

Kostnader og konsekvenser av utfasing av stoffer og stoffgrupper m.v.

John Magne Skjelvik

Vista Analyse AS



15. april 2010

Forord

Vista Analyse legger med dette fram en rapport som vurderer kostnader og konsekvenser ved utfasing av en del skadelige stoffer, opprydding i forurenset grunn, reduksjon i bruken av plantevernmidler i norsk landbruk samt rensing av tungmetaller og andre miljøgifter i kommunale renseanlegg for avløpsvann kontra rensing ved kilden. Oppdragsgiver har vært Miljøgiftsutvalget. Rapporten er skrevet an John Magne Skjelvik, og Vivian Almendingen Dyb har bistått i datainnsamlingen. Karin Ibenholt har vært prosjektets interne kvalitetssikrer.

En rekke eksterne personer har bidratt med data og innspill i prosessen, og noen har kommentert deler av kapittelutkast. Spesielt nevnes Ingunn Myhre, Ingrid Roland, Inger Grete England, Rita Romsås Fjeldberg, Norun Reppe Bell og Ailin Gundersen i Klima- og forurensningsdirektoratet, Erlend Spikkerud i Mattilsynet og Arne Haarr i Vestfjorden Avløpsselskap. En stor takk til alle som har bidratt, som selvsagt ikke har ansvar for eventuelle feil og mangler i den endelige rapporten.

Oslo 30. April 2010

John Magne Skjelvik

Prosjektleder

Vista Analyse AS

Innhold

Forord.....	1
Sammendrag og konklusjoner	3
1 Innledning.....	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Problemstillinger	9
1.3 Generelt om kostnader og substitusjon	10
2 Utfasing av ulike skadelige stoffer.....	11
2.1 Mellomkjedete klorparafiner	11
2.2 Bromerte flammehemmere.....	14
2.3 Perfluorerte forbindelser (PFC-er) i produkter	19
3 Opprydding av forurenset grunn.....	23
3.1 Hva er forurenset grunn?	23
3.2 Opprydding	24
3.3 Potensielle tiltak	24
3.4 Eksempler på oppryddingstiltak	25
3.5 Nettokostnader og ansvaret for å rydde opp	26
3.6 Scenarier for opprydding	26
4 Redusert bruk av plantevernmidler	28
4.1 Hva er plantevernmidler?	28
4.2 Godkjenning av plantevernmidler.....	28
4.3 Forbruk av plantevernmidler.....	28
4.4 Konsekvenser av å redusere bruken av plantevernmidler i jordbruket	31
4.5 Konsekvenser for andre sektorer	33
4.6 Konsekvenser av ulike nedtrappingsscenarier.....	33
5 Rensing av utslipp til vann.....	34
5.1 Utslipp og kilder	34
5.2 Dagens avløpsanlegg og rensing	35
5.3 Rensing av miljøgifter og tungmetaller i kommunale avløpsanlegg	35
5.4 Rensing av miljøgifter og tungmetaller ved kilden	37
5.5 Vurdering av ulike rensestrategier.....	38

Sammendrag og konklusjoner

Regjeringen har vedtatt et mål om at bruk og utslipp av miljøgifter skal reduseres kontinuerlig for å stanse utslippene innen 2020. Miljøgiftsutvalget ble oppnevnt i statsråd våren 2009 og skal foreslå konkrete tiltak som kan bidra til at målet nås. Utvalgets arbeid skal munne ut i en NOU som ferdigstilles sommeren 2010.

Problemstilling

Vista Analyse har hatt i oppdrag fra utvalget å vurdere økonomiske og administrative kostnader, miljømessige og andre samfunnsøkonomiske effekter av følgende tiltak:

- 50, 75 eller 100 prosent utfasing av mellomkjedete klorparafiner, bromerte flammehemmere og perfluorerte forbindelser i relevante produktgrupper
- 50, 75 eller 100 prosent opprydding eller evt. andre utslippsreducerende tiltak ved lokaliteter med forurenset grunn
- 20, 35 eller 50 prosent reduksjon i bruken av plantevernmidler i norsk landbruk
- Kostnader knyttet til rensing av utslipp av tungmetaller, organiske miljøgifter og legemidler til kommunalt avløpsnett hos industribedrifter, deponier etc. sammenliknet med kostnader knyttet til rensing ved kommunale renseanlegg for avløpsvann.

Konklusjoner

Inntil 75 prosent utfasing av mellomkjedete klorparafiner (MCCP) synes mulig til moderate kostnader

MCCP brukes i Norge hovedsakelig som myknere og brannhemmere i polyester samt isolasjons- og tetningsmaterialer. Mindre mengder brukes også i smøremidler, metallbearbeiding/kutting, gummi m.m. MCCP finnes også i en rekke importerte produkter som ikke registreres, og det er svært stor usikkerhet om omfanget av dette. Stoffet brukes imidlertid i svært liten grad i norsk produksjon. Internasjonalt brukes MCCP mye i PVC. MCCP inngår ikke i norskprodusert PVC, men kan forekomme i importert PVC.

Mellomkjedete klorparafiner er tungt nedbrytbare og bioakkumulerende. De er klassifisert som meget giftige for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidseffekter i miljøet. Det aller meste av MCCP som tilføres miljøet i Norge stammer fra importerte produkter. Det er ingen regulering av MCCP i dag verken i Norge eller EU. Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har foreslått å regulere bruken av MCCP i forbrukerprodukter, og forslaget ligger til vurdering i Miljøverndepartementet. EU vurderer også tiltak mot bruk av MCCP på en del områder.

På de fleste områder hvor MCCP benyttes i dag finnes det mer miljøvennlige substitutter til akseptable kostnader. Alternativt kan produktene benyttes uten MCCP, slik som for PVC. Det er imidlertid neppe mulig å erstatte MCCP fullt ut i metallbearbeiding uten alvorlige konsekvenser. Omfanget av denne bruken i Norge i dag er ukjent.

På usikkert grunnlag konkluderer vi med at 50 prosent reduksjon av bruken av MCCP, både som innsatsfaktor og i bruk av produkter som inneholder MCCP, vil kunne gjennomføres til moderate kostnader, dvs. maksimalt 20 prosent kostnadsøkning. Vi forutsetter da at bruk av MCCP i metallbearbeiding unntas fra denne reguleringen. Det er sannsynligvis også mulig å redusere bruken med 75 prosent uten større kostnader enn for 50 prosent reduksjon. Full utfasing av all bruk av MCCP vil imidlertid slik det ser ut i dag være vanskelig uten alvorlige effekter, særlig for metallbearbeiding.

De økonomiske og administrative kostnadene i form av kontroll og prøvetaking av produkter vil kunne bli betydelige dersom Norge innfører begrensninger på egen hånd. Uten omfattende kontroll er det sannsynlig at en betydelig mengde importerte produkter kan inneholde MCCP. Utslippreduksjonene vil bli om lag like store som reduksjonene i bruken, men med et tidslag ettersom det tar noe tid før produktene hvor MCCP inngår ender opp som avfall og utslipp. De samlede miljøeffektene er avhengig av miljøegenskapene hos de stoffene som erstatter de mellomkjedete klorparafinene.

Inntil 75 prosent utfasing av den bromerte flammehemmeren HBCDD synes mulig til moderate kostnader

Bromerte flammehemmere benyttes i dag hovedsakelig i plastmaterialer i elektriske og elektroniske produkter (kretskort, PC-er, TV-er, kontakter og brytere), isolasjonsmaterialer som EPS (ekspandert polystyren) og XPS (ekstrudert polystyren) og cellegummi (rørisolering), samt i transportmidler i form av myk og hard plast, tekstiler, elektronikk, ledninger og liknende. Bromerte flammehemmere kan også finnes i tyngre tekstiler, tepper og stoppede møbler.

Det foregår ingen produksjon av bromerte flammehemmere i Norge. Bruk i Norge skjer derfor enten ved at slike stoffer tilsettes under produksjon av ulike produkter, ved bearbeiding av plastråvarer, laminater og lignende som inneholder bromerte flammehemmere, og ved bruk av ferdigprodukter. Noen produkter produseres i Norge, bl.a. elektriske og elektroniske produkter, samt bygningsisolasjon for eksport. Det er lite produksjon av transportmidler i Norge. Den største andelen bromerte flammehemmere på det norske markedet kommer fra importerte ferdigprodukter. Det er svært usikre data for forbruk og utslipp av disse stoffene.

Mange bromerte flammehemmere har alvorlige helse- og miljøvirkninger. Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for akvatiske organismer. Langvarig eksponering kan føre til leverskader. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi hormoneffekter og at de kan gi skader på nervesystemet. Mange av stoffene brytes lite ned, noe som resulterer i en oppkonsentrering i miljøet og næringskjeden. Det er vist at bromerte flammehemmere finnes i økende mengder i naturen og i mennesker.

Bruken av flere grupper av bromerte flammehemmere er i dag faset ut gjennom reguleringer i Norge og EU. De viktigste gjenværende gruppene er TBBPA (tetrabrombisfenol A) og HBCDD (heksabromsyklododekan). Det er størst forbruk av TBBPA, men det er gjort få grundige vurderinger av muligheter og kostnader for å fase ut disse stoffene. Vi har derfor ikke grunnlag for å vurdere virkningene av ulike utfasingsstrategier for TBBPA.

HBCDD har et mindre forbruk, og Klif har foreslått å fase ut bruken av stoffet i forbrukerprodukter. EU vurderer også tiltak. Man forventer at de største kostnadene og utfordringene vil være knyttet til bruk i transportmidler samt en regulering av produksjonen hos en norsk bedrift av EPS-granulat som inneholder HBCDD og som eksporteres som halvfabrikat. For enkelte spesialprodukter til rørisolasjon (cellegummi) kan alternativene bli noe dyrere, og det kan være vanskelig å finne gode alternativer. For flammehemming av isolasjonsmaterialer (EPS/XPS) vil alternativene være dyrere og/eller gi dårligere brusegenskaper og i noen grad dårlige miljøegenskaper. Men flammehemmere er neppe nødvendig i isolasjonsmaterialer i Norge i dag.

Vi har ikke funnet anslag på hva det vil koste å erstatte bruken av HBCDD. På svært usikkert grunnlag ser det ut til at en 50 prosent kostnadsøkning i bruken av HBCDD vil være mulig til akseptable kostnader, (dvs. maksimalt 20 prosent kostnadsøkning) og uten at bruks- og miljøegenskapene forverres i vesentlig grad. Det vil kanskje også være mulig å redusere bruken med 75 prosent, spesielt dersom man finner gode alternativer til bruk av HBCDD i transportsektoren. Full utfasing vil høyst sannsynlig være forbundet med betydelige kostnader for de mest utsatte brukerne, spesielt dersom Norge gjør dette på egen hånd.

Det vil kunne påløpe til dels betydelige kostnader i form av kontroll og prøvetaking av produkter, særlig dersom Norge innfører begrensninger på egen hånd. Utslippreduksjonene vil bli om lag like store som reduksjonene i bruken, men med et tidslag ettersom det tar noe tid før produktene hvor HBCDD inngår ender opp som avfall og utslipp. De samlede miljøeffektene er avhengig av miljøegenskapene hos de stoffer som erstatter de HBCDD.

Full utfasing av den perklorerte forbindelsen PFOA er sannsynligvis mulig til lave kostnader

Perklorerte forbindelser danner tynne hinner på produkter og hindrer brann, avdampning og virker vann/smussavstøtende. Forbindelsen PFOS er faset ut, og den viktigste gjenværende forbindelsen er PFOA. Det er også økende fokus på andre perfluorerte syrer (PFCA) og til forløpere eller nedbrytningsprodukter til de perfluorerte syrene slik som fluotelomeralkoholer (FTOH). Stoffet 8:2 FTOH er den viktigste byggesteinen i høyemolekylære polyakrylater som brukes i overflatebehandling av tekstiler, papir og tepper for å oppnå olje, smuss og vannavstøtende egenskaper. 8:2 FTOH kan brytes ned til PFOA og perfluoronylsyre (PFNA), sistnevnte er den dominerende perfluorerte syren man finner i tekstiler. Det er publisert lite data om disse stoffene, og Klif arbeider med å øke kunnskapen om miljøeffektene samt bruk og utslipp i Norge.

Det er lavt forbruk av PFOA i Norge i dag, og stoffene finnes kun som små mengder i importerte produkter. Tepper er antatt å være den viktigste produktgruppen, men det er også små mengder i maling og lakk samt en rekke andre produkter.

PFOS og PFOA brytes ikke eller svært sakte ned i naturen, og har alvorlige helse- og miljøskadelige effekter. PFOA er giftig ved gjentatt eksponering, er kreftfremkallende og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr. Det er i dag ingen regulering av PFOA i Norge og EU. EU arbeide med risikovurderinger og risikoreducerende tiltak. SFT foreslo i 2008 å regulere bruken av PFOA i forbrukerprodukter, dette forslaget er til vurdering i Miljøverndepartementet.

De store produsentene i USA har inngått en frivillig avtale med myndighetene om å redusere utslipp og produksjon av PFOA med 95 prosent innen 2010, og full utfasing innen 2015. Dette må antas å få stor betydning for mulighetene for å fase ut bruken i Norge og andre land. Dersom arbeidet med å finne fram til alternative stoffer og produksjonsprosesser lykkes, må det antas at det vil være mulig å fase ut bruken av PFOA innen 2020 til svært lave kostnader. Det kan imidlertid tenkes å være spesielle bruksområder som ikke lar seg fase ut uten betydelige kostnader eller ulemper.

De økonomiske og administrative kostnadene i form av kontroll og prøvetaking av produkter vil som følge av dette sannsynligvis bli begrenset, ettersom produktene som vil være på markedet stort sett må antas å ikke inneholde PFOA. Det kan imidlertid tenkes at importerte produkter, særlig fra Asia, fortsatt vil kunne inneholde PFOA, slik at kontroll og prøvetaking av produkter vil være nødvendig.

Siden forbruket av PFOA i Norge er svært lavt skyldes utslippene i Norge hovedsakelig langtransporterte forurensninger. Reguleringer av bruken i Norge vil således i seg selv ha liten effekt på utslippene. Utfasing av PFOA også i andre industriland vil imidlertid føre til at utslippene også i Norge reduseres. De samlede miljømessige effektene vil avhenge av miljøegenskapene til eventuelle erstatningsstoffer.

Full opprydding av forurenset grunn antas å koste i størrelsesorden 4 mrd. kroner

Forurenset grunn er definert som grunn der konsentrasjonen av nærmere definerte helse- eller miljøfarlige stoffer overstiger Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine normverdier for mest følsom arealbruk, eller inneholder andre helse- og miljøfarlige stoffer som etter en risikovurdering må likestilles med disse. Miljøgiftene kan medføre helsefare for de som bor eller oppholder seg på forurenset område, eller gi avrenning av forurensete stoffer til jord og grunnvann. Tidligere tiders disponering av miljøgifter har forurenset grunnen et betydelig antall steder i Norge. Slike steder kan blant annet være industritomter, avfallsfyllinger og krigsetterlatenskaper.

I Klifs Grunnforurensningsdatabase finnes det i dag ca. 390 lokaliteter hvor tiltak for å redusere forurensningen er nødvendig (påvirkningsgrad 3). Vel 2.200 lokaliteter har påvirkningsgrad 2, hvor tiltak ikke er nødvendig så lenge massene ligger i ro. Endelig har 335 lokaliteter påvirkningsgrad 1, hvor det er mistanke om forurensning men hvor påvirkningen ikke er fastslått. Ca. 600 lokaliteter er registrert med påvirkningsgrad 1, dvs. at de som følge av gjennomførte tiltak eller andre forhold ikke lenger er forurenset.

Opprydding i forurenset grunn har pågått i flere tiår. Arbeidet ble opprinnelig konsentrert om de rundt 600 antatt mest forurensete lokalitetene. Miljøvernmyndighetene har sørget for opprydding på rundt 100 av disse. Gjennomsnittskostnaden for å rydde opp i disse var 10 mill. kr. per lokalitet. Kostnadsdata fra noen nylig gjennomførte og planlagte oppryddinger varierer mellom ca. 1,5 og 80 mill. kr. per lokalitet, bl.a. avhengig av størrelse og forurensningsgrad. Det er også laget en handlingsplan for opprydding av forurenset grunn i barnehager og lekeplasser, hvor det skal ryddes i størrelsesorden 600 barnehager til en samlet kostnad på ca. 85 mill. kr.

Den ansvarlige for opprydding av forurenset grunn kan være både den som opprinnelig forårsaket forurensningen, senere eier av en forurenset eiendom, den som realiserer forurensningen i dag for eksempel ved bygging eller graving, eller andre med interesse i eiendommen. Myndighetene kan etter søknad gi økonomisk støtte til å dekke deler av kostnadene ved oppryddingen i de tilfellene hvor det er vanskelig for de ansvarlige å betale for dette.

Verdien på eiendommen kan øke betydelig som følge av oppryddingen. Spesielt for svært sentralt beliggende eiendommer kan verdien av eiendommen tenkes å øke mer enn kostnadene ved oppryddingen. For eiendommer med påvirkningsgrad 2 vil den som disponerer grunnen ikke gjennomføre tiltak dersom verdikningen av eiendommen etter tiltaket ikke er minst like stor som kostnadene ved tiltaket. Det vil derfor ikke påløpe noen nettokostnader ved å rydde opp i disse lokalitetene. Men også for lokaliteter med påvirkningsgrad 3 vil nettokostnadene kunne bli lave eller null dersom eiendommen etter opprydding rykker opp til påvirkningsgrad 1 og ifår en høyere verdi.

Vi legger til grunn som et beste estimat at gjennomsnittskostnaden for opprydding av de gjenværende ca. 390 mest forurensede lokalitetene hvor opprydding er nødvendig er den samme som for de 10 første, dvs. 10 mill.kr. per lokalitet. Et lavt estimat kan være 2 mill. kr., som er på linje med det laveste kostnadsestimatet vi har observert for kostnadene ved en enkelt lokalitet. Dette kan gjenspeile at kostnadene ved gjennomførte oppryddinger er høyere enn kostnadene ved tiltak på gjenværende lokaliteter, ettersom de mest forurensede lokalitetene er antatt å være tatt først. Endelig kan et høyt estimat være 18 mill.kr., som gjenspeiler en situasjon der en har skjøvet de antatt dyreste lokalitetene foran seg. Det er imidlertid grunn til å anta at de mest forurensede og dyreste lokalitetene allerede er ryddet opp i, slik at de som gjenstår er noe billigere. På den annen side øker kostnadsnivået over tid slik at historisk gjennomsnittsverdi antakelig gir det beste bildet av fremtidige oppryddingskostnader.

Dette gir et beste estimat for kostnadene ved å rydde opp i 50 prosent av de mest forurensede lokalitetene (i alt 391) på i størrelsesorden 2 mrd. kr., mens 75 prosent opprydding ifølge dette estimatet koster 1 mrd. mer. Full opprydding i de mest forurensede lokalitetene antas i dette estimatet å koste ytterligere 1 mrd., dvs. i alt 4 mrd. kr.

Tabell A. Scenarier for kostnadene ved opprydding av de mest forurensede lokalitetene med forurenset grunn. Mill. kr.

	Lavt estimat	Beste estimat	Høyt estimat
Scenario 1: Opprydding på 50% av de mest forurensede lokalitetene	476	2040	3604
Scenario 2: Opprydding på 75% av de mest forurensede lokalitetene	672	3018	5364
Scenario 3: Full opprydding	867	3995	7123

Kilde: Vista Analyse

Ved å legge kostnadene ved alle lokaliteter med påvirkningsgrad 3 til grunn for scenariene overdrives antakelig totalkostnadene noe, ettersom noen av disse lokalitetene kan bli oppgradert til påvirkningsgrad 1 slik at området kan benyttes og dermed har en verdi som er større enn oppryddingskostnadene. På den annen side forutsetter vi at alle lokaliteter under påvirkningsgrad x havner i påvirkningsgrad 1 eller 2, og dermed ikke får noen netto oppryddingskostnader. Denne forutsetningen bidrar isolert sett til å undervurdere oppryddingskostnadene. Samlet kan det argumenteres for at disse to antakelsene motvirker hverandre. Vi legger til grunn at oppryddingsplanen for barnehagene gjennomføres i alle scenariene.

Vanskelig å redusere bruken av plantevernmidler i landbruket vesentlig uten at lønnsomheten i næringen reduseres

Landbruket står for omtrent halvparten av bruken av plantevernmidler i Norge, øvrige brukere er grøntanlegg og private hager. Målt som andel av helse- og miljørisiko utgjør imidlertid forbruket i jordbruket i størrelsesorden henholdsvis 70 og 95 prosent. Kornproduksjon står for godt over halvparten av dette, fordi det er her størstedelen av plantevernmidlene blir brukt. En annen stor bidragsyter til risikoen er potetproduksjon (10 - 20 prosent). Et slående trekk er den lave risikoen knyttet til bruk av plantevernmidler i eng og beite. Dette utgjør 65 prosent av jordbruksarealet og over dobbelt så stort areal som kornproduksjonen, men bare 2 - 4 prosent av miljø- og helserisikoen.

Teoretiske simuleringer viser at det er mulig å oppnå en viss reduksjon i helse- og miljørisikoen knyttet til bruk av plantevernmidler innenfor kornproduksjonen og i noen grad også i potetproduksjon gjennom kombinasjoner av overgang til bruk av mindre skadelige plantevernmidler, optimale vekstskifter og mer mekanisk behandling uten at dette får særlige økonomiske konsekvenser for bøndene. Disse tiltakene krever imidlertid omfattende kunnskaper om hva som er optimal drift for å redusere helse- og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler, noe som krever opplæring av den enkelte jordbruker. Men selv om aktørene skulle tilegne seg denne kunnskapen vil de ha begrensede incentiver til å sette dem ut i livet. Det vil alltid være en betydelig risiko for at tiltakene kan påvirke økonomien ved driften negativt, og det kan variere fra bruk til bruk hva som er den mest optimale driftsformen. Pga. endringer i værforhold m.m. er det gjerne først i ettertid at en ser hvor mye sprøyting som faktisk hadde vært nødvendig. Det potensielle tapet ved redusert plantevernmiddebruk vil være langt større enn gevinsten ved reduserte kostnader til plantevernmidler. Tradisjonelle virkemidler som subsidier,

avgifter eller forbud vil ha liten effekt på risikoreduksjonen uten at dekningsbidraget går ned. Veiledning, inkludert i bruk av verktøy til å utarbeide risikoregnskap, merkeordninger og lignende kan i noen grad bidra til å redusere bruken.

Overgang til økologisk landbruk kan bidra til å redusere bruken av plantevernmidler. Det er et politisk mål om at 15 prosent av landbruksarealet i Norge skal være økologisk innen 2015 (mot ca. 4 prosent i dag), og et svært begrenset utvalg av kjemiske plantevernmidler er tillatt i denne driftsmåten. Økologisk korn er en viktig innsatsfaktor for produksjon av økologisk kraftfôr, som er en viktig produksjonsfaktor for økologisk husdyr- og melkeproduksjon. En oppfyllelse av 15 prosentmålet vil således bidra til å redusere bruken av plantevernmidler. En økning av 15 prosentmålet vil gi ytterligere redusert bruk. Økt overgang til økologisk landbruk kan imidlertid medføre økte kostnader for samfunnet som ikke kan tas ut i økte priser i konsummarkedet for økologiske produkter, og dermed føre til krav om økte overføringer fra staten i jordbruksforhandlingene.

Melkeproduksjonen ligger i distriktene og kornproduksjonen er konsentrert på flatbygdene, hovedsaklig på Østlandet. Tiltak for redusert bruk av plantevernmidler vil således i svært liten grad direkte ramme distriktene. Kornarealet i Norge har gått ned med nesten 6 prosent siden 2004.

Vi konkluderer på usikkert grunnlag med følgende for scenariene:

- *20 prosent reduksjon:* Dette burde være mulig, blant annet dersom en tar sikte på å nå målet for økologisk landbruk og får til en mer optimal bruk av plantevernmidler. Det vil imidlertid være vanskelig å få til i praksis uten av det går ut over lønnsomheten i jordbruket.
- *35 prosent reduksjon:* Neppe mulig uten at lønnsomheten påvirkes negativt dersom produksjonen skal holde seg omtrent på dagens nivå. Men nedgang i kornarealet evt. i kombinasjon med økt økologisk produksjon kan gjøre det mulig å nå målet.
- *50 prosent reduksjon:* Ikke mulig uten en betydelig nedgang i kornarealet, evt. i kombinasjon med overgang til økologisk drift

Usikkert om det er mest kostnadseffektivt å rense miljøgifter og tungmetaller i kommunale avløpsanlegg eller ved kilden

Miljøgifter, tungmetaller og liknende i produkter og industriprosesser medfører utslipp av en rekke skadelige stoffer via kommunale avløpsanlegg gjennom transport av avløpsvann fra husholdninger, industri, sykehus, deponier og bensinstasjoner og lignende, samt overflateavrenning fra tette flater slik som veier, parkeringsplasser og tak. Rensing av avløpsvann i kommunale renseanlegg med hensyn på organisk materiale, fosfor og eventuelt nitrogen resulterer i betydelige mengder slam som benyttes som jordforbedringsmiddel og gjødsel. Slammet inneholder miljøgifter som stammer fra utslipp til avløpsnett, men konsentrasjonene ligger i dag godt under det som oppfattes som akseptabelt nivå.

Norsk avløpspolitikk har hatt som mål å fjerne miljøgiftene ved kilden før de slippes på avløpsnett. Dette har redusert tilførselen av miljøgifter til avløpsanleggene. I dag påvises fortsatt miljøgifter i avløpsvann, men usikkerheten med hensyn til mengdene er store. Kildene er mange, og de er spredt. I de tilfellene ytterligere tiltak ved kilden er vanskelig eller kostbart er rensing ved kommunale renseanlegg et alternativ. Det er i dag knapt 2.800 kommunale avløpsanlegg for avløpsvann, og ingen renser tungmetaller og miljøgifter.

Det finnes få renseanlegg spesifikt rettet inn mot å redusere utslippene av tungmetaller og miljøgifter fra avløpsanlegg i verden i dag. I forbindelse med oppfyllingen av EUs Vannrammedirektiv (2000/60/EF) er dette imidlertid noe som blir vurdert i en rekke EU-land. Vi har sammenliknet studier av kostnader og effekter ved å installere renseutstyr på kommunale avløpsanlegg kontra å rense sigevann fra avfallsdeponier, som mange steder fortsatt sender vannet urensert ut på det kommunale nettet. Dataene gir ingen entydig konklusjon om hva som er mest kostnadseffektivt. Dette avhenger av faktorer som rensekostnader, rensegrad, konsentrasjoner av skadelige stoffer og om en kan redusere utslippene av flere stoffer eller bare ett stoff ved den enkelte kilden. Disse faktorene kan i noen grad variere fra område til område, slik at en må gjøre en konkret vurdering i hvert enkelt tilfelle. Kostnadsdata for sanering av kvikksølvveieringer i rørene hos tanklinikker indikerer imidlertid at det fortsatt finnes tiltak ved kilden som er mer kostnadseffektive enn å rense i kommunale avløpsanlegg.

En må ta i betraktning at konsentrasjonene av tungmetaller og miljøgifter i kommunalt avløpsvann mange steder er lave, noe som gjør installering av renseutstyr på kommunale renseanlegg krevende. Konsentrasjonene vil gjennomgående være høyere nær primærkilden for utslippene, for eksempel ved

enkelte avfallsdeponier. På den annen side vil rensing av gjenværende primærkilder kunne kreve installering av reneutstyr hos et stort antall kilder, noe som kan være vanskelig i praksis ettersom de gjennomgående er små og spredt. Dette kan bidra til å øke kostnadene, særlig der enkelte kilder bare har utslipp av et fåtall stoffer. Men det kan også bli snakk om rensing av svært mange kilder dersom man velger å rense utslippene fra kommunale avløpsanlegg. Mangel på plass til nyt reneutstyr på disse anleggene vil også være en begrensende faktor.

En mulig strategi kan derfor være å se nærmere på nytte og kostnader ved å gjennomføre tiltak på gjenværende, større kilder som avfallsdeponier og enkelte industribedrifter som ikke har gjennomført tiltak, bl.a. innenfor farmasøytisk industri. Samtidig bør mulighetene, nytten og kostnadene av tiltak på kommunale avløpsanlegg vurderes i lys av dette og effektene av andre tiltak som utfasing av bruk av produkter som inneholder skadelige stoffer på en rekke områder både i Norge og internasjonalt, samt eventuelle andre tiltak som bidrar til å redusere diffuse utslipp av disse stoffene.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Regjeringen har vedtatt et mål om at bruk og utslipp av miljøgifter skal reduseres kontinuerlig i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. Miljøavgiftsutvalget ble oppnevnt i statsråd våren 2009 og skal foreslå konkrete tiltak som kan bidra til at målet nås. Utvalgets arbeid skal kunne ut i en NOU som ferdigstilles i juni 2010.

1.2 Problemstillinger

Vista Analyse har av utvalget fått i oppdrag å vurdere økonomiske og administrative kostnader og andre vesentlige konsekvenser av tiltak og scenarier som spesifisert nedenfor:

Tabell 1.1 Tiltak og scenarier som inngår i utredningen

Tiltak	Scenario: Lavinnsats	Scenario: Mellominnsats	Scenario: Høyinnsats
1. Utfasing av: - Mellomkjedete klorparafiner - Bromerte flammehemmere - Perfluorete forbindelser (PFCEr) i produkter	Utfasing av miljøgiftene i 50% av relevante produktgrupper	Utfasing av miljøgiftene i 75% av relevante produktgrupper	Utfasing av miljøgiftene i samtlige relevante produktgrupper
2. Opprydding, evt. andre utslippsreduserende tiltak ved lokaliteter med forurenset grunn	Opprydding, eller andre utslippsreduserende tiltak ved 50% av de mest forurensete lokalitetene	Opprydding, eller andre utslippsreduserende tiltak ved 75% av de mest forurensete lokalitetene	Opprydding, eller andre utslippsreduserende tiltak ved samtlige lokaliteter
3. Reduksjon i bruken av plantevernmidler i norsk landbruk	Reduksjon i bruken av plantevernmidler i landbruket med 20%	Reduksjon i bruken av plantevernmidler i landbruket med 35%	Reduksjon i bruken av plantevernmidler i landbruket med 50%

I tillegg skal det som et punkt 4 gjøres en vurdering av kostnader knyttet til rensing av utslipp av tungmetaller, organiske miljøgifter og legemidler til kommunalt avløpsnett fra industribedrifter, deponier etc. sammenliknet med kostnader knyttet til installasjon av renseteknologi ved kommunale renseanlegg for avløpsvann.

Det skal redegjøres for konsekvenser av tiltakene og scenariene i tabell 1.1, herunder:

- Økonomiske og administrative kostnader
- Miljømessig effekt, med hensyn på forbruk og utslipp av miljøgifter
- Samfunnsøkonomiske effekter, herunder fordelingsvirkninger
- Eventuelle andre vesentlige konsekvenser, herunder bransjemessige forhold.

Tiltakene skal vurderes med tanke på at de skal være gjennomført innen 2020.

Det har vært svært krevende å skaffe data for kostnadene ved de ulike tiltakene, spesielt for utfasing av de ulike stoffene under pkt.1 og for sammenlikningen av rensekostnadene under pkt.4. Dette skyldes i første rekke at kostnadene ved disse tiltakene i liten grad har vært utredet i detalj, både i Norge og internasjonalt. Konklusjonene i rapporten er således beheftet med stor usikkerhet. På grunn

av manglende data behandles også de to siste kulepunktene (samfunnsøkonomiske og eventuelle andre effekter) ovenfor i mindre grad enn de øvrige.

1.3 Generelt om kostnader og substitusjon

Generelt vil de fleste kostnader som belastes næringslivet før eller siden havne hos konsumentene. Det kan imidlertid være av interesse å analysere nærmere hvilke aktører som initialt belastes kostnadene ved å fase ut bruken av skadelige stoffer og produkter. Produsentene av stoffene vil naturlig nok bli rammet ettersom etterspørselen etter stoffene reduseres eller faller bort, men det er liten eller ingen produksjon av de stoffene vi her ser på i Norge.

Brukerne av stoffene, enten direkte som innsatsvarer i produksjonen eller som brukere av produkter som inneholder stoffene, er dermed de aktørene som i første omgang blir berørt av restriksjoner. Kostnadene vil kunne komme i form av:

- Substitusjonskostnader, dvs. direkte kostnader ved å gå over til alternative stoffer i produksjonen eller å bruke produkter som inneholder slike stoffer
- Prosessomleggingskostnader, kostnader knyttet til å legge om produksjonsprosesser noe som kan være nødvendig dersom det ikke er mulig å erstatte stoffet fullt ut med et annet
- Kostnader knyttet til dårligere egenskaper ved alternativene. Det kan være at alternativene ikke fullt ut har de samme egenskapene, noe som kan innebære en ulempe.

For de enkelte produsentene og importørene vil det kunne variere i hvilken grad man kan overvelte kostnadene på kundene. Ettersom alle tilbyderne i utgangspunktet påføres de samme kostnadene vil det være et betydelig press i å forsøke å overvelte mest mulig på kundene gjennom å øke prisene. Produsenter og importører som har stoff-frie alternativer å tilby vil dermed få en økonomisk gevinst som følger av prisøkningen. Hvis etterspørselen etter produktene er svært priselastisk vil det imidlertid være vanskelig å overvelte kostnadene på kundene uten at etterspørselen reduseres vesentlig, og produsentene vil måtte ta store deler av kostnaden selv. Dette vil kunne slå ut i redusert overskudd for eierne (som også er konsumenter) og eventuelt også redusert lønn m.v. for de ansatte. På denne måten vil kostnadsøkningene spres gjennom hele økonomien.

De samlede kostnadene for samfunnet vil være summen av kostnadene for alle aktører som berøres av reduksjonen. Disse kostnadene kan således være avhengig av hvordan nedtrappingen i forbruket reguleres. Dersom det for eksempel er enkelte grupper som vil ha svært store kostnader ved å redusere bruken av et stoff kan de samlede kostnadene ved reduksjonen reduseres ved å la disse aktørene fortsatt få benytte stoffet. Å sette lave grenseverdier for innholdet av stoffene i produkter kan være en annen måte å redusere kostnadene på dersom det er viktig å kunne beholde noe av stoffene.

Kostnadene for den enkelte og for samfunnet vil også i stor grad kunne avhenge av om Norge gjennomfører restriksjoner på egen hånd eller i samarbeid med andre, for eksempel EU. Særnorske reguleringer vil i liten grad gi internasjonale produsenter incentiver til å finne alternativer til de regulerte stoffene, og det kan derfor bli langt dyrere å redusere bruken enn om reguleringene skjer samordnet. Blant annet vil det ved en samordning være flere aktører å fordele kostnadene på. Også for myndighetene vil kontrollkostnadene kunne bli betydelig høyere ved ensidige norske reguleringer, ettersom man vil kunne måtte gjennomføre langt flere kontroller og prøvetakinger for å sjekke innhold i produkter for å sikre at reguleringene overholdes. Ved en samordnet regulering vil kontrollbehovet kunne være langt mindre ettersom flere land vil gjennomføre kontroller og det vil være større sannsynlighet for at produsentene faser ut bruken av stoffene.

Innføringen av de ulike tiltakene vil også kunne skape press på det offentlige for å bidra helt eller delvis i finansieringen av dem. Noen av tiltakene, f.eks. strengere rensekrav i kommunale renseanlegg, vil vanligvis finansieres gjennom økte kommunale gebyrer for brukerne. Andre, særlig opprydding i forurenset grunn og redusert bruk av plantevernmidler, vil kunne medføre ønsker og krav om støtte fra staten til å bidra til finansieringen. Dette vil foruten de direkte budsjettmessige konsekvensene medføre samfunnsøkonomiske kostnader i form av økt beskatning for å finansiere eventuelle støttetiltak. Økt beskatning, f.eks. i form av økt skatt på lønnsinntekt, vil føre til at folk jobber mindre slik at det oppstår et tap for samfunnet. Størrelsen på dette tapet er vanskelig å anslå, men Finansdepartementet har bestemt at det i vurderingene av alle nye offentlige tiltak med budsjettkonsekvenser skal legges til grunn en skattefinansieringskostnad på 20 prosent (Finansdepartementet, 2005). Dette innebærer at det for hver krone som bevilges ekstra over offentlige budsjetter skal legges til grunn en samfunnsøkonomisk kostnad på 20 øre.

2 Utfasing av ulike skadelige stoffer

I dette kapitlet vurderes kostnader og konsekvenser av å fase ut bruken i Norge av mellomkjedete klorparafiner, bromerte flammehemmere og perfluorerte forbindelser.

2.1 Mellomkjedete klorparafiner

2.1.1 Forbruk og utslipp

Mellomkjedete klorerte parafiner (MCCP) er et samlebegrep for en gruppe parafinforbindelser. Forbindelsene har ulike egenskaper, bl.a. avhengig av graden av klorering (Cowi, 2005). MCCP forekommer som myknere og brannhemmere og kan finnes i produkter, spesielt av gummi og PVC som igjen brukes til produksjon av kabler, gulvbelegg, samt diverse forbrukerprodukter. Hovedbruksområdene er (jfr. SFT, 2008a):

- Polyester (mykner/brannhemmer) (i Norge: I polyester for livbåtproduksjon)
- Isolasjons- og tettemidler, lim
- Maling, lakk, overflatebehandling (primært løsemiddelbasert)
- PVC (i EU – hovedsakelig tapeter, gulvbelegg, kabler, fritids- og reiseartikler)
- Smøremidler/smøreoljer til metallbearbeiding
- Lærimpregnering
- Annet, bl.a. gummi.

MCCP brukes i svært liten grad i norsk produksjon, men forekommer i produkter importert fra EU og andre land. Det er svært stor usikkerhet knyttet til omsetningstallene for MCCP i produkter i Norge (Klif, 2010).

Tidligere års rapportering har vært basert på omsetningstall fra produktregisteret. Importerte faste og bearbejdede produkter som inneholder blant annet MCCP blir ikke registrert i Produktregisteret, og derfor har tidligere data for forbruk og utslipp i Norge vært underestimert. Usikkerheten i forbruks- og utslippsdataene er meget stor og utslippsreduksjonen har sannsynligvis vært svært overestimert (Klif, 2010). Disse anslagene viste en reduksjon i forbruk og utslipp på ca. 75 prosent i perioden 1995 – 2007. Beregninger basert på EU-data tyder imidlertid ifølge Klif (2010) på at dette anslaget trolig er feil.

Klif (2010) presenterer et anslag for omsatt mengde MCCP basert på forbruket i EU. I 25 EU-land (EU-25) i Vest-Europa er det anslått at omsatt mengde MCCP var ca. 65.000 tonn i 1997 og ca. 54.000 tonn i 2003. Dersom det antas at den norske omsetningen er lik den i Vest-Europa, vil den utgjøre ca. 1 prosent av den vesteuropeiske omsetningen (basert på at Norges befolkning utgjør ca. 1 prosent av befolkningen i EU-25), henholdsvis ca. 650 tonn i 1997 og ca. 540 tonn i 2003. I følge Klif (2010) er grunn til å anta at forbruket i 2007 er på omtrent samme nivå som i 2003. MCCP i importerte produkter antas å være hovedkilden til det nasjonale MCCP-utslippet i 2007. Det understrekes imidlertid at kunnskapen om bruk av MCCP i produkter er begrenset hos norske importører og brukere.

Cowi (2005) anslår totalforbruket av MCCP i Norge i 2005 til i størrelsesorden 54-64 tonn basert på data fra Produktregisteret og kontakt med importører og produsenter i Norge. Data vi har fått fra Klif viser at det ble registrert et forbruk på 78 tonn MCCP i Produktregisteret i 2007. Import i faste produkter/varer er ikke inkludert i disse tallene, noe som forklarer den store forskjellen i forhold til forbrukstallene i avsnittet ovenfor.

Klif har gjort et forsøk på å fordele bruken av MCCP på bruksområder basert på antatt forbruk i EU, se tabell 2.1.

Tabell 2.1 Forbruk av mellomkjedete klorparafiner (MCCP) til ulike formål. Prosent av totalt MCCP-forbruk

Kategori	Omsetning i Norge 2005	Fordeling av bruk i EU 2008 ¹
Polyester (mykner, flammehemmer)	31	6,5
Isolasjons-tetningsmaterialer/lim (mykner, flammehemmer)*	55	* til sammen 15
Maling og lakkprodukter, overflatebehandling *	1	
PVC (mykner, flammehemmer)	Ikke registret i Produktregisteret og norskprodusert PVC	54
Smøremidler/-oljer (bl.a. i metallkutting)	8	14
Lærimpregnering (mykner)	?	2,5
Annet forbruk, bl.a. gummi	5	

¹ Prosentandelene summerer seg ikke til 100 pga mangler i data

Kilde: SFT (2008a), UK (2008a)

Av tabell 2.1 fremgår at den anslåtte fordelingen av forbruket i Norge skiller seg vesentlig fra anslaget for EU. Dette skyldes hovedsakelig at PVC som inneholder MCCP ikke produseres i Norge. Det er imidlertid omfattende import av ulike PVC-produkter til Norge som ikke blir deklartert i Produktregisteret. Analyser av importerte produkter viser store mengder MCCP i kabler, byggevarer som tapeter og reise- og fritidsartikler (sekker, bager, koffertter, campingstoler etc.) som omsettes i Norge (SFT, 2008a). Det understrekes imidlertid at usikkerheten knyttet til dette er svært stor.

2.1.2 Helse- og miljøeffekter

Klorparafiner er kjemisk stabile og brytes langsomt ned i naturen og har stort potensial for bioakkumulering. Akkumuleringen er størst ved lav kjedelengde og høy kloreringsgrad. Klorparafiner er påvist i næringskjeden, blant annet i fisk, fugl, fugleegg og i morsmelk. Kortkjedete klorparafiner har egenskaper som gjør at de kan transporteres langt med luftstrømmer (www.miljostatus.no).

Mellomkjedete klorparafiner er tungt nedbrytbare og bioakkumulerende. De er klassifisert som meget giftige for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidseffekter i miljøet. De er også klassifisert med risikosekningen "Kan skade barn som får morsmelk." Det aller meste av den MCCP som tilføres miljøet i Norge stammer fra importerte produkter.

2.1.3 Gjennomførte tiltak

Det er ingen regulering av MCCP i dag verken i Norge eller EU, mens kortkjedete klorparafiner er strengt regulert både i Norge og EU. Myndighetens mål er imidlertid at bruken av mellomkjedete klorparafiner skal reduseres vesentlig innen 2010. En regulering av mellomkjedete klorparafiner i forbrukerprodukter vurderes av Miljøverndepartementet etter forslag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Ettersom mellomkjedete klorparafiner inngår i importerte produkter er deltakelse i internasjonal samarbeid, blant annet i EU, for å søke å redusere utslipp og tilførsler gjennom langtransport viktig framover. EU har risikovurdert mellomkjedete klorparafiner, og basert på identifisert risiko på flere områder har EU-kommisjonen lagt fram et forslag til en risikoreduksjonsstrategi samt at man vurderer utslippsreducerende tiltak (www.miljostatus.no). Kommisjonen har også utarbeidet et forslag til regulering av MCCP til bl.a. metallbearbeiding og impregnering i lærindustrien.

2.1.4 Konsekvenser av utfasing

Ifølge SFT (2008a) er MCCP mye brukt fordi stoffet er billig og enkelt å produsere, samtidig som det har en rekke gode egenskaper knyttet til bl.a. brannhemming og som mykner. I UK (2008a) presenteres en omfattende gjennomgang av mulighetene for å redusere bruken av MCCP på de viktigste områdene basert bl.a. på en utredning fra Entec. Det presenteres også noen kostnadsanslag fra EU-land og for EU totalt. Dette er den nyeste og mest oppdaterte analysen av

substitusjonsmulighetene som vi har funnet. For de enkelte bruksområdene presenteres følgende resultater:

- **Metallarbeiding/kutting:** Det finnes ingen enkeltstoffer eller systemer som alene kan erstatte bruken av MCCP med de samme egenskapene. Omfattende omformulering av smøringssystemene vil ofte være nødvendig, og det er antydnet betydelige investeringskostnader knyttet til dette. For noen produsenter, hvor substitutter i dag ikke er tilgjengelige, kan kostnadene bli svært store, og føre til at en må legge ned produksjonen av noen metallprodukter. Flere aktuelle substitutter kan innebære like stor miljørisiko som MCCP.
- **Bruk i PVC:** Det finnes en rekke alternativer til MCCP. Langkjedete klorparafiner, (LCCP) kan benyttes hvor høy brannbeskyttelse er nødvendig. Ved bruk av LCCP kan kostnadene ved kjøp av innsatsvaren øke med mellom 20 og 160 prosent sammenliknet med kjøp av MCCP, for DINP øker kostnadene med i størrelsesorden 60 prosent. Overgang til fosfaterstere kan medføre opp til 4 ganger høyere innkjøpspris. I tillegg kommer kostnader til reformulering, produktgodkjenning etc. Dette kan gi økte kostnader på i størrelsesorden 200 – 800 euro/tonn substitusjonsmateriale for produksjon av gulvbelegg. For PVC i veggdekkinger/tapeter antydes råvarekostnadsøkninger på 3-4 prosent, og for kabeldelere med PVC vil kjøp av DINP koste 50 prosent mer enn MCCP. SFT (2008a) peker imidlertid på at norske (og EUs) byggeforskrifter ikke stiller brannkrav til byggevarer som krever at PVC inneholder MCCP. Det brukes derfor hovedsakelig allerede PVC som ikke inneholder MCCP, slik at reduksjon i bruken vil medføre begrensede kostnader i Norge. Som nevnt benyttes ikke MCCP i produksjon av norsk PVC.
- **Gummi og polymerer (andre enn PVC):** LCCP er identifisert som et mulig substitutt på ulike transportbånd, belter og lignende samt for brannsikre dører. Også andre flammehemmere er mulige substitutter. 20 prosent økning i materialkostnadene er antydnet. Ifølge UK (2008a) mener den europeiske industrien at dette kan medføre nedleggelse av bedrifter, ettersom kostnadene er betydelig sammenliknet med driftsresultatet, men dette er ikke verifisert.
- **Maling, lakk og lignende:** Det kan i stor grad benyttes maling og lakk uten MCCP eller tilsvarende stoff. LCCP er imidlertid et mulig substitutt. Det vil kunne være en engangskostnad på i størrelsesorden 2.000 – 75.000 euro per selskap for produsenter som går over til å bruke LCCP, og årlige kostnadsøkninger knyttet til økte råvarekostnader på 800 euro per tonn LCCP.
- **Lærbearbeiding:** Dagens bruk av MCCP er antatt å være begrenset til spesielle typer applikasjoner, og det er antatt at brukerne kan finne tilfredsstillende alternativer, for eksempel LCCP. Også andre materialer enn lær kan benyttes i flere tilfeller. LCCP er 20 prosent dyrere enn MCCP, noe som vil øke kostnadene ved bruk av lærbearbeidingsvæske med 2 prosent.

2.1.5 Scenarier for utfasing

Det er stor usikkerhet knyttet til kostnader og muligheter for å fase ut MCCP i Norge. Dataene for direkte bruk av MCCP som innsatsfaktor i ulike produksjonsprosesser er usikre. Enda mer usikkert er omfanget av import av produkter som inneholder MCCP.

I SFT (2008a) foreslås det å forby import, eksport og omsetning av *forbruker*produkter når innholdet av stoffet i produktets homogene enkeltdeleler er høyere eller lik 0,1 vektprosent. Forbudet foreslås ikke å omfatte produkter der det er særskilt behov for flammehemming (brannsikkerhet) og det ikke finnes tilfredsstillende alternativer. Dette er antatt å redusere utslipp av MCCP med ca. halvparten av den mengden som er registrert i Produktregisteret, og det forventes en betydelig reduksjon av MCCP i importerte faste produkter. Det hevdes at erstatning av MCCP som mykner med alternative stoffer ikke vil medføre kostnader av betydning. Erstatning av MCCP med alternative brannhemmende stoffer vil medføre økte kostnader, for eksempel i tette-/fugemidler og myk PVC. Det finnes imidlertid ifølge SFT (2008a) andre alternative metoder til tetting (for eksempel mineralull) og PVC kan også benyttes uten MCCP i mange anvendelser. Man antar at tiltaket ikke vil medføre betydelige samfunnsøkonomiske kostnader, og det forventes at nytten vil være større enn kostnadene ved forslaget.

På usikkert grunnlag konkluderer vi med at 50 prosent reduksjon av bruken av MCCP, både som innsatsfaktor og i bruk av produkter som inneholder MCCP, vil kunne gjennomføres til moderate kostnader, dvs. maksimalt 20 prosent kostnadsøkning. Vi forutsetter da at bruk av MCCP i

metallbearbeiding unntas fra denne reguleringen. Det er sannsynligvis også mulig å redusere bruken med 75 prosent uten større kostnader enn for 50 prosent reduksjon. Full utfasing av all bruk av MCCP vil imidlertid slik det ser ut i dag være vanskelig uten alvorlige effekter, særlig for metallbearbeiding hvor det per i dag ikke finnes gode alternativer på alle bruksområder.

De økonomiske og administrative kostnadene i form av kontroll og prøvetaking av produkter vil kunne bli betydelige dersom Norge innfører begrensninger på egen hånd. Uten omfattende kontroll er det sannsynlig at en betydelig mengde importerte produkter kan inneholde MCCP, selv om omfanget i dag er uklart.

Utslippreduksjonene vil bli om lag like store som reduksjonene i bruken, men med et tidslag ettersom det tar noe tid før produktene hvor MCCP inngår ender opp som avfall og utslipp. Hva miljøeffekten totalt sett blir er bl.a. avhengig av miljøegenskapene hos de stoffer som erstatter de mellomkjedete klorparafinene.

2.2 Bromerte flammehemmere

2.2.1 Forbruk og utslipp

Bromerte flammehemmere er betegnelsen på en gruppe bromerte organiske stoffer som tilsettes ulike produkter for å gjøre dem mindre brennbare. Det finnes ca. 70 ulike bromerte flammehemmere på markedet (SFT, 2009b).

Bromerte flammehemmere finnes hovedsakelig i tre produktgrupper:

- Plastmaterialer i elektriske og elektroniske produkter (EE-produkter) som kretskort i datautstyr, PC-eksterior, TV-er, mobiltelefoner, kontakter og brytere
- Isolasjonsmaterialer av plast, som EPS (ekspandert polystyren), XPS (ekstrudert polystyren) og cellegummi
- I transportmidler i form av myk og hard plast, tekstiler, elektronikk, ledninger og liknende

Bromerte flammehemmere kan også finnes i tyngre tekstiler, tepper og stoppede møbler.

Tabell 2.2 Omsetning av bromerte flammehemmere i 1995 og 2006.

Produktgruppe	Omsetning i tonn		Utslipp 2006
	1995	2006	
Elektriske, elektroniske produkter	30 – 70	Ca. 340	
Bygningsmaterialer, isolasjon	25	Ca. 45	
Tekstiler	3 – 5	~0	
Transportmidler	i.k.	Ca. 65	
Sum		Ca. 450	2,3

Kilde: Klif (2010)

Tabell 2.2 viser at elektriske og elektroniske produkter i dag er det desidert største bruksområdet for bromerte flammehemmere, og at omsetningen er nesten tidoblet mellom 1995 og 2006. Forbruket har imidlertid sannsynligvis gått betydelig ned etter 2006 som følge av innføringen av forbud i EU i 2008 mot bruk av enkelte flammehemmere, spesielt deka-BDE, se nedenfor. Transportmidler og bygningsmaterialer (isolasjon) er de øvrige bruksområdene. Det understrekes at det er svært stor usikkerhet knyttet til bruksområdene og omfanget av bruken, dvs. at det ikke kan utelukkes at stoffene også brukes i andre produkter. Nedenfor ser vi nærmere på bruken i de tre identifiserte bruksområdene.

Historisk sett er det stoffene penta-BDE (pentabromdifenyler), okta-BDE (oktabromdifenyler), deka-BDE (dekabromdifenyler), HBCDD (heksabromsyklododekan) og TBBPA (tetrabrombisfenol A) som har utgjort den største andelen bromerte flammehemmere i bruk på verdensbasis. Internasjonalt har forbruket av bromerte flammehemmere økt fra tidlig på 1990-tallet og fram til i dag, særlig bruken i EE-produkter.

Det foregår ingen produksjon av bromerte flammehemmere i Norge. Bruk i Norge skjer derfor enten ved at slike stoffer tilsettes under produksjon av ulike produkter, ved bearbeiding av plastråvarer, lamminer og lignende som inneholder bromerte flammehemmere, og ved bruk av ferdigprodukter. Noen produkter produseres i Norge (bl.a. elektriske og elektroniske produkter, samt bygningsisolasjon for eksport, o.l.). Det er lite produksjon av transportmidler i Norge. Den største andelen bromerte flammehemmere på det norske markedet kommer fra importerte ferdigprodukter. Det er svært usikre data for forbruk og utslipp av disse stoffene, men Klif har på basis av utenlandske data foretatt en grov estimering.

Tabell 2.3 Anslag for forbruket av de fem prioriterte bromerte flammehemmerne i 2007. Tonn.

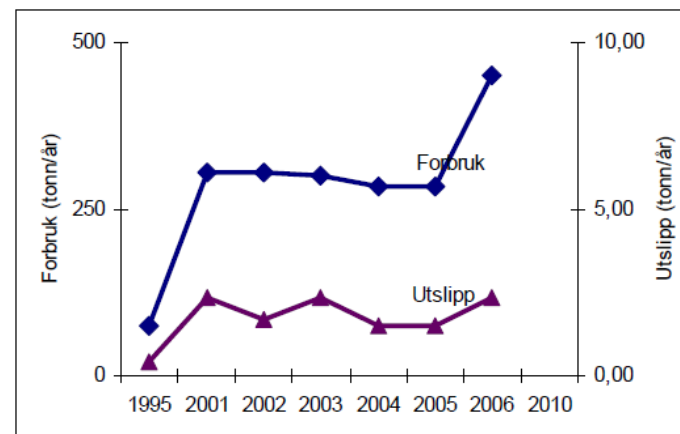
Bromert flammehemmer	Forbruk 2007
TBBPA	293
HBCDD	43
Deka-BDE	114 ¹
Okta-BDE	Nær 0
Penta-BDE	Nær 0
Totalt	450

¹Er nå nær null som følge av forbud mot bruk fra 2008

Kilde: SFT (2009b)

Tilførselen av bromerte flammehemmere til miljøet i Norge skjer i hovedsak ved lekkasje fra produkter under bruk og fra avfall. Bromerte flammehemmere kan tilføres jord, vann og luft. Utslipp fra både diffuse kilder og spesifikke punktkilder kan følge vannstrømmer og gjenfinnes i avløpsvann og slam fra kommunale renseanlegg. Det er bl.a. funnet bromerte flammehemmere i inneluften i kontorlokaler med store mengder datautstyr. I tillegg kan bromholdige dioksiner dannes ved forbrenning av avfall som inneholder bromerte flammehemmere. Langtransporterte luftstrømmer er også en kilde for tilførsel av bromerte flammehemmere til miljøet i Norge.

Figur 2.1 Grove anslag for nasjonalt utslipp og forbruk av bromerte flammehemmere i perioden 1995 – 2006. Tonn.



Kilde: SFT (2009a)

Figur 2.1 viser at forbruket i perioden 1995 – 2006 antas å ha økt ca. fem ganger, og det anslås at det nasjonale utslippet har økt tilsvarende. Kravet om innsamling av EE-produkter kan ha bidratt til lavere utslipp, men dette er per i dag ikke dokumentert. Dataene er imidlertid svært usikre.

2.2.2 Helse- og miljøeffekter

Det er vist at mange bromerte flammehemmere har alvorlige helse- og miljøvirkninger (SFT, 2009b). Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for akvatiske organismer. Ved langvarig eksponering er det påvist at de kan føre til leverskade. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi hormoneffekter og at de kan gi skader på nervesystemet.

Mange av stoffene er meget stabile og brytes derfor lite ned i miljøet, noe som resulterer i en oppkonsentrering i miljøet og næringskjeden. Ved en rekke undersøkelser er det vist at bromerte flammehemmere finnes i økende mengder i naturen og i mennesker. Bromerte flammehemmere er påvist i blodprøver fra den norske befolkningen siden 1980-tallet. Nivåene i norsk morsmelk økte betraktelig fra 1986 til 2000, men undersøkelser i 2004 viste imidlertid at nivåene i morsmelk hadde sunket noe. Bromerte flammehemmere er funnet i fugleegg fra norsk Arktis og er også påvist i isbjørn. Nivåene av bromerte flammehemmere i Arktis er økende (SFT, 2009b).

2.2.3 Gjennomførte tiltak

Både i Norge og EU er det innført et forbud mot å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke stoffer og stoffblandinger som inneholder 0,1 vektprosent eller mer av penta- og okta-BDE (SFT, 2009b). Forbudet gjelder også produkter eller flammehemmende deler av produkter. Gjennom EUs RoHS-direktiv¹ er det, med unntak for noen produkttyper, innført et generelt forbud mot å produsere, importere, eksportere og omsette EE-produkter som inneholder mer enn 0,1 vektprosent PBB (polybromertebifenyl) og PBDE (polybromertedifenyl), som bl.a. innebærer et forbud mot bruk av deka-BDE i EE-produkter. Norge har i tillegg innført et nasjonalt forbud mot bruk av deka-BDE på lik linje med forbudet mot penta- og okta-BDE, men med unntak for bruk av deka-BDE i transportmidler. I lenger tid har det foreligget et forbud mot bruk av PBB og tris(2,3-dibrompropyl)fosfat i tekstiler som kan komme i kontakt med hud.

For di en så stor andel av bromerte flammehemmere inngår i importerte produkter, er arbeidet med å få innført internasjonale avtaler for bruk av disse stoffene uhyre viktig. Norge, sammen med bl.a. de andre nordiske landene, arbeider derfor aktivt i ulike internasjonale organisasjoner for å begrense bruken av disse stoffene internasjonalt. EU har lagt frem et forslag til en risikoreduksjonsstrategi for HBCDD. Det er fremmet forslag om at stoffet inkluderes på listen over stoffer som er underlagt godkjenning i REACH (Annex 14). Det er foreslått å inkludere HBCDD i annekset X i Vannrammedirektivet (Klif, 2010).

Et forslag fra Klif til nasjonalt forbud mot bruk av HBCDD i forbrukerprodukter er til behandling i Miljøverndepartementet. For eventuell nasjonal regulering av TBBPA har Klif anbefalt å avvente den endelige risikovurderingen av stoffet i EU.

Norge har innført et særskilt krav om at avfall som inneholder 0,25 vektprosent eller mer av penta-BDE, okta-BDE, deka-BDE, HBCDD eller TBBPA skal behandles som farlig avfall. I tråd med EU-direktiv er det innført krav til innsamling og behandling av kasserte EE-produkter. Det samme gjelder for kasserte kjøretøy. Videre er det fastsatt regler for håndtering av avfall i forbindelse med bygging, rehabilitering og riving med krav om miljøkartlegging og avfallsplaner.

EU har lagt fram et forslag til en risikoreduksjonsstrategi for HBCDD, hvor det blant annet foreslås å inkludere stoffet i POPs-konvensjonen (Stockholm-konvensjonen, konvensjonen om persistente organiske miljøgifter (POPs)). Tidsperspektivet for når det vil foreligge en regulering av HBCDD i EU er usikkert (SFT, 2008a).

2.2.4 Utfasingen av deka-BDE

For å få en indikasjon på kostnadene ved utfasing av TBBPA og HBCDD kan det være av interesse å se på utfasingen i bruken av deka-BDE. Ifølge The Lowell Center (2005) har 80 prosent av deka-BDE-bruken i USA gått til elektroniske produkter, hvorav mesteparten har vært brukt i bak- og frontplater for TV-apparater. 10-20 prosent har vært brukt i tekstiler. Annen bruk i USA inkluderer gummiprodukter, wire og kabler, og mindre bruk i papir, mineralull m.m.

¹ Direktivet om farlige stoffer i elektriske og elektroniske produkter

Bruken av deka-BDE i TV-apparater, særlig i bakplater, skyldes at dette har vært en billig og svært effektiv flammehemmer som har vært lett å blande inn i såkalt "high impact polystyrene" (HIPS). DekabDE HIPS har også i en del tilfeller vært brukt i andre elektroniske rammer/deksler som for eksempel PC-er og andre komponenter hvor det kreves høy grad av flammehemming.

De fleste TV- og datamaskinprodusentene som leverer til EU og Norge har gått over til å bruke mer miljøvennlige alternativer med like god brannhemming. De mest kostnadseffektive ikke-halogenholdige substituttene for deka-BDE HIPS inneholder fosforbaserte flammehemmere. Andre substitutter inkluderer metall, tre eller deksler basert på polylactide, men disse har ikke fått noen omfattende bruk pga. høye kostnader og noe dårligere egenskaper. Av de fosforbaserte flammehemmerne er bare HIPS/PPO 100 prosent halogenfri, og sistnevnte er også det dyreste alternativet.

Kostnadene ved substituttene er i størrelsesorden USD 0,2 – 0,5 USD pr kg høyere enn kostnadene ved å bruke deka-BDE HIPS. Dette tilsvarer en kostnad på USD 4,4–7,5 for et TV-apparat som med en utsalgspris på USD 300, eller i størrelsesorden 1,5–2,5 prosent av utsalgsprisen. Dette indikerer at kostnadene ved utfasing kan ha vært svært begrensede.

2.2.5 Konsekvenser av utfasing

Vi ser her på konsekvenser av helt eller delvis å fase ut bruken av HBCDD og TBBPA.

TBBPA

Dette stoffet er hovedsaklig benyttet som reaktiv flammehemmer i kretskort ("printed wiring boards" (PWB) m.v. og i ulike isolasjonsmaterialer for elektroniske komponenter. På grunn av sine gode termiske, elektriske og flammehemmende egenskaper, relativt lave kostnader og gode prosesseegenskaper er blandinger som inneholder TBBPA i omfattende bruk som flammehemmende materiale i elektronikkindustrien. Dette er i dag den bromerte flammehemmeren med det største globale produksjonsvolumet (www.vecap.info). Morose (2006) anslår at TBBPA brukes som flammehemmer i mer enn 90 prosent av PWB. Stoffet benyttes også i produksjon av andre flammehemmende stoffer som for eksempel polystyrenprodukter som isopor.

TBBPA brukes hovedsaklig reaktivt, dvs. at det reagerer med stoffet eller stoffene det blandes med slik at det finnes lite "rent" TBBPA tilbake. De miljømessige konsekvensene ved bruken blir dermed mindre, siden utlekking blir vanskeliggjort. Noe TBBPA brukes også additivt, dvs. at det blandes med eller legges utenpå plast uten å reagere med det. Dermed blir faren for utlekking større.

Ifølge Morose (2006) kan bruken av TBBPA (og HBCDD) reduseres eller elimineres gjennom substitusjon med et annet kjemisk stoff, substituere materialet stoffet inngår i med andre materialer eller redesigne produktet. Morose (2006) identifiserer følgende mulige alternativer til TBBPA i PWB:

- Andre bromerte komponenter
- Rødt fosfor
- Andre fosfor-baserte stoffer
- Metallhydroksider
- Ikke-brennbare harpiks-stoffer (resins)
- Andre resins

Det trengs ifølge Morose (2006) mer forskning på egenskapene ved disse alternativene før man eventuelt finner noen som helt eller delvis kan erstatte TBBPA. Andre studier bekrefter at det per i dag ikke finnes tilgjengelige erstatningsstoffer med gode nok egenskaper. Det er derfor vanskelig å finne overslag for hva det vil koste å erstatte stoffet.

HBCDD

Den primære bruken av HBCDD er som innblandet flammehemmer i ekspandert polystyren (EPS) og ekstrudert polystyren (XPS). EPS og XPS benyttes typisk til varmeisolerende skum i bygg- og anleggsektoren og i kjøretøy. Ifølge SFT (2008a) benyttes HBCDD også i mindre grad i applikasjoner med høykvalitets polystyren (HIPS, high impact polystyrene), som anvendes i elektrisk og elektronisk utstyr. I de fleste tilfellene blir polystyrenskummet knyttet til et annet materiale som et laminat i plateform, noen ganger også i kombinasjon med glassfiber. Dette materialet kan benyttes til tak- og

veggisolasjonsprodukter, isolasjon av kjølerom, garasjedører, grunnmurer m.m. I disse anvendelsene er stoffenes gode flammehemmende egenskaper kombinert med at de krever små mengder av stoffet avgjørende.

EPS-granulat som inneholder HBCDD produseres i Norge av en produsent, men dette eksporteres.

Nedenfor gjennomgås status for bruk og substitusjonsmuligheter, hovedsakelig basert på SFT (2009a).

- **EPS og XPS:** I 2005 var det registrert ca. 4 tonn HBCDD brukt i isolasjonsmaterialer (til bygging av hus og veier etc.). Det anslås at forbruket av HBCDD i isolasjonsmaterialer ikke har forandret seg vesentlig siden 2005. Det er ingen produksjon av EPS eller XPS med HBCDD i Norge i dag. Ifølge SFT (2008a) importeres det en del spesialprodukter som for eksempel våtromspaneler som inneholder HBCDD. Et meget usikkert anslag for innholdet av HBCDD i våtromspaneler importert til Norge i 2007 er 12 tonn (SFT, 2008a). For bruk av HBCDD i EPS og XPS i isolasjonsmaterialer i bygningsindustrien er det ifølge TemaNord (2008) ingen kjemiske alternativer tilgjengelig på markedet. Dette bekreftes også av andre kilder, for eksempel ECHA (2009) og SFT (2008a). De kjemiske alternativene er enten for giftige eller krever så store mengder at det endrer bruksegenskapene eller omfanget av produktet. Men alternativer til EPS og XPS finnes i form av andre isolasjonsmaterialer som mineralull eller liknende. Disse har andre karakteristika og egenskaper enn XPS og EPS og kan derfor være mindre anvendelige på noen områder eller medføre andre miljøbelastninger. Et mekanisk alternativ til HBCDD vil ifølge TemaNord (2008) være å lage en slags innpakning av EPS og XPS til brannsikre innretninger, men denne metoden kan bare benyttes i få tilfeller. Ifølge Klif er det imidlertid ikke behov for flammehemmere i bygningsmaterialer i Norge, noe som heller ikke kreves i bygningsforskriftene.
- **Cellegummi (rørisolasjon):** Cellegummi på det norske markedet inneholder ca. 15 tonn bromerte flammehemmere, og det antas at 1,5-3 tonn av dette er HBCDD. Det er grunn til å anta at det finnes HBCDD i en del importerte produkter en ikke har oversikt over. Norsk produksjon av cellegummi har opphørt. Hovedsakelig brukes det andre bromerte flammehemmere enn HBCDD i cellegummi på det norske markedet i dag. Det kan imidlertid være vanskelig å finne gode erstattere for HBCDD for en del typer cellegummi.
- **EE-produkter** inneholder kun mindre mengder HBCDD, og brukes hovedsakelig i produksjon av kabinetter. Men stoffet vil også kunne inngå i mange importerte produkter som billig forbrukerelektronikk og elektriske leker produsert i Asia. HBCDD brukes i EE-produkter fortrinnsvis i HIPS-plast. SFT på høsten 2007 utvalgte importører av EE-produkter å sende opplysninger om innhold av bl.a. HBCDD i sine produkter. Kun en av bedriftene meldte tilbake at de faktisk har HBCDD i sine produkter. Det er åpenbart stor variasjon i kunnskap og fokus på bromerte flammehemmere som HBCDD hos bedrifter som importerer EE-produkter. For bruken av HBCDD i HIPS finnes det ifølge TemaNord (2008) kjemiske alternativer. De mest vanlige alternativene er andre bromerte flammehemmere i ulike forbindelser. Men det finnes også ulike ikke-bromerte forbindelser som kan benyttes, men de må benyttes i betydelig høyere omfang, noe som kan ha betydning for bruksegenskapene (ECHA, 2009). Ettersom HBCDD ikke brukes særlig mye i HIPS er det ifølge ECHA (2009) grunn til å anta at det allerede benyttes en rekke teknisk og økonomisk tilgjengelige alternativer. Det er imidlertid uklart om disse alternativene har bedre miljøegenskaper enn HBCDD.
- **Tekstiler og møbler:** HBCDD har tidligere blitt benyttet i større mengder som belegg i tekstiler og møbler. Det oppgis at denne bruken nå har opphørt i produkter produsert Norge (SFT, 2009a, ECHA, 2009). Den europeiske tekstilindustrien angir i en kommentar til EUs arbeid med en risikoreduksjonsstrategi for HBCDD at denne forbindelsen først og fremst benyttes i tekniske tekstiler og i møbelstoffer. Typiske sluttprodukter angis å være stoppede møbler, gardiner, interiørtekstiler og tekstiler til for eksempel interiør i biler. Flere av disse bruksområdene er kun aktuelle i spesifikke tilfeller som for eksempel til bruk i institusjoner. Det kan imidlertid ikke utelukkes at importerte produkter kan inneholde HBCDD uten at importørene er kjent med dette. For bruk i tekstiler finnes det en rekke kjemiske alternativer som er kommersielt tilgjengelige som også ansees å ha bedre miljømessige egenskaper (TemaNord, 2008). ECHA (2009) viser også til at det er en rekke alternativer i bruk, men mener at det er usikkert i hvilken grad disse er bedre miljømessig sett.
- I **transportmidler** er det registrert 30-50 tonn bromerte flammehemmere. Ca. 10-17 tonn av dette antas å være HBCDD. Svært lite transportmidler produseres i Norge.

2.2.6 Scenarier for utfasing

Usikkerheten om forbruk og utslipp gjør det også for disse stoffene vanskelig å vurdere hva kostnadene og konsekvensene vil være for ulike utfasingsnivå i Norge. Det er vanskeligst å vurdere dette for TBBPA, hvor det er uklart hvilke konkrete muligheter som finnes og hvilke kostnader disse vil medføre. TBBPA er den bromerte flammehemmeren med høyest forbruk i Norge i dag. Vi har ikke noe grunnlag for å vurdere kostnader og ulemper ved utfasing av TBBPA, ettersom det trengs ytterligere datainnhenting og vurdering av mulighetene for å redusere bruken.

For utfasing av HBCDD forventer SFT (2008a) de største kostnadene å være knyttet til en regulering av EPS-granulat som inneholder HBCDD (eksport av halvfabrikat) og bruk i transportmidler. For enkelte spesialprodukter til rørisolasjon (cellegummi) kan alternativene bli noe dyrere ifølge SFT (2008a), og det kan være vanskelig å finne gode alternativer. For flammehemming av isolasjonsmaterialer (EPS/XPS) vil alternativene være dyrere og/eller gi dårligere bruksegenskaper og også i noen grad dårlige miljøegenskaper. Men flammehemmere er neppe nødvendig i disse produktene i Norge i dag.

Vi har ikke funnet anslag på hva det vil koste å erstatte bruken av HBCDD på de ulike områdene hvor stoffet brukes i dag. På svært usikkert grunnlag ser det ut til at en 50 prosent reduksjon i bruken av HBCDD vil være mulig til akseptable kostnader (maksimum 20 prosent kostnadsøkning), og uten at bruks- og miljøegenskapene forverres i vesentlig grad. Det vil kanskje også være mulig å redusere bruken med 75 prosent, spesielt dersom man finner gode alternativer til bruk av HBCDD i transportsektoren. Full utfasing vil høyst sannsynlig være forbundet med betydelige kostnader for de mest utsatte brukerne, spesielt dersom Norge gjør dette på egen hånd.

Det vil kunne påløpe til dels betydelige kostnader i form av kontroll og prøvetaking av produkter, særlig dersom Norge innfører begrensninger på egen hånd.

Utslippreduksjonene vil bli om lag like store som reduksjonene i bruken, men med et tidslag ettersom det tar noe tid før produktene hvor HBCDD inngår ender opp som avfall og utslipp. Hva miljøeffekten totalt sett blir er bl.a. avhengig av miljøegenskapene hos de stoffer som erstatter de mellomkjedete klorparafinene.

2.3 Perfluorerte forbindelser (PFC-er) i produkter

PFC-er (perfluorerte organiske forbindelser) er en stor gruppe kjemiske stoffer. Totalt finnes det flere hundre slike forbindelser. Perfluorinert oktansyre (PFOA) og perfluoroktansulfonat (PFOS) og PFOS-relaterte forbindelser er de som har vært mest i fokus frem til nå, og helse- og miljøegenskapene er kartlagt.

Det er også økende fokus på andre perfluorerte syrer (PFCA) og til forløpere eller nedbrytningsprodukter til de perfluorerte syrene slik som fluortelomeralkoholer (FTOH) (SFT, 2008b). Stoffet 8:2 FTOH er den viktigste byggesteinen i høymolekylære polyakrylater som brukes i overflatebehandling av tekstiler, papir og tepper for å oppnå olje, smuss og vannavstøtende egenskaper. I den vitenskapelige litteraturen vises det til at 8:2 FTOH kan brytes ned til PFOA og Perfluomonosyre (PFNA), sistnevnte er den dominerende perfluorerte syren man finner i tekstiler. Det er publisert lite data om disse stoffene, og Klif arbeider med å øke kunnskapen om miljøeffektene samt bruk og utslipp i Norge. Det er gjennomført en materialstrømsanalyse av PFNA som Klif vil publisere med det første. Videre arbeider Klif med et forslag om harmonisert helsefareklassifisering for 8:2 FTOH innenfor rammene av REACH. Forhåpentlig vil registreringen i REACH gi mer informasjon om disse stoffene, det er bl.a. registreringsfrist for flere PFNA-forbindelser i desember 2010.

2.3.1 Forbruk og utslipp

PFC-er har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet (www.miljostatus.no). Stoffene brukes hovedsakelig på grunn av sine gode overflateegenskaper. De kan danne tynne filmer som hindrer spredning av brann, avdamping av flyktige forbindelser og de forbedrer produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Kjente bruksområder for PFOA og PFOS er (SFT, 2008a):

- Tekstiler
- Impregneringsmidler

- Fluorpolymer- og fluorelastomerproduksjon
- Overflatebehandling (eks. husholdningsprodukter)
- Matvareemballasje (eks. ved behov for "grease proof" som i mikropopcomposere, pizzaesker, sukkervarer)
- Panner med slippbelegg
- Kosmetikk
- Gulvvoks, polish
- Maling og lakk
- Brannskum (primært PFOS)
- Overflatebehandling av metall/galvaniseringsbad (primært PFOS)
- Hydraulikkolje til fly (primært PFOS)

PFC-er produseres ikke i Norge. Alle produkter med perfluorerte forbindelser som omsettes i Norge er importerte, enten i form av kjemisk-tekniske produkter eller som bestanddeler i faste bearbejdede produkter. Perfluorerte forbindelser utgjør viktige byggesteiner i kjente produkter med varemerker som Gore Tex® og Teflon® (SFT, 2008b).

Forbruk, og dermed også utslipp av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser ble tilnærmet stanset i 2007. Da hadde også lagrene (stående masse) med PFOS-holdig brannskum blitt fjernet. PFOS har hovedsakelig blitt brukt i brannskum. Noe PFOS (anslagsvis 3 – 5 liter pr. år) brukes fortsatt som skumdemper ved forkromning i galvanoidindustrien, men utslippene fra denne prosessen vurderes som små (Klif, 2010).

Forbruket av PFOA i Norge er svært lavt. Tepper som er overflatebehandlet for å bli smuss- og vannavstøtende er sannsynligvis den viktigste kilden til utslipp av PFOA i Norge. SFT (2008b) viser til at ifølge industrien blir PFOA hovedsakelig brukt i produksjon av fluoropolymerer. Det finnes ikke slik produksjon i Norge, og det er uklart hvorfor det likevel påvises PFOA i relativt høye konsentrasjoner i miljøprøver og blodprøver.

Tabell 2.4 Forbruk av PFOA i ulike produkter. Kg/år.

Produkt	Beregnete maksimale mengder forbrukt
Tekstiler, arbeids- og sportstøy produsert i Norge	Ukjent
Tekstiler, impregnert tøy til utendørs bruk	0,19 – 0,24
Fottøy	0,5
Impregnert/belagt papir	Ukjent
Tepper	18 – 20
Voks	0,033
Polish	Ukjent
Brannskum	Ukjent
Maling og lakk	1,5 – 1,7
Impregneringsmidler	0,8 – 4
Plantevernmidler	Ukjent

Kilde: SFT (2008a)

Oversikten i tabell 2.4 er basert på en kartlegging ved hjelp av en litteraturstudie gjennomført av SFT i 2007 (SFT, 2008a). Hovedkonklusjonen i kartleggingen er at kildene til forekomst av PFOA er vanskelig å kartlegge og at forbruksmengder av PFOA i Norge kun er delvis kjent. En mindre andel, ca. 14 kg, antas å komme fra produkter, vesentlig forbrukerprodukter, som hovedsakelig er importert til Norge. Det er også funnet små mengder PFOA og PFOS og relaterte forbindelser i tekstiler. Mengdene er så lave at en ikke kan regne med at de er tilsatt produktene, men at de er dannet under bruk. Slike små mengder i produkter er videre vanskelige å detektere.

Ifølge SFT (2008a) viser opplysninger fra industrien at omtrent 90 prosent av PFOA brukes i fluorpolymerproduksjon, og de øvrige 10 prosent brukes til overflatebehandling. Opplysninger fra det norske produktregisteret indikerer at PFOA ikke inngår i merkepliktige produkter som er tilgjengelig for forbrukere. Ifølge fluorpolymerindustrien tilsettes ikke PFOA i forbrukerprodukter, men kjemiske analyser har likevel påvist stoffet i forbrukerprodukter som tepper og skismøring (<http://www.stami.no/?nid=61199&lcid=1044>). SFT (2008a) viser til en undersøkelse gjennomført av Mattilsynet i 2006, hvor det fremgår at det ikke brukes perfluorforbindelser i papp/papiremballasje for såkalt "fast food" i Norge.

2.3.2 Helse- og miljøeffekter

PFOS og PFOA har kjente alvorlige helse- og miljøskadelige effekter. Forskning pågår både i Norge og utlandet for å øke kunnskapen om disse effektene. Stoffene er persistente og gjenfinnes i miljøet. Miljøvernmyndighetene arbeider derfor for å redusere utslippene av PFOS og PFOA (www.miljostatus.no).

PFOS fremstilles syntetisk eller kan dannes ved nedbrytning av PFOS-relaterte forbindelser. Etter det en kjenner til brytes ikke selve stoffet PFOS ned i naturen og vil bli værende i miljøet i svært lang tid. PFOS og enkelte andre PFOS-relaterte forbindelser kan binde seg til proteiner i blod og kan bioakkumuleres i kroppen, først og fremst i lever og galleblære. Undersøkelser av ulike dyrearter viser at stoffene også kan oppkonsentreres i næringskjeden.

PFOS er giftig ved gjentatt eksponering og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr. Det foreligger også studier som viser at stoffet kan være kreftfremkallende. PFOS er giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

PFOA har lignende egenskaper som PFOS. PFOA brytes svært sakte ned i naturen. Studier har imidlertid vist lavere bioakkumuleringspotensial for PFOA enn for PFOS. Nivåene som er målt i organismer er også lavere for PFOA enn for de PFOS-relaterte forbindelsene. PFOA er påvist i blod hos befolkningen, men også her er nivåene lavere enn for de PFOS-relaterte forbindelsene. PFOA er giftig ved gjentatt eksponering, er kreftfremkallende og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr.

PFOS og PFOA er påvist over store deler av verden, inkludert arktiske områder. Vi kan eksponeres for stoffene via miljøet, gjennom inntak av forurenset drikkevann og mat. Siden stoffene er giftige, persistente, har bioakkumulerings-potensial og kan spres globalt, representerer de på sikt en potensiell fare for mennesker og dyr.

En vet i dag mindre om helse- og miljøegenskapene til PFNA og FTOH enn for de ovennevnte stoffene, men undersøkelser tyder på at de er reproduksjonsskadelige. Det fryktes at 8:2 FTOH kan medføre tilsvarende helseserisiko som PFOA, dvs. virke kreftfremkallende og ha reproduksjonsskadelige egenskaper.

2.3.3 Gjennomførte tiltak

Siden 1995 er det gjennomført flere tiltak både i Norge og internasjonalt for å redusere utslipp av PFOS (Klif, 2010). Fra 1. juli 2007 ble det i Norge innført forbud mot bruk av PFOS i ulike produkter. Da hadde en fra 2005 hatt en nasjonal handlingsplan med tiltak for reduksjon av PFOS-relaterte forbindelser. EU vedtok i 2006 et direktiv som regulerer bruken av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i blant annet glansforkromningsbad, tekstiler og impregneringsmidler. PFOS-holdig brannskum er tillatt brukt frem til 27. juni 2011.

Det er i dag ingen reguleringer av PFOA i Norge og EU. I forbindelse med innføringen av reguleringen av PFOS ønsket EU-parlamentet også å regulere PFOA, men forslaget ble ikke vedtatt. Kommissjonen arbeider imidlertid videre med ytterligere risikovurderinger av PFOA og risikoreducerende tiltak (SFT, 2008a). Klif foreslo i 2008 å regulere bruken av PFOA i forbrukerprodukter, og dette forslaget er til vurdering i Miljøverndepartementet.

USAs forureningsmyndigheter (US EPA) har fått de store fluorpolymerprodusentene i USA til å forplikte seg til 95 prosent reduksjon i PFOA- og PFNA-utslippene fra produksjon og produkter innen 2010, og 100 prosent innen 2015 (SFT, 2008a). Det pågår et omfattende arbeid i USA for å finne fram til ulike alternativer til disse stoffene som også er miljømessig forsvarlige.

2.3.4 Konsekvenser av utfasing

Ettersom forbruket av PFOS må antas å ha opphørt i Norge ser vi her på mulighetene for å erstatte PFOA med andre komponenter. De viktigste bruksområdene er antatt å være i tepper samt mindre mengder i maling- og lakkproduksjon, men også en rekke andre produkter vil bli berørt.

Ifølge SFT (2007) dekker norsk teppeproduksjon bare i størrelsesorden 5 prosent av det innenlandske markedet. Det er to typer tepper på markedet, en kategori som er laget av ull og tilsvarende naturfibre og en som er basert på syntetiske fibre. Bare anslagsvis 5-10 prosent av tepper laget av naturfibre er vanligvis impregnerert med PFOA eller liknende fluoriserende komponenter (SFT, 2007). Ingen norske produsenter impregnerer naturfiberbaserte tepper. En betydelig andel av teppene som lages av syntetiske fibre blir imidlertid impregnerert. Hvor stor andel disse utgjør av teppene som selges i Norge er ikke kjent. Det er heller ikke klart hvilke alternativer som eventuelt finnes

Maling og lakk, blant annet noen typer bunnstoff til båter, inneholder i noen tilfeller fluoriserende stoffer. Basert på kontakter med norske og utenlandske produsenter anslås det i SFT (2007) at maksimalt 20 prosent av maling, lakk og liknende inneholder PFOA. Det er uklart hvilke alternativer som finnes til PFOA.

2.3.5 Scenarier for utfasing

Utfasingen av PFOA hos fluoropolymerprodusentene i USA innen 2015 må antas å få stor betydning for mulighetene for å fase ut bruken i Norge og andre land. Dersom arbeidet med å finne fram til alternative stoffer og produksjonsprosesser lykkes, må det antas at det vil være mulig å fase ut bruken av PFOA innen 2020 til svært moderate kostnader. Det kan imidlertid være spesielle bruksområder som ikke lar seg fase ut uten betydelige kostnader eller ulemper, men dette er noe som må vurderes nærmere.

Det er uklart hvilke stoffer PFOA vil kunne bli erstattet med. De produktene som i dag brukes i Norge og inneholder PFOA bør i de fleste tilfeller kunne erstattes med stoffer uten tilsvarende skadelige skadelige komponenter. Men det kan være en fare for at arbeidet med å fase ut bruken av stoffene fører til at de erstattes med andre PFC-er eller andre stoffer med skadelige effekter.

De økonomiske og administrative kostnadene i form av kontroll og prøvetaking av produkter vil som følge av dette sannsynligvis bli begrenset, ettersom produktene som vil være på markedet stort sett må antas å ikke inneholde PFOA. Det kan imidlertid tenkes at importerte produkter, særlig fra Asia, fortsatt vil kunne inneholde PFOA, slik at kontroll og prøvetaking av produkter fortsatt vil være nødvendig.

Siden forbruket av PFOA i Norge er svært lavt skyldes utslippene i Norge hovedsakelig langtransporterte forurensninger. Reguleringer av bruken i Norge vil således i seg selv ha liten effekt på utslippene. Utfasing av PFOA også i andre industriland vil imidlertid føre til at utslippene også i Norge reduseres.

3 Opprydding av forurenset grunn

I dette kapitlet gjennomgås kostnader ved ulike scenarier for opprydding i gjenværende lokaliteter med forurenset grunn.

3.1 Hva er forurenset grunn?

Forurenset grunn er definert som grunn der konsentrasjonen av nærmere definerte helse- eller miljøfarlige stoffer overstiger Klifs normverdier for mest følsom arealbruk, (jf. Forurensingsforskriftens kap 2, vedlegg 1), eller inneholder andre helse- og miljøfarlige stoffer som etter en risikovurdering må likestilles med disse. Miljøgiftene kan medføre helsefare for de som bor eller oppholder seg på forurensede områder.

Tidligere tiders disponering av miljøgifter har forurenset grunnen et betydelig antall steder i Norge. Slike steder kan blant annet være industritomter, avfallsfyllinger og krigsetterlatenskaper. Søl og lekkasjer etter tidligere virksomhet kan føre til forurenset jord og grunnvann. Typiske eksempler på virksomheter som kan ha ført til slik forurensning er:

- Bensinstasjoner og tankanlegg
- mekaniske verksted og skipsverft
- bilverksteder
- galvaniseringsverksteder
- impregneringsverk
- gamle deponier eller utfyllingssteder
- gammel byggegrunn hvor det er gjennomført gjentatte rivingsarbeider eller rehabilitering
- jernbane

Grunnen i eldre og sentrale bydeler vil i tillegg kunne være forurenset som følge av trafikk, veistøv og annet søl og spill som har samlet seg opp gjennom tidene. I Oslo vurderer kommunen for eksempel alt areal innenfor ring 2 som potensiell forurenset grunn (www.ramboll.no).

Klif kjenner til over 4.000 lokaliteter der det er forurensning i grunnen eller mistanke om forurensning. Klifs Grunnforurensningsdatabase inneholder en oversikt over lokaliteter med forurenset grunn, inkludert tidligere forurensede lokaliteter hvor det nå er ryddet opp. Disse fordeler i dag seg på følgende måte:

Tabell 3.1 Lokaliteter fra Grunnforurensningsdatabasen. Antall.

	Avsluttet	Ikke avsluttet
Påvirkningsgrad 1	384	219
Påvirkningsgrad 2	574	2234
Påvirkningsgrad 3		391
Påvirkningsgrad x		335
Totalt	958	3179

Kilde: Klima- og forurensningsdirektoratet

De ulike påvirkningsgradene er definert på følgende måte:

- Påvirkningsgrad 1, hvor tiltak ikke er nødvendig
- Påvirkningsgrad 2, hvor tiltak ikke er nødvendig så lenge massene ligger i ro
- Påvirkningsgrad 3, som er de mest forurensede lokalitetene og hvor tiltak vanligvis er nødvendig
- Påvirkningsgrad x, hvor det er mistanke om forurensning, men hvor påvirkningen ikke er fastslått.

I kolonnen avsluttet er de lokalitetene hvor tiltak enten er gjennomført eller hvor det er konkludert med at tiltak ikke er aktuelt. Når det gjennomføres tiltak på en lokalitet med påvirkningsgrad 3, vil denne flyttes over i påvirkningsgrad 2 eller 1 avhengig av hvor omfattende tiltak som gjennomføres. Dersom lokaliteten skal benyttes til boliger, næringsvirksomhet eller andre formål må det gjennomføres tilstrekkelige tiltak slik at lokaliteten havner i påvirkningsgrad 1.

Tabell 3.1 viser at vel 950 lokaliteter er gjennomgått og eventuelle tiltak avsluttet. Det fremgår videre av tabellen at nesten 3.200 lokaliteter ikke er avsluttet behandling, hvorav vel 200 ligger i kategori 1. Årsakene til at de sistnevnte ikke er regnet som avsluttet er bl.a. at det fortsatt pågår arbeid i form av målinger og prøvetaking. Tabellen viser også at det er 391 lokaliteter hvor det må gjennomføres tiltak, mens det er vel 2.200 lokaliteter hvor tiltak ikke er nødvendig så lenge massene ligger i ro. 335 lokaliteter har uavklart påvirkningsgrad. Tallene vil endre seg over tid bl.a. som følge av at nye lokaliteter rapporteres inn til basen og registrerte lokaliteter undersøkes og tiltak eventuelt gjennomføres.

Det er fare for at helse- og miljøfarlige kjemikalier spres fra steder med forurenset grunn, og at de tas opp i næringskjedene. Når grave- eller anleggsvirksomhet settes i gang i et forurenset område, kan det være fare for at forurensningen spres. Ved kontakt med forurensede masser kan det i noen tilfeller være fare for helseskade. De som ønsker å bygge på forurenset grunn eller gjennomføre oppryddingstiltak på slike områder (dvs. grunn med påvirkningsgrad 2 eller 3), må derfor innhente tillatelse fra forurensningsmyndighetene. Det vil da bli vurdert hvor omfattende tiltak som er nødvendig.

3.2 Opprydding

Opprydding i gamle forurensninger har pågått i flere tiår. Arbeidet ble opprinnelig konsentrert om de rundt 600 mest forurensede lokalitetene. Miljøvermyndighetene har sørget for opprydding på rundt 100 av disse.

I 2006 kom Handlingsplan for opprydding av miljøgifter i barns utemiljø. Planen omfatter kartlegging i barnehager i de ti største byene og i fem store industriområder. I løpet av 2008 ble rundt 2000 barnehager undersøkt. Resultatene viser det vil være nødvendig å utføre tiltak i nærmere 70 prosent av de undersøkte barnehagene. Dette skyldes hovedsakelig utstrakt bruk av CCA-impregnert trevirke i kantstokker rundt sandbasseng og sandkasser. Jorda i barnehager som har lekeinstallasjoner med impregnert trevirke fra før dette forbudet trådte i kraft, er som oftest forurenset.

Nærmere 30 prosent av de undersøkte barnehagene har jord som er forurenset og må fjernes. Barnehagejord kan være forurenset på grunn av blant annet utslipp fra industri og trafikk, eller at det er brukt forurensede fyllmasser ved utbygging.

3.3 Potensielle tiltak

Aktuelle tiltak for opprydding av forurenset grunn er:

- Utgraving og sortering av forurensede masser etter forurensningsgrad
- Behandling av masser på stedet eller ved annet godkjent mottaks-/behandlingsanlegg
- Forsegling eller tildekking for å hindre utvasking, avrenning, støvflukt ol
- Etablering av eget deponi
- Overvåking og etterkontroll

Om massene er så forurenset at de er å anse som farlig avfall i henhold til forskrift om farlig avfall må de leveres til godkjent mottak. Det kan også være aktuelt å tinglyse gjenværende forurenset grunn på eiendommen med tanke på begrensninger i framtidig arealbruk.

3.4 Eksempler på oppryddingstiltak

Ifølge St. meld. nr. 14 (2006-2007) har det i forbindelse med oppryddingen av de ca. 100 prioriterte stedene siden 1990 påløpt ca. 1 milliard kr totalt i oppryddings- og undersøkelseskostnader. Dette utgjør ca. 10 mill. kr. per sted. Nedenfor gjennomgås kort noen eksempler på lokaliteter hvor tiltak har vært eller planlegges gjennomført.

Monopol Hempel, Askøy

Det ble i 2009 gjennomført opprydding i akutte forurensningsproblemer ved den tidligere malingfabrikken Monopol Hempel i Florvågen i Askøy. Arbeidet omfattet fjerning av forurensede masser fra tidligere tønnelager og tømning av sandfang/kummer med påvist forurenset masse. Totalkostnad for dette var ca. 1,6 mill. kr. Tønnelageret er et område på ca. 1.300 m² der malingrester ble håndtert når malingfabrikken var i drift, hvilket medførte søl av malingprodukter til grunnen. Opphavet til forurensning er PCB, bly m.m. brukt i malingproduktene. Grunnen i området bestod av ca. 0,5 – 1 meter steinfylling over fjell (www.klif.no).

Ca. 121 tonn masse ble vurdert som farlig avfall fordi PCB-innholdet var høyere enn 50 mg PCB/kg. Dette ble fjernet og levert til NOAH på Langøya. Videre ble ca. 2.160 tonn vurdert som forurenset masse pga innhold av PCB og bly. Massen ble fjernet og levert til lokalt mottak. Etter utgravingen ble det fylt tilbake rene steinmasser. 13 kummer og sandfang på bedriftsområdet ble tømt, og ca. 5 m³ antatt forurenset masse ble levert til lokalt mottak.

Kostnader per tonn masse var i størrelsesorden 875 kr.

Elverum treimpregnering

Det ble i 2005-2006 gjennomført tiltak mot kreosotforurenset grunn etter virksomhetene til tidligere Elverum treimpregnering. Over 17.000 tonn sterkt forurensede masser ble gravd opp og renset på denne lokaliteten. Kostnad var ca. 15 mill. kr., som gir en kostnad på vel 880 kr/tonn masse.

Killingdal gruver, Trondheim

Det er planlagt opprydding av det gamle opprednings- og utskjningsområdet for malm i Trondheim for å unngå utlekkinger til sedimenter i havnebassenget. Miljøoppryddingsdelen ved dette er anslått til ca. kr. 34,5 mill. kr., i tillegg kommer rivingstiltak og opprydding av avfall som er anslått til ca. 5,5 mill. kr. SFT/Klif ga i januar 2010 tilsagn om inntil 26 mill. kr til delfinansiering av kostnadene til miljøoppryddingsdelen, se SFT (2010).

Områder er forurenset av tungmetaller, PAH og avfall, og har en årlig avrenning på ett tonn tungmetaller til havnebassenget. Tiltakene går ut på oppgraving av masser, kjemiske analyser, sortering av masser etter renhetsgrad og gjenbruk av masser på egnet sted. Sterkt forurensede masser skal leveres godkjent deponi, og overskuddsmasser for øvrig gjenbrukes på lokaliteten. Tiltaksplanen legger ikke opp til en fullstendig opprydding der all forurensning fjernes. Arealet er på ca. 40 mål.

Nitriden, Arendal

Det ble i perioden 2003-2005 gjennomført oppryddingstiltak knyttet til forurenset grunn og avfallsdeponier etter Det Norske Nitridselskaps virksomhet på Eydehavn. Dette dreide seg om behandling og tildekking av i alt ca. 50.000 m³ masse. Kostnadene ved dette var i størrelsesorden 80 mill. kr.

Laksevåg Verft, Bergen

Det ble på begynnelsen/midten av 2000-tallet gjennomført en opprydding på tomten til Mjelle & Karlsen A/S på Laksevåg ved Bergen. Dette omfattet et areal på rundt 40 mål, og kostnadene ble på forhånd anslått til ca. 30 mill. kr eller rundt 1.200 – 1.500 kr/tonn masse som måtte fjernes.

Gjøvik kommune

Gjøvik kommune planlegger for tiden opprydding på et flere mål stort forurenset industriområde hvor det tidligere var lokalisert en cellulosefabrikk. Kostnadene er anslått til i størrelsesorden 5-10 mill. kr.

Opprydding av forurenset jord i barnehager

SFT (2006) presenterer kostnadsanslag for å rydde opp forurenset jord rundt barnehager. Det gir også anslag for kostnadene ved å skifte ut CCA-impregneret stokker og annet utstyr, som ikke er relevant for vårt formål. Det antas at det er et gjenværende behov for opprydding av forurenset grunn i ca. 600 barnehager til en kostnad på 85.000 kr per barnehage, noe som gir en total kostnad på vel 50 mill. kr. I tillegg vil 1.800 barnehager ha behov for fjerning av jord rundt CCA-stokker til en enhetskostnad på 15.000 kr, noe som gir en samlet kostnad på ca. 27 mill. kr. I tillegg kommer opprydding i 40-50 andre særlig utsatte lekeområder til en kostnad på 5 – 6 mill. kr. Samlet utgjør dette en kostnad på nesten 85 mill. kr.

3.5 Nettokostnader og ansvaret for å rydde opp

Det følger av forurensningsloven, dens forarbeider og juridisk litteratur om dette temaet at den ansvarlige for opprydding av forurenset grunn kan være både den som opprinnelig forårsaket forurensningen, senere eier av en forurenset eiendom, den som realiserer forurensningen i dag, for eksempel ved bygging eller graving, eller andre med interesse i eiendommen (Brende, 2002). Myndighetene kan etter søknad gi økonomisk støtte til å dekke deler av kostnadene ved oppryddingen i de tilfellene hvor det er vanskelig for de ansvarlige å betale for dette.

Ved vurderingen av kostnadene og belastningen på ulike aktører må en også ta i betraktning at verdien på eiendommen kan øke betydelig som følge av oppryddingen. Spesielt for sentralt beliggende eiendommer kan verdien av eiendommen tenkes å øke mer enn kostnadene ved oppryddingen. For eiendommer med påvirkningsgrad 2 vil den som disponerer grunnen ikke gjennomføre tiltak dersom verdikjøningen av eiendommen etter tiltaket ikke minst er like stor som kostnadene ved tiltaket. Hvis ikke vil det være privatøkonomisk lønnsomt å la arealet ligge ubenyttet, og man vil da ikke være forpliktet til å gjennomføre tiltak. Slik sett kan det argumenteres med at det ikke vil påløpe noen nettokostnader ved å rydde opp i disse lokalitetene. Men også for lokaliteter med påvirkningsgrad 3 vil nettokostnadene kunne bli lave eller null dersom eiendommen etter opprydding rykker opp til påvirkningsgrad 1 og dermed kan benyttes til ulike formål.

3.6 Scenarier for opprydding

Gjennomgangen av kostnadene ved allerede gjennomførte tiltak viser at de varierer i betydelig grad mellom lokalitetene. Også når en ser på kostnader per tonn masse behandlet er det kostnadsforskjeller. Variasjonen kan avhenge av blant annet:

- Størrelsen på lokaliteten
- Mengden grunn som må behandles (henger delvis sammen med ovennevnte punkt)
- Graden og typen av forurensning
- Behandlingsmåte, særlig om massene kan behandles på stedet eller må sendes til deponi
- Beliggenheten, spesielt i forhold til mulighetene for utlekking til sjø og vann

Dette viser at det er svært vanskelig med utgangspunkt i kostnadsdata for allerede gjennomførte tiltak å gi anslag for kostnadene ved å begrense forurensningen for de gjenværende lokalitetene med forurenset grunn. En mulig antakelse kan være at gjennomsnittet av kostnadene for disse er lik gjennomsnittskostnadene for de 100 første lokalitetene, dvs. 10 mill. kr. En annen mulighet kan være at kostnadene ved opprydding på de lokalitetene hvor dette allerede er gjennomført er høyere enn kostnadene ved tiltak på gjenværende lokaliteter, ettersom de mest forurensete og skadelige lokalitetene er antatt å være tatt først. I følge Klif er det grunn til å anta at dette er tilfelle. Dette kan gjøre at historiske tall vil overvurdere kostnadene ved å begrense forurensningen ved gjenværende lokaliteter. En tredje mulighet er at en har skjøvet de antatt dyreste lokalitetene foran seg, slik at det er disse som gjenstår. Dette har imidlertid ikke vært strategien fra myndighetenes side.

Dette gir grunnlag for å utarbeide et intervall for kostnadene ved opprydding av de gjenværende lokalitetene under kategori 3, som er de mest forurensete lokalitetene. Vi legger til grunn som et beste estimat at gjennomsnittsprisen for disse er den samme som for de 10 første, dvs. 10 mill.kr. Dette kan sies å innebære en liten realprisnedgang i forhold til tidligere kostnader, noe som kan reflektere at de

dyreste lokalitetene antas å allerede være tatt. Et lavt estimat kan være 2 mill. kr. per lokalitet, som er på linje med det laveste kostnadsestimater vi har observert for kostnadene ved en enkelt lokalitet. Endelig kan et høyt estimat være 18 mill.kr., som innebærer samme avstand i kroner fra beste estimat til høyeste som fra beste til laveste estimat.

Antall lokaliteter hvor tiltak blir nødvendig settes til 391, som er samme antall lokaliteter som pr 1. April 2010 ligger i påvirkningsgrad 3 i Grunnforurensningsdatabasen. Dette kan overdrive totalkostnadene noe, ettersom noen av disse lokalitetene kan bli oppgradert til påvirkningsgrad 1 slik at området kan benyttes og dermed får en verdi som er større enn oppryddingskostnadene. På den annen side forutsetter vi at alle lokaliteter under påvirkningsgrad x havner i påvirkningsgrad 1 eller 2, og dermed ikke får noen netto oppryddingskostnader. Denne forutsetningen bidrar isolert sett til å undervurdere oppryddingskostnadene. Samlet kan det argumenteres for at disse to antakelsene motvirker hverandre.

Endelig legger vi til grunn at oppryddingsplanen for barnehagene (85 mill.kr.) gjennomføres i alle scenariene. Dette gir følgende scenarier for kostnadene ved opprydding av forurenset grunn:

Tabell 3.2 Scenarier for kostnadene ved opprydding av de mest forurensete lokalitetene med forurenset grunn. Mill. kr.

	Lavt estimat	Beste estimat	Høyt estimat
Scenario 1: Opprydding på 50% av de mest forurensete lokalitetene	476	2040	3604
Scenario 2: Opprydding på 75% av de mest forurensete lokalitetene	672	3018	5364
Scenario 3: Full opprydding	867	3995	7123

Kilde: Vista Analyse

Tabell 3.2 viser at i beste estimat vil kostnadene ved å rydde opp i 50 prosent av de mest forurensete lokalitetene koste i størrelsesorden 2 mrd. kr., mens 75 prosent opprydding i følge dette estimatet koster 1 mrd. mer. Full opprydding antas i dette estimatet å koste ytterligere 1 mrd., dvs. i alt 4 mrd. kr.

4 Redusert bruk av plantevernmidler

I kapittel 4 drøftes kostnader og muligheter for oppfølging av ulike scenarier for redusert bruk av plantevernmidler i jordbruket.

4.1 Hva er plantevernmidler?

Plantevernmidler brukes for å bekjempe skadegjørere (sopp, insekter, virus, ugras med mer) ved planteproduksjon, samt som vekstregulatorer (www.matportalen.no). Vanligvis er det kjemiske forbindelser som brukes, men stadig flere biologiske metoder som for eksempel nytteinsekter utvikles til plantevernformål. Som plantevernmidler regnes også de naturlige stoffene som kan brukes i økologisk landbruk - visse mineraloljer, eteriske oljer og lignende. Plantevernmidler er en hjelp til å opprettholde høy kvalitet på produktene.

4.2 Godkjenning av plantevernmidler

Mattilsynet har ansvar for godkjenning av plantevernmidler i Norge. Mattilsynet er også den myndigheten som reagerer ved ulovlig bruk. Mattilsynet har videre det overordnede ansvaret for på føre tilsyn med plantevernmidlerrester i mat, og har et løpende overvåkingsprogram for dette.

For å sikre at restnivået i mat er helsemessig trygt, og at plantevernmidlene brukes på lovlig måte, settes det grenseverdier for rester av plantevernmidler i næringsmidler. Grenseverdier settes ut fra omfattende dokumentasjon av plantevernmidlelets helsemessige og agronomiske egenskaper. Eksisterende grenseverdier kan også endres hvis bruksområdet er endret eller det har kommet ny dokumentasjon om stoffenes toksikologiske egenskaper som tilsier at grenseverdien burde være lavere.

Resultatene fra Mattilsynets overvåkingsprogram viser at det svært sjelden påvises så høye rester av plantevernmidler at det kan ha helsemessig betydning. Fra et helsefaglig synspunkt anses ikke rester av plantevernmidler i norske og importerte produkter å representere noen helsefare (www.mattilsynet.no).

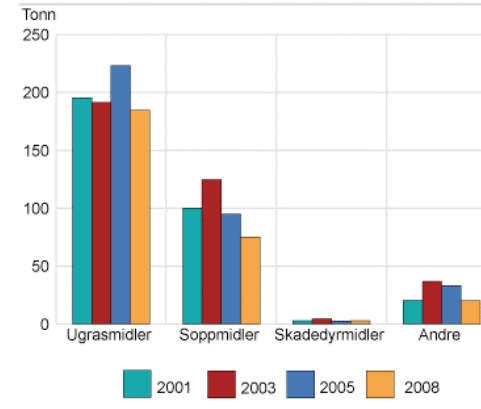
For å kunne kjøpe og bruke plantevernmidler må yrkesbrukere ha et autorisasjonsbevis, såkalt sprøytesertifikat. Autorisasjon gis for ti år av gangen, og kan gis til personer over 18 år som har gjennomført kurs og bestått eksamen samt har et dokumentert yrkesmessig behov for å kjøpe og bruke plantevernmidler (NILF, 2006).

4.3 Forbruk av plantevernmidler

Statistisk sentralbyrå (SSB) har for årene 2001, 2003, 2005 og 2008 gjennomført en undersøkelse av bruk av kjemiske plantevernmidler i jordbruket. Det totale beregnede forbruket av plantevernmidler i jordbruket i 2008 utgjorde 282 tonn, målt etter mengde virksomt stoff. Av dette besto 65 prosent av ugrasmidler og 27 prosent av soppmidler. Skadedyrmidler representerte bare 1 prosent av totalt forbruk, mens vekstregulatorer, blant annet stråforkortingsmidler i korn, sto for 7 prosent av forbruket i 2008. Resultatene fra 2008 er de laveste som SSBs undersøkelser har registrert til nå.

Figur 4.1 Bruk av plantevernmidler i jordbruket etter typer av middel.

Bruk av plantevernmidler i jordbruket, etter typer av middel. 2001, 2003, 2005 og 2008. Tonn virksomt stoff



Kilde: Statistisk sentralbyrå (SSB)

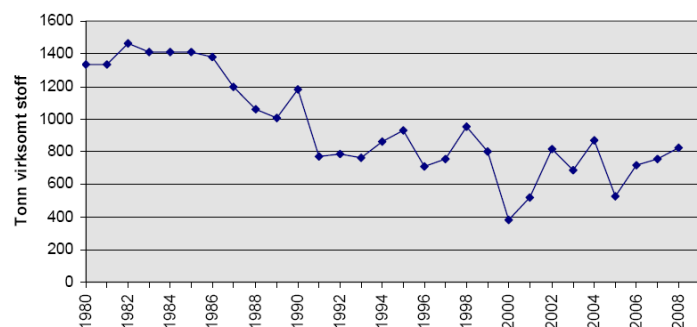
Forbruket av ugrasmidler, som er den største gruppen av plantevernmidler, utgjorde i 2008 omtrent fire femdelene av det tilsvarende forbruket i 2005. Bruken av soppmidler ble også tilsvarende redusert.

Det totale forbruket av skadedyrmidler har vært omkring 3 tonn i alle undersøkelsene, mens forbruket av vekstregulatorer i 2008 utgjorde 60 prosent av den tilsvarende mengden i 2005. Værforholdene har stor innvirkning på forbruket av plantevernmidler i det enkelte år. Noe av nedgangen fra 2005 til 2008 kan også ha sammenheng med nedgangen i det totale kornarealet.

Fra 2005 til 2008 gikk antall sprøytinger ned for mange av vekstene som var med i SSBs undersøkelse, men værforhold virker ulikt inn på behovet for planteverntiltak. Vekster som ble sprøytet færre ganger i 2008 var kepaløk, gulrot, jordbær, eple, eng, vårhvete, høsthvete og oljevekster. Sprøytingen av bygg og havre var uendret, mens potet og hodekål ble sprøytet flere ganger enn ved forrige undersøkelse. Behandlingshyppigheten i 2008 varierte fra én gang for eng til 7,2 ganger for eple.

Statistikk fra Mattilsynet over omsetning av plantevernmidler fra importør til forhandler viser en større omsetning av plantevernmidler enn SSB sine tall. Spesielt omsetningen av ugrasmidler viser betydelig høyere mengder. Forskjellene skyldes at Mattilsynets tall omfatter omsetning til all bruk, mens SSB sin undersøkelse bare omfatter jordbruket.

Figur 4.2 Utviklingen i omsetningen av plantevernmidler i Norge 1980-2008. Tonn virksomt stoff.



Kilde: Mattilsynet (2009)

Nedgangen i omsetningen av plantevernmidler i 2000 og 2005 skyldes innføring av et nytt differensiert avgiftssystem på omsetning av plantevernmidler i 1999 og en justering av systemet høsten 2004. Dette førte til økt import i disse årene av enkelte midler som ville få økt avgift, og tilsvarende lavere omsetning året etter. Dersom en ser bort fra dette viser Mattilsynets tall at omsetningen av plantevernmidler har ligget omtrent stabilt eller gått litt ned siden 1990-tallet.

Ifølge NILF (2006) utgjør forbruket av plantevernmidler i jordbruket (inklusive møller) mengdemessig i størrelsesorden 50 prosent av totalt forbruk. I tillegg forbruker grøntanlegg 20-30 prosent av den mengdemessige omsetningen. Den eksakte fordelingen av forbruket utenom jordbruket er usikker, da det finnes lite dokumentasjon på dette. Noe av årsaker er blant annet at midler brukt i private hager oftest er "klar-til-bruk"-preparater med svært lav konsentrasjon av virksomt stoff per volumenheter.

Målt som andel av helse- og miljørisiko utgjør imidlertid forbruket i jordbruket en større andel enn andelen av omsetningen skulle tilsi. Ifølge NILF (2006) utgjorde forbruket i jordbruket 81 og 66 prosent av beregnet helserisiko for total omsatt mengde i henholdsvis 2001 og 2003. For miljørisikoen, som er beregnet i forhold til såkalt normert arealdose, viser tabell 4.1 at jordbruket utgjorde 95 prosent. Grøntanleggsektoren (bl.a. ugrasmidler brukt ved veier og jernbaner) står for i størrelsesorden 5 prosent av miljørisikoen, mens bruk i privathager står for ca. 1 prosent. Beregningene forutsetter imidlertid at såkalt normert arealdose benyttes, noe som kan være usikkert for for eksempel private hager siden spredningen skjer på et lite areal og noen av midlene kan kjøpes ferdig til bruk.

Tabellen viser at jordbruket står for en noe mindre andel av helserisikoen enn av miljørisikoen og at de øvrige sektorene dermed står for en større del av helserisikoen. Grøntanleggsektorens andel på 17 prosent skyldes bruken av stoffet glyfosat på arealer som mange personer er i kontakt med. Det understrekes imidlertid at disse beregningene er basert på idealiserte forutsetninger og er usikre.

Tabell 4.1 Risikoandel i og utenfor jordbruket i prosent av totalrisiko i gjennomsnitt for 2001 og 2003. Prosent.

Type risiko	Jordbruk	Grøntanleggsektor ¹	Private hager	Rest ²	Totalt
Helse	72	17	8	3	100
Miljø	95	5	1	-1	100

¹Jernbane, vei, parker, idrettsanlegg etc.²Lagerforskyvninger, hvor landbrukets forbruk skiller seg fra registrert omsetning

Kilde: NILF (2006)

Beregningene viser at det er viktigst å få ned forbruket av plantevernmidler i jordbruket dersom målet er å redusere helse- og miljørisikoen knyttet til bruk av plantevernmidler. Men ikke alle deler av jordbruksproduksjonen er like viktig i denne sammenheng.

Tabell 4.2 Fordeling av risiko mellom ulike jordbruksproduksjoner. Prosent.

	Helserisiko	Miljørisiko
Poteter	22	9
Grønnsaker (gulrot, kepaløk, hodekål)	3	1
Jordbær og epler	7	4
Eng og beite	4	2
Korn	55	68
Oljvekster	1	1
Øvrige	7	15
Sum	100	100

Kilde: NILF (2006)

Tabell 4.2 viser at kornproduksjon står for den desidert største andelen av helse- og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler, fordi det er her størstedelen av plantevernmidlene blir brukt. Godt over halvparten av den totale risikoen kan tilskrives denne produksjonen. En annen stor bidragsyter til risikoen er potetproduksjon. Risikoen per dekar ved bruk av plantevernmidler i produksjon av grønnsaker, frukt og bær er mye høyere enn for kornproduksjon, ettersom plantevernmidlene spres på et relativt lite areal.

Et slående trekk er den lave risikoen knyttet til eng og beite, som utgjør 65 prosent av jordbruksarealet og over dobbelt så stort areal som kornproduksjonen. Det brukes relativt beskjedne mengder plantevernmidler i denne produksjonen, og de spres over et stort område noe som bidrar til å redusere risikoen.

4.4 Konsekvenser av å redusere bruken av plantevernmidler i jordbruket

Kornproduksjon

Trykket av skadegjørere er vesentlig større i korn enn i grasproduksjonen, og avlingsnedgangen forårsaket av disse organismene er store (NILF, 2006). På den annen side er tilgangen av plantevernmidler klart bedre for korn enn for andre typer produksjon. Dette gjør at det er valgmuligheter mellom alternative midler og strategier for å bekjempe avlingsnedgangen.

I NILF (2006) presenteres en rekke scenarier for ulike restriksjoner i bruken av risikofylte ugras- og soppmidler for ulike vekster og vekstskifter, basert på den agronomiske modellen PVNOR. Totalt bortfall av bruk av alle midler er selvsagt det som reduserer helse- og miljørisikoen mest, men dette fører også til sterk reduksjon i det økonomiske dekningsbidraget (overskudd fra den løpende driften som kan benyttes til å dekke de faste kostnadene). Det er ifølge NILF (2006) mulig å redusere risikoen med rundt 25 prosent i de simulerte restriksjonene med bare relativt lavt økonomisk tap. En styrt veksling mellom bruk av midlene fenoksytyrer og sulfonylurea mot frøugras og flerårig tofrøbladet ugras gir gode utslag i risikoreduksjonen. Dette innebærer at en har en optimal veksling som hindrer at flerårig ugras formeres og tvinger fram jevnlig bruk av fenoksytyrer mot disse artene i tillegg til sprøyting mot frøugras. Med en slik rotasjonsprøyting oppnår en i tillegg å hindre resistensutvikling hos ugras i ensidig kornomløp. Simuleringer over en 22-års periode viser imidlertid at risikoen øker over tid med en slik praksis, ettersom behovet for bekjemping av flerårig ugras øker. Midlene som brukes til dette har høy risiko. Dette viser at det er viktig å se ulike tiltak i sammenheng over lengre tid.

Vekstskifte har større betydning for risikonivået forbundet med bekjempelse av soppsykdommer enn en overgang til lavrisikosoppmidler. Dersom en får brutt opp et ensidig vekstskifte med hvete med havre, oljvekster eller erter samtidig med restriksjoner mot de mest risikofylte soppmidlene, vil det kunne gi en god reduksjon i risiko uten tap av dekningsbidrag.

PVNOR-modellen viser for øvrig at et forbud mot bruk av en vekstregulator i korn reduserer helse- og miljørisikoen for veksthemmere i korn med i størrelsesorden 80 prosent. Samtidig ser dette ut til å gi økonomisk gevinst. Reduksjonen i helse- og miljørisikoen utgjør en reduksjon i jordbrukets andel med henholdsvis 7 og 4 prosent.

De såkalte glyfosatmidlene utgjør det klart største volumet av forbruk av plantevernmidler. Det oppnås imidlertid en ubetydelig miljørisikoreduksjon ved å sette inn restriksjoner mot dette middelet, men det kan oppnås en viss reduksjon i helse- og miljørisikoen ved å redusere bruken i tradisjonell jordbearbeiding. Restriksjoner fører til et kraftig økonomisk tap, særlig ved vårploying og direktesåing. Dette er et så viktig middel for å kunne opprettholde erosjonsreducerende jordbearbeidingsmåter at det ifølge NILF (2006) trolig er lite aktuelt også av denne grunn å sette i verk restriksjoner i bruken.

Potetproduksjon

NILF (2006) peker på at vekstomløp med ugrasharving, bortfall av bruk av fenoksyssyre i årene hvor det dyrkes korn på arealet og valg av de minst risikofulle soppmidlene for potetproduksjonen gir lavest risiko. Det benyttes i dag stoffer for å gi vekstavlutning for poteter for å unngå å de blir for store slik at kvaliteten forringes og ikke oppnår matkvalitet, noe som er viktig for økonomien i produksjonen. Dette bidrar til å øke risikoen i forhold til om en kan benytte kombinert mekanisk/kjemisk vekstavlutning. Dersom vekstavlutning i større grad kan gjøres mekanisk eller med redusert innsats av kjemiske midler uten at dekningsbidraget blir påvirket, kan dette ifølge NILF (2006) gi et godt bidrag til risikoreduksjonen.

Grønnsaker, frukt, bær og oljevekster

Disse sektorene gir små bidrag til totalrisikoen ved bruk av plantevernmidler. NILF (2006) peker på at det generelt er et svært lite utvalg av alternative plantevernmidler i disse produksjonene, og ikke-kjemiske metoder fører ofte med seg økte kostnader. Dette betyr at det finnes få tiltak til rådighet for å oppnå redusert risiko i disse sektorene.

Samlet vurdering av potensialer og konsekvenser

Gjennomgangen ovenfor viser at det er mulig å oppnå en viss reduksjon i helse- og miljørisikoen knyttet til bruk av plantevernmidler innenfor kornproduksjonen og i noen grad også i potetproduksjon gjennom kombinasjoner av overgang til mindre skadelige plantevernmidler, optimale vekstskifter og mer mekanisk behandling uten at dette får særlige konsekvenser for bøndene. Disse tiltakene krever imidlertid omfattende kunnskaper om hva som er optimal drift for å redusere helse- og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler, noe som krever opplæring av den enkelte jordbruker. Men selv om aktørene skulle tilegne seg denne kunnskapen vil de ha begrensede incentiver til å sette dem ut i livet. Det vil alltid være en betydelig risiko for at tiltakene kan påvirke økonomien ved driften negativt, og det kan variere fra bruk til bruk hva som er den mest optimale driftsformen. Dette potensielle tapet for bonden vil være langt større enn gevinsten ved reduserte kostnader til plantevernmidler. Det er heller ikke lett å se hvordan myndighetene kan gi bøndene incentiver til mere optimale driftsformer med hensyn på risikoen ved plantevernmidler. Tradisjonelle virkemidler som subsidier, avgifter eller forbud vil ha liten effekt på risikoreduksjonen uten at dekningsbidraget går ned.

På grunn av endringer i værforhold m.m. er det på forhånd vanskelig å vurdere hvor mye sprøyting som trengs for å sikre en tilfredsstillende avling. Det er gjerne først i ettertid at en ser hvor mye sprøyting som faktisk hadde vært nødvendig, og om en har sprøytet for mye eller for lite.

Veiledning og merkeordninger er ifølge NILF (2006) virkemidler som ennå har et stort ubrukt potensial for å bidra til risikoreduksjon. Kunnskap om hvilke plantevernmidler som bidrar mest til risikoen må spres, og verktøy for å utarbeide risikoregnskap utvikles.

Vi vil også legge til at overgang til økologisk landbruk kan bidra til å redusere forbruket av plantevernmidler. Det er et politisk mål om at 15 prosent av landbruksarealet i Norge skal være økologisk innen 2015 (mot ca. 4 prosent i dag), noe som er begrunnet blant annet med at kun et svært begrenset utvalg av kjemiske plantevernmidler er tillatt i denne driftsmåten (Landbruksdepartementet, 2009). Dette er viktig for kornproduksjon, hvor økologisk korn må fremstilles med svært lite bruk av plantevernmidler. Økologisk korn er en viktig innsatsfaktor for produksjon av økologisk kraftfôr, som er en viktig produksjonsfaktor for økologisk husdyr- og melkeproduksjon. En oppfyllelse av 15 prosentmålet vil således bidra til å redusere bruken av plantevernmidler. En økning av 15 prosentmålet vil gi ytterligere redusert bruk. Økt overgang til økologisk landbruk kan imidlertid medføre økte kostnader for samfunnet som ikke kan tas ut i økte priser i konsummarkedet for økologiske

produkter. Dette kan igjen føre til krav i jordbruksforhandlingene om økte overføringer fra staten for å dekke kostnadene.

Et sentralt virkemiddel i norsk landbruk er den såkalte kanaliseringspolitikken, hvor melkeproduksjonen er blitt lagt til distriktene og kornproduksjonen til flatbygdene, hovedsaklig på Østlandet. Årsaken til dette har vært å sikre jordbruket i distriktene, for blant annet å opprettholde bosetningen der. Ettersom kornproduksjonen er den delen av jordbruket som bidrar mest til helse- og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler, vil tiltak som rammer denne produksjonen i svært liten grad ramme distriktene. Dette kan være et viktig moment i vurderingen av en eventuell større nedtrapping av bruken av plantevernmidler. Kornarealet i Norge har gått ned med nesten 6 prosent siden 2004.

4.5 Konsekvenser for andre sektorer

Konsekvenser for private hager

En restriksjon i plantevernmiddelbruken i private hager vil ifølge NILF (2006) ha liten økonomisk betydning for eieren. Tilgang på de aktuelle midlene kan imidlertid ha trivselsmessig betydning ved at hagen oppfattes som mer velstelt og at dette kan oppnås ved lav arbeidsinnsats. Vi vil legge til at verdien av dette kan ha stor betydning for mange hageeiere, som kan ha stor betalingsvillighet for fortsatt å benytte ugressmidler og lignende. Gevinsten i form av risikoreduksjon ved redusere bruken av plantevernmidler i hager er dessuten marginal, slik at tiltak rettet spesielt inn mot denne gruppa neppe er hensiktsmessig.

Konsekvenser for grøntanleggsektoren

Ifølge NILF (2006) kan restriksjoner i bruken av plantevernmidler få økonomiske konsekvenser for anleggseierne. Arbeidsbesparelsen og dermed kostnaden ved kjemiske ugrasiltak i forhold til mekaniske, termiske eller manuelle tiltak er åpenbar. I tillegg kan bruk av plantevernmidler bidra til at anleggene oppfattes som pene og velstelte, noe som bidrar til økt trivsel i samfunnet.

For jernbanen og veinettet kan et eventuelt forbud mot bruk av middelet glyfosat ifølge NILF (2006) føre til økt risiko ved avviking av trafikken. Risikofaktorene er redusert sikt og økt opphoping av organisk materiale i jernbaneballasten. Organisk materiale lagrer vann som kan fryse om vinteren med forkastninger i jernbaneballasten som resultat. Siden potensiell risikoreduksjon er begrenset i denne sektoren, vil innføring av restriksjoner i plantevernmiddelbruken ifølge NILF (2006) kunne få større ulemper for samfunnet enn det som kan forsvares. Det kan imidlertid oppnås en viss reduksjon i bruken ved å veilede om integrert plantevern også på disse bruksområdene. Dette bruksområdet er omfattet av autorisasjonsordningen for bruk av plantevernmidler, slik at brukerne får veiledning i bruk av plantevernmidler med minst mulig risiko.

4.6 Konsekvenser av ulike nedtrappingsscenarier

Med hensyn til scenarier for nedtrapping av bruken av plantevernmidler konkluderer vi på usikkert grunnlag med følgende:

- *20 prosent reduksjon:* Dette burde være mulig, blant annet dersom en tar sikte på å nå målet for økologisk landbruk og får til en mer optimal bruk av plantevernmidler. 20 prosent reduksjon vil imidlertid være vanskelig å få til i praksis uten av det går ut over lønnsomheten i jordbruket.
- *35 prosent reduksjon:* Neppe mulig uten at lønnsomheten påvirkes negativt dersom produksjonen skal holde seg omtrent på dagens nivå. Men nedgang i kornarealet evt. i kombinasjon med økt økologisk produksjon kan gjøre det mulig å nå målet.
- *50 prosent reduksjon:* Ikke mulig uten en betydelig nedgang i kornarealet, evt. i kombinasjon med overgang til økologisk drift

5 Rensing av utslipp til vann

I dette kapitlet sammenliknes kostnadene ved å rense utslipp til vann av tungmetaller, organiske miljøgifter og legemidler i kommunale renseanlegg i stedet for å redusere utslippene ved kilden.

5.1 Utslipp og kilder

Miljøgifter, tungmetaller og liknende i produkter og industriprosesser medfører utslipp av en rekke skadelige stoffer via avløpsanlegg, fordi disse anleggene transporterer avløpsvann fra husholdninger, industri, virksomheter som sykehus, deponier og bensinstasjoner, samt overflateavrenning fra tette flater slik som veier, parkeringsplasser og tak (St. meld. nr. 14, 2006–2007).

Rensing av avløpsvann i kommunale renseanlegg med hensyn på organisk materiale, fosfor og eventuelt nitrogen resulterer i betydelige mengder slam. På grunn av høyt innhold av organisk materiale og næringssalter er avløpsslam en ressurs som jordforbedringsmiddel og gjødsel. I 2008 ble i alt ca. 101 000 tonn slam disponert i Norge, hvorav 58 prosent ble brukt i jordbruket, 15 prosent til grøntarealer og 7 prosent til jordprodusenter (SSB, 2009a). Videre ble 10 prosent av disponert slam brukt som toppdekke på avfallsfyllinger og 2 prosent gikk til deponering. Avløpsslam inneholder miljøgifter som stammer fra utslipp til avløpsnettet.

Hensynet til mattrygghet og miljø har gjort at det er fastsatt grenseverdier for innholdet av tungmetaller og miljøgifter i slam som benyttes til jordbruksformål. Håndtering og bruk av avløpsslam er regulert gjennom Forskift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. I forskriften er det blant annet stilt krav til hvor mye tungmetaller avløpsslammet kan inneholde. Konsentrasjonene ligger i dag godt under de fastsatte grenseverdiene. Forskriften begrenser også mengde avløpsslam som kan brukes per arealenhet når avløpsslam brukes i jordbruket. Det stilles i forskriften ikke konkrete krav til innhold av organiske miljøgifter.

Norsk avløpspolitikk har hatt som mål å fjerne miljøgiftene ved kilden før de slippes på avløpsnettet. Dette har redusert, men ikke fjernet tilførsler av miljøgifter til avløpsanlegg. I dag påvises fortsatt miljøgifter i avløpsvann, men usikkerheten med hensyn til mengdene er store.

Tabell 5.1 Mengde tungmetaller i disponert avløpsslam og rensset avløpsvann. Kilo.

	Total mengde i disponert avløpsslam og rensset avløpsvann	Mengde i rensset avløpsvann	Mengde i disponert avløpsslam ¹
Arsen (As)	.	580	.
Kadmium (Cd)	118	60	58
Krom (Cr)	4 162	2 000	2 162
Kobber (Cu)	31 279	12 000	19 279
Kvikksølv (Hg)	91	40	51
Nikkel (Ni)	5 392	4 000	1 392
Bly (Pb)	2 885	1 200	1 685
Sink (Zn)	69 358	37 000	32 358

¹ Estimert mengde tungmetaller i avløpsslam er beregnet med bakgrunn i gjennomsnittlige verdier for tungmetall og totalt disponerte mengder avløpsslam i løpet av rapporteringsåret. Kilde: SSB (2009b)

Tabellen viser at mengden tungmetaller som slippes ut til resipient med avløpsvannet etter rensing (midterste kolonne), og mengden i slammet (dvs. rensset mengde, tredje kolonne) er omtrent like store (med unntak av nikkel og i noen grad kobber hvor betydelig større mengder slippes ut gjennom avløpsvannet sammenlignet med mengden som befinner seg i slammet).

Tabellen viser at det for 2008 er beregnet utslipp på i alt cirka 57 tonn tungmetaller fra avløp, hvorav sink utgjør hovedbidraget med 65 prosent av denne mengden. Dette er halvparten av de totale mengdene som finnes i avløpsvannet før det kommer til renseanlegget (første kolonne).

Tallene er basert på analyser av innholdet av tungmetaller i slam og avløpsvann. Tallene er ikke fylkesfordelt, men kun estimert for landet som helhet. Man har nylig startet utviklingen av disse dataene, slik at det finnes ingen lengre tidsserier for hvordan innholdet av disse stoffene har utviklet seg over tid. Det finnes heller ikke gode data for innholdet av miljøgifter i avløpsvannet.

Det er svært begrenset kunnskap om kildene for disse utslippene. Kildene er imidlertid mange, og de er spredt. Innholdet av tungmetaller i avløpsvannet varierer sannsynligvis betydelig fra område til område. Kommunale renseanlegg har krav om kildeopsporing dersom det avdekkes unormalt høye verdier av tungmetaller eller miljøgifter, men ettersom man ikke har tidsseriedata er det vanskelig å definere hva som er "normalt" innhold.

I St. meld. 14 (2006-2007) vises det til at for å nå målet om stans i utslipp av miljøgifter innen 2020 vil regjeringen styrke arbeidet med å stanse utslippene fra avløpsanleggene. Hovedinnsatsen vil bli gjort ved å stanse utslippene ved kilden, dvs. redusere tilførslene fra produkter og aktiviteter som i dag bidrar med slike utslipp.

I de tilfellene tiltak ved kilden er vanskelig, er rensing ved kommunale renseanlegg ifølge stortingsmeldingen et ønskelig, men kostbart og teknisk vanskelig alternativ. Det hevdes også at det i dag ikke finnes noen etablert renseteknologi som fjerner tungmetaller, organiske miljøgifter og medisinerester fra kommunalt avløpsvann på en driftssikker og økonomisk forsvarlig måte.

5.2 Dagens avløpsanlegg og rensing

Kommunale avløpsanlegg omfatter alle anlegg med utslippstillatelse for 50 personekvivalenter (pe) eller mer, inkludert anlegg med ikke-kommunalt eierskap (blant annet private anlegg). Anleggene deles inn i 6 hovedtyper etter hvilket hovedrensingsprinsipp de benytter: Urenset, mekanisk, kjemisk, biologisk, kjemisk-biologisk og naturbasert/annet. Ingen av disse rensemetodene er rettet spesifikt inn mot å redusere utslippene av tungmetaller og miljøgifter, men sedimentering og andre rensemetoder rettet inn mot utslipp av organisk materiale (BOF og KOF), fosfor og nitrogen vil også som vist ovenfor fange opp tungmetaller og miljøgifter.

I 2008 er det for landet som helhet estimert at det var 2.766 avløpsanlegg med kapasitet på minst 50 pe (SSB, 2009a).

Reguleringer av utslipp av miljøgifter og tungmetaller ved kilden har skjedd gjennom blant annet forskriftskrav for håndtering av amalgamholdig avløpsvann fra tannklinikker og tannlegekontor, oljeholdig avløpsvann (blant annet fra bensinstasjoner) og fotokjemikalier som omfatter virksomheter innen foto, røntgen og grafisk industri. Det er også krav til rensing og utslipp av prosessavløpsvann fra matvareindustrien. En rekke enkeltbedrifter har individuelle utslippstillatelser med renskrav, og restutslippene går da enten ut på det kommunale avløpsnettet, eller for noen bedrifter direkte ut i resipient. Ellers er regelverket for spesialavfall og behandling av dette viktig for å hindre utslipp til det kommunale nettet.

5.3 Rensing av miljøgifter og tungmetaller i kommunale avløpsanlegg

Det finnes få renseanlegg spesifikt rettet inn mot å redusere utslippene av tungmetaller og miljøgifter fra avløpsanlegg i verden i dag, og det er enda færre (om noen) i Europa. I forbindelse med oppfølgingen av EUs Vannrammedirektiv (2000/60/EF) er dette imidlertid noe som blir vurdert i en rekke EU-land.

I Danva (2006) vurderes ulike renseteknologier for å redusere utslippene av miljøgifter og tungmetaller fra kommunale avløpsanlegg i Danmark. I Danmark benyttes relativt store såkalte aktivslamrenseanlegg med blant annet brenning av slam for rensing av organisk materiale, fosfor og nitrogen, noe som er større og mer kompliserte anlegg enn hva som benyttes i Norge hvor tradisjonell kjemisk rensing er mest utbredt. Det antas likevel at den danske studien gir en god indikasjon på kostnader og utfordringer en vil stå overfor ved en eventuell rensing av tungmetaller og miljøgifter på kommunale avløpsanlegg også i Norge.

Sandfiltrering og såkalt membran bioreaktor (MBR) framstår i Danmark som de mest aktuelle tilleggsteknologiene for reduksjon i disse utslippene. Sandfiltrering er en velkjent teknologi, men er svært plasskrevende og det vil derfor kunne være vanskelig å ettermontere denne teknologien på mange eksisterende avløpsanlegg.

MBR er en relativt ny teknologi som man har erfaring med hovedsakelig fra USA og Canada. Ifølge Danva (2006) har den visse fordeler i forhold til tradisjonelle anlegg, i det den blant annet kombinerer biologisk rensing og separering av slam og vann i en tank. Den er således svært plassbesparende sammenliknet med tradisjonelle anlegg. Men teknologien er ikke ment å anvendes som etterbehandling av spillvann etter tradisjonell slambehandling. Det er derfor ifølge Danva (2006) neppe interessant å installere MBR på eksisterende danske renseanlegg. Teknologien kan imidlertid være interessant ved etablering av nye renseanlegg eller eventuelt ved utvidelse av eksisterende anlegg hvor det stilles skjerpede utslippskrav.

Rapporten antyder rensegrader som oppgitt i tabell 5.2 for disse teknologiene i en situasjon der kommunalt avløpsvann er renset i et aktivt slammanlegg (som tilsvarer dagens situasjon).

Tabell 5.2 Rensegrader for ulike stoffer og rensemetoder. Prosent.

	Cd	Ni	Pb	17 beta østradiol	17 alfa østradiol	PAH ¹	DEHP ²	LAS ³	Nonyl- fenol
Sandfilt- ring	5-10	2-4	20-25	20-40	20-40	25-50	20-25	25- 50	20-40
MBR	>90 sus- pendert, <50 hvis oppløst i vann	>90 sus- pendert, <50 hvis oppløst i vann	>90 sus- pendert, <50 hvis oppløst i vann	100	65	<50	Ingen data	>97	75- 100

¹ Polysykliske aromatiske hydrokarboner

² Di-(2-ethylhexyl)phthalat

³ lineære alkylbensensulfonater

Kilde: Danva (2006)

Tabell 5.2 viser at MBR gir desidert høyest rensegrad for de fleste stoffene. Et generelt problem er at konsentrasjonene av mange stoffer i utgangspunktet vil være lave, slik at det er vanskelig å detektere utslippsreduksjonene. Danva (2006) nevner at dette gjelder spesielt for PAH, men det vil også kunne gjelde for andre av stoffene.

Tungmetaller som ikke er med i tabell 5.2, har for sandfiltrering rensegrader som fremkommer i tabell 5.3.

Tabell 5.3 Antatte rensegrader ved sandfiltrering. Prosent.

Zn	Cu	Hg	Cr
20 - 40	20 - 25	2 - 4	10 - 20

Kilde: Danva (2006)

Kostnadene ved teknologiene er henholdsvis DKK 0,35/m³ (NOK 0,37) for sandfiltrering og DKK 0,65/m³ (NOK 0,7) renset spillvann for MBR. Dette inkluderer drifts- og kapitalkostnader, men det fremgår ikke hvordan kostnadene er beregnet. Til sammenlikning var de totale behandlingskostnadene ved Vestfjorden Avløpssekskap (VEAS) i 2008 NOK 1,38/m³ avløp behandlet, og hvor driftskostnadene utgjorde NOK 0,96/m³.

Dersom vi som en illustrasjon kun relaterer dette til utslippsreduksjonen av kadmium fra et dansk anlegg med en konsentrasjon i avløpsvannet på 0,1 mikrogram/l (om lag samme som hos VEAS), får vi spesifikke kostnader på ca. 37.500 kr/g (sandfiltrering) og 7.700 kr/g (MBR) redusert utslipp med rensegrader på henholdsvis 10 og 90 prosent for de to teknologiene. Dette gir de laveste spesifikke kostnadene i forhold til intervallene for rensegrader for kadmium i tabell 5.2. MBR gir altså lavest spesifikke renseskostnader selv om kostnadene per m³ behandlet vann er høyere, ettersom rensegraden er 9 ganger høyere.

Kvikksølv har ifølge Danva om lag samme konsentrasjon i avløpsvannet som kadmium (0,09 mikrogram/l). Med en rensegrad på 4 prosent gir dette en renseskostnad på i overkant av 105.500 kr/gram kvikksølv dersom vi kun relaterer rensetiltaket til dette stoffet.

5.4 Rensing av miljøgifter og tungmetaller ved kilden

Det er som nevnt gjennomført en rekke tiltak for å begrense utslippene fra større enkeltkilder. Et viktig tiltak har vært montering av amalgamutskiller ved tannlegekontorer for å fange opp kvikksølv som ellers ville gått rett ut i avløpsvannet. I ECON (1997) anslås kostnadene ved å montere og drive disse utskillerne til i størrelsesorden 1-2 kroner/gram kvikksølv. Sammenliknet med de ovennevnte kostnadene for rensing av kvikksølv i kommunalt renseanlegg indikerer dette at gjennomføringen av slike tiltak kan ha vært mer kostnadseffektive fremfor å redusere utslippene i kommunale avløpsanlegg. Sistnevnte ville imidlertid redusert utslippene av langt flere stoffer, slik at en forenklet sammenlikning av de spesifikke kostnadene knyttet til ett stoff kan gi et feil bilde av situasjonen.

De gjenværende kildene er mange, diffuse og til dels ukjente, og derfor vanskelige å fange utslippene fra. Et tiltak som har vært vurdert er å sanere akkumulerte kvikksølvmengder i det interne ledningsnett i tannklinikker. Svenske data indikerer at det over tid er blitt lagret til del betydelige mengder kvikksølv i dette nettet, spesielt hos de tannklinikkerne som har drevet siden før påbudet om amalgamutskiller kom. I SFT (2004) indikeres det at det kan være så mye som ca. 400 kg kvikksølv i disse rørene, som gradvis vil lekke ut med avløpsvannet. Pilotforsøk med kvikksølvrensning viser en kostnad på 147 kr/gram kvikksølv samlet opp. Dette er betydelig lavere enn de anslåtte kostnadene ved rensing av kvikksølv i kommunale avløpsanlegg, men som nevnt kan fokus på bare ett stoff gi en uriktig bilde.

En annen mulig gjenværende kilde for gjennomføring av tiltak er avrenning av sigevann fra nedlagte avfallsdeponier, som i mange tilfeller går urensert ut på det kommunale avløpsnett. Dette sigevannet inneholder en rekke skadelige stoffer, bl.a. tungmetaller, miljøgifter og rester av legemidler.

I Hjeltnes Cowi (2006) vurderes ulike renseteknologier og kostnader for rensing av miljøgifter og tungmetaller i sigevann fra avfallsdeponier. Såkalt luftet lagune er den mest anvendte metoden for behandling av sigevann i Skandinavia og ellers i Europa. En luftet lagune er en biodam hvor det blåses inn luft for å sikre aerobe prosesser, dvs. prosesser som anvender oksygen. I en luftet lagune er det alger eller bakterier som sørger for nedbrytning av organisk materiale, og det er nødvendig med et etterfølgende separeringstrinn i form av filtrering eller sedimentering. For filtrering benyttes våtmarksfilter, våtmarkslaguner, filtrering i torv/myr eller sandfilter. Prosessen er effektiv for fjerning av jern, og sammen med dette er det en rekke andre metaller som felles ut i slammet i dammen eller i etterfølgende partikkelseparasjon. En annen renseprosess er den såkalte aktivslamprosessen, som er en prosess med suspendert biomasse. Her foregår prosessen i en luftet tank. Etter en tid ledes slammet fra den luftede tanken videre til en sedimenteringstank. Noe av det aktive slammet pumpes tilbake til luftetanken. Overskuddsslam behandles for seg.

Kostnadene ved luftet lagune varierer mellom 8,5 og 31,9 kr/m³ behandlet sigevann, avhengig av hvilke løsninger som er mest aktuelle. Anslagene er basert på noe forskjellige sigevannsmengder slik at de ikke er helt sammenliknbare. Kostnadene kan være lavere enn dette dersom sigevannsmengden er svært høy, noe som neppe er realistisk for norske deponier. Disse kostnadene er ikke uten videre sammenliknbare med renseskostnadene per m³ avløpsvann for kommunale avløpsanlegg, ettersom mengden sigevann er langt mindre enn mengden avløpsvann og konsentrasjonene av skadelige stoffer er forskjellige.

Tabell 5.4 Forventede rensegrader for enkelte stoffer i luftet lagune eller aktiv slammanlegg. Prosent.

Cd	Ni	Pb	Zn	Cu	Hg	Cr	As	DEHP	Naft- alen	Antra- cen	Fluor- anten	Benzo(a)- pyren	Fenol	Pentaklor- fenol
50	40	90	80	45	90	70	50	90	90	60	80	90	90	30
Heksaklor- benzen	Benzen	Nonyl- fenol	Oktyl- fenol	TBT	PBFE- 99	Lindan	2,3,7,8- TCDD	Penta- /hexa- CN	SCCP	PFOS	Antra- cen			
50	90	50	30	50	90	30	90	80	50	30	60			

Kilde: Hjeltnes Cowi (2006)

Tabell 5.4 viser at det gjennomgående kan forventes langt høyere rensegrader ved rensing av sigevann fra deponier sammenliknet med rensing av avløpsvann i et avløpsanlegg gjennom sandfiltrering, jfr. tabellene 5.2 og 5.3. Ved bruk av MBR vil imidlertid rensegradene være mer like.

Dersom vi også her fokuserer på kadmium, så har målinger av stoffet i sigevannet fra enkelte norske deponier vist konsentrasjoner på i størrelsesorden 0,5 - 2 mikrogram/l, dvs. 5 - 20 ganger konsentrasjonene i utløpet fra kommunale avløpsanlegg. Tabell 5.4 viser en rensegrad på 50 prosent for kadmium. Dermed blir kostnadene per gram redusert utslipp av kadmium liggende i intervallet 8.500 – 34.000 kr/g for den billigste løsningen med luftet lagune, og i intervallet 31.900 – 127.600 kr/g for den dyreste løsningen. Intervallene gjenspeiler forskjellige konsentrasjoner i sigevannet. Dette er gjennomgående høyere enn rensekostnadene for kadmium ved tiltak på kommunale avløpsanlegg. Vi understreker igjen at slike sammenlikninger for enkeltstoffer vil gi et skjevt bilde av hva som er de mest kostnadseffektive løsningene, ettersom de ulike anleggene renser en lang rekke stoffer. Nedenfor følger derfor en noe mer omfattende nytte-kostnadsvurdering av alternativene.

5.5 Vurdering av ulike rensestrategier

For å kunne sammenlikne alternativene på en bedre måte har vi tatt utgangspunkt i verdsetting av skadevirkningene av utslippene av en del tungmetaller til vann.

Tabell 5.5 Anslag for skadekostnader ved utslipp til vann av noen tungmetaller. 2008-kroner/gram.

Cd	Ni	Pb	Zn	Cu	Hg	Cr	As
236	14	59	0,01	0,2	4025	20	29

Kilde: ECON (2000)

Verdsettingen av skadene ved utslippene er basert på såkalte skadeindekser, hvor stoffene er rangert innbyrdes ut fra antatt skadepotensial. Virkningene på menneskelig helse og dødsrisiko er de desidert viktigste skadeeffektene. Vi har i tabell 5.5 tatt utgangspunkt i hovedanslaget i ECON (2000), som legger til grunn en verdi av et statistisk liv på 12 mill. kr., og oppdatert disse tallene til 2008-prisnivå. En ser av tabellen at kvikksølv er klart mest skadelig, og at utslipp av sink og kobber medfører minst skade.

Anslagene for skadevirkningene er basert på utenlandske data. Ettersom konsentrasjonene av stoffene er relativt lave i Norge, kan det hende at verdsettingen i tabell 5.4 overvurderer skadevirkningene.

ECON (2000) gir ikke anslag for andre miljøgifter for utslipp til vann enn tungmetaller. Dette gjør at de estimerte nytteverdiene for de ulike rensetiltakene bli for lave, se nedenfor.

Ved å legge til grunn verdsettingene i tabell 5.5 og konsentrasjoner av stoffene i dansk sigevann gjengitt i Danva (2006) vil nytten av reduserte utslipp av disse stoffene være 0,074 kr/m³ behandlet avløpsvann. Dersom konsentrasjonene i avløpsvannet fra Veas legges til grunn blir nytten redusert til 0,027 kr/m³. Videre får vi for de samme stoffene en nytte på ca. 2 kr/m³ behandlet sigevann fra avfallsdeponier, basert på data fra Hjeltnes Cowi (2006).

Tabell 5.6 Nytte-kostnadsbrøker for ulike alternativer for rensing av avløps- og sigevann.

Nytte-kostnadsbrøk dansk avløpsvann	0,2
Nytte-kostnadsbrøk VEAS avløpsvann	0,07
Nytte-kostnadsbrøk sigevann lavkost	0,24
Nytte-kostnadsbrøk sigevann høykost	0,06

Kilde: Vista Analyse

Nytte-kostnadsbrøkene som gjengis i tabell 5.6 er beregnet på grunnlag av nytten oppgitt ovenfor og kostnadene per m³ behandlet vann ved sandfiltrering som oppgitt i Danva (2006). For at et alternativ skal ha større nytte enn kostnader må nytte-kostnadsbrøken være større enn 1. Som det fremkommer av tabell 5.6 er ingen av alternativene i nærheten av dette. Dette betyr ikke nødvendigvis at de er ulønnsomme, ettersom vi her bare har verdsatt noen av stoffene som vil få reduserte utslipp som følge av tiltakene.

En sammenlikning av nytte-kostnadsbrøkene for rensing av sigevann kontra rensing av avløpsvann gir heller ingen entydig konklusjon på hvilke tilnærming som er mest kostnadseffektiv (dvs. har høyest nytte-kostnadsbrøk). Dette avhenger av faktorer som rensekostnader, rensegrad og konsentrasjoner av skadelige stoffer. Disse faktorene kan i noen grad variere fra område til område, slik at en må gjøre en konkret vurdering i hvert enkelt tilfelle. Bl.a. viser data at konsentrasjonene i sigevann fra norske deponier varierer betydelig. Slike forhold vanskeliggjør utarbeidelsen av en overordnet, nasjonal strategi for hvordan utslippene mest kostnadseffektivt kan reduseres ytterligere.

En må også ta i betraktning at konsentrasjonene av tungmetaller og miljøgifter i kommunalt avløpsvann mange steder er lave, noe konsentrasjonene fra Veas viser. Det kan derfor være vanskelig å detektere mengdene stoffer både før og etter rensing, noe som gjør installering av renseutstyr krevende. Konsentrasjonene vil gjennomgående være høyere nær primærkilden for utslippene, for eksempel ved enkelte deponier som tallene ovenfor viser. På den annen side vil rensing av gjenværende primærkilder kunne kreve installering av renseutstyr hos et stort antall kilder, noe som kan være vanskelig i praksis ettersom de gjennomgående er små og spredt. Dette kan bidra til å øke kostnadene, særlig der enkelte kilder bare har utslipp av et fåtall stoffer. Det er imidlertid også i alt nesten 2.800 avløpsanlegg, slik at det kan bli snakk om tiltak på et stort antall enheter også om en velger denne strategien dersom tiltak på de fleste av disse ansees nødvendig.

En mulig strategi framover kan derfor være å se nærmere på nytte og kostnader ved å gjennomføre tiltak på gjenværende, større kilder som avfallsdeponier og enkelte industribedrifter som ennå ikke har gjennomført tiltak, bl.a. innenfor farmasøytisk industri. Samtidig bør nytten og kostnadene av tiltak på kommunale avløpsanlegg vurderes i lys av dette og effektene av andre tiltak som utfasing av bruk av produkter som inneholder skadelige stoffer på en rekke områder både i Norge og internasjonalt, samt eventuelle andre tiltak som bidrar til å redusere diffuse utslipp av disse stoffene.

Referanser

Asplan Viak (2010): Rapport etter opprydning av akutte forurensningsproblemer ved tidligere Monopol Hempel, Askøy.

Brende (2002): Børge Brendes svar på skriftlig spørsmål fra Stortingetsrepr. Torbjørn Andersen, jfr Dokument nr 15:16 (2001-2002).

Cowi (2005): Kartlegging av mellomkjedete klorerte parafiner. Statens forurensningstilsyn rapport TA-2195.

Danva (2006): Videregående renseteknologi for kommunalt spildevand. Dansk Vand og Spildevandsforening Forsknings- og udrædningsprojekt nr. 2.

ECHA (2009): Data on manufacture, import, export, uses and releases of HBCDD as well as information on potential alternatives to its use. The technical work on this report has been led by IOM Consulting, supported by BRE, PFA and Entec under framework contract ECHA/2008/2 (specific contract ECHA/2008/02/SR4/ECHA.226.

ECON (2000): Miljøkostnader ved avfallsbehandling. Rapport 85/00.

ECON (1997): Costs and benefits from treatments of mercury waste. Report 20/97.

EU (2002): Risk assessment of alkanes, C14-C17, chloro, CAS number 85535-85-9, EINECS number 282-477-0. Environment Draft of August 2002.

Hjellnes Cowi (2006): Miljøgifter i sigevann. En gjennomgang av dagens situasjon på deponiene, og anbefalinger ved vurderinger av miljøgifter i sigevann.

Klif (2010): Prioriterte miljøgifter i 2007. Status og utslippsprognoser. TA 2571/2010, Klima- og forurensningsdirektoratet.

Landbruksdepartementet (2009): Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2010 – 2014).

Mattilsynet (2009): Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2004-2008. Mattilsynet As. Seksjon for nasjonale godkjenninger.

Morose (2006): An Overview of Alternatives to Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and Hexabromocyclododecane (HBCD). The Lowell Center for Sustainable Production, University of Massachusetts Lowell.

NILF (2006): Risikoreduksjon ved bruk av plantevernmidler – En samfunnsmessig konsekvensanalyse. Rapport 2006/05, Norsk Institutt for Landbruksøkonomisk Forskning.

SFT (2010): Statsbudsjettet 2010, kapittel 144.1, post 39, Tilsagn om midler til opprydning på lokaliteten Killingdal gruver – Trondheim. Avtalenummer: 5010005. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2009a): Utslipp av prioriterte miljøgifter i 2006. Status og utslippsprognoser. Rapport TA 2482-2009. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2009b): Handlingsplan for reduksjon av utslipp av bromerte flammehemmere. Oppdatert november 2009. Klima- og forurensningsdirektoratet

SFT (2008a): Konsekvensvurdering av forslag til regulering av visse miljøgifter i Forbrukerprodukter. Vedlegg 4 til forslag over sendt Miljøverndepartementet 10.07.2008. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2008b): SFTs arbeid med perfluorerte forbindelser 2008-2009. Rapport TA-2395/2008. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2007): PFOA in Norway. Rapport TA-2354/2007, Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2006): Forslag til handlingsplan for opprydning i grunnen i barnehager, lekeplasser og skoler. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2005): Kartlegging av mellomkjedete klorerte parafiner (MCCP) i produkter. Rapport TA2195/2005. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2004): Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnett. Rapport TA-2039/2004. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SFT (2002): Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. Rapport TA-1924/2002. Klima- og forurensningsdirektoratet.

SSB (2009a): Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2008. Gebyrer 2009. Rapporter 2009/49.

SSB (2009b): Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2008. Gebyrer 2009. Nyhetsflak fra SSB

St. meld nr. 14 (2006 – 2007). Sammen for et giftfritt miljø – forutsetning for en tryggere fremtid.

The Lowell Center (2005): Decabromodiphenylether: An Investigation of Non-Halogen Substitutes in Electronic Enclosures and Textiles Applications. The Lowell Center for Sustainable Production, University of Massachusetts Lowell.

TemaNord (2008): Hexabromocyclododecane as a possible global POP. TemaNord 2008:520. Nordisk ministerråd.

UK (2008a): ANNEX XV RESTRICTION REPORT. SUBMITTED BY: United Kingdom

DATE: 30th November 2008. SUBSTANCE NAME: Medium chain chlorinated paraffins (MCCPs) IUPAC NAME: Alkanes, C₁₄₋₁₇, chloro EC NUMBER: 287-477-0 CAS NUMBER: 85535-85-9.