25	<50	100	<50	42	121	<10	<10
	des.	<5,0	10	13	11	2	<5,0	<10	37	210	720	<50	25	990	<5,0	<5,0
	jan.	<5,0	6,2	8,6	8,6	<0,50	<5,0	<7,5	<10	<50	620	<50	47	635	<5,0	<5,0
	feb.	<5,0	8,1	12	9,1	3	<5,0	<7,5	<10	<50	380	<50	<20	400	<5,0	<5,0
Knappen	okt.	<10	<10	<10	7,6	1,7	<15	<20	39	<50	230	<50	<50	278	<10	<10
	nov.	<10	<10	29	27	2,2	<15	<20	<25	<50	<100	<100	660	29	<10	<10
	des.	<5,0	6	9,4	7,8	1,6	<5,0	<10	60	81	49	<50	130	205	<5,0	<5,0
	jan.	<5,0	6,5	11	9,2	1,8	<5,0	<10	<20	<50	190	<50	300	208	<5,0	<5,0
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	4,3	<0,50	<5,0	<7,5	<10	<50	140	<50	190	144	<5,0	<5,0
Lillevik	okt.	<10	11	13	10	2,5	<15	<20	50	<50	100	<50	70	174		
	nov.	<5,0	7,4	9,9	8,3	1,6	<7,5	<10	22	<50	510	<50	10	549		
	des.	<5,0	9,5	9,6	7,9	1,7	<5,0	<7,5	<10	<50	230	<50	8	249		
	jan.	<5,0	8,9	13	11	2,1	<5,0	<10	<20	<50	88	<50	<20	110		
	feb.	<5,0	10	14	11	2,7	<5,0	<7,5	<10	<50	100	<50	<10	124		

Rense-anlegg	Mnd	Tri BDE	Tetra BDE	Penta BDE	Heksa BDE	Hepta BDE	Okta BDE	Nona BDE	Deka BDE	BDE-209	Σ	Σ	Σ	Σ
				Penta BDE-99	PBDE-100						μg/kg TS			
Rambekk	okt.	<10	140	130	110*	21	19	<20	55	140	460	<50	<10	944
	nov.	<10	85	88	74	14	<15	<20	<25	<50	1100	<50	<10	1273
	des.	<5.0	86	86	73	12	9,3	<10	<25	<100	<100	<20	181	<5.0
	jan.	<5.0	95	86	72	14	8,1	<7.5	<10	<50	430	<50	<5.0	619
	feb.	<5.0	82	80	68	12	7,5	<10	<20	<50	390	<50	<5.0	560
SNJ	okt.	<10	13	18	15	2,4	<15	<20	250	380	1400	<50	2061	<10
	nov.	<10	10	22	25	2,8	<15	<20	60	430	540	<50	<10	1052
	des.	<5.0	11	14	12	1,9	<5,0	<10	700	2200	<50	<20	5125	<5.0
	jan.	<5.0	13	17	14	2,8	<5,0	<7,5	30	120	2200	<50	<10	2380
	feb.	<5.0	11	14	12	1,5	<5,0	<10	37	180	2800	<50	<20	3042
Solumstrand	okt.	<10	<10	12	10	2	<15	<20	28	<50	100	<50	56	140
	nov.	<10	<10	<10	8,8	<1,0	<15	<20	<25	<50	<50	<50	90	9
	des.	<5.0	<5.0	5,6	4,8	0,83	<5,0	<7,5	<10	26	140	<25	160	172
	jan.	<5.0	<5.0	6,3	5,4	0,9	<5,0	<7,5	<10	<50	120	<50	<5.0	126
	feb.	<5.0	5,5	<5,0	3,6	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	220	<50	<5.0	98
Langnes	okt.	<10	<10	1,5	<1,0	<15	<20	<20	29	<50	<50	<50	<20	29
	nov.	<10	<10	<10	<1,0	<1,0	<15	<20	<25	<50	<50	<50	<20	n.d.
	des.	<5.0	<5.0	<5,0	1,1	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	<50	<50	50	1
	jan.	<5.0	<5,0	<5,0	1,2	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	<50	<50	<20	1
	feb.	<5.0	<5,0	<5,0	<5,0	<0,50	<5,0	<10	<20	<50	<50	<50	<20	n.d.

Median	<LOD	10	12	10	2	<5	<LOD	25	50	190	<LOD	20	261	<LOD	<LOD
Middel	<LOD	19,8	21,2	18,1	3,2	11	<LOD	78,2	231,3	452,6	<LOD	79,8	537	<LOD	<LOD
Maks	<LOD	140	130	140	21	19	<LOD	700	2200	2800	<LOD	660	5125	<LOD	<LOD
Min	<LOD	<5	<1,0	<1,0	<5	<1,0	<LOD	<10	25	49	<LOD	5	<LOD	<LOD	<LOD
Antall >	<LOD	45	56	70	57	5	0	33	23	62	0	34	71	0	0

*) Disse verdiene er relativt mye høyere enn forventningsverdien, men er ikke funnet å være feil.

Rådata PAH

Rense-anlegg	Mnd	Naf-talen	Acen-aftylene	Fluo-ren tren	Fena-n tren	Antra-cen	Fluor-antren	Pyren	Benso-(a) antra-cen	Krysen	Benso-(b) fluor-antren	Benso-(k) fluor-antren	Benso-(a) pyren	Diben-so(ah) antra-cen	Benso(ghi) peryen	Indeno(1,2,3cd) pyren	Sum PAH	
mg/kg TS																		
Bekkelaget	okt.	0,15	<0,05	0,07	0,11	0,42	0,06	0,32	0,33	0,09	0,08	0,08	<0,050	0,08	<0,050	0,06	<0,050	1,84
	nov.	0,21	<0,15	<0,1	<0,1	0,39	<0,15	0,34	0,32	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	1,26
	des.	0,07	<0,05	0,08	0,11	0,32	0,05	0,23	0,26	0,06	0,06	0,07	<0,050	0,05	<0,050	0,06	<0,050	1,43
	jän.	0,13	<0,05	0,08	0,10	0,31	0,05	0,18	0,24	0,07	0,06	0,09	<0,050	0,07	<0,15	<0,25	<0,30	1,36
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,3	<0,10	0,25	0,31	<0,10	<0,10	0,11	<0,10	<0,10	<0,15	<0,10	<0,40	<0,40	0,67
HIAS	okt.	0,08	<0,05	0,08	<0,0	0,18	<0,05	0,15	0,18	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	0,67
	nov.	0,13	<0,05	0,13	0,07	0,22	<0,05	0,15	0,18	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	0,88
	des.	0,12	<0,05	0,25	0,08	0,21	<0,05	0,16	0,18	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	1,00
	jän.	0,09	<0,05	0,13	<0,1	0,17	<0,05	0,15	0,19	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,73
	feb.	0,06	<0,05	0,11	<0,1	0,16	<0,00	0,15	0,20	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,73
Hørringen	okt.	0,14	0,08	0,11	0,87	2,00	0,21	0,46	0,66	0,07	0,11	0,13	<0,050	0,09	<0,10	<0,10	<0,10	4,93
	nov.	2,10	<0,10	0,16	1,20	2,50	0,31	0,60	0,89	0,11	0,14	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	8,14
	des.	2,00	<0,15	0,28	1,10	2,30	0,41	0,53	0,65	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	7,27
	jän.	0,15	<0,05	0,07	0,26	0,43	0,09	0,36	0,29	0,20	0,16	0,11	0,06	0,08	<0,050	<0,050	<0,050	2,26
	feb.	0,13	<0,05	0,07	0,18	0,42	0,06	0,28	0,33	0,06	<0,05	0,09	<0,05	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	1,69
NRA	okt.	0,11	<0,05	<0,0	0,13	0,58	0,13	0,43	0,33	0,17	0,15	0,16	0,09	0,16	<0,050	0,08	0,07	2,59
	nov.	0,26	<0,10	0,14	0,17	0,64	<0,20	0,40	<0,50	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	1,61
	des.	0,10	<0,05	0,05	0,09	0,21	<0,05	0,06	0,09	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	<0,060	<0,11	0,59
	jän.	0,52	<0,05	0,20	0,54	1,50	0,34	0,56	0,90	0,08	0,07	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	0,08	<0,050	4,78
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	0,12	<0,10	<0,10	<0,30	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,13	<0,10	<0,10	<0,15	0,25
Sandefjord	okt.	0,20	<0,05	0,06	0,08	0,34	0,05	0,19	0,17	0,06	0,05	0,05	<0,050	0,06	<0,050	0,06	<0,050	1,36
	nov.	<0,2	<0,20	<0,2	<0,2	0,32	<0,20	0,24	0,24	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,80
	des.	0,10	<0,05	<0,0	0,09	0,31	0,07	0,23	0,26	0,07	0,10	0,13	<0,050	0,07	<0,050	0,10	0,07	1,60
	jän.	0,06	<0,05	0,05	0,12	0,40	0,09	0,21	0,22	0,07	0,08	0,13	<0,050	0,08	<0,10	<0,25	1,51	
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	0,21	<0,10	0,12	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,25	<0,45	0,46

Rensemønstre	Mnd	Naf-talen	Acen-aftylene	Acen-tren	Fluo-ren	Fena-n tren	Antra-cen	Fluor-antenn	Pyren	Benso-(a) antra-cen	Krysen	Benso-(b) fluor-antenn	Benso(k) fluor-antenn	Diben-so(ah) antra-cen	Benso(a) pyren	Benso(ghi) perylen	Indeno(1,2,3cd) pyren	Sum PAH
mg/kg TS																		
TAU	okt.	0,15	<0,05	<0,0	0,33	0,05	0,07	0,20	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,80
	nov.	<0,2	<0,20	<0,2	<0,2	<0,2	<0,35	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	n.d.
	des.	0,07	<0,05	<0,0	0,09	0,24	<0,05	0,21	0,22	0,09	0,12	0,15	0,06	0,09	0,05	0,14	0,11	1,64
	jan.	0,09	<0,05	0,14	0,05	0,43	0,06	0,31	0,21	0,07	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	1,42
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	0,11	<0,10	<0,10	<0,20	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,15	<0,10	<0,30	0,11	
VÆS	okt.	0,11	<0,05	<0,0	0,10	0,42	0,08	0,43	0,38	0,17	0,15	0,17	0,09	0,15	<0,050	0,10	0,09	2,44
	nov.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	0,39	<0,10	0,45	0,36	0,16	0,16	0,14	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	1,66
	des.	0,10	<0,05	0,09	0,26	0,92	0,14	0,54	0,54	0,19	0,20	0,17	0,10	0,18	<0,050	0,12	0,11	3,65
	jan.	0,24	<0,05	0,10	0,55	1,60	0,12	0,43	0,56	0,14	0,14	0,12	0,05	0,11	<0,10	<0,25	<0,20	4,16
	feb.	0,16	<0,05	0,07	0,16	0,58	0,06	0,24	0,28	0,08	0,08	0,07	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,83
Øra	okt.	0,07	<0,05	<0,0	<0,0	0,19	<0,05	0,10	0,09	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,44
	nov.	<0,1	<0,15	<0,1	<0,1	0,33	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	0,33
	des.	0,19	<0,05	<0,0	0,13	0,35	0,07	0,17	0,18	<0,050	0,07	<0,050	<0,050	0,05	<0,050	0,05	0,09	1,70
	jan.	<0,2	<0,10	<0,1	<0,1	<0,4	<0,10	0,16	0,17	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,20	<0,45	0,33
	feb.	0,17	<0,05	0,09	0,09	0,44	<0,05	0,23	0,21	0,07	0,06	0,07	<0,050	<0,050	<0,050	<0,060	<0,20	1,42
Fuglevik	okt.	0,51	0,07	0,13	0,35	0,31	<0,05	0,19	0,19	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	1,80
	nov.	2,40	<0,20	<0,2	0,24	0,24	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	2,88
	des.	0,76	<0,05	<0,0	0,15	0,25	<0,05	0,15	0,16	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,15	1,83	
	jan.	0,25	<0,05	0,11	1,10	0,25	<0,05	0,16	0,17	0,06	<0,050	0,06	<0,050	<0,050	<0,050	<0,13	2,16	
	feb.	0,30	<0,05	<0,1	0,11	0,26	<0,05	0,17	0,21	<0,050	<0,050	0,06	0,05	<0,05	<0,050	<0,25	<0,25	n.d.
Knappen	okt.	0,10	<0,05	<0,0	0,06	0,18	<0,05	0,08	0,10	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,51	
	nov.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,10	<0,30	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,25	<0,25	n.d.	
	des.	0,08	<0,05	<0,0	<0,0	0,11	<0,05	0,07	0,09	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05	<0,050	0,05	0,10	0,50
	jan.	0,08	<0,05	0,08	<0,0	0,13	<0,05	0,13	0,11	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,53	
	feb.	<0,2	<0,10	<0,1	<0,1	0,11	<0,10	<0,25	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,20	<0,25	0,11	
Lillevik	okt.	0,21	<0,05	0,19	0,23	0,55	0,05	0,20	0,17	<0,050	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	1,71	
	nov.	<0,2	<0,10	0,53	0,46	0,78	0,08	0,30	0,27	0,09	0,10	0,12	<0,10	<0,10	<0,25	<0,25	2,73	
	des.	0,13	<0,05	0,55	0,52	0,76	0,07	0,25	0,22	0,06	0,07	0,08	<0,050	0,05	<0,050	<0,050	2,76	
	jan.	0,07	<0,06	0,18	0,15	0,23	<0,06	0,07	<0,065	<0,065	<0,065	<0,065	<0,065	<0,065	<0,065	<0,065	0,70	
	feb.	<0,2	<0,05	0,63	0,56	0,71	0,08	0,26	0,25	0,06	0,07	0,07	<0,050	<0,05	<0,25	<0,50	2,68	

Rensemønstre	Mnd	Naf-talen	Acen-aftylene	Acen-often	Fluo-ren	Fena-n tren	Antra-cen	Fluor-anten	Pyren	Benso-(a) antra-cen	Krysen	Benso-(b) fluor-anten	Benso(k) fluor-anten	Benso(a) pyren	Diben-so(ah) antra-cen	Benso(ghi) perylen	Indeno(1,2,3cd) pyren	Sum PAH
mg/kg TS																		
Rambekk	okt.	0,16	<0,05	<0,0	0,14	<0,05	0,16	0,15	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,61
	nov.	<0,0	<0,05	<0,0	0,06	0,21	<0,05	0,17	0,20	<0,050	<0,050	0,07	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,25	0,70
	des.	<0,1	<0,05	<0,0	0,14	<0,05	0,14	0,11	<0,050	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,44
	jan.	0,08	<0,05	<0,0	0,05	0,22	<0,05	0,15	0,18	<0,050	<0,050	0,07	<0,050	<0,05	<0,050	<0,10	<0,25	0,75
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,2	<0,10	0,18	0,26	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,25	0,44
SNJ	okt.	0,14	<0,05	<0,0	0,13	0,27	<0,05	0,10	0,16	<0,050	<0,050	0,05	<0,050	<0,050	<0,050	0,06	<0,050	0,91
	nov.	<0,0	<0,05	<0,0	0,20	0,11	0,19	0,24	<0,050	0,07	0,05	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,86
	des.	<0,1	<0,05	<0,0	0,20	<0,05	0,13	0,19	<0,050	0,06	0,06	<0,050	<0,05	<0,050	<0,050	<0,20	<0,20	0,63
	jan.	0,17	<0,05	0,09	0,26	<0,05	0,13	0,20	<0,050	0,08	<0,050	0,06	<0,050	0,06	<0,10	<0,25	<0,20	1,08
	feb.	<0,2	<0,10	<0,1	<0,2	<0,10	0,13	0,22	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,18	<0,20	<0,55	<0,55	0,53
Solumstrand	okt.	0,05	<0,05	<0,0	0,30	0,12	0,32	0,36	0,12	0,12	0,15	0,06	0,08	<0,050	0,09	0,07	0,07	1,84
	nov.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	<0,5	<0,20	<0,20	<0,20	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	n.d.	
	des.	0,07	<0,05	<0,0	<0,0	0,12	<0,05	0,09	0,12	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,40
	jan.	<0,2	<0,25	<0,2	<0,2	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	n.d.	
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	0,11	0,29	<0,10	<0,30	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,15	<0,20	<0,20	0,40
Langnes	okt.	0,09	<0,05	<0,0	0,15	0,50	<0,05	0,09	0,13	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,95
	nov.	<0,0	<0,05	<0,0	0,15	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,15
	des.	<0,0	<0,05	<0,0	0,08	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,24
	jan.	<0,0	<0,05	<0,0	0,07	<0,05	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,07
	feb.	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	n.d.
Median		0,13	<0,05	<0,1	<0,1	0,27	<0,06	0,18	0,20	<0,07	<0,07	0,08	<0,05	<0,07	<0,10	<0,10	0,93	
Middel		0,28	0,07	0,16	0,27	0,44	0,12	0,23	0,26	0,10	0,09	0,10	0,07	0,09	0,05	0,11	0,09	1,51
Maks		2,40	0,08	0,63	1,20	2,50	0,41	0,60	0,90	0,20	0,20	0,17	0,10	0,18	0,06	0,40	0,15	8,14
Min		<0,0	<0,05	<0,0	0,07	<0,00	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	n.d.	
Antall >		49	2	32	42	66	26	61	59	27	28	32	8	20	2	15	11	70

Rådata PFAS

Rensningsanlegg	Mnd.	FTS-6:2	HPFH-pA	PF-3,7-DMOA	PFBS	PFBA	PFDS	PFDoA	PFDA	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFHpS	PFNA	PFOA	PFOS	PFPeA	SUM PFAS
		mg/kg TS																
Fuglevik	okt.	0,012		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,16	<0,010	
	nov.	0,013		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,18	<0,010	
	des.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	jan.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,029	<0,010	
	feb.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,018	<0,010	
SNJ	okt.	<0,010		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	nov.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	des.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	jan.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	feb.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
Solumstrand	okt.	<0,010		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,013	<0,010	
	nov.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,011	<0,010	
	des.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	jan.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,012	<0,010	
	feb.	<0,010	<0,050	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	
	Antall > LOD	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
	Median	<0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	
	Middel	0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	
	Maks	0,013	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	
	Min	<0,01	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	
	Antall (n)	15	11	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	
	Antall > LOD	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

* Grunnet matrikseffekt var PFOSA ikke mulig å analysere

Median	<0,01	<LOD																	
Middel	0,01	<LOD	64																
Maks	0,013	<LOD	193																
Min	<0,01	<LOD																	
Antall (n)	15	11	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	
Antall > LOD	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	

På grunn av plassmangel er PFTeA, PFUnA og PFTrA ikke oppført i tabellen. PFUnA var under kvantifiseringsgrensen (<0,01) for alle slamprøvene. Det var bare oppgitt resultater for PFTeA, PFTrA for to prøver (SNJ og Solumstrand), og også disse var under kvantifiseringsgrensen (<0,01).

Rådata Muskstoffer herunder galaxolid og tonalid

Rense-anlegg	Mnd	µg/kg TS														
		Musk ambergrett	Musk xylen	Musk mosken	Musk keton	Cashme-rane	Celest-olid	Fantolid	Traseolid	Galaxolid	Tonalid	Galax-olide-lacton	2-amino-musk xylen	4-amino-musk xylen	2-amino-musk keton	
Bekkelaget	okt.	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	22	14	4200	580	4800	<2.0	<2.0	<2.0	
	nov.	240	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	20	25	3,1	8800	1300	6900	<10	<10	<10	
	des.	n.a	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	25	19	4,8	6800	940	5200	<10	<10	<10	
	jan.	52	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	33	27	9,8	35	5900	1600	10000	<20	<20	<20
	feb.	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	47	40	9	33	13000	1700	9600	<20	<20	<20
HIAS	okt.	52	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	25	43	9,2	30	13000	1300	5600	<10	<10	<10
	nov.	61	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	38	18	8,9	28	1500	1200	260000	<15	<15	<15
	des.	57	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	40	22	9,4	26	2900	1300	14000	<10	<10	<10
	jan.	94	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	30	33	7,3	27	10000	1200				
	feb.	55	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	15	28	6,8	30	9200	920	5100	<20	<20	<20
TAU	okt.	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,9	6,3		2,1	560	49	730	<2.0	<2.0	<2.0
	nov.	260	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	*	21		20	4200	660	3800	<25	<25	<20
	des.	<50	<50	<50	<50	<50	*	*								
	jan.	250	<20	<20	<20	<20	12	18		13	3700	600	1100	<50	<50	<50
	feb.	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	*	<5.0	*	<5.0	1800	360	3500	<20	<20	<20
VEAS	okt.	2,7	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	8,3	2,5	5,8	1700	310	1200	<2.0	<2.0	<2.0	
	nov.	26	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	*	22	5,3	28	5700	930	1200	<10	<10	<10
	des.	13	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	19	20	3,9	19	5400	810	1000	<10	<10	<10
	jan.	49	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	39	45	9	39	11000	1700	640	<15	<15	<15
	feb.	94	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	7,4	31	7	35	9800	1300	2400	<20	<20	<20
Øra	okt.	19	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	57	41		21	9800	1400	6300	<2.0	<2.0	<2.0
	nov.	580	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	9,9	18	<1.0	16	3800	1000	7800	<10	<10	<10
	des.	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	16	20		14	5600	760	3700	<10	<10	<10
	jan.	200	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	27	27	<2.0	27	3700	1700	16000	<20	<20	<20
	feb.	18	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	17	26	<5.0	<5.0	6300	1000	6300	<20	<20	<20

Rense-anlegg	Mnd	Musk amberett	Musk xylen	Musk mosken	Musk tibeten	Cashmere-rane	Celest-olid	Fantolid	Traseolid	Galaxolid	Tonalid	Galax-olide lacton	2-amino musk xylen	4-amino musk	2-amino musk keton		
µg/kg TS																	
Fuglevik	okt.	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	43	9,8	24	8600	1300	8600	<2,0	<2,0		
	nov.	130	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	50	69	7,3	50	17000	2700	11000	<10	<10	
	des.	24	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	55	46	7,6	31	12000	1800	10000	<10	<10	
	jan.	130	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	48	52	11	41	14000	2300	8700	<20	<20	
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	68	59	10	<5,0	16000	2000	9300	<20	<20	
Knappen	okt.	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	11	10	10	2000	4100	4100	<2,0	<2,0		
	nov.	100	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	33	52	120	23000	3700	59000	<25	<25		
	des.	8,6	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	18	17	15	8,6	17	4100	680	7100	<10	<10
	jan.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	31	29	<2,0	<5,0	6600	850	6600	<20	<20	
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	31	29	<2,0	<5,0	8900	1100	4200	<20	<20	
Rambekk	okt.	9,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	27	22	3,6	25	5400	1200	14000	<2,0	<2,0	
	nov.	8,8	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	14	14	4,9	18	3400	720	18000	<10	<10	
	des.	6,6	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	20	15	3,4	14	4000	750	11000	<10	<10	
	jan.	67	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	34	37	<5,0	36	3500	2000	24000	<15	<15	
	feb.	23	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	11	17	<5,0	<5,0	6400	1100	8000	<20	<20	
SNJ	okt.	90	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	15	37	6,5	51	5500	1200	3100	<2,0	<2,0	
	nov.	170	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	8,1	15	6,3	35	2500	1200	11000	<25	<25	
	des.	150	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	17	23	6,3	21	3800	610	5000	<10	<10	
	jan.	420	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	18	28	5,5	44	2300	1500	19000	<20	<20	
	feb.	110	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	13	26	9	25	7100	1300	7600	<20	<20	
Solumstrand	okt.	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	43	43	8,7	2600	400	4300	<2,0	<2,0		
	nov.	20	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	5,8	110	42	7700	1400	29000	<20	<20		
	des.		<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	11	11	12	3500	460	6200	<10	<10		
	jan.	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<5,0	26	<5,0	2500	370	11000	<20	<20		
	feb.	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	7,9	<5,0	<5,0	4300	500	9300	<20	<20		
*) Cashmeran og phantolid : ikke mulig å analysere.																	
Median		37,5	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	18,5	26	6,3	26,0	5 500	1 100	7 000	<LOD	<LOD	
Middel		105	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	25,5	29	6,99	27,9	6 634	1 146	9 416	<LOD	<LOD	
Maks		580	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	18	68	110	120,0	23 000	3 700	59 000	<LOD	<LOD	
Min		<1,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<1,0	<5,0	<1,0	2,1	560	49	640	<LOD	<LOD	
Antall > LOD		34	0	0	0	1	38	47	28	41	49	49	48	0	0	0	

Rådata Organiske tinnforbindelser

Rense-anlegg	Mnd.	µg/kg TS							SUM bety/tinnkation (1stik)	
		Monobutyl-tinnkation	Dibutyltinnkation DBT	Tributyl-tinnkation TBT	Tetrabutyl-tinnkation	Monoooktyl-tinnkation	Dioktyl-tinnkation DOT	Trisykloheksyl-tinnkation	Difenyttinnkation	
Bekkelaget										
okt.	42	23,0	3,2	<1,0	15,0	4,5	<1,0	<1,0	<1,0	30,7
nov.	30	22,0	2,6	<1,0	8,6	3,2	<1,0	<3,0	<1,0	27,8
des.	41	23,0	3,8	<1,0	14,0	6,8	<1,0	<3,0	<1,0	33,6
jan.	140	68,0	7,5	<2,0	46,0	14,0	<2,0	<2,0	<2,0	89,5
feb.	130	45,0	<4,0	<4,0	40,0	19,0	<4,0	<4,0	<4,0	64,0
HIAS	okt.	47	36,0	2,5	<2,0	9,3	6,8	<2,0	<2,0	45,3
nov.	18	31,0	<2,0	<2,0	2,9	6,5	<2,0	<2,0	<2,0	37,5
des.	18	30,0	<2,0	<2,0	3,4	5,0	<2,0	<2,0	<2,0	35,0
jan.	41	34,0	<4,0	<4,0	4,3	5,0	<4,0	<4,0	<4,0	39,0
feb.	46	36,0	<4,0	<4,0	6,4	5,7	<4,0	<4,0	<4,0	41,7
TAU	okt.	32	13,0	4,0	<1,0	6,3	2,8	<1,0	<10	19,8
nov.	22	11,0	1,7	<1,0	5,0	2,9	<1,0	<5,0	<5,0	15,6
des.	63	29,0	3,0	<1,0	5,4	1,3	<1,0	<3,0	<1,0	33,3
jan.	25	13,0	2,3	<2,0	4,2	<10	<2,0	<100	<2,0	15,3
feb.	55	36,0	4,3	<4,0	18,0	8,8	<4,0	<4,0	<4,0	49,1
VEAS	okt.	65	17,0	3,9	<1,0	25,0	7,1	<1,0	<1,0	28,0
nov.	68	15,0	4,5	<1,0	18,0	7,2	<1,0	<1,0	<1,0	26,7
des.	48	18,0	3,8	<1,0	15,0	5,5	<1,0	<1,0	<1,0	27,3
jan.	65	18,0	2,1	<2,0	17,0	8,4	<2,0	<2,0	<2,0	28,5
feb.	50	17,0	<5,0	<5,0	15,0	6,2	<0,5	<0,5	<0,5	23,2
Øra	okt.	29	31,0	5,2	<1,0	9,8	3,8	<1,0	<1,0	40,0
nov.	12	25,0	4,5	<1,0	1,3	2,0	<1,0	<5,0	<1,0	31,5
des.	21	15,0	3,6	<1,0	4,5	2,0	<1,0	<3,0	<1,0	20,6
jan.	37	34,0	5,0	<2,0	6,7	5,4	<2,0	<2,0	<2,0	44,4
feb.	60	36,0	8,4	<4,0	22,0	8,6	<4,0	<4,0	<4,0	53,0
Fuglevik	okt.	57	39,0	5,8	<1,0	45,0	17,0	<1,0	<1,0	61,8
nov.	39	22,0	2,1	<1,0	12,0	7,7	<1,0	<5,0	<1,0	31,8
des.	29	19,0	1,6	<1,0	4,9	4,3	<1,0	<1,0	<1,0	24,9
jan.	42	37,0	4,7	<2,0	14,0	7,2	<2,0	<2,0	<2,0	48,9
feb.	20	29,0	<4,0	<4,0	15,0	9,0	<4,0	<4,0	<4,0	38,0

Rense-anlegg	Mnd.	Monobutyl-tinnkation	Dibutyltinnkation DBT	Tributyltinnkation TBT	Tetrabutyltinnkation	Monooektyltinnkation	Dioktyltinnkation DOT	Trisykloheksylytinnkation	Monofenyltinnkation	Difenylytinnkation	Trifenylytinnkation TFT	SUM betytnnkkation (4stk)
		µg/kg TS										
Knappen	okt.	42	24,0	4,6	<1,0	13,0	9,0	<1,0	<10	<10	<10	37,6
	nov.	14	6,9	1,0	<1,0	4,8	2,0	<1,0	<5,0	<1,0	<1,0	9,9
	des.	38	20,0	2,2	<1,0	9,6	1,9	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	24,1
	jan.	100	40,0	4,1	<2,0	29,0	7,9	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	52,0
	feb.	90	49,0	5,6	<4,0	34,0	16,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	70,6
Rambekk	okt.	54	26,0	2,1	<1,0	9,8	2,4	<1,0	<10	<1,0	<1,0	30,5
	nov.	43	44,0	3,4	<1,0	5,4	5,7	<1,0	<5,0	<1,0	<1,0	53,1
	des.	34	26,0	1,5	<1,0	4,8	1,7	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	29,2
	jan.	76	28,0	<2,0	<2,0	9,7	3,1	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	31,1
	feb.	42	20,0	<3,0	<3,0	8,9	3,4	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	23,4
SNJ	okt.	32	38,0	7,3	<1,0	5,7	9,4	<1,0	<5,0	<5,0	<5,0	54,7
	nov.	34	19,0	<1,0	<1,0	3,8	1,0	<1,0	<10	<1,0	<1,0	20,0
	des.	41	38,0	6,7	<1,0	6,3	2,2	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	46,9
	jan.	64	85,0	6,6	<2,0	9,5	13,0	<2,0	<5,0	<2,0	<2,0	104,6
	feb.	48	58,0	6,7	<3,0	8,3	<10	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	64,7
Solumstrand	okt.	15	12,0	4,5	<1,0	3,8	2,8	<1,0	<5,0	<5,0	<5,0	19,3
	nov.	15	15,0	5,6	<1,0	4,6	4,1	<1,0	<5,0	<5,0	<5,0	24,7
	des.	23	13,0	2,9	<1,0	3,6	1,3	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0	17,2
	jan.	32	21,0	5,1	<4,0	8,8	11,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	37,1
	feb.	25	26,0	4,0	<4,0	7,0	<10	<4,0	<5,0	<4,0	<4,0	30,0
Median		41	26	3,5	<LOD	8,9	5,2	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	32,6
Middel		45	28,6	4,1	<LOD	12,1	6,2	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	37,7
Maks		140	85,	8,4	<LOD	46,0	19,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	104,6
Min		12	6,9	<1,0	<LOD	1,3	1,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	9,9
Antall > LOD		50	50	40	0	50	47	0	0	0	0	50

Rådata Siloksaner

Renseanlegg	Måned	Oktametyl-syklotetrasiloksan (D4)	Dekametyl-syklpentasiloksan (D5)	Dodekametyl-sykloheksasiloksan (D6)	SUM siloksaner	Heksametyl-di-siloksan	Oktametyltri-siloksan	Dekametyltetra-siloksan
					mg/kg TS			
Bekkelaget	okt.	<0,010	0,29	0,16	0,45			
	nov.	0,10	5,74	0,13	5,96	<0,010	<0,010	0,026
	des.	0,10	4,92	0,17	5,15	<0,010	<0,010	0,022
	jan.	<0,010	10,08	0,11	10,19	<0,010	<0,010	0,051
	feb.	0,10	6,69	<0,10	6,75	<0,010	0,01	0,045
HIAS	okt.	0,01	1,85	0,18	2,04	<0,010	<0,010	<0,010
	nov.	0,10	9,21	0,18	9,45	<0,010	<0,010	0,035
	des.	0,10	10,19	0,19	10,43	<0,010	<0,010	0,036
	jan.	<0,01	2,54	0,20	2,74	<0,010	<0,010	<0,010
	feb.	0,0	2,57	0,19	2,79	<0,010	<0,010	<0,010
TAU	okt.	<0,010	0,08	<0,010	0,08			
	nov.	0,03	0,63	<0,010	0,66			
	des.							
	jan.	0,11	3,60	0,04	3,75	0,11	0,026	0,026
	feb.	0,12	2,40	0,02	2,54	0,13	0,02	0,016
VEAS	okt.	0,01	0,37	<0,010	0,38			
	nov.	0,05	4,40	0,04	4,49			
	des.	0,10	7,50	0,11	7,71	<0,010	<0,010	0,028
	jan.	0,04	3,00	0,02	3,07	<0,010	<0,010	0,015
	feb.	0,07	7,70	0,05	7,83	<0,010	<0,010	0,015
Øra	okt.	0,02	0,19	<0,010	0,21			
	nov.	<0,010	0,08	<0,010	0,08	<0,010	<0,010	<0,010
	des.	0,09	6,80	0,17	7,06			
	jan.	0,03	1,40	0,03	1,46	<0,010	<0,010	<0,010
	feb.	0,10	2,60	<0,010	2,70	<0,010	<0,010	0,017
Fuglevik	okt.	0,02	0,18	<0,010	0,20			
	nov.	0,04	1,40	0,05	1,49			
	des.	0,04	1,30	0,05	1,39	<0,010	<0,010	<0,010
	jan.	0,05	1,30	0,04	1,39	<0,010	<0,010	0,011
	feb.	0,04	0,92	0,03	0,99	<0,010	<0,010	<0,010

Renseanlegg	Måned	Oktametyl-syklotetrasiloksan (D4)	Dekametyl-syklopentasiloksan (D5)	Dodekametyl-sykloheksasiloksan (D6)	SUM siloksaner	Heksametylidi-siloksan	Oktametyltrisiloksan	Dekametyltetrasiloksan
					mg/kg TS			
Knappen	okt.	0,09	0,81	<0,010	0,90			
	nov.	0,05	0,50	<0,010	0,55			
	des.							
	jan.	0,34	12,00	0,08	12,42	0,4	0,071	0,053
	feb.	0,32	17,00	0,09	17,41	0,51	0,033	0,038
Rambekk	okt.	0,02	0,33	<0,010	0,35	0,106	0	0
	nov.	0,01	0,59	<0,010	0,60			
	des.	0,01	0,69	0,02	0,72			
	jan.	<0,010	0,23	<0,010	0,23	0,17	<0,010	<0,010
	feb.	0,02	0,94	0,01	0,97	0,042	<0,010	<0,010
SNJ	okt.	0,02	0,08	<0,010	0,10			
	nov.	0,09	1,00	0,02	1,11			
	des.	0,12	9,70	0,32	10,1			
	jan.	0,03	1,70	0,04	1,77			
	feb.	0,07	2,30	<0,010	2,37			
Solumstrand	okt.	0,02	0,49	<0,010	0,51			
	nov.	0,04	2,10	0,02	2,16			
	des.	0,06	5,40	0,10	5,56			
	jan.	0,04	1,20	<0,010	1,24			
	feb.	0,09	3,30	0,03	3,42			
Median		0,05	1,77	0,03	1,90	0,13	0,02	0,02
Middel		0,07	3,34	0,09	3,46	0,21	0,02	0,03
Maks		0,34	17,00	0,32	17,4	0,51	0,07	0,05
Min		<0,01	0,08	<0,01	0,08	0,04	0,00	0,00
Antall		48	48	48	30	30	30	30
Antall > LOD		42	48	31	48	7	7	18

Rådata Rottegift

Rense-anlegg	Mnd	Warfarin	Difenacoum	Flocoumafen
		µg/kg TS		
Bekkelaget	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
HIAS	okt.	na	na	na
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	na	na	na
	feb.	< 40	< 10	< 10
TAU	okt.	na	na	na
	nov.	na	na	na
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
VEAS	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
Øra	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
Fuglevik	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10

Rense-anlegg	Mnd	Warfarin	Difenacoum	Flocoumafen
µg/kg TS				
Knappen	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	na	na	na
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
Rambekk	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
SNJ	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	< 40	< 10	< 10
	feb.	< 40	< 10	< 10
Solumstrand	okt.	< 40	< 10	< 10
	nov.	< 40	< 10	< 10
	des.	< 40	< 10	< 10
	jan.	na	na	na
	feb.	na	na	na
Median		<LOD	<LOD	<LOD
Middel		<LOD	<LOD	<LOD
Maks		<LOD	<LOD	<LOD
Min		<LOD	<LOD	<LOD
Antall > LOD		0	0	0

Vedlegg 2 Analysemetoder og kvantifiseringsgrenser

Bestemmelse av polsykkliske aromatiske hydrokarboner, PAH(16)

Metode: Merkbl.1, LUA-NRW

Ekstraksjon: Aceton/heksan

Deteksjon og kvantifisering: GC/MSD

Kvantifiseringsgrense: 0,05 mg/kg TS

Usikkerhet: 20 %

Kvantifiseringsgrense i 2006/07: 0,01-0,02mg/kg TS

Usikkerhet i 2006/07: 12 %

Bestemmelse av ftalater.

Ekstraksjon: n-Heksan (soxhlet)

Deteksjon og kvantifisering: GC/MSD

Kvantifiseringsgrense: 50 µg/kg TS

Usikkerhet: 15 %

Kvantifiseringsgrense i 2006/07: 0,1mg/kg TS

Usikkerhet i 2006/07: 12 %

Bestemmelse av bromerte flammehemmere og bisfenol A.

Metode: DIN EN ISO 22032

Ekstraksjon: Toluen

Deteksjon og kvantifisering: GC-MSD

Kvantifiseringsgrense: 0,05-5 µg/kg TS

Usikkerhet: 20 %

Kvantifiseringsgrense i 2006/07: 0,02-0,5µg/kg TS

Usikkerhet i 2006/07: ikke oppgitt

Bestemmelse av nonylfenol og -etoksilater

Metode: GC/MSD

Ekstraksjon: 4-n-Nonylfenol: n-Heksan

Ekstraksjon: Nonylfenoletoksilater: tert-Butylmetyleter.

Deteksjon og kvantifisering: GC/MSD

Kvantifiseringsgrense: 0,02 mg/kg TS

Usikkerhet: 25 %

Kvantifiseringsgrense i 2006/07: 0,1-0,2mg/kg TS

Usikkerhet i 2006/07: 15 %

Bestemmelse av alkylfenoler

Metode: GC/MSD

Ekstraksjon: KOH/n-heksan

Derivatisering: Eddiksyre anhydrid

Deteksjon og kvantifisering: GC/MSD

Kvantifiseringsgrense: 0,1 mg/kg TS

Bestemmelse av triklosan og paraben

Metode: GC-MS

Kvantifiseringsgrense: 0,10 mg/kg TS

Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser

Metode: DIN ISO 23161

Ekstraksjon: KOH/Heksan

Rensning: Alumina

Derivatisering: Na tetraetyl borat (NaBET4)

Deteksjon og kvantifisering: GC-FPD

Kvantifiseringsgrense: 1 µg/kg TS

Usikkerhet (2*RSD): 13 - 15 % (basert på gjentatte analyser av kontrollprøve)

Bestemmelse av LAS (lineære alkylbenzensulfonater)

Metode: HPLC-FLD

Kvantifiseringsgrense: 5 mg/kg

Usikkerhet ikke oppgitt

Kvantifiseringsgrense i 2006/07: 5mg/kg TS

Usikkerhet i 2006/07: 15 %

Bestemmelse av muskforbindelser inkludert metabolitter.

Metode: GC-MSD

Ekstraksjon: Væske-ekstraksjon

Deteksjon og kvantifisering: GC-MSD

Kvantifiseringsgrense: 1-2 ng/kg (kan variere avhengig av matriks)

Analyse av arsen og sølv

Metode: EPA metoder -modifisert 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-MS)

Forbehandling: Siktning 2 mm.

Oppslutning: Fuktige prøver veid inn i teflonbeholder, tilslatt 5 ml kons. HNO₃ + 0,5 ml H₂O₂, satt på kork og oppsluttet i mikrobølgeovn.

Tørking av prøven: Utført ved 105 grader etter svensk standard SS028113.

Kvantifiseringsgrense As: 0,5 mg/kg TS

Kvantifiseringsgrense Ag: 0,05 mg/ kg TS

Bestemmelse av siloksaner

Ekstraksjon: Sykloheksan/ Aceton med ultralyd

Deteksjon: GC-MSD

Utførende laboratorium: GBA Gelsenkirchen i Tyskland

Bestemmelse av PFAS (og PFOA)

Metode: DIN 38414-14

Kvantifiseringsgrenser: 0,010 mg/kg TS

Utførende laboratorium: GBA i Hamlen Tyskland

Bestemmelse av rottegift

1 g tørket slam var ekstrahert med acetonitil etter tilsetning av coumachlor som intern standard. Heptan ble brukt til å fjerne interferens. Slammet ble deretter dobbelt ekstrahert med DCM og alle ekstraktene kombinert og centrifugert før analyse.

Deteksjon: LCqToF (liquid chromatography/time-of-flight mass spectrometry)

Kvantifiseringsgrense (LoQ): Warfarin 40 µg/kg TS, med usikkerhet 9 %

Difenacoum 10 µg/kg, med usikkerhet 15 %

Flocoumafen 10 µg/kg, med usikkerhet 10 %

Utførende laboratorium: NIVA

Vedlegg 3 Prøvetakingsprosedyre

Prøvetakingsprosedyre

Til : Renseanlegg i Basisundersøkelse 2012/13 og ALS Global og NIVA
Fra : Aquateam v/ Line Diana Blytt
Dato : 23. september 2012, versjon 7
Arkivnr. : O-11089

Endringer siden forrige versjon: Kontaktinfo, presisering av prøvetakingen, skrivefeil

Prøvetaking av avløpsslam - basisundersøkelse 2012/13

1. Bakgrunn

Denne prosedyren skal benyttes for å sikre at slamprøver blir representative for renseanlegget og at prøver ikke blir ødelagt eller forurensset under prøvetakingen og forsendelse til laboratoriet. Slammet skal analyseres for organiske miljøgifter, og det er derfor viktig at prøvetakingsprosedyren følges nøye fordi undersøkelsen har som formål å finne nivået av organiske miljøgifter i avløpsslam i Norge.

Prøvetakingen er delt inn i to analysepakker: «Basis» og «Tillegg». Innenfor disse pakkene er det noen små forskjeller når det gjelder antall anlegg som skal analysere hvilke stoffer. Grunnen til at analysene er delt, er at basispakken tilsvarer de miljøgiftene som har vært analysert siden midt på 1990-tallet. Tilleggspakken omfatter nyere stoffer som vi kjenner lite til.

2. Anleggene i undersøkelsen

Det er totalt 15 anlegg med i undersøkelsen med ulik renseprosess og slambehandling, se tabell 1 og tabell 2 for kontaktinfo. Åtte av disse anleggene har vært med på tilsvarende undersøkelse før, og syv er nye anlegg.

Tabell 1 Renseanlegg som er med i undersøkelsen. De som ikke har vært med før, er markert med NY!

Renseanlegg	Avløpsrensing	Slambehandling
Bekkelaget ra (Oslo)	Simultanfelling med biologisk nitrogenrensing +filtrering	Termofil anaerob stabilisering
Fuglevik ra NY! (Moss)	Primærfelling	Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering
HIAS (Hamar)	Biologisk rensing med kjemisk etterfelling	Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering
Høvringen ra (Trondhjem)	Mekanisk rensing	Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering
Knappen ra NY! (Bergen)	Primærfelling	Råslam, behandles på annet anlegg
Lillevik ra NY! (Larvik)	Primærfelling	Pasteurisering og termofil anaerob stabilisering
Nedre Romerike Avløpsselskap (NRA) (Lillestrøm)	Biologisk nitrogenrensing og kjemisk felling	Kalkbehandling (Orsa)

Renseanlegg	Avløpsrensing	Slambehandling
Rambekk ra NY! (Gjøvik)	Biologisk rensing med kjemisk etterfelling	Mesofil anaerob stabilisering og termisk tørking
Sandefjord ra (Sandefjord)	Primærfelling	Pasteurisering og anaerob stabilisering
Sentralrenseanlegget Nord Jæren - SNJ (Stavanger) NY!	Primærfelling	Mesofil anaerob stabilisering og termisk tørking
Solumstrand ra NY! (Drammen)	Biologisk rensing og kjemisk felling	Råslam (behandles på annet anlegg)
TAU (Tønsberg)	Primærfelling	Kalkbehandling (Orsa)
Langnes RA (Tromsø) NY!	Mekanisk rensing – silslam	Råslam (behandles på annet anlegg)
VEAS (Oslo/Bærum/Asker)	Forfelling og biologisk nitrogenrensing	Mesofil anaerob stabilisering, kalk kondisjonering og vakuums tørking
Øra ra (Fredrikstad)	Primærfelling	Pasteurisering og termofil anaerob stabilisering

Tabell 2 Renseanlegg med kontaktinformasjon knyttet til prøvetakingen

Renseanlegg	Adresse	Kontaktperson prøvetaking	E-mailadresse	Telefonnummer
Bekkelaget ra	Ormsundveien 5 0198 OSLO	Jessica Gunnarsson	jg@bvas.no	98289914 23386328
Fuglevik ra	Båthavnveien 50 1570 Billing	Hans Rikard Wold	hrwold@mavar.no	97067875 69276171
HIAS	Sandvikavegen 136 2312 Ottestad	Sverre Øystein Nysæter	sverreoystein.nysaether@hias.no	46898406
Høvringen ra	Bynesetveien 66 7018 Trondheim	Cecilie B. Larsen	cecilie.larsen@trondheim.kommune.no	91112265
Knappen ra	Bjørgegrond 150 5141 Fyllingsdalen	Fereidun Akhoudzadeh	Fereidun.Akhoudzadeh@bergen.kommune.no	91784564 55501484
Lillevik ra	Holmejordetvn. 29 (postboks 2020) 3255 Larvik	Runar Koch Olsen	Runar.Koch.Olsen@larvik.kommune.no	98231443
NRA	Strandveien 22 2010 STRØMMEN	Bernt Helland	bernt.helland@nrva.no	48159036
Rambekk ra	Renseveien 7 2816 Gjøvik	Inger Katharina Gregersen	inger-katharina.gregersen@gjovik.kommune.no	61189557
Sandefjord ra	Enga 3231 Sandefjord	Eva Vejle	eva.vejle@sandefjord.kommune.no	90880141
SNJ (Sentral-rense-anlegget Nord Jæren)	Leveringsadresse: 4070 Randaberg Postadresse: Postboks 8134, 4069 Stavanger	Oddgeir Volle	oddgeir.volle@ivar.no	93488858
Solumstrand ra	Svelvikveien 171 3037 Drammen	Vibeke Olsbu	vibeke.olsbu@drmk.no	93425263
TAU	Carl XVs gate 8A 3150 Tolvsrød/Vallø	Jørgen Fidjeland	jorgen.fidjeland@tau.no	91638409 33357750
Langnes ra	Skippergata 35-39 (Postboks 2513) 9272 Tromsø	Odd Jarle Korneliussen	odd.jarle.korneliussen@tromso.kommune.no	48149945
VEAS	Bjerkåsholmen 125 3470 Slemmestad	Anne-Kari Marsteng	akm@veas.nu	91324614
Øra ra	Habornveien 61 1630 Gamle Fredrikstad	René Karstensen	reka@fredrikstad.kommune.no	90932542 69357300

3. Prøvetakingspunkt

Det skal benyttes samme prøvetakingspunkt i hele undersøkelsen. For de anleggene som har vært med tidligere, skal det samme prøvetakingsstedet benyttes. Prøvetakingspunktet skal primært være etter slambehandling og avvanning fordi slamprøven skal i all hovedsak representere slam som benyttes som jordforbedring/gjødsel

Langnes ra, Solumstrand ra og Knappen ra tar slamprøven etter avvanning på anlegget før videre slambehandling. Prøven vil være en råslamprøve. Grunnen til dette er at disse tre renseanleggene leverer slam for slambehandling utenfor renseanlegget. Det samme vil gjelde for TAU og NRA selv om de har slambehandling på renseanlegget. Slamprøvene skal tas før kalking med unntak av VEAS som skal ta prøve av kalkkondisjonert slam slik som tidligere undersøkelser. Anleggene tar prøver etter følgende slambehandling:

- Avvanning dersom slam kjøres bort til slambehandling utenfor renseanlegget
- Utråtning og avvanning
- For de med slamtørke, tas prøvene etter tørking
- Før kalking (unntatt VEAS). Prøvene tas av slam så tidlig som mulig etter avvanningsprosessen, men før eventuell kalktilsetning.

4. Analyseparametere og fordeling på anleggene

Parameterne som skal undersøkes i denne slamprøvetakingen, er listet under. Hvilke anlegg som skal analysere hvilke stoffer er gitt i tabell 3.

Basispakke (15 anlegg)

- LAS (kun 8 anlegg)
- PAH₁₆
- Bromerte flammehemmere
- Ftalater
- Nonylfenol/-etoksilater

Tilleggspakke (10 anlegg)

- Triklosan
- Methylparaben
- Siloksan
- Perfluorerte forbindelser (PFAS) (kun 3 anlegg)
- Polysykliske muskforbindelser
- Spesielle bromerte flammehemmere
- Arsen og sølv
- Alkylfenoler
- Tinnorganiske forbindelser
- Rottegift

Tabell 3 Fordeling av hvilke analyser som skal tas på slam fra hvilke anlegg

Renseanlegg	Basis	Tillegg	LAS	PFOS
Bekkelaget ra	X	X	X	
Fuglevik ra (Ny!)	X	X		X
HIAS	X	X	X	
Hørringen ra	X		X	
Knappen ra (Ny!)	X	X		
Lillevik ra (Ny!)	X			
NRA	X		X	
Rambekk ra (Ny!)	X	X		
Sandefjord ra	X		X	
SNJ (Ny!)	X	X		X
Solumstrand ra (Ny!)	X	X		X
TAU	X	X	X	
Langnes ra (Ny!)	X			
VEAS	X	X	X	
Øra ra	X	X	X	

5. Prøvetakingen

Alle prøvene (unntak for analyse av siloksan) tas som måndesblandprøver og delprøvene (stikkprøvene) sammles i en rilsanpose som oppbevares i fryseren. Prøven for rottegift tas også som månedsblandprøve men i egen glassemballasje som også fryses. Den totale prøvemengden som samles opp over en måned, skal til sammen bli ca. 2 kg, som vil være mellom 1 og 2 liter prøve.

Ikke fyll prøveglass for fullt slik at det sprekker.

Det skal tas delprøver hver arbeidsdag så langt det er mulig (ca. 20 arbeidsdager i en måned). Delprøvene fryses underveis i samme rilsanpose/prøveglass og skal til sammen utgjør sluttprøven som skal sendes laboratoriet. Det er viktig at de ulike delprøvene representerer like stor andel av sluttprøven.

5.1. Siloksan og rottegift

Det er egen prøvetakingsprosedyre for siloksan pga fare for forurensing av prøven. Slam skal tas som kvalifiserte stikkprøve over en kort periode på én dag. Fem delprøver av slam tas med en ren prøveskje av rustfritt stål slik at prøveglasset blir nesten fullt. Prøvmaterialet overføres til prøvetakingsglasset direkte ved prøvetakingsstedet og fryses straks etter. For én av prøvetakingsomgangene skal det også tas en miljø/feltprøve som er en blindprøve.

- Personer som skal ta prøver av for analyse av siloksan, må ikke benytte personlige pleieprodukter den dagen prøvetakingen skal gjennomføres. Med personlige pleieprodukter menes deodorant, parfyme, lotion, kremer og hårprodukter som gele, voks og lignende.
- Prøven skal sammeslås opp i glassflasker, og alt utstyr (skjeer, spatler, osv) som ellers benyttes, må være i stål.
- Hansker av typen "Nitrile" må brukes.
- Blindprøve/miljøprøve/feltprøve. Det skal lages en miljø-/feltprøve per prøvetakingsted. En tom flaske skal åpnes i starten av prøvetakingen og skal deretter korkes etter at prøvetakingen er gjennomført. Prøveflasken skal altså være tom.
- Prøver skal fryses umiddelbart (eller så rask det lar seg gjøre) etter prøvetakingen for å hindre fordampning av siloksaner.

Prøver for analyse av rottegift skal tas som en separat måndesblandprøve i eget prøvetakingsglass. Rottegift skal sendes til et annet laboratorium (NIVA) og må derfor tas som en separat prøve.

6. Oppbevaring

Alle prøver oppbevares frosne i fryser som holder – 20 °C.

7. Prøvetakingsplan

Det skal tas månedsblandprøver av slam i fem måneder med oppstart i oktober etter følgende plan:

Renseanlegg	Basis	Tillegg	Prøvetakings-omgang 1		Prøvetakings-omgang 2		Prøvetakings-omgang 3		Prøvetakings-omgang 4		Prøvetakings-omgang 5	
			Måned-blandprøve	En dag kvalifisert stikkprøve for siloksan	Måned-blandprøve	En dag kvalifisert stikkprøve for siloksan	Måned-blandprøve	En dag kvalifisert stikkprøve for siloksan	Måned-blandprøve	En dag kvalifisert stikkprøve for siloksan	Måned-blandprøve	En dag kvalifisert stikkprøve for siloksan
Bekkelaget ra	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/11	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Fuglevik ra	B	T	1/10 -31/10		1/11-30/21	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
HIAS	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/13	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Høvringen ra	B		1/10 -31/10		1/11-30/18		1/12 -31/12		1/1 -31/1		1/2-28/2	
Knappen ra	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/22	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Lillevik ra	B		1/10 -31/10		1/11-30/20		1/12 -31/12		1/1 -31/1		1/2-28/2	
NRA	B		1/10 -31/10		1/11-30/14		1/12 -31/12		1/1 -31/1		1/2-28/2	
Rambekk ra	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/24	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Sandefjord ra	B		1/10 -31/10		1/11-30/17		1/12 -31/12		1/1 -31/1		1/2-28/2	
SNJ (IVAR)	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/19	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Solumstrand ra	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/23	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
TAU	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/15	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Langnes ra	B		1/10 -31/10		1/11-30/25		1/12 -31/12		1/1 -31/1		1/2-28/2	
VEAS	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/16	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8
Øra ra	B	T	1/10 -31/10	Uke 44	1/11-30/12	Uke 48*	1/12 -31/12	Uke 51	1/1 -31/1	Uke 3	1/2-28/2	Uke 8

*) OBS! Blindprøve, miljøprøve for siloksan

8. Prøvetakingsutstyr og emballasje og forsendelse

8.1 Emballasje

- Rilsanposer
- Strips
- Rene prøvetakingskjeer av rustfritt stål
- Fryser med tilstrekkelig kapasitet (- 20°C)

Silosan og rottegiftt

- Ett prøveglass til rottegift
- Ett prøveglass til silosan i uke 48 + ett prøveglass for miljøprøve.
- Nitrile hansker for siloksananalyser

Oppsummering:

De anleggene som bare skal prøver for basispakken skal ta:

- En månedsblandprøve i rilsanpose i fem måneder

De anleggene som skal ta basispakken og tilleggspakken, skal ta

- En månedsblandprøve i rilsanpose hver måned i fem måneder
- En månedsblandprøve i et prøvetakingsglass for rottegift hver måned i fem måneder
- En kvalifisert stikkprøve på én dag i prøvetakingsperioden i et prøvetakingsglass for silosan hver måned i fem måneder
- En miljøprøve i prøvetakingsperioden i et prøvetakingsglass for silosan i uke 48

9. Mottak og forsendelse

Anleggene mottar prøveemballasje, returseddel, fryseelementer og følgeseddel for utfylling fra ALS-Global. Alle prøvene merkes med etikett og det skal legges ved en følgeseddel ved retur til lab. Rilsanposene lukkes med strips og legges over i en ny rilsanpose som også lukkes med strips. Alle prøvene unntatt de for rottegift sendes frosne med fryseemballasje med bedriftspakke post over natt til ALS-Global.

Prøvene for rottegift sendes til NIVA. Mer informasjon vil følge når forsendelsen nærmer seg.

Dersom det er spørsmål kan disse rettes til:

Aquateam ved Line Diana Blytt

Telefon: 91 81 31 79

Sentralbord: 22 35 81 00

Telefax: 22 35 81 10

e-post: line.diana.blytt@aquteam.no

e-post: aquateam@aquteam.no

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oitedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Interkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportssystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved renseanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemетодer. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemетодer. Siler/finrister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget renseanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanser for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminium-klorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetstkontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg (*Erstattet av 178/10*)
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruksområder
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder. (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyleing og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenninng av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemетодer, fase 2. Siler/finrister
70. Evaluering av enkle rensemетодer, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemетодer, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslip til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem fordrikkevann, forprosjekt
80. Sjekklisten/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjons teknikk innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flelsland ra
91. Vurdering av "slamfabrikk" for Østfold
92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
94. Nettverksam arbeid mellom NORVAR, driftsassistanser og kommuner
95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (*Erstattet av 192/12*)
96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
97. Slamforbranning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
99. Veiledning i dokumentasjon av utslip
100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
101. Status og strategi for VA-opplæringen
102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
107. Utslip fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave

108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
112. Erfaringer med nye rense løsninger for mindre utslipp
113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
115. Pumping av avløppslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
118. Veileddning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk (*Erstattet av 138/04*)
119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
121. Kjøkkenavfallskværne for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
123. Utslip fra mindre avløpsanlegg. Veileddning for utarbeidelse av lokale forskrifter
124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
125. Mal for forenklet VA-norm
126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
129. Rørinspeksjon med videokamera. Veileddning/rapportering hovedledninger
130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
131. Effektivisering av avløssektoren
132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
133. IT-strategi for VA-sektoren. Veileddning
134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
137. Veileddning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (*erstattet av 181/2011*)
138. Veileddning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
139. Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevatn
140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
144. Veileddning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
146. Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
148. Veileddning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veileddning
150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
151. Veileddning for vedlikeholdssystemer (FDV)
152. Veileddning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
156. Veileddning for oljeutskilleranlegg
157. Organiske miljøgifter i norsk avløppslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07.
158. Termoplastrør i Norge – før og nå
159. Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
160. Driftserfaringer med membranfiltrering
161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
162. Veileddning i klimatilpasset overvannshåndtering
163. Veileddning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
164. Veileddning for UV-desinfeksjon av drikkevann
165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
167. Veileddning for kjøp av VA-kjemikalier
168. Veileddning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
169. Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
170. Veileder til god desinfeksjonspraksis
171. Erfaringer med lekkasjekontroll
172. Trykktap i avløpsnett
173. Veileddning for bruk av støpejernsrør
174. Hygienisering av avløppslam. Langtidslagring og enkel rankekompstering. Resultater fra 3 års valideringstesting
175. Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan E-læring og samlinger
176. Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
177. Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
178. Grunnundersøkser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
179. Veileddning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
180. Fjernavlesning av vannmålere
181. Veileddning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
182. Prøvetaking av avløpsvann og slam
183. Veileddning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
184. Tilsyn med utslip fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
185. Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
186. Veileddning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
187. Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
188. Veileddning for drift av koaguleringsanlegg
189. Håndbok for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg
190. Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
191. Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
192. Veileddning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
193. Veileddning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
194. Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
195. Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
196. Veileddning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer
197. Avløpsanlegg. Vurdering av risiko for ytre miljø
198. Organiske miljøgifter i norsk avløppslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
- B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
- B3: Kvalitetshøvding av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
- B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
- B5: Utslip fra bilvaskehaller
- B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
- B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
- B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
- B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelse blant VA-kundene
- B10: Vannkilden som hygienisk barriere
- B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
- B12: Drikkevatn i media
- B13: Sislam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
- B14: Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren - forprosjekt
- B15: Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
- B16: Veileddning for kartlegging av energibruk VA-sektoren
- B17: Investeringsbehov i vann- og avløssektoren
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
- C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksov i avløpsnettet
- C3: Samarbeid om økt bruk av avløppslam på grøntarealer
- C4: Effekter av bruk av matavfallskværne på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
- C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veileddning
- C6: I veien for hverandre - Samordning av rør og kabler i veigrunnen
- C7: Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
- De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no**



- 💧 Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- 💧 Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca. 360 kommuner med over 95 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- 💧 Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- 💧 I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år prosjekter for ca. 8 mill. kroner
 - 💧 Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
 - 💧 Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no