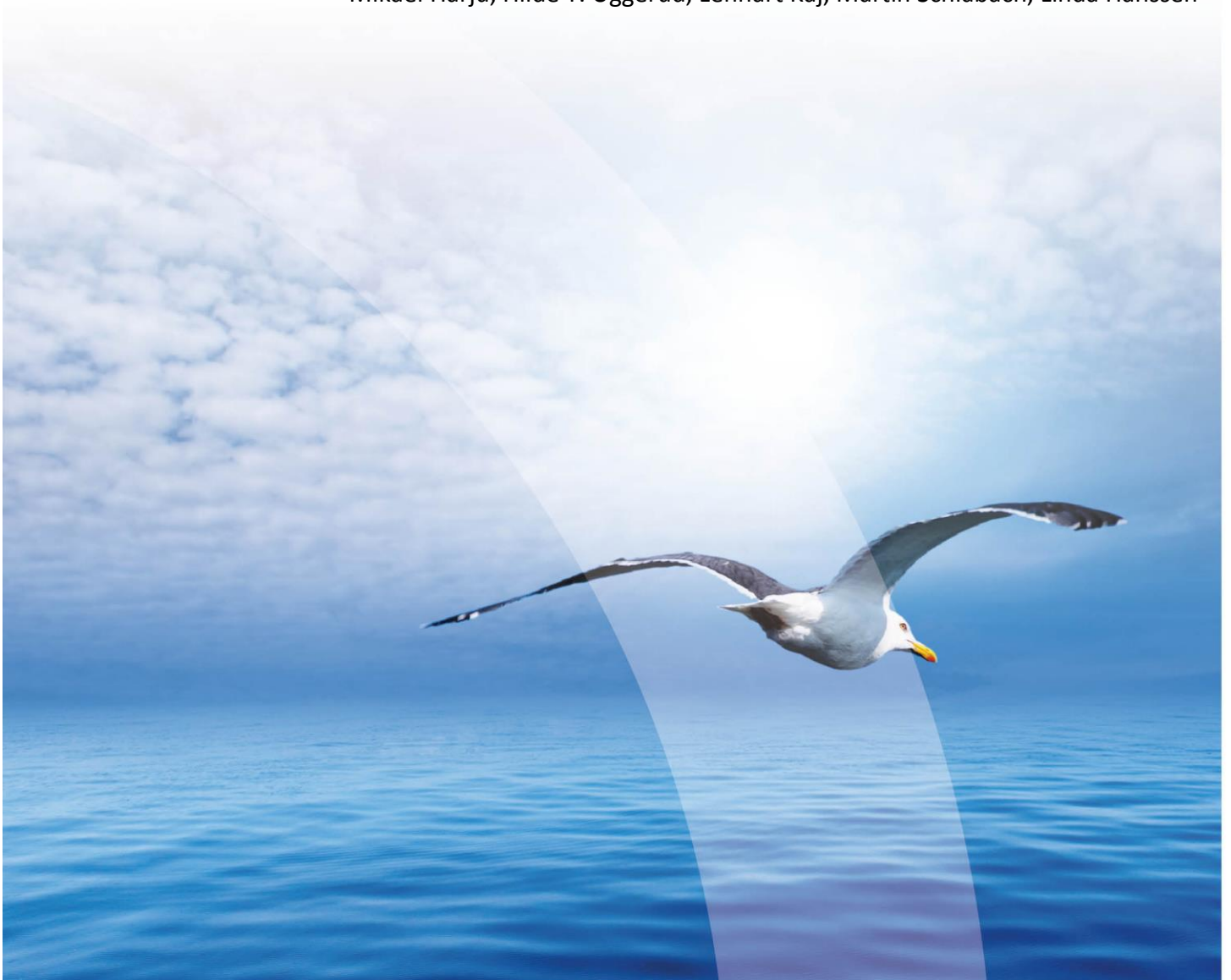

Kartlegging av miljøgifter i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst

Sandra Huber, Torgeir Nygård, Nicholas A. Warner, Mikael Remberger, Mikael Harju, Hilde T. Uggerud, Lennart Kaj, Martin Schlabach, Linda Hanssen



Forord

På oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) (nå Miljødirektoratet) analyserte NILU – Norsk institutt for luftforskning og IVL Svenska Miljöinstitut en lang rekke uorganiske og organiske miljøgifter som metaller, organotinn, polysykliske aromatiske hydrokarboner, polyklorerte bifenyler, metabolitter av polyklorerte bifenyler, klorerte parafiner, klororganiske pesticider og andre pesticider, per- og polyfluoralkylstoffer, declorane pluss, oktaklorostyren, organofosfor flammehemmere, bromerte flammehemmere, brom- og alkylfenoler, siloksaner og ftalater i sjøfuglegg av ærfugl, toppskarv og gråmåke fra Sklinna og Røst. Institutt for energiteknikk (IFE) analyserte stabile isotoper til $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$. Norsk institutt for naturforskning (NINA) var ansvarlig for innsamling av sjøfugleggene. Formålet med studien var å kunne gi en oppdatert vurdering av forurensningssituasjonen i det norske havområdet.

Takk til alle personer som deltok i prosjektet og spesiell til:

NILU:

Anders Røsrud Borgen, Berit Helen Frogner, Ellen Katrin Enge, Hans Gundersen, Helene Lunder, Hilde Thelle Uggerud, Hildegunn Hammer, Linda Hanssen, Marit Vadset, Martin Schlabach, Mikael Harju, Nicholas Warner, Silje Winnem samt damene og herrene på prøveopparbeidelsen på Kjeller

NINA:

Torgeir Nygård, Espen Lie Dahl, Svein-Håkon Lorentsen, Tycho Anker-Nilssen

IVL:

Mikael Remberger og Lennart Kaj

IFE:

Ingar Johansen

Miljødirektoratet:

Camilla Fossum Pettersen

NILU, Tromsø, februar 2014

Sandra Huber

Seniorforsker, prosjektleder

Innhold

Forord.....	3
Sammendrag	7
English summary	11
1. Innledning	17
1.1 Bakgrunn og formålet.....	17
1.2 De undersøkte fugleartene.....	19
1.3 Generell anmerkning	19
2. Resultater og diskusjon.....	20
2.1 Stabile isotoper av karbon og nitrogen.....	20
2.2 Forskjell mellom artene.....	22
2.2.1 Test av signifikante forskjeller i konsentrasjoner av de viktigste stoffgruppene og mellom de forskjellige artene	22
2.2.2 Prinsipal komponentanalyse av undersøkte parametere.....	26
2.3 Sammensetning og nivåer av miljøgifter	28
2.3.1 Metaller og organotinn	28
2.3.2 Organiske forbindelser	32
2.4 Historisk utvikling av miljøgiftnivåer	59
2.5 Effekter av miljøgiftkonsentrasjoner.....	62
2.6 Bestandsutvikling for ærfugl, toppskarv og gråmåke	63
2.7 Resultatene i forvaltningssammenheng.....	63
3. Oppsummering og konklusjon	64
4. Referanser	68
Appendiks 1.....	79
5. Analyserte forbindelser og parametere.....	80
5.1.1 Metaller	85
5.1.2 Organotinn.....	85
5.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	85
5.1.4 Polyklorerte bifenyler	85
5.1.5 Metabolitter av polyklorerte bifenyler	86
5.1.6 Klorparafiner	86
5.1.7 Pesticider	86
5.1.8 Deklorane pluss	87
5.1.9 Oktaklorostyren	88
5.1.10 Per- og polyfluoralkylstoffer	88
5.1.11 Organofosfor flammehemmere	88
5.1.12 Bromerte flammehemmere	89
5.1.13 Bromfenoler.....	89
5.1.14 Alkylfenoler.....	90
5.1.15 Sykliske Siloksaner	90
5.1.16 Ftalater.....	90
Appendiks 2.....	92
6. Materiale og metoder	93
6.1 Prøvetaking.....	93

6.2 Opparbeiding og analyser.....	93
6.2.1 Laging av blandingsprøver	93
6.2.2 Metaller	95
6.2.3 Organotinn.....	95
6.2.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	95
6.2.5 Polyklorerte bifenyler	95
6.2.6 Metabolitter til polyklorerte bifenyler	96
6.2.7 Klorparafiner	96
6.2.8 Pesticider	96
6.2.9 Dechlorane pluss og oktaklorostyren	96
6.2.10 Per- og polyfluoralkylstoffer	97
6.2.11 Organofosfor flammehemmere	97
6.2.12 Bromerte flammehemmere	97
6.2.13 Alkyfenoler og bromfenoler	97
6.2.14 Sykliske Siloksaner	97
6.2.15 Ftalater	97
6.2.16 Støtteparametere	98
6.2.17 QA/QC	99
Appendiks 3.....	108
7. Enkelkonsentrasjoner til analyserte forbindelser	109

Sammendrag

På oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) (nå Miljødirektoratet) analyserte NILU – Norsk institutt for luftforskning og IVL Svenska Miljöinstitut en lang rekke uorganiske og organiske miljøgifter i sjøfuglegg av ærfugl, toppskarv og gråmåke fra Sklinna og Røst. Institutt for energiteknikk (IFE) analyserte stabile isotoper til $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$. Norsk institutt for naturforskning (NINA) var ansvarlig for innsamling av sjøfugleggene. Formålet med studien var å kunne gi en oppdatert vurdering av forurensningssituasjonen i det norske havområdet.

Totalt ble det analysert 201 forskjellige kjemiske enkeltstoffer i forbindelsesgruppene metaller, organotinn, polysykliske aromatiske hydrokarboner, polyklorerte bifenyler og metabolitter, klorerte parafiner, klororganiske pesticider og andre pesticider, per- og polyfluoralkylstoffer, deklorane pluss, oktaklorostyren, organofosfor flammehemmere, bromerte flammehemmere, brom- og alkylfenoler, siloksaner og ftalater. 53 enkelt forbindelser ble ikke detektert over deteksjonsgrensen.

Metaller og organotinn og forskjell mellom arter

Ti metaller ble analysert og påvist i alle prøvene, mens organotinn ikke ble påvist i noen av prøvene. Generelt var metallkonsentrasjoner høyere i ærfugl enn i både toppskarv og gråmåke, bortsett fra unntaket at kvikksølvkonsentrasjonene i ærfugl var like høy som i toppskarv og høyere enn i gråmåke.

Organiske forbindelser og forskjell mellom arter

Totalt ble 186 organiske forbindelser analysert, hvorav 49 ikke ble påvist i noen av artene. Av de tradisjonelle persistente organiske forurensningsstoffer (POP-er) som PAH, PCB, MeSO₂-CB, pesticider og bromerte flammehemmere, ble de laveste konsentrasjonene funnet i ærfugl fulgt av toppskarv og gråmåke. For de nyere miljøgiftene som klorparafiner, per- og polyfluoralkyl stoffer, organofosfor flammehemmere, alkylfenoler og ftalater ble ingen tydelig distribusjonstrend mellom artene påvist. Bromfenoler og siloksaner ble påvist i marginalt høyere konsentrasjoner i ærfugl enn i prøver fra toppskarv og gråmåke.

Forskjell mellom lokaliteter

Det var ikke mulig å teste signifikante forskjeller mellom lokalitetene på grunn av for lite prøveantall. Likevel er forskjellen ganske entydig når det gjelder metaller. Sklinnaprøvene har de høyeste konsentrasjonene for flere av metallene som ble undersøkt i sjøfuglartene. Når det gjelder organiske forurensningsstoffer, ble en motsatt trend observert hvor høyeste konsentrasjoner av en rekke av enkeltforbindelsene ble påvist i ærfugl og gråmåke fra Røst. Toppskarv viste en lignende fordeling som metaller med høyere konsentrasjoner av noen av enkeltkomponentene på Sklinna. Årsaken til disse forskjellene er det vanskelig å spekulere i, det er antatt at de er naturlig knyttet til type næring for fuglene, men mer forskning anbefales.

Stabile isotoper

Stabile isotoper av karbon og nitrogen ble målt for å vurdere den relative trofiske posisjonen mellom de undersøkte fugleartene, samt for å identifisere potensielle forskjeller i karboninnholdet i maten (marin vs. terrestrisk).

Den høyeste anrikningen av ¹³C-signatur ble observert for toppskarv, etterfulgt av ærfugl og gråmåke. Selv om en slik høy anrikning som vist i toppskarv ofte er knyttet til terrestriske

systemer, tror vi ikke dette er tilfelle her, da toppskarven ernærer seg rent pelagisk. Det er mer sannsynlig at de høye anrikningsnivåene hos denne arten skyldes egenskaper ved byttedyrene og deres isotopfraksjonering, men dette hadde vi ingen mulighet til å teste. Karbonisotop-signaturen for gråmåke og ærfugl var generelt høyere i fugleegg samlet inn på Røst sammenlignet med Sklinna, mens ingen romlige forskjeller i ^{13}C signatur ble observert for toppskarv. De laveste $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene ble funnet i ærfugl, mens verdiene i gråmåke og toppskarv var ganske like. Dette indikerer at ærfuglene ernærer seg på et lavere trofisk nivå sammenlignet med gråmåke og toppskarv. Det ble ikke funnet geografisk forskjell i $\delta^{15}\text{N}$ -isotop signaturen av toppskarv og gråmåke på Sklinna og Røst. For ærfugl ble høyere $\delta^{15}\text{N}$ -verdier påvist på Røst enn på Sklinna, noe som antageligvis representerer forskjell av isotopsignaturen i mat på de ulike lokalitetene. Trofisk nivå kan ikke alene bestemmes på grunnlag av stabile nitrogen-nivåer, en trenger også isotopsignaturer fra artenes byttedyr. Dette var ikke tilgjengelig innenfor denne studien. Derfor kunne heller ikke en nøyaktig vurdering av biomagnifikasjonspotensialet for de målte forurensningsstoffene gjøres.

Effekter av miljøgifter

Det foreligger for lite kunnskap om effekter av mange av de påviste nye og gamle organiske miljøgiftene hos de undersøkte sjøfuglartene fra Sklinna og Røst. Langt mindre kjent er den samlede effekten av alle miljøgiftene ("cocktaileffekten"). Det finnes ikke nok data tilgjengelig til å kunne sammenligne de målte konsentrasjonsnivåene med effektverdier som "predicted no effect concentration" (PNEC) eller "no observed effect concentration" (NOEC).

Populasjonsutvikling

Bestandsutviklingen er god for toppskarv. For gråmåkene er trenden god, men også varierende. For ærfuglen er bestandsutviklingen god i sør og dårlig i nord. Dette gjelder generelt i havområdene.

Historisk utvikling av miljøgiftkonsentrasjoner

Historisk utvikling av miljøgiftkonsentrasjoner må tolkes med forsiktighet på grunn av forskjell i prosjektopplegg og tilgang på individuelle målinger. Det medfører at trendene ikke lar seg teste statistisk. Generelt sett ser det ut til at nivåene for DDT og PCB i ærfugl har stabilisert seg siden 1990-tallet. HCH, klordaner og PFAS har stabilisert seg de siste 10 årene, mens PBDE har avtatt. For gråmåke og toppskarv er nivåene for DDT og PCB jevnt synkende, og er nå nede på ca 15-25 % i forhold til hva de var på 1970-tallet. Det samme gjelder klordaner. HCH ser ut til å ha stabilisert seg siden 2000-tallet. For gråmåke er det ingen endring i PFAS siden 1980-tallet, og for toppskarv har det ikke vært noen endring siden 2000-tallet, det samme gjelder PBDE i toppskarv. For gråmåke synes verdiene av HCB å ha gått ned til ca 25 % siden 1970-tallet, mens de for toppskarv bare har gått svakt ned siden 1980-tallet.

Resultatene i forvaltningsammenheng

Det foreligger generelt lite publiserte data om miljøgiftkonsentrasjoner i de tre undersøkte fugleartene på de utvalgte lokalitetene og Norge. Miljøgiftene og fugleartene som kunne sammenlignes med data fra tidligere studier indikerer at utviklingen av de målte konsentrasjonsnivåene går generelt i en positiv retning. Det vil si at konsentrasjonene funnet i denne studien er lavere eller like i forhold til tidligere rapporter og publiserte data fra nordiske områder. Unntaket er HCB som ble funnet i litt høyere konsentrasjoner i ærfugl og toppskarv i denne studien fra 2012 enn i studier fra 2004 og 2002. Publisert litteratur om miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke fra nordiske områder er begrenset. Dette gjelder spesielt for de nyere miljøgiftene. Det finnes for lite bakgrunnsdata tilgjengelig for å kunne sammenligne datasettet med publisert litteratur.

Avsluttende bemerkning

Det er viktig å fremheve at det generelt foreligger lite publiserte data om miljøgiftkonsentrasjoner i de tre undersøkte fugleartene på de utvalgte lokalitetene og i Norge. En sammenligning med andre fuglearter er ikke gjennomførbar siden det er for stor forskjell mellom eksogene (habitat, næringsforhold, geografi, etc.) og endogene (metabolisme) faktorer. Det var ikke mulig å bestemme bioakkumuleringsnivåene, spesielt for de nye miljøgiftene, siden trofisk nivå og miljøgiftkonsentrasjoner i diett til fuglene ikke ble undersøkt.

Denne studien har bidratt til økt kunnskap om innholdet av bredt spekter av miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke. Spesielt for de nye miljøgiftene hvor lite eller ingen data om konsentrasjonsnivåene forligger fra tidligere undersøkelser.

For å kunne gjennomføre en bedre vurdering av påvirkning av miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke på Sklinna og Røst anbefaler vi å kartlegge miljøgiftkonsentrasjoner regelmessig. Det anbefales å undersøke næringskjedene til de forskjellige artene med hensyn på miljøgifter og stabile isotopsignaturer for å kunne bestemme bioakkumuleringsnivåene. Det bør vurderes om overvåking av miljøgiftene skal implementeres i SEAPOP programmet som allerede pågår og er et godt etablert langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugler.

English summary

On behalf of the Climate and Pollution Agency of Norway, NILU - Norwegian Institute for Air Research in collaboration with IVL - Swedish Environmental Research Institute have analyzed seabird eggs collected from the islands of Røst and Sklinna for various inorganic and organic contaminants. Stable isotope analysis for nitrogen and carbon was carried out by the Institute for Energy Technology (IFE). Sample collection was carried out by the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) where eggs from eider ducks, shag, and herring gulls were collected for analysis. The purpose of this report is to provide an updated assessment of pollution present within marine environment in Norway.

A total of 201 different chemical substances were targeted for analysis ranging from metals, organotin compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polychlorinated biphenyls (PCB) and associated metabolites, chlorinated paraffins, chlorinated and non-chlorinated organic pesticides, per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), Dechlorane Plus, octachlorostyrene, organophosphorous and brominated flame retardants, brominated and alkyl phenols, siloxanes, and phthalates. Of the 201 different compounds analyzed, 53 were not found above detection limits.

Metals and organotin compounds and variation between bird species

All metal compounds targeted for analysis were found within all bird species eggs analysed. However, no detectable levels of organotin compounds could be found. In general, levels of metals were found to be higher in herring gulls and shag compared to eiders. However, mercury levels within eider duck eggs were similar or higher compared to levels detected within shag and herring gulls, respectively.

Organic compounds and variations between bird species

A total of 186 organic compounds were analyzed, in which 49 were not found above detection limits. Of the traditional persistent organic pollutants (POPs) analysed, PAHs, PCBs, MeSO₂-CB, pesticides and flame retardants were found at the highest concentrations in eggs from Shag and herring gulls, whereas the lowest concentrations were found in eggs from eider ducks. Of the emerging pollutants investigated, chlorinated paraffins, per- and polyfluoroalkyl substances, organophosphorous flame retardants, phthalates and alkylphenols were all detected. However, no clear in species variation was observed. Bromophenol and siloxanes were found in slightly higher concentrations in eggs from eider ducks compared to samples from shag or herring gull.

Spatial distribution of pollutants

It was not possible to assess spatial distribution for all pollutants between sampling sites due to the small sample size of eggs collected. However, clear differences are observed between Sklinna and Røst with regards to metal pollution. Samples from Sklinna contained the highest concentration for several of the targeted metals in the bird species investigated. However, the opposite trend was observed for the organic contaminants where higher concentrations were found in eider and herring gull eggs collected from Røst for a majority of single compounds detected. Spatial distribution trends for organic contaminants within Shags was similar to that observed for metal pollution with higher single compound concentrations being found in eggs collected from Sklinna. The cause for this difference is unknown but may be attributed to the different prey species fed upon by these birds. However, this is only speculation and warrants further investigation.

Stable isotopes

Isotopes for nitrogen and carbon were measured to assess relative trophic position between the bird species investigated as well as identify potential differences in sources of dietary carbon (marine vs. terrestrial). Highest enrichment of ^{13}C signature was observed for shag followed by eider ducks and herring gulls. Although shag showed higher enrichment in carbon isotope signature, these values are comparable to signatures observed in other pelagic feeding seabirds. Carbon isotope signature for herring gulls and eider ducks showed a general tendency to be higher in bird eggs collected from Røst compared to Sklinna, whereas no spatial differences between ^{13}C signature was observed for shag. Lowest $\delta^{15}\text{N}$ values were in eider ducks within this study, whereas values between herring gulls and shags were found to be quite similar. This would indicate that herring gulls and shags are feeding at a similar trophic position within the local food webs. Higher $\delta^{15}\text{N}$ signature observed in eider duck at Røst may represent differences in isotope signatures in prey items at the two locations. Trophic level determination could not be done on basis of stable nitrogen levels within this study as isotope signature within prey organisms at the base of the food web must also be known for trophic level calculations. Therefore, assessment of biomagnification potential of detected pollutants could not be done in this study.

Effects of environmental pollutants

There is little knowledge on the effects of many of the POPs and new emerging contaminants within the bird species investigated from this region. Even less data is available in regards to the effects of pollutant mixtures (i.e., cocktail effects). Not enough data is currently available to compare measured concentrations with output values such as “predicted no effect concentration” (PNEC) or “no observed effect concentration” (NOEC).

Population development

Population trends are considered to be in good condition for shag as well as herring gulls, although trends in herring gull population have been observed to vary. For eider ducks, a spatial pattern can be observed where population trends are in good condition within southern Norway, but are in bad condition within the north. This is generally true for locations near the sea.

Historical development of pollutant concentrations

Temporal trends in pollutant concentrations should be interpreted with caution due to differences in study design and lack of individual pollutant concentration data making statistical analysis impossible. Generally, levels of DDT and PCBs in eider ducks appear to have stabilized since the 1990s. HCH, chlordanes and PFAS has stabilized over the past decade, while PBDEs has decreased. For herring gulls and shags, levels of DDT and PCBs have declined steadily and are at 15-25% lower compared to the levels detected during the 1970s. The same trends are also observed for chlordanes. HCH appears to have stabilized since early 2000s but no change in levels has been observed for PFAS since the 1980s and in shags since the early 2000s. PBDEs also follow a similar pattern to PFAS as no change in concentration levels has been observed since the early 2000s in shags. In herring gulls, the levels of HCB have decreased by approximately 25% since the 1970s, while HCB has only declined slightly since the 1980s in shag.

Results for management and administration

There is generally little published data available on concentrations of environmental pollutants for the three investigated bird species and the chosen locations as well as Norway. Comparison of measured concentrations within this study and data on environmental pollutant concentrations in bird species from earlier studies indicate that the general trend for pollutant

levels is downward for many of the pollutants investigated. Concentrations found within this study were of equal concentration or lower compared to previous reports and published data from Nordic locations. However, HCB was found to have slightly higher levels in eggs from eider duck and shag within this study compared to previous reports from 2004 and 2002. Published literature on contaminant levels in eider ducks, shag, and herring gulls from Nordic regions are limited, particularly for the emerging contaminants, making it difficult to compare this data set.

Final remarks

It is important to stress that there is generally little published data on pollutant concentrations for the three bird species investigated within this region and Norway. A comparison with levels present in other bird species in which more data exists cannot be made due to large differences in exogenous (habitat, food supply, geography, etc.) and endogenous factors (i.e., metabolism). Bioaccumulation potential could not be adequately assessed, particularly for the emerging contaminants, as data regarding prey trophic position and contamination levels were not investigated.

Within this study concentrations of a wide spectrum of environmental pollutants in eider duck, shag and herring gull was gained, especially for emerging pollutants where little or no data is available yet. For a better assessment of the impact of the environmental pollutants in eider duck, shag and herring gull at Sklinna and Røst, a frequent screening of environmental pollutant concentrations is recommended. It is also recommended to investigate the respective food-chains of the different species with respect to environmental pollutants and stable-isotope signatures in order to estimate the bioaccumulation level. It should be taken into account if the screening of environmental pollutants should be implemented in the SEAPOP program, which is in progress and is a well established long lasting monitoring- and screening program for Norwegian seabirds.

Forkortelser

CI	kjemisk ionisering (chemical ionization)
EI	elektronimpakt ionisering (electron impact ionization)
ESI	elektrospray ionisering (electrospray ionisation)
FAME	fettsyre methyl estere (fatty acid methyl ester)
GC-HRMS	gass kromatografi – høy oppløsende massespektrometri (gas chromatography – high resolution mass spectrometry)
GC-MS	gasskromatografi – massespektrometri (gas chromatography – mass spectrometry)
ICP MS	induktivkoblet plasma – massespektrometri (inductive coupled plasma – mass spectrometry)
LC-MS	væskrokromatografi – massespektrometri (liquid chromatography – mass spectrometry)
LOD	deteksjonsgrensen (limit of detection)
NCI	negative kjemisk ionisering (negative chemical ionization)
NOEC	ingen observert effekt konsentrasjon (no observed effect concentration)
NP-detektor	nitrogen-fosfor detektor (nitrogen-phosphorous detector)
PCA	prinsipal komponentanalyse (principal component analysis)
PCI	positivkjemisk ionisering (positive chemical ionisation)
PNEC	estimerte ingen effekt konsentrasjon (predicted no effect concentration)
PSA	primær/sekundær aminfase (primary/secondary amine fase)
SIR	selektiv ion reaksjon (selective ion reaction)
SPE	fast fase ekstraksjon (solid phase extraction)
UHPLC	ultra høy trykk væskrokromatografi (ultra high performance liquid chromatography)

Kartlegging av miljøgifter i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formålet

Forvaltningsplanen for Norskehavet *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet* (St.meld. nr. 37 (2008-2009) skal oppdateres innen 2015. I forvaltningsplanen ble det satt som mål at konsentrasjonen av helse- og miljøfarlige kjemikaler og radioaktive stoffer i miljøet ikke skal overskride bakgrunnsnivå for naturlig forekommende stoffer, og skal være tilnærmet null for menneske skapte forbindelser.

I oppfølgingen av forvaltningsplanen blir forurensningssituasjonen i havområdet vurdert årlig. Vurderingene er basert på et begrenset datagrunnlag, særlig for nye miljøgifter. For sjøfugl er datagrunnlaget begrenset til noen få undersøkelser av miljøgifter i egg i perioden 1984-2004, i hovedsak med resultater på de "klassiske miljøgiftene" som DDT og PCB. Målingene viste at konsentrasjonene av de tradisjonelle miljøgiftene DDT, PCB og HCB gikk ned med mellom 50 og 75 prosent. Kvikksølvnivåene var stabile. Det kunne ikke påvises en verken positiv eller negativ trend av både bromerte flammehemmere (BFR) og per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS).

For å kunne gi en oppdatert vurdering av forurensningssituasjonen i havområdet, er det behov for å samle inn mer data på miljøgifter i sjøfuglegg fra havområdet. Derfor ble sjøfuglegg fra ærfugl, toppskarv og gråmåke samlet på Sklinna og Røst i 2012 undersøkt for innhold av en lang rekke uorganiske og organiske miljøgifter og noen støtteparametere.

Denne rapporten skal om mulig og i korte trekk forsøke å gi svar på følgende:

- 1) Forskjeller mellom arter
 - a) Er det noen forskjell på nivåene av miljøgifter mellom artene gråmåke, toppskarv og ærfugl?
 - b) Hvor store er i så fall forskjellene og hva kan de skyldes?
 - c) Er det noen forskjeller mellom artene når det gjelder sammensetningen av kongenerer?
 - d) Kan forskjellene forklares gjennom artenes fysiologi og metabolisme?
 - e) Har artene ulik grad av bioakkumulering?
 - f) Er det noen sammenheng mellom artenes nivåer av miljøgifter og deres plassering i økosystemet/ artenes fysiologiske egenskaper?
- 2) Effekter av miljøgiftkonsentrasjoner funnet
 - a) Inneholder eggene miljøgifter som er kjent for å kunne ha synergistiske effekter når de opptrer i kombinasjon?
 - b) Er det noen tegn til at noen av de undersøkte miljøgiftene kan ha en innvirkning med hensyn på artenes populasjonsutvikling?
- 3) Artene i forvaltningssammenheng

- a) Hva vet vi om bestandsutviklingen for de aktuelle artene? Hva er pekt på som de viktigste påvirkningsfaktorene ved tidligere undersøkelser?
- b) Er det noen geografiske forskjeller i miljøgiftkonsentrasjonen mellom eggene fra de to ulike lokalitetene? Hva kan i så fall de eventuelle forskjellene skyldes?
- c) Trekker resultatene i en positiv eller en negativ retning for oppnåelse av forurensningsmålene i forvaltningsplanen for Norskehavet?
- d) Er det gjort funn av stoffer som opptrer i høyere konsentrasjoner i noen av artene enn hva som er funnet gjennom eventuelle tidligere undersøkelser?
- e) Hvis det finnes effektgrenser, bør disse sammenlignes med de målte konsentrasjonene.

1.2 De undersøkte fugleartene

Ærfugl (*Somateria mollissima*) hører til orden andefugler og finnes langs hele Norskekysten. Den representerer den bentiske næringskjeden og befinner seg relativt på trofisk nivå 3.

Toppskarven (*Phalacrocorax aristotelis*) er en ren fiskespiser og oppholder seg også langs hele Norskekysten hele året. Den er en sentral art innen SEAPOP-(seabird populations)-programmet, som startet i 2005. Det forventes at alle toppskarver har det samme relative trofiske nivået på omtrent 4, noe som reduserer variasjon innad i arten og gjør prøvene mer sammenlignbare.

Gråmåken (*Larus argentatus*) er en opportunistisk art med bred nisje, hører til orden måke-, vade- og alkefugler, og er en svært vanlig art over hele Norskekysten. Gråmåken holder seg relativt på trofisk nivå 4. Den er en velbrukt overvåkingsart også i andre land som for eksempel ved Great Lakes i Canada. I tillegg har gråmåkeegg blitt brukt og brukes noen steder fortsatt som mat for folk, og har derfor et humantoksikologisk aspekt.

1.3 Generell anmerkning

Introduksjon og bakgrunn til de undersøkte miljøgiftene i denne studien finnes i Appendiks 1 og detaljer til prøvetaking og analysemetoder i Appendiks 2.

2. Resultater og diskusjon

2.1 Stabile isotoper av karbon og nitrogen

Stabile isotoper av karbon og nitrogen kan brukes til å definere en organismes trofiske nivå, så vel til å spore karbonkildene i dietten (Peterson & Fry, 1987).

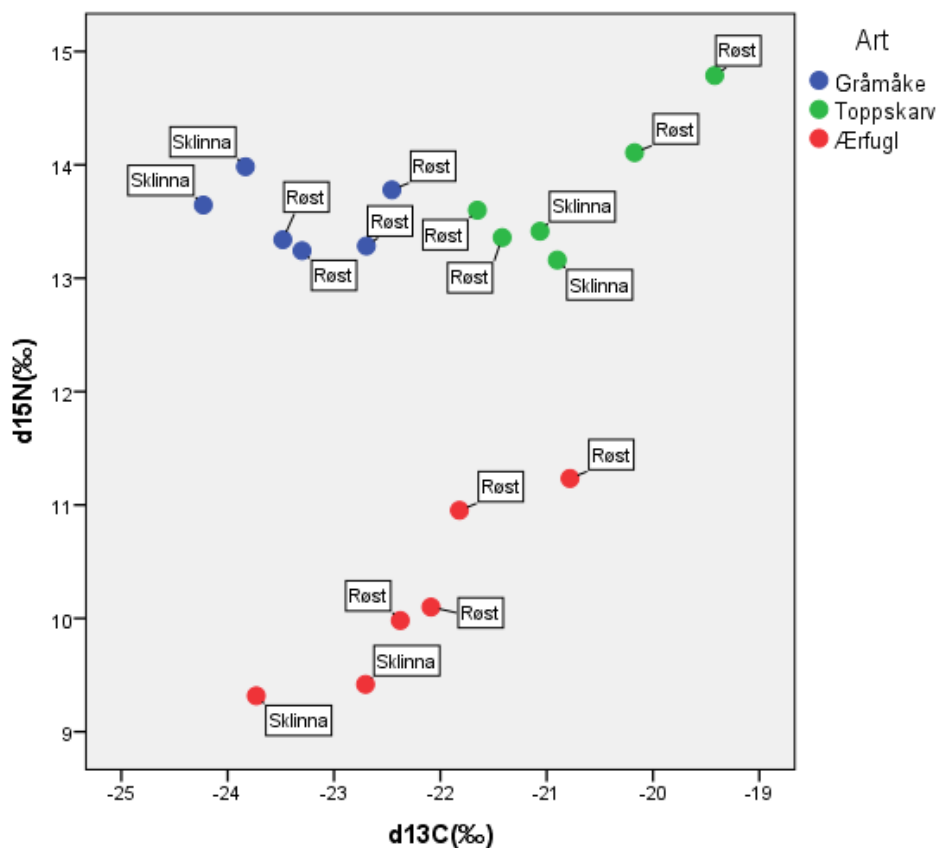
For karbon gir forskjeller i isotopfraksjonering gjennom fotosyntetiske prosesser en unik signatur som gjenspeiles i predatorer høyere opp i næringskjedene (DeNiro & Epstein, 1978), som kan gjøre oss i stand til å skille forskjellig karbonkilder i maten (terrestrisk vs. marin) (Hobson & Sealy, 1991). Predatorer som lever mest av marine organismer har høyere anrikning av karbon enn predatorer som lever mest av terrestriske organismer. Sammenligning av karbonsignaturer mellom organismer som tilhører en definert næringskjede kan også brukes til identifisering av deres næring.

Anrikning av den tyngre ^{15}N -isotopen i forhold til den lettere ^{14}N -isotopen mellom predator og bytte gir en mulighet til å bestemme den relative posisjonen en organisme innehar innen en bestemt næringskjede. Korrelasjon mellom konsentrasjonsnivåene og mellom miljøgiftene i organismer i relasjon til deres trofiske nivå innefor en definert næringskjede kan brukes til estimering av biomagnifisering (Kidd et al., 1995).

Stabile isotoper av karbon og nitrogen ble målt for å vurdere den relative trofiske posisjonen mellom de undersøkte fugleartene, samt for å identifisere potensielle forskjeller i karboninnholdet i maten (marin vs. terrestrisk).

Den høyeste anrikningen av ^{13}C -signatur ble observert for toppskarv etterfulgt av ærfugl og gråmåke (Figur 1). Selv om toppskarv viste en litt høyere anrikning av ^{13}C signatur er disse nivåene sammenlignbart med signaturene påvist i andre sjøfugler som mater på pelagisk næring (Peterson & Fry, 1987; Hallanger et al., 2011). Det er mer sannsynlig at de høye anrikningsnivåene hos toppskarv på Sklinna og Røst skyldes egenskaper ved byttedyrene og deres isotopfraksjonering, men dette hadde vi ingen mulighet til å teste. Toppskarven holder seg på Norskekysten hele året, så det er ingen grunn til å tro at vesentlige forskjeller i vinter- og sommerdiett kan innvirke her. Mest sannsynlig skyldes variasjonene innen artene individuelt næringsvalg, både på overvintringsstedene og lokalt. Noe av innholdet i eggene vil kunne stamme fra mobilisert kroppsfett, men mesteparten av eggmassen vil stamme fra næring som er konsumert lokalt. Dette av den enkle grunn at fuglene av energiøkonomiske grunner ikke produserer eggene før de er på hekkeplassen.

Karbonisotop-signaturen for gråmåke og ærfugl var generelt høyere i fugleegg samlet inn på Røst sammenlignet med Sklinna, mens ingen romlige forskjeller i ^{13}C signatur ble observert for toppskarv. Sklinna ligger isolert til langt til havs og er uten befolkning, mens Røst er bebodd. Imidlertid er ^{13}C signaturene for alle fuglene i samsvar med det som er funnet tidligere hos marine sjøfugler (Peterson & Fry, 1987).



Figur 1: Stabile isotoper av karbon og nitrogen i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

De laveste $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene ble funnet i ærfugl, mens verdiene i gråmåke og toppskarv var ganske like. Dette indikerer at ærfuglene ernærer seg på et lavere trofisk nivå sammenlignet med gråmåke og toppskarv. Dette stemmer overens med det som er alminnelig kjent om artenes næringspreferanser og samsvarer godt med tidligere studier. Ærfuglene lever i hovedsak av bunndyr som muslinger og kråkeboller (filterfeedere på trofisk nivå 2 (Bustnes & Erikstad, 1988)). Gråmåke og toppskarv befinner seg på ganske like trofiske nivåer. Men disse fugleartene har svært forskjellig næringsvalg. Toppskarven er en ren fiskespiser på yngre årsklasser av stimfisk (0- og 1-gruppe sei (Barrett et al., 1990)), mens gråmåke er opportunistisk predator, som lever på alt fra littorale organismer, andre arters unger og egg, samt avfall og kadaver. Det er mulig at dette også kan forklare forskjellen i ^{13}C -verdiene, men vi kan ikke si på hvilken måte. Det er derfor vanskelig å trekke slutninger om deres trofiske posisjon, til det trengs det et større prøveantall og mer kunnskap om deres næring lokalt.

Det er ingen geografisk forskjell funnet i $\delta^{15}\text{N}$ -isotop signaturen av toppskarv og gråmåke på Sklinna og Røst. Til ærfugl er det høyere $\delta^{15}\text{N}$ -verdier påvist på Røst enn på Sklinna, noe som antageligvis representerer forskjell i isotop signaturen i mat på de to lokalitetene. Men det er vanskelig å spekulere i siden det er ingen informasjon på isotoper til byttedyr tilgjengelig innfør denne studien.

Trofisk nivå kan ikke alene bestemmes på grunnlag av stabile nitrogen-nivåer, en trenger også isotopsignaturer fra artenes byttedyr. Dette var ikke tilgjengelig innenfor denne studien. Derfor kunne heller ikke en nøyaktig vurdering av biomagnifikasjonspotensialet for de målte forurensningsstoffene gjøres.

2.2 Forskjell mellom artene

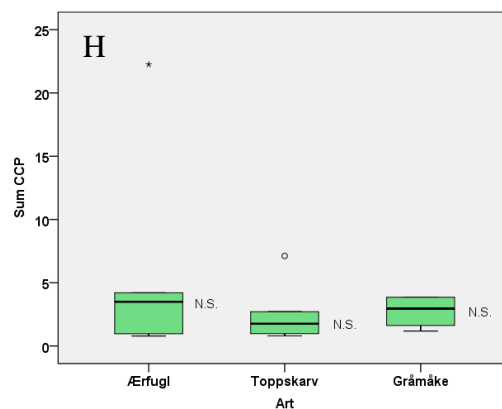
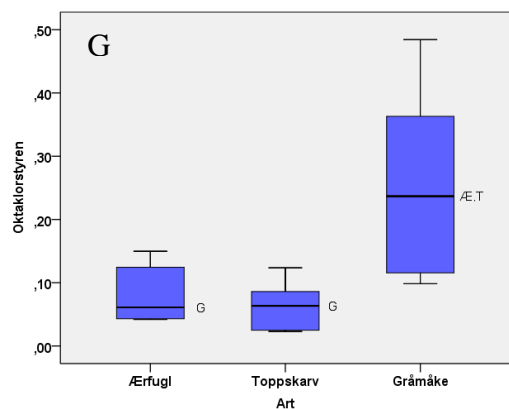
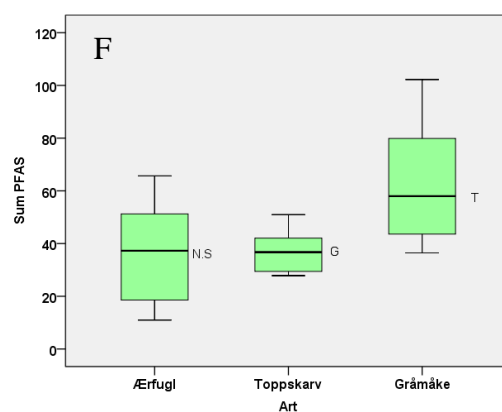
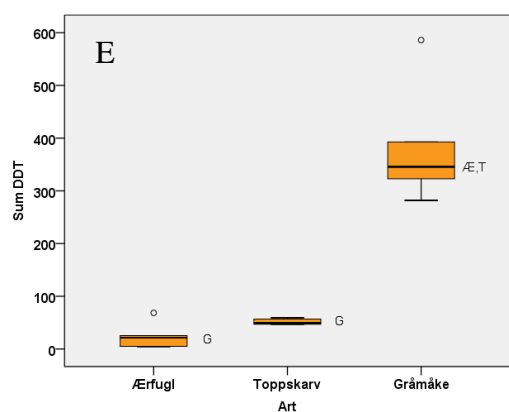
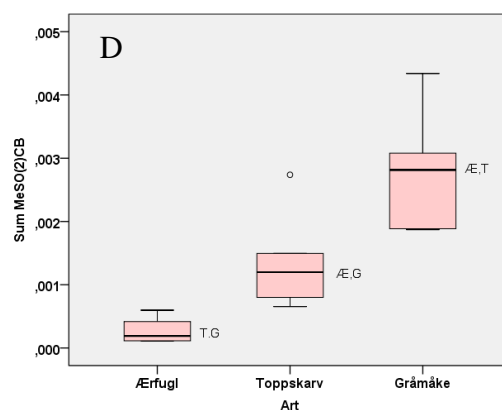
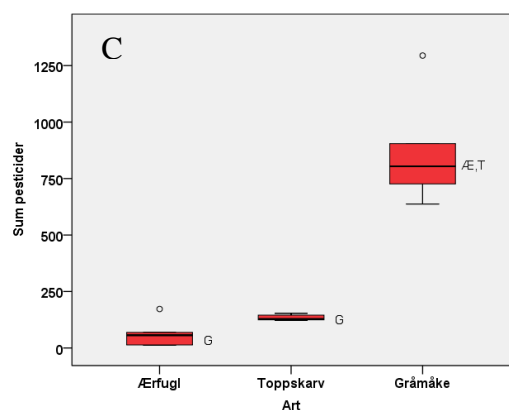
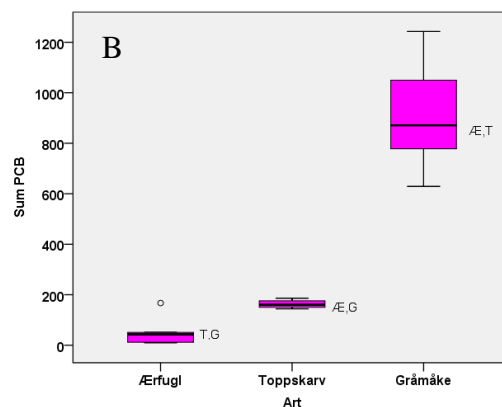
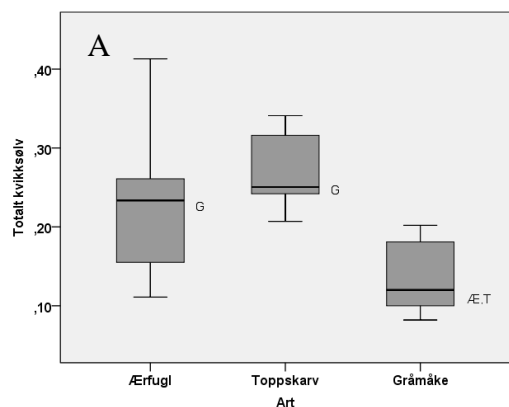
2.2.1 *Test av signifikante forskjeller i konsentrasjoner av de viktigste stoffgruppene og mellom de forskjellige artene*

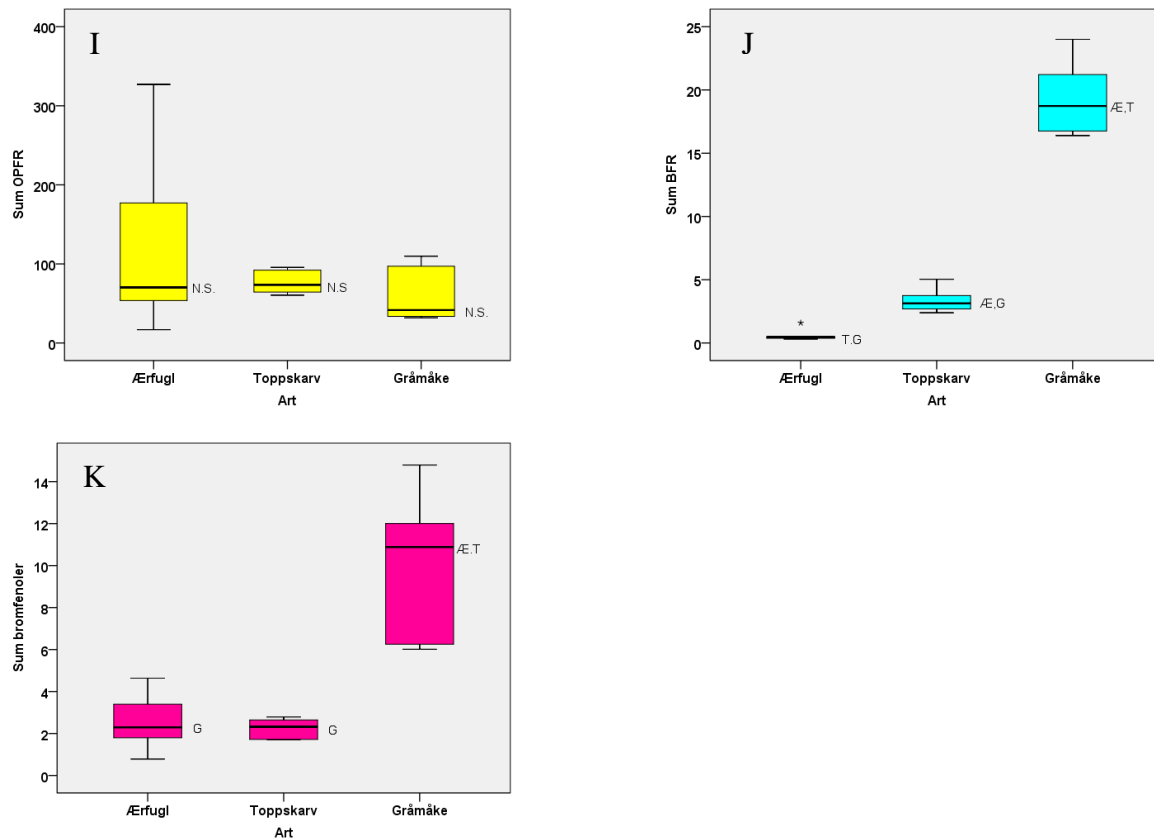
Signifikans ble testet for sumkonsentrasjoner av de ulike stoffgruppene og for noe av de ulike enkeltforbindelsene ved bruk av Spearman rank-korrelasjonstest (to-halet). Det ble ikke skilt mellom lokalitetene på grunn av for lite prøveantall. Alle artene fra begge lokalitetene (N = 18) er vist i Figur 2 og Tabell 1

Signifikant positiv samvariasjon ble funnet for Sum PCB (R = 0,567, P = 0,014, Sum MeSO(2)CB (R = 0,551, P = 0,018), Sum HO-CB (R = 0,552, P = 0,018), Sum pesticider (R = 0,509, P = 0,031), og Sum BFR (R = 0,631, P = 0,005). For $d^{13}C$ ble det funnet en signifikant negativ samvariasjon med oktaklorstyren (R = -0,645, P = 0,004).

Beskrivelsen av signifikans mellom artene følger i kapittel 2.2 samt underkapitler til de forskjellige stoffgruppene.

I denne studien var det ikke mulig å teste signifikans mellom lokalitetene på grunn av prøveantallet var for lite.





Figur 2: Variasjon i sum- og noen av enkel-konsentrasjonene og test av signifikans mellom artene. Bokstavene ved siden av boksene indikerer hvilke arter de er signifikant forskjellige fra (Æ = ærfugl, T = toppskarv, G = gråmåke). Totalt kvikksølv i $\mu\text{g/g}$ våtvekt, andre i ng/g våtvekt. A: Totalt kvikksølv, B: Sum-PCB, C: Sum-pesticider, D: Sum-MeSO₂-PCB, E: Sum-DDT, F: Sum-CCP, G: Oktaklorostyren, H: Sum-PFAS, I: Sum-OPFR, J: Sum-BFR, K: Sum-bromfenoler.

Tabell 1: Test av signifikans mellom artene for de viktigste stoffgruppene. Missing = manglende data, NS = ikke signifikant, * = $<0,01 < P < 0,05$, ** = $P < 0,01$

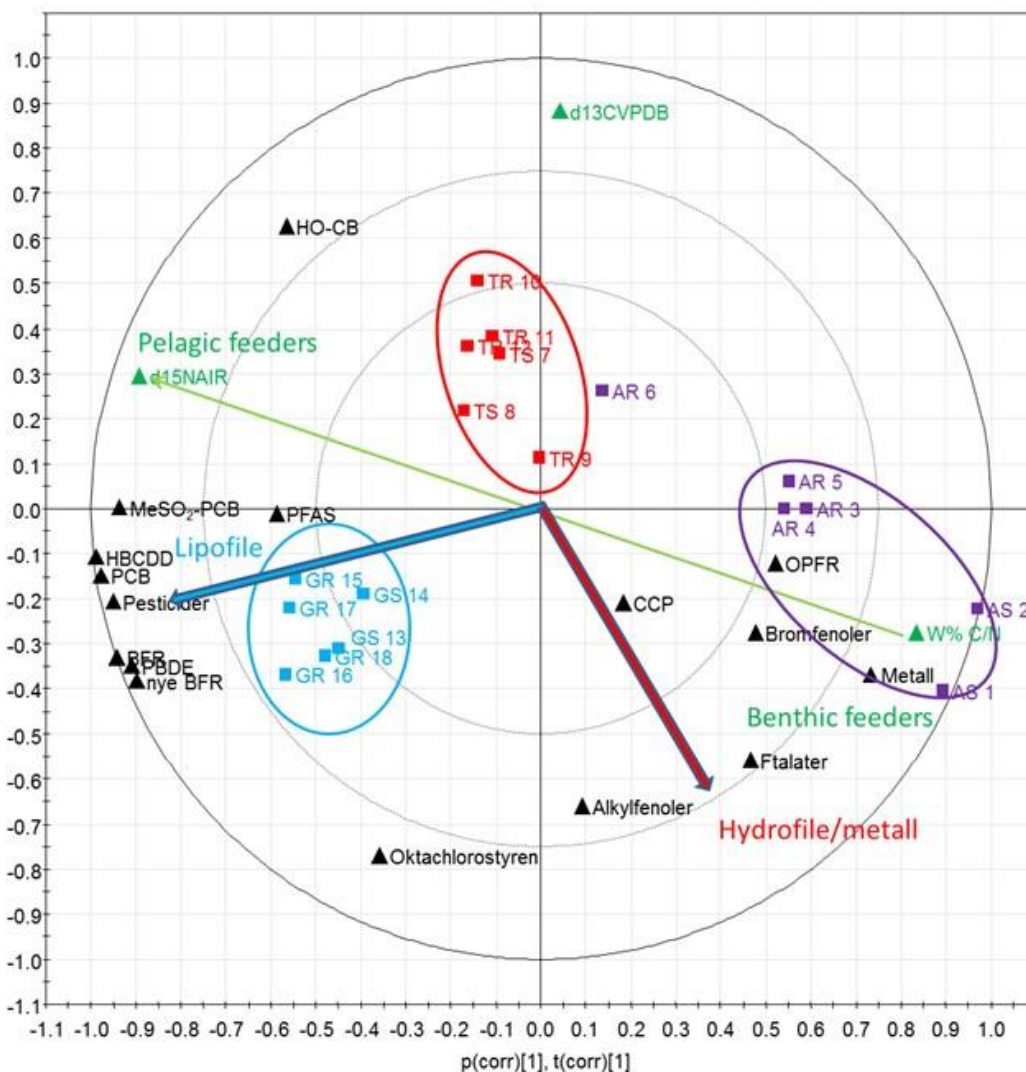
Art	Ærfugl/toppskarv	Ærfugl/gråmåke	Toppskarv/gråmåke
Krom	NS	Missing	Missing
Kobolt	**	NS	**
Nikkel	NS	*	NS
Kobber	*	**	*
Sink	**	**	**
Arsen	**	*	**
Sølv	**	**	NS
Kadmium	NS	NS	NS
Bly	NS	NS	NS
Totalt kvikksølv	NS	*	**
Sum Tri-CB	NS	**	**
Sum Tetra-CB	NS	**	**
Sum Penta-CB	NS	**	**
Sum Hexa-CB	**	**	**

Art	Ærfugl/toppskarv	Ærfugl/gråmåke	Toppskarv/gråmåke
Sum Hepta-CB	**	**	**
Sum 7 PCB	**	**	**
Sum PCB	*	**	**
4-MeSO ₂ CB 101	**	NS	NS
4-MeSO ₂ CB 110	**	**	*
4-MeSO ₂ CB 132	**	**	**
4-MeSO ₂ CB 149	**	**	**
3-HOCB 138	NS	NS	NS
4-HOCB 146	*	NS	**
3-HOCB 153	NS	NS	NS
4-HOCB 187	NS	NS	NS
Kortkjededede klorparafiner (SCCP)	Missing	NS	Missing
Mellomkjededede klorparafiner (MCCP)	NS	NS	NS
Trans-klordan	NS	*	*
Cis-klordan	**	**	**
Trans-nonaklor	NS	*	**
Cis-nonaklor	*	**	**
HCB	*	**	**
<i>p,p'</i> -DDT	NS	NS	**
<i>p,p'</i> -DDE	NS	**	**
<i>p,p'</i> -DDD	*	*	**
Sum DDT	NS	**	**
<i>o,p'</i> -DDT	*	*	**
α -HCH	NS	NS	**
β -HCH	**	**	NS
Oktaklorstyren	NS	**	*
PFOA	NS	NS	NS
PFNA	NS	NS	NS
PFDCa	NS	*	NS
PFUnA	NS	NS	*
PFDoA	NS	NS	NS
PFTriA	NS	NS	NS
PFTeA	NS	NS	NS
PFPDCa	NS	NS	NS
PFHxS	NS	NS	NS
PFOS linear	NS	*	*
PFOS	NS	NS	*
PFOSA	NS	NS	**
Tri-iso-butylfosfat	**	**	NS
Tri-n-butylfosfat	NS	NS	NS
Tris-2-kloretylfosfat (TCEP)	NS	NS	NS
Tris-2-klorpropylfosfat (TCPP)	NS	NS	NS

Art	Ærfugl/toppskarv	Ærfugl/gråmåke	Toppskarv/gråmåke
2-Etylheksyldifenyl- fosfat (EHDPP)	NS	NS	NS
Dibutylfenyl- fosfat (DBPhP)	NS	NS	NS
TBA	*	NS	**
PBDE 49	*	**	**
PBDE 99	NS	**	**
PBDE 100	**	**	**
PBDE 153	**	**	**
PBDE 156	**	**	**
Sum PBDE	**	**	**
Sum HBCDD	**	**	**
1,2-Dibrom-4,1,2-dibrom- etylsyklohexane (TBECH A)	**	**	**
1,2-Dibrom-4,1,2-dibrom- etylsyklohexan (TBECH B)	NS	**	**
Dekabromdifenyl- Etan (DBDPE)	NS	NS	NS
2,4,6-tribromfenol (TBP)	*	*	NS
4-isononylfenol	NS	NS	NS
Ftalat (DEHP)	NS	NS	NS
Stabile isotoper ¹³ C og ¹⁵ N	**	**	**

2.2.2 Prinsippal komponentanalyse av undersøkte parametere

Bruk av multivariate metoder som principal komponent analyse (PCA) brukes til å undersøke relasjoner mellom alle variabler. I dette tilfellet nivåer av miljøgiftkonsentrasjoner og stabile isotoper (trofisk nivå) som er de kvantitative data mot fugl art samt lokaliteter som er de passive variabler i en enkelt sammenheng. Disse relasjonene kan vises i plotter og denne analysen kan også ses som et forsøk på å avdekke omtrentlige lineære avhengigheter mellom variabler. I denne PCA bi-plot (Figur 3) vises disse relasjoner mellom arter og lokaliteter kontra nivåer av forurensing samt resultat fra analyse av de stabile isotopene. Ploten viser at det er en tydelig forskjell i miljøgiftkonsentrasjoner mellom artene (Gråmåke:GR og GS vs Ærfugl:AR og AS), men ikke så stor forskjell mellom lokalitene (Sklinna:GS vs Røst:GR), selv om en tydelig trend synes til ærfugl (Sklinna:AS vs Røst:AR). For å kunne legge mer vekt på forskjellen mellom lokalitetene ville et mye høyere prøveantall per lokalitet ha vært nødvendig.



Figur 3: Prinsipal komponentanalyse (bi-plot) på forholdet mellom arter, lokaliteter og stabil isotop forhold og sum-konsentrasjoner av stoffgruppene i prøver. Nitrogen: $d^{15}\text{NAIR}$, Karbon: $d^{13}\text{CVPDB}$ og ratio mellom disse W\%C/N . Ærfugl (AS: Sklinna og AR: Røst), Gråmåke (GS: Sklinna og GR:Røst) samt Toppskarv (TS: Sklinna og TR:Røst). (X-vektor beskriver 54% av variasjonen i data og y-vektorn beskriver 17%).

Størst forskjell vises mellom sum metaller i ærfugl og mellom lokalitetene Røst og Sklinna (Figur 3). Dette korrelerer med forholdet mellom karbon/nitrogen-isotopene (W\%C/N) og er reversibelt korrelert til fuglenes spise mønstre ettersom ærfugl er en bentisk spisende fugle mens gråmåke og toppskarv er mer pelagiske spisende (se grønn pil). Denne forskjell mellom artene vises tydelig i sammensetning av miljøgiftene der polare/hydrofile stoffer som fenoler, ftalater og metaller (se rød pil) er relative mer dominerende i ærfugl; kontra de lipofile stoffene som pesticider, PCB, $\text{MeSO}_2\text{-PCBs}$, HBCDD (se blå pil) som korrelerer mer med gråmåke og til en visst del med toppskarv. Nivåene av lipofile og hydrofile stoffer korrelerer med art og den relative trofiske posisjonen.

2.3 Sammensetning og nivåer av miljøgifter

Konsentrasjonen til de individuelle forbindelsene er gitt i tabellene i Appendiks 3. Det ble analysert 201 forskjellige kjemiske forbindelser i prøvene, hvorav 149 forbindelser ble påvist og 52 forbindelser hadde så lav konsentrasjon at de lå lavere enn deteksjonsgrensen (LOD). Alle resultatene er på våtvektbasis og refererer til samleprøver à 3 egg per prøve. Det er to samleprøver fra hver art hentet fra Sklinna og 4 samleprøver fra hver art hentet fra Røst. For detaljer angående prøvemateriale se Appendiks 2.

2.3.1 Metaller og organotinn

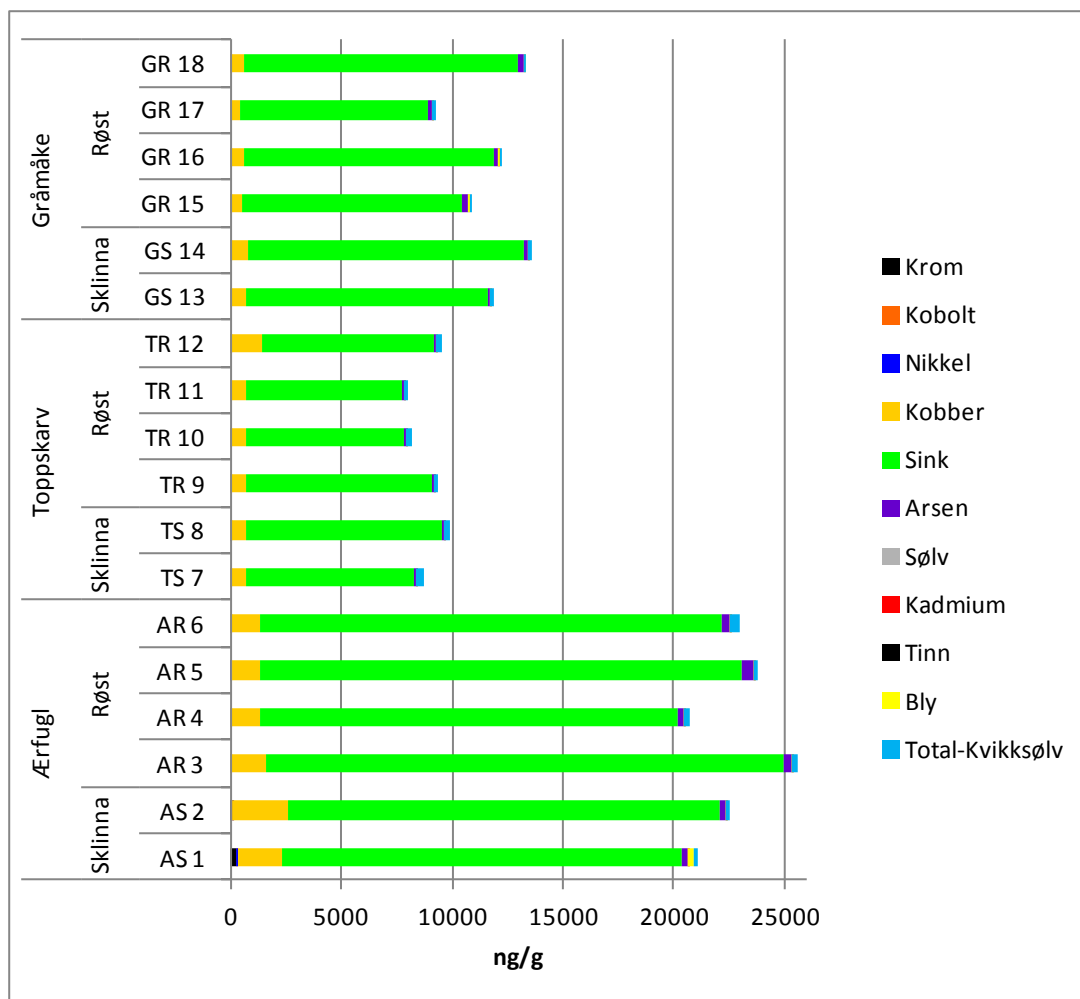
Resultatene fra analysen av metaller i sjøfuglegg er gitt i Appendiks 3 Tabell 5. Følgende metaller ble bestemt: Krom (Cr), kobolt (Co), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As), sølv (Ag), tinn (Sn), bly (Pb) og kvikksølv (Hg). I tillegg ble alle blandprøvene analysert for innhold av organotinn.

Hverken Sn eller organotinn ble påvist i noen av prøvene, da samtlige verdier lå lavere enn metodens deteksjonsgrenser. I egg fra toppskarv og gråmåke lå verdiene for Cr, Ni, Cd og Ag svært nær eller lavere enn deteksjonsgrensen.

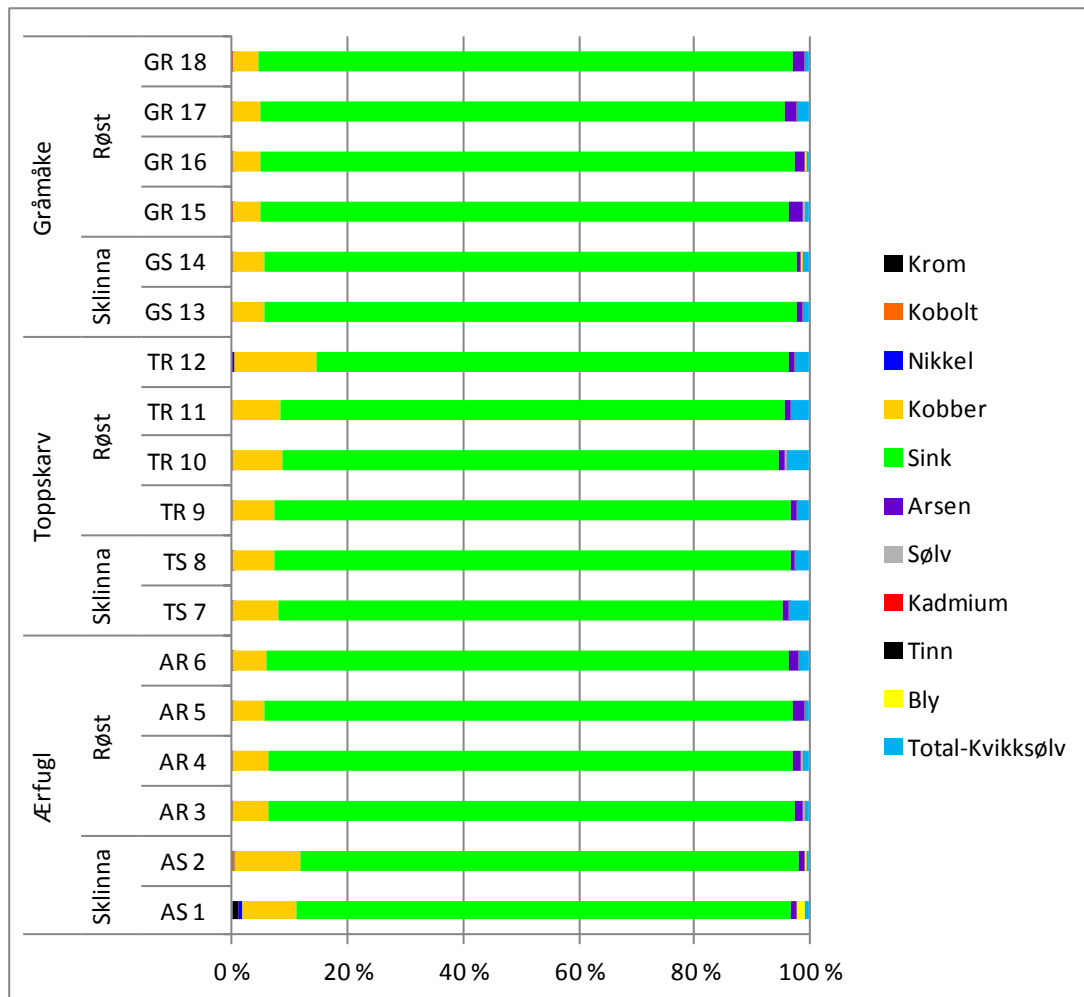
Når en sammenlikner metallkonsentrasjonene i egg mellom de tre fugleartene, så skiller ærfuglegg seg fra egg fra både toppskarv og gråmåke. Dette kommer tydelig frem i Figur 4, som viser at totalmengden metall er høyest i ærfuglegg. Totalmengden i egg fra gråmåke og toppskarv ligger nær hverandre, men stort sett noe høyere for gråmåke enn for toppskarv. Det er variasjon i hvordan de ulike metallene er fordelt mellom artene (Figur 4). Likevel er det noen fellestrekk (Figur 5). Alle prøvene domineres av Zn og Cu. Generelt er metallnivåene i ærfugl høyere enn i både gråmåke og toppskarv. Det var overraskende at kvikksølvnivåene i ærfugl var like høye som i toppskarv, og høyere enn i gråmåke. Kvikksølv kan opptre som alkylforbindelser (metyl- og etyl-Hg), som kan passere gjennom cellemembraner og er lipidløselig. Dette muliggjør biomagnifisering gjennom næringskjeder. Forventningen var derfor at toppskarven, som er høyest i næringskjeden, skulle ha de høyeste verdiene, og de var høyere enn i gråmåke, men ikke i forhold til ærfugl. Ellers hadde ærfuglegg høyere konsentrasjon av Co, Zn, As og Ag, sammenliknet med egg fra toppskarv. I tillegg er konsentrasjonen av Cu i ærfuglegg høyere enn i egg fra toppskarv, men ved et noe lavere signifikansnivå. Også når en sammenlikner Cu, Zn og Ag med egg fra gråmåke, viser ærfuglegg høyere verdier. Ærfuglegg har også høyere verdier av Ni og Hg enn egg fra gråmåke, men ved et lavere signifikansnivå.

Ved å sammenlikne metallkonsentrasjonen i egg fra samme art, men hentet fra to ulike lokaliteter, ser vi at egg fra Sklinna jevnt over har de høyeste metallkonsentrasjonene for alle tre fugleartene. Det bør likevel påpekes at forskjellen i konsentrasjonsnivå mellom lokalitetene er liten for de fleste av metallene. Antallet prøver gjør det også umulig å teste for signifikans mellom lokalitetene. For sju av de ni metallene som lot seg måle var det høyere metallnivå i ærfuglegg fra Sklinna sammenliknet med Røst. For toppskarv var fire av seks metaller høyest på Sklinna, og for toppskarv var fem av sju metaller høyest på Sklinna. Årsaken til at det generelt synes å være høyest metallinnhold på Sklinna i forhold til Røst er ukjent. Det ble funnet store forskjeller i Ni og Pb i ærfuglegg; de fra Sklinna hadde henholdsvis 6 og 56 ganger høyere nivå sammenliknet med ærfuglegg fra Røst. For hvert metall er det stort sett liten variasjon i konsentrasjonsnivå mellom prøvene fra samme art innen hver lokalitet. Bruken av samleprøver vil nødvendigvis sørge for at variasjonen dempes. Noe variasjon innen lokalitet og art kunne likevel sees for Ni, Ag, Pb og Hg i ærfuglegg.

Ulik diett hos fugleartene kan være en medvirkende årsak både forskjellen i totalmengde og til ulikheter i fordeling av enkeltmetaller. Toppskarv lever nesten utelukkende av småfisk, mens ærfugl spiser skjell, krabbe og bløtdyr. Spesielt skjell har en evne til å akkumulere metaller som Cu, Zn, Ag, As, Cd, Hg og Pb. Gråmåke regnes som altetende og lever av fisk, fiskeavfall, fugleegg og -unger, samt avfall der det er tilgjengelig. Variasjonen i typen føde er derfor større enn for de to andre artene, og kan skape variasjon i metallverdiene. Metallene Zn, Cu, Cr og Se er betrakta som essensielle for organismenes funksjon, og disse vil bli regulert fysiologisk. Derfor kan en ikke forvente særlige forskjeller mellom artene for disse metallene av andre årsaker enn de som kan tilskrives spesielle fysiologiske egenskaper hos artene.



Figur 4: Konsentrasjoner av metaller i ng/g.



Figur 5: Prosentvis sammensetning av metaller i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

I liknende studier funnet i litteraturen er resultatene oppgitt på tørrvektsbasis. Ved sammenlikning av våre verdier med disse, er vanninnholdet i egg estimert til å være 75 % og våre resultater omregnet til tørrvekt. De påviste verdiene for Cd, Pb og Cr i ærfuglegg er sammenliknbare med konsentrasjoner funnet i ærfuglegg fra øygruppen Aleutene, som ligger nord i Stillehavet (Burger, 2008).

Konsentrasjonene av Hg i ærfuglegg fra Sklinna var på samme nivå som i ærfuglegg fra Aleutene (Burger, 2008), Arktisk Canada (Akearok, 2010) og i Finland (Franson et al., 2000). Gjennomsnittsverdien i ærfuglegg fra Røst var omtrent dobbelt så høye som på Sklinna. Kvikksølvnivåene i toppskarv ser ut til å være uforandret siden 1980-tallet (egne upubliserte data, Torgeir Nygård).

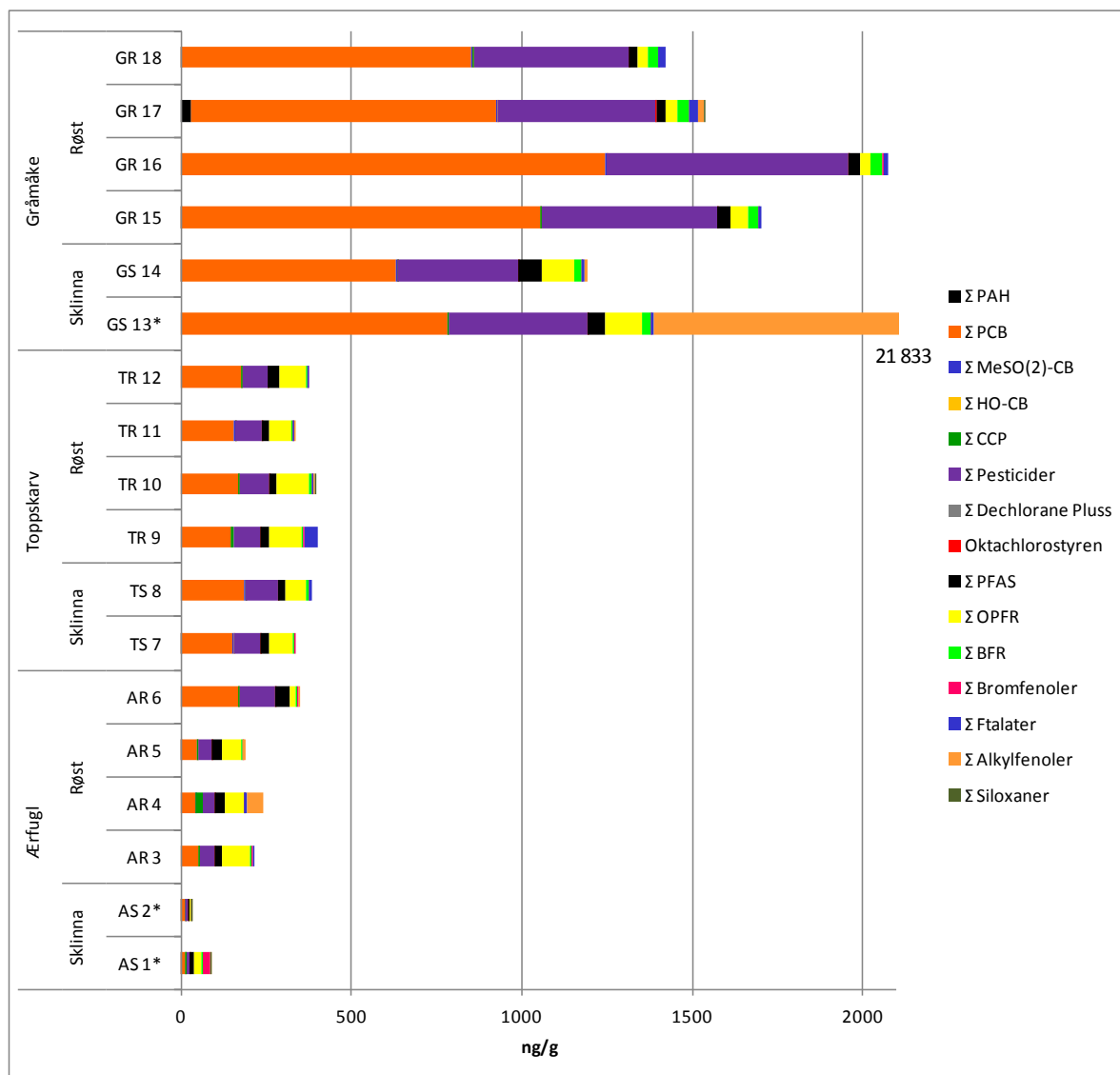
Tabell 2: Sum-konsentrasjoner av komponent grupper i ng/g. * sum-konsentrasjonene til AS1 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP i OPFR, 4-*t*-oktylfenol og 4-*iso*-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. AS2 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP i OPFR, 4-*iso*-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. GS13 inkluderer ikke 4-*iso*-nonylfenol til alkylfenoler.

Prøve ID Art Sted	AS 1*	AS 2*	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13*	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
	Ærfugl						Toppskarv						Gråmåke					
	Sklinna	Sklinna	Røst	Røst	Røst	Røst	Sklinna	Sklinna	Røst	Røst	Røst	Røst	Sklinna	Sklinna	Røst	Røst	Røst	Røst
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
ΣMetall	21119	22519	25599	20776	23825	22975	8701	9895	9388	8237	8048	9553	11894	13618	10870	12203	9289	13379
ΣOrgano-tinn	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
ΣPAH	1.40	0.63	< LOD	< LOD	0.44	< LOD	1.12	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.05	0.06	< LOD	29.6	0.83
ΣPCB	12.0	9.87	51.5	41.6	46.2	168	152	187	145	168	155	177	781	631	1053	1247	896	852
ΣMeSO ₂ -CB	0.11	0.11	0.27	0.12	0.60	0.42	1.13	1.49	0.65	1.27	2.74	0.80	1.89	1.87	2.89	3.08	2.75	4.34
ΣHO-CB	0.03	0.03	0.09	< LOD	0.12	0.90	0.45	0.29	0.24	0.29	0.22	0.34	0.26	0.12	0.37	0.11	0.15	0.13
ΣCCP	3.46	0.97	3.52	22.3	4.21	0.79	< LOD	0.97	7.12	2.71	1.76	0.80	3.86	1.18	3.85	< LOD	< LOD	2.06
ΣPesticider	8.5	7.9	43.5	33.2	36.9	104	78	94	80	88	78	75	404	356	513	709	465	455
ΣDeklorane Pluss Oktakloro- styren	< LOD	0.04	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.08	< LOD
Σ PFAS	0.12	0.15	0.04	0.06	0.06	0.04	0.08	0.12	0.05	0.02	0.02	0.09	0.16	0.12	0.10	0.48	0.36	0.31
ΣOPFR	14.6	7.80	23.6	33.5	31.1	46.4	27.8	23.2	27.3	20.1	19.5	32.8	51.8	66.0	41.5	32.0	28.5	23.6
ΣBFR	20	2	81.3	53.7	59.2	16.8	68.8	60.5	92.0	95.6	64.5	78.3	110	97.1	47.8	31.9	35.7	33.7
ΣBrom- fenoler	2.36	1.35	2.22	2.29	1.54	4.47	5.14	8.2	7.33	6.97	5.42	7.15	24.7	22.8	30.7	36.0	34.4	27.8
ΣAlkyl- fenoler	22.8	0.29	3.48	0.29	1.10	1.13	0.19	0.24	0.72	0.19	0.14	0.24	0.17	0.12	0.32	0.50	0.26	0.29
ΣSiloksaner	2.67	< LOD	< LOD	49.4	8.48	4.24	< LOD	< LOD	< LOD	4.98	5.88	< LOD	8554	8.21	< LOD	< LOD	15.8	< LOD
ΣFtalater	4.40	2.40	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1.40	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1.50	< LOD
	< LOD	< LOD	3.34	5.56	< LOD	< LOD	< LOD	7.74	41.51	4.01	4.89	3.79	6.90	7.15	11.2	14.1	23.7	20.0

2.3.2 Organiske forbindelser

Totalt ble 186 organiske forbindelser analysert, hvorav 49 ikke ble påvist over deteksjonsgrensen. En oversikt over sum-konsentrasjoner er vist i Tabell 2.

Av de persistente organiske forurensningsstoffer (POPs) som Σ PAH, Σ PCB, Σ MeSO(2)-CB, Σ pesticider og Σ bromerte flammehemmere, ble de laveste konsentrasjonene funnet i ærfugl. Toppskarv viste høyere konsentrasjoner og gråmåke de aller høyeste (Figur 6). Det er som noenlunde som forventet, da ærfugl er på et lavere trofisk nivå enn gråmåken og toppskarv. Det var noe overraskende at gråmåke stort sett hadde høyere nivåer enn toppskarv. Dette kan skyldes at gråmåke på disse lokalitetene i stor grad lever som en rovfugl som predaterer andre arter, i motsetning til andre steder i landet, hvor fiskeavfall og søppel kan utgjøre en større andel av næringen. Den kan derfor befinne seg på et høyere trofisk nivå på Sklinna enn på Røst.



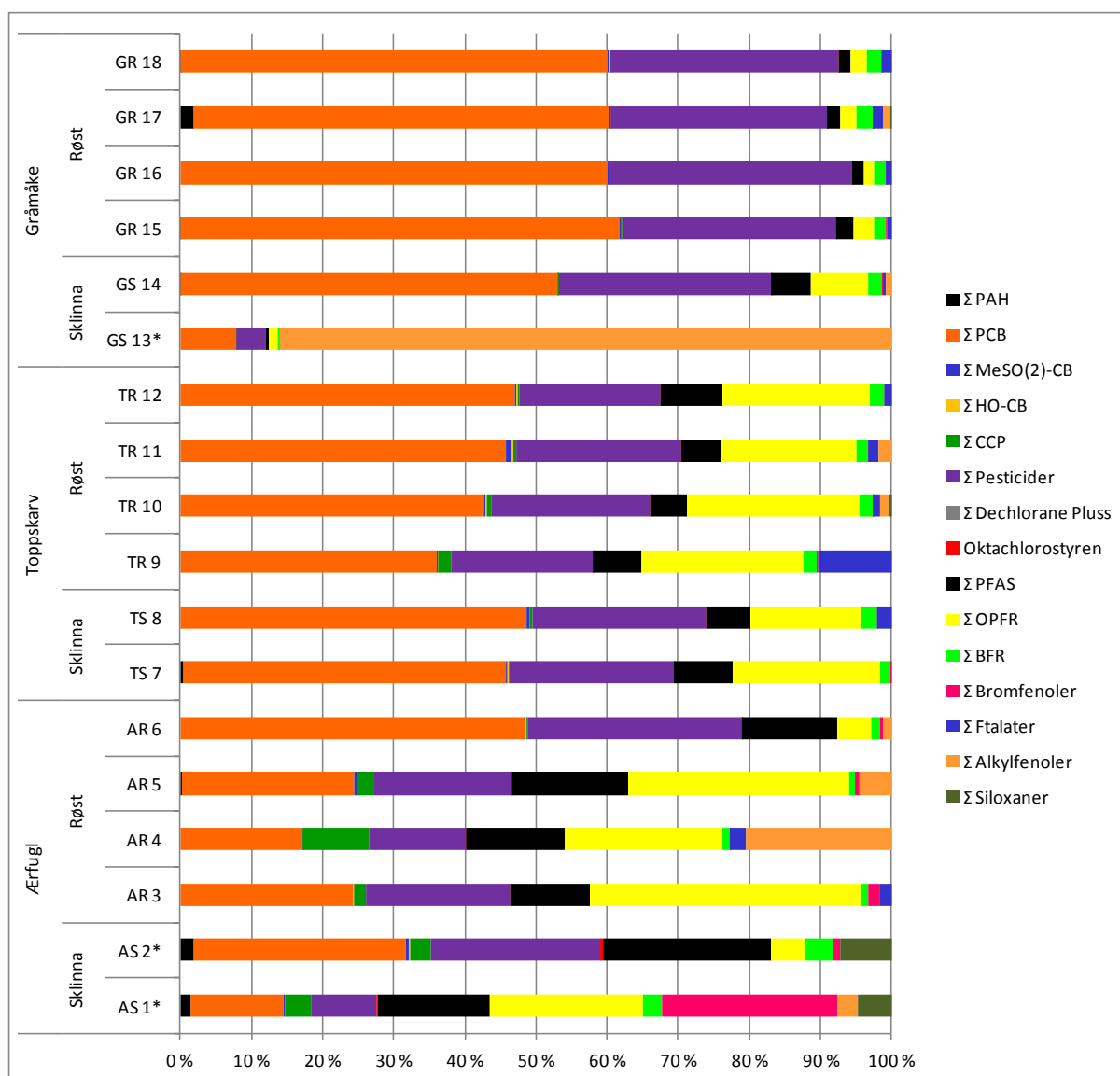
Figur 6: Sum-konsentrasjoner av organiske miljøgifter i ng/g. * sum-konsentrasjonene til ASI inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP i OPFR, 4-t-oktylfenol og 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. AS2 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP til OPFR, 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. GS13 inkluderer ikke 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler.

Ærfugl viste generelt de laveste sum-konsentrasjonene av organiske miljøgifter fulgt av toppskarv og gråmåke (Figur 6).

I ærfuglprøver fra Røst dominerer Σ PCB, Σ OPFR, Σ pesticider og Σ PFAS, men ikke alltid i samme forhold mellom prøvene (Figur 7).

I toppskarv dominerer Σ PCB etterfulgt av Σ pesticider og Σ OPFR. Den prosentvise sammensetningen var relativ lik på Sklinna og Røst (Figur 7).

I gråmåke dominerer Σ PCB og Σ pesticider veldig sterk over resten av forbindelsesgruppene bortsett fra en prøve fra Sklinna hvor Σ Alkylfenoler dominerer (Figur 7).

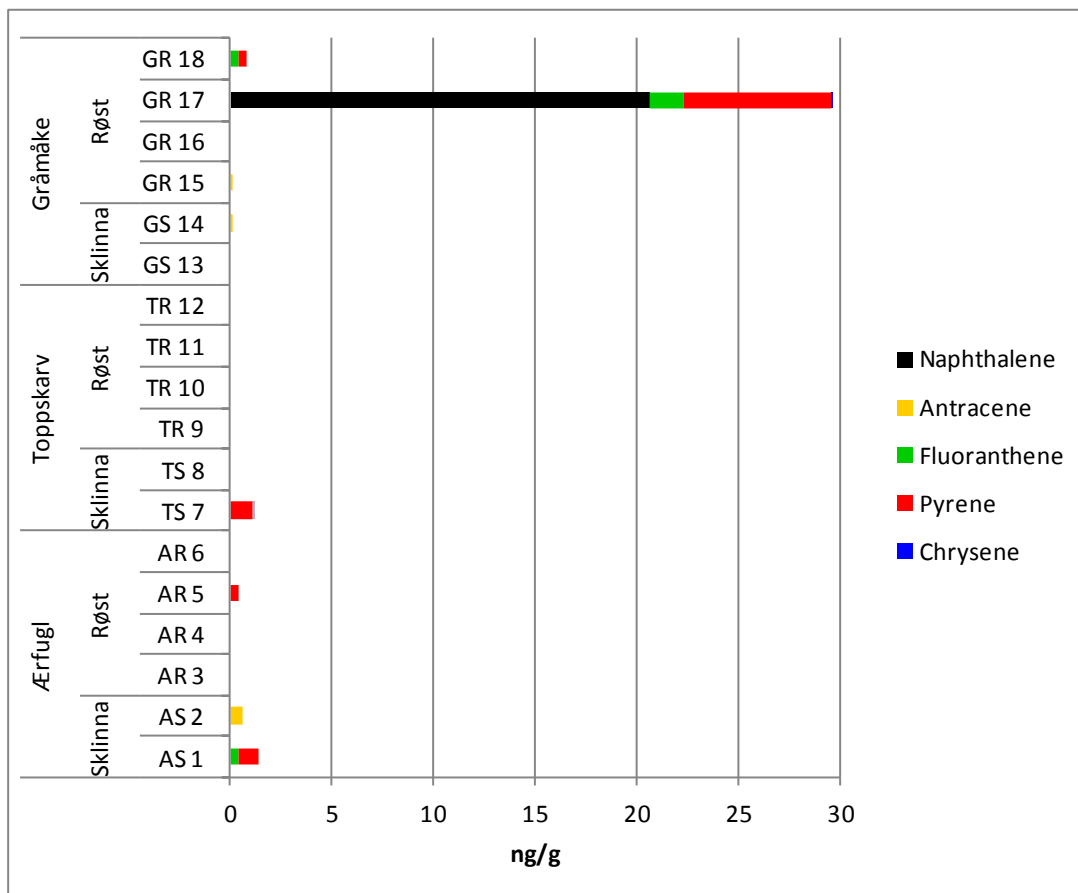


Figur 7: Prosentvis sammensetning av organiske miljøgifter i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. .

* sum-konsentrasjonene til AS1 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP i OPFR, 4-t-oktylfenol og 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. AS2 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP til OPFR, 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler og DEHP til ftalater. GS13 inkluderer ikke 4-iso-nonylfenol til alkylfenoler.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Fem av 16 analyserte PAHer (naftalene, antracene, fluoranten, pyrene, chrysen) ble detektert over deteksjonsgrensa (LOD) i seks av de 18 sjøfuglprøvene. Pyrene ble funnet i fem av de seks positive prøvene, nemlig i ærfugl fra Sklinna (AS 1) og Røst (AR 5), toppskarv fra Sklinna (TS 7) og to gråmåkeprøver fra Røst (GR 17 og GR 18). De målte sum- konsentrasjonene var relativt lave (≤ 1.4 ng/g) bortsett fra en gråmåke prøve som viste en sum konsentrasjon av 29.6 ng/g (GR 17), hvorav naftalene og pyrene viste høy bidrag (Figur 8 og Appendiks 3 Tabell 6). Det kan ikke utelukkes muligheten for at dette kan skyldes forurensning av prøven, men siden bidrag av bakgrunn til kontrollprøven var mye lavere enn konsentrasjoner i prøvene ble det valgt å inkludere resultatene (for detaljer se Appendiks 2 kapittel 6.2.17). For detaljer til konsentrasjonene se Tabell 6 i Appendiks 3.



Figur 8: PAH konsentrasjoner og sammensetning i eggene fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

I tidligere publikasjoner som har undersøkt sjøfuglegg fra nordiske områder ble PAH ikke funnet. I en litt eldre undersøkelse fra Storbritannia (Shore et al., 1999) ble en rekke PAH-er påvist i sjøfuglegg fra forskjellige øyer; naftalen i gråmåke og pyrene i toppskarv, med høyere konsentrasjoner enn på Røst og Sklinna. Men den engelske undersøkelsen er ikke sammenlignbar med vår studie på grunn av for stor forskjell mellom lokalitetene og den mulige antropogene påvirkningen av miljøet.

Polyklorerte bifenyler og pentaklorbenzen

Kun to av 32 PCB-er ble ikke detektert over deteksjonsgrensen (CB-33 og CB-122). De fleste individuelle PCB-ene ble detektert i alle prøvene, bortsett fra CB-18 som kun ble detektert i gråmåke, CB-37 kun i ærfugl, mens CB-28, CB-66 og CB-74 ikke ble detektert i ærfugl fra Sklinna, men i alle andre (Figur 9 og Appendiks 3 Tabell 7).

Ærfugl inneholder de laveste konsentrasjonene (9.57 – 45.6 ng/g Σ PCB), som var omtrent en faktor 10 lavere enn konsentrasjonene til toppskarv (144 – 187 ng/g Σ PCB) og en faktor 14 – 130 lavere enn gråmåke (629 – 1243 ng/g Σ PCB; Figur 9). Ærfuglprøven AR 6 er et unntak, den viser like høye konsentrasjoner (168 ng/g Σ PCB) som toppskarv prøvene.

Kongenermønsteret til ærfugl ble dominert av CB-153 > CB-138 > CB-118 > CB-99 \approx CB-180 > CB-187 > CB-105 > andre PCB. Ærfuglene fra Sklinna hadde alltid lavere konsentrasjoner enn de fra Røst (Figur 10 og Appendiks 3 Tabell 7). Penta- og hekso-homologene var de dominerende. Andelen tri- og tetra-homologer var svært lav på Sklinna.

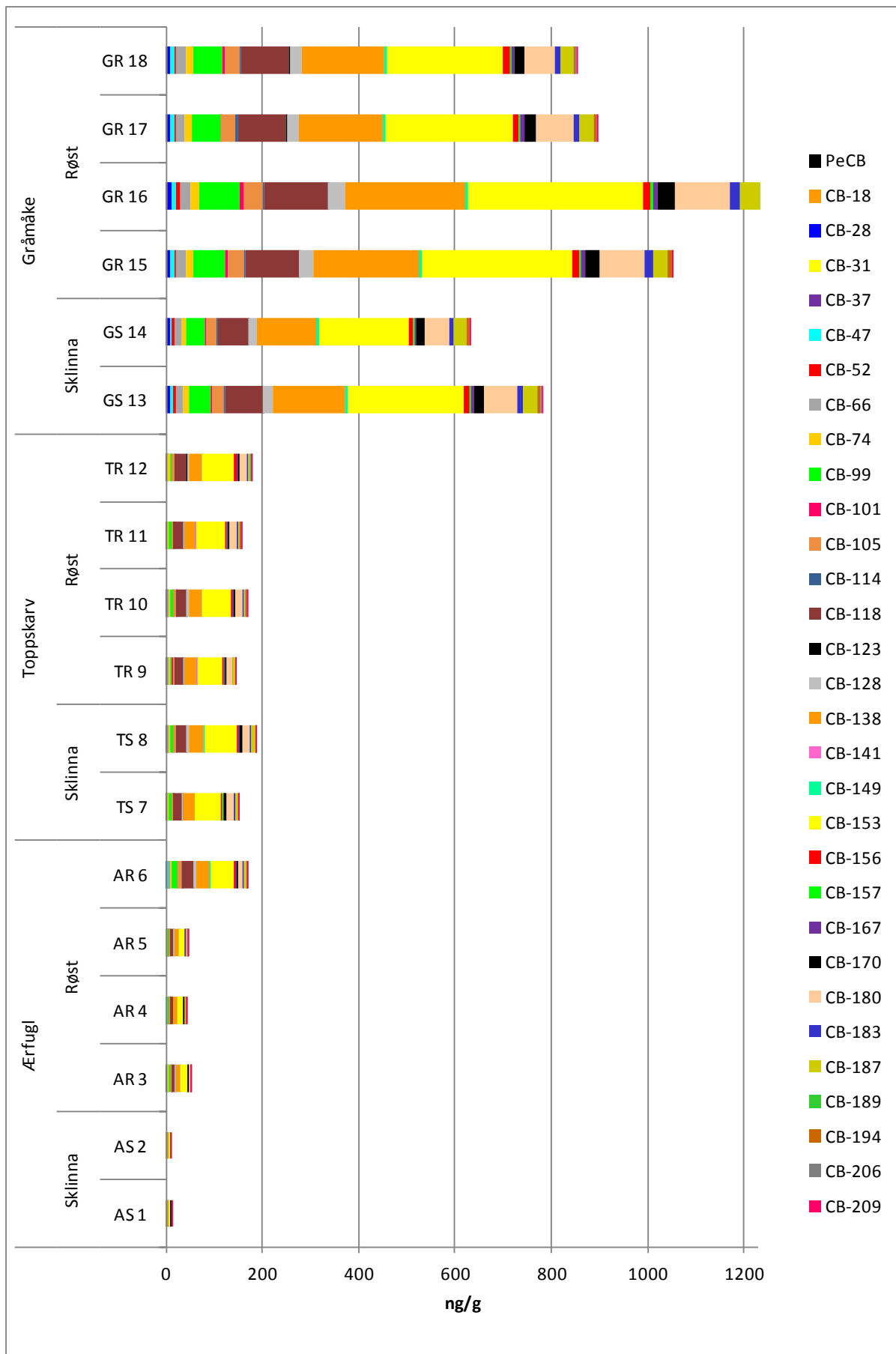
PCB-kongenermønsteret til toppskarv ble dominert av CB-153 > CB-138 > CB-118 > CB-180 > CB-99 \approx CB-187 > CB-105 > andre PCB. Det var ingen stor forskjell mellom PCB-konsentrasjoner på Sklinna og Røst (Figur 10 og Appendiks 3 Tabell 7). Penta- hekso- og hepta-homologene var de dominerende.

PCB-kongenermønsteret til gråmåke ble dominert av CB-153 > CB-138 > CB-118 > CB-180 > CB-99 > CB-187 > CB-105 > andre PCB. Gråmåke fra Sklinna viste litt lavere PCB-konsentrasjoner enn fra Røst (Figur 10 og Appendiks 3 Tabell 7). Også her var penta- hekso- og hepta-homologene dominerende.

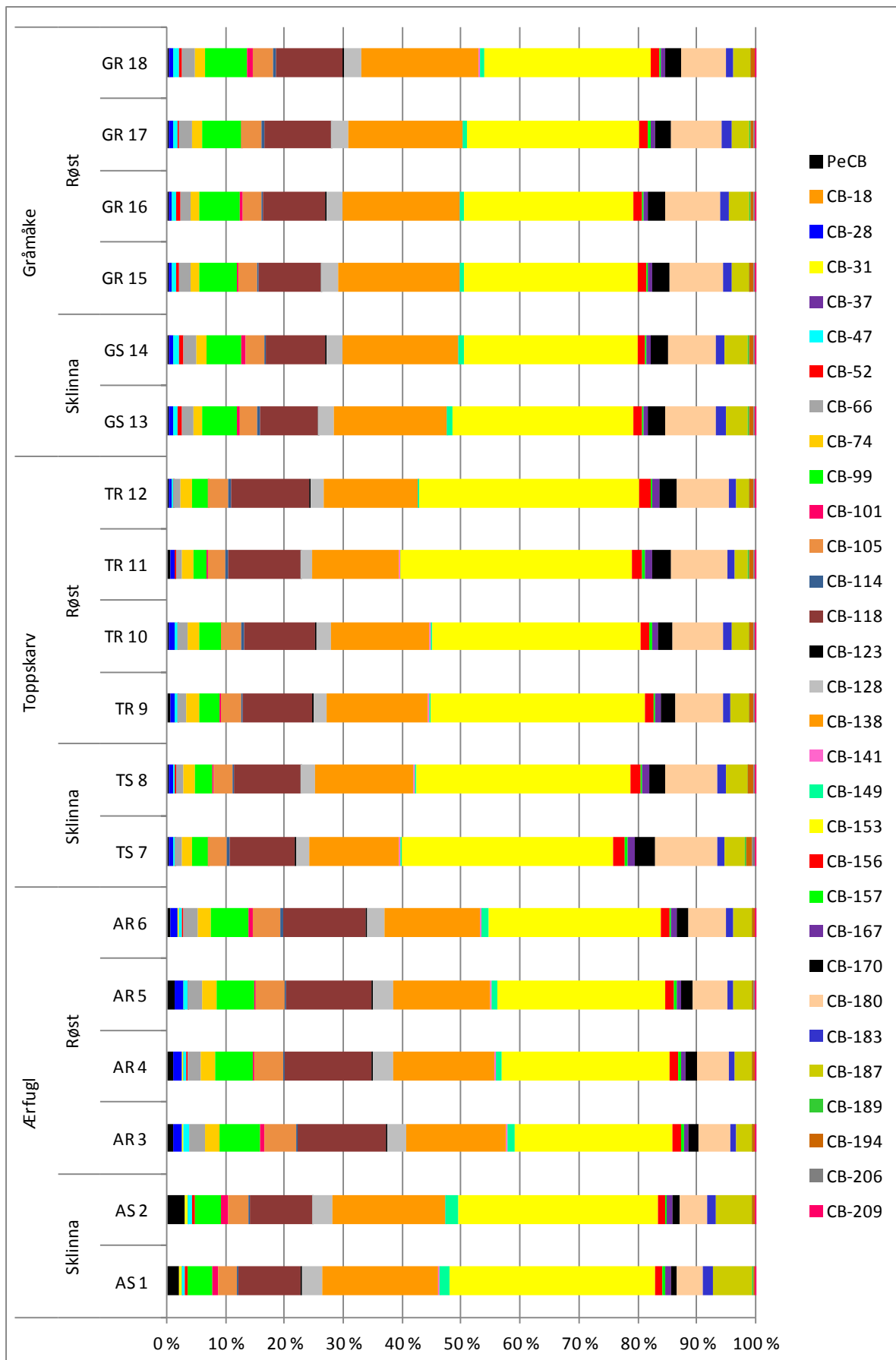
For alle artene på begge lokalitetene utgjorde hekso-CB-ene rundt halvparten av alle PCB-er.

PeCB viste relativt lave konsentrasjoner i ærfugl (0.26 – 0.57 ng/g) med det samme unntaket for prøve AR 6 som i likhet med PCB-ene var noe høyere (1.09 ng/g). Konsentrasjonene av PeCB var marginalt høyere i toppskarv (0.66 – 0.86 ng/g) og høyest i gråmåke med konsentrasjoner fra 2.17 ng/g til 3.22 ng/g.

Det er kjent at PCB-ene og PeCB bioakkumuleres via næringskjeden og dermed kan resultatene forklares med hensyn på plassering i det relative trofiske nivået (se også kapittel 1.2, 2.1 og 2.3.1).



Figur 9: PCB konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.



Figur 10: Prosentvis sammensetning av PCB kongenerene i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

Det foreligger resultater fra et forskningsprosjekt i 2004 på Sklinna hvor PCB i egg av ærfugl og toppskarv ble undersøkt (Herzke et al., 2009). CB-28 ble detektert i 2004 på Sklinna, men ikke i 2012. CB-99, CB 101, CB-118, CB 170, CB 183 og CB 187 ble påvist i lavere konsentrasjoner på Sklinna i 2013, mens CB-105, CB 138, CB-153, CB-180 var på samme nivåer i begge undersøkelser. På Røst var konsentrasjonsnivåene til CB-28, CB-52, CB 101, CB 138, CB-153, CB-170, CB-180, CB-183 og CB-187 omtrent likt i begge undersøkelser, men en prøve (AR 6) viste kontinuerlig høyere konsentrasjons nivåer. Kongenerne CB-99, CB-105 og CB-118 ble påvist i høyere konsentrasjoner enn i 2004.

I toppskarv ble CB-28, CB-52, CB-99, CB-101, CB-105, CB-118, CB-138, C-153, CB-170, CB-180, CB-183 påvist i lavere konsentrasjoner, mens CB-187 i litt høyere konsentrasjoner i 2012 enn i 2004.

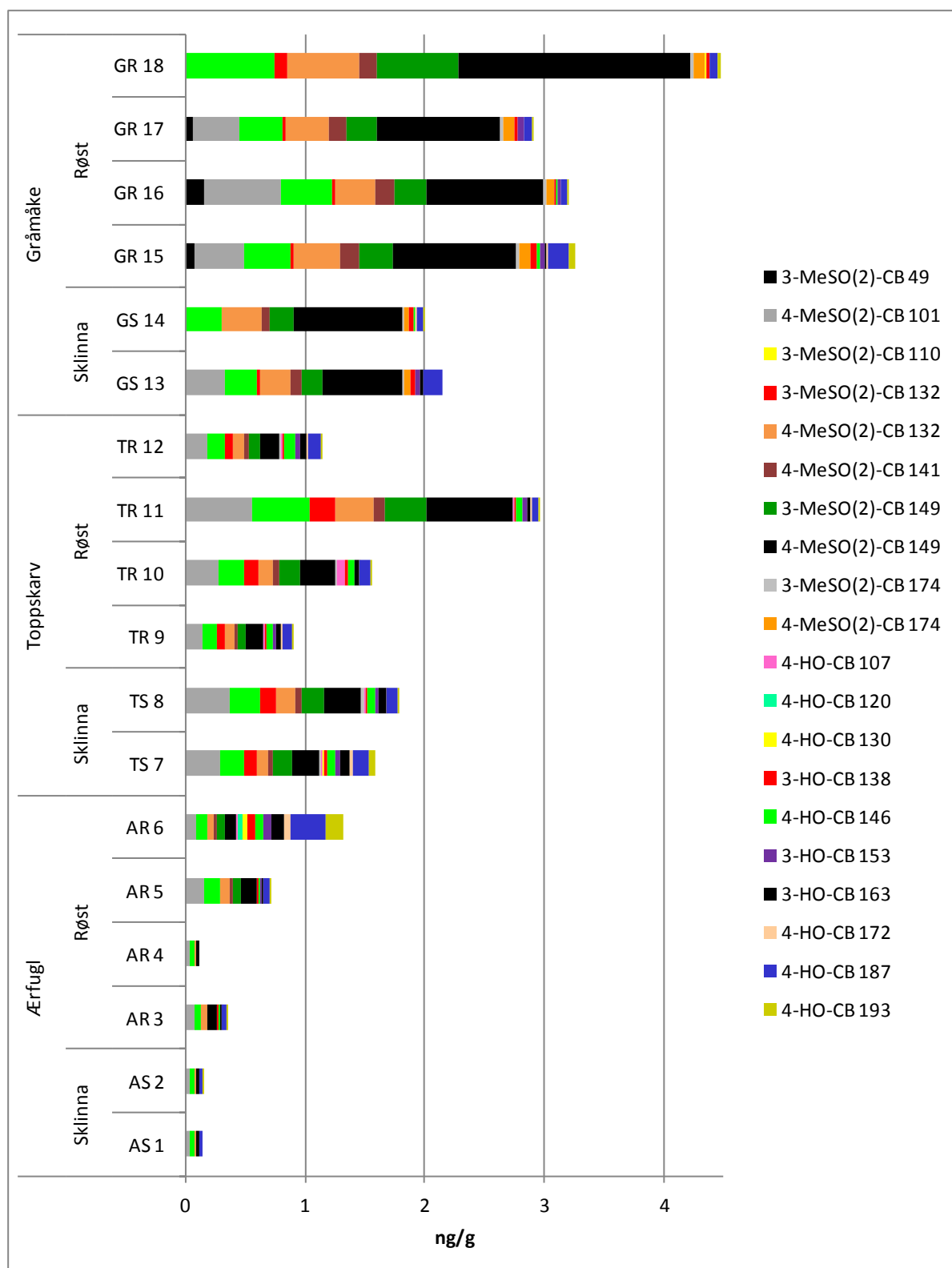
I en tidligere undersøkelse fra toppskarv innsamlet i 2002 på Sklinna (Murvoll et al., 2006) ble ganske sammenfallende resultater på PCB publisert som i undersøkelsen fra 2004.

Det ble samlet inn og analysert egg av gråmåke og toppskarv fra Røst i både 1983, 1993 og 2003 (Barrett et al., 1985, Barrett et al., 1996). Resultatet av prøvene fra 1983 og 1993 ble oppgitt på våtvektsbasis, og er derfor sammenlignbare med de som er rapportert her. Gjennomsnittlig Sum PCB-verdier i toppskarv var hhv. 420 og 280 ng/g i 1983 og 1993, mot ca 160 ng/g i 2012. Dette tyder på fortsatt nedgang over tid. For gråmåke var forskjellene enda større; 7070 ng/g i 1983, 1530 ng/g i 1993 mot 1008 ng/g i 2012.

Metabolitter til polyklorete bifenyler

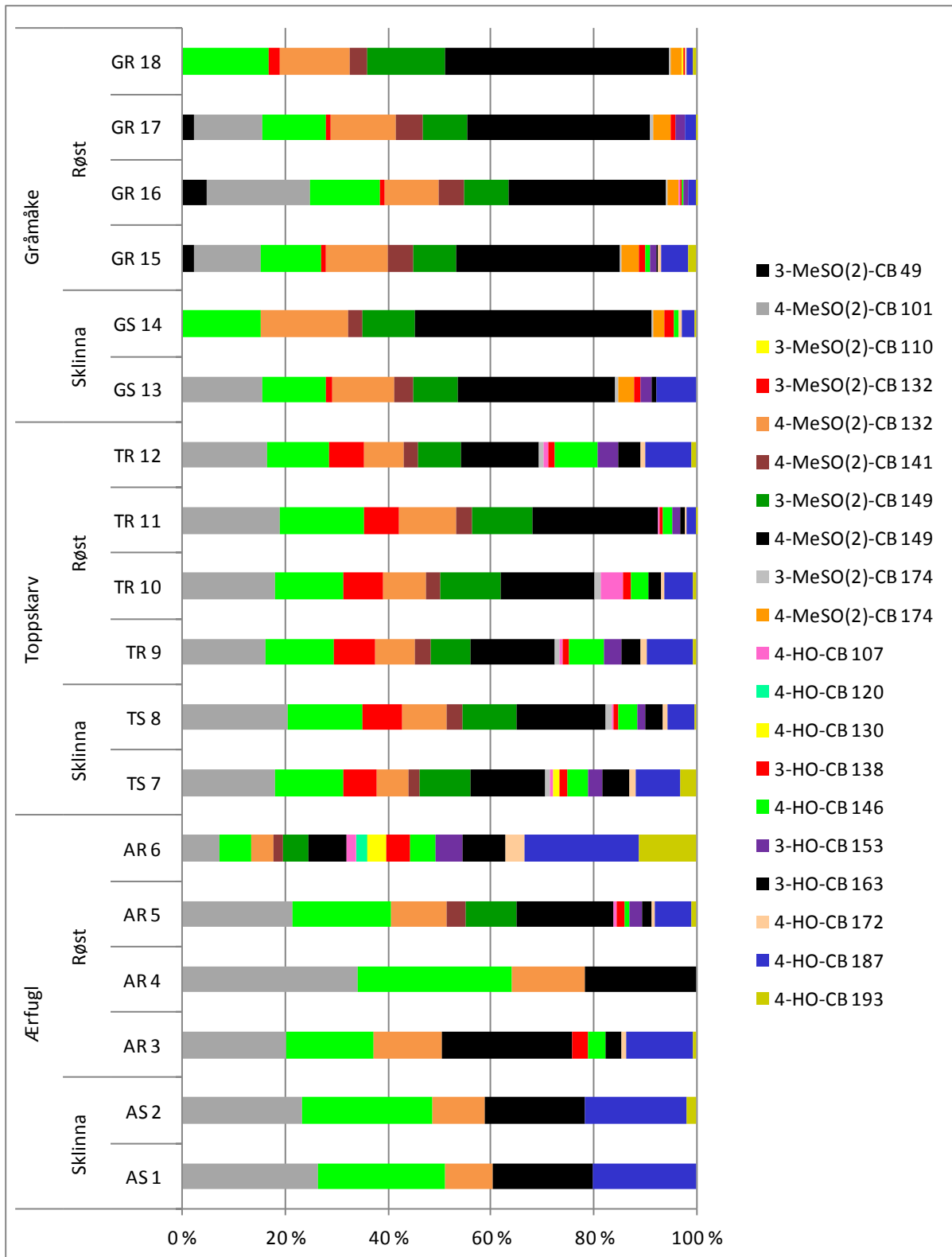
Konsentrasjonen av hydroksylerte PCB er lavere enn MeSO₂PCB (Figur 11, Figur 12). 4-OH-PCB 187 var den dominerende forbindelsen i alle de tre artene og bidro henholdsvis til 64%, 31% og 49% av Σ_{10} HO-PCB i ærfugl, toppskarv and gråmåke. Variasjonen av kongenerer i toppskarv var større enn i de andre to artene og konsentrasjonene av OH-PCB 146, 153 og 163 var nesten like stor som for 4-OH-PCB 187. Dette indikerer at det er en stor metabolsk aktivitet hvor PCB metaboliseres til OH-PCB og MeSO₂PCB.

Det har også vært observert for andre arter at 4-OH-PCB 187 er den dominerende OH-PCB metabolitten (Verreault et al., 2005; Klasson-Wehler et al., 1998; Olsson et al., 2000; Helgasson et al., 2011). 4-OH-PCB 187 er en metabolitt av PCB 187 (Letcher et al., 2002) og utgjør 41-64% av Σ_{13} HO-PCB i egg og plasma fra polarmåke fra Bjørnøya (Verreault et al., 2005). Den relative våtvekts konsentrasjonen av OH-PCB i plasma og egg er mye høyere i plasma enn egg (< 0,01-0,50 ng/g vv i egg; 0,68-12,0 ng/g vv maternell plasma fra polarmåke). For vår studie kan dette indikere at OH-PCB konsentrasjoner i maternell plasma i gråmåke og toppskarv vil være høyere enn i polarmåke. I gjennomsnitt er Σ OH-PCB høyest i toppskarv, tett fulgt av gråmåke. Konsentrasjonene i ærfugl var lave da prøve AR 6 betraktes som en uteligger på grunn av problematisk matriks.



Figur 11: PCB-metabolitt konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

Penta og hekso klorinert MeSO₂-PCB er de dominerende kongernerene (MeSO₂-CBs 101, 110, 132, and 149) i de tre undersøkte fuglartene.



Figur 12: Prosentvis sammensetning av PCB-metabolitt kongenerene i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

I en studie hvor plasma og egg fra polarmåke har vært undersøkt, ble Cl₄ og Cl₅-MeSO₂ kongernerene overført til egg i større grad enn Cl₆ (Verreault et al., 2005). Det samme gjelder for PCB (Bargar et al., 2001).

Forholdet mellom $\Sigma_{19}\text{MeSO}_2\text{PCBs}$ og PCB er en indikasjon på metabolismen av PCB og retensjonskapasiteten av MeSO₂PCB mellom artene. I studien fra 2012 er det vanskelig å si noe konkret om dette siden mange av morforbindelsene av PCB ikke ble analysert (PCB 49, 87, 110, 132, 141 og 174). Kongernerene vi kan sammenligne er MeSO₂PCB 52, 101 og 149 som til sammen bidrar til 59 % av den totalt summen av de 19 MeSO₂PCB kongernerene og dermed betraktes som representative for MeSO₂PCB kongernerene.

For gråmåke og ærfugl var forholdet $\Sigma_6\text{MeSO}_2\text{PCB}/\Sigma_3\text{PCB}$ henholdsvis 0,12 og 0,20, og sammenlignbart med rapporterte verdier for egg fra gråmåke (Bjørnøya) på 0,22 (Verreault et al., 2005). Denne ratioen ser ikke ut til å være påvirket av den store variasjonen i $\Sigma\text{MeSO}_2\text{PCB}$ konsentrasjoner som var observert mellom arter (Letcher et al., 2000; Sandala et al., 2004). I egg fra toppskarv var forholdet $\Sigma_6\text{MeSO}_2\text{PCB}/\Sigma_3\text{PCB}$ 0,78, noe som er høyere enn i de andre studiene. Det kan indikere at toppskarv har et høyere aktivitet av CYP2B like enzymer som er aktive i MeSO₂PCB dannelsen. For en videre bekreftelse av denne observasjonen må egg og blod prøver analyseres for alle relevante PCB forbindelser. Dette kan ikke umiddelbart forklares ut i fra trofisk nivå da ærfugl og gråmåke har lik ratio, men de er antageligvis på forskjellig relativ trofisk nivå (se også kapittel 2.1 og 2.3.1).

I en tidligere studie ble mengden av klororganiske forbindelser og deres metabolitter bestemt i egg fra syv forskjellige sjøfugl arter fra Island. Artene som ble undersøkt var rødnebbterne (*Sterna paradisaea*), ærfugl, lomvi (*Uria lomvia*), havhest (*Fulmarus glacialis*), svartbak (*Larus marinus*), sildemåke (*Larus fuscus*) og storjo (*Stercorarius skua*). Konsentrasjonen og variasjonen av de forskjellige OH-PCB og MeSO₂-PCB metabolittene viser at det er forskjeller i metabolismen av PCB mellom disse fugleartene. For storjo og lomvi var det en lav deteksjons frekvens av OH-PCBs med lave konsentrasjoner av 4-OH-CB146 i lomvi (Jorundsdottir et al., 2010).

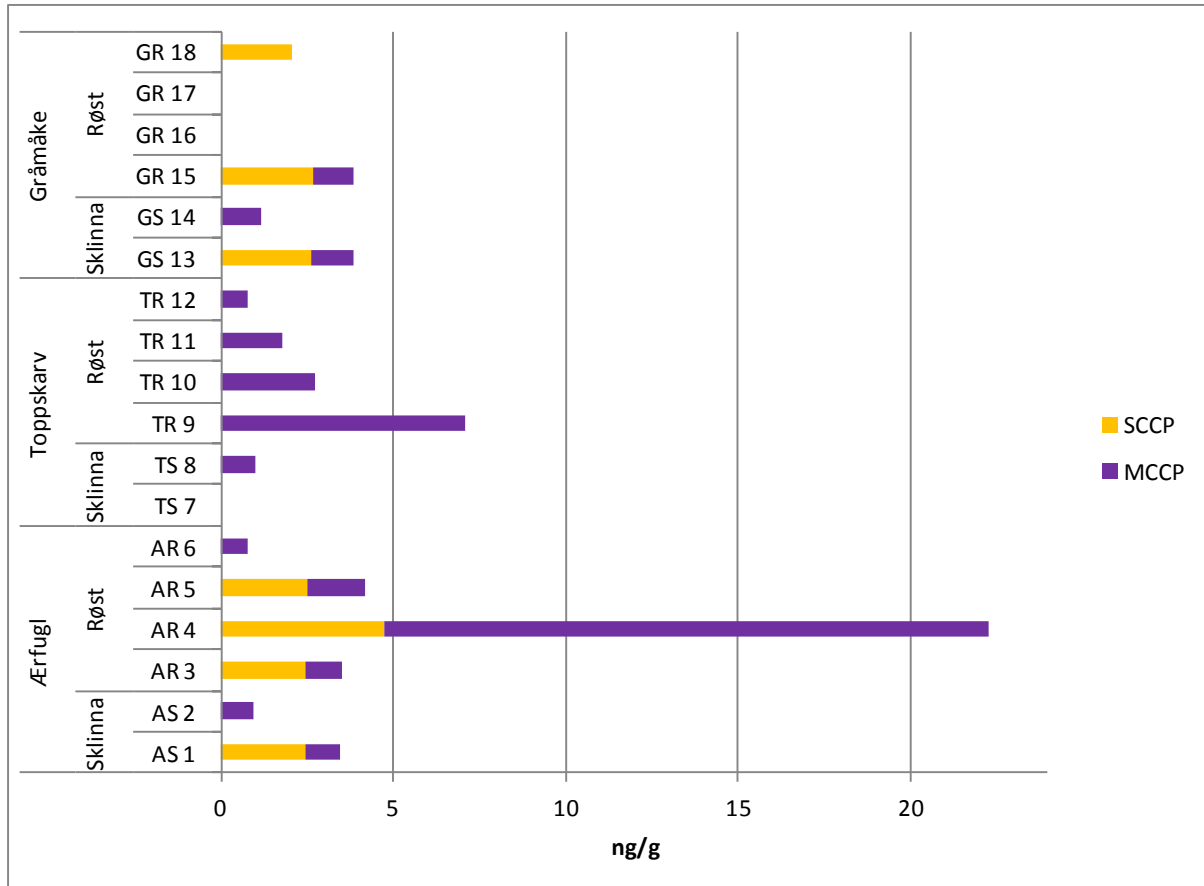
Klorparafiner

Målbare nivåer av klorparafiner ble funnet i alle egg, og mellomlangkjedete MCCP ble påvist hyppigere enn kortkjedete SCCP (henholdsvis i 80 % og 40 % av eggene), med konsentrasjoner som varierte mellom henholdsvis 0,8 - 17,5 ng/g og 2,1 - 4,8 ng/g ww.) (Figur 13 Appendiks 3 Tabell 9). Dette kan skyldes restriksjoner på produksjon og bruk av SCCP som ble satt i kraft i Europa på 1990-tallet på grunn av bekymringer om giftvirkning og persistens i miljøene. Disse restriksjonene har ført til at produksjonen og bruken av MCCP har økt (Feo et al., 2009). Den høyere deteksjonsraten av MCCP kan skyldes at lengre karbonkjeder har vist seg å senke metaboliserings-/eliminerasjonsraten (Madeley & Birtley 1980, Fisk et al., 1996).

I gjennomsnitt var summen av CP-er høyere i egg fra ærfugl sammenlignet med de andre artene. Dette kan skyldes næringsforskjeller, da ærfuglene primært spiser bunnlevende dyr. CP-er akkumulerer i sedimenter, da de har en sterk affinitet til organisk materiale (Fisk et al., 1998; Muir et al., 2000). Dette vil medføre økt eksponering/akkumulering til bunnlevende organismer og de predatorer som tar sin næring herfra. Dette skiller ærfuglen fra de mer pelagisk orienterte artene, slik som toppskarven og gråmåken.

Det ble ikke påvist noen tydelige forskjeller når det gjaldt MCCP-konsentrasjoner mellom Sklinna and Røst. Imidlertid var det indikasjoner på at mellomlangkjedete CP-er forekom i litt

høyere konsentrasjoner på Røst. En blandingsprøve av ærfuglegg fra Røst inneholdt den høyeste verdien som ble påvist (17.5 ng/g). En lignende tendens ble observert i toppskarvegg hvor deteksjonsfrekvensen og den gjennomsnittlige MCCP-konsentrasjonen var høyere i egg fra Røst sammenlignet med Sklinna. Ingen forskjeller i MCCP-konsentrasjoner ble funnet hos gråmåke. Materialet er lite, og det er vanskelig å spekulere i hva forskjellene skyldes.



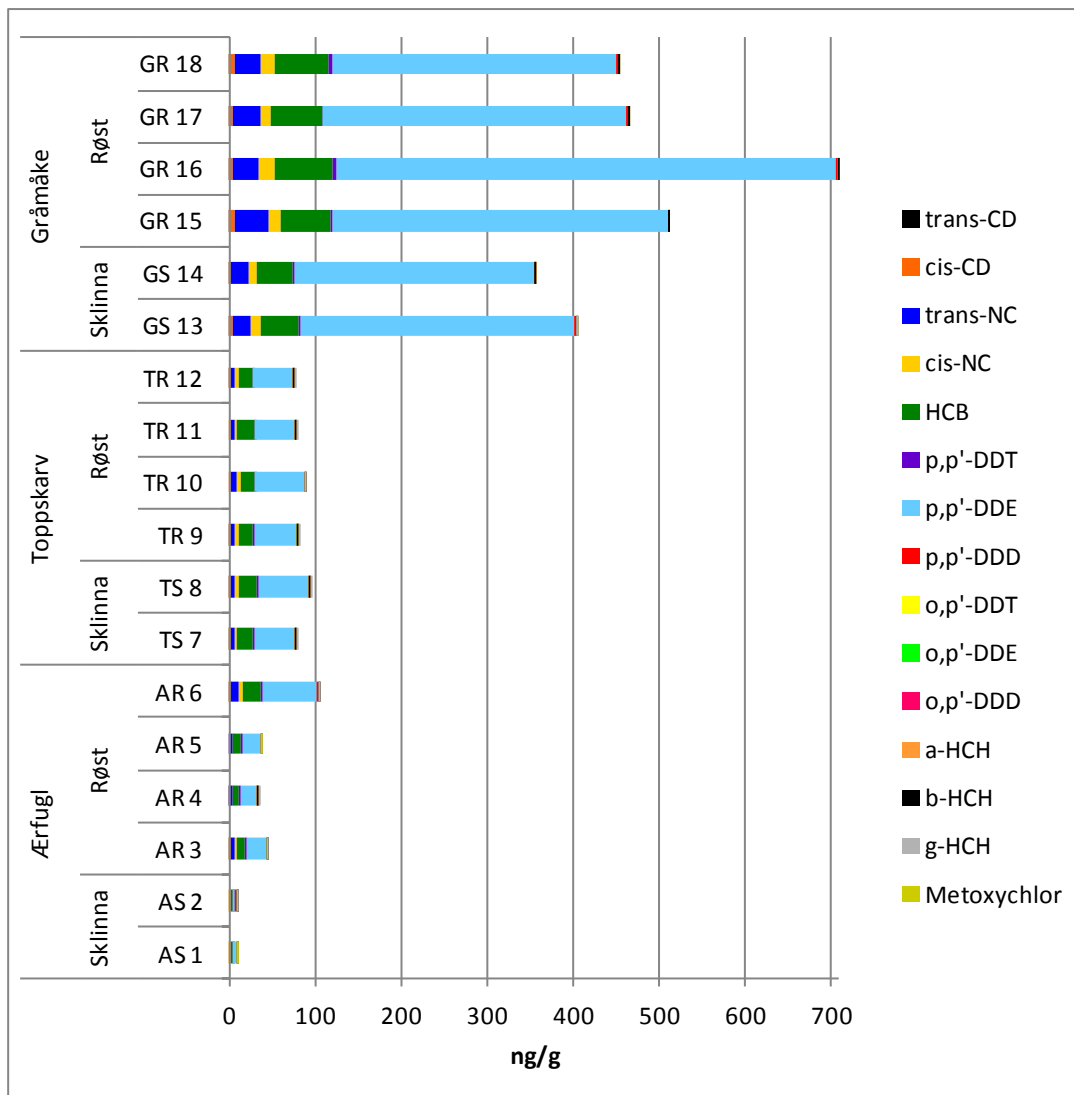
Figur 13: Klorparafin konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

Det er få studier som har undersøkt CP-konsentrasjoner hos fugl. SCCP-er og MCCP-er er blitt påvist i alkekonge og krykkje fra Bjørnøya, med konsentrasjoner som varierte mellom 5 - 88 for alkekonge og 5 - 55 ng/g for krykkje (Reth et al., 2006). Disse konsentrasjonene er høye sammenlignet med eggene presentert i vår studie. Imidlertid har nivåene av forurensningsstoffer fra Bjørnøya vist seg å være spesielt høye (Evenset et al., 2004) og reflekterer ikke nødvendigvis CP-belastningen generelt i Arktis. CP-konsentrasjonene i fuglegg var lavere sammenlignet med tidligere funn i akvatiske organismer.

Pesticider

Det ble analysert totalt 17 pesticider, nemlig fire klordaner, seks DDTer (inkludert metabolitter), HCB, tre HCH isomerer, pendimetalin, trifluralin og metoksyklor. Pendimetalin og trifluralin ble ikke detektert i prøvene over LOD. o,p'-DDD, en metabolitt til DDE, ble ikke detektert over LOD i verken ærfugl heller toppskarv (Figur 14 og Appendiks 3 Tabell 10), men hos gråmåke hvor konsentrasjoner var nær LOD. Metoksyklor ble kun detektert i lave konsentrasjoner i to ærfuglprøver fra Sklinna og Røst (AS 1 med 0.43 ng/g og AR 5 med 0.37 ng/g) (Figur 14 og Appendiks 3 Tabell 10).

De laveste konsentrasjoner av pesticider ble funnet i ærfuglene (Σ pesticider 7.9 – 43.5 ng/g), som er omtrent en faktor 2 - 10 lavere enn konsentrasjonene til toppskarv (Σ pesticider 75 – 94 ng/g) og en faktor 8 – 90 lavere enn gråmåke (Σ pesticider 356 – 709 ng/g; Figur 14). Ærfugl prøven AR 6 er et unntak, den viser litt høye konsentrasjoner (Σ pesticider 104 ng/g) enn toppskarv prøvene.

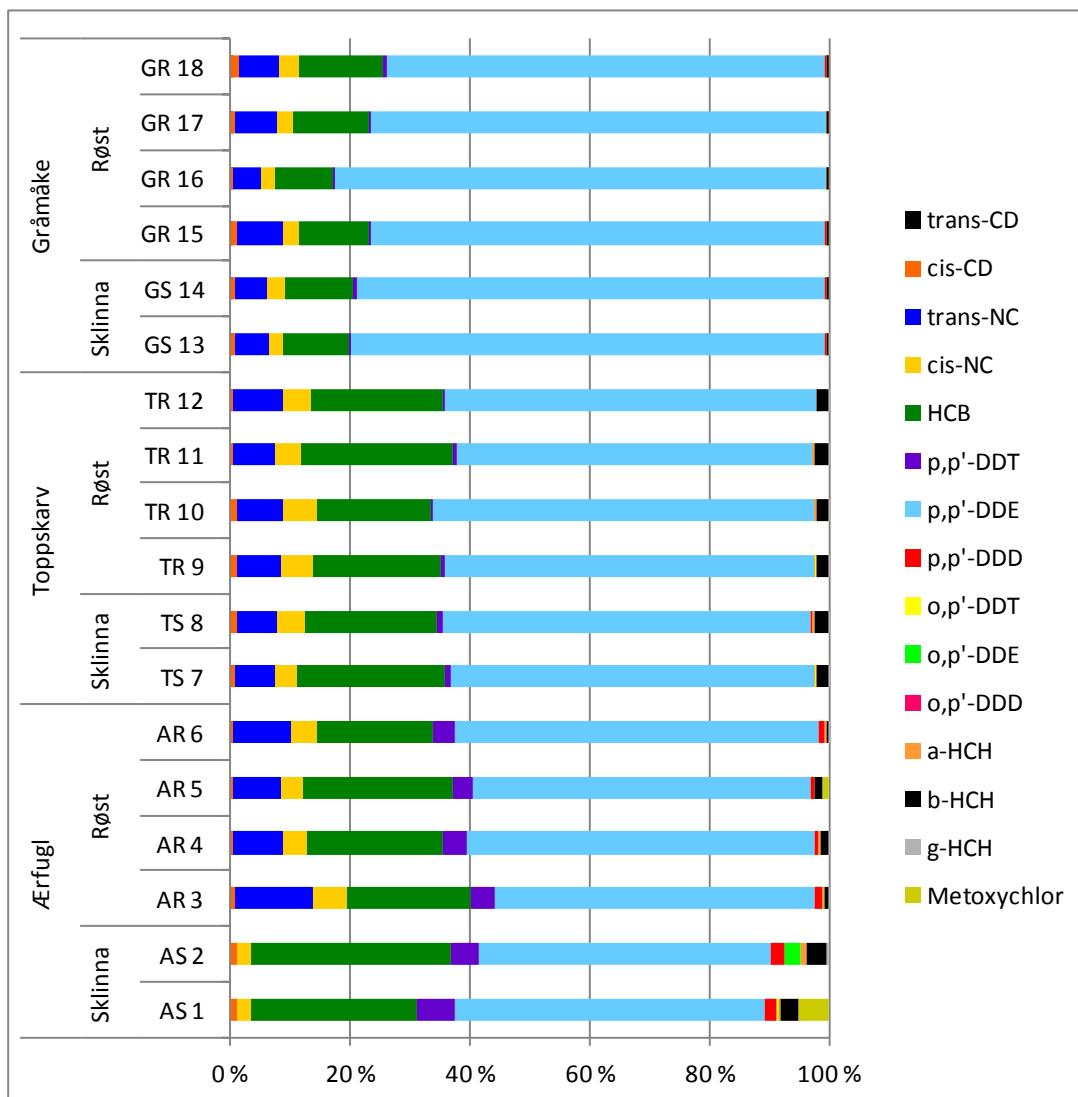


Figur 14: Pesticidkonsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

De dominerende pesticidene hadde den samme rekkefølgen hos alle tre fugleartene: p,p' -DDE > HCB > $trans$ -NC > cis -NC > β -HCH > andre pesticider. Kun ærfuglene fra Sklinna viser et litt annet mønster, nemlig p,p' -DDE > HCB > cis -NC > p,p' -DDT. På samme måte som for PCB-er ble lavere pesticidkonsentrasjonene funnet i fugler fra Sklinna sammenlignet med Røst med unntak for metoksyklor, som nevnt før (Figur 15 og Appendiks 3 Tabell 10). Av klordanene var det $trans$ -nonaklor som dominerte, og de høyeste nivåene ble påvist i gråmåkeprøvene fra Røst. På Sklinna ble det ikke påvist klordaner i ærfuglegg, men på Røst var det omtrent samme nivåer som i toppskarv både på Sklinna og på Røst.

Det er kjent at de tradisjonelle pesticidene (POP-er) bioakkumuleres via næringskjeden og dermed kan resultatene forklares med hensyn på plassering i det relative trofiske nivået. Men det er uforventet at gråmåke viser mye høyere konsentrasjoner enn toppskarv, noe som også

kunne bli påvirket av forskjellig metabolisme mellom de to artene i lag med næringsvalg på de undersøkte lokalitetene. Se også kapittel 1.2, 2.1 og innledning til kapittel 2.3.2..



Figur 15: Prosentvis sammensetning av pesticider i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

Det foreligger en sammenlignbar studie av egg innsamlet i 2004 på Sklinna, hvor ærfugl og toppskarv ble undersøkt (Herzke et al., 2009). I egg av ærfugl var de lave *p,p'*-DDT nivåer sammenlignbar med konsentrasjonene her i vår studie, bortsett fra en prøve fra Røst som var høyere. *o,p'*-DDT kan ikke sammenlignes på grunn av høyere LOD i studien av Herzke et al.. *p,p'*-DDE konsentrasjoner var omtrent like i begge undersøkelsene, mens *o,p'*-DDE var lavere i 2012.

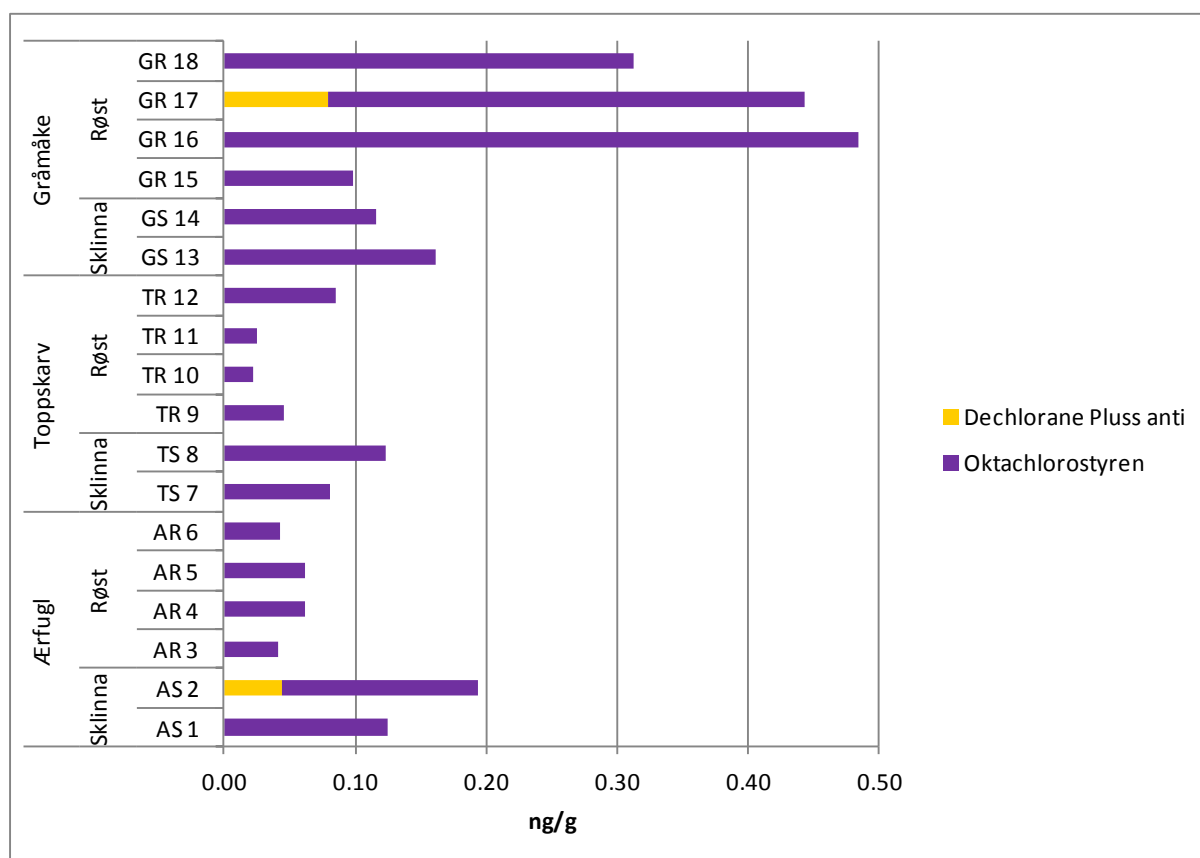
For toppskarv og gråmåke foreligger det eldre publiserte resultater for *p,p'*-DDE-nivåer i egg av toppskarv og gråmåke (Barrett et al., 1985, Barrett et al., 1996). På Røst var toppskarvkonsentrasjoner i 1983 på 230 ng/g, og 80 ng/g i 1993, mens de i vår undersøkelse var falt til ca. 50 ng/g. For gråmåke var de tilsvarende gjennomsnittsverdiene 1050, 530 og 413 ng/g. Konsentrasjonene ser ut til å flate ut. Konsentrasjonene er sannsynligvis godt under faregrensen, da undersøkelser av rovfugl har vist effekter på skallfortynning først oppstår ved konsentrasjoner fra 1000 ng/g og oppover (Ratcliffe, 1970; Newton & Haas, 1988; Nygård & Gjershaug, 2001). Konsentrasjonene av α -, β - og γ -HCH var lave i ærfugl på Sklinna og Røst i

2012, og β -HCH var den dominerende isomeren. Den var omtrent fire ganger så høy i toppskarv og gråmåke, og nivåene var ganske like både på Røst og på Sklinna. Konsentrasjonene var klart lavere enn i 1983 og i 1993. HCB-nivåene var høyest i gråmåke, fulget av toppskarv og ærfugl og konsentrasjonene var ganske like på begge lokalitetene, med en viss tendens til høyere for ærfugl og toppskarv på Røst enn på Sklinna. HCB-konsentrasjonene for toppskarv på Røst varierte ikke mye i de siste 30 årene og for gråmåke ikke mye i de siste 20 årene (Barrett et al., 1985; Barrett et al., 1996; Herzke et al., 2009; Nygård, unpubl. 2010). I toppskarv på Sklinna ble HCB påvist i lavere konsentrasjoner i en studie fra 2004 (Herzke et al., 2009) enn i den studien fra 2012 (se også kapittel 2.4 Historisk utvikling av miljøgiftnivåer). En tidligere undersøkelse fra toppskarv innsamlet i 2002 på Sklinna (Murvoll et al., 2006) ble likedane resultater på pesticider publisert som i undersøkelsen fra Herzke et al. (2009).

Trifluralin ble ikke detektert i vår undersøkelse over LOD (0.3-0.5 ng/g). Langford et al. (2012), påviste ikke trifluralin i ærfuglegg lomviegg fra Svalbard (1-2 ng/g vv). Pendimetalin ble ikke påvist i vår undersøkelse, og ingen data om pendimetalin i sjøfuglegg fra det Nordiske miljøet er kjent.

Deklorane pluss

Deklorane Plus anti ble detektert in to prøver (0.044 and 0.080 ng/g; Figur 16 Appendiks 3 Tabell 9) i konsentrasjoner sammenlignbare med lomviegg fra Stora Karlasö (Sverige) (0.081 ng/g ; Schlabach et al., 2011). Deklorane pluss syn ble ikke detektert i noen prøve. Prøver av lomviegg fra Færøyene inneholdt 0.012-0.033 ng/g DP (anti plus syn).



Figur 16: Dekloran pluss og oktachlorostyren konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

Oktaklorostyren

OCS er betraktet som en lipofil og persistent miljøgift (Tabell 13) og viste sammenlignende konsentrasjonsmønstre som PCB og PCB-metabolitter. Nivåene var svært lave, men høyest i gråmåkeegg fra Røst, og lavere, mens ganske like mellom artene i prøver fra Sklinna (Figur 16). Siden OCS er lipofil skulle det bioakkumuleres via næringskjeden og følge konsentrasjonsmønstrene som allerede vist for andre lipofile stoffer. Konsentrasjonsmønstrene til OCS i ærfugl og toppskarv er relativt like og følger ikke forventninger. Det kan ikke forklares om maten eller andre eksogene faktorer har mest påvirkning. Se også innledning til kapittel 2.3.2..

Per- og polyfluoralkylstoffer

Det ble analysert for totalt 24 PFAS-stoffer, hvorav ti PFCA (C6 – C15), fem PFSA (C4, C6, C7, C8, C10), tre FTS, tre FOSA, to FOSE og en FOSEA.

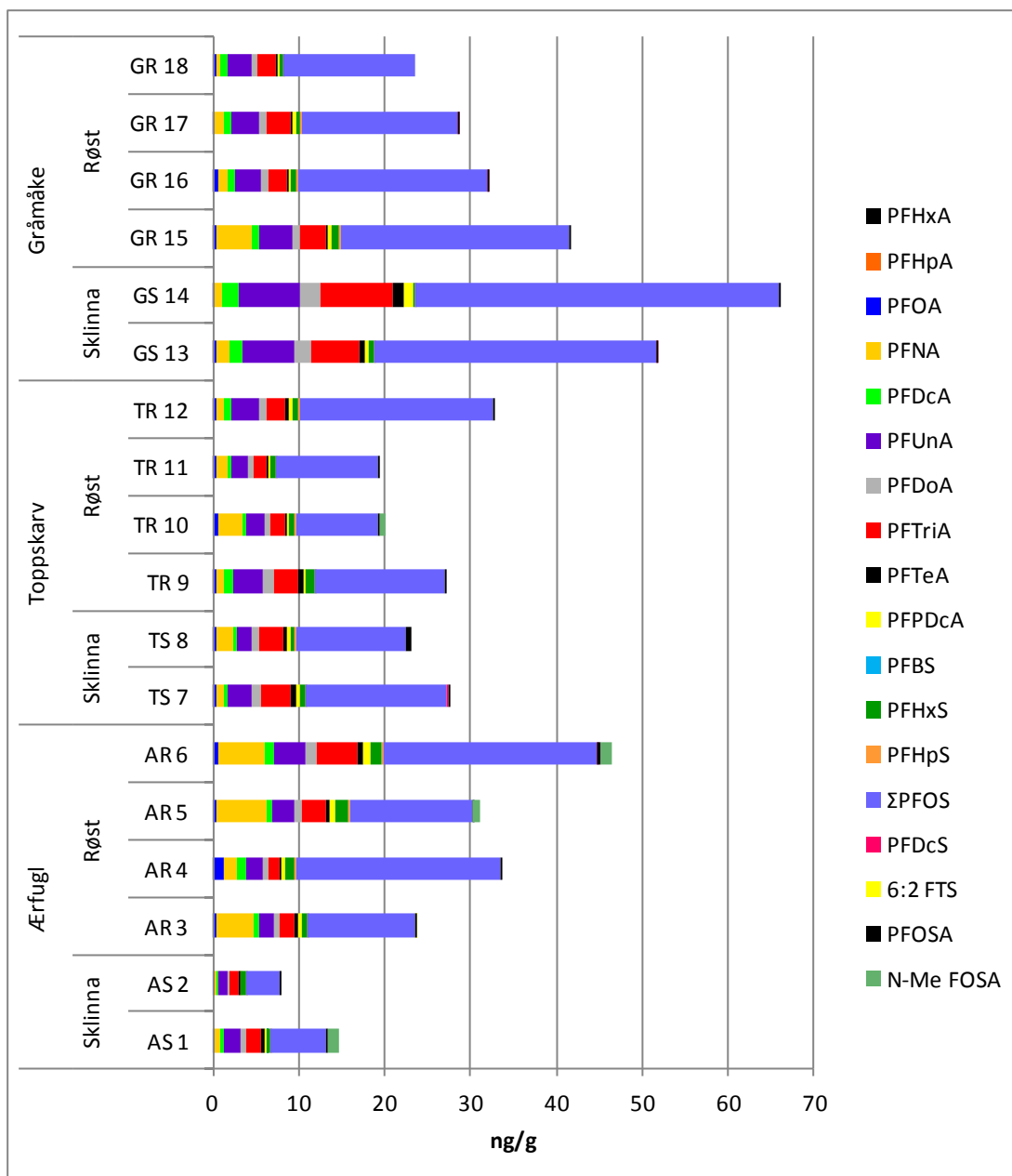
Bortsett fra PFHxA og PFHpA ble alle PFCA detektert i alle prøvene. PFHxS og PFOS ble også detektert i alle prøvene, mens PFBS og PFDcS ble påvist i noe få blandingsprøver. Av FTS ble kun 6:2 FTS detektert i en ærfuglprøve fra Røst (AR 3). PFOSA ble detektert i alle prøvene, mens N-Me-FOSA ble kun detektert i noen av ærfugl- og toppskarvprøvene men ikke i gråmåke. N-Et-FOSA, FOSE og N-Me-FOSEA ble ikke detektert.

Nivåene av PFAS skilte seg ut fra de andre POP-ene ved at forskjellen mellom arter og lokaliteter var små. Ærfugl fra Sklinna viste laveste Σ PFAS konsentrasjoner (7.8 og 14.6 ng/g), mens til gjengjeld var de høyeste nivåene for gråmåke også fra Sklinna (80 og 102 ng/g). Mellom de andre lokalitetene og fugelartene var forskjellen i konsentrasjonsnivåer ikke signifikante, og lå i området rundt 40 ng/g.

I den gjennomsnittlige sammensetning av PFAS dominerte PFOS (3,92 – 42,3 ng/g) (alle prøver) fulgt av de ulike PFCA, som PFNA (0,31– 5,64 ng/g), PFUnA (0,974 – 7,0 ng/g), PFTriA (0,97 – 8,55 ng/g), og PFHxS (0,231 – 1,58 ng/g). Av PFPDcA ble det funnet konsentrasjoner fra 0,107 – 1,13 ng/g (Figur 17 og Appendiks 3 Tabell 11).

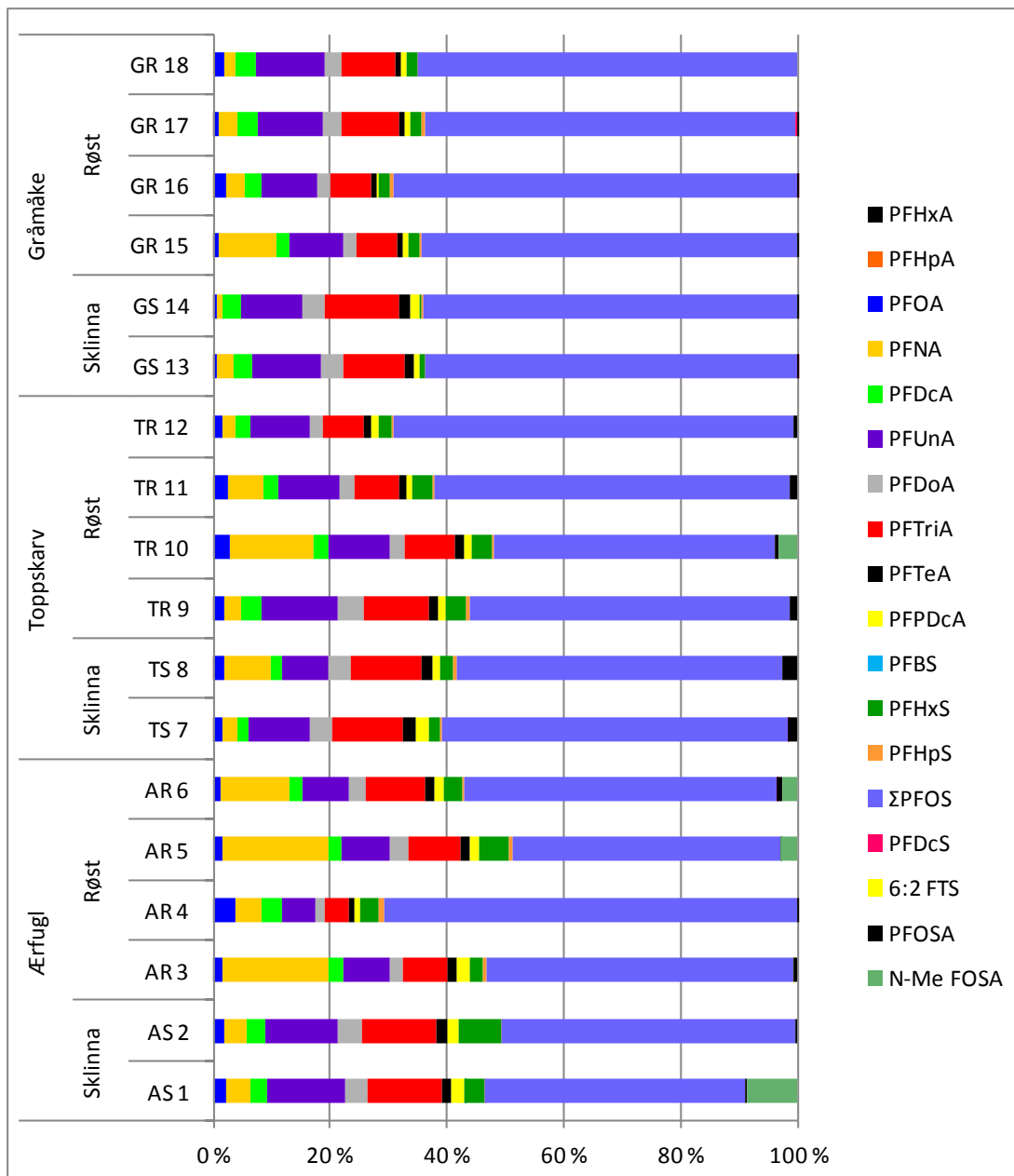
Ingen signifikante forskjeller ble påvist mellom både lokalitet og art for disse stoffene (Tabell 1).

PFOSA, et forløperprodukt til PFOS og PFOA, ble detektert i nesten alle prøvene med konsentrasjoner fra 0.002 – 0.663 ng/g bortsett fra en gråmåke prøve fra Røst (GR 18; Figur 17 og Appendiks 3 Tabell 11). Nivåene av PFOSA var signifikant høyere i toppskarveggene enn i gråmåke. N-Me-FOSA ble detektert i ærfugl prøver, i en fra Sklinna og to fra Røst (AS 1, 1,25 ng/g; AR 5, 0,88 ng/g; AR 6 1,19 ng/g) og i en toppskarv fra Røst (TR 10, 0,65 ng/g) (Tabell 1 Figur 17 Figur 18 og Appendiks 3 Tabell 11).



Figur 17: PFAS konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Skinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

Resultatene kan ikke forklares med hensyn på posisjon i det relative trofiske nivået siden PFAS-er har andre egenskaper (hydrofob og lipofob samtidig) og forskjellige akkumuleringsveier enn de tradisjonelle POP-er. Det er sannsynlig at det meste av PFAS-ene akkumuleres via næringskjeden, men også en metabolisering av forløpersubstanser i organismene vil bidra.



Figur 18: Prosentvis sammensetning av PFAS i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst.

PFOS var den mest dominante PFAS i ærfugl fra Sklinna med gjennomsnitt av 15 ng/g i et tidligere forskingsprosjekt i 2003-4 (Herzke et al., 2009) og det var høyere enn i 2012. PFOS konsentrasjoner fra Sklinna 2004 og Røst 2012 er i samme størrelse. PFHxS ligger lavere i egg fra Sklinna i 2012. På Røst i 2012 ble det påvist omtrent like høye konsentrasjoner som på Sklinna i 2004. I toppskarv ble PFOS i undersøkelsen på Sklinna fra 2004 påvist i konsentrasjoner fra 19,4 – 76,7 ng/g, og det er høyere enn i denne studien. Nivåene av PFHxS, PFDcS og PFHxA var også lavere i 2012 enn i 2004 på Sklinna.

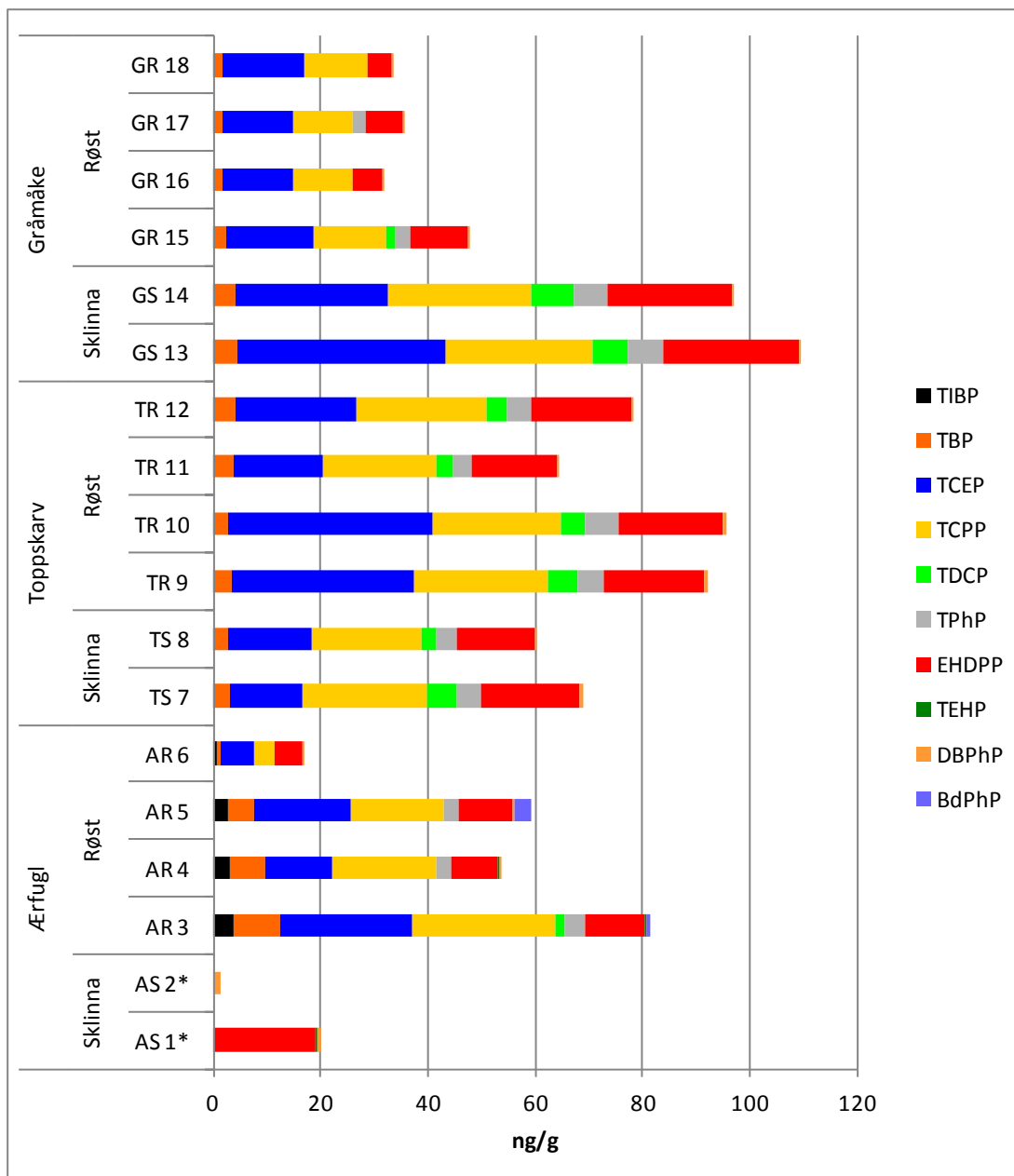
I gråmåke fra Røst var også PFOS den dominante PFAS forbindelsen både i 1993 og 2003, og det ble påvist en gjennomsnittskonsentrasjon av 42.2 ng/g i en koloni i 2003 (Verreault et al., 2007). En like høy konsentrasjon ble påvist i undersøkelsen fra 2012 i en gråmåkeblandingsprøve fra Sklinna, men resten av prøvene viste lavere konsentrasjoner. Lavere konsentrasjoner enn i 2003 ble også detektert for PFOSA, PFDcS, PFOA og PFNA. PFDcA, PFDoA og PFTeA viste omtrent samme nivåer i 2003 og 2012, mens konsentrasjonene

var høyere i 2012 for PFUnA, PFTriA og PFPDcA. En sammenligning med PFHxA og PFHpA er ikke mulig på grunn av for høye LOD ved analysen av 2003-eggene.

Organofosfor flammehemmere

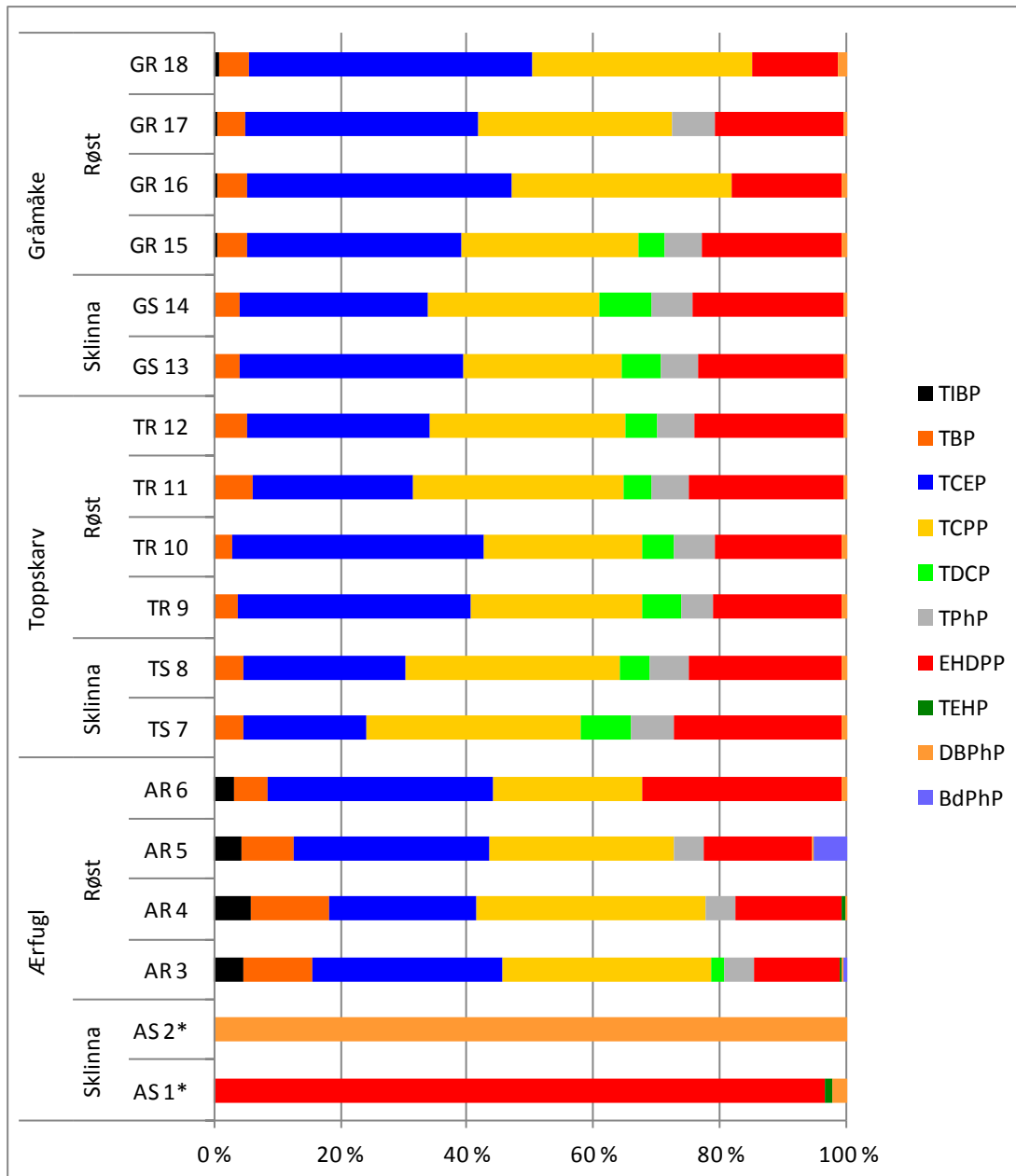
De vanligste OPFR-ene i eggprøvene var TBP, TCEP, TCPP, DBPhP, EHDPP, and TPhP. De høyeste konsentrasjoner hadde TCPP, TCEP, og EHDPP (Figur 19). Fire av OPFR-ene som det ble analysert for ble ikke detektert i noen av prøvene, nemlig TBEP, TEHP, ToCrP, TCrP (isomerisk blanding) og V6.

Totalinnholdet av organofosfor flammehemmere var mellom 17 og 109 ng/g i de 16 prøvene hvor alle OPFR forbindelser rapportertes.



Figur 19: OPFR konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Skinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g. * resultater til AS1 og AS2 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TDCP.

Det store spennet i konsentrasjoner mellom lokaliteter og arter gjør det vanskelig å utlede noe mønster her. De individuelle konsentrasjonene er oppsummert i Tabell 12 i Appendiks 3. Ser vi bort i fra de avvikende verdiene for ærfugl (til AS1 og AS2 kunne ikke rapporteres alle enkel forbindelser til OPFR-er), viser de tre artene ganske sammenfallende innhold av OPFR-er (Figur 19). Ingen signifikante geografiske forskjeller kunne påvises (se også kapittel 2.2.1).



Figur 20: Prosentvis sammensetning av OPFR i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. * resultater til AS1 og AS2 inkluderer ikke TIBP, TBP, TCPP og TCPP.

Leonards et al (2010) and Sagerup et al. (2011) analyserte OPFR-er i sjøfuglegg fra Nord Trøndelag, Tromsø, Finnmark og Svalbard. Sammenlignet med våre data var antall prøver over LOD og mediankonsentrasjonene betydelig lavere, men viktigst var at OPFR-ene som ble funnet var i samsvar med våre funn. Mest vanlig forekommende var TPhP (24%; 0.55 ng/g) fulgt av TCEP (9%; 1.9 ng/g), TCPP (4%; 0.63 ng/g) og TDCP (6%; 0.55 ng/g). DBPhP, EHDPP ble detektert, mens TBE ikke ble påvist i noen av de 89 eggene som det ble tatt prøver av i disse to rapportene.

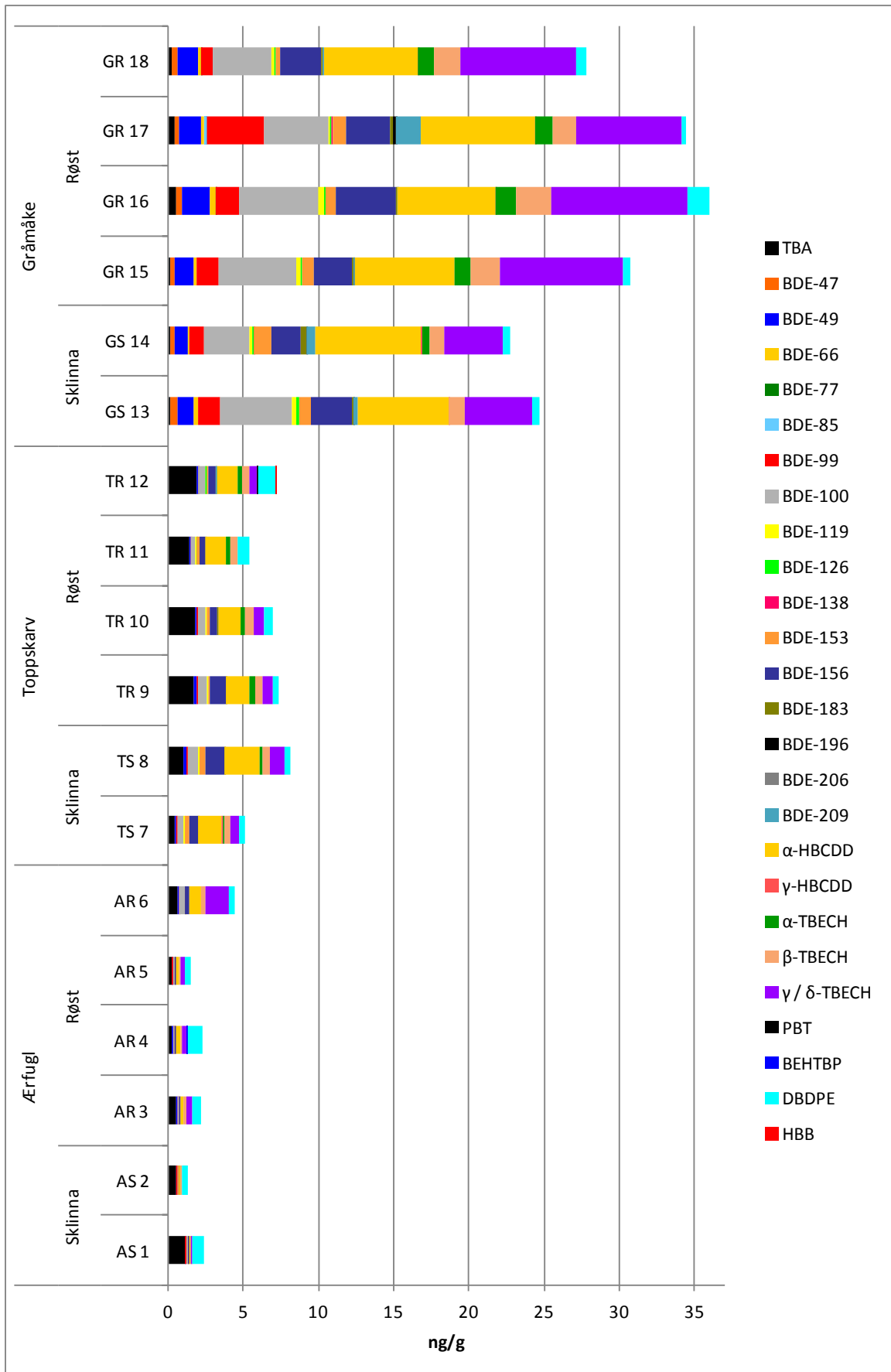
Bromerte flammehemmere og tribromanisol

Det ble totalt analysert for 33 BFR og TBA, hvorav 17 PBDE, TBA, tre HBCDD-isomerer og 13 andre nyere BFR ble funnet. Kun BDE-71, β -HBCDD, ATE, BATE, PBEB, DPTE, EHTeBB, BTBPE av de nyere BFR ble ikke detektert i prøvene. BDE-77 ble detektert kun i gråmåke GR 16 og GR 18, BDE-85 og BDE-206 kun i gråmåke GR 17, begge fra Røst. PBT og HBB ble funnet kun i toppskarv TR 12, og BEHTBP kun i ærfugl AR 4, begge også fra Røst. Σ BFR konsentrasjoner var lavest i ærfugl (1.35 – 4.47 ng/g) fulgt av toppskarv (5.14 – 8.2 ng/g) og gråmåke (22.8 – 36 ng/g). Det var signifikant forskjell mellom artene, men ikke mellom lokalitetene (se kapittel 2.2.1).

Det er kjent at PBDE-er bioakkumuleres via næringskjeden og dermed kan PBDE-resultatene forklares med hensyn på plassering i det relative trofiske nivået. Det er uventet at gråmåke viser mye høyere konsentrasjoner enn toppskarv siden disse fugleartene befinner seg vanligvis på det samme trofiske nivået. Forskjellen er mest sannsynlig påvirket av næringsvalget. For detaljer se kapittel 1.2, 2.1 og innledning til kapittel 2.3.1. Dette gjelder også til noen av de alternative BFR-ene som følger de tradisjonelle POP-ene på grunn av deres kjemiske egenskaper.

Generelt var enkelkonsentrasjonene relativt lave i ærfugl. For TBA var de høyeste konsentrasjonene i ærfugl på Sklinna (0.55 og 1.11 ng/g) fulgt av DBDPE (0.79 og 0.45 ng/g) og α -HBCDD (0.093 og 0.094 ng/g). På Røst dominerer DBDPE (0.41 – 0.94 ng/g) bortsett fra AR 6 hvor γ/δ -TBECH var høyest (1.6 ng/g). TBA og α -HBCDD viste også en mer dominant andel med konsentrasjoner fra 0.25 – 0.61 ng/g og 0.157 – 0.798 ng/g (Figur 21, Figur 22 og Tabell 13).

I toppskarv dominerte α -HBCDD (1.38 – 2.26 ng/g) og TBA (0.45 – 1.91 ng/g), fulgt av BDE-156 (0.39 – 1.28 ng/g), BDE-100 (0.28 – 0.69 ng/g), β -TBECH (0.36 – 0.55 ng/g), γ/δ -TBECH (0.49 – 1 ng/g) og DBDPE (0.36 – 1.2 ng/g) i ulik grad. TBA dominerte litt mindre i toppskarv fra Sklinna i forhold til Røst (Figur 21, Figur 22 og Tabell 13)



Figur 21: BFR konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Skinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

Det foreligger resultater fra et forskningsprosjekt på egg innsamlet i 2004 fra Sklinna hvor PBDE i ærfugl og toppskarv ble undersøkt (Herzke et al., 2009). I ærfugl og toppskarv ble det i 2012 påvist lavere konsentrasjoner av BDE-99 og BDE-100 på Sklinna og Røst sammenlignet med Sklinna i 2004, BDE-47 var under LOD i 2012. BDE-153 i ærfugl ble i 2012 påvist i svært lave konsentrasjoner på Sklinna, men ble ikke påvist i 2004, sannsynligvis på grunn av litt høyere LOD-er på dette tidspunktet. I toppskarv var nivåene ganske like i begge undersøkelser. BDE-138 og BDE-183 var under LOD i begge undersøkelser og arter, dessuten var LOD i 2012 mye lavere.

I en tidligere undersøkelse av toppskarv innsamlet i 2002 på Sklinna (Murvoll et al., 2006) ble de påvist resultater for PBDE på samme nivå som i undersøkelsen fra 2004. TBA og BDE-28 ble påvist i fire av fem egg fra Sklinna i 2004 med relativt høye konsentrasjoner, opptil 11.4 ng/g og 1.3 ng/g våt vekt (Vetter et al., 2007). Generelt var alle undersøkte PBDEer høyere i 2004 sammenlignet med 2012.

I gråmåke fra Røst innsamlet i 2003 var Σ PBDE konsentrasjonen på 60 ng/g (Verrault et al., 2005). Det er omtrent dobbelt så høyt som Σ BFR-konsentrasjonene i vår rapport. I en tidligere undersøkelse av gråmåkeegg fra Lofoten (2005) ble relativt høyere konsentrasjoner med gjennomsnittsverdi 11.3 ng/g og maksimalverdi 26.5 ng/g for Σ HBCDD rapportert. Den samme studien rapporterte også litt høyere konsentrasjoner i gråmåke fra Vardø-området med gjennomsnittlige verdier på 10 ng/g og maksimumskonsentrasjoner på 17.8 ng/g (Verrault et al., 2005).

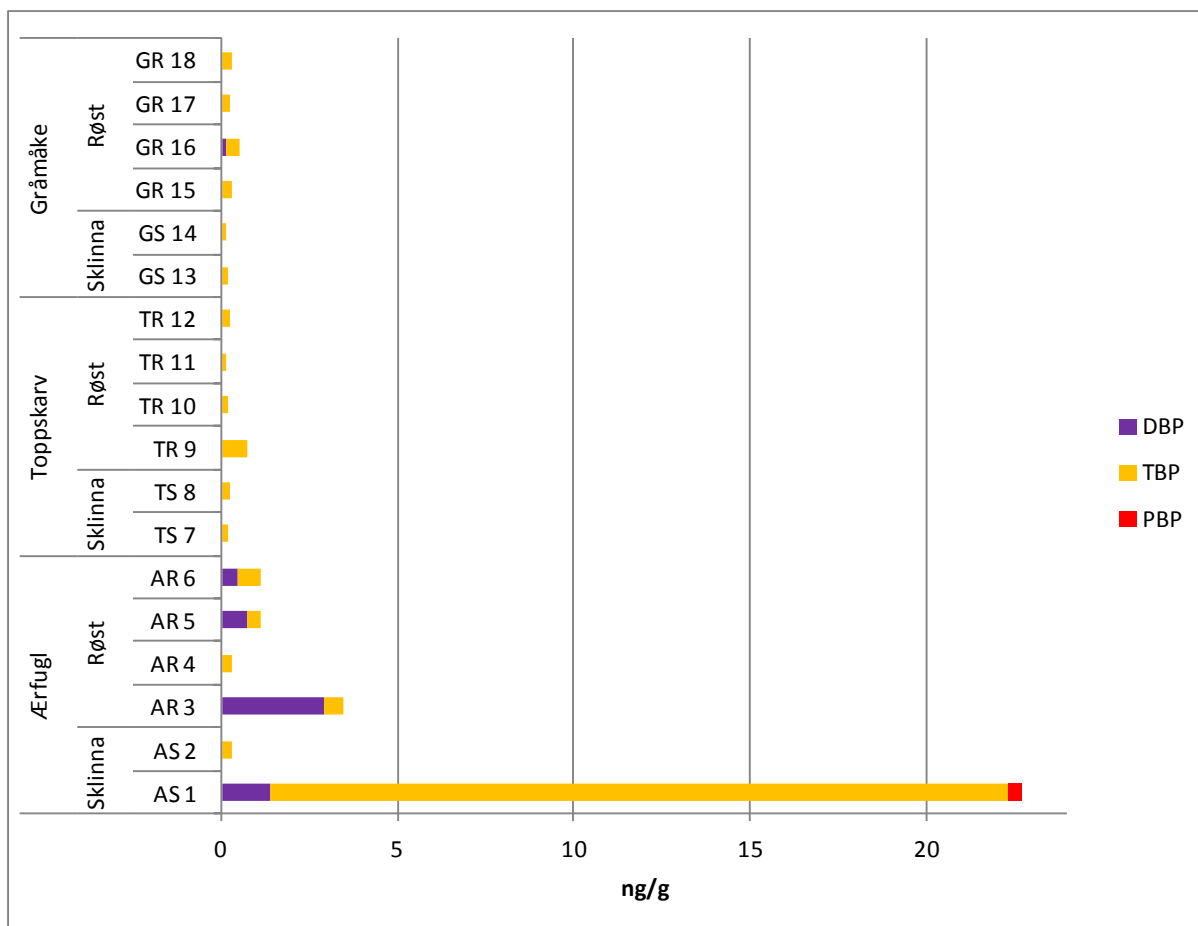
En undersøkelse fra Åsefjorden nær Ålesund (Haukås et al., 2010) ble det målt relativt høye HBCDD konsentrasjoner i ærfugl (4 - 216 ng/g), men den er sannsynligvis ikke sammenlignbar med vår studie (0.093 – 0.798 ng/g). I Åsefjorden var det en punktkilde, mens i våre tilfeller er det snakk om langtransport.

ATE, DPTE, PBT, PBEB, HBB ble undersøkt i egg av polarlomvi (*Uria lomvia*) fra Kongsfjorden på Svalbard og Bjørnøya, men det ble ikke påvist over LOD (Sagerup et al., 2010). BTBPE ble rapportert i egg av polarlomvi fra Kongsfjorden på Svalbard og Bjørnøya, med gjennomsnittlig og maksimal konsentrasjon av 0,30 ng/g og 1,13 ng/g (Sagerup et al., 2010). For BEHTBP ble det funnet gjennomsnittlig og maksimal konsentrasjon av 1,1 ng/g og 3,41 ng/g, og for EHTeBB var tilsvarende verdier 1.2 ng/g og 2.52 ng/g. For DBDPE var gjennomsnittlig og maksimal konsentrasjon henholdsvis 0.07 ng/g og 0.58 ng/g (Sagerup et al., 2010). Det er ingen publiserte data på BATE i fugler fra nordiske områder.

Bromfenoler

2,4,6-bromfenol ble påvist i 100 % av prøvene, men konsentrasjonene var lave. En prøve av ærfugl fra Sklinna var avvikende, og viste høye konsentrasjoner av 2,4,6-TBP (21 ng/g).

2,4-dibrom- og pentabromfenol ble påvist i henholdsvis 28 % and 6 % av prøvene, og i lave konsentrasjoner. TBBPA ble ikke påvist i noen av prøvene (Figur 23, Appendiks 3 Tabell 14).



Figur 23: Bromfenol konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.

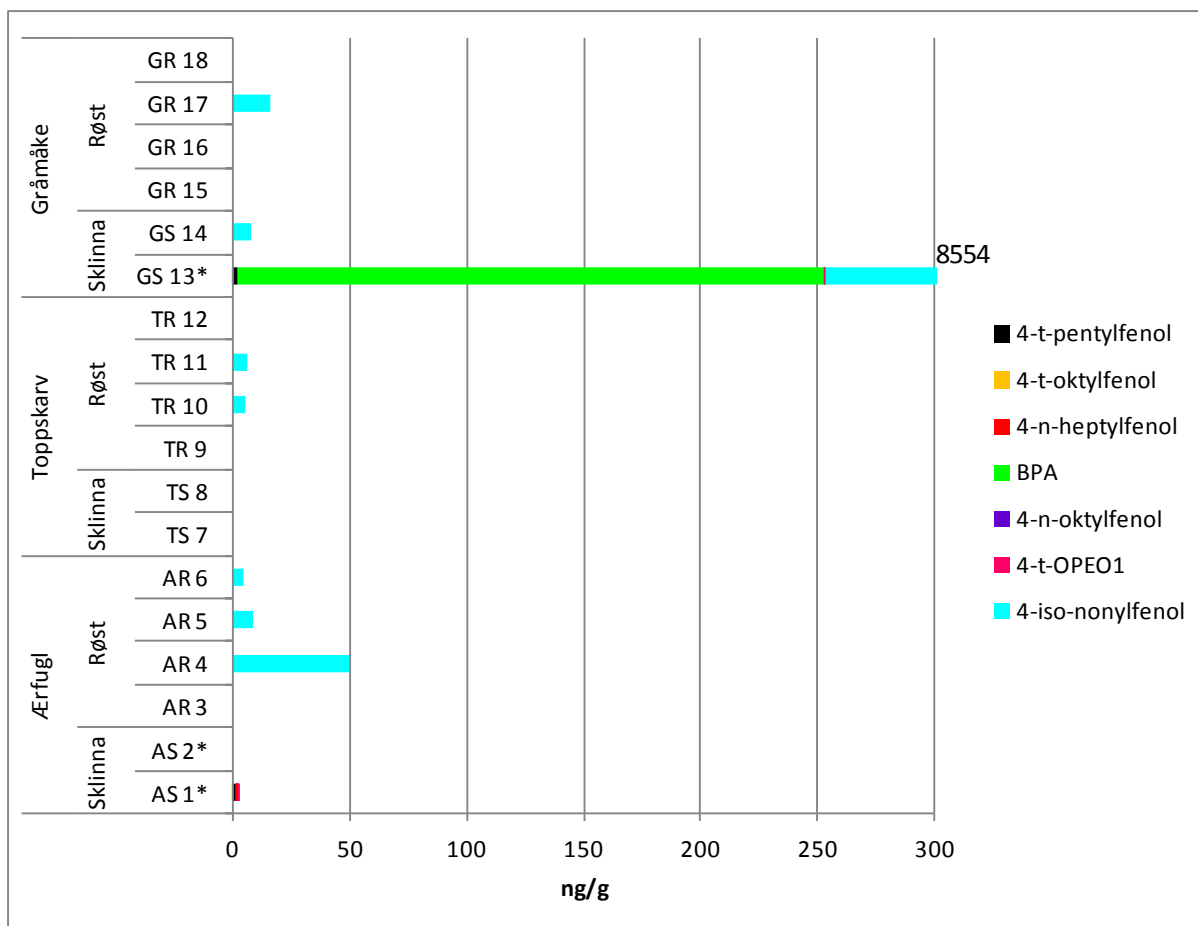
2,4-dibromfenol ble påvist bare i ærfuglegg. For 2,4,6-tribromfenol var det ikke noen spesiell fordeling. Ingen konklusjoner angående geografisk fordeling kunne leses ut av dette datasettet.

Schlabach et al. (2011) rapporterte konsentrasjoner i samme størrelsesorden som i vår undersøkelse av 2,4,6-TBP (0.2-1.4 ng/g ww) og PBP (0.12-0.4 ng/g ww.) i sjøfuglegg fra Skúvoy, Koltur (Færøyane) og Stora Karlsö (Sverige). Ingen prøver hadde konsentrasjoner over LOD for 2,4-DBP og TBBPA.

Alkylfenoler

4-iso-nonylfenol ble funnet i halv parten av prøvene. De andre alkylfenolene (AP) og bisfenol-A (BPA) ble rapportert i noen få prøver. Tre AP, 4-n-pentylfenol, 4-t-oktylfenol og 4-iso-dekylfenol ble ikke funnet i prøvene. Datasettet for AP og BPA er veldig begrenset. Videre diskusjon er konsentrert om 4-iso-nonylfenol. Konsentrasjonene i gråmåke fra Sklinna er høyere (GS 13: 8 300 ng/g) i tillegg til høye BPA konsentrasjoner (GS 13: 250 ng/g; Tabell 2, Figur 24 og Appendiks 3 Tabell 14).

De laveste konsentrasjonene av AP ble funnet i egg fra toppskarv. De høyeste konsentrasjonene var i egg fra gråmåke og ærfugl (Figur 24).

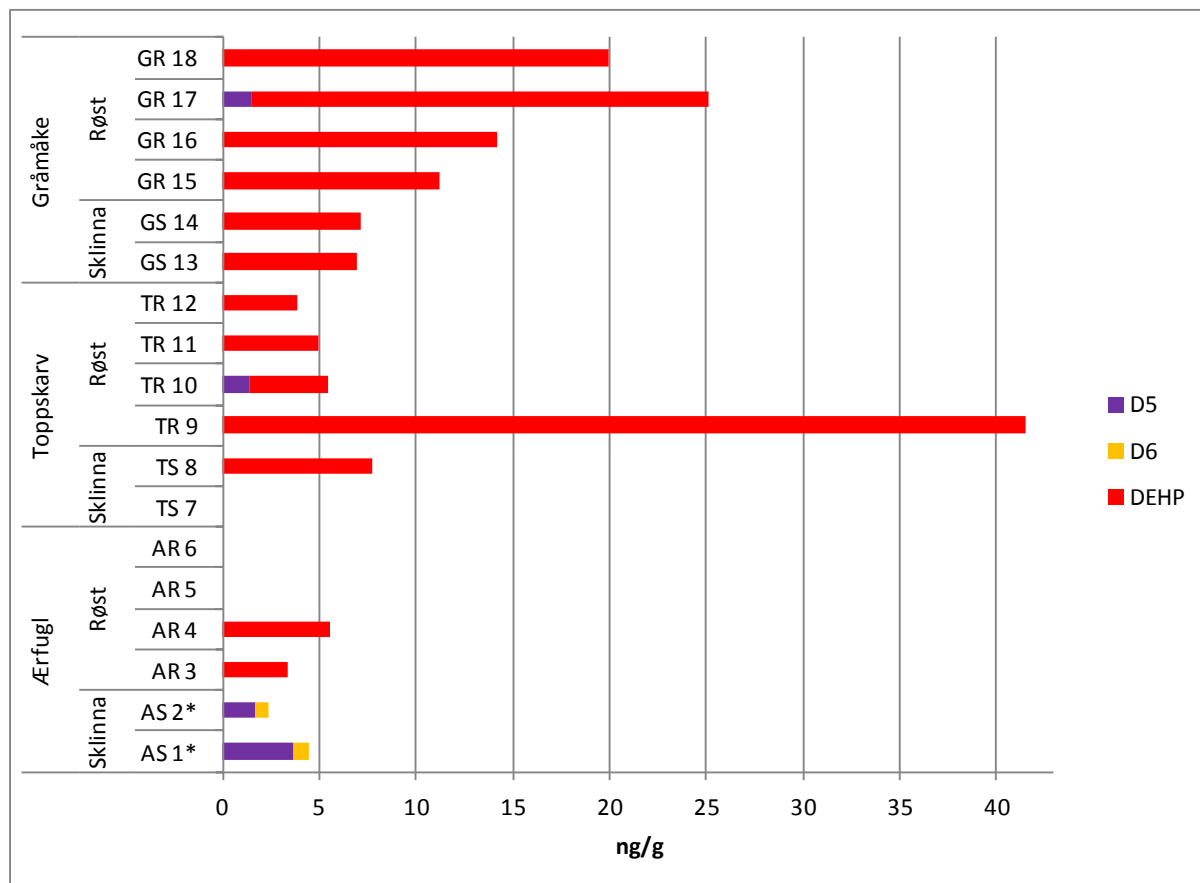


Figur 24: Alkylfenol konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Skinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g.
 *resultater til AS1 inkluderer ikke 4-t-oktylfenol og 4-iso-nonylfenol, AS2 inkluderer ikke 4-iso-nonylfenol og GS13 inkluderer ikke 4-t-oktylfenol.

I en studie av Langford et al. (2012) ble egg fra ærfugl og lomvi hekkende på Svalbard undersøkt. Ingen alkylfenoler ble funnet over deteksjonsgrensen (5-10 ng/g).

Sykliske siloksaner

Konsentrasjonen av sykliske siloksaner var under deteksjonsgrensen i de fleste prøvene. I bare 4 av 18 prøver ble det funnet konsentrasjoner av sykliske siloksaner over deteksjonsgrensen (Figur 25). Sum konsentrasjon detektert i egg var dominert av D5 (1,4-3,6 ng/g) fulgt av D6 (0,7-0,8 ng/g). D4 ble ikke detektert i noen egg. At D4 ikke ble funnet kan skyldes den hurtige hydrolyseraten (2,9 dager ved 9°C) sammenlignet med D5 og D6 (64 dager eller lengre) (Brooke et al., 2009). D5 som den dominerende forbindelsen har blitt rapportert for marine biota i tidligere studier (Kaj et al., 2005; Warner et al., 2010; Kierkegaard et al., 2011; Kierkegaard et al., 2012), og skyldes sannsynligvis et større produksjonsvolum/bruk og derav større utslipp av D5 til miljøet (Brooke et al., 2009). Den høyeste konsentrasjonen av sykliske siloksaner ble funnet i egg fra ærfugl, hvor både D5 og D6 ble detektert (Figur 25). Dette kan skyldes forskjell i diett mellom artene. Ærfugl spiser primært på bentiske organismer mens de andre to ernærer seg fra et høyere nivå i næringskjeden (se også i innledning om trofisk nivå, kapittel 1.2). I aquatisk miljø bindes sykliske siloksaner til oppløst partikulært materiale som senere deponeres i sedimentet, og dermed vil majoriteten av sykliske siloksaner lagres i sediment. Organismer som lever i sedimentet vil inneholde høyere konsentrasjoner av sykliske siloksaner på grunn av høyere eksponering, og dette kan videre overføres til arter som ærfugl som primært spiser bentiske organismer.



Figur 25: Siloksan og ftalat konsentrasjoner i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. Konsentrasjoner i ng/g. * resultater til AS1 og AS2 inkluderer ikke DEHP.

Ingen klar geografisk forskjell ble observert for siloksan fordelingen blant eggene som ble samlet inn fra Sklinna og Røst. Fra Sklinna var det bare ærfugl egg som inneholdt detekterbare konsentrasjoner av sykliske siloksaner, mens fra Røst ble sykliske siloksaner funnet i egg fra toppskarv og gråmåke. Dette indikerer at det ikke var noen kilder til stede ved de to lokalitetene og konsentrasjonene observert i egg sannsynligvis skyldes nylig eksponering av mor-fugl fra en annen lokalitet.

Det er begrenset informasjon i tidligere rapporter som omhandler sykliske siloksaner i egg. Konsentrasjoner av sykliske siloksaner i lever fra krykkje fanget ved Kongsfjorden på Svalbard (D4; 2,6-3,6 ng/g, D5; 1,5 ng/g) var sammenlignbare med de som er rapportert i vår studie (Evenset et al., 2009). Imidlertid ble det i den samme studien ikke detektert sykliske siloksaner fra lever i ærfugl fra samme lokalitet.

Konsentrasjoner av sykliske siloksaner i fuglegg fra denne studien er mye lavere sammenlignet med rapporterte konsentrasjoner i fisk og andre vannlevende organismer (Kaj et al., 2005; Warner et al., 2010; Kierkegaard et al., 2011; Kierkegaard et al., 2012). Dette skyldes sannsynligvis en høyere eliminasjons rate for arter som har respirasjon til luft. Laboratorieforsøk hvor rotter ble eksponert for sykliske siloksaner har vist at majoriteten av mengden sykliske siloksaner akkumulert elimineres via respirasjon (Sarangapan et al., 2003; Tobin et al., 2008). Fugler og andre arter på et høyere trofisk nivå innehar en større evne til å metabolisere organiske forurensninger sammenlignet med fisk og andre organismer på et lavere trofisk nivå. Dette vil resultere i lavere konsentrasjoner av sykliske siloksaner i arter med respirasjon til luft sammenlignet med arter som ikke har denne typen respirasjon som en mulig

eliminasjonsvei. Dette støttes av tidligere rapporter om sykliske siloksaner i prøver fra fugl og sel samlet inn fra Svalbard (Evenset et al., 2009; Warner et al., 2010) og Østersjøen (Kierkegaard et al., 2012), hvor konsentrasjonene av sykliske siloksaner var lavere for disse sammenlignet med fisk fra de samme områdene. Dette indikerer at bioakkumuleringspotensialet for arter med respirasjon til luft er lav.

Ftalater

13 av 18 prøver inneholdt DEHP, konsentrasjonene var lave (Tabell 9). DINP ble ikke funnet i noen av prøvene. Det kan ikke trekkes noen konklusjoner om forskjeller mellom lokalitetene for dette data settet. Resultatene er relativt homogene noe som gjør det vanskelig å trekke en konklusjon om geografiske forskjeller. Det kan se ut til at DEHP konsentrasjonene i egg fra toppskarv og gråmåke fra Røst var noe høyere enn de som er rapportert fra Sklinna. DEHP påvist ikke over LOD (4 ng/g) i eggprøver fra Skúvoy, Koltur (Færøyene) og lomvi fra Stora Karlsö (Sweden) (Remberger et al., 2013).

Generell bemerkning

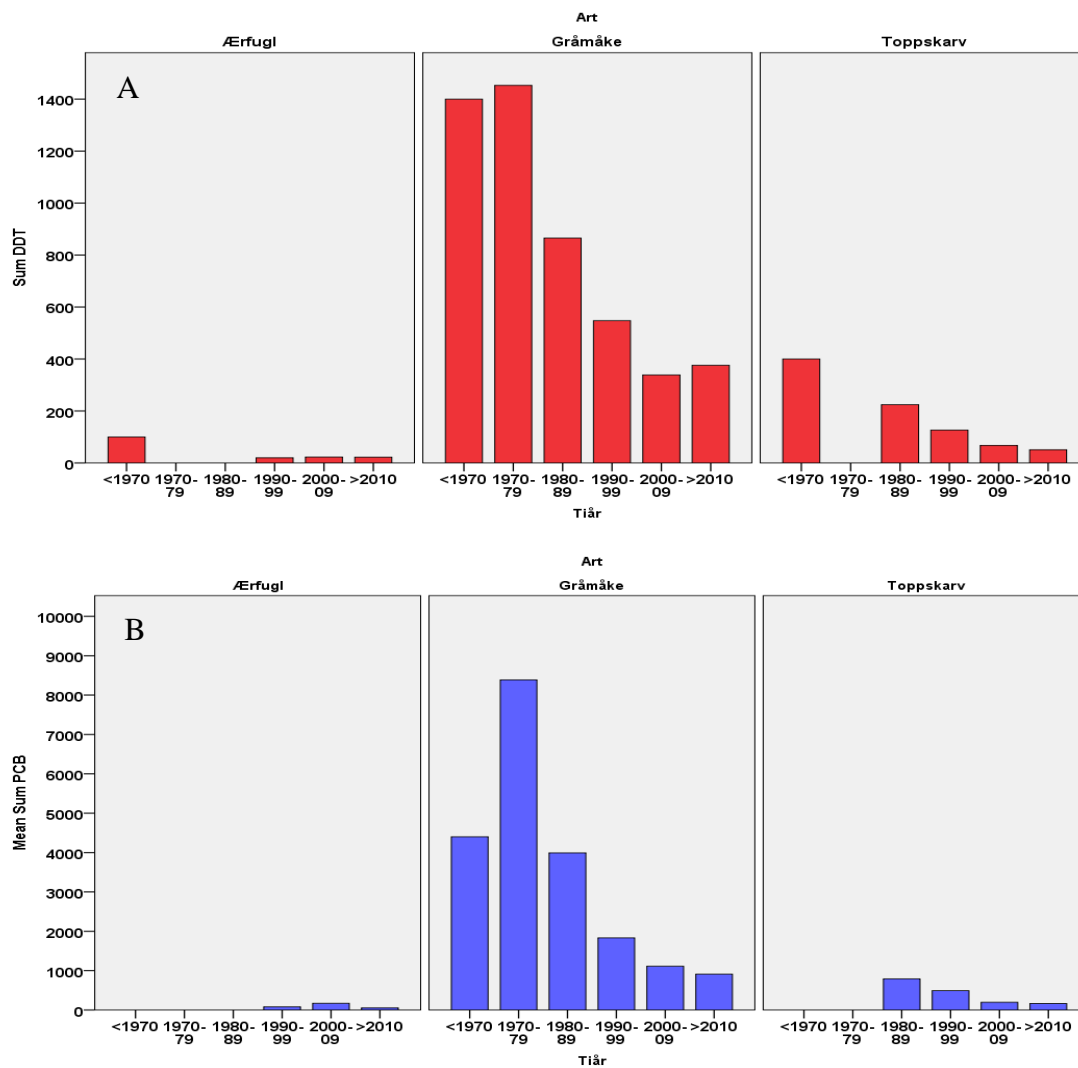
Det foreligger generelt lite publiserte data på miljøgiftkonsentrasjoner til de tre undersøkte fugleartene fra Norge og Norden. Det som var tilgjengelig ble inkludert i diskusjonsdelen til de respektive stoffgruppene. En sammenligning med andre fugleartene, som for eksempel gråmåke med polarmåke, er meningsløs siden det er for stor forskjell mellom eksogene (habitat, næringsforhold, geografi, etc.) og endogene faktorer (metabolisme). Studier på andre fuglearter ble derfor bare til en vist grad inkludert.

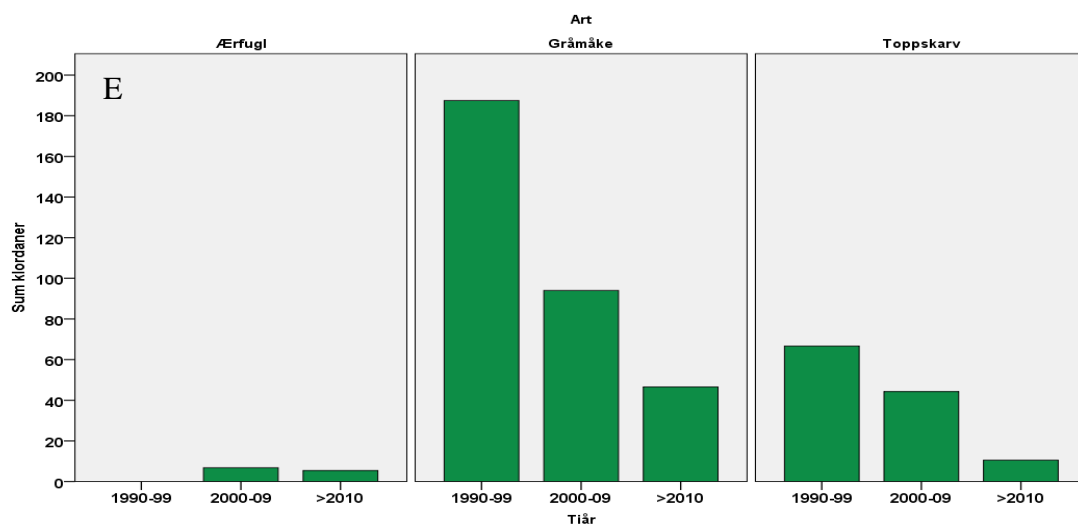
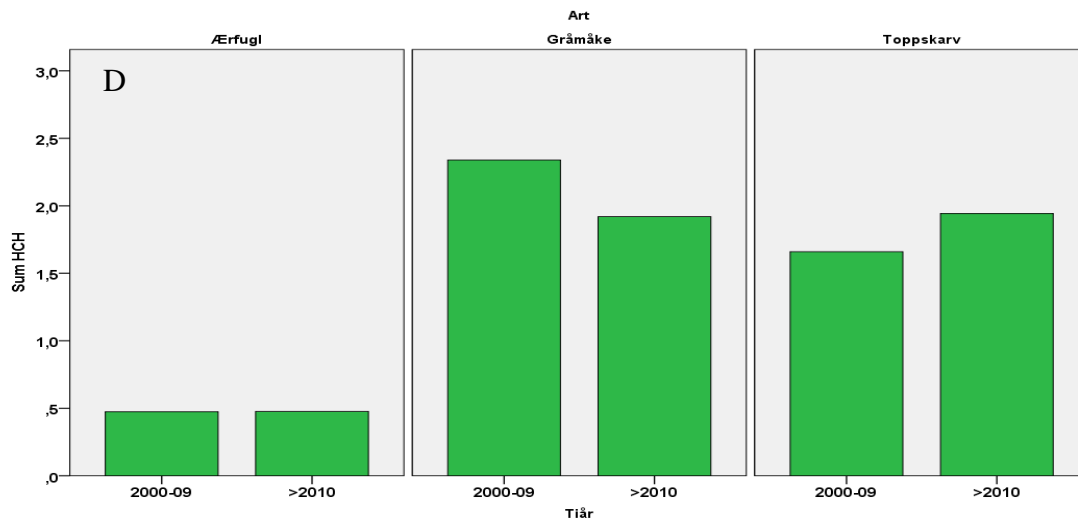
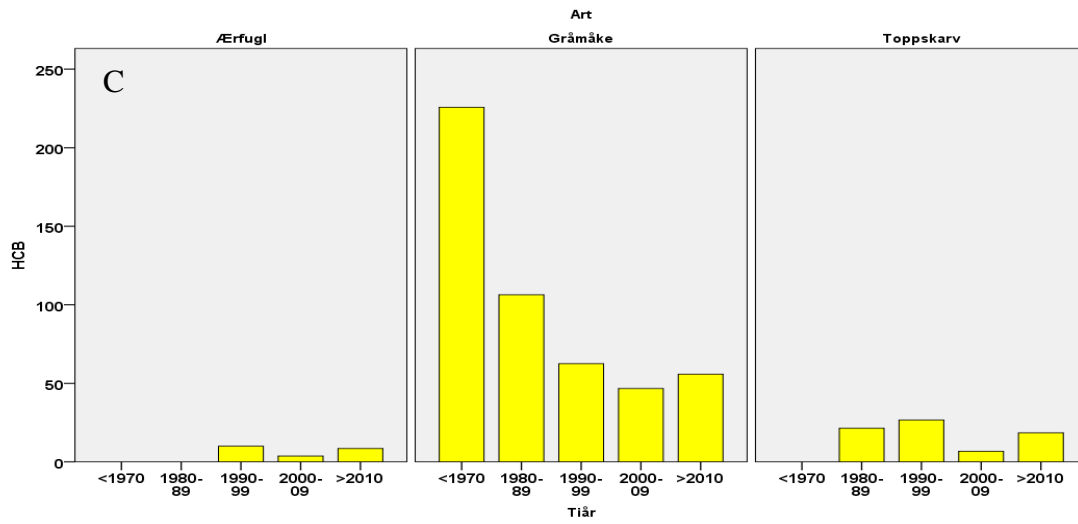
En nøyaktig tolkning og forklaring av en del resultater er dessuten ikke mulig da det per i dag generelt foreligger for lite kunnskap og spesielt på de nye miljøgiftene og deres bioakkumulerings veier/evner.

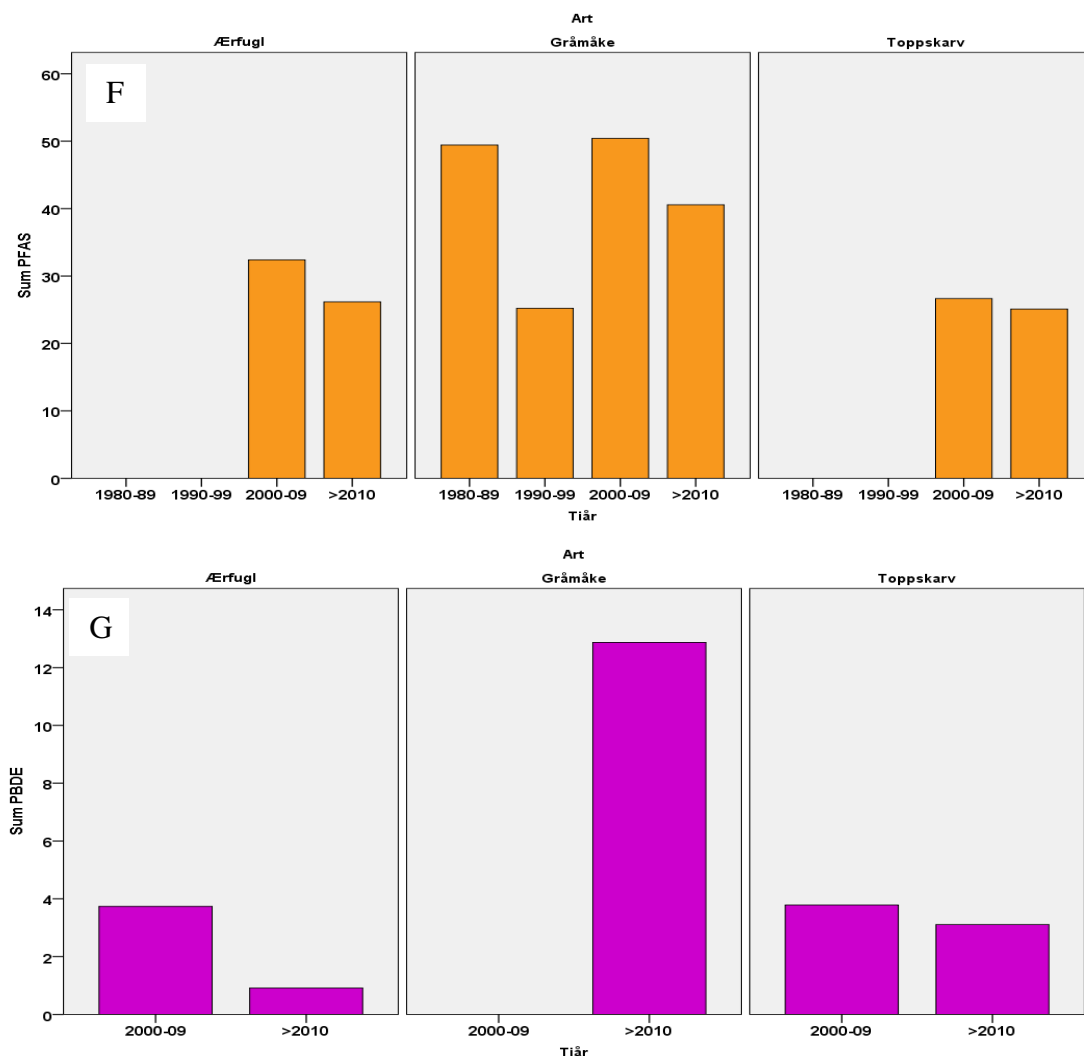
Denne studien har bidratt til å øke kunnskap om konsentrasjonsnivåer i ærfugl, toppskarv og gråmåke til en bred reke av miljøgifter. Spesiell til de nye miljøgiftene hvor lite eller ingen data på konsentrasjonsnivåene forligger fra tidligere undersøkelser.

2.4 Historisk utvikling av miljøgiftnivåer

Det ble søkt i litteraturen for å finne publiserte og upubliserte analyseresultater for miljøgifter i de tre artene som ble undersøkt. Disse kildene ble brukt: (Sømme & Myrberget 1971; Fimreite et al., 1977; Johansen, 1978; Barrett et al., 1985, Bergstrøm & Norheim, 1986; Moksnes & Norheim 1986; Barrett et al., 1996; Verreault et al., 2006; Verreault et al., 2007; Helgason et al., 2008; Herzke et al., 2009), samt upubliserte data (Nygård, upubl.) og denne aktuelle undersøkelsen. Resultatene er vist i Figur 26.







Figur 26: Historisk utvikling i egg av ærfugl, gråmåke og toppskarv av noen grupper av forurensningsstoffer i Norge. Det er ikke skilt mellom lokaliteter, men alle prøvene er fra lokaliteter i Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Standardavvik er ikke beregnet, da en del av dataene her hentet fra publikasjoner hvor individuelle verdier ikke er oppgitt. Det har derfor heller ikke vært mulig å beregne statistiske forskjeller. A: Sum-DDT, B: Sum-PCB, C: HCB, D: Sum, HCH, E: Sum-Klordaner, F: Sum-PFAS, G: Sum-PBDE. Konsentrasjoner i ng/g.

Resultatene må tolkes med forsiktighet, da analysene er utført av forskjellige laboratorier, og antallet egg er ulikt i de ulike undersøkelser, og en har ikke hatt tilgang til enkeltverdiene, slik at trendene ikke lar seg teste statistisk. Resultatene fra ulike lokaliteter er også sammenslått. Grovt sett ser det ut til at verdiene for DDT og PCB i ærfugl har stabilisert seg siden 1990-tallet. HCH, klordaner og PFAS har stabilisert seg de siste 10 årene, mens PBDE har avtatt. Det er uklart trend for HCB. For gråmåke og toppskarv er verdiene for DDT og PCB jevnt synkende, og er nå nede på ca 15-25 % i forhold til hva de var på 1970-tallet, det samme gjelder klordaner. HCH ser ut til å stabilisert seg siden 2000-tallet. For gråmåke er det ingen endring i PFAS siden 1980-tallet, og for toppskarv har det ikke vært noen endring siden 2000-tallet, det samme gjelder PBDE i toppskarv. For gråmåke synes verdiene av HCB å ha gått ned til ca 25 % siden 1970-tallet, mens de for toppskarv bare har gått svakt ned siden 1980-tallet.

2.5 Effekter av miljøgiftkonsentrasjoner

Synergistiske effekter av miljøgifter (et stoff forsterker effekten av et annet) er svært mangelfullt kjent. Søk i internasjonale referansedatabaser på dette temaet når det gjelder miljøgifter og fugl ga ingen treff.

Det er lite publisert på effekter av miljøgifter til fugler, og det gjelder andre fuglearter enn de som ble undersøkt i den forliggende studien. Det kan ikke antas at effektene av miljøgifter er det samme mellom de forskjellige artene. Forskning på effekter av miljøgifter og blandinger i individuelle fuglearter under kontrollerte betingelser er nødvendig til å kunne gi et svar på dette. Likevel valgte forfatterne å presentere et sammendrag av kunnskap på effekter til andre fuglearter for å understreke hvor lite det er som egentlig er kjent.

Den miljøgiften som internasjonalt har hatt størst innvirkning på fugl er DDT og dets metabolitter, særlig *p,p'*-DDE. Analyser av flere datasett har vist at når skallfortynning hos en rovfuglbestand overskrider ca. 16 % i en årrekke, vil bestanden gå ned (Newton, 1979). Den molekylære mekanismen bak effekten av DDE er at det hemmer den enzymatiske mobiliseringen og transporten av kalsium fra egglederen over til egget (Lundholm, 1987). I tillegg kommer nedsatt klekkesuksess og økende frekvens av uklekte egg med økende DDE-nivåer (Newton & Bogan, 1978). Også andre egenskaper hos morfuglen spiller inn, slik som alder, kondisjon og muligens også tilstedeværelsen av andre miljøgifter (Lincer, 1994). Kjønnshormoner og leverenzymmer påvirkes også. Bruken av DDT i Norge ble forbudt i 1970. Skogplanteskolene i Norge fikk imidlertid dispensasjon fra dette forbudet og brukte DDT i sin planteproduksjon helt frem til 1989 (<http://www.miljostatus.no>). Analyser av store datasett har vist at et kritisk nivå for effekter av DDE er ca. 5 ppm (5000 ppb)(våtvekt) i egg fra dvergfalk og 10 ppm i egg fra vandrefalk (Fyfe et al., 1994). For havørn er det antydnet en tilsvarende grense på ca. 6 ppm (Helander et al., 2002), og for fiskeørn ca. 4 ppm (Wiemeyer et al., 1988). Kongeørna ser ut til å være enda mer følsom (Nygård & Gjershaug, 2001). Nylig ble det funnet at ismåker (*Pagophila eburnea*) fra høyarktiske områder har høy grad av korrelasjon mellom eggskallfortynning og nivået av persistente miljøgifter, uten at man greide å bestemme hvilket stoff som var mest ansvarlig (Miljeteig et al., 2012). En rekke publikasjoner er publisert om virkningene av persistente organiske miljøgifter fra norske arktiske områder, spesielt i polarmåke fra Bjørnøya, og her det sannsynligvis snakk om additive virkninger av en rekke miljøgifter (Bustnes et al., 2003; Bustnes et al., 2008a; Bustnes et al., 2008b; Bustnes et al., 2008c; Letcher et al., 2010). Virkningene er målt på overlevelse, reproduksjon, kondisjon, parasittbelastning, immunforsvar, vitaminnivåer og andre fysiologiske og biologiske parametere. Miljøgiftnivåene i polarmåkene var imidlertid svært høye, spesielt de fuglene som hadde levesett som rovfugler.

Enkelte PCBer kan virke inn på nervesystemet, immunsystemet, enzymesystemer og stoffskifte- og kjønnshormoner, og kan også gi fostermisdannende effekter hos pattedyr. (Parkinson & Safe, 1987, Skåre et al., 1994; Lyche et al., 2004). I Sverige er det påvist at det fortsatt er en signifikant negativ sammenheng mellom kullstørrelse og nivåene av PCB hos havørn, noe som tyder på at PCB virker på reproduksjonsraten (Olsson et al., 2000). For PCB er det ikke like lett å linke stoff mot spesifikk effekt slik som det er for *p,p'*-DDE. Det er heller snakk om at PCB (med alle kongenere og metabolitter) virker som en fysiologisk stressfaktor som fuglene må håndtere gjennom å bruke energi på ved metabolisering, samt at de virker forstyrrende på hormonbalanse og immunforsvar, et energiforbruk som går på bekostning av egen overlevelse og reproduksjon, kort sagt fitnessparametere (se referanser i avsnittet ovenfor).

I denne studien ser det ut som at konsentrasjonsnivåene påvist for POP-er i eggene fra Sklinna og Røst ikke har negativ påvirkning for populasjonsutviklingen. Imidlertid er effekten av og

terskelverdier for de “nye” miljøgiftene lite kjent. Langt mindre kjenner en til den samlede effekten av alle miljøgiftene, såkalte sumvirkninger eller “cocktaileffekter”.

Av samme årsaker som nevnt ovenfor er det vanskelig å relatere de rapporterte nivåene til PNEC/NOEC-verdier, da stoffene ikke opptrer hver for seg, men i en stor blanding der det er den samlede effekten som teller. Det foreligger svært begrenset kunnskap om slike verdier når det gjelder fugl (men se for DDE ovenfor). Det meste av den type forskning drives på rotter og mus i laboratorier, og effektnivåene er som regel artsspesifikke og ikke overførbare.

2.6 Bestandsutvikling for ærfugl, toppskarv og gråmåke

Bestandsutviklingen varierer hos de tre undersøkte artene. Ærfuglen er fredet fra Vestlandet og nordover, men har likevel hatt en dårlig bestandsutvikling. Man har ikke full oversikt over årsakene, men det er iallefall en klar sammenheng mellom utbredelsen av mink og ærfugl. Rømt farmmink har desimert bestandene kraftig i mange områder, og tradisjonen med å beskytte ærfuglen mot predasjon ved å bygge ærfuglhus er snart forsvunnet. Bestandstrendene varierer fra område til område; den er positiv på Skagerrakkysten, men negativ i Nord-Norge (Lorentsen & Christensen-Dalsgaard, 2009). Bestanden av toppskarv har jevnt over vært økende i hele landet, med unntak av den som tidligere var størst i landet, nemlig Runde, hvor den har avtatt kraftig. Bestanden på Sklinna har vært i klar vekst de siste par tiårene, men Sklinnabestanden synes nå å være på svak retur igjen. Årlige variasjoner i tilgangen på mat synes å være de viktigste bestandsregulerende faktorene (Lorentsen & Christensen-Dalsgaard, 2009). Gråmåkebestandene varierer fra landsdel til landsdel, men synes å være økende i Nord-Norge. Årsakene er uklare, men artens evne til å nyttiggjøre seg alle typer mat, slik som søppel, fiskeavfall og naturlig føde kan være årsaken (Lorentsen & Christensen-Dalsgaard, 2009).

2.7 Resultatene i forvaltningssammenheng

Det foreligger generelt lite publiserte data på miljøgiftkonsentrasjoner til de tre undersøkte fugleartene på de utvalgte lokalitetene og Norge. Miljøgiftene og fugleartene som kunne sammenlignes med data fra tidligere studier indikerer at utviklingen av de målte konsentrasjonsnivåene fra denne studien går generelt i en positiv retning. Det vil si at konsentrasjonene funnet i denne studien er lavere eller like i forhold til tidligere rapporter og publiserte data fra nordiske områder. Unntaket er HCB som ble funnet i litt høyere konsentrasjoner i ærfugl og toppskarv i denne studien fra 2012 enn i studier fra 2004 og 2002. Publisert litteratur på miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke fra nordiske områder er begrenset. Dette gjelder spesielt for de nyere miljøgiftene. Det finnes for lite bakgrunnsdata tilgjengelig for å kunne sammenligne datasettet med publisert litteratur. For effekter og samlede effekter av miljøgiftene på de tre artene foreligger veldig lite eller ingen kunnskap. En full vurdering er derfor ikke mulig.

3. Oppsummering og konklusjon

I denne kartleggingen av miljøgifter i sjøfuglegg av ærfugl, toppskarv og gråmåke fra Sklinna og Røst ble 201 forskjellige kjemiske forbindelser analysert, hvorav 53 forbindelser ikke ble detektert over deteksjonsgrensen (LOD).

Ti metaller ble analysert og påvist i alle prøvene, men organotinnforbindelser ble ikke påvist i noen av prøvene. Det er variasjon i hvordan de ulike metallene er fordelt mellom artene, men det er det noen fellestrekk som at alle prøvene domineres av Zn og Cu. Generelt er metallnivåene i ærfugl høyere enn i både gråmåke og toppskarv. Det var overraskende at kvikksølvnivåene i ærfugl var like høye som i toppskarv, og høyere enn i gråmåke siden ærfugl befinner seg på et lavere relativt trofiske nivå.

Totalt ble 186 organiske forbindelser analysert, hvorav 49 ikke ble påvist over deteksjonsgrensen. Av de persistente organiske forurensningsstoffer (POP-er) som PAH, PCB, MeSO₂-CB, pesticider og bromerte flammehemmere, ble de laveste konsentrasjonene funnet i ærfugl fulgt av toppskarv og gråmåke.

Fem av 16 analyserte PAH-er (naftalen, antracen, fluoranten, pyren, chrysen) ble detektert over LOD i seks av de 18 sjøfuglprøvene. De målte sum-konsentrasjonene var relativt lave bortsett fra en gråmåkeprøve som viste 21 gang høyere konsentrasjon.

Kun to (CB-33 og CB-122) av de 32 PCB-ene ble ikke detektert over deteksjonsgrensen. De fleste individuelle PCB-ene ble detektert i alle prøvene, bortsett fra CB-18 som kun ble detektert i gråmåke, CB-37 kun i ærfugl, mens CB-28, CB-66 og CB-74 ble ikke detektert i ærfugl fra Sklinna, men i alle andre. Ærfuglene viste laveste konsentrasjoner med omtrent en faktor 10 lavere enn konsentrasjonene til toppskarv og en faktor 14 – 130 lavere enn gråmåke. For alle artene på begge lokalitetene utgjorde hekso-CB-ene rundt halvparten av alle PCB-er.

Generelt var konsentrasjonen av hydroksylerte PCB-er lavere enn MeSO₂PCB-ene. 4-OH-PCB 187 var den dominerende forbindelsen i alle de tre artene. Variasjonen av kongenerer i toppskarv var større enn i de andre to artene og konsentrasjonene av OH-PCB 146, 153 og 163 var nesten like høye som for 4-OH-PCB 187. Penta og hekso klorerte MeSO₂-PCB er de dominerende kongenerne (MeSO₂-CBs 101, 110, 132, og 149) i de tre undersøkte fugleartene. Dette indikerer at det er en stor metabolsk aktivitet i sjøfuglene hvor PCB metaboliseres til OH-PCB og MeSO₂PCB og der metabolisme hos Toppskarv dominerer.

PeCB viste relativt lave konsentrasjoner i ærfugl, var marginalt høyere i toppskarv og høyest i gråmåke.

Målbare nivåer av klorparafiner ble funnet i alle egg, og mellomlangkjedete ble påvist hyppigere enn kortkjedete, henholdsvis i 80 % og 40 % av eggene. I gjennomsnitt var summen av CP-er høyere i egg fra ærfugl sammenlignet med de andre artene.

Det ble analysert totalt 17 pesticider i prøvene, nemlig fire klordaner, seks DDTer inkludert metabolitter, HCB, tre HCH isomere, pendimetalin, trifluralin og metoksyklor. Pendimetalin og trifluralin ble ikke detektert i prøvene over LOD. *o,p'*-DDD, en metabolitt til DDE, ble ikke detektert over LOD i verken ærfugl heller toppskarv, men i gråmåke med lave konsentrasjoner nær LOD. Metoksyklor ble kun detektert i lave konsentrasjoner i to ærfuglprøver fra Sklinna

og Røst. Ærfuglene viste laveste sum-konsentrasjoner som er omtrent en faktor to til 10 lavere enn sum-konsentrasjonene til toppskarv og en faktor åtte til 90 lavere enn gråmåke. De dominerende pesticidene hadde den samme rekkefølgen hos alle tre fuglartene: *p,p'*-DDE > HCB > *trans*-nonaklor > *cis*-nonaklor > β -HCH > andre pesticider. Kun ærfuglene fra Sklinna viser et litt annet mønster, nemlig *p,p'*-DDE > HCB > *cis*-nonaklor > *p,p'*-DDT.

Forbindelsen deklorane-plus-anti ble detektert i to prøver, deklorane-pluss-syn ble ikke detektert i noen prøve.

Nivåene til oktaklorostyren var svært lave, men høyest i gråmåkeegg fra Røst, og lavere, og sammenlignbare for artene i prøver fra Sklinna.

Det ble analysert for totalt 24 PFAS-er, hvorav ti PFCA (C6 – C15), fem PFSA (C4, C6, C7, C8, C10), tre FTS, tre FOSA, to FOSE og en FOSEA. Bortsett fra PFHxA og PFHpA ble alle PFCA detektert i alle prøvene. PFHxS, PFOS og PFOSA ble også detektert i alle prøvene. I den gjennomsnittlige sammensetningen av PFAS i prøvene dominerte PFOS fulgt av PFNA, PFUnA, PFTriA og PFHxS. Nivåene av PFAS skilte seg ut fra de andre POP-ene ved at forskjellen mellom arter og lokaliteter var liten.

Totalt ble 14 forskjellige OPFR-er analysert. De vanligste OPFR-ene i eggprøvene var TBP, TCEP, TCPP, DBPhP, EHDPP og TPhP med høyeste konsentrasjoner til TCPP, TCEP, og EHDPP. Det store spennet i konsentrasjoner av OPFR-ene mellom lokaliteter og arter gjør det vanskelig å kartlegge et mønster.

Det ble totalt analysert 33 BFR og TBA, hvorav 17 PBDE, TBA, tre HBCDD-isomere og 13 andre nyere BFR ble funnet. BDE-77 ble detektert kun i to gråmåkeprøver fra Røst, og BDE-85 og BDE-206 kun i en av prøvene. PBT og HBB ble funnet kun i en toppskarv, og BEHTBP kun i en ærfugl, begge prøvene også fra Røst. Summen av BFR-konsentrasjoner var lavest i ærfugl fulgt av toppskarv og gråmåke. Det var signifikant forskjell mellom artene, men ikke mellom lokalitetene.

Det ble analysert totalt fem bromfenoler. 2,4,6-bromfenol ble påvist i alle prøvene i lave konsentrasjoner der kun en ærfuglprøve fra Sklinna var avvikende og viste høye konsentrasjoner. 2,4-dibrom- og pentabromfenol ble påvist i henholdsvis 28 % and 6 % av prøvene, og i lave konsentrasjoner. 2,4-dibromfenol ble påvist bare i ærfuglegg. Ingen konklusjoner angående geografisk fordeling kunne leses ut av dette datasettet.

Totalt ble fem alkylfenoler analysert, hvorav 4-iso-nonylfenol ble funnet i halvparten av prøvene. De andre forbindelsene ble påvist i seks til 11 % av prøvene. 4-n-pentylfenol, 4-t-oktylfenol og 4-iso-dekylfenol ble ikke funnet i prøvene. Datasettet for AP og BPA er begrenset. De laveste konsentrasjonene av AP ble funnet i egg fra toppskarv. De høyeste konsentrasjonene var i egg fra gråmåke og ærfugl.

Det ble analysert tre sykliske siloksaner, hvorav konsentrasjonen var under deteksjonsgrensen i de fleste prøvene. I bare fire av 18 prøver ble det funnet konsentrasjoner av sykliske siloksaner over deteksjonsgrensen. Sum konsentrasjon detektert i egg var dominert av D5 fulgt av D6. Ingen klar geografisk forskjell ble observert for siloksan fordelingen blant eggene.

Totalt ble to ftalater analysert, hvorav 13 av 18 prøver inneholdt DEHP, men konsentrasjonene var lave. DINP ble ikke funnet i noen av prøvene.

Det kan se ut til at DEHP konsentrasjonene i egg fra toppskarv og gråmåke fra Røst var noe høyere enn de som er rapportert for samme art fra Sklinna.

Det var ikke mulig å teste signifikante forskjeller mellom lokalitetene på grunn av for lite prøveantall. Likevel er forskjellen ganske entydig når det gjelder metaller. Sklinnaprøvene har de høyeste konsentrasjonene for flere av metallene som ble undersøkt i sjøfuglartene. Når det gjelder organiske forurensningsstoffer, ble en motsatt trend observert hvor høyeste konsentrasjoner av en rekke av enkel forbindelser ble påvist i ærfugl og gråmåke fra Røst. Toppskarv viste en lignende fordeling som metaller med høyere konsentrasjoner til noen av enkel komponenter på Sklinna. Variasjonene i konsentrasjonen kan skyldes forskjellig byttedyrvalg og forskjeller i de lokale forholdene i havet. Det kan for eksempel skyldes ulik innblanding av atlantehavsvann og vann fra den norske kyststrømmen.

Den høyeste anrikningen av ^{13}C -signatur ble observert for toppskarv etterfulgt av ærfugl og gråmåke. Selv om en slik høy anrikning som vist i toppskarv ofte er knyttet til terrestriske systemer, tror vi ikke dette er tilfelle her, da toppskarven ernærer seg rent pelagisk. Det er mer sannsynlig at de høye anrikningsnivåene hos denne arten skyldes egenskaper ved byttedyrene og deres isotopfraksjonering, men dette hadde vi ingen mulighet til å teste. Karbonisotop-signaturen for gråmåke og ærfugl var generelt høyere i fugleegg samlet inn på Røst sammenlignet med Sklinna, mens ingen romlige forskjeller i ^{13}C signatur ble observert for toppskarv. De laveste $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene ble funnet i ærfugl, mens verdiene i gråmåke og toppskarv var ganske like. Dette indikerer at ærfuglene ernærer seg på et lavere trofisk nivå sammenlignet med gråmåke og toppskarv.

Det er ingen geografisk forskjell funnet i $\delta^{15}\text{N}$ -isotop signaturen av toppskarv og gråmåke på Sklinna og Røst. For ærfugl ble høyere $\delta^{15}\text{N}$ -verdier påvist på Røst enn på Sklinna, noe som antageligvis representerer forskjell av isotop-signaturen i mat på de ulike lokalitetene. Trofisk nivå kan ikke alene bestemmes på grunnlag av stabile nitrogen-nivåer, en trenger også isotopsignaturer fra artenes byttedyr. Dette var ikke tilgjengelig innenfor denne studien. Derfor kunne heller ikke en nøyaktig vurdering av biomagnifikasjonspotensialet for de målte forurensningsstoffene gjøres.

Kunnskap om synergistiske effekter av miljøgifter er svært mangelfull. Søk i internasjonale referansedatabaser på dette temaet når det gjelder miljøgifter og fugl ga ingen treff. Det er for dårlig kunnskap om effekten av mange av de påviste nye organiske miljøgiftene.

Det tyder på at ingen av de konsentrasjonene som er påvist for noen av enkelt-stoffene i eggene fra Røst og Sklinna i denne undersøkelsen, er i nærheten av kritiske nivå for populasjonsutvikling når det gjelder de "klassiske" miljøgiftene (POP-ene). Imidlertid er effekten av og terskelverdier for de "nye" miljøgiftene dårlig kjent. Langt mindre kjenner en til den samlede effekten av alle miljøgiftene, såkalte sumvirkninger eller "cocktaileffekten".

Bestandsutviklingen er god for toppskarv. For gråmåkene er trenden god, men også varierende. For ærfuglen er bestandsutviklingen god i sør og dårlig i nord. Dette gjelder generelt i havområdet.

Det er ikke nok data tilgjengelig til å kunne sammenligne målte konsentrasjonsnivåene med effektverdier som PNEC eller NOEC. Det tyder iallefall på at nivåene av DDE ligger for lavt til alene å forårsake eggskallfortynning. En må ellers regne med at eventuelle effekter på reproduksjon og overlevelse vil kunne komme fra den samlede miljøgiftbelastningen, spesielt

i år med dårlige ernæringsforhold. Da vil den energien som går med til å håndtere miljøfremmede stoffer gå på bekostning av individets behov for andre viktige funksjoner, så som reproduksjon, homeostase, immunforsvar, parasitthåndtering, reirforsvar, ungepass, predatorvern og i siste instans egen overlevelse.

Miljøgiftene og fugleartene som kunne sammenlignes med data fra tidligere studier indikerer at utviklingen av konsentrasjonsnivåene fra denne studien går generelt i en positiv retning. Det vil si at konsentrasjonene funnet i denne studien er lavere eller like i forhold til tidligere rapporter og publiserte data fra nordiske områder. Unntaket er HCB som ble funnet i litt høyere konsentrasjoner i ærfugl og toppskarv i denne studien fra 2012 enn i studier fra 2004 og 2002. Publisert litteratur på miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke fra nordiske områder er begrenset. Dette gjelder spesielt for de nyere miljøgiftene. Det finnes for lite bakgrunnsdata tilgjengelig for å kunne sammenligne datasettet med publisert litteratur.

Det foreligger generelt lite publiserte data om miljøgiftkonsentrasjoner i de tre undersøkte fugleartene fra Norge og nordiske områder. En sammenligning med andre fuglearter er meningsløs siden det er for stor forskjell mellom eksogene (habitat, næringsforhold, geografi, etc.) og endogene faktorer (metabolisme). En nøyaktig tolkning og forklaring av en del resultater er dessuten ikke mulig da det per i dag generelt foreligger for lite kunnskap og spesielt på de nye miljøgiftene og deres bioakkumulerings veier/evner. Siden trofisk nivå og miljøgiftkonsentrasjoner i næringskjeden til fuglene ikke ble undersøkt var det ikke mulig å bestemme bioakkumuleringsnivåene.

Det er viktig å fremheve at det generelt foreligger lite publiserte data om miljøgiftkonsentrasjoner i de tre undersøkte fugleartene på de utvalgte lokalitetene, i Norge og nordiske områder. En sammenligning med andre fuglearter er ikke gjennomførbar siden det er for stor forskjell mellom eksogene (habitat, næringsforhold, geografi, etc.) og endogene (metabolisme) faktorer. En nøyaktig tolkning og forklaring av en del resultater er dessuten ikke mulig da det per i dag generelt foreligger for lite kunnskap og spesielt på de nye miljøgiftene og deres bioakkumulerings veier/evner. Det var ikke mulig å bestemme bioakkumuleringsnivåene, spesielt for nye miljøgiftene, siden trofisk nivå og miljøgiftkonsentrasjoner i diett til fuglene ikke ble undersøkt.

Denne studien har bidratt til økt kunnskap om innholdet av bredt spekter av miljøgifter i ærfugl, toppskarv og gråmåke. Spesielt for de nye miljøgiftene hvor lite eller ingen data på konsentrasjonsnivåene foreligger fra tidligere undersøkelser. For å kunne gjennomføre en bedre vurdering av påvirkning av miljøgiftene i ærfugl, toppskarv og gråmåke på Sklinna og Røst anbefaler vi å kartlegge miljøgiftkonsentrasjoner regelmessig. Det anbefales å undersøke næringskjedene til de forskjellige artene med hensyn på miljøgifter og stabile isotop-signaturer for å kunne bestemme bioakkumuleringsnivåene. Det bør vurderes om overvåkning av miljøgiftene skal implementeres i SEAPOP programmet som allerede pågår og er et bra etablert langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugler.

4. Referanser

- Ahel, M., Hršak, D., Giger, W. (1994) Aerobic transformation of short-chain alkylphenol polyethoxylates by mixed bacteria cultures. *Arch. Environ. Toxicol.*, 26, 540-548.
- Ahrens, L., Xie, Z.Y., Ebinghaus, R. (2010) Distribution of perfluoroalkyl compounds in seawater from Northern Europe, Atlantic Ocean, and Southern Ocean. *Chemosphere*, 78, 1011-1016.
- Akearok, J.A., Hebert, C-E., Braune, B.M., Mallory, M.L. (2010) Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. *Sci. Total. Environ.*, 408, 836-840.
- Andrade, A. J., Grande, S.W., Talsness, C.E., Grote, K., Golombiewski, A., Sterner-Kock, A., Chahoud, I. (2006) A dose-response study following in utero and lactational exposure to di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP): effects on androgenic status, developmental landmarks and testicular histology in male offspring rats. *Toxicology*, 225, 64-74.
- APE Research Council (1999) Alkylphenols and alkylphenoethoxylates. An overview of safety issues. January 1999. White paper. URL: <http://www.aperc.org/docs/whitepaper-overview.html> [Accessed April 17, 2013].
- Bargar, T, Scott, G, Cobb, G. (2001) Uptake and distribution of three PCB congeners and endosulfan by developing white leghorn chicken embryos (*Gallus domesticus*). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 41, 508-514.
- Barrett, R.T., Røy, N., Loen, J., Montevecchi, W.A. (1990) Diets of Shags *Phalacrocorax aristotelis* and Cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. *Mar. Ecol. Prog.*, 66, 205-218.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U., Gabrielsen, G.W. (1996) Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. *Environ. Pollut.*, 92, 13-18.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U., Norheim, G., Vader, W., Frøslie, A. (1985) Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. *Environ. Pollut. A*, 39, 79-93.
- Bergstrøm, R., Norheim, G. (1986) Persistente klorerte hydrokarboner i sjøfuglegg fra kysten av Telemark. *Fauna*, 39, 53-57.
- Betts, K.S. (2006) A new flame retardant in the air. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 1090-1091.
- Bjørnsdatter, L., Gabrielsen, G.W., Verreault, J., Barrett, R., Polder, A., Skåre, J.U., Lie, E. (2005) Temporal trends of brominated flame retardants, cyclododeca-1,5,9-triene and mercury in eggs in four seabird species from North Norway and Svalbard. Tromsø, Norsk Polarinstitutt (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 942/2005. TA-2134/2005).
- Borch, J, Axelstad, M., Vinggaard, A.M, Dalgaard, M. (2006) Diisobutyl phthalate has comparable anti-androgenic effects to di-n-butyl phthalate in fetal rat testis. *Toxicol. Lett.*, 163, 183-190.

- Braathen, Marte, Mortensen, A.S., Sandvik, M., Skåre, J.U., Arukwe, A. (2009) Estrogenic effects of selected hydroxy polychlorinated biphenyl congeners in primary culture of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) hepatocytes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, *56*, 111-122.
- Brooke, D.N., Crookes, M.J., Gray, D., Robertson, S. (2009a) Environmental risk assessment report: Decamethylcyclotetrasiloxane. Bristol, U.K., Environment Agency.
- Brooke, D.N., Crookes, M.J., Gray, D., Robertson, S. (2009b) Environmental risk assessment report: Dodecamethylcyclohexasiloxane. Bristol, U.K., Environment Agency.
- Brooke, D.N., Crookes, M.J., Gray, D., Robertson, S. (2009c) Environmental risk assessment report: Octamethylcyclotetrasiloxane. Bristol, U.K., Environmental Agency.
- Brouwer, A., Klasson-Wehler, E., Bokdam, M., Morse, D.C., Traag, W.A. (1990) Competitive-inhibition of thyroxine binding to transthyretin by monohydroxy metabolites of 3,4,3',4'-tetra-chlorobiphenyl. *Chemosphere*, *20*, 1257-1262.
- Brouwer, A., Morse, D.C., Lans, M.C., Schuur, A.G., Murk, A.J., Klasson-Wehler, E., Bergman, A., Visser, T.J. (1998) Interactions of persistent environmental organohalogens with the thyroid hormone system: mechanisms and possible consequences for animal and human health. *Toxicol. Ind. Health*, *14*, 59-84.
- Burger, J., Gochfeld, M., Jeitner, C., Snigaroff, D., Snigaroff, R., Stamm, T., Volz, C. (2008) Assessment of metals in down feathers of female common eiders and their eggs from the Aleutians: arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium. *Environ. Monit. Assess.*, *143*, 247-256.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E. (1988) The diets of sympatric wintering populations of common eider *Somateria molissima* and king eider *Somateria spectabilis* in Northern Norway. *Ornis Fenn.*, *65*, 163-168.
- Bustnes, J.O., Borgå, K., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H., Herzke, D. (2008a) Perfluorinated, brominated, and chlorinated contaminants in a population of lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*). *Environ. Toxicol. Chem.*, *27*, 1383-1392.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.-H., Herzke, D. (2008b) Perfluorinated and chlorinated pollutants as predictors of demographic parameters in an endangered seabird. *Environ. Pollut.*, *156*, 417-424.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Skaare, J.U., Bakken, V., Mehlum, F. (2003) Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: A study of the Glaucous Gull. *Ecol. Appl.*, *13*, 504-515.
- Bustnes, J.O., Fauchald, P., Tveraa, T., Helberg, A. & Skaare, J.U. (2008c) The potential impact of environmental variation on the concentrations and ecological effects of pollutants in a marine avian top predator. *Environ. Int.*, *34*, 193-201.
- Ciesielski, T., Wasik, A., Kuklik, I., Skora, K., Namiesnik, J., Szefer, P. (2004) Organotin compounds in the liver tissue of marine mammals from the Polish coast of the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.*, *38*, 1415-1420.
- Conder, J.M., Hoke, R.A., De Wolf, W., Russell, M.H., Buck, R.C. (2008) Are PFCA's bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory lipophilic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, *42*, 995-1003.

- Crescenzi, C., Di Corcia, A., Samperi, R. (1995) Determination of nonionic polyethoxylate surfactants in environmental waters by liquid chromatography/electrospray mass spectrometry. *Anal. Chem.*, *67*, 1797-1804.
- David, R.M., Gans, G. (2003) Summary of mammalian toxicology and health effects of phthalate esters. In: *Phthalate esters*. Ed. by: Staples, C.A. Berlin, Springer-Verlag. (The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 3. Anthropogenic Compounds, pt. Q).
- DeNiro, M.J., Epstein, S. (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, *42*, 495-506.
- ECB (2002) European Union Risk Assessment Report. 4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol. Luxembourg, European Commission (Second Priority List, vol. 10) (EUR 20387 EN).
- ECETOC (1998) Organophosphorus pesticides and long-term effects on the nervous system. Brussels, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC technical report, 75).
- ECPI (2012) Plasticisers and Flexible PVC Information Centre. European Council for Plasticisers and Intermediates. URL: <http://www.plasticisers.org/plasticisers> [Accessed: April 17, 2013].
- el Hassani, L.H., Frenich, A.G., Vidal, J.L., Muros, M.J., Benajiba, M.H. (2005) Study of the accumulation of tributyltin and triphenyltin compounds and their main metabolites in the sea bass, *Dicentrarchus labrax*, under laboratory conditions. *Sci. Total Environ.*, *348*, 191-198.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Skotvold, T., Fjeld, E., Schlabach, M., Wartena, E., Gregor, D. (2004) A comparison of organic contaminants in two high Arctic lake ecosystems, Bjørnøya (Bear Island), Norway. *Sci. Total Environ.*, *318*, 125-141.
- Evenset, A., Leknes, H., Christensen, G.N., Warner, N., Remberger, M., Gabrielsen, G.W. (2009) Screening of new contaminants in samples from the Norwegian Arctic. Tromsø, Akvaplan-niva (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1049/2009. TA-2510/2009) (Akvaplan-niva report, 4351-1).
- Feo, M.L., Eljarrat, E., Barceló, D., Barceló, D. (2009) Occurrence, fate and analysis of polychlorinated n-alkanes in the environment. *TrAC Trends Analyt. Chem.*, *28*, 778-791.
- Ferguson, P.L., Iden, C.R., Brownawell, B.J. (2001) Distribution and fate of neutral alkylphenol ethoxylate metabolites in a sewage-impacted urban estuary. *Environ. Sci. Technol.*, *35*, 2428-2435.
- Fimreite, N., Bjerck, J.E., Kveseth, N., Brun, E. (1977) DDE and PCBs in eggs of Norwegian seabirds. *J. Arct. Biol.*, *10*, 15-20.
- Fisk, A.T., Bergman, Å., Cymbalisty, C.D., Muir, D.C.G. (1996) Dietary accumulation of C12- and C16-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.*, *15*, 1775-1782.
- Fisk, A.T., Wiens, S.C., Webster, G.R.B., Bergman, Å., Muir, D.C.G. (1998) Accumulation and depuration of sediment-sorbed C12- and C16-polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.*, *17*, 2019-2026.

- Flaningham, O.L. (1986) Vapor-pressures of poly(dimethylsiloxane) oligomers *J. Chem. Eng. Data*, *31*, 266-272.
- Franson, J.C., Hollmen, T., Poppenga, R.H., Hario, M., Kilpi, M., Smith, M.R. (2000) Selected trace elements and organochlorines: Some findings in blood and eggs of nesting common eiders (*Somateria mollissima*) from Finland. *Environ. Toxicol. Chem.*, *19*, 1340-1347.
- Fromme, H., Kuchler, T., Otto, T., Pilz, K., Müller, J., Wenzel A. (2002) Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. *Water Res.*, *36*, 1429-1438.
- Fyfe, R.W., Risebrough, R.W., Monk, J.G., Jarman, W.M., Anderson, D.W., Kiff, L.F., Lincer, J.L., Nisbet, I.C.T., Walker, W.I., Walton, B.J. (1994) DDE, productivity, and eggshell thickness relationships in the genus *Falco*. In: *Peregrine falcon populations. Their management and recovery*. Ed. by: Cade, T.J., Enderson, J.H., Thelander, C.G., White, C.M.. Boise, Idaho, The Peregrine Fund, Inc. pp. 319-335.
- Føreid, S., Lie, E., Gabrielsen, G.W., Barrett, R., Skåre, J.U., Polder, A., Knudsen, L.B. (2006) Nona- and deca-brominated diphenylethers in seabird eggs from Northern Norway and Svalbard. Oslo, Norges veterinærhøgskole (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 952/2006. TA-2175/2006).
- Gauthier, G., Potter, D., Hebert, C., Letcher, R. (2009) Temporal trends and spatial distribution of non-polybrominated diphenyl ether flame retardants in the eggs of colonial populations of Great Lakes Herring Gulls. *Environ. Sci. Technol.*, *43*, 312-317.
- Grover, R., Wolt, J.D., Cessna, A.J., Schiefer, H.B. (1997) Environmental fate of trifluralin. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, *153*, 1-64.
- Gutleb, A.C., Cenijn, P., van Velzen, M., Lie, E., Ropstad, E., Skaare, J.U., Malmberg, T., Bergman, A., Gabrielsen, G.W., Legler, J. (2010) In vitro assay shows that PCB metabolites completely saturate thyroid hormone transport capacity in blood of wild polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ. Sci. Technol.*, *44*, 3149-3154.
- Hallanger, I.G., Warner, N.A., Ruus, A., Evenset, A., Christensen, G., Herzke, D., Gabrielsen, G.W., Borgå, K. (2011) Seasonality in contaminant accumulation in Arctic marine pelagic food webs using trophic magnification factor as a measure of bioaccumulation. *Environ. Toxicol. Chem.* *30*, 1026-1035.
- Haukås, M., Hylland, K., Nygård, T., Berge, J.A., Mariussen, E. (2010) Diastereomer-specific bioaccumulation of hexabromocyclododecane 8HBCD) in a coastal food web, Western Norway. *Sci. Total. Environ.*, *408*, 5910-5916.
- Helander, B., Olsson, A., Bignert, A., Asplund, L., Litzén, K. (2002) The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Ambio*, *31*, 386-403.
- Helgason, L.B., Barrett, R., Lie, E., Polder, A., Skaare, J.U., Gabrielsen, G.W. (2008) Levels and temporal trends (1983-2003) of persistent organic pollutants (POPs) and mercury (Hg) in seabird eggs from Northern Norway. *Environ. Pollut.*, *155*, 190-198.

- Helgason, LB, Arukwe, A, Gabrielsen, GW, Harju, M, Hegseth, MN, Heimstad, ES, Jørgensen, EH, Mortensen, AS, Wolkers, J. (2010) Biotransformation of PCBs in Arctic seabirds: characterization of phase I and II pathways at transcriptional, translational and activity levels. *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol.*, 152, 34-41.
- Herzke, D., Nygård, T., Berger, U., Huber, S., Røv, N. (2009) Perfluorinated and other persistent halogenated organic compounds in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) and Common eider (*Somateria mollissima*) from Norway: A suburban to remote pollutant gradient. *Sci. Total Environ.*, 408, 340-348.
- Ho, P.W.L., Garner, C.E., Ho, J.W., Leung, K.C., Chu, A.C., Kwok, K.H., Kung, M.H., Burka, L.T., Ramsden, D.B., Ho, S.L. (2008) Estrogenic phenol and catechol metabolites of PCBs modulate catechol-omethyltransferase expression via the estrogen receptor: Potential contribution to cancer risk. *Curr. Drug Metabol.*, 9, 304-309.
- Hobson, K.A., Sealy, S.G. (1991) Marine protein contributions to the diet of northern saw-whet owls on the Queen Charlotte Islands: A stable-isotope approach. *Auk*, 108, 437-440.
- Hoh, E., Zhu, L., Hites, R. (2005) Novel flame retardants, 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane and 2,3,4,5,6-Pentabromo ethylbenzene, in United States' environmental samples. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 2472-2477.
- JIG (2007) Joint Industry Guide (JIG) Material Composition Declaration for Electronic Products. Arlington, VA, Consumer Electronics Association (JIG 101 Ed. 4.1) URL: <http://www.ce.org/CorporateSite/media/Standards-Media/Standards%20Listings/JIG-101-Ed-41-120521.pdf>
- Johansen, O. (1978) DDE, PCB og Hg i egg av svartbak og gråmåke fra kolonier i Møre og Romsdal. *Stavanger Museums Årbok*, 88, 67-72.
- Jörundsdóttir, H., Löfstrand, K., Svavarsson, J., Bignert, A., Bergman, A. (2010) Organochlorine compounds and their metabolites in seven Icelandic seabird species - a comparative study. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 3252-3259.
- Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Cousins, A.P., Schmidbauer, N., Brorström-Lundén, E. (2005) Siloxanes in the Nordic environment. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (TemaNord 2005:593).
- Kemi (2000) Organotin stabilizers i PVC. Assessment of risks and proposals for risk reduction measures, Stockholm, Swedish National Chemical Inspectorate (Report 6/00).
- Kierkegaard, A., Bignert, A., McLachlan, M.S. (2012) Cyclic volatile methylsiloxanes in fish from the Baltic Sea. *Chemosphere*, In press, doi:10.1016/j.chemosphere.2012.10.048.
- Kierkegaard, A., van Egmond, R., McLachlan, M.S. (2011) Cyclic volatile methylsiloxane bioaccumulation in flounder and ragworm in the Humber Estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 5936-5942.
- Kidd, K.A., Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Muir, D.C.G. (1995) Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Sci. Total Environ.*, 160-161, 381-390.

- Kimura-Kuroda, J., Nagata, I., Kuroda, Y. (2007) Disrupting effects of hydroxy-polychlorinated biphenyl (PCB) congeners on neuronal development of cerebellar Purkinje cells: a possible causal factor for developmental brain disorders? *Chemosphere*, 67, S412-S420.
- Kirkegaard, A., Björklund, J., Fridén, U. (2004) Identification of the flame retardant Decabromodiphenyl ethane in the environment. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 3247-3253.
- Kissa, E. (2001) Fluorinated surfactants and repellents. 2nd ed. New York, Marcel Dekker (Surfactant Science Series, vol. 97).
- Klasson-Wehler, E., Bergman, Å., Athanasiadou, M., Ludwig, J.P., Auman, H.J., Kannan, K., Berg, M.V.D., Murk, A.J., Feyk, L.A., Giesy, J.P. (1998) Hydroxylated and methylsulfonyl polychlorinated biphenyl metabolites in albatrosses from Midway Atoll, North Pacific Ocean. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 1620-1625.
- Klaunig, J.E., Babich, M.A., Baetcke, K.P., Cook, J.C., Corton, J.C., David, R.M., DeLuca, J.G., Lai, D.Y., McKee, R.H., Peters, J.M., Roberts, R.A., Fenner-Crisp, P.A. (2003) PPARalpha agonist-induced rodent tumors: modes of action and human relevance. *Crit. Rev. Toxicol.*, 33, 655-780.
- Krishnan, A.V., Stathis, P., Permuth, S.F., Tokes, L., Feldman, D. (1993) Bisphenol-A: An estrogenic substance is released from polycarbonate flasks during autoclaving. *Endocrinology*, 132, 2279-2285.
- Langford, K.H., Beylich, B.A., Bæk, K., Fjeld, E., Kringstad, A., Høyfeldt, A., Øxnevad, S. and Thomas, K.V. (2012) Screening of selected alkylphenolic compounds, biocides, rodenticides and current use pesticides. Oslo, Klif (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1116/2012. TA-2899/2012) (NIVA rapport 6343-2012).
- Lans, M.C., Klasson-Wehler, E., Willemsen, M., Meussen, E., Safe, S., Brouwer, A. (1993) Structure-dependent, competitive interaction of hydroxy-polychlorobiphenyls, -dibenzo-p-dioxins and -dibenzofurans with human transthyretin. *Chem. Biol. Interact.*, 88, 7-21.
- Lans, M.C., Spiertz, C., Brouwer, A., Koeman, J.H. (1994) Different competition of thyroxine-binding to transthyretin and thyroxine-binding globulin by hydroxy-PCBs, PCDDs and PCDFs. *Eur. J. Pharmacol.*, 270, 129-136.
- Lapinskas, P.J., Brown, S., Leesnitzer, L.M., Blanchard, S., Swanson, C., Cattley, R.C., Corton, J.C. (2005) Role of PPARalpha in mediating the effects of phthalates and metabolites in the liver. *Toxicology*, 207, 149-163.
- Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A., Seed, J. (2007) Perfluoroalkyl acids: A review of monitoring and toxicological findings. *Toxicol. Sci.*, 99, 366-394.
- Leonards, P., H. Steindal, H.E., van der Veen, I., Berg, V., Bustnes, J.O., van Leeuwen, S. (2010) Screening of organophosphorous flame retardants. Oslo, Klif (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1091/2011. TA-2786/2011).

- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jorgensen, E.H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M.M., Gabrielsen, G.W. (2010) Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci. Total. Environ.*, 408, 2995-3043.
- Letcher, R.J., Klasson-Wehler, E., Bergman, Å. (2000) Methyl sulfone and hydroxylated metabolites of polychlorinated biphenyls. In: *New types of persistent halogenated compounds*. Ed. by: Paasivirta, J. Berlin, Springer (The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 3. Anthropogenic Compounds, pt. K). pp. 315-359.
- Letcher RJ, KW, Bergman Å, Meerts I, Assink Y, Ceniñ PH, van den Berg JHJ, Weijers BM, Bergman Å, et al. (2002) Placental transfer of a hydroxylated polychlorinated biphenyl and effects on fetal and maternal thyroid hormone homeostasis in the rat. *Toxicol. Sci.*, 68, 361-371.
- Liao, C., Kannan, K. (2011) Widespread occurrence of bisphenol A in paper and paper products: Implications for human exposure. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 9372-9379.
- Lincer, J.L. (1994) A suggestion of synergistic effects of DDE and Aroclor 1254 on reproduction of the American Kestrel *Falco sparverius*. In: *Raptor conservation today. Proceedings of the IV World Conference on Birds of Prey and Owls, Berlin, Germany, 10-17 May 1992*. Ed. by: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. The Banks, WWGBP/Pica Press. pp. 767-769.
- Lorentsen, S.H. & Christensen-Dalsgaard, S. (2009) Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. Trondheim, Norsk institutt for naturforskning (*NINA Rapport*, 439).
- Loyo-Rosales, J.E., Rice, C.P., Torrents, A. (2007) Fate of octyl- and nonylphenol ethoxylates and some carboxylated derivatives in three American wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 6815-6821.
- Lyche, J.L., Oskam, I.C., Skaare, J.U., Reksen, O., Sweeney, T., Dahl, E., Farstad, W., Ropstad, E. (2004) Effects of gestational and lactational exposure to low doses of PCBs 126 and 153 on anterior pituitary and gonadal hormones and on puberty in female goats. *Reprod. Toxicol.*, 19, 87-95.
- Madeley, J.R., Birtley, R.D.N. (1980) Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 1215-1221.
- Marklund, A., Andersson, B., Haglund, P. (2005a) Organophosphorus flame retardants and plasticizers in Swedish sewage treatment plants. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 7423-7429.
- Marklund, A., Andersson, B., Haglund, P. (2005b) Traffic as a source of organophosphorus flame retardants and plasticizer in snow. *Sci. Technol.*, 39, 3555-3562.
- Miljeteig, C., Gabrielsen, G.W., Strom, H., Gavrilov, M. V., Lie, E., Jenssen, B.M. (2012) Eggshell thinning and decreased concentrations of vitamin E are associated with contaminants in eggs of ivory gulls. *Sci. Total. Environ.*, 431, 92-99.
- Moe, M.K., Huber, S., Svenson, J., Hagenaaars, A., Pabon, M., Trümper, M., Berger, U., Knapen, D., Herzke, D. (2012) Biological and photolytic transformation of the fire fighting foam surfactant Forafac®1157. *Chemosphere*, 89, 869-875.

- Moksnes, M.T., Norheim, G. (1986) Levels of chlorinated hydrocarbons and composition of PCB in herring gull *Larus argentatus* eggs collected in Norway in 1969 compared to 1979-81. *Environ. Pollut. Ser. B*, *11*, 109-116.
- Møskeland, T. (2010) Environmental screening of selected “new” brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009. Oslo, Klif (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1067/2010. TA-2625/2010).
- Muir, D., Stern, G., Tomy, G. (2000) Chlorinated paraffins. In: *New types of persistent halogenated compounds*. Ed. by: Paasivirta, J. Berlin, Springer (The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 3. Anthropogenic Compounds, pt. K). pp. 203-236.
- Murvoll, K.M., Skaare, J.U., Anderssen, E., Jenssen, B.M. (2006) Exposure and effects of persistent organic pollutants in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings from the coast of Norway. *Environ. Toxicol. Chem.*, *25*, 190-198.
- Nerin, C., Fernández, C., Domeño, C. Salafranca, J. (2003) Determination of potential migrants in polycarbonate containers used for microwave ovens by high-performance liquid chromatography with ultraviolet and fluorescence detection. *J. Agr. Food Chem.*, *51*, 5647-653.
- Newton, I., Haas, M.B. (1988) Pollutants in merlin eggs and their effects on breeding. *British Birds*, *81*, 258-269.
- Newton, I. (1979) Population ecology of raptors. Berkhamsted, T & AD Poyser.
- Nygård, T., Gjershaug, J.O. (2001) The effects of low levels of pollutants on the reproduction of golden eagles in western Norway. *Ecotoxicology*, *10*, 285-290.
- Olsson, A., Ceder, K., Bergman, A., Helander, B. (2000) Nestling Blood of the White-Tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) as an Indicator of Territorial Exposure to Organohalogen Compounds--An Evaluation. *Environ. Sci. Technol.*, *34*, 2733-2740.
- Parkinson, A., Safe, S. (1987) Mammalian biologic and toxic effects of PCB. *Environ. Toxin Ser.*, *1*, 49-75.
- Peterson, B.J., Fry, B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Systemat.* *18*, 293-320.
- Preuss, T.G., Gehrhardt, J., Schirmer, K., Coors, A., Rubach, M., Russ, A., Jones, P.D., Giesy, J.P., Ratte, H.T. (2006) Nonylphenol isomers differ in estrogenic activity. *Environ. Sci. Technol.*, *40*, 5147-5153.
- Purkey, H.E., Palaninathan, S.K., Kent, K.C., Smith, C., Safe, S.H., Sacchettini, J.C., Kelly, J.W. (2004) Hydroxylated polychlorinated biphenyls selectively bind transthyretin in blood and inhibit amyloidogenesis: rationalizing rodent PCB toxicity. *Chem. Biol.*, *11*, 1719-1728.
- Ratcliffe, D.A. (1970) Changes attributable to pesticides in egg breaking frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.*, *7*, 67-115.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G. N., Heimstad, E. S., Oehme, M. (2006) Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic - differences in homologue group patterns. *Sci. Total. Environ.*, *367*, 252-260.

- Rudel, A.R., Camann, E.D., Spengler, D.J., Korn, R.L., Brody, G.J. (2003) Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust. *Environ. Sci. Technol.*, *37*, 4543-4553.
- Sagerup, K., Herzke, D., Harju, M., Evenset, A., Christensen, G.N., Routti, H., Fuglei, E., Aars, J., Strøm, H. Gabrielsen, G.W. (2010) New brominated flame retardants in Arctic biota. Oslo, Klif (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1070/2010. TA-2630/2010).
- Sagerup, K., Leonards, P., Routti, H., Fuglei, E., Aars, J., Strøm, H., Kovacs, K., Lydersen, C., Gabrielsen, G.W. (2011) Organophosphorous flame retardants in Arctic biota. Oslo, Klif (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 2791/2011. TA-2791/2011).
- Sandala, G, Sonne-Hansen, C, Dietz, R, Muir, D, Valters, K, Bennett, E, Born, E, Letcher, R. (2004) Hydroxylated and methyl sulfone PCB metabolites in adipose and whole blood of polar bear (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Sci. Total. Environ.*, *331*, 125-141.
- Sarangapan, R., Teeguarden, J., Andersen, M.E., Reitz, R.H., Plotzke, K.P. (2003) Route-specific differences in distribution characteristics of octamethylcyclotetrasiloxane in rats: Analysis using PBPK models. *Toxicol. Sci.*, *71*, 41-52.
- Schlabach, M., Remberger, M., Brorström-Lundén, E., Norström, K., Kaj, L., Andersson, H., Herzke, D., Borgen, A., Harju, M., Boutrup, S., Dam, M., Mannio, J., Jörundsdóttir, H., Ó.Hedlund, B. (2011) Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (TemaNord, 2011:528).
- Shore, R.F., Wright, J., Horne, J., Sparks, T.H. (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) residues in the eggs of coastal-nestling birds from Britain. *Mar. Pollut. Bull.*, *38*, 509-513.
- Sim, W.J., Lee, S.H., Lee, I.S., Choi, S.D., Oh, J.E. (2009) Distribution and formation of chlorophenols and Phenolic BFRs in marine and river environment. *Chemosphere*, *77*, 552-558.
- Skåre, J.U., Wiig, Ø., Bernhoft, A. (1994) Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Oslo, Norsk Polarinstitutt (Norsk Polarinstitutt rapportserie, 86).
- Stapleton, H., Allen, J., Kelly, S., Konstantinov, S., Warkins, D., McClean, M., Webster, T. (2008) Alternate and new brominated flame retardants detected in U.S. house dust. *Environ. Sci. Technol.*, *42*, 6910-6916.
- Stockholm Convention (2013) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). URL: <http://chm.pops.int/> [Accessed April 17, 2013].
- Sverko, E., Tomy, G.T., Marvin, C.H., Zaruk, D., Reiner, E., Helm, P.A., Hill, B., McCarry, B.E. (2008) Dechlorane Plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, *42*, 361-366.
- Sverko, E., Tomy, G.T., Reiner, E.J., Li, Y.-F., McCarry, B.E., Arnot, J.A., Law, R.J. Hites, R.A. (2011) Dechlorane plus and related compounds in the environment: A review. *Environ. Sci. Technol.*, *45*, 5088-5098.
- Sømme, L., Myrberget, S. (1971) DDT i sjøfuglegg fra Nord-Norge. *Norsk Natur*, *1*, 12.

- Tobin, J.M., McNett, D.A., Durham, J.A., Plotzke, K.P. (2008) Disposition of decamethylcyclopentasiloxane in Fischer 344 rats following single or repeated inhalation exposure to 14C-decamethylcyclopentasiloxane (14C-D5). *Inhal. Toxicol.*, 20, 513-531.
- Tomy, G.T., Thomas, C.R., Zidan, T.M., Murison, K.E., Pleskach, K., Hare, J., Arsenault, G., Marvin, C.H., Sverko, E. (2008) Examination of isomer specific bioaccumulation parameters and potential in vivo hepatic metabolites of syn- and anti-Dechlorane Plus isomers in juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Sci. Technol.*, 42, 5562-5567.
- Tomy, G.T., Budakowski, W., Halldorson, T., Helm, P.A., Stern, G.A., Friesen, K., Pepper, K., Tittlemier, S.A., Fisk, A.T. (2004) Fluorinated organic compounds in an Eastern Arctic marine food web. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 6475-6481.
- US EPA (2009) IUCLID Data set for Dechlorane Plus. Date of last update: 07-Nov-2008. URL: <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/dechlorp/c15635rr3.pdf> [Accessed April 22 2013].
- US EPA (2004) 2000-2001 Pesticide market estimates: Usage. Washington, United States Environmental Protection Agency. URL: <http://www.epa.gov/pesticides/pestsales/01pestsales/usage2001.htm> [Accessed April 22, 2013].
- US EPA (2004) Methoxychlor Reregistration Eligibility Decision (RED). (EPA 738-R-04-010). Washington, United States Environmental Protection Agency. URL: http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/methoxychlor_red.htm [Accessed April, 22, 2013].
- US EPA (2011) Octachlorostyrene. Washington, United States Environmental Protection Agency. URL: <http://epa.gov/pbt/pubs/octa.htm> [Accessed April 22, 2013].
- Venier, M., Hites, R. (2008) Flame retardants in the atmosphere near the great lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 4745-4751.
- Verreault, J., Berger, U., Gabrielsen, G.W. (2007) Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983-2003. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 6671-6677.
- Verreault, J., Gabrielsen, G., Berger, U. (2006) Perfluorinated alkyl substances in eggs of herring gulls from northern Norway: Spatial and temporal trends. Tromsø, Norsk Polarinstitutt (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 971/2006. TA-2208/2006).
- Verreault, J, Gabrielsen, GW, Chu, S, Muir, DC, Andersen, M, Hamaed, A, Letcher, RJ. (2005) Flame retardants and methoxylated and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in two Norwegian Arctic top predators: glaucous gulls and polar bears. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 6021-6028.
- Vetter, W., von der Recke, R., Herzke, D., Nygård, T. (2007) Natural and man-made organobromine compounds in marine biota from Central Norway. *Environ. Int.*, 33, 17-26.
- Vetter, W., Janussen, D. (2005) Halo-genated natural products in five species of antarctic sponges: Compounds with POP-like properties? *Environ. Sci. Technol.*, 39, 3889-1418.

- Warner, N. A., A. Evenset, Christensen, G., Gabrielsen, G.W., Borgå, K., Leknes, H. (2010) Volatile Siloxanes in the European Arctic: Assessment of Sources and Spatial Distribution. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 7705-7777.
- Warner, N.A., Kozerski, G., Durham, J., Koerner, M., Gerhards, R., Campbell, R., McNett, D.A. (2012) Positive vs. false detection: A comparison of analytical methods and performance for analysis of cyclic volatile methylsiloxanes (cVMS) in environmental samples from remote regions. *Chemosphere*, 93, 749-756.
- Wenzel, A., Böhman, W., Müller, J., Rüdell, H. (2004) Retrospective monitoring of alkylphenols and alkylphenol monoethoxylates in aquatic biota from 1985 to 2001: results from the German Environmental Specimen Bank. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 1654-1661.
- Whelan, M.J., van Egmond, R., Gore, D., Sanders, D. (2010) Dynamic multi-phase partitioning of decamethylcyclopentasiloxane (D5) in river water. *Water Res.*, 44, 3679-3686.
- Wiemeyer, S.N., Bunck, C.M. & Krynitsky, A.J. (1988) Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury in osprey eggs - 1970-1979 - and their relationship to shell thinning and productivity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 17, 767-787.

Appendiks 1

5. Analyserte forbindelser og parametere

I denne kartleggingen ble totalt 11 metaller, fire organiske metallforbindelser, 186 organiske forbindelser og tre støtteparametere undersøkt i egg fra tre forskjellige fuglearter fra to ulike lokaliteter. En detaljert oversikt over enkelkomponenter er framvist i Tabell 3. I Tabellen er minimumskravene fra Klif angitt i svart og komponentene som ble levert i tillegg til disse er angitt i blått. Som støtteparametere ble fettprosenten i eggene bestemt og stabile isotoper $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ analysert.

Tabell 3: Oversikt på krav og analyserte parametere

Parametere	Forkortelse	CAS nummer
Metaller		
Krom	Cr	
Kobolt	Co	
Nikkel	Ni	
Kobber	Cu	
Sink	Zn	
Arsen	As	
Sølv	Ag	
Kadmium	Cd	
Tinn	Sn	
Bly	Pb	
Total-Kvikksølv	Hg	
Organotinn		
Monobutyltinn	MBT	1118-46-3 (triklorid)
Dibutyltinn	DBT	683-18-1 (diklorid)
Tributyltinn	TBT	36643-28-4
Trifenyltinn	TPhT	639-58-7 (klorid)
Polysykliske aromatiske hydrokarboner		
Naftalene		91-20-3
Acenaftylene		208-96-8
Acenaphtene		83-29-9
Fluorene		86-73-7
Phenantrene		85-01-8
Antracene		120-12-7
Fluorantene		206-44-0
Pyrene		129-00-00
Benz(a)antracene		56-55-3
Chrysen		218-01-9
Benzo(b)fluorantene		205-99-2
Benzo(k)fluorantene		207-08-9
Benzo(a)pyrene		50-32-8
Indeno(1,2,3-cd)pyrene		193-39-5
Dibenz(ac/ah)antracene		53-70-3
Benzo(ghi)perylene		191-24-2
Pentachlorbenzene	PeCB	608-93-5

Parametere	Forkortelse	CAS nummer
<i>Polyklorerte bifenyler</i>		
2,2',5-Triklorbifenyl 18	CB-18	37680-65-2
2,4,4'-Triklorbifenyl 28	CB-28	7012-37-5
2,4',5-Triklorbifenyl 31	CB-31	16606-02-3
2',3,4-Triklorbifenyl 33	CB-33	38444-86-9
3,4,4'-Triklorbifenyl 37	CB-37	38444-90-5
2,2',4,4'-Tetraklorbifenyl 47	CB-47	2437-79-8
2,2',5,5'-Tetraklorbifenyl 52	CB-52	35693-99-3
2,3',4,4'-Tetraklorbifenyl 66	CB-66	32598-10-0
2,4,4',5-Tetraklorbifenyl 74	CB-74	32690-93-0
2,2',4,4',5-Pentaklorbifenyl 99	CB-99	38380-01-7
2,2',4,5,5'-Pentaklorbifenyl 101	CB-101	37680-73-2
2,3,3',4,4'-Pentaklorbifenyl 105	CB-105	32598-14-4
2,3,4,4',5-Pentaklorbifenyl 114	CB-114	74472-37-0
2,3',4,4',5-Pentaklorbifenyl 118	CB-118	31508-00-6
2',3,3',4,5-Pentaklorbifenyl 122	CB-122	76842-07-4
2',3,4,4',5-Pentaklorbifenyl 123	CB-123	65510-44-3
2,2',3,3',4,4'-Heksaklorbifenyl 128	CB-128	38380-07-3
2,2',3,4,4',5'-Heksaklorbifenyl 138	CB-138	35065-28-2
2,2',3,4,5,5'-Heksaklorbifenyl 141	CB-141	52712-04-6
2,2',3,4',5',6-Heksaklorbifenyl 149	CB-149	38380-04-0
2,2',4,4',5,5'-Heksaklorbifenyl 153	CB-153	35065-27-1
2,3,3',4,4',5-Heksaklorbifenyl 156	CB-156	38380-08-4
2,3,3',4,4',5'-Heksaklorbifenyl 157	CB-157	69782-90-7
2,3',4,4',5,5'-Heksaklorbifenyl 167	CB-167	52663-72-6
2,2',3,3',4,4',5-Heptaklorbifenyl 170	CB-170	35065-30-6
2,2',3,4,4',5,5'-Heptaklorbifenyl 180	CB-180	35065-29-3
2,2',3,4,4',5',6-Heptaklorbifenyl 183	CB-183	52663-69-1
2,2',3,4',5,5',6-Heptaklorbifenyl 187	CB-187	52663-68-0
2,3,3',4,4',5,5'-Heptaklorbifenyl 189	CB-189	39635-31-9
2,2',3,3',4,4',5,5'-Oktaklorbifenyl 194	CB-194	35694-08-7
2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonaklorbifenyl 206	CB-206	40186-72-9
Dekaklorbifenyl 209	CB-209	2051-24-3
<i>Metabolitter til polyklorerte bifenyler</i>		
3-metylsulfonyl-2,2',4',5-tetraklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 49	116807-52-4
4-metylsulfonyl-2,2',4',5-tetraklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 49	69797-52-0
3-metylsulfonyl-2,2',5,5'-tetraklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 52	60640-54-2
4-metylsulfonyl-2,2',5,5'-tetraklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 52	60640-55-3
3-metylsulfonyl-2,2',3',4',5-pentaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 87	66640-58-2
3-metylsulfonyl-2,2',4',5,6-pentaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 91	149949-86-0
4-metylsulfonyl-2,2',3,4',6-pentaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 91	149949-87-1
3-metylsulfonyl-2,2',4',5,5'-pentaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 101	66640-60-6
4-metylsulfonyl-2,2',4',5,5'-pentaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 101	66640-61-7
3-metylsulfonyl-2,3',4',5,6-pentaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 110	-
4-metylsulfonyl-2,3,3',4',6-pentaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 110	149949-89-3
3-metylsulfonyl-2,2',3',4',5,6-heksaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 132	149949-90-6
4-metylsulfonyl-2,2',3,3',4',6-heksaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 132	104086-16-0
3-metylsulfonyl-2,2',3',4',5,5'-heksaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 141	-
4-metylsulfonyl-2,2',3',4',5,5'-heksaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 141	-

Parametere	Forkortelse	CAS nummer
3-metylsulfonyl-2,2',4',5,5',6-heksaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 149	167875-10-7
4-metylsulfonyl-2,2',4',5,5',6-heksaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 149	116806-76-9
3-metylsulfonyl-2,2',3',4',5,5',6-heksaklorbifenyl	3-MeSO ₍₂₎ -CB 174	-
4-metylsulfonyl-2,2',3,3',4',5',6-heksaklorbifenyl	4-MeSO ₍₂₎ -CB 174	153310-30-6
4-hydroksy-2,3,3',4',5-pentaklorbifenyl	4-HO-CB 107	152969-11-4
4-hydroksy-2',3,4',5,5'-pentaklorbifenyl	4-HO-CB 120	149589-56-0
4-hydroksy-2,2',3,3',4',5-heksaklorbifenyl	4-HO-CB 130	158076-62-1
3-hydroksy-2,2',3',4,4',5-heksaklorbifenyl	3-HO-CB 138	149589-59-3
4-hydroksy-2,2',3,4',5,5'-heksaklorbifenyl	4-HO-CB 146	145413-90-7
3-hydroksy-2,2',4,4',5,5'-heksaklorbifenyl	3-HO-CB 153	54284-55-8
4-hydroksy-2,3,3',4',5,6-heksaklorbifenyl	4-HO-CB 163	-
4-hydroksy-2,2',3,3',4',5,5'-heptaklorbifenyl	4-HO-CB 172	158076-64-3
4-hydroksy-2,2',3,4',5,5',6-heptaklorbifenyl	4-HO-CB 187	158076-68-7
4-hydroksy-2,3,3',4',5,5',6-heptaklorbifenyl	4-HO-CB 193	190317-24-9
Klorerte parafiner		
Kortkjedede klorparafiner (SCCP)	SCCP	85535-84-8
Mellomkjedede klorparafiner (MCCP)	MCCP	85535-85-9 /1/
Pesticider		
<i>Klororganiske pesticider</i>		
<i>trans</i> -Klordane	<i>trans</i> -CD	5103-74-2
<i>cis</i> -Klordane	<i>cis</i> -CD	5103-71-9
<i>trans</i> -Nonaklor	<i>trans</i> -NC	39765-80-5
<i>cis</i> -Nonaklor	<i>cis</i> -NC	5103-73-1
Heksaklorbenzene	HCB	118-74-1
4,4'-Diklordifenyltrikloretan	<i>p,p'</i> -DDT	50-29-3
4,4'-Diklordifenyldikloretylene	<i>p,p'</i> -DDE	72-55-9
4,4'-Diklordifenyldikloretan	<i>p,p'</i> -DDD	72-54-8
2,4'-Diklordifenyltrikloretan	<i>o,p'</i> -DDT	789-02-6
2,4'-Diklordifenyldikloretylene	<i>o,p'</i> -DDE	3424-82-6
2,4'-Diklordifenyldikloretan	<i>o,p'</i> -DDD	53-19-0
α -heksaklorsyκλοheksan	α -HCH	319-84-6
β -heksaklorsyκλοheksan	β -HCH	319-85-7
γ -heksaklorsyκλοheksan	γ -HCH	58-89-9
Metoksyklor		72-43-5
<i>Andre pesticider</i>		
Pendimetalin		40487-42-1
Trifluralin		1582-09-8
Deklorane pluss		
Deklorane Pluss syn	Dechlorane Pluss syn	13560-89-9
Deklorane Pluss anti	Dechlorane Pluss anti	13560-89-9
Oktaklorstyren	Oktaklorstyren	29082-74-4
Per- og polyfluoralkylstoffer		
Perfluorheksan syre	PFHxA	307-24-4
Perfluorheptan syre	PFHpA	375-85-9
Perfluoroktan syre	PFOA	335-67-1
Perfluornonan syre	PFNA	375-95-1
Perfluordekan syre	PFDCa	335-76-2

Parametere	Forkortelser	CAS nummer
Perfluorundekan syre	PFUnA	2058-94-8
Perfluordodekan syre	PFDoA	307-55-1
Perfluortridekan syre	PFTriA	72629-94-8
Perfluortetradekan syre	PFTeA	376-06-7
Perfluorpentadekan syre	PFPDcA	-
Perfluorbutan sulfonat	PFBS	375-73-5
Perfluorheksan sulfonat	PFHxS	355-46-4
Parametere	Forkortelse	CAS nummer
Perfluorheptan sulfonat	PFHpS	375-92-8
Perfluoroktan sulfonat	PFOS	2795-39-3
Perfluordekan sulfonat	PFDCS	67906-42-7
4:2 fluortelomer sulfonat	4:2 FTS	-
6:2 fluortelomer sulfonat	6:2 FTS	27619-97-2
8:2 fluortelomer sulfonat	8:2 FTS	-
Perfluoroktan sulfonamid	PFOSA	754-91-6
N-etyl-fluoroktan sulfonamid	N-Et FOSA	4151-50-2
N-metyl-fluoroktan sulfonamid	N-Me FOSA	31506-32-8
N-etyl-fluoroktan sulfonamidoetanol	N-Me FOSE	24448-07-7
N-metyl-fluoroktan sulfonamidoetanol	N-Et FOSE	1691-99-2
N-metyl-fluoroktan sulfonamide etylacrylat	N-Me-FOSEA	25268-77-3
Organofosfor flammehemmere		
Tri-iso-butylfosfat	TIBP	126-71-6
Tri-n-butylfosfat	TBP	126-73-8
Tris(2-kloretyl)fosfat	TCEP	115-96-8
Tris(2-klorpropyl)fosfat	TCPP	13674-84-5
Tris(1,3-diklor-2-propyl)fosfat	TDCP	13674-87-8
Tris(butoksyetyl)fosfat	TBEP	78-51-3
Tri-fenylfosfat	TPhP	115-86-8
2-Etylheksyl-difenylfosfat	EHDPP	1241-94-7
Tetrakis(2-kloretyl)diklorisopentyldifosfat	V6	38051-10-4
Triscresylfosfat	TCrP-mix	1330-78-5
Tris-o-cresylfosfat	ToCrP	78-30-8
Tris(2-etylheksyl)fosfat	TEHP	78-42-2
Dibutylfenylfosfat	DBPhP	2525-36-1
Butyldifenylfosfat	BdPhP / DPhBP	2752-95-6
Bromerte flammehemmere		
2,4,6-Tribromanisol	TBA	607-99-8
Polybromerte difenyletere		
2,2',4,4'-Tetrabromdifenyl eter 47	BDE-47	5436-43-1
2,2',4,5'-Tetrabromdifenyl eter 49	BDE-49	40088-47-9
2,3',4,4'-Tetrabromdifenyl eter 66	BDE-66	189084-61-5
2,3',4',6-Tetrabromdifenyl eter 71	BDE-71	189084-62-6
3,3',4,4'-Tetrabromdifenyl eter 77	BDE-77	93703-48-1
2,2',3,4,4'-Pentabromdifenyl eter 85	BDE-85	182346-21-0
2,2',4,4',5-Pentabromdifenyl eter 99	BDE-99	60348-60-9
2,2',4,4',6-Pentabromdifenyl eter 100	BDE-100	189084-64-8
2,3',4,4',6-Pentabromdifenyl eter 119	BDE-119	189084-66-0
3,3',4,4',5-Pentabromdifenyl eter 126	BDE-126	366791-32-4
2,2',3,4,4',5'-Heksabromdifenyl eter 138	BDE-138	182677-30-1

Parametere	Forkortelser	CAS nummer
2,2',4,4',5,5'-Heksabromdifenyl eter 153	BDE-153	68631-49-2
2,2',4,4',5,6'-Heksabromdifenyl eter 156	BDE-156	36483-60-0
2,2',3,4,4',5',6-Heptabromdifenyl eter 183	BDE-183	207122-16-5
2,2',3,3',4,4',5,6'-Oktabromdifenyl eter 196	BDE-196	446255-38-5
2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonabromdifenyl eter 206	BDE-206	63936-56-1
Dekabromdifenyl eter 209	BDE-209	1163-19-5
<i>Heksabromsyklododekan</i>		
α -Heksabromsyklododekan	α -HBCDD	3194-55-6
β -Heksabromsyklododekan	β -HBCDD	3194-55-6
γ -Heksabromsyklododekan	γ -HBCDD	3194-55-6
<i>Alternative bromerte flammehemmere</i>		
2,4,6-Tribromfenyl allyl eter	ATE	3278-89-5
α -1,2-Dibrom-4-(1,2-dibrometyl)sykloheksan	α -TBECH	3322-93-8
β -1,2-Dibrom-4-(1,2-dibrometyl)sykloheksan	β -TBECH	3322-93-8
γ / δ -1,2-Dibrom-4-(1,2-dibrometyl)sykloheksan	γ / δ -TBECH	3322-93-8
2-Bromallyl-2,4,6-tribromfenyl eter	BATE	-
Pentabromtoluene	PBT	87-83-2
Pentabrometylbenzene	PBEB	85-22-3
2,3-dibrompropyl-2,4,6-tribromfenyl eter	DPTE	35109-60-5
2-Etylheksyl- 2,3,4,5-tetrabrombenzoate	EHTeBB	183658-27-7
1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoksi)etan	BTBPE	37853-59-1
Bis(2-etylheksyl) – tetrabromftalat	BEHTBP	26040-51-7
Decabromdifenyletan	DBDPE	84852-53-9
Heksabrombenzen	HBB	87-82-1
<i>Bromfenoler</i>		
2,4-bromfenol	DBP	615-58-7
2,4,6 tribromfenol	TBP	118-79-6
Pentabromfenol	PBP	608-71-9
Tetrabrombisfenol A	TBBPA	79-94-7
<i>Alkylfenoler</i>		
4-t-pentylfenol		80-46-6
4-n-pentylfenol		14938-35-3
4-t-oktylfenol		140-66-9
4-n-heptylfenol		1987-50-4
4-iso-nonylfenol		84852-15-3
4-n-oktylfenol		1806-26-4
4-t-oktylfenol monoetoksylat	4-t-OPEO1	-
C10-iso-fenol	C10-iso-fenol	27193-86-8
Bisfenol-A	BPA	80-05-7
<i>Sykliske Siloksaner</i>		
Octametylsyklotetrasiloksan	D4	552-67-2
Decametylsyklopentasiloksan	D5	541-02-6
Dodecametylsyklotetrasiloksan	D6	540-97-6
<i>Ftalater</i>		
Di(2-etylheksyl) ftalat	DEHP	117-81-7
Diisononyl ftalat	DINP	28553-12-0

5.1.1 Metaller

Metaller er grunnstoffer og finnes i varierende grad i jordskorpen. Noen av metallene inngår i fysiologiske prosesser og er essensielle i små doser, men kan være giftige i større doser. Krom(Cr), kobolt (Co), kobber (Cu) og sink (Zn) er blant de essensielle metallene. Også nikkel(Ni) regnes med til de metallene som har en fysiologisk betydning. Kadmium (Cd), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) er giftige og har skadevirkninger på helse og miljø selv i svært lave konsentrasjoner. Av de metallene som her er bestemt, er det Cd, Hg og Pb som bioakkumuleres. Effekten disse metallene har på mennesker og dyr er kjent og alle tre metallene regnes som miljøgifter. Tinn i form av tributyltinn (TBT), har svært toksisk effekt i marint miljø. Tidligere var antibegroingsmidler som inneholdt TBT mye brukt på båtskrog og andre marine installasjoner. Det er i dag et forbud mot bruk av dette, men fremdeles finnes TBT lagret i sedimenter, spesielt i havneområder. I den senere tid har det vært en økning i bruk av Ag i form av nanopartikler. Det finnes derfor Ag i helt andre produkter i dag enn det gjorde tidligere, noe som også bidrar til endring i utslippskilder og mønster. Ag som tas opp i organismen, kan ha svært lang oppholdstid.

5.1.2 Organotinn

Organotinn forbindelser blir brukt til impregnering av tre, i bunnstoff for båt for å hindre begroing, som antisopp middel i tekstiler og industrielle vannsystemer slik som kjøletårn og kjølesystemer, i treforedling og papirfabrikker og bryggeri. Det brukes også som stabilisatorer i PVC (polyvinylchloride) (KemI 2000). Tributyltinn oksid (TBT) er den dominerende forbindelsen i kommersielle produkter som inneholder TBT.

Organotinn forbindelser har blitt funnet i en rekke marine organismer, fra evertebrater (virvelløse dyr) til pattedyr. I fisk og marine pattedyr bioakkumulerer TBT og TFT (trifenylyltinn) i større grad i lever sammenlignet med muskel (Ciesielski et al., 2004; Hajjaj el Hassani et al., 2005). TBT forbindelser betraktes som toksiske kjemikalier som har en negativ effekt på human helse og miljøet. Det er en restriksjon til bruk av organotinnforbindelser i Norge.

5.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) kalles ofte for tjærestoffer. De forekommer naturlig i råolje og er en viktig bestanddel av kreosot, tjære og asfalt. PAHer vurderes ofte som et uønsket biprodukt som dannes ved ufullstendig forbrenning eller oppvarming av organisk materiale. De er ikke vannløselig, men løses opp meget godt i olje og fett. PAHer er giftige og kreftfremkallende.

5.1.4 Polyklorerte bifenyler

Polyklorerte bifenyler (PCB) har blitt brukt til forskjellige formål i industrien siden 1930-årene. PCB-holdige oljer ble i Norge frem til 1980 brukt som kjøle- og isolasjonsmiddel i elektrisk utstyr og som bestanddel i fugemasser, malinger, lim og smøremidler. Ny bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980.

PCB-er brytes langsomt ned i naturen og har derfor lang oppholdstid i miljøet. De har global spredning i luft, vann og sedimenter og er bl.a. funnet i høye konsentrasjoner i Arktis. PCB-er er tungt vannløselig, men meget løselig i fett og går derfor lett inn i næringskjeden hvor den lagres (akkumuleres) og oppkonsentreres (magnifiseres) i organismer også høyt oppe i næringskjeden. Selv om akutt giftvirkning på de fleste pattedyr er lav, er den høy på marine organismer. PCB-er antas å ha kroniske giftvirkninger på både vann- og landlevende organismer, selv i små konsentrasjoner. Reproduksjonsforstyrrelser er dokumentert hos sjøpattedyr, adferdsforstyrrelser, nedsatt immunforsvar og skader på arvestoffet er blant dokumenterte virkninger hos andre dyr. PCB-er brytes i dyr ned til forbindelser som har høy østrogen-aktivitet.

5.1.5 Metabolitter av polyklorerte bifenyler

Metabolitter av PCB (OH-PCB og MeSO₂-PCB) har i løpet av de siste tiårene fått oppmerksomhet på grunn av deres mulige negative påvirkning i tidlig fosterutvikling (Letcher et al., 2000). De dannes hovedsakelig fra PCB kongenerer via P450 induisert oksidasjon (Letcher et al., 2000). OH-PCB metabolitter med para- eller en meta-substituert hydroksylgruppe med tilstøtende klorid atom i orto og meta posisjon har en høy affinitet for transthyretin (TTR), et tyroksin (T4) transport protein i blodet (Lans et al., 1993). En rekke kjente OH-PCB metabolitter konkurrerer med T4 om binding til TTR (Brouwner et al., 1990, 1998; Lans et al., 1993, 1994; Purkey et al., 2004). Resultater fra et in vitro assay viste at PCB metabolitter interfererer med thyroid hormonene (TH) om binding til TTR og mettet thyroid hormon transport kapasiteten i blodet til isbjørner (*Ursus maritimus*). Dette kan forklare de lave konsentrasjonene av TH og ifølge forfatterne føre til en økt transport av OH-PCBs til fosteret da TTR forenkler transport av miljøgifter til fosteret (Gutleb et al., 2010). OH-PCB har vist seg å gi østrogene effekter i primær celler av atlantehavslaks (Braathen et al., 2009), kan forklare de karsinogene effekter av PCB (He et al., 2008) samt være en kausal faktor for hemme hjernens utvikling i fosteret (Kimura-Kuroda et al., 2007).

5.1.6 Klorparafiner

Klorparafiner (klorerte parafiner) er en teknisk blanding av polyklorerte alkaner og blir produsert for en rekke industrielle applikasjoner. På grunn av den termiske og kjemiske stabiliteten blir de bruk som flammehemmere, mykgjøringsmiddel i plast produkter, og tilsetningsstoff til smøremiddel og også som erstatning til PCBer. Tilsvarende fysisk/kjemiske egenskaper som kjente persistente organiske forbindelser (for eksempel PCB) har ført til at klorparafiner er tilnærmet allestedsnærværende i miljøet og de har et stort potensial for bioakkumulering ($\log K_{ow} = 5,1 - 9,0$). Kortkjedede klorerte parafiner (SCCP) (C₁₀-C₁₃) blir av United Nations Environmental Program (UNEP) betraktet som en persistent og giftig forbindelse. Selv om produksjonen og bruk av SCCP har blitt begrenset i Europa og Nord Amerika, har produksjonen i Kina økt eksepsjonelt. Bekymringer vedrørende giftighet og persistens til SCCP har resultert i økt produksjon av mellomkjedede klorerte parafiner (MCCP). Dette har imidlertid ført til en økt konsentrasjon av MCCP i miljøet, hvor MCCP kan ha lik eller større bioakkumulerings potensial sammenlignet med SCCP. Kortkjede klorparafiner forbudt i Norge.

5.1.7 Pesticider

Klororganiske pesticider er lite vannløselige, men veldig persistente i sediment og jord. De bioakkumuleres i fett og biomagnifiseres i næringskjeden og de er toksiske. Forbindelsene finnes globalt i miljøet på grunn av langtransport. De ble inkludert i Stockholm konvensjonen som POP på grunn av de persistente, bioakkumulative og toksiske egenskapene. Bruk av klororganiske pesticider er forbudt i Norge.

Klordaner er en blanding av flere forbindelser og var tidligere et mye brukt insektmiddel (insekticid) i store deler av verden fram til 1970-tallet. Klordaner brytes langsomt ned og har stor evne til global spredning via langtransport. Klordaner er kreftfremkallende og kan gi negative effekter på nervesystemet, lever og immunsystemet. Klordaner er forbudt i Norge.

Heksaklorbenzen (HCB) ble brukt som fungicide (mot sopp) og er globalt forbudt. HCB har karsinogen effekt på dyr og muligens også på mennesker, men det er hittil ikke påvist. HCB er akutt toksisk for akvatiske organismer og bidrar til negative langtidseffekter i akvatiske økosystemer. HCB har en halveringstid mellom 3 og 6 år og evnen til bioakkumulering er høy.

Diklor-difenyl-trikloretan (DDT) er et insekticid. DDT er en blanding av lignende forbindelser hvor hovedbestanddelen er p,p'-DDT (77 %), og i mindre grad o,p'-DDT (15 %), DDE og DDD. De to sistnevnte stoffene blir også dannet ved metabolisme av DDT. DDT er et meget potent insektmiddel, men er lite akutt toksisk for pattedyr. P,p'-DDE er mest kjent for å forårsake eggskallfortynning hos fugl, og var den viktigste årsaken til at en rekke fuglearter ble kraftig redusert i den vestlige verden etter andre verdenskrig. Hos mennesker er DDT kjent for å virke hormonforstyrrende. I Norge ble bruken av DDT stort sett forbudt fra 1970, med visse begrensede unntak fram til 1988. I enkelte deler av verden er DDT fortsatt tillatt brukt mot malariamygg, men bare innendørs.

Heksaklorosykloheksan: γ -heksaklorosykloheksan (γ -HCH, Lindan) ble tidligere brukt som pesticide og legemiddel mot lus og skabb. γ -HCH er i likhet med DDT lite akutt giftig for mennesker, men miljøkonsekvensene og kroniske effekter som lever og nyreskader, nerveskader, reproduksjonseffekter og mulig kreftfremkallende egenskaper gjør stoffet svært uønsket i miljøet. Lindan ble fram til 1992 benyttet som plantevernmiddel i Norge. α -heksaklorosykloheksan (α -HCH) og β -heksaklorosykloheksan (β -HCH) er biprodukter i produksjonen av γ -HCH, de er også mer toksiske enn γ -HCH.

Metoksyklor (*dimetoksy-DDT*) anvendes til beskyttelse av avlinger, prydbusker, som middel mot lopper hos kjæledyr, mot mygg, kakerlakker og andre insekter. Det var tiltenkt som en erstatning for DDT, men har siden blitt forbudt på grunn av dens akutte toksisitet, bioakkumulerbarhet og effekten som hormonhermer (US EPA 2004).

Andre pesticider

Trifluralin er et av de mest brukte herbicidene (mot ugress) og har vært brukt i landbruket siden 1963. Trifluralin påføres vanligvis jorden for å kontrollere ettårig gress og bredbladet ugress (US EPA 2000-2001). Trifluralin har lav vannløselighet og bindes sterkt til jord; gjennomsnittlig K_{oc} varierer fra 4000 til 13000. Etter påføring og inkorporering i jord forblir trifluralin relativt immobil med minimalt eller ikke noe potensial for kontaminering av grunnvann under eller nær behandlede områder. Trifluralin degraderer relativt hurtig i nærvær av sollys i alle typer media, dog noe avhengig av substrat. Andre nedbrytningsprosesser, slik som mikrobiologiske og kjemiske, er også viktige i jord, vann og sedimenter. Trifluralin ansees å være "moderat" persistent til "persistent" (Grover et al., 1997).

Pendimetalin (Pendimethalin, CAS 40487-42-1) er et herbicid benyttet til å kontrollere ettårig gress og visse typer bredbladet ugress. Det er registrert globalt for bruk på en rekke typer avlinger. Merkenavn kan være "Halts, Prowl, Stomp, Stealth and Pendulum". I Sverige ble pendimetalin registrert for bruk ved dyrking av løk, gulrøtter og brune bønner, men ble forbudt i 2008 (<http://en.wikipedia.org/wiki/Pendimethalin>; www.kemi.se/pesticide/register). Stoffet er ikke godkjent til bruk i Norge (mattilsynet).

5.1.8 Deklorane pluss

Deklorane pluss (DP) har vært på markedet som flammehemmer i mer enn 40 år. Den er produsert i Niagara Falls, NY, USA by OxyChem (Betts, 2006). Dette er det eneste kjente produksjonsstedet i Nord Amerika. DP betraktes som et høy produksjons volum (HPV) kjemikalie i USA siden mer enn 450 tonn (1 000 000 pund) produseres årlig. DP foreligger som to stereoisomere former: syn og anti.

DP benyttes til isolasjon av elektriske ledninger og kabler, datamaskinkoblinger og i takmaterialer av plast (Betts, 2006). Prosentandelen av DP i kommersielle polymerprodukter spenner fra 10 til 35 % (Sverko, 2008).

Tilgjengelige data indikerer at DP har lav akutt og kronisk giftighet. Det er begrenset informasjon vedrørende giftighet ovenfor akvatiske organismer. DP har vist seg å ha lav giftighet ovenfor fisk (US EPA, 2009). En høy K_{ow} indikerer et høyt bioakkumuleringspotensial. Nylige studier har vist at DP har et potensial til å bioakkumulere og biomagnifisere. I en studie hvor regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) ble foret med DP anriket mat, ble biomagnifiseringsfaktorer (BMFs) for syn- og anti-isomeren estimert til henholdsvis 5,2 og 1,9 (Tomy, 2008). Se review-publikasjonen til Sverko et al. (2011) til miljøkonsentrasjoner i forskjellige matkilder.

5.1.9 Oktaklorostyren

Oktaklorostyren (OCS) er et utilsiktet biprodukt fra flere industrielle prosesser slik som klorrelatert industri, eksempel er klorinering av alkaner/alkener. Andre kilder er metall industrien slik som aluminiumsprodusenter, magnesium og kobber smelteverk (US EPA, 2011). OCS dannes også som følge av ufullstendig forbrenning med klor til stede, slik som også observeres for polyklorerte dibensodikosiner, polyklorerte dibensofuraner og heksaklorbensen. En mulig følge av dette er ko-utslipp av OCS, polyklorerte dibensodikosiner, polyklorerte dibensofuraner og heksaklorbensen.

5.1.10 Per- og polyfluoralkylstoffer

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) representerer en stor gruppe av kjemikalier med unike egenskaper. De er hydrofobe og lipofobe samtidig og i tillegg overflateaktive. Dermed har de et bredt bruksområde, og benyttes blant annet i produksjon av teflon, til impregnering av klær, i brannslukningsmidler, skismøring og gulvvoks (Kissa, 2001). Perfluoralkyl sulfonater (PFSAer) og perfluoralkyl karboksylater (PFCAer) er veldig persistente mot degradering i miljøet og metabolisme i organismer. Noen av forbindelsene innenfor disse gruppene bioakkumuleres, er toksiske (Conder et al., 2008; Lau et al., 2007) og spres i miljøet globalt (Ahrens et al., 2010). Bruk og anvendelse av perfluoroktansulfonate (PFOS) har blitt svært begrenset i flere land og PFOS er også inkludert som en persistent organisk miljøgift (POP) i annekset B av Stockholmkonvensjonen (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, 2009). Flere andre PFASer er fortsatt i bruk.

Fluoroktansulfonamider (FOSA) og sulfonamidoetanoler (FOSE) er flyktige, ustabile og dermed ikke persistente i miljøet. De brytes ned til hovedsakelig PFOS og perfluoroktansulfonamid (PFOSA) og i mindre grad til perfluoroktankarboksylat (PFOA; Tomy et al., 2004). PFOSA brytes videre ned til hovedsakelig PFOS og i mindre grad til PFOA. Fluortelomer sulfonater (FTSer) er biprodukter til erstatningsstoffer for PFOS i brannslukningsmidler (Moe et al., 2012).

PFAS har ikke vært produsert i Norge.

5.1.11 Organofosfor flammehemmere

Den globale bruken av fosforholdige flammehemmere (OPFR) i 2001 var 186 000 tonn (Marklund et al., 2005 b). Arylfosfat er i all hovedsak brukt som flammehemmer og mykgjørere i PVC samt i polykarbonat og ABS (en ko-polymer av akrylnitrol, butadien, styren og andre plast polymerer). Arylfosfater med kort alkyl kjede brukes som flammehemmere i forskjellige hydraulikkoljer og smøremidler, mens fosfater med lange karbonkjeder, er mer egnet som mykgjørere for plast. Organofosfat brukes også som mykgjørere i maling, i papir, til overflatebehandling og som et tilsetningsstoff (additiv) i forskjellige smøreoljer, transformatoroljer og hydraulikkoljer i fly (Marklund, 2005a).

Det er kjent at organofosfater er meget giftige siden flere fosforester med lav molekylvekt har vært benyttet som kjemisk nervegass. Disse forbindelsene blokkerer enzymeret acetylkolinesterase (AChE) i nervene (ECETOC, 1998).

5.1.12 *Bromerte flammehemmere*

Bromerte flammehemmere (BFR) brukes til å redusere brennbarheten til produkter av polymere materialer. BFR har vært i kommersielt bruk i flere tiår. BFR kan fungere som additiv eller reaktiv. Additive flammehemmere kan inkorporeres i polymeren både før og i løpet av polymeriseringsprosessen. Det er imidlertid mer vanlig at de inkorporeres etterpå. De brukes spesielt i termoplast. Additive BFR er monomere molekyler som ikke er kjemisk bundet til polymeren. Over tid kan det føre til at de migrerer ut av produktet og på den måten lekker ut i miljøet. Med reaktive flammehemmere er situasjonen litt annerledes. Reaktive flammehemmere tilsettes i løpet av polymeriseringen og er kjemisk bundet til materialet i produktet. De vil da ikke frigjøres fra produktet, men rester som ikke har reagert kan være tilstede og frigjøres til miljøet. Reaktive flammehemmere er vanligvis brukt i herdeplast, særlig i polyester, epoksy harpiks og polyuretaner.

Polybromerte difenyl etere

Polybromerte difenyl-eterer (PBDE) har vært brukt i store volum. De reduserer brennbarheten til en rekke typer harpiks som er vanlig i møbler og elektriske komponenter. I løpet av de siste tiår har det vært et stort fokus på prevalensen og skjebnen til PBDE-er. De er den gruppen av additive BFR i miljøet som er studert mest. To av de tre kommersielle PBDE blandingene; pentaBDE og oktaBDE, er forbudt å bruke innenfor EU på grunn av den globale spredningen og potensielle toksisiteten assosiert med enkelte PBDE forbindelser (f.eks. BDE 47 og BDE 99) (Gauthier et al., 2009). Den tredje og minst kommersielle blandingen, dekaBDE, er fortsatt tillatt. Det er imidlertid flere land som vurderer et forbud og utfasing av denne.

Andre alternative bromerte flammehemmere

På grunn av utfasing av pentaBDE og oktaBDE forventes det at et økende antall alternative flammehemmere introduseres for å overholde forskrifter med hensyn på sikkerhet til forbruksvarer. Eksempler på mulige erstatninger er tetrabrombisfenol-A (TBBPA, se også kapittel 1.2.13 Bromfenoler), heksabromsyklododekan (HBCDD), bis(2,4,6-tribromphenoksy)ethan (BTBPE) og dekabromdifenyletan (DBDPE). Gitt at disse nye flammehemmerne har lignende egenskaper som for PBDE- blandingene (aromatisk, stor andel brominering, og lav vannløselighet) og at de fleste benyttes som additive flammehemmere, kan en for disse forvente en tilsvarende skjebne i miljøet som for PBDE. Det er rapportert funn av BTBPE og DBDPE i Sverige og Storbritannia (Kirkegaard et al., 2004; Hoh et al., 2005; Stapleton et al., 2008; Venier et al., 2008) noe som betyr at disse flammehemmerne lekker ut i miljøet. Det er foreløpig lite informasjon om hvilket potensial de har til bioakkumulering og toksisitet.

HBCDD er en blanding av isomere som hovedsakelig består av α -, β - og γ -HBCDD med en fordeling av 10-13 % α , 1-12 % β og 75 – 89 % γ isomer. Generelt dominerer γ -HBCDD i abiotiske prøver, mens α -HBCDD forekommer mest i biota.

Tribromanisol er en mikrobiell omdannet metabolitt til tribromfenol, men den forekommer også naturlig i kork.

5.1.13 *Bromfenoler*

2,4-dibromfenol (2,4-DBP) er en industriell flammehemmer (JIG, 2007) men kan også dannes naturlig i det marine miljøet (Vetter, 2005; Sim, 2009).

Flammehemmeren 2,4,6-tribromfenol (2,4,6-TBP) (JIG, 2007) har blitt funnet i fisk, sediment, vann, kloakkslam og innendørsluft (Møskeland, 2010). Grunnen til forekomsten av 2,4,6-TBP i miljøet er at den er en viktig industriell kjemikalie, men den opptrer også naturlig i visse marine organismer (Vetter, 2005; Sim, 2009).

TBBPA er den mest brukte flammehemmeren globalt. Primært brukes den som en reaktiv flammehemmer i kretskort. Alternativer til TBBPA er utviklet og benyttes til samme applikasjon. TBBPA benyttes også som en additiv flammehemmer i plast og harpiks.

5.1.14 Alkylfenoler

Gruppen av kjemikalier som omtales som “alkylfenoler” består av pentyl-, heptyl-, octyl-, nonylfenoler og p-dodecylfenol.

Kommersielt tilgjengelige produkter til alkylfenoler er etoksylater av para-oktylfenol, para-nonylfenol og para-dodecylfenol. Alkylfenoletoksylatene har i løpet av de siste 50 årene i stor grad vært brukt som ikke ioniske tensider (overflateaktive stoffer). Et typisk alkylfenoletoksylat inneholder gjennomsnittelig 7-9 etoksy enheter, men kan bestå av mellom 1-22 etoksyenheter (Crescenzi, et al. 1995; Ferguson et al., 2001).

Nonylfenol- og oktylfenoletoksylat står for rundt 80 og 20% av den totale produksjonen av alkylfenoletoksylat (APE Research Council, 1999). Biodegradering av alkylfenoletoksylater i avløpsbehandlingsanlegg eller etter utslipp til miljøet fører til en avkorting av etoksykjeden (Ahel, Hršak and Giger 1994; Crescenzi, Di Corcia and Samperi 1995; Ferguson, Iden and Brownawell 2001; Loyo-Rosales et al., 2007).

Nonylfenol er klassifisert som skadelig for helsen, farlig ved bruk og er korrosiv. Den er også klassifisert som skadelig for miljøet og er veldig giftig for akvatiske organismer (Preuss et al., 2006). Dodecylfenol klassifiseres som et PBT (persistent-bioakkumulativ-toksisk) kjemikalie.

Bisfenol A (BPA) er et industrielt viktig kjemikalie og en høy produksjons plastmykner. BPA er i stor grad og i store mengder brukt i produksjon av polykarbonat og epoksyharpiks, og som antioksidant i plastikk. BPA ble også detektert ved resirkulering av papir (Liao et al., 2013). Det har vært vist at BPA kan migrere fra produktene de er tilsatt og dermed havne i miljøet (Krishnan et al., 1993; Nerin et al., 2003).

På grunn av utstrakt bruk er BPA allestedsnærværende i miljøet tilsvarende alkylfenoler og deres korresponderende alkylfenoletoksylater (Fromme et al., 2002).

BPA detekteres ofte i både utendørs (Wenzel et al., 2004) og innendørs miljø (Ruthann et al., 2003) og det er kjent for å ha østrogen aktivitet (Krishnan et al., 1993) i tillegg til å være en betydningsfull og farlig forurensning.

5.1.15 Sykliske Siloksaner

Sykliske siloksaner er en gruppe kjemikalier som har høy termisk stabilitet og betraktes som inerte. Disse egenskapene fører til at kjemikaliene produseres i store volum og benyttes i en rekke produkter; hudpleie- og kosmetiske produkter, syntese av polymerer, vaskemidler og midler til overflatebehandling. Sykliske siloksaner er svært flyktige (Flaningam 1986) og blir stort sett sluppet ut til atmosfæren. Disse forbindelsene er også ekstremt hydrofobe (lite vannløselige) og kan ved utslipp til vandig miljø, fordele seg i sediment og biologisk vev (Kaj et al., 2005; Warner et al., 2010; Kierkegaard et al., 2011; Kierkegaard et al., 2012).

5.1.16 Ftalater

Ftalater (estere av ftalatsyre) er de mest brukte plastmyknerne. Hovedbruksområdet er som tilsetningsstoff til PVC. Hele 93 % av den totale mengden produsert i Europa går til dette formålet. Et annet bruksområde er i sminke. I løpet av de siste ti årene har det vært en merkbar endring av bruk, fra forbindelser med lav molekylvekt (hovedsaklig di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)) til ftalater med høyere molekylvekt (diisononyl ftalate (DINP)), diisodecyl ftalate (DIDP) og andre). Ftalatene med høyere molekylvekt representerer mer enn 80 % av den totale mengden produsert i Europa (ECPI, 2012).

Ftalatene DEHP og DINP har lav vannløselighet ($<1\mu\text{g/L}$) og høy log K_{ow} verdier (henholdsvis 7.73 og 8.6), hvilket viser at de har en preferanse for å fordele seg i lipidrikt vev eller binde seg til organisk karbonholdig partikulært materiale i miljøet.

Det er ting som tyder på at DEHP og DINP er potensielt karsionogene (David et al., 2003), men det er ingen entydige bevis på human karsionogen effekt (Klaunig et al., 2003; Lapinskas et al., 2005).

Enkelte studier indikerer at DEHP interagerer med det endokrine systemet, noe som kan resultere i "anti-androgen-like" og/eller østrogene effekter, slik som redusert sædkvalitet hos menn (Andrade et al., 2006; Borch et al., 2006). Men mekanisme for dette er ikke kjent. Den svenske kjemikalieinspeksjonen har identifisert DEHP som en forbindelse som er karsinogen, mutagen og reproduksjonsforstyrrende, og av den grunn en forbindelse som bør prioriteres med tanke på utfasing (www.kemi.se).

Appendiks 2

6. Materiale og metoder

6.1 Prøvetaking

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl har forgått i en lang årrekke, og finansieres av Direktoratet for naturforvaltning. Arbeidet foregår på utvalgte hekkelokaliteter for sjøfugl, og Sklinna i Nord-Trøndelag (11° 00'E, 65°11'N) og Røst i Nordland (12°00'E, 67°30'N) er to av disse. Disse stedene er også sentrale lokaliteter for innsamling av materiale til den nyopprettede Miljøprøvebanken. Det var derfor rasjonelt og naturlig å benytte personell og fasiliteter på disse lokalitetene for å skaffe det ønskede materialet. Følgende materiale ble samlet: Fra Sklinna: Ærfugl 6 egg, toppskarv 6 egg, gråmåke 6 egg. Fra Røst: Ærfugl 12 egg, toppskarv 12 egg, og gråmåke 12 egg. Eggene ble plukket av forskerne selv eller instruert personell ved forskningsstasjonene, i perioden mai-juni, alt etter leggetidspunkt for de ulike artene. Det er en fordel om de er mest mulig nylagte. Dato, art, koordinater, og kullstørrelse ble notert, samt eggets mål (lengde og bredde). Videre ble eggene lagt individuelt i merkede plastposer av polyetylen, og lagret i kjøleskap. Ved første anledning ble de fraktet til NINA i støtsikre koffertter av Pelicase-typen. Fremme ved NINA ble de igjen lagt på kjølelager i påvente av prosessering. Prosedyrene fra felt til laboratorium er beskrevet i et notat fra Miljøprøvebanken ved CIENS (Prosedyre 002: Innsamling og prøvetaking av egg).

6.2 Opparbeiding og analyser

6.2.1 Laging av blandingsprøver

Hver blandingsprøve består av tre egg fra hver av de tre sjøfuglartene ærfugl, toppskarv og gråmåke. Det ble opparbeidet seks blandingsprøver for hver art, hvorav to blandingsprøver er fra Sklinna og fire er fra Røst. Til sammen ble det 18 blandingsprøver. Uttak av egginnhold ble gjort ved NILU i Tromsø av personell fra NINA i samarbeid med NILU-personell. Utblåsing og homogenisering foregikk utendørs ved siden av Framsenteret i Tromsø den 9. oktober 2012 for å forhindre kontaminering fra siloksaner og ftalater fra inneluft. Personen som håndterte eggene hadde ikke dusjet eller brukt kosmetika samme dag, og alle egg ble håndtert med godkjente nitril-plasthansker.

Eggene ble veid og målt (lengde og bredde) før det ble boret et hull med 4-10 mm diameter ved eggets ekvator, hvor innholdet blåses ut i et begerglass ved å injisere luft med en kanyle. Egginnholdet ble klassifisert etter fosterutvikling og tilstand. Se på Tabell 4 for detaljer. Eggene ble blandet i et begerglass med hjelp av en Ultra-Turax mikser og delt opp med en skje av rustfritt stål til forskjellige prøvebeholdere til de respektive analyselaboratoriene. Blandingsprøvene AS-1 og AS-2 ble homogenisert med en stavmikser av rustfritt stål på grunn av tilstanden til eggene som hadde begynnende forsterutvikling. En del av blandingsprøvene ble også sent til Miljøprøvebanken ved CIENS. Utstyr ble vasket grundig mellom prøvene. Utstyr og prøveglass som ble brukt var fri for miljøgiftene som undersøktes, bortsett fra stavmiksern som ikke ble testet på forhand.

I tillegg til å ha kontroll over eventuell krysskontaminering under blandingsprosessen ble en blandingsprøve med tre hønsegg laget som referanse og kvalitetssikringsprøve. Hønseggprøven ble etter blandingen delt opp i to forskjellige beholdere hvorav en ble lukket umiddelbart, og den andre ble eksponert på bordet gjennom hele prosessen.

Tabell 4: Oversikt på blandingsprøver, enkelprøver og forskjellige parameter til enkelprøvene

Bland .prøve	NINA -ID	Dato innsamlet	Art	Sted	Vekt (g)	Lengde (mm)	Bredde (mm)	Tilstand
AS-1	3275	06.06.2012	Ærfugl	Sklinna	-	77.66	49.92	litt ruget
	3276	06.06.2012	Ærfugl	Sklinna	104.22	78.93	50.06	litt ruget
	3277	06.06.2012	Ærfugl	Sklinna	88.9	76.21	49.10	ferdig ruget
AS-2	3278	07.06.2012	Ærfugl	Sklinna	107.3	78.75	52.92	mye ruget
	3279	07.06.2012	Ærfugl	Sklinna	98.69	79.94	48.68	råttent
	3280	07.06.2012	Ærfugl	Sklinna	92.35	75.99	49.39	litt ruget +
AR-3	3281	16.05.2012	Ærfugl	Røst	98.45	72.00	49.78	nylagt
	3282	16.05.2012	Ærfugl	Røst	102.3	75.34	50.55	nylagt
	3283	20.05.2012	Ærfugl	Røst	105.2	77.91	50.82	litt ruget
AR-4	3284	26.05.2012	Ærfugl	Røst	130.99	83.57	53.66	litt ruget
	3285	26.05.2012	Ærfugl	Røst	100.83	78.72	49.63	nylagt men råttent
	3286	26.05.2012	Ærfugl	Røst	108.59	77.59	50.34	nylagt
AR-5	3287	20.05.2012	Ærfugl	Røst	112.93	77.46	51.82	nylagt/lite ruget
	3288	20.05.2012	Ærfugl	Røst	117.49	78.74	52.30	nylagt/lite ruget
	3289	20.05.2012	Ærfugl	Røst	115.07	82.27	50.63	nylagt/lite ruget
AR-6	3290	20.05.2012	Ærfugl	Røst	101.4	73.09	50.29	nylagt
	3291	26.05.2012	Ærfugl	Røst	110.89	74.04	52.61	nylagt
	3292	26.05.2012	Ærfugl	Røst	112.15	80.83	51.29	nylagt
TS-7	3293	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	51.93	62.97	39.62	nylagt
	3294	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	54.37	61.93	40.04	nylagt
	3295	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	49.49	64.00	37.21	nylagt
TS-8	3296	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	47.8	61.17	38.20	nylagt
	3297	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	50.1	60.89	38.93	litt ruget
	3298	05.06.2012	Toppskarv	Sklinna	50.73	62.39	38.13	nylagt
TR-9	3299	17.06.2012	Toppskarv	Røst	39.51	60.08	34.45	litt ruget
	3300	26.05.2012	Toppskarv	Røst	47.59	61.06	37.72	litt ruget/blodkar
	3301	26.05.2012	Toppskarv	Røst	45.05	60.44	37.00	litt ruget
TR-10	3302	17.06.2012	Toppskarv	Røst	41.95	58.85	36.74	litt ruget
	3303	17.06.2012	Toppskarv	Røst	53.99	66.58	39.51	litt ruget
	3304	17.06.2012	Toppskarv	Røst	46.2	59.33	38.45	litt ruget
TR-11	3305	17.06.2012	Toppskarv	Røst	52.19	64.66	39.45	litt ruget
	3306	17.06.2012	Toppskarv	Røst	55.79	63.77	40.31	litt ruget
	3307	17.06.2012	Toppskarv	Røst	54.66	62.74	40.29	litt ruget, egget sprakk
TR-12	3308	17.06.2012	Toppskarv	Røst	54.2	68.04	38.21	litt ruget
	3309	17.06.2012	Toppskarv	Røst	54.52	62.94	39.97	litt ruget
	3310	17.06.2012	Toppskarv	Røst	51.7	62.79	38.95	litt ruget
GS-13	3311	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	87.92	71.36	48.80	nylagt/litt ruget?
	3312	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	96.81	75.00	50.20	nylagt/litt ruget?
	3313	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	91.41	70.04	48.38	nylagt/litt ruget?

Bland .prøve	NINA -ID	Dato innsamlet	Art	Sted	Vekt (g)	Lengde (mm)	Bredde (mm)	Tilstand
GS-14	3314	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	84.87	67.17	48.81	nylagt, egget sprakk
	3315	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	78.5	69.09	46.41	nylagt, råttent
	3316	08.05.2012	Gråmåke	Sklinna	87.8	71.62	49.63	Nylagt, halvråttent.
GR-15	3317	20.05.2012	Gråmåke	Røst	99.73	73.07	50.32	nylagt
	3318	28.05.2012	Gråmåke	Røst	77.31	67.45	46.58	nylagt
	3319	16.05.2012	Gråmåke	Røst	88.77	69.64	48.80	nylagt
GR-16	3320	16.05.2012	Gråmåke	Røst	81.89	66.76	48.88	nylagt?, råttent
	3321	16.05.2012	Gråmåke	Røst	92.92	69.45	51.16	nylagt
	3322	16.05.2012	Gråmåke	Røst	98.03	73.03	50.29	nylagt, råttent
GR-17	3323	16.05.2012	Gråmåke	Røst	97.36	72.85	51.67	råttent
	3324	16.05.2012	Gråmåke	Røst	96.89	73.64	50.46	nylagt
	3325	03.06.2012	Gråmåke	Røst	89.01	69.20	49.11	litt ruget/råttent
GR-18	3326	16.05.2012	Gråmåke	Røst	100.91	70.23	50.93	nylagt
	3327	16.05.2012	Gråmåke	Røst	103.12	74.89	50.85	råttent
	3328	16.05.2012	Gråmåke	Røst	90.2	72.01	48.69	nylagt

6.2.2 Metaller

Til prøveopparbeidelse ble det benyttet en mikrobølgebasert oppslutningsenhet av typen UltraClave. En delmengde på ca 0,6 g av samleprøven ble tilsatt fortynt supra pure salpetersyre og ekstrahert ved høy temperatur og trykk. Etter ekstraksjon ble prøvene fortynt med ionebyttet vann. Fra hver ekstrahert prøve, ble det tatt ut to prøver til instrumentell analyse. Den ene prøven ble analysert direkte for innhold av krom kobolt, nikkel, kobber, sink, arsen, sølv, kadmium, tinn og bly. Den andre delprøven ble tilsatt supra pure saltsyre og analysert for innhold av kvikksølv. Prosedyren som ble fulgt er en "in-house" oppslutningsmetode som er beskrevet i NILU-U-117.

Konsentrasjonen av de ulike metallene i prøvene ble bestemt ved bruk av induktivt koplet plasma masse spektrometer (ICP-MS). Indium ble benyttet som internstandard for alle blanke, standarder og prøver. Prosedyrene som ble fulgt er "in-house" metoder og er beskrevet i NILU-U-100 og NILU-U-111.

6.2.3 Organotinn

En frysetørket prøve ble ekstrahert med en blanding av 50 % bromsyre (HBr) og diklormetan. Ekstraktet ble dampet inn til tørrhet før etylering ved bruk av natriumtetraetylborat som reagent. Til slutt ble prøven rensert opp på en alumina kolonne før analyse på GC-MS/MS med EI ionisering.

6.2.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Prøvematerial ble blandet og tørket med natriumsulfat, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og PAH ble ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned og opprenset ved kolonnekromatografi på silika. PAH ble etter tilsetning av gjenvinningsstandarder analysert ved GC-MS i EI modus.

6.2.5 Polyklorerte bifenyler

Prøvematerial ble blandet, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og tørket med natriumsulfat og PCB ble ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned, deretter syre behandlet for fjerning av matriks

og videre opprenset ved kolonnekromatografi på silika. PCB ble etter tilsetning av gjenvinningsstandarden analysert ved GC-HRMS i EI modus.

6.2.6 Metabolitter til polyklorerte bifenyler

Prøvematerial ble blandet og tørket med natriumsulfat, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og metabolitter ekstrahertes ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned og lipider fjernet via GPC. Det neddampede ekstraktet ble fraksjonert på en florisil kolonne. Fraksjon 2 som inneholdt MeSO₂-CB komponenter ble etter neddamping av løsemiddel videre opprenset på en sur silika kolonne. Fraksjon 3 som inneholdt OH-PCB komponenter ble etter neddamping av løsemiddel derivatisert og renset opp på en sur silika kolonne. MeSO₂-CB og OH-CB ble etter tilsetning av gjenvinningsstandarden analysert ved GC-MS i CI modus.

6.2.7 Klorparafiner

Prøvematerial ble blandet og tørket med natriumsulfat, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og klorparafiner ble ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned, deretter syre behandlet for fjerning av matriks og videre opprenset ved kolonnekromatografi på silika. Klorparafiner ble etter tilsetning av gjenvinningsstandarden analysert ved GC-HRMS i EI modus.

6.2.8 Pesticider

Klororganiske pesticider

Prøvematerial ble blandet og tørket med natriumsulfat, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og klororganiske pesticider ble ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned, deretter syre behandlet for fjerning av matriks og videre opprenset ved kolonnekromatografi på silika. Organoklorine pesticider ble etter tilsetning av gjenvinningsstandarden analysert ved GC-HRMS i CI modus.

Metoksyklor

For opparbeiding og opprensing; se metoden for organofosfater. PSA fraksjonen for bestemmelse av OPE ble refraksjonert på en silikakolonne. Den upolare fraksjonen eluert med heksan:MTBE (9:1) inneholdt metoksyklor. Analysen ble utført på en GC-MS/MS med EI ionisering.

Andre pesticider

Trifluralin

For opparbeiding og opprensing; se metoden for organofosfater. Trifluralin eluerer ut i fraksjon 1 på PSA kolonnen. Analysen ble utført på en GC-MS/MS med EI ionisering.

Pendametalin

En slurry av frysetørket prøve i vann og acetonitril ble tilsatt intern standard. Etter risting ble magnesiumsulfat og natriumklorid tilsatt før videre risting. Etter sentrifugering ble den organiske fasen overført til en beholder med magnesiumsulfat og ristet ennå en gang. Etter sentrifugering ble den organiske fasen oppkonsentrert før analyse på LC-MS/MS.

6.2.9 Dechlorane pluss og oktaklorostyren

Se trifluralin metoden. PSA fraksjonen for trifluralin bestemmelse ble videre renset opp ved bruk av konsentrert svovelsyre. Ekstraktet ble benyttet til DP og OCS analyse på GC-MS med NCI ionisering.

6.2.10 *Per- og polyfluoralkylstoffer*

Isotopmerkete internstandarder ble tilsatt prøven. Ioniske PFAS og PFOSA ble ekstrahert med metanol og flyktige PFAS ble ekstrahert med etylacetat, både i ultralydbadet. Etter sentrifugering ble ekstraktene overført til nye reagensrør og neddampet. En alikvot av ekstraktene ble opprenset med aktiv kull og etter sentrifugering ble en alikvot overført til et glass før gjenvinningsstandarden ble tilsatt. Ekstraktene ble analysert på UHPLC-MS/MS i ESI negative modus til ioniske PFAS og PFOSA og på GC-MS i PCI og NCI modus til flyktige PFAS. Til PFPeDA og N-Me FOSEA er ingen standardsubstanser kommersielt tilgjengelig slik at en vanlig kvantitativ analyse ikke var mulig. Det ble gjennomført en semi-kvantitativ analyse av PFPeDA ved hjelp av sammenligning med PFTeA (C14 PFCA) og PFHxDA (C16 PFCA) standarder. N-Me FOSEA ble kun kvalitativ undersøkt.

6.2.11 *Organofosfor flammehemmere*

En frysetørket prøve ble tilsatt internstandard før ekstraksjon med MTBE (metyltertbutyleter). Hovedandelen av lipider ble fjernet ved partisjons ekstraksjon mellom heksan og acetonitril. Etter oppkonsentrering ble prøven fraksjonert i tre deler ved bruk av SPE (fastfase ekstraksjonskolonne) med etylenediamin-N-propyl fase (PSA). Fraksjon 1 eluert med heksan inneholdt følgende forbindelser: DP, OCS og trifluralin. Fraksjon 2 eluert med MTBE inneholdt organiske fosfater. Fraksjon 3 eluert med MTBE og metanol inneholdt organisk fosfatester V6. GC-MS/MS med EI ionisering ble brukt for kvantifisering av alle organiske fosfat estere med unntak av V6. For V6 ble en kortere GC kolonne benyttet og detektoren var en NP-detektor.

6.2.12 *Bromerte flammehemmere*

Prøvematerial ble blandet og tørket med natriumsulfat, isotopmerkete internstandarder ble tilsatt og organoklorine pesticider ble ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned, deretter syre behandlet for fjerning av matriks og videre opprenset ved kolonnekromatografi på silika. Gjenvinningsstandardene ble tilsatt. PBDE og alternative bromerte flammehemmere ble analysert ved GC-HRMS i EI modus. HBCD ble analysert ved UHPLC-MS/MS i ESI negativ modus.

6.2.13 *Alkylfenoler og bromfenoler*

Prøven ble blandet med acetonitril, maursyre og internstandard. Etter grundig blanding, ble natrium-sulfat og natrium-klorid tilsatt før videre homogenisering. Etter sentrifugering ble den organiske fasen overført til et nytt rør og løsemidlet dampet inn. Triglyseridene og fettsyrene i ekstraktet ble transesterifisert til metylestere (FAME) ved hjelp av BF₃/metanol. Ekstraktet ble tilbake ekstrahert for å separere syrene (fenoliske forbindelsene) og de nøytrale forbindelsene (FAME og andre lipider). Fenolene ble deretter derivatisert til de korresponderende acetatene. Separasjon og kvantifisering ble gjennomført i to omganger. I den første analysen ble GC-MS/MS med EI ionisering brukt for bestemmelse av alkylfenoler. For kvantifisering av bromfenoler ble GC-MS/MS i SIR-NCI benyttet.

6.2.14 *Sykliske Siloksaner*

Alle prøver ble opparbeidet på renrom ved NILU. Prøven ble tilsatt interstandard og ekstrahert med heksan under risting. En aliquote av heksan ekstraktet ble tilsatt gjenvinningsstandard før analyse på GC-MS med EI ionisering (Warner, Evenset et al. 2010; Warner, Kozerski et al. 2012).

6.2.15 *Ftalater*

Prøven ble tilsatt internstandard, blandet med ACN (acetonitril) og ristet i 10 min. Deretter ble natrium sulfat og natrium-klorid tilsatt før prøven igjen ble ristet. Etter sentrifugering ble ACN ekstraktet blandet med vann og ekstrahert med heksan/MTBE. Den organiske fasen ble tørket

med natrium-sulfat, oppkonsentert, løsemiddelskift til heksan etterfulgt av en opprensing på PSA-kolonne. Ftalatene i prøven ble kvantifisert ved bruk av GC-MS/MS med EI ionisering.

6.2.16 Støtteparametere

Fettprosent i eggene

Prøvematerialet ble blandet og tørket med natriumsulfat og ekstrahert ved kald-kolonne-kromatografi med en organisk løsemiddelblanding. Ekstraktet ble dampet ned til tørrhet og lipidinnholdet ble bestemt gravimetrisk.

Stabile isotoper

Prøvene ble pyrolysert med O₂ og Cr₂O₃ ved 1700 °C i en element analysator. Reduksjon av NO_x til N₂ ble gjennomført i en Cu ovn ved 650 °C. H₂O ble fjernet ved bruk av en kjemisk felle med Mg(ClO₄)₂, før separasjon av N₂ og CO₂ på en GC-kolonne. C/N ratio ble kvantifisert basert på TCD resultater fra GC analyser. N₂ og CO₂ ble direkte online injisert på isotop ratio masse spektrometer for bestemmelse av δ¹⁵N og δ¹³C.

6.2.17 QA/QC

Laging av blandingsprøver, homogenisering, prøveopparbeidelse og instrumentell analyse
Kontrollprøven ”eksponert hønseegg” inneholdt lave konsentrasjoner av 4-iso-nonylfenol som indikerer kontaminering fra luft. Tiden til eksponering av ”eksponert hønseegg” var likt som tiden til laging av alle 18 blandingsprøver, dermed er den relevante kontrollprøven den ”ikke eksponerte” prøven. Det ble ikke funnet noe høyere konsentrasjoner i ”eksponert hønseegg” spesielt til PAH, alkylfenol, ftalat og siloksan analysen.

Kontroll prøver ble inkludert til å måle bakgrunn nivåer til miljøgifter. I denne studien ble tre forskjellige blind prøver brukt: a) analytiske blindprøver er prøver uten matriks og inkluderer alle kjemikalier og løsemidler som ble brukt til opparbeidelsene, b) kommersiell høns egg behandlet som en vannlig eggprøve, og c) ”eksponert hønseegg” var en aliquot av den kommersielle hønseggprøven som ble eksponert mens den hele prosessen av lagning av blandingsprøvene med hensyn på monitorere kontaminering fra luft.

Resultatene til blind prøvene viste at a) det var ingen signifikant forskjell mellom de analytiske blind prøvene og matriks blind, b) de analytiske og matriks blind prøvene var lav og dessuten også for ftalater, OPFR, AP-er, PAH-er og siloksaner, and c) mulig luft kontaminering ble kun detektert til 4-iso-nonyl fenol. 4-iso-nonyl fenol ble detektert i ”eksponert hønseegg” og konsentrasjonen var veldig lav, derfor ble konkludert at kontamineringen av prøvene (kort eksponerings tid) må være lav.

Bruk av stavmiksern til laging av blandingsprøver

Stavmiksern som ble brukt til homogenisering av AS1 og AS2 prøvene ble kontrollert og testet i etterkant på ftalater, alkylfenoler og bisfenol A, siden en kontaminering av disse forbindelsene ikke kunne utelukkes.

Følgende prosedyre ble brukt til testing av stavmiksern: stavmiksern ble satt i en heksan/metyl-tert-butyl-eter blanding og slått på i ett minutt. Løsemiddel oppkonsentrertes og analysertes ved GC-MS/MS.

I denne analysen ble påvist store mengder av DEHP, noe som kan forklare DEHP funnene i prøvene AS1 og AS2. Ingen andre ftalater ble påvist i stavmiksern. Videre ble det også påvist store mengder av 4-iso-nonylfenol i stavmiksererekstraktet. 4-iso-nonylfenol ble påvist i AS1 prøven, men også i mindre mengder i AS2. Mindre mengder av 4-tert-oktylfenol og bisfenol A ble også påvist i stavmiksererekstraktet. 4-tert-oktylfenol ble påvist i AS1 prøven, men ikke i AS2; bisfenol A ble ikke påvist i de to prøvene. Løsemiddel er mye mindre viskøs og har adskillig høyere affinitet til de stoffene enn en biologisk prøve. Dette er dermed et «worst case» scenario og de målte konsentrasjonene rapporteres ikke for prøvene AS1 og AS2. Hvis konsentrasjonene <LOD ble påvist i prøven, vil <LOD bli rapportert.

Det finns en antydning at stavmiksern inneholder noen av OPFR-er. Det ble beregnet korrelasjonen (R^2) mellom de ulike OPFR-ene i prøver (se tabellen som følger). I kolonnen til venstre er det angitt forskjellige korrelasjonskoeffisienter til ulike par av OPFR-ene, mens i kolonnen til høyre er koeffisientene ganske like. Det tyder på en kontaminering av disse OPFR-er i prøvene AS1 og AS2.

	Uten AS1 og AS2	Alle prøver
OPFR-er	R^2	R^2
TIBP/TBP	0.60	0.85
TCPP/TCEP	0.53	0.96
TBP/TCEP	0.10	0.85
TBP/TCPP	0.32	0.89

Det ble valgt at de målte konsentrasjonene ikke rapporteres for prøvene AS1 og AS2. Hvis konsentrasjoner mindre enn LOD ble påvist i prøven, vil <LOD bli rapportert.

Det legges stor vekt på faktumet at stavmikseren var ikke forurenset, men inneholder en O-ring som en nødvendig bestanddel. O-ringer som brukes også i stavmikserer inneholder en del kjemikalier som skal garantere mykhet og elastisitet i materialet. Noen av kjemikaliene som brukes var blant prosjektets stoffer til analyse. Dette er en stadig stor utfordring for analyser av stoffer som er i daglig bruk og forklarer hvorfor en detaljert planlegging av prosjektet er så kritisk.

Supplerende informasjon angående alkylfenoler

Ved insamling av prøvematerial på Sklinna ble det brukt en Penol 777 fine-line permanent tusj til merking av eggene. Vi kan ikke utelukke at dette kan gi kontaminering med alkylfenoler på grunn av bruk av tusj og eventuelle uregelmessigheter og sprekker på eggoverflaten. Produsent til Penol 777 fine-line permanent tusj ble kontaktet direkte siden det ikke er angitt en fullstendig innholdsliste i produktregisteret.

Innholdsliste anført på sikkerhets data bladet:

3. SAMMENSÆTNING/OPLYSNING OM INNHOLDSTOFFER						
CAS-nr	EF-nr	Reg.nr	NAVN	KLASSIFISERING*	Note**	w/w %
4197-25-5	224-087-1	NA	C.I. Solvent black 3	Xn;R22		1-5
57206-83-4	260-617-8	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 4	N;R51/53		1-5
64611-73-0	264-966-7	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 3	N;R51/53		1-5
57206-81-2	260-616-2	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 2	N;R51/53		1-5
59307-49-2	261-691-4	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 1	N;R51/53		1-5
61791-14-8	500-152-2	NA	Amines, coco alkyl, ethoxylated	Xi;R43		<1
5601-29-6	227-022-5	NA	Valifast Yellow 4120 - A	Xi;R43		<1
78-93-3	201-159-0	NA	2-butanone	F;R11 Xi;R36 R66 R67	S	5-15
100-51-6	202-859-9	NA	benzylalkohol	XN;R20/22		5-15
71-23-8	200-746-9	NA	propan-1-ol	F;R11 Xi;R41 R67	S	1-5
107-98-2	203-539-1	NA	1-methoxypropan-2-ol	R10	S	40-60
67-83-0	200-661-7	NA	Propan-2-ol	F;R11 Xi;R36 R67	S	1-5
64-17-5	200-578-6	NA	Ethanol	F;R11	S	15-25

(*) Den fulde ordlyd af R-sætningerne findes i punkt 16. Arbejdshygiejniske grænseværdier er nævnt i punkt 8, såfremt de er tilgængelige.
 (***) Forklaring: S = Organisk opløsningsmiddel.

Produktmanageren til Penol 777 fine line permanent tusjen var villig å finne ut om det er alkylfenoler eller/og alkylfenoletoksilater med i produktet. Penol AS kom med opplysning at noen av harpiks (resin) til tusj av Penol 777 permanent liner inneholder 4-tert-oktylphenol (CAS No. 140-66-9). Konsentrasjonene er beregnet basert på den aktuelle formelen i produktsammensetningen til tusjene men representerer ikke nødvendigvis konsentrasjonen som er til stede i produktet selv.

Farge av tusj	Prosentuell andel av 4-t-oktylphenol
Svart	0,03%
Rød	0%
Blå	0%
Grønn	0,04%

Basert på opplysninger fra Penol AS kan vi trekke følgende konklusjoner:

NINA ID	Farge til tusj	NILU-ID	Kontamineringsfare med 4-t-oktylfenol
3275	rød + blå	AS-1	nei
3276	rød	AS-1	nei
3277	rød	AS-1	nei
3278	rød	AS-2	nei
3279	svart	AS-2	muligens
3280	svart	AS-2	muligens
3293	rød	TS7	nei
3294	svart	TS7	muligens
3295	rød	TS7	nei
3296	rød	TS8	nei
3297	rød	TS8	nei
3298	rød	TS8	nei
3311	svart	GS13	muligens
3312	svart	GS13	muligens
3313	svart	GS13	muligens
3314	svart	GS14	muligens
3315	svart	GS14	muligens
3316	svart	GS14	muligens

To egg av den AS2 blandingsprøven, en egg av TS7 og alle 3 egger av GS 14 blandingsprøven ble merket med tusjen i svart farge som er oppgitt å inneholde 0,03% av 4-t-oktylfenol i produktformelen til harpiks men forbindelsen ble ikke påvist over deteksjonslimiten i disse blandingsprøver. Dette indikerer at det ikke ha skjedd noen kontaminering ved merking av disse eggene ved bruk av den svarte Penol 777 tusjen. Alle tre egg til GS13 blandingsprøven ble merket med den svarte tusjen som er oppgitt å inneholde 0,03% av 4-t-oktylfenol i produktformelen til harpiks. I samme blandingsprøven ble en konsentrasjon av 7,5 ng/g til 4-t-oktylfenol målt. På grunn av usikkerheten på kontaminering av eggene ved merking med tusjen mens innsamling er det valgt å ikke rapportere noe resultater hvis det ble målt konsentrasjoner høyere enn deteksjonslimiten.

Kontaminering av andre egg mens transport og oppbevaring er ikke sannsynlig siden hvert individuelle egg ble satt i individuelle plastposer og en påført forurensing under den perioden kan dermed utelukkes. Disse stoffene kan ikke ha diffundert gjennom eggskallene til de andre eggene og bidratt til at enkelte stoffer påvises i generelt høye nivåer. En kontaminering ved eggskallrester i blandingsprøvene kan utelukkes siden det ble tatt hensyn på at ikke eggskallrester var med i blandingsprøven. Det er ingen forskjell mellom eggprøvene som har vært påskrevet med tusj sammenlignet med eggprøvene som kun har hatt påskrift med blyant, bortsatt fra en gråmåke blandingsprøve (GS13) som viste høyere konsentrasjoner til noen av alkylfenolene. Likevel ble det også påvist noen alkylfenoler i egg fra Røst. Egg fra Røst ble kun merket med blyant. Dette kan tyde på maternal transfer fra morfuglen til avkommet.

Følgende resultater er riktig etter analysene av stavmiksern og tusjen, korrigerte konsentrasjoner er framvist i fet blå skrift:

Prøve ID	AS 1	AS 2	TS 7	TS 8	GS 13	GS 14
Art	Aerfugl		Toppskarv		Gråmåke	
Sted	Sklinna					
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2364	12/2365	12/2370	12/2371
IVL ID	1723	1724	1729	1730	1735	1736
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-013	2012-270-014
BPA	<1	<1	<1	<1	250	1
4-t-pent-ylfenol	1.4	<0.2	<0.2	<0.2	2.5	<0.2
4-n-pent-ylfenol	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-t-okty-lfenol	-	<0.1	<0.1	<0.1	-	<0.1
4-n-hept-ylfenol	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-iso-non-ylfenol	-	-	<4	<4	8300	7.4
4-n-oktyl-fenol	0.25	<0.2	<0.2	<0.2	0.57	<0.2
4-t-OPEO1	0.67	<0.2	<0.2	<0.2	0.86	<0.2
C10-iso-fenol	<80	<80	<80	<80	<80	<80
DEHP	-	-	<3	7.7	6.9	7.2
DINP	<20	<20	<20	<20	<20	<20
TIBP	-	-	0.2	0.2	0.3	0.3
TBP	-	-	3	3	4	4
TCEP	-	-	13	15	39	29
TCCP	-	-	23	20	28	27
Σ OPFR	20	2	68.8	60.5	110	97.1
Σ Alkylfenoler	2.67	<LOD	< LOD	< LOD	8554	8.21
Σ Ftalater	<LOD	<LOD	< LOD	< LOD	6.90	7.15



Udarbejdet på baggrund af EU forordningen 1907/2006

SIKKERHEDSDATABLAD

1. IDENTIFIKATION AF STOFFET/MATERIALET OG SELSKABET/VIKRSOMHEDEN					
Produktnavn:	Penol 777 Sort	Produkt nr.:	-	PR-nr.:	Ikke anmeldeligt
Artikeldatablad:	Dette sikkerhedsdatablad er udarbejdet med henblik på den brug og anvendelse, som man må påregne et skriveredskab.				
Anvendelse:	Farve til anvendelse i skriveredskaber				
SDS udarbejdet den:	31-08-10	SDS Version:	1.0		
Kontaktperson:	Morten Kellberg	Email-adresse:	admin@penol.dk		
Firmanavn og adresse:	Penol A/S Carolinevej 2E 2900 Hellerup Danmark Tlf. +45 3915 7900 fax +45 3915 7909	Tlf. nr. i nødstilfælde:	Kontakt Giftlinien på tlf.nr.: 82 12 12 12 (åbent 24 timer i døgnet) Se punkt 4 om førstehjælp.		

2. FAREIDENTIFIKATION	
Faresymbol:	-
Farebetegnelse:	Produktet er ikke kategoriseret i en fareklasse.
Risiko mv:	Brandfarlig. Skadelig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.
Yderligere information:	Produktet indeholder organisk opløsningsmiddel. Gentagen eksponering af organiske opløsningsmidler kan give skader på nervesystemet og indre organer som fx lever, nyrer. Indeholder (Valifast Yellow 4120 - A, Amines, coco alkyl, ethoxylated,) kan udløse allergisk reaktion.

3. SAMMENSÆTNING/OPLYSNING OM INDHOLDSSTOFFER						
CAS-nr	EF-nr	Reg.nr	NAVN	KLASSIFICERING*	Note**	w/w %
4197-25-5	224-087-1	NA	C.I. Solvent black 3	Xn;R22		1-5
57206-83-4	260-817-8	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 4	N;R51/53		1-5
64611-73-0	264-988-7	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 3	N;R51/53		1-5
57206-81-2	260-816-2	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 2	N;R51/53		1-5
59307-49-2	261-891-4	NA	Black monoazo 1:2 chrome complex 1	N;R51/53		1-5
61791-14-8	500-152-2	NA	Amines, coco alkyl, ethoxylated	Xi;R43		<1
5601-29-8	227-022-5	NA	Valifast Yellow 4120 - A	Xi;R43		<1
78-93-3	201-159-0	NA	2-butanone	F;R11 Xi;R36 R68 R67	S	5-15
100-51-6	202-859-9	NA	benzylalkohol	XN;R20/22		5-15
71-23-8	200-746-9	NA	propan-1-ol	F;R11 Xi;R41 R67	S	1-5
107-98-2	203-539-1	NA	1-methoxypropan-2-ol	R10	S	40-80
67-63-0	200-961-7	NA	Propan-2-ol	F;R11 Xi;R36 R67	S	1-5
64-17-5	200-578-8	NA	Ethanol	F;R11	S	15-25

(*) Den fulde ordlyd af R-sætningerne findes i punkt 16. Arbejdshygiejniske grænseværdier er nævnt i punkt 8, såfremt de er tilgængelige.
 (**) Forklaring: S = Organisk opløsningsmiddel.

4. FØRSTEHJÆLPSFORANSTALTINGER	
Generelt:	Ved vedvarende symptomer eller ved tvivl om den tilskadedkomnes tilstand skal der søges lægehjælp. Giv aldrig en bevidstløs person vand eller lignende. Ved uheld: Kontakt læge eller skadestue - medbring etiketten eller dette sikkerhedsdatablad. Lægen kan rette henvendelse til Arbejds- og miljømedicinsk klinik, Bispebjerg Hospital, tlf. 35 31 60 60.
Indånding:	Ingen særlige forholdsregler.
Hudkontakt:	Ingen særlige forholdsregler.
Øjenkontakt:	Fjern evt. kontaktlinser. Skyl straks øjnene med rigelige mængder vand (20-30 °C) indtil irritationen ophører og mindst i 15 minutter. Sørg for at skylle under øvre og nedre øjenlåg. Ved fortsat irritation skal der søges lægehjælp.
Indtagelse:	Ikke anvendelig.



Udarbejdet på baggrund af EU forordningen 1907/2006

Forbrænding:	Skyl med rigelige mængder vand indtil smerten ophører og fortsæt derefter i 30 min.
Oplysning til lægen:	Medbring dette sikkerhedsdatablad.

5. BRANDBEKÆMPELSE

Brand vil udvikle tæt sort røg. Udsættelse for nedbrydningsprodukter kan udgøre en sundhedsfare. Brandfolk bør anvende egnet beskyttelsesudstyr. Lukkede beholdere, der udsættes for ild, afkøles med vand. Lad ikke vand fra brandslukning løbe ud i kloakker og vandløb.

Brandbekæmpelses-middel	Anbefalet: alkoholbestandigt skum, kulsyre, pulvere, vandtåge. Vandstråle bør ikke anvendes, da det kan sprede branden.
Farlige nedbrydnings-produkter	Carbonoxider.
Værnemidler til brandmandskab	Normal indsatsbeklædning og fuld åndedrætsbeskyttelse. Ved direkte kontakt med kemikaliet kan indsatsleder kontakte kemikalieberedskabsvagten på telefon 45 90 60 00 (åbent 24 timer i døgnet), med henblik på yderligere rådgivning.

6. FORHOLDSREGLER OVERFOR UDSLIP VED UHELD

Sikkerhed for personer/materiel:	Se afsnittet om "Eksponeringskontrol/personlige værnemidler" for beskyttelsesforanstaltninger.
Sikkerhed for miljøet:	Håndter altid materiale som beskrevet i den medfølgende vejledning. Kontakt de lokale miljømyndigheder ved udslip til omgivelserne. Udslip begrænses, opsamles og bortskaffes efter reglerne om farligt affald. Rengøring foretages for så vidt muligt med rengøringsmidler. Opløsningsmidler bør undgås. Se afsnittet "Forhold vedrørende bortskaffelse" om håndtering af affald.
Opsamling af spild:	Brug sand, kiselgur, savsmuld eller universalbindemiddel til opsamling af væsker.

7. HÅNDBLING OG OPBEVARING

Håndtering:	Se afsnittet "Eksponeringskontrol/personlige værnemidler" for oplysning om personlig beskyttelse.
Lagertemperatur:	Stuetemperatur, 18 til 23°C
Opbevaring:	
Brandklasse:	

8. EKSPONERINGSKONTROL/PERSONLIGE VÆRNEMIDLER

Generelle forholdsregler:	Undgå at produktet kontaminerer mad og drikkevarer.					
Eksponeringsscenerier:	Såfremt der findes et bilag til dette sikkerhedsdatablad, skal de her i angivne eksponerings-scenerier efterkommes.					
Eksponerings-grænse:	Erhvervsmæssige brugere er omfattet af arbejdsmiljølovgivningens regler om maksimumkoncentrationer for eksponering. Se arbejds-hygieniske grænseværdier nedenfor.					
Eksponerings-kontrol:	Overholdelse af de angivne grænseværdier bør kontrolleres regelmæssigt. Se evt. At-vejledning D.7.1, Maj 2001					
Tekniske tiltag:	Sørg for at opretholde en almindelig luftgennemstrømning i arbejdslokalet.					
Hygieniske foranstaltninger:	Ingen særlige tiltag.					
Grænseværdier:	Navn	GV mg/m ³	GV ppm	Anm	År	Kilde
E = Europæisk GV H = Hud	2-butanone	145	50	EH	(1994)	AT
	propan-1-ol	500	200	H	(<1994)	AT
	1-methoxypropan-2-ol	185	50	E	(1994)	AT
	Propan-2-ol	490	200		(2005)	AT
	Ethanol	1900	1000		(<1994)	AT
Personligt værneudstyr:						
Generelt:	Ingen særlige tiltag.					
Luftvejene:	Ingen særlige krav.					
Hud og krop:	Ingen særlige krav.					
Hænder:	Ingen særlige krav.					
Øjne:	Ingen særlige krav.					



Udarbejdet på baggrund af EU forordningen 1907/2006

Foranstaltninger til begrænsning af eksponering af miljøet:	Bortskaf produktet i henhold til anvisningerne i punkt 13.
--	--

9. FYSISK-KEMISKE EGENSKABER:				
Fysisk tilstand:	Farve:	Lugt:	pH:	Massefylde, g/cm ³ :
Flydende	Sort	Alkohol-lugt		0,9
Viskositet:				
Tilstandsændring og dampe				
Smeltepunkt (°C):	Kogepunkt (°C):	Damptryk (mm Hg):		
-	120	-		
Data for brand- og eksplosionsfare				
Flammepunkt (°C):	Antændelighed (°C):	Selvantændelighed (°C):		
25	270	-		
Eksplosions grænser (Vol %):	Oxiderende egenskaber			
-	-			
Opløselighed				
Opløselighed i vand	Opløselighed i fedt	n-octanol/vand koefficient		
Uopløselig	-	-		

10. STABILITET OG REAKTIVITET	
Stabilitet:	Produktet er stabilt under de betingelser, som er angivet i afsnittet "Håndtering og opbevaring".
Tilstande/materialer der skal undgås:	Stærke syrer, stærke baser, stærke oxidationsmidler og stærke reduktionsmidler
Farlige nedbrydningsprodukter:	Hvis produktet udsættes for høje temperaturer, fx i tilfælde af brand, kan der dannes farlige nedbrydningsprodukter. Disse er: Carbonoxider.

11. TOKSIKOLOGISKE OPLYSNINGER					
Akut toksicitet:	Substans	Art	Test	Optagelse	Resultat
	Ingen data tilgængelige				
Langtidsvirkninger:	Sensibiliserende virkninger: Produktet indeholder stoffer som kan give allergisk reaktion ved hudkontakt. Allergireaktionen indtræffer typisk 12-72 timer efter udsættelse for allergenet og sker ved, at allergenet trænger ind i huden og reagerer med proteiner i det øverste hudlag. Kroppens immunsystem opfatter det kemisk ændrede protein som fremmedlegeme og vil forsøge at nedbryde det.				
	Neurotoxiske virkninger: Produktet indeholder opløsningsmiddel, som kan have effekt på nervesystemet. Symptomer på neurotoxicitet kan være; appetittab, hovedpine, svimmelhed, susen for ørene, prikkende følelser i huden, kuldsår, kramper, koncentrationsbesvær, træthed mv. Gentagen eksponering for opløsningsmidler kan resultere i, at hudens naturlige fedtlag nedbrydes. Huden vil derefter være mere udsat for optag af skadelige stoffer som fx allergener.				

12. MILJØOPLYSNINGER					
Persistens:	Substans	Nedbrydelig i vandmiljøet	Test	Resultat	
	Ingen data tilgængelige				
Bioakkumulations-potentiale:	Substans	Potentiel bioakkumulerbar	Test		
	Ingen data tilgængelige		LogPow	BCF	
Økotoksicitet:	Substans	Art	Test	Periode	Resultat
	Ingen data tilgængelige				



Udarbejdet på baggrund af EU forordningen 1907/2006

Negative virkninger:	Produktet indeholder stoffer som kan give uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet pga. deres ringe nedbrydelighed.
-----------------------------	--

13. FORHOLD VEDRØRENDE BORTSKAFFELSE			
Affald bortskaffes i henhold til kommunale affaldsregulativer			
Affald:	EAK-kode	Kemikalieaffaldsgruppe	Affaldsfraktion
	080111	CH	
Særlig mærkning:	Ingen særlige krav.		
Forurenet emballage:	Emballager, med restindhold af produktet, bortskaffes efter samme betingelser som produktet.		

14. TRANSPORTOPLYSNINGER						
Ikke farligt gods i henhold til ADR og IMDG.						
ADR/RID	UN-nr.	Korrekt forsendelsesnavn	Klasse	Emballage gruppe	Bemærkninger	
IMDG	UN-no.	Proper Shipping Name	Class	PG*	EmS	MP
						Hazardous constituent
* Packing group						

15. OPLYSNINGER OM LOVMÆSSIG REGULERING			
Klassifikation og mærkning i overensstemmelse med Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 329/2002			
Produktnavn:	Penol 777 Sort		
Klassificering:	Produktet er ikke kategoriseret i en fareklasse.		
Symbol(er):	-		
Indeholder:			
R-sætninger (risiko):	R10 - Brandfarlig. R52/53 - Skadelig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.		
S-sætninger (sikkerhed):	S29 - Må ikke tømmes i kloak afløb S26 - Kommer stoffet i øjnene, skylles straks grundigt med vand og læge kontaktes S23 - Undgå indånding af gas/ røg/ dampe/ aerosoltåger S9 - Emballagen skal opbevares på et godt ventileret sted		
Yderligere advarsler:	Indeholder (Valifast Yellow 4120 - A, Amines, coco alkyl, ethoxylated,) kan udløse allergisk reaktion.		
Anvendelsesbegrænsninger:	Produktet må ikke anvendes erhvervsmæssigt af unge under 18 år. Se Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 239 af 6. april 2005 om unges arbejde for evt. undtagelser.		
Krav om særlig uddannelse:	Ingen særlige krav.		
Kodenr.:	MAL-kode:	2-3	MAL-tal: 422
VOC	VOC_{max}:		VOC_{grænse}: - Kategori: -
Anden mærkning:	Sikkerhedsdatablad kan rekvireres af erhvervsmæssige brugere.		
Andet:			



Udarbejdet på baggrund af EU forordningen 1907/2006

16. ANDRE OPLYSNINGER	
Kilder:	Bekendtgørelse nr. 329 af 16. maj 2002 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter. Bekendtgørelse nr. 923 af 28/09/2005 om listen over farlige stoffer. Bekendtgørelse nr. 21 af 16. januar 1996 af lov om kemiske stoffer og produkter. Bekendtgørelse nr 559 af 04/07/2002 om særlige pligter for fremstillere, leverandører og importører mv. af stoffer og materialer efter lov om arbejdsmiljø. Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 292 af 26. april 2001 om arbejde med stoffer og materialer (kemiske agenser). Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 301 af 13. maj 1993 om fastsættelse af kodenumre. Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 239 af 6. april 2005 om unges arbejde. At-Vejledning C.0.1 April 2005: Grænseværdier for stoffer og materialer Miljøstyrelsens bekendtgørelse nr. 1049 af 27. oktober 2005 om begrænsning af VOC i produkter til overfladebehandling og billakering. EU forordningen 1907/2006 (REACH)
Den fulde ordlyd af R-sætninger omtalt i afsnit 3 :	R51/53 - Giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet. R20/22 - Farlig ved indånding og ved indtagelse. R67 - Dampene kan give sløvhed og svimmelhed. R66 - Gentagen udsættelse kan give tør eller revnet hud. R43 - Kan give overfølsomhed ved kontakt med huden. R41 - Risiko for alvorlig øjenskade. R36 - Irriterer øjnene. R22 - Farlig ved indtagelse. R11 - Meget brandfarlig. R10 - Brandfarlig.
<p>Det anbefales at udlevere dette sikkerhedsblad til den faktiske bruger af produktet. Den nævnte information kan ikke bruges som produktspecifikation.</p> <p>Oplysningerne i dette sikkerhedsblad gælder kun produktet nævnt i afsnit 1 og er ikke nødvendigvis gældende ved brug sammen med andre produkter.</p> <p>Ændringer i forhold til sidste væsentlige revision (første ciffer i SDS Version, se sektion 1) af dette sikkerhedsdatablad er markeret med en blå trekant.</p>	
Sikkerhedsdatabladet er valideret af:	NH /CHYMEIA
Dato for sidste væsentlige ændring (Første ciffer i SDS version)	-
Dato for sidste mindre ændring (Sidste ciffer i SDS version)	-

ALPHAOMEGA. Licens nr.:2021010240, CHYMEIA
www.chymeia.dk

Appendiks 3

Tabell 6: Enkelkonsentrasjoner til polysykliske aromatiske hydrokarboner i ng/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
Naftalene	<8.08	<8.09	<8.10	<8.11	<8.12	<8.13	<8.14	<8.15	<8.16	<8.17	<8.18	<8.19	<8.20	<8.21	<8.22	<8.23	20.6	<8.23
Acenaftylene	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55	<0.55
Acenaften	<0.59	<0.23	<0.82	<0.19	<0.14	<0.15	<0.15	<0.25	<0.25	<0.14	<0.24	<0.17	<0.22	<0.36	<0.42	<0.39	<0.38	<0.31
Fluorene	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24	<1.24
Phenantrene	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92	<2.92
Antracene	<0.15	0.63	<0.11	<0.06	<0.06	<0.03	<0.05	<0.04	<0.04	<0.06	<0.04	<0.03	<0.04	0.05	0.06	<0.06	<0.11	<0.05
Fluoranten	0.4	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	1.72	0.37
Pyrene	1.0	<0.36	<0.36	<0.36	0.44	<0.36	1.08	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	<0.36	7.24	0.46
Benz(a) antracene	<0.08	<0.02	<0.08	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01	<0.02	<0.03	<0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.03	<0.03	<0.05	<0.03
Chrysen	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	0.1	<0.09
Benzo(b) fluoranten	<0.08	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
Benzo(k) fluoranten	<0.07	<0.01	<0.04	<0.02	<0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02	<0.01	<0.01	<0.02	<0.01	<0.01	<0.02	<0.03	<0.02
Benzo(a) pyrene	<0.09	<0.02	<0.05	<0.03	<0.03	<0.01	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.01	<0.01	<0.02	<0.02	<0.01	<0.02	<0.04	<0.03
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<0.17	<0.03	<0.1	<0.04	<0.04	<0.02	<0.02	<0.03	<0.04	<0.05	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.04	<0.03	<0.06	<0.05
Dibenz(ac/ah) antracene	<0.13	<0.04	<0.09	<0.05	<0.04	<0.03	<0.03	<0.03	<0.05	<0.05	<0.02	<0.03	<0.03	<0.03	<0.04	<0.05	<0.09	<0.05
Benzo(ghi) perylene	<0.16	<0.03	<0.1	<0.04	<0.04	<0.02	0.04	<0.03	<0.04	<0.04	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.04	<0.03	<0.06	<0.04

Tabell 7: Enkelkonsentrasjoner til pentaklorbenzene og polyklorerte bifenyler in g/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Ærfugl							Toppskarv					Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst					Sklinna	Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
PeCB	0.26	0.30	0.53	0.47	0.57	1.09	0.69	0.71	0.72	0.80	0.86	0.66	2.54	2.17	2.69	3.22	2.95	2.62
CB-18	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.03
CB-28	<0.03	<0.03	0.86	0.63	0.74	2.10	0.98	1.39	1.31	1.62	1.16	1.05	6.12	5.30	6.50	7.90	6.70	6.64
CB-31	0.04	0.04	0.07	0.03	0.03	0.13	0.04	0.08	0.08	0.05	0.02	0.03	0.18	0.12	0.08	0.07	0.06	0.10
CB-33	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
CB-37	0.02	0.02	<0.01	0.02	0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Sum-TriCB	0.06	0.06	0.93	0.68	0.78	2.26	1.02	1.47	1.39	1.67	1.18	1.08	6.30	5.43	6.58	7.99	6.76	6.77
CB-47	0.05	0.06	0.45	0.25	0.28	1.13	0.27	0.49	0.46	0.54	0.23	0.27	6.46	5.52	8.42	9.95	7.71	7.90
CB-52	0.06	0.06	<0.02	0.04	0.05	0.47	0.06	0.12	0.09	0.05	0.03	0.05	4.43	4.48	3.75	7.43	2.13	4.89
CB-66	<0.04	<0.04	1.39	0.97	1.10	3.75	1.79	2.69	2.25	2.79	1.64	1.95	16.3	14.1	20.5	23.3	19.3	19.5
CB-74	<0.04	<0.04	1.32	0.99	1.15	3.93	2.86	3.53	3.09	3.45	3.14	3.43	11.8	10.6	15.4	18.2	14.5	14.3
Sum-TetCB	0.11	0.12	3.16	2.25	2.58	9.28	4.98	6.83	5.89	6.83	5.04	5.70	39.0	34.7	48.1	58.9	43.6	46.5
CB-99	0.50	0.43	3.55	2.65	2.94	10.8	3.75	5.67	5.05	6.02	3.56	4.93	44.7	37.7	66.9	84.1	59.2	60.3
CB-101	0.12	0.11	0.43	0.12	0.14	1.34	0.24	0.45	0.45	0.27	0.09	0.12	4.74	4.26	4.04	6.61	2.06	7.43
CB-105	0.39	0.34	2.68	2.05	2.20	7.66	4.94	5.77	4.71	5.85	4.89	6.15	23.4	20.5	33.5	39.5	30.8	30.5
CB-114	0.03	0.03	0.21	0.16	0.18	0.64	0.50	0.60	0.47	0.58	0.48	0.55	2.71	2.22	3.68	4.44	3.23	3.21
CB-118	1.26	1.04	7.68	6.13	6.70	23.9	16.9	21.0	17.2	20.5	19.0	23.9	76.7	62.9	109	131	101	97.9
CB-122	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
CB-123	0.02	0.01	0.11	0.09	0.10	0.33	0.23	0.29	0.22	0.27	0.23	0.27	1.00	0.82	1.41	1.68	1.32	1.31
Sum-PenCB	2.32	1.96	14.7	11.2	12.3	44.7	26.5	33.7	28.1	33.5	28.3	35.9	153	128	219	267	197	201
CB-128	0.42	0.34	1.71	1.38	1.53	4.96	3.47	4.41	3.47	4.01	3.03	3.85	21.0	17.8	30.2	34.0	25.4	26.0
CB-138	2.36	1.88	8.71	7.20	7.68	27.4	23.3	31.3	24.8	28.0	22.9	28.2	149	124	218	249	175	169
CB-141	0.01	0.01	0.15	0.05	0.05	0.38	0.20	0.36	0.33	0.37	0.12	0.14	0.87	0.81	0.67	1.19	0.42	1.20
CB-149	0.22	0.22	0.66	0.48	0.47	1.88	0.38	0.54	0.55	0.50	0.26	0.34	6.60	5.86	6.24	7.23	4.64	6.03

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Ærfugl							Toppskarv					Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst					Sklinna	Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
CB-153	4.19	3.34	13.8	11.8	13.2	49.1	54.6	68.2	52.6	59.3	61.1	66.4	240	186	311	361	263	241
CB-156	0.15	0.12	0.76	0.62	0.66	2.41	2.93	2.92	2.16	2.70	2.67	3.31	11.1	8.65	15.3	17.6	13.5	12.4
CB-157	0.04	0.03	0.19	0.16	0.17	0.58	0.64	0.65	0.50	0.62	0.60	0.72	2.54	2.05	3.68	4.10	3.20	2.97
CB-167	0.12	0.09	0.45	0.38	0.42	1.54	2.02	2.13	1.48	1.80	1.95	2.19	5.93	4.48	7.87	8.72	6.98	6.18
<i>Sum-HexCB</i>	<i>7.51</i>	<i>6.03</i>	<i>26.4</i>	<i>22.1</i>	<i>24.2</i>	<i>88.2</i>	<i>87.5</i>	<i>111</i>	<i>85.9</i>	<i>97.3</i>	<i>92.6</i>	<i>105</i>	<i>437</i>	<i>349</i>	<i>593</i>	<i>682</i>	<i>492</i>	<i>466</i>
CB-170	0.14	0.14	0.91	0.74	0.88	3.44	4.94	5.21	3.57	4.19	4.81	5.21	23.1	17.4	30.5	36.7	24.4	22.2
CB-180	0.53	0.44	2.77	2.26	2.64	10.7	16.1	16.8	11.5	14.5	15.0	15.6	67.6	51.7	94.4	114	78.4	64.3
CB-183	0.20	0.15	0.54	0.45	0.51	2.10	2.12	2.59	1.88	2.15	1.94	2.14	12.6	9.60	17.0	20.3	13.7	11.8
CB-187	0.80	0.61	1.34	1.21	1.42	5.23	4.91	6.75	4.62	4.95	3.41	3.74	29.0	25.5	30.1	43.1	27.6	24.5
CB-189	0.01	0.01	0.04	0.03	0.04	0.15	0.33	0.31	0.20	0.25	0.26	0.28	1.13	0.83	1.40	1.53	1.16	0.97
<i>Sum-HepCB</i>	<i>1.68</i>	<i>1.35</i>	<i>5.60</i>	<i>4.69</i>	<i>5.49</i>	<i>21.6</i>	<i>28.4</i>	<i>31.7</i>	<i>21.8</i>	<i>26.0</i>	<i>25.4</i>	<i>27.0</i>	<i>133</i>	<i>105</i>	<i>173</i>	<i>216</i>	<i>145</i>	<i>124</i>
CB-194	0.04	0.04	0.18	0.14	0.18	0.75	1.84	1.61	1.02	1.32	1.28	1.33	6.21	4.44	7.37	7.94	5.98	4.50
CB-206	<0.01	<0.01	0.05	0.04	0.06	0.18	0.42	0.40	0.23	0.28	0.34	0.31	1.79	1.31	1.93	2.18	1.56	1.14
CB-209	0.01	0.01	0.04	0.04	0.05	0.11	0.31	0.30	0.17	0.18	0.22	0.18	1.46	1.11	1.20	1.09	0.88	0.73
Sum 7 PCB	8.52	6.87	34.2	28.2	31.2	115	112	139	108	124	119	135	549	438	747	876	628	592
<i>Sum PCB</i>	<i>11.7</i>	<i>9.57</i>	<i>51.0</i>	<i>41.1</i>	<i>45.6</i>	<i>167</i>	<i>151</i>	<i>187</i>	<i>144</i>	<i>167</i>	<i>154</i>	<i>177</i>	<i>779</i>	<i>629</i>	<i>1 050</i>	<i>1 243</i>	<i>893</i>	<i>850</i>

Tabell 8: Enkelkonsentrasjoner til metabolitter til polyklorerte bifenylar i pg/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
3-MeSO(2)-CB 49	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	< 10.2	73.7	153	62.5	< 10.2
4-MeSO(2)-CB 49	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17	< 3.17
3-MeSO(2)-CB 52	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25	< 8.25
4-MeSO(2)-CB 52	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56	< 4.56
3-MeSO(2)-CB 87	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04	< 7.04
3-MeSO(2)-CB 91	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35	< 3.35
4-MeSO(2)-CB 91	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99	< 4.99
3-MeSO(2)-CB 101	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06	< 7.06
4-MeSO(2)-CB 101	37.1	33.5	70.2	39.9	152	92.5	285	368	143	278	562	185	330	< 3.4	418	638	385	< 3.40
3-MeSO(2)-CB 110	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32	< 5.32
4-MeSO(2)-CB 110	34.8	36.4	60.4	35.4	137	82.9	208	255	121	211	478	140	272	306	385	437	363	746
3-MeSO(2)-CB 132	< 3.04	< 3.04	< 3.04	< 3.04	< 3.04	< 3.04	104	138	69.9	118	205	76.1	20.7	< 3.04	28.3	27.4	25.6	99.1
4-MeSO(2)-CB 132	13.2	14.5	46.2	16.8	77.9	57.1	97.4	156	70.7	128	329	89.8	260	337	392	336	368	604
3-MeSO(2)-CB 141	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54	< 3.54
4-MeSO(2)-CB 141	< 12.9	< 12.9	< 12.9	< 12.9	27.1	25.2	35.5	55.0	25.4	43.5	89.2	32.1	84.5	56.3	159	153	147	151
3-MeSO(2)-CB 149	< 5.44	< 5.44	< 5.44	< 5.44	69.7	64.8	155	187	70.3	182	345	94.5	181	203	281	276	248	686
4-MeSO(2)-CB 149	27.6	27.9	88.3	25.5	134	95.1	232	310	145	285	730	171	658	914	1029	976	1031	1941
3-MeSO(2)-CB 174	< 3.36	< 3.36	< 3.36	< 3.36	< 3.36	< 3.36	14.5	24.8	9.21	19.6	< 3.36	12.0	13.4	7.8	17.6	14.6	18.3	21.6
4-MeSO(2)-CB 174	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	< 3.10	65.3	46.3	102	69.3	97.1	90.4
4-HO-CB 107	<17.1	<18.2	<20.4	<19.2	4.49	23.9	8.59	6.70	6.34	68.5	6.71	8.77	<4.48	<23.8	<1.49	5.77	<4.46	<20.6
4-HO-CB 120	<8.35	<8.91	<9.96	<9.41	<1.2	29.0	<8.73	<1.2	<0.8	<8.52	<1.2	<0.8	<4.7	<11.6	<2.7	<1.1	<11.3	<10.1
4-HO-CB 130	<9.50	<4.38	<4.9	<4.63	<9.82	51.3	19.0	<4.16	<2.87	<2.71	<2.58	<2.85	<12.9	<3.92	<4.00	<2.49	<12.8	16.1
3-HO-CB 138	<3.29	<0.95	11.3	<1.00	12.0	58.2	25.1	16.2	10.9	22.0	14.4	16.0	30.1	36.3	47.4	13.2	25.8	21.8
4-HO-CB 146	<3.79	<2.20	11.3	<2.32	6.87	66.6	65.6	64.6	60.0	56.2	61.3	94.3	<5.14	14.2	23.0	4.75	<5.11	<2.41

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
3-HO-CB 153	<7.66	<2.22	<2.48	<2.8	17.0	67.3	40.3	29.7	31.0	<2.23	41.4	44.0	43.1	<3.22	41.5	27.5	53.1	<3.25
3-HO-CB 163	<3.73	<3.97	11.0	<4.2	13.7	110	85.0	62	34	35.8	24.4	51.8	22.2	<5.2	13.1	<2.02	<5.03	<5.0
4-HO-CB 172	<1.93	<0.82	3.65	<0.87	3.95	50.7	17.7	12.0	8.69	9.81	8.19	10.2	<2.62	11.7	20.2	<0.61	<2.61	4.63
4-HO-CB 187	28.6	28.2	45.1	<7.8	50.9	293	140	94.5	81.6	87.4	56.3	101	169	50.7	169	54.4	64.8	61.5
4-HO-CB 193	<1.88	3.02	2.78	<5.3	7.21	146	49.0	8.83	6.14	11.0	6.13	11.3	<4.00	9.68	57.2	1.57	4.09	28.9

Tabell 10: Enkelkonsentrasjoner til pesticider i ng/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
trans-CD	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	0.03	0.01	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.01	0.05	0.04	0.13	0.05	0.07	0.12
cis-CD	0.09	0.08	0.36	0.10	0.10	0.50	0.57	0.89	0.83	0.92	0.37	0.36	3.22	2.50	5.69	3.08	3.38	5.98
trans-NC	<0.50	<0.50	5.63	2.84	3.02	9.88	5.25	6.26	5.89	6.74	5.51	6.21	22.2	18.9	39.6	31.9	33.1	30.9
cis-NC	0.19	0.18	2.44	1.24	1.33	4.57	2.79	4.40	4.22	5.15	3.21	3.40	9.91	10.9	14.0	16.6	12.2	15.2
HCB	2.38	2.62	9.07	7.61	9.25	20.2	19.1	21.1	17.2	16.7	20.0	16.7	44.0	40.1	58.4	69.4	59.3	63.7
p,p'-DDT	0.53	0.38	1.75	1.32	1.25	3.88	0.80	0.87	0.72	0.30	0.30	0.30	2.48	2.53	2.19	3.09	1.18	3.35
p,p'-DDE	4.40	3.82	23.1	19.3	20.8	63.4	47.1	58.1	49.5	56.4	46.4	46.7	320	279	390	582	353	332
p,p'-DDD	0.17	0.19	0.57	0.24	0.20	1.16	0.18	0.26	0.15	0.08	0.08	0.07	0.70	0.76	0.79	1.25	0.49	1.63
Sum DDT	5.1	4.39	25.4	20.9	22.2	68.5	48.1	59.3	50.3	56.8	46.8	47.0	323	282	393	586	355	337
o,p'-DDT	0.02	<0.02	0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.04	0.07	0.06	0.03	0.03	0.03	0.11	0.14	0.16	0.13	0.11	0.20
o,p'-DDE	0.02	0.22	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.03
o,p'-DDD	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.03	0.02	0.04	0.01	0.04
a-HCH	0.02	0.06	0.13	0.07	0.07	0.14	0.12	0.17	0.12	0.13	0.13	0.09	0.07	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02
b-HCH	0.25	0.27	0.32	0.43	0.46	0.49	1.58	2.22	1.62	1.94	1.94	1.44	2.00	1.60	1.84	2.21	1.81	1.82
g-HCH	0.01	0.03	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.05	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Pendimetalin	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Triflu-ralin	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6
Metoksyklor	0.43	<0.1	<0.1	<0.1	0.37	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

Tabell 11: Enkelkonsentrasjoner til per-og polyfluoralkyl stoffer i ng/g. (n.d.: ikke detektert)

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Skinna		Røst				Skinna		Røst				Skinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
PFHxA	< 0.003	< 0.003	0.004	0.003	< 0.003	< 0.003	0.003	0.012	0.004	< 0.002	0.017	0.033	0.007	0.002	0.009	0.005	0.006	< 0.001
PFHpA	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	0.014	0.011	0.024	< 0.003	0.015	0.017	0.020	0.012	0.020	0.066	0.006	0.037
PFOA	0.305	0.141	0.335	1.27	0.515	0.631	0.444	0.432	0.468	0.568	0.467	0.473	0.339	0.292	0.399	0.588	0.252	0.399
PFNA	0.605	0.314	4.33	1.51	5.64	5.36	0.726	1.83	0.767	2.91	1.19	0.723	1.52	0.812	4.01	1.03	0.914	0.446
PFDCa	0.430	0.240	0.627	1.17	0.705	1.03	0.509	0.419	1.03	0.476	0.452	0.875	1.63	1.96	1.03	0.968	0.989	0.863
PFUnA	1.96	0.974	1.85	1.94	2.59	3.70	2.94	1.86	3.54	2.11	2.05	3.28	6.00	7.00	3.73	3.03	3.22	2.74
PFDoA	0.559	0.324	0.557	0.517	0.925	1.35	1.02	0.860	1.20	0.545	0.527	0.794	1.98	2.42	0.926	0.700	0.888	0.695
PFTriA	1.84	0.974	1.78	1.41	2.82	4.77	3.36	2.84	3.02	1.71	1.48	2.26	5.53	8.55	2.95	2.28	2.79	2.16
PFTeA	0.242	0.156	0.378	0.266	0.480	0.662	0.646	0.452	0.508	0.298	0.261	0.424	0.687	1.13	0.411	0.236	0.312	0.284
PFPDcA	0.320	0.152	0.501	0.330	0.519	0.804	0.581	0.296	0.347	0.305	0.198	0.398	0.512	1.13	0.416	0.107	0.255	0.217
PFBS	0.010	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
PFHxS	0.492	0.561	0.586	1.11	1.58	1.41	0.527	0.535	0.932	0.677	0.654	0.750	0.504	0.231	0.787	0.686	0.531	0.399
PFHpS	0.035	0.012	0.101	0.271	0.219	0.199	0.061	0.083	0.14	0.05	0.046	0.08	0.117	0.092	0.142	0.183	0.151	0.063
PFOS linear	4.04	3.17	9.53	18.0	10.6	19.5	14.4	10.8	12.4	7.76	10.0	18.3	28.2	36.4	23.3	19.6	15.3	12.9
ΣPFOS	6.48	3.92	12.4	23.7	14.2	24.8	16.5	12.9	15.0	9.68	11.9	22.4	32.9	42.3	26.7	22.0	18.1	15.3
PFDCS	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.029	0.036	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.028	< 0.001	< 0.001	0.038	0.067	< 0.001
4:2 FTS	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
6:2 FTS	< 0.001	< 0.001	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
8:2 FTS	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
PFOSA	0.055	0.029	0.160	0.028	0.044	0.461	0.411	0.633	0.318	0.143	0.234	0.229	0.032	0.002	0.030	0.005	0.015	< 0.001
N-Et FOSA	< 0.13	< 0.24	< 0.32	< 0.15	< 0.21	< 0.19	< 0.11	< 0.13	< 0.11	< 0.17	< 0.14	< 0.16	< 0.11	< 0.15	< 0.17	< 0.14	< 0.14	< 0.14

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
N-Me FOSEA	1.25	< 0.57	< 0.57	< 0.57	0.88	1.19	< 0.57	< 0.57	< 0.57	0.65	< 0.57	< 0.57	< 0.57	< 0.57	< 0.57	< 0.57	< 0.57	< 0.57
N-Me FOSE	< 0.71	< 0.51	< 0.71	< 0.63	< 0.54	< 0.70	< 0.53	< 0.55	< 0.46	< 0.46	< 0.43	< 0.64	< 0.48	< 0.43	< 0.51	< 0.50	< 0.54	< 0.40
N-Et FOSE	< 0.65	< 0.79	< 0.81	< 0.67	< 0.54	< 0.82	< 0.52	< 0.62	< 0.52	< 0.56	< 0.56	< 0.72	< 0.55	< 0.47	< 0.57	< 0.56	< 0.59	< 0.50
N-Me FOSEA	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabell 13: Enkelkonsentrasjoner til bromerte flammehemmere og tribromanisol i ng/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
TBA	1.11	0.55	0.55	0.29	0.25	0.61	0.45	1.02	1.67	1.76	1.45	1.91	0.13	0.11	0.10	0.57	0.42	0.23
BDE-47	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.52	0.37	0.35	0.4	0.32	0.36
BDE-49	0.03	0.02	0.04	0.02	0.02	0.11	0.10	0.19	0.22	0.17	0.06	0.07	1.10	0.84	1.28	1.82	1.50	1.43
BDE-66	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.20	0.12	0.18	0.36	0.15	0.21
BDE-71	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
BDE-77	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.01
BDE-85	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.17	<0.01
BDE-99	0.08	0.05	0.03	0.04	0.04	0.05	0.04	0.09	0.08	0.07	0.02	0.05	1.49	0.95	1.48	1.59	3.84	0.69
BDE-100	0.07	0.06	0.11	0.10	0.10	0.34	0.41	0.69	0.58	0.50	0.28	0.42	4.76	3.04	5.12	5.23	4.26	3.90
BDE-119	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.10	0.15	0.09	0.09	0.08	0.08	0.33	0.21	0.28	0.34	0.11	0.24
BDE-126	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.02	0.18	0.07	0.13	0.15	0.11	0.09
BDE-138	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.06	<0.01
BDE-153	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.30	0.35	0.18	0.17	0.15	0.15	0.75	1.12	0.77	0.63	0.92	0.34
BDE-156	0.06	0.07	0.08	0.09	0.12	0.25	0.55	1.28	1.03	0.54	0.39	0.44	2.77	1.97	2.58	4.06	2.95	2.72
BDE-183	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.05	0.34	0.03	0.03	0.19	0.02
BDE-196	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.05	0.01	<0.01	0.14	<0.01
BDE-206	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
BDE-209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	0.34	0.58	0.07	0.08	1.61	0.09
α -HBCDD	0.093	0.094	0.214	0.234	0.157	0.798	1.62	2.26	1.54	1.53	1.38	1.36	5.98	7.03	6.67	6.49	7.65	6.29
β -HBCDD	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
γ -HBCDD	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.034	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.004	0.038	< 0.001	0.002	0.002	0.002
Σ HBCDD	0.093	0.094	0.214	0.234	0.157	0.798	1.65	2.26	1.54	1.53	1.38	1.36	5.99	7.07	6.67	6.50	7.65	6.29

Tabell 14: Enkelkonsentrasjoner til bromfenoler og alkylfenoler i ng/g.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
DBP	1.4	<0.05	2.9	<0.05	0.72	0.45	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.2	<0.05	<0.05
TBP	21	0.29	0.55	0.29	0.37	0.67	0.19	0.24	0.72	0.19	0.14	0.24	0.17	0.12	0.32	0.34	0.26	0.29
PBP	0.38	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
TBBPA	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
BPA	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	250	<1	<1	<1	<1	<1
4-t-pent-ylfenol	1.4	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	2.5	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-n-pent-ylfenol	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-t-oktyl-fenol	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
4-n-hept-ylfenol	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-iso-non-ylfenol	-	-	<4	49	8.5	4.2	<4	<4	<4	5.0	5.9	<4	8300	7.4	<4	<4	16	<4
4-n-oktyl-fenol	0.25	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.57	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
4-t-OPEO1	0.67	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.86	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
C10-iso-fenol	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80	<80

Tabell 15: Støtteparameter som fettinnhold i %, stabile isotoper i ‰ og ratio mellom stabile isotoper i ‰. Stabile isotoper ble bestemt i triplikater.

Prøve ID	AS 1	AS 2	AR 3	AR 4	AR 5	AR 6	TS 7	TS 8	TR 9	TR 10	TR 11	TR 12	GS 13	GS 14	GR 15	GR 16	GR 17	GR 18
Art	Aerfugl						Toppskarv						Gråmåke					
Sted	Sklinna		Røst				Sklinna		Røst				Sklinna		Røst			
NILU ID	12/2358	12/2359	12/2360	12/2361	12/2362	12/2363	12/2364	12/2365	12/2366	12/2367	12/2368	12/2369	12/2370	12/2371	12/2372	12/2373	12/2374	12/2375
IVL ID	1723	1724	1725	1726	1727	1728	1729	1730	1731	1732	1733	1734	1735	1736	1737	1738	1739	1740
IFE ID	2012-270-001	2012-270-002	2012-270-003	2012-270-004	2012-270-005	2012-270-006	2012-270-007	2012-270-008	2012-270-009	2012-270-010	2012-270-011	2012-270-012	2012-270-013	2012-270-014	2012-270-015	2012-270-016	2012-270-017	2012-270-018
Fettinnhold	17.2	17.4	17.2	16.8	16.5	18.6	4.53	5.07	4.47	3.48	4.04	3.83	8.66	8.16	8.24	8.08	7.23	7.66
d ¹³ C _{VPDB}	-22.62	-23.63	-22.02	-22.39	-22.06	-20.72	-21.10	-20.80	-21.69	-19.53	-21.47	-19.93	-23.86	-23.64	-23.54	-22.82	-22.50	-23.24
	-22.73	-23.62	-22.13	-22.31	-21.39	-20.63	-21.01	-21.02	-21.66	-19.28	-21.37	-20.15	-24.40	-23.92	-23.32	-22.68	-22.52	-23.19
	-22.76	-23.94	-22.11	-22.43	-22.01	-20.99	-21.07	-20.88	-21.60	-19.45	-21.42	-20.44	-24.43	-23.94	-23.58	-22.59	-22.35	-23.48
d ¹⁵ N _{AIR}	9.44	9.23	10.25	9.81	10.82	10.97	13.48	13.07	13.67	14.79	13.23	14.09	13.65	14.05	13.47	13.27	13.81	13.33
	9.45	9.37	9.93	10.03	11.09	11.22	13.31	13.18	13.56	14.88	13.38	14.08	13.68	13.95	13.43	13.31	13.79	13.19
	9.36	9.35	10.11	10.10	10.94	11.52	13.45	13.22	13.56	14.69	13.48	14.15	13.61	13.95	13.12	13.28	13.73	13.21
W% C/N	7.86	8.59	7.78	8.48	8.89	8.50	4.11	3.84	4.36	3.96	3.99	3.73	4.68	4.59	4.70	4.33	4.67	4.61
	8.14	8.56	8.34	8.04	6.79	7.94	4.03	4.19	4.23	3.59	3.85	4.00	5.58	5.12	4.29	4.19	4.75	4.50
	8.39	9.69	8.16	8.75	8.57	8.48	4.10	3.94	4.24	3.73	3.89	4.46	5.55	5.17	4.92	4.14	4.54	4.96

REFERANSE: O-112107, O-113047
DATO: 30. JANUAR 2014
ISBN: 978-82-425-2655-7 (trykt)
978-82-425-2656-4 (elektronisk)

NILU – Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåkning og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.