



Statlig program for forurensningsovervåking

Oppfølgende undersøkelser i utløpsvann og slam

MILJØGIFTER TIL MJØSA VIA RENSEANLEGG, 2005–2007

1022

2008



s ft:

NIVA





Statlig program for forurensningsovervåking:

SPFO-rapport: 1022/2008

TA-2406/2008

ISBN 978-82-577-5329-0

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)

Utførende institusjon: NIVA

**Miljøgifter i renseanlegg i
Mjøsregionen, 2005–2007**

Rapport
1022/2008

Oppfølgende undersøkelser i utløpsvann og slam



NIVA O-nr. 28206
NIVA rapport nr. 5594-2008

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) analysert og rapportert konsentrasjonene av ulike bromerte flammehemmere, PCB, bisfenol A, klorerte parafiner og kvikksølv i utløpsvann og slam fra de tre største kommunale renseanlegg i Mjøsregionen. Resultatene fra prøvene, som ble innsamlet i 2007 er sammenstilt med tidligere data fra 2005–2006.

Arbeidet med de kjemiske analysene av miljøgiftene er gjort ved NILU, og seniorforsker Ellen Katrin Enge har vært ansvarshavende for denne delen av undersøkelsen. Prøvetakningen på renseanleggene har blitt gjort av personalet ved disse. Ansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld. For oppdragsgiver har ansvarlig saksbehandler vært seniorrådgiver Jon L. Fuglestad.

En stor takk rettes til alle medarbeidere og involverte for et godt samarbeide.

Oslo, april 2008

Eirik Fjeld
forsker

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Bakgrunn og formål	10
3. Materiale og metoder	11
3.1 Stasjonsbeskrivelse	11
3.2 Prøvetaking	11
3.3 Kjemisk analyse	11
3.3.1 Analyserte forbindelser.....	11
3.3.2 Organiske komponenter (PCB, PBDE, HBCDD, TBBPA, SCCP, MCCP, BPA)	12
3.3.3 Kvikksølv (Hg).....	13
4. Kvikksølv – Hg	14
4.1 Hg i utløpsvann	14
4.2 Hg i slam	17
5. Polybromerte difenyletere – PBDE	19
5.1 PentaBDE i utløpsvann.....	19
5.2 PentaBDE i slam.....	22
5.3 OktaBDE i utløpsvann.....	24
5.4 OktaBDE i slam.....	27
5.5 DekabDE i utløpsvann	29
5.6 DekabDE i slam.....	31
6. Heksabromsyklododekan – HBCDD	33
6.1 HBCDD i utløpsvann.....	33
6.2 HBCDD i slam	35
7. Tetrabrombisfenol A, TBBPA	37
7.1 TBBPA i slam	37
8. Polyklorerte bifenyler, PCB	39
8.1 PCB i utløpsvann.....	43
8.2 PCB i slam	46
9. Klorerte parafiner – S/MCCP	48
9.1 SCCP i utløpsvann	48
9.2 SCCP i slam	50
9.3 MCCP i utløpsvann	51
9.4 MCCP i slam	52
10. Bisfenol A – BPA	39
10.1 BPA i utløpsvann.....	39
10.2 BPA i slam	41
11. Referanser	54

1. Sammendrag

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) analysert og rapportert konsentrasjonene av ulike bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD og TBBPA), PCB, bisfenol A (BPA), klorerte parafiner (S/MCCP) og kvikksølv i utløpsvann og slam fra de tre største kommunale rensesanlegg i Mjøsregionen. Resultatene fra prøvene, som ble innsamlet i 2007 er sammenstilt med tidligere data fra prøver tatt høsten 2005 – 2006.

Bakgrunnen for undersøkelsen er resultatene fra tidligere overvåkinger av Mjøsa som har vist høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i sedimenter og fisk. Flammehemmerene av typen PBDE og HBCDD har vært i bruk ved Gudbrandalens Uldvarefabrikk på Lillehammer, og de har blitt tilført Mjøsa gjennom det kommunale avløpsnett og til dels via rensesanlegget. Videre har Mjøsa lenge vært forurenset med PCB og kvikksølv, hvilket har forårsaket kostholdsråd på fisk fra Mjøsa.

Undersøkelsens formål var å fortsette kartleggingen av utslippene fra rensanleggene, klargjøre hvorvidt det finnes trender i konsentrasjonene i utløpsvann og slam, samt undersøke om hvorvidt det finnes forskjeller mellom de undersøkte anleggene.

Blant de viktigste resultatene fra undersøkelsen kan nevnes:

- Tilførselen av PBDE av typen som ble benyttet ved Gudbrandalens Uldvarefabrikk fra rensanleggene til Mjøsa er lave og har stabilisert seg i perioden høsten 2005– 2007.
- Midlere daglige tilførsler av kvikksølv til Mjøsa fra rensanleggene er av samme størrelse som tidligere beregnet for høsten 2005–2006, hvor det ble anslått at bidraget via rensanleggene utgjorde omlag 25% av de samlede tilførslene til Mjøsa.
- Tilførselen av PCB var av omlag av samme størrelse som de som tidligere ble funnet i perioden høsten 2005–2006, med unntak for HIAS RA hvor konsentrasjonsnivået i 2007 var lavere enn i 2006.

I det understående gir vi et mer utfyllende sammendrag av resultatene. Samtlige konsentrasjoner i slam er her gitt på basis av tørrvekt. Konsentrasjonene er framstilt samlet i Figur 1 og Figur 2.

Kvikksølv

Midlere konsentrasjon i utløpsvann ved de tre anleggene varierte mellom ca. 26–233 ng/L, lavest for HIAS RA og høyest for Lillehammer RA. Ingen signifikante trender for perioden 2005–2007 ble påvist. Midlere daglig massestrøm i utløpsvann varierte mellom ca. 0,6–4,0 g/d, høyest for Lillehammer RA og omlag like lave verdier for Rambekk og HIAS RA. Gjennomsnittsverdien for Lillehammer RA ble påvirket av noen prøver med betydelig forhøyede konsentrasjoner, men generelt var konsentrasjonene her høyere enn ved de to andre anleggene. Midlere konsentrasjoner i slam var svært likt ved de tre anleggene, og varierte mellom 0,82–1,16 mg/kg. Resultatene er nær uforandret sammenliknet med data fra perioden høsten 2005–2006.

PBDE

Lillehammer RA hadde svakt forhøyede konsentrasjoner i utløpsvann av kongenerene tilhørende den tekniske blandingen pentaBDE (BDE-28, 47, 66, 49, 71, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154). Midlere konsentrasjon her var ca. 3,1 ng/L, men den i de to øvrige anleggene var ca. 0,8–1,2 ng/L. Sannsynligvis skyldes dette rester av forurensninger fra Lillehammer Uldvarefabrikk, men konsentrasjonsøkningen er liten og trolig av miljømessig mindre betydning. Midlere daglig massestrøm i utløpsvann varierte mellom ca. 15–46 mg/d, med høyeste verdi for Lillehammer RA. Midlere konsentrasjon i slam ved Lillehammer RA og Rambekk RA (512 og 456 ng/g) var forhøyet sammenliknet med HIAS RA (71 ng/g), og skyldes trolig overføring av forurenset slam fra Lillehammer RA til Rambekk RA.

Midlere konsentrasjoner i utløpsvann av kongenerene tilhørende den tekniske blandingen oktaBDE (BDE-183, 196 og 206) var i området 0,6–0,9 ng/L, og midlere daglig massestrøm var 11–13 ng/L. Midlere konsentrasjon i slam var 6,6–26,7 ng/g, med høyest konsentrasjonen ved HIAS RA.

Midlere konsentrasjon av dekaBDE (BDE-209) i utløpsvann varierte mellom ca. 1,4–8,5 ng/L og midlere daglig massestrøm varierte mellom ca. 27–127 ng/g. Ingen signifikante trender eller forskjeller i konsentrasjoner mellom anleggene kunne påvises. Konsentrasjonene i slam varierte mellom 268–437 ng/g, høyest for Rambekk RA og lavest for Lillehammer RA. Ved Lillehammer RA kunne det påvises en statistisk signifikant synkende trend i konsentrasjonene.

HBCDD

Konsentrasjonene av de tre isomerene α -, β - og γ -HBCDD var i hovedsak lave og 73% av analysene hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (typisk 0,3–1,0 ng/L), og verdier under deteksjonsgrensen ble substituert med halve denne. Gjennomsnittlige konsentrasjoner og daglig massestrøm var henholdsvis 1,0–2,0 ng/L og 13–30 mg/d. Konsentrasjonene i slam var forhøyet ved Lillehammer RA og Rambekk RA (31–39 ng/g) sammenliknet med HIAS RA (1,1 ng/g), noe som trolig skyldes den tidligere bruken av HBCDD ved Gudbrandsdalens Uldvarefabrikk, og overføringen av slam fra Lillehammer RA til Rambekk RA.

TBBPA

Konsentrasjonene av denne flammehemmeren i utløpsvann var i hovedsak lave og 78% av analysene hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (typisk 2–9 ng/L). På grunn av de få kvantifiserbare resultatene er TBBPA i utløpsvann ikke videre behandlet. I slam var middelkonsentrasjonen i de tre anleggene mellom 4–22 ng/g, høyest i Lillehammer RA og lavest i HIAS RA.

BPA

Midlere konsentrasjoner i utløpsvann og midlere daglige massestrømmer var henholdsvis i området 80–147 ng/L og 1266–2426 mg/d. Ingen signifikante trender eller forskjeller mellom konsentrasjoner i anleggene ble påvist. Midlere konsentrasjonen av BPA i slam ved HIAS RA (1189 ng/g) var signifikant høyere enn ved de to andre anleggene (154 og 387 ng/g).

PCB

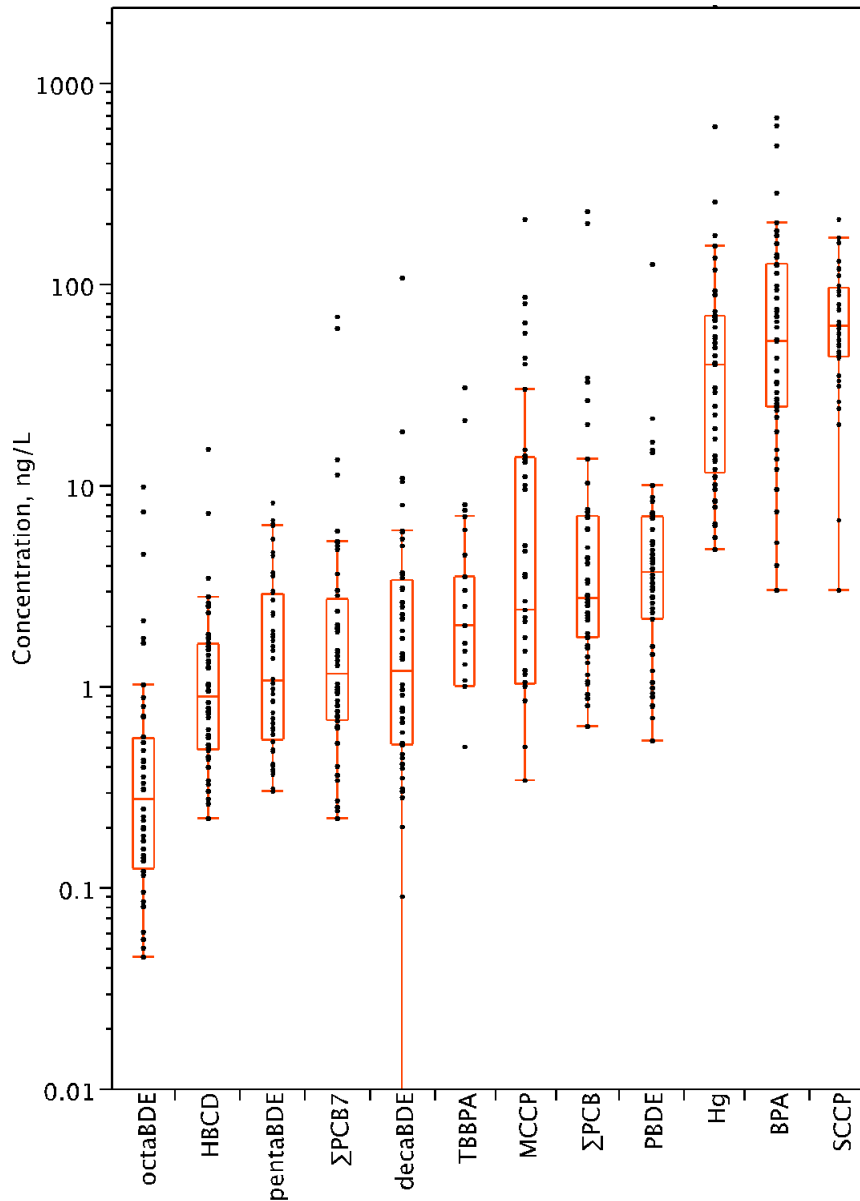
Midlere konsentrasjoner av Σ PCB7 i utløpsvann fra de tre anleggene varierte mellom 2,0–8,1

ng/L, og det kunne ikke påvises noen signifikante trender eller forskjeller mellom anleggene. Midlere daglig massestrøm varierte mellom ca. 25–157 mg/d, høyest for HIAS RA og lavest for Rambekk RA. Resultatene var mye like de som tidligere ble funnet i 2006, med unntak for HIAS RA hvor konsentrasjonsnivået i 2007 var markert lavere enn i 2006. Konsentrasjonen av Σ PCB7 i utløpsvann var nært korrelert med mengden total PCB og utgjorde i gjennomsnitt 40% av total mengde PCB. Konsentrasjonen av Σ PCB7 i slam varierte signifikant mellom anleggene, høyeste middelkonsentrasjon på 32,2 ng/g ble funnet ved HIAS RA og laveste på 16,3 ble funnet på Lillehammer RA. I slam utgjorde Σ PCB7 32% av total mengde PCB. Resultatene er i overensstemmelse med de rapportert i den foregående undersøkelsen til Fjeld et al. (2007)

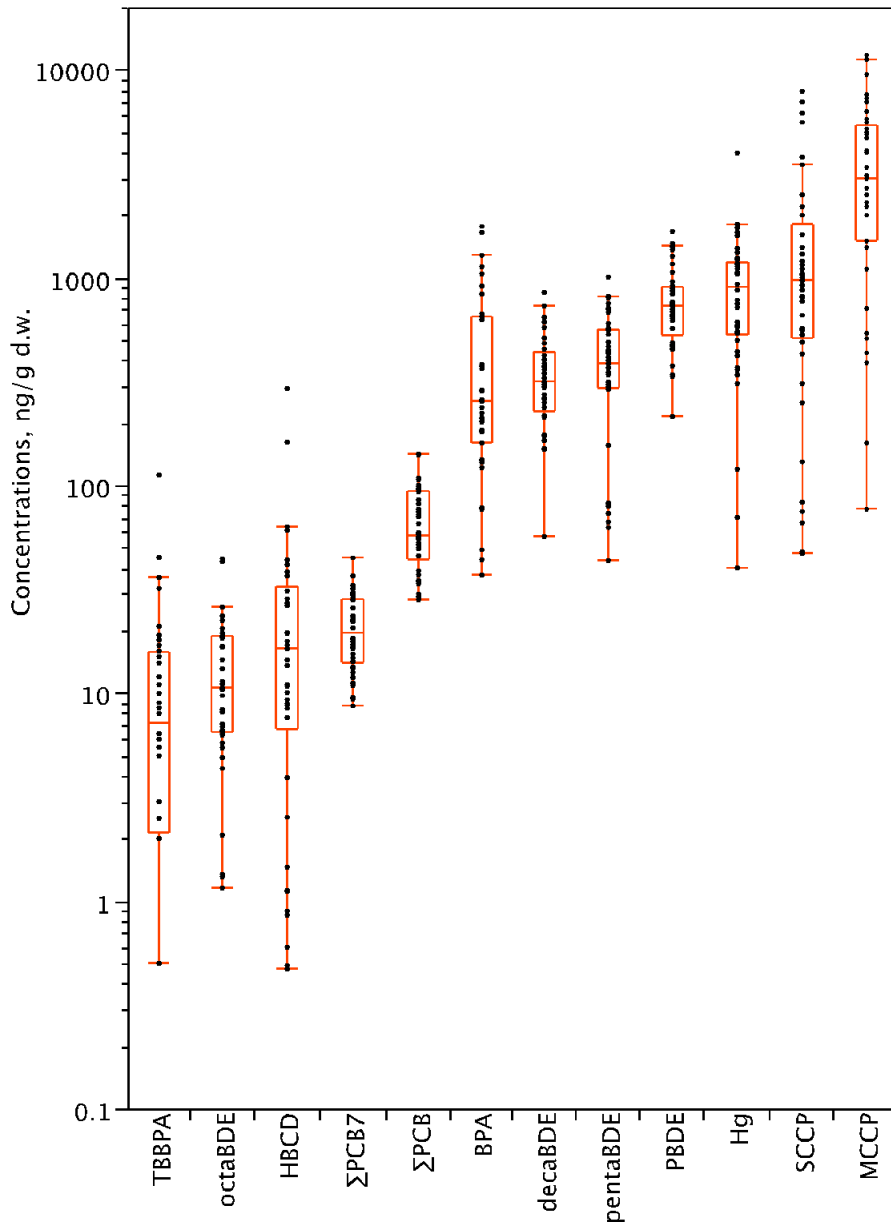
S/MCCP

Midlere konsentrasjoner av SCCP (kortkjededede klorerte parafiner) i utløpsvann fra de tre anleggene varierte mellom 66–79 ng/L, og det kunne ikke påvises noen signifikante trender eller forskjeller mellom anleggene. Midlere daglig massestrøm varierte mellom 877–1554 mg/d. Konsentrasjonen i slam var imidlertid vesentlig høyere ved Lillehammer RA og Rambekk RA (1831 og 2052 ng/g) enn ved HIAS RA (149 ng/g).

For MCCP (mellomkjededede klorerte parafiner) hadde 75% av analysene av utløpsvann konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (typisk 2–5 ng/L). På grunn av de få kvantifiserbare resultatene er resultatene fra utløpsvann ikke videre behandlet. Midlere konsentrasjoner i slam var i området 764–6094 ng/g, lavest ved HIAS RA og høyest ved Rambekk RA.



Figur 1. Konsentrasjoner av de undersøkte miljøgiftene i rensed utløpsvann i prøvene fra de undersøkte renseanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.



Figur 2. Konsentrasjoner av de undersøkte miljøgiftene i slam (tørrvektsbasis) i prøvene fra de undersøkte rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

2. Bakgrunn og formål

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomst av utvalgte miljøgifter i kommunale avløpsrenseanlegg omkring Mjøsa i perioden juni–desember 2007.

Undersøkelsen er en del av SFTs overvåkningsprogram for miljøgifter i Mjøsa.

Bakgrunnen for undersøkelsen er at Mjøsa har igjennom de siste årtier vært belastet med tildels betydelige utslipp av ulike miljøgifter, ss. bromerte flammehemmere, PCB og kvikksølv (Fjeld et al. 1999, Fjeld 2004a og b, Kjellberg og Løvik 2000, Rognerud 1985).

Formålet med denne undersøkelsen var å fortsette overvåkingen som pågikk i perioden høsten 2005–2006 (Fjeld et al. 2007), ved å kartlegge konsentrasjonene i rensed utløpsvann og kloakkslam, samt kartlegge massestrømmen av miljøgifter ut fra renseanleggene.

Renseanleggene mottar miljøgifter gjennom avløpsvannet fra husholdninger, institusjoner, og ulik næringsvirksomhet, gjennom prosessvann fra industrien, samt fra deler av overflateavrenningen i byområder.

3. Materiale og metoder

3.1 Stasjonsbeskrivelse

Undersøkelsen baserer seg på vann- og slamprøver fra tre kommunale avløpsrenseanlegg (RA) i byene Lillehammer, Gjøvik og Hamar (Tabell 1).

Tabell 1. Rensanleggene som var med i undersøkelsen.

Anlegg	Beliggenhet	type anlegg
Lillehammer RA	Lillehammer	kjemisk, biologisk
Rambekk RA	Gjøvik	mekanisk, kjemisk
HIAS RA	Stange (v. Hamar)	mekanisk, biologisk, kjemisk

3.2 Prøvetaking

Renseanleggene ble prøvetatt i perioden juni–desember 2007. Det ble tatt volumveide ukeblandprøver av rensed utløpsvann, samt prøver av avvannet slam. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig, og ble sendt NILU straks etter endt prøvetaking. Vannstrømmen gjennom anleggene ble registrert for hver enkelt dag. Prøvetakingen ble gjort av personell ved renseanleggene.

3.3 Kjemisk analyse

3.3.1 Analyserte forbindelser

Sedimentprøvene ble analysert for følgende hovedgrupper av miljøgifter/stoffgrupper:

- Bromerte flammehemmere
 - Polybromerte difenyletere (PBDE)
 - Heksabromsyklododekan (HBCDD)
 - Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
- Polyklorerte bifenyler (PCB)
 - unntatt non-orto polyklorerte bifenyler (non-ortho PCB)
- Klorerte parafiner
 - Kortkjedede (SCCP)
 - Mellomkjedede (MCCP)
- bisfenol A (BPA)
- Kvikksølv (Hg)

Samtlige analyser av organiske miljøgifter og kvikksølv ble gjort ved NILUs analyselaboratorium. Analysemetodikk og en nærmere beskrivelse av de ulike miljøgiftene har vi tidligere gitt i flere rapporter utført for Statlig program for forurensningsovervåkning (se Fjeld et al. 2001, 2004a og b, 2005; Pettersen og Fjeld 2005).

3.3.2 Organiske komponenter (PCB, PBDE, HBCDD, TBBPA, SCCP, MCCP, BPA)

Analysemetodene som ble benyttet i dette prosjektet bygger på de samme prinsipper som ble brukt for tidligere screening-undersøkelser (Schlabach et al. 2002; Fjeld et al. 2004a og b, 2005). Alle konsentrasjoner er oppgitt på tørrvektsbasis.

Opparbeidelse

Prøveoppbeidelse og analyse ble gjennomført etter internstandardmetoden. Det betyr at til alle prøvetyper ble det tilsatt et sett av relevante internstandarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere benyttet som intern standard ved kvantifisering. Dette medfører at prøveresultatene automatisk blir korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene renset vha. forskjellige rensemetoder for å fjerne uønsket og interferende matrikskomponenter:

1. PCB, PBDE, HBCDD, SCCP og MCCP: svovelsyrebehandling og silikakromatografi
2. TBBPA og BPA: fenolseparasjon og anrikning med fastfaseekstraksjon

Før kvantifisering ble alle delekstrakter oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

Kvantifisering

Bestemmelse av PCB, PBDE, SCCP og MCCP ble utført ved hjelp av gasskromatografi kombinert med høyoppløsende massespektrometri (GC/HRMS) elektronstøt (EI) modus med unntak av SCCP og MCCP hvor det brukes negativ-ion kjemisk ionisering (NCI).

Bestemmelse av HBCDD, TBBPA og BPA ble utført ved hjelp av væskechromatografi kombinert med massespektrometri (LC/MS) i negativ elektrospøy modus.

Analysekvaliteten og analyseusikkerheten blir testet ved hjelp av deltakelse i interkalibreringer. Det estimeres at måleusikkerheten (95 % konfidensintervall) for PCB ligger rundt 25 %, for PBDE mellom 30 og 40 % og for SCCP, MCCP, HBCDD, TBBPA og BPA mellom 40 og 50 %. For å utelukke feil i analyser ble de prøver som utpekte seg som høye analysert på nytt og bekreftet.

Spesifikke kommentarer til analysemetodene for PBDE og BPA

Erfaringen NILU har opparbeidet ved analyse av PBDE har gitt bedre kunnskap og derved også kontroll med de mange kilder til bidrag til blindproblematikken for denne komponenten. Med årene har det også blitt flere laboratorier som utfører denne typen analyser, og utveksling av erfaringer har økt kvaliteten på denne typen analyser. Det kan altså antas at usikkerheten i måleresultatene var høyere i 2003-2004. NILU vil også påpeke at den generelle måleusikkerheten i analysene av PBDE 209 er estimert til ca 50%.

På grunn av det forholdsvis høye antallet verdier under deteksjonsgrensen av BPA har NILU ikke gjort statistiske trendanalyser av materialet. Det har imidlertid blitt utført en omfattende validering av stabiliteten til BPA. Dette arbeidet viser at ukeblandepøver bør reduseres til døgnblandepøver og at helt spesielle laboratorierutiner må følges for å unngå underestimering av måleverdiene. Funnene er i overensstemmelse med arbeidet til Kang et.al. (2006).

3.3.3 Kvikksølv (Hg)

Oppslutning ved bruk av mikrobølgeovn

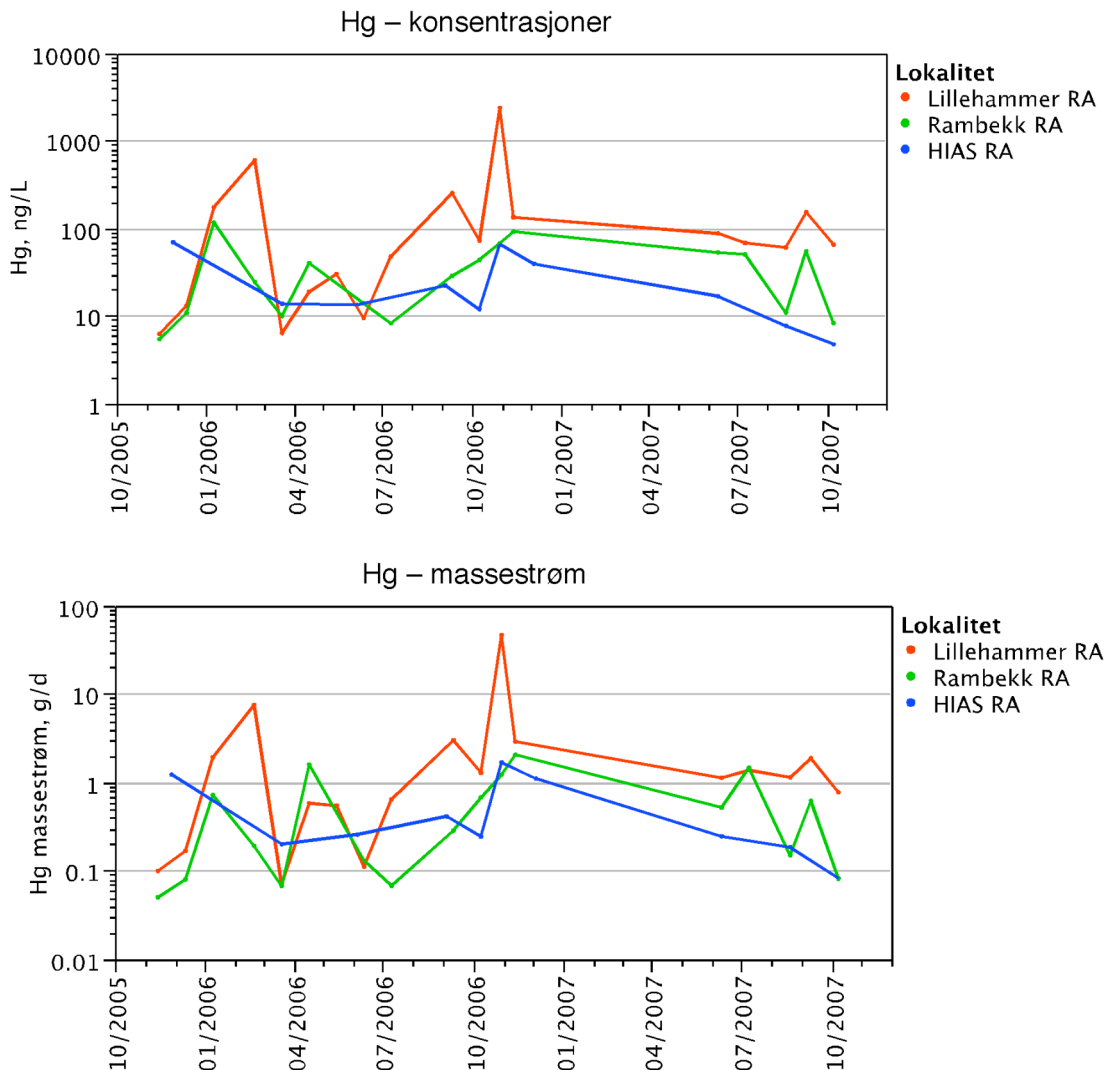
En prøvemengde lik 0,5 g veies inn i en TFM-beholder og tilsettes en blanding av supra pure HNO₃ og H₂O₂. Prøvene oppsluttes under trykk ved 180 °C. I tillegg oppsluttes ett referansemateriale og to blindprøver. Etter oppslutning overføres prøver, blindprøver og referansemateriale til syrevaskede prøverør og fortynnes.

Bestemmelse av Hg ved bruk av kalddamp atom fluorescens spektrofotometri (CV-AFS)

25 ml ekstrakt fra prøve, blindprøver og referansemateriale overføres til prøverør som er forbehandlet med BrCl og fortynnes til 50 ml. Hvert ekstrakt blir tilsatt BrCl for å omdanne alle Hg-forbindelser til vannløselige specier som lett kan reduseres til elementert Hg med SnCl₂. Etter reduksjon skilles Hg(0) fra væskeløsning i en faseseparator, oppkonsentreres på gullfelle før deteksjon ved bruk av et atomfluorencenspektrofotometer.

4. Kvikksølv – Hg

4.1 Hg i utløpsvann



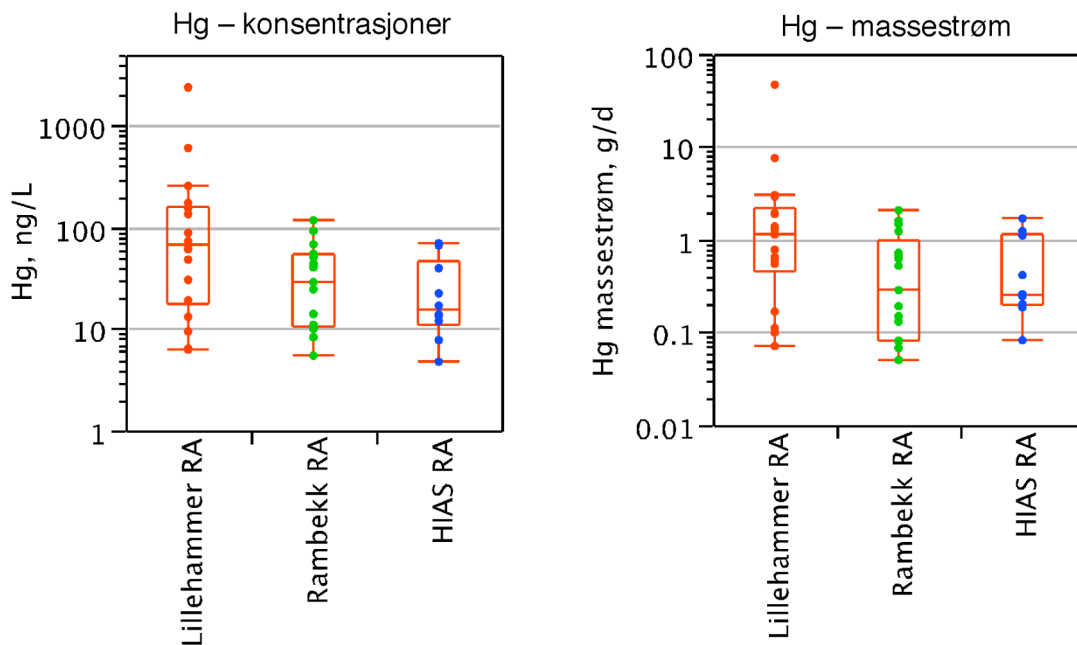
Figur 3. Tidsserie for kvikksølv i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.

Det framkom ingen synlig trend i konsentrasjonene av kvikksølv i utløpsvann eller daglig massestrøm i rensanleggene (Figur 3), men generelt syntes Lillehammer RA å ha de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv i utløpsvann (Figur 4). Midlere konsentrasjon her var omlag 234 ng/L, mens de ved Rambekk RA og HIAS RA var henholdsvis omlag 38 og 27 ng/L (Tabell 2).

Den høye middelkonsentrasjonen av kvikksølv ved Lillehammer RA skyldes i første rekke et par høye enkeltprøver (opp til 2400 ng/L), men dette forklarer ikke hele bildet. En sammenlikning av medianverdiene (50-prosenttilene) – som fjerner effekten av ekstreme observasjoner – viser at utløpsvannet fra Lillehammer RA gjennomgående har noe høyere konsentrasjoner enn de to andre anleggene (67 ng/L versus 29 og 15 ng/L). En robust ikke-parametrisk signifikanstest (Kruskal-Wallis rank sum test) viste at det var signifikante forskjeller mellom gruppene ($p = 0,05$).

Midlere daglig massestrøm var òg påvirket av de avvikende prøvene med høye kvikksølvkonsentrasjoner: Ut fra ved Lillehammer RA var gjennomsnittskonsentrasjonen omlag 4,0 g/d, mens medianen var omlag 1,2 g/d (Tabell 2). For de to andre anleggene var midlere massestrøm 0,6 g/d mens medianen var 0,3 g/d. Dette er omlag samme massestrømmer som ble rapportert om i Fjeld et al. (2007), hvor de ble anslått at rensanleggene i 2006 bidro med 25% av de totale kvikksølvtilførslene til Mjøsa.

I en større undersøkelse over innholdet av miljøgifter i vann fra kommunale rensanlegg i 2006 (Blytt og Storhaug 2006), er midlere konsentrasjonen av kvikksølv i utløpsvann fra Rambekk RA oppgitt til å være 135 ng/L, dvs. vesentlig høyere enn middelverdien som vi rapporterer her. En statistisk test av materialet påviser signifikante forskjeller mellom konsentrasjonene fra disse to undersøkelsene (Kruskal-Wallis rank sum test: $p = 0,0026$). For Lillehammer RA og HIAS RA, som også var med i ovennevnte undersøkelse, var det ingen statistisk signifikante forskjeller sammenliknet med konsentrasjonene som vi oppgir her. Dette kan indikere analysefeil for dataene fra Rambekk oppgitt i Blytt og Storhaug (2006).



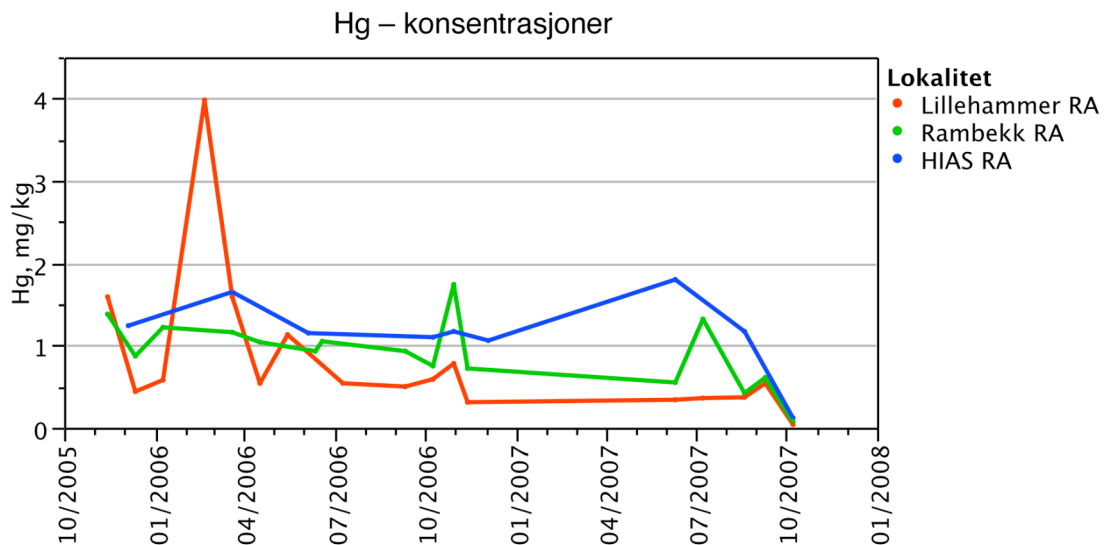
Figur 4. Boxplot av kvikksølv i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (g/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 2. *Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (g/d) av kvikksølv i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.*

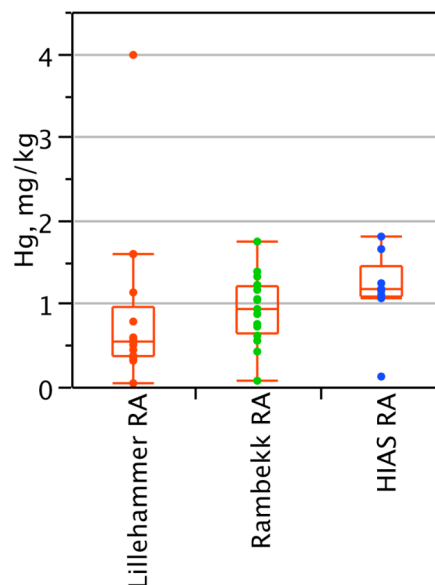
lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	18	233.6	83.55	6.29	67.31	2388
Rambekk RA	ng/L	17	37.92	85.97	5.49	28.98	117.7
HIAS RA	ng/L	10	26.76	112.1	4.78	15.47	69.96
Lillehammer RA	g/d	18	4.01	1.63	0.07	1.15	46.8
Rambekk RA	g/d	17	0.59	1.68	0.05	0.29	2.08
HIAS RA	g/d	10	0.57	2.18	0.08	0.25	1.70

4.2 Hg i slam

Det syntes å være en synkende trend i konsentrasjonene av kvikksølv i slam ved Rambekk RA og Lillehammer (Figur 5), noe som ble bekreftet ved Mann-Kendall trend analyser ($p = 0,006$; $p = 0,01$). For HIAS RA ble det ikke detektert noen trend, men dette anlegget syntes gjennomgående å ha de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv i utløpsvann (Figur 5 og Figur 6). Midlere konsentrasjon av kvikksølv i slam fra anleggene varierte mellom 0,89–1,16 mg/kg, mens medianene variert mellom 0,54 – 1,17, lavest ved Lillehammer RA og høyest ved HIAS RA. En ikke-parametrisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p = 0,03$).



Figur 5. Tidsserie for konsentrasjoner av kvikksølv (mg/kg tørrvekt) i slam fra rensanleggene.



Figur 6. Boxplot av konsentrasjoner av kvikksølv (mg/kg tørrvekt) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 3. *Konsentrasjoner (mg/kg tørrvekt) av kvikksølv i slam fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.*

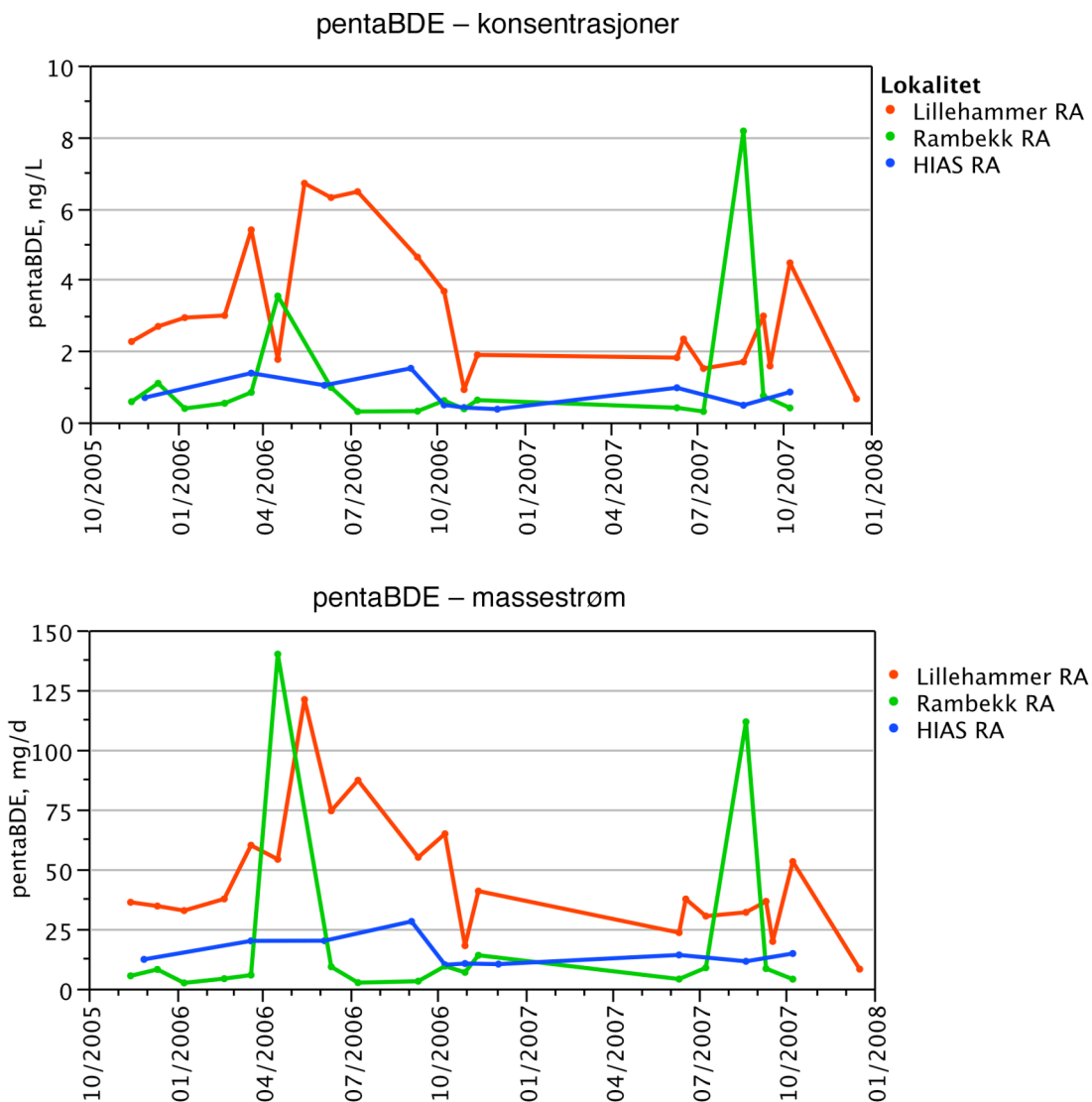
lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	mg/kg	17	0.84	0.91	0.04	0.54	3.98
Rambekk RA	mg/kg	16	0.92	0.41	0.07	0.93	1.74
HIAS RA	mg/kg	9	1.16	0.47	0.12	1.17	1.8

5. Polybromerte difenyletere – PBDE

5.1 PentaBDE i utløpsvann

Med pentaBDE menes her summen av viktigste kongenerer i det tekniske produktet som går under samme navn: BDE-28, 47, 66, 49, 71, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154. Det er dette produktet som ble benyttet i Gudbrandsdalens Uldvarefabrikk A/S og som med prosessvannet gikk inn på Lillehammer RA (Fjeld *et al.* 2007). På grunn av overføringen av slam fra Lillehammer RA og til Rambekk RA har det også her vært forhøyede verdier av pentaBDE.

Konsentrasjonsforløpet ved Lillehammer RA og Rambekk RA viste tildels store variasjoner med høye konsentrasjonstopper, mens det ved HIAS RA var et mer stabilt nivå (Figur 7). For Lillehammer RA var konsentrasjonene i 2006 i hovedsak høyere enn i 2007, men det irregulære mønsteret, med forhøyede verdiene i noen prøver fra 2007, førte til at det ikke kunne påvises noen signifikant avtakende trend (Mann-Kendall analyser). Det samme var tilfelle for Rambekk RA, hvor en svært forhøyet verdi i 2007 brøt den synkende trenden.

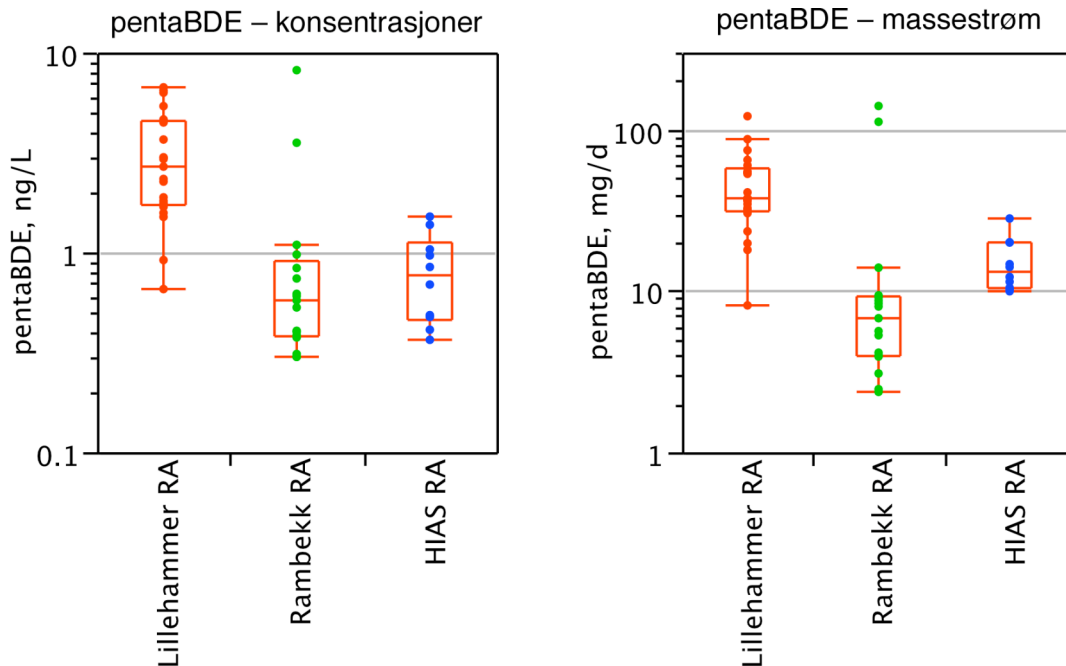


Figur 7. Tidsserie for pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.

Generelt hadde Lillehammer de høyeste konsentrasjonene av pentaBDE i utløpsvann (Figur 8). Midlere konsentrasjon her var 3,12 ng/L, mens de ved Rambekk RA og HIAS RA var henholdsvis 0,82 og 1,18 ng/L, mens medianverdiene varierte mellom 0,58–2,69 ng/L (Tabell 4). En ikke-parametrisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p = <0,001$).

Midlere daglig massestrøm var klart størst fra Lillehammer RA med 46 mg/d, mens den for Rambekk RA og HIAS RA var henholdsvis 20 og 15 mg/d (Tabell 4). For Rambekk RA ble gjennomsnittet trukket opp av noen svært høye enkeltobservasjoner, noe som illustreres ved en sammenlikning med medianverdiene som –i samme rekkefølge som middelverdiene – var henholdsvis 37, 7 og 13 mg/d.

Den forhøyde konsentrasjonen ved Lillehammer RA skyldes sannsynligvis rester av PBDE-forurensninger fra Lillehammer Uldvarefabrikk som er i anlegget eller i avløpssystemet, men konsentrasjonsøkningen er liten og trolig av miljømessig mindre betydning (jfr. tilførselsbergningene i Fjeld et al. 2007).



Figur 8. Boxplot av pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 4. *Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.*

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	21	3.12	1.85	0.66	2.69	6.70
Rambekk RA	ng/L	17	1.18	1.95	0.30	0.58	8.16
HIAS RA	ng/L	10	0.82	0.40	0.37	0.77	1.51
Lillehammer RA	mg/d	21	46	26	8	37	121
Rambekk RA	mg/d	17	20	40	2	7	140
HIAS RA	mg/d	10	15	6	10	13	28

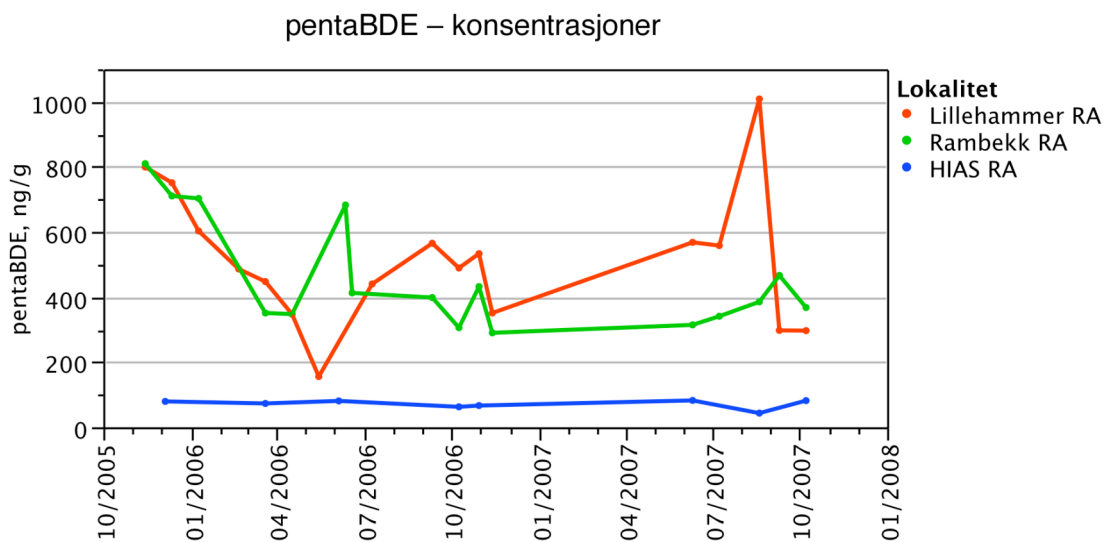
I undersøkelsen over miljøgifter i norske renseanlegg til Blytt og Storhaug (2007) er det oppgitt konsentrasjoner for et lite utvalg PBDE-kongenerer. Deteksjonsgrensene var tildels høye, og for utløpsvann var konsentrasjonene ofte under deteksjonsgrensen og de ble da erstattet med halve denne når middelkonsentrasjoner skulle beregnes. I Tabell 5 har vi sammenliknet midlere konsentrasjoner fra ovennevnte undersøkelse med data fra anleggene i Mjøsregionen. Vi har utelatt resultatene fra HIAS i Blytt og Storhaug (2007), da dette anlegget er med i vår undersøkelse. Resultatene viser at konsentrasjonene fra anleggene i Mjøsregionen er lavere enn de estimerte middelkonsentrasjonene fra den nasjonale undersøkelsen. De absolutte forskjellene er imidlertid ikke store, og vi antar at de tildels høye deteksjonsgrensene for den nasjonale undersøkelsen i vesentlig grad har bidratt til disse forskjellene.

Tabell 5. *Konsentrasjoner av PBDE-kongenerer (ng/L) i rensset utløpsvann fra norske renseanlegg. De rapporterte kongenererne inngår i den kommersielle penta-BDE blandingen. Resultatene er basert på midlere konsentrasjoner i de undersøkte anleggene, og konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne.*

kongener	undersøkelse	n	middel	min	max
BDE-47	Blytt og Storhaug (2007)	12	1,78	0,30	5,00
	Mjøsregionen, 2005–2007	3	0,62	0,32	1,21
BDE-99	Blytt og Storhaug (2007)	12	1,52	0,20	5,00
	Mjøsregionen, 2005–2007	3	0,59	0,24	1,15
BDE-100	Blytt og Storhaug (2007)	12	1,22	0,10	5,00
	Mjøsregionen, 2005–2007	3	0,10	0,05	0,21

5.2 PentaBDE i slam

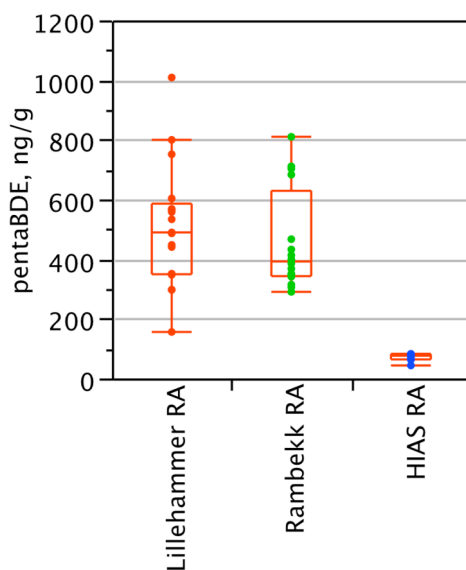
For Lillehammer RA og Rambekk RA viste konsentrasjonsforløpet av pentaBDE (de viktigste kongenerer i det tekniske produktet: BDE-28, 47, 66, 49, 71, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154) en synkende tendens fra 2005 og fram til første halvdel av 2006. Deretter flatet nivåene ut, men med noen høye konsentrasjonstopper innimellom (Figur 9). For HIAS RA var konsentrasjonene stabile og jevnt lave.



Figur 9. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene.

Trendanalyser (Mann-Kendall) kunne ikke påvise noen signifikante trender ved rensanleggene, men det må her bemerkes at tidligere analyser av slam fra Lillehammer og Rambekk RA, hvor det på grunn av dårligere utviklet analyseteknikk ble analysert på færre PBDE-kongenerer enn de behandlet her, viser at konsentrasjonene av enkelte kongenerer tilhørende den tekniske blandingen pentaBDE var vesentlig høyere i perioden 2003–2005 enn i 2006–2007 (Fjeld et al. 2007). På bakgrunn av dette kan vi derfor konkludere med at det i disse to rensanleggene har vært en signifikant reduksjon i konsentrasjonene i slam i perioden 2003–2005, men at nivåene synes å ha stabilisert seg i perioden 2006–2007.

Midlere konsentrasjon av pentaBDE i slam fra Lillehammer RA og Rambekk RA var henholdsvis omlag 512 og 458 ng/g, noe som var vesentlig høyere enn middelkonsentrasjonen på 71 ng/g ved HIAS RA (Tabell 6). En ikke-parametrisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$).



Figur 10. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

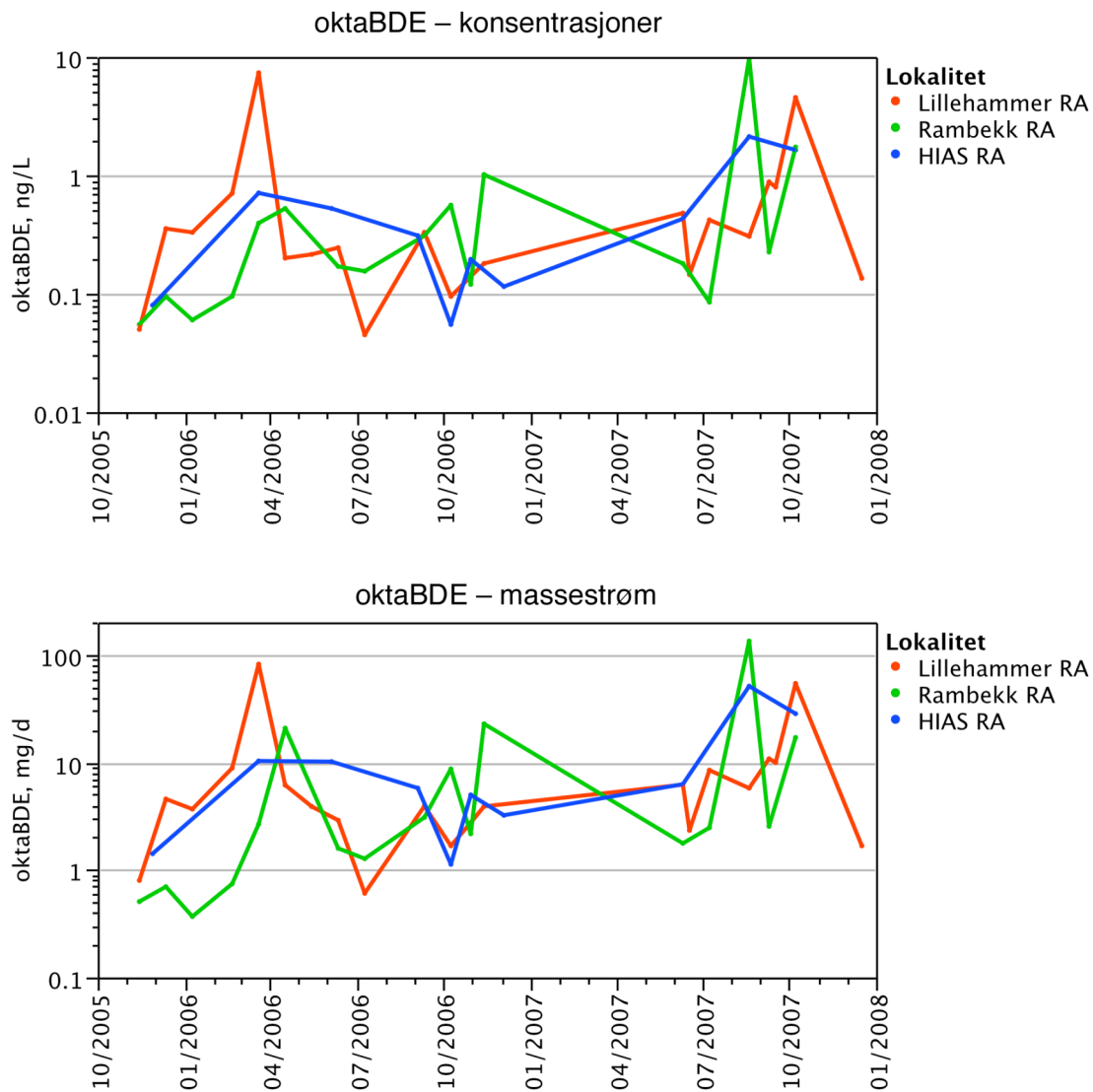
Tabell 6. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av pentaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	17	511.8	207.1	155.8	489.4	1008.6
Rambekk RA	ng/g	16	457.6	168.8	290.1	392.0	810.0
HIAS RA	ng/g	8	71.4	13.5	43.5	76.3	82.5

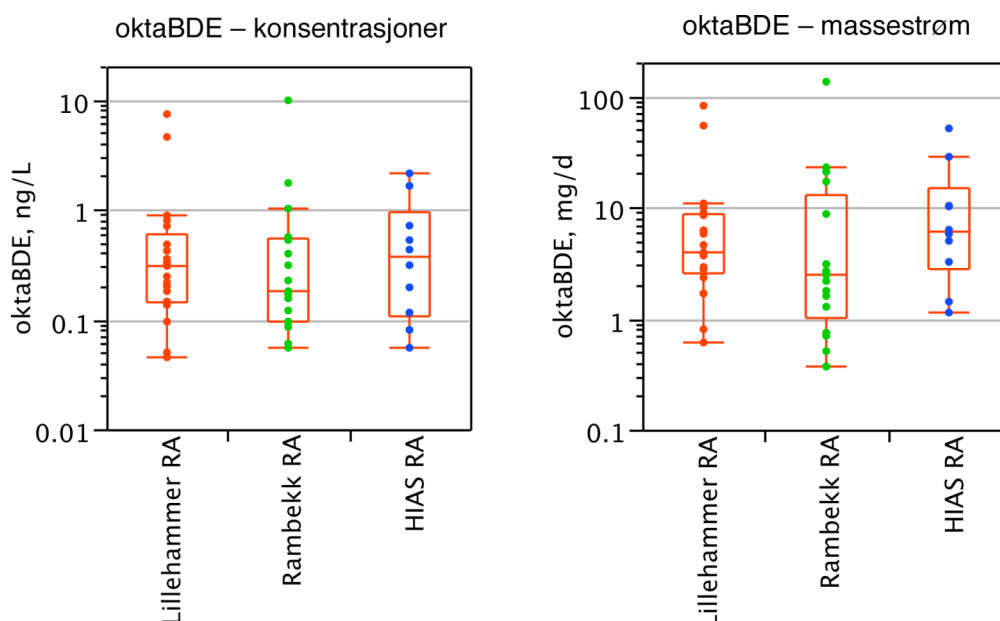
5.3 OktaBDE i utløpsvann

Med oktaBDE menes her summen av viktige kongenerer i det tekniske produktet som går under samme navn: BDE-183, 196 og 206. Disse kan imidlertid også dannes ved debrominering av dekaBDE (via BDE-206) og trenger således ikke utelukkende å stamme fra den tekniske oktaBDE blandingen.

Det var ingen systematiske variasjoner i konsentrasjonene eller midlere daglig massestransport av oktaBDE fra de undersøkte renseanleggene (Figur 11). Middelkonsentrasjonen av oktaBDE i de tre anleggene var omlag like (0,62-0,92 ng/L), og det var heller ingen store forskjeller mellom midlere daglig massestransport (ca. 11–13 mg/d) (Figur 12, Tabell 7). I motsetning til penta-BDE blandingen har det ikke vært noen punktkilder til okta-BDE inn på noen av de undersøkte anleggene.



Figur 11. Tidsserie for oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.



Figur 12. Boxplot av oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 7. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	21	0.85	1.77	0.05	0.31	7.35
Rambekk RA	ng/L	17	0.92	2.33	0.06	0.18	9.80
HIAS RA	ng/L	10	0.62	0.71	0.06	0.37	2.13
Lillehammer RA	mg/d	21	10.7	19.7	0.6	3.9	81.8
Rambekk RA	mg/d	17	13.1	32.0	0.4	2.5	134.1
HIAS RA	mg/d	10	12.3	15.7	1.1	6.0	51.0

I undersøkelsen over miljøgifter i norske renseanlegg til Blytt og Storhaug (2007) er det oppgitt konsentrasjoner for BDE-183 i rensed utløpsvann. Samtlige konsentrasjoner var under deteksjonsgrensene – som tildels var høye (opp til 20 ng/L). Dette begrenser selvsagt mulighetene til å trekke kvantitativ informasjon ut av undersøkelsen, og resultatene antyder i første rekke hvilke konsentrasjonsnivå som under normale betingelser kan anses som urealistisk høyt.

I vår undersøkelse fra Mjøsregionen var deteksjonsgrensen typisk i området 0,01–0,05 ng/L, og andelen av målinger under denne var 60%. De øvrige kvantifiserte konsentrasjonene varierte i hovedsak mellom 0,02–0,07 ng/L.

I Tabell 8 har vi sammenliknet de estimerte midlere konsentrasjoner fra Blytt og Storhaug (2007) med data fra anleggene i Mjøsregionen. Alle observasjoner under deteksjonsgrensene er byttet ut med halve denne. Vi har utelatt resultatene fra HIAS i Blytt og Storhaug (2007), da dette anlegget er med i vår undersøkelse. Resultantene viser at konsentrasjonene fra anleggene i Mjøsregionen er vesentlig lavere enn de estimerte middelkonsentrasjonene fra den nasjonale undersøkelsen: 0,1 ng/L vs. 5,4 ng/L. Vi antar resultatene for Mjøsregionen er mer representative for det nasjonale gjennomsnittet, og tror at de tildels høye deteksjonsgrensene for den nasjonale undersøkelsen i vesentlig grad har bidratt til å inflatere resultatene fra denne.

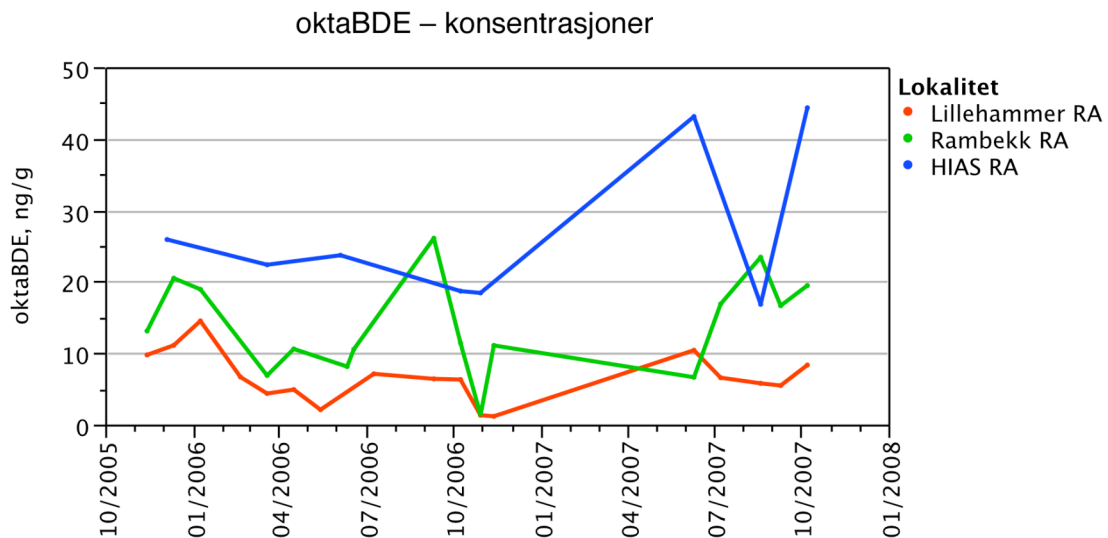
Tabell 8. *Konsentrasjoner av BDE-183 (ng/L) i rensset utløpsvann fra norske renseanlegg. Denne kongeneren inngår i den kommersielle okta-BDE blandingen. Resultatene er basert på midlere konsentrasjoner i de undersøkte anleggene, og konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne.*

kongener	undersøkelse	n	middel	min	max
BDE-183	Blytt og Storhaug (2007)	12	5,4	0,2	13
	Mjøsregionen, 2005–2007	3	0,10	0,03	0,24

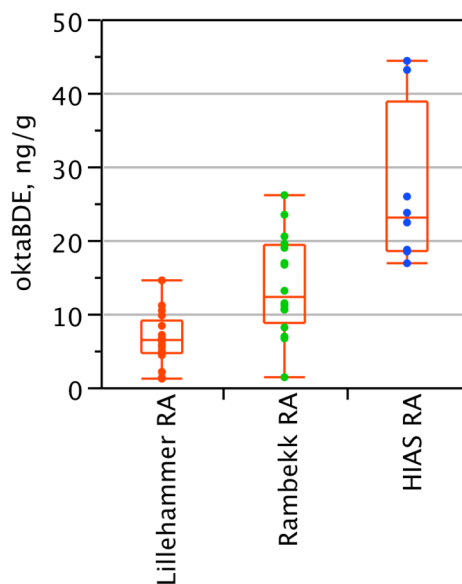
5.4 OktaBDE i slam

For oktaBDE (eg. summen av kongenerene BDE-183, 196 og 206 som inngår i det tekniske produktet) var det ingen systematiske variasjoner i konsentrasjonen i slammet fra de tre rensanleggene (Figur 13).

Midlere konsentrasjon varierte mellom anleggene. Laveste middelkonsentrasjon på 6,6 ng/g (tørrvekt) ble funnet ved Lillehammer RA, mens høyeste på 26,7 ble funnet ved HIAS RA (Tabell 9). En ikke-parametrisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$).



Figur 13. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene.



Figur 14. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

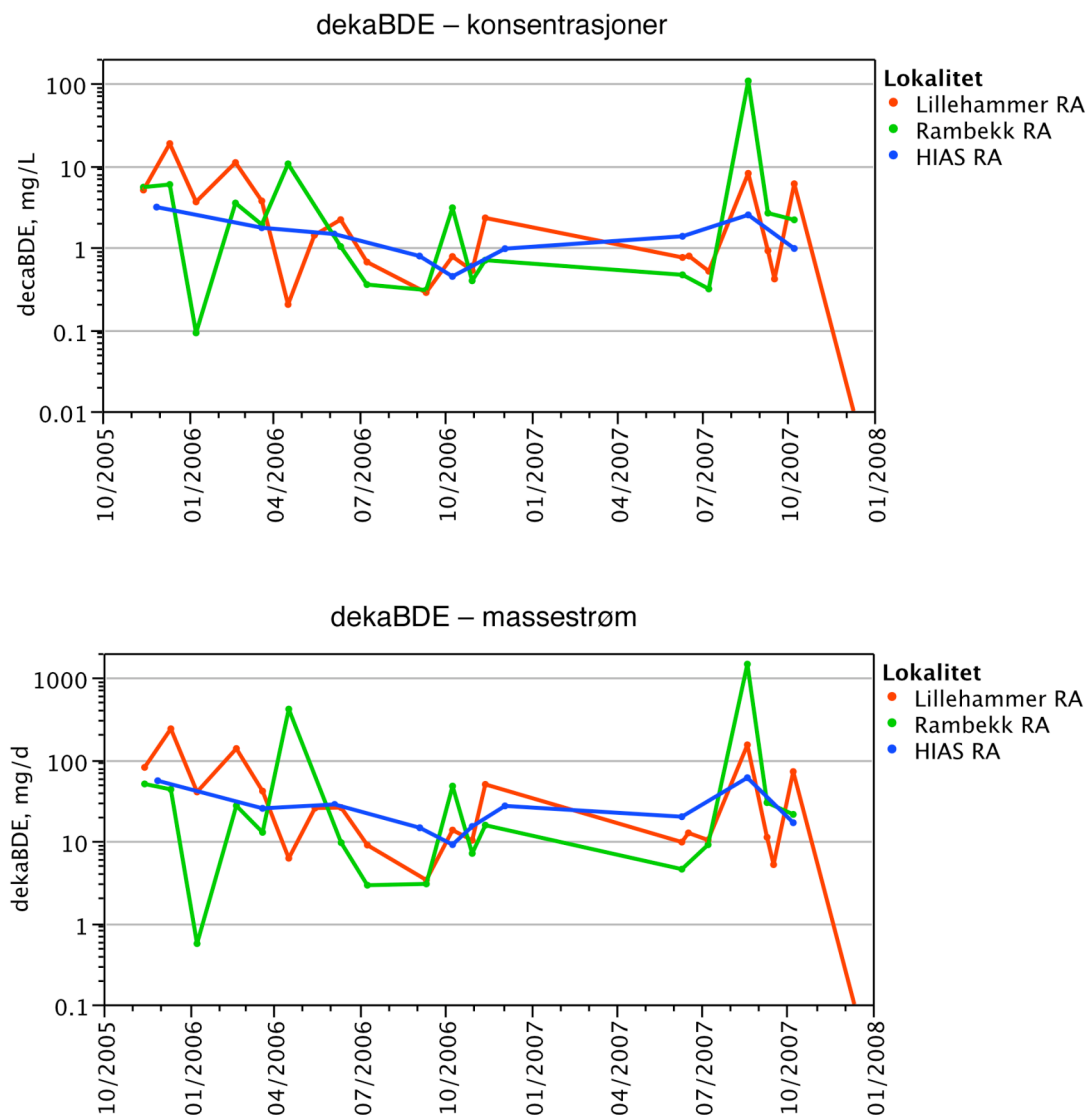
Tabell 9. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av oktaBDE (summen av viktigste kongenerer i den tekniske blandingen) i slam fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/g	17	6.6	3.5	1.2	6.4	14.5
Rambekk RA	ng/g	16	13.8	6.8	1.3	12.2	26.1
HIAS RA	ng/g	8	26.7	10.9	16.8	23.0	44.3

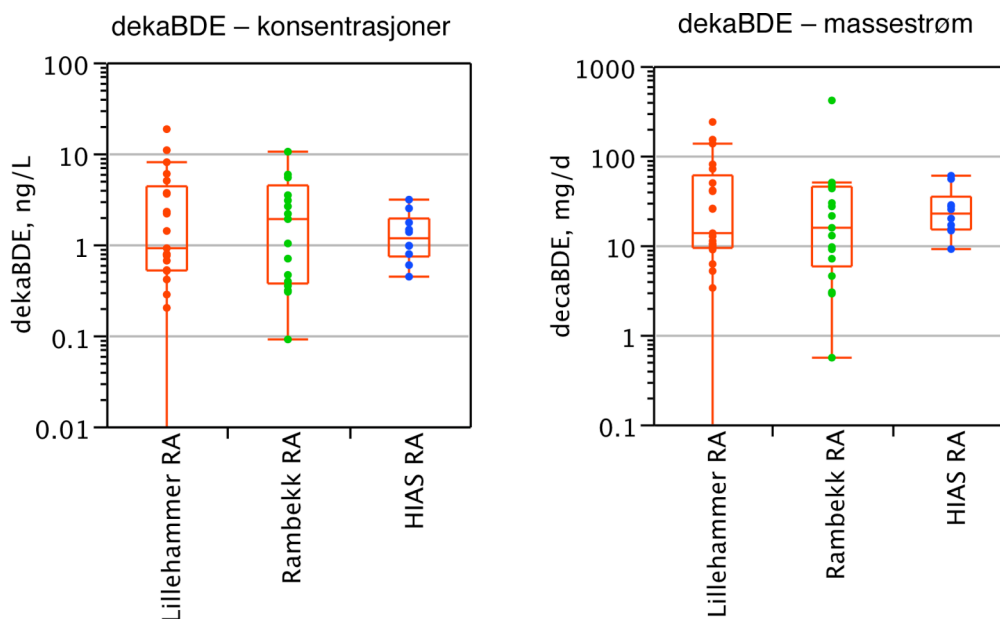
5.5 DekabDE i utløpsvann

Det var ingen systematiske variasjoner i konsentrasjonene eller midlere daglig massetransport av dekaBDE (BDE-209) fra de undersøkte renseanleggene (Figur 16). Middelkonsentrasjonen av dekaBDE i de tre anleggene varierte mellom 1,38–8,55 ng/L, og mens midlere daglig massetransport varierte mellom 26,9–127 ng/d (Figur 16, Tabell 10). Ingen signifikante trender eller forskjeller i konsentrasjonene mellom anleggene kunne påvises.

I undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007) over norske renseanlegg er midlere konsentrasjon omlag 31 ng/L (basert på middelkonsentrasjoner for de enkelte anleggene). Dette er høyt sammenliknet med gjennomsnittet for anleggene i Mjøsregionen, som var omlag 4 ng/L. Da observasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne (omlag 90% i den nasjonale undersøkelsen), skyldes det store avviket mellom de gjennomsnittlige verdiene trolig i første rekke høye deteksjonsgrenser i den nasjonale undersøkelsen.



Figur 15. Tidsserie for dekaBDE (BDE-209) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.



Figur 16. Boxplot av decaBDE (BDE-209) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

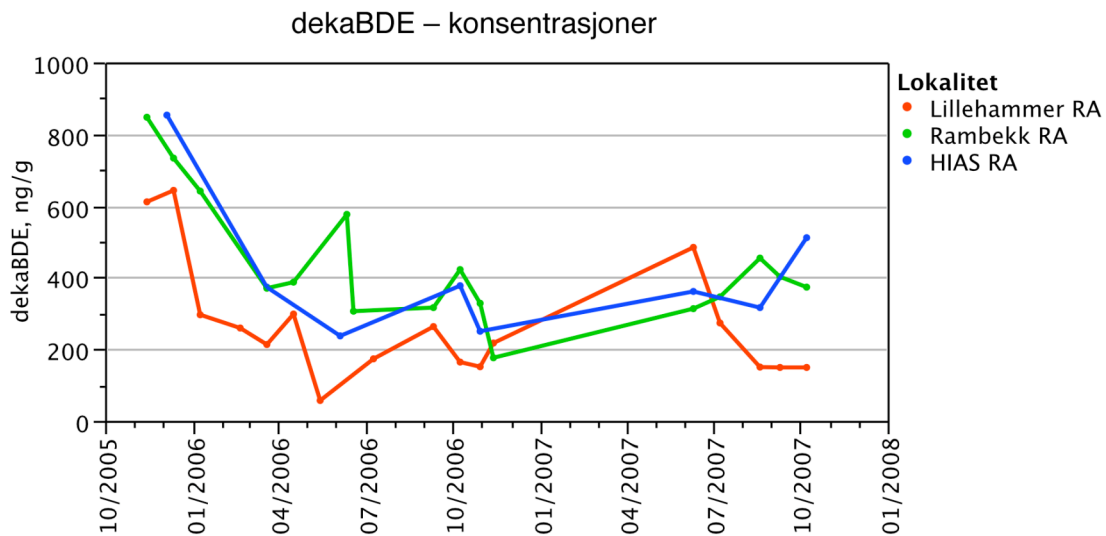
Tabell 10. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av decaBDE (BDE-209) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	21	3.19	4.51	0.01	0.91	18.40
Rambekk RA	ng/L	17	8.55	25.51	0.09	1.89	107.00
HIAS RA	ng/L	10	1.38	0.85	0.44	1.16	3.09
Lillehammer RA	mg/d	21	45.0	60.7	0.06	13.6	237
Rambekk RA	mg/d	17	127	358	0.55	15.6	1464
HIAS RA	mg/d	10	26.9	17.0	9.02	22.5	59.5

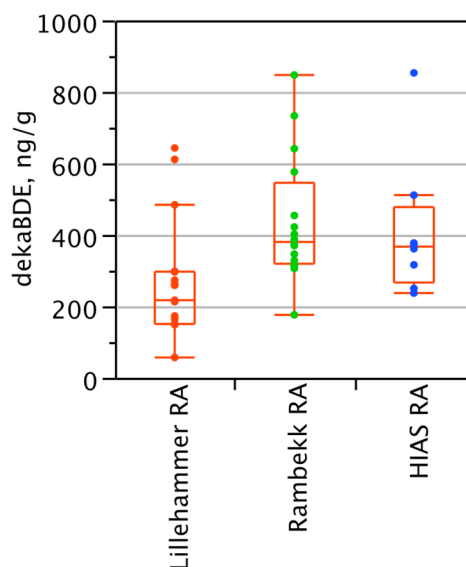
5.6 DekabDE i slam

Konsentrasjonen av dekaBDE i slam ved de tre rensanleggene viste en synkende trend fra slutten av 2005 av og fram til høsten 2006 (Figur 17), for deretter å variere mer usystematisk. En trendanalyse for hele undersøkelsesperioden viste at det for Lillehammer RA hadde vært en signifikant avtakende trend (Mann-Kendall trend analyse, $p = 0,01$).

Middelkonsentrasjonen av dekaBDE i de tre anleggene varierte mellom ca. 268–436 ng/g tørrvekt, lavest for Lillehammer RA og høyest for Rambekk RA (Tabell 11), og en ikke-parametriske test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,03$)



Figur 17. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av dekaBDE (BDE-209) i slam fra rensanleggene.



Figur 18. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av dekaBDE (BDE-209) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

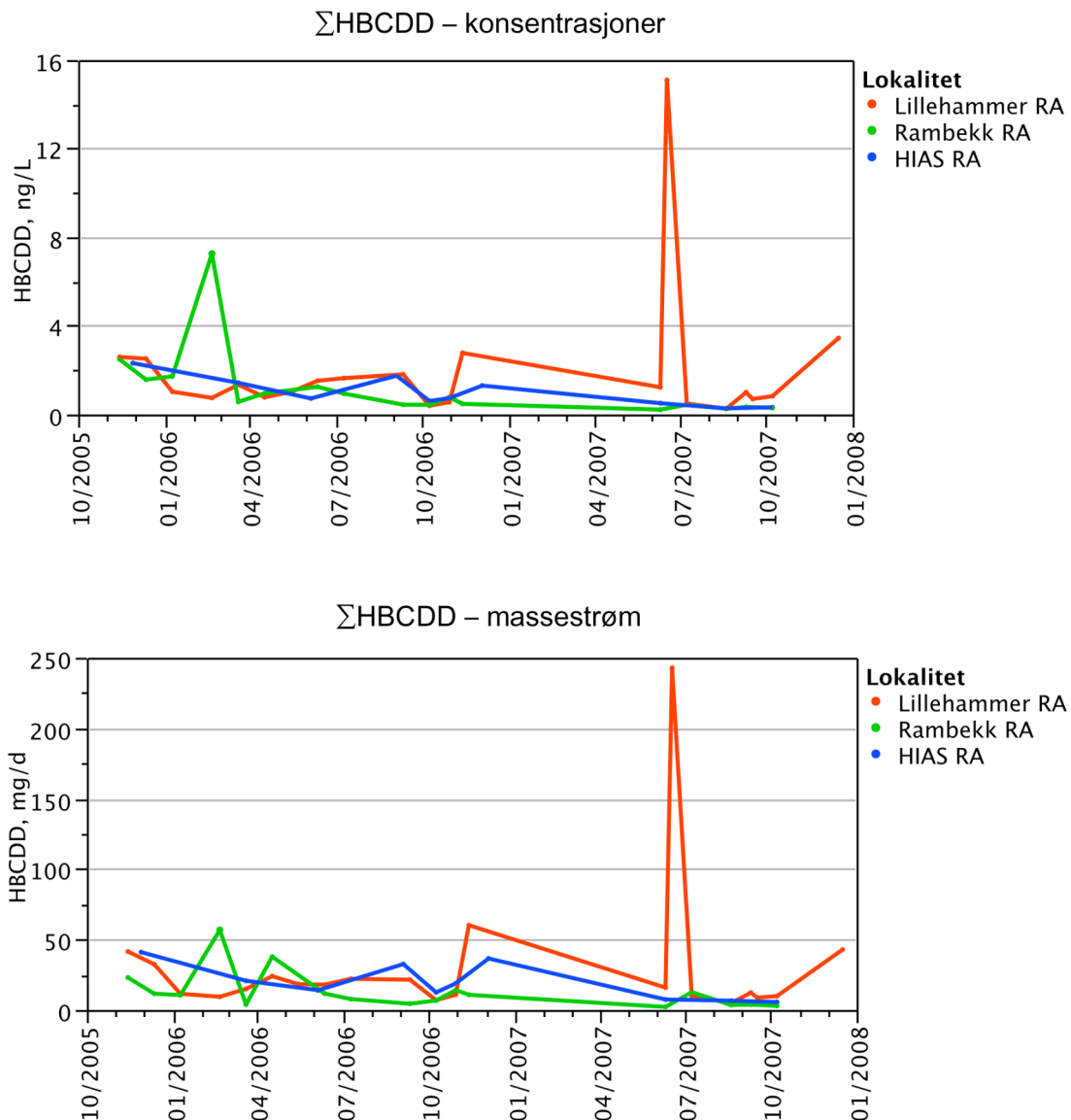
Tabell 11. *Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av dekaBDE (BDE-209) i slam fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.*

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/g	17	267.6	164.5	56.8	217.0	643.0
Rambekk RA	ng/g	16	436.9	176.1	176.0	380.0	847.0
HIAS RA	ng/g	8	409.8	198.4	237.0	367.0	853.0

6. Heksabromsyklododekan – HBCDD

6.1 HBCDD i utløpsvann

Konsentrasjonene av HBCDD ble bestemt for de tre isomerene (geometriske variantene) α -, β - og γ -HBCDD. I likhet med tidligere resultater fra 2005–2006 (Fjeld et al. 2007) var konsentrasjonen av de enkelte isomerene for prøvene fra 2007 i svært mange tilfeller under deteksjonsgrensen. Av i alt 144 analyser av de tre isomerene var 73% under deteksjonsgrensen, som for de enkelte kongenerene oftest lå i området 0,3–1,0 ng/L. I disse tilfellene er deteksjonsgrensen byttet ut med halve denne. Dette innebærer at når konsentrasjonen av Σ HBCDD blir lav, gjerne under 2 ng/L, blir estimatene svært usikre.

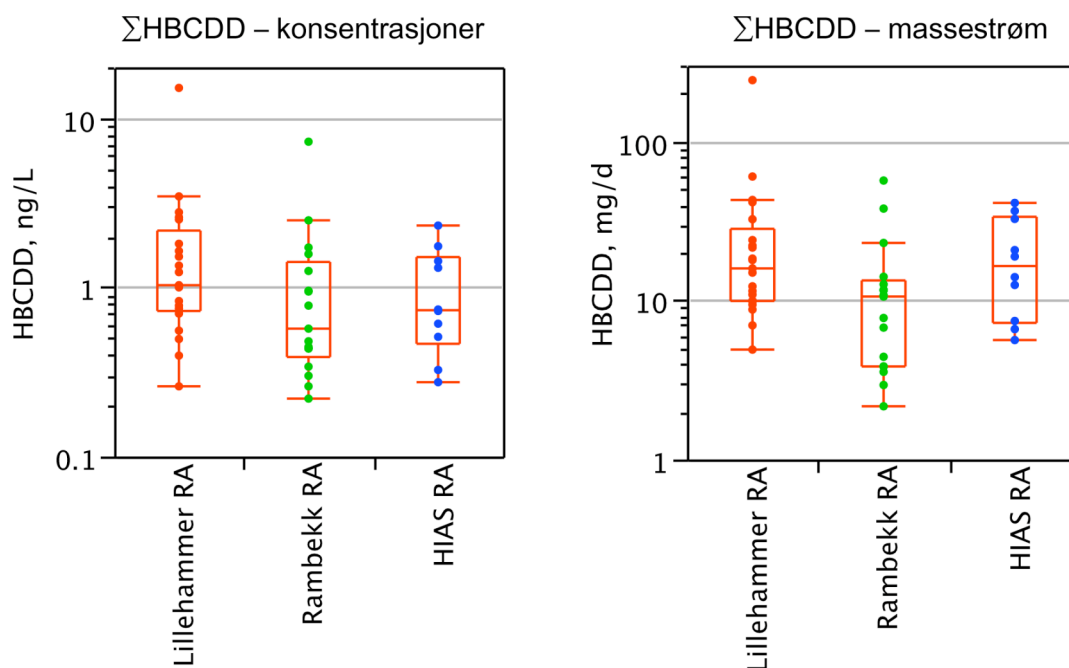


Figur 19. Tidsserie for Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.

Det var ingen systematiske variasjoner i konsentrasjonene eller midlere daglig massetransport av Σ HBCDD (Figur 19), og det kunne ikke testes for trender slike på grunn av de tildels svært lave konsentrasjonene og problemer med deteksjonsgrensene. Konsentrasjonene ved de enkelte anleggene var i hovedsak svært like (Figur 20), og i gjennomsnitt var de omlag 1-2 ng/L (Tabell 12). Midlere daglig massetransport var i området 10-30 mg/d.

Ut fra disse analyseresultatene er det klart at den tidligere bruken av HBCDD ved Lillehammer Uldvarefabrikk ikke lenger fører til generelt forhøyede konsentrasjoner i utløpsvannet ved Lillehammer RA. En høy konsentrasjon på 15,1 ng/L ble imidlertid påvist i juni 2007, og det er nærliggende å tro at en dette skyldes rester av tidligere utslipp fra bedriften som fortsatt finnes i avløpsystemet/renseanlegget.

Gjennomsnittlig konsentrasjon i den nasjonale undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007) var omlag 30 ng/L, mens den for anleggene i Mjøsregionen var omlag 1,4 ng/L. Da observasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne, skyldes trolig skyldes disse forskjellene i første rekke de høye deteksjonsgrensene i den nasjonale undersøkelsen.



Figur 20. Boxplot av Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

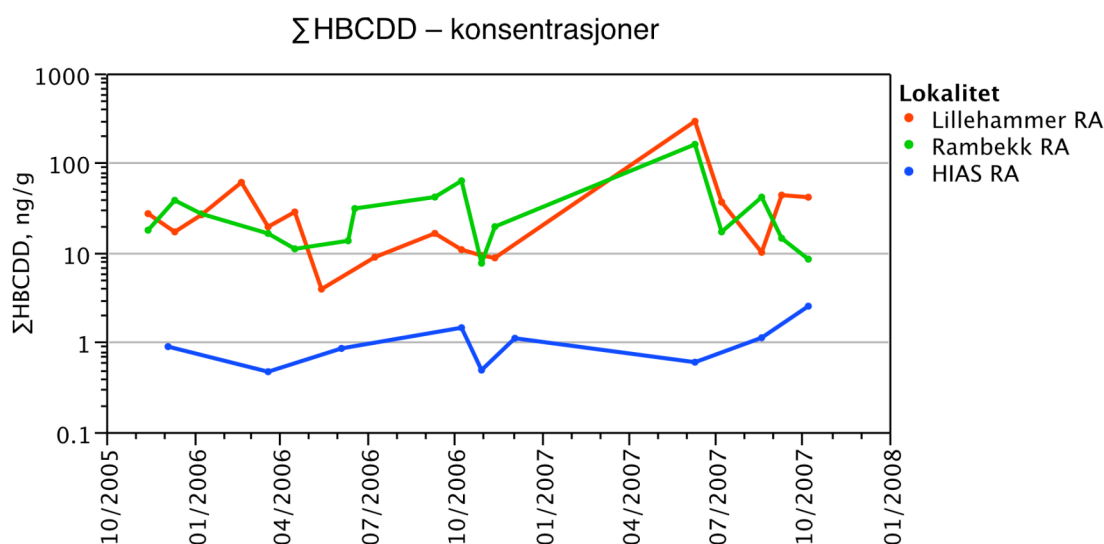
Tabell 12. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/L	21	1.99	3.13	0.26	1.03	15.10
Rambekk RA	ng/L	17	1.20	1.68	0.22	0.57	7.26
HIAS RA	ng/L	10	1.00	0.67	0.28	0.73	2.32
Lillehammer RA	mg/d	21	30	51	5	16	243
Rambekk RA	mg/d	17	13	14	2	11	57
HIAS RA	mg/d	10	20	13	6	16	41

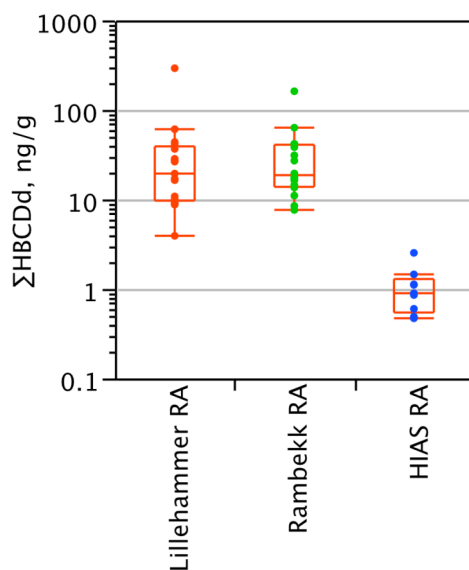
6.2 HBCDD i slam

For HBCDD i slam var problemene med lave deteksjonsgrenser mindre enn for utløpsvannet, og av de 126 analysene av de enkelte isomerene var 29% under deteksjonsgrensen, som oftest lå i området 0,4–0,7 ng/g (tørrvekt). Det var ingen systematiske variasjoner eller trender i konsentrasjonene (Figur 21), men konsentrasjonene ved Lillehammer RA og Rambekk RA var gjennomgående markert høyere enn ved HIAS RA (Figur 24). Gjennomsittlig konsentrasjon i slam fra disse to anleggene var henholdsvis ca. 33 og 39 ng/g (tørrvekt), mens den ved HIAS RA var ca. 1 ng/g (tørrvekt).

De høye konsentrasjonene ved Lillehammer RA og Rambekk RA skyldes trolig den tidligere bruken av HBCDD ved Gudbrandsdalens Uldvarefabrikk, og overføringen av slam fra Lillehammer RA til Rambekk RA.



Figur 21. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i slam fra renseanleggene.



Figur 22. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 13. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av Σ HBCDD (summen av α -, β - og γ -isomerene) i slam fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	17	38.92	67.03	3.92	19.44	292.06
Rambekk RA	ng/g	16	33.16	37.46	7.63	18.66	161.51
HIAS RA	ng/g	9	1.06	0.64	0.47	0.90	2.53

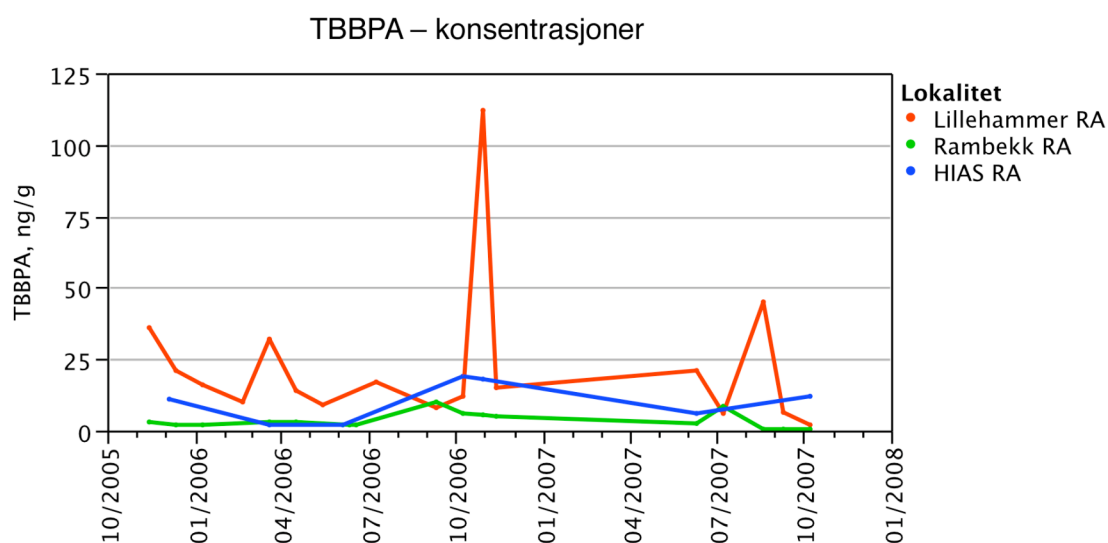
7. Tetrabrombisfenol A, TBBPA

Konsentrasjonen av TBBPA i rensed utløpsvann var i all hovedsak under deteksjonsgrensene (ofte 3–9 ng/L), og vil ikke bli nærmere behandlet her. Dette resultatet er også i tråd med hva som ble funnet hos i den nasjonale undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007). For slam var de fleste konsentrasjonene over deteksjonsgrensene, og resultatene kunne derfor vurderes videre.

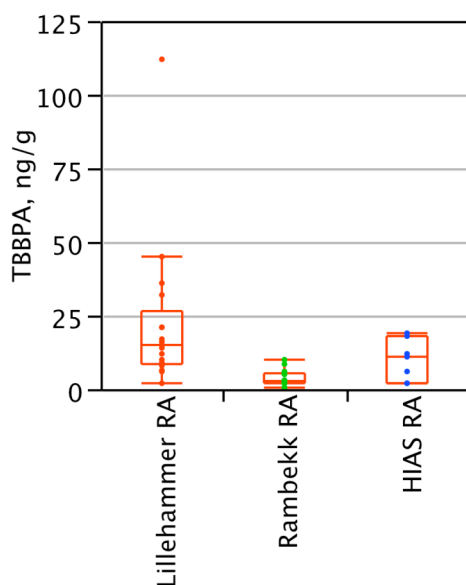
7.1 TBBPA i slam

Det var ingen systematiske variasjoner eller trender i konsentrasjonene (Figur 23), men de høyeste enkeltnivåene på opptil 112 ng/g (tørrvekt) ble funnet ved Lillehammer RA (Figur 29) konsentrasjonene ved Lillehammer RA og Rambekk RA var gjennomgående markert høyere enn ved HIAS RA (Figur 24).

Gjennomsnittlig konsentrasjon i slam varierte mellom anleggene (4–22 ng/g tørrvekt), lavest ved HIAS RA og høyest ved Lillehammer RA (Tabell 14), og en ikke-parametrisk test (Kruskall-Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$)



Figur 23. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av TBBPA i slam fra renselanleggene.



Figur 24. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av TBBPA i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 14. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av TBBPA i slam fra rensanleggene. Antall prøver (*n*), middel med standardavvik (*SD*), minimum, median og maksimum er oppgitt.

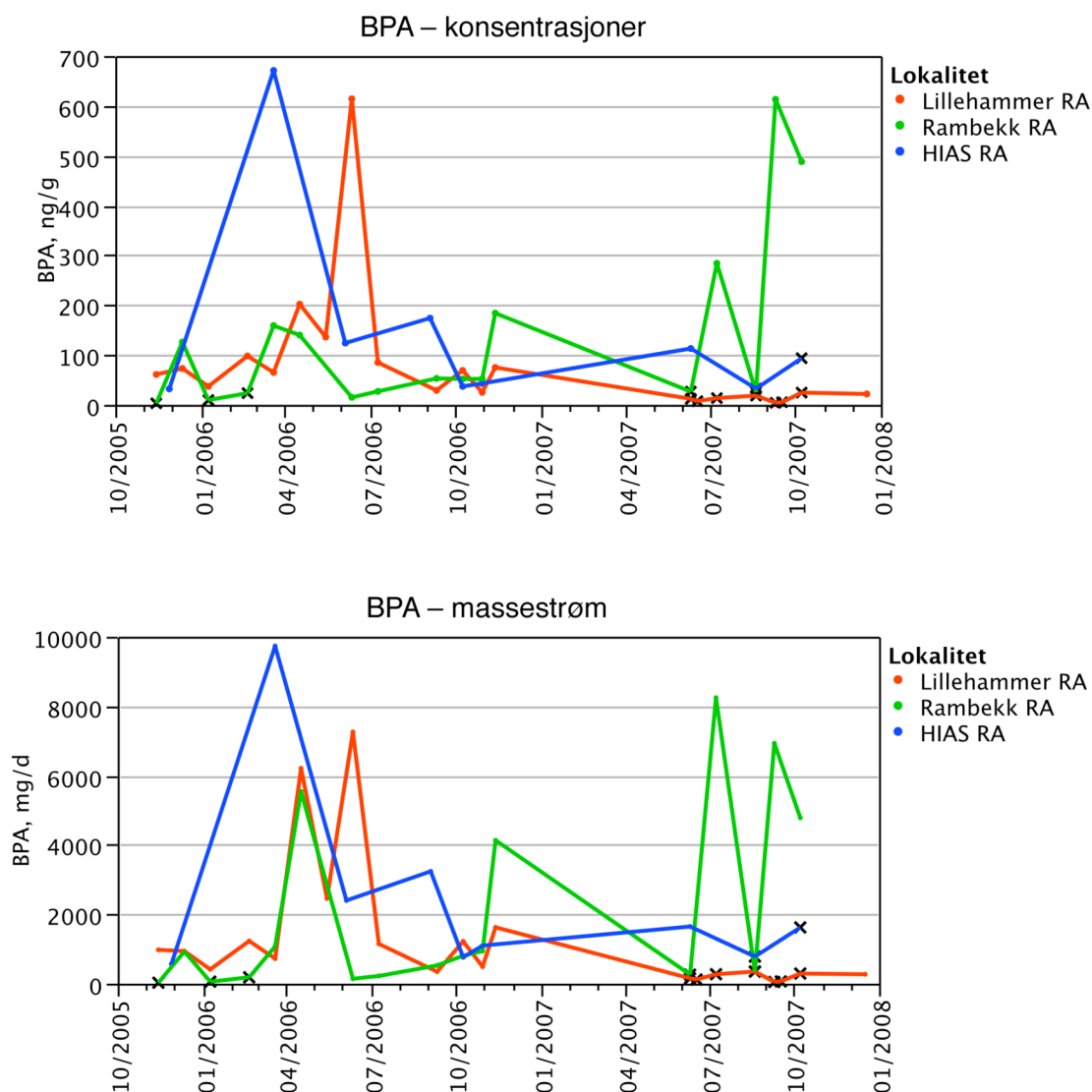
lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	17	22	26	2	15	112
Rambekk RA	ng/g	16	4	3	1	3	10
HIAS RA	ng/g	7	10	7	2	11	19

8. Bisfenol A – BPA

8.1 BPA i utløpsvann

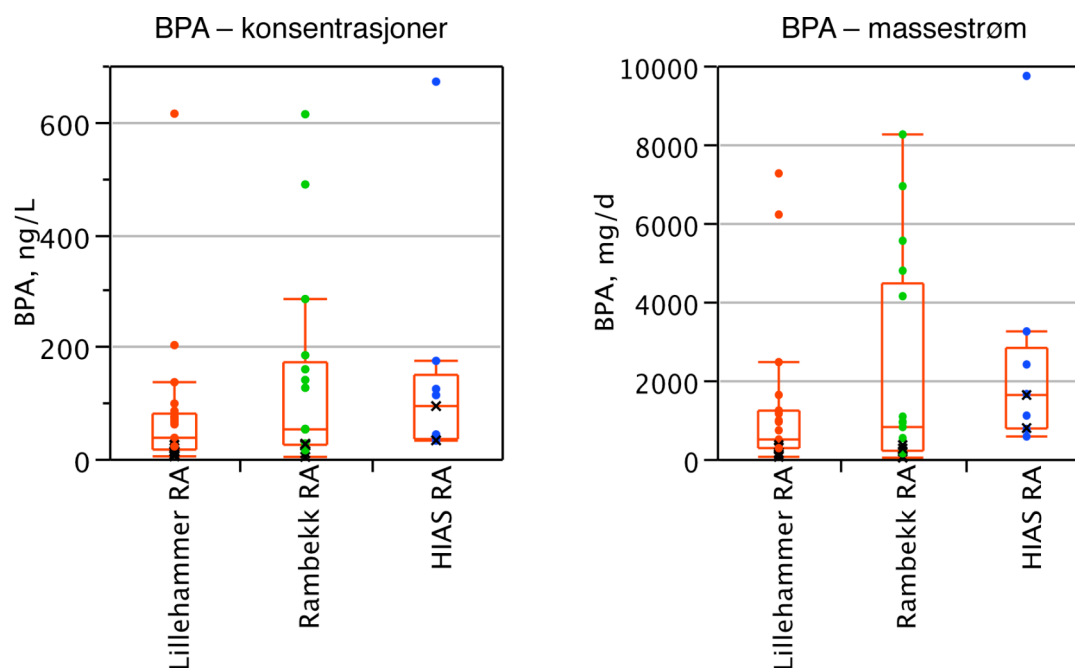
Av de 48 prøvene av utløpsvann var 29% under deteksjonsgrensen, som typisk lå i området 10–50 ng/L. Disse verdiene er byttet ut med halve deteksjonsgrensen. På grunn av det forholdsvis høye antallet verdier under deteksjonsgrensen har vi ikke gjort statistiske trendanalyser av materialet, men visuelt bedømt synes konsentrasjonene å variere usystematisk gjennom undersøkelsesperioden (Figur 25). Forøvrig viser vi til kommentarene i metodekapittelet omkring stabiliteten av ukeblandprøver og erfaringene som tilsier at det bør analyseres på døgnblandprøver for å unngå underestimering av konsentrasjonene.

Konsentrasjonene i de enkelte anleggene var forholdsvis like (Figur 26), og gjennomsnittlige konsentrasjoner og daglige massestrømmer var henholdsvis i området 80–147 ng/L og 1266–2426 mg/d (Tabell 15).



Figur 25. Tidsserie for bisfenol A (BPA) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Punkter indikert med sorte kryss viser konsentrasjoner under deteksjonsgrensene (substituert med halve denne).

I undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007) ble analysert for bisphenol A i to prøver av utløpsvann fra Bekkelaget RA og VEAS. Konsentrasjonene var henholdsvis 180 og 300 ng/L, dvs. av omlag samme størrelse som middelverdiene vi rapporterer her (80–147 ng/L).



Figur 26. Boxplot av bisfenol A (BPA) i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Punkter indikert med sorte kryss viser konsentrasjoner under deteksjonsgrensene (substituert med halve denne). Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

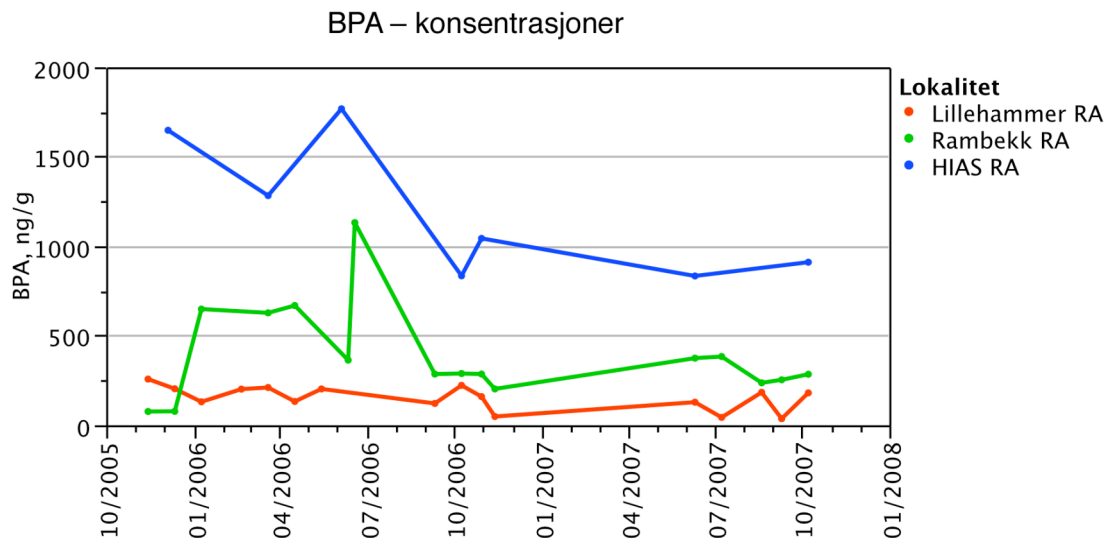
Tabell 15. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av bisfenol A (BPA) i utløpsvann fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	21	80	132	4	37	614
Rambekk RA	ng/L	17	134	176	3	52	613
HIAS RA	ng/L	9	147	203	32	94	671
Lillehammer RA	mg/d	21	1266	1920	49	490	7254
Rambekk RA	mg/d	17	2067	2717	28	807	8244
HIAS RA	mg/d	9	2426	2872	566	1621	9732

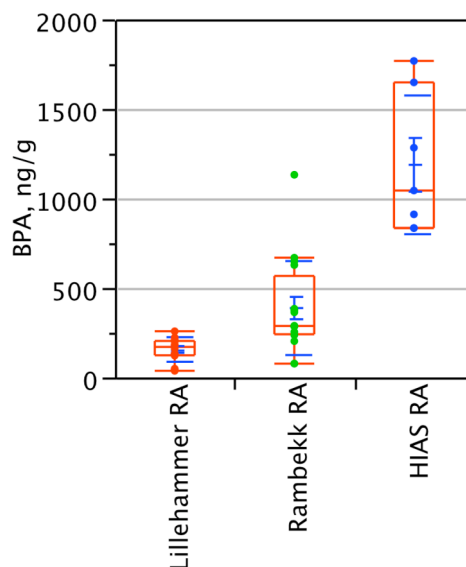
8.2 BPA i slam

Konsentrasjonsforløpene av BPA i slam ved de undersøkte anleggene er vist i Figur 27, og med unntak av Lillehammer RA, var det ingen statistisk signifikante trender (Mann-Kendall trend analyse). Ved Lillehammer RA var det påvist en svak, men signifikant avtakende trend, ($p = 0,02$).

Nivåene varierte tydelig mellom anleggene (Figur 28), og den høyeste middelkonsentrasjonen på 1189 ng/g (tørrvekt) ble funnet ved HIAS RA og den laveste på 154 ble funnet ved Lillehammer RA (Tabell 16).



Figur 27. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av bisfenol A (BPA) i slam fra rensanleggene.



Figur 28. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av bisfenol A (BPA) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 16. *Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av MCCP i slam fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.*

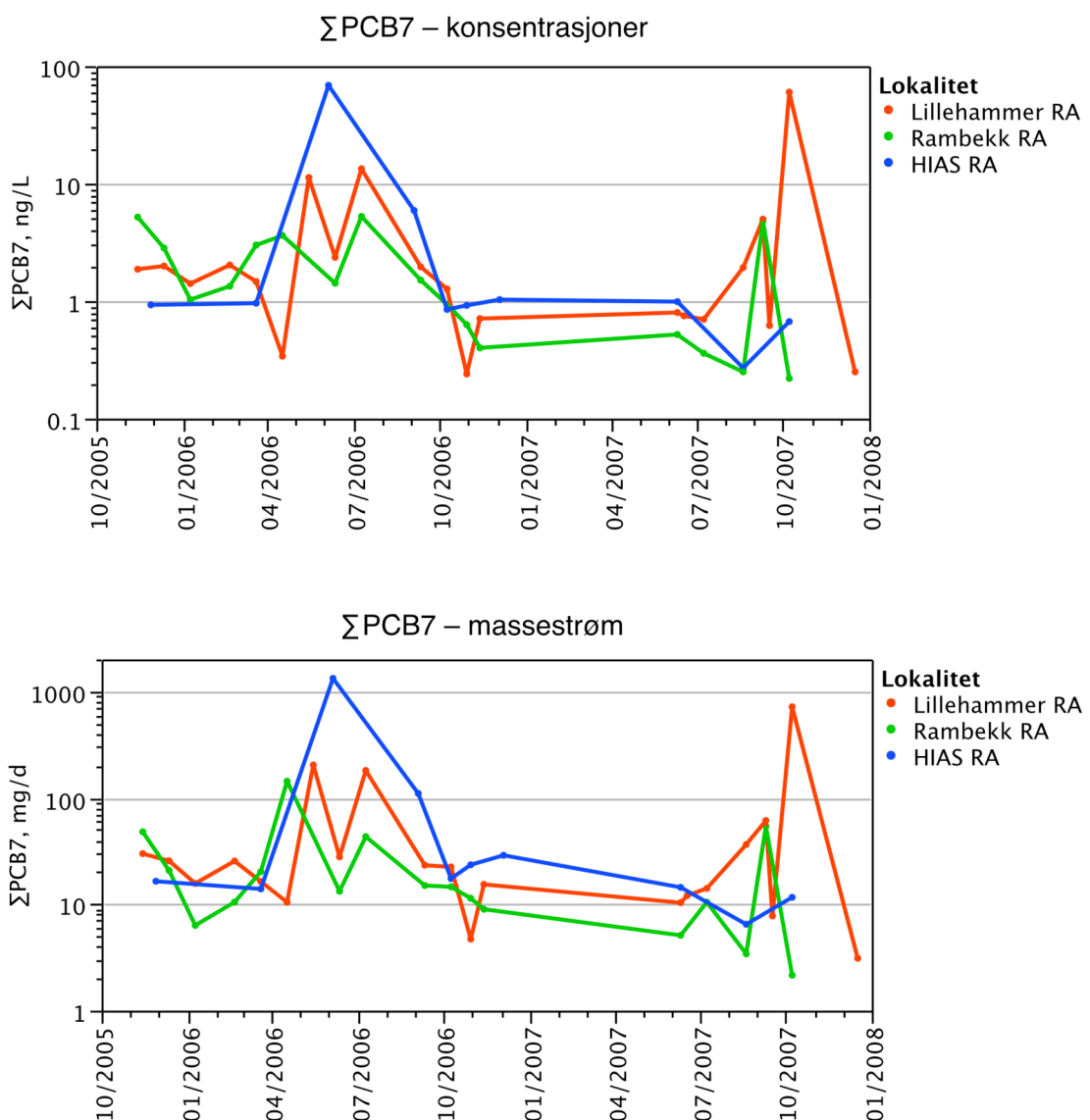
lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	16	154	67	37	171	258
Rambekk RA	ng/g	16	387	267	77	288	1132
HIAS RA	ng/g	7	1189	388	834	1044	1768

9. Polyklørerte bifenyler, PCB

9.1 PCB i utløpsvann

Konsentrasjonene av Σ PCB7 (syv vanlig analyserte kongenerer) i utløpsvann varierte mye gjennom overvåkingsperioden (Figur 24), med de høyeste nivåene omkring mai–september 2006 (samtlige anlegg) og september–oktober 2007 (Lillehammer RA).

Det var ingen systematisk trend i konsentrasjonsforløpet (Figur 29). Konsentrasjonene i de tre anleggene var i det store og hele mye likt, selv om det fantes prøver med markert forhøyede konsentrasjoner både på Lillehammer RA og HIAS RA (Figur 30).

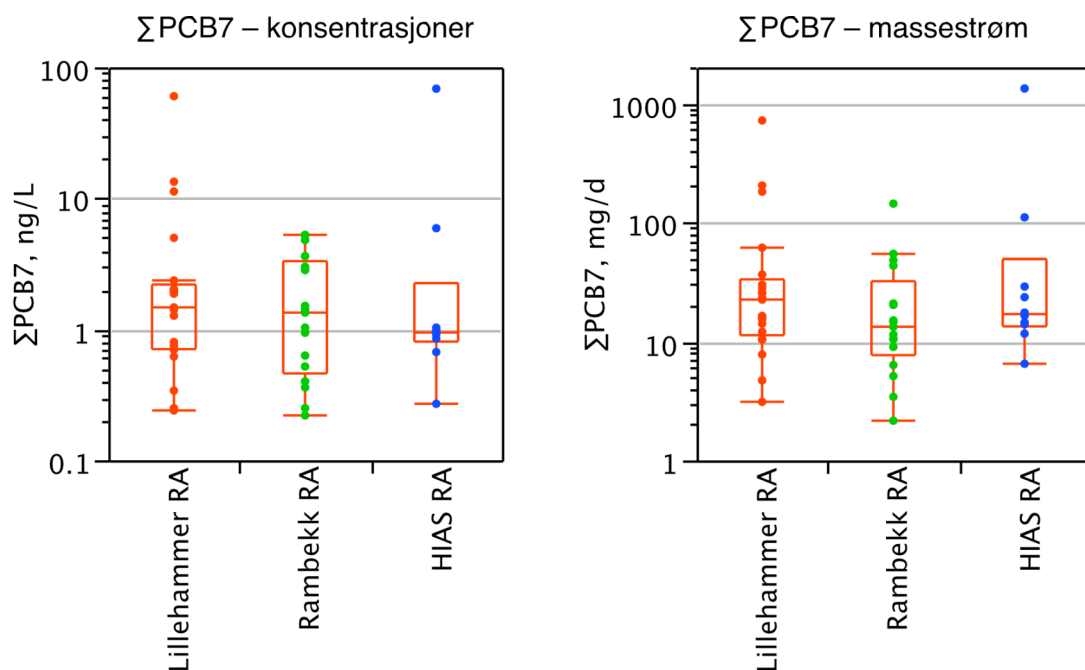


Figur 29. Tidsserie for Σ PCB7 i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.

Midlere konsentrasjoner i de tre anleggene varierte mellom omlag 2,0–8,1 ng/L, mens medianene varierte mellom omlag 1,0–1,5 ng/L (Tabell 17). Midlere daglig massestrøm varierte mellom ca. 25–157 mg/d, høyest for HIAS RA og lavest for Rambekk RA, og det kunne ikke påvises noen statistisk signifikante forskjeller mellom konsentrasjonsnivåene i de tre anleggene (Kruskall-Wallis rank sum test). Det bør imidlertid bemerkes at for HIAS RA var konsentrasjonsnivået i 2006 tildels vesentlig høyere enn i 2007.

Konsentrasjonen av total mengde PCB (Σ PCB) korrelerte nært med Σ PCB7 (Spearman ikke-parametrisk korrelasjon, $\rho = 0,93$) og i gjennomsnitt utgjorde Σ PCB7 40% av total mengde PCB. Midlere konsentrasjoner og massestrøm av Σ PCB i de tre anleggene var henholdsvis ca. 6–26 ng/l og 73–497 mg/d (Tabell 17).

I den nasjonale undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007) ble det knapt påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av PCB i utløpsvannet fra de undersøkte anleggene. Analyseresultatene for enkeltkongenerene er ikke oppgitt, men samtlige resultater for Σ PCB7 er oppgitt til å være under 10 ng/L. Dette er i tråd med resultatene fra renseanleggene i Mjøsregionen, hvor middelverdien av Σ PCB7 i utløpsvannet var i området 2,0–8,1 ng/L.



Figur 30. Boxplot av Σ PCB7 (syv kongenerer) i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 17. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av Σ PCB7 (syv kongenerer) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	21	5.26	13.04	0.24	1.47	60.17
Rambekk RA	ng/L	17	1.96	1.80	0.22	1.34	5.26
HIAS RA	ng/L	10	8.12	21.34	0.27	0.95	68.68
Lillehammer RA	mg/d	21	69.6	157.4	3.10	22.41	716.1
Rambekk RA	mg/d	17	25.3	34.2	2.16	13.26	143.3
HIAS RA	mg/d	10	157.1	412.5	6.48	16.94	1328

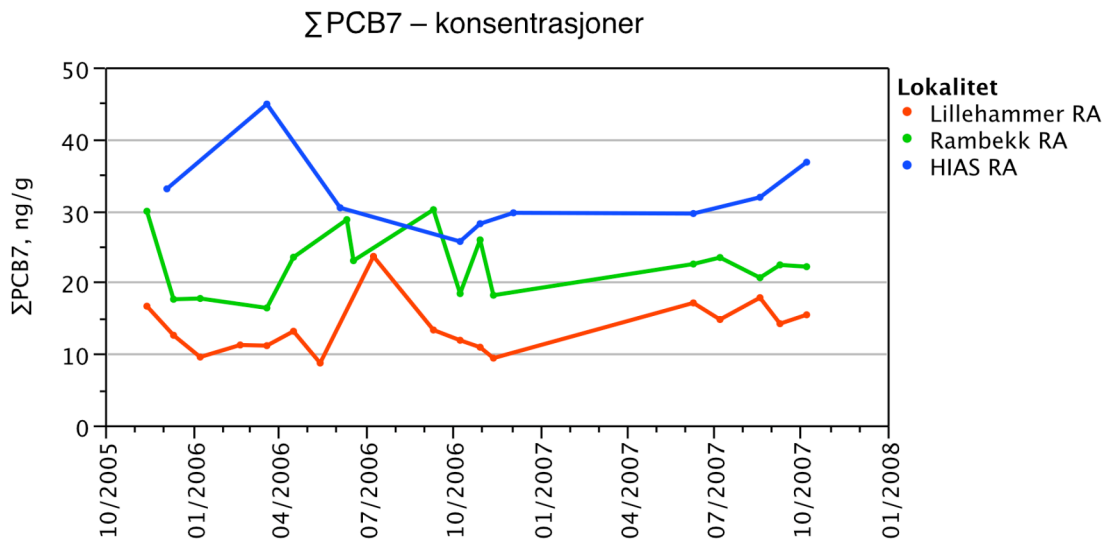
Tabell 18. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av Σ PCB (total mengde) i utløpsvann fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/L	21	16.0	43.2	0.63	4.11	200.6
Rambekk RA	ng/L	17	5.9	8.2	0.80	2.24	34.1
HIAS RA	ng/L	10	25.6	71.4	1.03	2.43	228.8
Lillehammer RA	mg/d	21	209	517	18	49	2387
Rambekk RA	mg/d	17	73	106	9	34	386
HIAS RA	mg/d	10	497	1380	25	44	4423

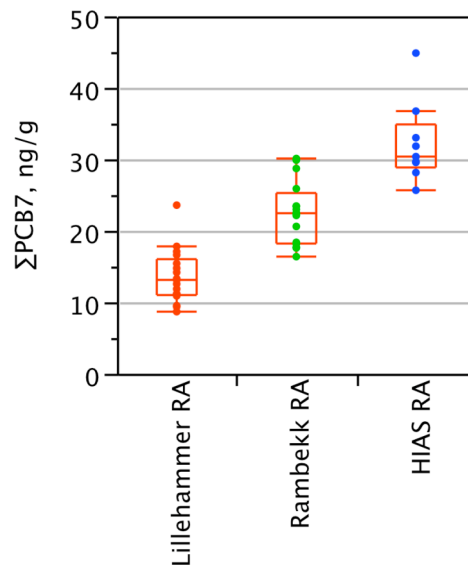
9.2 PCB i slam

Det var heller ikke noen systematisk trend i konsentrasjonene av Σ PCB7 i de tre anleggene (Figur 34), men konsentrasjonsnivåene var noe forskjellige (Figur 32). Midlere konsentrasjoner var i området 13,6–32,2 ng/g (tørrvekt), lavest ved Lillehammer RA og høyest ved HIAS RA (Tabell 19). En ikke-parametrisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$).

Også i slam var det en nær korrelasjon mellom Σ PCB7 og total mengde PCB (Σ PCB) ($r = 0,93$) og i gjennomsnitt utgjorde Σ PCB7 32% av total mengde. Midlere konsentrasjoner av Σ PCB i de tre anleggene var i området 41,2–106,9 ng/g tørrvekt (Tabell 20).



Figur 31. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av Σ PCB7 (syv kongenerer) i slam fra rensanleggene.



Figur 32. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av Σ PCB7 (syv kongenerer) i slam fra rensanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 19. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av Σ PCB7 (syv kongenerer) i slam fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/g	17	13.60	3.76	8.69	13.13	23.59
Rambekk RA	ng/g	16	22.53	4.39	16.39	22.46	30.11
HIAS RA	ng/g	9	32.21	5.67	25.67	30.38	44.86

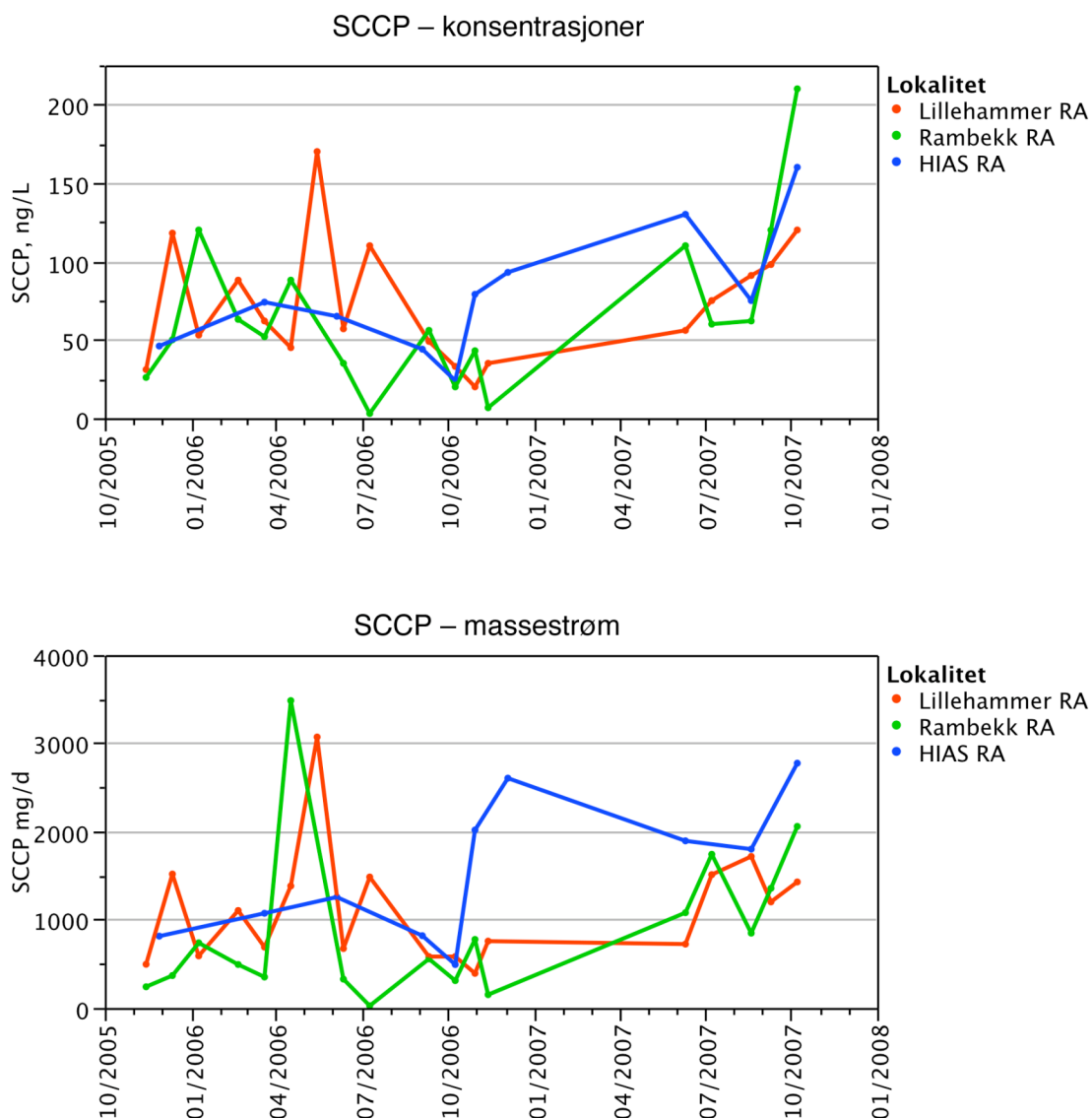
Tabell 20. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av Σ PCB (total mengde) i slam fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	17	41.20	10.41	28.21	38.77	59.27
Rambekk RA	ng/g	16	71.38	16.29	51.94	71.36	100.41
HIAS RA	ng/g	9	106.87	20.75	81.63	98.45	141.15

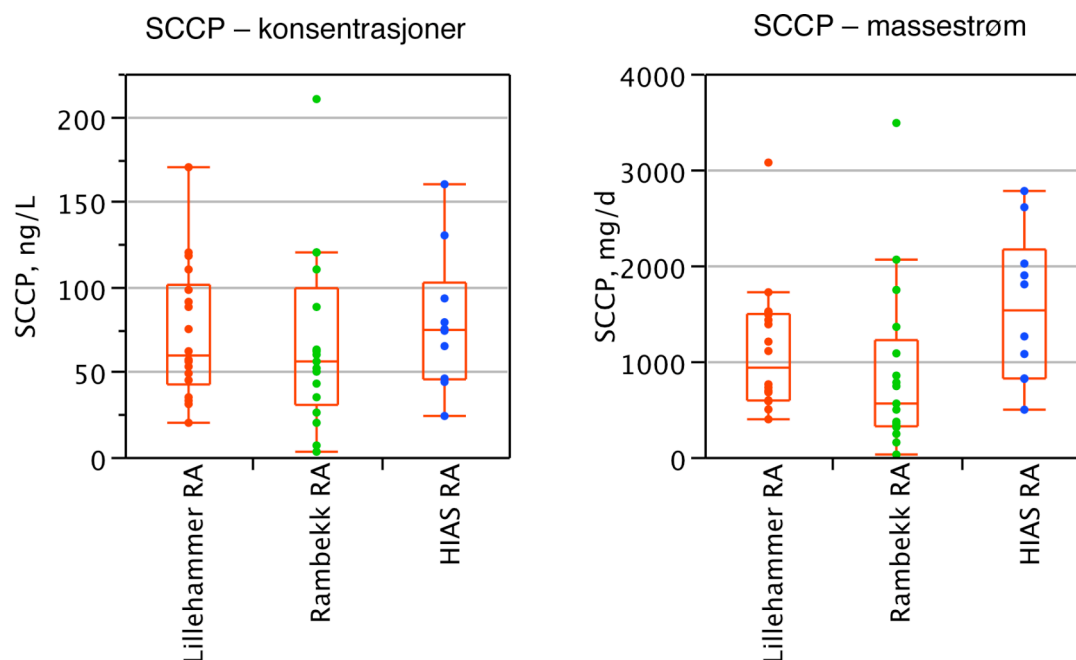
10. Klorerte parafiner – S/MCCP

10.1 SCPP i utløpsvann

Konsentrasjonene av kortkjedede klorerte parafiner (SCCP) i utløpsvann varierte usystematisk igjennom overvåkingsperioden (Figur 33), og ingen signifikante trender kunne påvises. Konsentrasjonsnivåene ved de tre anleggene var i det store og hele svært like (Figur 34), og midlere konsentrasjoner og daglig massestrøm var henholdsvis omlag 66–79 ng/L og 877–1554 mg/d (Tabell 21).



Figur 33. Tidsserie for SCPP i utløpsvann fra renseanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.



Figur 34. Boxplot av SCCP i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i venstre panel og daglig massestrøm (mg/d) i høyre panel. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosenttiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

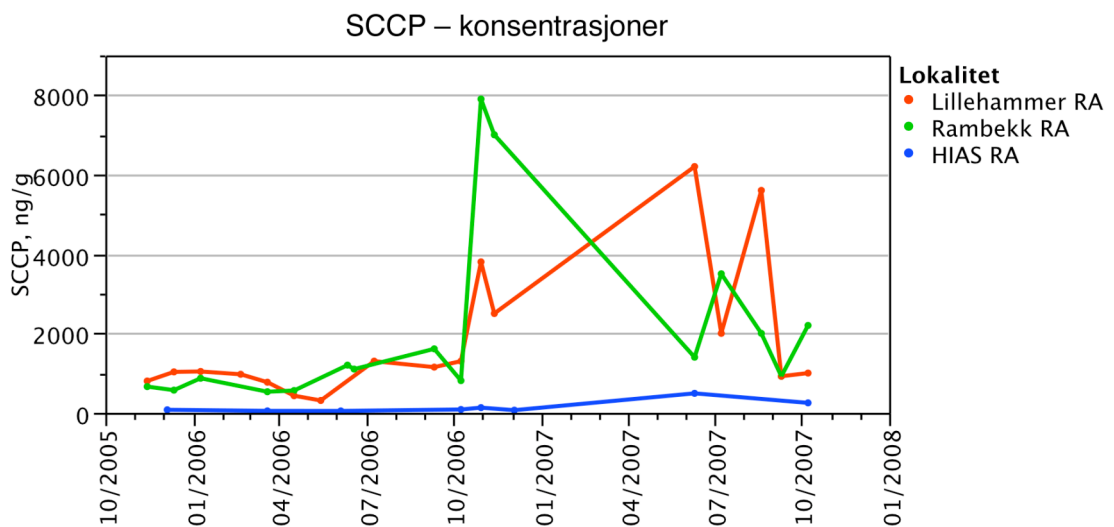
Tabell 21. Konsentrasjoner (ng/L) og massestrøm (mg/d) av SCCP i utløpsvann fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/L	18	72.8	39.3	20	60	170
Rambekk RA	ng/L	17	66.2	51.4	3	56	210
HIAS RA	ng/L	10	79.0	40.7	24	77	160
Lillehammer RA	mg/d	18	1106	652	392	931	3071
Rambekk RA	mg/d	17	877	877	25	556	3484
HIAS RA	mg/d	10	1554	783	492	1529	2774

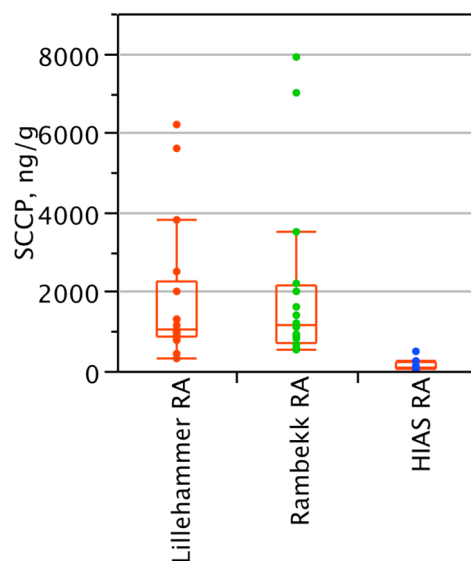
10.2 SCCP i slam

Konsentrasjonene av kortkjedede klorerte parafiner (SCCP) i slam steg mot slutten av 2006 for Lillehammer RA og Rambekk RA, mens det lå stabilt for HIAS RA (Figur 35). For Lillehammer RA var nivået i 2007 klart forhøyet sammenliknet med 2005/2006, men for Rambekk RA sank nivået noe i 2007 sammenliknet med høsten 2006. For både Rambekk RA og Lillehammer RA kunne det imidlertid påvises signifikant stigende trender (Mann-Kendall trend analyse: $p = 0,01$, $p = 0,05$).

Konsentrasjonsnivået ved Lillehammer RA og Rambekk RA var klart forhøyet sammenliknet med HIAS RA (Figur 36), og middelverdiene for de tre anleggene varierte mellom 149–2052 ng/g (tørrvekt) (Tabell 22). En ikke-parametrisisk test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$).



Figur 35. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av SCCP i slam fra rensanleggene.



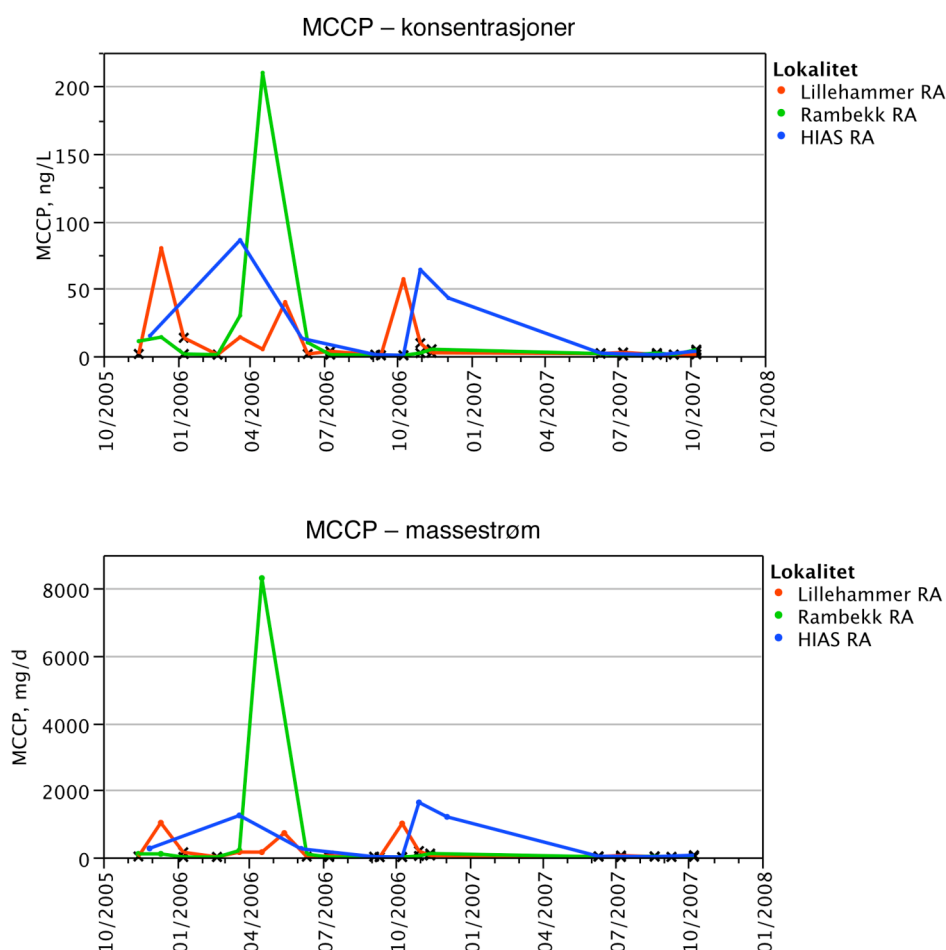
Figur 36. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av SCCP i slam fra rensanleggene. Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 22. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av SCCP i slam fra rensanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max
Lillehammer RA	ng/g	17	1831	1744	310	1040	6200
Rambekk RA	ng/g	16	2052	2250	530	1150	7900
HIAS RA	ng/g	8	149	153	47	79	490

10.3 MCCP i utløpsvann

Hele 75% av de 40 analysene av mellomkjedede klorerte parafiner (MCCP) i utløpsvann var under deteksjonsgrensen som typisk lå i området 2–5 ng/L, men enkelte prøver hadde konsentrasjoner i området 50–200 ng/L. Konsentrasjonsforløpet og daglig massestrøm er vist i Figur 37, men på grunn av de mange verdiene under deteksjonsgrensen vil ikke beregne ytterligere statistikker for MCCP.



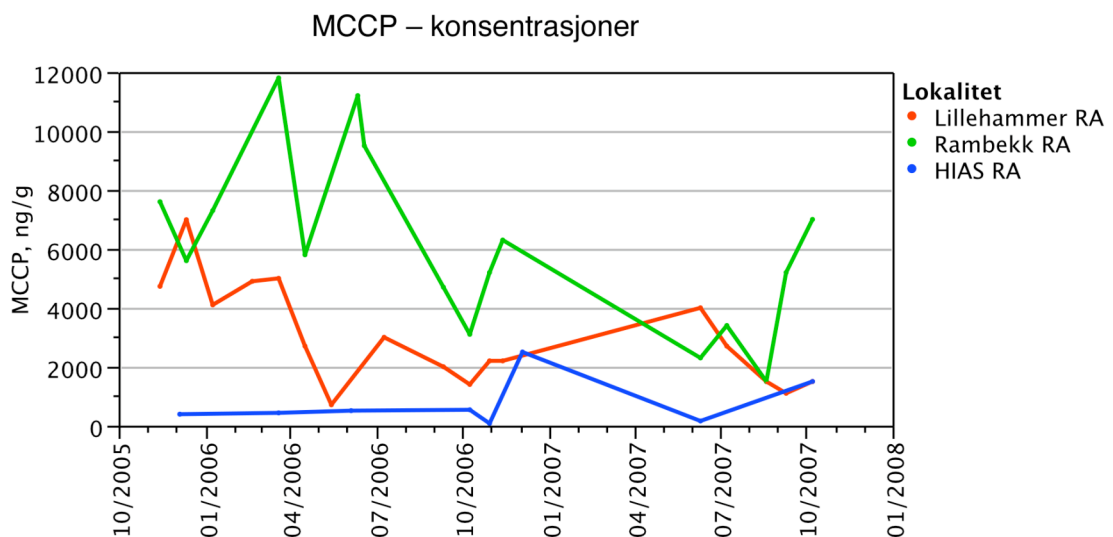
Figur 37. Tidsserie for MCCP i utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner (ng/L) i øvre panel og daglig massestrøm (g/d) i nedre panel. Punktene markert med svarte kryss viser observasjoner under deteksjonsgrensene (substituert med halve denne). Resultatene er basert på analyser av ukeblandprøver.

I undersøkelsen til Blytt og Storhaug (2007) ble analysert for MCCP i to prøver av utløpsvann fra to større rensanlegg (Bekkelaget RA og VEAS). Ved Bekkelaget RA var det ikke funnet noen konsentrasjon over deteksjonsgrensen (20–30 ng/L), mens det ved VEAS ble påvist en konsentrasjon på 1770 ng/L. Vi har ikke påvist konsentrasjoner tilsvarende høye som ved VEAS, men ved å substituere verdier under deteksjonsgrensene med halve denne blir de estimerte middelkonsentrasjonene i området 70–80 ng/L.

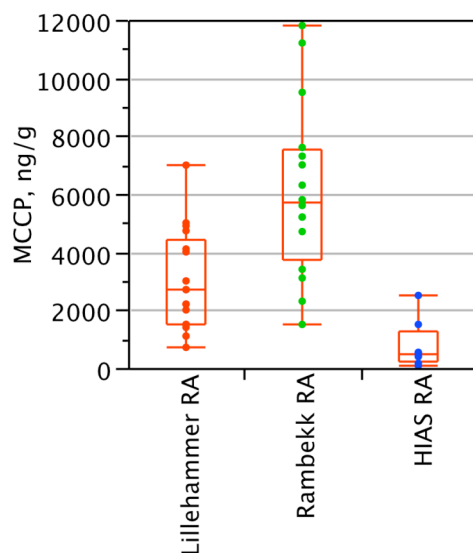
10.4 MCCP i slam

Konsentrasjonene av mellomkjedede klorerte parafiner (MCCP) i slam viste en synkende trend for Lillehammer RA ($p = 0,007$) og Rambekk RA ($p = 0,04$) (Mann-Kendall trend analyser), mens konsentrasjonsforløpet var mer stabilt ved HIAS RA (Figur 35).

Nivåene var gjennomgående høyere ved Lillehammer RA og Rambekk RA enn ved HIAS RA (Figur 36). Midlere konsentrasjoner varierte mellom 764–6094 ng/g (tørrvekt), lavest ved HIAS RA og høyest ved Rambekk RA (Tabell 23). En ikke-parametriske test (Kruskall- Wallis rank sum) påviste signifikante forskjeller mellom gruppene ($p < 0,001$).



Figur 38. Tidsserie for konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) av MCCP i slam fra rensanleggene.



Figur 39. Boxplot av konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av MCCP i slam fra renseanleggene. Boksene og de røde horisontale strekene angir følgende prosentiler: 10, 25, 50, 75 og 90.

Tabell 23. Konsentrasjoner (ng/kg tørrvekt) av MCCP i slam fra renseanleggene. Antall prøver (n), middel med standardavvik (SD), minimum, median og maksimum er oppgitt.

lokalitet	enhet	n	middel	SD	min.	median	max.
Lillehammer RA	ng/g	17	2984	1716	710	2700	6990
Rambekk RA	ng/g	16	6094	2949	1500	5700	11800
HIAS RA	ng/g	8	764	824	77	473	2500

11. Referanser

- Blytt, L.D. og Storhaug, R. 2008. Tungmetaller og organiske miljøgifter i innløps- og utløpsvann fra kommunale renseanlegg i 2006. Aquateam rapport nr. 07-029. 83 s.
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N., og Bevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA, Rapport 4072-1999. 28 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Berge J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. og Gundersen, H. 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter—bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2006/2004. 117 s.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Rognerud, S. og Källberg, G. 2004b. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004b. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2051/2004. 27 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Borgen, A. og Gundersen, H. 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2096/2005. 97 s.
- Fjeld, E. Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R., og Dye, C. 2007. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg og elver, 2006. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2270/2007. 93 s.
- Kang, J-H., Katayama, Y., and Konda F. 2006. Biodegradation or metabolism of bisphenol A: From microorganisms to mammals. *Toxicol.* 217: 81-90.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.L. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Espern. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA rapport 4167-2000. 38 s.
- Rognerud, S. 1985. Kvikksølv i Mjøsas sedimenter. Arealfordeling og vertikalprofiler av antropogent kvikksølv. NIVA, Rapport 1710-1985. 47 s.

Vedlegg: Kjemiske analysedata

Analyser av miljøgifter i vann er oppgitt i ng/L. Analyser av organiske forbindelser i slam er oppgitt i ng/g tørrvekt, mens kvikksølv i slam er oppgitt i mg/kg tørrvekt ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt).

Konsentrasjoner i renset utløpsvann

NILU-Sample number	PCB-153	PCB-156	PCB-157	PCB-167	Sum-HexCB	PCB-170	PCB-180	PCB-183	PCB-187	PCB-189	Sum-HepCB	PCB-194	PCB-206	PCB-209	Sum 7 PCB	Sum PCB
05/1683	0.21	0.02	0.02	0.02	0.72	0.05	0.21	0.05	0.13	0.02	0.54	0.02	0.02	0.01	0.93	2.32
06/406	0.19	0.01	0.01	0.01	0.66	0.06	0.19	0.05	0.16	0.02	0.51	0.03	0.02	0.02	0.96	2.84
06/745	11.08	0.43	0.07	0.19	60.39	0.43	1.94	0.97	2.47	0.03	7.71	0.07	0.02	0.02	68.68	228.75
06/1135	2.98	0.07	0.01	0.04	5.32	0.11	0.57	0.17	0.31	0.01	1.25	0.04	0.01	0.01	5.91	10.25
06/11356	0.3	0.01	0.01	0.01	0.88	0.01	0.09	0.02	0.06	0.01	0.22	0.02	0.01	0.01	0.85	2.33
06/1399	0.09	0.01	0.01	0.01	0.22	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0.92	2.52
06/1704	0.33	0.01	0.01	0.01	0.73	0.01	0.08	0.03	0.1	0.01	0.21	0.01	0.01	0.01	1.03	2.8
07/1008	0.23	<0.01	<0.01	<0.01	0.57	0.05	0.14	0.01	0.07	<0.01	0.28	0.05	0.04	0.05	0.99	1.74
07/1320	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.14	<0.01	0.02	0.01	0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.27	1.03
07/1715	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	0.32	0.02	0.1	0.02	0.06	<0.01	0.22	<0.01	<0.01	<0.01	0.67	1.83
05/1527	0.44	0.04	0.03	0.04	1.08	0.21	0.75	0.05	0.37	0.06	1.58	0.47	0.16	0.03	1.87	4.9
05/1726	0.45	0.02	0.02	0.02	1.8	0.1	0.48	0.1	0.31	0.02	1.28	0.15	0.07	0.01	1.99	6.02
06/1146	0.34	0.01	0.01	0.01	1.13	0.11	0.47	0.1	0.31	0.01	1.16	0.16	0.06	0.01	1.41	4.38
06/296	0.42	0.03	0.03	0.03	1.18	0.18	0.74	0.14	0.42	0.04	1.78	0.35	0.15	0.02	2.03	4.32
06/398	0.35	0.01	0.01	0.01	1.13	0.13	0.56	0.09	0.27	0.02	1.31	0.24	0.07	0.01	1.47	4.11
06/513	0.08	0.01	0.01	0.01	0.12	0.01	0.08	0.01	0.04	0.01	0.14	0.01	0.01	0.01	0.34	0.63
06/646	1.31	0.05	0.01	0.02	6.22	0.3	1.28	0.26	0.79	0.03	3.38	0.23	0.08	0.01	11.27	32.51
06/755	0.47	0.05	0.04	0.05	0.93	0.05	0.26	0.04	0.05	0.04	0.26	0.06	0.03	0.03	2.36	6.89
06/1067	7.06	0.16	0.04	0.12	11.8	0.19	0.84	0.28	0.35	0.03	1.72	0.05	0.02	0.04	13.39	20.07
06/1193	1.05	0.02	0.01	0.01	1.55	0.02	0.17	0.05	0.09	0.01	0.33	0.01	0.01	0.01	1.96	2.62
06/1313	0.47	0.02	0.01	0.01	1.06	0.04	0.22	0.05	0.1	0.01	0.49	0.04	0.01	0.01	1.27	2.6
06/1409	0.09	0.01	0.01	0.01	0.15	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0	0.02	0.01	0.01	0.24	1.14
06/1536	0.23	0.01	0.01	0.01	0.49	0.03	0.15	0.02	0.06	0.01	0.25	0.03	0.01	0.02	0.71	1.76
07/1020	0.26	<0.01	<0.01	<0.01	0.63	<0.01	0.09	0.01	0.1	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	0.8	1.4
07/1059	0.22	0.01	<0.01	<0.01	0.65	0.04	0.16	0.02	0.07	<0.01	0.36	0.05	0.04	0.03	0.75	2.13
07/1162	0.13	<0.01	0.01	<0.01	0.35	0.03	0.1	0.02	0.04	<0.01	0.21	0.02	0.01	<0.01	0.7	3.27
07/1272	0.51	<0.01	0.03	<0.01	2.09	0.03	0.12	0.06	0.16	<0.01	0.52	<0.02	<0.01	<0.01	1.93	6.09
07/1637	0.2	0.01	0.02	<0.01	0.86	<0.01	0.11	0.03	0.06	<0.01	0.19	0.02	<0.01	<0.01	4.99	26.33
07/1587	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	0.32	<0.01	0.05	0.01	<0.01	<0.01	0.05	<0.02	0.03	<0.01	0.62	2.69
07/1667	13.69	1.26	0.21	0.45	56.62	2.84	7.81	1.86	6.28	0.13	25.72	1.01	0.46	0.15	60.17	200.61
07/2224	0.03	<0.01	0.02	<0.01	0.15	<0.01	0.02	0.01	0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.25	1.55
05/1530	0.89	0.03	0.03	0.03	2.14	0.9	3.05	0.39	1.01	0.05	5.84	2.25	1.04	0.02	5.19	13.49
05/1748	0.68	0.03	0.01	0.01	2.28	0.3	1.25	0.2	0.64	0.01	3.1	0.51	0.21	0.01	2.83	7.58
06/113	0.3	0.01	0.01	0.01	1.21	0.04	0.25	0.07	0.23	0.01	0.73	0.01	0.03	0.01	1.03	3.37
06/308	0.33	0.02	0.02	0.02	0.87	0.04	0.3	0.08	0.17	0.03	0.55	0.13	0.03	0.02	1.34	2.24
06/412	0.81	0.09	0.02	0.05	3.03	0.17	0.57	0.1	0.32	0.02	1.35	0.08	0.06	0.01	3	7.06
06/521	0.77	0.04	0.02	0.01	2.1	0.2	0.86	0.17	0.47	0.01	1.7	0.21	0.1	0.01	3.62	7.37
06/752	0.29	0.02	0.02	0.02	0.68	0.03	0.22	0.04	0.12	0.03	0.38	0.03	0.01	0.01	1.42	4.07
06/889	2.06	0.11	0.02	0.07	3.96	0.26	0.98	0.14	0.17	0.02	1.64	0.15	0.03	0.02	5.26	10.24
06/1190	0.76	0.02	0.01	0.01	1.15	0.03	0.18	0.02	0.05	0.01	0.29	0.02	0.01	0.01	1.51	2.18
06/1309	0.34	0.01	0.01	0.01	0.79	0.03	0.11	0.03	0.07	0.01	0.26	0.02	0.01	0.01	0.94	2.18
06/1415	0.2	0.01	0.01	0.01	0.43	0.01	0.06	0.01	0.04	0.01	0.1	0.01	0.01	0.01	0.63	1.31
06/1539	0.14	0.02	0.01	0.02	0.26	0.03	0.08	0.02	0.04	0.02	0.12	0.02	0.03	0.03	0.4	1.06
07/1027	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	0.27	<0.01	0.1	0.01	0.04	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	0.52	0.87
07/1160	0.07	<0.01	<0.01	<0.01	0.22	0.01	0.05	0.01	0.03	<0.01	0.1	0.01	<0.01	<0.01	0.36	1.59
07/1316	0.04	<0.01	0.01	<0.01	0.13	<0.01	0.02	0.01	0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.25	0.8
07/1588	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	0.55	<0.01	0.05	0.01	0.04	<0.01	0.09	<0.01	<0.02	<0.02	4.8	34.13
07/1713	0.03	<0.01	0.01	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.22	0.91

Konsentrasjoner i slam

NILU-Sample number:	HCB	PCB-18	PCB-28	PCB-31	PCB-33	PCB-37	Sum-TriCB	PCB-47	PCB-52	PCB-66	PCB-74	Sum-TetCB	PCB-99	PCB-101	PCB-105	PCB-114	PCB-118	PCB-122	PCB-123	Sum-PenCB	PCB-128	PCB-138	PCB-141	PCB-149	PCB-153	PCB-156	PCB-157	PCB-167	Sum-HexCB	
05/1684	1.92	3.46	4.76	4.53	3.65	2.12	26.03	1.94	4.53	3.42	2.13	27.09	1.44	4.94	1.28	0.11	3.51	0.1	0.07	18.42	0.85	5.09	1.45	4.8	6.46	0.68	0.12	0.31	25.86	
06/509	2.07	3.38	4.67	4.58	3.08	1.49	24.71	2.55	4.44	2.04	1.13	21.54	1.21	6.69	1.23	0.14	3.53	0.05	0.07	23.67	1.42	8.96	2.43	8.88	10.25	1	0.12	0.4	51.33	
06/806	2.67	2.66	3.91	3.72	2.83	1.35	20.21	1.77	3.89	2.31	0.34	20.57	1.42	4.84	1.19	0.1	3.18	0.03	0.05	19.44	0.8	4.96	1.25	4.1	6.18	0.68	0.1	0.22	27.53	
06/1357	1.96	2.68	3.29	3.2	2.18	0.87	16.3	1.07	3.13	1.29	0.77	13.64	1.25	4.03	1.1	0.08	2.71	0.02	0.02	17.34	0.74	4.22	1.05	3.9	4.77	0.57	0.1	0.19	23.78	
06/1400	2.38	2.57	3.62	3.56	2.73	1.42	20.38	2.22	3.59	2.18	1.21	19.88	1.41	4.57	1.24	0.14	3.04	0.02	0.04	18.7	0.91	4.63	1	3.59	5.57	0.62	0.09	0.22	26.1	
06/1705	2.87	2.28	3.2	3.07	2.3	1.18	17.06	1.46	3.76	1.88	1.1	17.02	1.44	4.59	1.27	0.12	3.14	<0.03	0.05	18.69	0.76	5.03	0.69	4.67	6.18	0.55	<0.13	0.2	28.65	
05/1528	1.38	1.42	1.95	1.69	1.01	0.53	9.34	0.97	2.13	1.21	0.73	10.53	0.94	2.86	0.67	0.07	1.92	0.02	0.1	11.16	0.45	2.66	0.56	2.15	3.39	0.34	0.06	0.12	14.16	
05/1727	1.02	1.18	1.72	1.43	0.74	0.53	8.08	0.82	1.7	0.01	0.01	8.49	0.68	1.99	0.49	0.05	1.32	0.01	0.08	7.94	0.28	1.87	0.43	1.53	2.55	0.26	0.05	0.08	10.35	
06/147	0.92	1	1.34	1.09	0.63	0.36	6.31	0.61	1.29	0.61	0.39	6.15	0.45	1.43	0.33	0.03	0.91	0.04	0.05	5.53	0.24	1.33	0.34	1.3	2	0.2	0.03	0.06	8.08	
06/297	1.42	1.11	1.49	1.3	0.79	0.47	7.28	0.68	1.44	0.72	0.46	6.98	0.53	1.84	0.39	0.03	1.09	0.02	0.05	7	0.28	1.83	0.38	1.63	2.33	0.22	0.03	0.09	10.02	
06/399	1.42	1.27	1.65	1.41	0.72	0.4	7.83	0.76	1.51	0.68	0.4	5.82	0.61	1.78	0.46	0.06	1.2	0.05	0.06	7.85	0.29	1.66	0.37	1.34	2.15	0.22	0.04	0.07	8.93	
06/514	1.34	1.59	2	1.77	1.14	0.53	9.12	1.52	2.07	1.03	0.62	5.24	0.73	2	0.47	0.05	1.35	0.02	0.05	4.69	0.36	1.86	0.41	1.6	2.43	0.23	0.05	0.09	7.02	
06/647	0.97	0.56	0.88	0.72	0.4	0.26	4.11	1.39	1.27	0.65	0.39	7.37	0.63	1.25	1.63	0.64	0.07	2.83	0.01	0.04	7.31	0.25	1.33	0.3	1.08	1.49	0.18	0.03	0.06	7.24
06/1068	1.19	1.23	1.48	1.44	0.78	0.47	7.69	0.7	1.37	0.77	0.51	6.36	1.25	1.63	0.64	0.07	2.83	0.01	0.1	9.99	0.53	4.12	0.3	1.48	8.46	0.47	0.05	0.25	19.66	
06/1194	1.23	1.28	1.59	1.33	0.79	0.42	7.68	0.59	1.56	0.78	0.49	7.35	0.69	1.9	0.52	0.04	1.43	0.01	0.02	7.89	0.31	2.18	0.43	1.56	3.11	0.28	0.04	0.11	11.52	
06/1314	1.24	1.46	1.74	1.53	0.91	0.36	8.05	0.6	1.5	0.86	0.4	6.73	0.53	1.65	0.41	0.03	1.12	0.01	0.02	6.8	0.24	1.81	0.49	1.81	2.63	0.25	0.03	0.08	11.01	
06/1410	0.97	1.09	1.5	1.3	0.76	0.43	7.45	0.68	1.56	0.85	0.48	7.54	0.62	1.69	0.44	0.05	1.21	0.01	0.04	7.02	0.27	1.61	0.35	1.21	2.14	0.21	0.03	0.08	8.79	
06/1537	0.76	1.03	1.26	1.09	0.57	0.34	6.24	0.43	1.3	0.48	0.14	5.33	0.47	1.42	0.35	0.03	0.95	0.01	0.01	5.41	0.22	1.39	0.45	1.76	2.06	0.22	0.02	0.06	9.14	
05/1531	1.99	2.86	4.02	3.57	2.11	1.19	19.48	1.53	3.62	2.06	1.18	20.26	1.59	4.8	1.32	0.12	3.33	0.03	0.11	19.76	0.74	4.83	1.04	3.71	5.86	0.63	0.1	0.23	25.57	
05/1749	1.24	1.67	2.42	2.09	1.27	0.77	11.78	1.08	2.48	1.37	0.82	12.25	0.92	2.88	0.72	0.07	1.89	0.02	0.06	11.34	0.47	2.74	0.64	2.26	3.56	0.35	0.08	0.12	14.66	
06/414	1.51	1.81	2.55	2.1	0.97	0.57	11.43	1.08	2.46	1.07	0.8	11.65	0.88	2.79	0.69	0.07	1.82	0.02	0.06	11.48	0.49	2.63	0.65	2.58	3.55	0.38	0.05	0.12	15.71	
06/413	1.63	1.96	2.6	2.33	1.23	0.6	12.5	1.09	2.13	0.91	0.49	9.45	0.75	2.42	0.57	0.06	1.57	0.03	0.06	9.86	0.37	2.32	0.61	2.11	3.37	0.34	0.05	0.11	13.59	
06/522	5.7	2.78	3.52	3.08	1.86	0.83	15.64	1.73	3.09	1.42	0.88	7.12	1.08	3.52	0.87	0.04	2.33	0.02	0.06	7.92	0.65	3.59	0.94	3.3	4.5	0.48	0.07	0.17	13.7	
06/753	2.83	3.55	4.46	4.26	2.87	1.33	23.19	1.73	4.58	2.31	0.01	22.57	1.39	4.38	1.25	0.11	3.28	0.04	0.03	19.13	0.68	4.15	1.09	3.7	5.23	0.58	0.09	0.2	23.44	
06/890	2.45	2.4	3.08	2.72	1.83	0.84	15.68	1.4	3.13	1.5	0.9	14.69	1.16	3.56	0.99	0.09	2.55	0.03	0.06	14.74	0.62	3.65	0.78	2.87	4.54	0.48	0.08	0.17	19.71	
06/1191	2.07	3.5	4.16	3.83	2.69	1.17	21.43	1.2	3.4	1.64	1.05	15.1	1.24	4.34	1.06	0.07	2.81	0.03	0.04	17.64	0.77	4.85	1.43	4.63	6.32	0.62	0.09	0.24	28.48	
06/1310	1.14	1.76	2.16	1.97	1.25	0.47	10.3	0.73	2.33	0.79	0.55	9.62	0.93	2.98	0.9	0.07	2.2	0.02	0.04	12.75	0.49	2.98	0.79	2.85	3.77	0.4	0.06	0.14	17.39	
06/1416	1.6	2.53	3.22	2.95	1.88	0.86	16.01	0.88	3	1.11	0.2	12.48	1.18	4.02	1	0.06	2.77	0.02	0.02	15.47	0.78	4.54	1.75	6.84	5.03	0.58	0.1	0.22	30.87	
06/1540	1.05	1.69	2.14	1.88	1.2	0.54	10.52	0.59	2	0.58	0.18	8.04	0.73	2.88	0.6	0.03	1.8	0.02	0.02	10.54	0.46	3.07	1.16	4.47	3.93	0.42	0.05	0.13	21.7	
07/1164	5.96	1.56	3.48	3.08	1.91	0.81	16	1.43	4.03	1.14	1.04	19.27	1.52	5.04	1.42	0.2	3.4	<0.03	0.05	22.12	0.89	4.44	1.32	5.74	6.07	0.63	0.13	0.27	29.51	
07/1021	1.91	1.61	2.38	2.13	1.32	0.61	11.96	1.19	2.64	1.29	0.8	13.61	0.92	2.5	0.62	0.06	1.57	0.02	0.02	10.91	0.42	2.39	0.61	2.31	3.43	0.35	0.04	0.12	15.34	
07/1028	1.99	1.71	2.75	2.5	1.66	0.71	13.9	1.19	3.15	0.98	0.93	14.57	1.26	3.57	0.92	0.12	2.31	0.03	0.05	16.21	0.61	3.26	0.9	3.43	4.69	0.49	0.07	0.17	21.23	
07/1161	4.8	1.41	2.68	2.31	1.27	0.51	12.37	1.07	3.04	0.74	0.75	12.79	1.18	3.63	0.95	0.16	2.27	0.03	0.07	16.4	0.74	3.32	1	4.08	5.4	0.54	0.09	0.16	23.7	
07/1163	3.95	1.35	1.85	1.59	0.9	0.51	9.21	0.87	2.31	1.08	0.67	11.51	0.86	2.44	0.64	0.04	1.44	<0.01	0.02	10.46	0.43	1.78	0.58	2.37	3.05	0.29	0.05	0.09	13.92	
07/1273	2.28	1.57	2	1.72	0.96	0.5	9.86	0.95	2.6	1.16	0.75	12.4	1.08	3.04	0.79	0.1	1.97	0.02	0.07	12.79	0.45	2.93	0.61	2.39	3.39	0.36	0.06	0.12	15.58	
07/1321	2.52	1.97	3.54	3.23	1.96	0.74	17.11	1.5	3.82	1.07	0.83	16.69	1.38	5.1	1.24	0.22	3.15	0.04	0.06	22.47	1.05	5.34	1.5	6.21	6.91	0.66	0.12	0.24	35.07	
07/1317	2.3	1.68	2.49	2.13	1.38	0.71	11.98	1	2.55	<0.01	0.82	12.82	1.03	3.3	0.81	0.07	2.04	0.02	0.05	13.7	0.57	3.53	0.83	2.95	4.26	0.45	0.08	0.15	19.57	
07/1589	1.53	2.05	3.39	2.96	1.93	0.8	16.6	1.23	3.09	1.31	0.73	14.49	1.14	3.59	0.88	0.07	2.32	0.03	<0.01	14.12	0.7	3.39	0.75	2.55	4.22	0.51	0.07	0.16	19.65	
07/1638	1.18	1.55	2.01	1.71	0.82	0.37	9.54	0.84	1.96	0.81	0.48	9.63	0.61	2.11	0.48	0.05	1.29	<0.01	0.02	8.26	0.46	2.3	0.53	2.07	2.9	0.26	0.05	0.09	12.88	
07/1668	0.96	2.13	2.21	2.03	1.31	0.52	11.8	1.01	2.15	1.05	0.66	10.74	0.72	2.31	0.51	<0.02	1.38	<0.02	0.02	8.47	0.39	2.45	0.64	2.03	3.08	0.32	<0.02	0.11	13.06	
07/1867	2.43	6.06	7.42	6.98	4.65	2.25	40.36	2.57	5.67	4.37	2.72	36.28	1.93	5.71	1.81	0.23	4.24	0.05	0.08	27.74	1.2	5.08	1.08	4.09	5.63	0.73	0.13	0.25	24.71	
07/1714	1.18	1.62	2.57	2.35	1.52	0.81	12.84	1.18	2.61	1.44	0.85	13.78	1.13	3.43	0.83	0.06	2.29	0.03	0.03	13.53	0.64	3.75	0.84	2.8	4.61	0.53	0.08	0.18	20.44	

Konsentrasjoner i slam

NILU-Sample number:	PCB-170	PCB-180	PCB-183	PCB-187	PCB-189	Sum-HepCB	PCB-194	PCB-206	PCB-209	Sum 7 PCB	Sum PCB
05/1684	1.86	3.73	0.76	1.78	0.09	10.58	0.52	0.32	0.07	33.02	108.89
06/509	2.51	6.32	1.32	2.27	0.11	18.83	0.52	0.49	0.07	44.86	141.15
06/806	1.23	3.41	0.58	1.61	0.05	9.77	0.6	0.24	0.08	30.38	98.45
06/1357	1.41	3.52	0.68	1.75	0.06	9.95	0.4	0.17	0.05	25.67	81.63
06/1400	1.3	3.12	0.65	1.58	0.05	9.69	0.45	0.24	0.06	28.15	95.49
06/1705	1.75	3.77	1.44	3.34	<0.15	11.37	0.2	0.3	0.05	29.67	93.33
05/1528	0.65	1.72	0.29	0.72	0.02	4.64	0.27	0.13	0.08	16.63	50.3
05/1727	0.5	1.41	0.24	0.4	0.03	3.72	0.17	0.09	0.04	12.57	38.89
06/147	0.38	1.24	0.23	0.63	0.02	3.54	0.24	0.09	0.03	9.53	29.98
06/297	0.42	1.2	0.29	0.55	0.02	3.45	0.2	0.05	0.02	11.21	35
06/399	0.4	1.16	0.21	0.27	0.02	2.96	0.16	0.05	0.04	11.12	33.64
06/514	0.53	1.42	0.27	0.62	0.01	2.83	0.18	0.14	0.01	13.13	29.23
06/647	0.3	0.75	0.14	0.25	0.01	2.02	0.1	0.04	0.02	8.69	28.21
06/1068	0.91	3.69	0.87	1.43	0.02	8.75	0.47	0.13	0.03	23.59	53.07
06/1194	0.49	1.54	0.25	0.61	0.02	3.98	0.25	0.07	0.04	13.31	38.77
06/1314	0.44	1.42	0.23	0.72	0.02	4.16	0.33	0.07	0.04	11.87	37.19
06/1410	0.44	1.2	0.22	0.53	0.02	3.35	0.19	0.06	0.04	10.9	34.45
06/1537	0.33	1.01	0.19	0.54	0.02	2.7	0.16	0.07	0.04	9.38	29.1
05/1531	1.18	3.42	0.66	1.1	0.07	9.29	0.53	0.21	0.08	29.89	95.19
05/1749	0.65	1.63	0.34	0.56	0.03	4.69	0.2	0.1	0.05	17.6	55.07
06/114	0.69	1.91	0.36	0.93	0.03	5.42	0.21	0.12	0.05	17.71	56.08
06/413	0.7	1.98	0.42	0.51	0.03	5.17	0.37	0.82	0.19	16.39	51.94
06/522	1.06	2.94	0.62	1.49	0.04	6.15	0.06	1.4	0.08	23.47	52.07
06/753	0.87	2.63	0.41	1.24	0.15	7.66	0.53	0.19	0.09	28.72	96.82
06/890	0.92	2.48	0.47	0.91	0.04	6.72	0.36	0.15	0.09	22.99	72.14
06/1191	1.51	4.23	0.8	1.97	0.07	11.99	1.21	3.62	0.94	30.11	100.41
06/1310	0.7	1.96	0.38	0.99	0.02	5.47	0.42	0.46	0.12	18.39	56.54
06/1416	1.14	3.31	0.63	1.71	0.04	9.41	0.3	0.46	0.11	25.89	85.11
06/1540	0.84	2.35	0.45	1.2	0.04	6.71	0.34	0.21	0.08	18.16	58.13
07/1164	1.24	3.1	0.7	1.54	<0.09	8.14	0.38	0.4	0.07	29.57	95.89
07/1021	0.77	2.19	0.49	1.13	<0.02	6.76	0.25	0.16	0.28	17.09	59.27
07/1028	1.01	2.78	0.54	1.31	0.05	8.18	0.3	0.24	0.07	22.52	74.69
07/1161	1.03	3.09	0.66	1.55	<0.04	9.1	0.33	0.2	0.09	23.43	74.99
07/1163	0.65	1.91	0.43	1.12	<0.03	6	0.27	0.16	0.05	14.77	51.59
07/1273	0.7	1.9	0.37	0.92	0.03	5.39	0.27	0.14	0.07	17.82	56.5
07/1321	1.46	3.98	1.25	2.75	0.05	14.69	0.29	0.24	0.04	31.84	106.61
07/1317	0.95	2.45	0.46	1.11	0.04	7.05	0.31	0.13	0.06	20.61	65.62
07/1589	0.56	2.39	0.87	2.02	<0.01	11.66	<0.01	0.11	0.07	22.4	76.71
07/1638	0.65	1.63	0.42	0.98	<0.02	4.98	0.27	0.11	0.02	14.19	45.71
07/1668	0.79	1.84	0.37	0.84	<0.02	4.96	0.26	0.15	0.05	15.43	49.48
07/1867	1.04	3	0.87	1.89	0.07	10.56	0.39	0.31	0.06	36.74	140.4
07/1714	0.82	2.89	0.79	1.83	0.05	9.46	0.3	0.17	0.06	22.15	70.58



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 NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5329-0
-------------------------------	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson SFT Jon Fuglestad	TA-nummer TA-2406/2008
---	------------------------------------	---------------------------

	År 2008	Sidetall 63 s.	SFTs kontraktnummer 5008092
--	------------	-------------------	--------------------------------

Utgiver NIVA Rapport nr. 5594-2008	Prosjektet er finansiert av SFT
--	------------------------------------

Forfatter(e) Eirik Fjeld (NIVA) og Ellen Katrin Enge (NILU)
--

Tittel - norsk og engelsk
Miljøgifter til Mjøsa via renseanlegg, 2005–2007. Oppfølgende undersøkelser i utløpsvann og slam.

Sammendrag – summary
Konsentrasjonen av kvikksølv, bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD, TBBPA), polyklorerte bifenyler (PCB), klorerte parafiner (S/MCCP) og bisfenol A (BPA) er analysert i prøver av utløpsvann og slam fra tre kloakkrenseanlegg i Mjøsregionen. De tre anleggene er lokalisert til Lillehammer, Gjøvik (Rambekk RA) og Hamar (HIAS RA). Provene ble innsamlet i 2007 og resultatene er sammenstilt med tidligere publiserte data fra perioden høsten 2005–2006. Blant de viktigste resultatene fra undersøkelsen kan nevnes: Tilførselen av PBDE av typen som ble benyttet ved Gudbrandalens Uldvarefabrikk fra renseanleggene til Mjøsa er lave og har stabilisert seg i perioden høsten 2005–2007. Konsentrasjonene av PBDE og HBCDD i slam er fortsatt forhøyet ved Lillehammer RA og Rambekk RA sammenliknet med HIAS RA. Midlere daglige tilførsler av kvikksølv til Mjøsa fra renseanleggene er av samme størrelse som tidligere beregnet for høsten 2005 – vinteren 2006, hvor det ble anslått at bidraget fra renseanleggene utgjorde omlag 25% av de samlede tilførslene. Konsentrasjonene av kvikksølv i utløpsvann ved Lillehammer RA var noe høyere enn ved de øvrige anleggene. Tilførselen av PCB var av omlag samme størrelse de som tidligere ble funnet i perioden høsten 2005–2006, med unntak for HIAS RA hvor konsentrasjonsnivået i 2007 var lavere enn i 2006. For SCCP i utløpsvann var det ingen signifikante trender eller forskjeller mellom anleggene, men Rambekk RA hadde de høyeste konsentrasjonene av både SCCP og MCCP i slam.

4 emneord kvikksølv bromerte flammehemmere organiske miljøgifter renseanlegg	4 subject words mercury brominated flame retardants persistent organic pollutants sewage treatment plants
--	---

Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep,

0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no

www.sft.no

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter
overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør,
skog, vassdrag, fjorder og havområder.
Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser
av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om
tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og
påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt.
Programmet skal dekke myndighetenes
informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere
virkningen av iverksatte tiltak for å redusere
forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye
tiltak. SFT er ansvarlig for gjennomføringen av
overvåkingsprogrammet.

TA-2406/2008

ISBN 978-82-577-5329-0