Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa

Tiltaksorientert forundersøkelse

Rapport:	NILU OR 44/2005
TA-nummer:	(TA-2106/2005)
ISBN-nummer	82-425-1690-1
Oppdragsgiver:	Statens forurensningstilsyn
Utførende institusjon:	Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Forfattere:	Knut Breivik, Martin Schlabach, Torunn Berg

Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa

Tiltaksorientert forundersøkelse

Statlig program for forurensningsovervåking

Forord

Denne tiltaksorienterte forundersøkelsen har hatt som formål med formål å belyse hvilke tilførsler som kontrollerer nivåer av utvalgte miljøgifter i Mjøsa. Undersøkelsen har vært ledet av NILU med hjelp fra Eirik Fjeld og Gösta Kjellberg fra NIVA.

Vi ønsker å takke SFT for finansiering av dette prosjektet samt NFR for finansiering av supplerende målinger for PBDE. Vi vil også takke de som har bistått prosjektarbeidet med nyttig informasjon. Dette gjelder særlig Eirik Fjeld og Gösta Kjellberg ved NIVA som har være til uvurderlig hjelp i forhold til prøvetaking i dette prosjektet og datainnsamling fra tidligere studier.

Videre vil vi takke Elin Lundstad (Meteorologisk institutt) for meteorologiske data for Kise, ansatte ved Jordforsk for prøver fra renseanlegg rundt Mjøsa og Sverre Solberg (NILU) for trajektorieberegninger. En takk går også til de som har bistått prøvetakingen, og de ansatte som har vært involvert i dette ved Planteforsk på Kise.

Til slutt vil vi takke Jon L. Fuglestad som har vært saksbehandler for SFT.

Kjeller 14. september 2005.

Martin Schlabach
Prosjektleder NILU

Innhold:

1. Sammendrag ... 3

2. Extended abstract in English ... 5

3. Bakgrunn og formål ... 8

4. Målinger av utvalgte miljøgifter ... 11
4.1 Atmosfæriske nivåer og tilførsler av miljøgifter ... 11
4.1.1 Konsentrasjoner i luft på Kise ... 11
4.1.2 Passiv luftprøvetaking rundt Mjøsa ... 14
4.1.3 Trajektorieberegninger ... 17
4.1.4 Tilførsler av Hg via nedbør ... 25
4.1.5 Sammenfattende vurdering av lokale kontra langtransporterte atmosfæriske forurensninger ... 26
4.2 Nivåer i Mjøsa og tilførsler fra elver ... 31
4.2.1 Nivåer i Mjøsa ... 31
4.2.2 Tilførsler fra elver ... 32
4.2.3 Kvikksølv ... 32
4.3 Direkte tilførsler fra renseanlegg ... 33
4.3.1 PCB og BDE-209 ... 33
4.3.2 Kvikksølv fra renseanlegg ... 34

5. Utvikling og validering av en modell for miljøgifter i Mjøsa ... 36
5.1 Bakgrunn for modellvalg ... 36
5.2 Inngangsdata ... 37
5.2.1 Fysikalsk-kjemiske data og nedbrytningshastigheter ... 37
5.2.2 Lokalitets-spesifikke data ... 38
5.2.3 Tilførsler og utslipp ... 40
5.3 Evaluering av modell mot observasjoner ... 41
5.3.1 Evaluering for PCB ... 42

6. Anvendelse av modellen for PCB ... 46
6.1 Oversiktsbilde for PCB i Mjøsa, 2004 ... 46
6.2 Hypotetisk scenario for fremtidig utvikling ... 47

7. Konklusjoner og oppsummering ... 48
7.1 PCB ... 48
7.2 PBDE ... 50
7.3 Kvikksølv ... 50

8. Referanser ... 51

1. Sammendrag

Høye nivåer av enkelte miljøgifter i Mjøsa har skapt bekymring, og kostholdsråd har blitt innført for å minimere risiko ved konsum av enkelte fiskearter. Denne rapporten beskriver sentrale resultater fra en tiltaksorientert forundersøkelse med formål å belyse hvilke tilførsler som kontrollerer nivåer av utvalgte miljøgifter i Mjøsa. Fokus har særlig vært rettet mot betydningen av atmosfæriske tilførsler, og en evaluering av lokal kontra atmosfærisk langtransport for polyklorerte bifenyler (PCB), polybromerte difenyletere PBDE (BDE-209) og kvikksølv (Hg). En datamodell har også blitt utviklet og evaluert i prosjektet for å undersøke (*i*) om nivåene av PCB i innsjøen kan forklares ut fra dagens kunnskap om eksisterende tilførsler, samt (*ii*) om det er sentrale kunnskapsmangler vedrørende tilførsler og oppførsel av PCB i Mjøsa. Det presiseres at datagrunnlaget for de vurderinger og beregninger som har blitt foretatt gjennomgående er begrenset, og at oppfølgende undersøkelser bør foretas for å bedre kunnskapsgrunnlaget og dermed også beslutningsgrunnlaget.

PCB

Samlet vurdert tilsier resultatene at tilførselsmønsteret for PCB til Mjøsa er sammensatt, og at det kan være betydelige tilførsler av PCB som ennå ikke er identifisert. Resultatene fra dette prosjektet tyder imidlertid på at atmosfæren er en viktig kilde av PCB til Mjøsa, sammenlignet med en første beregning av tilførsler via elver (basert på beregnede konsentrasjon i vann) samt renseanlegg (under normale operasjonsforhold). Nivået av PCB i luft rundt Mjøsa er imidlertid nokså typisk for bakgrunnsbelastningen i Norge, mens episoder med forhøyet belastning primært skyldes langtransport fra områder utenfor Mjøsregionen (Osloregionen og utlandet). Videre tiltak for å redusere utslipp av PCB til luft bør derfor vurderes, sett i sammenheng med nasjonale planer for utfasing av PCB og gjennom videre oppfølging av internasjonale avtaler.

Modellen som har blitt utviklet for å belyse sammenhenger mellom tilførsler og nivåer i innsjøen underestimerer observerte konsentrasjoner av PCB. Resultatene viser et sammensatt bilde der nivåene av PCB i Mjøsa kan forklares ut fra eksisterende og historiske tilførsler. Modellen som tar hensyn til både eksisterende og historiske tilførsler, kan forklare om lag en fjerdedel av de observerte nivåer av ΣPCB_7, basert på vannprøver tatt utenfor Kise. Avviket mellom observerte konsentrasjoner forventes primært å kunne skyldes to forhold; (*i*) Underestimering av tilførsler av PCB til innsjøen. (*ii*) Feil og mangler ved modellen. På grunn sistenevnte forhold (usikkerheter i modellen) kan man derfor ikke anta at de reelle tilførsler er fire ganger høyere enn den beregnede tilførsel på 0.2 kilo ΣPCB_7 for 2004. Resultatene tilsier imidlertid at landbaserte tilførsler av PCB kan være underestimert. Tiltak lokalt bør derfor i første omgang fokusere på å oppnå en forbedret karakterisering av lokale landbaserte tilførsler. Det kan heller ikke utelukkes at kilder i innsjøen (*utlekking av PCB fra belastede sediment, eventuelt PCB-holdig avfall som kan ha havnet i innsjøen*) kan gi et signifikant bidrag til det generelle belastningsnivået i Mjøsa. Sedimentene utgjør uansett et viktig reservoar for PCB. Videre undersøkelser bør derfor forsøke å bedre systemforståelsen for de prosesser som er bestemmende for utveksling av PCB mellom vann og sediment i Mjøsa for å oppnå et bedre estimate på tilførsler som skyldes tidligere tiders utslipp.

PBDE

Atmosfæriske nivåer av PBDE utviser en betydelig variasjon over tid og rundt Mjøsa. Lillehammer utpeker seg som kildeområde til luft rundt Mjøsa for sentrale enkeltforbindelser som inngår i den tekniske blandingen penta-BDE. Nivåene i luft av fire utvalgte enkeltforbindelser ($\Sigma PBDE_4$ = BDE-28, 47, 99, 100) var over en periode over flere måneder høsten 2004 ca. 14 ganger høyere enn gjennomsnittet for de andre stasjonene rundt Mjøsa. Kilden(e) til utslippet av $\Sigma PBDE_4$ i Lillehammer kan imidlertid ikke identifiseres på bakgrunn av eksisterende data, og man vet heller ikke hvilken innvirkning den forhøyede atmosfæriske belastningen har på nivåer av PBDE i innsjøen. De forhøyede nivåer av $\Sigma PBDE_4$ synes over tid å være begrenset til Lillehammer-regionen, noe som tilsier at utslippene i Lillehammerregionen *generelt* har et begrenset potensiale for spredning til sørlige deler av Mjøsa. Basert på luftmålinger på Kise av $\Sigma PBDE_5$ (BDE-28, 47, 99, 100 og 153), så synes $\Sigma PBDE_5$ i større grad enn PCB å være kontrollert av transportepisoder med forhøyede nivåer. Resultatene tilsier at episodene for $\Sigma PBDE_5$ på Kise skyldes både lokal atmosfærisk transport fra Lillehammer-regionen og langtransport (Storbritannia), mens forhøyede nivåer av BDE-209 (deka-BDE) primært ser ut til å skyldes langtransport (Storbritannia). Resultatene fra Kise dokumenterer forøvrig at det generelle atmosfæriske belastningsnivået for BDE-209 ved Kise nå er på samme nivå som $\Sigma PBDE_5$.

Kvikksølv

Prosjektet har vurdert atmosfærsike tilførsler av kvikksølv (Hg) til Mjøsregionen på basis av innsamlede nedbørsprøver fra september 2004 til begynnelsen av juni 2005 og resultater fra tidligere undersøkelser. Resultatene tilsier at tilførsler av Hg fra atmosfærisk langtransport er største kilde. Det kan imidlertid ikke utelukkes at det er lokale kilder som påvirker luftkvaliteten lokalt. Tilførselen av kvikksølv til Mjøsa gjennom nedbør er estimert til å være 2 kg. Et indikativt estimat for kvikksølv fra renseanlegg er beregnet til å være i området 0.15-3 kg. Det er behov for ytterligere og mer omfattende undersøkelser for å forbedre de foreløpige estimat for tilførsler av kvikksølv til Mjøsa.

For å få et bedre beregninger til bruk i modeller anbefales det å måle totalkvikksølv og metylkvikksølv i nedbør over minimum et år. For å kunne studere atmosfærisk langtransport bedre anbefales det å måle med kvikksølvmonitor for å få bedre oppløsning på dataene. Det store usikkerhetsnivået på prøver fra renseanlegg tilsier at det må tas mange prøver og at både prøvetaking og analyser må kvalitetssikres bedre.

2. Extended abstract in English

Lake Mjøsa is the largest lake in Norway, with a surface area of 365 km^2. High levels of some contaminants in fish have caused public attention and concerns, and health authorities recommend that the consumption of certain species should be restricted. This report describes key results from an initial survey aimed at identifying and quantifying the sources that controls levels of selected contaminants in lake Mjøsa. An important objective has been to evaluate the relative significance of the atmospheric pathway, including an assessment of local versus long-range atmospheric transport for selected PCBs (polychlorinated biphenyls), PBDEs (polybrominated diphenyl ethers) as well as Hg (mercury).
A multimedia fate model has additionally been developed and evaluated as part of the project to evaluate (*i*) if the levels of PCBs in the lake can be explained by the current understanding of existing sources, as well as (*ii*) if there are significant knowledge gaps related to the sources, pathways and environmental fate of PCBs in lake Mjøsa. It is emphasised that the empirical data presented and discussed are still limited. Further research and complementary surveys are therefore recommended to improve current knowledge in order to provide decision makers with a sound basis for further development of sensible control strategies.

PCBs

Overall, the results suggest a fairly complex source contribution of PCBs to lake Mjøsa, and that significant fluxes of PCBs may yet to be identified. The results of this project furthermore suggest that the atmosphere is a key source of PCBs to lake Mjøsa, in comparison to initial estimates of the amounts discharged by rivers as well as sewage treatment plants (STPs).

Still, the atmospheric burden of PCBs around the lake is fairly typical for remote levels in Norway. Elevated levels of PCBs in air as measured in the vicinity of the lake (Kise), coincide with transport episodes from potential source regions outside the lake region. The Oslo area, Great Britain and Eastern Europe / Russia are suggested to be key contributors to the elevated levels that were recorded during the monitoring campaign that was carried out between September 2004 and January 2005. A campaign was also carried out deploying a limited number of passive air samplers to evaluate spatial patterns in air in order to assess potential local source regions. The atmospheric levels were slightly higher in two of the larger towns (Hamar and Gjøvik) as compared to the other stations around the lake. In comparison, the levels of PCBs in Oslo were found to be ten to fifty times higher as compared to the typical atmospheric burden around lake Mjøsa.

The model that has been developed to derive source-receptor relationships for the lake clearly underestimates observed levels of PCBs, whilst the congeneric patterns seem to be satisfactorily reproduced (in lake water and sediments). The results indicate a complex picture whereby the environmental levels in the lake can be explained by both historical and current inputs. Deviations between predicted and observed concentrations are attributed to two key causes: (*i*) the true fluxes of PCBs to the lake may be underestimated (*ii*) errors in the model (i.e. an underestimate of the relative importance of sediment leaching). Regrettably, it is virtually impossible to assess the relative importance of the two, based on the current empirical knowledge. Still, the overall results indicate that the current understanding of landbased sources of PCBs to the lake is limited and probably underestimated. Occasional floods and heavy rainfalls may cause pulses of untreated discharges bypassing the STPs, and

are expected to cause elevated inputs of PCBs to the lake during such events. Particle-mediated transport of PCBs along river bottoms is an additional source that is yet to be accurately described.

Still, the results provide useful information for identifying key knowledge gaps, but uncertainties in existing knowledge currently mitigate the potential for identifying reliable and sensible control strategies. The atmosphere is identified as a key pathway of PCBs to the lake, and elevated levels coincide with transport events from urban areas in Norway (Oslo) and from abroad. Further efforts to reduce primary atmospheric emissions of PCBs (nationally and internationally) may therefore contribute to reduce the environmental levels and exposure in vulnerable ecosystems, such as Mjøsa. Before reliable source reduction measures can be prioritised and assessed locally, an improved characterisation of the non-atmospheric inputs (i.e. local discharges) is strongly recommended. Specifically, an improved understanding of the relative significance of current sources on land versus sources in the lake (e.g. leaching from surface sediments contaminated in the past) is urgently needed. Sediments neverthelss constitute an important reservoir for these compounds. It is recommended that possible follow-up studies should include further investigations that seek to improve the quantitative understanding of exchange processes occurring between water and sediments, in order to obtain a better grip on the relative importance of current sources and sediment leaching (the latter due to contamination in the past). Finally, it cannot be excluded that contaminated material containing PCBs may have been dumped in the lake in the past, causing a significant contribution to current environmental levels. Potential investigations should anyhow address the lake as a whole as restrictions on fish consumption are in effect for the entire lake ecosystem.

PBDEs

In comparison to the PCBs, the PBDEs exhibit a greater spatial and temporal variability. The town of Lillehammer is identified as a local atmospheric source region for key congeners that were included in the technical mixture “penta-BDE”, experiencing even higher levels than the city centre of Oslo. The long-term atmospheric burden as derived from passive samplers still generally suggests a limited potential for atmospheric distribution from Lillehammer to other areas around the lake. Based on hi-volume air measurements at Kise, it is found that that $\Sigma PBDE_5$ (BDE-28, 47, 99, 100 and 153) exhibit a significant temporal variability. A trajectory-based analysis of samples experiencing elevated levels of $\Sigma PBDE_5$, indicate both episodes of local transport (presumably from Lillehammer) as well as long-range atmospheric transport (presumably from Great Britain). An interesting observation is that the average atmospheric concentrations of $\Sigma PBDE_5$ is now equal to BDE-209, even though BDE-209 is assumed to have a fairly limited potential for atmospheric transport in comparison to other PBDE congeners. The results for BDE-209 finally indicate that Great Britain may occasionally be a source region for BDE-209 to the atmospheric environment of lake Mjøsa.

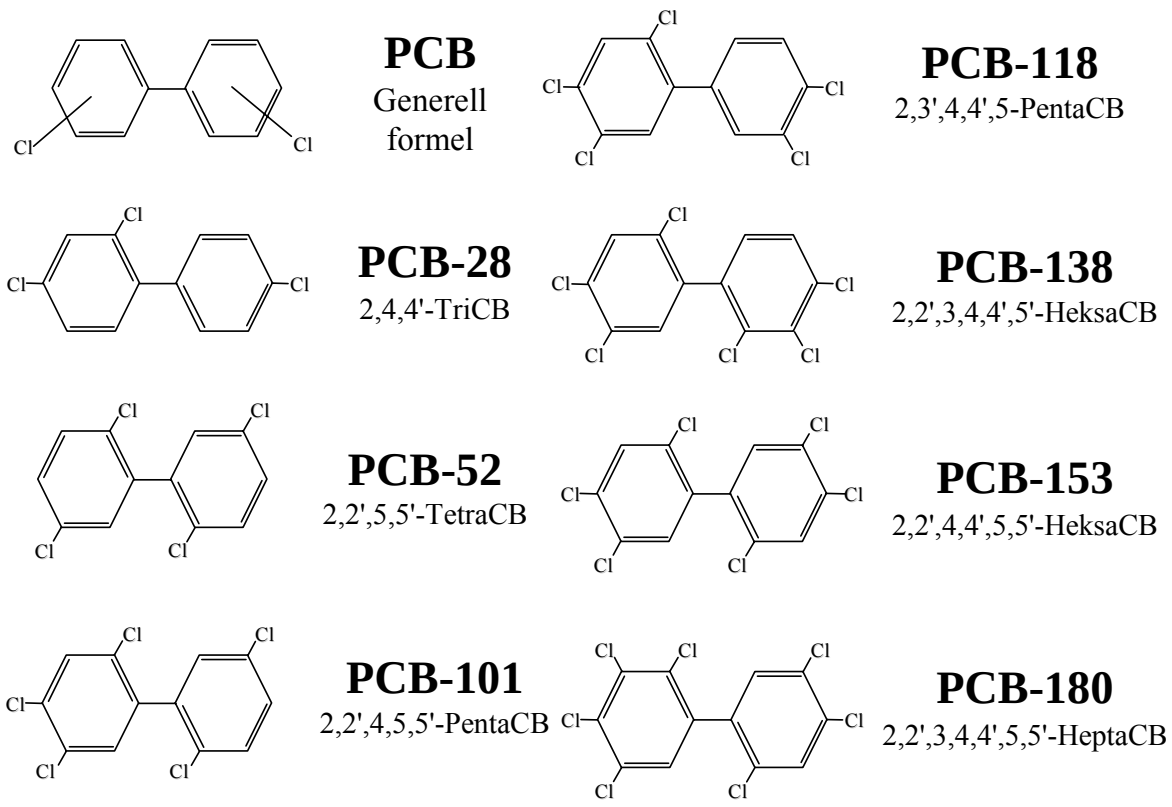
Hg

Atmospheric deposition of mercury to Lake Mjøsa has been studied on basis of precipitation samples collected during September 2004-May 2005 and on basis of previous studies. The results indicate that atmospheric long-range transport is the major source. The input to Lake Mjøsa from this source has been estimated to be 2 kg. However, sewage treatment plants

(STPs) seems also to be a significant source of mercury and an indicative number of the input to Mjøsa from these could be about 0.15-3 kg. National emission data in addition to data from moss surveys indicate that emission sources of mercury to air seems to be of limited significance in this region.

3. Bakgrunn og formål

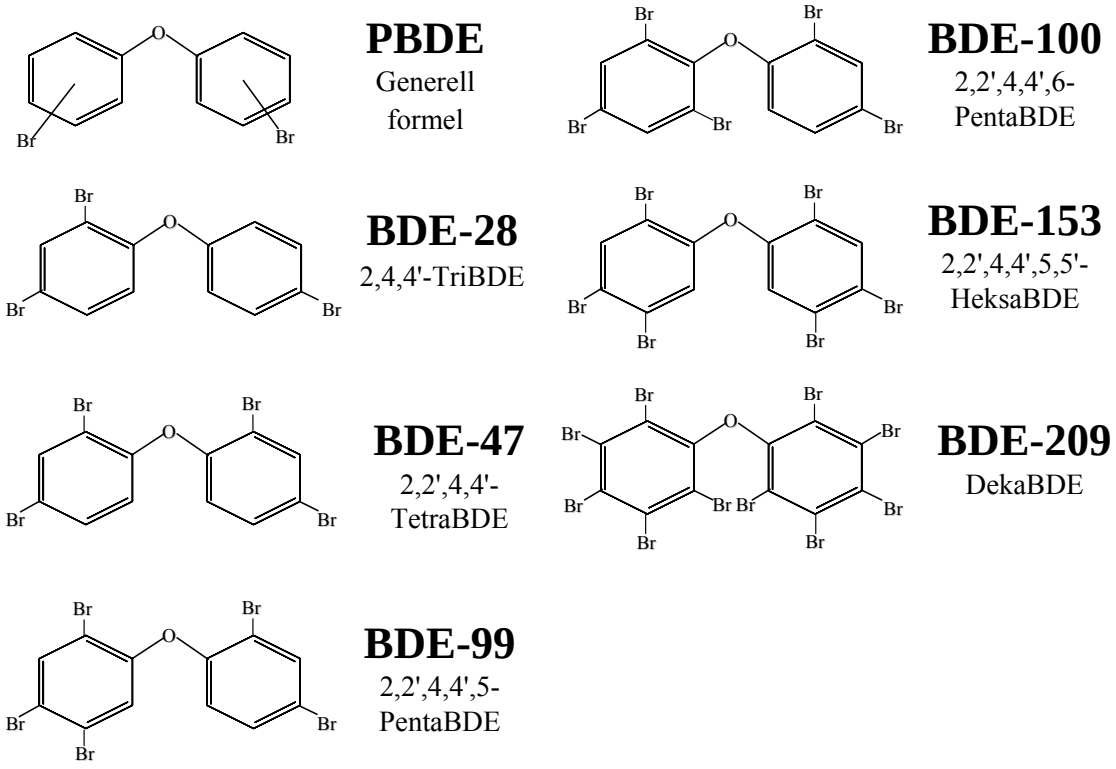
Mjøsa er Norges største innsjø med et overflateareal på 365 km^2, og om lag 200.000 personer bor innenfor Mjøsas nedbørsfelt. Av disse bor om lag 150 000 i byene Hamar, Lillehammer og Gjøvik og i større og mindre tettsteder. Tidligere forurensning av Mjøsa på 1960 og 1970 tallet medførte betydelige endringer i innsjøen, med blant annet hyppige algeoppblomstringer. Tiltak gjennomført som del av Mjøsaksjonen på 1980 og 1990 tallet har imidlertid gitt resultat og medført at vannkvaliteten har blitt betydelig forbedret. I de senere år har man i økende grad blitt oppmerksom på en del problemstoffer (miljøgifter) som har skapt ny bekymring (Fjeld et al. 2004), og kostholdsråd har blitt innført for å minimere risiko ved konsum av enkelte fiskearter. Evaluering av fornuftige kontrollstrategier for å redusere miljøbelastningen krever imidlertid at man har en forståelse for kvantitative sammenhenger mellom tilførsler og nivåer av miljøgifter i Mjøsa (kilde-reseptorforhold). Denne rapporten beskriver sentrale resultater fra en tiltaksorientert forundersøkelse som har hatt som formål å belyse hvilke tilførsler som kontrollerer nivåer av utvalgte miljøgifter i innsjøen. Prosjektet har fokusert på tre av disse miljøgiftene. Disse er polyklorerte bifenyler (PCB), polybromerte difenyletere PBDE (BDE-209) og kvikksølv (Hg). Strukturformlene for PCB og PBDE er gitt i Figur 1 og Figur 2.



Figur 1. Strukturformel for PCB og syv sentrale enkeltforbindelser (kongenere) som blir diskutert i denne rapporten.

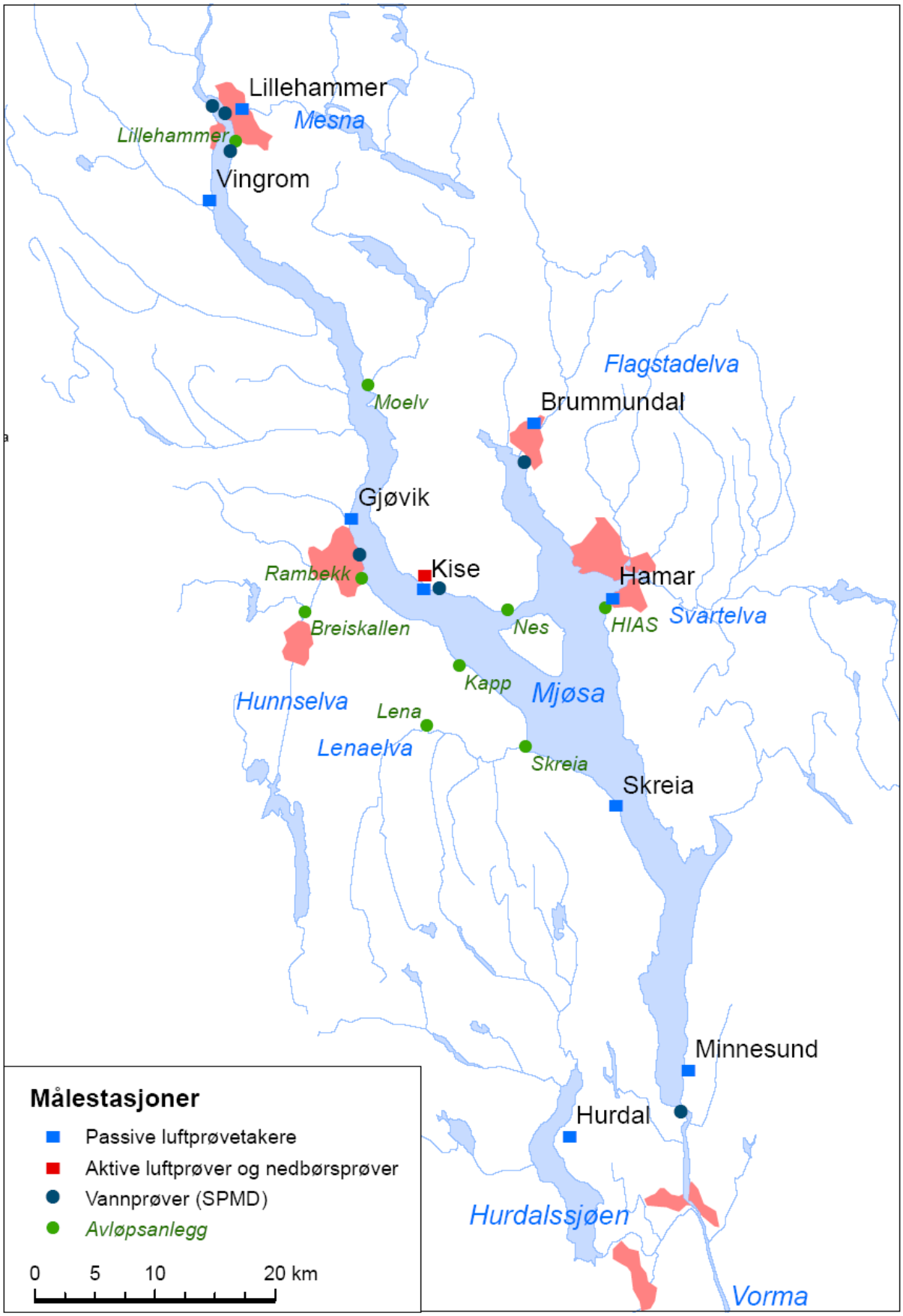
Mens kvikksølv er et grunnstoff med både antropogene og naturlige utslippskilder, så er PCB og PBDE industrielle organiske kjemiske stoffer som har blitt produsert og anvendt i store mengder på grunn av sine gode materialegenskaper (Breivik et al. 2004a). Mindre mengder PCB kan videre dannes gjennom ulike forbrenningsprosesser (Brown et al. 1995). Fra et

miljømessig synspunkt har PCB og PBDE skapt en generell bekymring fordi de er (*i*) toksiske (*ii*) persistente (med lang levetid i mijøet) (*iii*) bioakkumulerbare (at de dermed oppnår høyere konsentrasjoner i levende organismer enn i det ytre miljø) samt (*iv*) halv-flyktige (og dermed kan transporteres over lengre avstander i miljøet).



Figur 2. Strukturformel for PBDE og seks sentrale enkeltforbindelser (kongenere) som blir diskutert i denne rapporten.

De fleste organiske miljøgifter oppnår svært lave konsentrasjoner i luft. Likevel kan atmosfæren utgjøre en betydelig transportvei for miljøgifter til akvatisk (og terrestrisk) miljø, der videre opptak i næringskjeden kan medføre forhøyede nivåer som gir grunnlag for bekymring. Av denne grunn har prosjektet foretatt nye målinger av miljøgifter i luft og nedbør for å bedre forståelse for hvilken innvirking atmosfæren har på nivåer av utvalgte miljøgifter i innsjøen. Prosjektet har særlig hatt som formål å belyse om de atmosfæriske tilførsler skyldes langtransport, og/eller forhøyede belastningsnivåer lokalt. Fokus i kapittel 3 er særlig rettet mot betydningen av atmosfæriske tilførsler, og en evaluering av lokal kontra atmosfærisk langtransport for PCB, PBDE (BDE-209) og kvikksølv. Prosjektet har også foretatt nye målinger av utvalgte miljøgifter i elver og i innsjøen i samarbeid med NIVA og analysert utvalgte prøver fra renseanlegg i samarbeid med Jordforsk (Snilsberg et al. 2005).
En modell har også blitt utviklet og evaluert i prosjektet (kapittel 5) for å undersøke (*i*) om nivåene av PCB i innsjøen kan forklares ut fra dagens kunnskap om eksisterende tilførsler, samt (*ii*) om det er sentrale kunnskapsmangler vedrørende tilførsler og oppførsel av PCB i Mjøsa. Det fremgår av rapporten at datagrunnlaget for de vurderinger og beregninger som har blitt foretatt gjennomgående er begrenset, og at ytterligere undersøkelser bør foretas for å bedre kunnskaps- og beslutningsgrunnlaget. Dette for å sikre at eventuelle kontrolltiltak gir den forventede miljøgevinst. Kritiske kunnskapsmangler og sentrale usikkerheter er derfor forsøkt identifisert og diskutert i rapporten.



Figur 3. Lokaliteter i Mjøsregionen der nye prøver har blitt innsamlet og analysert i prosjektet (se rapport for diskusjon av resultater). (Kart: SFT)

4. Målinger av utvalgte miljøgifter

4.1 Atmosfæriske nivåer og tilførsler av miljøgifter

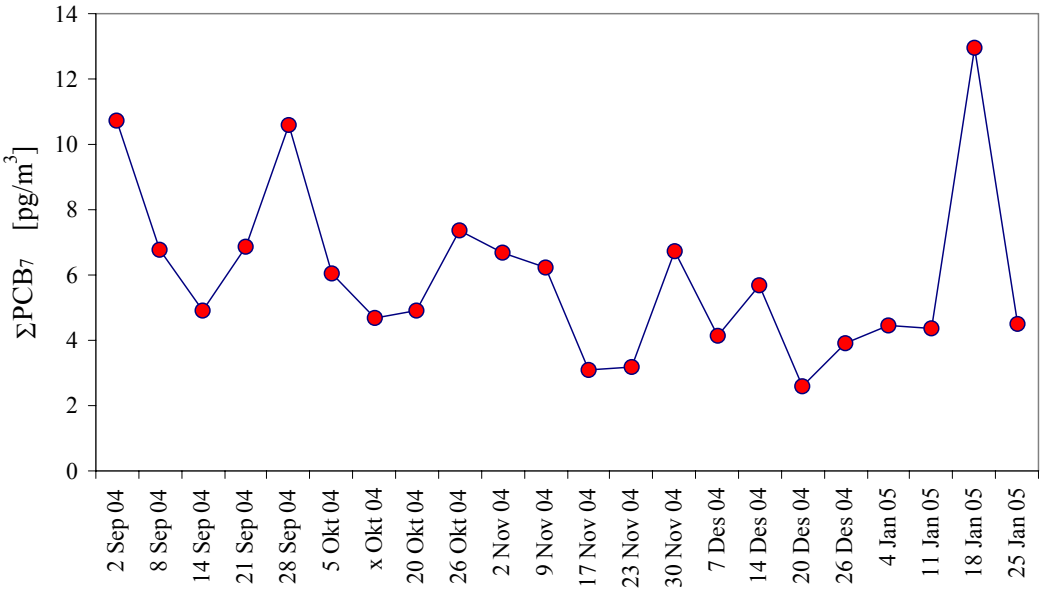
4.1.1 Konsentrasjoner i luft på Kise

4.1.1.1 Prøvetaking og metodikk

En aktiv luftprøvetaker for måling av organiske miljøgifter i luft ble utplassert ved Planteforsk på Kise, høsten 2004. Stasjonen ble opprettet etter konsultasjon med meteorologisk ekspertise med hensyn til representativitet for Mjøsa sett under ett. En slik aktiv luftprøvetaker består av en pumpe der luft passerer et filter og deretter en adsorbent. Filteret vil i hovedsak fange opp organiske miljøgifter som er bundet til partikler i luften, mens adsorbenten i hovedsak fanger opp miljøgifter i gassform. I alt 22 prøver ble innsamlet og senere analysert ved NILUs laboratorium på Kjeller. Hver av disse prøvene representerer gjennomsnittet av konsentrasjonsnivået i luft over en periode på 2 døgn. Dato angir startdato for prøvetakingen.

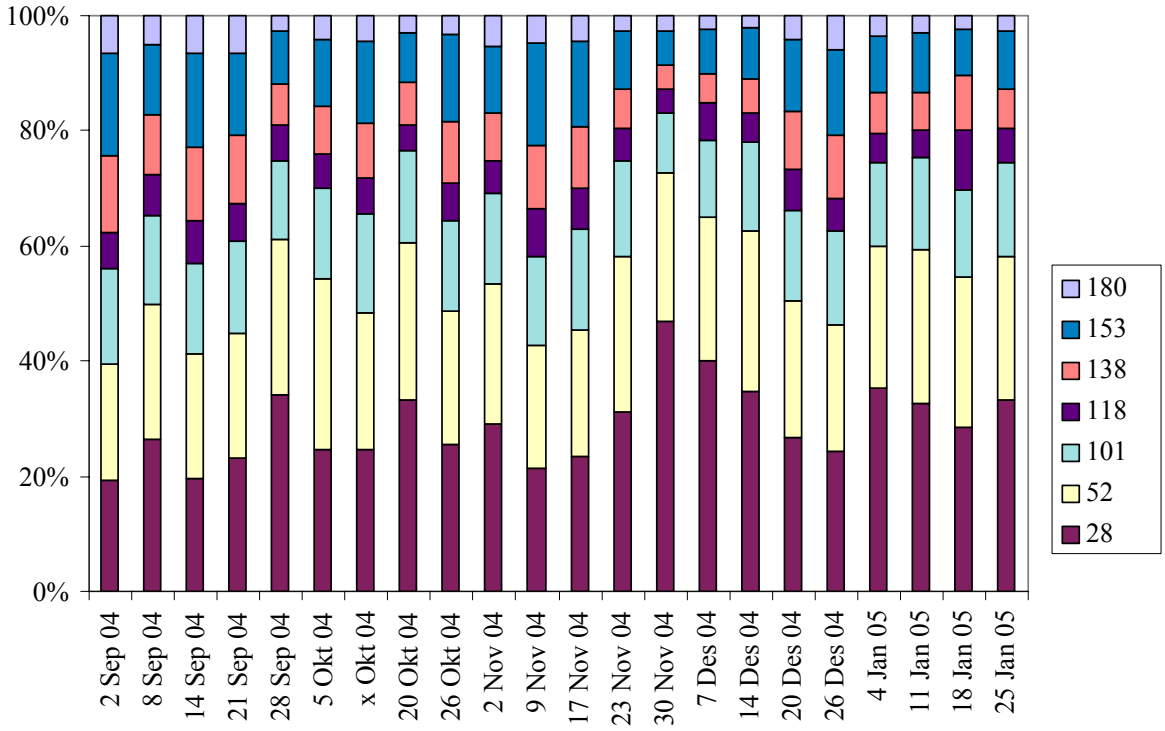
4.1.1.2 Resultater for PCB

Resultater for ΣPCB_7 er vist i Figur 4. ΣPCB_7 er gitt ved summen av enkeltforbindelsene PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Den relative fordeling av enkeltforbindelsene i hver prøve er gitt i Figur 5. Som det fremgår av Figur 4, så varierer konsentrasjonen av PCB i luft noe i perioden. Det synes å være en generell nedgang fra oppstarten tidlig i september 2004, fram mot årsskiftet. Dette skyldes trolig avtakende temperatur mot vinteren, da det er kjent at konsentrasjoner av PCB i luft gjerne varierer i takt med temperatursvingninger (Wania et al. 1998; Haugen et al. 1999), noe som forklares ut fra økt avdampning av PCB fra overflater i kontakt med luft ved økte temperaturer (Wania et al. 1998; Breivik et al. 2004a). Til sammenligning kan det nevnes at gjennomsnittskonsentrasjonen for ΣPCB_7 på Lista (basert på ukentlige prøver innsamlet over fire år) var en faktor 1.4 ganger høyere enn gjennomsnitt for prøver som ble innsamlet i månedene september t.o.m. januar (Haugen et al. 1999). Det er med andre ord forventet at gjennomsnittskonsentrasjonen av ΣPCB_7 for prøvene fra Kise ligger under hva man ville ha observert, dersom man hadde samlet inn prøver over et helt år.



Figur 4. Konsentrasjoner av ΣPCB$_7$ i luft på Kise i pg/m3. Data fra september 2004 til januar 2005.

Gjennomsnittet for ΣPCB$_7$ perioden ligger på 6.0 pg/m^3. Høyeste verdi ble målt den 18. januar, 2005 (13.0 pg/m^3), mens laveste verdi ble målt 20. desember 2004 (2.6 pg/m^3). Prøvene som viste høyere konsentrasjoner av PCB er diskutert i mer detalj i kapittel 4.1.3.

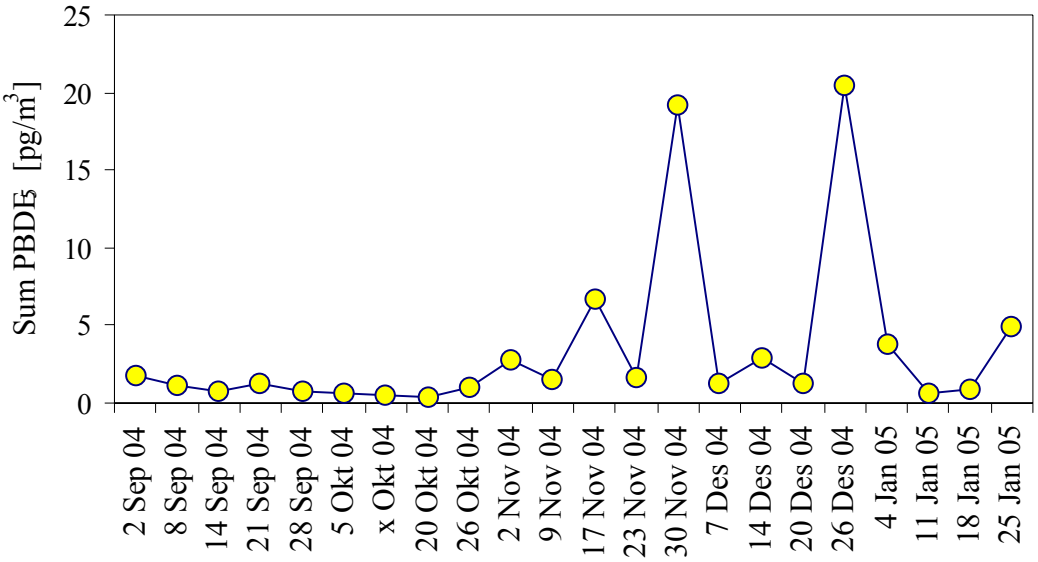


Figur 5. Relativ fordeling av ulike PCB-forbindelser i luftprøvene fra Kise (%)[1].

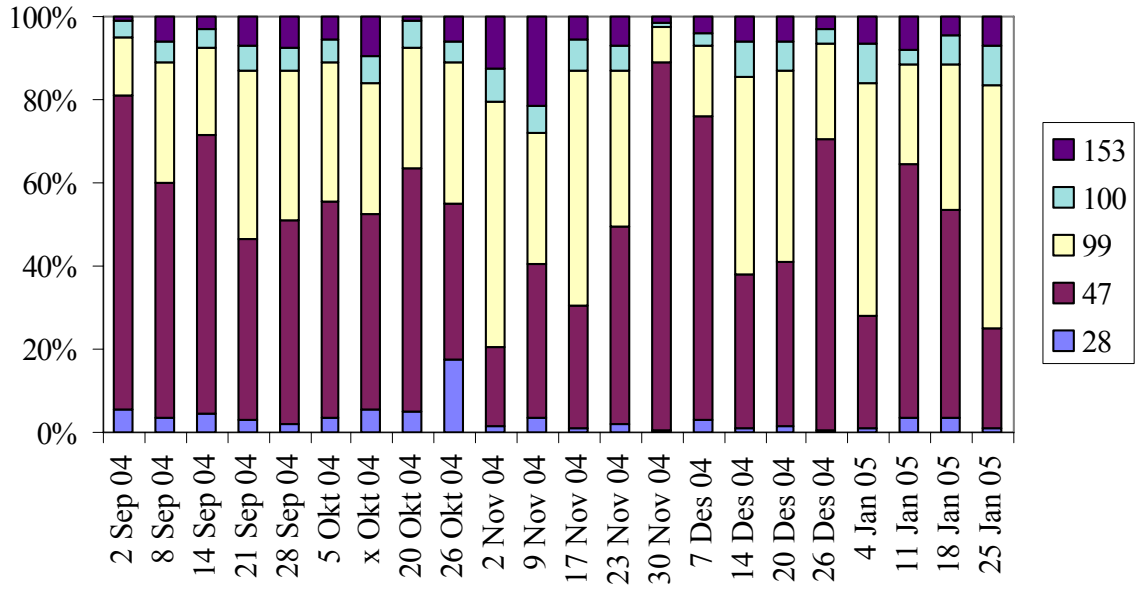
[1] Eksakt dato for en prøve fra oktober mangler.

4.1.1.3 Resultater for $\Sigma PBDE_5$

Resultater for $\Sigma PBDE_5$ i luft fra Kise er vist i Figur 6. $\Sigma PBDE_5$ utgjør her summen av enkeltforbindelsene BDE-28, 47, 99, 100 og 153. Den relative fordeling av disse er gitt i Figur 7. $\Sigma PBDE_5$ synes i større grad enn ΣPCB_7 å være kontrollert av episoder med forhøyede nivåer. Mens ΣPCB_7 varierer med en faktor 6, så varierer $\Sigma PBDE_5$ med en faktor på vel 50. Gjennomsnittet for $\Sigma PBDE_5$ ligger på 3.5 pg/m^3 i perioden, mens maksimum (20.5 pg/m^3) og minimum (0.4 pg/m^3) ble målt henholdsvis den 26. desember og den 20. oktober (i 2004).



Figur 6. Konsentrasjoner av $\Sigma PBDE_5$ i luft på Kise i pg/m^3. Data fra september 2004 til januar 2005.

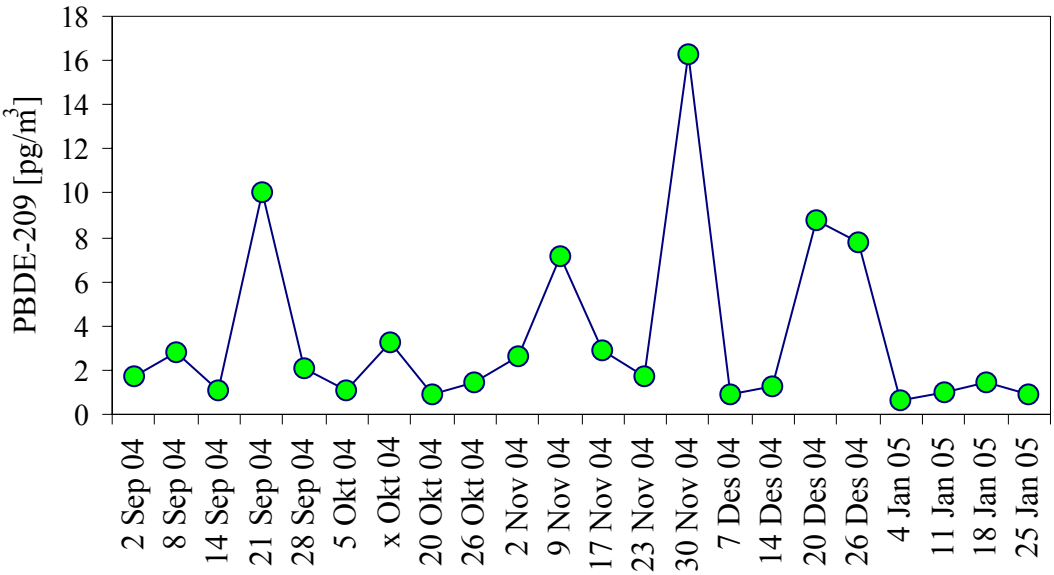


Figur 7. Relativ fordeling av ulike BDE-forbindelser i luftprøvene fra Kise (%)[2].

[2] Eksakt dato for en prøve fra oktober mangler.

4.1.1.4 Resultater for BDE-209

I dette prosjektet har man særlig ønsket å se nærmere på BDE-209. Resultater for denne enkeltforbindelsen er gitt i Figur 8.



Figur 8. Konsentrasjon av BDE-209 i luft på Kise i pg/m^3. Data fra september 2004 til januar 2005.

BDE-209 varierer med en faktor 24, altså mer enn ΣPCB_7 men mindre enn $\Sigma PBDE_5$. Gjennomsnittet for BDE-209 ligger på 3.5 pg/m^3 for hele perioden, noe som er likt gjennomsnittet for $\Sigma PBDE_5$. Høyeste konsentrasjon av BDE-209 ble målt 30. november 2004 (16.3 pg/m^3) mens laveste konsentrasjon ble målt 4. januar 2005 (0.7 pg/m^3). Prøvene som viste høyere konsentrasjoner av $\Sigma PBDE_5$ og BDE-209 er diskutert i kapittel 4.1.3.

4.1.2 Passiv luftprøvetaking rundt Mjøsa

4.1.2.1 Prøvetaking og metodikk

En passiv luftprøvetaker gir et mål for belastingsnivået i luft integrert over en lengre tidsperiode (uker til år). Flere ulike passive prøvetakere har blitt beskrevet i litteraturen (Ockenden et al., 2001; Shoeib & Harner, 2002; Wania et al., 2003). Felles for disse er at de inneholder et prøvetakningsmateriale som har en betydelig affinitet og kapasitet for organiske miljøgifter i luft, og at det er nødvendig å karakterisere opptakshastigheten for prøvetakeren. Vi har valgt en prøvetaker som benytter polyuretanskum (PUF) som prøvetakningsmateriale, og som har blitt testet og evaluert i flere studier (se f.eks. Shoeib & Harner, 2002; Jaward et al., 2004). Denne prøvetar et luftvolum på et par kubikkmeter luft per dag (Jaward et al., 2004). For miljøgifter som forekommer både på partikulær form og i gassfase, er det kjent at de passive prøvetakere i hovedsak fanger opp den gassformige fraksjonen (Harner et al., 2004). De høybromerte BDE-forbindelsene er sterkt bundet til partikler i luft i atmosfæren (Wania & Dugani, 2003), og egner seg derfor ikke for studier ved hjalp av passive prøvetakere.

Det primære mål med bruk av flere passive luftprøvetakere i dette prosjektet har vært å kartlegge romlig variasjon av utvalgte miljøgifter i luft rundt Mjøsa. En betydelig romlig variasjon vil indikere at det er variasjoner i utslipp av miljøgifter til luft rundt Mjøsa, mens en ubetydelig romlig variasjon gir en pekepinn om at belastningsnivået skyldes atmosfærisk langtransport, eventuelt gode blandingsforhold i atmosfæren. Passive prøvetakere var utplassert fra 23 september 2004 til 14/15 desember 2004. Ti stasjoner ble valgt ut, hvorav åtte var lokalisert i umiddelbar nærhet av Mjøsa (Tabell 1 og Figur 3). To stasjoner ble valgt for å vurdere hvordan det generelle belastningen rundt Mjøsa kan sammenlignes med en antatt sterkt belastet lokalitet (Majorstua i Oslo) og et antatt bakgrunnsområde i regionen (Hurdal). For stasjonene rundt Mjøsa, valgte vi ut potensielle kildeområder (byer og tettsteder; stasjon 5,7,8,10) og antatte stasjoner som kunne reflektere det generelle belastningsnivå (stasjon 3,4,6,9). Stasjon 6 (Kise) utgjør videre en referanse mot den aktive målestasjonen som var etablert på Kise (se 1.1.1) for å kunne evaluere antakelsen om representativ lokalisering av denne.

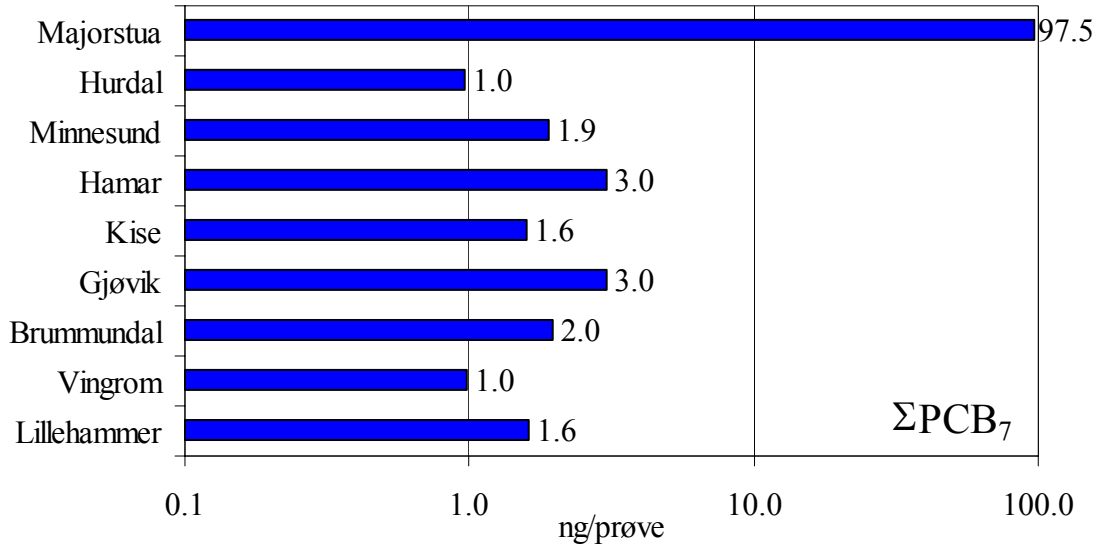
Tabell 1. Stasjonsnummer, navn og koordinater for passive luftprøvetakere utplassert i perioden fra 23 september til14/15 desember 2004 (sortert fra sør mot nord). Se også Fig. 3.

Nummer	Stasjonsnavn	Lengdegrad	Breddegrad
1	Majorstua (Oslo)	59° 56’ N	10° 44’ Ø
2	Hurdal	60° 22’ N	11° 04’ Ø
3	Minnesund	60° 26’ N	11° 14’ Ø
4	Skreia [A)]	60° 37’ N	11° 07’ Ø
5	Hamar	60° 46’ N	11° 05’ Ø
6	Kise	60° 46’ N	10° 48’ Ø
7	Gjøvik [B)]	60° 49’ N	10° 41’ Ø
8	Brummundal	60° 54’ N	10° 57’ Ø
9	Vingrom	61° 03’ N	10° 26’ Ø
10	Lillehammer [B)]	61° 07’ N	10° 28’ Ø

A) Prøven gikk dessverre tapt etter at snauhogst ble foretatt i prøvetakningsperioden. B) Disse prøvetakerne hadde redusert spalteåpning ved innsamling, sammenlignet med da de ble utplassert. Dette kan ha redusert opptakshastigheten (mulig underestimering av nivå).

4.1.2.2 Resultater for PCB

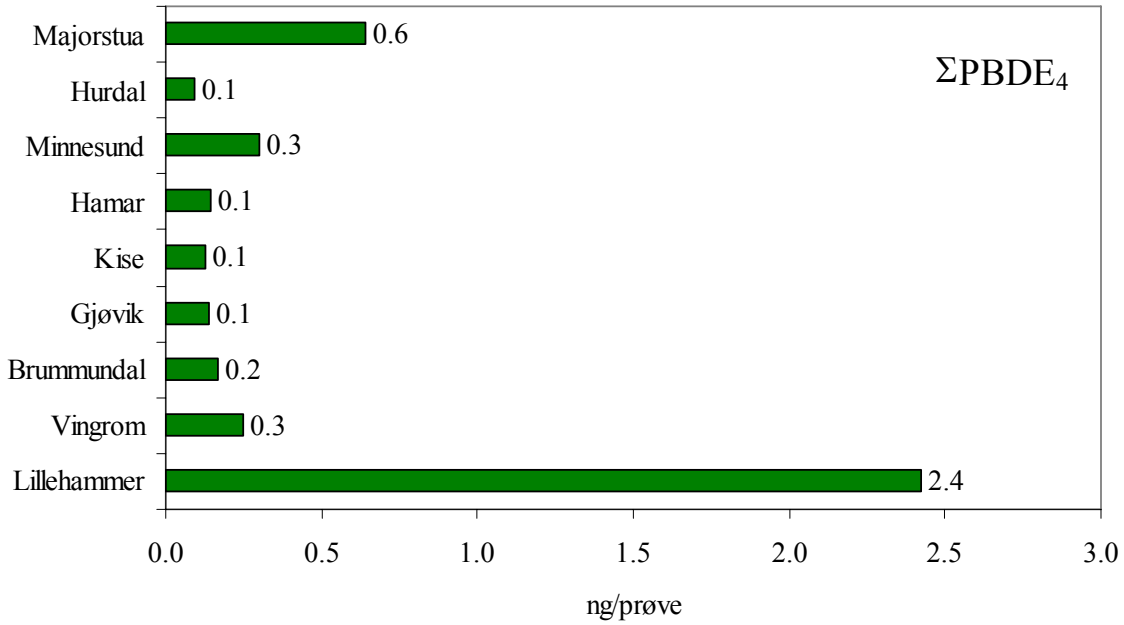
Resultatene fra kampanjen er vist i Figur 9. Resultatene viser et betydelig høyere belastningsnivå for PCB i Oslo, sammenlignet med prøvene fra Mjøs-regionen. For stasjonene rundt Mjøsa varierer konsentrasjonen av PCB med en faktor 3, mens forskjellen mellom Oslo og gjennomsnittet for Mjøs-regionen er på en faktor ~50. Dette er ikke overraskende, ettersom britiske forskere har påvist at nivåene av PCB i luft er ti til hundre ganger høyere i urbane områder av Europa, sammenlignet med nivåene i mer avsidesliggende strøk. Dette tolkes som entydig bevis på at tett befolkede områder fremdeles er aktive kildeområder av PCB til luft (Jaward et al. 2004). Selv om dette datamaterialet er begrenset, så er det lite som tyder på at de utvalgte områder rundt Mjøsa skulle være betydelige kilder for utslipp av PCB til luft, sammenlignet med Oslo. Likevel, for Mjøsa sett under ett, så tyder resultatene at belastningsnivået er noe høyere i byområdene Hamar og Gjøvik enn hva man finner på de andre stedene. De laveste konsentrasjoner av PCB i luft for Mjøs-regionen finner man i Hurdal og på Vingrom, mens de høyeste konsentrasjoner finner man i tilknytning til byene Hamar og Gjøvik. For de fire siste stasjonene (Lillehammer, Brummundal, Kise og Minnesund) ligger nivåene mellom 1.5 og 2 ng ΣPCB_7/prøve, mens gjennomsnittet for stasjonene rundt Mjøsa (Hurdal inkludert) er 1.9 ng ΣPCB_7/prøve.



Figur 9. Konsentrasjoner av syv utvalgte PCB-forbindelser (ΣPCB_7) i luft, bestemt ved hjelp av passive prøvetakere (ng/prøve, logaritmisk skala)

4.1.2.3 Resultater for $\Sigma PBDE_4$

For PBDE, er resultatene i Figur 10 begrenset til summen av fire enkeltforbindelser (BDE-28, 47, 99, 100), da BDE-153 og BDE-209 generelt er sterkt bundet til partikler i luft til å kunne evalueres ved hjelp av passive prøvetakere. Høyeste nivå av $\Sigma PBDE_4$ ble målt på Lillehammer (2.4 ng/prøve), mens laveste nivå ble målt i Hurdal (0.09 ng/prøve).



Figur 10. Konsentrasjoner av fire utvalgte BDE-forbindelser ($\Sigma PBDE_4$) i luft, bestemt ved hjelp av passive prøvetakere (ng/prøve).

Forholdet mellom maksimum og minimum er dermed en faktor 25, noe som indikerer betydelig romlig variasjon i det generelle belastningsnivå. I motsetning til ΣPCB_7, så er også nivået av $\Sigma PBDE_4$ høyere på Lillehammer enn i Oslo. Resultatene indikerer også at nivåene av $\Sigma PBDE_4$ er noe høyere ved Vingrom og Minnesund, enn hva man finner for resten av stasjonene rundt Mjøsa (untatt Lillehammer). Når det gjelder Vingrom, så synes det rimelig å anta at dette forhold kan skyldes nærhet til Lillehammer. På basis av eksisterende data, kan man ikke si hvilke(n) kilde(r) som gir opphav til de forhøyde nivåer av $\Sigma PBDE_4$ i luft ved Lillehammer. Belastningsnivået i luft ved Lillehammer er nesten 14 ganger høyere enn gjennomsnittet for de andre stasjonene rundt Mjøsa (Hurdal inkludert). Belastningsnivået i Lillehammer kan skyldes en "minne-effekt" av tidligere utslipp. Med "minne-effekt" menes fordampning av PBDE til luft fra forurensede medier som tidligere har vært utsatt for direkte utslipp / tilførsler (vann, sediment, jord). Det kan heller ikke utelukkes at det er en (eller flere) primærkilder av PBDE til luft i Lillehammerregionen som ennå ikke har blitt identifisert.

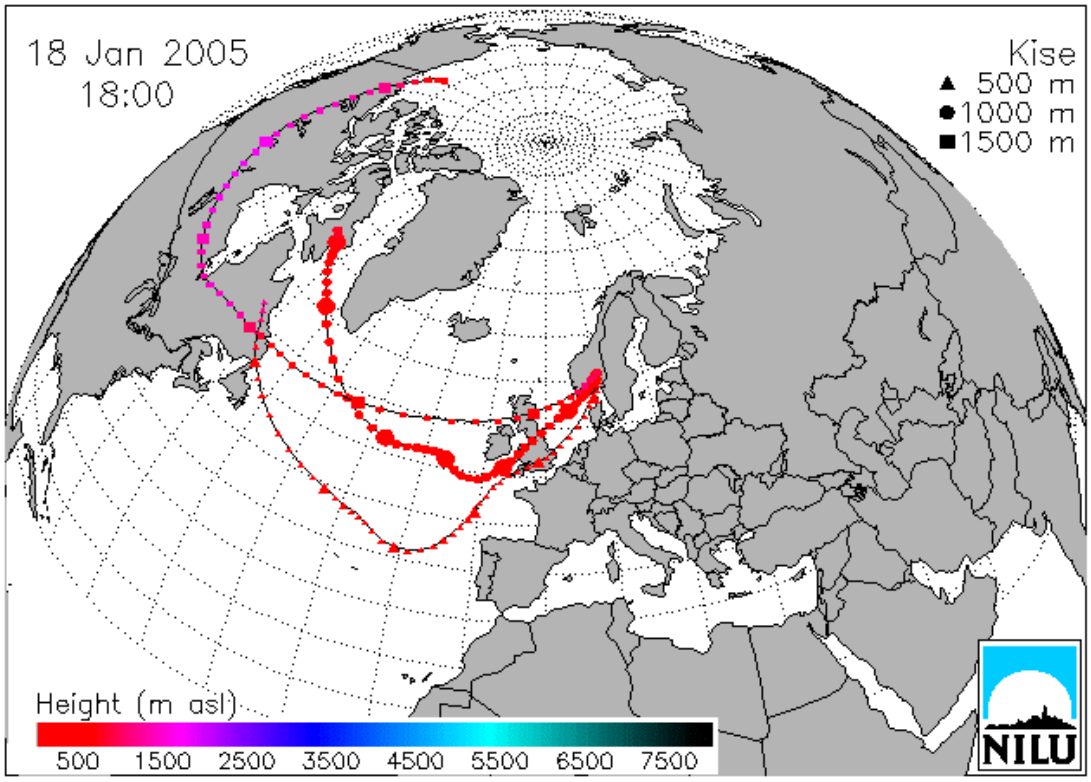
4.1.3 Trajektorieberegninger

Atmosfæriske trajektoriemodeller gir nyttig informasjon om luftmassenes opprinnelse. Disse er beregnet ved bruk av modellen FLEXTRA (Stohl et. al., 1995; Stohl & Seibert, 1998) og benytter seg av meteorologiske data fra ECMWF (European Centre for Medium Range Weather Forecasts). De meteorologiske data som er benyttet i modellen har en romlig oppløsning på 1.25 grader og en tidsoppløsning på 6 timer. Dette innebærer at for en prøvetakningsperiode på 2 døgn (se 1.1.1), kan 8 trajektoriekart beregnes for hver luftprøve for å evaluere luftmassenes opprinnelse. Det er viktig å være klar over at FLEXTRA kun ser på transport, og neglisjerer prosesser som påvirker nivåer av miljøgifter i atmosfæren. Med andre ord, prosesser som nedbrytning av miljøgifter i atmosfæren og ulike atmosfæriske deposisjonsprosesser som påvirker potensialet for langtransport er ikke tatt hensyn til. Dette innebærer at den relative betydning med hensyn til vurdering av kildebidrag har en økende usikkerhet ettersom man går tilbake i tid på grunn av ulike tapsprosesser (spredning, fortynning, nedbrytning og deposisjon) som finner sted under atmosfærisk transport.

4.1.3.1 Resultater for PCB

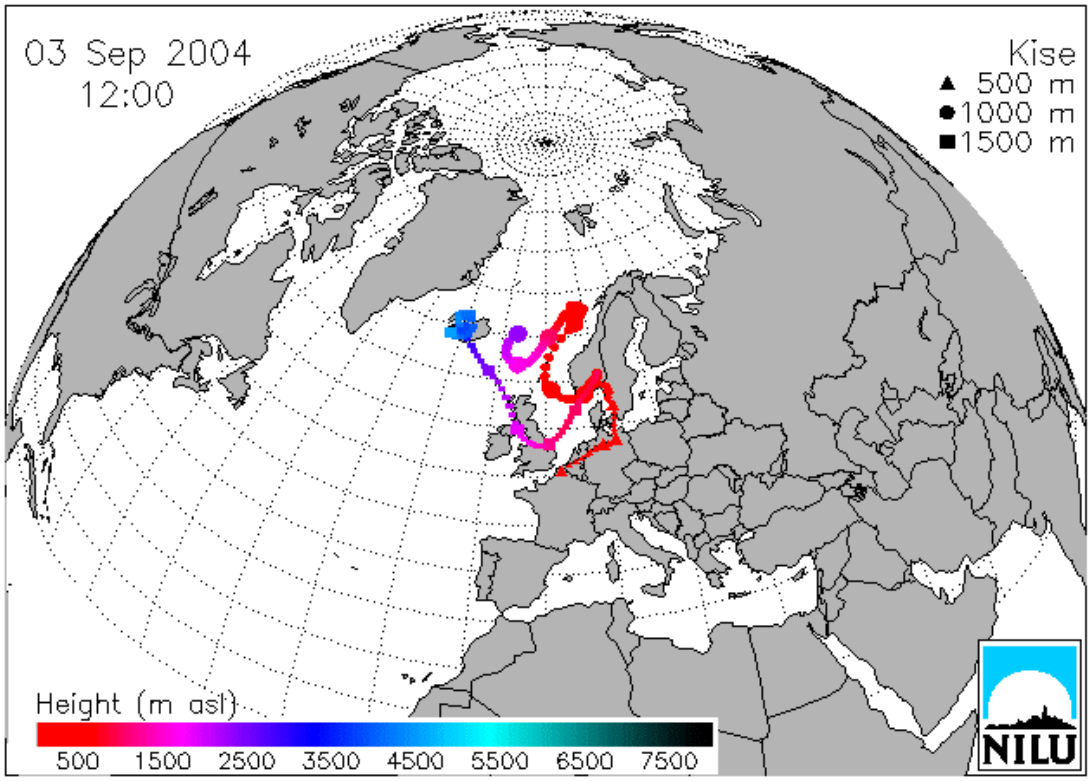
De tre prøvene med de høyeste konsentrasjoner av ΣPCB_7 ble tatt henholdsvis 18. januar 2005, 2. september 2004 og den 28. september 2004. Laveste konsentrasjon ble målt den 20. desember 2004. For hver av disse prøvetakningsperiodene over 2 døgn, har vi valgt ut fire representative trajektorieplott som er vist i Figur 11 A,B,C,D.

18. - 20. januar 2005 (Figur 11A) Dette er prøven med den høyeste målte konsentrasjon av ΣPCB_7. Over de 2 døgn prøven var utplassert, så var transportmønsteret nokså ensartet med luftmasser som har blitt transportert fra Canada over England, via Nordsjøen og Skagerrak, over Osloregionen og inn mot Kise. Det er foreslått fra modellstudier at langtransportpotensialet for de lavklorerte PCB-forbindelsene generelt er begrenset av atmosfærisk nedbrytning, mens de høyklorerte PCB-forbindelsene generelt er begrenset av atmosfæriske deposisjonsprosesser (se f.eks. Wania & Daly, 2002; Wania & Dugani, 2003). Denne prøven hadde en *relativ* sammensetning av ΣPCB_7 (se Figur 5) som var høy for PCB-118 og lav for PCB-153 og PCB-180, noe som kan indikere at det forhøyede nivået av ΣPCB_7 kan skyldes langtransport. Denne prøven hadde imidlertid ikke relativt lave nivåer av de lavklorerte PCB-forbindelser. Imidlertid, så er denne prøven tatt om vinteren da atmosfærisk nedbrytning er en mindre effektiv tapsprosess.



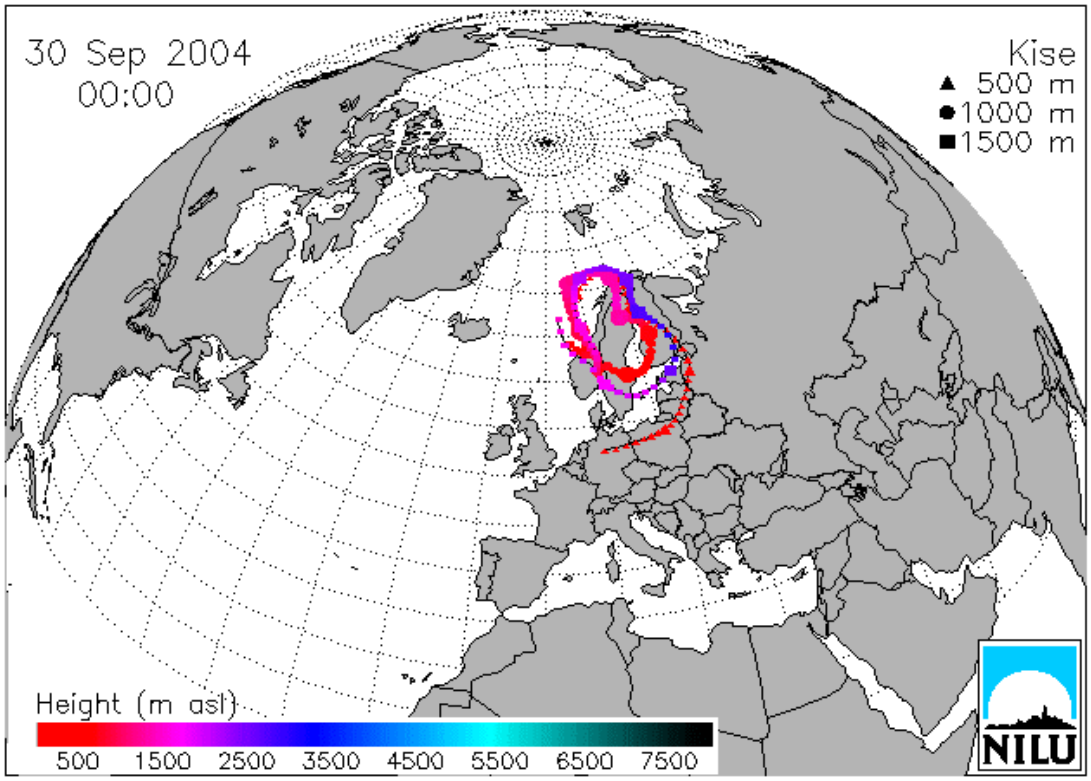
Figur 11A. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av ΣPCB_7.

2. - 4. september 2004 (Figur 11B) Sammenlignet med forrige plott, så har luftmassene beveget seg med mindre hastighet. Det generelle transportmønsteret over perioden indikerer at luftmassene har passert over England, nordvestlige deler av Sentral-Europa og Osloregionen før de har ankommet Kise. Denne prøven utviser de høyeste relative nivåer av de høyklorerte forbindelsene (PCB-138, 153 og 180) og de laveste relative nivåer av de lavklorerte komponenter (PCB-28 og 52) av samtlige prøver (se Figur 5), noe som gir en indikasjon om at de forhøyede nivåer ikke skyldes langtransport. Sett i sammenheng med de passive luftprøvene, er det nærliggende å anta at de forhøyede nivåer av PCB kan forklares med transport fra Osloregionen.



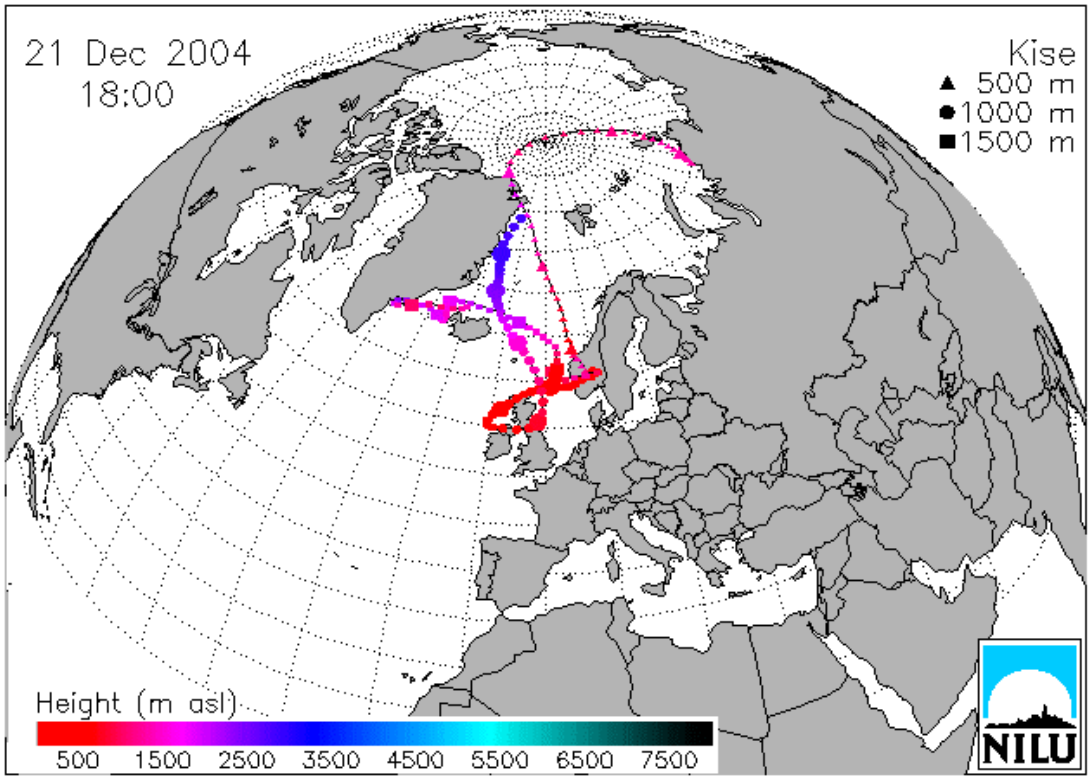
Figur 11B. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av ΣPCB$_7$.

28. - 30. september 2004 (Figur 11C) Her viser trajektoriekartet et helt annet transportmønster, med tilnærmet sirkulerende transport rundt Østersjøen. Denne prøven utviser også en spesiell relativ sammensetning, med noe høyere nivåer av de lavklorerte PCB-forbindelser og noe lavere nivåer av de høyklorerte PCB-forbindelser. Som tidligere antydet, så kan det relativt lave nivået av høyklorerte PCB-forbindelser gi en indikasjon om langtransport (da disse forventes å avsettes raskere under transport). Videre, så kan det nevnes at de PCB-blandinger som tidligere ble produsert i Russland inneholdt mindre mengder av høyklorerte PCB-forbindelser, sammenlignet med de tekniske blandinger av PCB som ble produsert i andre land (Breivik et al. 2002).



Figur 11C. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av ΣPCB$_7$.

20. - 22. desember 2004 (Figur 11D) Dette er prøven med den laveste konsentrasjonen av ΣPCB_7. Generelt så ankommer luftmassene fra områder i Arktis.

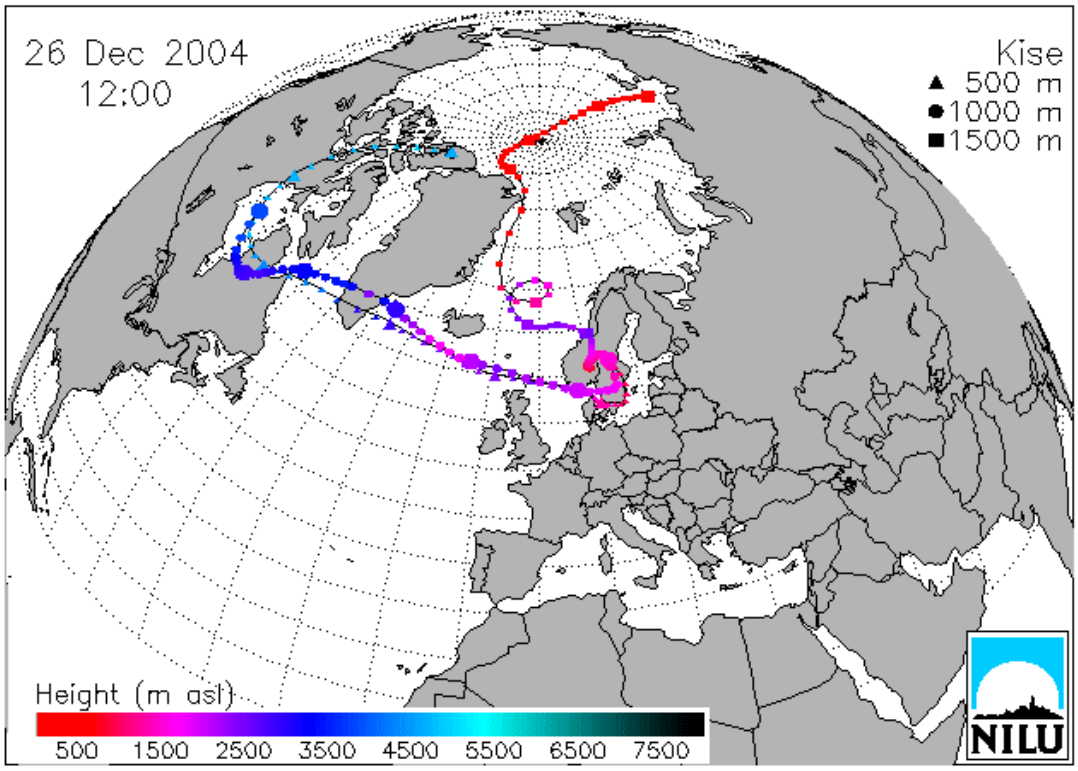


Figur 11D. Trajektorieplott for luftprøven med laveste verdi av ΣPCB_7.

4.1.3.2 Resultater for $\Sigma PBDE_5$

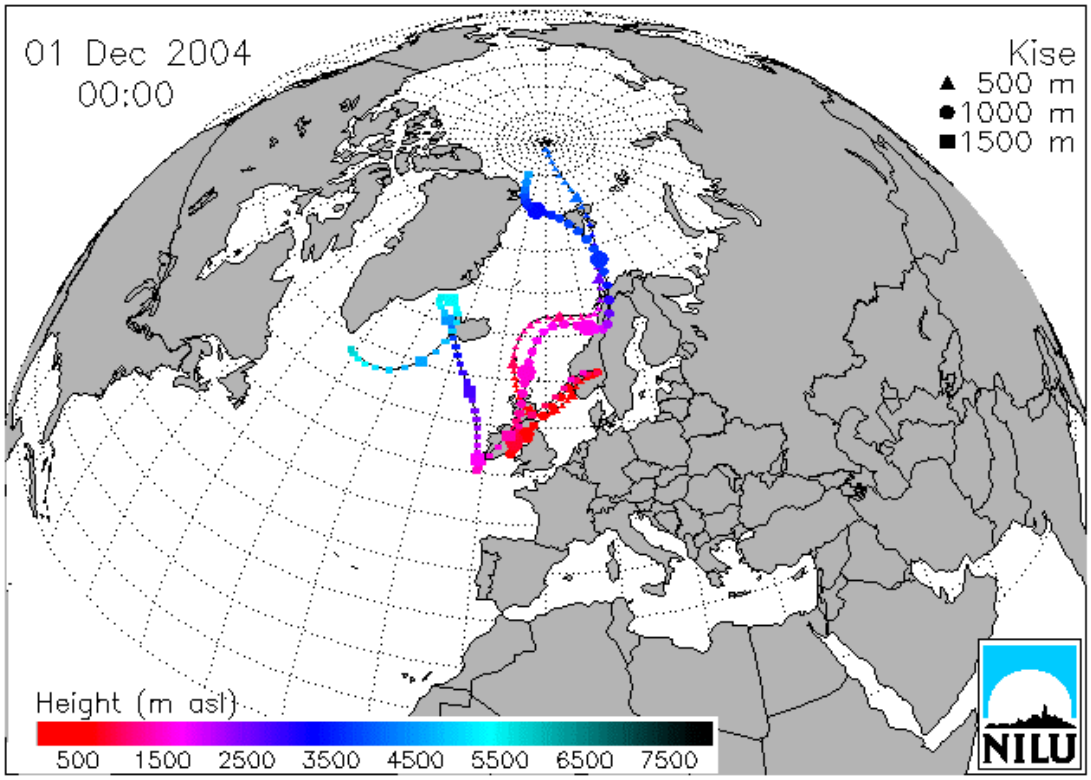
Wania & Dugani (2003) sammenlignet potensialet for langtransport for PCB og PBDE ved hjelp av fire ulike modeller. De fant at de lavbromerte BDE-forbindelsene har et potensiale for langtransport som er sammenlignbart (om enn noe lavere) enn PCB, mens de høybromerte BDE-forbindelser har et mer begrenset potensiale for atmosfærisk langtransport. Hassanin et al. (2004) studerte langtransport for PBDE ved å analysere jordprøver (0-5 cm) i Storbritannia og Norge. De fant at de viktigste komponenter i den tekniske penta-BDE blandingen (BDE-47, -99, -100, -153 og -154) dominerte sammensetningen av PBDE i jordsmonn, og at nivåene av PBDE var sammenlignbare med PCB. Videre fant de at den relative sammensetningen av PBDE i overflatejord i stor grad liknet den relative sammensetningen av penta-BDE. Dette ble tolket som bevise på transport av forbindelser som inngår i penta-BDE fra kilder via luft til jord utviser noenlunde samme effektivitet.
For Kise finner vi at de klart høyeste nivåer av $\Sigma PBDE_5$ ble målt den 26. desember og 30. november 2004. Trajektorieplott for disse to prøvene er gitt i Figur 12A og 12B. Det er interessant i seg selv at ingen av disse to prøver sammenfaller med de tre prøvene som utviser forhøyede nivåer av PCB. Dette gir en indikasjon om at kilderegionene for ΣPCB_7 og $\Sigma PBDE_5$ ikke er de samme og/eller at potensialet for transport varierer mellom disse to grupper.

<u>26. – 28. desember 2004 (Figur 12A)</u> I det første tilfellet, så er det nærliggende å anta at de forhøyede nivåer av $\Sigma PBDE_5$ i stor grad kan skyldes transport fra Lillehammer-regionen. Dette begrunnes med at luftmassene har ankommet Kise nordfra, sett i sammenheng med resultater for de passive luftprøvetakerne (Figur 10). Det kan heller ikke utelukkes at de forhøyede nivåer til en viss grad kan skyldes tilførsler av PBDE fra de sentrale deler av Sverige og Danmark.



Figur 12A. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av $\Sigma PBDE_5$.

30. november – 02. desember 2004 (Figur 12B) Den andre episoden med forhøyede nivåer av $\Sigma PBDE_5$ viser et annet transportmønster. Under denne 2-døgns perioden var situasjonen noenlunde stabil med transport av luftmasser fra Storbritannia og inn over Norge fra sørvest, og det virker dermed som om denne episoden i stor grad kan forklares med langtransport fra Storbritannia. Denne antakelsen er i overensstemmelse med resultater for passive prøvetakere, utplassert over hele Europa (Jaward et al., 2004). Studien av Jaward et al. (2004) fant at nivåene av PBDE i luft var markant høyere over Storbritannia enn i andre deler av Europa (se figur 7 i Jaward et al., 2004), og at Storbritannia utgjør et entydig regionalt kildeområde for PBDE til luft i Europa.

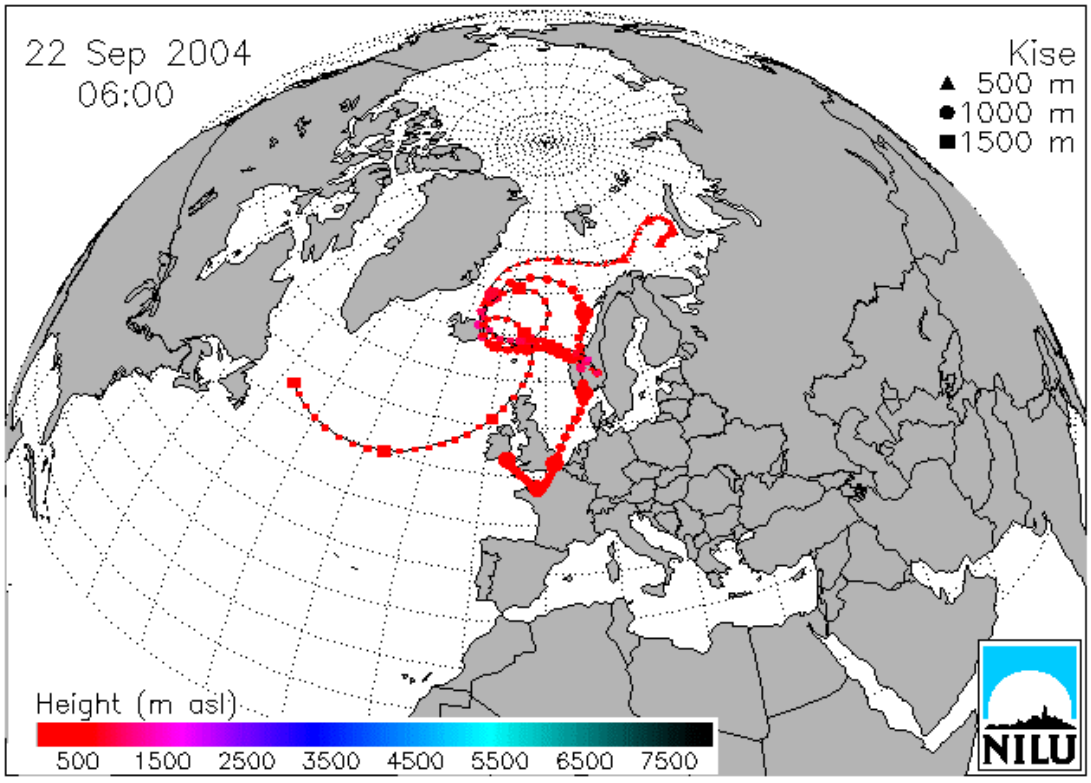


Figur 12B. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av $\Sigma PBDE_5$.

4.1.3.3 Resultater for BDE-209

Som tidligere nevnt, så er gjennomsnittskonsentrasjonen av BDE-209 og $\Sigma PBDE_5$ i luft tilnærmet identisk, selv om BDE-209 har et mer begrenset potensiale for langtransport enn komponentene som inngår i $\Sigma PBDE_5$ (Wania & Dugani, 2003). Det høyeste nivået av BDE-209 som ble målt på Kise sammenfaller med langtransport-episoden av $\Sigma PBDE_5$ fra Storbritannia (Figur 12B). BDE-209 forventes å være tilnærmet totalt bundet til partikler i luft med neglisjerbare mengder i gassfase ved normale lufttemperaturer. Med andre ord, langtransportpotensialet for BDE-209 kontrolleres i dette tilfelle av langtransportpotensialet av partikler i luft der denne komponenten er bundet. Sterke vinder og oppholdsvær vil favorisere slike episoder med langtransport.

Episoder med karakter av lokal atmosfærisk transport kan imidlertid ikke utelukkes. Prøven med tredje høyeste konsentrasjon av BDE-209 er den samme som hadde forhøyede nivåer av $\Sigma PBDE_5$ (Figur 12A), mens trajektorieplott for prøven med nest høyest konsentrasjon av BDE-209 fra tidsrommet 21. - 23. september 2004 er gitt i Figur 13. Denne episoden viste imidlertid et noe mer varierende transportmønster under prøvetakningsperioden, der luftmassene tidvis har ankommet fra nordvest, og tidvis direkte fra sørvest etter å ha passert Storbritannia.



Figur 13. Trajektorieplott for luftprøve med forhøyet nivå av BDE-209.

4.1.4 Tilførsler av Hg via nedbør

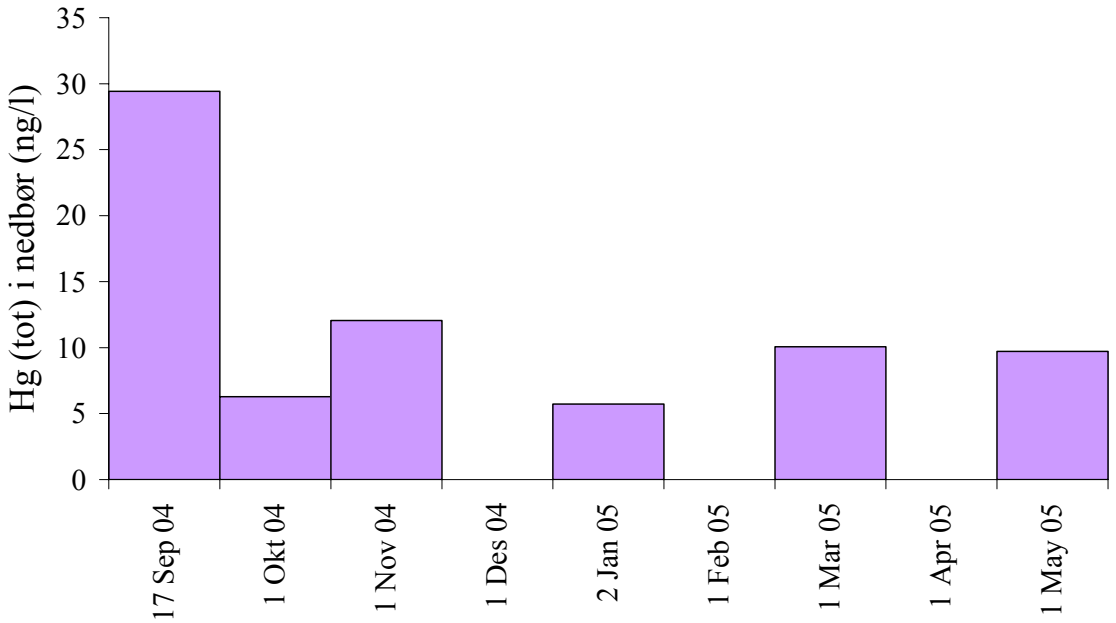
4.1.4.1 Prøvetaking og analyse

Prøver av kvikksølv i nedbør ble innsamlet ved Kise. Ved nedbørprøvetaking ble IVLs (IVL Swedish Environmental Research Institute) bulkprøvetaker for kvikksølv anvendt. Nedbørsamleren er produsert av glass og plassert 2 meter over bakken. Prøver ble (hovedsaklig) innsamlet på månedsbasis og senere analysert ved NILUs laboratorium på Kjeller. Dato angir startdato for prøvetakingen. Prøvetakinga ender når neste prøve starter. I desember, februar og april var det ikke tilstrekkelig med nedbør til at analyse kunne utføres.

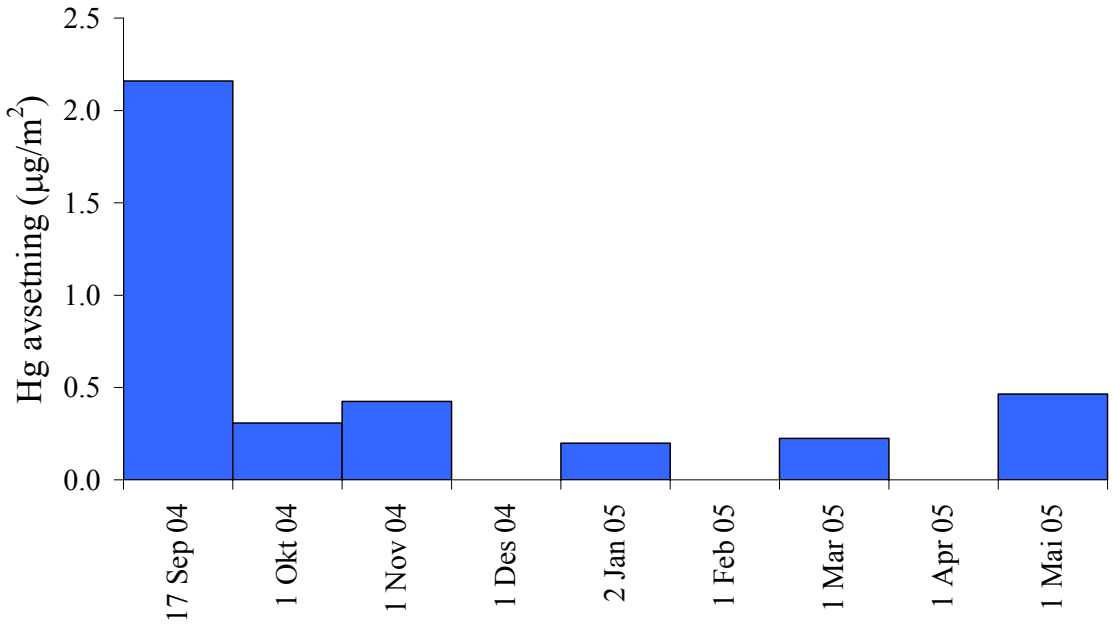
Kvikksølv i nedbør ble analysert ved bruk av et fullautomatisk "Tekran 2600"-instrument. Ved denne metoden blir alt kvikksølvet i prøven redusert til Hg° ved bruk av tinnklorid, og deretter oppkonsentrert på ei gullfelle. Videre i analysen ble Hg° varmedesorbert og detektert ved bruk av atomfluorescens-spektrofotometri. Deteksjonsgrense for metoden er 0.2 ng kvikksølv i absolutt mengde.

4.1.4.2 Resultater

Tilsammen seks prøver ble tatt fra 17. september 2004 til og med 3. juni 2005. Høyeste konsentrasjon (28 ng/l) ble målt fra 17. september til 1. oktober, mens laveste konsentrasjon (5.7 ng/l) ble målt i januar (Fig 14). Medianverdiene er henholdsvis 9.9 ng/l. Kvikksølv avsetninga ved Kise for denne halvårsperioden er 3.8 µg/m2 (Fig 15). I og med at dette er månedsprøver kan resultatene ikke relateres til luftmassenes opprinnelse i prøvetakningsperioden. Resultatene er sammenlignet og vurdert mot resultater fra andre undersøkelser i kapittel 4.1.5.2.



Figur 14. Konsentrasjon av totalt kvikksølv i nedbør, Kise.



Figur 15. Avsetning av totalt kvikksølv i nedbør, Kise.

4.1.5 Sammenfattende vurdering av lokale kontra langtransporterte atmosfæriske forurensninger

4.1.5.1 PCB og PBDE

Tabell 2 oppsummerer sentrale resultater fra luftmålingene i prosjektet. Det presiseres at datagrunnlaget er begrenset, og at kun tendensene i datamaterialet kan vurderes. En styrket overvåking av organiske miljøgifter i luft i fremtiden vil kunne styrke utsagnskraften i forhold til vurdering av ytterligere kontrolltiltak. Luftmålingene fra Kise (Aktiv) viser likevel klart at variabiliteten i konsentrasjoner *i tid* er langt mindre signifikant for PCB enn hva tilfellet er for PBDE. Dette viser at PCB er langt mer blandet i atmosfæren rundt Mjøsa, enn hva tilfellet er for PBDE. Dette gir videre en indikasjon om at det trolig vil være en større utfordring både å identifisere og implementere effektive kontrolltiltak (enten det måtte være lokalt, nasjonalt eller internasjonalt) for å redusere den generelle belastningen av PCB i luft rundt Mjøsa, sammenlignet med PBDE. Likevel viser trajektorieberegningene og de passive luftprøver at forhøyede nivåer av PCB ser ut til å både kunne skyldes "lokal" transport fra Osloregionen, samt langtransport fra andre land. De passive prøvetakerne gir også en indikasjon om et noe høyere belastningsnivå for PCB i tilknytning til byene Hamar og Gjøvik, enn hva tilfellet er for de andre stasjonene rundt Mjøsa.

Tabell 3 sammenstiller data for PCB fra Kise, med data fra andre lokaliteter i Norge. PCB belastningsnivået på Kise er nesten identisk med det som måles ved Birkenes på Sørlandet som antas å være et typisk bakgrunnsnivå, mens Oslo viser et nivå som er ca. 10 ganger høyere.

For PBDE synes det som om ytterligere tiltak for å identifisere og redusere utslipp til luft ved Lillehammer kan ha en gunstig effekt på den atmosfæriske belastningen lokalt. Hvilken innvirkning den forhøyede atmosfæriske belastningen ved Lillehammer har på nivåer av PBDE i innsjøen bør også utredes nærmere. Videre så er det sterke indikasjoner at episoder med langtransport kan gi perioder med høyere belastning, der Storbritannia peker seg ut som sannsynlig kilderegion både for BDE-209 og andre PBDE-forbindelser på Europeisk skala. Det er videre verd å presisere at konsentrasjonsnivået av BDE-209 er direkte sammenlignbart med $\Sigma PBDE_5$, basert på målingene fra Kise.

Tabell 2. Noen sentrale resultater fra luftmålingene [A].

	Aktiv (Kise, n=22) pg/m^3			Passiv (n=9) ng/prøve [B]		
	gj.snitt	range	max/min	gj.snitt	range	max/min
PCB-28	1.7	0.7-3.7	5	4.2	0.2-33.6	142
PCB-52	1.5	0.6-3.4	6	4.7	0.2-38.3	171
PCB-101	0.9	0.4-2.0	5	2.0	0.2-15.3	99
PCB-118	0.4	0.2-1.4	8	0.5	0.1-3.5	50
PCB-138	0.5	0.2-1.4	7	0.4	0.1-2.4	32
PCB-153	0.7	0.3-1.9	6	0.6	0.1-3.7	29
PCB-180	0.2	0.1-0.7	8	0.1	0.03-0.7	21
ΣPCB_7	6.0	2.6-13.0	6	12.5	0.97-97.5	101
BDE-28	0.04	0.01-0.16	11	0.04	<0.004-0.15	35
BBDE-47	2.1	0.22-17.0	79	0.28	0.06-1.38	24
BDE-99	1.0	0.12-4.7	40	0.13	0.03-0.70	22
BDE-100	0.2	0.02-0.76	31	0.03	<0.001-0.19	276
$\Sigma PBDE_4$	3.3	0.4-19.9	50	0.48	0.09-2.42	26
BDE-153	0.2	0.01-0.61	122	NA	NA	NA
$\Sigma PBDE_5$	3.5	0.4-20.5	51	NA	NA	NA
BDE-209	3.5	0.7-16.3	24	NA	NA	NA

[A] I den passive luftprøven fra Hurdal var BDE-28 og BDE-100 under deteksjonsgrensen. I beregningene er disse satt lik halvparten av deteksjonsgrensen. [B] Passive prøvetakere er uegnet for bestemmelse av høybromerte BDE-forbindelser (BDE-153 og BDE-209).

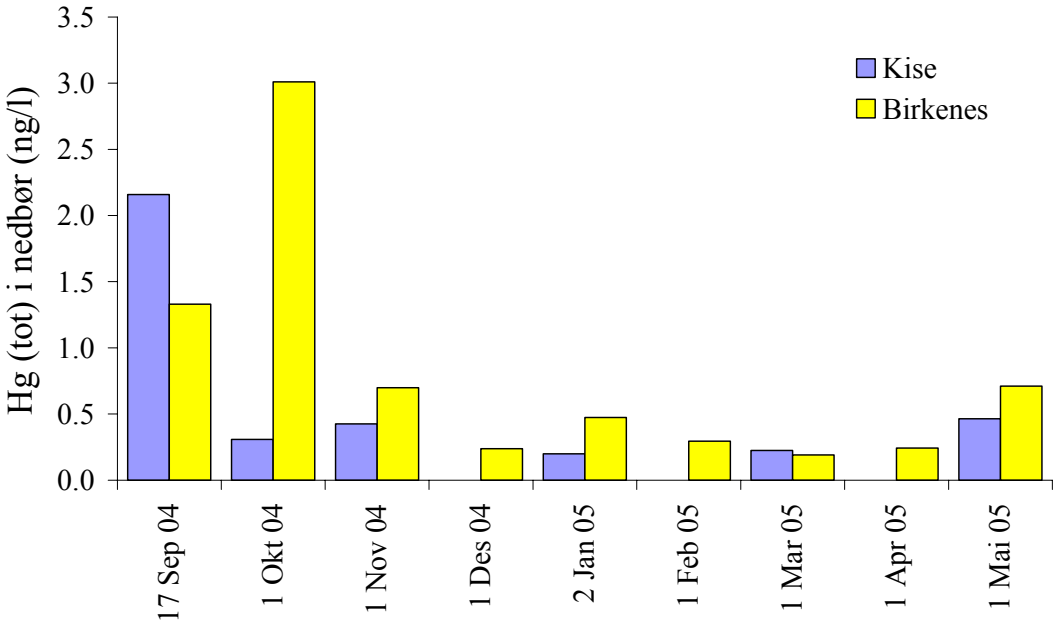
Tabell 3. Sammenstilling av konsentrasjoner av PCB i luft fra denne undersøkelsen (Kise) med andre lokaliteter i Norge (Oslo, Birkenes, Ny-Ålesund).

	Kise [A]	Oslo [B]	Birkenes [C]	Ny-Ålesund [C]
PCB-28	1.7	11.9	1.6	2.0
PCB-52	1.5	16.2	1.3	1.0
PCB-101	0.9	10.8	0.8	0.4
PCB-118	0.4	3.6	0.3	0.1
PCB-138	0.5	4.0	0.4	0.1
PCB-153	0.7	6.1	0.6	0.2
PCB-180	0.2	1.6	0.2	<0.1
ΣPCB_7	6.0	54.2	5.3	3.9

[A] Denne studie, n=22. [B] Oslo, 2002, n=9 (Breivik et al. 2004b). [C] Birkenes, 2004, n=52 og Ny-Ålesund, 2004, n=52 (Aas et al., 2005)

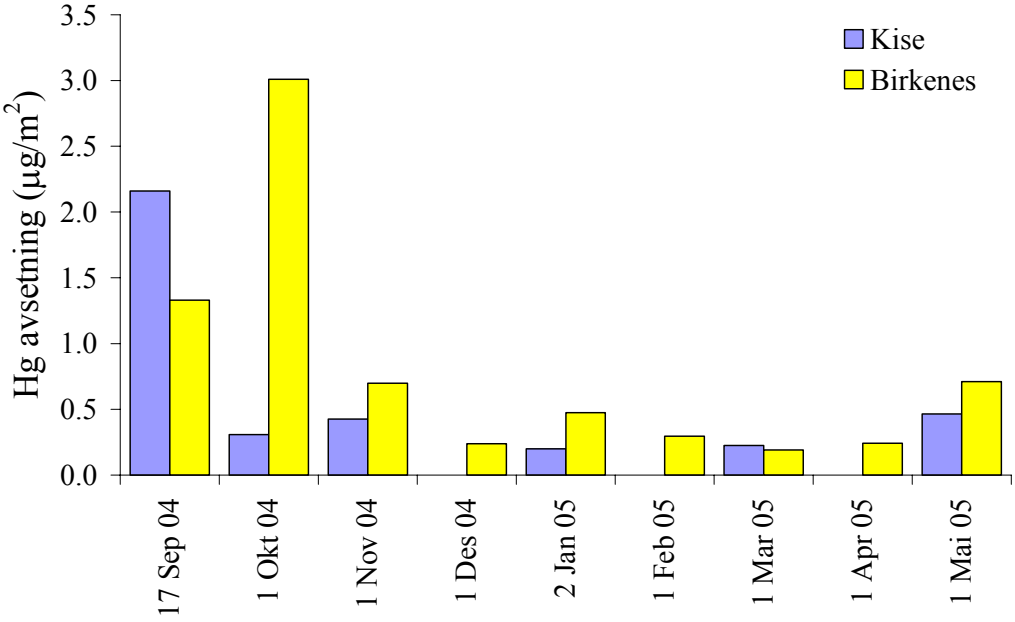
4.1.5.2 Kvikksølv

Når kvikksølvdata fra Kisa sammenlignes med tilsvarende data fra Birkenes i Aust-Agder fylke, kan en se at konsentrasjonene av kvikksølv i nedbør er noe høyere ved Kise enn på Birkenes. Når en sammenlikner måneder hvor begge stasjonene har gitt tilstrekkelig nedbør til analyse, er medianverdiene henholdsvis 9.9 og 6.5 ng/l (Fig. 16). Fordi nedbørsmengden er betydelig lavere ved Kise enn på Birkenes er imidlertid avsetninga av kvikksølv nesten dobbelt så stor på Birkenes som ved Kise (henholdsvis 7.1 og 3.8 µg/m^2) (Fig. 17) for denne halvårsperioden. Normalnedbøren over et helt år ved Kise er 585 mm, mens den på Birkenes er 1200 mm. Det presiseres at datagrunnlaget er begrenset (kun seks prøver), og at dette derfor bare kan sies å være tendenser i datamaterialet. Hvis en antar at nedbørsprøvene for kvikksølv fra Kise er representative for hele året blir den årlige avsetninga ca 5.3 µg /m^2 år. Hvis en igjen antar at Kise er representativ for hele Mjøsregionen, blir tilførselen av kvikksølv til Mjøsa gjennom nedbør ca 2 kg pr år. Til sammenligning var totalavsetninga pr år for seks CAMP[3] stasjoner mellom 6 og 10 mg/m^2 år i perioden 1999-2002. Årsnedbøren ved disse stasjonene var mellom 600 og 1200 mm pr. år.



Figur 16. Konsentrasjon av totalt kvikksølv i nedbør, Kise og Birkenes.

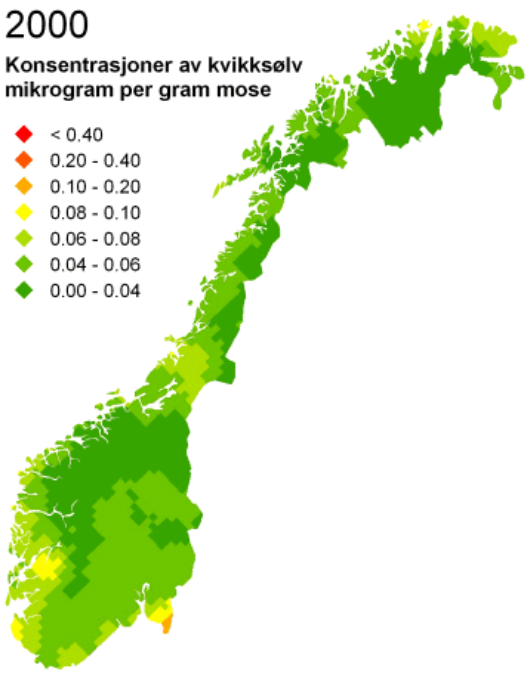
[3] Comprehensive Air Monitoring Programme



Figur 17. Avsetning av totalt kvikksølv i nedbør, Kise og Birkenes.

Data fra EMEP[4] viser at norske antropogene utslipp av kvikksølv til luft er ca 37% av det Norge får tilført fra andre land (Berg et al. 2003). Data fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) viser at det ikke er noen signifikante utlipp til luft av Hg fra lokale kilder i Mjøsdistriktet (Berg et al. 2003). Dette vil si at det ikke er noen industribedrifter i kontrollklasse 1, 2, og 3 som alle har rapporteringsplikt hvert år til myndighetene på mengde utslipp til luft. Det kan imidlertid være noen småbedrifter i kontrollklasse 4 som ikke har rapporteringsplikt (Berg et al. 2003). Det kan derfor ikke utelukkes at det er aktive kilder rundt Mjøsa som kan påvirke atmosfæriske tilførsler til Mjøsa lokalt.

[4] Steering Body to the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe.



Figur 18. Konsentrasjon av kvikksølv i mose.

Resultater fra moseundersøkelsene i 1985, 1990, 1985 og 2000 (Berg et al. 2003) viser heller ikke at Mjøsområdet er noe hotspot for kvikksølv når det gjelder luftbårne kilder (se Figur 18). Gjennomsnittskonsentrasjonen for prøver tatt i Mjøsområdet (Tabell 4) viser en gjennomsnittskonsentrasjon på ca 0.38 µg/g, mens gjennomsnittskonsentrasjonen for hele landet (500 prøver) er 0.55 µg/g. Alle moseprøver ble samlet inn minst 300 meter fra hovedveier og befolka områder og minst 100 meter fra småveier og enkeltstående hus. Det kan derfor ikke utelukkes at konsentrasjonene kan være høyere i enkelte områder.

Tabell 4. Moseprøver fra den nasjonale undersøkelsen tatt i nærheten av Mjøsa (Berg et al. 2003).

Lokalitet	Lengdegrad	Breddegrad	Hg (µg/g)
Mesnali	61˚03’ N	10˚50’ Ø	0.39
Vingrom	60˚03’ N	10˚17’ Ø	0.49
Synnfjell	61˚07’ N	9˚43’ Ø	0.35
Øyer	61˚18’ N	10˚25’ Ø	0.46
Svatsum	61˚20’ N	9˚45’ Ø	0.30
Ringebu	61˚33’ N	10˚10’ Ø	0.30

4.2 Nivåer i Mjøsa og tilførsler fra elver

4.2.1 Nivåer i Mjøsa

4.2.1.1 Resultater for PCB

Bestemmelse av organiske miljøgifter i vann representerer en betydelig analytisk utfordring på grunn av svært lave konsentrasjoner i vannfasen. Tilsvarende som for de aktive luftprøver, kreves et betydelig volum for nøyaktig bestemmelse. I alt fire prøver, hver på mer enn 250 liter, ble innsamlet av NIVA den 9. og 10. september 2004. Tabell 5 angir resultater for PCB som har blitt korrigert for feltblindverdier. Prøvene ble tatt utenfor Kise ved 5 og 25 meters dybde.

Tabell 5. Konsentrasjoner av PCB og PBDE i vann utenfor Kise 9. og 10. september, 2004 (i pg/L).

	9/9-2004 5 m	9/9-2004 25 m	10/9-2004 5 m	10/9-2004 25 m
PCB-28	0.87	2.50	2.31	2.93
PCB-52	0.96	3.06	2.75	3.18
PCB-101	0.29	0.79	0.73	0.99
PCB-118	0.10	0.28	0.34	0.54
PCB-138	0.09	0.22	0.38	0.64
PCB-153	<0.41	0.08	0.29	0.78
PCB-180	0.06	0.08	0.07	0.16
ΣPCB_7	2.36 [A]	7.02	6.86	9.22
BDE-209	< 22.9	< 21.9	< 21.7	< 18.0

[A] Konsentrasjonen av PCB-153 er satt lik 0 i beregningen av ΣPCB_7.

Resultatene fra de fire prøvene viser at nivåene generelt var lavere i de øvre vannlag av innsjøen i den perioden prøvene ble tatt. Man ser også at konsentrasjonen var lavere den 9. september, sammenlignet med den 10. september. For BDE-209 var samtlige blindkorrigerte prøver under deteksjonsgrensen.

Tabell 6. Konsentrasjoner av PCB (pg/prøve) på SPMD fra ulike stasjoner (eksponert i perioden 7/9 september – 21/22 oktober). Resultatene for Lillehammer, Kise og Minnesund er korrigert mot blindverdier for de respektive stasjoner, mens de andre stasjonene er korrigert mot gjennomsnittet av blindverdiene fra disse 3 stasjoner. For Minnesund, Lågen, Mesna og Hunnselva er resultatet presentert som gjennomsnittet av to parallelle prøver.

PCB	Lillehammer	Kise	Furnesfjorden	Minnesund	Lågen	Mesna	Hunnselva
PCB-28	368	467	561	256	191	175	2198
PCB-52	253	541	706	346	157	268	1755
PCB-101	197	452	643	287	145	353	1331
PCB-118	103	203	355	137	68	210	683
PCB-138	114	226	306	161	92	207	717
PCB-153	163	291	379	614	118	245	620
PCB-180	35	42	98	35	22	54	155
ΣPCB_7	1233	2221	3049	1837	793	1511	7459

De fire prøvene som ble tatt utenfor Kise ble supplert med passive SPMD prøvetakere som ble utplassert ved fire stasjoner i Mjøsa (Lillehammer, Kise, Furnesfjorden og Minnesund) og i tre elver (Lågen, Mesna, Hunnselva). Tilsvarende som de passive luftprøvetakerne for luft gir disse et semikvantitativt bilde av konsentrasjonsnivået av organiske miljøgifter. De er derfor et særlig hensiktsmessig verktøy for kartlegging av romlige variasjoner. Metoden er ikke anvendbar for bestemmelse av organiske miljøgifter som er partikkulært bundet, og BDE-209 er derfor ikke inkludert i analysen her. For utvalgte stasjoner, ble opptak over tid studert, men for å sammenligne resultater mellom stasjoner er kun resultater fra stasjoner med tilnærmet lik eksponeringstid vist i Tabell 6.
Resultatene indikerer at nivået av PCB ved Lillehammer er lavest av de fire stasjonene i Mjøsa. Dette kan forklares på basis av de gjennomført lavere nivåer av PCB i Lågen. Nivåene ved Kise og Furnesfjorden er høyere enn ved Lillehammer, og indikerer mulige tilførsler og transport av PCB i tilknytning til disse områdene. Som tidligere nevnt, så er nivåene av PCB i luft noe høyere rundt byene Hamar, Gjøvik og Brummundal enn de andre stasjonene rundt Mjøsa (se Figur 9). Hunnselva har også de høyeste konsentrasjonene av PCB basert på SPMD-analysene, noe som man ikke kan utelukke kan være med på å forklare forhøyede nivåer av PCB ved Kise. Videre så har forhøyede konsentrasjoner av PCB i sedimenter ved Hamar blitt rapportert tidligere (Kjellberg og Løvik, 2000).

4.2.2 Tilførsler fra elver

Jordforsk (Snilsberg et al. 2005) har nylig utgitt en rapport der de har vurdert tilførsler av ulike miljøgifter til Mjøsa fra deponier og renseanlegg. Jordforsk (Snilsberg et al. 2005) kartla også nivåer av utvalgte miljøgifter i enkelte elver (Svartelva, Flagstadelva, Mesna, Hunselva og Lenaelva). Prøvevolumet var imidlertid for begrenset for nøyaktig bestemmelse av PCB og BDE-209. Samtlige prøver for PCB og to av prøvene for BDE-209 lå under deteksjonsgrensen (se Tabell 7). Disse er derfor ikke videre diskutert.

Tabell 7. Konsentrasjoner av BDE-209, PCB og Hg fra fem elver.

Konsentrasjoner i elver (ng/L)										
Renseanlegg	BDE-209	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	ΣPCB_7	Hg
Svartelva	0.27	<0.02	<0.01	<0.02	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.14	<5
Flagstadelva	0.23	<0.03	<0.02	<0.02	<0.01	<0.02	<0.02	<0.01	<0.13	<5
Mesna	0.65	<0.01	<0.03	<0.07	<0.05	<0.04	<0.04	<0.01	<0.24	<5
Hunnselva	<0.08	<0.02	<0.02	<0.02	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.13	<5
Lenaelva	<0.15	<0.02	<0.02	<0.02	<0.01	<0.01	<0.02	<0.01	<0.11	<5

4.2.3 Kvikksølv

Kvikksølvkildene til Mjøsa har vært flere (Bekkevold *et al.* 1988) . Den mest betydningsfulle var utslipp fra treforedlingsindustrien (Mesna Kartongfabrikk på Lillehammer). I løpet av ti år fram til 1970 ble det her sluppet ut ca 2,5 tonn kvikksølv. I tillegg ble det tilført kvikksølv med avrenningsvannet til Mjøsa og elvene fra jorder der det ble brukt beiset såkorn (Nashoug *et al.* 1999). Disse utslippene er dag stanset. NIVA foretok i 1982-85 en omfattende undersøkelse av kvikksølvinnholdet i bunnsedimentene i innsjøen. Undersøkelsene konkluderte med at sedimentene inneholdt ca 1,8 tonn kvikksølv hvorav halvparten stammet fra Mesna kartonfabrikk. Den resterende halvpart fordeler seg på kildeområdene Gjøvik-

Hamar regionen. Resultater fra måliner av kvikksølv i fem elver er presentert i Tabell 7. Samtlige prøver lå imidlertid under deteksjonsgrensen, og er derfor ikke videre diskutert.

4.3 Direkte tilførsler fra renseanlegg

4.3.1 PCB og BDE-209

Det henvises til rapporten fra Jordforsk (Snilsberg et al. 2005) for utfyllende informasjon for bromerte flammehemmere og andre komponenter. Utvalgte prøver fra ni renseanlegg i regionen ble videre analysert for PCB, og resultatene er gjengitt i Tabell 8. I nedre del av tabellen er de målte tilførsler beregnet ved hjalp av årlig utstrømming fra disse. Som det fremgår av tabellen, så indikerer resultatene at ca. 18 g ΣPCB_7 og ca. 46 g BDE-209 ble tilført Mjøsa gjennom utløpsvann fra de ni aktuelle renseanleggene.
Det presiseres at disse beregningene forholder seg til et begrenset tallmateriale, og kun tar hensyn til utløpsvann fra disse anleggene. To utvalgte prøver fra Lillehammer og Rambekk (Gjøvik) ble også analysert for nivåer i innløpsvann til renseanleggene. For BDE-209 var nivåene i innløpsvann 16 til 39 ganger høyere enn i nivået i utløpsvann, mens tilsvarende forhold for ΣPCB_7 var på 4 til 8. Dette innebærer at under normale operasjonsforhold uten overløp fra renseanleggene, vil konsentrasjonsnivået av PCB og særlig BDE-209 bli betydelig redusert i renseanleggene. Tilsvarende synes det rimelig å anta at tilførselen av PCB og BDE-209 til innsjøen kan forventes å øke betydelig under flomperioder hvis innløpsvannet får passere ukontrollert ut i Mjøsa.

Tabell 8. Konsentrasjoner (ng/L) og tilførsler (g/år) av BDE-209 og PCB gjennom utløpsvann fra ni utvalgte renseanlegg. Utstrømming fra renseanleggene i liter per sekund er angitt i parentes i venstre kolonne. Anslagene er usikre (se tekst).

Konsentrasjoner i utløpsvann (ng/L), 17-22/12 2004									
Renseanlegg	**BDE-209**	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	**ΣPCB_7**
HIAS (222)	1.05	0.06	0.06	0.08	0.07	0.10	0.09	0.12	0.6
Nes (6)	1.67	0.04	0.05	0.08	0.05	0.10	0.11	0.09	0.5
Moelv (26)	1.31	0.06	0.06	0.05	0.04	0.06	0.07	0.06	0.4
Lillehammer (181)	1.92	0.19	0.24	0.20	0.15	0.20	0.20	0.18	1.4
Rambekk (139)	4.67	0.05	0.06	0.05	0.04	0.07	0.06	0.07	0.4
Breiskallen (78)	1.85	0.08	0.21	0.38	0.31	0.26	0.23	0.10	1.6
Kapp (5)	1.90	0.11	0.26	0.30	0.20	0.13	0.14	0.05	1.2
Skreia (11)	1.35	0.05	0.05	0.04	0.02	0.05	0.05	0.03	0.3
Lena (8)	0.75	0.04	0.04	0.04	0.03	0.05	0.04	0.04	0.3
Utslipp (g/år)									
Renseanlegg	**BDE-209**	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	**ΣPCB_7**
HIAS (222)	7.37	0.43	0.45	0.55	0.52	0.68	0.65	0.83	4.1
Nes (6)	0.33	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.1
Moelv (26)	1.08	0.05	0.05	0.04	0.03	0.05	0.06	0.05	0.3
Lillehammer (181)	10.94	1.10	1.38	1.13	0.83	1.12	1.14	1.01	7.7
Rambekk (139)	20.45	0.22	0.26	0.24	0.17	0.29	0.28	0.29	1.8
Breiskallen (78)	4.57	0.21	0.52	0.94	0.78	0.63	0.58	0.25	3.9
Kapp (5)	0.31	0.02	0.04	0.05	0.03	0.02	0.02	0.01	0.2
Skreia (11)	0.46	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.1
Lena (8)	0.20	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.1
Sum renseanlegg	**45.7**	2.1	2.7	3.0	2.4	2.8	2.8	2.5	**18.3**

4.3.2 Kvikksølv fra renseanlegg

To datasett for kvikksølv fra renseanlegg er oppgitt:

I det første datasettet (forprosjekt analysert av NILU) er en eneste prøve av utløpsvann fra hvert av ni renseanlegg analysert for kvikksølv, og resultatene er gjengitt i Tabell 9. Målte tilførsler beregnet ved hjalp av årlig utslipp fra disse er også oppgitt i samme tabell. Dataene indikerer at mellom 2-3 kg Hg blir tilført Mjøsa fra renseanlegg. Usikkerhetsnivået på disse estimatene kommer tydelig fram ved at hvis man antar at den ene prøven fra Breiskallen ikke er representativt for anlegget,så reduseres nivået fra 2-3 kg til 0.17 kg. En prøve hver fra Lillehammer og Rambekk (Gjøvik) ble også analysert for nivåer i innløpsvann til renseanleggene. Prøven fra Rambekk var 20% høyere nivået i utløpsvann, mens tilsvarende verdi for Lillehammer var litt lavere enn for utløpsvann. Rambekk og Lillehammer tilføres kvikksølv via tilførte mengder eksternt slam (Rambekk: slam fra andre renseanlegg i Oppland og Lillehammer: septikslam) og disse tilførslene blir ikke registrert i prøvene som tas av innløpsvannet. Det er dette som forklarer at man kan ha høyere verdier i utløpsvannet enn i innløpsvannet. Rambekk har mekanisk/kjemisk renseprosess, mens Lillehammer har biologisk/kjemisk renseprosess med nitrogenfjerning. Det er ingenting som tilsier at renseprosessene skal føre til økte nivåer av kvikksølv (Paulsrud, Aquateam pers. komm.). Driftsassistansene for Oppland og Hedmark har noen data for kvikksølv i utløpsvann fra noen renseanlegg i regionen. Disse er merka med * i Tabell 9. Medianvedien for Lillehammer og Rambekk er brukt og en enkeltverdi fra HIAS er brukt til å beregne utslipp av Hg til Mjøsa. Lillehammer og Rambekk renseanlegg representerer ca halvparten av utslippsmengden til Mjøsa fra Oppland. HIAS representerer ca 90% av utlippene til Mjøsa fra Hedmark. Medianverdien for Rambekk er betydelig høyere enn for de to andre anleggene og også i forhold til enkeltverdien målt i forprosjektet.

Tabell 9. Konsentrasjoner (ng/L) og tilførsler (g/år) av Hg gjennom utløpsvann fra ni utvalgte renseanlegg. Utslipp fra renseanleggene i liter per sekund er angitt i parentes i venstre kolonne. Anslagene er usikre (se tekst).

Renseanlegg	Hg i innløpsvann (ng/l) (NILU forpr.)	Hg i utløpsvann (ng/l) (NILU forpr.)	Hg i utløpsvann (ng/l) (DA)	Hg i utslipp g /år (NILU + DA)	Hg i slam (µg/kg TS) (NILU forpr.)
HIAS (222)		6	7	42-49*	
Nes (6)		198		37	
Moelv (26)		17		14	
Rambekk (139)	8	6	150	26-657*	1151
Lillehammer (181)	<5	9	9	51	1934
Breiskallen (78)		903		2221	
Kapp (5)		<5		1	
Skreia (11)		<5		1	
Lena (8)		5		1	
Renseanlegg (lav-høy)				170-3000**	

* DA data
** med Breiskallen

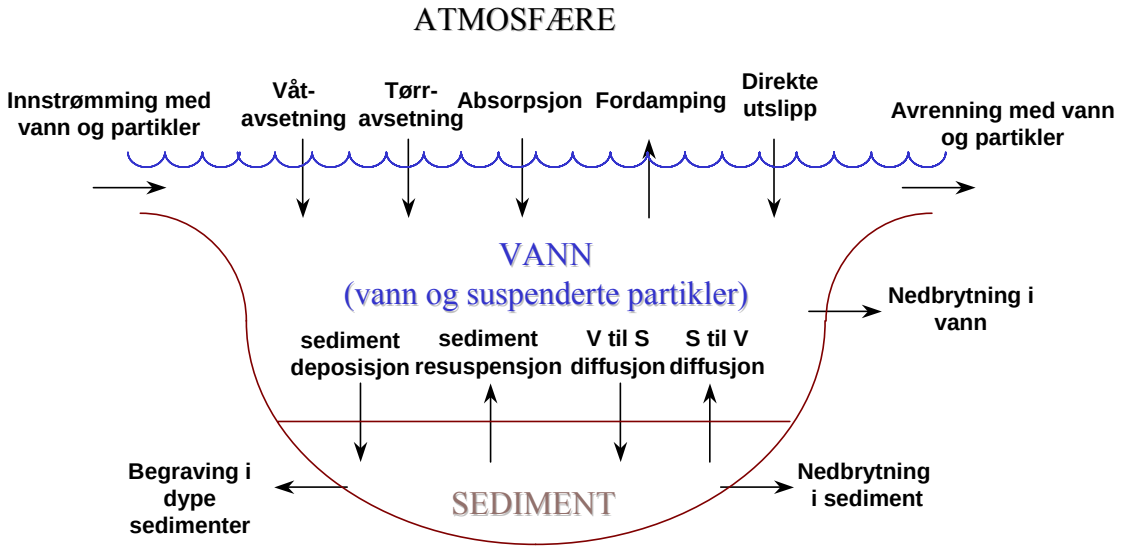
Både prøvetaking og analyse er en utfordring for kvikksølv i utslipp fra renseanlegg, og resultatene viser at store prøveserier er en nødvendighet for å kunne utelukke tilfeldige feil i prøvetaking og/eller analyse, noe som gjenspeiler seg tydelig i at estimatet ligger på mellom 0.17 og 3 kg. De samme usikkerheter som nevnt i kap. 4.3.1 med hensyn på overvann er også gjeldende for kvikksølv, og et totalestimat på 0.17 til 3 kg fra renseanleggene totalt vil bare være et indikativt nivå. Det anbefales sterkt å kvalitetssikre dette gjennom ytterliger analyser.

Det eksisterer også mere data for kvikksølv i avløpsslam fra kommunene rundt Mjøsa for perioden 1989 og fram til nå. Middelkonsentrasjonene i år 2002 var fra 0.5 til 2.2 mg/kg tørrstoff. Det er en minkende trend i konsentrasjonene av kvikksølv fra 1989 og fram til i dag. Disse dataene ligger i SFTs database "Forurensing". Slammet fra Lillehammer avvannes på Lillehammer, transporteres til Rambekk, blandes med annet slam og går inn i råtnetanker. Deretter avvannes det, tørkes, pelleteres og kjøres til Dalborgmarka. Tidligere ble slammet kjørt til Nygard og benyttet som toppdekke/avslutning. Noe slam benyttes som toppdekke/avslutning på Dalborgmarka. Men endel slam legges bare i deponi på Dalborgmarka. Inntil videre ligger slammet på Rambekk på Dalborgmarka og brukes ikke på jordbruks- eller grøntarealer.

5. Utvikling og validering av en modell for miljøgifter i Mjøsa

5.1 Bakgrunn for modellvalg

Hovedmålet med utviklingen og anvendelsen av en modell har vært å undersøke om observerte nivåer av utvalgte miljøgifter i Mjøsa kan forklares ut fra dagens kunnskap om eksisterende tilførsler. Dernest kan modellen være av nytte i et første forsøk på å forstå og forutsi miljøskjebnen for utvalgte miljøgifter i Mjøsa. Modellen kan dermed gi viktige innspill til å avdekke sentrale kunnskapsmangler med hensyn til tilførsler og oppførsel av forurensninger i miljøet, og i vurderingen av effekten av mulige kontrolltiltak for å redusere miljøbelastningen.
I utviklingen av modellen er det viktig å forsøke og finne en optimal balanse mellom realisme og datatilgang. Med realisme menes en modell som gir en tilfredsstillende vitenskapelig og detaljert beskrivelse av de ulike prosesser som påvirker miljøgiftenes oppførsel i innsjøen, og som kan være til nytte for beslutningstakere i forhold til vurdering av kontrolltiltak. Med datatilgang menes her nødvendig informasjon for kvantitativ beskrivelse av ulike prosesser i modellen, samt nødvendig informasjon basert på målinger for å kunne evaluere modellresultatene opp mot observasjoner. Generelt kan man hevde at detaljerte og realistiske modeller er svært krevende med hensyn til inngangsdata, mens kunnskapen om de prosesser og parametere som styrer oppførselen av de aktuelle miljøgifter i Mjøsa fremdeles er svært begrenset. Modellen som har blitt utviklet er derfor relativt enkel for å minimere faren for overparameterisering med hensyn til tilgjengelige informasjon.
Da det videre har vært et viktig moment for SFT å kunne foreta scenarier med hensyn til fremtidig miljøbelastning av Mjøsa i dette prosjektet, har vi valgt å utvikle en dynamisk modell for Mjøsa. Med dynamisk menes her at modellen er utviklet for å kunne vurdere endringer i miljøbelastningen over tid som funksjon av endringer i utslipp.



Figur 19. Sentrale prosesser i Mjøsa-POP (etter Mackay, 2001). De sentrale prosesser i modellen er identisk med QWASI-modellen (Mackay et al., 1983), mens prosessbeskrivelsene i flere tilfeller avviker (Breivik et al., 2003).

Modellen er videre i stor grad basert på QWASI-modellen av Mackay et al., (1983), se Figur 19. QWASI-modellen (Quantitive Water Air Sediment Interaction Model) er en såkalt fugasitetsbasert multimedia modell beregnet på innsjøer (Mackay, 2001). Dette innebærer fokus på beskrivelser av utvekslingsprosesser mellom vann og sedimenter samt mellom vann

og luft. Dette er relevante prosesser og inkludere, da det lenge har vært kjent at miljøgifter kan lekke ut fra sedimenter (Larsson, 1985), og at avdamping av miljøgifter fra innsjøer til luft kan forekomme etter at reduksjoner av utslipp har funnet sted (Jeremiason et al., 1994). QWASI-modellen vurderes som et robust modellverktøy da den har blitt testet og evaluert for mange ulike miljøgifter og miljøer (Mackay, 2001). QWASI-modellen utgjør videre kjernen for nyere og mer kompliserte modeller (se f.eks. Warren et al., 2002) som har blitt utviklet og evaluert for organiske miljøgifter i blant annet Østersjøen (Wania et al., 2000; Breivik & Wania, 2002) samt indre Oslofjord (Breivik et al., 2004b). Modellen for Mjøsa utgjør en modifisert utgave av modellen som har blitt utviklet for indre Oslofjord (Breivik et al., 2003). Modellen som har blitt utviklet for dette prosjekt, har derimot ingen romlig oppløsning, hvilket innebærer at den forsøker å beskrive forholdene for Mjøsa sett under ett. Prosessbeskrivelsene er imidlertid identisk med modellen for indre Oslofjord, og det henvises til Breivik et al. (2003) for en detaljert beskrivelse av samtlige likninger og prosessbeskrivelser.

5.2 Inngangsdata

Modellen behøver tre ulike typer inngangsdata (parametere) for å beskrive omsetningsforhold og miljøskjebne for miljøgiftene. Disse er (*i*) parametere som beskriver egenskapene til miljøgiftene – se 2.2.1, (*ii*) parametere som beskriver egenskaper ved Mjøsa – se 2.2.2, samt (*iii*) informasjon om tilførsler og utslipp av de aktuelle komponenter – se 2.2.3.

5.2.1 Fysikalsk-kjemiske data og nedbrytningshastigheter

Inngangsdata som beskriver miljøgiftene kan inndeles i fysikalsk-kjemiske data, samt nedbrytningshastigheter. I Tabell 10 har vi oppgitt verdier for sentrale PCB-forbindelser.

Tabell 10. Fysikalsk-kjemiske data og halveringstider for PCB (ved 25˚C)

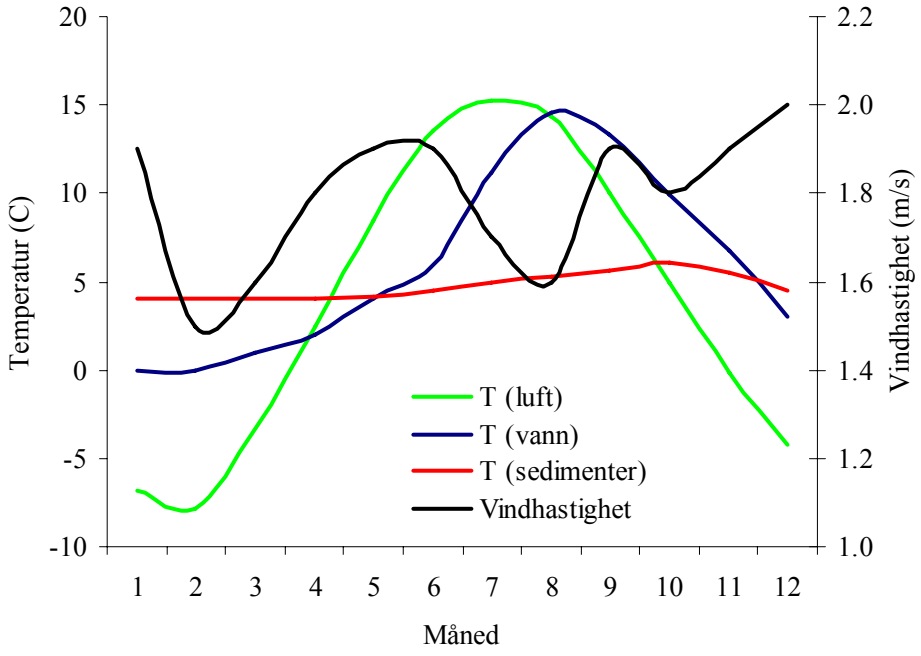
	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180
Molekylvekt [g mol^{-1}] [A)]	257.5	292.0	326.4	326.4	360.9	360.9	395.3
log K_{OW} [A)]	5.66	5.91	6.33	6.69	7.21	6.87	7.16
dU_{OW} [kJ/mol] [A)]	-26.3	-27.3	-23.8	-28.5	-25.0	-31.1	-29.1
log K_{AW} [A)]	-2.18	-2.31	-2.40	-2.67	-2.44	-2.57	-3.00
dU_{AW} [kJ/mol] [A)]	52.3	54.1	59.7	60.5	61.3	62.8	63.6
$t_{1/2}$ vann[2)] [1000t] [B)]	5.5	10	31	46	46	55	55
$t_{1/2}$ sediment[2)] [1000t] [B)]	17	55	55	100	100	170	170
Aktiveringsenergi [kJ/mol] [C)]	30	30	30	30	30	30	30

[A)] Li et al., (2003) [B)] Basert på informasjon gitt i Wania og Daly (2002) supplert med verdier fra Breivik et al., (2004b). [C)] Wania og Daly (2002).

K_{OW} og K_{AW} gir viktig informasjon som benyttes til å beregne fasefordelingen av miljøgiftene mellom luft, vann og organisk materiale (partikler i luft, vann og sedimenter), mens de oppgitte halveringstider er estimat på nedbrytningen i miljøet. Temperaturavhengigheten for fasefordeling beskrives ved hjelp av entalpier for fasefordeling (dU_{OW} og dU_{AW}), mens aktiveringsenergi sier noe om anslått temperaturavhengighet for nedbrytningsprosessene. Inngangsdata som beskriver nedbrytningshastigheter i miljøet vurderes som usikre (Gouin et al., 2004), mens de fysikals-kjemiske inngangsdata vurderes som meget pålitelige ettersom de baserer seg på samtlige empiriske bestemmelser som har blitt foretatt (Li et al. 2003).

5.2.2 Lokalitets-spesifikke data

En kortfattet beskrivelse av inngangsdata som er benyttet til å beskrive Mjøsa som system er oppgitt i det følgende. Tabell 11 oppgir statiske inngangsparametere som i stor grad er basert på tidligere studier gjennomført av NIVA som del av Mjøsaksjonen (1976-1981) og regulære overvåkningsprogram (se f.eks. Holtan et al., 1979; Kjellberg et al., 1982/1986; Kjellberg, 1994; Nashoug, 1999). Videre har meteorologisk institutt bistått prosjektet med meteorologiske data (Elin Lundstad, pers. komm.). En del inngangsdata er ukjente eller ikke bestemt for innsjøen. Disse inngangsdata er derfor basert på erfaringsverdier fra ulike eksperter ved NIVA, NILU samt gjennom litteratursøk. Det presiseres derfor at en del inngangsdata har en betydelig usikkerhet. Videre undersøkelser er nødvendig for å oppnå en bedre karakterisering av disse for derved å oppnå mer pålitelige modellresultater.



Figur 20. Inngangsdata oppgitt med sesongvariasjon (basert på lange tidsserier fra NIVA og Meteorologisk Institutt).

Noen inngangsdata er oppgitt med sesongvariasjon (Figur 20). Variasjon i temperatur er bestemmende for tidsvariasjon i fasefordeling og nedbrytningshastigheter (Breivik et al. 2003), mens variasjon i vindhastighet inngår i beskrivelsen av gassutvekslingen av miljøgifter mellom atmosfære og innsjø (Mackay og Yuen, 1983). Temperatur i luft og vindhastighet er basert på månedlige middelverdier for Kise på Hedmark for perioden 1951-2004 (Elin Lundstad, Meteorologisk Institutt, pers. komm.). Det har vært en betydelig utfordring å anslå sesongvariasjoner i innsjøens temperatur når en betrakter Mjøsa som et enhetlig system uten romlig oppløsning (se f.eks. Kjellberg et al., 1982). For å operere med en entydig parameterisering har vi derfor valgt å benytte målte temperatur ved definerte dybder ved Skreia for perioden 1989-2003 (Gösta Kjellberg, NIVA, pers. komm.). Vanntemperatur i modellen (Figur 20) reflekterer gjennomsnittlig vanntemperatur ved 10 meters dybde i tidsperioden, mens temperatur for sediment i modellen referer til vanntemperatur ved 50 meters dybde.

Tabell 11. Lokalitets-spesifikke inngangsdata. Parametere i kursiv *gir en indikasjon om inngangsdata som vurderes som meget usikre.*

Dimensjoner		***Tetthet***	
Overflateareal for Mjøsa [m^2] [A)]	$3.62 \cdot 10^8$	Oktanol [kg m^{-3}] [K)]	820
Volum [m^3] [A)]	$5.62 \cdot 10^{10}$	Uorganisk faststoff [kg m^{-3}] [K)]	2400
Aktiv sedimentdybde [m] [B)]	0.04	Organisk materiale [kg m^{-3}] [K)]	1000
Hydrologi		***Andre parametere relatert til sediment***	
Årlig nedbørsmengde [mm/år] [C)]	585	Sedimentasjonshastighet [mm $år^{-1}$] [L)]	*1*
Innstrømming av vann til Mjøsa [m^3 sek^{-1}] [D)]	323	Fraksjon som begraves i dypere sediment [-] [M)]	*0.75*
Utstrømming av vann fra Mjøsa [m^3 sek^{-1}] [A)]	320	***Konsentrasjon av partikler / fast stoff***	
Partikulær fraksjon av org. materiale (OM) eller org. Karbon (POC)		Innstrømmende vann [mg L^{-1}] [E)]	*3*
Innstrømmende vann [g OM g^{-1} partikler] [E)]	*0.45*	Mjøsa [mg L^{-1}] [N)]	0.6
Mjøsa [g OM g^{-1} partikler] [F)]	*0.53*	Luft [µg m^{-3}] [O)]	6
Luft [g POC g^{-1} partikler] [G)]	*0.15*	Volumfraksjon av fast stoff i sediment [m^3 m^{-3}] [M)]	0.63
Sediment [g POC g^{-1} partikler] [H)]	0.03	***Diffusjonsparametere og masseoverføringskoeffisienter (MTC)***	
Resuspendert sediment [g POC g^{-1} partikler] [I)]	0.03	Molekylær diffusivitet i vann [m^2 $time^{-1}$] [M)]	$4 \cdot 10^{-6}$
Andre atmosfæreparametere		Diffusivitet i sedimenter (bioturbasjon) [m^2 $time^{-1}$] [J)]	$1 \cdot 10^{-10}$
Partikulær tørravsetningshastighet [m $time^{-1}$] [J)]	1.03	MTC for vann-sed. diffus. (vannsiden) [m $time^{-1}$] [M)]	*0.01*
Utvaskningsforhold [-] [J)]	*68000*	MTC for gassutveksling mellom luft og vann	Se tekst

[A)] Kjellberg (1994) [B)] Antatt verdi (Gösta Kjellberg, NIVA, pers. komm.) [C)] Data for Kise fra Meteorologisk institutt, 1951-2004 (Elin Lundstad, pers. komm.) [D)] Antatt noe høyere enn utstrømming (Gösta Kjellberg, NIVA, pers. komm.) [E)] Beregnet ut fra rapporterte tilførsler av uorganisk og organisk partikulært materiale i Holtan et al. (1979) [F)] Holtan et al. (1979) [G)] Karl Espen Yttri, NILU, pers. komm. basert på verdier i Aas et al. (2002; 2003; 2004) [H)] Aagard et al. (1976) samt Fjeld et al. (2004) under antakelse av at TOC ≈ POC [I)] Antatt lik sediment. [J)] Wania et al. (2000) [K)] Daly og Wania (2002) [L)] Basert på informasjon i Berge et al. (1973); Aagard et al., (1976); Holtan et al. (1979) [M)] Etter Mackay (2001) [N)] Basert på data fra Holtan et al. (1979) og Gösta Kjellberg, NIVA, (pers. komm.) [O)] Leiv Håvard Slørdal, NILU, pers. komm./ Aas et al. (2002; 2003; 2004) .

5.2.3 Tilførsler og utslipp

Hoveddelen av prosjektet har gått ut på å få en bedre forståelse for kilder og tilførsler av utvalgte miljøgifter til Mjøsa med fokus på den atmosfæriske belastning. Dette er diskutert i kapittel 3. Problemer med deteksjonsgrenser for PCB i vannprøvene fra elvene (Tabell 7) gjør at man ikke kan basere kvantifiseringen av tilførsler via elver basert på målinger. Som en midlertidig løsning i mangel av pålitelige målinger, har vi valgt å beregne innstrømming av miljøgifter fra elver ved å skalere resultatene for gjennomsnittet av de fire vannprøvene fra Kise (Tabell 5) på basis av resultater fra de aktuelle passive vannprøvene som ble tatt i elvene (Tabell 6). Omregningsfaktorer er presentert i Tabell 12.

Tabell 12. Målt gjennomsnittskonsentrasjon i vann ved Kise (pg/L), omregningsfaktorer basert på SPMD-målinger samt beregnet konsentrasjon i utvalgte elver.

PCB	Målt	Omregningsfaktor (SPMD)			Beregnet konsentrasjon		
	Kise	Låg/Kis	Mes/Kis	Hun/Kis	Låg	Mes	Hun
	pg/L	-	-	-	pg/L	pg/L	pg/L
PCB-28	2.2	0.41	0.37	4.71	0.9	0.8	10.1
PCB-52	2.5	0.29	0.50	3.24	0.7	1.2	8.1
PCB-101	0.7	0.32	0.78	2.95	0.2	0.6	2.1
PCB-118	0.3	0.34	1.04	3.37	0.1	0.3	1.0
PCB-138	0.3	0.41	0.92	3.18	0.1	0.3	1.1
PCB-153	0.4	0.41	0.84	2.13	0.2	0.3	0.8
PCB-180	0.1	0.52	1.30	3.71	0.1	0.1	0.3

Ut fra disse data er det satt opp en tabell for kvantifisering av tilførsler via luft, elver og direkte tilførsler (renseanlegg) i modellen i Tabell 13. Konsentrasjon i elver angir en midlet konsentrasjon i forhold til midlere vannføring, basert på de beregnede verdier i Tabell 12 og midlere vannføring i Lågen, Mesna og Hunnselva (Kjelberg et al. 1982). Lågen, Mesna og Hunnselva utgjør imidlertid 90% av den midlere vannføringen fra de 15 største elvene som renner ut i Mjøsa (Kjelberg et al. 1982).

Tabell 13. Inngangsdata som har blitt benyttet for å beskrive tilførsler av miljøgifter til Mjøsa i modellen.

Forbindelse	Konsentrasjon i luft (pg/m^3) [A]	Konsentrasjon i elver (pg/L) [B]	Direkte tilførsler (g/år) [C]
PCB-28	1.7	1.0	2.1
PCB-52	1.5	0.9	2.7
PCB-101	0.9	0.3	3.0
PCB-118	0.4	0.1	2.4
PCB-138	0.5	0.2	2.8
PCB-153	0.7	0.2	2.8
PCB-180	0.2	0.1	2.5
ΣPCB_7	6.0	2.7	18.3

[A] Som beskrevet tidligere, se del 4.1.1. [B] se tekst [C] Basert på data fra ni renseanlegg, se del 4.3.

Det poengteres at omregningsfaktorene introduserer en betydelig usikkerhet i beregningen av en midlet konsentrasjon for elver som renner ut i Mjøsa. Videre, så er det en fare for at en vannprøve vil kunne underestimerer den reelle tilførsel fra elvene. Dette begrunnes med at noe partikulært materiale vil kunne transporteres langs elvebunnen. PCB har en økende

affinitet for organisk materiale på partiklene med økende kloreringsgrad. Dersom det forekommer en betydelig transport av PCB på partikler langs elvebunnen kan dette altså gi et tilleggsbidrag utover det vannprøver vil kunne fange opp. For å teste denne hypotesen forsøkte vi å beregne transport av PCB på partikler på basis av målte sedimentkonsentrasjoner i Lågen fra stasjonene Låg-1,2,3 (Fjeld et al. 2004) og sammenligne de med beregnede data for Lågen (se Tabell 12). Data fra stasjon Låg-4 (Svartevjua utenfor Jørstadmoen) er ikke inkludert, da denne prøven ikke ble vurdert som representativ for hovedløpet av Fjeld et al. (2004). Konsentrasjonen av PCB i sediment ble først normalisert i forhold til organisk innhold i sedimentprøvene fra elvebunnen. Dernest ble gjennomsnitt beregnet og korrigert mot midlere tilførsel av partikulært organisk materiale fra Lågen (Holtan et al. 1979) og midlere vannføring for Lågen (Kjellberg et al. 1982). Resultatet er vist i Tabell 14.

Tabell 14. Beregnet konsentrasjon av PCB i Lågen, basert på omregning via SPMD-prøver (Tabell 10 og 11) og ut fra transport av partikulært organisk materiale alene (som beskrevet ovenfor)

Forbindelse	Konsentrasjon i Lågen basert på omregning via SPMD (pg/L)	Konsentrasjon i Lågen basert på transport av partikler (pg/L)
PCB-28	0.9	0.9
PCB-52	0.7	2.2
PCB-101	0.2	4.5
PCB-118	0.1	3.6
PCB-138	0.1	4.5
PCB-153	0.2	4.8
PCB-180	0.1	2.0
ΣPCB_7	2.3	22.4

Som det fremgår av Tabell 14, så viser resultatet at den alternative beregningen generelt gir langt høyere konsentrasjoner av PCB. For ΣPCB_7 så blir konsentrasjonen 10 ganger høyere hvis konsentrasjonen i Lågen beregnes på bakgrunn av sedimentkonsentrasjoner. Man ser også at det relative avviket mellom de to beregninger øker med kloreringsgrad, noe som forklares ut fra den økende affinitet for partikler fra PCB-28 til PCB-180. Det er imidlertid fare for at konsentrasjoner basert på sediment her overestimerer den reelle partikkeltransport, fordi tilførselen av organisk materiale trolig er betydelig lavere enn hva den var i perioden 1973-1976 (Holtan et al. 1979). Dette eksempelet illustrerer imidlertid sammenhengen mellom ulike miljøproblemer som eutrofiering/overgjødsling og organiske miljøgifter (Skei et al. 2000). Dernest så virker det mindre sannsynlig at konsentrasjonen i Lågen (som beregnet ut fra partikler) i realiteten er 3-4 ganger høyere enn hva som ble målt utenfor Kise (Tabell 5 og 12), noe også SPMD-målingene (Tabell 6) tilsier er uriktig. Samlet vurdert har vi derfor valgt å benytte de beregnede konsentrasjoner som er oppgitt i Tabell 13 i modellen. Man bør likevel ta i betraktning at tilførsler via elver er både usikre og kan være tildels betydelig underestimert. Dersom den relative betydning av tilførsler av miljøgifter fra elver skal kunne kvantifiseres med større grad av sikkerhet, så anbefales oppfølgende undersøkelser i fremtiden.

5.3 Evaluering av modell mot observasjoner

De nivåer av miljøgifter man observerer i innsjøen i dag må forstås på bakgrunn av historiske og pågående tilførsler (ettersom miljøgiftene har en lang levtid i miljøet). Det har derfor vært nødvendig å rekonstruere forurensningstilførselen i modellen over en tidsskala som reflekterer levetiden av de aktuelle komponenter i innsjøen. Det er vanskelig å gjøre dette på en

tilfredsstillende måte ettersom den aktuelle forurensningshistorien for Mjøsa er ukjent. En vanlig teknikk for å belyse tidligere tiders tilførsler av miljøgifter, er å analysere daterte sedimentkjerner (f.eks. Christensen & Lo, 1986; Koneczny et al. 1994; Bruckmeier et al., 1997; Gevao et al. 1997). Slike analyser har imidlertid ikke blitt utført i Mjøsa. For å unngå en urealistisk antagelse om konstante tilførsler, ble tilførslene for 2004 (Tabell 13) skalert tilbake i tid i henhold til nasjonale data for PCB i stående masse for årene 1980, 1995 og 2002 (SFT, 2005). I perioden mellom 1995 og 2002 ble stående masse av PCB redusert med om lag 5 % per år. En tilsvarende reduksjon er antatt i perioden 2002-2004.

Det har ikke vært mulig å modellere BDE-209 i inneværende prosjekt på grunn av manglende data vedrørende tilførsler via elver og manglende data for evaluering av modell mot observasjoner.

5.3.1 Evaluering for PCB

5.3.1.1 Vann

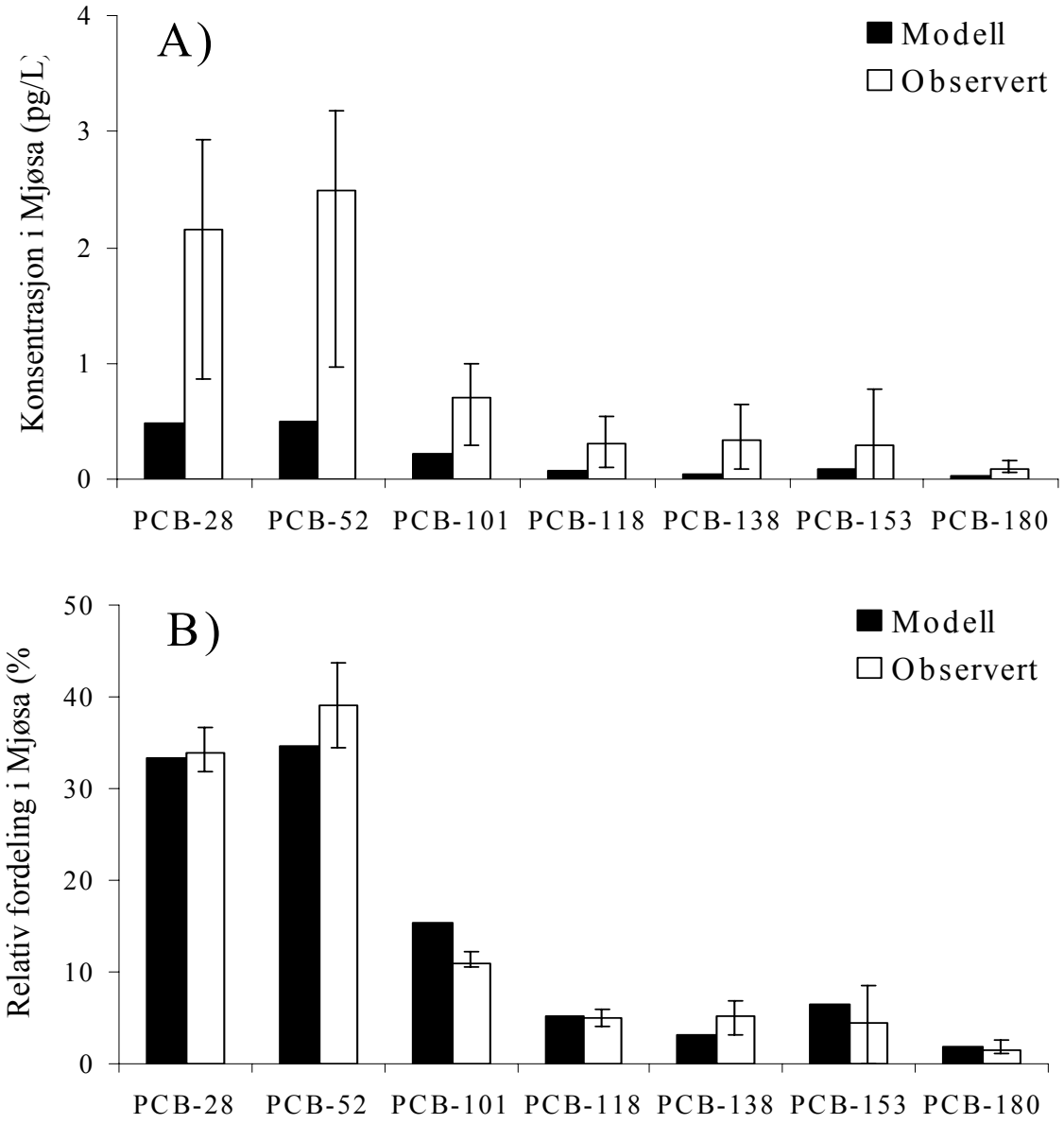
Målingene av PCB i vann utenfor Kise utgjør en viktig referanse for å kunne vurdere om modellen er i samsvar med observasjoner. En sammenligning av resultater fra målingene og modellen er gitt i Figur 21. Resultatene viser klart at modellen underestimerer observerte konsentrasjoner (Fig. 21 A), mens den relative fordelingen (sammensetning i %) er tilfredsstillende reprodusert (Fig. 21 B). For ΣPCB_7 så utgjør den modellerte konsentrasjon 22 % av det observerte gjennomsnitt.

Underestimeringen av observerte konsentrasjoner kan skyldes tre forhold:
1) Underestimering av tilførsler av PCB til innsjøen.
2) Feil i modellen (i beskrivelser av ulike prosesser).
3) At prøven fra Kise ikke er representativ for det generelle belastningsnivå i vannmassene.

Ut fra dagens kunnskap er det ikke mulig å si med sikkerhet om underestimeringen skyldes for lave tilførsler (1) eller feil ved modellen (2). Det er nærliggende å anta at manglende representativitet (3) ikke er den primære årsak til avvik mellom observasjoner og modell, basert på resultater fra de passive vannprøver (se Tabell 6), selv om det ikke kan utelukkes at akkurat disse prøver har vært påvirket av en lokal kilde.

Det man imidlertid kan si med sikkerhet, er at tilførslene nødvendigvis har bias mot underestimering. Dette er diskutert tidligere for renseanlegg (der tilførsler via overløp ikke har blitt kvantifisert), for tilførsler via elver (der beregningene trolig ikke tar tilstrekkelig hensyn til transport på partikler langs elvebunnen) og for luft (der prøvene er fra den kalde årstid med antatt lavere nivåer). Det kan videre ikke utelukkes at det er andre landbaserte tilførsler av PCB til innsjøen som kan gi et betydelig bidrag til det generelle belastningsnivået av de PCB i innsjøen. Mulige kandidater kan være overløp fra renseanlegg under flomperioder samt avrenning fra jordsmonn (se kap 4.3), avfallsfyllinger, industriområder, tettsteder og byer. Økte tilførsler under snøsmelting kan heller ikke utelukkes (Daly & Wania, 2004). Veitrafikk har også blitt trukket fram som mulig kilde for PCB. De passive luftprøvetakerne som har vært lokalisert i nærhet av E6 utenom byområdene (Vingrom, Minnesund) tilsier imidlertid ikke at veitrafikk gir et betydelig bidrag til de atmosfæriske tilførsler. Totalt sett, så er imidlertid tilførslene som har blitt kvantifisert små (se Tabell 13 og Tabell 16) når man sammenligner med de mengder av PCB som ble har blitt benyttet i Norge (SFT, 2005) og de mengder PCB som ulike produkter inneholder. For eksempel, PCB-holdige kondensatorer i

gamle lysrørarmaturer inneholder 30 til 70 gram ren PCB. Det sier seg selv at dersom selv små mengder av PCB-holdig avfall skulle havne i Mjøsa og lekke ut til omgivelsene, så kan det gi et betydelig bidrag til miljøbelastningen i innsjøen.



Figur 21. Sammenligning av observert (gjennomsnitt) og modellert total konsentrasjon av ulike PCB-forbindelser i vann fra Mjøsa (Kise), høsten 2004. A) Absolutte konsentrasjoner. B) Relativ fordeling av ulike enkeltforbindelser. Vertikale linjer for observerte konsentrasjoner angir verdier for maksimum og minimum.

Videre kildeundersøkelser synes nødvendig dersom man skal oppnå en forbedret karakterisering av de tilførsler som kontrollerer nivåer av PCB i Mjøsa. En mer omfattende studie for å kartlegge romlig variasjon av miljøgifter i stasjonære arter i innsjøen, eller i sedimenter i tilknytning til potensielle punktkilder / kildeområder kan være en mulig strategi. Videre så ble målingene av PCB i luft foretatt i perioden september 2004 til og med januar 2005. Som tidligere nevnt, så indikerer resultatene fra denne og andre undersøkelser at nivåene av PCB generelt er høyere i den varme årstid enn i den kalde årstid (Haugen et al.

1999). De reelle atmosfæriske tilførsler kan dermed være noe underestimert i modellen, uten at dette forhold forventes å kunne forklare hele avviket mellom modell og observasjoner.

Avviket mellom modell og observasjoner kan også skyldes feil i modellen. En betydelig usikkerhet er relatert til beskrivelsen og kvantifiseringen av utvekslingsprosesser mellom vann og sedimenter. Som tidligere nevnt så vil nivåene av PCB i Mjøsa skyldes både pågående tilførsler og historiske utslipp. Det er en fare for at modellen overestimerer ulike tapsprosesser for PCB i innsjøen, noe som vil medføre en underestimering av observerte konsentrasjoner. Videre så kan forurensningshistorien til Mjøsa og utlekking av PCB fra sedimenter være underestimert i modellen, noe som også vil medføre at modellen underestimerer observerte konsentrasjoner. Det påpekes imidlertid at modellen er i stand til å reprodusere den relative fordeling av PCB i vann, noe som gir en indikasjon om at egenskapene til PCB er tilfredsstillende beskrevet i modellen.

5.3.1.2 Sedimenter

Problemstillinger vedrørende representativitet, gjør at det er en større utfordring å sammenligne resultater fra modellen med observasjoner for sediment. Dette skyldes at sedimenter forventes å utvise en langt større romlig variabilitet i nivåer av PCB, sammenlignet med nivåer i vann. Særlig gjelder dette lokaliteter der direkte tilførsler til Mjøsa pågår eller har pågått. Så langt har det ikke blitt foretatt undersøkelser med henblikk på å oppnå et representativ bilde over den generelle miljøgiftbelastningen i sediment i Mjøsa, tilsvarende tidligere undersøkelser i Oslofjorden (Konieczny et al. 1994).

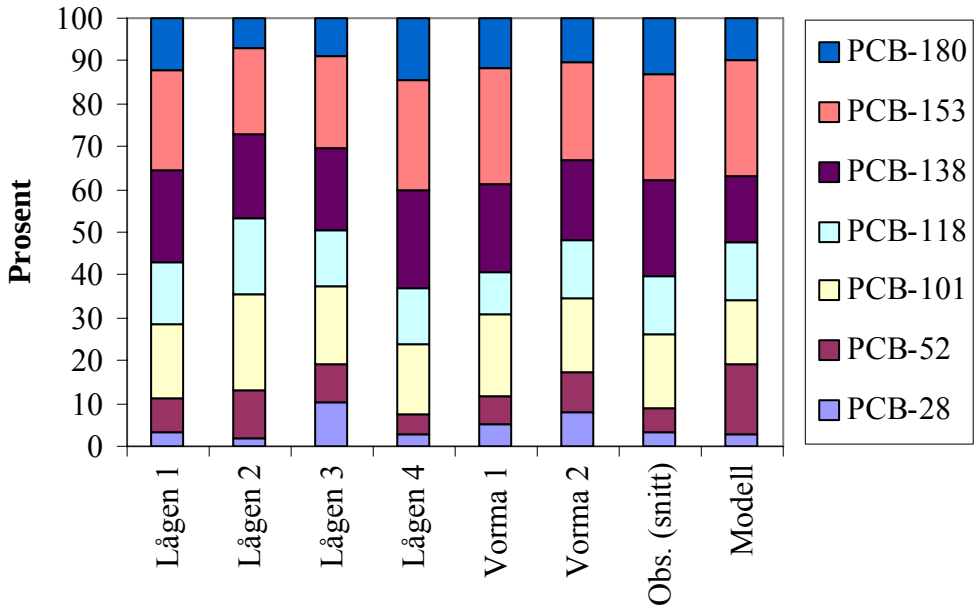
Tabell 15. Resultater fra noen tidligere undersøkelser av ΣPCB_7 i sediment i Mjøsa (gitt i µg ΣPCB_7/kg tørrvekt).

Lokalitet	År	ΣPCB_7	Referanse
Totenvika	1990	0.5	Kjellberg, 1991
Tangenvika	1990	2.3	Kjellberg, 1991
Åkersvika	1990	1.2-326	Kjellberg, 1991
Mjøsa[A]	1996/1997	1-30	Rognerud et al. 1997
Mjøsa[B]	1996	5.4-11	Kjellberg pers. komm.
Hamar (n=30)	1999	0.2-121	Kjellberg og Løvik (2000)
Lågen (n=4)	2004	0.99-20.01	Fjeld et al. 2004
Vorma (n=2)	2004	0.87-1.13	Fjeld et al. 2004
Modell	2004	0.24	

[A] Prøvene ble tatt ved Lillehammer, Gjøvik, Brummundal, Hamar og Totenvika. [B] Prøver fra Furnesfjorden (60m) og Hamarfjorden (160m). Upubliserte data fra Gøsta Kjellberg, NIVA.

For eksempel, Kjellberg og Løvik (2000) undersøkte konsentrasjoner av toppsedimenter (0-2 cm) fra 30 lokaliteter nær NSBs verkstedsområde i Hamar og fant en betydelig romlig variasjon i 1999 (0.2-121 µg ΣPCB_7/kg tørrvekt). Formålet med deres undersøkelse var imidlertid å vurdere belastningsnivåer lokalt ved en kjent forurensningskilde. En sammenstilling av modellresultater fra lokale "hot-spots" mot modellerte konsentrasjoner som skal forsøke å si noe om nivåene for Mjøsa sett under ett, må derfor vurdere observasjoner på bakgrunn av representativitet. Resultater fra modellen gir en gjennomsnittskonsentrasjon for PCB i sedimenter i år 2004 på 0.24 µg ΣPCB_7/kg tørrvekt, mens målingene generelt angir høyere nivåer (Tabell 15). Det er verd å bemerke at de nivåer av ΣPCB_7 som har blitt målt i tidligere undersøkelser og som ikke har bias mot belastede lokaliteter synes å ligge innenfor

SFTs tilstandsklasse I (*ubetydelig – lite forurenset*), mens nivåene av PCB i rovfisk likevel er over tiltaksgrensen for kostholdsrestriksjoner.



Figur 22. Relativ fordeling av ulike kongenere i sedimentprøver fra Lågen og Vorma (Fjeld et al. 2004), observert gjennomsnitt for disse prøver samt modell.

En sammenligning av relativ fordeling i sediment fra 2004 er gitt i Figur 22. Igjen synes det om som om modellen er noenlunde i overensstemmelse med den observerte relative fordeling i sediment.

6. Anvendelse av modellen for PCB

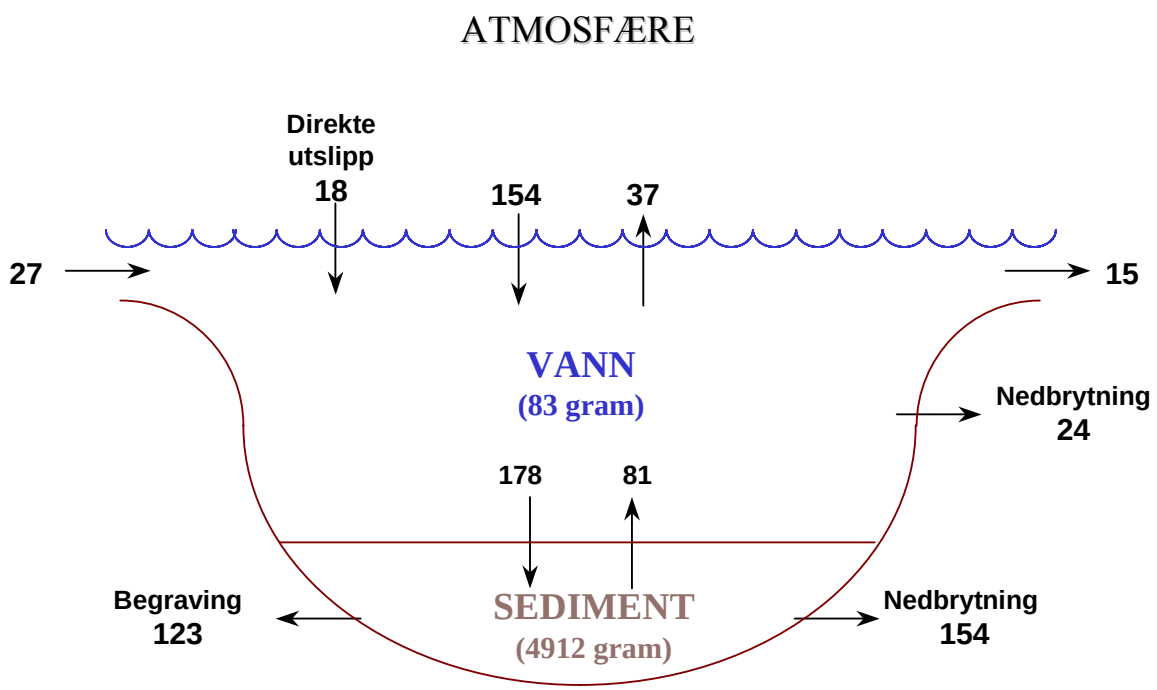
6.1 Oversiktsbilde for PCB i Mjøsa, 2004

Modellevalueringen viste at modellen underestimerer observerte konsentrasjoner i vann og sediment, mens den relative fordeling av PCB ble tilfredsstillende reprodusert. Videre så bemerkes det at det er få observasjoner som modellen kan sammenlignes med. Dette innebærer at det er vanskelig å ha tiltro til de absolutte resultater som modellen genererer med inneværende inngangsdata (som er styrende for prosessbeskrivelsene). Likevel, så kan modellen være med på å gi et forenklet – om enn usikkert – helhetsbilde for oppførsel og miljøskjebnen til PCB for år 2004. Det kan også være av stor betydning for fremtidige undersøkelser at visse utgangsdata fra modellen blir rapportert, slik at nye resultater kan sammenlignes mot resultater fra denne undersøkelsen og forbedre kunnskapsgrunnlaget.

Tabell 16. Massebalanse for PCB for Mjøsa, 2004.

		28	52	101	118	138	153	180	ΣPCB_7
Tilførsler	**Totalt (gram)**	**51**	**50**	**31**	**16**	**18**	**25**	**9**	**200**
	Atmosfære (%)	75	77	82	77	76	82	67	77
	Utslipp (%)	4	6	10	15	16	11	27	9
	Elver (%)	21	18	9	8	8	7	6	14
Tapsprosesser	**Totalt (gram)**	**61**	**82**	**60**	**35**	**40**	**54**	**20**	**352**
	Fordamping (%)	28	16	7	2	1	2	<1	10
	Nedbr. Vann (%)	23	10	2	1	<1	1	<1	7
	Nedbr. Sed. (%)	35	44	56	48	49	36	36	44
	Utstrømming (%)	8	6	4	2	1	2	2	4
	Begraving (%)	6	24	31	47	49	60	61	35
Tilførsel / Tap (g/g)		0.83	0.60	0.51	0.46	0.45	0.46	0.46	0.57
Mengde	**Totalt (Kg)**	**0.17**	**0.80**	**0.73**	**0.65**	**0.77**	**1.31**	**0.48**	**4.91**
	Vann (%)	16	4	2	<1	<1	<1	<1	2
	Sediment (%)	84	96	98	>99	>99	>99	>99	98

Av de kvantifiserte tilførsler, så indikerer modellen at disse domineres av atmosfæriske tilførsler (77%), etterfulgt av elver (14%) og direkte utslipp (9%). Som tidligere nevnt, kan tilførslene til Mjøsa (og da særlig direkte utslipp) være underestimert.



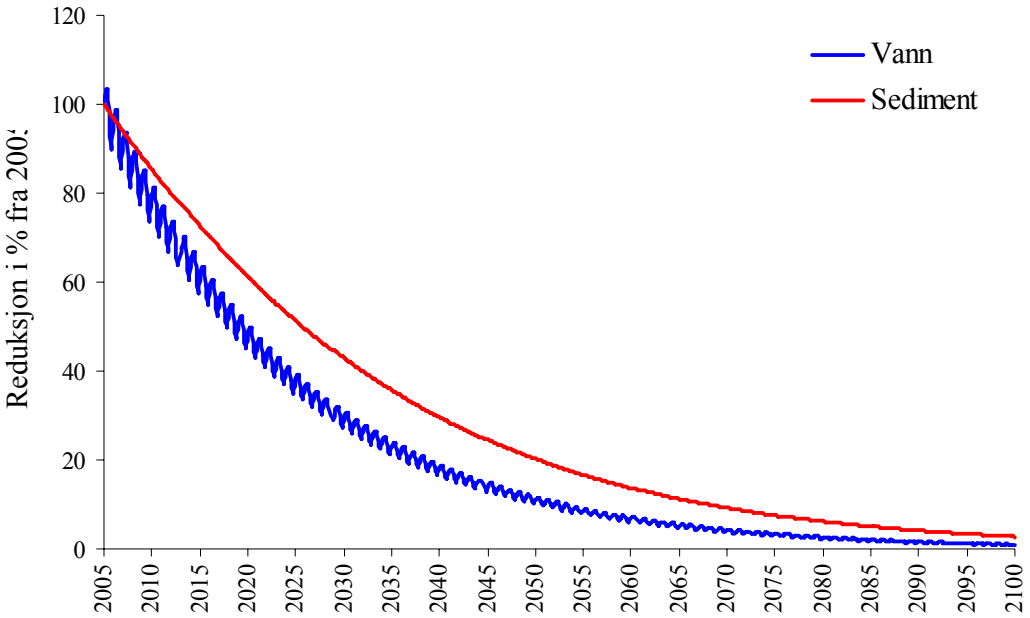
Figur 23. Beregnet massebalanse for ΣPCB$_7$ for Mjøsa, 2004 (i gram per år). Mengde av PCB i vann og overflatesediment er også angitt i parentes.

PCB forsvinner fra Mjøsa via fem ulike prosesser. Disse er fordamping fra innsjøen (10%), nedbrytning i vann (7%) og sedimenter (44%), utstrømming via Vorma (4%) og begraving i dypere sedimenter (35%). Resultatene indikerer videre at det totale tap (i gram) er nesten dobbelt så stort som tilførslene i 2004, noe som gir en indikasjon om innvirkningen av tidligere tiders utslipp kontra pågående tilførsler på dagens nivåer i Mjøsa.

Den totale mengden av ΣPCB$_7$ i Mjøsa (vann pluss overflatesediment fra 0 til 4 cm) er beregnet til å være nesten 5 kg ved utgangen av 2004. Det kan til sammenligning nevnes at Kjellberg og Løvik (2000) beregnet den totale mengden av ΣPCB$_7$ i overflatesediment (0-2 cm) i Båthavnsvika ved Hamar til å være ca 2.3 gram ΣPCB$_7$. Dette betyr imidlertid ikke at de lokale effekter av de forhøyede nivåene i Båthavnsvika (eller eventuelle andre med sterkt belastede sediment) uten videre kan neglisjeres.

6.2 Hypotetisk scenario for fremtidig utvikling

I og med at data for evaluering av modellens robusthet og utsagnskraft er svært begrenset og modellen viser seg å underestimere observerte konsentrasjoner, bør ikke modellen anvendes for å vurdere fremtidige absolutte konsentrasjonsnivåer. Likevel indikerer evalueringen at modellen er i stand til å reprodusere den relative sammensetning i innsjøen på en tilfredsstillende måte. Modellen kan dermed, med forbehold om de betydelige usikkerheter som er beskrevet, anvendes til å forsøke å belyser relative endringer i fremtiden, gitt definerte scenario.



Figur 24. Beregnet reduksjon i konsentrasjoner i vann og sediment for ΣPCB$_7$ (i %) ved en hypotetisk 5 % reduksjon i tilførsler per år fra 2005 til 2100.

Et eksempel på et slikt scenarie er presentert i Figur 24 der tilførslene av PCB blir redusert med 5 % per år. Under dette scenariet vil konsentrasjonen i vann være redusert il 50 % i forhold til dagens nivå i 2019 (året etter at tilførslene er redusert tilsvarende) mens konsentrasjonen i sediment vil bli redusert til 50% i 2025. Det er verd å bemerke at halveringen av nivåer i sediment inntreffer kun 6 år etter tilsvarende reduksjon i vann. Det presiseres til slutt at dette scenariet skisserer en hypotetisk utvikling, og er kun ment å illustrere potensialet for modellverktøyet, dersom en mer nøyaktig kildekarakterisering og systemforståelse (det siste gjennom forbedring av modellen) kan oppnås i fremtiden. Det er likevel hevet over enhver tvil at PCB kommer til å være til stede i Mjøsa i mange år fremover. En forbedret systemforståelse og kildekarakterisering vi kunne gi mer pålitelig informasjon for hvor lang tid det vil kunne ta gitt definerte scenario for kontrolltiltak.

7. Konklusjoner og oppsummering

7.1 PCB

Samlet vurdert tilsier resultatene at tilførselsmønsteret for PCB til Mjøsa er sammensatt, og at det kan være betydelige tilførsler av PCB som ennå ikke er identifisert. Resultatene fra dette prosjektet tyder imidlertid på at atmosfæren er en viktig kilde av PCB til Mjøsa, sammenlignet med en første beregning av tilførsler via elver (basert på beregnede konsentrasjon i vann) samt renseanlegg (under normale operasjonsforhold).

Nivåene av PCB i luft rundt Mjøsa er nokså typisk for bakgrunnsbelastningen i Norge. Nivåene av PCB i luft er over tid noe høyere i byene Hamar og Gjøvik, noe som tilsier at det kan være en viss variabilitet med hensyn til atmosfæriske tilførsler rundt Mjøsa, forårsaket av lokale utslipp til luft i regionen. Til sammenligning er nivåene av PCB i Oslo ti til femti ganger høyere enn det generelle belastningsnivå rundt Mjøsa. Forhøyede nivåer av PCB i luft, sammenfaller med transportepisoder fra områder utenfor Mjøsregionen. Osloregionen, de

britiske øyer samt Øst-Europa / Russland peker seg ut som sannsynlige bidragsytere. Andre modellberegninger av langtransport av PCB til Norge tyder på at den atmosfæriske deposisjonen av PCB langt overstiger våre nasjonale utslipp. Undersøkelser foretatt under Genevekonvensjonen (CLRTAP) indikerer at de langtransporterte tilførslene oversteg nasjonale utslipp med mer enn en faktor 25 i år 2000 (Mantseva et al., 2004). Det er viktig å merke seg at dette er et usikkert estimat for Norge sett under ett, og at dette forholdet må forventes å variere sterkt for ulike områder i landet (særlig forventer man en reduksjon i dette forhold ved nærhet til nasjonale kildeområder for utslipp av PCB til luft). Nærhet til Osloregionen kan for eksempel bidra til en betydelig reduksjon av dette forholdet for Mjøsa.

Resultatene tilsier videre at landbaserte tilførsler rundt Mjøsa er mangelfullt karakterisert og kvantifisert. Overløp fra renseanlegg peker seg ut som *en* sannsynlig kilde som kan gi forhøyede tilførsler av PCB til Mjøsa under flomperioder, ut over det som er beregnet i denne rapporten. Transport av PCB på partikler langs bunnen av elver er en annen kilde som kan gi tilleggsbidrag utover de foreløpige estimat på tilførsler via elvene.

Modellen som har blitt utviklet for å belyse sammenhenger mellom tilførsler og nivåer i innsjøen underestimerer observerte konsentrasjoner av PCB. Den relative fordeling av ulike enkeltforbindelser synes imidlertid tilfredsstillende reprodusert. Resultatene viser et sammensatt bilde der nivåene i Mjøsa kan forklares ut fra eksisterende og historiske tilførsler. Modellen (som tar hensyn til begge deler), kan forklare om lag en fjerdedel av de observert nivåer av ΣPCB_7, basert på vannprøver tatt utenfor Kise. Avviket mellom observerte konsentrasjoner forventes primært å kunne skyldes to forhold: 1) Underestimering av tilførsler av PCB til innsjøen. 2) Feil og mangler ved modellen. Ut fra dagens kunnskap er det vanskelig å vurdere hvilken av disse to faktorer som er av størst betydning.

Usikkerhet i eksisterende datagrunnlaget gjør at det er en utfordring å gi spesifikke anbefalinger vedrørende kontrolltiltak som man med sikkerhet kan si vil medføre en betydelig reduksjon av PCB-belastningen i Mjøsa. Resultatene som er presentert og diskutert er likevel til nytte for identifisering av sentrale kunnskapsmangler, slik at beslutningsgrunnlaget eventuelt kan forbedres.

Atmosfæren skiller seg likevel ut som dominerende kilde for de pågående tilførsler som har blitt kvantifisert, og ytterligere bestrebelser på å redusere utslipp av PCB til luft kan være med på å bidra til reduserte nivåer i innsjøen. Resultatene tyder imidlertid på at episoder med forhøyet belastning primært skyldes langtransport fra områder utenfor Mjøsregionen. Videre tiltak for å redusere utslipp til luft bør derfor vurderes i sammenheng med nasjonal planer for utfasing av PCB, samt gjennom videre oppfølging av internasjonale avtaler.

Resultatene tilsier også at andre landbaserte tilførsler av PCB kan være underestimert. Tiltak lokalt bør derfor i første omgang fokusere på å oppnå en forbedret karakterisering av lokale landbaserte tilførsler. Det kan heller ikke utelukkes at kilder i innsjøen (*utlekking av PCB fra sediment fra belastede sediment, eventuelt PCB-holdig avfall som kan ha havnet i innsjøen*) kan gi et signifikant bidrag til det generelle belastningsnivået i Mjøsa. Da sediment utgjør et viktig reservoar for PCB, så bør videre undersøkelser søke å bedre systemforståelsen for prosesser som er bestemmende for utveksling av PCB mellom vann og sediment. Eventuelle fremtidige undersøkelser bør uansett fokusere på Mjøsa sett under ett, da kostholdsrådet gjelder for hele innsjøen.

7.2 PBDE

Atmosfæriske nivåer av PBDE utviser en betydelig variasjon i rom og tid. Lillehammer utpeker seg som kildeområde til luft rundt Mjøsa for sentrale enkeltforbindelser som inngår i den tekniske blandingen penta-BDE. I motsetning til PCB, så viser de passive luftprøvetakerne at det generelle belastningsnivået av penta-BDE forbindelser over tid er enda høyere på Lillehammer enn i Oslo. De forhøyede nivåer synes over tid å være begrenset til Lillehammer-regionen, noe som tilsier at utslippene *generelt* har et begrenset potensiale for spredning via luft fra Lillehammer til sørlige deler av Mjøsa. På basis av disse data kan man ikke si hvilke(n) kilde(r) som medfører et høyere belastningsnivå ved Lillehammer. Det kan skyldes avdamping fra sterkt forurensede medier (forårsaket av tidligere tiders utslipp), eller det kan være en eller flere primærkilder i Lillehammerregionen som ikke har blitt identifisert.
Basert på luftmålingene fra Kise av $\Sigma PBDE_5$ (BDE-28, 47, 99, 100 og 153), så synes $\Sigma PBDE_5$ i større grad enn PCB å være kontrollert av transportepisoder med forhøyede nivåer. En analyse av luftmassenes opprinnelse samt resultatene samlet vurdert, tilsier at episodene for $\Sigma PBDE_5$ på Kise skyldes både lokal atmosfærisk transport fra Lillehammer-regionen og langtransport (Storbritannia). Det er interessant å merke seg at nivået av deka-BDE (BDE-209) i lufta på Kise er på samme nivå som $\Sigma PBDE_5$, selv om BDE-209 er mindre flyktig og generelt har et mer begrenset potensiale for atmosfærisk langtransport enn andre BDE-forbindelser. Det høyeste nivået av BDE-209 som ble målt, sammenfaller med en langtransport episode som også viste forhøyede nivåer av $\Sigma PBDE_5$, hvor Storbritannia peker seg ut som sannsynlig kilderegion.

7.3 Kvikksølv

Konsentrasjonene av total kvikksølv i nedbør ved Kise er noe høyere enn ved Birkenes. På grunn av et betydelig høyere nedbørsmengde ved Birkenes nedfallet ved Kise bare halvparten av det som er målt ved Birkenes. Moseundersøkelsene sammen med atmosfæriske utslippsdata fra Statistisk sentralbrå tyder på at Mjøsregionen ikke er en betydelig kilderegion for kvikksølvutslipp til atmosfæren. Det kan likevel ikke utelukkes at det finnes kilder som kan påvirke luftkonsentrasjonene. Et grovt estimat av atmosfærisk nedfall til Mjøsa er beregna til å være 2 kg per år. Et indikativt nivå for tilførsel fra renseanleggene er ca 0.16-3 kg per år.

8. Referanser

Aagard, P., Holtan, H. og Baalsrud, K. (1976) Mjøsprosjektet. Sedimentologiske undersøkelser 1972-1974. Resultater og kommentarer. Delrapport nr. 7. Oslo, Norsk institutt for vannforskning.

Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. (2002) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 2001. Kjeller (NILU OR 21/2002) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 847/02).

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. (2003) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 2002. Kjeller (NILU OR 23/2003) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 877/03).

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. (2004) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 2003. Kjeller (NILU OR 47/2004) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 903/04).

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. (2005) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 2004. Kjeller (NILU OR 26/2005) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 929/05).

Bekkevold, S., Heie, A. og Tiltnes, A. (1988) Tiltaksanalyse Mjøsa. Tiltak 15. Miljøgifter. Oppdrag nr. P88-513. Oslo, Statens forurensningstilsyn.

Berg, T., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L. og Steinnes, E. (2003) Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. Kjeller (NILU OR 12/2003) (Statlig program for forurensningsovervåking. TA-1950/2003)

Berge, F. (1973) Mjøsprosjektet. Delrapport Nr. 2. En undersøkelse av fossile diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Helgøya 1972. Oslo (NIVA-rapport O-91/69).

Breivik, K. og Wania, F. (2002) Evaluating a model of the historical behavior of two hexachlorocyclohexanes in the Baltic Sea environment. *Environmental Science and Technology, 36, 1014-1023*.

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M. and Jones, K.C. (2002) Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 1. Global production and consumption. *Science of the Total Environment, 290*, 181-198.

Breivik, K., Bjerkeng, B., Wania, F., Magnusson, J., Helland, A. Pacyna, J.M. (2003) The Oslofjord POP Model v. 1.0. A fugacity-based non-steady state non-equilibrium multimedia fate and transport model. Kjeller (NILU OR 24/2003).

Breivik, K., Alcock, R., Li, Y.F., Bailey, R.E., Fiedler, H. and Pacyna, J.M. (2004a) Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution, 128*, 3-16.

Breivik, K., Bjerkeng, B., Wania, F., Helland, A. and Magnusson, J. (2004b) Modeling the fate of polychlorinated biphenyls in the Inner Oslofjord, Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry*,*23*, 2386-2395.

Brown, J.F., Frame, G.M., Olson, D.R. and Webb, J.L. (1995) The sources of the coplanar PCBs. *Organohalogen Compounds*,*26*, 427-430.

Bruckmeier, B.F.A., Jüttner, I., Schramm, K.-W., Winkler, R., Steinberg, C.E.W. and Kettrup, A. (1997) PCBs and PCDD/Fs in lake sediments of Grosser Arbersee, Bavarian Forest, south Germany. *Environmental Pollution*,*95*, 19-25.

Christensen, E.R. and Lo, D.-K. (1986) Polychlorinated biphenyls in dated sediments of Milwaukee Harbour, Wisconsin, USA. *Environmental Pollution*,*12*, 217-232.

Daly, G.L. and Wania, F. (2004) Simulating the Influence of Snow on the fate of organic compounds. *Environmental Science and Technology*,*38*, 4176-4186.

Fjeld, E., Schlabach, M., Rognerud, S. og Källberg, G. (2004) Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004. Oslo (NIVA Rapport 4896-2004) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 910/04).

Gevao, B., Hamilton-Taylor, J., Murdoch, C., Jones, K.C., Kelly, M. and Tabner, B.J. (1997) Depositional time trends and remobilisation of PCBs in lake sediments. *Environmental Science and Technology*,*31*, 3274-3280.

Gouin, T., Cousins, I. and Mackay, D. (2004) Comparison of two methods for obtaining degradation half-lives. *Chemosphere*,*56*, 531-555.

Harner, T., Shoeib, M., Diamond, M., Stern, G. and Rosenberg, B. (2004) Using passive air samplers to assess urban-rural trends for persistent organic pollutants. 1. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides. *Environmental Science and Technology*,*38*, 4474-4483.

Hassanin, A., Breivik, K., Meijer, S.N., Steinnes, E., Thomas, G.O. and Jones, K.C. (2004) PBDEs in European background soils: levels and factors controlling their distribution. *Environmental Science and Technology*,*38,* 738-745.

Haugen, J.-E., Wania, F. and Lei, Y.D. (1999) Polychlorinated biphenyls in the atmosphere of Southern Norway. *Environmental Science and Technology*,*33*, 2340-2345.

Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. (1979) Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. Oslo. (NIVA Rapport 1117).

Jaward, F.M., Farrar, N.J., Harner, T., Sweetman, A.J. and Jones, K.C. (2004) Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe. *Environmental Science and Technology*,*38*, 34-41.

Jeremiason, J.D., Hornbuckle, K.C. and Eisenreich, S.J. (1994). PCBs in Lake Superior, 1978-1992. Decrease in water concentrations reflect loss by volatilization. *Environmental Science and Technology, 28*, 903-914.

Kjellberg, G., Berge, D., Berge, F., Berglind, L., Blakar, I., Brettum, P., Hals, B., Holtan, G., Holtan, H., Justås, G., Kjellqvist, T., Kulsvehagen, E., Nashaug, O., Norheim, M.-G., Rognerud, S., Sahlqvist, E.-Ø., Sørensen, K. og Tjomsland, T. (1982) Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. Oslo (NIVA Rapport 1450) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 54/82B)

Kjellberg, G., Hals, B., Holtan, G., Holtan, H., Justås, G., Rognerud, S. og Sahlqvist, E.-Ø. (1986) Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976-85. Oslo (NIVA Rapport 1888) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 241/86)

Kjellberg, G. (1991) Konsekvensanalyse ved en eventuell utfylling av et 4,6 dekar stort område i Åkersvika Naturreservat ved NSB's båthavn. NIVA-notat datert 1/11-1991.

Kjellberg, G. (1994) Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1993 med samlet konklusjon fra utviklingen de siste 20 år. Oslo (NIVA Rapport 3084) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 558/94).

Kjellberg, G. og Løvik, J.E. (2000) PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen. Rapport fra undersøkelse i 1999. Oslo (NIVA Rapport 4167-2000).

Konieczny, R.M., Berglind, L., Brevik, E.M., Kjellberg, F., Lauritzen, B.H., Tellefsen, T. og Viljø, M. (1994) Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Oslo (NIVA Rapport 3094) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 561/94).

Larsson, P. (1985) Contaminated sediments of lakes and oceans act as sources of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere. *Nature*,*317*, 347-349.

Li, N.Q., Wania, F., Lei, Y.D. and Daly, G.L. (2003) A comprehensive and critical compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for selected polychlorinated biphenyls. *Journal of physical and chemical reference data*,*32*, 1545-1590.

Mackay, D. (2001) Multimedia Environmental Models – The Fugacity Approach. 2nd ed., Boca Raton, Lewis FL, USA.

Mackay, D. and Yuen, A.T.K. (1983) Mass transfer coefficient correlations for volatilisation of organic solutes from water. *Environmental Science and Technology*,*17*, 211-216.

Mackay, D., Paterson, S. and Joy, M. (1983) A quantitative water, air, sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes. *Chemosphere*,*12*,981-997.

Mantseva, E., Dutchak, S., Rozovskaya, O. and Shatalov, V. (2004) EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. Moscow, Meterological Synthesizing Centre – East (EMEP MSC-E Information Note 5/2004).

Nashoug, O. (red.). (1999). Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa.

Ockenden, W.A., Corrigan, B.P., Howsam, M. and Jones, K.C. (2001) Further developments in the use of semipermeable membrane devices as passive air samplers: Application to PCBs. *Environmental Science and Technology*,*35*, 4536-4543.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. (1997) Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Oslo (NIVA Rapport 3699-97) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 712/97).

SFT (2005) Nasjonale utslipp av prioriterte miljøgifter i 1995 og 2002. Oslo, Statens forurensningstilsyn (TA-2080/2005).

Shoeib, M. and Harner, T. (2002) Characterization and comparison of three passive air samplers for persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology*,*36*, 4142-4151.

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. and Broman, D. (2000) Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio*,*29*, 184-194.

Snilsberg, P., Fjeld, E., Schlabach, M. og Eggen, T. (2005) Vurdering av bromerte flammehemmere til Mjøsa fra deponier og kommunale renseanlegg. (Statlig program for forurensningsovervåking. TA-2104/2005).

Stohl, A., Wotawa, G., Seibert, P. and Kromp-Kolb, H. (1995) Interpolation errors in wind fields as a function of spatial and temporal resolution and their impact on different types of kinematic trajectories. *Journal of Applied Meteorology*,*34*, 2149-2165.

Stohl, A. and Seibert, P. (1998) Accuracy of trajectories as determined from the conservation of meteorological tracers. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*,*124*, 1465-1484.

Wania, F. Haugen, J.-E., Lei, Y.D. and Mackay, D. (1998) Temperature dependence of atmospheric concentrations of semivolatile organic compounds. *Environmental Science and Technology*,*32*, 1013-1021.

Wania, F. and Daly, G.L. (2002) Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmospheric Environment*,*36*, 5581-5593.

Wania, F. and Dugani, C.B. (2003) Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*,*22,* 1252-1261.

Wania, F., Persson, J., Di Guardo, A. and McLachlan, M.S. (2000) The POPCYCLING-Baltic model. A non-steady state multicompartment mass balance model of the fate of persistent organic pollutants in the Baltic Sea environment. Kjeller (NILU OR 10/2000).

Wania, F., Shen, L., Lei, Y.D., Teixeira, C. and Muir, D.C. (2003) Development and Calibration of a resin-based passive sampling system for monitoring persistent organic pollutants in the atmosphere. *Environmental Science and Technology*,*37*, 1352-1359.

Warren, S., Mackay, D., Bahadur, N.P. and Boocock, D.G.B. (2002) A suite of multi-segment fugacity models describing the fate of organic contaminants in aquatic systems: application to the Rihand Reservoir, India. *Water Research*,*36*, 4341-4355.

Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE	RAPPORT NR.	ISBN 82-425-1690-1	
OPPDRAGSRAPPORT	NILU OR 44/2005	ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER	PRIS
		55	NOK 150,-

TITTEL Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa Tiltaksorientert forundersøkelse	PROSJEKTLEDER Martin Schlabach NILU PROSJEKT NR. O-104069
FORFATTER(E) Knut Breivik, Martin Schlabach, Torunn Berg	TILGJENGELIGHET * A OPPDRAGSGIVERS REF. Kontrakt nr 6004098
OPPDRAGSGIVER Statens forurensningstilsyn	

STIKKORD		
Miljøgifter	Mjøsa	Modell

REFERAT
Tilførsler av utvalgte miljøgifter til Mjøsa har blitt undersøkt og vurdert. Samlet vurdert tilsier resultatene at tilførselsmønsterert for PCB er sammensatt, og at det kan være betydelige kilder som ennå ikke er identifisert. Resultatene tyder imidlertid på at atmosfæren er en viktig kilde av PCB til Mjøsa, sammenlignet med en første beregning av tilførsler via elver og renseanlegg. Nivåene av PCB i luft rundt Mjøsa er forøvrig nokså typisk for bakgrunnsbelastningen i Norge. Forhøyede nivåer av PCB i luft tilskrives lokaltransport fra Osloregionen og langtransport fra andre land. Resultatene for kvikksølv indikerer også at de atmosfæriske tilførsler til Mjøsa primært skyldes langtransport fra områder utenfor regionen. Forhøyede nivåer av lavbromerte BDE-forbindelser i luft tilskrives utslipp i Lillehammerområdet og langtransport fra Stobritannia. Det generelle belastningsnivået av utvalgte BDE-forbindelser $\Sigma PBDE_5$ (BDE-28, 47, 99, 100 og 153) i luft ved Mjøsa er nå på nivå med BDE-209.

TITLE

An initial survey of the sources of contaminants to Lake Mjøsa.

ABSTRACT
Overall, the results suggest a fairly complex source contribution of PCBs to lake Mjøsa, and that significant fluxes of PCBs are yet to be identified. The results of this project furthermore suggest that the atmosphere is a key source of PCBs to lake Mjøsa, in comparison to preliminary estimates of the amounts discharged by rivers as well as sewage treatment plants. Elevated atmospheric levels of PCBs and PBDEs are in part attributed to long-range atmospheric transport of these compounds from other countries, whilst elevated levels of PBDE at Lillehammer suggest a local source to the atmosphere. The results finally indicate that the atmospheric deposition of mercury may primarily be explained by atmospheric long-range transport.

** Kategorier:* *A* *Åpen - kan bestilles fra NILU*
B *Begrenset distribusjon*
C *Kan ikke utleveres*