Statlig program for forurensningsovervåking

SPFO-rapport: 949/2006
TA-2156/2006
ISBN 82-7655-283-8

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)
Utførende institusjon: Det Norske Veritas (DNV)

: **Kartlegging av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk.**

Rapport
949/2006

Tilførsler og tilstand

Forord

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn har Det Norske Veritas og Eurofins Danmark kartlagt forekomsten i miljøet av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk.

Målsettingen med undersøkelsen har vært å få en oversikt over forekomsten av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk i miljøet. Fokuset har vært på deponier, renseanlegg og resipient for avløpsvann som går via de undersøkte renseanleggene.

Da det er første gang i Norge de aller fleste av disse forbindelsene er undersøkt har det vært lagt ned et betydelig arbeid med å utvikle analysemetoder for å påvise og kvantifisere de undersøkte forbindelsene. Utvikling av analysemetodikk og analyser er gjennomført av Eurofins i Danmark.

En stor generell takk til alle som har bidratt til gjennomføringen av dette prosjektet.

Høvik, 03.04.06

Thomas Møskeland
Prosjektleder

Innhold

1. Resymé 1

2. Sammendrag av resultater for enkeltforbindelser 4

3. Extended abstract 14

4. Innledning 26
4.1 Bakgrunn 26

5. Forbindelser inkludert i kartleggingen 28
5.1 Legemidler 28
5.1.1 Utvelgelse av legemidler 28
5.1.2 Etinyløstradiol 29
5.1.3 Zoplikon 30
5.1.4 Ezomeprazol 30
5.1.5 Ibuprofen 31
5.1.6 Budesonid 31
5.1.7 Felodipin 32
5.1.8 Fluoxetin 32
5.1.9 Ciprofloxacin 33
5.1.10 Enrofloxacin 34
5.1.11 Sulfametoxazol 34
5.1.12 Paroxetin 35
5.1.13 Linezolid 35
5.1.14 Ekstra forbindelser inkludert i analyseprogrammet 35
5.1.15 Sulfadiazin 36
5.1.16 Sulfamethizol 36
5.1.17 Trimethoprim 37
5.1.18 Furosemid 37
5.2 Kosmetikk 38
5.2.1 Utvelgelse av forbindelser 38
5.2.2 Triklosan 39
5.2.3 Etylenbrassylate (musk T) 39
5.2.4 Diethylhexyladipate (DEHA) 40
5.2.5 Butylhydroxyanisol 40
5.2.6 CI 12085 (Pigment Red 4) 41
5.2.7 Butyl methoxydibenzoylmetan 41
5.2.8 Quarternium 15 41

6. Materiale og metoder 42
6.1 Renseanlegg 42
6.1.1 Bekkelaget renseanlegg 42
6.1.2 VEAS renseanlegg 42
6.1.3 Sentralrensanlegget RA-2 43
6.1.4 TAU renseanlegg 43
6.1.5 Renseanlegget Remmendalen 43
6.1.6 Solumstrand renseanlegg 44

6.2	Deponier	44
6.2.1	Grønmo avfallsanlegg	44
6.2.2	Lindum Ressurs og Gjenvinning	44
6.2.3	Bøler avfallsdeponi	45
6.2.4	Tønsberg fyllplass	45
6.2.5	Rokke avfallsanlegg	46
6.3	Prøvetaking av sediment, vann og biota	46
6.3.1	Lokaliteter	46
6.3.2	Metodikk	50
6.4	Analysemetoder	54
6.4.1	Analysemetode 1	54
6.4.2	Analysemetode 2	54
6.4.3	Analysemetode 4	56
6.4.4	Analysemetode 5	56
7.	**Resultater**	**57**
7.1	Grønmo, Bekkelaget renseanlegg og resipient	58
7.1.1	Grønmo	58
7.1.2	Bekkelaget renseanlegg	61
7.1.3	Overflatevann i resipienten	66
7.1.4	Sediment i resipienten	66
7.2	VEAS renseanlegg og resipient	67
7.2.1	Overflatevann i resipienten	72
7.2.2	Sediment i resipienten	72
7.3	Bøler avfallsplass, RA-2 og resipient	73
7.3.1	Bøler avfallsdeponi	73
7.3.2	Sentralrenseanlegget RA-2	74
7.3.3	Overflatevann i resipienten	77
7.3.4	Sediment i resipienten	78
7.4	Tønsberg fyllplass, Tønsbergsfjorden Avløpsutvalg (TAU) og resipient	79
7.4.1	Tønsberg fyllplass (Taranrød)	79
7.4.2	Tønsbergfjordens avløpsutvalg (TAU) renseanlegg	80
7.4.3	Overflatevann i resipienten	86
7.4.4	Sediment i resipienten	86
7.5	Rokke avfallsanlegg	86
7.6	Renseanlegget Remmendalen og resipient	88
7.6.1	Overflatevann i resipient	92
7.6.2	Sediment i resipient	92
7.7	Lindum, Solumstrand og resipient	93
7.7.1	Lindum Ressurs og Gjenvinning	93
7.7.2	Solumstrand renseanlegg	93
7.7.3	Overflatevann i resipienten	98
7.7.4	Sediment i resipienten	99
7.8	PCA-plott og rensegrad	99
8.	**Diskusjon**	**106**
8.1	Usikkerheter i resultatene	106
8.2	Påviste og ikke påviste legemidler og kosmetiske forbindelser	106
8.2.1	Forbindelser som ikke er påvist i undersøkelsen	106
8.2.2	Påviste forbindelser	107
8.3	Deponier	108

8.3.1 Ibuprofen 108
8.3.2 Etinyløstradiol 109
8.3.3 Østron 109
8.3.4 Beta-østradiol 110
8.3.5 DEHA 111
8.3.6 Triklosan 111
8.3.7 Ciprofloxacin 112
8.3.8 Linezolid 112
8.4 Renseanlegg 112
8.4.1 Zoplikon 113
8.4.2 Trimethoprim 115
8.4.3 Sulfamethoxazol 117
8.4.4 Ciprofloxacin 120
8.4.5 Linezolid 122
8.4.6 Furosemid 122
8.4.7 Fluoxetin 124
8.4.8 Felodipin 124
8.4.9 Østron 125
8.4.10 Beta-østradiol 127
8.4.11 Etinyløstradiol 129
8.4.12 Ibupofen 132
8.4.13 Triklosan 134
8.4.14 DEHA 136
8.4.15 BHA 139
8.5 Resipient 140
8.5.1 Zoplikon 141
8.5.2 Trimethoprim 141
8.5.3 Ciprofloxacin 141
8.5.4 Linezolid 142
8.5.5 Furosemid 143
8.5.6 Østron 143
8.5.7 Beta-østradiol 146
8.5.8 Ibuprofen 148
8.5.9 Triklosan 148
8.5.10 DEHA 149

9. Referanser 151

Appendiks A Analysemetodikk og resultater 153

Appendiks B Legemidler og kosmetiske stoffer inkludert i undersøkelsen 193

Appendiks C Tolkning av PCA-plott 197

1. Resymé

Kartleggingen av utvalgte aktive forbindelser i legemidler og kosmetikk er første gangs undersøkelse av disse stoffene i norsk miljø. Prosjektet har som målsetning å dokumentere forekomsten av utvalgte aktive stoffer i legemidler og kosmetikk i ulike prøvetakingsmatriser, både tilførsler og tilstand i miljøet. Prøvetakingsmatrisene i dette prosjektet har vært inn- og utløpsvann fra renseanlegg, slam fra renseanlegg, urenset og renset sigevann fra deponier, sigevannssediment fra deponier, overflateprøver og sedimentprøver i resipienter samt fisk og blåskjell fra resipienter.

De deponiene som er undersøkt er Grønmo avfallsanlegg (Oslo, påslipp til Bekkelaget renseanlegg), Lindum Ressurs og Gjenvinning (Drammen, påslipp til Solumstrand renseanlegg), Bøler avfallsdeponi (ROAF, Skedsmo, påslipp til Sentralrenseanlegget RA-2), Tønsberg fyllplass (Tønsberg, påslipp til TAU renseanlegg) og Rokke avfallsanlegg (Halden, sigevann slippes ut i Unnebergbekken).

Sigevann fra deponiene som er undersøkt går til de undersøkte renseanleggene. Unntaket er Rokke avfallsanlegg hvor sigevannet ledes til Unnebergbekken i Halden.

De renseanleggene som er undersøkt er Bekkelaget renseanlegg (Oslo), Vestfjorden avløpsselskap (VEAS, Oslo), Sentralrenseanlegget RA-2 (Romerike), Tønsbergfjordens avløpsutvalg (TAU) renseanlegg (Tønsberg), Renseanlegget Remmendalen (Halden) og Solumstrand renseanlegg (Drammen).

De aktive stoffene i legemidler som er undersøkt er ezomeprazol, sulfadiazin, zoplikon, sulfamethizol, trimethoprim, sulfamethoxazol, enrofloxacin, ciprofloxacin, linezolid, furosemid, paroxetin, fluoxetin, budesonid, felodipin, ibuprofen og etinyløstradiol.

De kosmetiske forbindelsene som er undersøkt er butyl methoxydibenzoylmetan, triklosan, etylenbrassylate (musk T), butyl hydroxyanisol (BHA), diethylhexyl adipate (DEHA), quaternium-15 og CI 12085 (Pigment Red 4).

I tillegg er beta-østradiol, som er et naturlig hormon hos mennesker, og dens metabolitt østron undersøkt.

Forbindelser som ikke er påvist i undersøkelsen

Av de undersøkte forbindelsene og med de angitte deteksjonsgrensene er det ikke påvist ezomeprazol, budesonid, paroxetin eller sulfamethizol som alle er aktive stoffer i legemidler. Heller ikke de kosmetiske forbindelsene musk T, CI 12085 eller butylmethoxydibenzoyl-metan ble påvist i noen av prøvene. CI 12085 og butyl methoxydibenzoylmetan er bare analysert i overflatevann i resipientene.

Forbindelsene over er ikke påvist i miljøet i undersøkelsesområdet og resultatene indikerer dermed at disse trolig ikke utgjør noen risiko i forhold til effekter. Det kan ikke utelukkes at forbindelsene kan påvises i andre deler av landet grunnet lokal omsetning av produkter hvor disse forbindelsene inngår. I tillegg kan det generelt sett være at forbindelsene forekommer i for lave konsentrasjoner til å kunne påvises med den anvendte analysemetodikken.

Forbindelser som er påvist i undersøkelsen

Deponier

Av de undersøkte forbindelsene er etinyløstradiol, beta-østradiol, østron, ibuprofen, ciprofloxacin, linezolid triklosan og DEHA funnet i sigevann og/eller sigevannsediment fra et eller flere av de undersøkte deponiene. Alle disse forbindelsene er også påvist i et eller flere av de undersøkte renseanleggene.

Renseanlegg

Av de undersøkte forbindelsene er etinyløstradiol, beta-østradiol, østron, zoplikon, ibuprofen, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, linezolid, trimethoprim, furosemid, triklosan, DEHA og BHA funnet i avløpsvann (innløps- og/eller utløpsvann) og/eller slam fra de undersøkte renseanleggene.

Av de forbindelsene som er påvist er østron, beta-østradiol, zoplikon, ibuprofen, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, furosemid og triklosan påvist i alle de undersøkte renseanleggene. Etinyløstradiol er påvist i alle renseanleggene unntatt TAU. I så måte er disse forbindelsene vanlige.

Tilførslene fra deponiene til renseanleggene er små. Hovedtilførslene inn på anleggene er fra andre uidentifiserte kilder med påslipp til avløpsvann. Resultatene indikerer generelt ingen høyere konsentrasjoner av forbindelsene i avløpsvann inn til de anleggene som har påslipp fra sykehus enn anleggene uten påslipp fra sykehus.

De minste tilførslene inn til anleggene er <1 kg/år for hormonene (beta-østradiol og østron) og etinyløstradiol. Tilførslene inn på anleggene av de andre forbindelsene varierer og er maksimum i størrelsesorden noen hundre kilo samlet sett. De største tilførslene er inn på Bekkelaget og VEAS renseanlegg da disse behandler de største mengdene avløpsvann.

Generelt er det det en rense effekt ved at forbindelsene eksempelvis tas ut i slammet i renseanleggene. Av de undersøkte forbindelsene indikerer resultatene at anleggene med et biologisk rensetrinn i større grad renser triklosan, ibuprofen og østronene (beta-østradiol, østron og etinyløstradiol) enn anleggene uten et biologisk rensetrinn. Ingen renseanlegg er designet for å rense disse stoffene men det er en effekt de allikevel har.

Som en konsekvens av at det er en rense effekt er tilførslene til resipientene via renseanleggene mindre enn det som går inn til renseanleggene.

Resipient

Av de påviste forbindelsene i utløpsvann fra renseanleggene er det bare sulfamethoxazol, felodipin og etinyløstradiol som ikke er påvist i resipientene.

Av de undersøkte forbindelsene er østron, beta-østradiol, zoplikon, ibuprofen, linezolid, enrofloxacin, ciprofloxacin, sulfadiazin, trimethoprim, furosemid, triklosan og DEHA funnet i sediment og/eller overflatevann i en eller flere av de undersøkte resipientene for avløpsvann fra renseanleggene.

Enrofloxacin og sulfadiazin er to forbindelser som ikke er funnet i avløpsvann eller slam fra renseanleggene. Disse to forbindelsene er bare påvist i sedimentprøver, ikke i overflatevann (vannsøylen). Begge forbindelsene tilføres i utgangspunktet ikke via noen av anleggene som er undersøkt men finnes likevel i miljøet. En forklaring kan være at deteksjonsgrensene er for høye til å detektere disse stoffene i vannprøver og fast stoff. En annen mulighet er at det tilføres via andre, muligens mer diffuse tilførselsveier.

Østron er i de fleste tilfellene påvist både i overflatevann og i sediment i resipientene. Dette har sannsynligvis sammenheng med lave deteksjonsgrenser for forbindelsen samt det faktum at østron er metabolitten til beta-østradiol som er et naturlig hormon.

Foruten østronene (østron, beta-østradiol og etinyløstradiol) er det bare påvist ibuprofen, furosemid og DEHA i overflatevann. Ibuprofen er også påvist i sediment på en lokalitet mens furosemid og DEHA ikke er påvist i sediment. Av de andre forbindelsene som tilføres fra renseanleggene er alle påvist i sediment.

Biota

Ingen av de undersøkte forbindelsen er funnet i biota i denne undersøkelsen. Dette er litt overraskende tatt i betraktning at mange av de undersøkte forbindelsene er bioakkumelerende basert på tilgjengelig informasjon. Det kan ikke utelukkes at deteksjonsgrensen i biologiske prøver var for høy for enkelte av forbindelsene.

2. Sammendrag av resultater for enkeltforbindelser

Zoplikon

Deponier

Zoplikon er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Zoplikon er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom 3 og 223 kg/år. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til Renseanlegget Remmendalen. Dette kan forklares ved at VEAS behandler betydelig større mengder avløpsvann enn Remmendalen. Konsentrasjonene varierer mellom 0,3 (VEAS) og 2,8 µg/l (Solumstrand). Det er ikke påvist zoplikon i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene og det antas å være små eller ingen tilførsler fra disse.

Det ser ut til at zoplikon oppkonsentreres i større grad i slammet i anleggene uten biologisk rensetrinn, men resultatene er ikke entydige.

Tilførslene fra anleggene varierer fra < 1 kg/år fra Solumstrand renseanlegg, hvor forbindelsen ikke er påvist i utløpsvann, til 106 kg/år fra VEAS. De totale estimerte tilførslene fra anleggene er i størrelsesorden 110 – 190 kg/år.

Resipienter

Zoplikon er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Utslippene fra renseanleggene kan derfor ikke detekteres i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense.

Zoplikon er påvist i sediment fra Nitelva, rett nedstrøms utslippet fra Sentralrenseanlegget RA-2, i en konsentrasjon på 28 µg/kg TS. Forbindelsen er påvist i utløpsvann fra anlegget i en konsentrasjon på 2,4 µg/l som er den klart høyeste konsentrasjonen målt i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene.

Trimethoprim

Deponier

Trimethoprim er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Trimethoprim er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom 1 og 52 kg/år. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til Solumstrand renseanlegg. Konsentrasjonene varierer mellom 0,14 (Solumstrand) og 2,3 µg/l (TAU). Det er ikke påvist trimethoprim i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så det er små eller ingen tilførsler fra disse.

Selv om resultatene varierer ser det ut som at anleggene har en rense effekt på trimethoprim. Resultatene indikerer ingen forskjell på anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Beregnede tilførsler fra anleggene varierer fra 1 kg (Remmendalen) til 46 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 50 – 86 kg/år totalt.

Resipienter

Trimethoprim er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Utslippene fra renseanleggene kan ikke detekteres i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense.

I sedimentet er trimethoprim påvist ved utslippet fra Bekkelaget og Renseanlegget Remmendalen samt Sentralrenseanlegget RA-2.

Ved utslippspunktet fra Bekkelaget og Remmendalen renseanlegg er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på henholdsvis 1,2 og 1,8 µg/kg TS. I Nitelva nedstrøms utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er det påvist trimethoprim i en konsentrasjon på 2,3 µg/kg TS.

Sulfamethoxazol

Deponier

Sulfamethoxazol er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Sulfamethoxazol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene unntatt Renseanlegget Remmendalen.

Tilførsler inn til anleggene varierer mellom < 1 kg og 15 kg/år. De største tilførslene er inn til Bekkelaget og TAU renseanlegg. TAU renseanlegg behandler et relativt lite volum avløpsvann, dvs at konsentrasjonene inn på anlegget er relativt store.

Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,29 (TAU) og 1,1 µg/l (TAU). Det er ikke påvist sulfamethoxazol i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så hovedtilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Forbindelsen er påvist i slammet på to anlegg, Remmendalen (20 µg/kg TS) og TAU renseanlegg (5 µg/kg TS), som viser at forbindelsen oppkonsentreres i slammet og at anleggene har en viss rense effekt. Resultatene indikerer ingen forskjell på anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Beregnede tilførsler fra anleggene varierer fra <1 kg/år (Remmendalen) til 17 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 18 – 34 kg/år totalt.

Resipienter

Forbindelsen er ikke funnet i resipientene.

Ciprofloxacin

Deponier

Ciprofloxacin er bare påvist i urenset sigevann fra Bøler avfallsdeponi.

Renseanlegg

Ciprofloxacin er bare påvist i innløpsvann til Bekkelaget og Solumstrand renseanlegg. I utløpsvann er den bare påvist i en prøve fra Solumstrand. Imidlertid er forbindelsen påvist i slam fra alle anleggene. Konsentrasjonene, som er de høyeste av alle de undersøkte forbindelsene, varierer mellom 100 µg/kg TS (Solumstrand) og 3800 µg/kg TS (RA-2). Dette indikerer at forbindelsen har høy affinitet til partikler og i høy grad akkumuleres i slammet.

Basert på tallene varierer tilførslene inn til anleggene mellom < 1 kg og 49 kg/år. De høyeste tilførslene er inn til Bekkelaget og Solumstrand renseanlegg.

At forbindelsen oppkonsentreres i fast stoff betyr at anleggene har en rense effekt på forbindelsen. Resultatene indikerer ingen forskjell i rense effekt for anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene varierer mellom <1 og 34 (Solumstrand) kg/år. De totale tilførslene er i samme størrelsesorden.

Resipient

Ciprofloxacin er ikke påvist i noen prøver av overflatevann.

I sediment er ciprofloxacin påvist i Drammensfjorden (ved bybrua), Iddefjorden, Øyeren og Nitelva. Stasjonen i Drammensfjorden er lokalisert ved bybrua i Drammenselva, og konsentrasjonen var her 10 µg/kg TS.

På stasjonen ved utslippspunktet fra Renseanlegget Remmendalen i Iddefjorden er ciprofloxacin påvist i en konsentrasjon på 30 µg/kg TS.

På stasjonen i Nitelva rett nedstrøms utslippet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er ciprofloxacin påvist i en konsentrasjon på 130 µg/kg TS. På stasjonen i Øyeren hovedbasseng er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 13 µg/kg TS.

Alle lokalitetene hvor ciprofloxacin er påvist i sediment er lokalisert i elver eller i avrenningsområdet til elver. Elver har avrenning fra jordbruksområder i større eller mindre grad. Ciprofloxacin er et veterinærprodukt som brukes til kjæledyr og storfe og svin som kan være årsaken til at forbindelsen påvises i tilknytning til elver.

Linezolid

Deponier

Linezolid er bare påvist i urenset sigevann fra Rokke avfallsanlegg i en konsentrasjon på 2,8 µg/l i og 0,66 µg/l i renset sigevann.

Renseanlegg

Linezolid er bare påvist i Renseanlegget Remmendalen og ikke i noen av de andre anleggene.

Konsentrasjonene i innløpsvann var 15 µg/l. Basert på et årlig behandlet vannvolum i 2004 på 5,5 millioner m^3 vann blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 83 kg/år.

Konsentrasjonene av forbindelsen i utløpsvann var 6,1 µg/l. Forbindelsen er påvist i slam i en konsentrasjon på 720 µg/kg TS.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann er tilførslene fra anlegget til resipient i størrelsesorden 34 kg/år.

Forbindelsen er også påvist i sigevann fra Rokke avfallsanlegg men dette sigevannet ledes ikke til Renseanlegget Remmendalen men Unnebergbekken. Tilførslene er derfor fra andre kilder med påslipp til avløpsvann.

Linezolid produseres i Halden og de lokale tilførslene har sannsynligvis sammenheng med dette.

Resipienter

Linezolid er ikke påvist i noen prøver av overflatevann.

Konsentrasjonen i utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen var 6,1 µg/l. Tilførselen av linezolid fra anlegget kan imidlertid ikke påvises i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense. I sedimentet på stasjonen ved utslippspunktet fra Renseanlegget Remmendalen er linezolid påvist i en konsentrasjon på 25 µg/kg TS.

Furosemid

Deponier

Furosemid er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Furosemid er påvist i innløps- og utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene. Estimerte tilførsler inn til anleggene varierer mellom 24 og 184 kg/år. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til TAU renseanlegg. Konsentrasjonene av furosemid i innløpsvann varierer mellom 0,91 (VEAS) og 8,6 µg/l (Solumstrand). Det er ikke påvist furosemid i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene og det antas små eller ingen tilførsler fra disse.

Selv om resultatene varierer indikerer resultatene at anleggene har en rense effekt på furosemid. Det er ingen indikasjoner på forskjeller mellom anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene til resipientene varierer fra 2 kg (Solumstrand) til 69 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 102 – 139 kg/år totalt basert på resultatene.

Resipienter

Furosemid er påvist i inn- og utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene. Dette indikerer tilførsler av forbindelsen til de respektive resipientene. Forbindelsen er imidlertid bare påvist i overflatevann på én stasjon lokalisert ved utslippspunktet fra Solumstrand renseanlegg.

Konsentrasjonen i utløpsvann fra Solumstrand renseanlegg var 0,20 og 0,55 µg/l. I overflatevann ved utslippspunktet er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 0,054 µg/l.

Furosemid er ikke påvist i sediment i noen av resipientene over deteksjonsgrensen på 5 µg/kg TS.

Fluoxetin

Deponier

Fluoxetin er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Fluoxetin er ikke funnet i innløps- eller utløpsvann fra noen av de andre undersøkte renseanleggene.

Forbindelsen er påvist i slammet fra Bekkelaget renseanlegg mellom 31 og 41 µg/kg TS og i en prøve fra VEAS i en konsentrasjon på 32 µg/kg TS. Dette viser at det er tilførsler inn på disse to anleggene som ikke detekteres av vannprøvene.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann og tilførslene antas å komme fra andre uidentifiserte kilder.

Resipienter

Forbindelsen er ikke påvist i resipientene.

Felodipin

Deponier

Felodipin er ikke påvist i sigevann eller sigevannsediment fra de undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Felodipin er ikke påvist i innløps- eller utløpsvann fra noen av de undersøkte renseanleggene. I Bekkelaget renseanlegg er forbindelsen påvist i slam i en av to prøver i en konsentrasjon på 25 µg/kg TS. I slam fra VEAS er felodipin påvist i konsentrasjoner på 23 og 39 µg/kg TS og i slam fra Remmendalen renseanlegg i en konsentrasjon på 62 µg/kg TS. At forbindelsen akkumuleres i slammet viser at det er en rense effekt av forbindelsen.

Felodipin er ikke påvist i sigevann fra deponiene og eventuelle tilførsler fra disse antas å være små.

Resipienter

Felodipin er ikke påvist i resipientene.

Østron

Deponier

Østron er påvist i alle deponiene i konsentrasjoner mellom 0,0063 (Rokke) og 0,026 µg/l (Bøler) i urenset sigevann og mellom 0,0036 (Grønmo) og 0,05 µg/l i renset sigevann (Lindum). Forbindelsen er påvist i sigevannssediment mellom 0,6 (Tønsberg) og 4,9 µg/kg TS (Lindum). Det er generelt lavere konsentrasjoner av østron i renset enn urenset sigevann. Unntaket var Rokke avfallsplass men her er rensetrinnet ute av drift. Generelt er tilførslene av østron til renseanleggene små (< 1 kg/år).

Renseanlegg

Østron er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom <1 og 2 kg/år. Østron er metabolitten til beta-østradiol som er et naturlig hormon, og tilførslene vil hovedsakelig være via kloakk. De største tilførslene er inn til VEAS renseanlegg og de minste er inn til de mindre anleggene TAU, Remmendalen og Solumstrand renseanlegg. Konsentrasjonene varierer innbyrdes mellom 0,007 (TAU) og 0,086 µg/l (Remmendalen). Østron er også påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene, noe som viser at det er tilførsler fra deponiene til renseanleggene. Disse tilførslene er imidlertid betydelig lavere en de generelle tilførslene fra andre uidentifiserte kilder.

Selv om resultatene varierer indikerer disse at det en rense effekt på østron. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på østron enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene er i størrelsesorden <1 - 1 kg og er høyest via VEAS.

Resipienter

Østron er påvist i alle overflateprøver og sedimentprøver. Forbindelsen er også påvist i utløpsvann fra alle renseanleggene.

Østron er påvist i alle prøver av overflatevann i konsentrasjoner mellom 0,00022 µg/l (Øyeren hovedbasseng) og 0,0015 µg/l (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg). I sediment er forbindelsen påvist i konsentrasjoner mellom 0,1 µg/kg TS (ved utslippet fra TAU renseanlegg) og 9,9 µg/kg TS (ved utslippet fra Renseanlegget Remmendalen).

Østron er en forbindelse som ser ut til å være generelt forkommende i miljøet slik at andre tilførsler enn via renseanleggene ikke kan utelukkes.

Beta-østradiol

Deponier

Beta-østradiol er påvist i sigevann fra alle deponiene unntatt fra Grønmo eller Tønsberg fyllplass. Østron som er metabolitten til beta-østradiol, er funnet i alle deponiene. Det er derfor sannsynlig at beta-østradiol også finnes på Grønmo og Tønsberg fyllplass men i konsentrasjoner under deteksjonsgrensen.

Forbindelsen er bare påvist i sigevannsediment fra Lindum (0,77 µg/kg TS) og da i lavere konsentrasjonen enn metabolitten østron. Dette kan forklares med at tilførslene av østron er generelt høyere, noe som kan gi større akkumulering i sedimentet, men det kan også være at østron har større affinitet til partikler (bindes bedre til partikler). I slamprøvene fra renseanleggene og sedimentprøvene fra resipientene er mønsteret det samme ved at østron er påvist i høyere konsentrasjoner og på flere lokaliteter enn beta-østradiol. På vektbasis er tilførslene til renseanleggene små (< 1 kg/år).

Renseanlegg

Beta-østradiol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene er i størrelsesorden <1 til 1 kg/år. De største tilførslene er inn til VEAS og Bekkelaget renseanlegg. Tilførslene inn til de andre anleggene er <1 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,0049 (VEAS) og 0,021 µg/l (Remmendalen). Beta-østradiol er også påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene slik at det er tilførsler fra disse til renseanleggene av forbindelsen. Disse tilførslene er imidlertid betydelig lavere enn andre uidentifiserte kilder med påslipp til avløpsvannet.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om anleggene har en rense effekt på beta-østradiol. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på beta-østradiol enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene via anleggene til resipient er < 1 kg/år.

Resipienter

Beta-østradiol er bare påvist i overflatevann ved utslippspunktet fra Solumstrand og TAU renseanlegg samt ved utslippspunktet til Sentralrenseanlegget RA-2. Konsentrasjonene var mellom 0,00011 µg/l (ved utslippet fra TAU renseanlegg) og 0,00025 µg/l (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg). I sediment er forbindelsen påvist i konsentrasjoner mellom 0,1 µg/kg TS (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg) og 1,3 µg/kg TS (ved utslippet fra Renseanlegget Remmendalen).

Det er tilførsler via alle renseanleggene til de respektive resipientene. Østron, som er metabolitten til beta-østradiol, er en forbindelse som ser ut til å være generelt forekommende i miljøet, og det samme ser ut til å være tilfellet for beta-østradiol.

Etinyløstradiol

Deponier

Etinyløstradiol er påvist i urenset sigevann fra Rokke i en konsentrasjon på 0,0028 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i noen av de andre undersøkte deponiene.

Renseanlegg

Etinyløstradiol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene er <1 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,00046 (Solumstrand) og 0,0017 µg/l (Bekkelaget).

Etinyløstradiol er ikke påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene som har påslipp til renseanleggene slik at tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonen av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på etinyløstradiol. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på etinyløstradiol enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene via anleggene til resipient er < 1 kg/år.

Resipienter

Etinyløstradiol er ikke påvist i resipientene.

Ibuprofen

Deponier

Ibuprofen er påvist i alle deponiene i konsentrasjoner mellom 0,62 og 3,7 µg/l i urenset sigevann og mellom 0,61 og 5 µg/l i renset sigevann. De høyeste konsentrasjonene er målt på Grønmo avfallsplass. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment i noen av de undersøkte deponiene. Generelt er tilførslene til renseanleggene små (< 1 kg/år).

Renseanlegg

Ibuprofen er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene. Estimerte tilførsler inn til anleggene varierer fra 20 (Solumstrand) til 307 kg/år (VEAS). Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 1,5 (Solumstrand) og 3,9 µg/l (Remmendalen). Totalt er tilførslene inn til de undersøkte anleggene i størrelsesorden 445 – 530 kg/år.

Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en stor rense effekt på ibuprofen. Forbindelsen er imidlertid ikke påvist i slammet i noen av de undersøkte anleggene, noe man kunne forvente ut fra dette. Dette kan være en konsekvens av at deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS er for høy.

Tilførslene fra anleggene til resipientene varierer fra 1 kg (RA-2) til 52 kg/år (TAU) og i størrelsesorden 83 – 120 kg/år totalt.

Resipienter

Ibuprofen er påvist i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene unntatt Bekkelaget renseanlegg. I overflatevann er forbindelsen påvist ved utslippspunktene til Solumstrand renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2. I sediment er ibuprofen bare påvist ved utslippspunktet fra TAU renseanlegg. Tilførslene via de andre anleggene kan ikke detekteres i vannsøylen eller sedimentet.

I overflatevann ved utslippspunktet til Solumstrand renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2 er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på henholdsvis 0,14 og 0,036 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i sedimentet ved utslippspunktene. Ved utslippspunktet til TAU renseanlegg er ikke ibuprofen påvist i overflatevann over deteksjonsgrensen på 0,02 µg/l, men forbindelsen er påvist i sedimentet i en konsentrasjon på 2,8 µg/kg TS som viser at det er tilførsler av ibuprofen til resipienten.

Resultatene tyder på at ibuprofen i større grad tas ut (eksempelvis i slammet) i de renseanleggene med biologisk rensetrinn enn de uten.

Triklosan

Deponier

Triklosan er bare påvist i sigevannsediment fra Grønmo. Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene. Forbindelsen binder seg sannsynligvis godt til fast stoff og er lite vannløselig. Eventuelle tilførsler til renseanleggene vil være små.

Renseanlegg

Triklosan er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer fra 3 (Solumstrand) til 83 kg/år (VEAS). Totalt er beregnede tilførsler til anleggene i størrelsesorden 76 - 191 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,22 (Bekkelaget) og 1,8 µg/l (Solumstrand og Bekkelaget).

Forbindelsen er påvist i slammet fra alle de undersøkte anleggene, noe man kunne forvente basert på at det er en rense effekt. Resultatene tyder på at anleggene med biologisk rensetrinn i høyere grad renser triklosan, ved at forbindelsen tas ut i slammet, enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Resipienter

Triklosan er ikke funnet i noen prøver av overflatevann over deteksjonsgrensen på 0,05 µg/l. I sediment er triklosan påvist ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg, Sentralrenseanlegget RA-2 og Rokke avfallsanlegg. I tillegg er forbindelsen påvist på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad noen tusen meter fra utslippspunktet til VEAS renseanlegg.
På stasjonen ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg er triklosan påvist i en konsentrasjon på 20 µg/kg TS. Dette er noe lavere enn ved utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 i Nitelva, hvor konsentrasjon var 36 µg/kg TS, som er det høyeste målt i sediment. Tilførslene av triklosan til resipient er større fra Bekkelaget renseanlegg enn Sentralrenseanlegget RA-2. At konsentrasjonen av triklosan i sediment er lavere ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg kan skyldes lokale forhold i resipienten som grad av fortynning, strømhastigheter, dyp m.m.

Ved utslippspunktet fra Rokke avfallsanlegg i Unnebergbekken er triklosan påvist i en konsentrasjon på 17 µg/kg TS. At den laveste konsentrasjonen i sediment er målt i Unnebergbekken er ikke overraskende tatt i betraktning at tilførslene fra Rokke avfallsanlegg er mye lavere enn fra Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2.

Triklosan er ikke påvist ved utslippspunktet fra VEAS renseanlegg. Dette er noe overraskende tatt i betraktning at tilførslene av forbindelsen er klart høyest fra dette anlegget. Imidlertid er triklosan funnet på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad, lokalisert noen tusen meter fra utslippet til VEAS, i en konsentrasjon på 11 µg/kg TS. Det er vanskelig å relatere funnet her til VEAS renseanlegg da man ikke finner triklosan ved utslippspunktet fra anlegget.

DEHA

Deponier

DEHA er bare funnet i sigevann fra Grønmo og Rokke. Tilførslene fra Rokke og Grønmo er små (< 1 kg/år).

Renseanlegg

DEHA er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene unntatt VEAS, men konsentrasjonene inn og ut av anleggene varierer mye så det er vanskelig å konkludere. Eksempelvis varierer konsentrasjonen inn til Bekkelaget renseanlegg mellom < 0,2 og 5,5 µg/l. Dette kan indikere store naturlige variasjoner i tilførslene. Tilførsler inn til anleggene

varierer i størrelsesorden fra 1 kg/år (Solumstrand) til 220 kg/år (Bekkelaget). Totalt er de beregnede tilførslene til anleggene i størrelsesorden 14 - 247 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom <0,2 (flere anlegg) og 5,5 µg/l (Bekkelaget).

Resultatene viser at forbindelsen kan tas ut i slam og at det er en viss rense effekt. Dette er relativt tydelig for Sentralrenseanlegget RA-2 og Bekkelaget renseanlegg. Det er ikke grunnlag for å konkludere på en eventuell forskjell mellom anleggene med og uten et biologisk rensetrinn.

Resipienter

DEHA er kun påvist i overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg, i en konsentrasjon på 0,21 µg/l. Forbindelsen er påvist i utløpsvannet fra anlegget i en av to prøver i en konsentrasjon på 1,3 µg/l, det høyeste målt i utløpsvann av de undersøkte anleggene.

BHA

Forbindelsen er bare påvist i avløpsvann fra Bekkelaget og TAU renseanlegg. Dette kan indikere lokale tilførsler inn til Bekkelaget renseanlegg i størrelsesorden 2- 6 kg/år og til TAU renseanlegg 1 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i de undersøkte resipientene.

En oversikt over påviste forbindelser og hvor de er påvist er oppsummert i tabellene under.

Lokaliteter for de påviste (x) forbindelsene. Uthevet (X) angir renseanlegg. BL: Bekkelaget renseanlegg, GR: Grønmo avfallsanlegg, VE: VEAS renseanlegg, LI: Lindum Ressurs og Gjenvinning, SS: Solumstrand renseanlegg, RD: Renseanlegget Remmendalen, BØ: Bøler avfallsdeponi, TB: Tønsberg fyllplass, RO: Rokke avfallsanlegg.

Forbindelse	BL	GR	VE	RA-2	BØ	RD	RO	SS	LI	TAU	TB
Etinyløstradiol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
Østron	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Beta-østradiol	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	-
Zoplikon	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Ibuprofen	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Felodipin	**X**	-	**X**	-	-	**X**	-	-	-	-	-
Fluoxetin	**X**	-	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-
Ciprofloxacin	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Sulfamethoxazol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Linezolid	-	-	-	-	-	**X**	X	-	-	-	-
Trimethoprim	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Furosemid	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Triklosan	**X**	X	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
DEHA	**X**	X	-	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
BHA	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-	**X**	-

- ikke påvist over deteksjonsgrensen

Lokaliteter for de påviste forbindelsene i overflatevann (O) og sediment (S). Prøveatkingsstasjoner nær utslippsunktene til de respektive anleggene er angitt. BL: Bekkelaget, VE: VEAS, SS: Solumstrand, RD: Remmendalen, RO:Rokke avfallsanlegg.

Forbindelse	BL/VE	BL	VE	SS			TAU		RD	RA-2		RO
	JAMP-30B	IOBE-02	IOVE-01	DR-02*	DRSOL-03	DR-01ref*	TØTAU-01	TØ-02*	HARING-02*	Øyer-03	NITE-01	UNNEB-01
Østron	OS	OS	OS	-	OS	S	OS	S	S	OS	OS	OS
Beta-østradiol	S	S	-	-	OS	-	O	-	S	-	OS	S
Zoplikon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-
Ibuprofen	-	-	-	-	O	-	S	-	-	-	O	-
Linezolid	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	-	-
Enrofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	S	-	S	-	-
Ciprofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	-	S	S	S	-
Sulfadiazin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S
Trimethoprim	-	S	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-
Furosemid	-	-	-	-	O	-	-	-	-	-	-	-
Triklosan	S	S	-	-	-	-	-	-	-	-	S	S
DEHA	-	-	-	-	O	-	-	-	-	-	-	-
BHA	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-

*: Ikke tatt overflateprøver på disse stasjonene, -: Ikke påvist over deteksjonsgrensen.

3. Extended abstract

For the first time in Norway a screening of selected active compounds in pharmaceuticals and compounds in cosmetics has been carried out. The ambition of the project is to document the levels of selected active compounds in pharmaceuticals and compounds in cosmetics in different environmental matrices, supply and state in the environment. The environmental matrices investigated have been inlet- and outlet water from water treatment plants, sludge from water treatment plants, treated and untreated soil water from waste disposal sites, sediment from waste disposal sites, surface water and sediments from receiving waters and fish and blue mussels from the receiving waters.

Soil water from the waste disposal sites is directed to the investigated water treatment plants. The exception is Rokke waste disposal site where the soil water is directed to a local stream called Unnebergbekken.

The waste disposal sites investigated are Grønmo waste disposal site (Oslo, soil water directed to Bekkelaget water treatment plant), Lindum (Drammen, soil water is directed to Solumstrand water treatment plant), Bøler (Skedsmo, soil water is directed to RA-2 water treatment plant, Tønsberg (Tønsberg, soil water is directed to TAU water treatment plant) and Rokke waste disposal site (Halden, soil water is directed to a local stream named Unnebergbekken).

The water treatment plants investigated are Bekkelaget (Oslo), VEAS (Oslo), RA-2 (Romerike), TAU (Tønsberg), Remmendalen (Halden) and Solumstrand water treatment plant (Drammen).

The active compounds in pharmaceuticals investigated are ezomeprazol, sulfadiazin, zoplikon, sulfamethizol, trimethoprim, sulfamethoxazol, enrofloxacin, ciprofloxacin, linezolid, furosemid, paroxetin, fluoxetin, budesonid, felodipin and ethinyloestradiol.

Compounds in cosmetics investigated are butyl methoxydibenzoylmetan, triclosan, ethylenbrassylate (musk T), butyl hydroxyanisol (BHA), diethylhexyl adipate (DEHA), quaternium-15 and CI 12085 (Pigment Red 4).

In addition beta-oestradiol, which is a natural hormone in humans, and its metabolite oestrone are investigated.

Compounds not detected in the investigation

Overall and with the defined detection limits the compounds ezomeprazol, budesonid, paroxetin and sulfamethizol, which all are active compounds in pharmaceuticals, could not be detected in any samples. Neither could the cosmetic compounds musk T, CI 12085 and butylmethoxydibenzoyl-metan be detected in any samples. CI 12085 and butyl methoxydibenzoylmetan are only analyzed in surface water from the receiving waters.

All compounds mentioned above are not detected in environmental samples in the area investigated. The results therefore suggest that these compounds probably do not pose a risk with regards to possible effects in the environment. An important point tough is that sales numbers do not imply where in Norway these compounds are actually sold, meaning that local occurrences in other parts of Norway can not be ruled out. In addition it may be that the detection limits for the compounds not detected was too high. There are also little data on toxicological tests for these compounds so they should not be completely ruled out with regards to existence and possible effects in the environment.

Compounds detected in the investigation

Waste disposal sites

Of the investigated compounds are ethinyloestradiol, beta-oestradiol, oestrone, ibuprofen, ciprofloxacin, linezolid triclosan and DEHA detected in soil water and/or sediment from one or more of the investigated waste disposal sites. All of these compounds are also detected from one or more of the investigated water treatment plants.

Water treatment plants

Of the investigated compounds are ethinyloestradiol, beta-oestradiol, oestrone, zoplikon, ibuprofen, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, linezolid, trimethoprim, furosemid, triclosan, DEHA and BHA detected in waste water and/or in sludge from the investigated water treatment plants.

Of the detected compounds are oestrone, beta-oestradiol, zoplikon, ibuprofen, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, furosemid and triclosan detected from all the investigated water treatment plants. Ethinyloestradiol is detected from all the investigated water treatment plants except TAU water treatment plant in Tønsberg.

All of the compounds detected are active compounds in pharmaceuticals except oestrone and beta-oestradiol which are natural hormones and triclosan which is a bactericide. All detected compounds have relatively high sales numbers and are not easily degradable (no data on furosemid) based on available information.

Of all the detected compounds it's only sulfamethoxazol, felodipin and ethinyloestradiol which are not detected in the receiving waters.

Receiving waters

Of the detected compounds are oestrone, beta-oestradiol, zoplikon, ibuprofen, linezolid, enrofloxacin, ciprofloxacin, sulfadiazin, trimethoprim, furosemid, triclosan and DEHA detected in sediment and /or surface waters in one or more of the receiving waters for waste water from the water treatment plants.

Enrofloxacin and sulfadiazin are two compounds which are not detected in waste water or sludge from the water treatment plants. Both of these compounds are only detected in sediment samples not in surface water. This means that water treatment plants are not the source for these two compounds but they are still detected in the environment. One explanation may be that the detection limits in waste water ad sludge are too high to detect them. Another explanation may be other more diffuse sources.

Oestrone is overall detected in both surface water and sediment in the receiving waters. This is partly a result of a low detection limit for this hormone. Oestrone is the metabolite to beta-oestradiol which is a natural hormone, so the results are maybe not very surprising.

Besides the oestrones (oestrone, beta-oestradiol and ethinyloestradiol) only ibuprofen, furosemid and DEHA are detected in surface water. Ibuprofen is also detected in sediment on one location but furosemid and DEHA are not detected in sediment in the receiving waters. All the other compounds which are supplied from the water treatment plants are detected in the sediment in the receiving waters.

Biota

None of the investigated compounds are detected in biota (fish liver and blue mussels). This is a little bit surprising considering that many of them have the potential to bio accumulate according to available information in this project.

It can not be ruled out that the detection limits for biota samples in this investigation is generally too high to detect some of the investigated compounds in biota.

Summary of results for single compounds

Zoplikon

Waste disposal sites

Zoplikon is not detected in any samples of soil water or sediment from the investigated waste disposal sites.

Waste water treatment plants

Zoplikon is detected in waste water from all of the investigated waste water treatment plants. The amount of zoplikon going into the plants varies between 3 and 223 kg/year. The largest amount is going into VEAS waste water treatment plant and the smallest to Remmendalen waste water treatment plant. This can be explained by the fact that VEAS facility handle by large the highest amount of waste water. The concentration of zoplikon in the inlet water varies between 0.3 (VEAS plant) and 2.8 µg/l (Solumstrand plant).

Zoplikon is not detected in soil water from any of the investigated waste disposal sites, so it's anticipated that very small amounts is going to the waste water treatment plants, if any.

With regards to zoplikon it looks like a higher amount is cleaned in the waste water plants which do not have a biological cleaning step. It looks like zoplikon to a higher degree is accumulating in the sludge from waste water plants without biological cleaning than those plants with biological cleaning, but the results are not clear.

The amount of zoplikon leaving the waste water plants varies between <1 kg/year from the Solumstrand plant to 106 kg/year from the VEAS plant. The total amount leaving the plants (all plants) are in the order of 110 – 190 kg/year.

Receiving waters

Zoplikon is not detected in surface water samples. The deliveries of zoplikon from the waste water treatment plants can not be detected in the water column over the detection limit.

Zoplikon is detected in sediment in a concentration of 28 µg/kg dry weight from the river Nitelva, just down stream the outlet point from the RA-2 waste water treatment plant. The concentration in outlet water from the RA-2 plant was 2.4 µg/l which was the largest concentration measured in outlet water from all the investigated waste water treatment plants.

Trimethoprim

Waste disposal sites

Trimethoprim is not detected in any samples of soil water or sediment from the investigated waste disposal sites.

Waste water treatment plants

Trimethoprim is detected in waste water from all the investigated waste water treatment plants. The amount going into the plants varies between 1 and 52 kg/year. The largest amount is going into the VEAS plant and the smallest amount is going into the Solumstrand plant.

Even tough the result varies it looks like that the concentration of the compound decreases in outlet waters compared to water going into the plants, suggesting there is some cleaning effect of trimethoprim. The results indicate no differences between plants with and without biological cleaning.

Estimated amount of trimethoprim leaving the waste water treatment plants varies between 1 kg/year (Remmendalen plant) to 46 kg/year (VEAS plant) and in the order of 50 – 86 kg/year from all the plants combined.

Receiving waters

Trimethoprim is not detected in any samples of surface water. The deliveries from the waste water plants are not detected in surface water over the detection limit.

Trimethoprim is detected in the sediment nearby the outlet from the Bekkelaget, Remmendalen and RA-2 plant.

Nearby the outlet point from the Bekkelaget and Remmendalen plant the compound is detected in concentrations of 1.2 and 1.8 µg/kg dry weight respectively. In the river Nitelva just downstream of the outlet from the RA-2 plant trimethoprim is detected in a concentration of 2.3 µg/kg dry weight.

Sulfamethoxazol

Waste disposal sites

Sulfamethoxazol is not detected in any samples of soil water or sediment from the investigated waste disposal sites.

Waste water treatment plants

Sulfamethoxazol is detected in waste water from all the investigated waste water treatment plants except the Remmendalen plant.

Estimated amount of sulfamethoxazol going into the plants varies between <1 to 15 kg/year. The largest amount of the compound is going into the Bekkelaget and TAU plant. The TAU plant is handling a relatively small volume of waste water, meaning that the concentration of sulfamethoxazol going into the plant is relatively high.

The concentrations of sulfamethoxazol going into the plants varies between 0.29 (TAU) and 1.1 µg/l (TAU). Sulfamethoxazol is not detected in soil water from ay of the investigated waste disposal sites so which indicate other unidentified sources.

Sulfamethoxazol is detected in sludge from Remmendalen (20 µg/kg DW) plant and the TAU plant (5 µg/kg DW) which shows that the compound is accumulating in the sludge to a certain degree and that there is a cleaning effect. The results do not indicate any differences between plants with and without a biological cleaning step.

Estimated amounts of sulfamethoxazol from the waste water treatment plants to the receiving waters are in the order of <1 kg/year (Remmendalen plant) to 17 kg/year (VEAS plant) and in the order of 18 – 34 kg/year from all the plants combined.

Ciprofloxacin

Waste disposal sites

Ciprofloxacin is detected in untreated soil water from Bøler waste disposal site (0.69 µg/l)

Waste water treatment plants

Ciprofloxacin is detected in the inlet water at Bekkelaget and Solumstrand waste water treatment plant. In outlet water it is only detected in one sample from Solumstrand. The compound is however detected in sludge from all the plants. The concentrations, which are the highest of all the investigated compounds, vary between 100 µg/kg dry weight (Solumstrand) and 3800 µg/kg dry weight (RA-2). This indicates the compound has high affinity to particles and accumulates to a high degree in sludge.

The deliveries to the sites, based on the numbers, vary between < 1 kg and 49 kg/year. The highest deliveries are to Bekkelaget and Solumstrand waste water treatment plants.

Accumulation of the compound into solid matter means the plants has a cleaning effect on the compound. The results indicate no difference in cleansing effect for the plants, with or without biological cleaning steps.

The deliveries from the plants vary between < 1 and 34 kg/year (Solumstrand plant). The total deliveries are in the same order of magnitude.

Receiving waters

Ciprofloxacin is not detected in any surface water samples.

Ciprofloxacin is detected in sediment from Drammensfjorden (by the city bridge), Iddefjorden, Øyeren and the river Nitelva. The station in Drammensfjorden is localized by the city bridge in the river Drammenselva, and here the concentration was 10 µg/kg dry weight.

At the station by the outlet from Remmendalen waste water disposal plant in Iddefjorden, ciproflaxin is detected in a concentration of 30 µg/kg dry weight.

At the station in the river Nitelva, just downstream from the waste water treatment plant RA-2, a concentration of 130 µg/kg dry weight ciproflaxin is detected. The compound is detected with a concentration of 13 µg/kg dry weight at the station in Øyeren main basin.

All the locations where ciproflaxin is detected in sediment are located in rivers or in river run-off areas. Rivers have more or less run-off from agricultural areas. Ciproflaxin is a veterinary product used on domestic and farm animals which can be the cause why the compound is detected in association with rivers.

Linezolid

Waste disposal sites

Linezolid is only detected in untreated soil water from Rokke waste disposal site in a concentration of 2.8 µg/l and 0.66 µg/l in cleaned soil water.

Waste water treatment plants

Linezolid is only detected in Remmendalen waste water treatment plant and none of the other plants.

The concentration in inlet water was 15 µg/l. Based on a treated water volume of 5.5 million m^3 in 2004, the deliveries to the plant will be in the order of 83 kg/year.

The concentration of the compound in outlet water was 6.1 µg/l. The compound is detected in sludge with a concentration of 720 µg/kg dry weight.

Based on the concentrations in outlet water the deliveries from the plant to receiving water are in the magnitude of 34 kg/year.

The compound is also detected in soil water from Rokke waste disposal site; this soil water is not led to Remmendalen waste water treatment plant, but into the stream Unnebergbekken. The deliveries are therefore from unidentified sources with supply to outlet water.

Linezolid is produced in Halden and the local deliveries are a probable connection.

Receiving waters

Linezolid is not detected in any surface water samples.

Concentrations in outlet water from waste water treatment plant Remmendalen was 6.1 µg/l. Delivery of linezolid from the plant can not be detected in the water column with existing detection limit. Linezolid is detected in a concentration of 25 µg/kg dry weight in sediments at the station nearby the Remmendalen plant outlet.

Furosemid

Waste disposal sites

Furosemid is not detected in soil water or sediments from the investigated sites.

Waste water treatment plants

Furosemid is detected in inlet and outlet water from all the investigated waste water treatment plants. Estimated deliveries to the plants vary between 24 and 184 kg/year. The greatest deliveries are to VEAS and the smallest to TAU waste water treatment plant. Concentrations of furosemid in inlet water vary between 0.91 (VEAS) and 8.6 µg/l (Solumstrand). There has not been detected furosemid in soil water from any of the investigated plants, small or no deliveries are assumed from these.

Even the results vary it seems that the plants have a cleaning effect on furosemid. There is no indication of differences between plants with or without biological steps of cleaning. Deliveries from the plants to the receiving water s based on the results vary from 2 kg/year (Solumstrand plant) to 69 kg/year (VEAS plant) and in the magnitude of 102 – 139 kg/year totally.

Receiving waters

Furosemid is detected in inlet and outlet water on all the investigated waste water treatment plants. This indicates delivery of the compound to all the respective receiving water s.

The compound is however only detected in surface water on one station localized by the outlet from Solumstrand waste water treatment plant.

Concentrations in outlet water from Solumstrand waste water treatment plant was 0.20 and 0.55 µg/l. Surface water nearby the outlet shows a concentration of 0.054 µg/l.

Furosemid is not detected in the sediments over the detection limit of 5 µg/kg dry weight in any of the receiving waters

Fluoxetin

Waste disposal sites

Fluoxetin is not detected in soil water or sediment from any of the investigated sites.

Waste water treatment plants

Fluoxetin is not detected in inlet or outlet water from any of the investigated plants. The detection limit was 0.1 µg/l for inlet water and 0.05 µg/l for outlet water.

The compound is detected in the sludge from Bekkelaget waste water treatment plant between 31 and 41 µg/kg dry weight and in one sample from VEAS in a concentration of 32 µg/kg dry weight. This show delivery to these two plants which are not detected by the water samples.

The compound is not detected in soil water and the deliveries are assumed to come from other unidentified sources.

Receiving waters

The compound is not detected in the receiving waters.

Felodipin

Waste disposal sites

Felodipin is not detected in soil water or sediment from the investigated sites.

Waste water treatment plants

Felodipin is not detected in inlet or outlet water from any of the investigated plants. The compound is detected in sludge in one of two samples from the Bekkelaget plant in a concentration of 25 µg/kg dry weight at Bekkelaget waste water treatment plant. The compound is detected in concentrations of 23 and 39 µg/kg dry weight in sludge from VEAS and in a concentration of 62 µg/kg dry weight in sludge from the Remmendalen waste water treatment plant. The compounds accumulation in sludge indicates that there is a cleaning effect of the compound.

Felodipin is not detected in soil water from the waste disposal sites and possible deliveries, if any, are assumed to be low.

Receiving waters

Felodipin is not detected in the receiving waters.

Oestrone

Waste disposal sites

Oestron is detected in all the sites in concentrations between 0.0063 (Rokke) and 0.026 µg/l (Bøler) in untreated soil water and between 0.0036 (Grønmo) and 0.05 µg/l in treated soil water (Lindum). The compound is detected in sediment from waste disposal sites between 0.6 (Tønsberg) and 4.9 µg/kg dry weight (Lindum). It is generally lower concentrations in treated than in untreated soil water. The exception was Rokke waste disposal site, but the treatment step is not functioning here. The deliveries of oestrone to the waste water treatment plants are generally small (< 1 kg/year).

Waste water treatment plants

Oestrone is detected in outlet water from all the investigated plants. Deliveries to the plants vary between <1 and 2 kg/year. Oestrone is the metabolite to beta-oestradiol which is a natural hormone, and the delivery will mainly be via sewer. The largest deliveries are to VEAS waste water treatment plant and the smallest are to the smaller TAU, Remmendalen and Solumstrand plant. The concentrations varies between 0.007 (TAU) and 0.086 µg/l (Remmendalen). Oestrone is also detected in soil water from the investigated waste disposal

sites, which show a delivery from the waste disposal sites to the plants. These deliveries are considerable lower than the general deliveries from other unidentified sources.

Even if the results vary they indicate that the plants have a cleaning effect on oestrone. Overall there are indications that the waste water treatment plants with a biological treatment step have a greater cleaning effect on oestrone than the plants without such a step.

Deliveries from the plants is in the order of magnitude <1 - 1 kg and are highest via VEAS.

Receiving waters

Oestrone is detected in all surface water and sediment samples. The compound is also detected in outlet water from all the waste water treatment plants.

Oestrone is detected in all surface water samples in concentrations between 0.00022 µg/l (Øyeren main basin) and 0.0015 µg/l (nearby the outlet from Solumstrand waste water treatment plant). The compound is detected in sediments in concentrations between 0.1 µg/kg dry weight (nearby the outlet from TAU waste water treatment plant) and 9.9 µg/kg dry weight (nearby the outlet from Remmendalen plant).

Oestrone is a compound which seems to generally occur in the environment so that other deliveries than via waste water treatment plants can not be ruled out.

Beta-oestradiol

Waste disposal sites

Beta-oestradiol is detected in samples from all sites except Grønmo and Tønsberg disposal site. Oestrone which is the metabolite to beta-oestradiol, has been found in all the waste disposal sites. It is therefore probable that beta-oestradiol also occur at the Grønmo and Tønsberg sites, but in concentrations lower than the detection limit.

The compound is only detected in sediment from the Lindum plant (0.77 µg/kg dry weight) and then in lower concentrations than the metabolite oestrone. This can be explained by the delivery of oestrone which is generally higher and which can result in greater accumulation in sediments, but it can also be that oestrone has greater affinity to particles (easier bound to particles). In sludge samples from the waste water treatment sites and the sediment samples from the receiving waters the pattern is the same as oestrone is detected in higher concentrations and on more locations than beta-oestradiol. On a weight basis there are low deliveries to the waste water treatment plants (< 1kg/year).

Waste water treatment plants

Beta-oestradiol is detected in outlet water from all the investigated plants. Deliveries to the plants are in the magnitude of <1 to 1 kg/year. The largest deliveries are to the VEAS and Bekklaget plants. The deliveries to the other plants are <1 kg/year. The concentrations in inlet water varies between 0.0049 (VEAS) and 0.021 µg/l (Remmendalen). Beta-oestradiol is also detected in soil water from the investigated waste disposal sites, so there are deliveries of the compound from these sites to the water treatment plants. These deliveries are considerable lower than the deliveries from other sources.

Even though the results vary it looks like the plants have a cleaning effect on beta-oestradiol. Overall there are indications of the waste water treatment plants with a biological treatment step have a greater cleaning effect on beta-oestradiol than the plants without a biological treatment step.

Deliveries via waste water treatment plants to receiving water s are in the magnitude of < 1 kg/year.

Receiving waters

Beta-oestradiol is only detected in surface water by the outlets from Solumstrand and TAU waste water treatment plants. Concentrations were between 0.00011 µg/l (nearby the TAU waste water treatment plant outlet) and 0.00025 µg/l (by the Solumstrand plant outlet). The compound is detected in sediments in concentrations between 0.1 µg/kg dry weight (nearby the Solumstrand plant outlet) and 1.3 µg/kg dry weight (nearby the Remmendalen plant outlet).

There are deliveries from all the waste water treatment plants to the receiving waters. Oestrone, which is the metabolite to beta-oestradiol, is a compound which seems to be generally occurring in the environment, and it seems to be the same case for beta-oestradiol.

There are generally lower concentrations of beta-oestradiol than oestrone in the investigated samples, both in surface water and sediment in the receiving water s and in sludge and outlet water to and from the waste water treatment plants.

Ethinyloestradiol

Waste disposal sites

Ethinyloestradiol is detected in untreated soil water from Rokke waste disposal site in a concentration of 0.0028 µg/l. The compound is not detected in any of the others waste disposal sites.

Waste water treatment plants

Ethinyloestradiol is detected in outlet water from all the investigated plants. Deliveries into the plants are <1 kg/year. The concentrations in inlet water varies between 0.00046 (Solumstrand plant) and 0.0017 µg/l (Bekkelaget plant).

Ethinyloestradiol is not detected in soil water from the investigated waste disposal sites so the delivery comes from other unidentified sources.

Even with varying results the concentrations of the compound seem to decline in outlet water compared to inlet water and that the plants therefore has a cleaning effect on ethinoestradiol. Overall there are indications that waste water treatment plants with a biological treatment step have a greater cleaning effect on ethinoestradiol than the plants without a biological treatment step.

Receiving waters

Ethinyloestradiol is not detected in any of the receiving waters.

Ibuprofen

Waste disposal sites

Ibuprofen is detected in all the sites in concentrations between 0.62 and 3.7 µg/l in untreated soil water and between 0.61 and 5 µg/l in treated soil water. The highest concentrations are measured at Grønmo waste disposal site. The compound is not detected in sediment from any of the investigated sites. General delivery to the waste water treatment plants is low (< 1 kg/year).

Waste water treatment plants

Ibuprofen is detected in waste water from all the investigated plants. Estimated deliveries into the plants varies from 20 kg/year (Solumstrand plant) to 307 kg/year (VEAS plant). The concentrations in inlet water vary between 1.5 (Solumstrand plant) and 3.9 µg/l

(Remmendalen plant). The total deliveries to the investigated plants are in the magnitude of 445 – 530 kg/year.

Overall there are indications that waste water treatment plants with a biological treatment step have a high cleaning effect on ibuprofen. The compound is at the same time not detected in the sludge from any of the investigated plants, something one would anticipate from this. This could be a consequence of the detection limit of 50 µg/kg dry weight which may be too high.

The deliveries from the waste water treatment plants to the receiving waters varies from 1 (RA-2 plant) to 52 kg/year (TAU plant) and in the order of 83 – 120 kg/year totally (all plants combined).

Receiving waters

Ibuprofen is detected in outlet water from all the investigated waste water treatment plants except from the Bekkelaget plant. The compound is detected in surface water nearby the discharge points from the Solumstrand and RA-2 waste water treatment plants. Ibuprofen is only detected in the sediment nearby the discharge point from the Bekkelaget plant. The delivery via the other plants can not be detected in the water column or the sediment.

The compound has been detected in surface water nearby the discharge point from the Solumstrand and RA-2 waste water treatment plants in a concentration of 0.14 and 0.036 µg/l respectively. The compound has not been detected in sediments from the same areas.

Nearby the discharge point from the TAU plant there ibuprofen is not detected over the detection limit of 0.02 µg/l, but the compound is detected in the sediment in a concentration of 2.8 µg/kg dry weight which shows deliveries of ibuprofen to the receiving water.

The results indicate that ibuprofen is better cleaned in the waste water treatment plants with a biological treatment step than the ones without.

Triclosan

Waste disposal sites

Triclosan is only detected in sediment from Grønmo waste disposal site. The compound is not detected in soil water from any of the investigated sites. The compound probably combines well (hydrophobic) with solid matter and has a low water solubility. Any deliveries to the waste water treatment plants will be small.

Waste water treatment plants

Triclosan is detected in waste water from all the investigated plants. Deliveries to the plants vary from 3 (Solumstrand plant) to 83 kg/year (VEAS plant). Calculated deliveries to the plants are totally in the magnitude of 76 – 191 kg/year. The concentrations in inlet water varies between 0.22 (Bekkelaget plant) and 1.8 µg/l (Solumstrand and Bekkelaget plant).

The compound is detected in sludge from all the investigated plants something one would anticipate based on the compounds affinity for particles and low water solubility. The results indicate that the plants with a biological treatment step clean triclosan (in the sense taken out in sludge) to a greater extent then plants without such a step.

Receiving waters

Triclosan is not detected over the detection limit of 0.05 µg/l in any surface water samples. Triclosan is detected in sediment nearby the discharge point from Bekkelaget waste water treatment plant, RA-2 waste water treatment plant and Rokke waste disposal site. The

compound is also detected on one station between Gåsøya and Blakstad some thousand meters from the discharge point from VEAS waste water treatment plant.

At the station by the discharge point from Bekkelaget waste water treatment plant, triclosan is detected in a concentration of 20 µg/kg dry weight. This is a bit lower than nearby the discharge point from the RA-2 plant in the river Nitelva, where the concentration was 36 µg/kg dry weight, which is the highest value measured in sediments. The deliveries of triclosan to recipient are greater from Bekkelaget waste water treatment plant than RA-2. The reason why the concentration of triclosan in sediment is lower nearby the discharge point from the Bekkelaget plant may be explained by local conditions in the recipient such as degree of dilution, current velocity, depth etc.

Triclosan is detected in a concentration of 17 µg/kg dry weight by the discharge point from Rokke waste disposal site in Unnebergbekken. That the lowest concentration in sediment is measured in Unnebergbekken comes as no surprise considering that the delivery from Rokke waste disposal site is much lower than the water waste treatment plants Bekkelaget and RA-2. Triclosan is not detected nearby the discharge point from VEAS waste water treatment plant. This is somewhat surprising knowing that the deliveries are largest from this plant. Triclosan has been found at the station between Gåsøya and Blakstad, localized some thousand meters from the VEAS outlet, with concentrations of 11 µg/kg dry weight. It is difficult to relate this to VEAS waste water treatment plant when one can not detect triclosan nearby the plants discharge point.

DEHA

Waste disposal sites

DEHA is only detected in soil water from Grønmo and Rokke. The deliveries are small (< 1 kg/year).

Waste water treatment plant

DEHA is detected in outlet water from all the investigated plants except from VEAS, but the concentrations in and out of the plants varies so it is hard to reach a conclusion. As an example does the concentration into Bekkelaget plant varies between < 0.2 and 5.5 µg/l. This may indicate large natural variations in deliveries. Deliveries to the plants vary in magnitude from1 kg/year (Solumstrand plant) to 220 kg/year (Bekkelaget plant). Totally the calculated deliveries are in the magnitude of 14 – 247 kg/year. The concentrations in inlet water vary between <0.2 (several plants) and 5.5 µg/l (Bekkelaget plant).

The results show that there is a cleaning effect of the compound. This is relatively clear for the RA-2 and Bekkelaget plant. There is no basis for a conclusion on an eventual difference between the plants with or without a biological treatment step.

Receiving waters

DEHA is only detected in surface water nearby the discharge point from Solumstrand waste water treatment plant in a concentration of 0.21 µg/l. The compound is detected in the outlet water from the plant in one of two samples with a concentration of 1.3 µg/l, the highest measured value in outlet water from all the investigated plants.

BHA

The compound is only detected in outlet water from Bekkelaget and TAU waste water treatment plants. This can indicate local deliveries into the Bekklaget plant in a magnitude of 2 – 6 kg/year and 1 kg/year to the TAU plant.

The compound is not detected in the investigated receiving waters.

An overview over detected compounds and where they were found is summarized in the tables below.

Localizations for the detected (x) compounds. Bold (X) indicate waste water treatment plants. BL: Bekkelaget waste water treatment plant, GR: Grønmo waste disposal site, VE: VEAS waste water treatment plant, LI: Lindum waste disposal site, SS: Solumstrand waste water treatment plant, RD: Remmendalen waste water treatment plant, BØ: Bøler waste disposal site, TB: Tønsberg waste disposal site, RO: Rokke waste disposal site.

Compound	**BL**	**GR**	**VE**	**RA-2**	**BØ**	**RD**	**RO**	**SS**	**LI**	**TAU**	**TB**
Ethinyloestradiol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
Oestrone	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Beta-oestradiol	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	-
Zoplikon	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Ibuprofen	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Felodipin	**X**	-	**X**	-	-	**X**	-	-	-	-	-
Fluoxetin	**X**	-	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-
Ciprofloxacin	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Sulfamethoxazol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Linezolid	-	-	-	-	-	**X**	X	-	-	-	-
Trimethoprim	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Furosemid	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Triclosan	**X**	X	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
DEHA	**X**	X	-	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
BHA	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-	**X**	-

- Not detected over the detection limit

Localities for the detected compounds in surface water (W) and sediment (S). Sampling stations close to discharge points of the respective plants are indicated. BL: Bekkelaget, VE: VEAS, SS: Solumstrand, RD: Remmendalen, RO: Rokke waste disposal site.

Forbindelse	**BL/VE**	**BL**	**VE**	**SS**			**TAU**		**RD**	**RA-2**		**RO**
	JAMP-30B	**IOBE-02**	**IOVE-01**	**DR-02***	**DRSOL-03**	**DR-01ref***	**TØTAU-01**	**TØ-02***	**HARING-02***	**Øyer-03**	**NITE-01**	**UNNEB-01**
Oestrone	WS	WS	WS	-	WS	S	WS	S	S	WS	WS	WS
Beta-oestradiol	S	S	-	-	WS	-	W	-	S	-	WS	S
Zoplikon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-
Ibuprofen	-	-	-	-	W	-	S	-	-	-	W	-
Linezolid	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	-	-
Enrofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	S	-	S	-	-
Ciprofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	-	S	S	S	-
Sulfadiazin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S
Trimethoprim	-	S	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-
Furosemid	-	-	-	-	W	-	-	-	-	-	-	-
Triclosan	S	S	-	-	-	-	-	-	-	-	S	S
DEHA	-	-	-	-	W	-	-	-	-	-	-	-
BHA	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-

*: No surface water samples from these stations, -: not detected over the detection limit.

4. Innledning

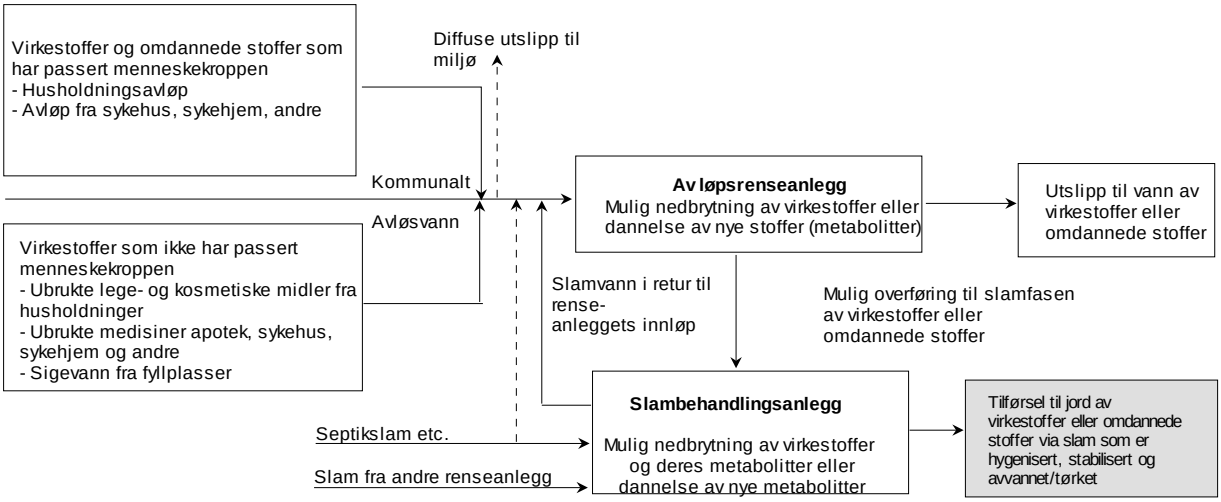
4.1 Bakgrunn

Kartleggingen av utvalgte aktive stoffer i legemidler og kosmetikk i norsk miljø er første gangs undersøkelse av disse stoffene i norsk miljø. Prosjektet har som målsetning å dokumentere forekomsten av utvalgte aktive stoffer i legemidler og forbindelser i kosmetikk i ulike prøvetakingsmatriser, både tilførsler til og tilstand i miljøet. Prøvetakingsmatrisene i dette prosjektet har vært inn- og utløpsvann fra renseanlegg, slam fra renseanlegg, urenset og renset sigevann fra deponier, sigevannssediment fra deponier, overflateprøver og sedimentprøver i resipienter samt fisk og blåskjell i resipienter.

Det produseres en mengde ulike legemidler og kosmetikk med mange ulike bruksområder. Produktkontrolloven regulerer miljøforstyrrelser fra produkter. Den nye kosmetikkloven (av 1. jan. 2006) har som formål bl.a. å fremme miljøhensyn. Råvarene som inngår i kosmetiske produkter skal miljøklassifiseres, men ikke det ferdige kosmetiske produktet. Det stilles ikke krav om miljøklassifisering av legemidler, men produsentene blir bedt om å redegjøre for eventuelle miljøkonsekvenser. Utover dette er det er ingen lover eller forskrifter i Norge som spesifikt regulerer bruken av legemidler eller kosmetikk i forhold til eventuell påvirkning på det ytre miljø.

Forskjellige legemidler finnes i praktisk talt enhver husholdning og næringsvirksomhet i det norske samfunn og omsetningen av legemidler og kosmetikk i Norge og andre industrialiserte land generelt er høy og kan karakteriseres som storindustri. Alle disse produktene har åpenbart potensial til å tilføres miljøet fra en rekke kilder. Av åpenbare kilder for tilførsler både av legemidler og kosmetiske forbindelser til miljøet er utslipp fra sykehus og andre helseinstitusjoner, husholdninger og næringsvirksomhet via det kommunale kloakknettet og som avfall. Potensielle mottakere av disse tilførslene er i første omgang renseanlegg og deponier og etter hvert resipienten som mottar utslippene fra renseanleggene og avrenningsvann fra deponiene. Ved tilførsler til resipienter er muligheten til stede for at forbindelsene tas opp i organismer.

Forekomsten av ulike legemidler og kosmetiske forbindelser i miljøet vil primært være en funksjon av deres nedbrytbarhet og evne til å akkumuleres i miljøet, inkludert organismer. Men det er mangelfull kunnskap på området. Man vet imidlertid at enkelte legemidler, blant annet antibiotika og medisiner som inneholder hormoner kan være problematiske. Legemidler vil ikke nødvendigvis brytes helt ned, men kan danne metabolitter som kan ha helt andre effekter på andre organismer enn mennesker. Forsøk fra USA viser at enkelte av den nye generasjon antidepressiva griper inn i reproduksjonen hos sebramuslinger. For øvrig vet man lite om hva som skjer når virkestoffer fra de ulike legemidlene blandes gjennom kloakken (/15/).



Figur 1. Kilder for legemidler og kosmetikk i kommunalt avløpsvann og mulig konsekvens på virkestoffene gjennom avløpsanlegg og slambehandlingsanlegg. Figuren er omarbeidet etter /1/.

5. Forbindelser inkludert i kartleggingen

5.1 Legemidler

5.1.1 Utvelgelse av legemidler

Legemidlene inkludert i kartleggingen i 2005 er valgt ut av SFT etter innspill fra Statens Legemiddelverk. Det Svenske Läkemedelverket ga i august 2004 ut rapporten "Miljöpåverkan från Läkemedel samt kosmetiska och hygeniska produkter". Rapporten konkluderer med at de substansene hvor man har økotoksisitetsdata og som dessuten finnes på listen over Sveriges 100 mest solgte legemidler og/eller er dokumentert å kunne gjenfinnes i miljøet, i første omgang bør vurderes m.h.p. mulig miljørisiko.

Statens legemiddelverk har gjort en vurdering av de prioriterte forbindelsene i rapporten fra det Svenske Läkemedelverket samt noen andre forbindelser i forhold til hva som skulle inkluderes i den norske screeningundersøkelsen. Disse er forbindelsene er presentert under.

DNV har gjort en overordnet vurdering av forbindelsene i henhold til Tabell 1 under. I vandig miljø klassifiseres stoffene i forhold til giftighet ovenfor vannlevende organismer, nedbrytningstid og potensial for bioakkumulering m.m.

Tabell 1. Klassifisering[1)] av forbindelser.

Klassifisering	Kriterier
R50	Meget giftig for vannlevende organismer: E(L)C_{50}-verdier ≤ 1 mg/l Lett biologisk nedbrytbart og har ikke potensiale for bioakkumulering
R51	Giftig for vannlevende organismer: E(L)C_{50}-verdier > 1 mg/l og ≤ 10 mg/l Lett biologisk nedbrytbart og har ikke potensiale for bioakkumulering
R52	Skadelig for vannlevende organismer: E(L)C_{50}-verdier > 10 mg/l og ≤ 100 mg/l Lett biologisk nedbrytbart
R53	Ingen akutt giftighet (>100 mg/l) Ikke lett biologisk nedbrytbarhet og har potensiale for bioakkumulering Andre indikasjoner på at stoffet kan være miljøskadelig.
R50/53	Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet: E(L)C_{50}-verdier ≤ 1 mg/l og -ikke lett biologisk nedbrytbart eller -har potensiale for bioakkumulering
R51/53	Giftig for vannlevende organismer kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet: E(L)C_{50}-verdier > 1 mg/l og ≤ 10 mg/l og -ikke lett biologisk nedbrytbart eller -har potensiale for bioakkumulering
R52/53	Skadelig for vannlevende organismer kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet: E(L)C_{50}-verdier > 10 mg/l og ≤ 100 mg/l og ikke lett biologisk nedbrytbart

[1)] Dette er en forenkling av regelverket definert i Vedlegg i til "Forskrift om klassifisering, merking mv. av farlige kjemikalier". For fullstendig beskrivelse av ordlyden i regelverket og grenseverdier for biologisk nedbrytbarhet og bioakkumulering henvises det til denne.

Det må understrekes at de vurderingene som er gjort for de forskjellige forbindelsene i henhold til Tabell 1, kun er basert på tilgjengelig informasjon og er ikke en offisiell klassifisering. Klassifiseringen må ikke brukes som noe annet enn en indikasjon på forbindelsenes egenskaper, da datagrunnlaget er ikke tilstrekkelig til å gjøre en mer presis vurdering av klassifiseringen. Bl.a. er en rekke av giftighetsdataene for legemidler tilgjengelig fra Läkemedelverket i Sverige (/11/) ikke tilgjengelige i dokumentet.

Det er ikke foretatt risikovurdering av forbindelsene som er blitt analysert, og det er derfor kun gjort anslag på giftighet, klassifisering m.m ut fra tilgjengelig dokumentasjon.

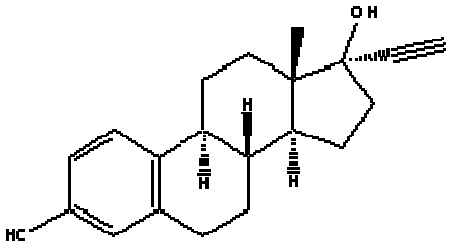
På bakgrunn av en samlet vurdering av informasjon på økotoksisitet, bionedbrytning, potensiale for bioakkumulering, publiserte miljøfunn og norske salgstall konkluderte Statens legemiddelverk med at legemidlene presentert i
Tabell 2 burde undersøkes og dermed inngå i screeningen.

Tabell 2. Legemidler inkludert i screeningen 2005 (i prioritert rekkefølge). Data på omsetning i kilo er fra /3/.

Legemiddel	CAS-nr	Bruksområde	Omsetning kilo	Omsetning i Norge i 2003 (mill. DDD)
Etinyløstradiol	57-63-6	Antikonseptiva, hormoner, systemiske	-	-
Zoplikon	43200-80-2	Sovemiddel	384	42
Esomeprazol		Syrepumpehemmer, saltsyresekresjonshemmende middel.	640	25,4
Ibuprofen	15687-27-1	Smertestillende	25 285	11,8 (2004)
Budesonid	51333-22-3		10	18,8
Felodipin	72509-76-3 eller 86189-69-7	Selektiv kalsiumantagonist med primært vaskulær virkning	48	9,5
Fluoxetin	54910-89-3	Antidepressivum	67	3,5
Ciprofloxacin	85721-33-1	Kjemoterapeutikum	789	0,74
Enrofloxacin	93106-60-6	Antibiotika, benyttet av veterinærer	27[1)]	
Sulfametoxazol	723-46-6	Antibiotika, sulfonamid-basert	-	0,57
Paroxetin	61869-08-7	Antidepressivum	198	11,3
Linezolid	165800-03-3	Antibakterielt middel	12	
Sulfadiazin	68-35-9	Antibiotikum	1101[1)]	-
Sulfamethizol		Urinveisinfeksjon	-	-
Trimethoprim	738-70-5	Antibiotikum	924[1)]	-
Furosemid	54-31-9	Vanndrivende	1606[1)]	-
Beta-østradiol	-	Naturlig hormon	-	-
Østron	-	metabolitt av beta-østradiol	-	-

-: Ikke funnet
1) Data for 2004 fra Nasjonalt Folkehelseinstitutt

5.1.2 Etinyløstradiol

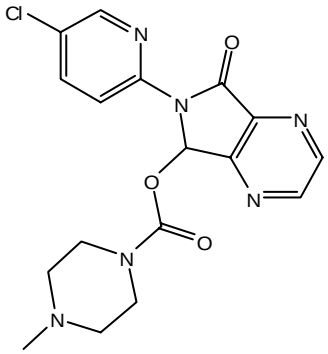


Etinyløstradiol er et kjønnshormon som benyttes bl.a. som prevensjonsmiddel (p-piller). I dag er det kun såkalte kombinasjonspreparater med etinyløstradiol og gestagen som er på

markedet. Ifølge Läkemedelverket i Sverige (/11/) er stoffet meget giftig ovenfor vannlevende organismer (R50 eller R51), ikke lett nedbrytbart og har potensiale for bioakkumulering. Etinyløstradiol er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som miljøskadelig (R50/53 eller R51/53).

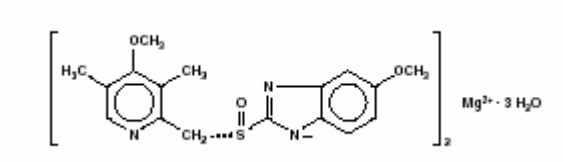
Etinyløstradiol er ikke nevnt i det svenske forslaget til relevante legemidler i en miljørisikovurdering. Det er imidlertid beskrevet effekter på fisk, eksempelvis feminisering og tvekjønnethet (/11/, /5/).

5.1.3 Zoplikon



Zoplikon er et psykoleptikum (beroligende middel), som benyttes relativt mye i Norge. Beregnet årsomsetning er på 384 kg i 2004. Stoffet er giftig for vannlevende organismer (R51) og defineres som ikke lett nedbrytbart av Läkemedelverket i Sverige (/11/). Det foreligger ingen data om bioakkumulering. Ezomeprazol er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som miljøskadelig R51/53. For zoplikon er det norske og svenske salgstallet nokså likt (42 vs 49 mill DDD). DDD er definerte døgndoser som fastsettes av WHO gjennom ATC/DDD systemet. For ytterligere innformasjon henvises til WHOs internettside (http://www.whocc.no/atcddd/.)

5.1.4 Ezomeprazol

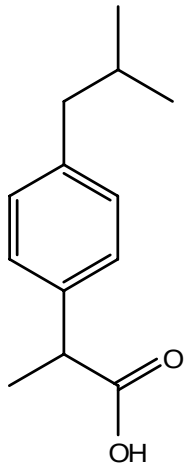


Ezomeprazol er et syreregulerende middel (fordøyelse). Stoffet er skadelig for vannlevende organismer (R52) og ikke lett nedbrytbart. Stoffet har sannsynligvis ikke potensiale for bioakkumulering. Stoffet er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne det klassifiseres som skadelig for vannlevende organismer (R52/53).

Stoffet har en omsetning i Norge på 640 kg og det norske salgstallet høyere enn det svenske, 25,4 vs 16 mill DDD.

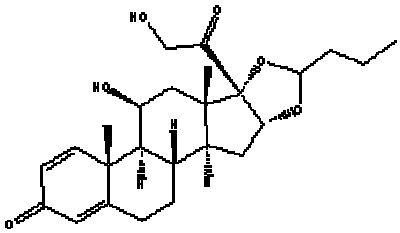
Stoffet esomeprazol er navnet for den optisk rene isomer av stoffet omeprazol som er nevnt under. Ved alminnelige kjemiske analyser kan man ikke skille mellem disse isomerene. I denne rapporten er navnet esomeprazol benyttet for det gjeldende stoffet.

5.1.5 Ibuprofen



Ibuprofen er et antiinflammatorisk (betennelsesnedsettende) og antireumatisk middel. I Norge det ble omsatt 25 285 kg av stoffet i 2004. Stoffet er ut fra tilgjengelige toksisitetstester definert som giftig for vannlevende organismer (R51), er ikke lett biologisk nedbrytbart og har potensiale for bioakkumulering når pH er mindre enn 5,5. Stoffet er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne det klassifiseres som R51/53.

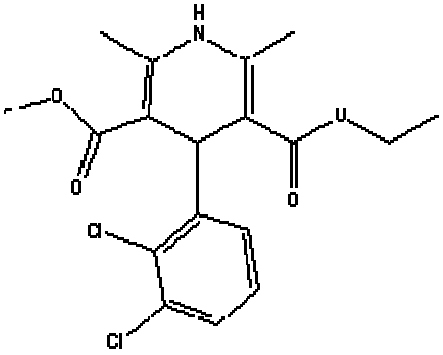
5.1.6 Budesonid



Budesonid benyttes til behandling av obstruktiv lungesykdom (astma og lignende). Det benyttes relativt lite av dette stoffet i Norge, total mengde stoff omsatt i 2004 var 10 kg. Ifølge Läkemedelverket i Sverige (/11/) er stoffet giftig overfor vannlevende organismer (R51), ikke lett biologisk nedbrytbart og definert som bioakkumulerende. Budesonid er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne det klassifiseres som R51/53.

For budesonid er det norske salgstallet ca ¼ av det svenske, 18,8 vs 70 mill DDD.

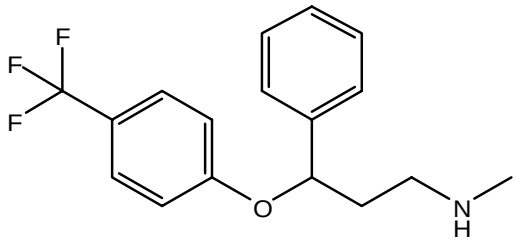
5.1.7 Felodipin



Felodipin er en selektiv kalsiumantagonist som brukes som blodtrykkregulerende middel. Omsetningen i Norge i 2004 var 48 kg. Ifølge Läkemedelverket i Sverige (/11/) er stoffet meget giftig for vannlevende organismer, ikke lett nedbrytbart og kan ha potensiale for bioakkumulering. Stoffet er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne det klassifiseres som R50/53.

For felodipin er salgstallene 9,5 mill. DDD i Norge og 58 mill. DDD i Sverige (på listen over de 100 mest solgte i Sverige).

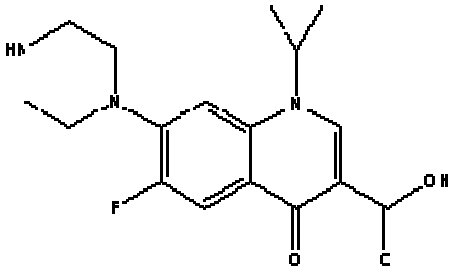
5.1.8 Fluoxetin



Fluoxetin er et antideprimerende middel (antidepressiva), med en omstetning på 67 kg i Norge i 2004. Stoffet er ifølge Läkemedelverket i Sverige (/11/) meget giftig for vannlevende organismer og tungt nedbrytbart, men har ikke potensiale for bioakkumulering. Fluoxetin er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som R50/53. Fluoxetin er detektert i miljøprøver (vedlegg 6 i /11/) og økotoksisitetsdata finnes i litteraturen (vedlegg 7 i /11/).

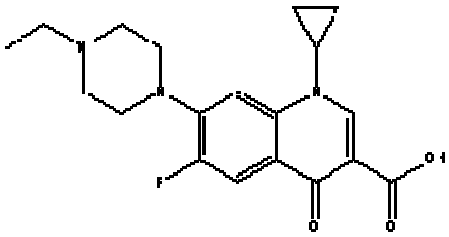
Fluoxetin har ikke spesielt høye salgstall i Norge (3,5 mill DDD), og er heller ikke på listen over de 100 mest solgte legemidlene i Sverige.

5.1.9 Ciprofloxacin



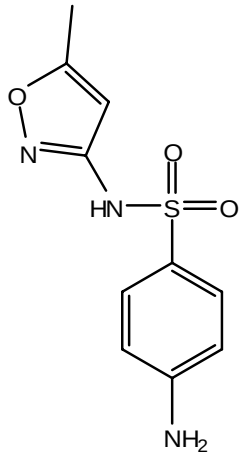
Ciprofloxacin har heller ikke høye salgstall i Norge (0,74 mill DDD, 789 kg), og er ikke på listen over de 100 mest solgte legemidler til mennesker i Sverige. Ifølge den svenske rapporten er imidlertid ciprofloxacin den aktive metabolitten til enrofloxacin som finnes på listen over de 100 mest solgte legemidler til veterinærmedisinsk bruk i Sverige. Enrofloxacin brukes også til dyr i Norge. Data fra industrien tyder på at substansen er meget giftig for organismer i vann, vanskelig nedbrytbar, men uten potensiale for bioakkumulering. Substansen er detektert i miljøprøver og det finnes økotoksisitetsdata i litteraturen. Stoffet vil brytes ned i kontakt med sollys (photodegradation). Stoffet er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som som R50/53.

5.1.10 Enrofloxacin



Enrofloxacin er et veterinærprodukt (antibiotika) som ligner på ciprofloxacin. Omsetningen i Norge i 2004 var 27 kg. Stoffet vil i likhet med ciprofloxacin brytes ned i kontakt med sollys (photodegradation). Stoffet er meget giftig overfor bakterier, men ellers kun giftig for krepsdyr og fisk (E(L)C50-verdier >10 mg/l). Stoffet benyttes til både kjæledyr og dyr knyttet til landbruk (storfe og svin). Enrofloxacin er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som R50/53.

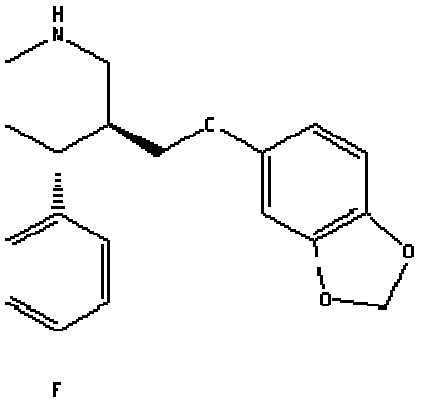
5.1.11 Sulfametoxazol



Sulfametoxazol er et antibiotikum som benyttes som preparat sammen med trimetopim. Det er ikke funnet noen tall på årlig omsetning i Norge. Stoffet er ifølge Läkemedelverket i Sverige (/11/) meget giftig ovenfor vannlevende organismer (planter), tungt biologisk nedbrytbart men har ikke potensiale for bioakkumulering. Substansen er detektert i miljøprøver. Stoffet er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som R50/53.

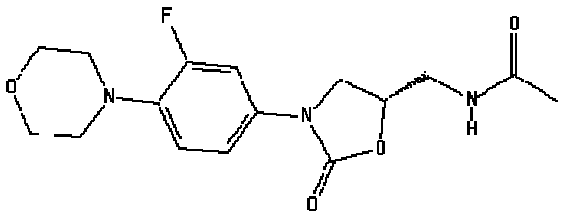
Sulfametoxazol har forholdsvis lav omsetning i Norge (0,57 mill DDD) og er heller ikke på listen over de 100 mest solgte legemidler i Sverige.

5.1.12 Paroxetin



For paroxetin er salgstallene 11,3 DDD (198 kg) i Norge og 16,6 DDD i Sverige. Industridata tyder på at substansen kan være giftig for organismer i vann, vanskelig nedbrytbar, men uten potensiale for bioakkumulering.

5.1.13 Linezolid

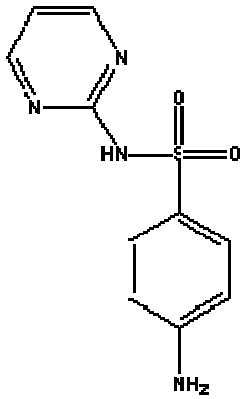


Linezolid er et antibakterielt middel (antibiotika), med en årlig omsetning i Norge på 12 kg. Forbindelsen produseres i Halden.

5.1.14 Ekstra forbindelser inkludert i analyseprogrammet

Sulfadiazin, sulfamethizol, trimethoprim og furosemid er inkludert i undersøkelsen da de kunne analyseres med den analysemetodikken som ble brukt på de andre forbindelsene og ble derfor inkludert i analysene. I tillegg ble østronene etinyløstradiol, beta-østradiol og dens metabolitt østron inkludert i analysene.

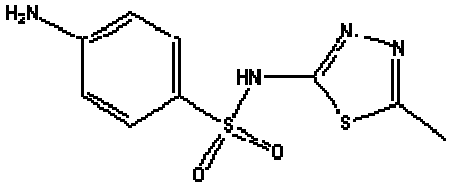
5.1.15 Sulfadiazin



Sulfadizin (eller Sulfadiazine) benyttes innen veterinærmedisin som antibiotika sammen med trimethoprim (se nedenfor). Omsetningen av sulfadiazin i Norge i 2004 var 1101 kg /16/, og i Sverige ble det omsatt 2021 kg sulfadizin og sulfadoxin i 2004.

Stoffet er vannløselig, og har ikke potensiale for bioakkumulering. Sulfadizin er giftig til meget giftig for vannlevende organismer, særlig alger. Det foreligger mangelfull informasjon om stoffets biologiske nedbrytbarhet, men tester indikerer at det raskt metaboliseres etter dosering, men ikke brytes fullstendig ned i miljøet. Stoffet skilles ut uforandret eller som acetat-metabolitt. Stoffet er ikke miljøklassifisert. Det foreligger ikke tilstrekkelig informasjon til å gjøre en klassifisering, men foreløpig informasjon antyder en R50/53 eller R51/53 klassifisering.

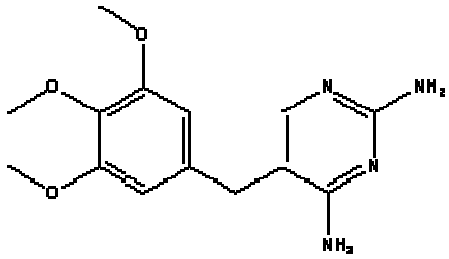
5.1.16 Sulfamethizol



Sulfamethizol er ofte brukt ved ukomplisert urinveisinfeksjon. Det er en diskusjon hvorvidt forbindelsen bør anvendes som førstevalgstoff ved behandling av urinveisinfeksjon på grunn av den økende forekomst av sulfonamidresistente bakterier (E. coli). Det er ikke funnet noen data data på giftighet, nedbrytning, potensiale for bioakkumulering eller salgstall for forbindelsen.

Stoffet ble ikke brukt i Norge i 2004 /16/. Sulfamethizol er ikke miljøklassifisert.

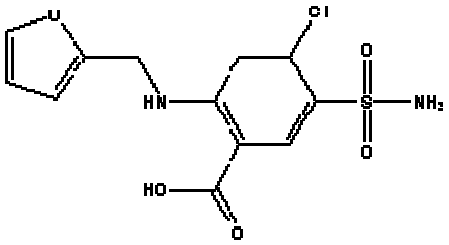
5.1.17 Trimethoprim



Trimethoprim benyttes sammen med bl.a. sulfadizin som antibiotikum innen veterinærmedisin, men benyttes også alene som antibiotikum på mennesker. Omsetningen i Sverige var 406 kg i 2004. Omsetningen av Trimethoprim i Norge i 2004 var 924 kg /16/. Stoffet er moderat vannløselig (ca. 400 mg/l), og har ikke potensiale for bioakkumulering. Stoffet er moderat giftig for vannlevende organsimer (Laveste EC_{50} på alge = 16 mg/l). Stoffet forventes ikke å være lett biologisk nedbrytbart. Ved behandling av husdyr vil 50 % skilles ut i løpet av 24 timer og 80-90 % av dette skilles ut via urin i uforandret form. Man kan derfor forvente å finne igjen trimethoprim i avløps- og sigevann.

Trimethoprim er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som R52/53.

5.1.18 Furosemid



Furosemid benyttes som bl.a. diuretikum (urin- eller vanndrivende middel) i en rekke preparater. Omsetningen Norge i 2004 var 1606 kg, i Sverige i 2004 var den på 6 960 kg, og over 3 500 kg i Danmark i 1997. Stoffet har ikke potensiale for bioakkumulering (Log Pow = 2,03). Det foreligger lite informasjon om stoffets miljøegenskaper, men Läkemedelverket i Sverige (/11/) har angitt en grenseverdi for negative effekter i miljøet (PNEC) på 100 µg/l. Dette antyder at stoffet er lite giftig for vannlevende organismer, men det er lite annen informasjon for eksempel nedbrytbarhet.

5.2 Kosmetikk

5.2.1 Utvelgelse av forbindelser

De kosmetiske forbindelsene inkludert i studien er presentert i

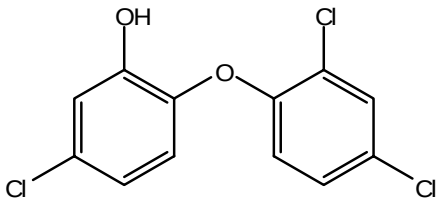
Tabell 3. Forbindelsene er valgt ut av SFT i samarbeid med Mattilsynet.

Av forbindelsene i Tabell 3 måtte Quaternium-15 utgå fra analyseprogrammet da det ikke var mulig å etablere tilfredstillende stabile analysebetingelser. I tillegg var det for CI 12085 (Pigment Red 4) og butyl methoxydibenzoylmetane bare mulig å oppnå tilfredstillende resultater i overflatevann og ingen av de andre prøvetakingsmatrisene. For en nærmere forklaring, se Appendix A.

Tabell 3. Kosmetiske forbindelser (i prioritert rekkefølge) inkludert i screeningen 2005.

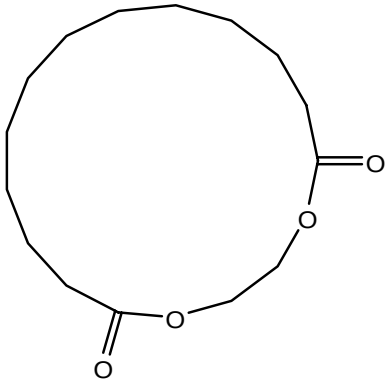
Navn	Cas-nr.	Bruksområde	Anslått omsetningsmengde (kg)
Triklosan	3380-34-5	Antibakterielt middel. Tannkrem og deodoranter	1750
Etylenbrassylate (musk T)	105-95-3	Lukttilsetning	Ingen informasjon
Quaternium-15	51229-78-8	Antibakterielt konserveringsmiddel. Make up, skumbad og badeoljer	150
DEHA (Diethylhexyl adipate)	103-23-1	Mykgjører i diverse produkter	300
BHA (Butylhydroxyanisol)	25013-16-5	Konserveringsmiddel og antioksidant. Make up, ansiktskremer	100
CI 12085 (Pigment Red 4)	2814-77-9	Fargestoff. Makeup	<200
Butyl Methoxydibenzoylmetane	70356-09-1	UV-absorberende stoff benyttet i solkrem, ansiktskremer og leppepomader	1800

5.2.2 Triklosan



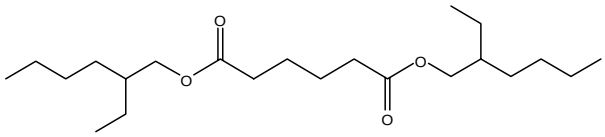
Triklosan er et antibakterielt middel som benyttes i kosmetiske produkter og enkelte andre varetyper. Stoffet står på OBS-lista til SFT og er klassifisert som R50/53 Stoffet har tidligere blitt funnet i miljøet og i brystmelk hos mødre. Triklosan var inkludert i kartleggingen av nye organiske miljøgifter i 2004 (/17/). Forbindelsen er diskutert i forhold til utvikling av bakteriestammer som er resistente mot antiobiotika. Mattilsynet har oppfordret industrien til å slutte å anvende triklosan og EU er i gang med å se på anvendelsen av forbindelsen i forhold til resistentproblemet. Stoffet er meget giftig for vannlevende organismer, og særlig giftig ovenfor alger (EC_{50}-verdier << 1 mg/l). Triklosan er bioakkumulerende ut fra gjennomførte bioakkumuleringsstudier, og er tungt nedbrytbart. Stoffet har en anslått årsomsetning på 1750 kg.

5.2.3 Etylenbrassylate (musk T)



Musk T benyttes som parfyme i kosmetiske produkter. Stoffet er meget giftig for vannlevende organismer og har potensiale for bioakkumulering. Det foreligger ingen data om nedbrytbarhet. Det er ingen data om utslippsmengdene i Norge, men det antas å være større enn de polysykliske muskforbindelsene, som er blitt funnet i miljøprøver i tidligere undersøkelser.

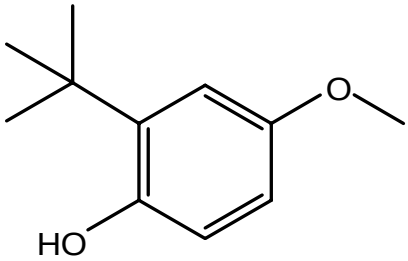
5.2.4 Diethylhexyladipate (DEHA)



DEHA (Dietylheksyladipat) benyttes blant annet som mykgjører i kosmetikk, men også som mykgjører i andre forbruksprodukter. Anslått årlig omsetning er på ca. 300 kg for kosmetiske produkter, mens OBS-lista anslår årlig forbruk i Norge på 10-50 tonn. I produktregisteret er det oppgitt en mengde på 14,4 tonn i 2003. Det er derfor vanskelig å avgjøre om eventuelle spor av stoffet kommer fra kosmetiske produkter.

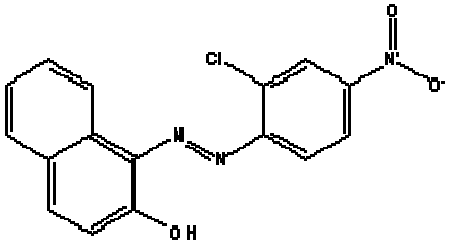
Stoffet er meget giftig ovenfor vannlevende organismer og har potensiale for bioakkumulering. Det er mulig at metabolittene til stoffet er reproduksjonsskadelig. DEHA er ikke miljøklassifisert, men ut fra tilgjengelig informasjon kan stoffet klassifiseres som R50/53.

5.2.5 Butylhydroxyanisol



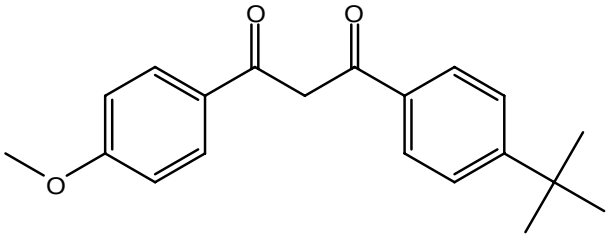
Butlyhydroksyanisol (BHA) benyttes som antioksydant og konserveringsmiddel i en rekke kosmetiske produkter, mest i leppestifter og leppepomader. Årlig omsetning anslås til ca. 100 kg. Stoffet er meget giftig for vannlevende organismer og har potensiale for bioakkumulering. Butylhydroxyanisol er ikke miljøklassifisert. Ut fra den tilgjengelige informasjonen kunne stoffet klassifiseres som R50/53.

5.2.6 CI 12085 (Pigment Red 4)



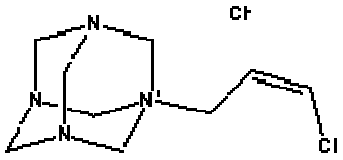
CI 12085 er en azoforbindelse som benyttes som pigment i kosmetiske produkter. Det foreligger lite informasjon om stoffet miljøegenskaper, men det er mulig at det under reduserende forhold brytes ned til miljøfarlige metabolitter (aromatiske aminer og til dels naftalener). Ifølge Miljøstyrelsen i Danmark foreligger det imidlertid ingen dokumentasjon på om stoffet forekommer i miljøet eller ikke. Stoffet kan ha potensiale for bioakkumulering (beregnet Log P_{OW} >6, QSAR beregning). Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å kunne vurdere stoffets miljøklassifisering.

5.2.7 Butyl methoxydibenzoylmetan



Butyl Methoxydibenzoylmetan benyttes som UV-filter i solkremer, hud- og ansiktskremer og leppepomader. Anslått årlig omsetning er på ca. 1 800 kg.
Stoffet er meget giftig for vannlevende organismer og har potensiale for bioakkumulering. Det foreligger ingen informasjon om stoffets biologiske nedbrytning. Stoffet kan klassifiseres som R50/53.

5.2.8 Quarternium 15



Quaternium-15 er et konserveringsmiddel (biocid), som benyttes i kosmetikk og har enkelte andre bruksområder. Stoffet er vurdert som giftig for vannlevende organismer, og ikke lett biologisk nedbrytbart. Det har ikke potensiale for bioakkumulering (Log P_{OW} <0). Stoffet kan klassifiseres som R51/53. Den totale årlige omsetningen er antatt å ligge på rundt 150 kg.

6. Materiale og metoder

6.1 Renseanlegg

Det er viktig å nevne at utvelgelsen av anleggene inkludert i denne undersøkelsen er gjort av prakiske årsaker og ikke fordi det er grunn til å tro at det er mer sannsynlig å påvise legemidler eller kosmetiske forbindelser i disse anleggene. Deponiene som er valgt er fordi de har påslipp av sigevann til de undersøkte kommunale renseanleggene, og resipientene er valgt ut ifra utslippspunktene til renseanleggene.

6.1.1 Bekkelaget renseanlegg

Anlegget ligger på Bekkelaget i Oslo kommune, og behandler spillvann fra Oslo øst. Anlegget behandler i hovedsak spillvann fra husholdning, samt lett industri (utgjør ca 30 %). Ingen sykehus er tilknyttet Bekkelaget renseanlegg. Grønmo avfallsanlegg er tilknyttet Bekkelaget renseanlegg.

Bekkelaget renseanlegg er både biologisk og kjemisk. Anlegget baseres på aktivslam med simultanutfelling (kjemikaliene tilsettes i aktivslam delen). Renseprosessene i anlegget kan deles inn i følgende steg; rister, sand og fettfang, forsedimentering/ forfelling, aktivslam m/ simultanfelling (for - denitrifikasjon), ettersedimentering, (etter – denitrifikasjon – kaldnesreaktor), etterpolering på to-media nedstrøms sandfilter med mulighet for felling.

Slambehandling skjer ved at primærslam fortykkes i slamlommer i bassengene. Biologisk slam fortykkes i fortykkersentrifuger til ca. 5 % tørrstoff (TS). Videre har man en termofil utråtning ved 55 °C. En videre avvanning i sentrifuger øker TS til 30 – 35%. Slammet tørkes så til 90 % TS.

Anlegget har en dimensjonerende belastningskapasitet på 290 000 person ekvivalenter (PE). Maksimal vannmengde er 259 200 m^3/døgn. Oppholdstiden i anlegget er normalt 20 timer. Anlegget behandler årlig ca. 40 mill m^3 avløpsvann.

Det er to utslippspunkter fra Bekkelaget renseanlegg. Utslippspunktene ligger rett nord for Malmøya på østsiden i indre Oslofjord på ca 50m dybde.

6.1.2 VEAS renseanlegg

Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS) ligger ved Bjerkås i Asker. Anlegget mottar avløpsvann fra Oslo (alt vest for Akerselva samt 1/3 av avløpet i Groruddalen opp til Gjelleråsen, samlet ca 2/3 av Oslos befolkning), Bærum, Asker, deler av Røyken (Slemmestad, Bødalen, Nærsnes) samt Nesoddens vestside. Det er flere sykehus knyttet til anlegget; Aker, Ullevaal, Rikshospitalet, Lovisenberg, Diakonhjemmet, Radiumhospitalet, Bærum og Blakstad.

Renseprosessene i anlegget kan deles inn i følgende steg; Rist, sandfang, kjemisk felling og sedimentering, biologisk N-fjerning i to trinn. Slammet behandles ved anaerob utråtning i 2 trinn, først biologisk hydrolyse, deretter tradisjonell utråtning ved 37° C, samlet oppholdstid > 20 døgn. Deretter tilsettes kalk (kondisjonering) og organisk polymer, før innpumping i kombinert filterpresse og termisk vakuumtørke. Her skjer først en mekanisk avvanning, etterfulgt av oppvarming av alt slam til 82° C med påfølgende vakuum. Ferdig tørket slam holder tørrstoff på > 50%.

Anlegget behandlet ca. 106 mill m^3 avløpsvann i 2004. Anlegget er dimensjonert med en maksimal vannmengde på 27360 m^3/time og 650 000 PE. Oppholdstiden i anlegget er 2-3 timer.

6.1.3 Sentralrensanlegget RA-2

Sentralrenseanlegget RA-2 ligger på Strømmen i Skedsmo kommune. RA-2 mottar avløpsvann fra Skedsmo, Rælingen og Lørenskog, samt fra Frogner i Sørum. Det er to sykehus knyttet til anlegget; AHUS og Lillestrøm sykehus (dagpasienter/legevakt). Bøler avfallsdeponi er tilknyttet Sentralrenseanlegget RA-2.

Anlegget er et biologisk/ kjemisk anlegg og renseprosessene kan deles inn i følgende steg; rist, sandfang, forsedimentering (mekanisk), biologisk N-fjerning (fordenitrifisering, nitrifisering, etterdenitrifisering), biologisk fjerning av organisk materiale, kjemisk etterfelling, sedimenteringsbasseng. Slammet blir avvannet i presse og tilsatt ulesket kalk.

Anlegget behandlet ca. 14 mill m^3 avløpsvann i 2004. Anlegget er dimensjonert for 100 000 PE, med en maksimal vannmengde på 800 l/s. Oppholdstiden i anlegget er 7-8 timer. Utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er i Nitelva ca. 30 m nedenfor jernbanebrua som går over Nitelva.

6.1.4 TAU renseanlegg

Renseanlegget ligger på Vallø i Tønsberg kommune. TAU er et interkommunalt selskap som eies av kommunene Nøtterøy, Re, Stokke, Tjøme og Tønsberg. TAU dekker hele Nøtterøy og Tønsberg. I tillegg dekkes områdene Linnestad, Skjeggestad, Bergåsen, Valleåsen og Revetal med boligområder i Re kommune. Samlet nedslagsfelt er på 40 km^2. Sykehuset i Vestfold – Tønsberg og Volvat Medisinske senter, Vestfold AS er tilknyttet anlegget. Tønsberg fyllplass er tilknyttet TAU renseanlegg.

TAU er et rent kjemisk anlegg. Kun flokkuleringsmidler tilsettes (jernklorid). Renseprosessene i anlegget kan deles inn i følgende steg; rist, sand og fettfang, kjemisk felling (flokkulering + sedimentering). Slammet avvannes i sentrifuger og kalkbehandles deretter (Orsa-metoden).

Renseanleggets vannbehandlingsdel ble i 2004 tilført 13.22 mill m^3 avløpsvann og 23 963 m^3 septikslam og uavvannet slam. Anlegget er dimensjonert for 60.000 PE (hydraulisk). Dimensjonerende vannmengder er Q= 333 l/s = 28.800 m^3/døgn og maks. vannmengde Q = 667 l/s = 57.600 m^3/døgn. Anlegget har i dag utslippstillatelse for 85.000 PE målt som fosfor og 115.000 PE målt som organisk stoff (KOF).

Oppholdstiden for anlegget varierer med vannføringen som varierer med nedbørforholdene. Oppholdstiden varierer mellom 1 time 40 minutter og 10 timer. 13,22 mill m^3 avløpsvann ble behandlet i 2004. Utslippet fra TAU renseanlegg er lokalisert ca. 800 m fra Vallø på 35 m. dyp.

6.1.5 Renseanlegget Remmendalen

Renseanlegget Remmendalen ligger i Halden kommune. Anlegget dekker et område på ca 100 km^2 i Halden kommune og omegn. Anlegget behandler i hovedsak spillvann fra husholdning, samt lett industri (utgjør ca 8 %). Legevakt og et sykehjem er tilknyttet anlegget. Sykehuset

Østfold avdeling Halden er også tilknyttet anlegget. Imidlertid er det bare dagaktivitet på avdelingen i Halden.

Renseanlegget Remmendalen er et rent mekanisk og kjemisk anlegg. Renseprosessene i anlegget kan deles inn i følgende steg; rist, sand og fettfang, flokkulering og sedimenteringsbasseng. Slammet avvannes i sentrifuger og langtidslagres.
Kapasiteten på anlegget er 29000 PE/ 550 m^3/time. Maksimal vannmengde er 800 m^3/time. Oppholdstiden på anlegget er ca. 2.5 timer. Anlegget behandler en årlig avløpsvannmengde på ca. 5,5 mill m^3.
Utslippet fra Remmendalen er lokalisert i Iddefjorden på høyde med Brattøya på fastlandssiden, se Figur 3. Tidligere lå utslippet på 5,5 m men dette ble endret og utslippet ligger nå på ca. 11 meter.

6.1.6 Solumstrand renseanlegg

Solumstrand renseanlegg ligger i Drammen kommune og tar imot vann fra store deler av Drammen kommune, eksempelvis; Bragernes, Gulskogen, Konnerud, Strømsø, Fjell, Tangen, Nøsted og Solum. Avløpsvann som ikke føres til Solumstrand går til Muusøya renseanlegg. Anlegget behandler i hovedsak vann fra husholdninger, ca. 70 %. Resten av vannet kommer fra industri (samt sigevann fra Lindum Ressurs og gjenvinning). Anlegget behandler også vann fra sykehuset Buskerud HF. Anlegget er et kjemisk anlegg og renseprosessene kan deles inn i følgende steg; rist, sandfang og fettfang, flokkulering (på Solumstrand tilsettes kalk og sjøvann), sedimenteringsbasseng. Slammet behandles ikke annet enn ved avvanning med presse.
I 2004 ble behandlet vannmengde estimert til 9 millioner m^3. Dimensjonert kapasitet på anlegget er 60000 PE, og maksimal vannmengde er 3000 m^3/time. Oppholdstid i anlegget er ca. 4 timer.

Utslippet fra Solumstrand renseanlegg går ut i indre deler av Drammensfjorden 195 m fra land på 27 m dyp utenfor Solum.

6.2 Deponier

6.2.1 Grønmo avfallsanlegg

Grønmo avfallsanlegg ligger på Klemmetsrud i Oslo. Anlegget tar imot avfall fra Oslo og omegn. Siden alt husholdningsavfall i hovedstaden går til energigjenvinning (forbrenning), mottar Grønmo avfallsanlegg hovedsakelig produksjonsavfall samt restprodukter fra forbrenningsanleggene.

I 2004 ble det deponert ca 35000 tonn avfall. Dette var i hovedsak lettere forurensede masser, asbest og inert avfall. I tillegg ble det deponert 55000 tonn slagg og dekningsmasser.

Sigevannet gjennomgår lufting og sedimentering før det går til Bekkelaget renseanlegg. Først samles sigevannet opp i to fangdammer. Dammene er utstyrt med luftere som tilfører oksygen. Etter fangdammene ledes vannet til luftet lagune som er utstyrt med to luftere. Fra lagunen går sigevannet via et sedimenteringsbasseng til Bekkelaget renseanlegg.
Sigevannsmengden er i 2004 oppgitt til å være ca. 344 000 m^3 og av dette går ca. 72 000 m^3 direkte til Bekkelaget renseanlegg (uten rensing).

6.2.2 Lindum Ressurs og Gjenvinning

Lindum Ressurs og Gjenvinning as (Lindum) ligger i Drammen kommune og mottar diverse avfall fra Drammensregionen. Avfall som, etter Lindums vurdering, gir avrenning til sigevann kan deles inn som følgende; restavfall, ristgods, sandfangavfall, asbestholdig avfall, blåsesand, kompost, avfall lagt permanent i biocelle og avfall til industribiocelle (nedbrytbart avfall og slam). Totalt ble det levert ca 85000 tonn avfall til Lindum i 2004. I tillegg ble det levert ca 81000 tonn overdekkingsmasser til anlegget. Dette er rene og lett forurensede masser, samt bunnaske.

Sigevannet gjennomgår ingen lufting eller sedimenteringsbasseng men samles opp i en pumpesump før det går direkte til Solumstrand renseanlegg via en pumpestasjon på Lindum. Sigevannsmengden er for 2004 oppgitt til å være ca. 491 000 m^3.

6.2.3 Bøler avfallsdeponi

Bøler avfallsdeponi ligger på Skedsmokorset og er en del av det interkommunale selskapet Romerike Avfallsforedling – ROAF. Gjennom ROAF samarbeider kommunene Enebakk, Fet, Gjerdrum, Lørenskog, Nittedal, Rælingen, Skedsmo og Sørum om avfallshåndteringen. Bøler mottar sortert avfall fra husholdning. Her kvernes avfallet ned til små biter og transporteres til Hurum fabrikker hvor det forbrennes og energien utnyttes for papirproduksjon. Avfall fra næringsliv leveres godkjent sorteringsanlegg, dvs. Bøler Gjenvinning AS som ligger i tilknytning til deponiet.

I 2004 ble det deponert 11750 tonn avfall på Bøler. Avfallet kan kategoriseres følgende; forbruksavfall, grovavfall fra husholdninger, bygnings- og rivningsavfall, produksjonsavfall, blandet bedriftsavfall, sand fra sandfang/ristgods med mer, restavfall etter sortering, vårrydding/flomrydding og diverse annet. Hovedvekt av avfallet deponert i 2004 var grovavfall fra husholdninger og restavfall etter sortering.

Sigevannet samles opp gjennom et dreneringssystem nedstrøms deponiet. Herfra pumpes sigevannet til et lokalt renseanlegg som er etablert på toppen av deponiet. Dette er et lukket anlegg, bestående av 2 store tanker som vekselvis tilføres sigevann og hvor sedimenteringen skjer. Sedimentet ender i eget basseng (Lagunen). Vannet tilføres luft som bidrar til en biologisk aktivitet i tanken som renser vannet. Det rensede vannet ledes via kommunalt avløpsnett til Sentralrenseanlegget RA-2. Sigevannsmengden ligger i snitt på ca. 50 000 m^3/år.

6.2.4 Tønsberg fyllplass

Tønsberg fyllplass ligger på Taranrød på Sem i Tønsberg kommune. Avfall som mottas på fyllplassen er i all hovedsak restavfall fra næringslivet, men det tas også i mot husholdningsavfall. Mesteparten kommer fra Vestfold fylke.

I 2004 kom ca 84 % av avfallet fra næringsavfall og husholdningsavfall. Andre avfallskategorier fra 2004 var slam/ristgods, oljeholdig slam, asbest og annet næringsavfall. Fyllplassen tar også imot rene masser til utfylling, vollbygging og tetting på fyllplassen.

Anlegget har to hovedinnsig fra rør i tillegg til ett innsig som ikke var lagt i rør. Sigevannet ledes gjennom et basseng og ut via rist til TAU renseanlegg.

Sigevannsmengden ligger på rundt 90 000 m^3/år. Sigevannet går ubehandlet til TAU renseanlegg.

6.2.5 Rokke avfallsanlegg

Rokke avfallsanlegg ligger på Rokke i Halden kommune. Anlegget mottar avfall fra Rakkestad, Aremark og Halden og sorterer næringsavfall og deponerer restavfall. Avfallsanlegget tar ikke imot sykehusavfall fra noen av kommunene. Det eksisterer et sigevannsrenseanlegg, som for tiden er ute av drift pga. et tett grusfilter. Rensetrinnet fungerte heller ikke da prøvetakingen ble gjennomført. Da rensetrinnet er ute av drift er det ikke opplyst spesifikke tall for mengde sigevann.

Avfall fra næringsvirksomhet, restavfall og kildesortert avfall utgjør de største volumene anlegget mottar, men anlegget mottar også relatuvt store mengder kloakkslam til mellomlagring og usortert rivingsmaterialer. Samlet motatt mengder avfall for 2004 er oppgitt til 27 204 320 kg.

Rokke avfallsanlegg er ikke tilkoblet noe renseanlegg. Sigevannet ledes til Unnbergbekken.

6.3 Prøvetaking av sediment, vann og biota

Prøvetakingen av sediment og overflatevann ble utført fra forskningsfartøyet F/F Trygve Braarud tilhørende Universitetet i Oslo. Biotaprøver (fisk og blåskjell) ble samlet inn av lokale fiskere etter henvisning fra DNV.

6.3.1 Lokaliteter

I Tabell 4 til
Tabell *6* er stasjonskoordinater for alle prøvetakingsstasjonene samt renseanleggene og deponiene vist.

Tabell 4. Stasjonskoordinater (grader og desimalminutter, WGS84) for prøvetakingsstasjoner for overflatevann og sediment.

Stasjon	Lokalitet	Nord	Øst	Matriks
JAMP 30B	Stasjon i statlig program i indre Oslofjord	59º 48.973	10º 32.914	Sediment/overflatevann
IOVE-01	Indre Oslofjord VEAS. Ved utlippet til VEAS	59º 47.623	10º 31.170	Sediment/overflatevann
IOBE-02	Indre Oslofjord Bekkelaget. Ved utslippet til Bekkelaget renseanlegg	59º 52.924	10º 45.441	Sediment/overflatevann
DR-02	Drammen. Stasjon ved bybrua	59º 44.102	10º 13.191	Sediment
DRSOL-03	Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg	59º 42.777	10º 16.149	Sediment/overflatevann
DR-01ref	Drammen. Referansestasjon	59º 43.258	10º 18.650	Sediment
TØTAU-01	Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg	59º 16.058	10º 30.697	Sediment/overflatevann
TØ-02	Tønsberg. Referansestasjon	59º 14.924	10º 32.119	Sediment
HARING-02	Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen	59º 07.049	11º 21.527	Sediment
ØYER-03	Øyeren hovedbasseng	59º 50.688	11º 09.349	Sediment/overflatevann
NITE-01	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	59º 57.066	11º 02.364	Sediment/overflatevann
UNNEB-01*	Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg	-	-	Sediment/overflatevann

* Prøve tatt like ved utslippsrøret fra Rokke avfallsanlegg.

Tabell 5. Stasjonskoordinater (grader og desimalminutter, WGS84) for prøvetakingsstasjoner for biota.

Lokalitet	Nærliggende renseanlegg	Nord	Øst
Torskelokalitet indre Oslofjord*	VEAS/Bekkelaget	59º 49.446	10º 32.346
Blåskjellokalitet ved Tønsberg	TAU	59º 15.718	10º 30.043
Torskelokalitet i Drammensfjorden	Solumstrand	59º 42.182	10º 17.671
Torskelokalitet i Iddefjorden	Remmendalen	59º 07.112	11º 22.151
Abborlokalitet i Øyeren nord	RA-2	59º 50.666	11º 09.478
Abborlokalitet i Øyeren sør	RA-2	59º 46.993	11º 13.984
Torskelokalitet Færder	Referanse	-	-

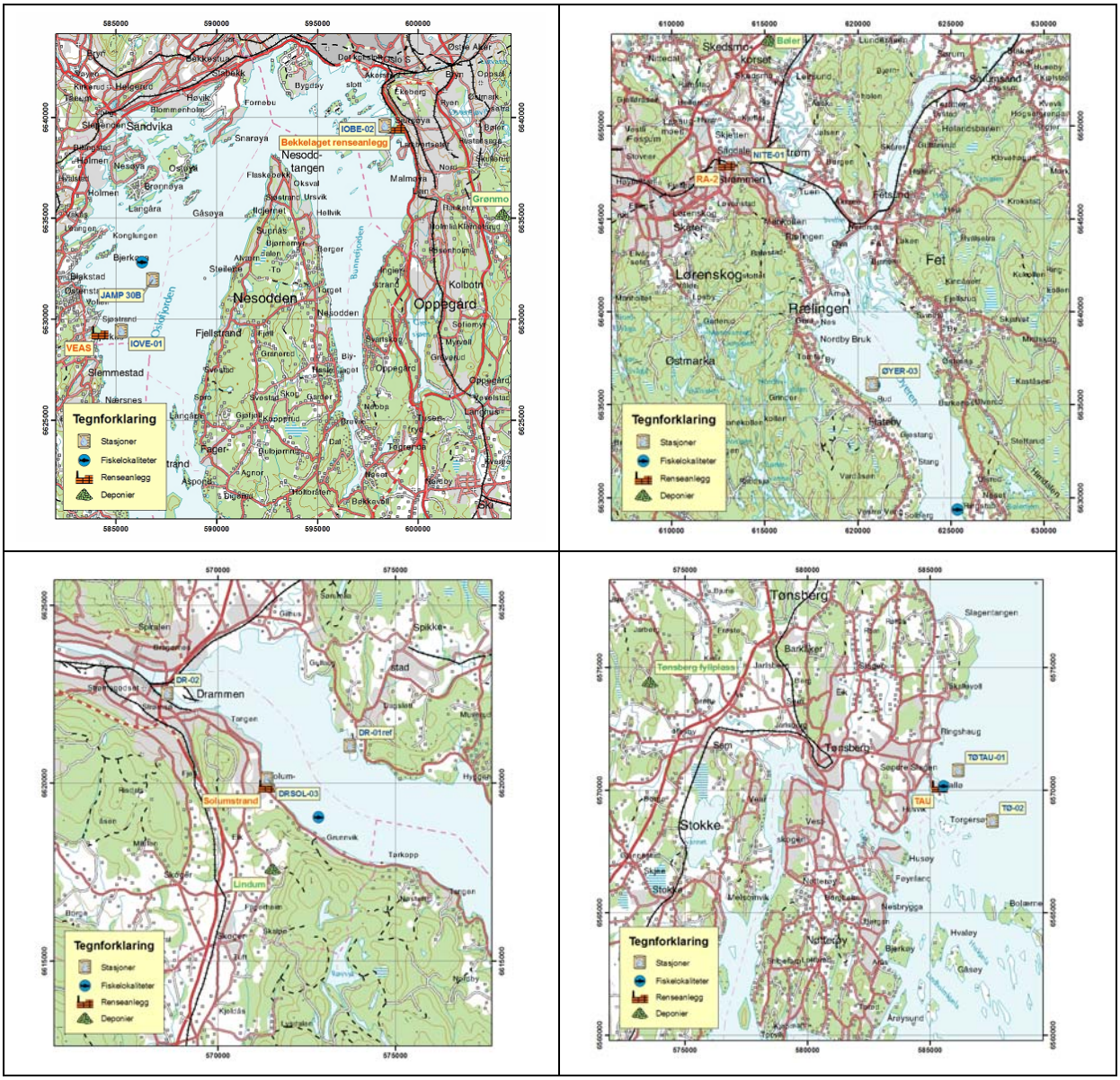
-: Ingen koordinater

Tabell 6. Stasjonskoordinater (grader og desimalminutter, WGS84) for de undersøkte renseanleggene og deponiene.

Lokalitet	Nord	Øst
Renseanlegg		
Bekkelaget renseanlegg	59º 52.880	10º 46.048
VEAS	59º 47.588	10º 30.040
Sentralrenseanlegget RA-2	59º 57.221	11º 01.365
TAU renseanlegg	59º 15.701	10º 29.886
Renseanlegget Remmendalen	59º 07.217	11º 21.652
Solumstrand renseanlegg	59º 42.669	10º 16.128
Deponier		
Grønmo avfallsanlegg	50º 50.460	10º 51.582
Lindum Ressurs og Gjennvinning	59º 41.400	10º 16.264
Bøler avfallsdeponi	60º 00.723	11º 04.042
Tønsberg fyllplass	59º 18.122	10º 17.511
Rokke avfallsanlegg	59º 10.774	11º 20.062



Figur 2. Prøvetakingslokaliteter i undersøkelsesområdet, oversiktskart.



Figur 3. Detaljkart over undersøkelseområdet.



Figur 4. forsetter.

6.3.2 Metodikk

Slam fra renseanlegg

Alle slamprøvene ble oppbevart i diffusjonsfrie rilsandposer. Slamprøvene ble kjølt ned i felt og fryst ned ved ankomst til DNV på ettermiddagen samme dag de ble tatt. Prøvene ble oppbevart hos DNV til alle prøvene var samlet inn hvorpå de ble sent i frossen tilstand til Eurofins i Danmark.

Fra hvilket steg i renseprossesen prøvene er tatt er beskrevet i Tabell 7.

Tabell 7. Rensesteg hvor slamprøvene er tatt.

Renseanlegg	Slamprøver
Bekkelaget renseanlegg	Slam er tatt etter sentrifugering, men før tørkeprosessen.
VEAS	Slam er tatt etter avvanning
Sentralrenseanlegget RA-2	Slam er tatt etter avvanning
TAU renseanlegg	Slam er tatt etter avvanning i sentrifuger.
Renseanlegget Remmendalen	Slam er tatt etter avvanning i sentrifuger
Solumstrand renseanlegg	Slam er tatt etter avvanning i presse

Sigevannsediment fra deponier

Alle prøvene av sigevannssediment ble oppbevart i diffusjonsfrie rilsandposer. Prøvene ble kjølt ned i felt og fryst ned ved ankomst til DNV på ettermiddagen samme dag de ble tatt. Prøvene ble oppbevart hos DNV til alle prøvene var samlet inn hvorpå de ble sent i frossen tilstand til Eurofins i Danmark.

En beskrivelse av hvor prøvene av sigevannssediment er tatt er beskrevet i

Tabell ***8***.

Tabell 8. Prøvetaking av sigevannsediment.

Avfallsdeponi	Prøver av sigevannssediment
Grønmo avfallsanlegg	Sediment er tatt fra sedimentasjonsbasseng
Lindum Ressurs og Gjenvinning	Sediment er tatt fra bunn i pumpesump
Bøler avfallsdeponi	Sediment er tatt i deponiet for sigevannssediment
Tønsberg fyllplass	I basseng som sigevannet ledes igjennom
Rokke avfallsanlegg	Ingen prøver tatt

Det var ikke mulig å få prøver av sigevansediment fra Rokke avfallsanlegg. Sigevannets renseanlegg har vært ute av drift et års tid på grunn av tett grusbedd. Det ble forsøkt tatt sigevannsediment fra en dam som sigevannet ledes igjennom, men det var bare singel/grus samt rester av vegetasjon.

Sediment i resipeint

Sedimentprøvene ble generelt tatt med en kjerneprøvetaker (Abdullah corer) fra forskningsfartøyet F/F Trygve Braarud tilhørende Universitet i Oslo. I Øyeren ble sedimentprøvene tatt fra lettbåt med kjerneprøvetaker. Det ble tatt 5 parallelle prøver på hver stasjon som ble analysert som en blandprøve. Det ble tatt prøver fra sjiktet 0-2 cm og 2-5 cm. Bare sjiktet 0-2 cm er analysert. Prøvene ble pakket i doble diffusjonsfrie rilsanposer, dobbeltmerket og fryst umiddelbart etter prøvetaking. Alle prøvene ble sent samlet i frossen tilstand til Eurofins i Danmark.

Vannprøver

Overflatevann i resipienter

Prøver av overflatevann ble tatt med Nansen vannhenter. Det ble tatt 2*2 liter overflatevann på glødet glassflaske og 3*1 liter vann på plastflaske. Til glassflaskene ble det tilsatt ca. 2 ml 4 M svovelsyre eller til pH var mellom 2 og 3. Til plastikkflaskene ble det ikke tilsatt syre men disse ble fryst ned så fort som mulig. Alle prøvene ble kjølt ned i felt og fraktet til Eurofins Norge samme dag eller på morgenen etter de var tatt. Alle vannprøvene ble analysert innen 48 timer etter de var tatt.

Sigevann fra deponier og vann fra renseanlegg

Det ble tatt 10 liter av både sigevann på deponier samt innløps- og utløpsvann fra kommunale renseanlegg. Prøvene ble tatt som 5 delprøver over en periode på ca. 1,5 timer hvorpå prøvene ble fordelt i forskjellig emballasje avhengig av analyseparametere (glass- og plastflasker). Til glassflaskene ble det tilsatt ca. 2 ml 4 M svovelsyre eller til pH var mellom 2 og 3. Til plastikkflaskene ble det ikke tilsatt syre men disse ble fryst ned så fort som mulig. Alle prøvene ble kjølt ned i felt og fraktet til Eurofins Norge samme dag eller på morgenen etter de var tatt. Alle vannprøvene ble analysert innen 48 timer etter de var tatt.

Samtidig ble generelle støtteparametere som pH og ledningsevne målt.

Tabell 9 er det gitt en beskrivelse av hvor vannprøvene er tatt.

Tabell 9. Prøvetaking av vannprøver fra renseanlegg og deponier.

Renseanlegg	Vannprøver
Renseanlegg	
Bekkelaget renseanlegg	Vannprøvene for innløpsvann ble tatt på innløpsvann etter rist, men før biologisk nedbrytning. Ingen behandling annet enn risten er gjort på vannet. Utløpsvann ble tatt på vann som forlater renseanlegget i siste steg. Dette vannet er det vannet som slippes ut i fjorden.
VEAS	Innløpsprøver ble tatt fra strøm før rist. Utløpsprøver ble tatt fra ett av 6 basseng. Var vanskelig å få tatt fra felles vannstrømstrøm ut av anlegget. Vannstrømmen inn på anlegget samles og blandes før den fordeles på de 6 ulike bassengene. Driftspersonell opplyste om at de finner veldig få avvik mellom de ulike prøvene som de tar fra alle 6 bassengene.
Sentralrenseanlegget RA-2	Innløpvannet ble tatt etter rist, men før biologisk nedbrytning. Utløpsvann ble tatt på vann som forlater renseanlegget i siste steg. Dette vannet er det vannet som slippes ut i Nitelva.
TAU renseanlegg	Vannprøver for innløpsvann er tatt fra innløpskanal hvor både septik og kloakk var blandet. Vannprøver for utløpsvann er tatt fra utløpskanal etter rensing
Renseanlegget Remmendalen	Vannprøver for innløpsvann er tatt fra innløpskanal etter rist. Vannprøver for utløpsvann er tatt fra utløpskanal etter rensing.
Solumstrand renseanlegg	Vannprøver inn på anlegget er tatt før rist og før tilsetting av kalk. Vannet tilsettes kalk før flokkulering med påfølgende sedimentering. Vannprøver ut av anlegget er tatt etter all behandling. Prøven er tatt i en felles kum etter rensestegene.
Deponier	
Grønmo avfallsanlegg	Prøver av sigevann inn på anlegget ble tatt av vann som entrer sedimenteringsbassenget. Vannet har da gått gjennom to separate luftebasseng og et felles luftebasseng. Prøver av sigevann ut av anlegget ble tatt av vann fra sedimentbassenget. Dette er det vannet som slippes til Bekkelaget renseanlegg.
Lindum Ressurs og Gjenvinning	Sigevann går ikke gjennom noen behandling men samles opp i pumpesump. Utløpsvann er tatt fra utløpet i pumpesumpen. Dette vannet går til Solumstrand renseanlegg. Ingen innløpsvann ble tatt, da det ikke forgår noe prosess. Rør kommer inn i pumpesumpen og vannet transporteres ubehandlet videre.
Bøler avfallsdeponi	Hele deponiet har et dreneringsanlegg og vannet pumpes opp til en silo. Her ble vannprøver for innsig tatt. Videre blir vannet enten fylt i reaktor 1 eller 2 hvor oksygen tilsettes, samt sedimentering foregår. Videre ble vannet samlet i "ubåten" som er en tank med kapasitet på 80000 liter før vannet blir ført inn på kloakknettet. Prøvene ut av anlegget ble tatt fra "ubåten".
Tønsberg fyllplass	Deponiet har to hovedinnsig fra rør i tillegg til ett innsig som ikke var lagt i rør. Sigevannet ledes gjennom et basseng. Prøver ble tatt ca midt i bassenget der alle tilsigene møttes og ved rist ved utløp.
Rokke avfallsanlegg	Sigevannets renseanlegg ble stoppet i fjor grunnet tett grusbedd. Det har vært ute av drift i ett år. Vannet går via et liten "vannbasseng" som ligger der hvor og direkte til Unnebergbekken. Prøver av sigevann inn på deponiet ble tatt i kum for innløpsvann. Kummen ligger i"vannbassenget". Utløpsvannet ble tatt fra utløpsrør til Unnebergbekken.

Biota prøver

Det ble etablert et nettverk av fiskere til å fange det nødvendige materialet av fiske- og skjellprøver i Drammensfjorden, Iddefjorden Tønsberg og Øyeren. Utslippspunktene fra de

respektive renseanleggene ble informert til fiskerne og fangsten ble tatt i nærområdet til utslippspunktene.

For alle fiskeprøvene ble data på gaffellengde, vekt av individene, kjønn, vekt av lever og synlige skader/misdannelser notert. Det ble laget en blandprøve fra hver lokalitete som ble fryst ned og sent samlet til Eurofins i Danmark.

Torsk ble samlet inn med ruser i Drammensfjorden. Fisken ble samlet inn med ruser i perioden 27.10 til 28.10.05. Fisken ble fanget mellom Solumstrand og Grunnvik på 25-30 m dyp, se Figur 3. Fisken ble hentet fersk av personell fra DNV samme dag rusen ble tatt opp og transportert til DNVs biolaboratorium. På ettermiddagen samme dag fisken ble hentet ble fiskenes lever tatt ut og en blandprøve ble opparbeidet og fryst ned.

I Iddefjorden ble torsken samlet inn med ruser i perioden 17.10 til 26.10.05 på 3-5 m dyp, se Figur 3. Prøvetakingen ble gjennomført i 2 runder for å få et tilstrekkelig antall fisk. Det var derfor nødvendig å fryse ned 8 individer. Fisken ble hentet av DNV personell i Halden. 8 individer var frosne og 11 individer var ferske. På ettermidagen samme dag fisken ble hentet ble fiskenes lever tatt ut og en blandprøve ble opparbeidet og fryst ned.

Abbor fra Øyeren er tatt i hovedbassenget mellom ved Ringstad og nord for Rud (samme sted som det ble tatt sedimentprøve og prøve av overflatevann), se Figur 3. Fisken er fanget på 3-5 m dyp med gummimark (jigg) 28.09.05.

Blåskjell fra Tønsberg ble plukket fra naturlig populasjon utenfor TAU renseanlegg på Vallø den 17.10.05. Bløtdelene fra blåskjellene ble opparbeidet på DNVs biolaboratorium. Blåskjellene ble hentet samme dag de ble plukket og opparbeidet på DNVs biolaboratorium på ettermiddagen. Skjellene ble målt, bløtdelene ble tatt ut fra skjellene og veid og blandprøven ble pakket og fryst. Prøvene ble sent i frossen tilstand til Eurofins i Danmark sammen med leverprøvene.

Torskelever fra indre Oslofjord (JAMP stasjon 30B) og Færder ble stilt til disposisjon av NIVA (frosne prøver). Fisken fra JAMP stasjon 30B var samlet inn ved tråling 06.10.05 ved Måsane mellom Gåsøya og Slemmestad.

Tabell 10. Lokalitet og antall individer i blandprøven fra biota lokalitetene. For nærmere stasjonsplassering, se Figur 3.

Lokalitet	**Beskrivelse**	**Art**	**Antall individer**
Halden	Ved utløpet av Remmenbekken, se Figur 4	Torsk, lever	19
Øyeren	Hovedbasseng	Abbor, lever	13
Drammen	Mellom Solumstrand og Grunnvik, se Figur 4	Torsk, lever	28
Tønsberg	Utenfor TAU renseanlegg på Vallø	Blåskjell	81
Ytre Oslofjord	Færder	Torsk, lever	5
Indre Oslofjord	JAMP-30B	Torsk, lever	5

6.4 Analysemetoder

I det følgende er de anvendte analysemetoder beskrevet i sammendrag. En detaljert beskrivelse av analysemetoderne er beskrevet i Appendix A.

6.4.1 Analysemetode 1

Analysemetoden omfatter de tre østrogenene østron, 17β-østradiol og 17α-etinyløstradiol.

Prosedyre

Vann

Vannprøven (syrekonservert, pH 2 -3) ble filtrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon (SPE) på BondElut C18 SPE kolonne. Etter eluering med aceton ble eluatet opprenset på BondElut kiselgel SPE kolonne. Vannprøver bestående av urenset avløpsvann eller sigevann ble videre opprenset ved preparativ HPLC.

Etter opprensing av ekstraktet ble komponentene derivatiseret med MSTFA og analysert ved GC-MS/MS.

Sediment, slam og biota

Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 1 time på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra, og prøven ble så ekstrahert med aceton ved samme prosedyre. Det samlede ekstraktet ble inndampet under nitrogen og opprenset på BondElut kiselgel SPE kolonne. Ekstrakter fra sediment- og slamprøver ble videre opprenset ved preparativ HPLC.

Etter opprensing av ekstraktet ble komponentene derivatisert med MSTFA og analysert ved GC-MS/MS.

6.4.2 Analysemetode 2

Analysemetoden er gjennom det utførte metodeutviklingsarbeidet i prosjektet blitt endret og utvidet, slik at det er brukt tre forskjellige utgaver av analysemetoden. Standardutgaven av metoden (2a) omfatter stoffet ibuprofen. Den ene modifikasjon av metoden (2b) omfatter stoffene BHA, DEHA, ethylenbrassylat (musk T) og triklosan, mens den andre modifikasjonen av metoden (2c) omfatter stoffene butyl methoxydibenzoylmethan (Parsol 1789) og CI 12085 (Pigment Red).

Prosedyre

Vann

Vannprøven (syrekonservert, pH 2 -3) ble tilsatt interne standarder, tilsatt svovelsyre til pH < 2 og ekstrahert med diklormetan ved risting på risteapparat i 30 min. Ekstraksjonen ble gjentatt to ganger og det samlede ekstrakt ble inndampet på rotasjonsfordamper til ca. 1 ml. Ekstraktet ble delt i tre deler som deretter ble analysert etter henholdsvis metode 2a, 2b eller 2c.

Sediment, slam og biota

Etter opptining ble prøven tilsatt svovelsyre til pH < 2 og ekstrahert med diklormetan ved omristning på risteapparat i 2 timer. Ekstraktet ble inndampet på rotationsfordamper til ca. 1 ml og delt i to deler som etterfølgende ble analysert etter henholdsvis metode 2a og 2b.

Metode 2a

Ekstraktet ble metylert med diazometan og analysert ved GC-MS.

Metode 2b

Ekstraktet ble analysert direkte ved GC-MS/MS.

Metode 2c

Ekstraktet ble inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Etter gjenoppløsning i metanol og vann ble ekstraktet analysert ved LC med kombinert MS- og spektrofotometrisk deteksjon. MS-deteksjon ble utført ved elektrospray ionisering i positiv mode og spektrofotometrisk deteksjon ble utført ved 480 nm.

Analysemetode 3

Analysemetoden er som et resultat av metodeutviklingarbeidet i prosjektet blitt modifisert, slik at det er brukt to forskjellige utgaver av analysemetoden. Standardutgaven av metoden (3a) omfatter stoffene zoplikon, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, enrofloxacin, sulfamethoxazol, paroxetin, linezolid, sulfadiazin, sulfamethizol, trimethoprim, furosemid og budesonid.

Modifikasjonen av metoden (3b) omfatter kun stoffet omeprazol.

Prosedyre

Metode 3a

Vann

Vannprøven (syrekonservert, pH 2 -3) ble filtrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon på Porapak Rdx SPE kolonner. Etter eluering med 1 % iseddikesyre i metanol ble ekstraktet inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment, slam og biota

Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig filtrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment og slam, (ciprofloxacin, enrofloxacin og zoplikon)

Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med fosfatbuffer, pH 2/acetonitril (1:1) ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat.

Ekstraktet ble skilt fra, fortynnet (1:1) med ammonium acetat løsning og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering. (Ingen oppkonsentrering og høyere deteksjonsgrenser).

Metode 3b

Vann

Vannprøven ble partikkelfiltrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon på Porapak Rdx SPE kolonner. Etter eluering med 2,5 % ammoniakk i metanol ble ekstraktet inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i 5 mM ammonium acetat, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment, slam og biota

Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med 2,5 % ammoniakk i metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

6.4.3 Analysemetode 4

Analysemetoden er en standardmetode til analyse av total organisk karbon (TOC) i sediment og slam.

Prosedyre

Den frysetørkede prøven ble oppslemmet i vann tilsatt saltsyre til pH < 2 og analyseres for innhold av organisk karbon etter avblåsing av CO_2 frigitt ved tilsetning av syre. Organisk karbon bestemmes ved IR-spektrofotometri etter katalytisk oksidasjon ved 680 °C til CO_2.

6.4.4 Analysemetode 5

Analysemetoden er en standardmetode til bestemmelse av tørrstoff i faste prøver, men pga den begrensede prøvemengde for endel av prøvene, er innholdet av tørrstoff bestemt etter frysetørking av prøven i stedet for etter tørking ved 105 °C.

Prosedyre

Den opptinte prøven ble veid, frysetørket og veid igjen etter tørking.

7. Resultater

Resultatene fra deponier, renseanlegg og resipient er presentert sammen der det er naturlig. Dette er valgt fordi sigevann fra deponiene ledes til renseanleggene og utløpsvannet fra renseanleggene slippes ut i resipienten, og dette bør sees i sammenheng.

På de lokalitetene hvor det er tatt mer enn en prøve er det først vist en samletabell med alle enkeltresultatene. Deretter er det vist en figur hvor gjennomsnittskonsentrasjonene samt maksimum- og minimumsverdi er vist. På de lokalitetene hvor det bare er tatt en prøve er samletabellen først i kapittelet utelatt og resultatene er presentert i et søylediagram. For deponiene er resultatene for på urenset og renset sigevann oppgitt. Dette kan forstås som sigevann inn på sedimenteringsbasseng og ut fra sedimenteringsbasseng for de deponiene der det finnes. For andre deponier kan det bety henholdsvis inn og ut fra et basseng. I hvilken grad det skjer en rensing av sigevannet er avhengig av deponiets teknsike løsning men betegnelsen urenset og renset sigevann er konsekvent brukt. For en nærmere beskrivelse av deponiene se 6.2. Når det gjelder renseanleggene er det enkelere å forstå da resultatene er presentert som innløpsvann, som er vannet, som går inn på renseanleggene og er ubehandlet, og utløpsvann som er behandlet avløpsvann som går ut av renseanleggene.

Deretter er tilførslene presentert i en tabell. For renseanleggene er det presentert to tabeller, en som oppgir konsentrasjonene i utløpsvann i µg/l og en som oppgir tilførslene i kg/år. Tilførslene er basert på vannvolumene renseanleggene behandler og konsentrasjonene av de undersøkte forbindelsene i utløpsvann.

For deponiene er det bare vist en tabell med konsentrasjoner i renset sigevann som er de konsentrasjonene som tilføres renseanleggene, der deponiene er koblet til et renseanlegg.

Etter presentasjonen av tilførslene er det vist en figur som viser den prosentvise forskjellen mellom konsentrasjonene av forbindelsene i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann. Det er både vist for enkeltresultater og som gjennomsnitt der det er tatt mer enn en prøve. Bare resultater der forbindelsene er påvist i innløpsvann eller både i innløps- og utløpsvann er inkludert i beregningene. Det betyr at de tilfellene der forbindelsene er påvist bare i utløpsvann er ekskludert fra beregningene. Usikkerheter i beregningene er angitt i figurene. Relativt pålitelige tall er de tilfellene hvor det er påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen både i innløps- og utløpsvann. Forbindelser som bare er påvist i innløpsvann og, usikkerhetene i analysene tatt i betraktning, er betydelig høyere enn deteksjonsgrensen i utløpsvann er også ansett som relativt pålitelige tall.

Til slutt er det vist et stoffbudsjett for renseanleggene hvor konsentrasjonene i renset sigevann fra deponiene samt konsentrasjonene i innløps- og utløpsvann ligger til grunn.

En samlet oversikt over deteksjonsgrensene for analysemetodene er gitt i Tabell 11. Den generelle deteksjonsgrensen som er oppgitt i Tabell 11, kan i visse prøver ikke overholdes da en konkret prøve kan inneholde komponenter som gir interferens i analysen. I disse tilfellene er den forhøyede deteksjonsgrensen oppgitt i resultatene selv om det er oppgitt en lavere generell deteksjonsgrense i Tabell 11.

Det er ikke påvist noen av de undersøkte forbindelse i biota. For avvik fra de generelle deteksjonsgrensene, se Appendiks A. Deteksjonsgrensene for biota var mellom 20 og 100 µg/kg våtvekt for fiskelever og mellom 1 og 30 µg/kg våtvekt for blåskjell, se.

Tabell 11. Oversikt over analysemetodenes deteksjonsgrenser.

	Deteksjonsgrenser[1)]						
	Overflate-vann, (µg/l)	**Urenset avløps vann, (µg/l)**	**Renset avløps vann, (µg/l)**	**Sigevann[2)], (µg/l)**	**Sediment, (µg/kg TS)**	**Slam/ sigevanns-sediment (µg/kg TS)**	**Biota[3)], (µg/kg våt vekt)**
Metode 1							
17α-etinyløstradiol	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
17β-østradiol	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
østron	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
Metode 2							
BHA	0,05	0,1	0,1	0,5/0,2	2	50	20/100
butyl methoxydibenzoylmethan	0,3	-	-	-	-	-	-
CI 12085 (Pigment Red)	0,5	-	-	-	-	-	-
DEHA	0,1	0,2	0,1	0,5/0,3	10	100	20/100
ethylenbrassylat	0,1	0,3	0,1	0,5/0,2	5	100	20/100
Ibuprofen	0,02	0,5	0,1	0,5	2	50	10/100
triklosan	0,05	0,1	0,1	0,2/0,1	2	20	10/50
Metode 3							
budesonid	0,02	0,1	0,05	0,5	5	30	10/100
ciprofloxacin	0,05	0,2	0,05	0,5	10	50	10/50
enrofloxacin	0,05	0,2	0,05	0,5	10	100	10/50
felodipin	0,01	0,1	0,05	0,3/0,2	2	20	5/20
fluoxetin	0,01	0,1	0,05	0,2	2	30	5/50
furosemid	0,05	0,3	0,05	2/1	5	30	30/100
linezolid	0,03	0,3	0,05	1/0,5	2	20	5/20
omeprazol	0,01	0,2	0,05	0,2	5	5	5/20
paroxetin	0,02	0,5	0,05	0,5	5	100	5/100
sulfadiazin	0,02	0,2	0,05	0,5/0,3	1	10	5/20
sulfamethizol	0,03	0,1	0,05	0,5	1	10	5/50
sulfamethoxazol	0,02	0,1	0,05	0,5/0,3	1	5	5/20
trimethoprim	0,02	0,1	0,05	0,5/0,3	1	5	5/20
zopiklon	0,05	0,2	0,2	0,2	10	400	30/-
Metode 4							
TOC, (g C/kg TS)	-	-	-	-	0,002	0,002	-

1. Angivelse av deteksjonsgrense med (-) betyr, at stoffet ikke kunne analyseres i den aktuelle matrise.
2. To forskjellige deteksjonsgrenser betyr deteksjonsgrense i henholdsvis urenset og renset sigevann.
3. To forskjellige deteksjonsgrenser betyr deteksjonsgrense i henholdsvis blåskjell og fiskelever.

7.1 Grønmo, Bekkelaget renseanlegg og resipient

7.1.1 Grønmo

Det er påvist tre forbindelser i sigevannet fra Grønmo, ibuprofen, østron og DEHA. Triklosan er påvist i sigevannsediment men ikke i sigevann.

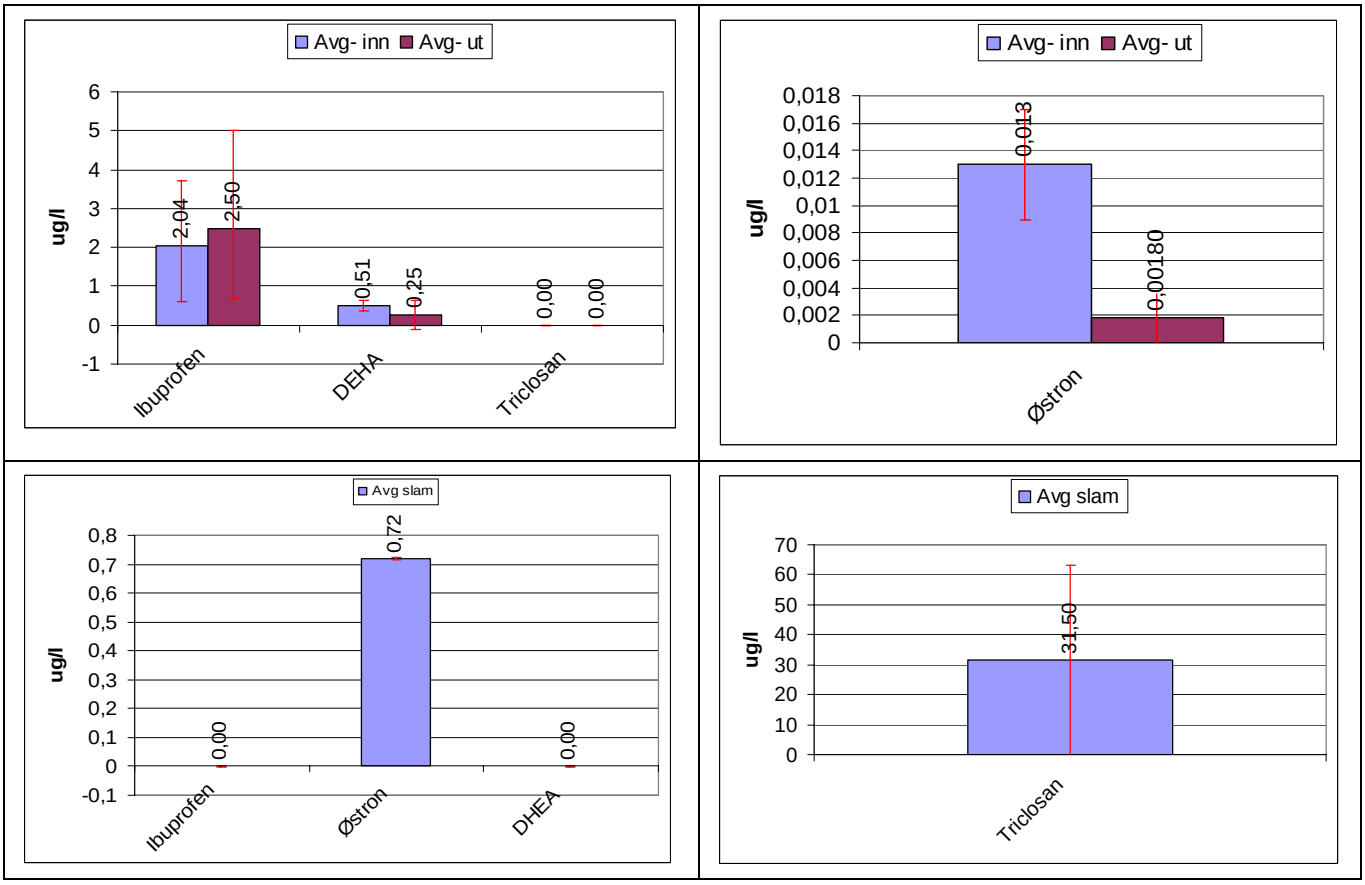
Tabell 12. Legemidler og kosmetikk påvist i sigevann (µg/l) og sigevannsediment (µg/kg TS), Grønmo avfallsplass.

Forbindelse	Dato	Ibuprofen	Østron	DEHA	Triklosan	TOC (g/kg TS)
Urenset sigevann	12.09.05	3,7	i.a.	0,62	-	i.a.
Renset sigevann	12.09.05	5,0	i.a.	-	-	i.a.
Urenset sigevann	11.10.05	0,62	0,009	0,91	-	i.a.
Renset sigevann	11.10.05	0,69	0,0036	0,76	-	i.a.
Urenset sigevann	25.10.05	1,8	0,017	-	-	i.a.
Renset sigevann	25.10.05	1,8	< 0,005	-	-	i.a.
Sigevannsediment	12.09.05	-	0,7	<200	63	95,8
Sigevannsediment	11.10.05	-	0,74	-	-	94,3

-: under deteksjonsgrensen

i.a.: ikke analysert

I Figur 5 er gjennomsnittskonsentrasjoner samt maksimum- og minimumskonsentrasjoner av forbindelsene påvist i sigevann eller sigevannssediment vist.



Figur 5. Gjennomsnittskonsentrasjoner av forbindelsene i sigevann og sigevannssediment, Grønmo avfallsanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

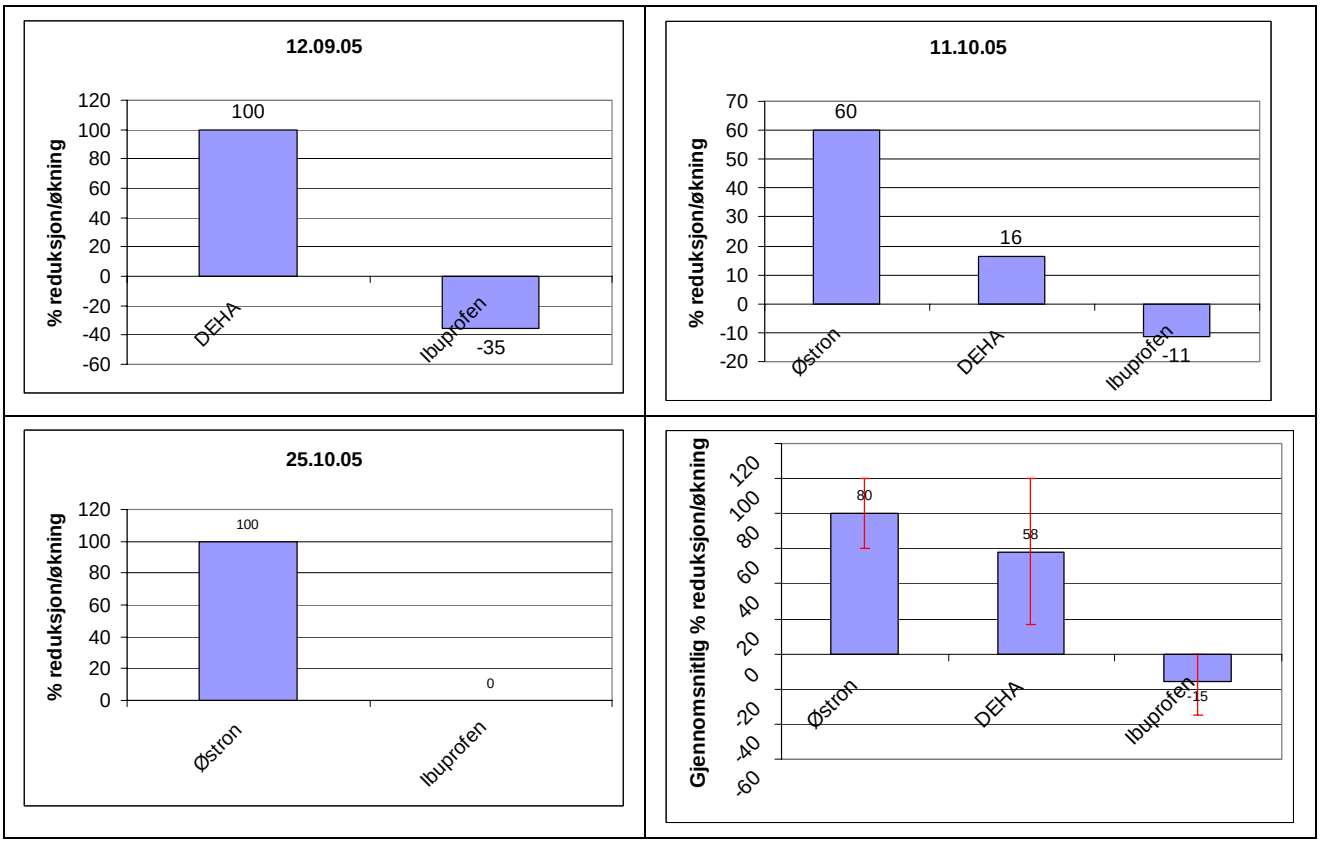
Sigevannet fra Grønmo blir ledet til Bekkelaget renseanlegg. Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i renset sigevann (vann ut fra deponiet) blir høyeste og laveste konsentrasjon fra Grønmo til Bekkelaget renseanlegg som vist i Tabell 13. Usikkerhetene i analyseresultatene er ikke inkludert.

Tabell 13. Konsentrasjoner fra Grønmo til Bekkelaget renseanlegg.

Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Maksimum (µg/l)	Minimum (µg/l)
Ibuprofen	15-30	5	0,69
Østron	25	0,0036	0
DEHA	10-35	0,76	0

Prosentvis reduksjon fra urenset til renset sigevann for de tre forbindelsene er vist i Figur 6.

Reduksjonen er størst for østron, etterfulgt av DEHA. Konsentrasjonsforskjellene av DEHA mellom urenset og renset sigevann varierer mye. Ibuprofen har høyere konsentrasjoner i sigevannsutløpet enn i innløpet (negative verdier i Figur 6). I prøven tatt 25.10.05 er konsentrasjonen av ibuprofen den samme i urenset som i renset sigevann.



Figur 6. Prosentvis reduksjon fra sigevannsinnløp til utløp, Grønmo avfallsplass. Negative tall angir økning. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

7.1.2 Bekkelaget renseanlegg

I Tabell 14 er påviste legemidler og kosmetikk i inn- og utløpsvann samt slam fra Bekkelaget renseanlegg presentert. Det er ikke påvist esomeprazol, sulfadizin, sulfamethizol, budesonid, enreofloxacin, linezolid eller musk T i noen av prøvematriksene. Paroxetin er heller ikke påvist i noen av prøvene, men i den ene slamprøven var deteksjonsgrensen relativt høy (300 µg/kg).

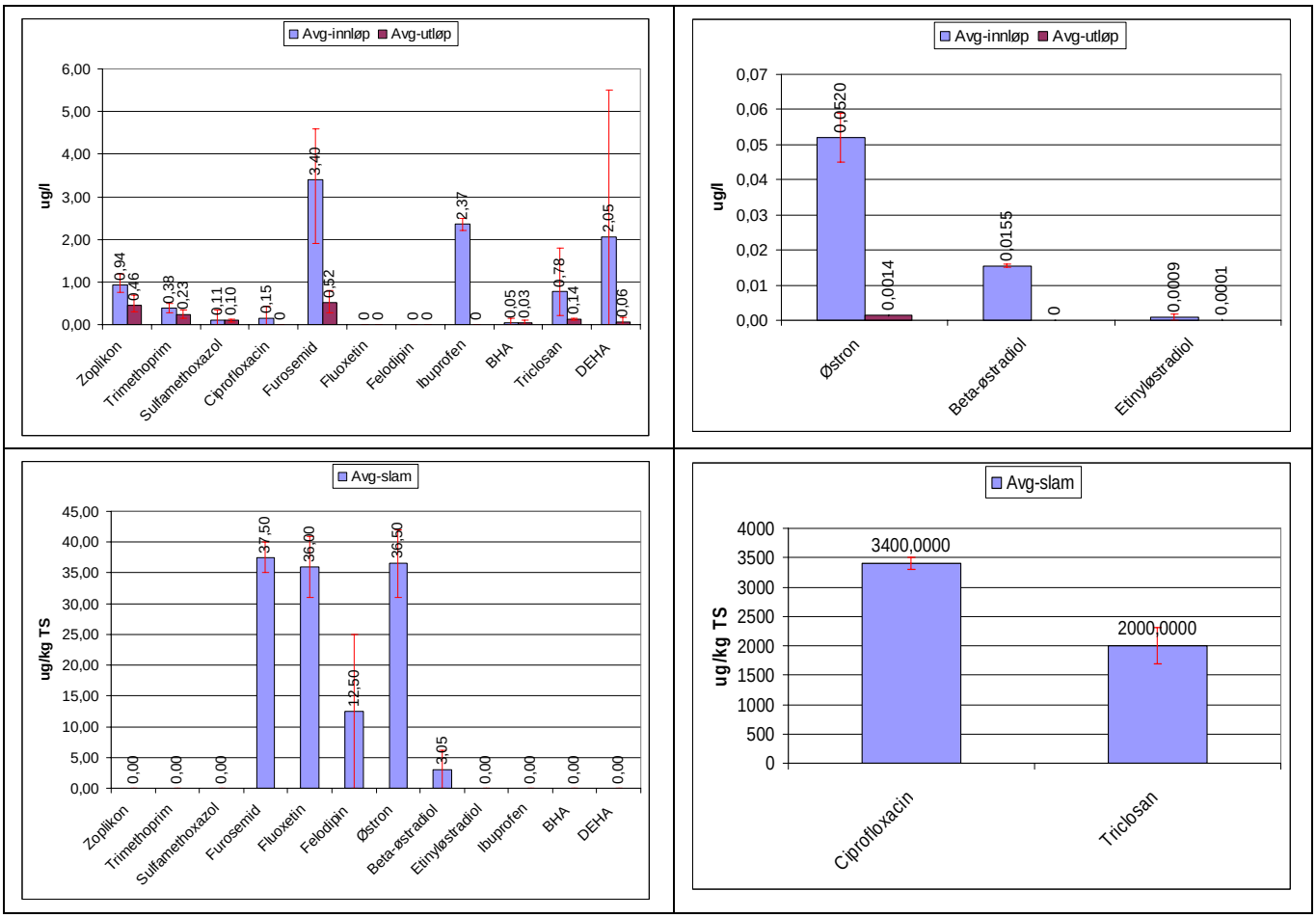
Tabell 14. Detekterte legemidler og kosmetikk i slam (µg/kg TS) og innløps- og utløpsvann (µg/l) fra Bekkelaget renseanlegg.

Forbindelse	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**	**Innløp**	**Utløp**
Dato	12.09.05	12.09.05	12.09.05	11.10.05	11.10.05	11.10.05	25.10.05	25.10.05
Zoplikon	1,2	0,70	-	0,76	0,38	-	0,86	0,31
Trimethoprim	0,50	0,34	-	0,29	0,19	-	0,35	0,16
Sulfamethoxazol	0,34	0,13	-	-	0,099	-	-	0,073
Ciprofloxacin	-	-	3300	0,44	-	3500	-	-
Furosemid	4,6	0,81	35	1,9	0,47	40	3,7	0,28
Fluoxetin	-	-	41	-	-	31	-	-
Felodipin	-	-	25	-	-	-	-	-
Østron	i.a	i.a	42	0,059	0,0013	31	0,045	0,0015
Beta-østradiol	i.a	i.a	6,1	0,016	<0,0002	<3	0,015	<0,0003
Etinyløstradiol	i.a	i.a	<5	<0,002	0,00028	<3	0,0017	<0,0003
Ibuprofen	2,2	-	-	2,4	-	-	2,5	-
BHA	-	-	-	0,16	0,10	-	-	-
Triklosan	0,22	0,16	2300	0,31	0,10	1700	1,8	0,16
DEHA	-	-	<400	0,65	0,18	-	5,5	-
TOC (g/kg TS)	i.a	i.a	309	i.a	i.a	236	i.a	i.a

-: under deteksjonsgrensen

i.a.: ikke analysert

I Figur 7 er gjennomsnittlige konsentrasjoner samt høyeste og laveste konsentrasjon i de tre målseriene av de detekterte forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann og slam vist. For alle de påviste forbindelsene er generelt de gjennomsnittlig konsentrasjon høyere i innløpsvannet sammenliknet med utløpsvannet. Sulfamethoxazol er påvist i utløpsvann og ikke i innløpsvann i prøvene fra 11.10.05 og 25.10.05. Etinyløstradiol er også påvist i utløpsvann men ikke i innløpsvann i prøvene fra 11.10.05. Imidlertid er deteksjonsgrensen i innløpsvann høyere enn konsentrasjonene i utløpsvann disse to datoene slik at dette ikke nødvendigvis er reelt.



Figur 7. Gjennomsnittskonsentrasjoner av forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann og slam, Bekkelaget renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i utløpsvannet blir konsentrasjonene ut fra Bekkelaget renseanlegg som vist i **Tabell 15**. Usikkerhetene i analysene er ikke inkludert.

Tabell 15. Konsentrasjoner i utløpet fra Bekkelaget renseanlegg (µg/l).

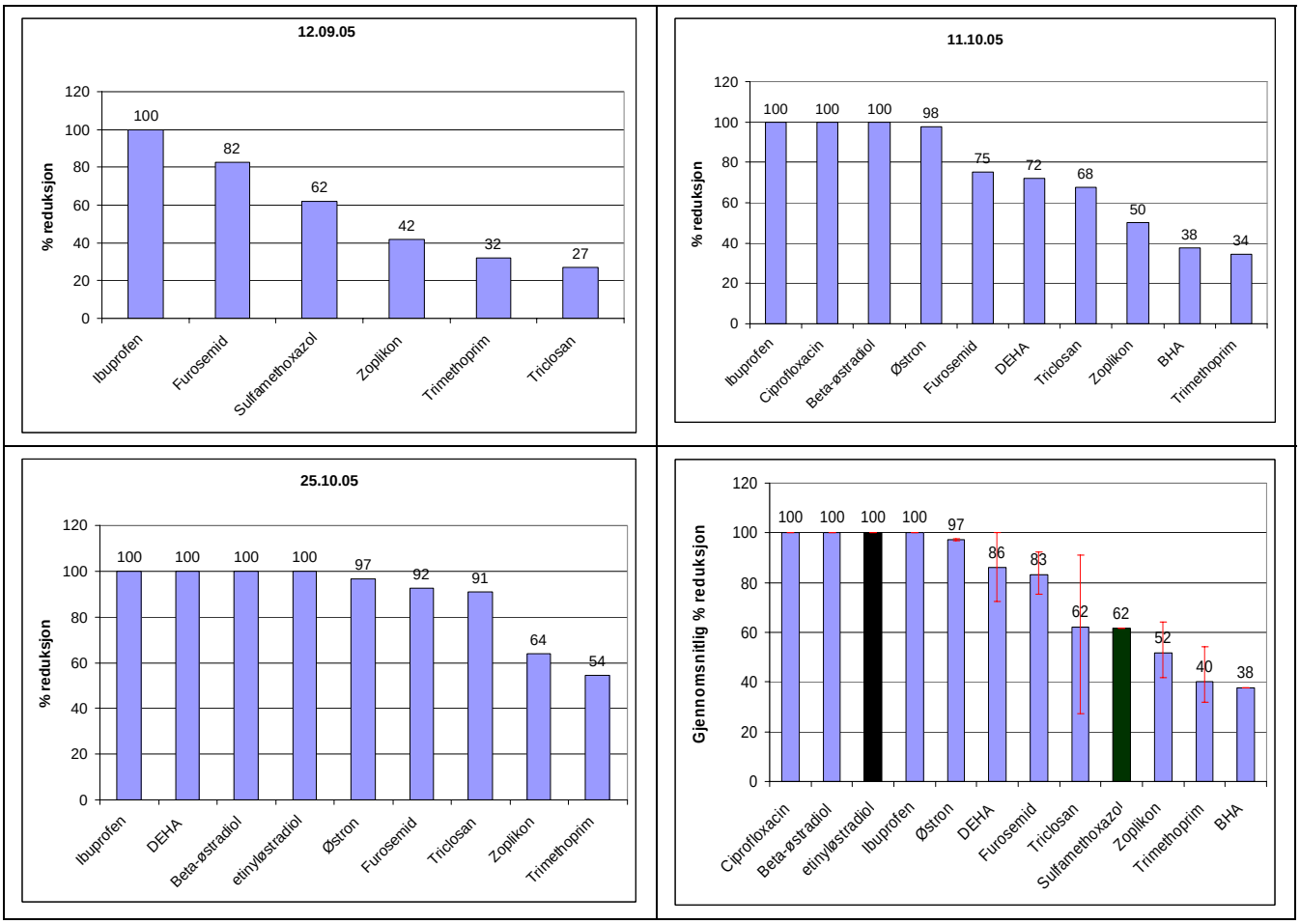
Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjoner (µg/l)	
		Maksimum	Minimum
Zoplikon	20-40	0,70	0,31
Trimethoprim	10-25	0,34	0,16
Sulfamethoxazol	10-25	0,13	0,073
Furosemid	10-40	0,81	0,28
Østron	25	0,0015	0,0013
Etinyløstradiol	20	0,00028	0
BHA	15-35	0,10	0
Triklosan	10-50	0,16	0,10
DEHA	10-35	0,18	0

Årlig behandler Bekkelaget renseanlegg ca. 40 millioner m^3 vann. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene fra Bekkelaget renseanlegg til resipienten som vist i Tabell 16.

Tabell 16. Tilførsler fra Bekkelaget renseanlegg (kg/år).

Forbindelse	Tilførsler (kg/år)	
	Maksimum	Minimum
Zoplikon	28	12
Trimethoprim	14	6
Sulfamethoxazol	5	3
Furosemid	32	11
Østron	0	0
Etinyløstradiol	0	0
BHA	4	0
Triklosan	6	4
DEHA	7	0

I Figur 8 er de prosentvise reduksjonene av konsentrasjonene mellom innløpsvannet og utløpsvannet vist. Det er usikkerheter forbundet med reduksjonene for etinyløstradiol og sulfamethoxhazol. Etinyløstradiol er ved et tilfelle påvist i utløpsvann og ikke i innløpsvann, men deteksjonsgrensen for innløpsvann er mye høyere enn den påviste konsentrasjonen i utløpsvann. Sulfamethoxazol er ved to tilfeller påvist i utløpsvann og ikke i innløpsvann, men deteksjonsgrensen for innløpsvann er høyere enn de påviste konsentrasjonene i utløpsvann. Dette indikerer at sulfamethoxazol har en betydelig lavere gjennomsnittlig reduksjon enn det angitt i Figur 8.



Figur 8. Prosentvis reduksjon av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, Bekkelaget renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall. Sorte søyler indikerer usikre tall.

Ciprofloxacin, ibuprofen, beta-østradiol og etinyløstradiol er påvist i innløpsvannet men ikke i utløpsvannet i detekterbare konsentrasjoner. For etinyløstradiol er tallene usikre da forbindelsen er påvist i innløpsvann og ikke i utløpsvann ved et tilfelle men bare i utløpsvann i det andre tilfellet. Ciprofloxacin og beta-østradiol finnes i slammet, ibuprofen og etinyløstradiol finnes ikke i slammet. Gjennomsnittskonsentrasjon av ciprofloxacin i slammet på 3400 µg/kg TS er relativt høyt.

DEHA (97 %) og østron (88 %) har relativt store reduksjoner. Østronkonsentrasjonen i slammet er 36,5 µg/kg TS. DEHA er ikke påvist i slammet.

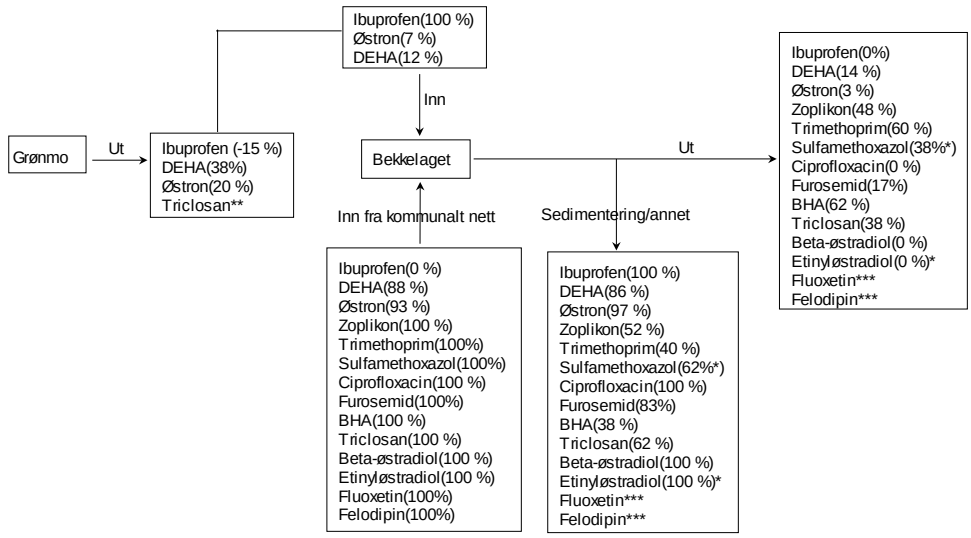
For furosemid (83 %) og triklosan (62 %) og sulfamethoxazol (62 %) er reduksjonene av konsentrasjonene i utløpsvannet middels store. For sulfamethoxazol er tallene usikre. Gjennomsnittskonsentrasjonen av triklosan i slammet er relativt høy (2000 µg/kg TS). Også furosemid er påvist i slammet med en konsentrasjon på 37,5 µg/kg TS. Sulfamethoxazol er ikke påvist i slammet.

Zoplikon (52 %) har en liten til middels reduksjon i utløpsvannet. Zoplikon er ikke påvist i slammet.

For BHA (38 %) og trimethoprim (40 %) er reduksjonene i utløpsvannet små sammenliknet med de andre forbindelsene. Ingen av forbindelsene er påvist i slammet.

Fluoxetin og felodipin er påvist i slammet, men ikke i utløps- eller innløpsvann.

Basert på gjennomsnittskonsentrasjonen fra Grønmo til Bekkelaget renseanlegg og gjennomsnittskonsentrasjonen fra Bekkelaget renseanlegg til resipienten (Indre Oslofjord) blir stoffbudsjettet som vist i Figur 9.



* Etinyløstradiol og sulfamethoxazol er usikre basert på resultatene.

**Triklosan er bare påvist i sediment

*** Bare påvist i slam

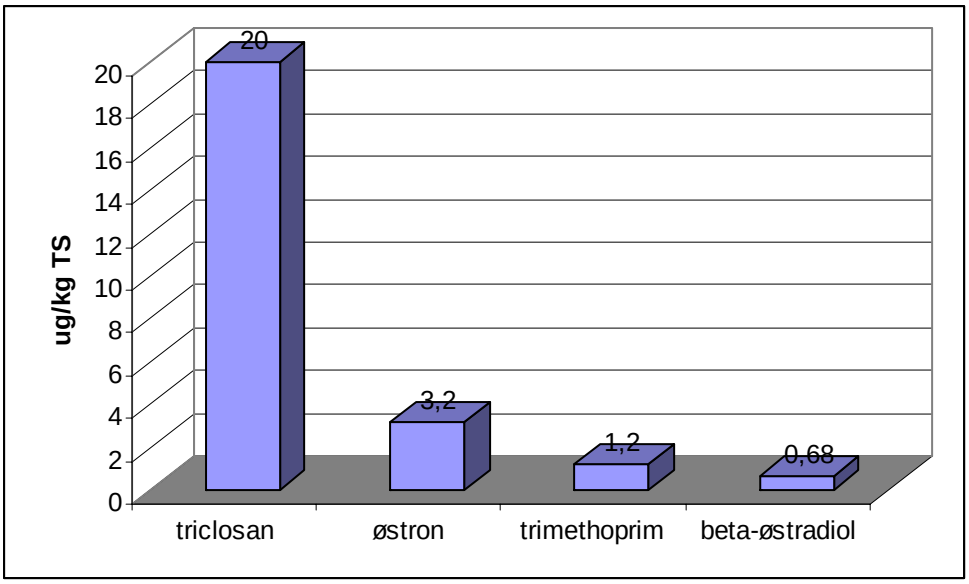
Figur 9. Stoffbudsjett for Bekkelaget Renseanlegg.

7.1.3 Overflatevann i resipienten

Ved stasjonen (IOBE-02) som ligger nær utslippspunktet til Bekkelaget renseanlegg er det kun påvist østron og ingen av de andre undersøkte forbindelsene. Konsentrasjonen av østron var 0,00059 µg/l.

7.1.4 Sediment i resipienten

Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i sedimentet ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg er vist i Figur 10.



Figur 10. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i sediment ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg.

7.2 VEAS renseanlegg og resipient

I Tabell 17 er påviste legemidler og kosmetikk i inn- og utløpsvann samt slam fra VEAS renseanlegg vist. Det er ikke påvist esomeprazol, sulfadiazin, sulfamethizol, enrofloxacin, linezolid, paroxetin, budesonid, BHA, musk T og DEHA i noen av prøvene.

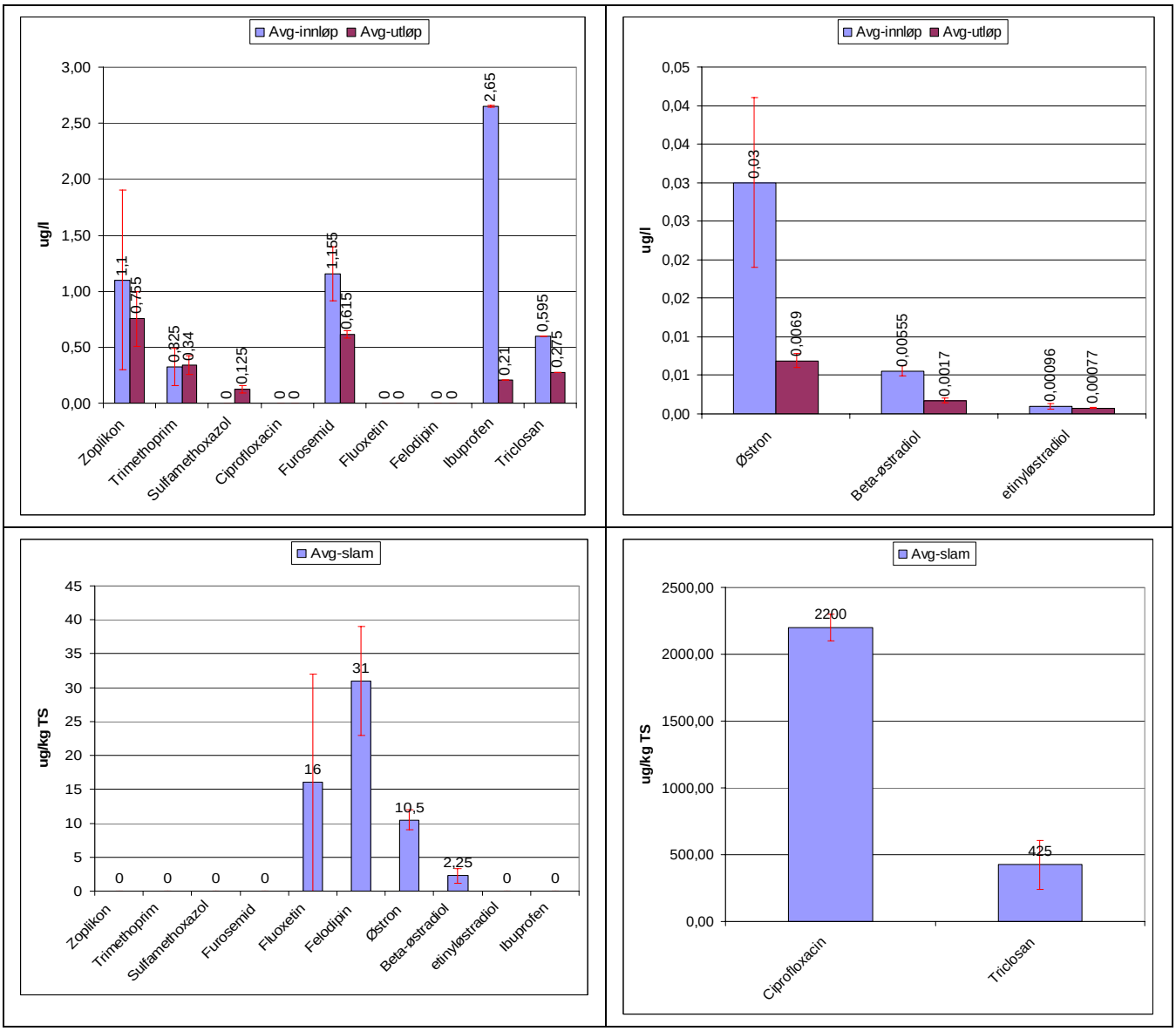
Tabell 17. Detekterte legemidler og kosmetikk i slam (µg/kg TS) og og innløps- og utløpsvann (µg/l) fra VEAS renseanlegg.

Forbindelse	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**
Dato	04.10.05	04.10.05	04.10.05	24.10.05	24.10.05	24.10.05
Zoplikon	1,9	1,0	-	0,30	0,51	-
Trimethoprim	0,49	0,43	-	0,16	0,26	-
Sulfamethoxazol	-	0,16	-	-	0,092	-
Ciprofloxacin	-	-	2100	-	-	2300
Furosemid	1,4	0,58	-	0,91	0,65	-
Fluoxetin	-	-	-	-	-	32
Felodipin	-	-	39	-	-	23
Østron	0,041	0,0078	9	0,019	0,0060	12
Beta-østradiol	0,0062	0,0020	3,3	0,0049	0,0014	1,2
Etinyløstradiol	0,0013	0,00081	<2	0,00062	0,00073	-
Ibuprofen	2,9	0,18	-	2,4	0,24	-
Triklosan	0,41	0,12	610	0,78	0,43	240
TOC (g/kg TS)	i.a	i.a	154	i.a	i.a	156

-: under deteksjonsgrensen

i.a: ikke analysert

I Figur 11 er gjennomsnittlige konsentrasjoner av de detekterte forbindelsene i innløp- og utløpsvann samt slam vist. Sulfamethoxazol er ikke påvist i innløpsvann men i utløpsvann. Etinyløstradiol har høyere konsentrasjon i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann i en av de to prøvene. Fluoxetin er ikke påvist i slammet i en av prøvene men er påvist i en konsentrasjon på 32 µg/kg TS i den andre prøven.



Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av forbindelsene detektert i innløpsvann, utløpsvann eller slam, VEAS renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i utløpsvannet blir konsentrasjonene ut fra VEAS som vist i Tabell 18. Usikkerhetene i analysene er ikke inkludert.

Tabell 18. Konsentrasjoner i utløpsvann fra VEAS renseanlegg (µg/l).

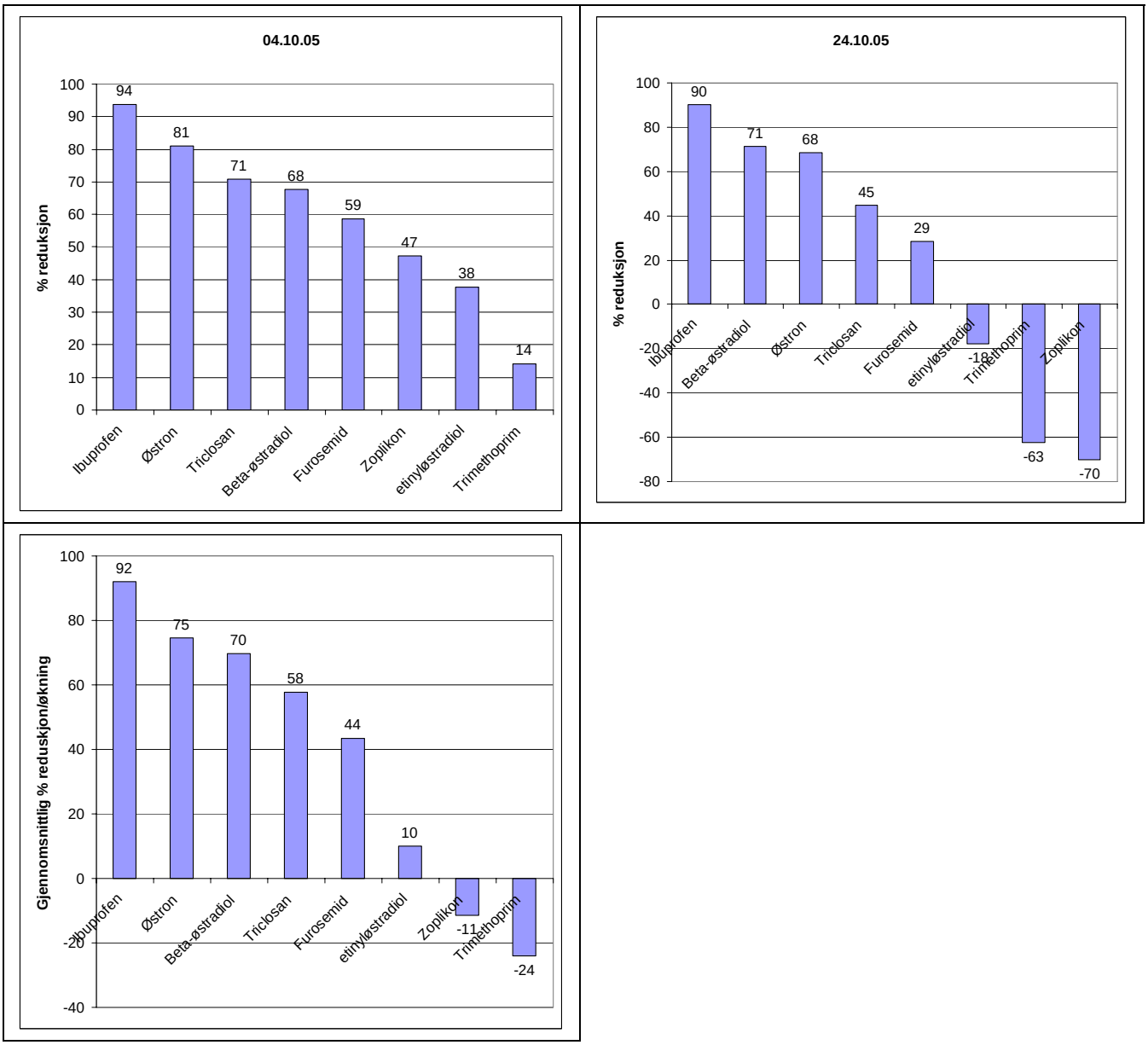
Forbindelse	**Presisjon i analysene (%)**	**Konsentrasjoner (µg/l)**	
		Maksimum	**Minimum**
Zoplikon	20-40	1	0,51
Trimethoprim	10-25	0,42	0,26
Sulfamethoxazol	10-25	0,16	0,09
Furosemid	10-40	0,65	0,58
Østron	25	0,0078	0,006
Beta-østradiol	20	0,002	0,0014
Etinyløstradiol	20	0,00081	0,00073
Ibuprofen	15-30	0,24	0,18
Triklosan	10-50	0,43	0,12

VEAS renseanlegg behandlet ca. 106 millioner m^3 vann i 2004. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene til resipienten som vist i Tabell 19.

Tabell 19. Konsentrasjoner fra VEAS renseanlegg (kg/år).

Forbindelse	**Tilførsler (kg/år**	
	Maksimum	**Minimum**
Zoplikon	106	54
Trimethoprim	45	28
Sulfamethoxazol	17	10
Furosemid	69	61
Østron	1	1
Beta-østradiol	0	0
Etinyløstradiol	0	0
Ibuprofen	25	19
Triklosan	46	13

I Figur 12 er de prosentvise reduksjonene og økningene av konsentrasjonene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet vist.



Figur 12. Prosentvise reduksjoner av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, VEAS renseanlegg.

Det er relativt store reduksjoner av konsentrasjonene av ibuprofen (92 %) og østron (75 %) i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet i forhold til de andre forbindelsene. Østron er påvist i slammet mens ibuprofen ikke er påvist i slammet.

For beta-østradiol (70 %) og triklosan (58 %) er det middels store reduksjoner. Begge forbindelsene finnes i slammet. Gjennomsnittlig konsentrasjon av triklosan i slammet på 425 µg/kg TS er relativt høyt.

For furosemid (44 %) er det en liten til middels reduksjon. Furosemid er ikke påvist i slammet.

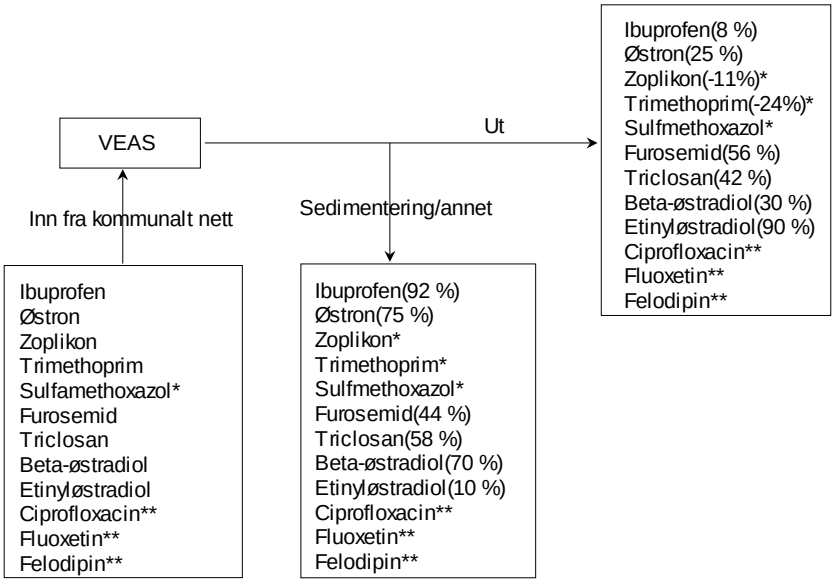
For etinyløstradiol (10 %) er den prosentvise reduksjonen av konsentrasjonen i utløpsvannet relativt liten. Etinyløstradiol er ikke påvist i slammet.

Sulfamethoxasol er påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet. Forbindelsen er ikke påvist i slammet.

Ciprofloxacin, fluoxetin og felodipin er påvist i slammet men ikke i spillvannet.

For zoplikon (- 11 %) og trimethoprim (-24 %) er gjennomsnittkonsentrasjonen høyere i utløpsvannet enn i innløpsvannet. Zoplikon og trimethoprim er ikke påvist ikke i slammet.

Basert på konsentrasjonene av de undersøkte forbindelsene i innløps- og utløpsvannet til VEAS blir stoffbudsjettet som vist i Figur 13.



- Forbindelsene har høyere konsentrasjon eller er bare påvist i utløpsvann

** Forbindelsene er bare påvist i slam

Figur 13. Stoffbudsjett VEAS renseanlegg.

7.2.1 Overflatevann i resipienten

På stasjonen ved utslippet fra VEAS renseanlegg (IOVE-01) er det bare påvist østron i overflatevannet i en konsentrasjon på 0,00078 µg/l.

På stasjonen som ligger mellom Gåsøya og Blakstad (JAMP-30B) som er lokalisert noen tusen meter fra utslippspunktet til VEAS er det påvist østron i overflatevann i en konsentrasjon på 0,00073 µg/l.

7.2.2 Sediment i resipienten

I likhet med overflatevann er det bare påvist østron i sedimentet på stasjonen ved utslippet fra VEAS renseanlegg (IOVE-01). Konsentrasjonen av østron på denne stasjonen var 0,60 µg/kg TS.

På stasjonen som ligger mellom Gåsøya og Blakstad (JAMP-30B) er det påvist østron i overflatevann i en konsentrasjon på 0,00073 µg/l, beta-østradiol (0,17 µg/kg TS) og triklosan (11 µg/kg TS).

7.3 Bøler avfallsplass, RA-2 og resipient

7.3.1 Bøler avfallsdeponi

Det er påvist fire forbindelser i sigevannet fra Bøler, ciprofloxacin, østron, beta-østradiol og ibuprofen. Det er ikke påvist noen av de undersøkte forbindelsene i sigevannsediment.

Tabell 20. Detekterte legemidler i sigevann (µg/l) og sigevannsediment (µg/kg TS), Bøler avfallsdeponi.

Forbindelse	Dato	Ciprofloxacin	Østron	Beta-østradiol	ibuprofen	TOC (g/kg TS)
Urenset sigevann	04.10.05	0,69	0,026	0,0023	1,3	i.a
Renset sigevann	04.10.05	-	0,0078	0,0024	1,0	i.a
Sigevannsediment	04.10.05	-	<1	-	-	136

-: under deteksjonsgrensen

i.a.: ikke analysert

Sigevannet fra Bøler blir ledet til Sentralrenseanlegget RA-2. Med utgangspunkt i de målte konsentrasjonene i renset sigevann fra Bøler blir konsentrasjonene til Sentralrenseanlegget RA-2 via sigevann fra Bøler som vist i Tabell 21.

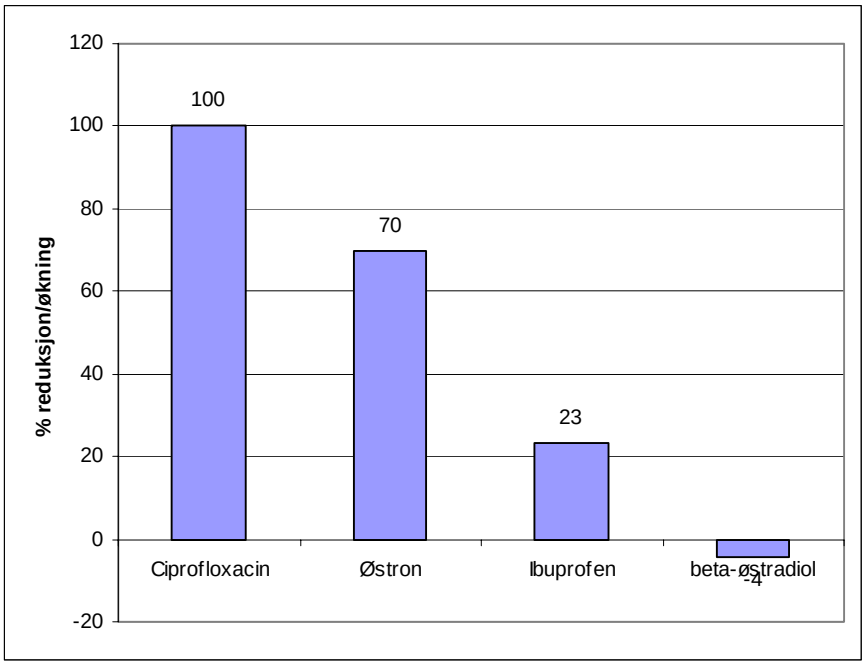
Tabell 21. Konsentrasjoner fra Bøler avfallsdeponi til Sentralrenseanlegget RA-2.

Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Maximum (µg/l)	Minimum (µg/l)
Østron	25	0,00195	0,00195
Beta-østradiol	20	0,00048	0,00048
Ibuprofen	10-35	1,0	1,0

Konsentrasjonen av østron er klart lavere i sigevannsutløpet enn i innløpet. Ciprofloxacin ble kun påvist i urenset sigevann.

Konsentrasjonen av ibuprofen er også lavere i utløpet sammenliknet med innløpet, mens beta-østradiol har en svak økning. Imidlertid er det en viss usikkerhet hvorvidt disse konsentrasjonsforskjellene er reelle tatt i betraktning usikkerhetene i analysene.

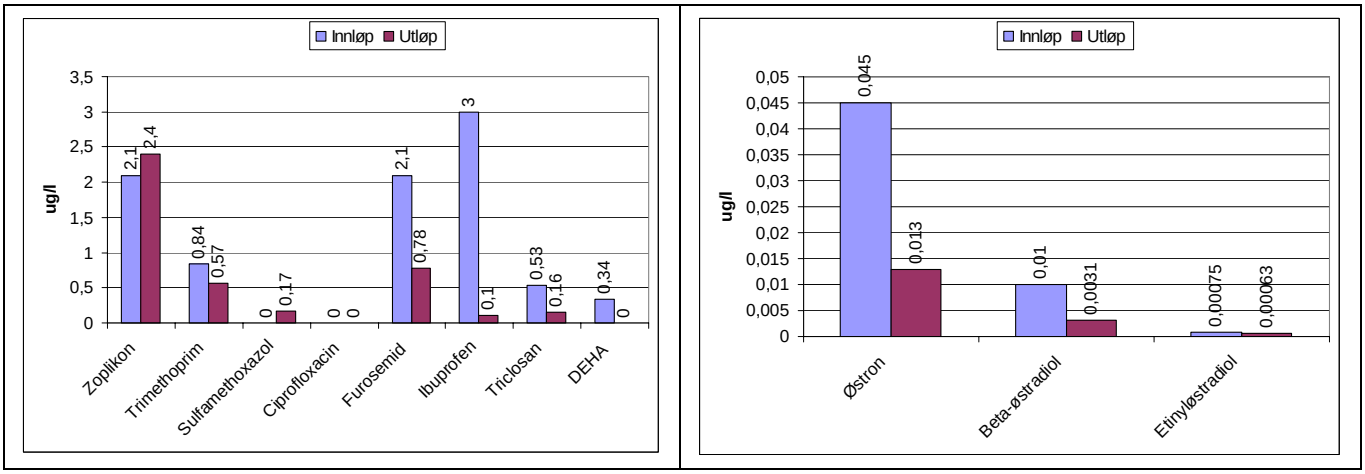
I Figur 14 er de prosentvise reduksjonene mellom urenset og renset sigevann vist.



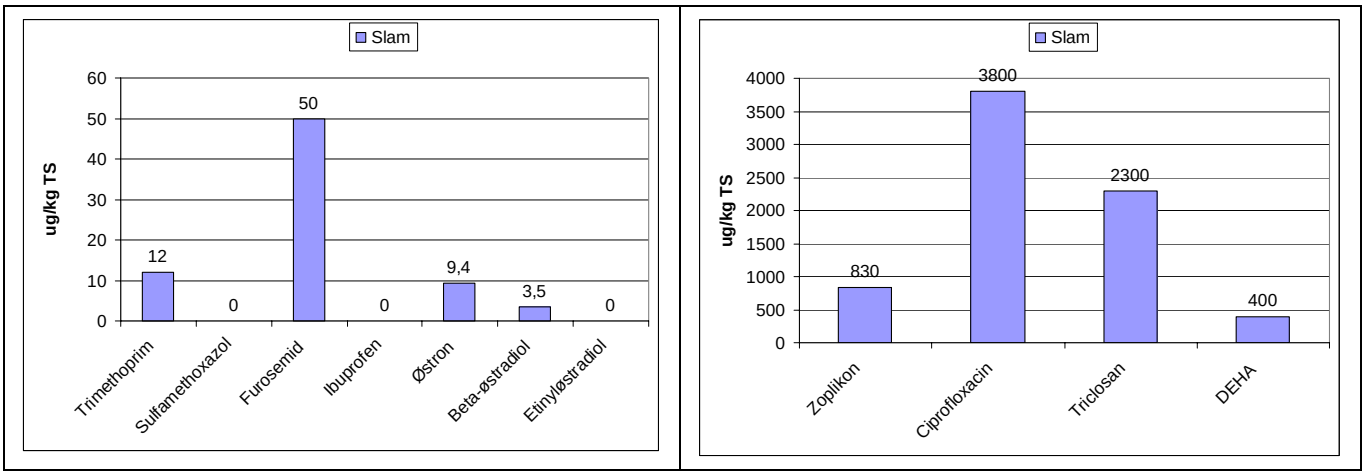
Figur 14. Prosentvis reduksjon av forbindelsene i urenset sammenliknet med renset sigevann, Bøler avfallsdeponi.

7.3.2 Sentralrenseanlegget RA-2

I Figur 15 er konsentrasjoner av de detekterte forbindelsene i innløp- og utløpsvann samt slam vist. Det er ikke påvist esomeprazol, sulfadizin, sulfamethizol, enrofloxacin, linezolid, paroxetin, fluoxetin, budesonid, felodipin, BHA eller musk T i noen av prøvene fra RA-2. Deteksjonsgrensen for BHA på 150 µg/kg TS i slam var relativt høy.



Figur 15. Konsentrasjoner av forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann eller slam, Sentralrenseanlegget RA-2.



Figur 15 fortsetter.

Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i utløpsvannet blir konsentrasjonene ut fra Sentralrenseanlegget RA-2 som vist i Tabell 22. Usikkerhetene i analysene er ikke inkludert.

Tabell 22. Tilførsler fra Sentralrenseanlegget RA-2.

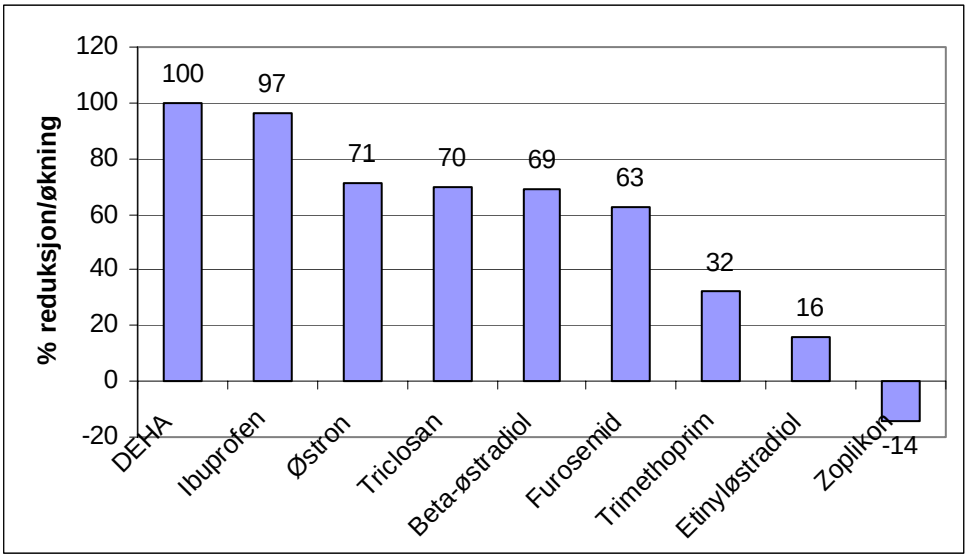
Forbindelse	**Usikkerhet i analysene (%)**	**Konsentrasjoner (µg/l)**
Zoplikon	20-40	2,4
Trimethoprim	10-25	0,57
Sulfamethoxazol	10-25	0,17
Furosemid	10-40	0,78
Ibuprofen	15-30	0,1
Østron	25	0,013
Beta-østradiol	20	0,0031
Etinyløstradiol	20	0,00063
Triklosan	10-50	0,16

Sentralrenseanlegget RA-2 behandlet ca. 14 millioner m^3 vann i 2004. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene til resipienten som vist i Tabell 23.

Tabell 23. Tilførsler fra Sentralrenseanlegget RA-2 (kg/år).

Forbindelse	Tilførsler (kg/år)
Zoplikon	34
Trimethoprim	8
Sulfamethoxazol	2
Furosemid	11
Ibuprofen	1
Østron	0
Beta-østradiol	0
Etinyløstradiol	0
Triklosan	2

I Figur 16 er de prosentvise reduksjonene og økningene av konsentrasjonene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet.



Figur 16. Prosentvis reduksjon/økning av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, Sentralrenseanlegget RA-2.

DEHA er påvist i innløpsvannet men ikke i utløpsvannet. DEHA er også påvist i slammet med en konsentrasjon på 400 µg/kg TS.

For ibuprofen (97 %) og østron (71 %) er det relativt store reduksjoner av konsentrasjonene mellom innløps- og utløpsvann. Ibuprofen er ikke påvist i slammet mens østron er påvist i en konsentrasjon på 9,4 µg/kg TS.

Det er relativt middels til store reduksjoner av triklosan (70 %) og beta-østradiol (69 %) i renseanlegg RA-2. Triklosan er påvist i slammet i relativt høy konsentrasjon (2300 µg/kg TS). Beta-østradiol er også påvist i slammet (3,5 µg/kg TS).

Det er relativt små til middels reduksjoner av furosemid (63 %) og trimethoprim (32 %) mellom innløps- og utløpsvannet. Furosemid og trimethoprim er påvist i slammet i konsentrasjoner på henholdsvis 50 µg/kg TS og 12 µg/kg TS.

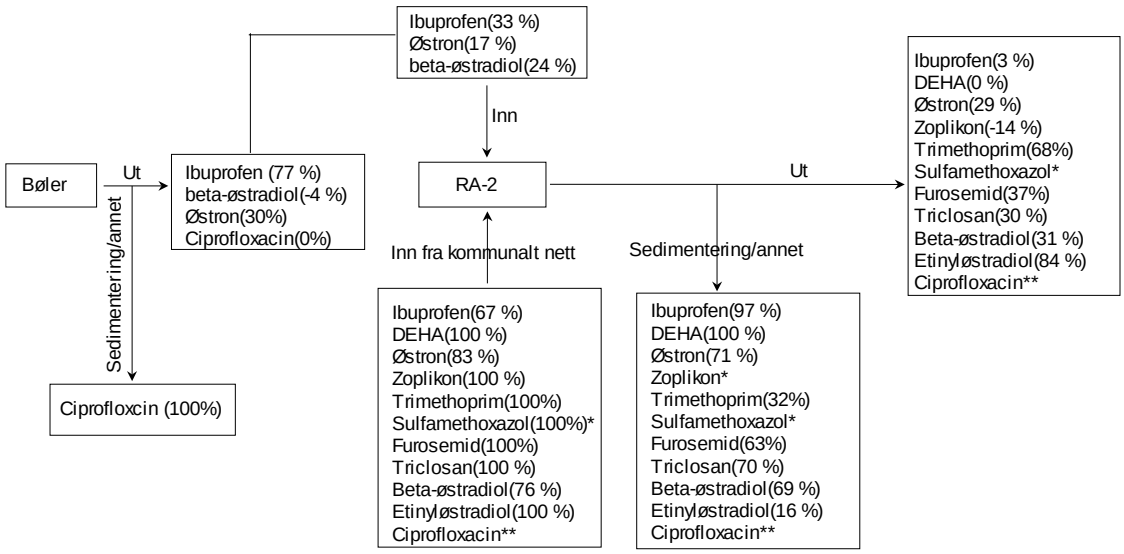
Det er en relativt liten reduksjon av etinyløstradiol (16 %) i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet. Etinyløstradiol er ikke påvist i slammet.

Sulfamethoxazol er påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet. Sulfamethoxazol er heller ikke påvist i slammet.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av zoplikon er høyere i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet. Reduksjonen av zoplikon (-14 %) er relativt liten. Zoplikon er påvist i slammet (830 µg/kg TS).

Ciprofloxaxin er ikke påvist i utløps- eller innløpsvannet. Konsentrasjonen av ciprofloxacin i slammet på 3800 µg/kg TS er relativt høyt.

Basert på tilførslene fra Bøler avfallsdeponi og tilførslene fra RA-2 til resipienten (Nitelva og Øyeren) blir stoffbudsjettet som vist i Figur 17.



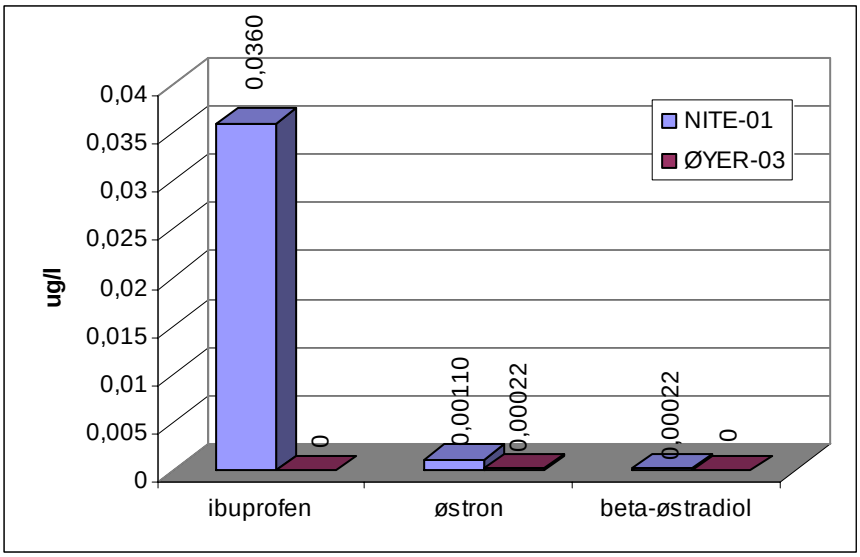
* Forbindelsene har høyere konsentrasjon eller er bare påvist i utløpsvann

** Forbindelsene er bare påvist i slam

Figur 17. Stoffbudsjett Sentralrenseanlegget RA-2.

7.3.3 Overflatevann i resipienten

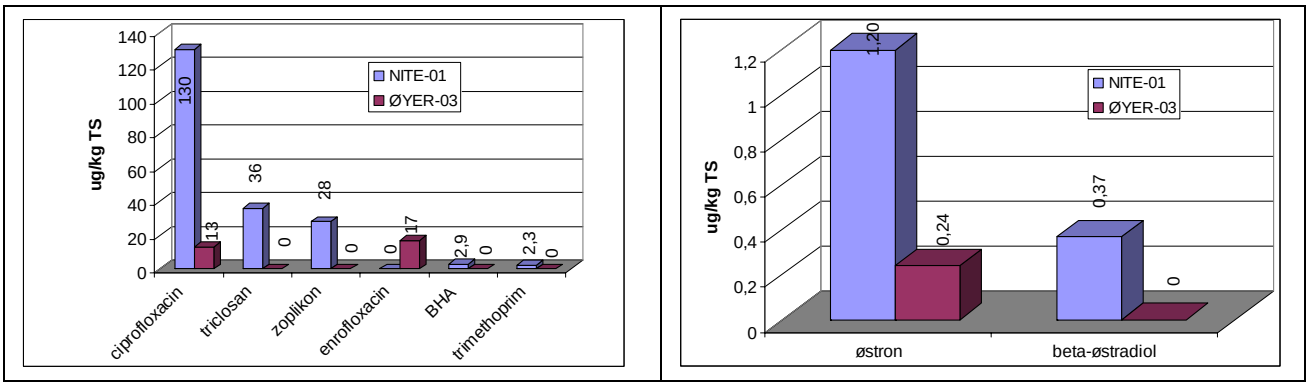
Stasjonen i Nitelva (NITE-01) ligger rett nedstrøms utslippspunktet til Sentralrenseanlegget RA-2. Nitelva renner videre til Øyeren hvor en annen stasjon (ØYER-03) for overflatevann er lokalisert Øyeren hovedbasseng. På stasjonen i Nitelva (NITE-01) er det påvist østron, beta-østradiol og ibuprofen. På stasjonen i Øyeren er det bare påvist østron. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene er vist i Figur 18.



Figur 18. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i overflatevann i Nitelva (NITE-01) og Øyeren hovedbasseng (Øyer-03).

7.3.4 Sediment i resipienten

I Figur 19 er konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i sediment på stasjonene i Nitelva og Øyeren vist.



Figur 19. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene på prøvetakingstasjonen i Nitelva (NITE-01) og Øyeren (Øyer-03).

7.4 Tønsberg fyllplass, Tønsbergsfjorden Avløpsutvalg (TAU) og resipient

7.4.1 Tønsberg fyllplass (Taranrød)

Det er påvist to forbindelser i sigevannet fra Tønsberg fyllplass, henholdsvis østron og ibuprofen. Østron er også påvist i sigevannssediment.

Tabell 24. Iboprofen og østron i sigevann (µg/l) og sigevannsediment (µg/kg TS), Tønsberg fyllplass.

Forbindelse	Dato	Østron	ibuprofen	TOC (g/kg TS)
Urenset sigevann	21.09.05	0,012	0,95	i.a
Renset sigevann	21.09.05	0,0087	1,3	i.a
Sigevannsediment	21.09.05	0,60	-	59,9

-: under deteksjonsgrensen

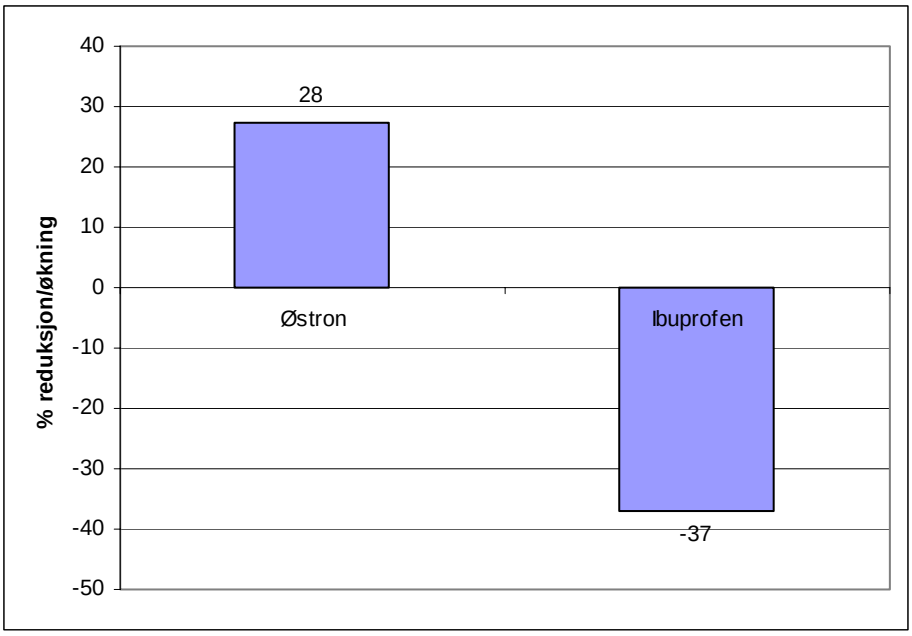
i.a.: ikke analysert

Sigevannet fra Tønsberg fyllplass blir ledet til TAU renseanlegg. Med utgangspunkt konsentrasjonen i renset sigevann (vann ut fra deponiet) blir konsentrasjonen til TAU renseanlegg via sigevann fra Tønsberg fyllplass som vist i Tabell 25. Usikkerhetene i analyseresultatene er ikke inkludert.

Tabell 25. Konsentrasjoner fra Tønsberg fyllplass til TAU renseanlegg.

Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjon (µg/l)
Østron	25	0,0087
Ibuprofen	10-35	1,3

I Figur 20 er de prosentvise konsentrasjonsforskjellene mellom sigevannsinnløpet og sigevannsutløpet vist. Den lavere konsentrasjonen av østron og den høyere konsentrasjonen av ibuprofen i renset sigevann er usikkert usikkerheten i analysene tatt i betraktning.



Figur 20. Prosentvis reduksjon mellom urerenset og renset sigevann, Tønsberg fyllplass. Negative tall angir økning.

7.4.2 Tønsbergfjordens avløpsutvalg (TAU) renseanlegg

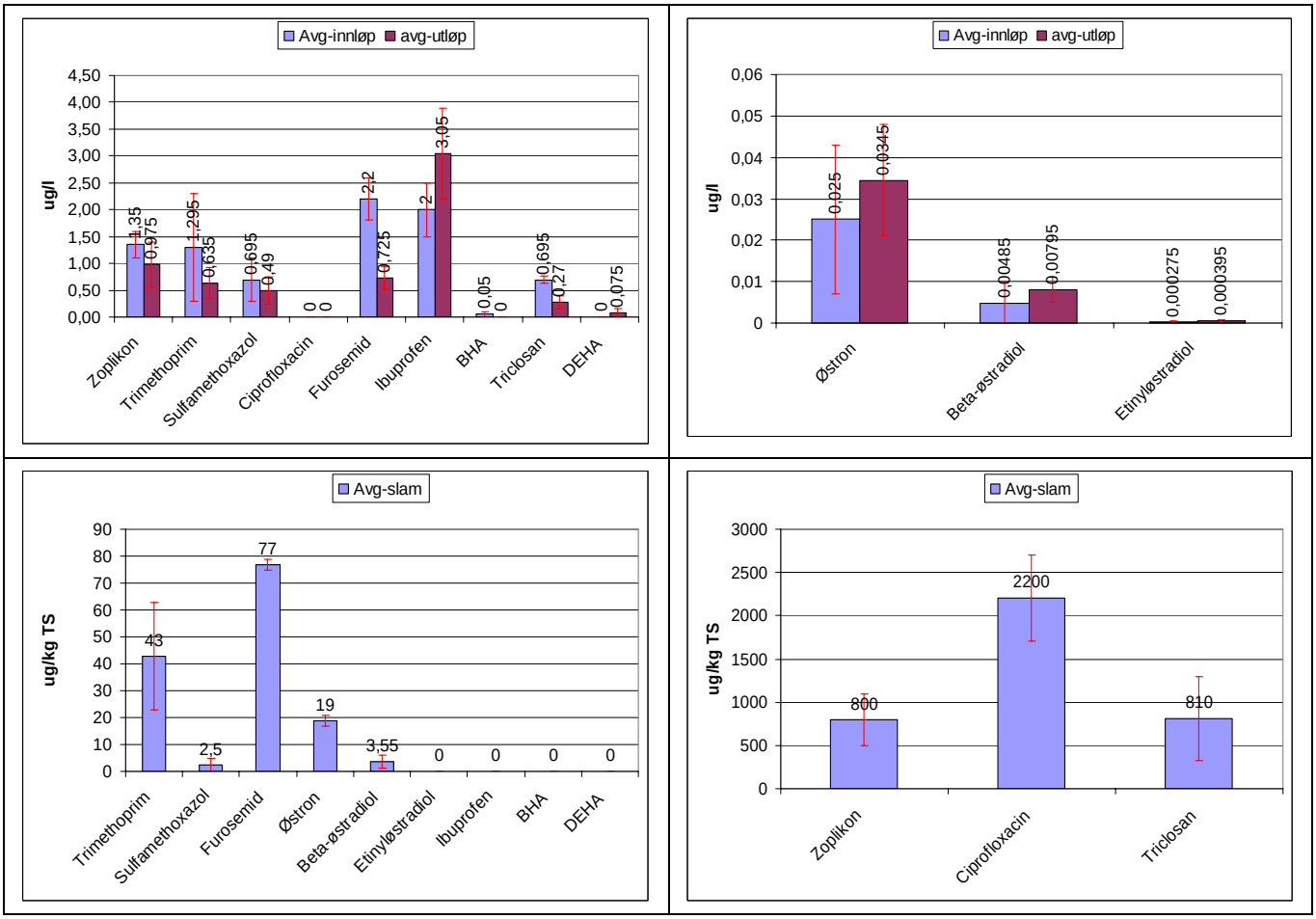
I Tabell 26 er påviste legemidler og kosmetikk i inn- og utløpsvann samt slam fra TAU renseanlegg presentert. Til sammen 12 forbindelser ble detektert, mens 11 forbindelser ikke ble påvist. Det er ikke påvist esomeprazol, sulfadiazin, sulfamethizol, enrofloxacin, linezolid, paroxetin, fluoxetin, budesonid, felodipin, østron og musk T i noen av prøvene fra TAU.

Tabell 26. Detekterte legemidler og kosmetikk i slam (µg/kg TS) og innløps- og utløpsvann (µg/l), TAU renseanlegg.

Forbindelse	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**
Dato	21.09.05	21.09.05	21.09.05	17.10.05	17.10.05	17.10.05
Zoplikon	1,1	0,55	1100	1,6	1,4	500
Trimethoprim	0,29	0,35	63	2,3	0,92	23
Sulfamethoxazol	0,29	0,24	5	1,1	0,74	-
Ciprofloxacin	-	-	2700	-	-	1700
Furosemid	1,8	0,51	79	2,6	0,94	75
Østron	0,043	0,048	17	0,0070	0,021	21
Beta-østradiol	0,0097	0,011	5,9	<0,015	0,0049	1,2
Etinyløstradiol	0,00055	0,00079	<3	<0,015	<0,0005	<2
Ibuprofen	1,5	2,2	-	2,5	3,9	-
BHA	0,1	-	-	-	-	<100
Triklosan	0,76	0,39	1300	0,63	0,15	320
DEHA	<0,3	-	<300	<0,4	0,15	<200
TOC (g/kg TS)			355			315

I Figur 21 er gjennomsnittlige konsentrasjoner av de detekterte forbindelsene i innløp- og utløpsvann samt slam vist.

Beta-østradiol er påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet i prøven tatt 17.10.05. Imidlertid er deteksjonsgrensen for innløpsvannet (<0,015 µg/l) høyere enn den påviste konsentrasjonen i utløpsvannet (0,0049 µg/l). Likeledes er DEHA påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet samme dato, men også her er deteksjonsgrensen for innløpsvannet (<0,4 µg/l) høyere enn den påviste konsentrasjonen i utløpsvannet (0,15 µg/l).



Figur 21. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av de detekterte forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann eller slam, TAU renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i utløpsvannet blir konsentrasjonene ut fra TAU renseanlegg som vist i Tabell 27. Usikkerhetene i analysene er ikke inkludert.

Tabell 27. Tilførsler fra TAU renseanlegg (µg/l).

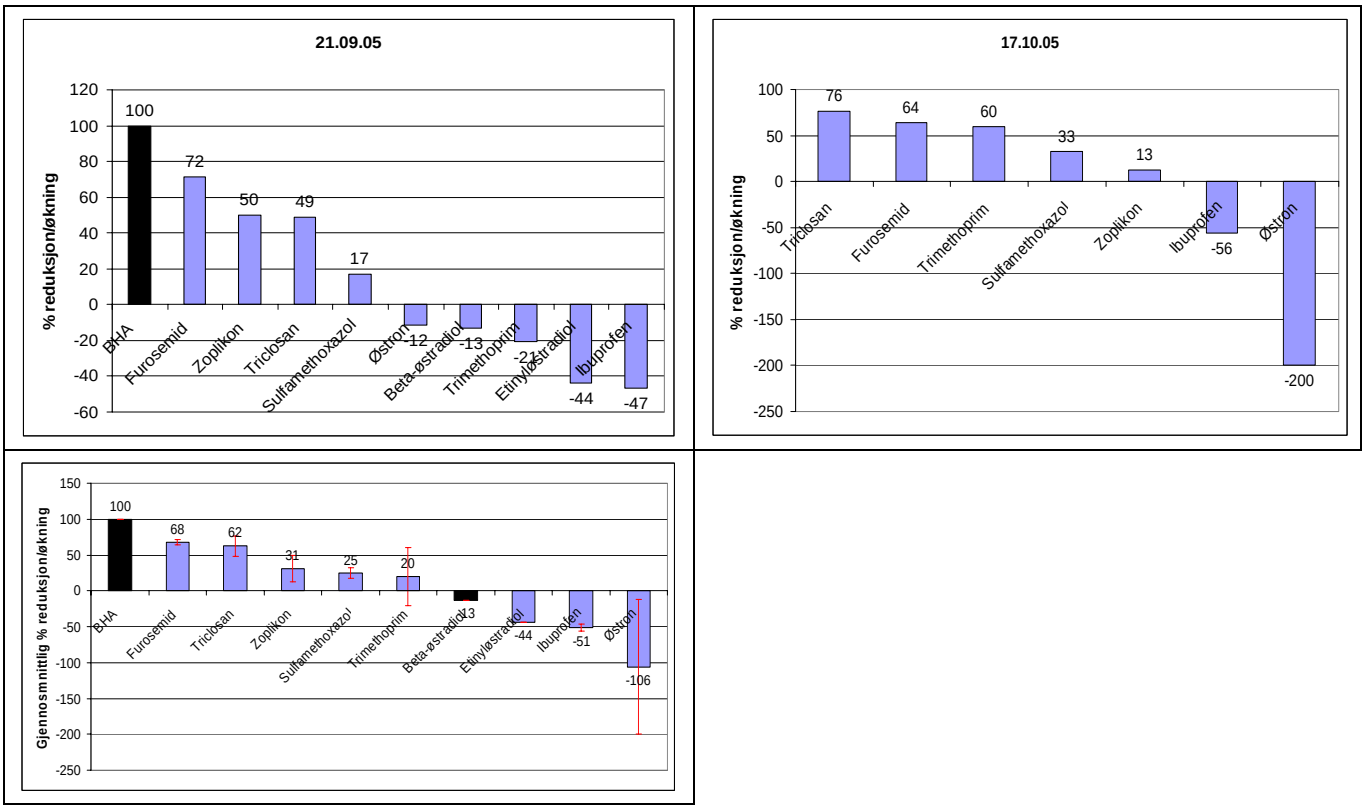
Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjoner (µg/l)	
		Maksimum	Minimum
Zoplikon	20-40	1,40	0,55
Trimethoprim	10-25	0,92	0,35
Sulfamethoxazol	10-25	0,74	0,24
Furosemid	10-40	0,94	0,51
Østron	25	0,048	0,021
Beta-østradiol	20	0,011	0,0049
Etinyløstradiol	20	0,00079	0
Ibuprofen	15-30	3,90	2,20
Triklosan	10-50	0,39	0,15
DEHA	10-35	0,15	0

TAU renseanlegg behandlet ca. 13,22 millioner m^3 vann i 2004. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene til resipienten som vist i Tabell 28.

Tabell 28. Tilførsler fra TAU renseanlegg (kg/år).

Forbindelse	Tilførsler (kg/år)	
	Maksimum	Minimum
Zoplikon	19	7
Trimethoprim	12	5
Sulfamethoxazol	10	3
Furosemid	12	7
Østron	1	0
Beta-østradiol	0	0
Etinyløstradiol	0	0
Ibuprofen	52	29
Triklosan	5	2
DEHA	2	0

I Figur 22 er prosentvis økning eller reduksjon av konsentrasjonene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet for de påviste forbindelsene. DEHA er ikke inkludert i figuren da deteksjonsgrensen for innløpsvannet var høyere enn den målte konsentrasjonen i utløpsvannet 17.10.05. BHA er påvist i innløpsvann tatt 21.09.05 i en konsentrasjon på 0,1 µg/l som er deteksjonsgrensen. BHA er ikke påvist i utløpsvann samme dato som betyr at det er usikkerheter relatert til det oppgitte tallet på 100 % reduksjon.



Figur 22. Prosentvis reduksjon/økning av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, TAU renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall. Sorte søyler indikerer usikre tall.

BHA er påvist i innløpsvannet men ikke i utløpsvannet. BHA er ikke påvist i slammet. Tallene er usikre da konsentrasjonen i innløpsvannet var 0,1 µg/l (deteksjonsgrensen) mens i utløpsvannet var konsentrasjonen under deteksjonsgrensen (<0,1 µg/l)

For furosemid (68 %) er det en relativt stor reduksjon av konsentrasjonen mellom innløps- og utløpsvannet. Furosemid er påvist i slammet i konsentrasjoner på henholdsvis 79 µg/kg TS og 75 µg/kg TS (21.09.05 og 17.10.05).

For triklosan (62 %) er det en relativt middels til stor reduksjon. Triklosan er påvist i slammet i relativt høye konsentrasjoner, 1300 µg/kg TS og 320 µg/kg TS henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05.

For zoplikon (31 %) og sulfamethoxazol (25 %) er det relativt små til middels reduksjoner. Zoplikon er påvist i slammet i relativt høye konsentrasjoner, 1100 µg/kg TS og 500 µg/kg TS henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05. Sulfamethoxazol er påvist i slammet 21.09.05 (5 µg/kg TS) men ikke 17.10.05.

Det er en relativt liten reduksjon av trimethoprimkonsentrasjonen (20 %). Trimethoprim er påvist i slammet i konsentrasjoner på 63 µg/kg TS og 23 µg/kg TS henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05.

DEHA er påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet. Da deteksjonsgrensen for innløpsvannet (<0,4 µg/l) høyere enn den målte konsentrasjonen i utløpsvannet (0,15 µg/l) i den ene prøven hvor DEHA er påvist er tallene usikre. DEHA er ikke påvist i slammet.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av beta-østradiol er høyere i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, men konsentrasjonsforskjellen er relativt liten. Beta-østradiol er påvist i utløpsvannet og ikke i innløpsvannet i prøven tatt 17.10.05. Imidlertid er deteksjonsgrensen

(<0,015 µg/l) for innløpsvannet høyere enn den målte konsentrasjonen i utløpsvannet (0,0049 µg/l) og denne er ikke inkludert i beregningen. Beta-østradiol er påvist i slammet i konsentrasjoner på 5,9 µg/kg TS og 1,2 µg/kg TS henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05.

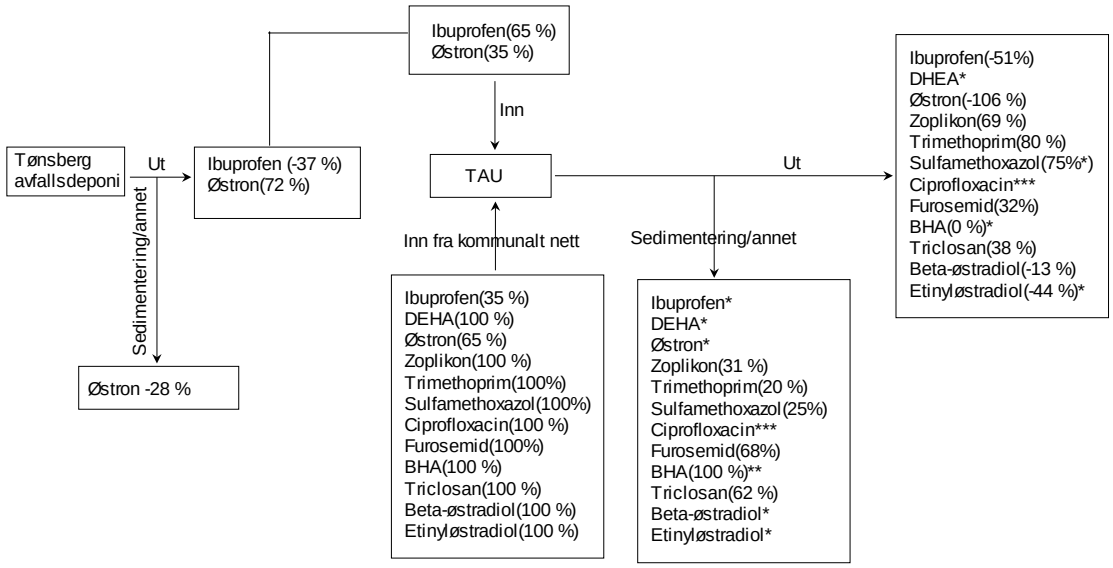
Konsentrasjonen av etinyløstradiol er høyere i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet i prøven tatt 21.09.05. Økningen i utløpsvannet er 44 % basert på resultatene.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av ibuprofen er høyere i utløpsvannet enn i innløpsvannet. Konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann er relativt middels til stor (-51 %). Ibuprofen er ikke påvist i slammet.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av østron er høyere i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann. Konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann er relativt stor. Østron er påvist i slammet i konsentrasjoner på 17 µg/kg TS og 21 µg/kg TS henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05

Ciprofloxacin er ikke påvist i innløps- eller utløpsvannet men i slammet. Konsentrasjonen av ciprofloxacin i slammet på 2700 µg/kg TS og 1700 µg/kg TS er henholdsvis 21.09.05 og 17.10.05 relativt høyt.

Basert på tilførslene fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) og tilførslene fra TAU til resipient (Oslofjorden) blir stoffbudsjettet som vist i Figur 23.



* Forbindelsene har høyere konsentrasjon eller er bare påvist i utløpsvann. Beta-østradiol er i tillegg usikker

** BHA er usikker

*** Forbindelsen er bare påvist i slam

Figur 23. Stoffbudsjett TAU renseanlegg.

7.4.3 Overflatevann i resipienten

Av de undersøkte forbindelsene er det bare påvist østron og beta-østradiol i overflatevann ved utslippet til TAU. Konsentrasjonene av østron og beta-østradiol var henholdsvis 0,00066 µg/l og 0,00011 µg/l.

7.4.4 Sediment i resipienten

I sedimentet på stasjonen utenfor utslippspunktet til TAU ca. 800 m utenfor Valløy er det påvist østron og ibuprofen, henholdsvis 0,1 µg/kg TS og 2,8 µg/kg TS. På stasjon TØ-02 sydøst for Vallø er det påvist enrofloxacin og østron, henholdsvis 11 og 0,21 µg/kg TS.

7.5 Rokke avfallsanlegg

Det er påvist seks av de undersøkte forbindelsene i sigevannet fra Rokke avfallsanlegg, henholdsvis linezolid, østron, beta-østradiol, etinyløstradiol, ibuprofen og DEHA.

Det var ikke mulig å ta prøver av sigevannssediment fra Rokke. Rensetrinnet hadde vært ute av drift en tid og det var bare grus/singel og plante/vegetasjonsrester i sedimenteringsbassenget.

Tabell 29. Legemidler og kosmetikk påvist i sigevann (µg/l) og sigevannsediment µg/kg TS), Rokke avfallsanlegg.

Forbindelse	Dato	Linezolid	Østron	Beta-østradiol	Etinyl-østradiol	ibuprofen	DEHA
Urenset sigevann	20.09.05	2,88	0,0063	0,0042	0,0028	-	-
Renset sigevann	20.09.05	0,66	0,0096	<0,015	<0,015	1,8	0,62

-: under deteksjonsgrensen

i.a.: ikke analysert

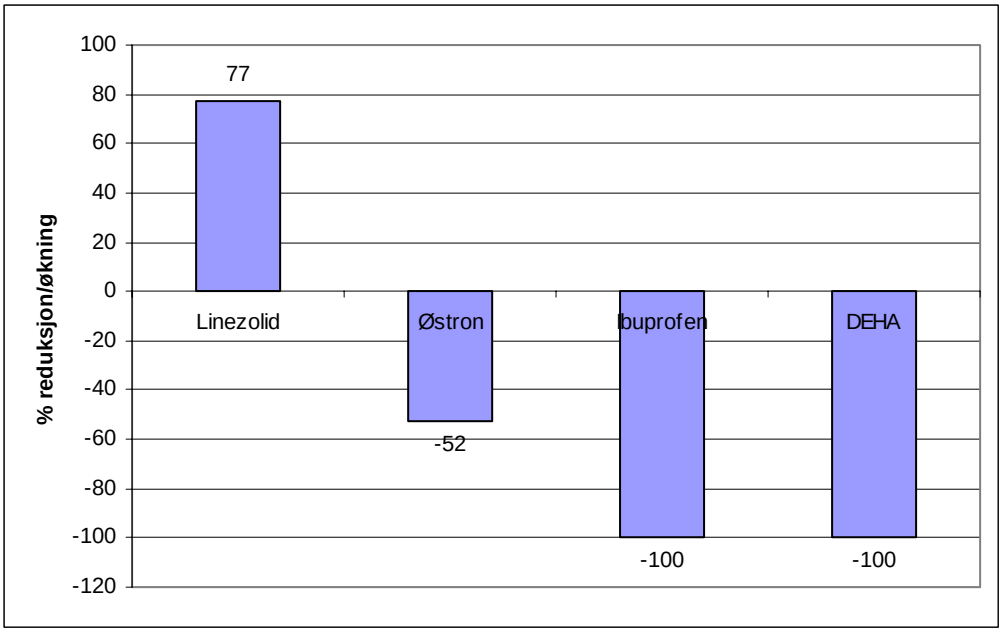
Sigevannet fra Rokke avfallsanlegg blir ledet til Unnebergbekken. Med utgangspunkt i den målte konsentrasjonen i renset sigevann (vann ut fra deponiet) fra Rokke blir konsentrasjonen til Unnebergbekken via sigevann fra Rokke som vist i Tabell 30.

Tabell 30. Konsentrasjoner i sigevann fra Rokke avfallsanlegg til Unnebergbekken.

Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjon i renset sigevann (µg/l)
Linezolid	10-40	0,66
Østron	25	0,0096
Beta-østradiol	20	-
Etinyløstradiol	20	-
Ibuprofen	10-35	1,8
DEHA	10-35	0,62

-: under deteksjonsgrensen

Prosentvis reduksjon mellom urenset og renset sigevann for de tre forbindelsene er vist i Figur 24. Beta-østradiol og etinyløstradiol er ikke vist da deteksjonsgrensen for utløpsvann var høyere enn de målte konsentrasjonene i innløpsvann. Usikkerheten i analysene tatt i betraktning er det sannsynligvis en reelt lavere konsentrasjon av linezolid i utløpet sammenliknet med innløpet. Likeledes er det sannsynlig at konsentrasjonene av ibuprofen og DEHA er høyere (negative verdier i Figur 24) i renset sigevann sammenliknet med urenset sigevann, usikkerheten i analysene tatt i betraktning. Når det gjelder østron er det usikkert om konsentrasjonsforskjellen mellom urenset og renset sigevann er en faktisk forksjell usikkerheten i analysene tatt i betraktning.



Figur 24. Prosentvis endring mellom urenset og renset sigevann, Rokke avfallsanlegg. Negative verdier angir økning etter rensetrinn.

7.6 Renseanlegget Remmendalen og resipient

I Tabell 31 er påviste legemidler og kosmetikk i inn- og utløpsvann samt slam fra Renseanlegget Remmendalen presentert. Til sammen ble 13 forbindelser påvist i innløpsvann, slam og/elelr utløpsvann. Ni forbindelser er ikke påvist; esomeprazol, sulfadizin, sulfamethizol, enrofloxacin, paroxetin, fluoxetin, budesonid, BHA og musk T**.**

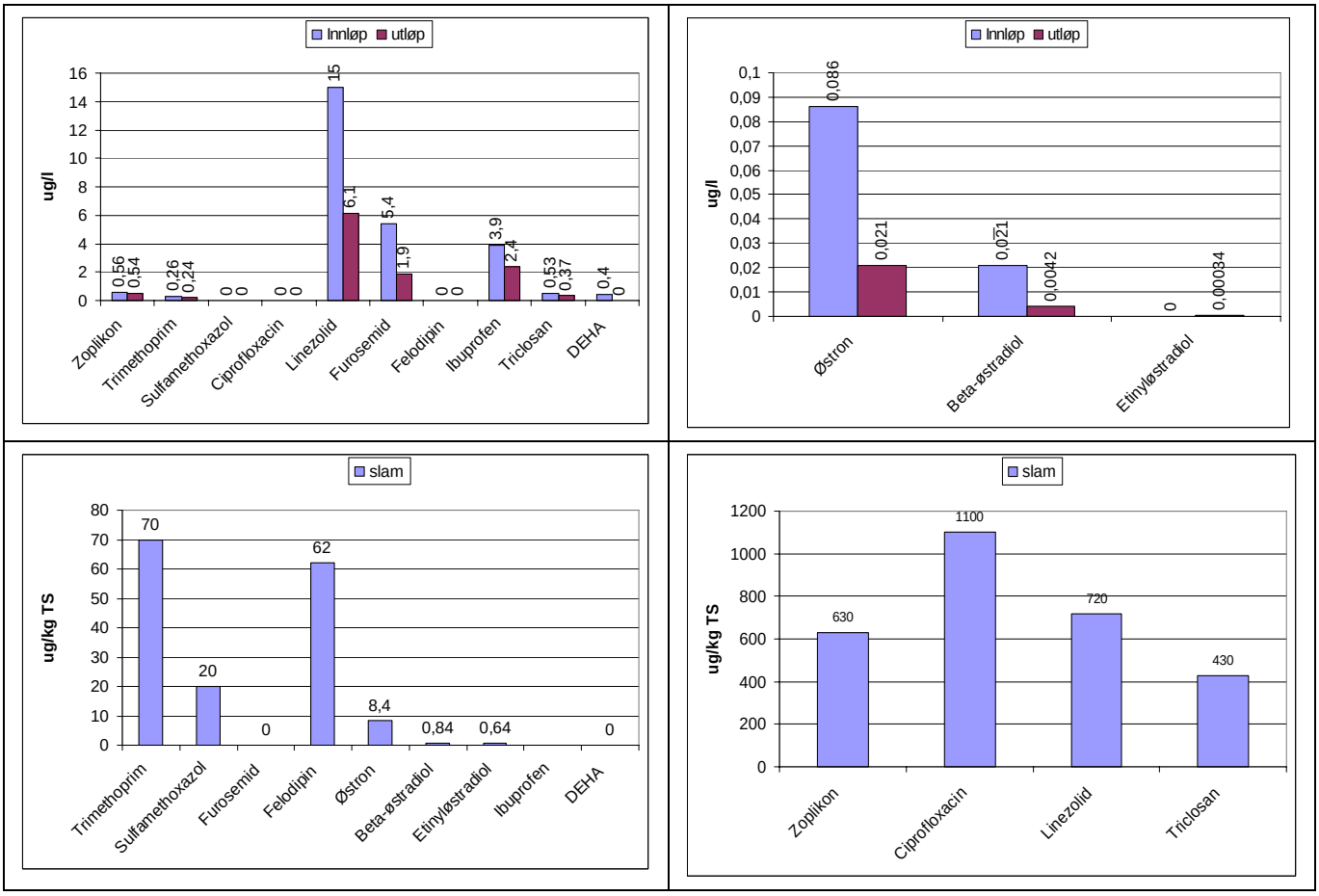
Tabell 31. Detekterte legemidler og kosmetikk i slam (µg/kg TS) og innløps- og utløpsvann (µg/l) fra Renseanlegget Remmendalen.

Forbindelse	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**
Dato	20.09.05	20.09.05	20.09.05
Zoplikon	0,56	0,54	630
Trimethoprim	0,26	0,24	70
Sulfamethoxazol	-	-	20
Ciprofloxacin	<0,3	-	1100
Linezolid	15	6,1	720
Furosemid	5,4	1,9	-
Felodipin	-	-	62
Østron	0,086	0,021	8,4
Beta-østradiol	0,021	0,0042	0,84
Etinyløstradiol	<0,001	0,00034	0,64
Ibuprofen	3,9	2,4	
Triklosan	0,53	0,37	430
DEHA	0,4	<0,2	<200
TOC (g/kg TS)	i.a	i.a	334

-: under deteksjonsgrensen

i.a: ikke analysert

I Figur 25 er konsentrasjonene av de detekterte forbindelsene i innløp- og utløpsvann samt slam vist. Etinyløstradiol er ikke påvist i innløpsvannet men deteksjonsgrensen var høyere (0,001 µg/l) enn konsentrasjonen i utløpsvannet (0,00034 µg/l).



Figur 25. Konsentrasjoner av de detekterte forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann eller slam, Renseanlegget Remmendalen.

I Tabell 32 er konsentrasjonene fra Renseanlegget Remmendalen til Iddefjorden vist. Usikkerheten i analysene er ikke tatt i betrakning.

Tabell 32. Tilførsler fra Renseanlegget Remmendalen (µg/l).

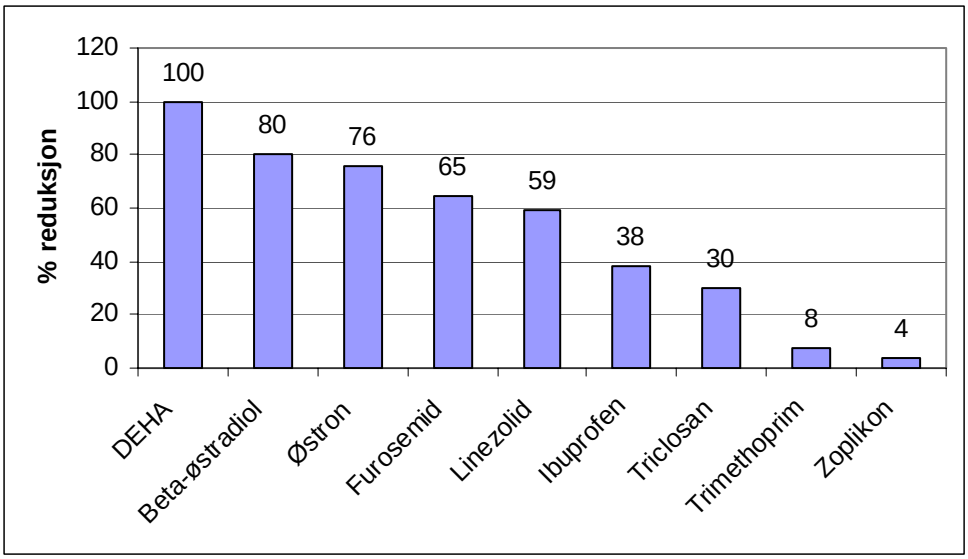
Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjoner (µg/l)
Zoplikon	20-40	0,54
Trimethoprim	10-25	0,24
Linezolid	10-40	6,1
Furosemid	10-40	1,9
Østron	25	0,021
Beta-østradiol	20	0,0042
Etinyløstradiol	20	0,00034
Ibuprofen	15-30	2,4
Triklosan	10-50	0,37

Renseanlegget Remmendalen behandlet ca. 5,5 millioner m^3 vann i 2004. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene til Iddefjorden som vist i Tabell 33.

Tabell 33. Tilførsler fra Renseanlegget Remmendalen (kg/år).

Forbindelse	Tilførsler (kg/år)
Zoplikon	3
Trimethoprim	1
Linezolid	34
Furosemid	10
Østron	0
Beta-østradiol	0
Etinyløstradiol	0
Ibuprofen	13
Triklosan	2

I Figur 26 er de prosentvise reduksjonene og økningene av konsentrasjonene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet vist. Etinyløstradiol er ikke detektert i innløpsvannet men i utløpsvannet og er derfor ikke inkludert i figuren.



Figur 26. Prosentvise reduksjoner av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet, Renseanlegget Remmendalen.

DEHA er påvist i innløpsvannet men ikke i utløpsvannet. Imidlertid var deteksjonsgrensen i utløpsvannet 0,2 µg/l som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. DEHA er ikke påvist i slammet.

Det er prosentvis relativt store reduksjoner av konsentrasjonene av østron (76 %) og beta-østradiol (80 %) mellom innløps- og utløpsvannet. Både østron og beta-østradiol er påvist i slammet.

For linezolid (59 %) og furosemid (65 %) er det relativt middels til store reduksjoner. Linezolid er påvist i slammet i relativt høy konsentrasjon (720 µg/kg TS). Furosemid er ikke påvist i slammet.

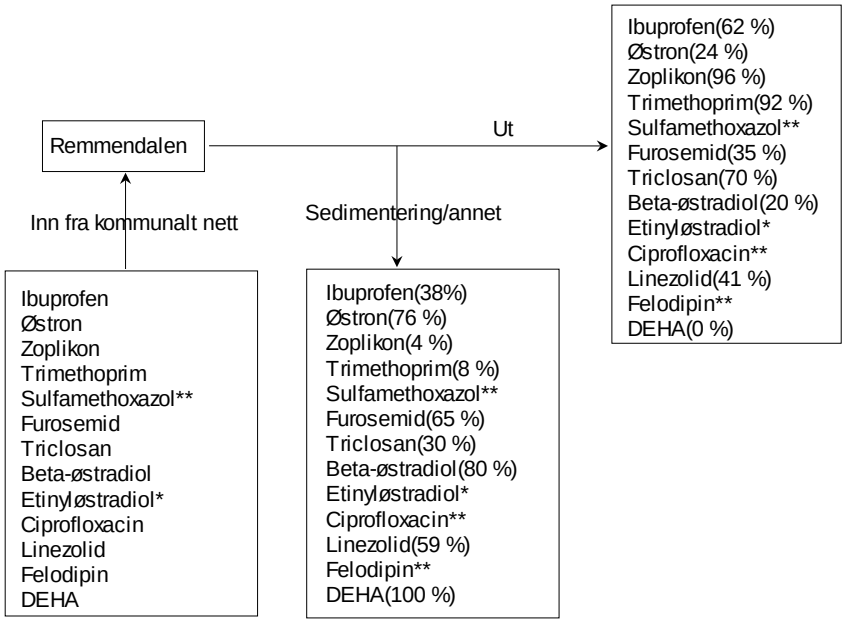
For ibuprofen (38 %) og triklosan (30 %) er reduksjonene relativt små til middels. Triklosan er påvist i slammet i en konsentrasjon på 430 µg/kg TS. Ibuprofen er ikke påvist i slammet.

For zoplikon (4 %) og trimethoprim (8 %) er reduksjonen av konsentrasjonene mellom innløps- og utløpsvannet relativt små. Både zoplikon og trimethoprim er påvist i slammet, henholdsvis 630 µg/kg TS og 70 µg/kg TS.

Etinyløstradiol er påvist i utløpsvannet men ikke i innløpsvannet. Deteksjonsgrensen i innløpsvannet var 0,001 µg/l som er høyere enn den målte konsentrasjonen i utløpsvannet noe som gjør tallene usikre. Etinyløstradiol er påvist i slammet.

Sulfamethoxazol, ciprofloxacin og felodipin er påvist i slammet men ikke i innløps- eller utløpsvann. Konsentrasjonene i slammet var henholdsvis 20 720 µg/kg TS, 1100 720 µg/kg TS og 62 µg/kg TS.

Remmendalen har ikke tilførsler fra det undersøkte deponient i Halden, Rokke avfallsanlegg. Basert på konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i innløps- og utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen blir stoffbudsjettet som vist i Figur 27.



* Forbindelsen er bare påvist i utløpsvann, usikker

** Forbindelsene er bare påvist i slam

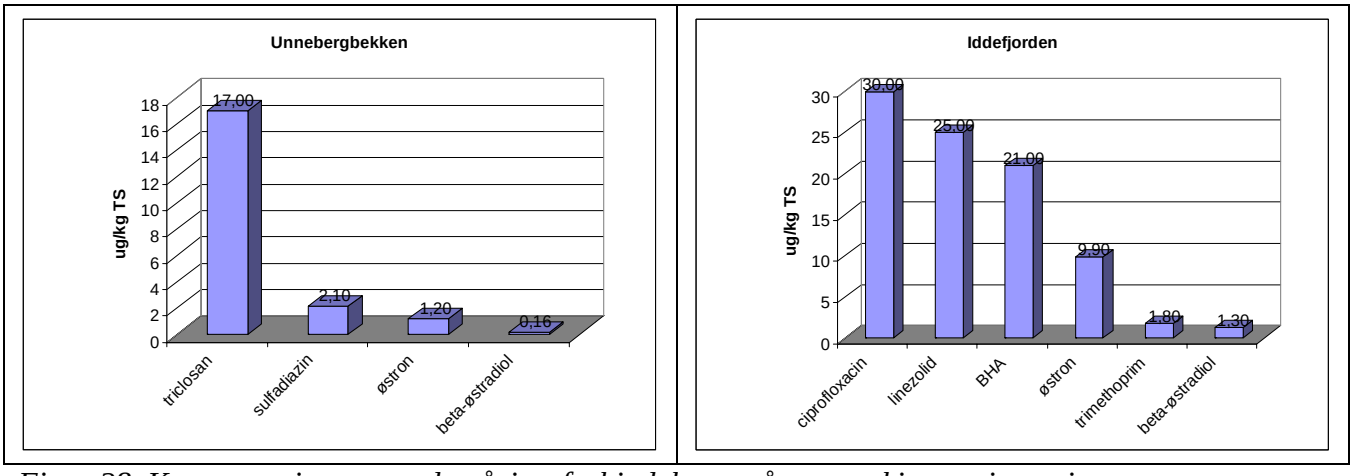
Figur 27. Stoffbudsjett Renseanlegget Remmendalen.

7.6.1 Overflatevann i resipient

Av de undersøkte forbindelsene er det bare påvist østron i overflatevann ved utslippet til Rokke avfallsplass i resipienten (Unnebergbekken). Konsentrasjonen var på 0,0010 µg/l. Det er ikke tatt overflateprøve i resipienten (Iddefjorden) til Renseanlegget Remmendalen

7.6.2 Sediment i resipient

I Figur 28 er konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i sedimentet i Unnebergbekken og Iddefjorden vist. Deteksjonsgrensen for triklosan (20 µg/kg TS), DEHA (20 µg/kg TS), musk T (20 µg/kg TS) og ibuprofen (4 µg/kg TS) i sediment i Iddefjorden var relativt høye.



Figur 28. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene på prøvetakingstasjonen i Unnebergbekken og Iddefjorden.

7.7 Lindum, Solumstrand og resipient

7.7.1 Lindum Ressurs og Gjenvinning

Sigevannet fra Lindum går ikke gjennom noen behandling, men samles opp i en pumpesump. Sedimenter er tatt fra bunnen i pumpesumpen. Sigevannsprøver er tatt fra utløpet i pumpesumpen. Dette vannet går til Solumstrand renseanlegg. Ingen prøver av sigevann inn til pumpesumpen ble tatt, da det ikke er noen "renseprosess". Rør kommer inn i pumpesumpen og vannet transporteres ubehandlet videre.

Det er påvist tre av de undersøkte forbindelsene i sigevannet fra Lindum: østron, beta-østradiol og ibuprofen. Østron og beta-østradiol er også påvist i slammet. Ibuprofen er ikke påvist i slammet.

Tabell 34. Ibuprofen, østron og beta-østradiol i sigevann (µg/l) og sigevannsediment (µg/kg TS), Lindum Ressurs og Gjenvinning.

Forbindelse	Dato	Østron	Beta-østradiol	ibuprofen
Sigevann	14.09.05	0,050	0,0025	0,61
Sigevannsediment	14.09.05	4,9	0,77	-

-: under deteksjonsgrensen

Det ble ikke påvist noen av de kosmetiske forbindelsene i sigevann fra Lindum.

Sigevannet fra Lindum blir ledet til Solumstrand renseanlegg. Med utgangspunkt i de målte konsentrasjonene i sigevannet fra Lindum blir konsentrasjonene til Solumstrand renseanlegge via sigevann fra Lindum som vist i Tabell 35. Usikkerheten i analysene er det ikke tatt hensyn til.

Tabell 35. Konsentrasjoner i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning til Solumstrand renseanlegg.

Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjon utløpsvann (µg/l)
Østron	25	0,050
Beta-østradiol	20	0,0025
Ibuprofen	10-35	0,61

7.7.2 Solumstrand renseanlegg

I Tabell 36 er påviste legemidler og kosmetikk i inn- og utløpsvann samt slam fra Solumstrand renseanlegg presentert. Til sammen 10 forbindelser er påvist i innløspvann, slam og/eller utløpsvann fra Solumstrand renseanlegg. Det er ikke påvist ezomeprazol, sulfadiazin, sulfamethizol, linezolid, enrofloxacin, paroxetin, fluoxetin budesonid, felodipin, BHA og musk T i noen av prøvene fra Solumstrand renseanlegg. Deteksjonsgrensen for BHA i innløps- og utløpsvann var forhøyet, henholdsvis <1 µg/l og <0,2 µg/l.

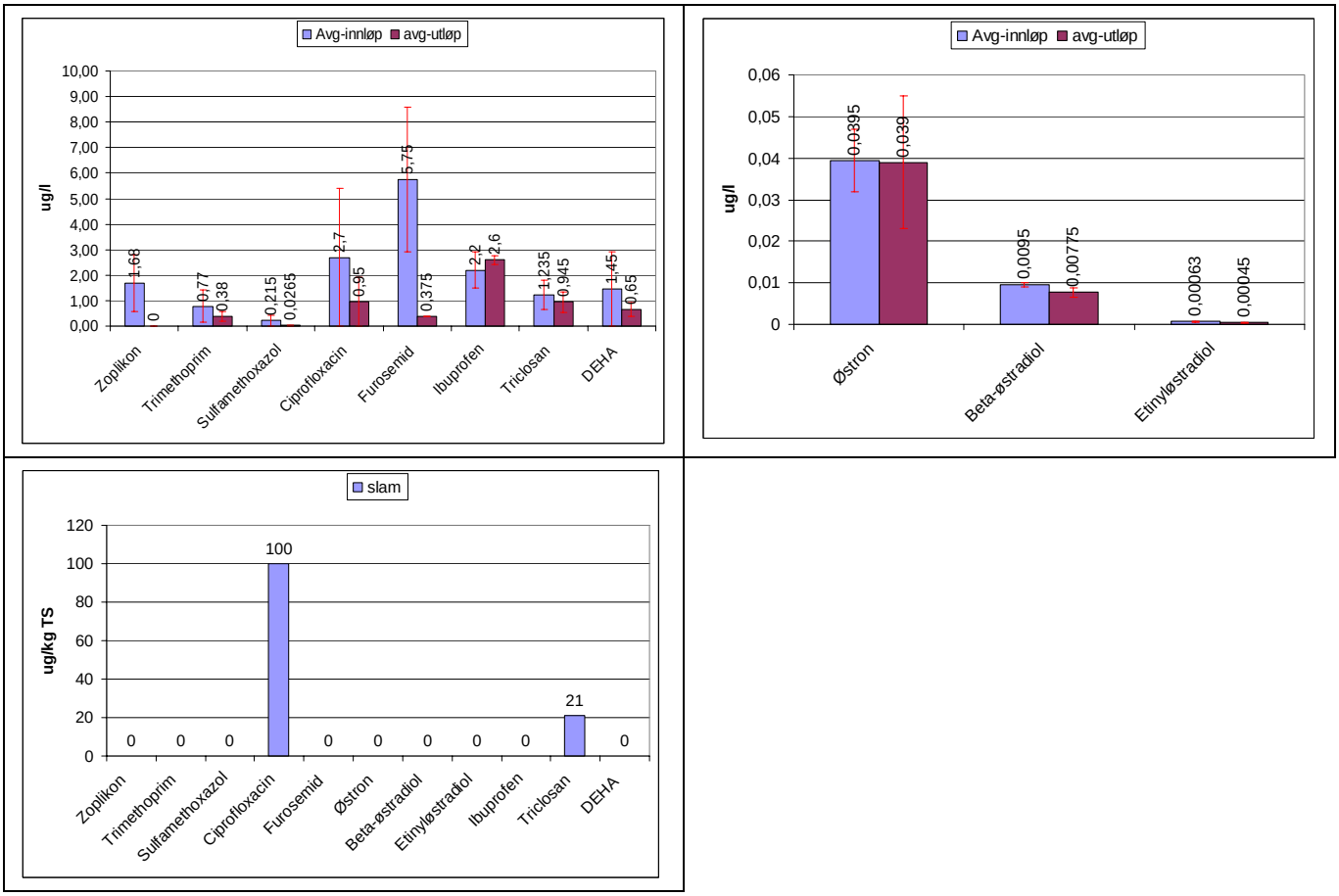
Tabell 36. Detekterte legemidler og kosmetikk i slam (µg/kg TS) og innløps- og utløpsvann (µg/l) fra Solumstrand renseanlegg.

Forbindelse	**Innløp**	**Utløp**	**Slam**	**Innløp**	**Utløp**
Dato	14.09.05	14.09.05	14.09.05	24.10.05	24.10.05
Zoplikon	2,8	-	-	0,56	-
Trimethoprim	1,4	0,58	-	0,14	0,18
Sulfamethoxazol	0,43	0,053	-	-	-
Ciprofloxacin	5,4	1,9	100	-	-
Furosemid	8,6	0,55	-	2,9	0,20
Østron	0,047	0,055	<2	0,032	0,023
Beta-østradiol	0,010	0,0089	<2	0,0090	0,0066
Etinyløstradiol	0,00046	0,00054	<2	0,00080	0,00036
Ibuprofen	1,5	3,0	-	2,9	2,2
Triklosan	0,67	0,69	21	1,8	1,2
DEHA	<0,4	1,3	-	2,9	< 1
TOC (g/kg TS)	i.a	i.a	110	i.a	i.a

-: under deteksjonsgrensen

i.a: ikke analysert

I Figur 29 er konsentrasjoner samt høyeste og laveste konsentrasjon i de to målseriene av de detekterte forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann og slam vist.



Figur 29. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av forbindelsene i innløpsvann, utløpsvann og slam, Solumstrand renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

Med utgangspunkt i høyeste og laveste konsentrasjon i utløpsvannet blir konsentrasjonene ut fra Solumstrand renseanlegg som vist i Tabell 37. Usikkerhetene i analysene er ikke inkludert.

Tabell 37. Konsentrasjoner i utløpsvann fra Solumstrand renseanlegg (µg/l).

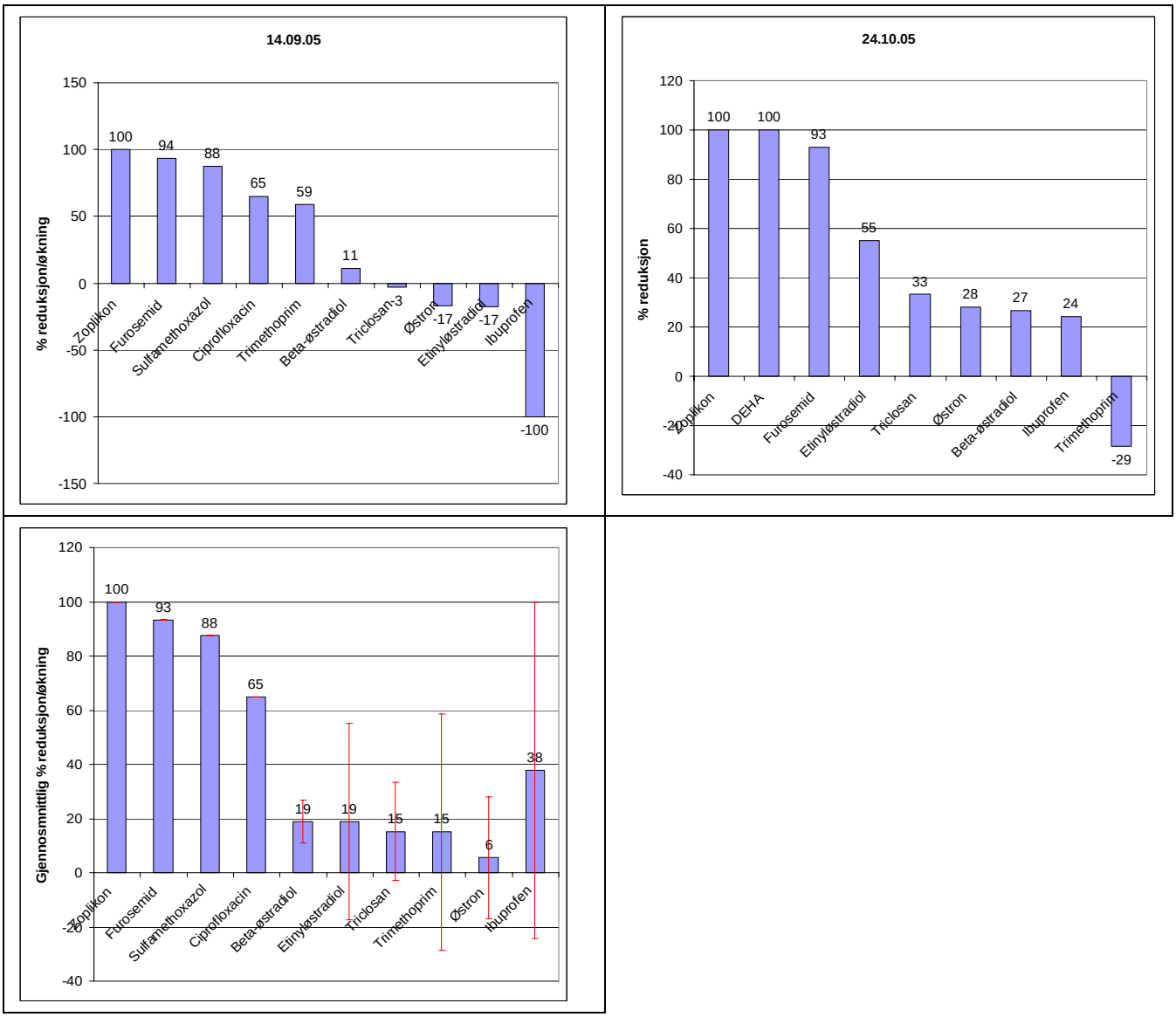
Forbindelse	Usikkerhet i analysene (%)	Konsentrasjoner (µg/l)	
		Maksimum	Minimum
Trimethoprim	10-25	0,58	0,18
Sulfamethoxazol	10-25	0,053	0
Ciprofloxacin	10-45	1,9	0
Furosemid	10-40	0,55	0,2
Østron	25	0,055	0,023
Beta-østradiol	20	0,0089	0,0066
Etinyløstradiol	20	0,00054	0,00036
Ibuprofen	15-30	3	2,2
Triklosan	10-50	1,2	0,69
DEHA	10-35	1,3	0

Solumstrand renseanlegg behandlet ca. 9 millioner m^3 vann i 2004. Basert på denne vannmengden blir de årlige potensielle tilførslene til resipienten som vist i Tabell 38.

Tabell 38. Tilførsler fra Solumstrand renseanlegg (kg/år).

Forbindelse	Tilførsler (kg/år)	
	Maksimum	Minimum
Trimethoprim	5	2
Sulfamethoxazol	0	0
Ciprofloxacin	17	0
Furosemid	5	2
Østron	0	0
Beta-østradiol	0	0
Etinyløstradiol	0	0
Ibuprofen	27	20
Triklosan	11	6
DEHA	12	0

I Figur 30 er de prosentvise reduksjonene av konsentrasjonene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet. DEHA er ikke detektert i innløpsvannet men i utløpsvannet 14.09.05 og er derfor ikke inkludert i figuren.



Figur 30. Prosentvise reduksjoner av forbindelsene i utløpsvannet sammenliknet med innløpsvannet for forbindelser påvist i både innløp- og utløpsvann, Solumstrand renseanlegg. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner er angitt som rødt intervall.

DEHA og zoplikon er påvist i innløpsvannet over detekterbare konsentrasjoner, men ikke i utløpsvannet. Imidlertid er DEHA påvist i utløpsvannet, men ikke i innløpsvannet, i prøven tatt 24.10.05. Ingen av de to forbindelsene er påvist i slammet.

De gjennomsnittlige prosentvise reduksjonene av konsentrasjonene av sulfamethoxazol (88 %) og furosemid (93 %) mellom innløps- og utløpsvann er relativt store sammenliknet med konsentrasjonen i innløpsvannet. Sulfamethoxazol og furosemid er ikke påvist i slammet.

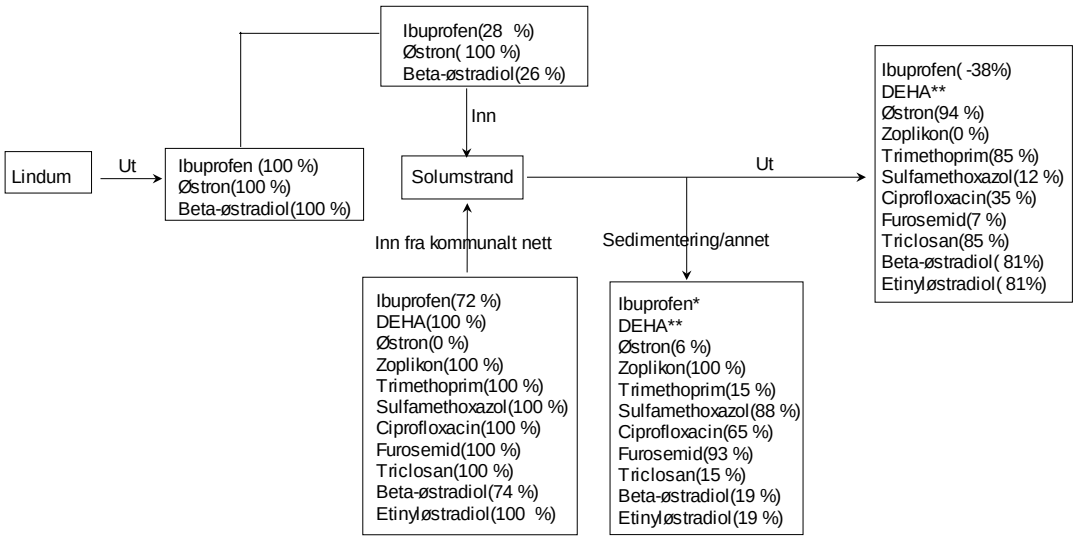
For ciprofloxacin (65 %) er den gjennomsnittlige prosentvise reduksjonen relativt middels til stor. Ciprofloxacin er påvist i slammet i relativt høy konsentrasjon (100 µg/kg TS).

For etinyløstradiol (19 %) og beta-østradiol (19 %) er reduksjonen mellom innløps- og utløpsvann relativt liten til middels. Etinyløstradiol og beta-østradiol er ikke påvist i slammet.

For trimethoprim (15 %), triklosan (15 %) og østron (6 %) er reduksjonene relativt små. Triklosan er påvist i slammet i en konsentrasjon på 21 µg/kg TS. Trimethoprim og østron er ikke påvist i slammet.

For ibuprofen (- 38 %) er det en gjennomsnittlig prosentvise økning av konsentrasjonen mellom innløps- og utløpsvannet. Ibuprofen er ikke påvist i slammet.

Basert på tilførslene fra Lindum og tilførslene fra Solumstrand til resipient (Drammensfjorden) blir stoffbudsjette som vist i Figur 31.



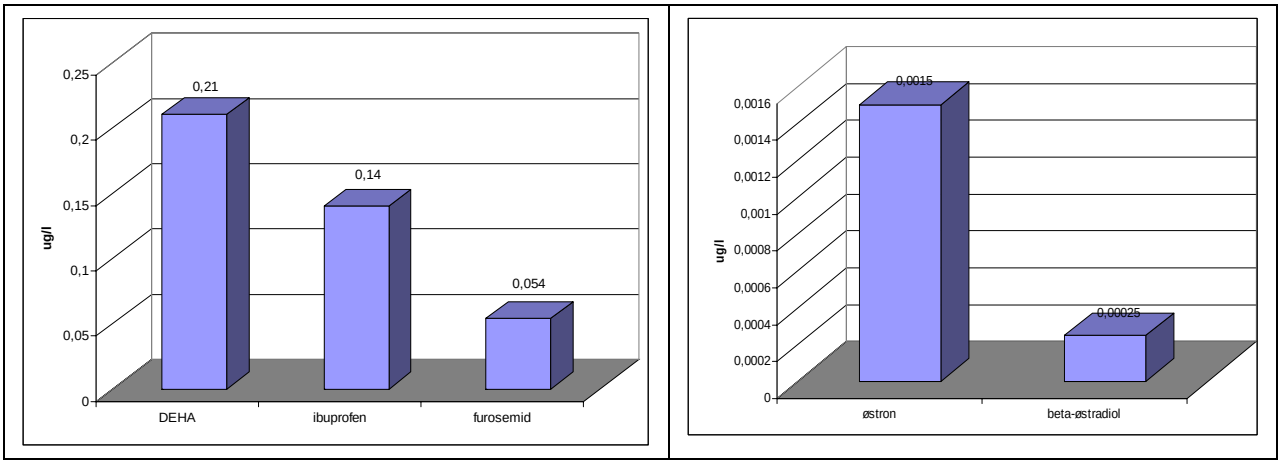
* Høyere gjennomsittlig konsentrasjon i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann

** Påvist i utløpvann men ikke i innløpsvann i den ene prøven, og innløpsvann men ikke i utløpsvann i den andre, usikker.

Figur 31. Stoffbudsjett Solumstrand renseanlegg.

7.7.3 Overflatevann i resipienten

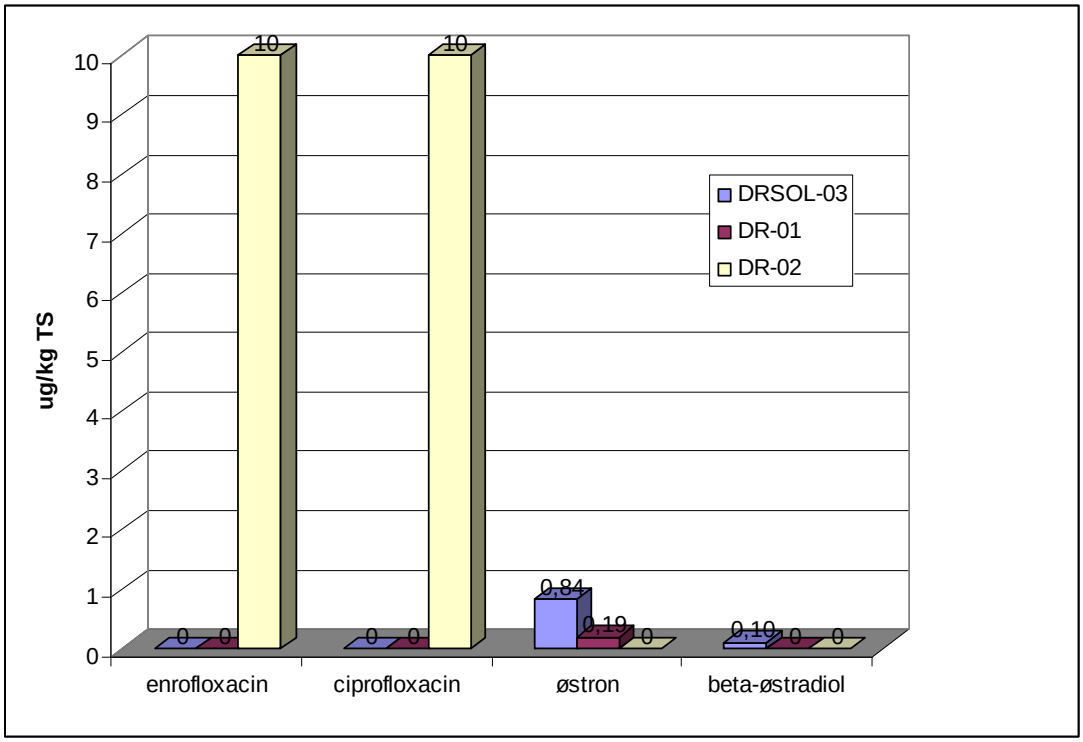
Stasjonen for overflatevann er lokalisert ved utslippet til Solumstrand renseanlegg. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i overflatevann på denne stasjonen er vist i Figur 32.



Figur 32. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene i overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg.

7.7.4 Sediment i resipienten

Det ble tatt sedimentprøver på 3 stasjoner i Drammensfjorden. En stasjon er lokalisert ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg (DRSOL-03), en stasjon er lokalisert ved bybrua (DR-02) i Drammenselva og en stasjon (DR-01 ref) er lokalisert på andre siden av fjorden ovenfor Solumstrand renseanlegg ved og er å betrakte som en referansestasjon. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene på disse stasjonene er vist i Figur 33.



Figur 33. Konsentrasjoner av påviste forbindelser i sediment ved utslippet til Solumstrand renseanlegg (DRSOL-03), ved bybrua (DR-02) og referansestasjon (DR-01ref).

7.8 PCA-plott og rensegrad

Det ble utført tre prinsipalkomponentanalyser (PCA): en på dataene for innløpsvann, en for utløpsvann og en for slam. Dette resulterte i tre plott. Hvert plott viser hvilke renseanlegg som ligner hverandre mht. kjemikaliekonsentrasjoner, og hvilke som er ulike. Dette ser man av hvilke renseanlegg som ligger nær hverandre i plottet. Man ser også hvilke kjemikalier som er dominerende på hvert renseanlegg, da hvert kjemikalie er angitt med en pil som går fra sentrum i plottet og utover (pilens "mothaker" er ikke vist i plottene). Konsentrasjonen av et kjemikal øker i pilens retning. PCA-plott gir imidlertid et forenklet bilde av dataene. Lengden av pilene viser hvor sikker konsentrasjonsøkningen er: Lange piler gir god sikkerhet, mens korte piler ikke gir noen sikker sammenheng. Plasseringen av enkelte stasjoner kan også være vanskelig å tolke. PCA-plott bør derfor leses sammen med resultat tabellene. PCA-plott viser en projeksjon av dataene og er egnet til å gi et oversiktsbilde. En kort forklaring for hvordan PCA plott kan tolkes, er vedlagt i Appendiks C.

Enkelte av legemidlene er ikke inkludert i PCA-plottene for innløp- og utløpsvann. Felopidin og fluoxetin fordi alle verdiene var under deteksjonsgrensen. BHA, ciprofloxacin og sulfamethoxazol er heller ikke inkludert da verdiene svinger rundt deteksjonsgrensen.

Etinyløstradiol er utelatt fra PCA-plottet for slam. Ibuprofen og BHA er ikke påvist i slammet fra noen av anleggene og derfor heller ikke inkludert i plottet.

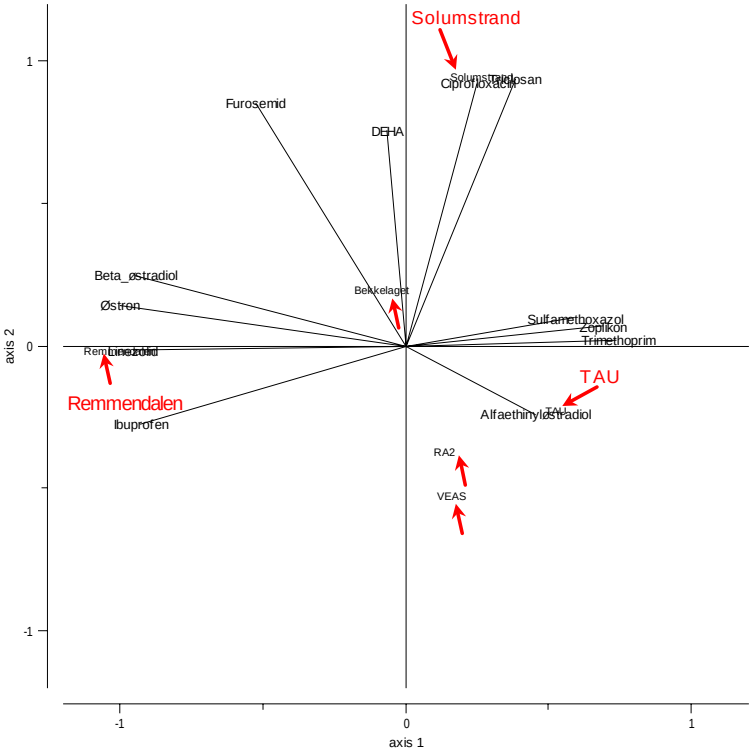
I Figur 34 er et PCA-plott basert på konsentrasjonene i innløpsvann vist.

Generelt viser figuren at Remmendalen skiller seg ut ved å ha relativt høye konsentrasjoner av forbindelsene beta-østradiol, østron, linezolid, ibuprofen. Av de undersøkte renseanleggene er linezolid bare påvist i Renseanlegget Remmendalen. Linezolid produseres i Halden.

Solumstrand skiller seg ut ved å ha relativt høye konsentrasjoner av ciprofloxacin og triklosan. Både Solumstrand og Remmendalen har relativt høye konsentrasjoner av furosemid.

Bekkelaget ligger omtrent midt i plottet som viser at Bekkelaget generelt ikke skiller seg ut med spesielt høye eller lave konsentrasjoner i innløpsvannet. Imidlertid har Bekkelaget den høyeste konsentrasjonen av DEHA i innløspvannet av de undersøkte anleggene.

TAU renseanlegg, RA-2 og VEAS er samlet nede til høyre i plottet. Disse anleggene har relativt høye konsentrasjoner av sulfamethoxazol, zoplikon og trimethoprim i innløpsvannet. Konsentrasjonen av etinyløstradiol i innløpsvannet til VEAS er den høyeste av de undersøkte anleggene.



Figur 34. PCA-plott for innnløpsvann fra de undersøkte renseanleggene. For en nærmere tolkning av plottet, se innledende tekst og Appendiks C.

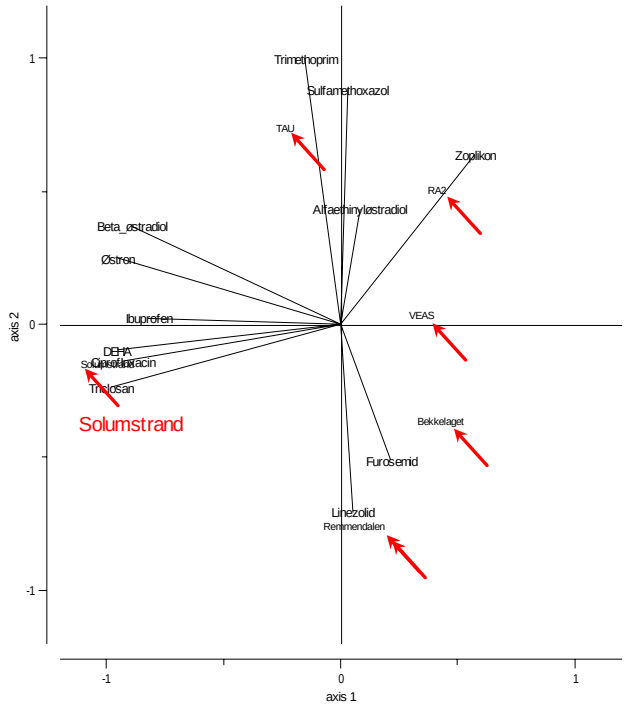
I Figur 35 er et PCA-plott basert på konsentrasjonene i utløpsvannet vist.

Solumstrand er plassert til venstre i figuren sammen med DEHA, ciprofloxacin og triklosan som det er relativt høye konsentrasjoner av i utløpsvannet. Også østron og ibuprofen er det relativt mye av i utløpsvannet på Solumstrand

TAU skiller seg mye ut på grunn relativt høye konsentrasjoner av trimethoprim og sulfamethoxazol.

Remmendalen skiller seg mye ut på grunn av linezolid som bare er påvist her, men det er også relativt mye furosemid i utløpsvannet til Remmendalen.

Bekkelaget, VEAS og RA-2 har generelt sett relativt lite av av mange forbindelser. Zoplikon er det relativt mye av i utløpsvannet fra RA-2.



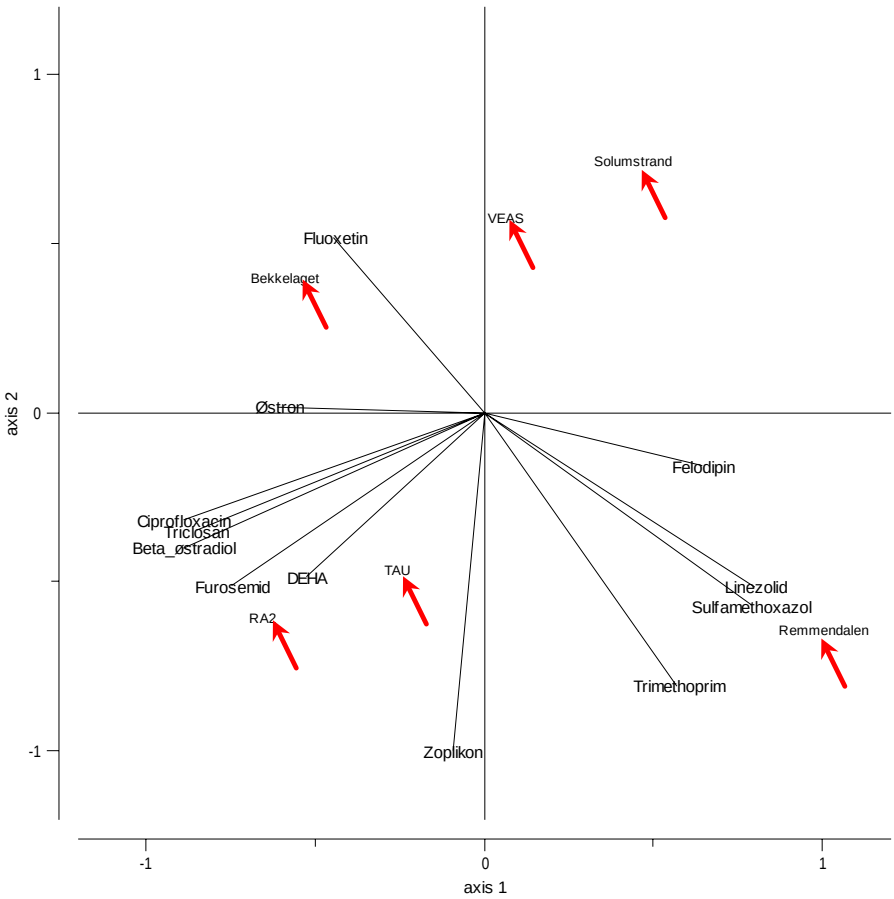
Figur 35. PCA-plott for utløpsvann fra de undersøkte renseanleggene. For en nærmere tolkning av plottet, se innledende tekst og Appendiks C.

I Figur 36 er et PCA plott basert på konsentrasjonene i slam vist.

Renseanleggene er spredt i plottet. Generelt er det tildels lite av forbindelsene i slammet fra Solumstrand og VEAS. RA-2 sin plassering, og til dels TAU, er generelt et resultat av relativt høye konsentrasjoner av DEHA, furosemid, ciprofloxacin beta-østradiol, triklosan og zoplikon. Bekkelaget har også relativt mye av disse forbindelsene i slammet men skiller seg også ut med mye fluoxetin.

Remmendalen er dominert av en annen gruppe forbindelser. Linezolid (bare påvist i slam og spillvann fra Remmendalen), sulfamethoxazol, trimethoprim og felodipin er det relativt mye av i slammet fra Remmendalen.

Spesielt Solumstrand men også VEAS har relativt lave konsetrasjoner av de undersøkte forbindelsene i slammet.

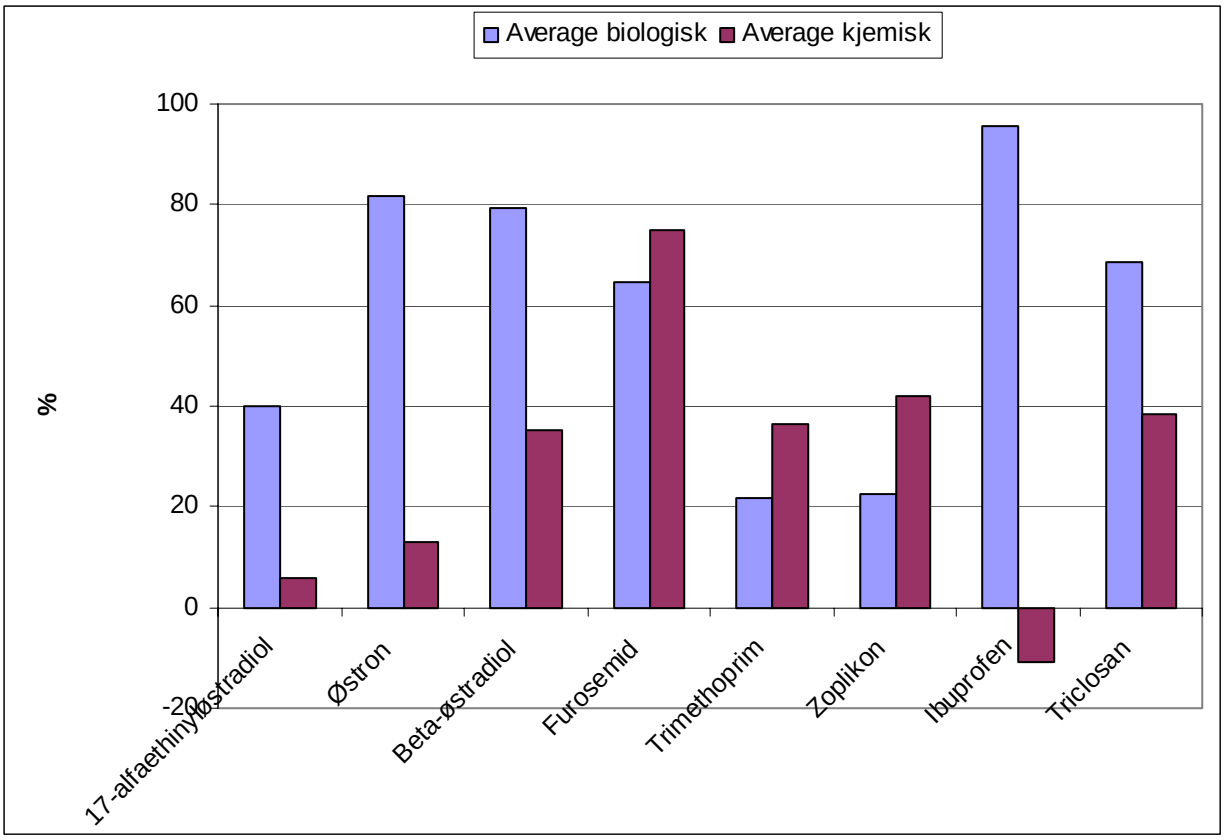


Figur 36. PCA-plott for slam fra de undersøkte renseanleggene. For en nærmere tolkning av plottet, se innledende tekst og Appendiks C.

I Figur 37 er prosentvis reduksjon eller økning (negative tall i figuren) for forbindelser påvist i innløpsvann og utløpsvann vist for de anleggene med et biologisk rensetrinn (Bekkelaget, RA-2 og VEAS) og de uten et biologisk rensetrinn (Remmendalen, Solumstrand og TAU). Tallene er beregnet ved å ta gjennomsnittet av enkeltresultatene hvor følgende formel er benyttet:

$$1-(([\text{utløpsvann}_{\text{Prøve 1}}] + [\text{utløpsvann}_{\text{Prøve 2}}] + \ldots [\text{utløpsvann}_{\text{Prøve n}}])/([\text{innløpsvann}_{\text{Prøve 1}}] + [\text{innløpsvann}_{\text{Prøve 2}}] \ldots [\text{innløpsvann}_{\text{Prøve n}}]))$$

Hvor [innløpsvann] og [utløpsvann] er konsentrasjonene i henholdsvis innløpsvann og utløpsvann i prøve 1 til n.



Figur 37. Prosentvis reduksjon/økning av konsentrasjonene til utvalgte forbindelser i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann.

Oppsummering

14 legemidler og 7 kosmetiske forbindelser var inkludert i det opprinnelige prøvetakingsprogrammet. Det ble inkludert 6 forbindelser til som kunne analyseres innenfor den benyttede analysemetodikken (sulfadizin, sulfamethizol, trimethoprim, furosemid, beta-østradiol og metabolitten østron).

De kosmetiske forbindelsene butyl methoxydibenzoylmethan og CI 12085 kunne ikke inkluderes under de etablerte analysebetingelsene, men ved modifikasjon av metodikken kunne de analyseres i overflatevannprøvene men ikke i de andre prøvene. For den kosmetiske forbindelsen quaternium-15 var det ikke mulig å etablere tilfredsstillende stabile analysebetingelser så forbindelsen utgikk fra analyseprogrammet.

Av de undersøkte forbindelsene og med de angitte deteksjonsgrensene er det ikke påvist ezomeprazol, budesonid, paroxetin, sulfamethizol, musk T, CI 12085 eller butyl methoxydibenzoylmetan i noen av prøvene. CI 12085 og butyl methoxydibenzoylmetan er bare analysert i overflatevann. Resultatene indikerer derfor at disse forbindelsene ikke er påvist i miljøet og dermed trolig ikke utgjør noen risiko i forhold til effekter eller nærmere vurderinger. Forbehold må tas i forhold til de gjeldende deteksjonsgrenser og det faktum at det foreligger få data fra giftighetstester på disse forbindelsene. Det har også vært utenfor prosjektets scope å gjøre en miljørisikovurdering av de undersøkte forbindelsene.

Av de forbindelsene som er påvist er etinyløstradiol, østron, beta-østradiol, zoplikon, ibuprofen, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, furosemid og triklosan påvist i alle de undersøkte renseanleggene. I så måte er disse forbindelsene vanlige.

Felodipin er bare påvist i prøver fra Bekkelaget, VEAS og Remmendalen.

Fluoxetin er bare påvist i prøver fra Bekkelaget og VEAS. Linezolid er bare påvist i prøver fra Remmendalen.

DEHA er påvist alle anleggene unntatt VEAS.

BHA bare er påvist i prøver fra Bekkelaget og TAU.

I prøver fra deponiene er det bare påvist østrogenene (etinyløstradiol, østron og beta-østradiol), ibuprofen, ciprofloxacin, linezolid, triklosan og DEHA. Østron og ibuprofen er påvist i prøver fra alle deponiene. Etinyløstradiol og linezolid er bare påvist i prøver fra Rokke mens beta-østradiol er påvist i prøver fra Bøler og Rokke. Triklosan er bare påvist i en prøve (sigevannsediment) fra Grønmo og DEHA er påvist i prøver fra Grønmo og Rokke.

Enrofloxacin er bare påvist i sedimentprøver fra Øyeren, Tønsberg og Drammen. Sulfadiazin er bare påvist i en sedimentprøve fra Unnebergbekken.

En oversikt over påviste forbindelser og hvor de er påvist (renseanlegg og deponier) er oppsummert i Tabell 39 og Tabell 40 (overflatevann og sediment).

Tabell 39. Lokaliteter for de påviste (x) forbindelsene. Uthevet (X) angir renseanlegg. Lokaliteter for de påviste (x) forbindelsene: BL: Bekkelaget renseanlegg, GR: Grønmo avfallsanlegg, VE: VEAS renseanlegg, LI: Lindum Ressurs og Gjenvinning, SS: Solumstrand renseanlegg, RD: Renseanlegget Remmendalen, BØ: Bøler avfallsdeponi, TB: Tønsberg fyllplass, RO: Rokke avfallsanlegg.

Forbindelse	**BL**	**GR**	**VE**	**RA-2**	**BØ**	**RD**	**RO**	**SS**	**LI**	**TAU**	**TB**
Etinyløstradiol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
Østron	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Beta-østradiol	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	-
Zoplikon	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Ibuprofen	**X**	X	**X**	**X**	X	**X**	X	**X**	X	**X**	X
Felodipin	**X**	-	**X**	-	-	**X**	-	-	-	-	-
Fluoxetin	**X**	-	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-
Ciprofloxacin	**X**	-	**X**	**X**	X	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Sulfamethoxazol	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Linezolid	-	-	-	-	-	**X**	X	-	-	-	-
Trimethoprim	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Furosemid	**X**	-	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
Triklosan	**X**	X	**X**	**X**	-	**X**	-	**X**	-	**X**	-
DEHA	**X**	X	-	**X**	-	**X**	X	**X**	-	**X**	-
BHA	**X**	-	-	-	-	-	-	-	-	**X**	-

- ikke påvist over deteksjonsgrensen

Tabell 40. Lokaliteter for de påviste forbindelsene i overflatevann (O) og sediment (S). Prøveatkingsstasjoner nær utslippsunktene til de respektive anleggene er angitt. BL: Bekkelaget, VE: VEAS, SS: Solumstrand, RD: Remmendalen. RO:Rokke avfallsanlegg.

Forbindelse	BL/VE	BL	VE	SS			TAU		RD	RA-2		RO
	JAMP-30B	IOBE-02	IOVE-01	DR-02*	DRSOL-03	DR-01ref*	TØTAU-01	TØ-02*	HARING-02*	Øyer-03	NITE-01	UNNEB-01
Østron	OS	OS	OS	-	OS	S	OS	S	S	OS	OS	OS
Beta-østradiol	S	S	-	-	OS	-	O	-	S	-	OS	S
Zoplikon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-
Ibuprofen	-	-	-	-	O	-	S	-	-	-	O	-
Linezolid	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	-	-
Enrofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	S	-	S	-	-
Ciprofloxacin	-	-	-	S	-	-	-	-	S	S	S	-
Sulfadiazin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	S
Trimethoprim	-	S	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-
Furosemid	-	-	-	-	O	-	-	-	-	-	-	-
Triklosan	S	S	-	-	-	-	-	-	-	-	S	S
DEHA	-	-	-	-	O	-	-	-	-	-	-	-
BHA	-	-	-	-	-	-	-	-	S	-	S	-

*: Ikke tatt overflateprøver på disse stasjonene.

-: Ikke påvist over deteksjonsgrensen.

8. Diskusjon

8.1 Usikkerheter i resultatene

Det er vanskelig å forklare hvorfor det ved flere tilfeller ikke er påvist forbindelser i innløpsvann men i utløpsvann eller hvorfor konsentrasjonene i utløpsvann er høyere enn i innløpsvann. En viktig faktor kan være usikkerheten i analyseresultatene samt ulike deteksjonsgrenser for inn- og utløpsvann. En annen faktor kan være variasjoner i tilførsler som ikke fanges opp av prøvetakingen.

Som eksempler på førstnevnte er etinyløstradiol som er påvist i utløpsvann i en prøve fra Bekkelaget men ikke i innløpsvann samme dato. Det samme er tilfellet for zoplikon ved et tilfelle fra VEAS. I tilfellet etinyløstradiol fra Bekkelaget var deteksjonsgrensen for innløpsvann høyere enn den påviste konsentrasjonen i utløpsvann og da er det ikke mulig å konkludere på hvorvidt dette er reelt eller ikke eller i hvilken grad konsentrasjonen minker som følge av rensetrinnet. For tilfellet zoplikon fra VEAS var konsentrasjonene 0,3 og 0,51 µg/l i henholdsvis innløp og utløp. Hvis man tar hensyn til usikkerheten i analysene som er 10-40 % kan de faktiske forhold være at konsentrasjonene er like eller faktisk høyere i innløpsvann enn utløpsvann.

Det er tilfeller hvor den faktiske konsentrasjonen i utløpsvann er høyere enn i innløpsvann. Et eksempel er konsentrasjonen av ibuprofen i innløps- og utløpsvann fra TAU den 21.09. Konsentrasjonene i innløps- og utløpsvann var henholdsvis 1,5 og 2,2 µg/l. Det er sannsynlig at prøvetakingsmetodikken har en konsekvens for resultatene. Vannet bruker tid på å renne gjennom anlegget slik at prøven i utløpsvann og innløpsvann ikke trenger være tatt på samme "volum" vann. Med variasjoner i tilførslene over tid er det ikke overraskende at man kan få høyere konsentrasjoner i utløpsvann enn i innløpsvann. Tallene på "rensegrad" beskrevet over må forstås på bakgrunn av dette. Det bør derfor ved eventuelle senere tilfeller vurderes fordeler ved å benytte en annen prøvetakingsstrategi, for eksempel døgnblandprøver eller ukeblandprøver. Dette har vært en screening undersøkelse og prøvetakingsstrategien benyttet ansees som tilfredsstillende for det formålet.

8.2 Påviste og ikke påviste legemidler og kosmetiske forbindelser

8.2.1 Forbindelser som ikke er påvist i undersøkelsen

Av de undersøkte forbindelsene og med de angitte deteksjonsgrensene er det ikke påvist ezomeprazol, budesonid, paroxetin eller sulfamethizol som alle er aktive stoffer i legemidler. Heller ikke de de kosmetiske forbindelsene musk T, CI 12085 eller butylmethoxydibenzoyl-metan ble påvist i noen av prøvene. CI 12085 og butyl methoxydibenzoylmetan er bare analysert i overflatevann.

Basert på tilgjengelig informasjon er ingen av de aktive stoffene i legemidler lett nedbrytbare (ikke data på sulfamethizol). En kunne derfor forvente å finne igjen stoffene i miljøet. Ser man på omsetningstallene (Tabell 2) er det liten omsetning av budesonid (10 kg) som kan være en forklaring til at forbindelsen ikke detekteres i miljøet. Omsetningen av ezomeprazol (640 kg) og paroxetin (198 kg) er lave men høyere enn andre forbindelser som er detektert. Det er derfor usikkert i hvilken grad lave omsetningstall alene kan forklare at disse forbindelsene ikke er påvist. Det er lite data på nedbrytbarheten av forbindelsene i kosmetiske produkter. Omsetningstallene for musk T og CI 12085 er heller ikke funnet, mens for methoxydibenzoylmetan er omsetningstallet anslått til 1800 kg. Det er derfor vanskelig å peke på faktorer som lave omsetningstall eller nedbrytningshastighet i forhold til hvorfor disse forbindelsene ikke er påvist.

Forbindelsene over er ikke påvist i resipientene i undersøkelsesområdet og resultatene indikerer dermed at disse trolig ikke utgjør noen risiko i forhold til effekter. Et viktig poeng er imidlertid at omsetningstallene ikke gir informasjon om hvor i Norge forbindelsene omsettes, noe som vil ha betydning for resultatene. Det kan ikke utelukkes at forbindelsene kan påvises i andre deler av landet grunnet lokal omsetning av produkter hvor disse forbindelsene inngår. I tillegg kan det generelt sett være at forbindelsene forekommer i for lave konsentrasjoner til å kunne påvises med den anvendte analysemetodikken og det faktum at det foreligger få data fra giftighetstester på disse forbindelsene. Det har vært utenfor prosjektets omfang å gjøre en miljørisikovurdering av de undersøkte forbindelsene.

8.2.2 Påviste forbindelser

Deponier

Av de undersøkte forbindelsene er etinyløstradiol, beta-østradiol, østron, ibuprofen, ciprofloxacin, linezolid triklosan og DEHA funnet i sigevann og/eller sigevannsediment fra de et eller flere av de undersøkte deponiene. Alle disse forbindelsene er også påvist i et eller flere av de undersøkte renseanleggene

Renseanlegg

Av de undersøkte forbindelsene er etinyløstradiol, beta-østradiol, østron, zoplikon, ibuprofen, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, linezolid, trimethoprim, furosemid, triklosan, DEHA og BHA funnet i avløpsvann (innløps- og/eller utløpsvann) og/eller slam fra de undersøkte renseanleggene.

Av de forbindelsene som er påvist er østron, beta-østradiol, zoplikon, ibuprofen, ciprofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, furosemid og triklosan påvist i alle de undersøkte renseanleggene. Etinyløstradiol er påvist i alle renseanleggene unntatt TAU. I så måte er disse forbindelsene vanlige. Alle disse forbindelsene, unntatt østron og beta-østradiol som er naturlige hormoner og triklosan som er antibakterielt middel, er aktive stoffer i legemidler. Forbindelsene har relativt høye omsetningstall og er i følge tilgjengelig informasjon lite nedbrytbare (ikke data på furosemid). Av de påviste forbindelsene i utløpsvann fra renseanleggene er det bare sulfamethoxazol, felodipin og etinyløstradiol som ikke er påvist i resipientene.

Resipient

Av de undersøkte forbindelsene er østron, beta-østradiol, zoplikon, ibuprofen, linezolid, enrofloxacin, ciprofloxacin, sulfadiazin, trimethoprim, furosemid, triklosan og DEHA funnet i sediment og/eller overflatevann i en eller flere av de undersøkte resipientene for avløpsvann fra renseanleggene.

Enrofloxacin og sulfadiazin er to forbindelser som ikke er funnet avløpsvann eller slam fra renseanleggene. Disse to forbindelsene er bare påvist i sedimentprøver, ikke i overflatevann (vannsøylen). Begge forbindelsene tilføres i utgangspunktet ikke fra noen av anleggene som er undersøkt men finnes likevel i miljøet. En forklaring kan være at deteksjonsgrensene er for høye til å detektere disse stoffene i vannprøver og fast stoff. En annen mulighet er at det tilføres via andre, muligens mer diffuse tilførselsveier.

Østron er i de fleste tilfellene påvist både i overflatevann og i sediment i resipientene. Dette har sannsynligvis sammenheng med lave deteksjonsgrenser for forbindelsen. Østron er metabolitten til beta-østradiol som er et naturlig hormon og resultatet er kanskje ikke overraskende.

Foruten østronene (østron, beta-østradiol og etinyløstradiol) er det bare påvist ibuprofen, furosemid og DEHA i overflatevann. Ibuprofen er også påvist i sediment på en lokalitet mens furosemid og DEHA ikke er påvist i sediment. Av de andre forbindelsene som tilføres fra renseanleggene er alle påvist i sediment.

Biota

Ingen av de undersøkte forbindelsen er funnet i biota i denne undersøkelsen. Dette er litt overraskende tatt i betraktning at mange av de undersøkte forbindelsene er bioakkumelerende basert på tilgjengelig informasjon.

Triklosan er tidligere påvist i fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren i konsentrasjoner mellom 0,03 og 0,16 µg/kg våtvekt (/18/). Triklosan er også påvist i blåskjell fra 0,08 µg/kg våtvekt (ved Færder) til 0,20 µg/kg våtvekt (Bømlo/Sotra). Det ble ikke påvist triklosan i fisk fra indre Drammensjord i samme undersøkelse (/18/). Imidlertid er forbindelsen bare analysert fra leverprøve (torsk) ved ett tilfelle og ble da ikke påvist over analysemetodens deteksjonsgrense.

Konsentrasjonene påvist i fisk og blåskjell i /18/ er lang under analysemetodenes deteksjonsgrenser i denne undersøkelsen, som var 50 µg/kg våtvekt for fiskelever og 10 µg/kg våtvekt for blåskjell. Det kan derfor ikke utelukkes at deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen er for høye til å detektere triklosan.

I den svenske screeningen i 2002/2003 er ciprofloxacin påvist i fisk på opptil 8,5 µg/kg våtvekt (/4/). Et stort antall fisk ble analysert i den svenske screeningen og det var få funn av de undersøkte forbindelsene. Funnet i fisk fra den svenske screeningen på 8,5 µg/kg våtvekt er lavere enn deteksjonsgrensen for forbindelsen i denne undersøkelsen som var 10 µg/kg våtvekt for blåskjell og 50 µg/kg våtvekt for fiskelever.

Det kan ikke utelukkes at deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen generelt er for høye til å kunne påvise forbindelsene i biota. Spesielt for de forbindelsene som er påvist i resipientene (sediment) kan det ikke utelukkes at forbindelsene kan påvises med lavere deteksjonsgrenser. En annen årsak som kan bidra til at forbindelsene ikke er påvist er at prøveantallet av fisk ved noen lokaliteter er lite. Eksempelvis er bare fem fisker analysert fra lokaliteten mellom Gåsøya og Blakstad i indre Oslofjord (JAMP stasjon).

8.3 Deponier

8.3.1 Ibuprofen

Grønmo

Det er påvist ibuprofen, østron, DEHA og triklosan i sigevann og/eller sigevannsediment fra Grønmo.

Ibuprofen varierer mellom 0,62 og 3,7 µg/l i urenset sigevann. I renset sigevann varierer konsentrasjonen mellom 0,69 og 5 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment og det er ikke noe som tyder på at rensing ved sedimentasjonsbasseng har en effekt på ibuprofen. Grønmo behandler ca. 344 000 m^3 sigevann hvorav ca. 72 000 m^3 går direkte til Bekkelaget renseanlegg. Baser på tallene over (0,62-5 µg/l) vil i størrelsesorden 0-2 kg ibuprofen tilføres Bekkelaget renseanlegg via sigevann fra Grønmo.

Lindum Ressurs og Gjenvinning

Sigevannet fra Lindum Ressurs og Gjenvinning blir ikke renset men samles opp i en pumpesump. Ibuprofen er påvist i en konsentrasjon på 0,61 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment.

Anlegget behandlet ca. 491 000 m^3 sigevann i 2004. Det er bare tatt én sigevannsprøve fra deponiet og basert på denne vil tilførslene fra Lindum til Solumstrand renseanlegg være små (< 1 kg/år).

Bøler avfallsdeponi

Ibuprofen er påvist i en konsentrasjon på 1,3 µg/l i urenset sigevann og 1,0 µg/l i renset sigevann. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment. Bøler avfallsdeponi behandler ca. 50 000 m^3 sigevann årlig. Basert på konsentrasjonen av ibuprofen i renset sigevann blir tilførslene til Sentralrenseanlegget RA-2 små (< 1 kg/år).

Tønsberg fyllplass (Taranrød)

Ibuprofen er påvist i en konsentrasjon på 0,95 µg/l i urenset sigevann og 1,3 µg/l i renset sigevann. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment. Tønsberg fyllplass behandler ca. 90 000 m^3 sigevann årlig. Basert på konsentrasjonen av ibuprofen i renset sigevann blir tilførslene til TAU renseanlegg små (< 1 kg/år).

Rokke avfallsanlegg

Ibuprofen er bare påvist i renset sigevann i en konsentrasjon på 1,8 µg/l. Det er ikke tatt prøver av sigevannsediment fra Rokke, men basert på resultatene fra de andre deponiene er det lite sannsynlig at forbindelsen ville blitt påvist i sediment. Det har ikke lyktes å få oppgitt sigevannsvolumet, men det er sannsynlig at tilførslene av ibuprofen fra Rokke avfallsplass er små (< 1 kg).

Samlet vurdering

Ibuprofen er påvist i alle deponiene i konsentrasjoner mellom 0,62 og 3,7 µg/l i urenset sigevann og mellom 0,61 og 5 µg/l i renset sigevann. De høyeste konsentrasjonene er målt på Grønmo avfallsplass. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment i noen av de undersøkte deponiene, noe som kan indikere at forbindelsen i liten grad er bundet til partikler og at rensing ved eksempelvis sedimentasjonsbasseng sannsynligvis har liten effekt. Dette underbygges av at det generelt ikke er lavere konsentrasjoner av ibuprofen i renset sigevann enn i urenset sigevann. Generelt er tilførslene til renseanleggene små (< 1 kg/år).

8.3.2 Etinyløstradiol

Etinyløstradiol er påvist i urenset sigevann fra Rokke i en konsentrasjon på 0,0028 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i noen av de andre undersøkte deponiene. Tilførslene fra Rokke er små og vurderes samlet sett å være små fra de undersøkte deponiene.

8.3.3 Østron

Grønmo

Østronkonsentrasjonene varierer mellom 0,009 og 0,017 µg/l i urenset sigevann. Forbindelsen er påvist i sigevannsediment og renset sigevann i konsentrasjoner på henholdsvis på 0,7 µg/kg TS og 0,0036 µg/l. Resultatene indikerer at sedimentasjonsbasseng har en rense effekt på østron ved at forbindelsen oppkonsentreres i sigevannssedimentet. Beregnede tilførsler av østron til Bekkelaget renseanlegg via sigevann fra Grønmo er små (< 1 kg).

Lindum Ressurs og Gjenvinning

Østron er påvist i en konsentrasjon på 0,05 µg/l i sigevannet. I sigevannsediment var konsentrasjonen 4,9 µg/kg TS. Beregnede tilførsler av østron til Solumstrand renseanlegg er < 1 kg.

Bøler avfallsdeponi

Østron er påvist i en konsentrasjon på 0,026 µg/l i urenset og 0,0078 µg/l i renset sigevannet. Østron er ikke påvist i sigevannsediment under deteksjonsgrensen (< 1 µg/kg). Beregnede tilførsler av østron til Solumstrand renseanlegg er små (< 1 kg/år).

Tønsberg fyllplass (Taranrød)

I urenset sigevann fra Tønsberg fyllplass er det påvist østron i en konsentrasjon på 0,012 µg/l, mens renset sigevann inneholder 0,0087 µg/l. I sigevannssediment var konsentrasjonen 0,60 µg/kg TS. Beregnede tilførsler av østron til TAU renseanlegg er små (< 1 kg/år).

Rokke avfallsanlegg

Østron er påvist i en konsentrasjon på 0,0063 µg/l i urenset og 0,0096 µg/l i renset sigevannet. Beregnede tilførsler av østron til Unnebergbekken er sannsynligvis små (< 1 kg/år).

Samlet vurdering

Østron er påvist i alle deponiene i konsentrasjoner mellom 0,0063 (Rokke) og 0,026 µg/l (Bøler) i urenset sigevann og mellom 0,0036 (Grønmo) og 0,05 µg/l i renset sigevann (Lindum). Forbindelsen er påvist i sigevannssediment mellom 0,6 (Tønsberg) og 4,9 µg/kg TS (Lindum). Resultatene indikerer at rensing ved eksempelvis sedimentasjonsbasseng har en effekt på østron. Det er generelt lavere konsentrasjoner i renset enn urenset sigevann. Unntaket var Rokke avfallsplass men her er rensetrinnet ute av drift, noe som kan være forklaringen. Generelt er tilførslene av østron til renseanleggene små (< 1 kg/år).

8.3.4 Beta-østradiol

Bøler avfallsdeponi

Beta-østradiol er påvist i en konsentrasjon på 0,0023 µg/l i urenset og 0,0024 µg/l i renset sigevann. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannssediment. Konsentrasjonene er en faktor 10 lavere enn metabolitten østron i urenset sigevann og noe høyere i renset sigevann. Eventuelle tilførsler til Sentralrenseanlegget RA-2 vil være små (< 1 kg/år).

Lindum Ressurs og Gjenvinning

Det er påvist beta-østradiol i sigevann i en konsentrasjon på 0,0025 µg/l. Forbindelsen er også påvist i sigevannsediment (0,77 µg/kg TS). Konsentrasjonene er en faktor 20 lavere enn metabolitten østron i sigevann. I sediment er konsentrasjonen en faktor 6 lavere enn østron. Eventuelle tilførsler til Solumstrand renseanlegg vil være små (< 1 kg/år).

Rokke avfallsplass

Beta-østradiol er påvist i urenset sigevann i en konsentrasjon på 0,0042 µg/l. Konsentrasjonene er en faktor 2 lavere enn metabolitten østron i urenset sigevann. I renset sigevann er ikke forbindelsen påvist men deteksjonsgrensen var relativt høy (<0,015 µg/l). Det ble ikke tatt prøve av sigevanns-sediment fra Rokke avfallsplass. Eventuelle tilførsler til resipienten (Unnebergbekken) vil være små (< 1 kg/år).

Samlet vurdering

Beta-østradiol er ikke påvist i prøver fra Grønmo eller Tønsberg fyllplass. Forbindelsen er et naturlig hormon og det er vanskelig å forklare hvorfor forbindelsen ikke er funnet på disse to lokalitetene. Østron som er metabolitten til beta-østradiol, er funnet i alle deponiene. Det er derfor sannsynlig at beta-østradiol også finnes på Grønmo og Tønsberg fyllplass men i konsentrasjoner under deteksjonsgrensen. Det er lavere konsentrasjoner i sigevann sammenliknet med østron. Hvorvidt dette skyldes at forbindelsen er mindre persistent i miljøet enn metabolitten østron er usikkert, men det er en mulighet. Også i de undersøkte renseanleggene er mønsteret at konsentrasjonene av østron er høyere enn beta-østradiol i vannprøvene.

Forbindelsen er bare påvist i sigevannsediment fra Lindum og da i en mindre konsentrasjon enn metabolitten østron. Dette kan forklares med at tilførslene av østron er generelt høyere, noe som kan gi større akkumulering i sedimentet, men det kan også være at østron har større affinitet til partikler (bindes bedre til partikler). I slamprøvene fra renseanleggene og sedimentprøvene fra resipientene er mønsteret det samme ved at østron er påvist i høyere konsentrasjoner og på flere lokaliteter enn beta-østradiol (se Kapittel 8.4). På vektbasis er tilførslene til renseanleggene små (< 1 kg/år).

8.3.5 DEHA

Grønmo

DEHA varierer mellom <0,5 til 0,91 µg/l i urenset sigevann. I renset sigevann varierer konsentrasjonen mellom <0,3 og 0,76 µg/l. Resultatene indikerer at sedimentasjonsbasseng har en rense effekt på DEHA. Man skulle derfor forvente å finne igjen DEHA i sigevannsedimentet. Dette er imidlertid ikke tilfelle, noe som kan skyldes at deteksjonsgrensen på 10 µg/kg TS er for høy. Mindre enn 1 kg DEHA tilføres Bekkelaget renseanlegg basert på resultatene.

Rokke avfallsplass

DEHA er bare påvist i renset sigevann i en konsentrasjon på 0,62. Eventuelle tilførsler til Unnebergbekken er små (< 1kg/år).

Samlet vurdering

DEHA er bare funnet i sigevann fra Grønmo og Rokke. Dette kan skyldes lokale forhold. Det er vanskelig å konkludere på hvorvidt rensing har en effekt på DEHA, til det er datagrunnlaget for lite. Tilførslene fra Rokke og Grønmo er små (< 1 kg/år).

8.3.6 Triklosan

Grønmo

Triklosan er påvist i en av to prøver av sigevannsediment (63 µg/kg TS) men ikke i sigevann. De årlige tilførslene til Bekkelaget renseanlegg vil uansett være små (< 1 kg).

Samlet vurdering

Triklosan er bare påvist i sigevannsediment fra Grønmo. Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene. Resultatene er uklare men kan indikere at forbindelsen oppkonsentreres i sediment og at sedimentasjonsbasseng kan ha en rense effekt på triklosan. Deteksjonsgrensene (0,2 µg/l for urenset og 0,1 µg/l for renset sigevann) er sannsynligvis for høye til å påvise forbindelsen i sigevann. Eventuelle tilførsler til renseanleggene vil være små.

8.3.7 Ciprofloxacin

Ciprofloxacin er påvist i urenset sigevann fra Bøler avfallsdeponi i en konsentrasjon på 0,69 µg/l. Forbindelsen er ikke påvist i sigevannsediment, noe som er litt overraskende tatt i betraktning at den er påvist i slam fra alle renseanleggene i relativt høye konsentrasjoner (100 til 3800 µg/kg TS). Tilførslene til Sentralrenseanlegget RA-2 er små (<1 kg/år) basert på en prøve.

Samlet vurdering

Ciprofloxacin er bare påvist i urenset sigevannsprøve fra Bøler avfallsdeponi. Også i prøver av avløpsvann er forbindelsene bare funnet på enkelte lokaliteter i varierende konsentrasjoner. Forbindelsen akkumuleres i slammet og er funnet i alle slamprøvene fra renseanleggene i relativt høye konsentrasjoner (100 – 3800 µg/kg TS). Det er derfor litt overraskende at den ikke er funnet i sigevannssediment. Forbindelsen er funnet i sediment (sjø) fra Halden, Drammen, Øyeren og Nitelva, men ikke i overflatevann.

Forbindelsen er ifølge det svenske legemiddelverket (/11/) den aktive metabolitten av enrofloxacin. I likhet med enrofloxacin vil ciprofloxacin brytes ned i kontakt med sollys, noe som kan forklare hvorfor den i liten grad er funnet i vannprøver.

Basert på resultatene er eventuelle tilførsler av ciprofloxacin til renseanleggene små.

8.3.8 Linezolid

Linezolid er bare påvist i sigevann fra Rokke avfallsanlegg i en konsentrasjon på 2,8 µg/l i urenset sigevann og 0,66 µg/l i renset sigevann. Stoffet er ikke påvist i sigevannssediment, men i avløpsvann (15 µg/l i innløp og 6,1 µg/l i utløp) og slam (720 µg/l) fra Renseanlegget Remmendalen som også ligger i Halden. Forbindelsen er dessuten funnet i sediment ved utløpet fra Renseanlegget Remmendalen i Iddefjorden. Linezolid akkumuleres tilsynelatende i fast stoff og samlet sett indikerer resultatene at rensing ved sedimentasjonsbasseng har en rense effekt på linezolid. Det er derfor overraskende at forbindelsen ikke er påvist i sigevannsediment fra Rokke.

Linezolid er ikke påvist i noen andre deponier eller renseanlegg og indikerer lokale tilførsler. Forbindelsen produseres i Halden og det er sannsynlig at dette er årsaken til at forbindelsen bare er påvist der.

8.4 Renseanlegg

Hvilke forbindelser som er påvist i de undersøkte renseanleggene er avhengig av hva som tilføres gjennom det offentlige ledningsnettet og fra sigevann fra deponiene som er koblet til renseanleggene. Konsentrasjonene av de påviste forbindelsene gir et uttrykk for mengdene som tilføres anlegget som igjen til dels kan være avhengig av hvilke ”aktiviteter” som er koblet til anlegget. Påslipp fra sykehus til kommunalt nett har ikke vært inkludert i denne undersøkelsen og det vites lite om hvilke forbindelser og mengder som tilføres anleggene fra sykehus. Nedbrytning eller metabolisering av forbindelsene i avløpsvannet kan også ha betydning for de konsentrasjonene som måles inn til anlegget. Eksempelvis kan tiden det tar fra forbindelsene tilføres avløpsnettet til det når renseanleggene tenkes å ha betydning. Ut i fra resultatene er det vanskelig å identifisere forskjeller i tilførsler til de undersøkte renseanleggene. Det er imidlertid noen forbindelser som ser ut til å tilføres i større konsentrasjoner til enkelte anlegg. Linezolid bare påvist i prøver fra Renseanlegget Remmendalen og Rokke avfallsanlegg i Halden. Årsaken er sannsynligvis en fabrikk i Halden som produserer linezolid. Likeledes er ibuprofen høyere i innløpsvannet til Remmendalen sammenliknet med de andre anleggene. Ciprofloxacin er det mye høyere tilførsler av til Solumstrand sammenliknet med de andre anleggene. Likeledes er det størst tilførsler av

DEHA til Bekkelaget renseanlegg. Når det gjelder østronene (beta-østradiol, østron og etinyløstradiol) er det små forskjeller i tilførsler til anleggene, men det kan se ut som om det er lavere tilførsler til TAU renseanlegg i Tønsberg.

Forskjellen i konsentrasjonene mellom innløpsvann og utløpsvann indikerer hvor stor andel av enkeltforbindelsene som fjernes (renses eller trekkes ut i slam) i renseprosessen. Renseanleggene er ikke designet for å rense denne type forbindelser men renseprosessen vil også kunne rense forbindelser som den ikke er designet for å rense. Sammenlikner man anleggene som har både kjemisk og biologisk rensing (Bekkelaget, VEAS og RA-2) med de som bare har kjemisk rensing (Remmendalen, Solumstrand og TAU) er det også til dels store innbyrdes forskjeller. Mest påfallende i de anleggene som har biologisk rensetrinn er reduksjonen av etinyløstradiol og zoplikon hvor reduksjonen i utløpet sammenliknet med innløpet varierer fra 10 – 100 % (etinyløstradiol) og -14 % (økning) - 52 % (zoplikon). Også for anleggene uten biologisk rensetrinn varierer reduksjonen av konsentrasjonen mellom innløpsvann og utløpsvann mye. Det er vanskelig å forklare årsaken til dette men ulike driftsforhold kan være er en mulig årsak. I tillegg kommer usikkerheten i analysene som bidrar til variasjonen.

8.4.1 Zoplikon

Bekkelaget renseanlegg

Zoplikon varierer mellom 0,76 og 1,2 µg/l i innløpsvann. Med en årlig mengde avløpsvann på ca. 40 millioner m^3 tilsvarer dette tilførsler av zoplikon inn på anlegget i intervallet 30 – 48 kg/år.

Omtrent 52 % av zoplikon som går inn på anlegget renses (eksempelvis oppkonsentreres i slam). Dette er den høyeste reduksjonen av zoplikon sammenliknet med de anleggene som har biologisk rensetrinn. Bare i Solumstrand renseanlegg fjernes zoplikon i høyere grad enn i Bekkelaget renseanlegg. Imidlertid er ikke forbindelsen påvist i slammet over deteksjonsgrensen på 400 µg/kg TS, som er den klart høyeste deteksjonsgrensen av de undersøkte forbindelsene i slam. Sannsynligvis er deteksjonsgrensen for høy til å påvise forbindelsen i slammet.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,31 og 0,70 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 12 – 28 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i renset eller urenset sigevann fra Grønmo, så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

Zoplikon varierer mellom 0,30 og 2,1 µg/l i innløpsvann. Med en årlig mengde avløpsvann på ca. 106 millioner m^3 tilsvarer dette tilførsler av zoplikon inn på anlegget i intervallet 32 – 223 kg/år.

Forbindelsen ser i liten grad ut til å renses i anlegget men resultatene er ikke entydig. I en prøve er konsentrasjonen 47 % lavere i utløpsvann enn i innløpsvann, noe som indikerer rensing (eksempelvis oppkonsentreres i slam). I den andre prøven er konsentrasjonen mye høyere i utløpsvann enn i innløpsvann som indikerer det motsatte. Som for Bekkelaget renseanlegg er forbindelsen ikke påvist i slammet.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonen mellom 0,51 og 1 µg/l. Tilførslene til resipient er på bakgrunn av disse tallene i størrelsesorden 54 - 106 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

I innløpsvann til Sentralrenseanlegget RA-2 er det målt zoplikon i en konsentrasjon på 2,1 µg/l. Bare på Solumstrad renseanlegg er det målt høyere konsentrasjon i innløpsvann. Imidlertid ble det kun tatt én vannprøve og resultatene må tolkes med forsiktighet. Anlegget behandlet ca. 14 millioner m^3 avløpsvann i 2004, noe som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 29 kg/år.

Zoplikon ser ikke ut til å renses i anlegget da det ikke er påvist noen lavere konsentrasjon i utløpsvann (2,4 µg/l). Forbindelsen er imidlertid påvist i slammet i en konsentrasjon på 830 µg/kg TS, noe som tilsier at den tas ut i slammet i anlegget.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 34 kg/år.

Det er ikke påvist zoplikon i sigevann fra Bøler avfallsdeponi, så tilførslene inn på anlegget kommer fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

I innløpsvann til TAU renseanlegget varierer konsentrasjonen av zoplikon fra 1,1 – 1,6 µg/l. Anlegget behandler ca. 13,2 millioner m^3 avløpsvann i 2004 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 15 - 21 kg/år.

Omtrent 31 % av zoplikon som går inn på anlegget renses (eksempelvis oppkonsentreres i slam) basert på forskjellen mellom konsentrasjonene i innløps- og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon mellom 500 - 1100 µg/kg TS, den høyeste konsentrasjonen målt i slam i undersøkelsen.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,51 og 1 µg/l. Basert på konsentrasjonene i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 7 - 19 kg/år.

Det er ikke påvist zoplikon i sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene kommer fra andre kilder.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det målt zoplikon på 0,56 µg/l. Anlegget behandler en årlig vannmengde på ca. 5,5 millioner m^3 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 3 kg/år.

Basert på resultatene renses i størrelsesorden 4 % av zoplikon i anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 630 µg/kg TS.

I utløpsvannet er konsentrasjonen 0,54 µg/l, omtrent det samme som i innløpsvann. Tilførslene til resipient er i størrelsesorden 3 kg/år, det samme som går inn på anlegget.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Zoplikon i innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg varierer mellom 0,56 og 2,8 µg/l. Anlegget behandler en årlig vannmengde på ca. 9 millioner m^3 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 5 - 25 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann, noe som indikerer at forbindelsen renses i anlegget. Det er imidlertid vanskelig å forklare hvorfor forbindelsen ikke er påvist i slammet fra

anlegget. Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

Zoplikon er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom 3 og 223 kg/år. Dette tilsvarer mellom 1 – 58 % av omsetningen på 384 kg zoplikon i 2004. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til Renseanlegget Remmendalen. Dette kan forklares ved at VEAS behandler betydelig større mengder avløpsvann enn Remmendalen. Konsentrasjonene varierer innbyrdes, mellom 0,3 (VEAS) og 2,8 µg/l (Solumstrand). Det er en indikasjon på at konsentrasjonene er lavere i innløpsvann til Bekkelaget og Renseanlegget Remmendalen. Bekkelaget renseanlegg mottar ikke avløpsvann fra sykehus, mens Remmendalen mottar avløpsvann fra en avdeling av sykehuset i Østfold med begrenset drift (bare på dagtid). Datagrunnlaget er lite, og resultatene må tolkes med varsomhet. Det er ikke påvist zoplikon i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene og det antas å være små eller ingen tilførsler fra disse.

Når det gjelder zoplikon ser det ut til at en større andel av stoffet renses (eksempelvis tas ut i slammet) i de anleggene som ikke har biologisk rensetrinn, men resultatene er ikke entydige.

Tilførslene fra anleggene varierer fra < 1 kg/år fra Solumstrand renseanlegg, hvor forbindelsen ikke er påvist i utløpsvann, til 106 kg/år fra VEAS. De totale beregnede tilførslene fra anleggene er i størrelsesorden 110 – 190 kg/år.

8.4.2 Trimethoprim

Bekkelaget renseanlegg

Trimethoprim varierer mellom 0,29 og 0,5 µg/l i innløpsvann. Dette tilsvarer tilførsler av trimethoprim inn på anlegget i intervallet 12 – 20 kg/år.

I størrelsesorden 40 % av det som går inn på anlegget renses. Bare Solumstrand og Renseanlegget Remmendalen har høyere rensegrad for trimethoprim. Forbindelsen er ikke påvist i slammet fra Bekkelaget renseanlegg. Deteksjonsgrensen i slam var 5 µg/kg TS.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,16 og 0,34 µg/l. Tilførslene til resipient er i størrelsesorden 6 – 14 kg/år basert på resultatene.

Forbindelsen er ikke påvist i renset eller urenset sigevann fra Grønmo så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

Trimethoprim varierer mellom 0,16 og 0,49 µg/l i innløpsvann. Med en årlig mengde avløpsvann på ca. 106 millioner m^3 tilsvarer dette tilførsler av trimethoprim inn på anlegget i intervallet 17 – 52 kg/år.

Forbindelsen ser i liten grad ut til å renses i anlegget. Forbindelsen er ikke påvist i slammet i likhet med Bekkelaget renseanlegg.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonen mellom 0,26 og 0,43 µg/l. Tilførslene til resipient er på bakgrunn av disse tallene i størrelsesorden 28 - 46 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene.

Sentralrenseanlegget RA-2

I innløpsvann til Sentralrenseanlegget RA-2 er det målt trimethoprim i en konsentrasjon på 0,84 µg/l. Anlegget behandler ca. 14 millioner m^3 avløpsvann i 2004 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 12 kg/år.

Konsentrasjonen i utløpsvann på 0,57 µg/l tilsier at 32 % av det som går inn tas ut i slam eller renses i anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 12 µg/kg TS.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 8 kg/år.

Det er ikke påvist trimethoprim i sigevann fra Bøler avfallsdeponi så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

I innløpsvann til TAU renseanlegget varierer konsentrasjonen av trimethoprim fra 0,29 – 2,3 µg/l, som er den høyeste konsentrasjonen målt i innløpsvann. Anlegget behandlet ca. 13,2 millioner m^3 avløpsvann i 2004 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 4 - 30 kg/år.

I størrelsesorden 20 % av trimethoprim som går inn på anlegget renses (eksempelvis oppkonsentreres i slam) basert på forskjellene mellom konsentrasjonene i innløps- og utløpsvann. Hvor mye som renses varierer imidlertid mye i de to prøvene så det er usikkert. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjon mellom 23 og 63 µg/kg TS.

I utløpsvann varierer konsentrasjonene mellom 0,35 og 0,92 µg/l. Basert på konsentrasjonene i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 5 - 12 kg/år.

Det er ikke påvist trimethoprim i sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det målt trimethoprim i en konsentrasjon på 0,26 µg/l. Anlegget behandler en årlig vannmengde på ca. 5,5 millioner m^3 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 1 kg/år.

Omtrent 8 % av forbindelsen renses i anlegget basert på resultatene. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 70 µg/kg TS, det høyeste målt i slam.

I utløpsvannet er konsentrasjonen 0,24 µg/l, omtrent det samme som i innløpsvann. Tilførslene til resipient er i størrelsesorden 1 kg/år, det samme som går inn på anlegget.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist trimethoprim i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner mellom 0,14 og 1,4 µg/l. Basert på et behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 1 – 13 kg/år.

Omtrent 15 % av det som går inn på anlegget renses (eksempelvis tas ut i slam), men det er store variasjoner mellom de to prøvene, og estimatet er usikkert. Forbindelsen er ikke påvist i slam.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,18 og 0,58 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten i størrelsesorden 2 – 5 kg/år.

Samlet vurdering

Trimethoprim er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom 1 og 52 kg/år. Dette tilsvarer mellom 0,1 – 6 % av omsetningen på 924 kg trimethoprim i 2004. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til Solumstrand renseanlegg. VEAS behandler store mengder avløpsvann, noe som kan forklare de største tilførslene her. Konsentrasjonene varierer innbyrdes mellom 0,14 (Solumstrand) og 2,3 µg/l (TAU). Det er ingenting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de andre anleggene som har påslipp fra sykehus. Det må i denne sammenheng nevnes at Renseanlegget Remmendalen mottar avløpsvann fra en avdeling av sykehuset i Østfold med begrenset drift (bare på dagtid). Det er heller ikke å forvente forskjeller mellom anlegg som mottar avløpsvann fra sykehus og de som ikke gjør det da trimethoprim benyttes i veterinærmedisinen som antibiotikum. Ved behandling av husdyr vil 50 % skilles ut i urinen i løpet av 24 timer og 80-90 % av dette skilles ut i urinen i uforandret form. Dette kombinert med at forbindelsen ikke er lett biologisk nedbrytbar tilsier at forbindelsen finnes igjen i avløpsvann og miljøet generelt. Det er ikke påvist trimethoprim i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så det er små eller ingen tilførsler fra disse. Hovedtilførslene er derfor fra andre uidentifiserte kilder.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonen av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på trimethoprim. Resultatene indikerer ingen forskjell på anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Beregnede tilførsler fra anleggene varierer fra 1 kg (Remmendalen) til 46 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 50 – 86 kg/år totalt.

I den svenske screeningen i 2002/2003 (/4/) ble det målt konsentrasjoner av trimethoprim på opptil 1,3 µg/l i innløpsvann og 0,78 µg/l i utløpsvann, men variasjonen var stor. Forbindelsen ble i den svenske undersøkelsen ved ett tilfelle påvist i slam (160 µg/kg TS). Trimethoprim er i denne undersøkelsen påvist både i avløpsvann og slam fra renseanlegg. Høyeste konsentrasjon i innløpsvann var 2,3 µg/l og 0,92 µg/l i utløpsvann, noe som er høyere enn resultatene fra Sverige. I slam var høyeste konsentrasjon 70 µg/kg TS, dvs. lavere enn i den svenske screeningen. I den svenske undersøkelsen er det målt konsentrasjoner av trimethoprim fra sykehusavløp på opp til 7,6 µg/l, som er mye høyere enn det som er målt i innløpsvann.

8.4.3 Sulfamethoxazol

Bekkelaget renseanlegg

Sulfamethoxazol varierer mellom <0,1 og 0,34 µg/l i innløpsvann som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden < 1 kg – 14 kg.

I størrelsesorden 60 % av det som går inn på anlegget renses, men tallene er usikre. Forbindelsen er ikke påvist i slammet over deteksjonsgrensen på 5 µg/kg TS.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,073 og 0,13 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 3 – 5 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i renset eller urenset sigevann fra Grønmo så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

Sulfamethoxazol er ikke påvist i innløpsvannet til VEAS under deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Det er imidlertid tilførsler av forbindelsen til anlegget da den er påvist i utløpsvann i konsentrasjoner på 0,092 til 0,16 som er i størrelsesorden tilsvarende deteksjonsgrensen for innløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slammet fra VEAS.

Basert på konsentrasjonene i utløpsvann og avløpsvolum gjennom anlegget blir tilførslene til resipient i størrelsesorden 10 – 17 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Sulfamethoxazol er heller ikke påvist i innløpsvann til Sentralrenseanlegget RA-2 over deteksjonsgrensen 0,1 µg/l. Forbindelsen er heller ikke påvist slammet fra anlegget.

Forbindelsen er påvist i utløpsvannet i en konsentrasjon på 0,17 µg/l. Dette betyr at det er tilførsler også inn til anlegget men at de ikke fanges opp under prøvetaking eller at deteksjonsgrensen er for høy.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 på 14 millioner m^3 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 2 kg/år.

Det er ikke påvist sulfamethoxazol i sigevann fra Bøler avfallsdeponi så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

I innløpsvann til TAU renseanlegg varierer konsentrasjonene av sulfamethoxazol fra 0,29 til 1,1 µg/l, som er det høyeste målt i innløpsvann. Anlegget behandler ca. 13,2 millioner m^3 avløpsvann i 2004 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 4 - 15 kg/år.

I størrelsesorden 25 % av forbindelsen som går inn på anlegget renses (eksempelvis oppkonsentreres i slam). Forbindelsen er påvist i slammet i en av to prøver (5 µg/kg TS).

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,24 og 0,74 µg/l, som er de to høyeste konsentrasjonene målt i utløpsvann. Basert på konsentrasjonene i utløpsvann og volum avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførselen til resipient i størrelsesorden 3 - 10 kg/år.

Det er ikke påvist sulfamethoxazol i sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

Renseanlegget Remmendalen

Det er ikke påvist sulfamethoxazol i innløps- eller utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 20 µg/kg TS, som er det høyeste målt i slam. Det er derfor tilførsler til anlegget og sannsynligvis også tilførsler fra anlegget som ikke er fanget opp i undersøkelsen. Det er også mulig at deteksjonsgrensen i innløpsvann (0,1 µg/l) og utløpsvann (0,05 µg/l) er for høye.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder med påslipp til avløpsvannet.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist sulfamethoxazol i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i en av to prøver (0,43 µg/l). Basert på et behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden <1 – 4 kg/år.

Basert på resultatet der forbindelsen er påvist i både innløps- og utløpsvann blir konsentrasjonen redusert med 88 % i renseprosessen, som er veldig mye sammenliknet med de andre anleggene. Forbindelsen er ikke påvist i slam fra anlegget.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i en av to prøver (0,053 µg/l). Basert på resultatene er tilførslene til resipienten <1 kg/år.

Samlet vurdering

Sulfamethoxazol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene unntatt Renseanlegget Remmendalen. Forbindelsen er ikke påvist i innløpsvann fra Bekkelaget, VEAS og RA-2 men i utløpsvann. Konsentrasjonene i utløpsvann for disse anleggene ligger rundt deteksjonsgrensen for innløpsvann, noe som kan være forklaringen på at forbindelsen ikke er påvist i innløpsvannet.

Tilførsler inn til anleggene varierer mellom < 1 kg og 15 kg/år. Det er ikke funnet omsetningstall for forbindelsen, og hvor mye tilførslene utgjør av omsetningen vites ikke. Imidlertid tilsier den lave doseringen (DDD=0,57) at omsetningen i kg er lav. De største tilførslene er inn til Bekkelaget og TAU renseanlegg. TAU renseanlegg behandler et relativt lite volum avløpsvann, dvs at konsentrasjonene inn på anlegget er relativt store.

Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,29 (TAU) og 1,1 µg/l (TAU). Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de andre anleggene som har påslipp fra større sykehus. Forbindelsen brukes ofte sammen med trimethoprim, men i hvilke doser de brukes vites ikke. Det er i hvert fall lavere konsentrasjoner av sulfamethoxazol i avløpsvann sammenliknet med trimethoprim. Det er ikke påvist sulfamethoxazol i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så hovedtilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Basert på resultatene der forbindelsen er påvist både i innløps- og utløpsvann indikerer disse en viss rense effekt på sulfamethoxazol. Forbindelsen er påvist i slammet på to anlegg, Remmendalen (20 µg/kg TS) og TAU renseanlegg (5 µg/kg TS) som viser at forbindelsen oppkonsentreres i slammet og at anleggene har en viss rense effekt. Resultatene indikerer ingen forskjell på anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Beregnede tilførsler fra anleggene varierer fra <1 kg/år (Remmendalen) til 17 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 18 – 34 kg/år totalt.

I den svenske screeningen i 2002 ble forbindelsen påvist i konsentrasjoner på 0,67 µg/l i innløpsvann og 0,304 µg/l i utløpsvann (/4/). I screeningen i 2003 (samme lokaliteter) var konsentrasjonene i innløpsvann maksimum 0,144 µg/l og 0,135 µg/l i utløpsvann, altså en betydelig forskjell fra året før. I utløpsvann var forbindelsen generelt ikke detekterbar i screeningen i 2003. Sulfamethoxasol er ikke påvist i slam i den svenske undersøkelsen, mens det i denne undersøkelsen er påvist sulfamethoxasol i slam på maksimum 20 µg/kg TS. Sulfamethoxasol er også påvist i vannprøver fra flere av renseanleggene i denne undersøkelsen. Høyeste konsentrasjon er målt i innløpsvann på 1,1 µg/l, men generelt er konsentrasjonene betydelig lavere og på nivå med den svenske screeningen i 2002/2003. Det er altså betydelige variasjoner mellom undersøkelsene. Det er interessant at det i Sverige er målt konsentrasjoner i sykehusavløp på mellom 0,4 og 12,8 µg/l (/4/) som viser betydelige tilførsler til tross for at man måler mye lavere konsentrasjoner i spillvann. Omsetningen i Norge i 2003 var veldig lav (0,57 DDD). Det er derfor noe overraskende at forbindelsen påvises i flere vannprøver og i en konsentrasjon opp til 1,1 µg/l.

8.4.4 Ciprofloxacin

Bekkelaget renseanlegg

Ciprofloxacin er påvist i innløpsvannet i konsentrasjoner mellom <0,2 og 0,44 µg/l som tilsvarer tilførsler i størrelsesorden <1 kg til 18 kg. Det er ikke påvist ciprofloxacin i utløpsvannet, noe som indikerer at forbindelsen i høy grad blir renset i anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner mellom 3300 og 3500 µg/kg TS, som viser at forbindelsen oppkonsentreres i slammet.

Eventuelle tilførsler fra anlegget vil være små, i størrelsesorden 1 kg/år hvis halve deteksjonsgrensen (0,025 µg/l) legges til grunn.

Forbindelsen er ikke påvist i renset eller urenset sigevann fra Grønmo så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

Ciprofloxacin er ikke påvist i inn- eller utløpsvannet til VEAS. Deteksjonsgrensen var henholdsvis 0,2 og 0,05 µg/l for innløpsvann- og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner mellom 2100 og 2300 µg/kg TS, som er høye sammenliknet med de andre anleggene. Dette betyr at det er tilførsler inn til anlegget men at de ikke er detektert i prøvene av innløpsvann.

Hvis halve deteksjonsgrensen (0,025 µg/l) legges til grunn vil tilførslene fra anlegget være i størrelsesorden 3 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene.

Sentralrenseanlegget RA-2

Ciprofloxacin er heller ikke påvist over deteksjonsgrensen i innløps- eller utløpsvann fra Sentralrenseanlegget RA-2. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 3800 µg/kg TS, det høyeste målt i slam. Resultatene viser at anlegget tilføres ciprofloxacin, men antakelig i små mengder.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann, volum avløpsvann behandlet i 2004 (14 millioner m^3) og halve deteksjonsgrensen (0,025 µg/l) blir tilførselen til resipient < 1 kg/år.

Det er ikke påvist ciprofloxacin i sigevann fra Bøler avfallsdeponi men forbindelsen er påvist i urenset sigevann. Noen tilførsler fra Bøler avfallsdeponi kan derfor ikke utelukkes.

TAU-renseanlegg

Ciprofloxacin er ikke påvist i inn- eller utløpsvann fra TAU- renseanlegg over deteksjonsgrensen på 0,2 µg/l. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner mellom 1700 og 2700 µg/kg TS. Resultatene viser at anlegget tilføres ciprofloxacin, men antakelig i små mengder.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann, volum avløpsvann behandlet i 2004 (13,2 millioner m^3) og halve deteksjonsgrensen (0,025 µg/l) blir tilførselen til resipient < 1 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød).

Renseanlegget Remmendalen

Det er ikke påvist ciprofloxacin i inn- eller utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen over deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensen for innløpsvann var 0,3 µg/l og avvek derfor noe fra den generelle deteksjonsgrensen i innløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 1100 µg/kg TS. Dette viser at det er tilførsler inn til anlegget som ikke detekteres i prøven.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene, så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist ciprofloxacin i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i en av to prøver. Konsentrasjonen på 5,4 µg/l er den høyeste målt i avløpsvann av forbindelsen. Basert på et behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden <1 – 49 kg/år.

Forbindelsen er påvist i utløpsvann i en av to prøver i en konsentrasjon på 1,9. Basert på resultatet der forbindelsen er påvist i både innløps- og utløpsvann blir konsentrasjonen redusert med 65 % i renseprosessen. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 100 µg/kg TS.

Beregnede tilførslene til resipienten er i størrelsesorden <1 – 17 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann Fra Lindum Ressurs og Gjenvinning.

Samlet vurdering

Ciprofloxacin er bare påvist i innløpsvann til Bekkelaget og Solumstrand renseanlegg. I utløpsvann er den bare påvist i en prøve fra Solumstrand. Imidlertid er forbindelsen påvist i slam fra alle anleggene. Konsentrasjonene, som er de høyeste av alle de undersøkte forbindelsene, varierer mellom 100 µg/kg TS (Solumstrand) og 3800 µg/kg TS (RA-2). Dette indikerer at forbindelsen har høy affinitet til partikler og i høy grad akkumuleres i slammet. Lave konsentrasjoner i avløpsvann og liten vannløselighet kan forklare hvorfor forbindelsen generelt ikke påvises i vannprøvene. Det er derfor vanskelig å si om og i hvilken grad de undersøkte deponiene tilfører ciprofloxacin til renseanleggene. Forbindelsen er bare påvist i urenset sigevann fra Bøler avfallsdeponi. Med bakgrunn i lave konsentrasjoner i vannprøver generelt kan det ikke utelukkes at det er tilførsler fra deponiene.

Basert på tallene varierer tilførslene inn til anleggene mellom < 1 kg og 49 kg/år. De høyeste tilførslene er inn til Bekkelaget og Solumstrand renseanlegg.

Omsetningen var 789 kg i 2004, og estimerte tilførsler inn til anleggene utgjør i størrelsesorden < 1 - 6 % av dette.

Forbindelsen er ifølge det svenske legemiddelverket (/11/) den aktive metabolitten av enrofloxacin. I likhet med enrofloxacin vil ciprofloxacin brytes ned i kontakt med sollys, noe som kan forklare hvorfor den i liten grad er funnet i avløpsvann.

I fast stoff (sediment og slam) kan forbindelsen være mer beskyttet fra sollys, noe som kan forklare hvorfor den finnes hyppig og i relativt høye konsentrasjoner (100 – 3800 µg/kg TS) i prøver av fast stoff. At forbindelsen oppkonsentreres i fast stoff betyr at anleggene har en rense effekt på forbindelsen. Resultatene indikerer ingen forskjell i rense effekt for anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene varierer mellom <1 og 34 kg/år (Solumstrand). De totale tilførslene er i samme størrelsesorden.

Ciprofloxacin er påvist i den svenske screeningen i 2002/2003 opp til 0,205 µg/l i innløpsvann og 0,06 µg/l i utløpsvann (/4/). Forbindelsen er også påvist i slam opp til 4760 µg/kg TS, mens den ikke er påvist i sediment i den svenske undersøkelsen. I denne undersøkelsen er forbindelsen påvist i opptil 5,4 µg/l i innløpsvann og 1,9 µg/l i utløpsvann, noe som er mye høyere enn i den svenske undersøkelsen. I slammet er ciprofloxacin påvist i konsentrasjoner opptil 3800 µg/kg TS, som er lavere en den svenske. Forbindelsen finnes også i sediment (resipient) fra tre lokaliteter. Resultatene underbygger konklusjonen om at ciprofloxacin for

en stor del akkumuleres i faststoff (slam og sediment). Det er interessant at ciprofloxacin ble påvist i konsentrasjoner på opptil 8,5 ng/g våtvekt i biota i den svenske undersøkelsen. I denne undersøkelsen er ingen forbindelser påvist i biota, men deteksjonsgrensene er mye høyere enn det som er oppgitt i den svenske screeningen. Ciprofloxacin er påvist i konsentrasjoner opp til 101 µg/l eller 0,1 mg/l i sykehusavløp, som er det høyeste målt i den svenske undersøkelsen.

8.4.5 Linezolid

Linezolid er bare påvist i Renseanlegget Remmendalen og ikke i noen av de andre anleggene.

Konsentrasjonene i innløpsvann var 15 µg/l. Basert på et årlig behandlet vannvolum i 2004 på 5,5 millioner m^3 vann blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 83 kg/år.

Konsentrasjonene av forbindelsen i utløpsvann var 6,1 µg/l. Forbindelsen er påvist i slam i en konsentrasjon på 720 µg/kg TS. Forskjellen i konsentrasjonen mellom innløpsvann og utløpsvann tilsier en rense effekt i størrelsesorden 59 %.

Basert på konsentrasjonen i utløpsvann er tilførslene fra anlegget til resipient i størrelsesorden 34 kg/år.

Forbindelsen er også påvist i sigevann fra Rokke avfallsanlegg men dette sigevannet ledes ikke til Renseanlegget Remmendalen, men Unnebergbekken. Tilførslene er derfor fra andre kilder med påslipp til avløspvann.

Linezolid produseres i Halden og de lokale tilførslene har sannsynligvis sammenheng med dette.

8.4.6 Furosemid

Bekkelaget renseanlegg

Furosemid er påvist i innløpsvannet i konsentrasjoner mellom 1,9 og 4,6 µg/l som tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 76 og 184 kg. I størrelsesorden 80 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i slammet. Bare Solumstrand renseanlegg har høyere rense effekt enn Bekkelaget for furosemid. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner mellom 35 og 40 µg/kg TS.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,28 og 0,81 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 11 – 32 kg/år, som er den største tilførslen av de undersøkte enkeltforbindelsene fra Bekkelaget renseanlegg.

Forbindelsen er ikke påvist i renset eller urenset sigevann fra Grønmo så tilførslene kommer fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

Furosemid er påvist i innløpsvannet i konsentrasjoner mellom 0,91 og 1,4 µg/l, det laveste målt i innløpsvann. Basert på et årlig behandlet avløpsvolum på 106 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 96 – 148 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 59 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i renseprosessen. Imidlertid er ikke forbindelsen detektert i slammet over deteksjonsgrensen på 30 µg/kg TS, noe som kunne forventes basert på at det ser ut til å være en rense effekt.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i konsentrasjoner mellom 0,58 og 0,65 µg/l. Basert på disse tallene er tilførslene fra anlegget i størrelsesorden 61 – 69 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Furosemid er påvist i innløpsvannet i en konsentrasjon på 2,1 µg/l. Basert på et årlig behandlet avløpsvolum på 14 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 29 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 63 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i renseprosessen. Forbindelsen er detektert i en konsentrasjon på 50 µg/kg TS i slammet.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 0,78 µg/l. Basert på dette tallet og mengden avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførslene fra anlegget i størrelsesorden 11 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Bøler avfallsdeponi så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

I innløpsvannet til TAU renseanlegg er det påvist furosemid i konsentrasjoner på 1,8 - 2,6 µg/l. Basert på et årlig behandlet avløpsvolum på 13,2 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 24 - 34 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 68 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i renseprosessen. Forbindelsen er detektert i slammet i en konsentrasjon mellom 75 og 79 µg/kg TS.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i konsentrasjoner på 0,51 – 0,94 µg/l. Basert på disse tallene og mengden avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførslene fra anlegget i størrelsesorden 7 - 12 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det påvist furosemid i en konsentrasjon på 5,4 µg/l. Basert på et årlig behandlet avløpsvolum på 5,5 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 30 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 65 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i renseprosessen. Forbindelsen er imidlertid ikke detektert i slammet over deteksjonsgrensen på 30 µg/kg TS, noe man skulle forvente basert på at det tilsynelatende er en rense effekt ved at forbindelsen oppkonsentreres i slammet.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 1,9 µg/l, det høyeste målt i utløpsvann. Basert på konsentrasjonen i utløpsvann og mengden avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførslene fra anlegget i størrelsesorden 10 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

I innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg er det påvist furosemid i konsentrasjoner på 2,9 - 8,6 µg/l. Sistnevnte er det høyeste målt i innløpsvann. Basert på et årlig behandlet avløpsvolum på 5,5 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 26 - 77 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 93 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i renseprosessen. Forbindelsen er imidlertid ikke detektert i slammet over deteksjonsgrensen på 30 µg/kg TS, noe man skulle forvente basert på at det tilsynelatende er en rense effekt.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i konsentrasjoner på 0,20 - 0,55 µg/l. Basert på konsentrasjonen i utløpsvann og mengden avløpsvann behandlet i 2004 blir tilførslene fra anlegget i størrelsesorden 2 - 5 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

Furosemid er påvist i innløps- og utløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Estimerte tilførsler inn til anleggene varierer mellom 24 og 184 kg/år. Dette tilsvarer mellom 2 – 12 % av omsetningen på 1606 kg i 2004. De største tilførslene er inn til VEAS og de minste er inn til TAU renseanlegg. VEAS behandler store mengder avløpsvann som kan forklare de største tilførslene her. Konsentrasjonene av furosemid i innløpsvann varierer mellom 0,91 (VEAS) og 8,6 µg/l (Solumstrand). Det er ingen indikasjoner på at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner enn de anleggene som har påslipp fra sykehus. Det er ikke påvist furosemid i sigevann fra noen av de undersøkte deponiene og det antas små eller ingen tilførsler fra disse. Hovedtilførslene er derfor fra andre kilder.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonene av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på furosemid. Det er ingen indikasjoner på forskjeller mellom anleggene med og uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene til resipientene varierer fra 2 kg/år (Solumstrand) til 69 kg/år (VEAS) og i størrelsesorden 102 – 139 kg/år totalt basert på resultatene.

8.4.7 Fluoxetin

Fluoxetin er ikke funnet i innløps- eller utløpsvann fra noen av de andre undersøkte renseanleggene. Deteksjonsgrensen var 0,1 µg/l for innløpsvann og 0,05 µg/l for utløpsvann.

Forbindelsen er påvist i slammet fra Bekkelaget renseanlegg mellom 31 og 41 µg/kg TS og i en prøve fra VEAS i en konsentrasjon på 32 µg/kg TS. Dette viser at det er tilførsler inn på disse to anleggene som ikke detekteres av vannprøvene. Omsetningen i Norge i 2004 på 67 kg er relativt lite og indikerer at konsentrasjonene i avløpsvann vil være lave.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

8.4.8 Felodipin

Felodipin er ikke påvist i innløps- eller utløpsvann fra noen av de undersøkte renseanleggene. I Bekkelaget renseanlegg er forbindelsen påvist i slam i en av to prøver i en konsentrasjon på 25 µg/kg TS. I slam fra VEAS er felodipin påvist i konsentrasjoner på 23 og 39 µg/kg TS og i slam fra Renseanlegget Remmendalen er den påvist i en konsentrasjon på 62 µg/kg TS. At forbindelsen akkumuleres i slammet viser at det er en rense effekt av forbindelsen.

Forbindelsen er ikke påvist i slam fra de andre anleggene, men deteksjonsgrensen var 100 µg/kg TS på Solumstrand og 30 µg/kg TS på TAU og RA-2, noe som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 20 µg/kg TS.

Omsetningen av felopdipin var 48 kg i 2004 som er relativt lite. Det er derfor sannsynlig at konsentrasjonene i avløpsvann vil være lave. Basert på at forbindelsen til en viss grad akkumuleres i slammet viser at det er en rense effekt av forbindelsen

Felodipin er ikke påvist i sigevann fra deponiene og eventuelle tilførsler fra disse antas å være lave.

8.4.9 Østron

Bekkelaget renseanlegg

Østron varierer mellom 0,045 og 0,059 µg/l i innløpsvann. Dette tilsvarer tilførsler av østron inn på anlegget i størrelsesorden 2 kg/år.

I størrelsesorden 97 % av det som går inn på anlegget renses, som er den høyeste rensegraden av de undersøkte anleggene. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 31 – 42 µg/kg TS, det høyeste målt i slam i undersøkelsen. Høy rensegrad og relativt høye konsentrasjoner i slam indikerer at forbindelsen i høy grad akkumuleres i slammet.

I renset sigevann fra Grønmo er det målt 0,0036 µg/l østron. Dette er 6 – 8 % av de konsentrasjonene som går inn på Bekkelaget renseanlegg. Med bakgrunn i mengde sigevann behandlet i 2004 på 344 000 m^3 blir tilførslene til Bekkelaget i størrelsesorden 1 gram/år, noe som er veldig lite i forhold til de estimerte tilførslene basert på målte verdier i innløpsvannet (2 kg/år). Resultatene indikerer at tilførslene kommer hovedsakelig fra andre kilder en Grønmo avfallsplass.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,0015 og 0,0013 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er < 1 kg/år.

VEAS renseanlegg

I innløpsvannet til VEAS er det målt konsentrasjoner av østron på 0,019 - 0,041 µg/l. Dette tilsvarer tilførsler av østron inn på anlegget i størrelsesorden 2 - 4 kg/år.

I størrelsesorden 75 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i slam i prosessen. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 9 – 12 µg/kg TS. Resultatene indikerer at konsentrasjonen av forbindelsen reduseres i anlegget og at det er en rense effekt.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,006 og 0,0078 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 1 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Østron er påvist i en konsentrasjon på 0,045 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Dette tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden 1 kg/år.

I størrelsesorden 71 % av det som går inn på anlegget renses. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 9,4 µg/kg TS. Resultatene indikerer at konsentrasjonen av forbindelsen reduseres i anlegget og at det er en rense effekt.

I renset sigevann fra Bøler avfallsdeponi er det målt 0,0078 µg/l østron. Dette utgjør 17 % av det som går inn på Sentralrenseanlegget RA-2. Med bakgrunn i mengde sigevann behandlet i 2004 på 50 000 m^3 blir tilførslene til Bekkelaget i størrelsesorden <1 gram/år, noe som er

veldig lite i forhold til de estimerte tilførslene basert på målingene i innløpsvann (1 kg/år). Resultatene indikerer at tilførslene hovedsakelig kommer fra andre kilder enn Bøler avfallsdeponi.

I utløpsvannet er det målt østron i en konsentrasjon på 0,0013 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er < 1 kg/år.

TAU-renseanlegg

Østron er påvist i konsentrasjoner på 0,007 - 0,043 µg/l i innløpsvannet til TAU renseanlegg. Dette tilsvarer tilførsler inn på anlegget i størrelsesorden <1 - 1 kg/år.

Østron har høyere konsentrasjon i utløpsvann enn i innløpsvann, noe som indikerer at det ikke er en rense effekt. Konsentrasjoner på 17 - 21 µg/kg TS i slammet indikerer imidlertid det motsatte, men i hvilken grad vites ikke.

I renset sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) er det målt 0,0087 µg/l østron. Dette er i størrelsesorden 20 - 124 % av de konsentrasjonene som går inn på TAU. Med bakgrunn i mengde sigevann på ca. 90 000 m^3 blir tilførslene til TAU <1 gram/år, noe som er veldig lite i forhold til estimerte tilførsler basert på målingene i innløpsvann (1 kg/år). Resultatene indikerer at tilførslene hovedsakelig kommer fra andre kilder enn Tønsberg fyllplass.

I utløpsvannet er det målt østron i konsentrasjoner på 0,021 – 0,048 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er < 1 - 1 kg/år.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det målt østron i en konsentrasjon på 0,086 µg/l. Anlegget behandler en årlig vannmengde på ca. 5,5 millioner m^3 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget < 1 kg/år.

I størrelsesorden 76 % av forbindelsen renses i anlegget basert på resultatene. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 8,4 µg/kg TS. Resultatene indikerer at konsentrasjonen av forbindelsen reduseres i anlegget og at det er en rense effekt.

I utløpsvannet er konsentrasjonen av østron 0,021 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er <1 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist østron i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner mellom 0,032 og 0,047 µg/l. Basert på behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget <1 kg/år.

I størrelsesorden 6 % av det som går inn på anlegget renses (eksempelvis tas ut i slam), men det varierer mye mellom de to prøvene så dette er usikkert. Forbindelsen er ikke påvist i slam. Deteksjonsgrensen for slam var < 2 µg/kg TS som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg TS.

Konsentrasjonen i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning var 0,05 µg/l, som er i størrelsesorden av det som maksimum er målt i innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg. Basert på et behandlet sigevannsvolum på 491 000 m^3 blir tilførslene fra Lindum Ressurs og Gjenvinning betydelig lavere enn tilførsler fra andre uidentifiserte kilder.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,023 og 0,055 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten <1 kg/år.

Samlet vurdering

Østron er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom <1 og 2 kg/år. Østron er metabolitten til beta-østradiol som er et naturlig hormon, og tilførslene vil hovedsakelig være via kloakk. De største tilførslene er inn til VEAS renseanlegg og de minste er inn til de mindre anleggene TAU, Remmendalen og Solumstrand renseanlegg. VEAS behandler store mengder avløpsvann og er dimensjonert for 650 000 PE som kan forklare de største tilførslene her. Konsentrasjonene varierer innbyrdes mellom 0,007 (TAU) og 0,086 µg/l (Remmendalen). Det er ingenting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de anleggene som har påslipp fra større sykehus. Dette er heller ikke forventet da tilførslene av østron, som et naturlig hormon, vil være uavhengig av sykehusdrift. Østron er også påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene, noe som viser at det er tilførsler fra deponiene til renseanleggene. Disse tilførslene er imidlertid betydelig lavere enn tilførsler fra andre uidentifiserte kilder med påslipp til avløpsvann.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonen av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på østron. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på østron enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene varierer fra <1 - 1 kg og er høyest fra VEAS.

I /8/ er det oppgitt konsentrasjoner av østron på 0,086 µg/l og 0,14 µg/l i innløpsvann og 0,001-0,005 µg/l i utløpsvann fra svenske renseanlegg. Dette er i samme størrelsesorden som denne undersøkelsen. Resultatene fra den svenske undersøkelsen viser at østron i stor grad fjernes i renseprosessen, noe som stemmer bra overens med denne undersøkelsen, spesielt for anlegg med biologisk rensetrinn.

8.4.10 Beta-østradiol

Bekkelaget renseanlegg

Beta-østradiol varierer mellom 0,015 og 0,016 µg/l i innløpsvann. Dette tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 1 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg. Beta-østradiol er påvist i slam i en prøve i en konsentrasjon på 6,1 µg/kg TS. I den andre slamprøven er ikke forbindelsen detektert over deteksjonsgrensen på 3 µg/kg TS, som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen (0,5 µg/kg TS). Samlet sett indikerer dette at forbindelsen i stor grad renses i anlegget (eksempelvis tas opp i slammet).

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann, men hvis halve deteksjonsgrensen (0,00005 µg/l) for utløpsvann legges til grunn vil tilførslene til resipient være noen få gram.

VEAS renseanlegg

I innløpsvannet til VEAS er det målt konsentrasjoner av beta-østradiol på 0,0049 - 0,0062 µg/l. Dette tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 1 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 70 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i slam i prosessen. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 1,2 og 3,3 µg/kg TS. Resultatene indikerer at konsentrasjonen av forbindelsen reduseres i anlegget og at det er en rense effekt.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,0014 og 0,0020 µg/l, som er de laveste konsentrasjonene målt i utløpsvann fra de undersøkte anleggene. Beregnede tilførsler til resipient er <1 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Beta-østradiol er påvist i en konsentrasjon på 0,01 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Dette tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget <1 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 69 % av det som går inn på anlegget renses basert på resultatene. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 3,5 µg/kg TS.

I renset sigevann fra Bøler avfallsdeponi er det målt en konsentrasjon av beta-østradiol på 0,0024 µg/l. Dette er 24 % av de konsentrasjonene som går inn på Sentralrenseanlegget RA-2. Med bakgrunn i mengde sigevann behandlet i 2004 på 14 millioner m^3 blir tilførslene til anlegget <1 gram/år, noe som er veldig lite i forhold til de estimerte totale tilførslene inn på anlegget. Resultatene indikerer at tilførslene hovedsakelig kommer fra andre kilder enn Bøler avfallsdeponi.

I utløpsvannet er det målt beta-østradiol i en konsentrasjon på 0,0031 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er < 1 kg/år.

TAU-renseanlegg

Beta-østradiol er påvist i en prøve av innløpsvann i en konsentrasjon på 0,0097 µg/l. I den andre prøven er ikke forbindelsen påvist over deteksjonsgrensen på 0,015 µg/l som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,0001 µg/l. Basert på den ene prøven blir tilførslene av forbindelsen inn på anlegget <1 kg/år.

Det ser ut til at forbindelsen i liten grad renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom inn- og utløpsvann. Beta-østradiol er imidlertid påvist i slammet i konsentrasjoner på 1,2 og 5,9 µg/kg TS, noe som indikerer en viss rense effekt.

Det er ikke påvist beta-østradiol i renset sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

I utløpsvannet er det målt konsentrasjoner av beta-østradiol på 0,0049 og 0,011 µg/l og beregnede tilførsler til resipient er < 1 kg/år.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det målt beta-østradiol i en konsentrasjon på 0,021 µg/l. Anlegget behandler en årlig vannmengde på ca. 5,5 millioner m^3 som tilsvarer tilførsler inn på anlegget < 1 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 80 % av forbindelsen renses i anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 0,84 µg/kg TS, som er lavt sammenliknet med de andre anleggene.

I utløpsvannet er konsentrasjonen av forbindelsen 0,0042 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i <1 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist beta-østradiol i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner mellom 0,009 og 0,01 µg/l. Basert på behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget <1 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 19 % av det som går inn på anlegget renses (eksempelvis tas ut i slam). Forbindelsen er ikke påvist i slam. Deteksjonsgrensen for slam var < 2 µg/kg TS som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg TS. Det kan derfor ikke utelukkes at forbindelsen finnes i slam på nivå med de andre undersøkte anleggene.

Konsentrasjonen i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning var 0,0025 µg/l. Basert på et behandlet sigevannsvolum på 491 000 m^3 blir tilførslene fra Lindum Ressurs og Gjenvinning betydelig lavere enn tilførslene totalt inn til anlegget.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,0066 og 0,0089 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten <1 kg/år.

Samlet vurdering

Beta-østradiol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer mellom <1 og 1 kg/år. De største tilførslene er inn til VEAS og Bekkelaget renseanlegg. Tilførslene inn til de andre anleggene er <1 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,0049 (VEAS) og 0,021 µg/l (Remmendalen). Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de anleggene som har påslipp fra større sykehus. Dette er heller ikke å forvente. Beta-østradiol er også påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene slik at det er tilførsler fra disse til renseanleggene av forbindelsen. Disse tilførslene er imidlertid betydelig lavere enn tilførslene fra andre kilder.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonen av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på beta-østradiol. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på beta-østradiol enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Tilførslene fra anleggene er < 1 kg/år.

Generelt er konsentrasjonene i innløps- og utløpsvann lavere for beta-østradiol enn metabolitten østron. Dette kan indikere at østron er mer persistent enn beta-østradiol (brytes saktere ned).

8.4.11 Etinyløstradiol

Bekkelaget renseanlegg

Etinyløstradiol er påvist i en prøve av innløpsvann i en konsentrasjon på 0,0017 µg/l. I den andre prøven er ikke forbindelsen påvist over deteksjonsgrensen på 0,002 µg/l, som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,0001 µg/l. Basert på konsentrasjonen i den første prøven kan det bety at deteksjonsgrensen er litt for høy til å detektere forbindelsen. Konsentrasjonen i innløpsvann tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget <1 kg/år.

Forbindelsen er påvist i en prøve fra utløpsvann i en konsentrasjon på 0,00028 µg/l. I den andre prøven er ikke forbindelsen påvist over deteksjonsgrensen på 0,0003 µg/l, som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,0001 µg/l. Etinyløstradiol er ikke påvist i slam fra anlegget over 3 µg/kg TS som er relativt mye høyere enn de generelle deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg TS. Det kan ikke utelukkes at forbindelsen finnes i slammet i lavere konsentrasjoner. Ser man på konsentrasjonsforskjellene mellom inn- og utløpsvann

tilsier disse at konsentrasjonen av forbindelsen i stor grad reduseres i renseprosessen og at forbindelsen dermed sannsynligvis tas ut i slammet.

Hvis konsentrasjonen i utløpsvann på 0,00028 µg/l legges til grunn blir tilførslene til resipient < 1 kg/år.

Etinyløstradiol er ikke påvist i sigevann fra Grønmo så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

I innløpsvannet til VEAS er det målt konsentrasjoner av etinyløstradiol på 0,00062 - 0,0013 µg/l. Dette tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden <1 kg/år.

I størrelsesorden 10 % av det som går inn på anlegget renses eller tas ut i slam i prosessen, basert på forskjellene i konsentrasjoner mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slammet fra VEAS, men deteksjonsgrensen var 2 µg/kg TS som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg TS. Resultatene er usikre i forhold til rense effekt av forbindelsen.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,00073 og 0,00081 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er <1 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder

Sentralrenseanlegget RA-2

Etinyløstradiol er påvist i en konsentrasjon på 0,00075 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Dette tilsvarer tilførsler av forbindelsen inn på anlegget <1 kg/år.

I størrelsesorden 16 % av det som går inn på anlegget renses basert på forskjellene i konsentrasjoner mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slammet i en konsentrasjon over 2 µg/kg TS. Det er forventet at forbindelsen finnes i slam hvis det er en reel rense effekt, men det er en mulighet for at deteksjonsgrensen er for høy.

I utløpsvannet er det målt etinyløstradiol i en konsentrasjon på 0,00063 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er < 1 kg/år.

Etinyløstradiol er ikke påvist i sigevann fra Bøler avfallsdeponi så forbindelsen tilføres fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

Etinyløstradiol er påvist i en prøve av innløpsvann i en konsentrasjon på 0,00055 µg/l. I den andre prøven er ikke forbindelsen påvist over deteksjonsgrensen på 0,015 µg/l som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,0001 µg/l. Basert på en behandlet mengde avløpsvann på 13,2 millioner m^3 og den ene prøven hvor forbindelsen er detektert blir tilførslene av forbindelsen inn på anlegget <1 kg/år.

Det ser ut til at forbindelsen i liten grad renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Etinyløstradiol er ikke påvist i slammet, men deteksjonsgrensen var 2 µg/kg TS for den ene prøven og 3 µg/kg TS for den andre, noe som kan være for høyt.

Det er ikke påvist etinyløstradiol i renset sigevann fra Tønsberg fyllplass (Taranrød) så tilførslene er fra andre kilder.

I utløpsvannet er det målt konsentrasjoner av etinyløstradiol på <0,0005 og 0,00079 µg/l. Basert på prøven der forbindelsen er detektert er tilførslene til resipient er < 1 kg/år.

Renseanlegget Remmendalen

Etinyløstradiol er ikke påvist i innløpsvann over deteksjonsgrensen på 0,001 µg/l. Dette er en høyere deteksjonsgrense enn den generelle på 0,0001 µg/l. Basert på konsentrasjonene i innløpsvann fra de andre anleggene er deteksjonsgrensen for høy til å påvise forbindelsen og det er rimelig å anta at den tilføres anlegget. Dette bekreftes av det faktum at etinyløstradiol er påvist i slammet fra Renseanlegget Remmendalen i en konsentrasjon på 0,64 µg/kg TS. Uansett vil tilførslene inn på anlegget være < 1 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 80 % av forbindelsen renses i anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 0,64 µg/kg TS, som er lavt sammenliknet med de andre anleggene.

I utløpsvannet er konsentrasjonen av forbindelsen 0,00034 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i <1 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist etinyløstradiol i innløpsvann til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner mellom 0,00046 og 0,0008 µg/l. Basert på behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget <1 kg/år.

I størrelsesorden 19 % av det som går inn på anlegget renses (eksempelvis tas ut i slam) basert på konsentrasjonsforskjellene mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slam. Deteksjonsgrensen for slam var < 2 µg/kg TS som var høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg TS. Det kan derfor ikke utelukkes at forbindelsen finnes i slam på nivå med de andre undersøkte anleggene.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,00036 og 0,00054 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten <1 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

Etinyløstradiol er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene er <1 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,00046 (Solumstrand) og 0,0017 µg/l (Bekkelaget). Etinyløstradiol brukes i p-piller sammen med gestagen. At konsentrasjonene er veldig lave kan være en konsekvens av at forbindelsen brytes raskt ned, men ifølge (/11/) er ikke etinyløstradiol lett nedbrytbar, noe som indikerer andre årsaker til de lave konsentrasjonene.

Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de anleggene som har påslipp fra større sykehus. Dette er heller ikke å forvente da forbindelsen brukes i prevensjonsmidler. Etinyløstradiol er ikke påvist i sigevann fra de undersøkte deponiene slik at tilførslene er fra andre kilder.

Selv om resultatene varierer ser det ut som om konsentrasjonen av forbindelsen avtar i utløpsvann sammenliknet med innløpsvann og at anleggene dermed har en rense effekt på etinyløstradiol. Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en større rense effekt på etinyløstradiol enn anleggene uten biologisk rensetrinn, men dette er usikkert. Det er spesielt Bekkelaget renseanlegg som har høy rensegrad basert på forskjellen mellom konsentrasjonen i innløpsvann og utløpsvann.

I /5/ er det oppgitt litteraturdata (sitert fra /14/) på målte konsentrasjoner av etinyløstradiol på 0,3 – 0,5 ng/l i utløp fra sedimentasjonstanker. I svenske renseanlegg er forbindelsen påvist i konsentrasjoner på 0,006-0,041 µg/l i innløpsvann mens det i utløpsvann ikke er påvist etinyløstradiol over deteksjonsgrensen på <0,0002 µg/l (/8/). I to danske renseanlegg er det registrert konsentrasjoner på 6,1-27 µg/l i innløpsvann og <1-4,5 µg/l i utløpsvann (/9/). I belgiske og tyske renseanlegg er det registrert etinyløstradiol i konsentrasjoner på 11-180 µg/l i innløpsvann og under deteksjonsgrensen i utløpsvann. I slam er forbindelsen ikke påvist i de belgiske og tyske anleggene. Dette indikerer, i likhet med østron, at forbindelsen effektivt fjernes i renseprosessen, noe som stemmer relativt bra overens med denne undersøkelsen, spesielt for anlegg med et biologisk rensetrinn. Etinyløstradiol er bare påvist ved ett tilfelle i slam (0,64 µg/kg TS) og ikke i sediment mens beta-østradiol og metabolitten østron er mer forekommende i slam. I denne undersøkelsen er det maksimum målt 0,8 ng/l i innløpsvann og 0,79 ng/l i utløpsvann, som er noe høyere enn nevnt over i utløp fra sedimentasjonstank, men betydelig lavere enn tallene oppgitt for svenske og danske renseanlegg.

8.4.12 Ibupofen

Bekkelaget renseanlegg

I innløpsvannet til Bekkelaget renseanlegg er det påvist ibuprofen i konsentrasjoner på 2,2 – 2,5 µg/l. Basert på en årlig mengde behandlet avløpsvann på 40 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 88 – 100 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Forbindelsen er heller ikke påvist i slammet fra anlegget. Konsentrasjonsforskjellene mellom innløps- og utløpsvann er store og indikerer at forbindelsen i høy grad renses i anlegget. Den er imidlertid ikke påvist slammet som man da kunne forvente. Det er mulig at deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS i slam er for høy til å påvise forbindelsen.

Ibuprofen er påvist i renset sigevann fra Grønmo i konsentrasjoner på 0,69 – 5 µg/l. Dette er i størrelsesorden 28 - > 100 % av konsentrasjonene som går inn på Bekkelaget renseanlegg. Sigevannsmengden som behandles på Grønmo var ca. 344 000 m^3 i 2004. Tilførslene av ibuprofen i sigevannet fra Grønmo blir da i størrelsesorden <1 – 2 kg/år. Dette utgjør maksimum 2 % av de totale tilførslene av ibuprofen inn til Bekkelaget renseanlegg.

Da det ikke er påvist ibuprofen i utløpsvann fra anlegget er tilførslene til resipient små. Basert på halve deteksjonsgrensen i utløpsvann (0,05 µg/l) blir tilførslene i størrelsesorden < 1 – 2 kg/år.

VEAS renseanlegg

I innløpsvannet til VEAS er det målt konsentrasjoner av ibuprofen på 2,4 – 2,9 µg/l. Basert på en årlig behandlet avløpsmengde i 2004 på 106 millioner m^3 blir tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 254 - 307 kg/år.

I størrelsesorden 92 % av det som går inn på anlegget renses, basert på forskjellene i konsentrasjoner mellom innløpsvann og utløpsvann. I likhet med Bekkelaget renseanlegg er

ikke forbindelsen påvist i slammet fra VEAS, noe man kunne forvente hvis forbindelsen tas ut i slam. Dette kan bety at deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS er for høy til å påvise forbindelsen i slammet.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,18 og 0,24 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 19 - 25 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Ibuprofen er påvist i en konsentrasjon på 3,0 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Med en avløpsmengde på 14 millioner m^3 i 2004 tilsvarer dette tilførsler av forbindelsen inn på anlegget på 42 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 97 % av det som går inn på anlegget renses. Forbindelsen er ikke påvist i slammet som, i likhet med de andre anleggene, indikerer at deteksjonsgrensen er for høy (50 µg/kg TS).

I renset sigevann fra Bøler avfallsdeponi er det påvist en ibuprofen konsentrasjon på 1,0 µg/l. Dette er i størrelsesorden 30 % av konsentrasjonene som går inn på anlegget. Sigevannsmengden som behandles på Bøler avfallsdeponi er ca. 50 000 m^3. Tilførslene av ibuprofen i sigevannet fra Bøler blir da <1 kg/år, som er en liten andel i forhold til de totale tilførslene av ibuprofen inn på Sentralrenseanlegget RA-2.

I utløpsvannet er det målt ibuprofen i en konsentrasjon på 0,1 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 1 kg/år.

TAU-renseanlegg

Ibuprofen er påvist i konsentrasjoner på 1,5 og 2,5 µg/l i innløpsvannet til TAU renseanlegg. Basert på en behandlet mengde avløpsvann på 13,2 millioner m^3 blir tilførslene av forbindelsen inn på anlegget 20 - 33 kg/år.

Det ser ut til at forbindelsen i liten grad renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Ibuprofen er ikke påvist i slammet, men deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS kan være for høy.

I renset sigevann fra Tønsberg fyllplass er det påvist en ibuprofen konsentrasjon på 1,3 µg/l. Dette er i størrelsesorden 65 % av konsentrasjonene som går inn på TAU anlegget. Sigevannsmengden som behandles på Tønsberg fyllplass er ca. 90 000 m^3. Tilførslene av ibuprofen i sigevannet fra deponiet blir da <1 kg/år, som er en liten andel i forhold til de totale tilførslene av ibuprofen inn til TAU renseanlegg.

I utløpsvannet er det målt konsentrasjoner av forbindelsen på 2,2 og 3,9 µg/l, det høyeste målt i utløpsvann. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 29 – 52 kg/år.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det påvist ibuprofen i en konsentrasjon på 3,9 µg/l, det høyeste målt i innløpsvann. Anlegget behandlet årlig en avløpsmengde på 5,5 millioner m^3 avløpsvann. Tilførslene inn på anlegget tilsvarer 21 kg/år basert på resultatet.

I størrelsesorden 38 % av forbindelsen renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slammet over deteksjonsgrensen (50 µg/kg TS).

I utløpsvannet er konsentrasjonen av forbindelsen 2,4 µg/l, som tilsvarer tilførslene til resipient i størrelsesorden 13 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist ibuprofen i innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner på 1,5 og 2,9 µg/l. Basert på behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 14 - 23 kg/år.

Forbindelsen ser ikke ut til å renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellene mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slam, men i likhet med de andre anleggene kan deteksjonsgrensen (50 µg/kg TS) være for høy til å detektere forbindelsen.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 2,2 og 3,0 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten i størrelsesorden 20 - 27 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

Ibuprofen er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Estimerte tilførsler inn til anleggene varierer fra 20 (Solumstrand) til 307 (VEAS) kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 1,5 (Solumstrand) og 3,9 µg/l (Remmendalen). Totalt er tilførslene inn til de undersøkte anleggene i størrelsesorden 445 – 530 kg/år. Omsetningsmengden i 2004 var 25 285 kg. Tilførslene inn til anleggene utgjør i størrelsesorden 0,1 – 1 % av omsetningsmengden. De totale tilførslene utgjør i størrelsesorden 2 % av omsetningen.

Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de anleggene som har påslipp fra større sykehus.

Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en stor rense effekt på ibuprofen. Forbindelsen er imidlertid ikke påvist i slammet i noen av de undersøkte anleggene, noe man kunne forvente ut fra dette. Dette kan være en konsekvens av at deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS er for høy. Resultatene tyder konsekvent på at anleggene med biologisk rensetrinn i høyere grad renser ibuprofen enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

Det er i litteraturdata oppgitt ibuprofenkonsentrasjoner i utløp fra sedimentasjonstanker på opp til 12 µg/l i en undersøkelse og maksimum 3,35 µg/l (median 0,26 µg/l) i en annen. I utløp fra renseanlegg er det oppgitt maksimumskonsentrasjon på 3,4 µg/l (median 0,81 µg/l, /5/ sitert). Ibuprofen fjernes i høy grad i renseanlegg /8/, noe som stemmer bra overens med resultatene fra renseanlegg med et biologisk rensetrinn i denne undersøkelsen. Det er imidlertid en betydelig lavere andel av ibuprofen som renses i de renseanleggene uten biologisk rensetrinn.

8.4.13 Triklosan

Bekkelaget renseanlegg

I innløpsvannet til Bekkelaget renseanlegg er det påvist triklosan i konsentrasjoner på 0,22 – 1,8 µg/l. Basert på en årlig mengde behandlet avløpsvann på 40 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 9 – 72 kg/år.

I størrelsesorden 62 % av forbindelsen som går in på anlegget renses, basert på forskjellene mellom konsentrasjonene i inn- og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 1700 og 2300 µg/kg TS. Dette viser at forbindelsen tas ut i slammet og at det er en relativt høy rense effekt av forbindelsen.

I utløpsvann fra anlegget er det påvist triklosan i konsentrasjoner på 0,10 – 0,16 µg/l, og beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 4 – 6 kg/år.

Triklosan er ikke påvist i sigevann fra Grønmo så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

I innløpsvannet til VEAS er det målt konsentrasjoner av triklosan på 0,41 – 0,78 µg/l. Basert på en årlig behandlet avløpsmengde i 2004 på 106 millioner m^3 blir tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 43 - 83 kg/år.

I størrelsesorden 58 % av det som går inn på anlegget renses, basert på forskjellene i konsentrasjoner mellom inn- og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 240 og 610 µg/kg TS. Dette viser at forbindelsen tas ut i slammet og at det er en relativt høy rense effekt av forbindelsen.

I utløpsvannet varierer konsentrasjonene mellom 0,12 og 0,43 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 13 - 46 kg/år.

VEAS mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Sentralrenseanlegget RA-2

Triklosan er påvist i en konsentrasjon på 0,53 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Med en avløpsmengde på 14 millioner m^3 i 2004 tilsvarer dette tilførsler av forbindelsen inn på anlegget på 7 kg/år.

Resultatene indikerer at i størrelsesorden 70 % av det som går inn på anlegget renses. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 2300 µg/kg TS.

I utløpsvannet er det målt triklosan i en konsentrasjon på 0,16 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 2 kg/år.

Det er ikke påvist triklosan i sigevann fra Bøler avfallsdeponi, så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

Ibuprofen er påvist i konsentrasjoner på 0,63 og 0,76 µg/l i innløpsvannet til TAU renseanlegg. Basert på en behandlet mengde avløpsvann på 13,2 millioner m^3 blir tilførslene av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 8 - 10 kg/år.

Resultatene tyder på at i størrelsesorden 62 % av det som går inn på anlegget renses. Forbindelsen er påvist i slammet i konsentrasjoner på 320 og 1300 µg/kg TS. Resultatet indikerer en rense effekt av forbindelsen

I utløpsvannet er det målt konsentrasjoner av forbindelsen på 0,15 og 0,39 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient er i størrelsesorden 2 – 5 kg/år.

Det er ikke målt triklosan i sigevann fra Tønsberg fyllplass, så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det påvist triklosan i en konsentrasjon på 0,53 µg/l. Anlegget behandler årlig en avløpsmengde på ca. 5,5 millioner m^3. Tilførslene inn på anlegget tilsvarer da 3 kg/år.

I størrelsesorden 30 % av forbindelsen renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 430 µg/kg TS. Resultatet indikerer en rense effekt av forbindelsen ved at den tas ut i slam.

I utløpsvannet er konsentrasjonen av forbindelsen 0,37 µg/l, som tilsvarer tilførsler til resipient i størrelsesorden 2 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist triklosan i innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg i konsentrasjoner på 0,67 og 1,8 µg/l. Basert på behandlet volum avløpsvann i 2004 på ca. 9 millioner m^3 blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 6 - 16 kg/år.

I størrelsesorden 15 % av forbindelsen renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 21 µg/kg TS, det laveste målt i slam av forbindelsen.

I utløpsvann varierer konsentrasjonen mellom 0,69 og 1,2 µg/l som tilsvarer tilførsler til resipienten i størrelsesorden 6 - 11 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

Triklosan er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene. Tilførsler inn til anleggene varierer fra 3 (Solumstrand) til 83 kg/år (VEAS). Totalt er beregnede tilførsler til anleggene i størrelsesorden 76 - 191 kg/år. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom 0,22 (Bekkelaget) og 1,8 µg/l (Solumstrand og Bekkelaget). Omsetningsmengden av triklosan i 2004 var 1750 kg. Tilførslene inn til anleggene utgjør i størrelsesorden 0,2 – 1 % av omsetningsmengden og de totale tilførslene utgjør mellom 4 og 11 % av omsetningsmengden.

Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de anleggene som har påslipp fra større sykehus.

Samlet sett er det indikasjoner på at renseanleggene med biologisk rensetrinn har en god rense effekt på triklosan. Forbindelsen er påvist i slammet i alle de undersøkte anleggene, noe man kunne forvente basert på at det er en rense effekt. Resultatene tyder på at anleggene med biologisk rensetrinn i høyere grad tar ut triklosan i slammet enn anleggene uten biologisk rensetrinn.

8.4.14 DEHA

Bekkelaget renseanlegg

Det er påvist konsentrasjoner av DEHA i innløpsvannet til Bekkelaget renseanlegg i to av tre prøver i konsentrasjoner på 0,65 og 5,5 µg/l. Deteksjonsgrensen for forbindelsen var 0,2 µg/l. Med en behandlet mengde avløpsvann på 40 millioner m^3 blir tilførslene inn til anlegget i størrelsesorden 4 – 220 kg hvis halve deteksjonsgrensen legges til grunn for laveste verdi.

I størrelsesorden 86 % av forbindelsen renses i anlegget basert på konsentrasjonsforskjellen mellom innløpsvann og utløpsvann. Forbindelsen er ikke påvist i slammet under deteksjonsgrensen, noe man skulle forvente hvis det er en rense effekt av forbindelsen. Deteksjonsgrensen i den ene prøven var 100 µg/kg TS og i den andre 400 µg/kg TS. Det er sannsynlig at deteksjonsgrensene er for høye til å påvise forbindelsen i slam.

DEHA er påvist i renset sigevann fra Grønmo i en konsentrasjon på 0,76 µg/l. Dette er i størrelsesorden 11 - > 100 % av konsentrasjonene som går inn på anlegget. Sigevannsmengden som behandles på Grønmo var ca. 344 000 m^3 i 2004. Estimerte tilførsler av DEHA i sigevannet fra Grønmo blir da i størrelsesorden <1 kg/år, og utgjør i størrelsesorden <1 – 7 % av tilførslene inn på anlegget.

I utløpsvann er forbindelsen påvist i en av tre prøver over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Konsentrasjonen var da 0,18 µg/l. Beregnede tilførsler til resipient blir da i størrelsesorden 2 – 7 kg/år hvis halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) legges til grunn for laveste verdi.

VEAS renseanlegg

DEHA er ikke påvist i avløpsvann eller slam fra VEAS. Deteksjonsgrensene var 0,2 µg/l for innløpsvann, 0,1 µg/l for utløpsvann og 100 µg/kg TS for slam.

Sentralrenseanlegget RA-2

DEHA er påvist i en konsentrasjon på 0,34 µg/l i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2. Med en avløpsmengde på 14 millioner m^3 i 2004 tilsvarer dette tilførsler av forbindelsen inn på anlegget i størrelsesorden 5 kg/år.

Det er ikke påvist DEHA i utløpsvann fra anlegget. Forbindelsen er påvist i slammet i en konsentrasjon på 400 µg/kg TS. Sentralrenseanlegget RA-2 er det eneste anlegget hvor forbindelsen er påvist i slam. Dette kan indikere at det er en god rense effekt av forbindelsen og at den tas ut i slammet.

Hvis halve deteksjonsgrensen i utløpsvann (0,05 µg/l) legges til grunn blir tilførslene til resipient i størrelsesorden 1 kg/år.

Det er ikke målt DEHA i sigevann fra Bøler avfallsdeponi, så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

TAU-renseanlegg

DEHA er ikke påvist i innløpsvannet til TAU renseanlegg. Deteksjonsgrensene var henholdsvis 0,3 og 0,4 µg/l som er høyere enn den generelle på 0,2 µg/l for innløpsvann. Forbindelsen er påvist i utløpsvann i en av to prøver. Konsentrasjonen var da 0,15 µg/l. Dette viser at det er tilførsler inn på anlegget som ikke blir detektert i prøvene av innløpsvann. Hvis halve deteksjonsgrensen for innløpsvann (0,15 µg/l) legges til grunn blir tilførslene inn anlegget i størrelsesorden 2 kg/år.

Forbindelsen er heller ikke påvist i slammet. Deteksjonsgrensene var 200 og 300 µg/kg TS. Basert på at det er tilførsler inn på anlegget er det rimelig å anta at forbindelsen finnes i slammet men at deteksjonsgrensene er for høye til å detektere den. At forbindelsen er påvist i utløpsvann og ikke i innløpsvann kan indikere at den i liten grad renses i anlegget ved eksempelvis å tas ut i slammet.

Hvis konsentrasjonen i utløpsvann i den ene prøven (0,15 µg/l) og halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) for den andre prøven legges til grunn blir tilførslene til resipient i størrelsesorden 1 – 2 kg/år.

Det er ikke målt DEHA i sigevann fra Tønsberg fyllplass så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Renseanlegget Remmendalen

I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det påvist DEHA i en konsentrasjon på 0,40 µg/l. Anlegget behandler årlig en avløpsmengde på ca. 5,5 millioner m^3. Tilførslene inn på anlegget tilsvarer da 2 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. DEHA er heller ikke påvist i slammet over deteksjonsgrensen på 200 µg/kg TS. Man skulle forvente å finne igjen noe av forbindelsen i slammet, men sannsynligvis er deteksjonsgrensen for høy.

Tilførslene fra anlegget er relativt små. Hvis halve deteksjonsgrensen for utløpsvann legges til grunn blir tilførslene < 1 kg/år.

Anlegget mottar ikke sigevann fra noen av de undersøkte deponiene så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Solumstrand renseanlegg

Det er påvist DEHA i innløpsvannet til Solumstrand renseanlegg i en konsentrasjon på 2,9 µg/l i en prøve. I den andre prøven er ikke forbindelsen detektert over deteksjonsgrensen på 0,4 µg/l, som er høyere enn den generelle deteksjonsgrensen på 0,2 µg/l. I 2004 behandlet anlegget ca. 9 millioner m^3 avløpsvann. Hvis halve deteksjonsgrensen (0,1 µg/l) og 2,9 µg/l legges til grunn blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 1 - 18 kg/år.

Forbindelsen er påvist i utløpsvann i en prøve på 1,3 µg/l. I den andre prøven var deteksjonsgrensen forhøyet (1 µg/l) i forhold til den generelle deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l, som sannsynligvis er årsaken til at forbindelsen ikke er detektert også i denne prøven. Forbindelsen er ikke påvist i slammet over deteksjonsgrensen på 100 µg/kg TS. Man skulle også her forvente å finne igjen forbindelsen i slammet, men sannsynligvis er deteksjonsgrensen for høy. Det er vanskelig å konkludere i hvilken grad DEHA renses i anlegget.

Hvis halve deteksjonsgrensen for utløpsvann (0,05 µg/l) og 1,3 µg/l legges til grunn blir tilførslene til resipient i størrelsesorden < 1 kg – 12 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i sigevann fra Lindum Ressurs og Gjenvinning så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

Samlet vurdering

DEHA er påvist i avløpsvann fra alle de undersøkte anleggene unntatt VEAS, men Konsentrasjonene inn og ut av anleggene varierer mye så det vanskelig å konkludere. Eksempelvis varierer konsentrasjonen inn til Bekkelaget renseanlegg mellom < 0,2 og 5,5 µg/l. Hva dette skyldes vites ikke men det kan indikere store naturlige variasjoner i tilførslene. Tilførsler inn til anleggene varierer i størrelsesorden fra 1 kg/år (Solumstrand) til 220 kg/år (Bekkelaget). Totalt er tilførslene til anleggene i størrelsesorden 14 - 247 kg/år, basert på resultatene. Konsentrasjonene i innløpsvann varierer mellom <0,2 (flere anlegg) og 5,5 µg/l (Bekkelaget). DEHA benyttes som mykgjører i kosmetikk men også i andre produkter. Anslått omsetningsmengde av DEHA i 2004 var 300 kg for kosmetiske produkter, mens

OBS-lista anslår et årlig forbruk i Norge på 10-50 tonn. I produktregisteret er det oppgitt en mengde på 14,4 tonn i 2003. Basert på omsetningen i kosmetiske produkter på 300 kg utgjør de totale tilførslene av DEHA inn på anleggene i størrelsesorden 5 - 83 % av omsetningsmengden. Sistnevne er en meget stor andel og indikerer at omsetningen i kosmetiske produkter er høyere eller at kilden også er andre produkter enn kosmetikk.

Det er ingen ting i resultatene som indikerer at Bekkelaget eller Remmendalen har lavere konsentrasjoner sammenliknet med de andre anleggene som har påslipp fra større sykehus.

Resultatene viser at forbindelsen kan tas ut i slam og at det er en viss rense effekt. Dette er relativt tydelig for Sentralrenseanlegget RA-2 og Bekkelaget renseanlegg. Det er ikke grunnlag for å konkludere på en eventuell forskjell mellom anleggene med og uten et biologisk rensetrinn.

8.4.15 BHA

Bekkelaget Renseanlegg

BHA er påvist i innløpsvann til Bekkelaget renseanlegg i en av tre prøver over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Konsentrasjonen av BHA var da 0,16 µg/l. Hvis halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) og et avløpsvolum på 40 millioner m^3 (2004) legges til grunn blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 2 – 6 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i slammet over deteksjonsgrensen på 50 µg/kg TS. Forbindelsen er påvist i utløpsvann i en av tre prøver i en konsentrasjon på 0,10 µg/l. Deteksjonsgrensen var 0,1 µg/l.

Basert på halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) og 0,1 µg/l blir tilførslene til resipient i størrelsesorden 2 – 4 kg/år.

BHA er ikke påvist i sigevann fra Grønmo så tilførslene er fra andre uidentifiserte kilder.

VEAS renseanlegg

BHA er ikke påvist i avløpsvann eller slam fra VEAS. Deteksjonsgrensen for avløpsvann var 0,1 µg/l og for slam 50 µg/kg TS i den ene prøven og 200 µg/kg TS i den andre.

Sentralrenseanlegget RA-2

BHA er ikke påvist i avløpsvann eller slam fra Sentralrenseanlegget RA-2. Deteksjonsgrensen for avløpsvann var 0,1 µg/l og for slam 150 µg/kg TS.

TAU renseanlegg

BHA er påvist i innløpsvann til TAU renseanlegg i en av to prøver over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Konsentrasjonen av BHA var da 0,10 µg/l. Hvis halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) og et avløpsvolum på 13,2 millioner m^3 (2004) legges til grunn blir tilførslene inn på anlegget i størrelsesorden 1 kg/år.

Forbindelsen er ikke påvist i utløpsvann over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Heller ikke i to slamprøver er BHA påvist over deteksjonsgrensen på 50 og 100 µg/kg TS.

Hvis halve deteksjonsgrensen (0,05 µg/l) legges til grunn vil tilførslene til resipient bli i størrelsesorden 1 kg/år.

Renseanlegget Remmendalen

BHA er ikke påvist i avløpsvann eller slam fra Renseanlegget Remmendalen. Deteksjonsgrensen for avløpsvann var 0,1 µg/l og for slam 50 µg/kg TS.

Solumstrand renseanlegg

BHA er ikke påvist i avløpsvann eller slam fra Solumstrand renseanlegg. Deteksjonsgrensen for innløpsvann var 1 µg/l og for utløpsvann 0,2 µg/l, som var høyere enn de generelle deteksjonsgrensen på 0,1 µg/l. Deteksjonsgrensen for slam var 50 µg/kg TS.

Samlet vurdering

Forbindelsen er bare påvist i avløpsvann fra Bekkelaget og TAU renseanlegg. Dette kan indikere lokale tilførsler inn til Bekkelaget renseanlegg i størrelsesorden 2 - 6 kg/år og til TAU renseanlegg 1 kg/år. Den årlige omsetningen på 100 kg er liten så lave konsentrasjoner av denne forbindelsen i avløpsvann er å forvente. Hvis tilførsler inn på TAU og Bekkelaget renseanlegg i størrelsesorden 1 – 6 kg/år legges til grunn utgjør dette 1 – 6 % av omsetningen.

8.5 Resipient

Når utløpsvann fra renseanleggene går ut i resipientene vil det fortynnes. I hvilken grad det fortynnes er avhengig av lokale forhold som eksempelvis diffusor på avløpsrøret, dybden for utslippet, saltholdighet, temepratur, strømforhold m.m. Det er imidlertid et generelt poeng at fortynningen vil bidra til lavere konsentrasjoner enn det som tilføres fra avløpsvann. Avstanden fra utslippspunktet til der vannprøvene ble tatt vil derfor ha betydning. I diskusjonen under er enkle fortynningsfaktorer angitt. Det er i denne sammenheng viktig å være klar over at prøvene av overflatevann er tatt på en annen dato enn prøvene av avløpsvann fra renseanleggene. Med en variasjon i konsentrasjoner av de undersøkte forbindelsene er det ikke å forvente å finne en direkte sammenheng mellom konsentrasjonene av enkeltforbindelsene ut av anlegget og konsentrasjonene i overflatevann. En eventuell sammenheng mellom de konsentrasjonene som går ut ifra renseanleggene, og tilføres resipient, og målte konsentrasjoner i overflatevann er allikevel indikert ved enkle fortynningsfaktorer.

De fleste stasjonene er lokalisert nær utslippspunktet. Referansestasjonene er plassert langt unna utslippspunktene som er antatt å være upåvirket av utslippene. En av disse (ØYER-03) er lokalisert i Øyeren hovedbasseng. Denne stasjonen er plassert over 10 km fra utslippspunktet til Sentralrenseanlegget RA-2. I indre Oslofjord er det plassert en referansestasjon (JAMP-30 B) mellom Gåsøya og Blakstad som er 3- 5 km fra VEAS renseanlegg. Det er også plassert en referansestasjon ved Bybrua i Drammen som er ca. 5 km fra Solumstrand renseanlegg. I kombinasjon med gjeldende deteksjonsgrenser kan plasseringen av disse stasjonene bidra til at forbindelsene ikke påvises i overflatevann. Det er også viktig å nevne at forholdene i vannsøylen på ingen måte er statiske, og en vannprøve gir bare et øyeblikksbilde.

Sediment er generelt et bedre prøvemedium for å påvise eventuelle forbindelser, fordi de fleste forbindelse i større eller mindre grad vil binde seg til fast stoff og akkumuleres i sedimentet. Forholdene i sedimentet er også langt mer stabile enn i vannsøylen, og vil reflektere mer enn kun et øyeblikksbilde. Dette er forklaringen på at flere av forbindelsene er detektert bare i sediment og ikke i overflatevann. En logisk konsekvens av dette er at forbindelser som bare er detektert i sediment må ha blitt transportert i vannsøylen. Generelt vil også sedimentets innhold av totalt organisk karbon (TOC) og andel finpartikulært materiale (silt og leire) ha stor betydning for hvor godt forbindelser binder seg til sedimentet.

Forbindelsene som er inkludert i denne undersøkelsen er ikke lett nedbrytbare basert på tilgjengelig informasjon. Det betyr at hvis evt. tilførsler fra renseanleggene ikke påvises i resipienten (overflatevann eller sediment) er det rimelig å anta at det skyldes at konsentrasjonene er for lave til at de kan påvises, men det utelukker ikke at de er forekommer

både i vannsøylen og i sedimentet. Et poeng er også at Nitelva og Øyeren er ferskvannsresipienter mens de andre er sjøresipienter. Om dette eventuelt har en betydning er ikke vurdert.

8.5.1 Zoplikon

Zoplikon er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Deteksjonsgrensen var 0,05 µg/l. Zoplikon er påvist i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene unntatt Solumstrand renseanlegg, og det er derfor å forvente at zoplikon skulle påvises i resipienten. Utslippene fra renseanleggene kan imidlertid ikke detekteres i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense.

Zoplikon er påvist i sediment fra Nitelva, rett nedstrøms utslippet fra Sentralrenseanlegget RA-2, i en konsentrasjon på 28 µg/kg TS. Forbindelsen er påvist i utløpsvann fra anlegget i en konsentrasjon på 2,4 µg/l som er den klart høyeste konsentrasjonen målt i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene.

8.5.2 Trimethoprim

Trimethoprim er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Deteksjonsgrensen var 0,02 µg/l. Forbindelsen er påvist i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene, og det er derfor å forvente at forbindelsen skulle påvises i resipienten. Utslippene fra renseanleggene kan imidlertid ikke detekteres i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense.

I sedimentet er trimethoprin påvist ved utslippet fra Bekkelaget og Renseanlegget Remmendalen samt Sentralrenseanlegget RA-2.

Ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 1,2 µg/kg TS. Konsentrasjonen i utløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg var 0,16 og 0,34 µg/l.

Ved utslippspunktet fra Renseanlegget Remmendalen er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 1,8 µg/kg TS. I utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen ble det målt konsentrasjoner av trimethoprim på 0,24 µg/l.

I Nitelva nedstrøms utslippunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er det påvist trimethoprim i en konsentrasjon på 2,3 µg/kg TS. I utløpsvann fra Sentralrenseanlegget RA-2 er det målt en konsentrasjon av forbindelsen på 0,57 µg/l.

Til sammenlikning er trimethoprim tidligere påvist i 27 % av undersøkte bekker/elver i USA. Maksimumskonsentrasjon er i (/12/) oppgitt til 0,3 µg/l. Dette er betydelig høyere enn i denne undersøkelsen hvor forbindelsen ikke er detektert over deteksjonsgrensen på 0,02 µg/l.

Sammenliknet med toksisitetstester ga akutt eksponering av trimethoprim (10 µg/l) ingen effekt på utvikling eller reproduksjon hos *Daphnia*, men en blanding av erythromycin, triklosan og trimethoprim (totalt 30 µg/l) ga en signifikant nedgang i sex ratio (forholdet mellom antall hunner og hanner) hos *Daphnia* (/12/). Laveste EC_{50} på alger er 16 mg/l. Forbindelsen er ikke påvist i overflatevann i denne undersøkelsen men eventuelle nivåer er under 0,02 µg/l som er mye lavere enn det som er observert å gi en effekt på *Daphnia* i følge (/12/).

8.5.3 Ciprofloxacin

Ciprofloxacin er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Deteksjonsgrensen var 0,05 µg/l. Forbindelsen er bare påvist i utløpsvann fra Solumstrand renseanlegg i en av to prøver. Konsentrasjonen av ciprofloxacin i denne prøven var 1,9 µg/l. Forbindelsen er ellers bare påvist i innløpsvann til Bekkelaget renseanlegg i en av tre prøver og i en konsentrasjon på 0,44 µg/l. I sediment/slam fra renseanleggene er forbindelsen påvist i alle de undersøkte

anleggene i relativt høye konsentrasjoner (100 – 3800 µg/kg TS), noe som viser at det er tilførsler inn på alle anleggene. Forbindelsen vil brytes ned i kontakt med sollys, noe som kan være en forklaring på hvorfor den ikke er detektert i overflateprøver.

I sediment er ciprofloxacin påvist i Drammensfjorden (ved bybrua), Iddefjorden, Øyeren og Nitelva. Stasjonen i Drammensfjorden er lokalisert ved bybrua i Drammenselva, og konsentrasjonen var her 10 µg/kg TS. Stasjonen er lokalisert ca. 5 km fra Solumstrand renseanlegg, og det er vanskelig å relatere forekomsten av ciprofloxacin til tilførslene fra Solumstrand renseanlegg. Tilførsler via Drammenselva kan ikke utelukkes. I denne sammenheng er det interessant at forbindelsen er den aktive metabolitten til Enrofoxacin (/11/). Enrofloxacin er også påvist på denne stasjonen (10 µg/kg TS) og er et veterinærprodukt som benyttes til både kjæledyr og dyr knyttet til landbruk (storfe og svin).

På stasjonen ved utslippspunktet fra Renseanlegget Remmendalen i Iddefjorden er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 30 µg/kg TS. Forbindelsen er som nevnt ikke påvist i utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen men i slammet, noe som viser at det er tilførsler inn til anlegget og tilførsler fra anlegget til resipient kan heller ikke utelukkes. At stasjonen er påvirket av tilførsler av ciprofloxacin fra renseanlegget kan ikke utelukkes. Stasjonen er plassert ved utløpet av Remmenbekken, noe som også kan ha betydning tatt i betraktning forbindelsens bruksområde i veterinærprodukter benyttet på kjæledyr storfe og svin.

På stasjonen i Nitelva rett nedstrøms utslippet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er ciprofloxacin påvist i en konsentrasjon på 130 µg/kg TS. På stasjonen i Øyeren hovedbasseng er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 13 µg/kg TS. Begge stasjonene ligger i resipienter som mottar avløpsvann fra renseanlegget. Forbindelsen er imidlertid ikke påvist i utløpsvann fra anlegget men i slam, noe som viser at det er tilførsler inn til anlegget. Det kan derfor ikke utelukkes at stasjonene er påvirket av tilførsler fra Sentralrenseanlegget RA-2. Tatt i betraktning bruksområdet til ciprofloxacin kan heller ikke tilførsler fra Nitelva generelt eller via avrenningsvann til Øyeren utelukkes.

Alle lokalitetene hvor ciprofloxacin er påvist i sediment er lokalisert i elver eller i avrenningsområdet til elver. Elver har avrenning fra jordbruksområder i større eller mindre grad. Tatt i betraktning at forbindelsen er et veterinærprodukt som brukes til kjæledyr og storfe og svin stemmer dette bra overens med hvor forbindelsen er påvist.

Ciprofloxacin er ikke påvist i sediment i den svenske screeningen i 2002/2003 (/4/). Undersøkelsen påviste imidlertid ciprofloxacin i konsentrasjoner på opptil 8,5 ng/g våtvekt i biota. I denne undersøkelsen er ingen forbindelser påvist i biota. Deteksjonsgrensene er imidlertid mye høyere enn det som er oppgitt fra den svenske screeningen i 2002/2003.

8.5.4 Linezolid

Linezolid er ikke påvist i noen prøver av overflatevann. Deteksjonsgrensen var 0,03 µg/l. Forbindelsen er bare påvist i innløpsvann, utløpsvann og slam fra Renseanlegget Remmendalen. Den er også påvist i sigevann fra Rokke avfallsanlegg. Begge anleggene er lokalisert i Halden.

Konsentrasjonen i utløpsvann fra Renseanlegget Remmendalen var 6,1 µg/l. Tilførselen av linezolid fra anlegget kan imidlertid ikke påvises i vannsøylen med gjeldende deteksjonsgrense. I sedimentet på stasjonen ved utslippunktet fra Renseanlegget Remmendalen er linezolid påvist i en konsentrasjon på 25 µg/kg TS. Det er sannsynlig at stasjonen er påvirket av tilførslene av linezolid fra Renseanlegget Remmendalen.

Linezolid produseres i Halden som sannsynligvis er årsaken til at forbindelsen bare er påvist her. Dette forutsetter at det er påslipp til avløpsvann fra produsenten, noe som ikke er bekreftet.

8.5.5 Furosemid

Furosemid er påvist i inn- og utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene. Dette indikerer tilførsler av forbindelsen til de respektive resipientene.

Forbindelsen er imidlertid bare påvist i overflatevann på én stasjon lokalisert ved utslippspunktet fra Solumstrand renseanlegg. Utslippene fra de andre renseanleggene kan derfor ikke detekteres med gjeldende deteksjonsgrense (0,05 µg/l).

Konsentrasjonen i utløpsvann fra Solumstrand renseanlegg var 0,20 og 0,55 µg/l. I overflatevann ved utslippspunktet er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 0,054 µg/l. Dette tilsvarer en fortynning på en faktor 10 i forhold til konsentrasjonen i utløpsvann.

Furosemid er ikke påvist i sediment i noen av resipientene over deteksjonsgrensen på 5 µg/kg TS. I renseanleggene er imidlertid forbindelsen påvist i slam i konsentrasjoner mellom 35 og 79 µg/kg TS, noe som viser at forbindelsen binder seg til fast stoff. På Solumstrand, VEAS og Renseanlegget Remmendalen er forbindelsen imidlertid ikke påvist over 30 µg/kg TS i slammet. Resultatene tyder på en relativt høy "rensegrad" av forbindelsen, noe som indikerer at relativt lite tilføres resipientene. Dette kan også være en del av forklaringen på hvorfor den ikke detekteres i sedimentet. Når forbindelsen er påvist i overflatevann er det imidlertid nærliggende å forvente å finne den igjen i sediment. Det kan ikke utelukkes at forbindelsen brytes ned relativt hurtig, men det er ikke funnet noe informasjon på nedbrytbarhet.

Til sammenlikning er furosemid detektert i flodvann i konsentrasjoner 0,0017 – 0,067 µg/l og 0,2547 µg/l i et annet tilfelle (/11/, sitert). Dette er i samme størrelsesorden som den påviste konsentrasjonen i overflatevann (0,054 µg/l) ved utløpet fra Solumstrand renseanlegg. (Läkemedelverket i Sverige har angitt en grenseverdi for negative effekter i miljøet (PNEC, Predicted No Effect Concentration) på 100 µg/l, som er langt over det som er detektert i undersøkelsen i (/11/) og i overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg i denne undersøkelsen.

8.5.6 Østron

Østron er påvist i alle overflateprøver og sedimentprøver. Forbindelsen er også påvist i utløpsvann fra alle renseanleggene.

<u>Indre Oslofjord – utslippet via Bekkelaget renseanlegg</u>

I overflatevann ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg er østron påvist i en konsentrasjon på 0,00059 µg/l. I utslippet fra Bekkelaget renseanlegg er østron påvist i konsentrasjoner mellom 0,0013 og 0,0015 µg/l, som er en faktor 2 – 3 høyere en det som er påvist i resipienten. Det er vanskelig å relatere konsentrasjonen i overflatevann til utslippet fra Bekkelaget renseanlegg. En generell betraktning er at fortynningen vil være stor og en fortynning på 2-3 vil sannsynligvis være tilfellet få meter fra utslippet. Overflateprøven er tatt nær utslippet men det er lite sannsynlig at det som måles i overflatevann bare kan relateres til utslippet fra Bekkelaget renseanlegg.

I sediment er østron påvist i en konsentrasjon på 3,2 µg/kg TS i overflatesjiktet (0-2 cm). Dette viser at forbindelsen akkumuleres i sedimentet. Dette er betydelig høyere enn det som er funnet utenfor utslippet til VEAS (0,60 µg/kg TS). Konsentrasjonene i utslippet fra Bekkelaget renseanlegg er ikke høyere enn fra VEAS og tilførslene ut fra anlegget på

Bekkelaget er lavere. Dette indikerer andre tilførsler enn via utløpsvann fra renseanleggene, men også at lokale forhold (eksempelvis sedimenteringsforhold) er av betydning.

Indre Oslofjord – utslippet via VEAS renseanlegg

Østron er påvist i en konsentrasjon 0,00078 µg/l i overflatevann ved utslippspunktet fra VEAS. Dette er en faktor 8 - 10 lavere enn konsentrasjonene utløpsvann fra anlegget som var 0,006 og 0,0078 µg/l.

I sediment nær utslippspunktet fra VEAS er konsentrasjonen av østron 0,60 µg/kg TS, som er betydelig lavere enn det som er funnet utenfor utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Man kunne forvente at konsentrasjonene i sediment utenfor VEAS var høyere enn utenfor Bekkelaget da tilførslene fra VEAS er større, men lokale forhold som vannbevegelse / sedimentering vil være av betydning. Det kan ikke utelukkes at det også er andre tilførsler enn via avløpsvann for østron.

Det er også påvist østron i overflatevann i en konsentrasjon på 0,00073 µg/l på en stasjon mellom Gåsøya og Blakstad (JAMP-30B). Dette er i samme størrelsesorden som ved utslippspunktet fra VEAS. Stasjonene ligger noen tusen meter fra utslippspunktet til anlegget. Funnet av østron her kan vanskelig relateres til VEAS, og det tyder på at østron er generelt forekommende i miljøet.

I sedimentet på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad er konsentrasjonen av østron 0,41 µg/kg TS, noe lavere enn utenfor VEAS.

Nitelva og Øyeren – utslippet via Sentralrenseanlegget RA- 2

På stasjonen nedstrøms utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er det påvist østron i en konsentrasjon på 0,0011 µg/l. Dette er en faktor 12 lavere enn konsentrasjonen på 0,013 µg/l i utløpsvannet fra RA-2. I sedimentet er det målt en konsentrasjon på 1,2 µg/kg TS, som er høyere enn ved utslippspunktet til VEAS (0,60 µg/kg TS) som har større tilførsler.

På stasjonene i Øyeren hovedbasseng er østron påvist i en konsentrasjon på 0,00022 µg/l i overflatevann og 0,24 µg/kg TS i sediment. Dette er en faktor 60 lavere enn i utløpsvannet fra RA-2 og en faktor 5 lavere enn overflatevann nedstrøms utslippet. Stasjonen er over 10 km fra utslippspunktet til RA-2 og fortynningen vil være mye større enn 5 ganger hvis tilførslene utelukkende var fra utslippet. Resultatene tyder igjen på at østron generelt er forkommende i miljøet og at det kan være andre tilførsler i tillegg til via avløspvann.

Tønsberg – utslippet via TAU renseanlegg

I overflatevann ved utslippet til TAU renseanlegg er konsentrasjonene av østron målt til 0,00066 µg/l. Dette er en faktor 30 - 70 lavere enn konsentrasjonen målt i utløpsvannet fra TAU som var 0,021 – 0,048 µg/l. Dette er også noe lavere enn på stasjonen som ligger mellom Gåsøya og Blakstad i indre Oslofjord, som ligger noen tusen meter unna utslippspunktet til VEAS. I likhet med de andre undersøkte anleggene er det tilførsler fra TAU renseanlegg men det er vanskelig å utelukkende relatere konsentrasjonene i utløpsvannet til det som måles i overflatevann.

I sediment er konsentrasjonen 0,10 µg/kg TS ved utslippet fra TAU, som er det lavest detektert i sediment. På en stasjon noen tusen meter sydøst for TAU renseanlegg (referansestasjon) er det målt 0,21 µg/kg TS av østron i sedimentet.

Halden – sigevann fra Rokke avfallsanlegg og utslippet via Renseanlegget Remmendalen

Ved utslippsrøret fra Rokke avfallsanlegg i Unnebergbekken er det påvist østron i en konsentrasjon på 0,0010 µg/l. I sigevann fra Rokke avfallsanlegg ble det målt 0,0063 og 0,0096 µg/l. Konsentrasjonen i Unnebergbekken er en faktor 6 – 10 høyere enn ved utslippsrøret. I sedimentet fra Unnebergbekken er østron påvist en konsentrasjon på 1,2 µg/kg TS. Rensetrinnet ved Rokke avfallsanlegg fungerte ikke ved prøvetakingen og det var ikke mulig å ta prøve av sigevannsediment. De konsentrasjonene man måler i Unnebergbekken kan relateres til sigevann fra Rokke avfallsanlegg, men tilførsler via Unnebergbekken generelt kan heller ikke utelukkes.

Det er ikke tatt prøve av overflatevann ved utslippet fra Renseanlegget Remmendalen. I sedimentet ved utslippet er østron påvist i en konsentrasjon på 9,9 µg/kg TSm som er det høyeste målt. I innløpsvannet til Renseanlegget Remmendalen er det målt østron i en konsentrasjon på 0,086 µg/l, det høyeste målt i innløpsvann, og i utløpsvannet 0,021 µg/l. Det er tilførsler fra Renseanlegget Remmendalen til resipienten men det er vanskelig å relatere det man måler i resipienten til tilførslene. Andre generelle tilførsler kan ikke utelukkes.

Drammensfjorden – utslippet via Solumstrand renseanlegg

I overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg er østron påvist i en konsentrasjon på 0,0015 µg/l. Dette er en faktor 2 – 4 lavere enn konsentrasjonene i utløpsvann fra anlegget som var 0,023 – 0,055 µg/l. En fortynning på 2 – 4 ganger vil sannsynligvis være tilfellet kun få meter fra utslippspunktet (røret). Stasjonen er nær utslippspunktet men det er vanskelig å utelukkende relatere konsentrasjonene i utløpsvann fra anlegget til det man måler i overflatevann.

Det er målt østron i sedimentet på 3 stasjoner i Drammensfjorden. På stasjonen ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg er konsentrasjonen 0,84 µg/kg TS. På referansestasjonen på andre siden av fjorden ovenfor Solumstrand renseanlegg er konsentrasjonen 0,19 µg/kg TS. Konsentrasjonen av østron er høyere ved utslippet enn på referansestasjonen, noe som kan ha sammenheng med nærheten til utslippet fra Solumstrand renseanlegg.

På stasjonen ved bybrua i Drammenselva er forbindelsen ikke detektert over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/kg TS. Dette er litt overraskende tatt i betraktning at østron ser ut til å generelt være forkommende i miljøet og at det er andre tilførsler enn utelukkende fra renseanlegg generelt. En mulig forklaring er sedimentets beskaffenhet på denne stasjonen som kan karakteriseres som grovt (sand/grus) med relativt lite innslag av finstoff (silt og leire).

Samlet vurdering

Østron er påvist i alle prøver av overflatevann i konsentrasjoner mellom 0,00022 µg/l (Øyeren hovedbasseng) og 0,0015 µg/l (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg). I sediment er forbindelsen påvist i konsentrasjoner mellom 0,1 µg/kg TS (ved utslippet fra TAU renseanlegg) og 9,9 µg/kg TS (ved utslippet fra Renseanlegget Remmendalen).

Det er tilførsler fra alle renseanleggene til de respektive resipientene, men det er generelt vanskelig å relatere konsentrasjonene i overflatevann og sediment til utslippene (konsentrasjonene) basert på overordnede vurderinger av fortynning av utslippene og størrelsene på tilførslene fra anleggene. Dette skyldes blant annet at prøvene av overflatevann er tatt på en annen dato enn prøvene av utløpsvann fra renseanleggene. Med variasjoner i

konsentrasjonene i utløpsvann er ikke disse direkte sammenliknbare med overflateprøvene tatt på en annen dato.

Østron (og beta-østradiol) er naturlige hormoner i mennesker. Forbindelsene er hydrofobe (lite vannløselige), og for at kroppen skal kunne skille ut stoffene i urinen må de transformeres til en annen mer vannløselig form. Det betyr at i urin er forbindelsene transformert, men i kloakk kan de transformerte forbindelsene igjen omgjøres til østron og beta-østradiol av mikroorganismer og enzymer i kloakken. Østron er en forbindelse som ser ut til å være generelt forkommende i miljøet slik at andre tilførsler enn via renseanleggene kan ikke utelukkes. Det bør eventuelt vurderes nærmere om det kan være andre kilder med basis i at forbindelsen er et naturlig hormon hos mennesker som skilles ut via urin.

Til sammenlikning er det i /5/ (sitert) oppgitt en LC_{50} verdi på 1,09 mg/l for østron (*Daphnia magna* 48 timers akutt test, ikke standard), som er høyere enn det påvist i overflatevann i denne undersøkelsen.

8.5.7 Beta-østradiol

Indre Oslofjord – utslippet via Bekkelaget renseanlegg

Beta-østradiol er ikke påvist i overflatevann ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg over deteksjonsgrensen på 0,0001 µg/l. Forbindelsen er heller ikke påvist i utløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg. Det er imidlertid tilførsler inn til Bekkelaget renseanlegg og forbindelsen er påvist i slammet.

I sedimentet ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 0,68 µg/kg TS. Dette er mye lavere enn det som ble funnet for metabolitten østron hvor konsentrasjonen var 3,2 µg/kg TS, men det viser at det er tilførsler til resipienten.

Indre Oslofjord – utslippet via VEAS renseanlegg

Beta-østradiol er ikke påvist i overflatevann eller sediment over deteksjonsgrensen på henholdsvis 0,0001 µg/l og 0,1 µg/kg TS på stasjonen ved utslippspunktet fra VEAS. Det er påvist beta-østradiol i utløpsvann fra VEAS (0,0014 – 0,0020 µg/l) men disse tilførslene kan ikke påvises ved utslippet.

Beta-østradiol er heller ikke påvist i overflatevann på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad (JAMP-30B). Stasjonene ligger noen tusen meter fra utslippspunktet til VEAS. At forbindelsen ikke er funnet i overflatevann verken ved utslippspunktet til Bekkelaget eller VEAS renseanlegg eller stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad tyder på generelt lave konsentrasjoner i overflatevann i indre Oslofjord.

I sedimentet på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad er konsentrasjonen av beta-østradiol 0,17 µg/kg TS, som er lavere enn det som ble funnet for metabolitten østron (0,41 µg/kg TS).

Nitelva og Øyeren – utslippet via Sentralrenseanlegget RA- 2

På stasjonen nedstrøms utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 er det påvist beta-østradiol i en konsentrasjon på 0,00022 µg/l. Dette er en faktor 14 lavere enn konsentrasjonen på 0,0031 µg/l i utløpsvannet fra RA-2. I sedimentet er det målt en konsentrasjon på 0,37 µg/kg TS.

På stasjonene i Øyeren hovedbasseng er beta-østradiol ikke påvist i overflatevann eller sediment over deteksjonsrensen på henholdsvis 0,0001 µg/l og 0,1 µg/kg TS. At konsentrasjonen av beta-østradiol er lav i Øyeren er å forvente hvis tilførslene er fra et punktutslipp som utslippet til Sentralrenseanlegget RA-2 er.

Tønsberg – utslippet via TAU renseanlegg

I overflatevann ved utslippet fra TAU renseanlegg er konsentrasjonene av beta-østradiol målt til 0,00011 µg/l. Dette er en faktor 45 - 100 lavere enn konsentrasjonen målt i utløpsvannet fra TAU som var 0,0049 – 0,011 µg/l. I likhet med de andre undersøkte anleggene er det tilførsler fra TAU renseanlegg, men det er vanskelig å utelukkende relatere konsentrasjonene i utløpsvannet til det som måles i overflatevann.

I sediment ved utslippspunktet fra TAU renseanlegg er det ikke påvist beta-østradiol over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/kg TS.

Halden – sigevann fra Rokke avfallsanlegg og utslippet via Renseanlegget Remmendalen

Ved utslippsrøret fra Rokke avfallsanlegg i Unnebergbekken er det ikke påvist beta-østradiol over deteksjonsgrensen på 0,0002 µg/l. Beta-østradiol er imidlertid påvist i kum for urenset sigevann inne på anlegget.

I sedimentet fra Unnebergbekken er østron påvist i en konsentrasjon på 1,2 µg/kg TS. Rensetrinnet ved Rokke avfallsanlegg fungerte ikke ved prøvetakingen og det var ikke mulig å ta prøve av sigevannsediment. De konsentrasjonene som er målt i sediment fra Unnebergbekken kan sannsynligvis relateres til sigevann fra Rokke avfallsanlegg men andre tilførsler, eksempelvis oppstrøms utslippspunktet fra Rokke, kan ikke utelukkes. ,

Det er ikke tatt prøve av overflatevann ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen. I sedimentet ved utslippet er beta-østradiol påvist i en konsentrasjon på 1,3 µg/kg TS, det høyeste målt av forbindelsen i sediment, noe som også var tilfellet for østron. I utløpsvannet fra Renseanlegget Remmendalen er det målt østron i en konsentrasjon på 0,042 µg/l. Det er altså tilførsler fra Renseanlegget Remmendalen til resipienten, men det er ingen direkte sammenheng mellom det man måler i resipienten og tilførslene. Andre generelle tilførsler en via anlegget kan ikke utelukkes.

Drammensfjorden – utslippet via Solumstrand renseanlegg

I overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg er beta-østradiol påvist i en konsentrasjon på 0,00025 µg/l. Dette er en faktor 26 – 36 lavere enn konsentrasjonene i utløpsvann fra anlegget som var 0,0066 – 0,0089 µg/l.

Det er målt beta-østradiol i sedimentet på 3 stasjoner i Drammensfjorden. På stasjonen ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg er konsentrasjonen 0,10 µg/kg TS. På referansestasjonen på andre siden av fjorden ovenfor Solumstrand renseanlegg og ved stasjonen ved bybrua er ikke forbindelsen påvist over deteksjonsgrensen på 0,1 µg/kg TS. Konsentrasjonen av østron er høyere ved utslippet enn på referansestasjonen, noe som kan ha sammenheng med nærheten til utslippet fra Solumstrand renseanlegg. I likhet med østron er ikke beta-østradiol påvist på stasjonen ved bybrua. Dette kan være reelt men kan også ha sammenheng med sedimenttypen på denne stasjonen (mye sand/grus).

Samlet vurdering

Beta-østradiol bare påvist i overflatevann ved utslippspunktene fra Solumstrand og TAU renseanlegg samt ved utslippspunktet til Sentralrenseanlegget RA-2. Konsentrasjonene var mellom 0,00011 µg/l (ved utslippet fra TAU renseanlegg) og 0,00025 µg/l (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg). I sediment er forbindelsen påvist i konsentrasjoner mellom 0,1 µg/kg TS (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg) og 1,3 µg/kg TS (ved utslippet fra Renseanlegget Remmendalen).

Det er tilførsler fra alle renseanleggene til de respektive resipientene, men det er generelt vanskelig å relatere konsentrasjonene i overflatevann og sediment til utslipp av avløpsvann (konsentrasjoner) basert på overordnede vurderinger av fortynning av utslippene og størrelsene på tilførslene fra anleggene. I tillegg er prøvene av overflatevann tatt på en annen dato enn prøvene av utløpsvann, og de er derfor ikke direkte sammenliknbare. Østron, som er metabolitten til beta-østradiol, er en forbindelse som ser ut til å være generelt forkommende i miljøet, og det samme kan være tilfellet for beta-østradiol.

Generelt er det lavere konsentrasjoner av beta-østradiol enn østron i de undersøkte prøvene både i overflatevann og sediment i resipientene og i slam og avløpsvann inn og ut til renseanleggene. Hvorvidt dette skyldes at østron er mer persistent i miljøet enn beta-østradiol eller om det er andre årsaker er ikke vurdert nærmere.

8.5.8 Ibuprofen

Ibuprofen er påvist i utløpsvann fra alle de undersøkte renseanleggene unntatt Bekkelaget renseanlegg. I overflatevann er forbindelsen påvist ved utslippspunktene til Solumstrand renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2. I sediment er ibuprofen bare påvist ved utslippspunktet fra TAU renseanlegg. Tilførslene fra de andre anleggene kan ikke detekteres i vannsøylen eller sedimentet. Ibuprofen er heller ikke påvist i slammet fra noen av renseanleggene. Det kan være at forbindelsen binder seg dårlig til fast stoff eller at konsentrasjonene er veldig lave. At konsentrasjonene er lave i fast stoff er en mer sannsynlig forklaring enn at ibuprofen binder seg dårlig til fast stoff.

I overflatevann ved utslippspunktet til Solumstrand renseanlegg er forbindelsen påvist i en konsentrasjon på 0,14 µg/l. Dette er en faktor 16 – 21 lavere enn konsentrasjonene målt i utløpsvannet fra Solumstrand renseanlegg (2,2 – 3 µg/l). Forbindelsen er ikke påvist i sedimentet ved utslippspunktet.

På stasjonen ved utslippspunktet til Sentralrenseanlegget RA-2 er ibuprofen påvist i en konsentrasjon på 0,036 µg/l. Dette er en faktor 3 lavere enn konsentrasjonen målt i utløpsvannet fra Sentralrenseanlegget RA-2 (0,1 µg/l). Konsentrasjonen i overflatevann ved utslippspunktet fra RA-2 er lavere enn ved utslippspunktet til Solumstrand renseanlegg. Dette kan forklares ved at tilførsler fra Solumstrand renseanlegg er estimert til å være betydelig høyere enn fra RA-2. Datamaterialet er imidlertid lite og må tolkes forsiktig.

Ved utslippspunktet til TAU renseanlegg er ikke ibuprofen påvist i overflatevann over deteksjonsgrensen på 0,02 µg/l. Forbindelsen er påvist i sedimentet i en konsentrasjon på 2,8 µg/kg TS som viser at det er tilførsler av ibuprofen til resipienten.

Resultatene tyder på at Ibuprofen renses bedre i de renseanleggene med biologisk rensetrinn enn de uten. Forbindelsen er påvist ved utslippspunktet fra to anlegg uten biologisk rensetrinn (TAU og Solumstrand) og ett med biologisk rensetrinn (RA-2). De høyeste konsentrasjonene av ibuprofen i utløpsvann ble funnet på TAU og Solumstrand renseanlegg.

Predicted No Effect Concentration (PNEC) for ibuprofen er i (/5/) oppgitt til 9,06 µg/l (standardtest *Daphnia magna*) og 5,0 µg/l (ikke standardtest *Trichphyton rubrum*) som er høyere enn det som er påvist i denne undersøkelsen.

8.5.9 Triklosan

Triklosan er ikke funnet i noen prøver av overflatevann over deteksjonsgrensen på 0,05 µg/l. Dette er ikke overraskende tatt i betraktning at forbindelsen sannsynligvis er lite vannløselig og vil binde seg godt til partikler (fast stoff). Forbindelsen er imidlertid påvist i utløpsvann fra alle de undersøkte anleggene.

I sediment er triklosan påvist ved utslippspunktet fra Bekkelaget renseanlegg, Sentralrenseanlegget RA-2 og Rokke avfallsanlegg. I tillegg er forbindelsen påvist på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad noen tusen meter fra utslippspunktet til VEAS renseanlegg.

På stasjonen ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg er triklosan påvist i en konsentrasjon på 20 µg/kg TS. Dette er noe lavere enn ved utslippspunktet fra Sentralrenseanlegget RA-2 i Nitelva, hvor konsentrasjon var 36 µg/kg TS, som er det høyeste målt i sediment. Tilførslene av triklosan til resipient er større fra Bekkelaget renseanlegg sammenliknet med Sentralrenseanlegget RA-2. At konsentrasjonen av triklosan i sediment er lavere ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg kan skylle lokale forhold i resipienten som grad av fortynning, strømhastigheter og dyp m.m.

Ved utslippspunktet fra Rokke avfallsanlegg i Unnebergbekken er triklosan påvist i en konsentrasjon på 17 µg/kg TS. At den laveste konsentrasjonen i sediment er målt i Unnebergbekken er ikke overraskende tatt i betraktning at tilførslene fra Rokke avfallsanlegg er mye lavere enn fra Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2.

Triklosan er ikke påvist ved utslippspunktet fra VEAS renseanlegg. Dette er noe overraskende tatt i betraktning at tilførslene av forbindelsen er klart høyest fra dette anlegget. Imidlertid er triklosan funnet på stasjonen mellom Gåsøya og Blakstad, lokalisert noen tusen meter fra utslippet til VEAS, i en konsentrasjon på 11 µg/kg TS. Det er vanskelig å relatere funnet her til VEAS renseanlegg da man ikke finner triklosan ved utslippspunktet fra anlegget.

I sedimenter fra Mjøsa og Losna er triklosan påvist i gjennomgående lave konsentrasjoner (0,3 – 2, 8 µg/kg TS (/18/). I Drammensfjorden varierte nivåene mellom 10 – 30 µg/kg TS (/18/). Resultatene fra Drammensfjorden er i størrelsesorden det som er funnet på lokalitetene ved utslippet fra Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegget RA-2 i denne undersøkelsen. Forbindelsen er imidlertid ikke påvist Drammensfjorden over deteksjonsgrensen på 2 µg/kg TS i denne undersøkelsen.

Til sammenlikning er det i USA påvist triklosan i 58 % av undersøkte bekker/elver. Maksimumskonsentrasjoner i USA er i (/12/) oppgitt å være 2,3 µg/l. Høyeste konsentrasjon i denne undersøkelsen er 1,8 µg/l i innløpsvann, altså i samme størrelsesorden som i USA. Det er imidlertid ikke påvist triklosan i overflatevann i denne undersøkelsen.

I forhold til miljøskadelige konsentrasjoner ga akutt eksponering av triklosan (1, 10, 100 µg/l) ingen detekterbare effekter på overlevelse, fekunditet, morfologi m.m. hos *Daphnia* (/12/). Imidlertid ble det påvist en effekt ved kronisk eksponering av 10 µg triklosan/l. Disse konsentrasjonene er betydelig høyere enn i denne undersøkelsen.

8.5.10 DEHA

DEHA er kun påvist i overflatevann ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg, i en konsentrasjon på 0,21 µg/l. Forbindelsen er påvist i utløpsvannet fra anlegget i en av to prøver i en konsentrasjon på 1,3 µg/l, det høyeste målt i utløpsvann av de undersøkte anleggene. Dette er en faktor 6 høyere enn det som er målt i overflatevann.

Forbindelsen er også påvist i utløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg, men kan ikke detekteres i overflatevann ved utslippet (deteksjonsgrense 0,1 µg/l). Fra de andre anleggene er ikke

forbindelsen påvist i utløpsvann, men den er påvist i innløpsvannet til Sentralrenseanlegget RA-2 samt Remmendalen og Solumstrand renseanlegg. Det kan derfor ikke utelukkes at det er tilførsler til resipient fra flere av renseanleggene, men at de er lave og ikke detekteres.

DEHA er ikke påvist i sediment over deteksjonsgrensen på 10 µg/kg TS. Forbindelsen er bare påvist i slam (RA-2) ved et tilfelle. Dette kan indikere at forbindelsen binder seg dårlig til fast stoff, at konsentrasjonene er veldig lave eller at forbindelsen er lite persistent.

9. Referanser

/1/ Aquateam 2005. Status for legemidler i avløpsslam – En litteraturstudie. Rapp.nr. 05-049. 27 s.

/2/ DNV 2004. Utslipp av avløpsvann fra Ahus til offentlig ledningsnett. Rapp.nr 2004-0755. 32 s.

/3/ SFT 2005. Kartlegging av omsetning av enkelte miljøskadelige stoffer i legemidler og kosmetikk- TA-2128/2005.

/4/ Naturvårdsverket, 2003. Screening av antibiotika i avloppsvatten, slam och fisk under 2002/2003. 17 s. + vedlegg

/5/ Cowi, 2002. Litteraturutredning vedrørende human medicin i miljøet. Miljøprosjekt nr 661 – 2002. 62 s.

/6/ SFT, 2005. Kartlegging av enkelte miljøskadelige stoffer i legemidler og kosmetikk. TA-2128/2005. 20 s.

/7/ SLU, 2005. Litteraturstudie av veterinärmedicinska produkter inför screeningen 2006. Rapport 2005:23. 79 s + vedlegg

/8/ Beausse, J., 2004. Selected drugs in solid matrices: A review of environmental occurence, determination and properties of principal substances. Horizontal – pharmaceuticals. 30 s.

/9/ Andersen, H.R. *et al*., 2004. Degradation of Estrogens in Sewage Treatment Processes. Environmental project nr. 899- 2004. 53 s.

/10/ Stuer-Lauridsen, F. *et al*., 2005. Survey of Estrogenic Activity in the Danish Aquatic Environment. Miljøprojekt nr. 977-2005.

/11/ Läkemedelverket, 2004. Miljøpåverkan från läkmedel samt kosmetiska och hygieniska produkter. 170 s + vedlegg.

/12/ Flaherty, C.M., and Stanley, I.D, 2005. Effects of pharmaceuticals on Daphnia survival, growth and reproductio. Chemosphere 61 (2005) 200-2007.

/13/ Leskinen, P., *et al*., 2005. Bioluminescent yeast assays for detecting estrogenic and androgenic activity in different matrices. Chemosphere 61 (2005) 259-266.

/14/ Halling-Sørensen et al., 1998. Occurence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment- A review. Chemosphere vol. 36 no. 2 pp. 357-393.

/15/ Legemidler og samfunn. Nr. 1, 2004.

/16/ Forskning, 10.11.2003

/17/ SFT, 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter- bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triklosan. TA-2006/2004. 106 s + vedlegg

/18/ SFT, 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter. Bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triklosan. TA-2006/2004.

Statlig program for forurensningsovervåking

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo - Besøksadresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 - Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no - Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Det Norske Veritas (DNV)	ISBN-nummer 82-7655-283-8

Oppdragstakers prosjektansvarlig Thomas Møskeland	Kontaktperson SFT Jon F. Fuglestad	TA-nummer 2156/2006

	År 2006	Sidetall 152 + vedlegg	SFTs kontraktnummer 6005091

Utgiver Statens Forurensningstilsyn (SFT)	Prosjektet er finansiert av Statens Forurensningstilsyn (SFT)

Forfatter(e)
Thomas Møskeland, Axel Kelley, Ole Kristian Sollie, Nis Hansen, Benny Køppen og Lise Heier

Tittel - norsk og engelsk
Kartlegging av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk. Tilførsler og tilstand.

Mapping of selected substances in pharmaceuticals and cosmetics. Deliveries and current state.

Sammendrag – summary
Det er gjennomført en kartlegging av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk i vann og fast stoff fra utvalgte deponier, renseanlegg og resipienter på østlandet. I tillegg er forekomsten av de utvalgte forbindelsene i biota undersøkt.
Resultatene viser at flere av forbindelsene kan finnes igjen i vann eller fast stoff fra de undersøkte anleggene og resipientene. Tilførslene fra deponiene til renseanleggene er små sammenliknet med tilførslene fra andre uidentifiserte kilder med påslipp til avløpsvann. Resultatene viser også at de fleste forbindelsene renses i renseanleggene ved at de primært tas ut i slammet. For enkelte av forbindelsene er rense effekten høyere i anleggene med et biologisk rensetrinn enn anleggene uten et biologisk rensetrinn. Flere av forbindelsene tilføres resipientene via avløpsvann fra de undersøkte renseanleggene og kan påvises i vannsøylen eller i sedimentet. Ingen av forbindelsene er påvist i fiskelever eller blåskjell men det kan ikke utelukkes at deteksjonsgrensen var for høy for enkelte av forbindelsene.

4 emneord Legemidler Kosmetikk Tilførsler Tilstand	4 subject words Pharmaceuticals Cosmetics Deliveries Situation

Appendiks A Analysemetodikk og resultater

Kartlegging av utvalgte legemidler og kosmetikk i norsk miljø

Rapport for det kjemiske analysearbeidet

Rekvirent: **Det Norske Veritas AS**
Thomas Møskeland
Veritasveien 1
N-1322 Høvik

Dato: 27. januar 2006

Utført av: Eurofins A/S
Strandesplanaden 110, DK-2665 Vallensbæk Strand

Benny Køppen
lic. pharm.

Nis Hansen
sivilingeniør

1 Innledning

Eurofins A/S har, i henhold til avtale, fått i oppdrag å utføre de kjemiske analysene på samtlige prøver i screeningprosjektet "Kartlegging av utvalgte legemidler og kosmetikk i norsk miljø".

Ved prosjektets start, omfattet analyseprogrammet en rekke stoffer og flere prøvetyper som Eurofins A/S ikke hadde utviklet analysemetodikk for. Det inngikk derfor i avtalen med Det Norske Veritas at prosjektet omfattet en utviklingsfase før analysen av selve prøvene i screeningprosjektet kunne utføres. Det var ved prosjektets start også klart at det ikke på forhånd var mulig for Eurofins å garantere spesifikke deteksjonsgrenser for alle de omfattede stoffene i alle matriser. Det var imidlertid Eurofins vurdering at det var gode sjanser for å etablere den nødvendige analysemetodikken. Det ble avtalt at Eurofins A/S ville arbeide for å oppnå de lavest mulige deteksjonsgrenser. Dette, kombinert med en sikker identifikasjon av påviste stoffer, er av avgjørende betydning i et screeningprosjekt.

Denne rapporten beskriver det arbeid som har blitt utført i henhold til avtalen med Det Norske Veritas. Rapporten omfatter en sammenfattende beskrivelse av det utførte utviklingsarbeidet, en beskrivelse av de anvendte analysemetoder, samt de oppnådde analyseresultatene.

2 Metodeutvikling generelt

Prosjektet omfatter, som nevnt ovenfor, en rekke stoffer som har krevd utvikling av ny analysemetodikk. Enten fordi stoffene ikke var omfattet av noen av Eurofins eksisterende analysemetoder, eller fordi de aktuelle prøvematriser ikke var omfattet av metodene. For eksempel var ingen faste prøvetyper (slam, sediment eller biota) omfattet av Eurofins analysemetoder for legemiddelstoffer.

På forhånd forventet man at metodeutviklingsarbeidet ville resultere i at alle analyseprogrammets 25 stoffer ville kunne analyseres ved modifikasjoner av Eurofins tre eksisterende analysemetoder MK-2266, MK-2260/2060 og HUS-76-9. En oversikt over stoffene og de planlagte analysemetodene er vist i tabell 1.

Metodeutviklingsarbeidet har generelt vært strukturert slik at det for hvert stoff og for hver prøvetype er blitt utført innledende forsøk med det formål å fastlegge et anvendelig analyseprinsipp (ekstraksjonsmetodikk, evt. opprensing av ekstrakt samt kvantiseringsmåte).

Etterfølgende har det blitt utført en begrenset utprøving av det valgte analyseprinsipp på naturlige prøver som var blitt tilsatt en kjent mengde av de relevante stoffer (spikede prøver). Hvis det på bakgrunn av denne begrensede utprøvingen kunne estimeres en forventet og tilfredsstillende performance (kvalitet) mht. gjenfinning og deteksjonsgrenser, ble disse analysebetingelsene valgt til analyse av prosjektets egentlige prøver.

Tabel 1. Oversikt over analyseprogrammet og de planlagte anvendte analysemetoder.

Analytt	Analysemetode	Analyseprinsipp	Bemerkning
17α-ethinyløstradiol	76 M 54 2266	GC-MS/MS	
17β-østradiol	76 M 54 2266	GC-MS/MS	
østron	76 M 54 2266	GC-MS/MS	
ibuprofen	76 M 54	GC-MS	
triclosan	76 M 54	GC-MS	
ethylenbrassylat (musk T)	76 M 54	GC-MS	ny komponent
DEHA (diethylhexyladipat)	76 M 54	GC-MS	
BHA (butylhydroxyanisol)	76 M 54	GC-MS	
butyl	76 M 54	GC-MS	ny komponent
zopiklon	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
esomeprazol*)	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
felodipin	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
fluoxetin	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
ciprofloxacin	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
enrofloxacin	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
sulfamethoxazol	HUS-76-9	LC-MS/MS	
paroxetin	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
linezolid	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
quaternium-15	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
CI 12085 (Pigment Red)	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent
sulfadiazin	HUS-76-9	LC-MS/MS	
sulfamethizol	HUS-76-9	LC-MS/MS	
trimethoprim	HUS-76-9	LC-MS/MS	
furosemid	HUS-76-9	LC-MS/MS	
budesonid	HUS-76-9	LC-MS/MS	ny komponent

*) Stoffet esomeprazol er navnet for den optisk rene isomer av stoffet omeprazol. Ved alminnelige kjemiske analyser kan man ikke skille mellem disse isomerer. I denne rapporten er navnet omeprazol benyttet for det gjeldende stoff.

Fastsettelsen av analysemetodenes endelige performance er etterfølgende basert på et vesentlig høyere antall spikede prøver da det ved hver analyseserie i prosjektet er utført minimum en dobbeltbestemmelse av spikede prøver av hver prøvetype. Resultatene av disse spikede, naturlige prøvene er for hvert stoff og for hver prøvetype benyttet til beregning av de oppførte data for gjenfinning, presisjon og deteksjonsgrense, se tabell 2 og 3 under oversikten av analysemetodenes performance i avsnitt 4.2.

I det følgende er de benyttede analysemetodene beskrevet og for hver metode er det gitt en kort beskrivelse av det metodeutviklingsarbeidet som er blitt utført med henblikk på å kunne ta med flest mulige av de stoffene som ved prosjektets start ikke var omfattet av metodene.

3 Analysemetoder og metodeutvikling

3.1 Analysemetode 1. (Eurofins analysemetode 76 M 54 2266)

Analysemetoden omfatter de tre østrogenene **østron, 17β-østradiol og 17α-ethinyløstradiol**. Det var ikke planlagt inkludert nye stoffer i metoden, men analysemetoden er gjennom prosjekts utviklingsarbeid blitt supplert med prosedyrer for prøver bestående av sediment og slam.

3.1.1 Prosedyre.

Vann.
Prøven ble syrekonservert (pH 2 –3) umiddelbart etter prøvetaking og oppbevart kjølig under transporten til laboratoriet. Analysen ble igangsatt på laboratoriet senest 48 timer etter prøvetakingen.

Vannprøven ble filtrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon (SPE) på BondElut C18 SPE kolonne. Etter eluering med aceton ble eluatet opprenset på BondElut kiselgel SPE kolonne. Vannprøver bestående av urenset avløpsvann eller sigevann ble videre opprenset ved preparativ HPLC.

Etter opprensing av ekstraktet ble komponentene derivatiseret med MSTFA og analysert ved GC-MS/MS.

Sediment, slam og biota.
Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven frysetørket. Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 1 time på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra, og prøven ble så ekstrahert med aceton ved samme prosedyre. Det samlede ekstraktet ble inndampet under nitrogen og opprenset på BondElut kiselgel SPE kolonne. Ekstrakter fra sediment- og slamprøver ble videre opprenset ved preparativ HPLC.

Etter opprensing av ekstraktet ble komponentene derivatisert med MSTFA og analysert ved GC-MS/MS.

3.1.2 Utviklingarbeid

Nye matriser inkludert i metoden.
Metoden var før prosjektets start utviklet som en rutinemetode til vannprøver mens derimot faste matriser (slam, sediment eller biota) ikke var omfattet av metoden.

Metodeutviklingen har omfattet forsøk med ekstraksjon av naturlige prøver tilsatt en kjent mengde standard. Ekstraksjonsprosedyren var basert på ref. 1 som beskriver ekstraksjon av bl.a. de tre aktuelle østrogenene fra slam og sediment. Ekstrakter fra sediment- og slamprøver viste seg i likhet med vannprøver bestående av urenset avløpsvann og sigevann å kreve en ytterligere opprensing ut over opprensing på kiselgel som er en del av prosedyren for vannprøver. På basis av opprensingsprosedyre beskrevet av Ternes et al. (ref. 1) ble det etablert en metode til ytterligere opprensing av ekstrakter ved hjelp av preparativ HPLC. Opprensing ved preparativ HPLC ble foretatt etter opprensing på kiselgel SPE kolonne, men før derivatvisering av ekstraktet med MSTFA.

Ved tilføyelse av dette ekstra opprensingstrinnet, lykkes det å oppnå tilfredsstillende lave deteksjonsgrenser for alle tre omfattede stoffer i de relativt kompliserte matrisene som urenset avløpsvann og sigevann, samt de faste matriser sediment og slam.

For biotaprøver viste det seg at det relativt høye innhold av fett, spesielt for prøver bestående av fiskelever, interfererte på analysen. For musling medførte det at analysen kunne gjennomføres ved å ta litt mindre prøvemengde i arbeid, men for prøver bestående av fiskelever kunne analysen ikke gjennomføres på tilfredsstillende måte. Det lykkes ikke å etablere en opprensingsprosedyre som kunne sikre en effektiv fjerning av fett fra ekstraktet og samtidig oppnå tilfredstillende gjenfinning for stoffene. Derfor må det konstateres at analysemetoden ikke kunne brukes til prøver av fiskelever. Det er av denne årsak ikke oppnådd analyseresultater for disse prøvene.

3.2 Analysemetode 2. (Eurofins analysemetode 76 M 54 2060/2260)

Analysemetoden er gjennom det utførte metodeutviklingsarbeidet i prosjekt blitt endret og utvidet, slik at det er brukt tre forskjellige utgaver av analysemetoden. Dette er gjort for å kunne ta med så mange av de nye stoffer som mulig. Standardutgaven av metoden (2a) omfatter stoffet **ibuprofen**. Den ene modifikasjon av metoden (2b) omfatter stoffene **BHA, DEHA, ethylenbrassylat (musk T) og triclosan**, mens den andre modifikasjon av metoden (2c) omfatter stoffene **butyl methoxydibenzoylmethan (Parsol 1789) og CI 12085 (Pigment Red)**.

3.2.1 Prosedyre.

Vann.
Prøven ble syrekonservert (pH 2-3) umiddelbart etter prøvetakingen og oppbevart kjølig under transporten til laboratoriet. Analysen ble igangsatt på laboratoriet senest 48 timer etter prøvetakingen.

Vannprøven ble tilsatt interne standarder, tilsatt svovelsyre til pH < 2 og ekstrahert med diklormetan ved risting på risteapparat i 30 min. Ekstraksjonen ble gjentatt to ganger og det samlede ekstrakt ble inndampet på rotasjonsfordamper til ca. 1 ml. Ekstraktet ble delt i tre deler som deretter ble analysert etter henholdsvis metode 2a, 2b eller 2c.

Sediment, slam og biota.
Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven tilsatt svovelsyre til pH < 2 og ekstrahert med diklormetan ved omristning på risteapparat i 2 timer. Ekstraktet ble inndampet på rotationsfordamper til ca. 1 ml og delt i to deler som etterfølgende ble analysert etter henholdsvis metode 2a og 2b.

Metode 2a.
Ekstraktet ble metylert med diazometan og analysert ved GC-MS.

Metode 2b.
Ekstraktet ble analysert direkte ved GC-MS/MS.

Metode 2c.

Ekstraktet ble tilsatt keeper (1,2-propandiol) og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Etter gjenoppløsning i metanol og vann ble ekstraktet analysert ved LC med kombinert MS- og spektrofotometrisk deteksjon. MS-deteksjon ble utført ved elektrospray ionisering i positiv mode og spektrofotometrisk deteksjon ble utført ved 480 nm.

3.2.2 Utviklingsarbeid.

Nye stoffer inkludert i metoden, supplering av kvantifiseringsmetode.
Det var på forhånd forventet at de to stoffer, ethylenbrassylat (Musk T) og butyl methoxydibenzoylmethan, kunne tas med i Analysemetode 2. Innledende forsøk på å etablere analysebetingelser for disse to stoffene viste imidlertid at kun det ene stoffet ethylenbrassylat, kunne analyseres ved gasskromatografi, som brukes i den gjeldende metoden. Stoffet butyl methoxydibenzoylmethan kunne ikke detekteres ved GC-MS. Derimot lykkes det å etablere analysebetingelser for stoffet butyl methoxydibenzoylmethan ved væskekromatografi (LC-MS), og det var derfor nødvendig å supplere analysemetoden med en modifikasjon som benyttet LC-MS, som kvantifiseringsmetode.

Da det tidligere hadde vist seg at stoffet CI 12085 (Pigment Red) mot forventning ikke kunne tas med i Analysemetode 3 (se avsnitt 3.3.2), ble det forsøkt tatt med i modifikasjonen av Analysemetode 2. På grunn av stoffets særlige egenskap (rødt fargestoff), og en relativt dårlig følsomhet ved MS-deteksjon, ble det derfor inkludert en spektrofotometrisk deteksjon i denne væskekromatografiske modifikasjon av analysemetoden.

Med denne modifikasjon av metoden kunne det la seg gjøre å ta med de to stoffene butyl methoxydibenzoylmethan og CI 12085 ved analyse av rent vann (overflatevann), men det måtte dessverre konstateres at gjenfinningen av stoffene ved ekstraksjon fra andre og mer ”skitne” vanntyper og fra alle de faste matriser var for små og for varierende til at det kunne oppnås tilfredsstillende resultater. For disse to stoffene er det således kun oppnådd resultater i prøver av overflatevann, mens stoffene har måtte utgå av analyseprogrammet for alle øvrige prøvetyper.

Interferens ved analyse av visse prøvetyper, supplering av kvantifiseringsmetode.
I forbindelse med innkjøring av analysemetoden over for prosjektets forskjellige prøvetyper, stod det klart at spesielt noen av de faste prøvetypene (slam og biota) ga anledning til så mye interferens ved analysen at det for flere av de omfattede stoffene ikke var mulig å oppnå tilfredsstillende lave deteksjonsgrenser i disse matrisene. På bakgrunn av dette ble det derfor besluttet å supplere metoden med ennå en kvantifiseringsmetode (GC-MS/MS). Anvendelse av MS/MS som deteksjonsprinsipp gir mulighet for å eliminere en vesentlig del av den interferens som kan komme fra "skitne" prøver ved tradisjonell MS-analyse. Det ble derfor utviklet analysebetingelser for GC-MS/MS analyse for stoffene BHA, ethylenbrassylat, triclosan og DEHA.

Med denne modifikasjon av analysemetoden har det vist seg mulig å oppnå tilfredsstillende deteksjonsgrenser for alle fire stoffene i nesten alle prøvetyper. Eneste unntak er prøver av fiskelever, hvor deteksjonsgrensene er vesentlig høyere enn forventet på forhånd, og at det også ikke har mulig å ta med stoffet DEHA i prøver av torskelever. Årsaken til dette er primært prøvenes høye innhold av fett. Dette har nødvendiggjort en kraftig fortynning av ekstraktet før den kvantitative analysen noe som har interferert ved deteksjonen av DEHA.

3.3 Analysemetode 3. (Eurofins analysemetode HUS-76-9)

Analysemetoden er som et resultat av metodeutviklingarbeidet i prosjekt blitt modifisert, slik at det er brukt to forskjellige utgaver av analysemetoden. Dette er gjort for å kunne ta med så mange av de nye stoffene som mulig. Standardutgaven av metoden (3a) omfatter stoffene **zopiklon, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, enrofloxacin, sulfamethoxazol, paroxetin, linezolid, sulfadiazin, sulfamethizol, trimethoprim, furosemid og budesonid**.
Modifikasjonen av metoden (3b) omfatter kun stoffet **omeprazol**.

3.3.1 Prosedyre.

Metode 3a.

Vann.
Prøven ble syrekonservert (pH 2 –3) umiddelbart etter prøvetaking og oppbevart kjølig under transporten til laboratoriet. Analysen ble igangsatt på laboratoriet senest 48 timer etter prøvetakingen.

Vannprøven ble filtrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon på Porapak Rdx SPE kolonner. Etter eluering med 1 % iseddikesyre i metanol ble ekstraktet tilsatt keeper (1,2-propandiol) og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment, slam og biota.
Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven frysetørket. Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra, tilsatt keeper (1,2-propandiol) og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig filtrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment og slam, (ciprofloxacin, enrofloxacin og zopiklon).
Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven frysetørket. Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med fosfatbuffer, pH 2/acetonitril (1:1) ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra, fortynnet (1:1) med ammonium acetat løsning og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering. (Ingen oppkonsentrering og høyere deteksjonsgrenser).

Metode 3b.

Vann.
Prøven ble fryst umiddelbart etter prøvetakingen og oppbevart kjølig under transporten til laboratoriet. Prøven ble etter mottak på laboratoriet oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse. Analysen ble igangsatt på laboratoriet senest 5 døgn etter prøvetakingen.

Vannprøven ble partikkelfiltrert gjennom membranfilter, tilsatt interne standarder og ekstrahert ved fastfaseekstraksjon på Porapak Rdx SPE kolonner. Etter eluering med 2,5 % ammoniakk i metanol ble ekstraktet tilsatt keeper (1,2-propandiol) og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i 5 mM ammonium acetat, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

Sediment, slam og biota.
Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven frysetørket. Den frysetørkede prøven ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med 2,5 % ammoniakk i metanol ved behandling i ultralydbad etterfulgt av risting i 16 timer på risteapparat. Ekstraktet ble skilt fra, tilsatt keeper (1,2-propandiol) og inndampet til nesten tørrhet under nitrogen. Ekstraktet ble gjenoppløst i vann, om nødvendig partikkelfiltrert, og deretter analysert ved LC-MS/MS med positiv elektrospray ionisering.

3.3.2 Utviklingsarbeid.

Nye stoffer inkludert i metoden.
Det var på forhånd forventet, at 11 nye stoffer kunne tas med i Analysemetode 3 som er basert på LC-MS/MS som kvantifiseringsmetode, jf. Tabell 1. Innledende forsøk med å fastlegge deteksjonsbetingelser for de 11 nye stoffene viste imidlertid at for et av stoffene, CI 12085, kunne det ikke oppnås tilfredsstillende høy følsomhet ved de LC-MS/MS betingelser som brukes i Analysemetode 3. Stoffet ble i stedet forsøkt tatt med i Analysemetode 2 (se avsnitt 3.2.2).

For et annet stoff, quaternium-15, viste det seg ikke mulig å etablere tilfredsstillende stabile analysebetingelser ved HPLC, da stoffets retensjon i det kromatografiske system er svært dårlig. Da det derfor ikke kunne la seg gjøre å etablere en tilfredsstillende kvantifiseringsmetode for stoffet quaternium-15, har dette stoffet måttet utgå av analyseprogrammet, dvs. i samtlige prøvetyper.

Alle de øvrige nye stoffene (zopiklon, omeprazol, felodipin, fluoxetin, ciprofloxacin, enrofloxacin, paroxetin, linezolid og budesonid) kunne imidlertid som forventet inkluderes i den kvantifiseringsmetoden som benyttes i Analysemetode 3.

Stabilitet av stoffer i vannprøver, separat prøvetilberedning for omeprazol.
I forbindelse med de innledende forsøk med utvikling av de nye stoffene i metoden, kunne det konstateres at stabiliteten av stoffet omeprazol i vann ved surt pH var svært dårlig. Ved pH 2 – 3 ble stoffet således nesten fullstendig nedbrutt i løpet av 24 timer. Tilsetninge av syre til pH 2 – 3 blir brukt ved prøvetakingen for å konservere vannprøver under transporten til laboratoriet og under oppbevaringen inntil analysen igangsettes. Det stod derfor klart at en særskilt prøvehåndtering var nødvendig ved analyse for stoffet omeprazol.

Stabiliteten av omeprazol i vann ved nøytral pH (pH 7) viste seg å være tilfredsstillende ved oppbevaring i fryser. Således var mindre enn 10 % nedbrutt ved oppbevaring i fryser i 48 timer. Det ble derfor på denne bakgrunn besluttet at prøvetakingen av vannprøver til analyse for stoffet omeprazol skulle tilrettelegges slik at vannprøver ble frosset umiddelbart etter prøvetakingen i stedet for en konservering med syre.

På grunn av dette ble Analysemetode 3 supplert med en hel separat prøvetilberedning (Analysemetode 3b) i laboratoriet, hvor ekstraksjonen (ved SPE) utføres ved nøytral pH, i stedet for ved pH 2- 3 .

Nye matriser inkludert i metoden.
Metoden var før prosjektets start utviklet som en rutinemetode til vannprøver hvor faste matriser (slam, sediment eller biota) ikke var omfattet av metoden.

Metodeutviklingen har omfattet forsøk med ekstraksjon av naturlige prøver tilsatt en kjent mengde standard. Ekstraksjonsprosedyren var basert på ref. 2 som beskriver ekstraksjon av en rekke antibiotika (bl.a. sulfamethoxazol, trimethoprim, ciprofloxacin og enrofloxacin) fra slam og sediment. Som ekstraksjonsvæske ble det benyttet vanndig buffer etterfulgt av ekstraksjon med acetonitril eller metanol/vann. De ekstraksjonsforsøkene som ble prøvd for de tre typene av faste matriser i prosjektet bestod derfor på samme måte av forskjellige kombinasjoner av polare løsemidler (vann, metanol eller acetonitril) kombinert med tilsetning av buffer, syre eller base.

På bakgrunn av disse forsøkene, ble det fastlagt de ekstraksjonsbetingelser for de tre prøvetyper sediment, slam og biota som ga maksimal gjenfinning for hoveddelen av de i alt 14 omfattede stoffer. Det måtte allikevel konstateres at det ikke kunne la seg gjøre å oppnå en tilfredsstillende gjenfinning for de tre stoffene ciprofloxacin, enrofloxacin og zopiklon i sediment og slam ved de valgte ekstraksjonsbetingelser.

Separat prøvetilberedning for analyse av ciprofloxacin, enrofloxacin og zopiklon i sediment og slam.
Som nevnt ovenfor hadde de prøvde ekstraksjonsbetingelser til sediment og slam ikke gitt tilfredsstillende resultater for de tre stoffer ciprofloxacin, enrofloxacin og zopiklon. Gjennom yterligere forsøk med avprøvning av forskjellige kombinasjoner av pH og sammensetningen av ekstraksjonsløsemiddelet ved ekstraksjon av nettopp disse tre stoffene fra sediment og slam og ved samtidig å unnlate oppkonsentrering av ekstraktet før analyse lykkes det allikevel å oppnå en vesentlig forbedret gjenfinning.

Som en konsekvens av dette, førte metodeinnkjøringen for sediment og slam frem til en separat ekstraksjonsprosedyre for disse tre stoffer. Deteksjonsgrensen for de tre stoffer ble pga. den manglende oppkonsentrering av ekstraktet noe høyere enn forventet, og det vil være nødvendig med yterligere utviklingsarbeid for å oppnå en senking av deteksjonsgrenser for disse stoffene.

3.4 Analysemetode 4. (Eurofins analysemetode 78 M 54 4262)

Analysemetoden er en standardmetode til analyse av **total organisk karbon (TOC)** i sediment og slam.

3.4.1 Prosedyre.

Sediment og slam. Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse.

Etter opptining ble prøven frysetørket. Den frysetørkede prøven ble oppslemmet i vann tilsatt saltsyre til pH < 2 og analyseres for innhold av organisk karbon etter avblåsing av CO_2 frigitt ved tilsetning av syre. Organisk karbon bestemmes ved IR-spektrofotometri etter katalytisk oksidasjon ved 680 °C til CO_2.

3.5 Analysemetode 5. (Eurofins analysemetode 76 M 54 4079 mod.)

Analysemetoden er en standardmetode til bestemmelse av **tørrstoff** i faste prøver, men pga den begrensede prøvemengde for endel av prøvene, er innholdet av tørrstoff bestemt etter frysetørking av prøven i stedet for etter tørking ved 105 °C.

3.5.1 Prosedyre.

Sediment, slam og biota. Prøven ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil analyse. Den opptinte prøven ble veid, frysetørket og veid igjen etter tørking.

4 Analysekvalitet

4.1 Kvalitetssikring

For de analysemetoder som ved prosjektets start var standardmetoder hos Eurofins A/S, utføres den interne kvalitetskontroll ved at det i hver eneste analyseserie tas med kontrollprøver (dobbeltbestemmelse) og minimum én blindprøve. Kontrollprøver består av syntetiske prøver med kjent innhold av de relevante stoffene. Resultatene fra analyse av disse prøver registreres i kontrollkort, hvor det løpende kan holdes kontroll med analysemetodens performance. I dette prosjektet er det kun etablert slike kontrollkort ved analyse av stoffene østron, β-østradiol og 17α-ethinyløstradiol ved Analysemetode 1.

For alle de øvrige stoffers vedkommende har kvalitetssikringen bestått i at det i forbindelse med samtlige analyseserier er tilsatt en kjent mengde av alle de aktuelle stoffene (spiking) til alle de omfattede prøvetyper. Spikningen er også anvendt til estimering av analysemetodenes performance, som beskrevet i avsnitt 3.7.

Ut over dette er det tatt med minimum én blindprøver i hver analyseserie.

4.2 Analysemetodenes performance

For de analysemetoder som ved prosjektets start var standardmetoder hos Eurofins A/S er metodenes performance mht. gjenfinning, presisjon og deteksjonsgrense bestemt ved en metodevalidering som omfatter analyse av et antall (typisk 6) spikede prøver, blir analysert i 2 – 3 replikater, og hvor analysen blir gjentatt på tre forskjellige dager. De målte data blir brukt til beregning av analysemetodens performance ved hjelp av et standard metodevalideringsprogram. I prosjektet er det kun analyse av stoffene østron, 17β-østradiol og 17α-ethinyløstradiol ved Analysemetode 1 og stoffene BHA og DEHA ved Analysemetode 2 som det er gjennomført en slik full metodevalidering for.

Estimering av data for metodenes performance er i prosjektet utført på bakgrunn av resultatene oppnådd ved analyse av spikede prøver i forbindelse med selve analysen av prosjektets prøver. Det er således i hver eneste analyseserie spiket minimum én prøve av hver prøvetype. Spikningen er utført som dobbeltbestemmelse og ved tilsetning av en kjent mengde av alle de stoffene som er omfattet av den gjeldendne analysen.

Oversikter over de beregnede data for analysemetodenes performance er vist i tabell 2 og 3 på de etterfølgende sidene i rapporten.

Analysemetodens presisjon er på den bakgrunn beregnet for hvert enkelt stoff. Presisjonen er uttrykt som den relative standardavvik (RSD) bestemt ut fra dobbeltbestemmelsene. Presisjonen er for de fleste stoffene opgitt som et interval, ettersom presisjonen kan variere avhengig av prøvetype.

På tilsvarende måte er analysemetodens gjenfinning beregnet for hvert enkelt stoff som gjennomsnittet av alle estimater for gjenfinningen. Denne er beregnet som forholdet mellom det funnede innhold i de spikede prøver (fratrukket et evt. innhold i den ikke-spikede prøve) og den tilsatte mengde stoff.

Endelig er analysemetodens deteksjonsgrense beregnet for hvert stoff og for hver prøvetype på basis av de spikede prøver. I de spikede prøver er beregnet signal/støy forhold på basis av det kromatogram som brukes til kvantifiseringen av innhold i prøven. Deteksjonsgrensen er på denne bakgrunn beregnet som det innhold i en prøve som vil gi et signal/støyforhold på 3.

Som det fremgår av tabellene er det for en stor del av de oppførte stoffer snakk om at analysemetodenes presisjon er kjennetegnet ved relativt høye verdier for RSD. Dette medfører naturligvis at oppnåtte resultatene for prøver omfattet av prosjektet vil være beheftet med en vesentlig usikkerhet. Det er imidlertid ikke uventet når det er snakk om et prosjekt som omfatter både utvikling av ny analysemetodikk og samtidig omfatter mange komplekst sammensatte prøvetyper.

Det er imidlertid viktig for den etterfølgende vurdering av prosjektets resultater å bemerke at de anvendte analysemetodene besitter en meget høy grad av identifikasjonssikkerhet, idet det er brukt MS/MS deteksjon. Det betyr at den kvalitative bestemmelse av de påviste stoffer i dette prosjekt er meget sikker, mens derimot den kvantitative bestemmelse av de påviste stoffene er forbundet med en vesentlig usikkerhet. Sett i lys av at det er snakk om et screeningsprosjekt, er det blitt vurdert at det var vesentlig å sikre at flest mulig av de nye stoffene kunne tas med i analyseprogrammet, på tross av at analysemetodenes kvantitative usikkerhet viste seg å være større enn det på forhånd var forventet.

Tabel 2. Oversikt over de anvendte analysemetoders gjenfinning og presisjon.

	Gjenfinning, %		Presisjon, (RSD), %	
	Vann	Faste matriser	Vann	Faste matriser
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	112	-[a)]	20	-[a)]
17β-østradiol	126	-[a)]	20	-[a)]
østron	100	-[a)]	25	-[a)]
Metode 2				
BHA	75	136	15 – 35	30 – 50
butyl methoxydibenzoylmethan	140	-	50	-
CI 12085 (Pigment Red)	146	-	40	-
DEHA	135	98	10 – 35	40 – 50
ethylenbrassylat	82	127	15 – 35	35 – 50
Ibuprofen	75	123	15 – 30	50
triclosan	128	137	10 – 50	45 – 50
Metode 3				
budesonid	112	44	10 – 30	35 - 50
ciprofloxacin	65	53	10 – 45	50
enrofloxacin	69	51	10 – 45	50
felodipin	155	30	10 – 20	30 – 50
fluoxetin	109	49	10 – 30	30 – 50
furosemid	156	52	10 – 40	20 – 50
linezolid	103	108	10 – 40	20 – 40
omeprazol	92	60	10 – 40	30
paroxetin	104	58	10 – 40	30 – 50
sulfadiazin	108	113	10 – 40	30
sulfamethizol	79	108	10 – 30	10 – 30
sulfamethoxazol	78	124	10 – 25	10 – 30
trimethoprim	132	84	10 – 25	20 – 50
zopiklon	121	119	20 – 40	30
Metode 4				
Total organisk karbon (TOC)	-	-	-	10
Metode 5				
Tørrstoff (TS)	-	-	-	5

a) Ikke bestemt. Analysemetoden anvender isotopmerkede interne standarder for samtlige omfattede stoffer.

Tabel 3. Oversikt over de anvendte analysemetodenes deteksjonsgrenser.

	Deteksjonsgrenser[1)]						
	Overflate-vann, (µg/l)	Urenset avløps vann, (µg/l)	Renset avløps vann, (µg/l)	Sigevann[2)], (µg/l)	Sediment, (µg/kg TS)	Slam/ sigevanns-sediment (µg/kg TS)	Biota[3)], (µg/kg våt vekt)
Metode 1							
17α-ethinyløstradiol	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
17β-østradiol	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
østron	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,1	0,5	-
Metode 2							
BHA	0,05	0,1	0,1	0,5/0,2	2	50	20/100
butyl methoxydibenzoylmethan	0,3	-	-	-	-	-	-
CI 12085 (Pigment Red)	0,5	-	-	-	-	-	-
DEHA	0,1	0,2	0,1	0,5/0,3	10	100	20/100
ethylenbrassylat	0,1	0,3	0,1	0,5/0,2	5	100	20/100
Ibuprofen	0,02	0,5	0,1	0,5	2	50	10/100
triclosan	0,05	0,1	0,1	0,2/0,1	2	20	10/50
Metode 3							
budesonid	0,02	0,1	0,05	0,5	5	30	10/100
ciprofloxacin	0,05	0,2	0,05	0,5	10	50	10/50
enrofloxacin	0,05	0,2	0,05	0,5	10	100	10/50
felodipin	0,01	0,1	0,05	0,3/0,2	2	20	5/20
fluoxetin	0,01	0,1	0,05	0,2	2	30	5/50
furosemid	0,05	0,3	0,05	2/1	5	30	30/100
linezolid	0,03	0,3	0,05	1/0,5	2	20	5/20
omeprazol	0,01	0,2	0,05	0,2	5	5	5/20
paroxetin	0,02	0,5	0,05	0,5	5	100	5/100
sulfadiazin	0,02	0,2	0,05	0,5/0,3	1	10	5/20
sulfamethizol	0,03	0,1	0,05	0,5	1	10	5/50
sulfamethoxazol	0,02	0,1	0,05	0,5/0,3	1	5	5/20
trimethoprim	0,02	0,1	0,05	0,5/0,3	1	5	5/20
zopiklon	0,05	0,2	0,2	0,2	10	400	30/-
Metode 4							
TOC, (g C/kg TS)	-	-	-	-	0,002	0,002	-

Noter.
1. Angivelse av deteksjonsgrense med (-) betyr, at stoffet ikke kunne analyseres i den pågældende matrise.
2. To forskellige deteksjonsgrenser betyr deteksjonsgrense i henholdsvis urenset og renset sigevann.
3. To forskellige deteksjonsgrenser betyr deteksjonsgrense i henholdsvis musling og fiskelever.

5 Prøver

Eurofins A/S har ialt mottatt 76 prøver til analyse i dette prosjektet. Der er i alt snakk om hhv. 8 prøver av overflatevann, 22 prøver av avløpsvann, 13 prøver av sigevann, 12 prøver av sediment, 9 prøver av avløpsvannsslam, 5 prøver av sigevannssediment og 7 prøver av biota.

En oversikt over de enkelte prøver er gitt i nedenfor. For hver prøve er prøvemerking og dato for mottagelse av prøven hos Eurofins A/S i Danmark oppgitt.

Prøver av overflatevann:

- DR-SOL 03, 28.09.2005
- IOJAMP-30B, 28.09.2005
- IOVE-01, 28.09.2005
- IOBE-02, 28.09.2005
- TØTAU-01, 28.09.2005
- Unnebergbekken, 28.10.2005
- Nitelva, 04.11.2005
- Øyeren-3, 04.11.2005

Prøver av avløpsvann:

- Bekkelaget innløp, 14.09.2005
- Bekkelaget utløp, 14.09.2005
- Solumstrand innløp, 16.09.2005
- Solumstrand utløp, 16.09.2005
- Remmendalen innløp, 22.09.2005
- Remmendalen utløp, 22.09.2005
- TAU innløp, 23.09.2005
- TAU utløp, 23.09.2005
- VEAS innløp, 06.10.2005
- VEAS utløp, 06.10.2005
- RA-2 innløp, 06.10.2005
- RA-2 utløp, 06.10.2005
- Bekkelaget innløp, 13.10.2005
- Bekkelaget utløp, 13.10.2005
- TAU innløp, 19.10.2005
- TAU utløp, 19.10.2005
- VEAS innløp, 26.10.2005
- VEAS utløp, 26.10.2005
- Solumstrand innløp, 26.10.2005
- Solumstrand utløp, 26.10.2005
- Bekkelaget innløp, 27.10.2005
- Bekkelaget utløp, 27.10.2005

Prøver av sigevann:

- Grønmo sigevann - ind, 14.09.2005
- Grønmo sigevann – ud, 14.09.2005
- Lindum sigevann – ud, 16.09.2005
- Rokke sigevann – ind, 22.09.2005
- Rokke sigevann – ud, 22.09.2005
- Taranrød sigevann – ind, 23.09.2005
- Taranrød sigevann – ud, 23.09.2005
- Bøler deponi sigevann – ind, 06.10.2005
- Bøler deponi sigevann – ud, 06.10.2005
- Grønmo deponi sigevann – ind, 13.10.2005
- Grønmo deponi sigevann – ud, 13.10.2005
- Grønmo deponi sigevann – ind, 27.10.2005
- Grønmo deponi sigevann – ud, 27.10.2005

Prøver av sediment:

- IOJAMP-30 B, 15.11.2005
- IOVE-01, 15.11.2005
- IOBE-01, 15.11.2005
- TØTAU-01, 15.11.2005
- TØ-02, 15.11.2005
- Unnebergbekken, 15.11.2005
- HARING-02, 15.11.2005
- DRSOL-03, 15.11.2005
- DR-01, 15.11.2005
- DR-02, 15.11.2005
- Øyeren-03. 15.11.2005
- Nitelva, 15.11.2003

Prøver av avløpsvannsslam:

- RA-2, 07.10.2005
- Bekkelaget renseanlegg, 15.11.2005
- VEAS renseanlegg, 15.11.2005
- TAU 17/10, 15.11.2005
- Remmendalen renseanlegg, 15.11.2005
- Solumstrand renseanlegg, 15.11.2005
- Bekkelaget renseanlegg 11/10, 15.11.2005
- VEAS 4/10, 15.11.2005
- TAU 31/9, 15.11.2005

Prøver av sigevannssediment:

- Bøler deponi, 07.10.2005
- Grønmo avfallsdeponi, 15.11.2005
- Taranrød avfallsdeponi, 15.11.2005
- Lindum avfallsdeponi, 15.11.2005
- Grønmo avfallsdeponi 12/9, 15.11.2005

Prøver av biota:

- Resipient utenfor TAU, blåskjell, 15.11.2005
- Færder, torskelever, 15.11.2005
- Halden 5/10, torskelever, 15.11.2005
- Halden 26/10, torskelever, 15.11.2005
- Drammensfjorden, torskelever, 15.11.2005
- Øyeren, abborlever, 15.11.2005
- JAMP-30B, Holmsbu, torskelever, 15.11.2005

Alle vannprøver bestod delvis av 4 - 6 liter vann, som var blitt konservert ved tilsetting av svovelsyre til pH 2 –3, og delvis av 3 liter vann, som var frosset umiddelbart etter prøvetakingen. De syrekonserverte vannprøver ble oppbevart kaldt under transporten til laboratoriet og inntil igangsettingen av analysen som ble påbegynt senest 48 timer etter prøvetakingen. De frosne prøvene ble på tilsvarende vis holdt frosset under transporten til laboratoriet og inntil igangsettingen av analysen, som fant sted senest 5 døgn etter prøvetakingen.

De faste prøvene ble alle mottatt frosne. Prøverne ble oppbevart i fryser (-18 °C) inntil igangsettingen av analysen.

6 Resultater

Analyseresultatene er oppgitt i tabellerne 4 – 10 på de følgende sider.

Det skal nevnes, at det for fire av vannprøverne (to prøver fra avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg og to prøver av sigevann fra Grønmo avfallsdeponi, alle mottatt 14.09.2005) var tvil om, hvorvidt syrekonserveringen var utført korrekt ved prøvetakingen. Der ble derfor på et senere tidspunkt uttatt nye prøver fra disse lokaliteter til erstatning for de først uttatte prøver. De først uttatte vannprøver ble allikevel innkludert i analyseprogrammet, og resultaterne er tatt med i tabel 5 og 6. Resultaterne fra disse 4 prøver må imidlertid tas med et visst forbehold, da det er usikkert om konserveringen av disse prøver har vært effektiv.

Tabel 4. Resultater fra analyse av prøver av overflatevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	IOJAMP-30B	IOVE-01	IOBE-02	TØTAU-01
Dato for mottagelse av prøve	28.09.2005	28.09.2005	28.09.2005	28.09.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
17β-østradiol	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,00011
østron	0,00073	0,00078	0,00059	0,00066
Metode 2				
BHA	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
butyl methoxydibenzoylmethan	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
CI 12085 (Pigment Red)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
DEHA	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
ethylenbrassylat	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ibuprofen	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
triclosan	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metode 3				
budesonid	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
ciprofloxacin	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
enrofloxacin	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
felodipin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
fluoxetin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
furosemid	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
linezolid	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
omeprazol	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
paroxetin	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
sulfadiazin	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
sulfamethizol	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
sulfamethoxazol	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
trimethoprim	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
zopiklon	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 4 (forts). Resultater fra analyse av prøver av overflatevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Unnebergbekken	DR-SOL 03	Nitelva	Øyeren-3
Dato for mottagelse av prøve	28.10.2005	28.09.2005	04.11.2005	04.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,0002*)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
17β-østradiol	< 0,0002*)	0,00025	0,00022	< 0,0001
østron	0,0010	0,0015	0,0011	0,00022
Metode 2				
BHA	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	< 0,3	< 0,3	< 0,3
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	< 0,5	< 0,5	< 0,5
DEHA	< 0,1	0,21	< 0,1	< 0,1
ethylenbrassylat	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ibuprofen	< 0,04*)	0,14	0,036	< 0,02
triclosan	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metode 3				
budesonid	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
ciprofloxacin	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
enrofloxacin	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
felodipin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
fluoxetin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
furosemid	< 0,05	0,054	< 0,05	< 0,05
linezolid	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
omeprazol	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
paroxetin	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
sulfadiazin	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
sulfamethizol	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
sulfamethoxazol	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
trimethoprim	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
zopiklon	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 5. Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Bekkelaget, innløp[a)]	Bekkelaget, utløp[a)]	Bekkelaget, innløp	Bekkelaget, utløp
Dato for mottagelse av prøve	14.09.2005	14.09.2005	13.10.2005	13.10.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	i.a.	i.a.	< 0,002[*)]	0,00028
17β-østradiol	i.a.	i.a.	0,016	< 0,0002[')]
østron	i.a.	i.a.	0,059	0,0013
Metode 2				
BHA	< 0,1	< 0,1	0,16	0,10
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 0,2	< 0,1	0,65	0,18
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,1
Ibuprofen	2,2	< 0,1	2,4	< 0,1
triclosan	0,22	0,16	0,31	0,10
Metode 3				
budesonid	< 0,2[')]	< 0,05	< 0,1	< 0,05
ciprofloxacin	< 0,2	< 0,05	0,44	< 0,05
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
felodipin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
fluoxetin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
furosemid	4,6	0,81	1,9	0,47
linezolid	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
omeprazol	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
paroxetin	< 0,5	< 0,05	< 0,5	< 0,05
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
sulfamethizol	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
sulfamethoxazol	0,34	0,13	< 0,1	0,099
trimethoprim	0,50	0,34	0,29	0,19
zopiklon	1,2	0,70	0,76	0,38

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.
a): Usikkerhet om konservering av prøven. Resultater må tas med noen forbehold.

Tabel 5 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Bekkelaget, innløp	Bekkelaget, utløp	VEAS, innløp	VEAS, utløp
Dato for mottagelse av prøve	27.10.2005	27.10.2005	06.10.2005	06.10.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	0,0017	< 0,0003[1)]	0,0013	0,00081
17β-østradiol	0,015	< 0,0003[*)]	0,0062	0,0020
østron	0,045	0,0015	0,041	0,0078
Metode 2				
BHA	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	5,5	< 0,1	< 0,2	< 0,1
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,1
Ibuprofen	2,5	< 0,1	2,9	0,18
triclosan	1,8	0,16	0,41	0,12
Metode 3				
budesonid	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
ciprofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
felodipin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
fluoxetin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
furosemid	3,7	0,28	1,4	0,58
linezolid	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
omeprazol	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
paroxetin	< 0,5	< 0,05	< 0,5	< 0,05
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
sulfamethizol	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,05
sulfamethoxazol	< 0,1	0,073	< 0,1	0,16
trimethoprim	0,35	0,16	0,49	0,43
zopiklon	0,86	0,31	1,9	1,0

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 5 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	VEAS, innløp	VEAS, utløp	TAU, innløp	TAU, utløp
Dato for mottagelse av prøve	26.10.2005	26.10.2005	23.09.2005	23.09.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	0,00062	0,00073	0,00055	0,00079
17β-østradiol	0,0049	0,0014	0,0097	0,011
østron	0,019	0,0060	0,043	0,048
Metode 2				
BHA	< 0,1	< 0,1	0,10	< 0,1
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 0,2	< 0,1	< 0,3*)	< 0,1
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,1
Ibuprofen	2,4	0,24	1,5	2,2
triclosan	0,78	0,43	0,76	0,39
Metode 3				
budesonid	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
ciprofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
felodipin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
fluoxetin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
furosemid	0,91	0,65	1,8	0,51
linezolid	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
omeprazol	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
paroxetin	< 0,5	< 0,05	< 0,5	< 0,05
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
sulfamethizol	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
sulfamethoxazol	< 0,1	0,090	0,29	0,24
trimethoprim	0,16	0,26	0,29	0,35
zopiklon	0,30	0,51	1,1	0,55

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 5 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	TAU, innløp	TAU, utløp	Remmendalen, innløp	Remmendalen, utløp
Dato for mottagelse av prøve	19.10.2005	19.10.2005	22.09.2005	22.09.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,015*)	< 0,0005*)	< 0,001*)	0,00034
17β-østradiol	< 0,015*)	0,0049	0,021	0,0042
østron	0,0070	0,021	0,086	0,021
Metode 2				
BHA	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 0,4*)	0,15	0,40	< 0, 2*)
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,1
Ibuprofen	2,5	3,9	3,9	2,4
triclosan	0,63	0,15	0,53	0,37
Metode 3				
budesonid	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
ciprofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,3*)	< 0,05
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
felodipin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
fluoxetin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
furosemid	2,6	0,94	5,4	1,9
linezolid	< 0,2	< 0,05	15	6,1
omeprazol	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
paroxetin	< 0,5	< 0,05	< 0,5	< 0,05
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
sulfamethizol	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
sulfamethoxazol	1,1	0,74	< 0,1	< 0,05
trimethoprim	2,3	0,92	0,26	0,24
zopiklon	1,6	1,4	0,56	0,54

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 5 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Solumstrand, innløp	Solumstrand, utløp	Solumstrand, innløp	Solumstrand, utløp
Dato for mottagelse av prøve	16.09.2005	16.09.2005	26.10.2005	26.10.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	0,00046	0,00054	0,00080	0,00036
17β-østradiol	0,010	0,0089	0,0090	0,0066
østron	0,047	0,055	0,032	0,023
Metode 2				
BHA	< 1*)	< 0,2*)	< 0,1	< 0,1
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 0,4*)	1,3	2,9	< 1*)
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,2*)	< 0,3	< 0,1
Ibuprofen	1,5	3,0	2,9	2,2
triclosan	0,67	0,69	1,8	1,2
Metode 3				
budesonid	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
ciprofloxacin	5,4	1,9	< 0,2	< 0,05
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
felodipin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
fluoxetin	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
furosemid	8,6	0,55	2,9	0,20
linezolid	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
omeprazol	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
paroxetin	< 0,5	< 0,05	< 0,5	< 0,05
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05	< 0,2	< 0,05
sulfamethizol	< 0,1	< 0,05	< 0,1	< 0,05
sulfamethoxazol	0,43	0,053	< 0,1	< 0,05
trimethoprim	1,4	0,58	0,14	0,18
zopiklon	2,8	< 0,2	0,56	< 0,2

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 5 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	RA-2, innløp	RA-2, utløp		
Dato for mottagelse av prøve	06.10.2005	06.10.2005		
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	0,00075	0,00063		
17β-østradiol	0,010	0,0031		
østron	0,045	0,013		
Metode 2				
BHA	< 0,1	< 0,1		
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.		
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.		
DEHA	0,34	< 0,1		
ethylenbrassylat	< 0,3	< 0,1		
Ibuprofen	3,0	0,10		
triclosan	0,53	0,16		
Metode 3				
budesonid	< 0,1	< 0,05		
ciprofloxacin	< 0,2	< 0,05		
enrofloxacin	< 0,2	< 0,05		
felodipin	< 0,1	< 0,05		
fluoxetin	< 0,1	< 0,05		
furosemid	2,1	0,78		
linezolid	< 0,2	< 0,05		
omeprazol	< 0,2	< 0,05		
paroxetin	< 0,5	< 0,05		
sulfadiazin	< 0,2	< 0,05		
sulfamethizol	< 0,1	< 0,05		
sulfamethoxazol	< 0,1	0,17		
trimethoprim	0,84	0,57		
zopiklon	2,1	2,4		

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 6. Resultater fra analyse av prøver av sigevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Grønmo sigevann – ind[a)]	Grønmo sigevann – ud[a)]	Grønmo deponi sigevann - ind	Grønmo deponi sigevann -ud
Dato for mottagelse av prøve	14.09.2005	14.09.2005	13.10.2005	13.10.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	i.a.	i.a.	< 0,001[*)]	< 0,0005
17β-østradiol	i.a.	i.a.	< 0,0006[*)]	< 0,0005
østron	i.a.	i.a.	0,0090	0,0036
Metode 2				
BHA	< 1[*)]	< 0,2	< 0,5	< 0,2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	0,62	< 0,3	0,91	0,76
ethylenbrassylat	< 0,5	< 0,2	< 0,5	< 0,2
Ibuprofen	3,7	5,0	0,62	0,69
triclosan	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Metode 3				
budesonid	< 0,7[*)]	< 0,5	< 0,5	< 0,5
ciprofloxacin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
enrofloxacin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
felodipin	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2
fluoxetin	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
furosemid	< 2	< 1	< 2	< 1
linezolid	< 1	< 0,5	< 1	< 0,5
omeprazol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
paroxetin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
sulfadiazin	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
sulfamethizol	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
sulfamethoxazol	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
trimethoprim	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
zopiklon	< 1	< 0,5	< 1	< 0,5

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.
a): Usikkerhet omkring konservering av prøven ved prøveudtagelsen. Resultater må tas med noen forbehold.

Tabel 6 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sigevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Grønmo deponi sigevann - ind	Grønmo deponi sigevann - ud	Taranrød sigevann - ind	Taranrød sigevann - ud
Dato for mottagelse av prøve	27.10.2005	27.10.2005	23.09.2005	23.09.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,010*)	< 0,005*)	< 0,003*)	< 0,0005
17β-østradiol	< 0,005*)	< 0,003*)	< 0,002*)	< 0,0005
østron	0,017	< 0,005*)	0,012	0,0087
Metode 2				
BHA	< 0,5	< 0,2	< 2*)	< 0,2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
ethylenbrassylat	< 0,5	< 0,2	< 0,5	< 0,2
Ibuprofen	1,8	1,8	0,95	1,3
triclosan	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Metode 3				
budesonid	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
ciprofloxacin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
enrofloxacin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
felodipin	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2
fluoxetin	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
furosemid	< 2	< 1	< 2	< 1
linezolid	< 1	< 0,5	< 1	< 0,5
omeprazol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
paroxetin	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
sulfadiazin	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
sulfamethizol	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
sulfamethoxazol	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
trimethoprim	< 0,5	< 0,3	< 0,5	< 0,3
zopiklon	< 1	< 0,5	< 1	< 0,5

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 6 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sigevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Rokke sigevann - ind	Rokke sigevann - ud		Lindum sigevann – ud
Dato for mottagelse av prøve	22.09.2005	22.09.2005		16.09.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	0,0028	< 0,015*)		< 0,0005
17β-østradiol	0,0042	< 0,015*)		0,0025
østron	0,0063	0,0096		0,050
Metode 2				
BHA	< 1*)	< 0,2		< 0,2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.		i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.		i.a.
DEHA	< 0,5	0,62		< 0,3
ethylenbrassylat	< 0,5	< 0,2		< 0,2
Ibuprofen	< 0,5	1,8		0,61
triclosan	< 0,2	< 0,1		< 0,1
Metode 3				
budesonid	< 0,5	< 0,5		< 0,5
ciprofloxacin	< 0,5	< 0,5		< 0,5
enrofloxacin	< 0,5	< 0,5		< 0,5
felodipin	< 0,3	< 0,2		< 0,2
fluoxetin	< 0,2	< 0,2		< 0,2
furosemid	< 2	< 1		< 1
linezolid	2,8	0,66		< 0,5
omeprazol	< 0,2	< 0,2		< 0,2
paroxetin	< 0,5	< 0,5		< 0,5
sulfadiazin	< 0,5	< 0,3		< 0,3
sulfamethizol	< 0,5	< 0,5		< 0,5
sulfamethoxazol	< 0,5	< 0,3		< 0,3
trimethoprim	< 0,5	< 0,3		< 0,3
zopiklon	< 1	< 0,5		< 0,5

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 6 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sigevann. Innhold er oppgitt som µg/l.

Prøvemerking	Bøler deponi sigevann - ind	Bøler deponi sigevann – ud		
Dato for mottagelse av prøve	06.10.2005	06.10.2005		
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,001*)	< 0,0005		
17β-østradiol	0,0023	0,0024		
østron	0,026	0,0078		
Metode 2				
BHA	< 0,5	< 0,2		
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.		
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.		
DEHA	< 0,5	< 0,3		
ethylenbrassylat	< 0,5	< 0,2		
Ibuprofen	1,3	1,0		
triclosan	< 0,2	< 0,1		
Metode 3				
budesonid	< 0,5	< 0,5		
ciprofloxacin	0,69	< 0,5		
enrofloxacin	< 0,5	< 0,5		
felodipin	< 0,3	< 0,2		
fluoxetin	< 0,2	< 0,2		
furosemid	< 2	< 1		
linezolid	< 1	< 0,5		
omeprazol	< 0,2	< 0,2		
paroxetin	< 0,5	< 0,5		
sulfadiazin	< 0,5	< 0,3		
sulfamethizol	< 0,5	< 0,5		
sulfamethoxazol	< 0,5	< 0,3		
trimethoprim	< 0,5	< 0,3		
zopiklon	< 1	< 0,5		

i.a.: ikke analysert.
*:) Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 7. Resultater fra analyse av prøver av sediment. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	IOJAMP-30B	IOVE-01	IOBE-01	TØTAU-01
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,1	< 0,2*)	< 0,1	< 0,1
17β-østradiol	0,17	< 0,1	0,68	< 0,1
østron	0,41	0,60	3,2	0,10
Metode 2				
BHA	< 2	< 2	< 2	< 2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 10	< 10	< 10	< 10
ethylenbrassylat	< 5	< 5	< 5	< 5
Ibuprofen	< 2	< 2	< 2	2,8
triclosan	11	< 2	20	< 2
Metode 3				
budesonid	< 5	< 5	< 5	< 5
ciprofloxacin	< 10	< 10	< 10	< 10
enrofloxacin	< 10	< 10	< 10	< 10
felodipin	< 2	< 2	< 2	< 2
fluoxetin	< 2	< 2	< 2	< 2
furosemid	< 5	< 5	< 5	< 5
linezolid	< 2	< 2	< 2	< 2
omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
paroxetin	< 5	< 5	< 5	< 5
sulfadiazin	< 1	< 1	< 1	< 1
sulfamethizol	< 1	< 1	< 1	< 1
sulfamethoxazol	< 1	< 1	< 1	< 1
trimethoprim	< 1	< 1	1,2	< 1
zopiklon	< 10	<10	<10	<10
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	24,0	29,6	342	6,60
Metode 5				
Tørrstoff (%)	39,4	32,3	35,9	68,6

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 7 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sediment. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	TØ-02	Unneberg-bekken	HARING-02	DRSOL-03
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	25.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2*)
17β-østradiol	< 0,2*)	0,16	1,3	0,10
østron	0,21	1,2	9,9	0,84
Metode 2				
BHA	< 2	< 2	21	< 2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 20*)	< 10	< 20*)	< 10
ethylenbrassylat	< 5	< 5	< 20*)	< 5
Ibuprofen	< 2	< 2	< 4*)	< 2
Triclosan	< 2	17	< 20*)	< 20*)
Metode 3				
Budesonid	< 5	< 5	< 5	< 5
Ciprofloxacin	< 10	< 10	30	< 10
Enrofloxacin	11	< 10	< 10	< 10
Felodipin	< 2	< 2	< 2	< 2
Fluoxetin	< 2	< 2	< 2	< 2
Furosemid	< 5	< 5	< 5	< 5
Linezolid	< 2	< 2	25	< 2
Omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
Paroxetin	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfadiazin	< 1	2,1	< 1	< 1
Sulfamethizol	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfamethoxazol	< 1	< 1	< 1	< 1
Trimethoprim	< 1	< 1	1,8	< 1
Zopiklon	<10	<10	<10	<10
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	10,3	24,2	90,7	39,3
Metode 5				
Tørrstoff (%)	55,6	46,1	33,0	43,4

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 7 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sediment. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	DR-01	DR-02	Nitelva	Øyeren-03
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,2*)	< 0,1	< 0,1	< 0,4*)
17β-østradiol	< 0,1	< 0,1	0,37	< 0,1
østron	0,19	< 0,1	1,2	0,24
Metode 2				
BHA	< 2	< 2	2,9	< 2
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 10	< 10	< 20*)	< 10
ethylenbrassylat	< 5	< 5	< 10*)	< 5
Ibuprofen	< 2	< 2	< 2	< 2
triclosan	< 2	< 2	36	< 2
Metode 3				
budesonid	< 5	< 5	< 5	< 5
ciprofloxacin	< 10	10	130	13
enrofloxacin	< 10	10	< 10	17
felodipin	< 2	< 2	< 2	< 2
fluoxetin	< 2	< 2	< 2	< 2
furosemid	< 5	< 5	< 5	< 5
linezolid	< 2	< 2	< 2	< 2
omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
paroxetin	< 5	< 5	< 5	< 5
sulfadiazin	< 1	< 1	< 1	< 1
sulfamethizol	< 1	< 1	< 1	< 1
sulfamethoxazol	< 1	< 1	< 1	< 1
trimethoprim	< 1	< 1	2,3	< 1
zopiklon	<10	<10	28	<10
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	14,2	1,34	29,6	1,50
Metode 5				
Tørrstoff (%)	58,7	81,1	42,5	75,0

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 8. Resultater fra analyse av prøver av avløpsvannsslam. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	Bekkelaget renseanlegg	Bekkelaget renseanlegg, 11/10	VEAS renseanlegg	VEAS renseanlegg, 4/10
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 5*)	< 3*)	< 0,5	< 2*)
17β-østradiol	6,1	< 3*)	1,2	3,3
østron	42	31	12	9,0
Metode 2				
BHA	< 50	< 50	< 50	< 200*)
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 400*)	< 100	< 100	< 100
ethylenbrassylat	< 100	< 100	< 100	< 100
Ibuprofen	< 50	< 50	< 50	< 50
triclosan	2300	1700	240	610
Metode 3				
budesonid	< 30	< 30	< 30	< 200*)
ciprofloxacin	3300	3500	2300	2100
enrofloxacin	< 100	< 100	< 100	< 100
felodipin	25	< 20	23	39
fluoxetin	41	31	32	< 30
furosemid	35	40	< 30	< 30
linezolid	< 20	< 20	< 20	< 20
omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
paroxetin	< 300*)	< 100	< 100	< 100
sulfadiazin	< 10	< 10	< 10	< 10
sulfamethizol	< 10	< 10	< 10	< 10
sulfamethoxazol	< 5	< 5	< 5	< 5
trimethoprim	< 5	< 5	< 5	< 5
zopiklon	< 400	< 400	< 400	< 400
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	309	236	156	154
Metode 5				
Tørrstoff (%)	26,5	35,3	51,6	56,3

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 8 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvannsslam. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	TAU, 17/10	TAU, 31/9	Remmendalen renseanlegg	Solumstrand renseanlegg
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	25.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 3*)	< 2*)	0,64	< 2*)
17β-østradiol	5,9	1,2	0,84	< 2*)
østron	17	21	8,4	< 2*)
Metode 2				
BHA	< 50	< 100*)	< 50	< 50
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 300*)	< 200*)	< 200*)	< 100
ethylenbrassylat	< 100	< 100	< 100	< 100
Ibuprofen	< 50	< 50	< 50	< 50
Triclosan	1300	320	430	21
Metode 3				
Budesonid	< 30	< 30	< 30	< 30
Ciprofloxacin	2700	1700	1100	100
Enrofloxacin	< 100	< 100	< 100	< 100
Felodipin	< 20	< 30*)	62	< 20
Fluoxetin	< 30	< 30	< 30	< 30
Furosemid	79	75	< 30	< 30
Linezolid	< 20	< 20	720	< 20
Omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
Paroxetin	< 200*)	< 100	< 200*)	< 100
Sulfadiazin	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethizol	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethoxazol	5,0	< 5	20	< 5
Trimethoprim	63	23	70	< 5
Zopiklon	1100	500	630	< 400
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	355	315	334	110
Metode 5				
Tørrstoff (%)	30,7	33,4	27,6	39,1

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 8 (forts). Resultater fra analyse av prøver av avløpsvannsslam. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	RA-2 renseanlegg			
Dato for mottagelse av prøve	07.10.2005			
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 2*)			
17β-østradiol	3,5			
østron	9,4			
Metode 2				
BHA	< 150*)			
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.			
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.			
DEHA	400			
ethylenbrassylat	< 100			
Ibuprofen	< 50			
triclosan	2300			
Metode 3				
budesonid	< 30			
ciprofloxacin	3800			
enrofloxacin	< 100			
felodipin	< 30*)			
fluoxetin	< 30			
furosemid	50			
linezolid	< 20			
omeprazol	< 5			
paroxetin	< 100			
sulfadiazin	< 10			
sulfamethizol	< 10			
sulfamethoxazol	< 5			
trimethoprim	12			
zopiklon	830			
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	370			
Metode 5				
Tørrstoff (%)	23,5			

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 9. Resultater fra analyse av prøver av sigevannssediment. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	Grønmo avfallsdeponi	Grønmo avfallsdeponi, 12/9	Taranrød avfallsdeponi	Lindum avfallsdeponi
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
17β-østradiol	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,77
østron	0,74	0,70	0,6	4,9
Metode 2				
BHA	< 50	< 200*)	< 50	< 50
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	< 100	< 200*)	< 100	< 400*)
ethylenbrassylat	< 100	< 100	< 100	< 100
Ibuprofen	< 50	< 50	< 50	< 50
triclosan	< 20	63	< 20	< 20
Metode 3				
budesonid	< 30	< 30	< 30	< 50*)
ciprofloxacin	< 50	< 50	< 50	< 50
enrofloxacin	< 100	< 100	< 100	< 100
felodipin	< 20	< 20	< 20	< 100*)
fluoxetin	< 30	< 30	< 30	< 100*)
furosemid	< 30	< 30	< 30	< 100*)
linezolid	< 20	< 20	< 20	< 20
omeprazol	< 5	< 5	< 5	< 5
paroxetin	< 100	< 100	< 100	< 100
sulfadiazin	< 10	< 10	< 10	< 20*)
sulfamethizol	< 10	< 10	< 10	< 20*)
sulfamethoxazol	< 5	< 5	< 5	< 20*)
trimethoprim	< 5	< 5	< 5	< 40*)
zopiklon	< 400	< 400	< 400	< 400
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	94,3	95,8	59,9	164
Metode 5				
Tørrstoff (%)	7,64	5,70	10,3	37,2

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 9 (forts). Resultater fra analyse av prøver av sigevannssediment. Innhold er oppgitt som µg/kg tørrstoff, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	Bøler avfallsdeponi			
Dato for mottagelse av prøve	07.10.2005			
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	< 0,5			
17β-østradiol	< 0,5			
østron	< 1*)			
Metode 2				
BHA	< 50			
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.			
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.			
DEHA	< 100			
ethylenbrassylat	< 100			
Ibuprofen	< 50			
triclosan	< 20			
Metode 3				
budesonid	< 30			
ciprofloxacin	< 50			
enrofloxacin	< 100			
felodipin	< 20			
fluoxetin	< 30			
furosemid	< 30			
linezolid	< 20			
omeprazol	< 5			
paroxetin	< 100			
sulfadiazin	< 10			
sulfamethizol	< 10			
sulfamethoxazol	< 5			
trimethoprim	< 5			
zopiklon	< 400			
Metode 4				
TOC (g C/kg TS)	136			
Metode 5				
Tørrstoff (%)	16,9			

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 10. Resultater fra analyse av prøver av biota. Innhold er oppgitt som µg/kg våt vekt, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	JAMP-30B, Holmsbu, torskelever	Resipient utenfor TAU, blåskjell	Færder, torskelever	Halden, 5/10, torskelever
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	i.a.	< 2	i.a.	i.a.
17β-østradiol	i.a.	< 1	i.a.	i.a.
østron	i.a.	< 1	i.a.	i.a.
Metode 2				
BHA	< 200*)	< 20	< 100	< 200*)
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
DEHA	i.a.	< 20	i.a.	i.a.
ethylenbrassylat	< 200*)	< 20	< 300*)	< 300*)
Ibuprofen	< 200*)	< 10	< 100	< 100
triclosan	< 50	< 10	< 50	< 50
Metode 3				
budesonid	< 100	< 10	< 100	< 100
ciprofloxacin	< 50	< 10	< 50	< 50
enrofloxacin	< 50	< 10	< 50	< 50
felodipin	< 20	< 5	< 20	< 20
fluoxetin	< 50	< 5	< 50	< 50
furosemid	< 100	< 30	< 100	< 100
linezolid	< 100	< 5	< 100	< 100
omeprazol	< 20	< 5	< 20	< 20
paroxetin	< 100	< 5	< 100	< 100
sulfadiazin	< 20	< 5	< 20	< 20
sulfamethizol	< 50	< 5	< 50	< 50
sulfamethoxazol	< 20	< 5	< 20	< 20
trimethoprim	< 20	< 5	< 20	< 20
zopiklon	i.a.	< 30	i.a.	i.a.
Metode 5				
Tørrstoff (%)	56,1	20,4	41,4	41,3

i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

Tabel 10 (forts). Resultater fra analyse av prøver av biota. Innhold er oppgitt som µg/kg våt vekt, med mindre annet er oppgitt.

Prøvemerking	Halden, 26/10, torskelever	Drammens-fjorden, torskelever	Øyeren, aborrlever	
Dato for mottagelse av prøve	15.11.2005	15.11.2005	15.11.2005	
Metode 1				
17α-ethinyløstradiol	i.a.	i.a.	i.a.	
17β-østradiol	i.a.	i.a.	i.a.	
østron	i.a.	i.a.	i.a.	
Metode 2				
BHA	< 100	< 200*)	< 100	
butyl methoxydibenzoylmethan	i.a.	i.a.	i.a.	
CI 12085 (Pigment Red)	i.a.	i.a.	i.a.	
DEHA	i.a.	i.a.	< 100	
ethylenbrassylat	< 100	< 200*)	< 100	
Ibuprofen	< 200*)	< 100	< 100	
triclosan	< 50	< 100*)	< 50	
Metode 3				
budesonid	< 100	< 100	< 100	
ciprofloxacin	< 50	< 50	< 50	
enrofloxacin	< 50	< 50	< 50	
felodipin	< 20	< 20	< 20	
fluoxetin	< 50	< 50	< 50	
furosemid	< 100	< 100	< 100	
linezolid	< 100	< 100	< 100	
omeprazol	< 20	< 20	< 20	
paroxetin	< 100	< 100	< 100	
sulfadiazin	< 20	< 20	< 20	
sulfamethizol	< 50	< 50	< 50	
sulfamethoxazol	< 20	< 20	< 20	
trimethoprim	< 20	< 20	< 20	
zopiklon	i.a.	i.a.	i.a.	
Metode 5				
Tørrstoff (%)	35,3	52,3	24,6	

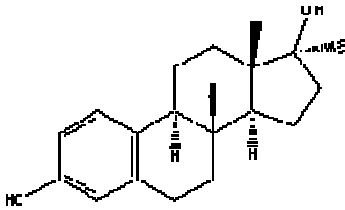
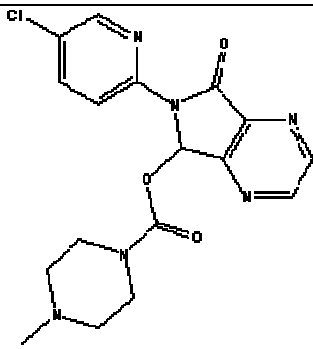
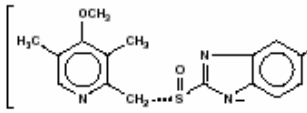
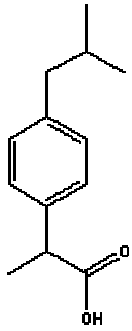
i.a.: ikke analysert.
*): Deteksjonsgrense forhøyet pga. interferens.

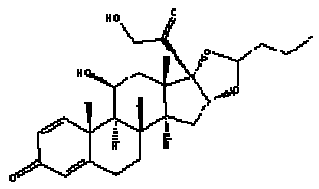
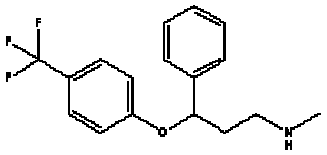
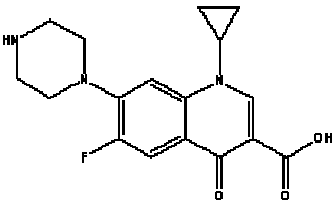
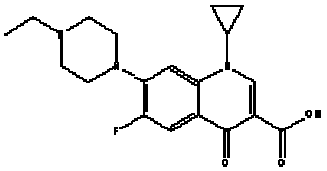
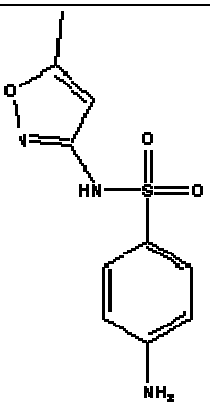
7 Referanser

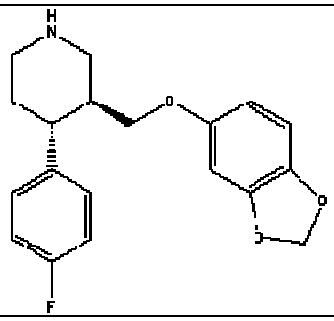
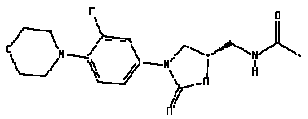
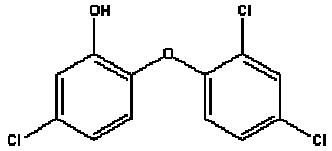
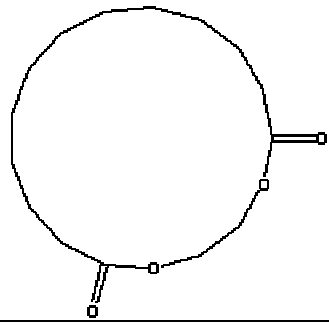
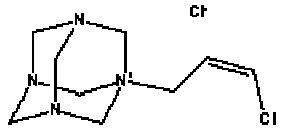
1. T. Ternes, H. Andersen, D. Gilberg and M. Bonerz, Anal.Chem. 74 (2002) 3498 – 3505.

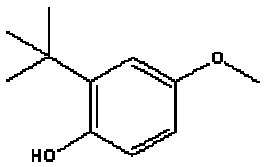
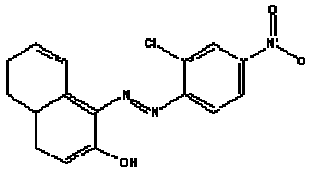
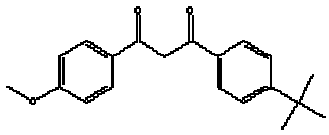
2. M. Johansson, R. Lindberg, P. Wennberg og M. Tysklind, Screening av antibiotika i avloppsvatten, slam och fisk under 2002/2003. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003. Naturvårdsverket, Sverige.

Appendiks B Legemidler og kosmetiske stoffer inkludert i undersøkelsen

Kjemikalie	CAS nr.	Synonymer	Bruksområde	Molekylstruktur
Etinyløstradiol	57-63-6	Synonyms: 17a-ethynyl-1,3,5(10)-estratriene-3,17b-diol; 17alpha-ethynyl-3,17-dihydroxy-delta-(sup1,3,5)-estratriene; eticyclin; eticyclol; etinestrol; etinestryl; feminone; ginestrene; inestra; linoral; lynoral; menolyn; neo-estrone; novestrol; oradiol; orestralyn; palonyl; perovex; primogyn; primogyn c(or m); progynon c; roldiol; spanestrin; ylestrol; 17alpha-Ethynyl-3-hydroxy-1,3,5(10)-estratrien-17beta-ol; 17-ethynyl estradiol; 19-nor-17alpha-pregna-1,3,5(10)-trien-20-yne-3,17,diol; 19-Norpregna-1,3,5(10)-trien-20-yne-3,17-diol, (17alpha)-; 3,17beta-dihydroxy-17alpha-ethynyl-1,3,5(10)-estratriene; amenoron; anovlar; diognat-e; diogyn-e; chee-o-genf; dyloform; EE; esteed; estigyn; estinyl; Estone; estoral (orion); estra-1,3,5(10)-triene-3,17beta-diol, 17alpha-ethynyl-; estroals; ethidol; ethinoral; estradiol; etinyloestradiol; Ethynyl estradiol;	Antikonseptiva, hormoner, systemiske	
Zoplikon	43200-80-2	Synonyms: Imovane; zonisamide; zopiclone; 4-Metyl-1-piperazinkarboxylsyre[6,7-dihydro-6-(5-kloro-2-pyridyl)-7-oxo-5*H*-pyrrolo[3,4-*b*]pyrazin-5-yl]ester	Sovemiddel	
Esomeprazol	$(C_{17}H_{18}N_3O_3S)_2Mg$	Synonyms: (esomeprazole magnesium); bis(5-methoxy-2-[(S)-[(4-methoxy-3, 5-dimethyl-2-pyridinyl)methyl]sulfinyl]-1*H*-benzimidazole-1-yl) magnesium trihydrate,; Nexium	Syrepumpehemmer, saltsyresekresjonshemmende middel.	
Ibuprofen	15687-27-1	Synonyms: (+)-2-(4-Isobutylphenyl)propionic acid; (+/-)-2-(p-isobutylphenyl)propionic acid; 2-(4-isobutylphenyl)propionic acid; 4-Isobutyl-alpha-methylphenylacetic acid; para-Isobutylhydratropic acid; Actiprofen; Adran; Advil; Amersol; Alpha-Methyl-4-(2-methylpropyl)benzeneacetic acid; Amibufen; Anco; Anflagen; Apo-Ibuprofen; Apsifen; Apsifen-F; Artril 300; Bluton; Brufanic; Brufen; Brufort; Buburone; Butylenin; Cap-Profen; Codral; Dolgirid; Dolgit; Dolocyl; Dolo-dolgit; Ebufac; Epobron; Femadon; Fenbid spansule; Haltran; Ibu-attritin; Ibumetin; Ibuprin; Ibuprocin; Ibuprofen; Ibu-slo; Ibutid; Ifen; Lamidon; Lidifen; Liptan; Medipren; Midol 200; Motrin; Mynosedin; Napacetin; Nobfelon; Nobfen; Nobgen; Novoprofen; Nuprin; Nurofen; Paxofen; Pedia-Profen; Pedia-Proten; Profen; Rafen; Rebugen; Roidenin; Rufen; Tab-Profen; Trendar;	Smertestillende	

Kjemikalie	CAS nr.	Synonymer	Bruksområde	Molekylstruktur
Budesonid	51333-22-3	Synonyms: 16,17-Butylidenebis(oxy)-11-,21-dihydroxypregna-1,4-diene-3,20-dione; budenoside; Budeson; Budesonide; Preferid; Pulmicort; Rhinocort; (R,S)-11b,16a,17,21,tetrahydroxypregna-1,4-diene-3,20-dione cyclic 16,17-acetal with butyraldehyde; S-1320; Spirocort;		
Felodipin	72509-76-3 eller 86189-69-7	Felodipine; Plendil;	Selektive kalsiumantagonist med primært vaskulær virkning	
Fluoxetin	54910-89-3	Synonyms: Fluoxetine;	Antidepressivum	
Ciprofloxacin	[85721-33-1]	Synonyms: 1-cyclopropyl-6-fluoro-1,4-dihydro-4-oxo-7-(1-piperazinyl)-3-quinolinecarboxylic acid; Baycip; Ciflox; Ciloxan; Ciloxin; Ciprinol; Cipro; Ciprobay; Ciprofloxacin; Cipro IV; Ciproxan; Ciproxin; Flociprin; Velmonit;	Kjemoterapeutikum	
Enrofloxacin	93106-60-6	Synonyms: enrofloxacin;	Antibiotika, benyttet av veterinærer	
Sulfametoxazol	723-46-6	Synonyms: 3(p-Aminophenylsulfonamido)-5-methylisoxazole; 3-Sulfanilamido-5-methylisoxazole; 4-Amino-N-(5-methyl-3-isoxazolyl)benzenesulfonamide; 5-Methyl-3-sulfanilamidoisoxazole; Abacin; Apo-sulfatrim; azo-gantanol; Bactramin; bactrim; Bactromin; Baktar; Comox; Cotrim; Cotrimoxazole; Cotrim-Puren; Drylin; Duratrimet; Eltrianyl; Eusaprim; Fectrim; Gamazole; Gantanol; Gantaprim; Gantrim; Helveprim; Imexim; Kepinol; Laratrim; Linaris; Microtrim; Momentol; N1-(5-Methyl-3-isoxazolyl)sulfanilamide; N-(5-methyl-3-isoxazolyl)sulfanilamide; Nopil; Omsat; Resprim; Septra; Septrim; Septrin; Sigaprim; Sinomin; Sulfamethoxazole; Sulfamethoxizole; Sulfamethylisoxazole; Sulfatrim; Sulfisomezole; Sulfotrim; Sulfotrimin; Sulprim; Sumetrolim; Supracombin; Suprim; Tacumil; Teleprim; Thiocuran; TMP/SMX; TMS 480; Trigonyl; Trimesulf; Trimforte; Triprim; Trisulfam;	Antibiotika, sulfonamid-basert	

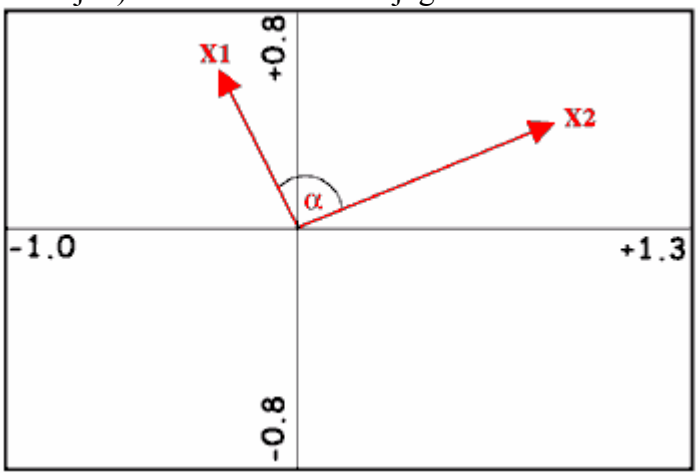
Kjemikalie	CAS nr.	Synonymer	Bruksområde	Molekylstruktur
		Urobak; Uroplus; Uro-septra;		
Paroxetin	61869-08-7	Synonyms: Aropax 20; paroxetine; Paxil; (-)-trans-4R-(4'-fluorophenyl)-3S-((3',4'-methylenedioxyphenoxy)methyl)piperidine;	Antidepressivum	
Linezolid	165800-03-3		Antibakterielt middel	
Triklosan	3380-34-5	Synonyms: 2,4,4'-Trichloro-2-hydroxydiphenyl ether; 2,4,4'-Trichloro-2'-hydroxydiphenyl ether; 5-Chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy)phenol; CH-3565; CH 3635; Irgasan Ch 3635; Irgasan DP 300; Lexol 300; Ster-Zac; Trichloro-2'-hydroxydiphenylether; Triklosan;	Antibakterielt middel	
Etylenbrassylate	105-95-3	Synonyms: 1,4-Dioxacycloheptadecane-5,17-dione; Astratone; Ethylene brassylate; Ethylene undecane dicarboxylate; ETILEN BRASILATO; Musk T;	Lukttilsetning	
Quaternium-15	51229-78-8	Synonyms: 1-(3-Chloroallyl)-3,5,7-triaza-1-azoniaadamantane chloride; Chloroallyl methanamine chloride; cis-1-(3-chloroallyl)-3,5,7-triaza-1-azoniaadamantane chloride; Dowicil 150; Dowicil 200; Dowicil 75, 100, 200 (chemically similar); Hexamethylenetetramine cis-chloroallyl chloride; N-(3-chloroallyl) hexaminium chloride; Preventol D1; Quaternium 15; Triazatricyclo[3.3.1.1(3,7)]decane, 1-(3-chloro-2-propenyl)-, chloride, (Z)-;	Antibakterielt konserveringsmiddel	
Dietylheksyl adifat	103-23-1	Synonyms: Adipic acid bis (2-ethylhexyl) ester; adipol 2EH; sicol 250; staflex doa; truflex doa; uniflex doa; vestinol oa; wickenol 158; witamol 320; BEHA; Bis(2-ethylhexyl) adipate; Di(2-ethylhexyl)adipate ; Bis(2-ethylhexyl) hexanedioate; Dioctyl Adipate; bisoflex doa; DEHA; DOA; effemoll doa; effomoll doa; ergoplast addo; flexol a 26; flexol plasticizer 10-a; flexol plasticizer a-26; Hexanedioic acid bis(2-ethylhexyl) ester; kemester 5652; kodaflex doa; mollan s; monoplex doa; Octyl Adipate; plastomoll doa; PX-238; reomol	Mykgjører i diverse produkter	

Kjemikalie	CAS nr.	Synonymer	Bruksområde	Molekylstruktur
		doa; rucoflex plasticizer doa;		
Butylhydroxyanisol	25013-16-5	Synonyms: 2(3)-tert-Butyl-4-hydroxyanisole; antioxyne b; BHA; BOA; Butylated hydroxyanisole; Butyl Hydroxyanisole; tert-butyl-4-hydroxyanisole; tert-butyl-4-methoxyphenol; tert-butylhydroxyanisole; Vertac;	Konserveringsmiddel og antioksidant	
CI 12085 (Pigment Red 4)	2814-77-9	Synonyms: 1-(2-Chloro-4-nitrophenylazo)-2-naphthol; 2-Naphthalenol,1-[(2-chloro-4-nitrophenyl)azo]-; C.I. 12085; Permaton Red; Pigment Red 4;	Fargestoff	
Butyl Metoxydibenzoylmetan	70356-09-1	Synonyms: 4-tert-Butyl-4'-methoxy-dibenzoylmethane; 1-(4-(1,1-Dimethylethyl)phenyl)-3-(4-methoxyphenyl)-1,3-propanedione; 4-tert-Butyl-4'-methoxy-dibenzoylmethane; Avobenzone; Parsol 1789;	UV-absorberende stoff benyttet i solkrem	

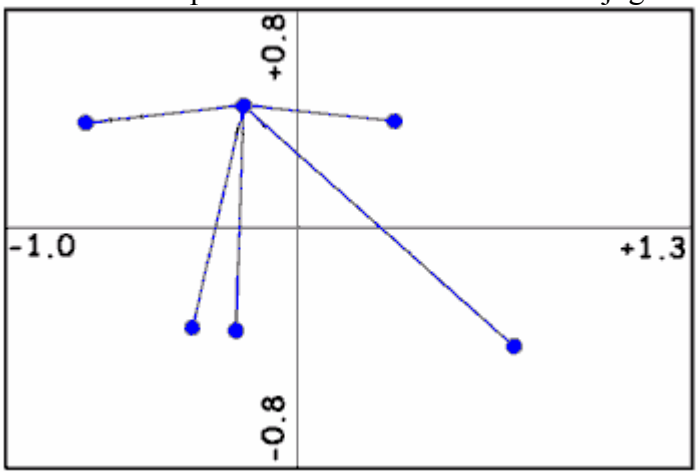
Appendiks C Tolkning av PCA-plott

Ordinasjonsplott (Akse 1 x Akse 2) med kjemikaliedata og lokaliteter (stasjoner).
I plottene er ordinasjonen av miljøgiftene og lokalitetene slått sammen. Følgende er et kort forslag til hvordan de kan tolkes separat og kombinert.

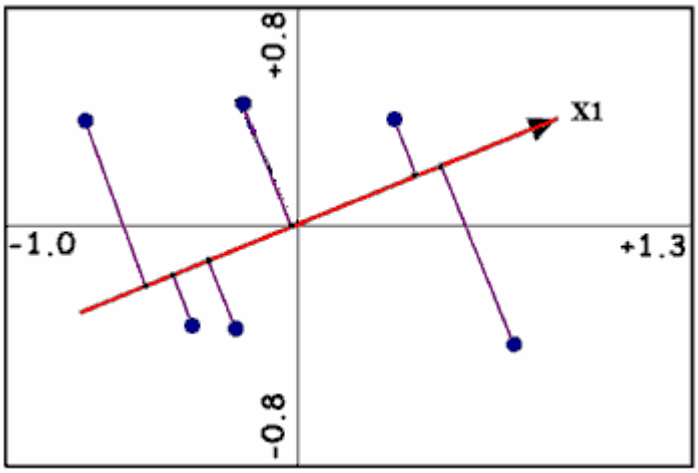
•Diagrampiler som representerer miljøgifter: Pilen for den enkelte miljøgift peker i den retningen hvor verdien av denne øker mest. Vinkelen mellom pilene indikerer korrelasjonene (samvariasjon) mellom de ulike miljøgiftene.



•Punkter for lokaliteter/stasjoner: Avstanden mellom punktene i plottet angir ulikheten mellom dem basert på nivåene av de undersøkte miljøgiftene, målt som Euklidsk avstand.



•Punktene for lokaliteter/stasjoner kan projiseres på linjene som utgjør pilene for de individuelle miljøparametrene. Stasjonene/havnene er lokalisert etter økende verdi for de individuelle miljøparametrene. Økende verdi for miljøparametrene er i pilens retning.



- o0o -