


Tittel Potensiale for økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre avfallstyper (papir/papp, metall og glass)	Antall sider 211	Dato 16.10.2012
Title Potential for increased material recycling of textile waste and other waste types (paper/cardboard, metal, and glass)	ISBN 978-82-7063-437-8	ISSN 1502-6760
Forfatter(e) Kirsi Laitala, Ingun Grimstad Klepp, Nick Morley, Torill Meistad, Adrian Chapman, Wenting Chen, Marie Hebrok, Johannes Daae og Marthe H. Austgulen	Prosjektnummer 11-2011-29	Faglig ansvarlig sign. 
Oppdragsgiver Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), Hege Rooth Olbergsveen		
Sammendrag Rapporten vurderer muligheter for økt materialgjenvinning av tekstilavfall i Norge. Mengden generert tekstilavfall i Norge er 24 kg på innbygger per år som hovedsakelig blir brent med energiutnyttelse. Det finnes lite materialgjenvinning av tekstiler i dag og kunnskapen om de miljømessige konsekvenser er begrenset. Innsamling av tekstiler for gjenbruk er derimot godt etablert og handelen med brukte klær en stor global næring. Produksjonen av tekstiler er svært forurensende, og dermed økt levetid og gjenbruk bidrar positivt gjennom å erstatte nye tekstiler. Forbrenning med energiutnyttelse reduserer energiforbruket med cirka 2-6% , mens gjenbruk reduserer med cirka 20-60% av forbruket gjennom tekstilers hele livsløp. Også for andre miljøparametere er gevinsten ved gjenbruk stor sammenlignet med energiutnyttelse. I dag blir det eksportert 4,2 kg brukte tekstiler per innbygger samtidig som ca. 1/4 til 1/3 av det som blir kastet i restavfall kunne vært gjenbrukt. Analysen viser at det er samfunnsøkonomisk lønnsomt å kildesortere tekstiler som en ny avfallsfraksjon og selge dem videre for gjenbruk og materialgjenvinning. Dersom dette gjøres slik at tekstilenes verdi ikke blir forringet av fuktighet eller vond lukt vil utgiftene dekkes av de inntekter salget gir med dagens markedspriser. Dette gjelder selv om vi må regne med lavere kvalitet og dermed lavere andel til gjenbruk som følge av økende innsamlingsgrad. De er også positive miljøeffekter av det foreslåtte tiltak i forhold CO ₂ -utslipp, vannforbruk og kjemikalier. Effekten er først og fremst global. Tiltakene for å øke ombruk og materialgjenvinning er å legge til rette for innsamling av en ny avfallsfraksjon, samtidig som forskning, informasjon og holdningsskapende innen tekstiler og miljø mot forbrukere, store innkjøpere og tekstilbransjen styrkes.		
Summary The report values the possibilities for increased material recycling of textile waste in Norway. The amount of textile waste generated in Norway is 24 kg per capita per year which is mainly burned for energy utilization. Currently there is little material recycling of textiles and the knowledge of the environmental consequences are limited. Collection of textiles for recycling is, however, well established and trade in used clothing is a large global industry. Production of textiles is highly polluting and thus increased lifetime and reuse contribute positively by replacing new textiles. Incineration with energy recovery reduces the energy consumption by around 2-6%, while reuse reduces around 20-60% of the consumption through the textiles' entire life cycle. Furthermore, in regards to other environmental parameters, the benefits of recycling are largely compared with energy utilization. Today, 4.2 kg of used textiles per capita are exported while concurrently around 1/4 to 1/3 of that which is thrown into the waste could be reused. The analysis shows that it is economically profitable to sort textiles as a new waste fraction and sell them on for reuse and recycling. If this is done such that the value of the textiles is not being degraded by moisture or odors, expenses will be covered by the income the sales at current market prices. This applies even though we must expect lower quality and thus a lower share to be reused as a result of the increased collection rate. There are also positive environmental effects of the suggested measures in relation to CO ₂ emissions, water use and chemicals. The effect is first and foremost global. The measures for increasing reuse and material recycling is to facilitate the acquisition of a new waste fraction, in conjunction with research, information and consumer awareness within textiles and the environment, and growth for purchasers and the textile industry.		
Stikkord Tekstilavfall, materialgjenvinning, forbrenning, avfallsstatistikk, gjenbruk		
Keywords Textile waste, material recycling, incineration, waste statistics, reuse		

Økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre avfallstyper
(papir/papp, metall og glass)

av

Kirsi Laitala, Ingun Grimstad Klepp, Nick Morley, Torill Meistad, Adrian Chapman,
Wenting Chen, Marie Hebrok, Johannes Daae og Marthe H. Austgulen

2012

STATENS INSTITUTT FOR FORBRUKSFORSKNING
Postboks 4682 Nydalen, 0405 Oslo

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). SIFO har hatt ansvaret for arbeidet som er utført i samarbeid med Meistad Mentoring og Oakdene Hollins Ltd AS. Rapportens formål og innhold er definert i oppdragsformuleringen fra Klif. Målet med rapporten er å vurdere muligheter for økt materialgjenvinning av tekstilavfall i Norge, og vurdere kostnader og miljøkonsekvenser av eventuelle endringer. Den omfatter også vurderinger av hvordan en slik omlegging best kan finne sted. Rapporten inneholder i tillegg en kort oppsummering av de samme spørsmål for andre avfallstyper (papp/papir, glass og metall).

For å drøfte de spørsmål problemstillingene reiser kreves kunnskaper om svært ulike næringer og virksomhetsområder. Vi vil derfor takk vår kontaktperson i Klif, Hege Rooth Olbergsveen, for svært god oppfølging, hjelp med informasjonshenting og innspill underveis i prosessen. I tillegg har en rekke andre personer, institusjoner og organisasjoner bidratt med verdifulle innspill. Avfall Norge og en rekke renovasjonsselskaper har bidratt med kunnskap om avfallshåndtering og mengder slik det fungerer i dag. SSB har vært behjelpelige med tall og fakta og Nice fashion samt andre bedrifter innen produksjon og omsetning av klær og tekstiler med kunnskap om sin bransje. Avfall er definert som noe som allerede er kassert eller er overflødig. Klær og tekstiler som er gitt bort for å brukes igjen er dermed ikke avfall. Likevel er nettopp denne kategorien svært viktig for potensialet til å bedre ta vare på verdiene også i det som kastes. To bedrifter har lang og bred erfaring med å arbeide med donerte klær for gjenbruk i Norge, Fretex (Frelsesarmeen) og UFF (U-landshjelp fra Folk til Folk). Frelsesarmeen har hatt butikker med bruktklær i Norge siden 1905. UFF har vokst raskt de senere årene. Begge bedrifter har i en årrekke drevet veldedig arbeid basert på et overskudd generert gjennom salg av klær for gjenbruk og har sjenerøst delt av sine erfaringer og kunnskaper.

Vi har også benyttet resultater fra et pågående forskningsprosjekt «Textile Waste» på SIFO, finansiert av Norges Forskningsråd. Prosjektets mål er å redusere miljøbelastningen fra tekstilforbruket gjennom å bruke kunnskap om bruks- og avhendingsfasen til å redusere belastningen gjennom hele livsløpet. Både publisert og upublisert materiale fra dette prosjektet inngår i rapporten.

Oslo, 16. oktober 2012

STATENS INSTITUTT FOR FORBRUKSFORSKNING (SIFO)

Innhold

Forord.....	5
Innhold	7
Sammendrag.....	11
Definisjoner og forkortelser	23
1 Innledning	27
2 Tekstilavfall: Genererte mengder	29
2.1 Typer av tekstiler.....	29
2.1.1 Norsk produksjon av tekstiler	30
2.1.2 Import og eksport av tekstiler.....	30
2.1.3 Sammenhenger mellom BNP og generering av tekstilavfall	33
2.2 SSBs Avfallsregnskap.....	33
2.2.1 Datagrunnlag og beregningsmetode	34
2.2.2 Genererte mengder	36
2.2.3 Kilder for tekstilavfallet	37
2.2.4 Behandlingsformer	38
2.3 Plukkanalyser	40
2.3.1 Sammendrag av plukkanalyser.....	47
2.4 Statistikk fra forskningsprosjekt «Textile waste»	50
2.5 Ullavfall	56
2.6 Uniformer og arbeidstøy	56
2.7 Innsamling av tekstiler for gjenbruk	57
2.7.1 Fretex.....	57
2.7.2 UFF	59
2.7.3 Renotec.....	59
2.7.4 Dalane Miljøverk	60
2.7.5 Uformell bytting av klær	60
2.7.6 Andre kanaler for gjenbruk	61
2.7.7 Elektronisk salg og bytte.....	61
2.8 Tekstilavfallsstatistikk fra andre EU land	62
2.8.1 Storbritannia.....	65
2.8.2 Tyskland.....	65
2.8.3 Sverige.....	66
2.9 Sammenstilling av statistikk	67
3 Miljøgifter i tekstiler.....	71
3.1 Helse- og miljøeffekter	71
3.2 Farlige stoffer	73
3.3 Virkemidler og tiltak rettet mot miljøgifter i tekstiler.....	75
3.4 Oppsummering.....	76
4 Teknologier for materialgjenvinning	77
4.1 Kvalitetskrav	77
4.2 Sortering av tekstilavfall og brukte tekstiler	78
4.3 Materialgjenvinning som stoff	80

4.3.1	Kluter og pussefiller	80
4.3.2	Re-design og remanufakturering	80
4.4	Materialgjenvinning av fiber	81
4.4.1	Flokking	81
4.4.2	Andre ikke-vevde stoffer	82
4.4.3	Shoddy og fiberblanding	83
4.4.4	Kjemisk materialgjenvinning	84
4.4.5	Materialgjenvinning via termoplastisk behandling	85
4.4.6	Mulige nye materialgjenvinningsprosesser	86
4.5	Materialgjenvinning og gjenbruk av tepper	87
4.5.1	Mekanisk materialgjenvinning	88
4.5.2	Kjemisk materialgjenvinning	89
4.6	Materialgjenvinning av tekstiler i nordiske land	89
4.7	Oppsummering og anbefaling	92
5	Miljøkonsekvenser av materialgjenvinning	95
5.1	LCA metodikk	95
5.2	Miljøkonsekvenser av tekstilproduksjon	97
5.3	Miljøkonsekvenser av avfallsbehandling	99
5.3.1	Energiforbruk	104
5.3.2	Klimagassutslipp	105
5.3.3	Evaluering av data	109
5.4	Holdbarhet og levetid	109
5.5	Bruksfase	110
5.6	Oppsummering	111
6	Miljøholdninger og initiativer	113
6.1	Husholdninger	113
6.2	Tekstilbransjen	117
6.3	Næringslivet	118
6.4	Oppsummering	119
7	Alternative tiltak og sammenligning av potensielle tekstilmengder, samfunnsnyttene og kostnader	121
7.1	Referansesituasjon og tiltakene	121
7.1.1	Referansesituasjonen	122
7.1.2	Tiltak A - henteordning	122
7.1.3	Tiltak B - bringeordning	123
7.2	Potensielle mengder ved tiltakene	123
7.2.1	Referansesituasjon og teoretisk gjenvinningspotensiale	123
7.2.2	Potensiale for materialgjenvinning og gjenbruk	124
7.2.3	Usikkerhet ved anslagene	125
7.3	Samfunnsøkonomisk analyse av tiltakene	125
7.3.1	Avgrensning av systemet for analysen	125
7.3.2	Nytte/kostnads-analyse for de to alternative tiltakene	126
7.3.3	Kostnads- og nyttevariabler som inngår i analysen	128
7.3.4	Alternative beregninger til nytte/kostnads-analysen	131
7.4	Potensielle miljøeffekter som utløses av de ulike tiltakene	134
7.4.1	Klimagassutslipp	134
7.4.2	Energiforbruk	135
7.4.3	Vannforbruk	135
7.4.4	Kjemikaliebruk	135
7.5	Oppsummering og anbefaling	135
8	Virkemidler for økt materialgjenvinning	137
8.1	Eksisterende virkemidler i andre land	138
8.1.1	Sverige	139
8.1.2	Storbritannia	140
8.1.3	Frankrike	141

8.2	Virkemidler i Norge	142
8.2.1	Anbefalte virkemidler i NOU 2002:19.....	142
8.2.2	Forbedrede rammebetingelser for innsamling av klær til gjenbruk	143
8.2.3	Lover og påbud	143
8.2.4	Økonomiske virkemidler.....	144
8.2.5	Krav om utsortering før forbrenning.....	147
8.2.6	Miljømerking og standardisering	147
8.2.7	Kvalitetsmerking og levetid	150
8.2.8	Forbrukerkjøpsloven og garantier	150
8.2.9	Forskning.....	151
8.2.10	Holdningsskapende arbeid og kunnskapsdeling.....	153
8.2.11	Tilrettelegning for bærekraftig adferd.....	154
8.3	Virkemidler for innføring av foreslåtte tiltak	154
8.4	Anbefaling for valg av virkemidler.....	156
9	Andre avfallstyper: Papir/papp, metall og glass	159
9.1	Papir, papp og drikkekartong	159
9.1.1	Genererte avfallsmengder og kilder til avfall.....	159
9.1.2	Behandling av papir og papp avfall.....	162
9.1.3	Miljøkonsekvenser av materialgjenvinning av papir og papp.....	163
9.1.4	Anbefaling.....	164
9.2	Metall	164
9.2.1	Genererte avfallsmengder og kilder til avfall.....	164
9.2.2	Behandling av metallavfall.....	167
9.2.3	Miljøkonsekvensene av materialgjenvinning av aluminium/stål	168
9.2.4	Anbefaling.....	168
9.3	Glass.....	169
9.3.1	Genererte avfallsmengder og kilder til avfall.....	169
9.3.2	Behandling av glassavfall.....	172
9.3.3	Miljøkonsekvensene av materialgjenvinning av glass	173
9.3.4	Anbefaling.....	173
10	Konklusjoner	175
10.1	Andre avfallstyper: Papir/papp, metall og glass.....	177
	Litteratur.....	179
	Vedlegg I (til kapittel 2).....	195
	Vedlegg II (til kapittel 5).....	201
	Vedlegg III (til kapittel 7)	207

Sammendrag

Produksjon og bruk av tekstiler utgjør cirka 3% av verdens totale klimagassutslipp. Samtidig har mengden tekstilavfall fra private husholdninger i Norge blitt nesten fordoblet i løpet av de siste 20 årene. Av alt norsk avfall utgjør tekstiler vel en vektprosent. Den største andelen går til forbrenning med energiutnyttelse, og veldig liten andel av avfallet blir materialgjenvunnet i dag.

Rapportens mål er å evaluere potensialet for økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre avfallstyper. Hovedperspektivet i den kommende stortingsmeldingen er å utvikle avfallspolitikken for å forebygge vekst i avfallsmengdene. Derfor omfatter denne rapporten både tekstilavfall og tekstiler som er samlet inn med tanke på ombruk. Rapporten presenterer en sammenstilling av eksisterende kunnskap om avfallsmengder, miljøkonsekvenser over livsløp for materialgjenvinning av aktuelle avfallstyper sammenlignet med dagens behandlingsform, samt angir samfunnsøkonomiske vurderinger av økt materialgjenvinning av tekstilavfall. Til slutt gis en vurdering og anbefaling av virkemidler som kan stimulerer til økt materialgjenvinning og ombruk.

Tekstilavfall, genererte mengder og behandlingsformer i Norge

Tekstilavfall genereres fra private husholdninger, industri, varehandel, private og offentlige selskap og institusjoner, slik som sykehus og forsvar. Norsk industri produserte i 2009 tekstiler til en markedsverdi av til sammen 2260 mill kr. Produksjon av «andre tekstiler» er størst kategori, der produksjon av tauverk og fiskenett dominerer. I 2010, importerte Norge tekstiler til nesten 23 mrd kroner (i faste 2005-kroner), mens eksporten utgjorde knapt 2 mrd 2005-kroner. Eksportverdien har vært stabil siden 1990, mens importen har økt i samme periode. Norge importerte 211 198 tonn og eksporterte 42 097 tonn tekstiler i 2011. Total import tilsvarer 42,5 kg tekstiler per innbygger årlig, derav er 14,4 kg klær. Eksportstatistikk for tekstiler viser at den største kategorien av tekstiler som blir eksportert fra Norge er brukte klær og andre brukte tekstilvarer (20 745 tonn).

SSBs avfallsregnskap viser at det i 2010 ble generert 117 000 tonn tekstilavfall i Norge. Dette tilsvarer 24 kilo per innbygger årlig, derav 10,6 kg kom fra husholdningene. Private husholdninger er største kilde til tekstilavfall (44%), mens tjenesteytende næringer er nest største kilde (27%). Genererte mengder tekstilavfall fra de ulike kildene har endret seg siden 1995. Mengden tekstilavfall fra bygg- og anleggsvirksomhet, fra tjenesteytende næringer og fra husholdninger har økt til dels mye. Mengden tekstilavfall er redusert i industrien, fra jordbruk, skogbruk og fiske og fra uspesifisert kilde.

I 2010 gikk nær halvparten av alt tekstilavfall (48%) til forbrenning med energiutnyttelse, 14,5 % gikk til forbrenning uten energiutnyttelse og ca. 15 % gikk til deponering. Dvs nær 80% gikk til sluttbehandling og energiutnyttelse. Rundt 10% gikk til materialgjenvinning. Resten av tekstilavfallet gikk til annen/uspesifisert behandling. Bruken av de ulike behandlingsformene har endret seg mye siden 1995. Andelen som går til deponering er redusert med

73%, mens andelene sendt til materialgjenvinning og energiutnyttelse er tredoblet. Dessuten har det vært en økning i forbrenning uten energiutnyttelse.

Fra 2008 til 2010 er mengden tekstiler til deponi redusert med 36 tusen tonn (fra 54 til 18 tusen tonn). Mengde generert tekstilavfall er også redusert med 16 tusen tonn i samme periode. Dette er samme utvikling som for restavfall fra husholdninger og næringer. Deponiavgift på sluttbehandling av avfall og svak økonomisk utvikling fra høsten 2008 har bidratt til nedgangen i mengden tekstiler til deponi. Imidlertid er det ikke registrert noen økning i mengde tekstilavfall til materialgjenvinning i denne perioden.

Kommunale og interkommunale avfallsselskaper får plukkanalyser utført på innsamlet avfall for å få mer detaljert informasjon om innholdet og sammensetningen. Plukkanalysene viste at det fantes cirka 5,6 kilo tekstiler per innbygger årlig i restavfall. I Oslo-området ble cirka 1,9 kg vurdert til å være brukbare. Dette tilsvarer at mellom 1/3 og 1/4 av alle tekstiler i restavfall ble ansett som brukbare. Forskjellen mellom SSBs avfallsstatistikk og plukkanalyser viser at ikke alt av tekstilavfall fra husholdningene blir avhendet som restavfall.

Materiale fra forskningsprosjekt Textile waste viser at gjennomsnittlige ble 37,5 plagg/person/år tatt ut av bruk, noe som tilsvarer cirka 8,4 kilo per person årlig. Av de innsamlede plaggene var cirka 60% (5 kg/person) tenkt til gjenbruk hos venner, familie, loppemarked, salg eller andre innsamlingsinstanser som Fretex eller UFF. Resterende 40% (3,4 kg/person) var sortert ut som avfall. Basert på vår evaluering av klærne, var det kun 8% av plaggene som absolutt ikke kunne brukes, og 45% hadde tydelige endringer.

I dag er Fretex og UFF de største aktørene innen innsamling av tekstiler til gjenbruk i Norge. Tabell 1 sammenligner behandling av tekstiler som er samlet inn av UFF og Fretex, og gir i tillegg et estimat av mengden tekstiler samlet inn av andre innsamlere og loppemarkeder. Rapporten baseres på beregninger som er angitt nederst i tabellen.

Tabell 1 Mengder og behandling av tekstiler samlet inn i Norge.

	Total mengde	Ombruk	Materialgjenvinning	Energiutnyttelse	Deponering
UFF (tonn) (Prosent)	7615	5940	1272	30	373
		78,0 %	16,7 %	0,4 %	4,9 %
Fretex (tonn) (Prosent)	10000	8000	500	1500	0
		80 %	5 %	15 %	0 %
Loppemarkeder, andre innsamlere, tyveri (estimat) (prosent)	3385	1693	0	1693	0
		50,0 %	0,0 %	50,0 %	0,0 %
Total innsamlet (tonn) (Prosent)	21000	15632	1772	3223	373
		74,4 %	8,4 %	15,3 %	1,8 %
Forenkling	21000	75%	10%	15%	-

Resultatene viser at det er et stort potensial for å kunne samle inn større andel av tekstiler både til materialgjenvinning og til gjenbruk.

For bedre å kunne evaluere effekten av eventuelle nye tiltak og virkemidler, bør man jobbe videre med redusering av usikkerhet i statistikken.

Miljøgifter i tekstiler

Tekstiler behandles med en rekke forskjellige kjemikalier under produksjon for å oppnå spesielle egenskaper. Det kan være i forbindelse med fiberproduksjon, farging, slitestyrke, anti-krølling, impregnering og brannhemming osv. Det kan også finnes restkjemikalier fra produksjonen av fiber slik som plantevernmidler eller fra videreforedlingen hvor for eksempel organiske løsemidler inngår. Skadelige kjemikalier som azofarger, tungmetaller og organiske miljøforurensninger kan komme ut i miljøet både under produksjon, når tekstilene brukes, eller etter at de er kastet. Vasking av tøy er en kilde til spredning av miljøgifter.

I tillegg til kjemikalier benyttes andre omdiskuterte teknologier i tekstilproduksjon. Om lag halvparten av bomull på verdensmarkedet er genmanipulert, og bruken av nanoteknologi er økende. I tillegg inneholder enkelte tekstiler elektriske komponenter, noe som gjør at avfallet fra disse tekstilene skal håndteres som EE-avfall.

Stoffer som anvendes i tekstilproduksjon kan påvirke både helse og miljø. Størst påvirkning skjer i produksjonslandene hvor for eksempel store mengder plantevernmidler brukes i bomullsproduksjon og forurenset avløpsvann slippes ut fra tekstilfabrikkene. Ifølge FN, dør 20.000 mennesker i året av sprøytemiddelforgiftning i bomullsindustrien. 80% av barn som vokser opp rundt bomullsplantasjer, lever med skader på sentralnervesystemet.

Produksjonen av tekstiler i Norge er liten og godt regulert, men kjemikalier kan følge med importerte tekstiler og frem til norske forbrukere. Risiko for helseskade er avhengig av hvilke typer kjemikalier det gjelder og hvor mye av kjemikalier som kan frigjøres fra tekstilet. Astmatikere og allergikere er ofte ekstra følsomme, men der er ikke uvanlig med allergiske reaksjoner eller hudreaksjoner på stoffer brukt i tekstiler. Et eksempel er bruken av antimuggmidlet dimetylfumarat som mange reagerer kraftig på. Det har også blitt funnet forekomster av azofarger (forbudte) og formaldehyd i noen tekstilprodukter. Dette er stoffer som er klassifisert med mulig fare for kreft.

Farlige stoffer i tekstiler når også naturen. I Norge vil slike utslipp skje hovedsakelig ved bruk av tekstilene, ved vasking og når produktet kasseres. Mange tilsetningsstoffer i tekstiler har vist seg å være skadelige for vannmiljøet, for eksempel er triklosan, et antibakterielt middel, svært giftig for vannlevende organismer.

Innholdet av kjemikalier er ikke et argument mot ombruk av tekstiler, i og med at nye tekstiler generelt inneholder mer. Kjemikalieinnholdet kan imidlertid være et argument mot materialgjenvinning av spesielle produkter der innholdet er spesielt høyt - og kjent, for eksempel innen næringsavfall. Det behøves mer kunnskap om enkelte typer tekstiler som kan inneholde kjemikalier i en slik form og konsentrasjon at de ikke bør gjenvinnes/gjenbrukes – og ikke minst en merkeordning eller innholdsdeklarasjon som gjør det mulig å gjenfinne og velge bort slike produkter.

Materialgjenvinning

Det eksisterer per i dag så vidt vi kjenner til ingen fungerende bedrifter for tekstilmaterialgjenvinning i større omfang i Norge. Det som finnes er redesign i mindre skala. Situasjonen i våre naboland er litt bedre, men mangler fortsatt muligheter for materialgjenvinning i storskala. Historisk har produksjonen av Shoddy vært viktig med flere fabrikker omkring i landet.

Produksjon av flokking eller andre ikke-vevde stoffer er mest relevant for videre undersøkelse. Dette skyldes både de muligheter produksjonen gir, og prosessenes historie i Skandinavia. Slike undersøkelser må omfatte sorteringsprosessen, siden den er en nødvendig forbehandling for produksjonen av flokking. Materialgjenvinning som industrielle kluter er etablert i Skandinavia, og denne prosessen anbefales også for videre undersøkelser.

Kjemisk materialgjenvinning og materialgjenvinning via termoplastiske polymerer er en prosess som ikke anbefales for videre undersøkelser per dagens dato, siden disse prosessene ikke eksisterer i Skandinavia, og knapt i Europa. Situasjonen vil kunne være annerledes om noen år, da teknologier er nå under utvikling.

Det er, og har vært flere initiativer for å etablere bedrifter for materialgjenvinning i Norge. De økonomiske rammene for slike etableringer har vært mer kritisk enn de teknologiske. Dette tilsier at videre arbeid med utredninger og bedriftsetableringer må omfatte hvordan de økonomiske rammebetingelsene kan sikres både for utvikling og etablering, men også for drift av eventuelle bedrifter.

Materialgjenvinning forutsetter sortering av tekstilene. På grunn av lønnskostnadene i Norge er det muligens mer realistisk å basere virksomheten på sortering utenlands. Det bør da også vurderes om det er bedre samfunnsøkonomi i å etablere materialgjenvinningsbedrifter nærmere de store sorteringsanleggene fremfor å transportere tekstilene tilbake til Norge eller Norden. Dette bør også inngå i en fremtidig utredning av spørsmålene.

I mange tilfeller kan tekstilavfall fra industrien egne seg bedre til materialgjenvinning enn husholdningsavfall, fordi kvaliteten på materiale kan være jevnere og dermed enklere å sortere for eksempel basert på fibertype. På den andre siden, har næringsavfall andre utfordringer som gjør materialgjenvinning problematisk. Arbeidstøy kan være spesialbehandlet, med flammehemmere eller impregnering. I tillegg er det sikkerhetsmessige problemer ved gjenbruk av uniformer.

Ull har store fordeler i forhold til materialgjenvinning. Dette er knyttet til egenskaper som varme, brannegenskaper og filting. Ull produseres i Norge og mye av norsk tekstilindustri er basert på ullvarer. I dag kastes cirka 7 tonn rå-ullavfall i Norge årlig, men mengden kan øke drastisk dersom ulltilskudd faller bort. Derfor bør videre bruk av ullavfallet i Norge utredes spesielt.

En mulig videre bruk av det norske ullavfallet bør dermed utredes spesielt. En slik utredning bør omfatte de shoddyfabrikkene som har vært i virksomhet opp til i dag.

Miljøkonsekvenser av materialgjenvinning

En rapport om miljøbelastning ved produksjonen av tekstiler som ERM har utarbeidet for Defra konkluderer med at naturlige materialer som bomull konsumerer store mengder vann i løpet av kultivering, mens syntetiske materialer bruker store mengder energi i produksjon av fibre fra olje (Tabell 2). Klimagassutslipp oppstår ved alle stadier av livssyklusen for tekstiler. De dominerende utslippene av klimagasser er CO₂ fra energibruk og CH₄ og N₂O fra bomullsproduksjon.

Tabell 2 Forbruk av energi og vann per kilo produsert materiale

Materiale	Energiforbruk MJ/kg	Vannforbruk dm ³ /kg
Bomull	48,65	7000 – 29 000
Ull	8	125 + 5-40 (scouring/vask)
Viskose	71,3	640
Polyester	109,41	n/a
Akryl	157	210

Den største andelen av farlige utslipp i løpet av tekstilers livssyklus er forårsaket av bruk av plantevernmidler og kjemikalier ved framstilling av fiberråvare og tekstilproduksjon. Dette gjelder særlig bruk av sprøytmidler ved framstilling av bomull. Forurensning av jord ved

produksjonen kan føre til avskoging, jorderosjon, og vannforurensning, og kan påvirke flora og fauna drastisk. Biologisk mangfold er påvirket av bruk av plantevernmidler. En av de best kjente eksemplene er uttørkingen av Aralsjøen.

Tabell 3 viser hvor mye ulike kjemikalier det brukes for å produsere en kilo av ulike typer tekstiler. Tabellen viser at det er stor forskjell mellom de ulike fibertypene i forhold til hva slags kjemikalier som blir brukt i produksjonen.

Tabell 3 Input av kjemikalier per kilo av produsert materiale.

Materiale	Gjødsel	Insektmidler	Plante-vernmidler	Sykdoms-kontroll	Vaskemidler	Soda (natriumkarbonat)	C ₂ S	Etylenglykol	Dimetyl tereftalat	O-Ftalsyre C ₆ H ₄ (COOH) ₂	Antimon (III) oksid	Titandioksid	Akrylonitril
Bomull	0-560 g	0,01-0,83 g	0,96-1,45 g	0,007-0,830 g	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ull	-	-	-	0,1-2,5 ml	1,5-20 g	5-30 g	-	-	-	-	-	-	-
Viskose	-	-	-	-	-	-	310 g	-	-	-	-	-	-
Polyster	-	-	-	-	-	-	-	350 g	1,015 kg	870 g	0,05-0,5 g	0,2-20 g	-
Akryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	850-910 g

Det er store forskjeller i resultatene for de miljømessige konsekvensene av ulike behandlingsmåter for tekstilavfall. De fleste LCAene på tekstiler har fokusert på miljøkonsekvenser som substitusjonseffekt, energibruk og klimagassutslipp. De største miljømessige fordelene finner man ved økt levetid og ombruk, som gir redusert bruk av jomfruelige materialer. I tillegg reduseres energibruk og klimagassutslipp knyttet til produksjon av nye tekstiler.

Forbrenning med energiutnyttelse reduserer cirka 2-6% av det samlede energiforbruket ved tekstilers levetid. Vi har ikke funnet tilsvarende informasjon for materialgjenvinning, men det er estimert at ombruk reduserer cirka 20-60% av det samlede energiforbruket over hele livsløpet for tekstiler.

I denne rapporten benytter vi resultater fra en studie (Farrant 2008) der ulike scenarier for ombruk og materialgjenvinning er sammenlignet mot energiutnyttelse. De fire største miljøeffektene fra studien er angitt i Tabell 4. I tillegg viser tabellen prosentvis endring for disse kategoriene ved valg av alternative sluttbehandlingsscenariene. Største besparelsene er innen ombruk, men også materialgjenvinning som kluter viser reduksjon i disse kategoriene. I materialgjenvinningsscenario, tekstilene erstatter papirkluter, og gir derfor ikke like stor reduksjon som ved erstatning av jomfruelige tekstiler.

Materialgjenvinning gir en reduksjon på mellom -1200 og -1800 kg CO₂ekv per tonn tekstilavfall, der en del av reduksjonen kommer fra erstatning av ny produksjon av tekstiler eller andre materialer som papir. Reduksjonen ved forbrenning med energiutnyttelse er mye mindre enn ved materialgjenvinning. Resultatene på energiutnyttelse varierer, og noen studier viser positiv og andre negativ bidrag, spesielt beroende på om tekstilene i scenario er laget av naturlige eller syntetiske fibre. Største besparelsene er innen ombruk, der resultatene varierer mellom -1682 og -13 000 kg CO₂ekv per tonn tekstilavfall. Videre i rapporten bruker vi resultater beregnet fra Farrants rapport, der materialgjenvinning reduserer cirka -1 258 CO₂ekv per tonn tekstiler i livsløpet, og ombruk -6525 CO₂ekv.

Tabell 4 Fire største miljøpåvirkningskategoriene fra Farrants studie og potensiell reduksjon ved materialgjenvinning eller ombruk av 100 klesplagg

Pro- dukt	Miljøpåvirkning	Referansesituasjon	Endring i forhold til ref. situasjon		
		Energiutnyttelse mPET	Material- gjenvinning som kluter	Ombruk i Sverige	Ombruk i Estland
T-skjorter, bomull	Global oppvarming	150	-3%	-13%	-14%
	Helseskadelige stoffer, jord	141	-5%	-23%	-25%
	Forsuring	111	-7%	-27%	-28%
	Eutrofiering	66	-4%	-23%	-25%
Bukser, polyester /bomull	Helseskadelige stoffer, vann	183	-	-44%	-47%
	Helseskadelige stoffer, jord	174	-	-30%	-32%
	Forsuring	120	-	-28%	-30%
	Global oppvarming	113	-	-23%	-24%

Det svært lite LCA informasjon tilgjengelig som sammenligner ulike avhendingsmetoder da produksjon og bruk har som regel mye større miljøpåvirkning. I tillegg er det vanskelig å måle forskjellene i den virkelige verden på grunn av kompleksiteten i materialgjenvinningsprosesser og ombrukspraksiser, og vanskeligheter med å inkorporere disse i LCA metodikk. Mer kunnskap, spesielt om bruks og avhendingsfasen, er nødvendig for å få frem bedre LCA analyser.

Miljøholdninger og initiativer

For å diskutere potensialet for å øke materialgjenvinningen av tekstilavfallet vil holdningene til miljø, og spesielt da forståelsen av koblingen mellom avfall og miljøbelastning være viktig. Det er et paradoks at jo mer tekstiler av høy kvalitet som avhendes jo lettere vil gjenbruk være. Dette er samtidig ingen god miljøstrategi. Potensialet må derfor ta med i betraktning hva som totalt sett kan redusere miljøbelastningene. I dette ligger også at andelen uønskede miljøgifter i avfallet er minst mulig.

Det er generelt er en økende interesse for og bevissthet om miljøspørsmål. Det gjelder både i tekstilbransjen, blant forbrukere og i privat og offentlig næringsvirksomhet. At nesten 40% sier at de alltid tenker på miljøet ved avhending av klær og nesten 30% gjør dette av og til, utgjør et stort potensiale i forhold til å forbedre innsamlingsordninger for kasserte tekstiler. Dette er viktig å ta med tanke på virkemidler for å stimulere til økt ombruk. Miljøholdningene tilsier at det kan være gode muligheter for å lykkes med å introdusere tiltak for materialgjenvinning av tekstiler i Norge i nærmeste framtid. I og med at kunnskapsnivået er lavt både innen tekstilbransjen, blant store innkjøpere og forbrukere, trengs det informasjon og tilrettelegging for å hente ut holdningen i form av faktiske endringer i praksis. Det er også verdt å merke seg at familie og venner er den desidert største kilden til ombruk av klær i Norge i dag. Det betyr at de miljøgevinstene som kan hentes ut ved organisert eller kommersielt gjenbruk i større grad kan hentes ut ved mer ombruk privat.

Tiltak

Analysen av tiltak er avgrenset til husholdningsavfall. Andelen tekstiler i restavfallet fra husholdninger er større enn i restavfallet fra næringsvirksomhet. Fra næringsvirksomhet forekommer tekstilavfallet hovedsakelig som større mengder ensartet materiale, men næringsavfallet generelt er mindre homogent med tanke på de praktiske, økonomiske, miljømessige og sikkerhetsmessige problemene det reiser. For husholdningsavfall er det god mindre statistisk usikkerhet i avfallsregnskapet, og det eksisterer lang erfaring med innsamlingsløsninger for kommunalt avfall. Per i dag er det mangel på nedstrømsløsninger for brukte tekstiler. Derfor er analysen avgrenset til husholdningsavfall og sammenligner samfunnsnyttene og kostnader

til to alternative innsamlingstiltak, henteordning og bringeordning. Analysen gjelder tiltak for separat innsamling av avfallstekstiler som i dag leveres og behandles som restavfall. Sorterings- og behandlingsfasene omfattes av samme system, og er foreslått basert på dagens system for tekstiler innsamlet til gjenbruk.

Analysen viser positiv samfunnsøkonomisk lønnsomhet for en slik ny avfallsfraksjon. Dette gjelder selv om vi må regne med lavere kvalitet og dermed lavere andel til gjenbruk som følge av økende innsamlingsgrad.

Analysen tyder på at henteløsningen er den mest kostnadseffektive løsningen for opp- og innsamling. Imidlertid er dette en usikker analyse på grunn av de forutsetningene som er lagt til grunn og mangelfullt datagrunnlag. Trolig vil også regionale forskjeller spille inn. Den samfunnsøkonomisk lønnsomheten for begge løsninger avhenger imidlertid av salgsværdien av tekstilavfallet, dvs gjenbruks- og gjenvinningsgraden og markedsprisene.

Det er usikkerhet forbundet med transport- og informasjonskostnadene ved de alternative løsningene. Imidlertid har dette ikke avgjørende betydning for den samfunnsøkonomiske lønnsomheten ved å samle inn avfallstekstiler til materialgjenvinning og gjenbruk. Framtidige priser på brukte tekstiler og jomfruelig materiale har større betydning for framtidig samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

Vi har gjort beregninger som anslår besparelsene i CO₂-utslipp. Effekten er først og fremst global, i og med at både produksjon av nye varer og materialgjenvinning hovedsakelig skjer utenfor Norge. Innen Norge innebærer tiltaket en mer-belastning i CO₂-utslipp i og med økt transport. Besparelse i CO₂-utslipp er avhengige av hvilken måte materialet blir gjenvunnet, og hvilke fibre tekstilene består av.

Virkemidler for økt ombruk og materialgjenvinning

Det finnes et stort antall alternative virkemidler for å øke innsamlings- og gjenvinningsgraden av ulike materialer. Virkemidler er de styringsverktøy myndighetene kan benytte for å påvirke menneskers handlemåte. Det viktigste eksisterende virkemidlet er forbudet mot å deponere biologisk nedbrytbart avfall fra 1. juli 2009. Forbudet gjelder avfall som inneholder mer enn 10 prosent biologisk nedbrytbart materiale. Dette betyr at blant annet papir, matavfall, trevirke og flere typer tekstiler ikke lenger kan deponeres. Deponiforbudet har, i Norge som i andre land, ført til økt energiutnyttelse.

Miljøinformasjonsloven formål er i følge selve lovteksten ”å sikre allmennheten tilgang til miljøinformasjon og derved gjøre det lettere for den enkelte å bidra til vern av miljøet, å verne seg selv mot helse- og miljøskade og å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål”. I forhold til informasjon om innholdet av kjemikalier i tekstiler, eller andre omdiskuterte teknologier som nano og GMO har ikke loven virket etter intensjonen. Den har heller ikke ført til noen bedring i forhold til informasjon om produkters forventede levetid.

Det er et potensial i miljøinformasjonsloven for å bidra til økt gjenvinning og gjenbruk, og ikke minst til å minske innhold av farlige kjemikalier i tekstilavfallet. Men en forutsetning er at loven har noen virkning på markedet for tekstiler. Vi anbefaler derfor at det utredes hvordan loven kan bli mer effektiv. En slik utredning bør inneholde hva slags form opplysninger om teknisk kvalitet, forventet levetid og kjemikalieinnhold skal ha og hvordan denne informasjonen kan følge produktene frem til forbrukere.

Grønne offentlige innkjøp, forbedrede anbuds- og innkjøpsrutiner er et område med stort potensiale for forbedringer både generelt og i forhold til tekstiler spesielt. I utvikling av nye rutiner og anbudskrav bør både miljøbelastninger i produksjonen og i bruk, og mulighetene

for effektiv materialgjenvinning være planlagt. I tillegg til forholdet mellom miljøbelastninger i bruk og avfallsgenerering (engangs kontra flergangsbruk av tekstiler). Direktoratet for forvaltning og IKT (Difi) utarbeider verktøy og veiledningsmaterieell som skal gjøre det lettere å stille miljøkrav og sette kriterier for miljøvennlige anskaffelser. Miljømyndighetene kan bistå Difi med dette arbeidet. Det bør også vurderes hvorvidt det er hensiktsmessig at Norges eneste testlaboratorium som kan bistå med teknisk kompetanse og testing i anbuds- og innkjøpsrutiner av tekstiler (SIFO-lab) nå vurderes legges ned. Dermed vil testing opp mot tilbud måtte kjøpes fra utlandet.

Det foregår en utvikling i dag mot ulike **EPR og retur- og panteordninger** i Europa. Denne utviklingen støttes både av enkeltfirmaer og myndigheter. Vi anbefaler at vi i Norge starter med positive virkemidler for så å vurdere en avgiftsordning. Det er viktig å holde bransjen oppdaterte på de løsninger som utvikles.

Avfallshåndteringen er ett av flere viktige områder for å redusere miljøbelastningene fra tekstilforbruket. Vi vil anbefale at dersom **økonomiske virkemidler**, f. eks i form av en miljøavgift på omsetning av tekstiler, innføres, brukes midlene for å redusere miljøbelastningen totalt sett, og ikke begrenses til avfallshåndtering. En slik avgift vil kunne brukes til å iverksette flere av de tiltak som her foreslås og brukes til å stimulere forskning, utvikling, og samarbeid om gode løsninger.

Mange land har implementert krav om **sortering av avfall** i kommunene. Tekstiler utgjør, som vi har vist en liten andel av restavfallet, og tekstilenes verdi i forhold til gjenbruk og materialgjenvinning er lett påvirkelig. Det er derfor viktig å holde tekstiler godt adskilt fra materialer med sterk lukt eller fuktighet. Dette, sammen med at tekstiler ikke er utstyrt med innholdsdeklarasjoner, gjør utsortering lite aktuelt. Vårt forslag til tiltak betyr at mindre mengde tekstiler havner i restavfall, og dermed blir det ikke behov for å utsortere tekstilavfall fra restavfall før forbrenning.

De offisielle **miljømerkene** på tekstiler i Norge er EUs blomst og Nordisk svanemerke. Per i dag finnes det svært få merkete produkter på det norske markedet, og dermed fungerer ikke miljømerker som en effektiv måte å redusere miljøgifter i tekstiler og gir ikke forbrukere valgmuligheter. Kriteriene til Nordisk svanemerking av tekstiler er nå under revisjon, og det vurderes å senke kravet fra 100% økologisk til bare 10%. Dette kan muliggjøre sertifisering av flere produkter, og dermed kan det åpnes for større omfang i bruken av merkingen.

I EU er det pålagt med **energimerking** av mange elektroniske produkter, inkludert vaskemaskiner. Merkingen krever dokumentasjon blant annet om bruk av strøm, slik at forbrukere har bedre grunnlag til å sammenligne produktenes forventet miljøpåvirkning. Det finnes ikke en slik merking for tekstiler. Energimerkeordningen kan også brukes som modell for å utvikle andre merkeordninger hvor forbrukere får informasjon om produkters miljøbelastninger. Vi anbefaler derfor at de ulike miljømerkeordningene som finnes for tekstiler tas med i en total vurdering av mulighetene for å få frem mer kunnskap om tekstilers miljøbelastning.

I Norge bruker møbelbransjen en egen frivilling merkeordning «Møbelfakta». Tekstiler må tilfredsstillende krav til slitasjestyrke, nipping, fargeekthet mot lys, fargeekthet mot gnidning og brennbarhet. Det finnes ikke tilsvarende **kvalitetsmerking** for andre type tekstiler. En slik merking gir verdifull informasjon om forventet levetid av produktene. En liknende ordning innen klær, sengeklær, osv. ville gitt forbrukere et reelt valg, og ville dermed også være et insitament for industrien til å arbeide bevisst med levetid. Vi anbefaler derfor at merking av produkters forventede bruks- eller levetid og tekniske kvaliteter vurderes sammen med de andre spørsmålene rundt informasjon om produkter som er nevnt.

Forbrukerkjøpsloven sier at varen skal ha de egenskapene og den holdbarhet som selgeren har opplyst ved kjøpet. Det er så vidt vi kjenner til lite kunnskap omkring hvordan denne loven fortolkes og brukes i forhold til tekstiler. Den kan tolkes som at alle tekstiler skal holde i minst to år, noe som slett ikke er tilfelle. Dersom flere klager på produkter som ikke holder mål, måtte produsentene ha bedre kvalitetskontroll. Dette er dermed en lov som kunne bidra til lenger levetid. Vi anbefaler derfor at virkningen av forbrukerkjøpsloven utredes i forhold til tekstiler. Dette gjelder både hvordan forbrukere oppfatter og praktiserer sine rettigheter i forhold til loven, og hva som skal til for å få loven til å virke etter sin hensikt. Denne utredningen kunne gjøres sammen med utredningen av Miljøinformasjonsloven.

Forskning er viktig for å utvikle både gode tekniske og designmessige løsninger, og for å få frem kunnskap om brukerpraksiser og endringsprosesser. De eksisterende tiltakene og virkemidlene som miljømyndighetene anvender i kjemikaliearbeidet vil fortsatt være svært viktig for å redusere bruk av helse- og miljøfarlige stoffer i tekstiler. Norske forskningsmiljø ligger langt fremme innen tverrvitenskapelig forskningen på bruksfasen, vi anbefaler derfor at muligheten for denne typen forskning opprettholdes.

Tekstiler har en svært lang og sammensatt næringskjede som er relativt lite regulert. Dette tilsier at det er vanskelig å få frem informasjon «oppstrøms» til selger, bruker, eller materialgjenvinner. På samme måte er det problematisk å kanalisere informasjon «nedstrøms» fra avfallssektoren tilbake til produsent. Forskning på informasjonsflyt vil derfor både kunne omfatte nye tekniske løsninger, som RFID-brikker (mikrobrikke som lagrer informasjon), merkeordninger og innholdsfortegnelser som er egnet innen tekstiler. Det omfatter igjen både vanlige forbrukere og profesjonelle brukere, og alle former for tekstiler. En slik merking vil ha konsekvenser for mulighetene for å gjennomføre flere ulike tiltak for å øke gjenbruk og materialgjenvinning slik vi har diskutert i forholdt til miljøinformasjonsloven og forbrukerkjøpsloven. En forbedring av mulighetene for informasjonsflyt bør derfor utredes nærmere knyttet opp til å få bedre forståelse for hvordan disse lovene og rettighetene kan bli virksomme.

Det finnes flere gode nettsider som gir forbrukere god **generell miljøinformasjon**. Hvor gode slike informasjonskanaler er, er avhengig av hvor god informasjon som er tilgjengelig. Noe av utfordringen på tekstilområdet er mangelen på slik informasjon om produktene. Det har gjennom en årrekke vært arbeidet aktivt med samarbeid og informasjon i bransjen i regi av Tekstilpanelet og NICE. Et mulig virkemiddel er dermed å sikre eksistensen av de miljøene som har kunnskap til å hjelpe tekstilbransjen i omleggingsprosessene som bør komme. Det kan gjøres gjennom å sikre finansiering av de miljøene som har denne kompetansen, NICE, SIFOs lab, og Tekstilpanelet. En mulighet for dette er å knytte de nevnte institusjoner sammen gjennom opprettelsen av et kompetansesenter for tekstiler og miljø. Vi anbefaler at dette utredes.

En viktig måte å øke innsamling av brukte tekstiler er **god fysisk tilrettelegning**. Gode praktiske løsninger gjør det mulig for husholdninger og næringene å levere til gjenbruk og materialgjenvinning.

Arbeidet mot mindre miljøbelastning av tekstilforbruket har kommet kort sammenlignet med andre produktgrupper. For å gjennomføre slike tiltak trengs etablering av informasjonsflyt og merkeordninger som gjør produktenes miljøegenskaper og muligheter for materialgjenvinning tilgjengelig.

Virkemidler for innføring av foreslåtte tiltak

Analysene av de samfunnsøkonomiske forhold og de miljømessige effekter av disse viste at en innsamling av tekstiler fra husholdningene som en separat avfallsfraksjon vil være lønnsomt. Tiltaket forutsatte at husholdningene sorterer ut tekstiler som skal kasseres, men som er

tørre, rene og luktfrie. Tekstiler som er tilsølt, fuktig eller forurenset på annet måte leveres med restavfallet, som i dag. Tiltakene forutsetter at klær til gjenbruk fortsatt kan samles inn av veldedige organisasjoner.

Løsningene forutsetter innsats fra veldedige organisasjoner og samarbeid mellom disse og avfallsselskapene. Dette gjelder enten ved henteordning, der samarbeidet må gjelde informasjon samt vilkårene for å levere avfallet til sortering/eksport av organisasjonene. Det er da viktig at anbud utformes slik at hensyn til de tre faktorene; innsamlet mengde, utnyttelsesgraden samt bruken av overskudd (veldedig arbeid) ivaretas, slik at ikke de veldedige organisasjoner blir ekskludert fra å gi anbud.

Begge de foreslåtte tiltakene forutsetter at kommunene pålegges å legge til rette for innsamling av den nye avfallsfraksjonen. Men for at tiltaket skal lykkes kreves samarbeid med husholdningene og de organisasjonene som står for innsamlingen av klær til gjenbruk. I tillegg vil det være en fordel om også bransjen engasjeres spesielt i forhold til fysisk tilretteleggelse og informasjon. Ordningen vil således avhenge av følgende virkemidler:

- **Krav til kommunene om tilretteleggelse for innsamling av ny fraksjon.**

For bringeordning innebærer dette at innsamler må få adgang til å plassere containere sammen med kommunale containere for andre bringeordninger (som glass/metallemballasje), og på kommunalt mottaksanlegg. For en henteordning innebærer det å levere ut sekker som så samles inn sammen med papir og sorteres før videre behandling. Det gis en tidsfrist for når ordningen innføres, slik at de andre berørte parter får tid til å utvikle en god ordning, samt utvikle informasjon om denne.

Vi mener det bør være opp til kommunen om de ønsker å utvikle en hente- eller bringeløsning og om det bør være konkurranse mellom ulike aktører for innsamling, eller at en innsamler favoriseres.

- **Informasjon mot husholdninger**

Flere forhold tilsier at husholdningene vil være positive til å sortere ut den nye avfallsfraksjonen. En ting er at kildesortering for andre avfallsfraksjoner fungerer godt, og har stor oppslutning i befolkningen. I tillegg kommer at bevisstheten om tekstilers negative miljøpåvirkning er voksende og tankene rundt miljø er mest til stede i forbindelse med avhending av tekstiler

Kritisk for at ordningen kan fungere optimalt er at forbrukere ikke kaster våte og eller på andre måter urene og sterkt luktende tekstiler i den nye avfallsfraksjonen. Det kan være en fordel om opplysningen om den nye avfallsfraksjonen gis sammen med informasjon om hvordan tekstilavfallet kan forbygges, og miljøbelastningen av tekstilforbruket reduseres. Poenget er å øke bevisstheten om miljøbelastningen ved alt forbruk slik at motivasjonen for kildesortering øker.

Det er også avgjørende for å lykkes at ikke annet avfall forurenser tekstilavfallet. Dette innebærer separat innpakking av avfallet (tette sekker). Spesielt for en evt. henteordning forutsettes eget kammer eller egne innsamlinger for tekstiler, evt. sammen med annet tørravfall.

- **Samarbeid med innsamlingsorganisasjoner/bedrifter**

Inntektene fra videresalg av tekstiler til gjenbruk er avgjørende for lønnsomheten av tiltaket. Dette vil være det viktigste insitamant for innsamlingsorganisasjonene til å delta i samarbeidet. Samtidig er husholdningsavfallet et kommunalt ansvar og forsvarlig behandling av det kan ikke uten videre pålegges andre. Samarbeidet omfatter således en løsning der begge parter har noe å vinne. Det er et godt utgangspunkt. Vi vil anbefale at de ulike partene (avfalls-

selskaper, innsamlingsorganisasjoner, miljømyndigheter) kommer frem til et felles forslag, og gjerne med ulike alternativer, som legges til grunn for de lokale avtaler.

- **Kontroll med organisasjoner som samler inn tekstiler**

Det bør stilles krav til at en viss andel av de innsamlede tekstiler går til gjenbruk, og at resten enten gjenvinnes som materialer eller energi. Dette gjelder enten de deltar i samarbeidet med avfallsselskapene eller ikke. Tilsvarende gjelder for større innsamlinger av tekstiler, f. eks. loppemarkeder. Dette er viktig både på grunn av konkurransen mellom ulike organisasjoner/bedrifter og fordi det vil styrke tilliten blant forbrukerne og dermed øke viljen til å ta del i ordningene. Kontroll vil også føre til at useriøse aktører ikke uten videre utkonkurrerer de seriøse aktørene.

- **Samarbeid med tekstilbransjen**

Tiltakene slik vi har beskrevet dem omhandler husholdningsavfallet. Samtidig haster det med å etablere bedre ordninger også for bransjen slik at det gryende miljø engasjement hentes ut i form av mindre miljøbelastning gjennom hele næringskjeden

Anbefaling for valg av virkemidler

Eksemplene fra andre land har vist at det er mulig å øke betraktelig innsamlingen av tekstiler til ombruk og gjenvinning også uten innføring av utvidet produsentansvarsordning eller direkte påbud. Dette skyldes høye markedspriser på brukttøy sammen med tiltak som stimulerer samarbeid og utvikling i bransjen. Både i befolkningen, og i bransjen, finnes en gryende forståelse for tekstiler miljøbelastning, og avhending er et område hvor tanker om dette aktiveres. Det er imidlertid generelt svært lite kunnskaper om tekstiler og miljøbelastninger i begge grupper og lite pålitelig informasjon gjennom hele verdikjeden. Derfor vil suksessen til tiltak for økt innsamling av tekstiler til gjenbruk/materialgjenvinning være avhengig av fortsatt arbeid med informasjon og samarbeid. Dette arbeidet vil i tillegg til å være viktige forutsetninger for bedre avfallshåndtering også bidra positivt på andre områder der tekstiler i dag utgjør en miljøbelastning. Arbeidet vil også medføre lavere innhold av kjemikalier i tekstiler, samt bedre teknisk kvalitet, og dermed potensielt høyere økonomisk verdi i det innsamlede materiale. Samtidig vil et viktig mål for arbeide være å redusere mengden tekstilavfall.

- Innføre krav om kildesortering for tekstiler. I perioden frem mot at dette skal gjelde for alle gjennomføres pilotforsøk for innsamling med både hente og bringeordning av tekstilavfall i norske kommuner, inkludert både tettbygde og spredtbygde områder.
- I forbindelse med innføringen av kildesorteringen gis det god informasjon om hvordan tekstilavfallet kan forebygges, hvordan miljøbelastningen forbundet med tekstilforbruket kan reduseres, og hvordan den nye avfallsfraksjonen skal pakkes og leveres.
- Utarbeide krav til innsamlerne av tekstiler om andelen av tekstilene som skal gjenbrukes, og som skal gjenvinnes som materialer eller energi, samt kontroll med hva overskuddet brukes til.
- Styrke arbeidet med samarbeid og informasjonsdeling i bransjen og mot forbrukere og offentlige innkjøpere gjennom å stoppe nedleggelsen av SIFO lab, og sikre videre drift av Tekstilpanelet og NICE. Dette kan eventuelt gjøres gjennom opprettelsen av et kompetansesenter for tekstiler og miljø, og ved å stryke KLIFs arbeid med produkter og avfall.
- Kartlegge mulighetene som ligger i materialgjenvinning av ull og tekstiler med høyt ullinnhold i Norge. I dette ligger også en utredning av historien til shoddyfabrikkene i Norge.
- Videreføre forskning på tekstilers bruks- og avhendingsfase som ledd for å få fram bedre LCA og LCD studier og bedret oversikt over materialstrømmen i Norge.
- Utrede hvordan miljøbelastningene fra bruken av tekstiler i offentlig virksomhet og næringsvirksomhet kan reduseres.

- Utrede hvordan informasjon om produkters miljøpåvirkning (forventede bruks eller levetid og tekniske kvaliteter kjemikalieinnhold osv.) utvikles slik at forbrukere får et reelt valg og slik at avfall med miljøgifter kan spores. Dette omfatter hva som skal til for at Miljøinformasjonsloven og Forbrukerkjøpsloven virker etter hensikten. Samtidig vurderes de ulike miljømerkeordningene som finnes på tekstiler opp i mot merkeordninger på andre produktgrupper (eks. energimerking, innholdsdeklarasjon osv.) og nye elektroniske muligheter for produktinformasjon (f. eks RFID).
- Utrede muligheten for miljøavgift på omsetning av tekstiler (EPR) som kilde til å finansiere tiltak slik som utredninger og forskning samt informasjon og bistand til omlegging i bransjen, offentlige innkjøp og forbrukere.

Andre avfallstyper: Papir/papp, metall og glass

Av de tre avfallsfraksjonene som er diskutert i dette kapitlet har materialgjenvinning av metall den største klimanytten med 1,3 – 20 tonn CO₂-ekv per tonn metall (det er stor variasjon mellom de ulike metalltypene). Deretter følger glass der besparelsen er ca. 0,6 tonn CO₂-ekv per tonn gjenvunnet glassemballasje sammenliknet med forbrenning. Virkemidler som forbedrer kildesortering av glass og metall fra bygg- og anlegg er viktig, for eksempel i form av miljøstyringssystemer, avfallsplaner og opplæring. Kobber bør utredes nærmere for økt materialgjenvinning, på grunn av økt internasjonal etterspørsel og begrenset tilgjengelighet i naturen. Dette gjelder også andre sjeldnere metaller. I likhet med tekstiler er både levetid og priser på elektroniske produkter synkende. Dette gjør at avfallsmengden øker. Begge produktgruppene er også svært sammensatte, noe som kompliserer materialgjenvinning. Både forskning på levetid, reparasjon og oppdatering, samt produkter som designes med tanke på lettere materialgjenvinning er dermed svært ønskelig for begge disse produktgrupper.

For papir var resultatene på utslipp av klimagasser ganske like mellom energigjenvinning og materialgjenvinning, og det varierte mellom de ulike scenariene hvilken metode som kom best ut. Likevel viste studiene at generelt er materialgjenvinning det beste alternativet når det gjelder energiforbruk, toksisitet og vannforbruk. For papiravfall er det viktig at mengden som går til deponi fortsetter å gå ned, og derfor er det viktig at deponiforbudet av organisk avfall opprettholdes. Tjenesteytende næringer peker seg ut som viktige sektorer for å følge opp innen kildesortering av papir, da materialgjenvinning av kontorpapir har større miljøgevinst enn gjenvinning av papir av lavere kvalitet. Også her vil miljøsertifiseringssystemer være nyttige virkemidler.

Innen alle de tre avfallsfraksjonene mangler det ny og oppdatert statistikk som viser fordelingen mellom ulike produkter (for eksempel type metall), samt sammenheng mellom behandlingsmåter og kilder. Dette er viktig for å kunne anbefale sektorspesifikke virkemidler, og for å måle effekten av tiltak. Det er også viktig at arbeidet for å redusere avfall styrkes gjennom fokus på levetid og dematerialiseringsprosesser.

Definisjoner og forkortelser

Avfall Med avfall forstås kasserte løse gjenstander eller stoffer. Som avfall regnes også overflødig løse gjenstander og stoffer fra tjenesteyting, produksjon og rensningsanlegg mv. Avløpsvann og avgasser regnes ikke som avfall (def § 27 i forurensningsloven)

Avfallshierarkiet Begrepet beskriver prioriteringer i avfallspolitikken som går ut på å behandle avfall så nær toppen av hierarkiet som mulig. Hierarkiet består av følgende punkter: 1. Avfallsreduksjon, 2. Gjenbruk, 3. Materialgjenvinning, 4. Energiutnyttelse, 5. Deponering (EUs rammedirektiv om avfall 2008/98/EF, artikkel 4)

BNP Bruttonasjonalprodukt

CO₂ Karbondioksid

CO₂ ekv CO₂-ekvivalent er en enhet som brukes i klimagassregnskap. Enheten tilsvarer den effekten en gitt mengde (som regel et tonn) CO₂ har på den globale oppvarminga over en gitt tidsperiode (som regel 100 år). De øvrige drivhusgassene har et sterkere oppvarmingspotensiale (GWP-verdi) enn CO₂, og utslipp av disse gassene omregnes derfor til CO₂-ekvivalenter i henhold til deres GWP-verdier.

Deponering: En sluttbehandlingsløsning hvor avfallet blir lagt på et deponi.

Deponi et permanent disponeringssted for avfall ved deponering av avfallet på eller under bakken (para 9-3 i avfallsforskriften),

Dynamisk effektivitet kriteria evaluerer i hvilken grad incentiver gir ønskede endringer (som reduserte kostnader og reduserte utslipp) over tid. Incentiver som gir en tilpasning hvor bare gitte minstekrav oppfylles, sies å ha dårlig dynamisk effektivitet. (NOU 2002: 18)

Energiutnyttelse Om avfall: Utnyttelse av energien i avfall gjennom produksjon av varme og/eller elektrisitet ved forbrenning, pyrolyse eller lignende.

Farlig avfall Avfall som ikke hensiktsmessig kan behandles sammen med annet avfall fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker og dyr.

Forberedelse til gjenbruk (preparing for re-use) innebærer operasjoner der produkter eller komponenter av produktet som har blitt avfall utarbeides slik at de kan brukes om igjen til sitt opprinnelige formål. Disse operasjonene kan være for eksempel ulike former for kontroller, rengjøring eller reparasjoner (EUs rammedirektiv for avfall-2008/98/EC).

Gjenbruk (re-use) betyr enhver operasjon der produkter eller komponenter som ikke er avfall brukes igjen i dets opprinnelige form (EUs rammedirektiv for avfall- 2008/98/EC)

Gjenvinning (recovery) Nyttiggjøring av avfall og andre restprodukter. Gjenvinning betyr enhver operasjon der hovedresultatet er at avfall blir brukt til et nyttig formål ved å erstatte andre materialer som ellers ville blitt brukt til å oppfylle en bestemt funksjon, eller avfall som blir forberedt på å oppfylle den funksjon i et anlegg eller i økonomien for øvrig. Gjenvinning kan inndeles i gjenbruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse. (EUs rammedirektiv for avfall- 2008/98/EC Vedlegg II fastsetter en ikke-uttømmende liste over gjenvinningsoperasjoner)

Husholdningsavfall avfall fra private husholdninger, herunder større gjenstander som inventar og lignende. (def § 27 i forurensningsloven)

Kildesortering Sortering av avfall ved kilden/der de oppstår i ulike kategorier og komponenter etter hvert som det oppstår.

Klif Klima- og forurensningsdirektoratet

KOF Kjemisk oksygenforbruk

Kompostering Biologisk nedbryting og stabilisering av organisk avfall under tilgang på luft.

Kostnadseffektivitet kriteriet brukes for å evaluere hvordan et gitt nivå av velferd/miljøkvalitet kan oppnås til lavest mulig kostnad for samfunnet (Veileder i samfunnsøkonomiske analyser kap 2.3.2)

Kostnads-virkningsanalyse en kartlegging av kostnader for ulike tiltak som er rettet mot samme problem, men der effektene av tiltakene ikke er helt like. Kostnader verdsettes i kroner og ulike nyttevirkninger beskrives kvalitativt (Veileder i samfunnsøkonomiske analyser)

LCA Livsløpsvurdering (Life Cycle Assessment)

Materialgjenvinning (recycling) inkluderer alle de gjenvinningsoperasjonene der avfall reprocesseres til produkter, materialer eller stoffer enten for de opprinnelige eller andre formål. Ved direkte materialgjenvinning brukes avfallet som råstoff for tilsvarende produkter. Ved indirekte materialgjenvinning omdannes avfallet til andre typer produkter. Materialgjenvinningsbegrep inkluderer reprocessing av organisk materiale, men inkluderer ikke energiutnyttelse og reprocessing av materialer som skal brukes som brensel. (EUs rammedirektiv for avfall- 2008/98/EC)

Miljøgift Stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skadeeffekter ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller har særlig lav nedbrytbarhet.

Miljøindikatorer En indikator er et forenklet uttrykk for komplekse fenomener og koblinger på en form som gjør det mulig å kvantifisere disse. Miljøindikatorer er brukt til å oppnå, lette og fremme kommunikasjon rundt slike fenomener og koblinger. I denne rapporten bruker vi hovedsakelig følgende indikatorer: utslipp av klimagasser, energiforbruk og utslipp av prioriterte miljøgifter.

Miljønytte Summen av totale miljøbelastninger og total miljøgevinst i et definert system

Non-woven Ikke-vevde materialer

Næringsavfall avfall fra offentlige og private virksomheter og institusjoner. (def § 27 i forurensningsloven)

Ombruk Samme som gjenbruk

PER tetrakloreten

PFCs perfluorerte organiske forbindelser

PFOA perfluoroktylsyre

PFOS perfluoroktylsulfonat

POPs Persistent Organic Pollutants

PVC Polyvinylklorid

Samfunnsøkonomisk analyse Benyttes for å klarlegge og synliggjøre konsekvensene av offentlige tiltak og reformer før beslutninger fattes gjennom å framskaffe systematisk og mest mulig fullstendig og sammenlignbar informasjon om ulike nytte- og kostnadsvirkninger. (Veileder i samfunnsøkonomiske analyser)

SIFO Statens institutt for forbruksforskning

Styringseffektivitet kriteria evaluerer hvorvidt et virkemiddel fører til at et gitt mål oppnås med tilfredsstillende treffsikkerhet og lokaltilpasning, og til fastsatt tid.

Substitusjonseffekt beskriver forskjellen i miljøpåvirkning av et produkt som substituerer et annet (inkl. produksjon, bruk og avfallsbehandling).

Substitusjonsmulighet hvor godt en gode erstattes av en annen gode. Substitusjonsmulighet gjelder for både produksjon og konsum markeder. Et eksempel av dette er hvor godt returbasert råvare kan erstatte jomfruelig råvare.

Systemgrenser Beregningen av kostnader avgrenses til kostnader som er relatert til innføring og gjennomføring av tiltak i Norge. Miljøeffekter og andre samfunns effekter omfatter hele produksjonsprosesser av tekstiler.

Tekstilavfall Kasserte tekstiler. (Obs! Klær til loppemarked eller klesinnsamling er ikke avfall før det bestemmes at de skal kasseres.)

Tiltak benyttes i denne rapporten som en fellesbetegnelse for de handlinger som utløses av myndighetenes virkemiddelbruk. Miljøtiltak omfatter således både tekniske tiltak (f.eks installering av renseanlegg) og andre former for tilpasning (f.eks mindre bruk av bil) (NOU 1995)

UFF U-landshjelp fra Folk til Folk forening, som er medlem bistandsnettverket HUMANA People to People.

Virkemidler de styringsverktøy myndighetene kan benytte for å påvirke menneskers handlemåte. De kan være økonomiske (miljøavgifter, omsettelige utslippskvoter, pantesystemer og tilskudd/subsidier) eller administrative (informasjon, juridiske virkemidler f.eks. direkte regulering i form av forbud og påbud, eller fysiske virkemidler som kan lette eller vanskeliggjøre bestemte handlinger).(NOU 1995)

VOC Volatile Organic Compounds. Flyktige organiske forbindelser. Fellebetegnelse på mange ulike forbindelser i gassfase som slippes ut til luft. VOC kan reagere med NOx og danne bakkenær ozon under påvirkning av sollys.

Beskrivelse av avfallssystemer:¹

- **oppsamlingsystemer:**
 1. sekker, beholdere, hjemmekomposteringsbinger, containere og tanker for oppsuging hos - eller nær kunden for oppsamling av sortert eller usortert avfall
 2. hyttecontainere og ubetjente returpunkter som er tilgjengelige døgnet rundt for oppsamling av avfall som leveres av kunder (for bemannede gjenvinningsstasjoner se nedenfor)
- **innsamling:**
 1. henting av avfall hos kunder
 2. henting av restavfall, farlig avfall og kildesorterte fraksjoner på ubemannede mottaksstasjoner/ returpunkter som ikke er ”gjenvinningsstasjoner” (se nedenfor).
- **gjenvinningsstasjon:** Omfatter mottaksstasjoner, gjenvinningsstasjon, gjenbruksstasjon og miljøstasjon som er bemannet og dekker mottak av avfall som sorteres av kunden før - eller ved levering *inklusive eventuell grovsortering*, dvs.
 - mottak av farlig avfall
 - mottak av "finere" og "grovere" kildesortert avfall
 - mottak av grovere restavfall
- **sentralsortering:** Omlasting og maskinell eller manuell bearbeiding på sentralt sted av ulike fraksjoner for å gjøre dem mer egnet for videre transport, materialgjenvinning eller energiutnyttelse. Sentralsorteringen utføres uavhengig av gjenvinningsanlegg, dvs. at det sorterte avfallet kan sluttbehandles på flere alternative anleggslokalteter. Sentralsortering/ omlastning skjer på ulike typer anlegg for ulike fraksjoner og varierer fra ”bare”_omlastning via enkel sortering på plate med manuell utplukking til mer ”industriell” bearbeiding med bruk av transportbånd, manuell eller maskinell sortering og pakking /balling.

¹ Beskrivelsen mottatt fra Avfall Norge

1 Innledning

Produksjon og bruk av tekstiler utgjør cirka 3% av verdens totale karbonutslipp². Samtidig har mengden tekstilavfall fra private husholdninger i Norge blitt nesten fordoblet i løpet av de siste 20 årene³. Den største andelen går til forbrenning med energiutnyttelse, og veldig liten andel av avfallet blir materialgjenvunnet i dag. Regjeringen skal legge frem en melding til Stortinget om avfallspolitikken. Hovedperspektivet i stortingsmeldingen er å få en bedre håndtering og utnyttelse av avfall, samt å utvikle avfallspolitikken for å forebygge vekst i avfallsmengdene. Klif skal i denne forbindelse utarbeide faglig underlag knyttet til økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre aktuelle avfallstyper, og har bestilt denne rapporten som kan brukes som bakgrunnsdokument for videre arbeid knyttet til vurdering av virkemidler for økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre avfallstyper.

Rapportens mål er å evaluere potensialet for økt materialgjenvinning av tekstilavfall og andre avfallstyper. Rapporten presenterer en sammenstilling av eksisterende kunnskap om avfallsmengder, miljøkonsekvenser over livsløp for materialgjenvinning av aktuelle avfallstyper sammenlignet med dagens behandlingsform, samt angir samfunnsøkonomiske vurderinger av økt materialgjenvinning av tekstilavfall. Til slutt gis en vurdering og anbefaling av virkemidler som kan stimulerer til økt materialgjenvinning. Rapporten legger også vekt på det potensialet som økt gjenbruk av tekstiler gir.

Klifs konkurransegrunnlag spesifiserte at husholdningsavfall og næringsavfall skulle inngå i arbeidet. Fokuset skulle ligge på tekstilavfall, men også potensialet for å øke materialgjenvinningen av andre typer avfall skulle evalueres (ikke avgrenset til emballasjeavfall). Det var bestemt at plastavfall, våtorganisk avfall og bygge- og riveavfall ikke skal inngå i arbeidet. Vi valgte derfor å inkludere avfall fra papir og papp, metall og glass.

Selv om rapportens mål er å evaluere potensial for økt materialgjenvinning av tekstilavfall, har vi likevel gått utover denne avgrensingen flere steder i rapporten og inkludert tekstiler som ikke er avfall. Dette gjelder mengder av tekstiler til gjenbruk og miljøkonsekvenser for ulike behandlingsformer, potensial og samfunnsøkonomiske effekter. Det er flere grunner til dette. Rapporten vil vise at det ikke er et skarpt skille mellom tekstilavfall og klær for gjenbruk, men tvert imot at det er brukbare tekstiler i restavfallet og tekstilavfall i det som i dag samles inn for gjenbruk. I tillegg er de systemene som eksisterer for utsortering av tekstiler til materialgjenvinning basert på det økonomiske overskuddet salg av brukteklær gir. Helt avgjørende for mulighetene for gjenbruk, og enda viktigere for brukstiden hos første eier, er klærnes potensial for lang brukstid. Både for å redusere avfallsmengden, og for å sikre en best mulig utnyttelse av brukte tekstiler, er dermed arbeide mot økt levetid, eller snarer mot den raske nedgangen i tekstilers bruks og levetid, helt vesentlig. En del av virkemidlene som kan bidra til økt materialgjenvinning vil sammenfalle med virkemidler for økt levetid.

² Carbon Trust (2011) International Carbon Flows - Clothing (CTC793), pp. 17. London.

<http://www.carbontrust.co.uk/policy-legislation/international-carbon-flows/clothing/Pages/clothing.aspx>

³ SSB (2011) Avfallsregnskap for Norge. Endelige tall 1995-2010 <http://www.ssb.no/avfregno/>

2 Tekstilavfall: Genererte mengder

Tekstilavfall genereres fra private husholdninger, industri, varehandel, private og offentlige selskap og institusjoner, slik som sykehus og forsvar. I følgende kapitler estimerer vi genererte og tilgjengelige mengder av tekstilavfall basert på ulike statistiske kilder inkludert avfallsregnskapet fra Statistisk sentralbyrå (SSB) asur pr 2010 og Eurostat, plukkanalyser av avfall, innsamlede tekstiler til gjenbruk av norske organisasjoner samt forskningsprosjektet «textile waste⁴» der alle klær som gikk ut av bruk i 16 norske husholdninger i løpet av ca. 6 måneder ble registrert.

2.1 Typer av tekstiler

I sin statistikk definerer SSB «tekstiler» til å omfatte produkter av naturlige og syntetiske fibre som er spunnet, vevet, strikket eller på annen måte bearbeidet. Skinn og kunstsinn er også regnet som tekstiler. SSB leverer ikke lenger tekstilavfallsstatistikk inndelt etter produkttype, så den nyeste publiserte avfallsstatistikken med inndeling etter produkttype gjelder for 2000 og er angitt i vedlegg 1⁵. Imidlertid lager de fortsatt fordeling etter produkttype, men den publiseres ikke som offisiell statistikk, da tallene er ansett for å være for usikre på detaljert nivå. SSBs anslag for 2010 er angitt Tabell 2-1, som viser at klær utgjør den største produktgruppen (57 % i 2010).

Tabell 2-1 Tekstilavfall i alt 2010 (tonn) og anslag av fordeling etter produkttype (prosent)⁶

I alt	117 208	Tonn
Emballasje	6	Prosent
Tekstiler, klær og fottøy	57	Prosent
Møbler og husholdningsprodukter	30	Prosent
Transportmidler	1	Prosent
Andre produkter	6	Prosent
Produksjonsavfall	0,4	Prosent

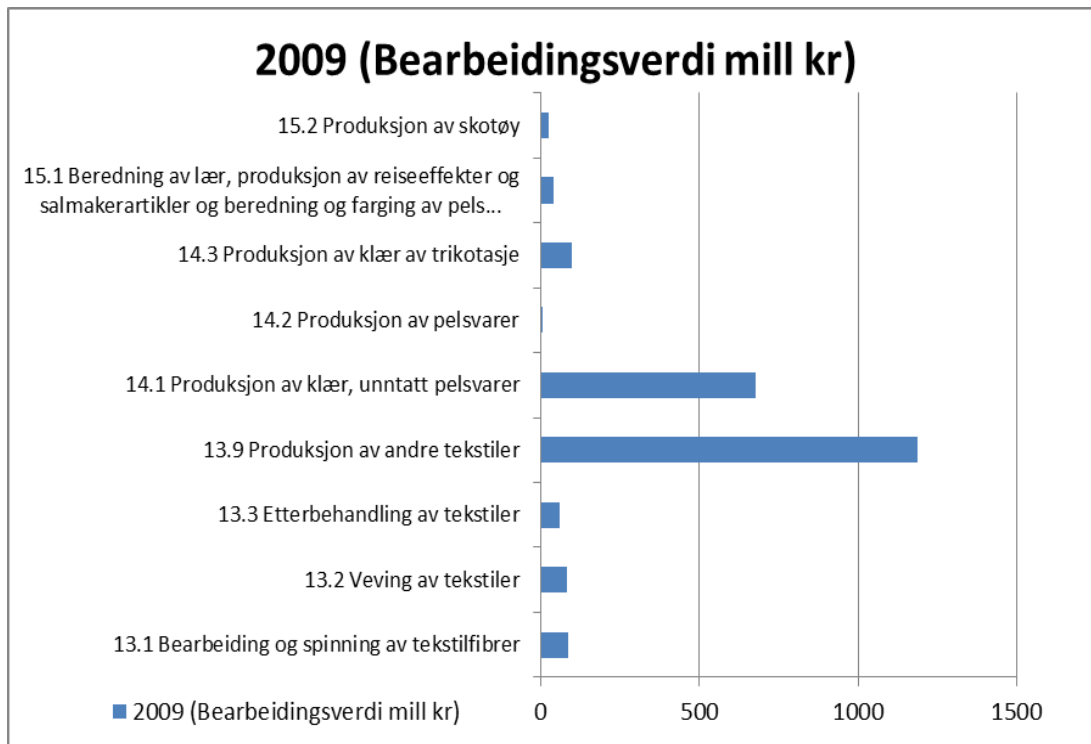
⁴ <http://www.sifo.no/page/Forskning//10060/75453.html>

⁵ <http://www.ssb.no/emner/01/05/40/avfregno/arkiv/tab-2002-07-15-01.html>

⁶ SSB avfallsregnskapet, publisert i desember 2011

2.1.1 Norsk produksjon av tekstiler

Norsk industri produserte i 2009 tekstiler til en markedsverdi av til sammen 2260 mill kr (Figur 2-1). Produksjon av «andre tekstiler»⁷ er størst kategori, der produksjon av tauverk og nett dominerer. For detaljer for 2007-2009, se tabellene i vedlegg I.

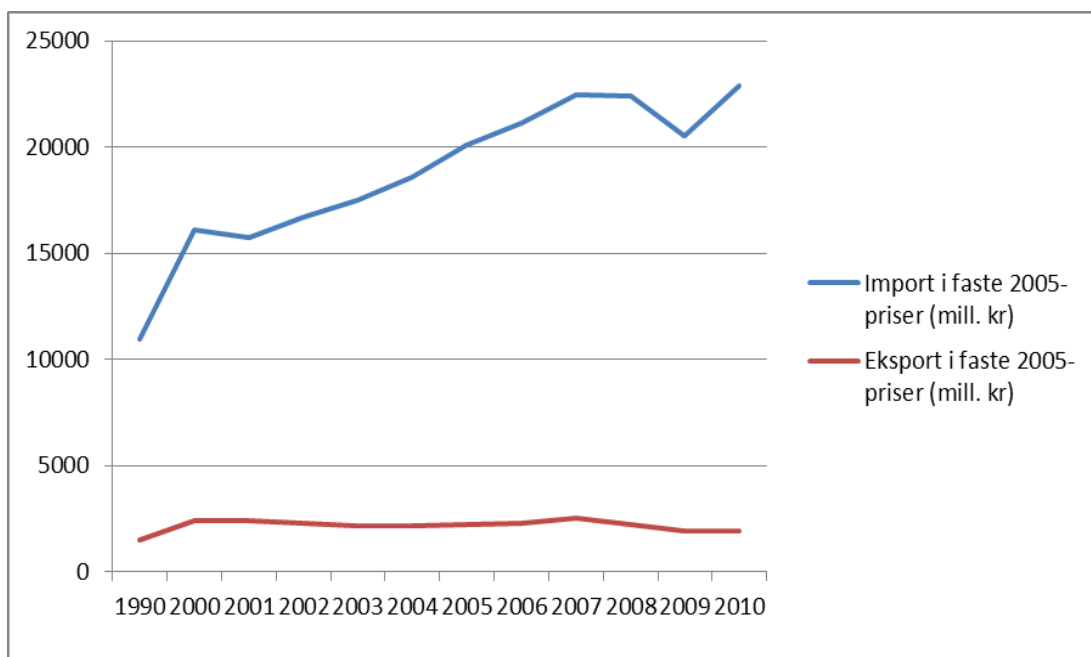


Figur 2-1 Norsk produksjon av tekstiler i 2009 angitt i bearbeidingsverdi

2.1.2 Import og eksport av tekstiler

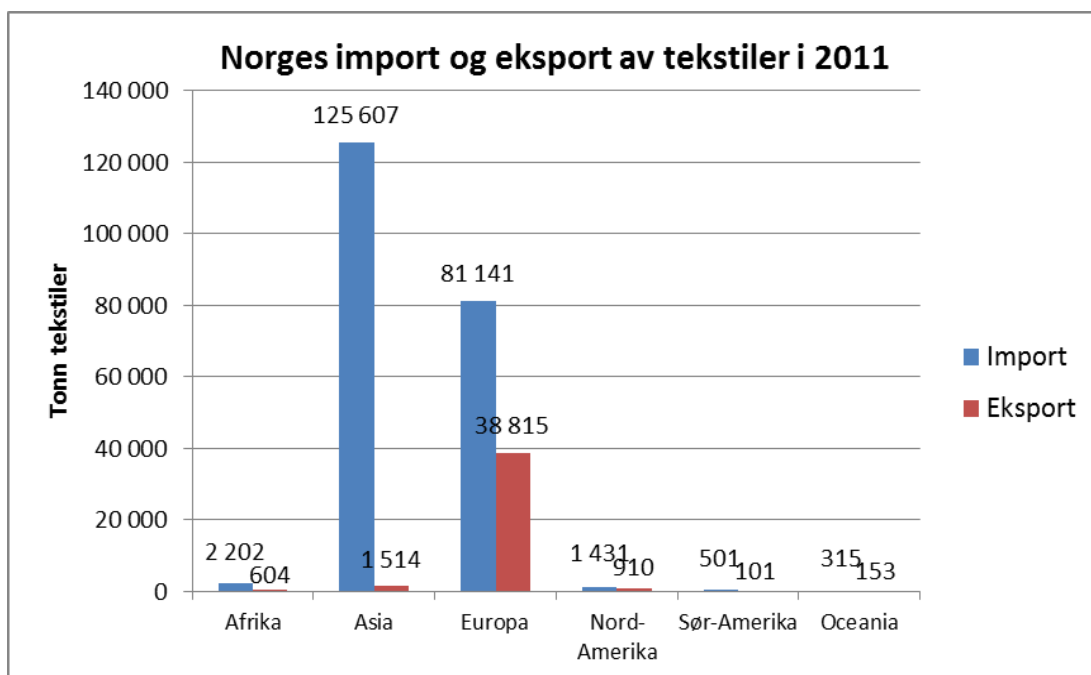
Norge er en stor importør og en liten eksportør av tekstiler. Importen utgjorde i 2010 nesten 23 mrd kroner (i faste 2005-kroner), mens eksporten utgjorde knapt 2 mrd 2005-kroner. Eksportverdien er stabil siden 1990, mens importen har økt i samme periode (Figur 2-2). For detaljer, se tabeller 10-7, 10-8 og 10-9 i vedlegg I.

⁷ Denne kategorien omfatter produksjon av stoffer av trikotasje, tekstilvarer unntatt klær, gulvtepper, -matter og -ryer, tauverk og nett, ikke-vevde tekstiler og tekstilvarer unntatt klær, tekstiler til teknisk og industriell bruk, og dessuten tekstiler ikke nevnt annet sted. Se oversikt etter 4-sifret koder i vedlegg I.

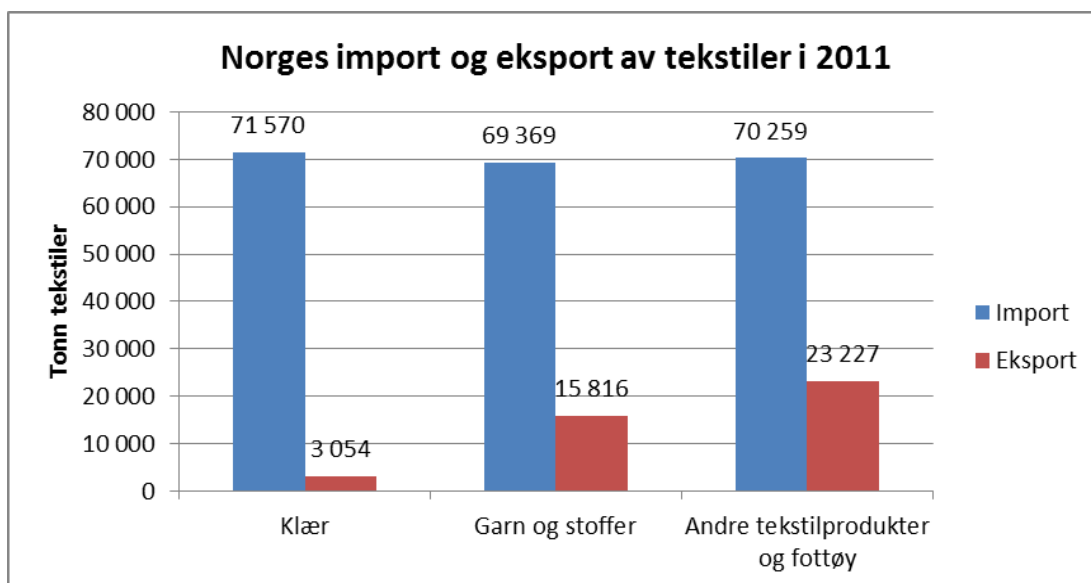


Figur 2-2 Import og eksport av tekstiler 1990-2010 i 2005 priser (mill. Kr)

Norge importerte 211 198 tonn og eksporterte 42 097 tonn tekstiler i 2011. Fordeling mellom verdensdelene er angitt i Figur 2-3 og fordeling mellom ulike type tekstiler i Figur 2-4. Total import tilsvarer 42,5 kg tekstiler per innbygger årlig, derav er 14,4 kg klær.

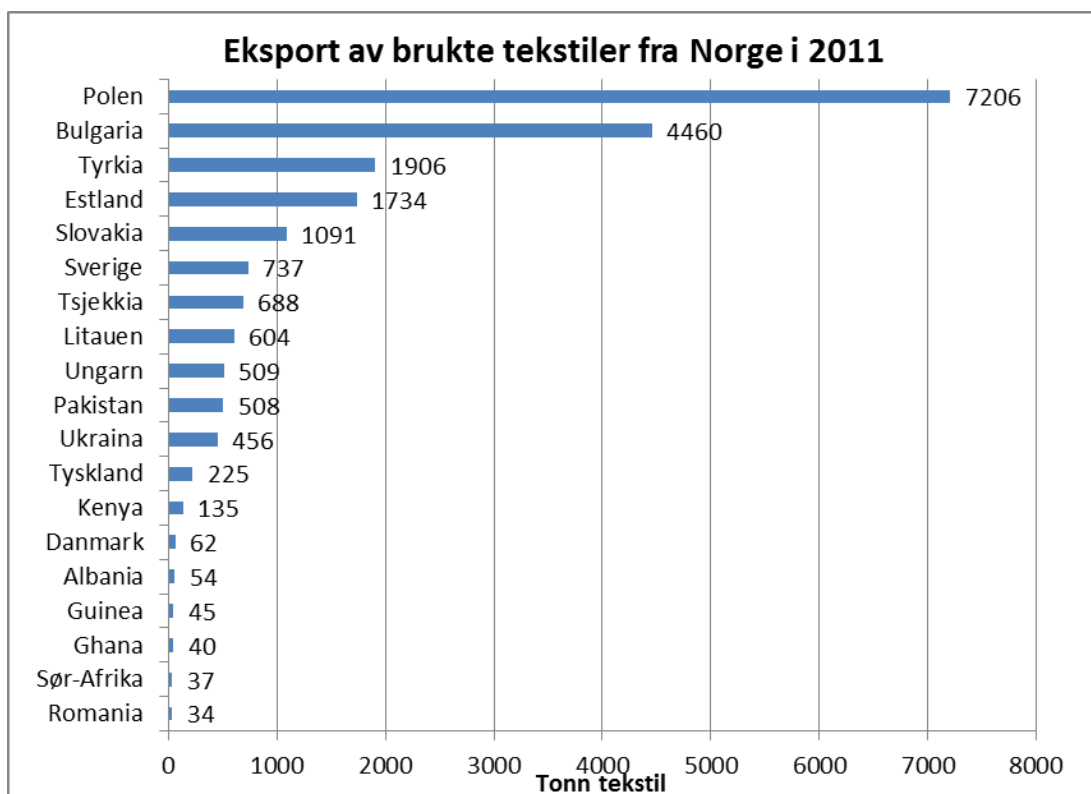


Figur 2-3 Norges import og eksport av tekstiler fordelt på verdensdel i 2011 (tonn). Statistikk for Nord-Amerika inkluderer Mellom-Amerika. (SSB)



Figur 2-4 Norges import og eksport av tekstiler fordelt på type tekstil i 2011 (tonn) (SSB)

Eksportstatistikk for tekstiler viser at den aller største kategorien av tekstiler som blir eksportert fra Norge er brukte klær og andre brukte tekstilvarer (20 745 tonn). Figur 2-5 angir de landene der største andel av brukt tøy blir eksportert. Nest største eksportkategorier er råull og fiskenett. Oversikt over de største eksportkategoriene er angitt i Vedlegg I, tabell 10-8.



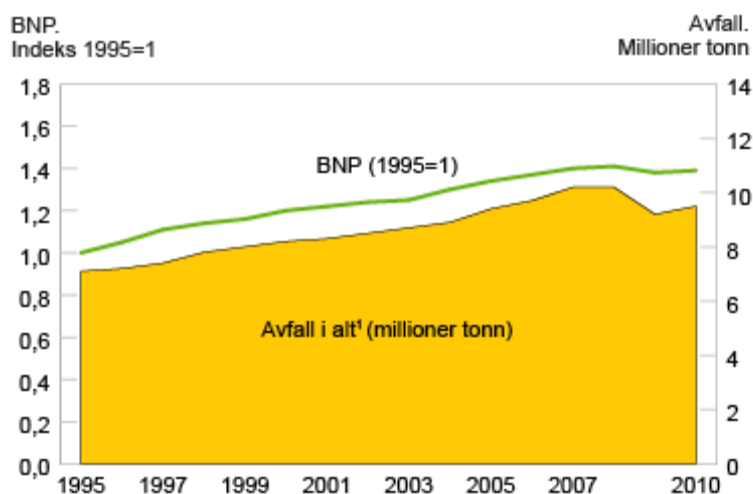
Figur 2-5 Destinasjonsland for brukte klær eksportert fra Norge i 2011 (tonn tekstiler) (SSB)

2.1.3 Sammenhenger mellom BNP og generering av tekstilavfall

Generelt er det en sammenheng mellom verdiskapningen, målt ved Bruttonasjonalprodukt (BNP), og genererte avfallsmengder. Siden oppstart av Avfallsregnskapet i 1995, har det vært en parallell utvikling⁸.

I de siste årene har imidlertid avfallsmengden avtatt mer, og økt mindre, enn verdiskapningen målt ved BNP, målt i faste priser. Sammenlignet med toppen i 2007 er den totale avfallsmengden nå 6 prosent lavere, mens BNP har avtatt 1 prosent. Det skapes med andre ord mer verdier per tonn avfall som oppstår nå, enn for tre år siden⁹.

Utvikling i avfallsmengder og BNP (faste priser). Endelige tall. 1995-2010 (Rettet 15. desember 2011)



¹ Forurensede masser er ikke inkludert.

Figur 2-6 Utvikling i avfallsmengder og BNP (faste priser) 1995-2010. (SSB)

SSB peker på følgende aktuelle forklaringer på de siste års utvikling:

- Økt fokusering på bruk av produksjonsrester som råvare i ny industriproduksjon.
- Myndighetenes bruk av politiske virkemidler for å bremse avfallsveksten.
- Mengden næringsavfall avtok med 9 prosent fra 2008 til 2010.
- For husholdningsavfall er det en sammenheng mellom forbruket¹⁰ i husholdningene og mengden husholdningsavfall. I årene fram til 2008 økte mengden husholdningsavfall gjennomsnittlig med 5 % hvert år, som er mer enn forbruksøkningen. De to siste årene har økningen i avfallsmengden vært lavere enn økningen i forbruket¹¹.
- Svak økonomisk utvikling i 2008.

2.2 SSBs Avfallsregnskap

I det følgende presenteres materiale fra SSBs Avfallsregnskap, hvor tekstilavfall finnes som egen kategori. Det er brukt ajourført materiale som inkludert tall for 2010, og som ble publisert i desember 2011. Presentasjonen omhandler delvis situasjonen for 2010 og delvis end-

⁸ SSB mener det er en tydelig sammenheng mellom avfall og økonomisk utvikling, og at tallmaterialet er solid (SSBs ansvarlig for Avfallsregnskapet i epost 21 desember 2011).

⁹ SSB 2011 Avfallsregnskap for Norge. Endelige tall 1995-2010

¹⁰ Tall for forbruket i husholdningene er hentet fra det årlige nasjonalregnskapet.

¹¹ SSB 2011 Husholdsavfall, 2010

ringer over de siste 15 år. Endringer over tid presenteres i figurer. For figurenes tallgrunnlag henvises til tabeller i vedlegg I.

Innledningsvis følger en kort omtale av hvordan avfallsregnskapet er beregnet. Dette forklarer egenskaper ved statistikken som kan representere kilder til usikkerhet. For fullstendig oversikt over kilder, utvalg og beregningsmetoder, se www.ssb.no.

Videre presenteres Avfallsstatistikkens tall om genererte mengder tekstilavfall, kilder og behandlingsformer. Underveis kommenteres mønster og mulige forklaringer på endringer.

2.2.1 Datagrunnlag og beregningsmetode

Hensikten med SSBs avfallsregnskap er å gi en helhetlig oversikt over avfallssituasjonen i Norge. Regnskapet kvantifiserer de viktigste avfallsstrømmene i samfunnet ut fra tre kjennetegn¹²: materiale, kilde og behandling. SSBs Avfallsregnskap omfatter både næringsavfall og husholdningsavfall¹³.

Det er også en målsetting å kunne følge utviklingen i avfallsmengder over tid. For å gjøre årgangene i regnskapet sammenlignbare, blir derfor alle avfallsmengder tilbakeregnet hver gang avfallsregnskapet oppdateres. Dermed er tallene hentet fra SSBs Avfallsregnskap sammenlignbare over tid. Eventuelle unntak kommenteres underveis.

Avfallsregnskapet har ingen egen datainnhenting, men bygger på andre statistikker med datainnsamling hjemlet i Statistikkloven. Avfallsregnskapet kombinerer to ulike metoder, nemlig varetilførselsmetoden og avfallsstatistikkmetoden. Metodene benytter flere kilder hver, hvor følgende er relevante for tekstilavfall:

- Varetilførselsmetoden: SSBs utenrikshandelsstatistikk¹⁴ (import og eksport), produksjonsstatistikk, ulike statistikker over lagerbeholdninger av produkter samt en rekke kilder til data om materialsammensetning og levetider for ulike produkter.
- Avfallsstatistikkmetoden: SSBs Husholdningsavfallsstatistikk¹⁵, sorteringsanalyse av kommunalt avfall¹⁶, SSBs Industriavfallsstatistikk¹⁷, statistikk over avfall fra bygg- og anleggsvirksomhet¹⁸, statistikk over avfall fra tjenesteytende næringer¹⁹, material-selskapenes og gjenvinningsindustriens statistikker over gjenvinning av ulike avfallstyper²⁰.

¹² På sikt er målet å kunne kvantifisere avfallet også ut fra produkttype.

¹³ SSBs definisjon av **Husholdningsavfall** er avfall som oppstår i privathusholdninger av alle slag. I avfallsregnskapet er også kasserte biler og fyring av papir inkludert, mens **Næringsavfall** er avfall som ikke er husholdningsavfall.

¹⁴ Avfallsstatistikken har dermed samme geografiske omfang som disse.

¹⁵ Fra og med rapporteringsåret 2001 er husholdningsavfallsundersøkelsen basert på en fulltelling gjennom KOSTRA, og omfatter alle landets kommuner og Interkommunale avfallselskaper.

¹⁶ Interconsult (1997)

¹⁷ Industriavfallsundersøkelsen er en skjemaundersøkelse basert på et representativt utvalg på om lag 1600 industribedrifter i Norge. Undersøkelsen er gjennomført 1993, 1996, 1999, 2003 og 2008.

¹⁸ Basert på Byggearealstatistikk, Bygg- og anleggsstatistikk, GAB-registeret, og empiriske faktorer for oppståtte mengder avfall per kvadratmeter bygget, rehabilitert eller revet bygg, og avfallshåndteringsundersøkelsen. Egne undersøkelser av Bygg- og anleggsavfall i 1993 (del av industriavfallsundersøkelsen), 1999, 2004, 2009 og 2010. Interpolering og ekstrapolering i øvrige år.

¹⁹ Basert på kunderegisteret til flere norske avfallsinnsamlere fra og med 2008 og i 2006, og til Norsk Gjenvinning i 1999. Frem- og tilbakeskrivninger ved hjelp av produksjon basisverdi (faste priser) fra nasjonalregnskapet.

²⁰ Fulltelling av deponier, forbrenningsanlegg, komposteringsanlegg og sorteringsanlegg. Første telleår 2001, årlig fra 2003 til 2008. Forurensning fra og med 2010.

Statistikken omfatter alt avfall som definert i Forurensningslovens §27. Hovedprinsippet er at avfall telles bare en gang. Dette er spesielt en utfordring i avfallsstatistikkmetoden. For å unngå dobbelttelling gjøres nøyaktig utvelgelse av avfall fra de ulike datakildene, der avfallet omfattes av mer enn én datakilde. Her nevnes tilfeller som er spesielt relevante for tekstiler:

- Materiale som gjenvinnes direkte hos opphavsbedriften, som i tekstilindustri, telles ikke med.
- Brukte produkter innenfor et gjenbrukssystem, som for eksempel tekstiler levert til gjenbruk, telles ikke med.
- Forbrenningsrester fra avfall telles i tillegg til det opprinnelige avfallet, ettersom materialet har endret egenskaper og regnes som en ny avfallstype.

For at regnskapet skal gå i balanse, må alle verdier stå i forhold til hverandre, selv om dette i utgangspunktet ikke er tilfelle før de ulike grunnlagsstatistikene settes sammen. De to metodene benytter delvis overlappende statistikker, og kombinasjonen av de to metodene innebærer at inkonsistenser kommer til syne, og representerer slik en anledning til revisjon av kildene. I tillegg må hull i regnskapet som ikke dekkes av tilgjengelige grunnlagsstatistikker, fylles. Dette gjelder både årganger og enkeltdeler av regnskapet. Disse oppgavene løses i hovedsak ved følgende teknikker (SSB 2012):

- Avvikende verdier fra to ulike grunnlagsstatistikker for to tilgrensende deler av regnskapet kontrolleres ved å gå tilbake til kildene, og den sikreste verdien velges ut i fra dette.
- Hull i tidsserier og manglende statistikk for enkelte kilder interpoleres eller estimeres ved bruk av hjelpevariabler som for eksempel bruttoprodukt, produksjonsverdi eller antall ansatte.
- Regnskapet avstemmes ved å plassere differanser mellom de to hovedberegningene i kategoriene "Annen/uspesifisert næring" og "Annen/uspesifisert håndtering".
- Tidsserier utvides ved ekstrapolering basert på hjelpevariabler.

Datagrunnlaget og teknikkene som brukes i beregningene virker ulikt inn på sikkerheten for statistikken for ulike typer avfall. Tekstilavfallsstatistikken har både sterke og svake sider, som vil bli kommentert videre i dette kapitlet. Generelt vurderer SSB usikkerheten som lav for tekstiler²¹. Årsakene til dette er følgende:

- Relativt korte levetider for tekstiler innebærer raskt omløp og god sikkerhet i statistikken²².
- Etter 1999 er det lite regelendringer som berører SSBs statistikk.
- Husholdningsavfall representerer en relativt stor andel av tekstilavfallet, og her er sikkerheten god.

Arbeidet med Avfallsregnskapet startet i 1995. Oppdaterte regnskap produseres årlig, med regelmessig utdypende kartlegginger for enkelte avfallstyper. Det foreligger nå beregningsresultater for blant annet tekstiler, papir og glass²³.

Alle mengder regnes i vekt, hovedsakelig tonn²⁴.

²¹ SSB vurderer usikkerheten for tekstiler til mindre enn +/- 10 % (SSB 2012, tabell 3).

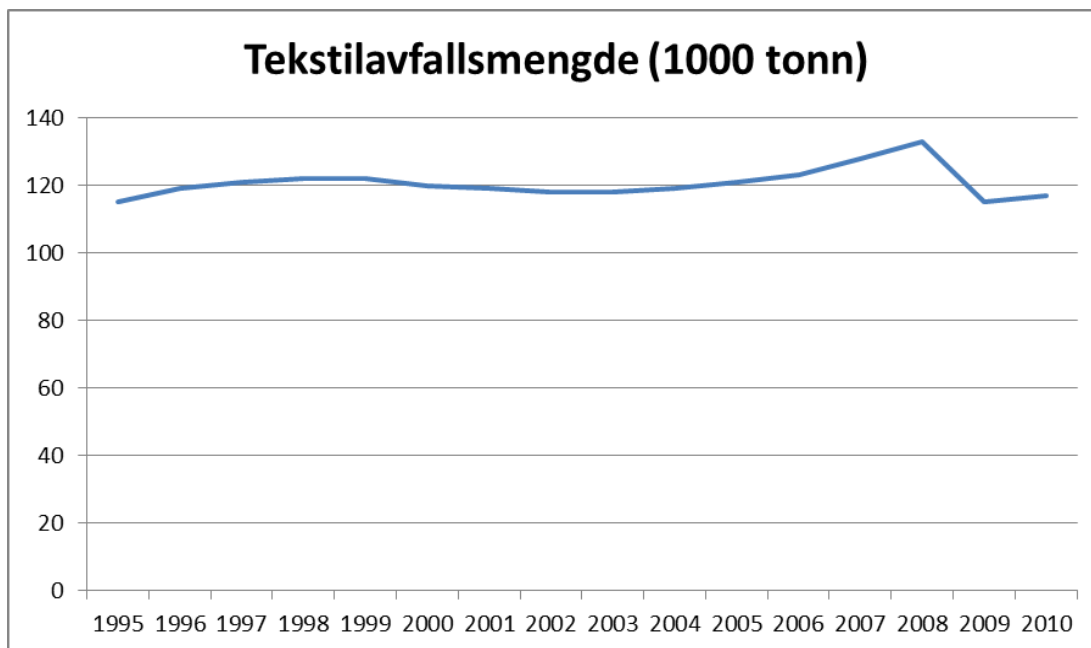
²² Viktigste levetider brukt av SSB: klær, fottøy og skinnvarer 1-5 år, emballasje 0-2 år, interiørtekstiler 5-10 år, møbler 10-20 år, fiskeredskaper 10-15 år.

²³ Dessuten for våtorganisk avfall, metaller, tre, plast, slam, betong, andre materialer og farlig avfall.

²⁴ Varer i produksjonsstatistikken som er oppgitt i andre enheter enn kg eller tonn, eller hvor mengdetall ikke er oppgitt, regnes om til tonn ved hjelp av pris for tilsvarende vare i eksportstatistikken.

2.2.2 Genererte mengder

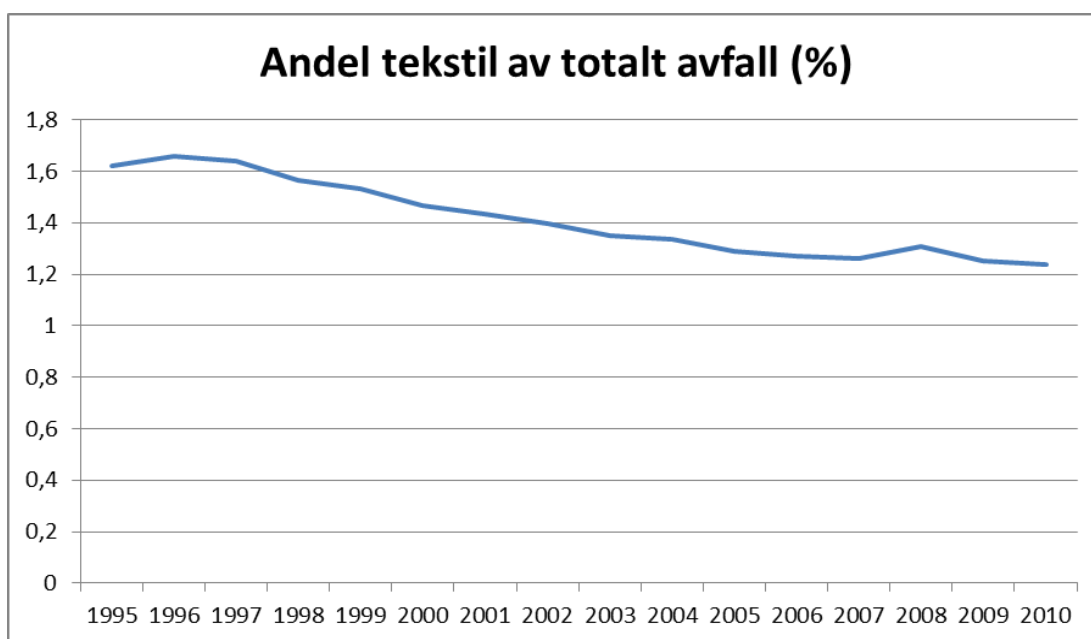
Avfallsregnskapet viser at det i 2010 ble generert 117 000 tonn tekstilavfall i Norge. Dette tilsvarer 24 kilo per innbygger årlig. Utviklingen siden 1995 er illustrert i Figur 2-7.



Figur 2-7 Generert mengde tekstilavfall i Norge 1995-2010 i 1000 tonn

Tallene viser at tendensen med økende mengde generert tekstilavfall ble brutt fra 2008 til 2009, men at tendensen i 2010 igjen er økende. Samme mønster gjelder for totale avfallsmengder. Det antas at konjunkturrendringene er viktigste årsak, som virker inn på avfallsgenereringen både gjennom produksjon og forbruk. Mer om dette nedenfor.

I 2010 utgjorde tekstilavfallet 1,24 % av alt avfall. Andelen har avtatt siden 1995, som illustrert i Figur 2-8.



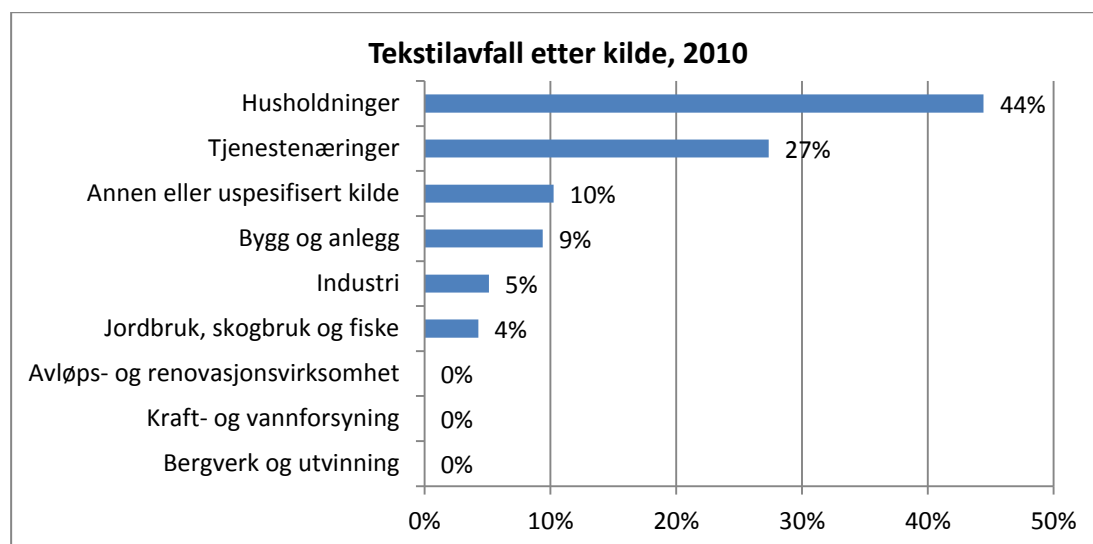
Figur 2-8 Andel tekstil av totalt avfall i 1995-2010

Den langsiktige tendensen hvor andelen tekstiler i total avfallsmengde har avtatt, antas å skyldes at det genereres relativt mer avfall av andre typer. En annen forklaring er at mengde avfall regnes i vekt. Tekstiler utgjør relativt lite i vekt i forhold til verdien, sammenlignet med andre store avfallstyper fra blant annet industri, bygg og anlegg og næringsmidler.

Figuren viser at 2008 utgjør et brudd i den langsiktige utviklingen i relativ mengde tekstilavfall. Den relative økningen dette året antas å skyldes konjunktorene, som nevnt tidligere. Næringsavfall følger økonomiske svingninger tettere enn husholdningsavfall, og det antas at typer avfall som i større grad genereres av næringer ble sterkere redusert i 2008 enn tekstiler, hvor nær halvparten genereres fra husholdninger.

2.2.3 Kilder for tekstilavfallet

Private husholdninger er største kilde til tekstilavfall, mens tjenesteytende næringer²⁵ er nest største kilde. I 2010 genererte husholdninger 44 % og tjenesteytende næringer 27 % av tekstilavfallet (Figur 2-9). SSB spesifiserer ikke hvilke tjenestenæringer som er hovedkildene til tekstilavfallet, men det kan tenkes at helsetjenester, tekstilvarehandel, forsvaret, overnattingsvirksomheter og lignende er noen av de største.



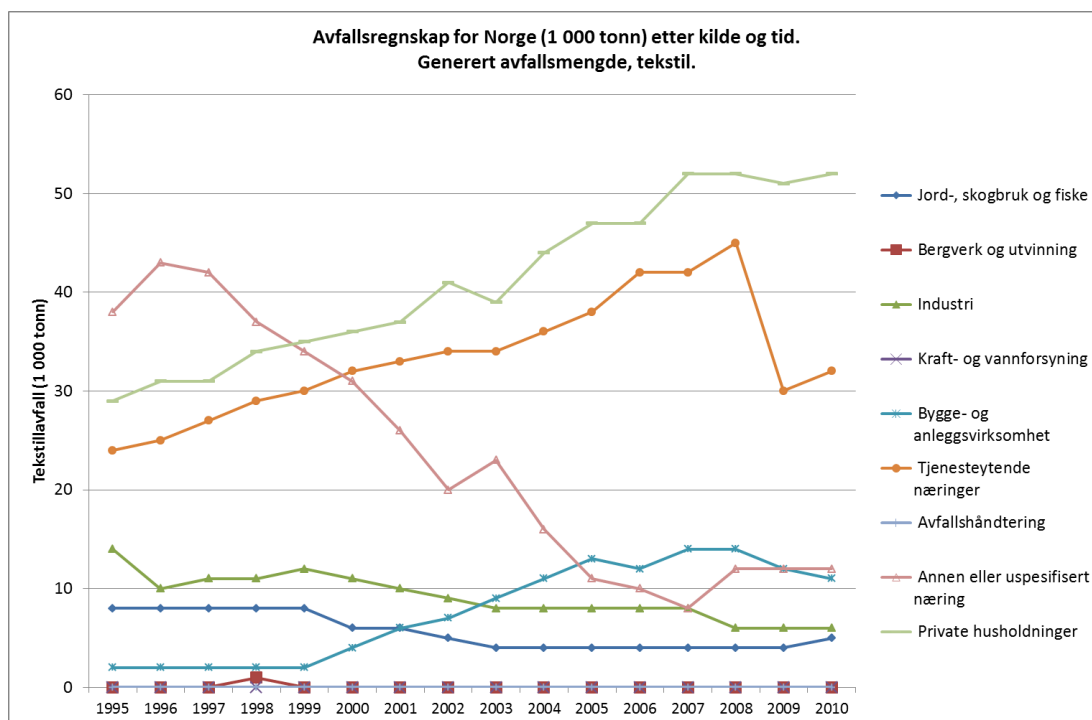
Figur 2-9 Fordeling av tekstilavfall etter kilde i 2010 (SSB)

Genererte mengder tekstilavfall fra de ulike kildene har endret seg siden 1995. Mengden tekstilavfall fra bygg- og anleggsvirksomhet²⁶, fra tjenesteytende næringer og fra husholdninger har økt til dels mye. Mengden tekstilavfall er redusert i industrien, fra jordbruk- skogbruk og fiske og fra uspesifisert kilde²⁷. Se Figur 2-10.

²⁵ Tjenesteytende næringer er en samlebetegnelse på næringene varehandel, bilverksteder, transport og lagring, overnattings- og serveringsvirksomhet, informasjon og kommunikasjon, finansiering og forsikring, faglig, vitenskaplig og teknisk tjenesteyting, forretningsmessig tjenesteyting, offentlige administrasjon, forsvar og sosialforsikring, undervisning, helse- og sosialtjenester, kultur, underholdning og fritid samt annen tjenesteyting. Dette tilsvarer næringshovedområdene [G-U i Standard for næringsgruppering \(SN2007\)](#) (www.ssb.no).

²⁶ Totalt sett utgjør avfallet fra rehabilitering, riving og nybygging av bygninger 18% av de totale avfallsmengdene. Mesteparten av avfallet består av materialer som er forholdsvis rene, og som kan deponeres eller brukes om igjen uten spesielle miljøhensyn (SSB 2011 Avfall fra byggevirksomhet, 2009 og 2010).

²⁷ SSB opplyser at usikkerheten på husholdningsavfall er lavere enn fra de andre kildene, og anslår at avfallet i annen/uspesifisert-kategoriene kommer ikke derifra.



Figur 2-10 Mengder tekstilavfall etter kilder og år (SSB)

Som tidligere nevnt ble generert mengde tekstilavfall, som for alt avfall, brått redusert fra 2008 til 2009. Av reduksjonen på 15 tusen tonn fra 2008 til 2010, gjenfinnes 13 tusen tonn i redusert mengde generert tekstilavfall fra tjenesteytende næringer. Mens verdiskapningen²⁸ for de tjenesteytende næringene økte med nesten 1 prosent fra 2008 til 2010, gikk mengden tekstilavfall ned med 28 %²⁹. Dette kan tyde på at næringene har blitt mer avfallseffektive^{30,31}.

Det foreligger noe usikkerhet³² rundt registreringene av tekstilavfall fra tjenesteytende næringer. Det finnes ikke systemer for å registrere evt. levert tekstilavfall som ren fraksjon fra tjenesteytende næringer. Tekstilavfall inngår i “blandet avfall”, som omregnes via sorteringsanalyser. Det brukes en konstant materialfordeling over tid. Materialfordelingen av blandet avfall fra næringer (og særlig tjenesteytende næringer, siden mengden blandet avfall her er spesielt stor) er kanskje den mest usikre enkeltkomponenten i avfallsregnskapet, siden det mangler norske sorteringsanalyser av blandet avfall fra næringer³³.

2.2.4 Behandlingsformer

I 2010 gikk nær halvparten av alt tekstilavfall (48%) til forbrenning med energiutnyttelse, 14,5 % gikk til forbrenning uten energiutnyttelse og ca. 15 % gikk til deponering. Dvs nær 80% gikk til sluttbehandling og energiutnyttelse Rundt 10% gikk til materialgjenvinning³⁴. Resten av tekstilavfallet gikk til annen/uspesifisert behandling. Se Figur 2-11.

²⁸ målt i produksjon i basisverdi og faste 2005-priser

²⁹ Totalt for alle avfallstyper var reduksjonen 12 % i samme periode.

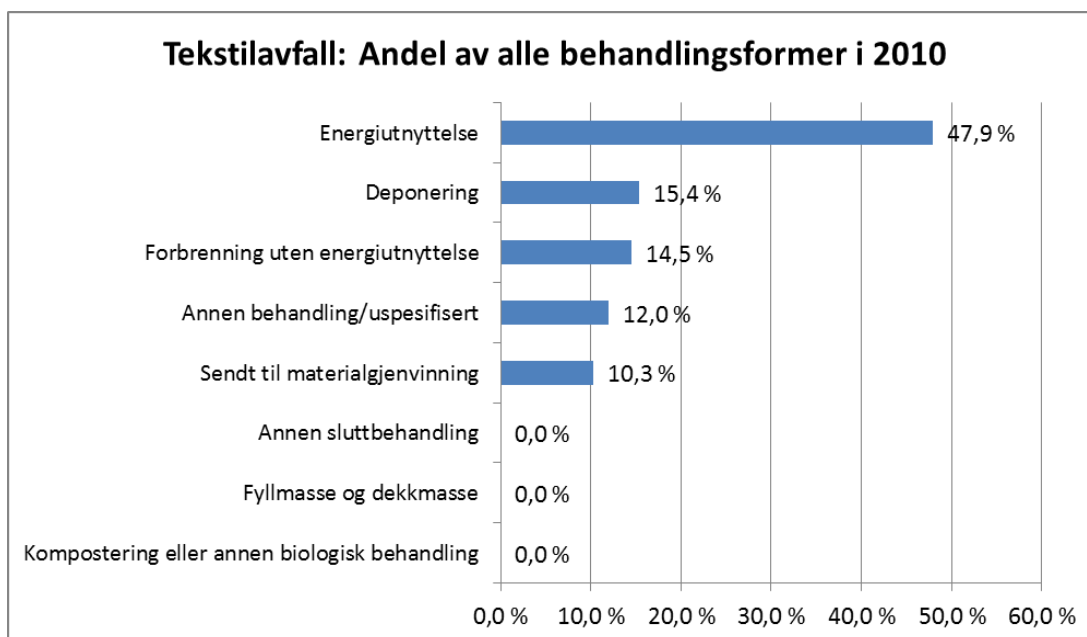
³⁰ SSB 2011 Avfall fra tjenesteytende næringer 2009 og 2010

³¹ Se også kapittel 2.2.1 for andre forklaringer.

³² SSB vurderer usikkerhet ved avfall fra tjenesteytende næringer som middels (+/- 10-20 %).

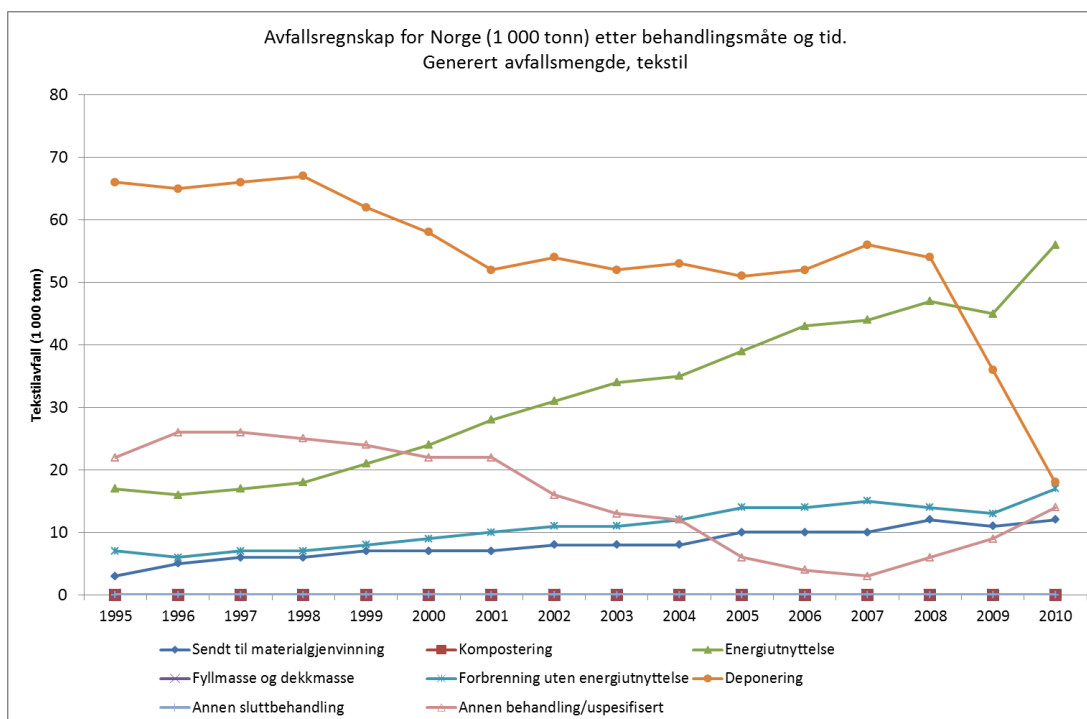
³³ SSBs ansvarlig for Avfallsregnskapet i epost 21 desember 2011.

³⁴ SSB forteller at materialgjenvinning består nesten utelukkende av utsortert fraksjon fra husholdninger, med en liten korreksjon for at ikke absolutt alt utsortert sendes til materialgjenvinning (11 100 tonn i 2010). Det er også en liten mengde utsortert fra industrien (800 tonn). SSB regner gjenbruk som materialgjenvinning.



Figur 2-11 Behandling av tekstilavfall i 2010

Bruken av de ulike behandlingsformene har endret seg siden 1995. I 1995 var deponering viktigste behandlingsform. Deponering er redusert fra 66 til 18 tusen tonn i denne perioden. Andel tekstilavfall sendt til materialgjenvinning har økt fra 3 til 10 tusen tonn i samme periode. Energiutnyttelse har økt fra 17 til 56 tusen tonn³⁵. Dessuten har det vært en økning i forbrenning uten energiutnyttelse. Annen/uspesifisert behandling er redusert i perioden.



Figur 2-12 Behandling av generert tekstilavfall 1995-2010

³⁵ Statistikken inkluderer alt avfall oppstått i Norge, også det som er eksportert til utlandet. Økningen følger samme mønster som for alt avfall, hvor avfall til forbrenning med energiutnyttelse er fordoblet på ti år (SSB 2011 Avfallshåndtering, 2009 og 2010).

Reduksjon i mengden tekstilavfall til deponi er spesielt stor fra 2008 til 2010. Dette er samme utvikling som for restavfall fra husholdninger og næringer. Viktigste årsak til dette er forbudet mot deponering av nedbrytbart avfall som tekstiler, papir og matrester som ble innført 1. juli 2009³⁶. Enkelte deponier har fått foreløpig unntak fra forbudet og kan ta imot nedbrytbart avfall fram til 2012. Det forventes derfor videre reduksjon i mengde tekstilavfall til deponi.

Fra 2008 til 2010 er mengden tekstil til deponi redusert med 36 tusen tonn (fra 54 til 18 tusen tonn). Deler av denne mengden finnes igjen som økning i mengde til energiutnyttelse (9 tusen tonn) i samme toårsperiode. Rundt 8 tusen tonn har fått annen/uspesifisert behandling³⁷. Mengde generert tekstilavfall er også redusert med 16 tusen tonn i samme periode³⁸. Deponiavgift på sluttbehandling av avfall og svak økonomisk utvikling fra høsten 2008 har bidratt til nedgangen i mengden tekstil til deponi³⁹. Imidlertid er det ikke registrert noen økning i mengde tekstilavfall til materialgjenvinning i denne perioden.

2.3 Plukkanalyser

Kommunale og interkommunale avfallsselskaper får plukkanalyser utført på innsamlet avfall for å få mer detaljert informasjon om innholdet og sammensetningen. Her presenteres resultater for tekstilavfall fra et utvalg av rapporter som oppsummerer gjennomførte plukkanalyser de siste årene. Oversikten over analysene som er inkludert her, er angitt i Tabell 2-2.

Tabell 2-2 Oversikt over plukkanalyser som er tatt med i studien

Område	År	Avfallsfraksjon	Avfallskilde
Oslo	2010 og 2011	Restavfall, matavfall, plast emballasje og papir/papp avfall	Husholdningsavfall
Oslo	2010	Restavfall og papiravfall	Næringsavfall
Bergensområde	2006-2009	Restavfall	Husholdningsavfall
Trondheim	2007	Restavfall og papiravfall	Kommunalt næringsavfall
Bamble, Siljan og Skien (Renovasjon i Grenland)	2008 og 2010	Restavfall, matavfall og plast emballasje	Husholdningsavfall
Sør-Rogaland (IVAR og RYMI kommuner)	2011	Restavfall	Husholdningsavfall
Fjellregionen i Hedmark og Sør-Trøndelag (FIAS kommuner)	2007	Restavfall	Hytte- og husholdningsavfall

Alle de inkluderte plukkanalysene for husholdningsavfall er basert på metoden fra Norsk renholdsverks-foreningens (NRF)⁴⁰ «Veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall»⁴¹, unntatt analysen fra Bergen som ikke angir hvilken metode er benyttet. NRFs rapport angir retningslinjer for utføring av plukkanalysen med tre ulike metoder for utvalg og prøvetaking:

1. Undersøkelse av populasjon eller strata ved sortering av avfallsbeholdere enkeltvis er den anbefalte metoden. Enkeltholdere av lik størrelse hentes inn for separat sortering. Metoden kan brukes både for stratifisert og ustratifiserte undersøkelser, og er

³⁶ direktiv 2000/76/EF

³⁷ Kategorien "Annen eller uspesifisert håndtering" er tekstilavfall som har oppstått i følge SSBs beregninger, men hvor de ulike behandlingene ikke summerer opp til den oppståtte mengden. Dette representerer en usikkerhet ved statistikken, men er likevel en liten og stabil kategori. Kilde: SSBs ansvarlig for Avfallsregnskapet i epost 21 desember 2011.

³⁸ Se tabellvedlegget.

³⁹ SSB 2011 Avfallsregnskap for Norge. Endelige tall 1995-2010

⁴⁰ Nå Avfall Norge

⁴¹ Ohr, K., B. Kvinge & C. Lyche (2005) Veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall. Asplan Viak AS på oppdrag for Norsk renholdsverks-forening <http://www.holdnorgeregent.no/content/view/full/4964>.

den beste metoden for å kartlegge variasjon og bearbeide data statistisk. Kun denne måten måler variasjon mellom elementer i populasjon.

2. Uttak av samleprøver fra populasjon med sortering av lass fra renovasjonsbil. Brukes for ustratifiserte undersøkelser.
3. Uttak av samleprøver fra ulike strata med sortering av lass fra renovasjonsbil.

Da NRFs metode er tilpasset husholdningsavfall, benytter de to rapportene på næringsavfall andre metoder for utvalg og prøvetaking.

SSB benytter også resultater fra plukkanalysene som grunnlag i deres arbeid med avfallsstatistikk⁴². Deres arbeid med å fremskaffe nye nasjonale tall for sammensetning av totalt avfall og restavfall fra husholdninger for 2004 bygger på 36 sorteringsanalyser fra perioden 2002 til 2006. Resultatet for tekstiler er inkludert i Tabell 2-3. Når SSB beregner disse resultatene til å gjelde etter bebyggelsestype i 2004, er gjennomsnittlig mengde tekstiler i avfallet i store byer 3,2%, mindre byer 3,5% og i landsbygd 3,4%.

Tabell 2-3 Materialfordeling i restavfall – data fra sorteringsanalysene. Prosent⁴²

Enhet	År	Selskap	Tekstil
Bærum	2005	Bærum	3,9
Asker	2005	Asker	4,2
Oslo	2005	Oslo	3,9
Arendal	2003	RKR ²	10,3
Birkenes	2003	RKR	4,2
Evje og Hornnes	2003	RKR	6,6
Kristiansand	2003	RKR	6,7
Kristiansand	2006	RKR	7,5
Mandal	2003	RKR	9,2
Mandal	2006	RKR	4,5
Vennesla	2003	RKR	4,6
Vennesla	2006	RKR	5,8
Songdalen	2003	RKR	9,9
Songdalen	2006	RKR	8,0
Søgne	2003	RKR	4,9
Søgne	2006	RKR	7,7
Stavanger	2002	IVAR	4,7
Stavanger	2004	IVAR	6,8
Hå	2002	IVAR	8,3
Klepp	2002	IVAR	6,4
Time	2002	IVAR	7,7
Gjesdal	2002	IVAR	5,2
Sola	2002	IVAR	7,2
Randaberg	2002	IVAR	4,7
Rennesøy	2002	IVAR	3,6
Bergen	2002	Bergen	3,1
Bergen	2003	Bergen	2,8
Bergen	2005	Bergen	2,8
Trondheim	2002	Trondheim	5,3
Trondheim	2002	Trondheim	4,7
RfD	2002	RfD	6,5
RfD	2006	RfD	3,8
VESAR	2002	VESAR	4,0
VESAR	2006	VESAR	3,9
HRA	2006	HRA	5,9
NOMIL	2004	NOMIL	3,3

¹ Tall i fet kursiv er imputert (direkte metode).

² Renovasjonsselskapet for Kristiansandsregionen AS (RKR). Navnet ble endret til Avfall Sør AS august 2009.

⁴² Skullerud, H., Frøyen, B. K., Skogesal, O. & Vedø, A. (2010) Estimering av materialfordelingen til husholdningsavfall i 2004, pp. 42. Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.

Oslo (husholdningsavfall)

Oslo kommune er i gang med innføring av utvidet kildesortering som innebærer at abonnentene skal kildesortere plastemballasje (blå poser) og matavfall (grønne poser) hjemme. Avfallet blir deretter sortert i optisk sorteringsanlegg basert på posens farge. I de siste årene har Oslo kommune Renovasjonsetaten (REN) gjennomført årlige avfallsanalyser av innholdet i beholderen for matavfall, plastemballasje og restavfall, samt av innholdet i beholderen for papp, papir og kartong. Hovedfunnene fra undersøkelsen utført i mars 2010 og 2011 er presentert her^{43,44}.

Utvalget husstander som plukkes ut, og som det sorteres avfallsprøver fra, skal best mulig representere avfallet til alle husholdningene i Oslo kommune. REN har valgt å kategorisere husholdningene i tre kategorier:

- Blokkbebyggelse indre by; kjennetegnes av bygårder og store hus med flere leiligheter. Små boenheter, større innslag av utleie. Yngre befolkning. Felles avfallsløsninger. 31,28 % av innbyggerne bor i denne typen boenheter.
- Blokkbebyggelse ytre by; drabantby. Eldre befolkning. Noe større boenheter enn indre by. 33,18 % av innbyggerne bor i denne typen boenheter.
- Villa, rekkehus, småhus, enebolig: variert bebyggelse. De fleste har egen avfallsbeholder. Større boenheter. Etablert befolkning. Større innslag av barnefamilier. 35,54 % av innbyggerne bor i denne typen bolig.

Bakgrunnen for kategoriseringen er en faglig vurdering rundt innbyggernes produksjon av avfall; at man produserer avfall ut i fra sin livssituasjon og fase i livet. Prøver tas ut av fire områder. Førstnevnte kategori er i analysen representert ved to grunnkretser, mens de to andre er representert med én hver. Totalt representeres de tre kategoriene av om lag samme antall innbyggere. Avfallet sorteres fra alle områder og sammensetningen vektet deretter etter overnevnte prosentfordeling for å representere alle innbyggerne i Oslo.

Ved innhenting av avfallet benyttes metode 3 av NRFs Veileder for plukkanalyser. Renovasjonsbilen følges av en kontrollør som sikrer at riktige beholdere blir tømt, registrerer fyllingsgrad og noterer eventuelle avvik. Avfallet veies inn ved sorteringsstedet. Fra hvert lass med avfall tas det ut en prøve på 300-500 kg avfall som finsorteres. Resultatene for tekstiler som er kastet i beholderen for mat-, plastemballasje- og restavfall er angitt i Tabell 2-4. Tekstiler er fordelt på brukbare tekstiler og andre tekstiler. Brukbare tekstiler er tekstiler som ble vurdert til å kunne gå til gjenbruk for eksempel til UFF eller Fretex, dvs. at ikke var særskilt slitt, hullete el.

Resultatene viser at det kastes mindre brukbare tekstiler enn andre tekstiler i Oslo i restavfallet. I 2010, ble tekstiler kun funnet i blå eller grønne poser dersom posene var brukt feil, dvs. brukt til restavfall istedenfor plast eller mat slik de skal brukes.

I studien fra 2010 var det også angitt andel av tekstiler i papirfraksjonen. For brukbare tekstiler var dette 0,1 vekt-% (0,08 kg per innbygger årlig) og for andre tekstiler 0,0 vekt-% (0,02 kg per innbygger årlig). I rapporten fra 2011 var den feilsorterte fraksjonen i papiravfall ikke angitt separert på ulike avfallstypene.

⁴³ Oslo kommune Renovasjonsetaten (2010) Avfallsanalyse 2010: En analyse av husholdningsavfallet fra henteordningene i Oslo kommune.

⁴⁴ Oslo kommune Renovasjonsetaten (2011) Avfallsanalyse 2011: En analyse av husholdningsavfallet fra henteordningene i Oslo kommune.

Tabell 2-4 Resultater på andel av tekstilavfall i beholderen for mat, plastemballasje og restavfall. Oslo kommune 2010 og 2011

Avfallsfraksjon	År	Sammensetning totalt				Totalt i analysen		Totalt vektet for boligtype i Oslo	
		Fagerborg (vekt-%)	Majorstua (vekt-%)	Tveita (vekt-%)	Korsvoll (vekt-%)	Sammensetning (vekt-%)	Kg per innbygger årlig	Sammensetning (vekt-%)	Kg per innbygger årlig
Sammensetning av avfallet totalt inklusive grønne og blå poser									
Brukbare tekstiler	2010	1,8	0,3	1,0	2,3	1,4	2,9	-	-
	2011	0,4	1,3	0,2	0,4	0,5	1,1	0,5	1,0
Andre tekstiler	2010	2,8	4,6	2,8	2,2	3,0	6,3	-	-
	2011	1,9	1,6	2,2	1,2	1,7	3,5	1,7	3,5
Tekstiler totalt	2010	4,6	4,9	3,8	4,5	4,4	9,2	-	-
	2011	2,3	2,9	2,4	1,6	2,2	4,6	2,2	4,5
Sammensetning av avfallet som ikke var i blå/grønne poser									
Brukbare tekstiler	2010	2,1	0,4	1,2	3,0	1,7	2,9	-	-
	2011	0,4	1,6	0,3	0,6	0,6	1,0	0,6	1,1
Andre tekstiler	2010	3,4	5,3	3,4	2,8	3,7	6,3	-	-
	2011	2,1	1,9	2,6	1,6	2,1	3,5	2,1	3,5
Tekstiler totalt	2010	5,5	5,7	4,6	5,8	5,4	9,2	-	-
	2011	2,5	3,5	2,9	2,2	2,7	4,5	2,7	4,6

Andel av brukbare tekstiler av alle tekstiler i restavfall var 32% i 2010 og 23% i 2011. 2011 rapporten sammenligner også resultatene på brukbare tekstiler med de fire forrige undersøkelsene, se Tabell 2-5. Gjennomsnittresultatet fra disse undersøkelsene tyder på at det kastes årlig ca. 1,9 kg/innbygger brukbare tekstiler i restavfallet.

Tabell 2-5 Brukbare tekstiler i beholderen for mat-, plastemballasje- og restavfall

Tekstiler (brukbare)	2000	2005	2009	2010	2011
Sammensetning (vekt-%)	0,8	0,9	0,6	1,5	0,5
Per innbygger årlig (kg)	2,0	2,3	1,3	3,1	1,0

Oslo (næringsavfall)

I tillegg til husholdningsavfall, er det utført analyse i Oslo på avfall fra ulike næringsabonnenter som allerede har innført utvidet kildesortering med blå og grønne poser⁴⁵. Hovedvekten i undersøkelsen ble lagt på avfall som skal til optisk sortering (plastemballasje, matavfall og restavfall), der det ble tatt 8 prøver. I tillegg ble det tatt en prøve av fraksjonen papir, papp og kartong, som samles inn i egne beholdere. Rapporten henviser ikke til noen standard for prøvetakingsmetode, men beskriver prosedyren detaljert. Utvalget av næringsabonnenter er ikke helt representativt for hele Oslo, fordi enkelte næringskategorier er over eller underrepresentert i forhold til populasjon.

Analysen skiller mellom hele klær og sko egnet for gjenbruk, og andre tekstiler som ikke egner seg til gjenbruk, herunder ødelagte klær. Kun 2,1% av avfallet var emballert i grønne og blå påser, mens mesteparten av avfallet var emballert i store sekker. Dermed er det ikke stor forskjell mellom resultatene på restavfall med eller uten kildesortering (Tabell 2-6 gir resultatene for alle prøvene inkl. blå og grønne poser). I gjennomsnitt ble det funnet 0,84 vekt-% tekstiler i næringsavfallet.

⁴⁵ Mepex 2011: Avfallsanalyse næringsabonnenter 2010, Oslo kommune, renovasjonsetaten. Mars 2011.

Tabell 2-6 Analyseresultater av næringsavfall fra Oslo område, 2010

Restavfall fra:	Tekstiler, ikke brukbare		Brukbare tekstiler		Tekstiler, totalt		Prøvestørrelse
	Kg	Vekt- %	Kg	Vekt- %	Kg	Vekt- %	Total kg
Industri og produksjon	0,30	0,20	1,5	1,02	1,80	1,22	135,6
Kontor og administrasjon	1,10	0,60	0	0	1,10	0,60	148,3
Restaurant og bevertning	0	0	0	0	0,00	0,00	165,2
Kiosk og dagligvare	3,30	1,23	0,45	0,17	3,75	1,40	247,85
Helse og sosial	3,10	1,30	0,30	0,13	3,40	1,43	225,5
Undervisning	0,20	0,13	0	0	0,20	0,13	141
Offentlige møteplasser	1,70	0,52	4,3	1,33	6,00	1,85	292,25
Kundens kunder (ulike uspesifiserte virksomheter)	0,30	0,11	0	0	0,30	0,11	259,3
Papiravfall fra næringskunder	0,40	0,12	0	0	0,40	0,12	220,75

Bergensområde

BIR⁴⁶ Privat utfører normalt sorteringsanalyser to ganger i året i Bergensområdet, der det blir tatt ut prøver fra Nordnes, Nordås og Krokeide. Rapporten vi har brukt er fra i 2009⁴⁷, og gjelder generelt for husholdningsavfall, der resultater fra plukkanalysen på restavfall er kun en liten del. I tillegg har vi fått tilleggsinformasjon fra Avfall Norge som inneholder data tilbake til 2006. Det er ikke angitt informasjon om prøvetakingen er utført iht. NRFs metode, og det blir påpekt at utvalget er lite. Resultatene viste at restavfallet inneholdt i gjennomsnitt 5 vektprosent tekstilavfall fra 2006-2009 (Tabell 2-7). I denne perioden varierte mengden tekstiler fra 2,8 til 8,5 %. Før 2006 ble tekstiler ikke registrert i egen kategori, men var inkludert i "annet" kategori sammen med gummi, keramikk og andre uspesifiserte kilder. Andel tekstiler blir ikke kommentert i rapporten, men variasjonen kan skyldes usikkerhet i måling av et lite utvalg.

Tabell 2-7 Innhold av tekstiler i restavfall i Bergen område 2006-2009

År	Kilo/innbygger	Vekt-%
2006	4,5	4,5
2007	2,8	2,8
2008	4,3	4,3
2009	8,5	8,4
Gjennomsnitt	5,0	5,0

Trondheim (kommunalt næringsavfall)

Norsas analyserte kommunalt næringsavfall i Trondheim på oppdrag for Trondheim eiendom i 2007⁴⁸. Kommunalt næringsavfall skal kildesorteres i tre fraksjoner, restavfall, papp/papir og plastemballasje, men analysen tar for seg kun restavfall og papp/papiravfall. Studien inkluderer avfall fra to barneskoler, en barnehage og et sykehjem, der det ble tatt en prøve på hvert sted av begge inkluderte avfallsfraksjonene, dvs. totalt 8 prøver. Metoden baserer seg på Nordtest Envir001⁴⁹ med noen tilpasninger, og separerer noen fraksjoner som ikke er med i NRFs metode. Dermed inneholder resultatene i tillegg til tekstiler også egne kategorier for sko⁵⁰ og skinn/lær. Resultatene er angitt i Tabell 2-8, der de også er sammenlignet med sammensetning av husholdningsavfall i samme periode. Andel av tekstiler i restavfall varierte fra

⁴⁶ BIR er en forkortelse for Bergensområdets interkommunale renovasjonsselskap.

⁴⁷ Camilla Tangensen, 2009 Avfallsstatistikk for husholdningsavfall BIR privat AS

⁴⁸ Analyse av kommunalt næringsavfall i Trondheim kommune. Desember 2007. Utarbeidet av Camilla Lousie Bjerkli, Marius Johansen og Aage Heie. Norsas, Trondheim

⁴⁹ Nordtest 1995: Envir 001: Solid waste, municipal: Sampling and characterisation

⁵⁰ Kategori «sko» inkluderer alle typer sko inkl. de laget av stoff eller av skinn/lær.

0,4 til 20,2 vekt-%. Forfatterne av Norsas rapporten antar at den store mengden tekstiler fra Flatåsen barnehage (brukte klær og store mengder garn) er et spesialtilfelle, uten å spesifisere dette mer detaljert. Det var i gjennomsnitt 4,8 vekt-% tekstiler i husholdningsavfall. Det ble ikke funnet noen tekstiler, skinn/lær eller sko i papirfraksjonen i kommunalt næringsavfall.

Tabell 2-8 Andel av tekstiler, skinn/lær og sko i restavfall og i papiravfall i Trondheim i 2007 (vekt-%)

Restavfall	Søbstad sykehjem	Flatåsen barnehage	Romolslia barneskole	Åsheim barneskole	Middelverdi husholdning
Tekstiler (vekt-%)	2,4	20,2	0,4	1,0	4,8
Skinn/lær (vekt-%)	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Sko (vekt-%)	0,0	0,0	0,3	0,0	0,7
Papiravfall					
Tekstiler (vekt-%)	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Skinn/lær (vekt-%)	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Sko (vekt-%)	0,0	0,0	0,0	0,0	-

Sør-Rogaland (husholdningsavfall, IVAR og RYMI kommunene)

Asplan Viak har utført plukkanalyser for IVAR IKS i Sør-Rogaland i 2011⁵¹. Analysen gjelder for restavfall fra husholdningene fra IVAR⁵² og RYMI⁵³ kommunene og er basert på NRFs metode 3. Det ble tatt ut totalt 47 prøver (minst 7 prøver per undersøkt stratum).

Alle IVAR kommunene har henteordninger for minimum tre fraksjoner: papir, våtorganisk og restavfall. I tillegg har Hå, Klepp, Time, Gjesdal, Sola, Randaberg, Rennesøy og Kvitsøy henteordning for plastemballasje, og Gjesdal for glass- og metallemballasje. Kommunene som ikke har henteordninger for alle de fire sorterbare fraksjonene, har bringeordninger for de som ikke blir hentet. Stor andel av RYMI kommunene er rurale områder med lav befolkningstetthet. Her finnes det henteordning kun for restavfall. Beboere som ønsker å kildesortere må selv bringe sortert avfall til gjenvinningsstasjonene.

Resultatene for andel av tekstilavfall er angitt i Tabell 2-9. Gjennomsnittmengden av tekstiler i restavfallet for IVAR kommunene var 6,2 vekt-%, noe som utgjør 7,5 kilo per innbygger årlig. Tilsvarende tall for RYMI kommunene var 2,6 vekt-% og 4,1 kilo per innbygger årlig. Rapporten angir også totale avfallsmengder som inkluderer både de som hentes og de som bringes til gjenvinning. Dette estimatet viser at totale mengden tekstiler har økt fra 10,3 kg per person per år i 2007 til 13,2 kg/p*år i 2011. Samtidig har sorteringsgrad av tekstilavfall i IVAR kommunene gått ned siden forrige undersøkelse utført i 2007, men resultatene er ikke direkte sammenlignbare da prøveuttaking ble utført annerledes i 2007.

I tillegg til analyse av restavfall fra husholdningene, ble det utført en analyse av sammensetning av restavfall på Forus gjenvinningsstasjon. Det ble tatt ut kun to prøver, men disse var store (ca. 2,3 tonn hver). Mengden tekstiler var i gjennomsnitt 7,5 vekt-% i dette restavfallet.

⁵¹ K. Ohr (2011), 'Plukkanalyser husholdningsavfall 2011', Stavanger: Asplan Viak AS for IVAR IKS, 42.

⁵² IVAR kommunene er Sandnes, Stavanger, Hå, Klepp, Time, Gjesdal, Sola, Randaberg, Rennesøy og Kvitsøy.

⁵³ RYMI kommunene er Forsand, Strand, Hjelmeland, Suldal og Finnøy.

Tabell 2-9 Andel av tekstilavfall i restavfall fra husholdningene i IVAR og RYMI kommunene i 2011

Tekstiler	Total avfall		Restavfall (hentet)		Utsortert (bringe system)	
	Kilo per innbygger årlig	Andel av total (eks. grovavfall)	Kilo per innbygger årlig	Andel av restavfall	Kilo per innbygger årlig	Sorteringsgrad
Stavanger/Sandnes	13,6	4%	7,9	6,0%	5,7	42%
Hå, Time, Klepp og Randaberg	12,5	4%	6,9	7,4%	5,6	45%
Gjesdal	12,1	4%	6,4	5,9%	5,7	47%
Sola og Rennesøy	12,1	4%	6,6	5,4%	5,5	45%
Total IVAR	13,2	4%	7,5	6,2%	5,6	43%
RYMI (Forsand, Strand, Hjelmeland, Suldal og Finnøy)	5,7	2%	4,1	2,6%	1,6	28%

Bamble, Siljan og Skien (husholdningsavfall, Renovasjon i Grenland)

Asplan Viak har utført plukkanalyse av husholdningsavfall i Bamble, Siljan og Skien på oppdrag for Renovasjon i Grenland (RiG) i 2008⁵⁴ og 2010⁵⁵. Det er analysert avfall som skal til optisk sortering, dvs. matavfall, plastemballasje og restavfall. Analysene tar utgangspunkt i NRFs veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall, metode 3. Det ble valgt 5 prøveutaksområder som har ulike boligstruktur. Andel av tekstiler i de tre ulike avfallsfraksjonene er angitt i Tabell 2-10, som viser at andel av tekstiler i restavfall var 4,3% i begge årene, og at det var ingen tekstiler i matavfall. Det ble derimot funnet en del tekstiler i plastemballasjeavfall, spesielt i prøveområde 1 i 2010. Rapporten kommenterer ikke dette resultat, utover at det ble observert at enkelte husstander har brukt blå poser til restavfall. Nederste rad i tabellen viser resultatene etter at de er oppskalert til hele RiG området. Den totale mengden tekstiler i de tre avfallsfraksjonene var 4,7 kilo per innbygger per år i 2008, og 5,7 kg i 2010.

Tabell 2-10 Innhold av tekstiler i plukkanalyseresultater av rest-, mat- og plastemballasjeavfall i 2008 og 2010 i Renovasjon i Grenlands område.⁵⁶

	Restavfall		Matavfall		Plastemballasje avfall	
	2008	2010	2008	2010	2008	2010
Område 1 Edv M vei (blokker i borrettslaget Klyve, Skien)	1,5%	3,2%	0,0%	0,0%	0,0%	24,9%
Område 2 Slemdalstun (sameieleiligheter i Skien sentrum)	4,8%	7,0%	0,0%	0,0%	0,0%	2,0%
Område 3 Fluesnappern (Rekkehus borrettslag på Gulset, Skien)	6,1%	3,5%	0,0%	0,0%	0,4%	4,0%
Område 4 Falkum (Villastrøk i Skien)	3,1%	4,8%	0,0%	0,0%	2,7%	2,5%
Område 5 Skifjell (Gårdsbruk spredt bebyggelse)	6,1%	3,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gj. Snitt i vekt-%	4,3%	4,26%	0,0%	0,0%	0,6%	6,40%
Tekstiler (Kilo per innbygger årlig)	4,60 kg	5,22kg	0,00kg	0,00kg	0,10kg	0,49kg

⁵⁴ Renovasjon i Grenland, 2009, Plukkanalyse 2008 - husholdningsavfall til optisk sortering. [URL] <http://www.rig.no/nor/Avfall-og-sortering/Statistikk/Sorteringsanalyse-2008>

⁵⁵ Renovasjon i Grenland, 2011, Plukkanalyse 2010 - husholdningsavfall til optisk sortering. [URL] <http://www.rig.no/nor/Avfall-og-sortering/Statistikk/Sorteringsanalyse-2010>

⁵⁶ Optisk sortering basert på ulike farger på avfallsposer for mat- og plastemballasjeavfall ble innført i 2008. Derfor blir sammenligning med tidligere år vanskelig.

Fjellregionen i Hedmark og Sør-Trøndelag

FIAS (Fjellregionen interkommunal avfallsselskap AS) tar for seg avfall fra husholdninger og hytter i 10 kommuner⁵⁷ i fjellregionen i Hedmark og Sør-Trøndelag. De har undersøkt innhold i restavfallet basert på NFRs veileder metode 2. Det ble tatt totalt 4 prøver, 2 fra husholdninger og 2 fra hytter og fritidsboliger⁵⁸. Husholdningene har henteordning for restavfall og rent papir, mens avfall fra hyttene skal bringes til containere på returpunktene. Restavfallet ble sortert i 25 fraksjoner. Prøvene ble tatt i slutten av juni i 2007 når hyttene og fritidsboligene var i aktiv bruk. Prøve 1 representerer statistisk 120 familier fra gravgrendt strøk, mens prøve 2 representerer 23 familier tettbygd strøk. Prøve nr.1 var 146 kg og prøve nr. 2 var 181 kg. Resultatene er angitt i Tabell 2-11.

Rapporten angir ingen omberegninger til mengde tekstiler per person per år, men basert på resultatene på prøve 1 og 2 kan man beregne mengden tekstiler per husholdning per år, som blir 37,65 kilo for husholdninger i gravgrendte strøk, og 5,68 kilo for husholdninger i tettbygde strøk. Gjennomsnittstørrelsen av familiene i disse områdene er angitt til å være cirka 2,3 personer. Dette utgjør 16,37 kilo per person årlig for husholdninger i gravgrendte strøk og 2,47 kilo per person årlig for husholdninger i tettbygde strøk. Disse estimatene, spesielt resultat for gravgrendte strøk, skiller seg betydelig ut fra resultatene på andre studiene som er presentert her (mye større mengde). Dette i tillegg til ganske liten prøvestørrelse betyr stor usikkerhet, og på grunn av det blir de ikke dette estimatet brukt videre i rapporten. Det er sannsynlig at forskjellen i antall personer per husholdning mellom gravgrendte og tettbygde strøk er ulikt, og at gjennomsnittet er mindre i tettbygde strøk der det forekommer mindre leiligheter. Rapporten konkluderer med at det var vesentlig mer tekstiler og klær i avfallet fra gravgrendt strøk enn fra tettbygd strøk, uten å gi noen evaluering av de mulige grunnene til dette. Vi kan se for oss at dette kan ha sammenheng med tilgang til klesinnsamlingscontainere.

Tabell 2-11 Andel av tekstilavfall i restavfall i FIAS fjellregionens kommuner.

Prøveområde	Tekstiler Vekt-%	Restavfall per husholdning per uke kg
Prøve 1 Husholdninger gravgrendt strøk	12,42	5,83
Prøve 2 Husholdninger tettbygd strøk	1,39	7,87
Prøve 3 Hytter i Tolga, Alvdal, Tynset	5,74	-
Prøve 4 Hytter i Engerdal og Tolga	6,64	-

2.3.1 Sammendrag av plukkanalyser

De gjennomgåtte analysene viser at det ble funnet tekstiler i restavfall, men at mengden varierte mellom de ulike områdene og tidsperiodene. Resultatene for tekstiler per kilo innbygger fra husholdninger årlig er samlet i Tabell 2-12, som viser at resultatene ligger mellom 2,8 - 9,2 kg per innbygger årlig. Retningslinjer for plukkanalyser av husholdningsavfall påpeker at for tekstiler og andre avfallsfraksjoner som har estimert middelværdi på under 6,5% av totalavfallet er det nødvendig med større prøvemengde enn andre, større avfallsfraksjoner for å komme opp til 90% konfidensnivå. Dette kan forklare noe av de store variasjonene mellom resultatene i disse studiene, i tillegg til de faktiske forskjellene i mengde tekstil i de ulike områdene og tidsperiodene. Gjennomsnittresultat av disse studiene er 5,6 kilo tekstiler per innbygger årlig.

⁵⁷ Holtålen, Røros, Os, Tolga, Tynset, Alvdal, Engerdal, Folldal, Rendalen og Stor-Elvdal.

⁵⁸ FIAS (2007), Plukkanalyse av restavfall fra husholdning og hytter. Oppdrag nr. 10554. Utarbeidet av Anne Katrine Birkeland, Norsas, Oslo.

Tabell 2-12 Oversikt over resultater på tekstiler per kilo per innbygger årlig i husholdningsrestavfall

Område	År	Tekstiler i hentet restavfall (kilo per innbygger årlig)
Oslo	2010	9,2
Oslo	2011	4,5
Bergen	2006	4,5
Bergen	2007	2,8
Bergen	2008	4,3
Bergen	2009	8,5
RiG	2008	4,7
RiG	2010	5,7
IVAR	2011	7,5
RYMI	2011	4,1

Tabell 2-13 angir resultatene for andel av tekstiler i restavfall. I restavfall fra husholdninger varierer andelen mellom 1,39 og 12,42 vekt-%, med gjennomsnittlig verdi på 5,3 vekt-%. Det er vanskelig å sammenligne direkte resultatene som går på andel av tekstiler angitt i vekt-% i restavfall fra de ulike områdene, da det er store forskjeller i hvilke avfallsfraksjoner som er inkludert i undersøkelsene. For eksempel, i RYMI kommunene er det ingen kildesortering med henteordning utover restavfall, og dermed inneholder restavfallet sannsynligvis mer papir, papp, kartong, mat og plast, enn områdene der disse avfallsfraksjonene er separert. Derfor spesifiserer tabellen også hvilke avfallsfraksjoner som kan kildesorteres og har henteordning i de inkluderte studiene.

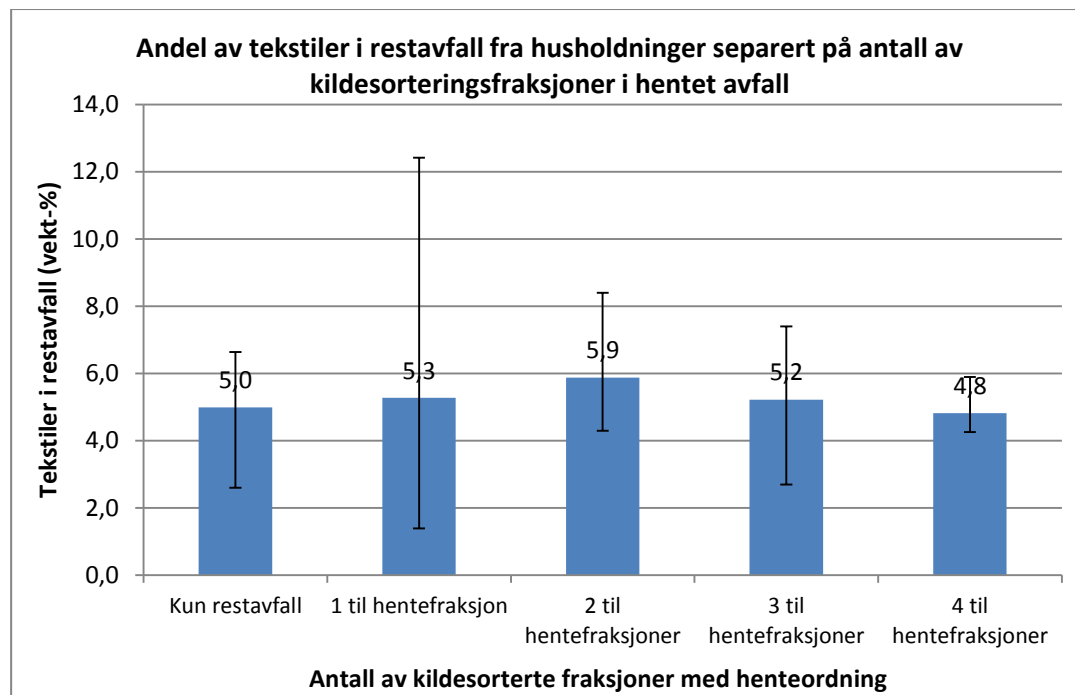
Tabell 2-13 Tekstiler i vekt-% i hentet restavfall fra husholdninger

Område	År	Tekstiler i vekt-% i hentet restavfall	Separat kildesortering med henteordning av:				
			Papir	Mat /våt organ.	Plast emb.	Glass/metall	Farlig avfall
Oslo	2010	5,4	X	X	X	-	-
Oslo	2011	2,7	X	X	X	-	-
Bergen	2006	4,5	X	-	-	-	-
Bergen	2007	2,8	X	-	-	-	-
Bergen	2008	4,3	X	-	X ⁵⁹	-	-
Bergen	2009	8,4	X	-	X	-	-
Trondheim	2007	4,8	X	-	X	-	-
IVAR: Stavanger/Sandnes	2011	6,0	X	X	-	-	-
IVAR: Hå, Time, Klepp og Randaberg	2011	7,4	X	X	X	-	-
IVAR: Gjesdal	2011	5,9	X	X	X	X	-
IVAR: Sola og Rennesøy	2011	5,4	X	X	X	-	-
RYMI: Forsand, Strand, Hjelmland, Suldal og Finnøy	2011	2,6	-	-	-	-	-
Bamble, Siljan og Skien (RiG)	2008	4,3	X	X	X	-	X
Bamble, Siljan og Skien (RiG)	2010	4,26	X	X	X	-	X
FIAS-grisgrendte strøk	2007	12,42	X	-	-	-	-
FIAS tettbygde strøk	2007	1,39	X	-	-	-	-
FIAS hytter i Tolga, Alvdal, Tynset	2007	5,74	-	-	-	-	-
FIAS Hytter i Engerdal og Tolga	2007	6,64	-	-	-	-	-

Dette er beregnet videre i Figur 2-13, som viser gjennomsnittlig andel av tekstiler i restavfall fra husholdninger basert på hvor mange ulike kildesorteringsfraksjoner det er henteordning for. Første søyle betyr at området kun har henteordning for restavfall, neste søyle betyr at det hentes i tillegg én kildesortert fraksjon, for eksempel papir. Feilfeltet (strekene i søylene)

⁵⁹ Separat innsamling av plastemballasje startet i BIR område i 1.10.2008.

viser minimums og maksimumsverdiene for hver kategori. Det er tydelig at det er store variasjoner, og for å kunne dra konklusjoner på andel av tekstiler i restavfall når andel av hentet kildesortering varierer, er det behov for større statistisk grunnlag.



Figur 2-13 Andel av tekstiler i restavfall (vekt-%) fra husholdninger separert på antall av kildesorteringsfraksjoner. Feilfelt viser minimums og maksimumsverdiene for hver kategori.

Tabell 2-14 Tekstiler i vekt-% i hentet restavfall fra næringer

Område	År	Tekstiler i vekt-% i hentet restavfall	Separat kildesortering med henteordning av:				
			Papir	Mat /våt organ.	Plast emb.	Glass/metall	Farlig avfall
Oslo næringsavfall: Industri og produksjon	2010	1,22	X	⁶⁰	-	-	-
Oslo næringsavfall: Kontor og administrasjon	2010	0,60	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Restaurant og bevertning	2010	0,00	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Kiosk og dagligvare	2010	1,40	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Helse og sosial	2010	1,43	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Undervisning	2010	0,13	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Offentlige møteplasser	2010	1,85	X	-	-	-	-
Oslo næringsavfall: Kundens kunder (uspesifiserte virksomheter)	2010	0,11	X	-	-	-	-
Trondheim næringsavfall, sykehjem	2007	2,4	X	-	X	-	-
Trondheim næringsavfall, barne-skole 1	2007	0,4	X	-	X	-	-
Trondheim næringsavfall, barne-skole 2	2007	1,0	X	-	X	-	-

⁶⁰ De undersøkte næringsabonentene har tilbud for kildesortering av mat og plastemballasje avfall, men resultatene er presentert inkludert disse fraksjonene.

Resultatene på andel av tekstiler i restavfall fra næringene varierer mindre enn i avfall fra husholdningene, fra 0,0 til 2,4 vekt-% (resultatet fra barnehage i Trondheim på 20,2 vekt-% er ekskludert fordi resultatet var ansett som avvik)(Tabell 2-14). Her ligger gjennomsnittet på 0,96 vekt-%. Man må allikevel ta i hensyn til at utvalget på de to studiene ikke er representative for alle de ulike næringene i området.

I studiene utført i Oslo mellom 2000 og 2011 skilles det mellom brukbare tekstiler og andre tekstiler. Mengden av brukbare tekstiler i restavfall varierte mellom 1,0 og 3,1 kilo per innbygger årlig i dette tidsrom, med gjennomsnitt på 1,9 kg. Dette tilsvarte 0,5 – 1,5 vekt-% av restavfall. Disse tekstilene kunne sannsynligvis bli brukt om igjen. I Oslo finnes det mange innsamlingscontainere fra både Fretex og UFF: Dette betyr at husholdningene som har levert inn brukbare tekstiler i restavfall enten har vurdert tekstilene som uegnet til gjenbruk, eller ikke valgt å kildesortere dem av andre grunner.

Resultatene viser at det er stort potensiale til å samle inn mer tekstiler både til materialgjenvinning og gjenbruk. Det er større andel av tekstiler i husholdningsavfall enn i næringsavfall, og dermed er det sannsynligvis viktigere å velge virkemidler som henvender seg mot husholdninger.

2.4 Statistikk fra forskningsprosjekt «Textile waste»

Textile waste er som nevnt innledningsvis et forskningsprosjekt ved SIFO⁶¹. Prosjektet kombinerer ulike kvalitative og kvantitative samfunnsvitenskapelige metoder med tekniske undersøkelser. Garderobestudiene omfatter oversikt over anskaffelser og avhendinger av tekstiler i 16 norske familier over en periode på et halvt år. 619 plagg som ble kastet er samlet inn og registrert. Dette materiale er analysert for å kunne si noe mer om materialsammensetninger og produkttyper, fordi dette ikke er inkludert verken i SSB statistikk eller i plukkanalyser. I tillegg forteller analysene noe om kvaliteten av klær som blir avhendet, og grunnene til avhending. Resultatene som presenteres her er foreløpige, da ikke alle analysene er gjennomført ennå.

Hver deltager sluttet å bruke i gjennomsnitt 18,4 plagg i løpet av prosjektperioden. Dette utgjorde cirka 37,5 plagg/år, noe som tilsvarer cirka 8,4 kilo per person årlig. Resultatene varierte mellom 2,4 og 20,2 kilo årlig. Gjennomsnittet er mindre mengde enn statistikk basert på SSB tall, som angir cirka 10,6 kilo per innbygger årlig fra husholdninger i 2010. En av grunnene til forskjell er sikkert det at i prosjektet har vi sett kun på klær, mens statistikk fra SSB inneholder også andre husholdstekstiler. Andre grunner kan være at disse tallene ikke inneholder alle plagg som deltakere sluttet å bruke. Noen barneklær hadde blitt plassert til langtidslager når det ble for smått for mulig videre bruk av yngre søsken, eller av sentimentale grunner. Noen deltakere oppfattet ikke at sokker og strømpebukser også er klær, men kategoriserte de som forbruksvarer som ikke skulle registreres. I tillegg måtte en av deltakere flytte til mindre leilighet med veldig kort varsel, og leverte da cirka 4 store avfallssekker til kleskontainer (samtidig som veldig lite ble avhendet). Dermed angir de registrerte plaggene en indikasjon om vanlige rutiner for avhending av klær fra husholdninger, mens de uregistrerte kan reflektere ikke rutinemessige endringer i livet, slik som flytting. I tillegg kan det være at deltakere har høyere interesse for miljø enn gjennomsnittet i befolkningen, og at dette er årsaken til at de har valgt å delta i undersøkelsen.

⁶¹ Se: <http://www.sifo.no/page/Forskning//10060/75453.html> og <http://www.nicefashion.org/en/featured-projects/textile-waste/index.html>

Av de innsamlede plaggene var cirka 60% tenkt til gjenbruk hos venner, familie, loppemarked, salg eller andre innsamlingsinstanser som Fretex eller UFF. Resterende 40% var sortert ut som avfall som skulle kastes i restavfall.

Ulike plaggtyper for barn og ungdom, kvinner og menn er listet i Tabell 2-15. Vanligste typer av innsamlede plagg var ulike overdelerså som skjorter, bluser, singletter og gensere.

Tabell 2-15 Innsamlede plagg sortert på type og tidligere eier

Type plagg	Barn og ungdom	Kvinner	Menn	Total antall plagg
skjorter, bluser, singletter og gensere	86	114	43	243
Bukser, shorts og jeans	33	37	17	87
Jakke eller cardigan	26	33	8	68
Strømpebukser eller leggings	15	37	1	53
Undertøy	5	34	0	39
Sokker eller strømper	13	18	5	38
Tilbehør	17	12	2	31
Skjørt eller kjole	7	23	0	30
Nattøy eller badekåpe	7	9	0	16
Overall eller body	10	1	0	11
Annet	2	1	0	3
Total	221	319	76	619

Avhendingsgrunner

Respondentene ga opptil fem ulike avhendingsgrunner per plagg. Alle disse grunnene ble registrert og kategorisert til 63 ulike kategorier, som deretter ble gruppert slik vist i Tabell 2-16. Noen av deltakere var veldig klare over hvorfor de ikke ville bruke plaggene lenger, mens andre sleit med forklaringene.

Ved tolking av resultatene må man ta hensyn til metodologisk svakhet ved at noen av informasjonen ikke kom direkte fra tidligere brukere. Foreldre ga alltid grunnene til avhending av barnas klær. I så fall var grunnene så som «liker ikke fargen» vanligvis fordi foreldre ikke likte fargen. For ungdom, viste foreldre ikke alltid hvorfor klærne ikke lenger ble brukt, men spesielt foreldre til tenåringsdøtre trodde ofte at grunnen var endring i mote eller trender. I tillegg ble ektepar intervjuet om hverandres klær, dersom ikke begge var til stede i løpet av intervjuet. De fleste av disse visste i hvert fall noen av hovedgrunnene til hvorfor ektefellen hadde sluttet å bruke plagget. Annen svakhet ved materiale er at det var færre menn enn kvinner som deltok i studien, og at de sluttet å bruke i gjennomsnitt mindre antall plagg, og dermed er det statistiske grunnlaget for menn svakere.

Det var variasjon mellom ulike typene plagg og hvorfor de vanligvis ble avhendet. Overdelers, bukser, skjorter og jakker ble ofte gitt bort fordi de hadde blitt for små (viktig grunn spesielt innen barnetøy). Annen vanlig grunn, «har flere tilsvarende eller bedre plagg», viser til den store mengden av klær i sirkulasjon i de norske hjem. Respondentene hadde ofte flere plagg enn de hadde behov for av noen spesifikke typer, og da ga de vekk klær som var regnet som middelmådige.

«Slitt» eller «utslitt» var vanlige måter å beskrive klær som hadde endret seg på noen måte uten å beskrive den nøyaktige endringen. Skjørt og dress hadde i gjennomsnitt mindre endringer fra bruk (eksempelvis slitasje, nupper, farge- og fasongendring) enn andre type plagg, og ble oftest gitt bort på grunn av passform, størrelse eller design grunner.

Tabell 2-16 Gruppering av avhendingsårsaker

Endringer i plagg - Hull eller rift - Brudd i søm eller annen svikt i de sydde delene - Tråder dratt ut - Fargeendring (falming, gulning eller smitte fra andre plagg) - Flekker (svette eller annet smuss) - Dimensjonsendringer eller spiralitet - Nipping, toving eller overflateloing - Utslitt eller utvasket - Material har blitt tynt - Stoffet har blitt hardt - Tapt elastisitet - Lukter svette - Ødelagt glidelås, BH bøyler eller dekorasjoner - Knapper mangler eller ikke fungerer - Mislykket omsyning eller reparasjon	Funksjonelle feil - Dårlig fall - Ruller opp - Upraktisk - Ukomfortable (fysisk) - Elektrostatisk - Klør - For varm eller for kall - Materiale ikke bra - For krøllede eller må stryker før bruk
Størrelse og passform - For liten (har vokst ut av plagget eller alltid vært) - For stor (gått ned i vekt eller alltid vært) - Dårlig passform (midje / hofter / byste / lengde / krage / skuldre / generelt eller ikke spesifisert)	Endringer i mote eller stil - Endring i mote eller umoderne - Eget stil endret seg - Endring i livssituasjon - Lei av plagget Situasjonelle grunner - Passer ikke med andre klær - Ingen anledninger til å bruke det - Har flere tilsvarende eller bedre plagg - Bruker ikke denne typen plagg
Faller ikke i smak - Ikke egen stil - Liker ikke fargen, mønster eller print - Liker ikke design eller form	Andre eller ukjente grunner - Manglende par - Noen andre trengte det - Andre eller ukjent

Mange jakker og overaller kastes på grunn av ødelagte glidelåser. I undertøykategorien er det registrert et stort antall misfarging og tap av elastisitet. En grunn til dette er en av respondentes mislykket vask av hvit tøy med en blå sokk i, som var etterfulgt av blekingsforsøk. Sokker og strømper er i hovedsak brukt til det er hull eller rifter på dem, eller i hvert fall inn til de er veldig utslitt, eller mistet paret.

I tråd med tidligere forskningsresultater, noen av de viktigste grunnene for at klær blir gitt bort eller kastet er en kombinasjon av tekniske og kvalitetsrelaterte aspekter, uegnet passform og situasjonelle / psykologiske / sosiale grunner⁶².

Barn og voksne

På 1950-tallet ble barn beskrevet som 'slitvargen' fordi de sleit ut klærne sine så fort⁶³. I vårt materiale er barneklær hovedsakelig gitt bort fordi de har blitt for små. Med andre ord, barna vokser ut av klær oftere enn de sliter ut klær. Eller, det er det foreldrene sier. Barnas klær kan være utslitt i tillegg, men det er mer åpenbart å gi "for lite" som en avhendingsgrunn, enn å liste alle de andre grunnene i tillegg. Dette må sees i sammenheng med barnas alder, samt det totale antall klær barna har.

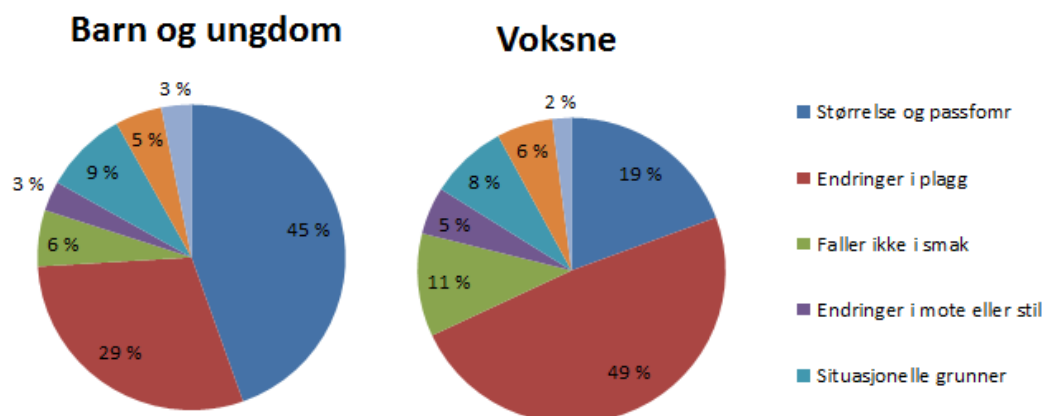
⁶² Domina, T. & Koch, K. (1999) Consumer reuse and recycling of post-consumer textile waste. *Journal of Fashion Marketing and Management*, 3, 346 - 359.

Koch, K. & Domina, T. (1999) Consumer Textile Recycling as a Means of Solid Waste Reduction. *Family and Consumer Sciences Research Journal*, 28, 3-17.

Klepp, I. G. (2001) Hvorfor går klær ut av bruk? Avhending sett i forhold til kvinners klesvaner. SIFO, Oslo.

Bristwistle, G. & Moore, C. M. (2007) Fashion clothing – where does it all end up? *International Journal of Retail & Distribution Management*, 35, 210-216.

⁶³ Berggren Torell, V. 2007, Folkhemets barnkläder: diskurser om det klädda barnet under 1920-1950-talen, pp. 240 s. Göteborgs universitet, Göteborg.

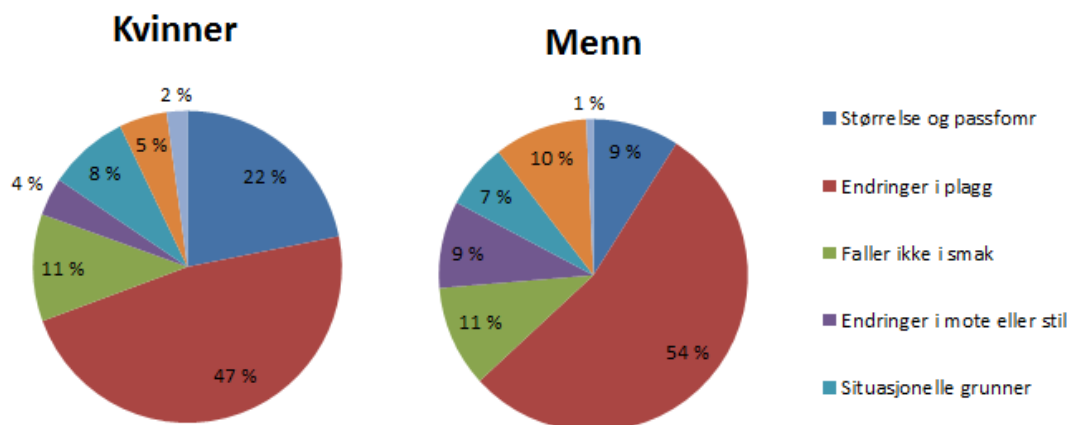


Figur 2-14 Klesavhendingsgrunner for barn og voksne

Voksne avhendet mest på grunn av endringer i plaggene. Nesten halvparten av grunnene gitt var relatert til endringer i plagg som for eksempel hull, slitasje, dimensjonale endringer og fargeendringer. Voksnes klær ble også avhendet mer på grunn av personlig smak enn barnas klær. Den «ukjente» kategorien på barn og tenåringer er relativt høy, som respondentene som var foreldre til tenåringer ofte ikke vet den eksakte årsakene til at tenåringer sluttet å bruke deres klær. Disse ungdommene var ikke tilgjengelig for intervjuer.

Kvinner og menn

Det viktigste funnet av sammenligningen mellom menn og kvinners avhenging av klær er det faktum at resultatene er ganske like (Figur 2-15). Det er få studier som systematisk sammenligner kvinners og menns klesforbruk. Måten dette problemet ofte er diskutert gir et inntrykk av at forskjellene er svært store, og likhetene er dermed lett oversett. Allikevel betyr dette ikke at det ikke er noen forskjeller.



Figur 2-15 Klesavhendingsgrunner for kvinner og menn

Den viktigste forskjellen er at kvinner i mye større grad enn menn - mer enn dobbelt så ofte - har problemer med passform og størrelser. Vi var allerede klar over dette problemet gjennom en tidligere studie på klesstørrelser, som viste at kvinner opplevde flere problemer med å finne klær som passer, og at kvinners bukser hadde mer variasjoner i forholdet mellom stør-

relser og merking⁶⁴. Også det at kvinners klær oftere har tettere passform gjør dem mer følsomme for endringer i kroppsstørrelse enn menns klær. En annen viktig forskjell er at menn er mer opptatt av funksjonelle aspekter enn kvinner.

Anskaffelsesmåten har betydning til avhending

Cirka 18 % av alle registrerte plagg hadde aldri vært brukt eller er bare brukt en eller to ganger. Dette samsvarer godt med studiet av avhending av klær blant 40-årige kvinner i Norge i 2001⁶⁵. I den studien utgjorde "ikke brukt i det hele tatt" 13 % av noterte avhendingsgrunner og 19 % av årsakene per antall plagg. Alle kvinnene i denne studien kastet klær de aldri hadde brukt. Det er også tydelig i vårt materiale at måten klærne er anskaffet har en innvirkning på om de er brukt eller ikke. De fleste av ubrukte klær var gaver eller arvet klær fra familie og venner. Dette betyr at mottakeren har svært lite kontroll over hva hun / han får. I tillegg kom klær som ikke var prøvd på før kjøp, eller som var kjøpt på salg. For å redusere mengden klær som aldri ble brukt, bør man sette fokus på måten de blir anskaffet på.

Vanskelige beslutninger og uklar status

Som tidligere forskning også har vist, er det vanskelig for vanlige norske forbrukere å avgjøre om noe er brukbart tøy eller klart for kassering, spesielt hvis tøyet ikke er helt utslitt eller på annen måte uegnet. Mange ulike faktorer må tas i betraktning, knyttet til klær, kroppen, anledninger klærne er brukt, og sist men ikke minst forholdet til andre klær man har. Sistnevnte er avhengig av hvordan man kan mikse og matche, kombinere og hvor mange lignende plagg man har. Ikke bare klær i seg selv, men også utenforliggende årsaker som for eksempel tilgang til lagringsplass kan være avgjørende. Mange brukte lang tid for å vurdere og flyttet klær inn og ut av skap og poser før de til slutt ble kastet. Vanskeligheten av beslutningsprosessen ble også vist i denne studien, da hver tredje respondent forandret mening og tok noe tilbake under gjennomgangen av klær de hadde tenkt å gi bort.

Respondentene var ofte usikre på om de skulle gi klær til veldedighet eller kaste dem som avfall. Noen valgte å gi nesten alt til veldedighet. Erik (30) beskriver hans jeans som har en 15 cm bred rift i skrittet: «Jeg hadde gitt de til Fretex, fordi noen mennesker liker bukser med hull i, er alt slitt. Fretex kan velge om de vil ha det.» Andre var mer selektiv: «Dette hadde gått i søpla. De stakkars i Frelsesarmeen får mer enn nok søppel fra før» (Karl, 46). Mange respondenter antok at hvis det var bare små feil i plaggene, ville de bli reparert før klærne skulle gis eller selges videre, for eksempel små hull eller manglende knapper.

Materialsammensetning

Tabell 2-17 viser fiberinnhold av de plaggene som ble registrert⁶⁶. Mesteparten er laget av bomull og bomullsblandinger. Cirka like stor andel var laget av fiberblandinger som av rene enfibersplagg. Det var veldig få plagg som mest sannsynlig kan inneholde PFOS eller flammehemmere (sporstøy, regntøy osv).

71% av plaggene var strikkes, 25% vevet, og resten hadde enten begge strukturer eller struktur ikke var registrert. Prosentene er av antall plagg, og det er sannsynlig at vevde plagg har større andel dersom man ser på vekt-% isteden.

⁶⁴ Laitala K, Hauge B, Klepp IG (2009). Large? Clothing size and size labeling. TemaNord 2009:503. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

⁶⁵ Klepp, I. G. (2001) Hvorfor går klær ut av bruk? Avhending sett i forhold til kvinners klesvaner. SIFO, Oslo

⁶⁶ De angitte resultatene er foreløpige og kan endre seg noe, da undersøkelsen pågår ennå.

Tabell 2-17 Materialsammensetning av plagg samlet inn i Textile waste.

Fiberinnhold	Antall plagg	Andel av alle plagg	Andel av plagg med kjent fiberinnhold
Naturfibrer – vegetabiliske (cellulose)	297	48,0 %	61,4 %
100% Bomull	150	24,2 %	31,0 %
Bomullsblending	79	12,8 %	16,3 %
Bomull eller bomullsblending*	62	10,0 %	12,8 %
100% Lin	3	0,5 %	0,6 %
Linblending	1	0,2 %	0,2 %
Ramieblending	2	0,3 %	0,4 %
Naturfibrer – animalske (protein)	43	6,9 %	8,9 %
100% Ull	16	2,6 %	3,3 %
Ullblending	25	4,0 %	5,2 %
Silke	1	0,2 %	0,2 %
Silkeblending	1	0,2 %	0,2 %
Regenererte eller derivat fibrer (cellulose)	27	4,4 %	5,6 %
100% viskose	5	0,8 %	1,0 %
Viskose blanding	17	2,7 %	3,5 %
Modal	1	0,2 %	0,2 %
Lyocell blanding	2	0,3 %	0,4 %
100% Acetat	2	0,3 %	0,4 %
Syntetiske fibrer	112	18,1 %	23,1 %
100% Polyester	19	3,1 %	3,9 %
Polyesterblending	27	4,4 %	5,6 %
100% Polyamid (nylon)	7	1,1 %	1,4 %
Polyamidblending	43	6,9 %	8,9 %
100% Akryl	8	1,3 %	1,7 %
Akrylblending	7	1,1 %	1,4 %
PVC blanding	1	0,2 %	0,2 %
50/50 Blandinger (like store ulike fiberandeler)	5	0,8 %	1,0 %
Ukjent	135	21,8 %	27,9 %
Totalt, alle plagg	619	100%	
Totalt med kjent fibertype	484		

*Kvalifisert gjetning når plagg var t-skjorte, olabukser eller lignende og føltes som bomull

Kun et fåtall av plaggene hadde tydelige merkbare fargeendringer, men over halvparten hadde synlige flekker. Over 90% av plaggene hadde ingen merkbare krympeskader, og i de der det var muligens krympeskader var dette ofte usikkert. De fleste av plaggene der det var helt tydelig krymp var laget av ull eller ullblandinger.

56% av de innsamlede plaggene hadde verken hull eller ødelagte/raknede sømmer. 11% hadde noen ødelagte sømmer, men ingen hull. Disse plaggene kunne ofte ha blitt brukt etter et lite reparasjonsarbeid. 33% hadde hull. Størrelsen på hullene varierte veldig, fra små til merkbare rift som hadde vært vanskelig å reparere. På mange av plaggene var det også slik at hullet var i fôret, der det ikke er så synlig når plagget brukes.

Utseendeendringer på plaggene ble også evaluert på en skala fra 1 til 5, der 5 var ingen endringer og 1 var så store endringer at plagg ikke kunne brukes slik den er tenkt. Basert på denne kategorisering, cirka 8% av plaggene kunne ikke brukes, 45% hadde tydelige endringer men kunne fortsatt brukes, og 47% hadde enten ingen eller veldig små endringer. Dette viser at selv om mange plagg ble kategorisert til å ha hull eller flekker, ble de ikke evaluert som ikke brukbare. Dette var ofte tilfelle når hullet eller flekken var liten eller plassert slik at den ikke var så synlig.

Når man sammenligner vår evaluering av tekstilenes tilstand og sammenligner det med det som tidligere eiere sa, så ser vi en del forskjeller. Basert på vår evaluering, var det kun 8% av plaggene som absolutt ikke kunne brukes, mens tidligere eiere skulle kaste cirka 40% av klærne. Dette viser at mye av klærne som blir kastet som avfall har potensiale til å bli brukt videre.

2.5 Ullavfall

Ull er den eneste fiberen som produseres i Norge i stor skala og Norsk tekstilindustri er dominert av ullprodusenter som enten arbeider med importert ull eller videreforedling av den Norske råvaren. Ull er også et interessant produkt i forhold til materialgjenvinning. Derfor har vi hentet inn ekstra informasjon om dette fra ullinnsamlingsstasjonene.

Hos de to bedriftene som tar imot ull fra sauebøndene i Norge, Fatland ull AS og Norilia, kastes det tilsammen ca. 7 tonn av totalt ca. 4500 tonn levert ull, det vil si ca. 0,16 %. Dette volumet består dog ikke kun av ren ull, men også av en viss andel skitt, vann og vegetabiler som følger med ullen fra bonden. Fatland rapporterer at hyppigheten av regn kan påvirke mengden avhendet ull, grunnet levering av ull som inneholder for mye fuktighet og skitt for videre behandling. Ullen som blir utsortert blir avhendet som restavfall mot betaling. Denne kostnaden betaler ullstasjonene.

Ullvaskeriet Curtis Wool i England, som vasker det meste av norsk ull, rapporterer at de ikke avhender noe av den leverte ullen. Likevel er vekten av ull lavere etter vasking enn ved levering. Dette skyldes at fett, skitt, vegetabiler og ekskrementer som sitter i ullen forsvinner i vaskeprosessen. Noen ulltyper kan reduseres så mye som til 55-60% av opprinnelig vekt etter vasking. I tillegg reduserer kamming vekten med ca. 10%. I gjennomsnitt sitter man igjen med 68-70% av levert ullvekt etter vask.

På bakgrunn av kommunikasjon med sauebøndene antar Fagtjenesten for ull at noe ull blir avhendet på gårdene grunnet lav inntjening ved levering til ullstasjonene, men dette har ikke vært undersøkt formelt. Salg og ulltilskudd⁶⁷ dekker så vidt kostnadene ved å klippe sauene. Landbrukets utredningskontor gjennomførte i 2011 en undersøkelse av økonomien i Norsk sauenæring. Der går det frem at økonomien i næringen er svært lav. På spørsmålet om hva sauebonden vil gjøre dersom ulltilskuddet faller bort, svarer om lag 20 prosent at de vil klippe sauene kun en gang i året og kaste ulla.⁶⁸ Det vanligste i dag er at sauene klippes to ganger i året. Men fra slakteriene har vi hørt at det er et voksende dyrevelferdsproblem at saueiere ikke klipper sauene. Dette gjelder spesielt raser beregnet på å gå ute hele eller store deler av året. I europeiske land uten subsidiering av ullklipping blir store mengder ull kastet på gårdene. Ull er dermed et potensielt avfallsproblem i Norge om ikke det arbeides aktivt med å utvikle bedre utnyttelse av denne råvaren⁶⁹.

2.6 Uniformer og arbeidstøy

Vanligvis er avhending av klær et resultat av endringer i klærs tekniske egenskaper, estetikk eller utseende, dimensjoner eller passform, eller brukernes krav som for eksempel påvirkes av mote. For arbeidstøy derimot (dvs. alle klær og sko gitt til ansatte av arbeidsgiveren og særlig plagg merket med bedriftens logo), kan andre faktorer begrense brukstiden, som for eksempel endringer i bedriftens logo eller fornyelser i kleskontrakter. Upublisert forskning utført av

⁶⁷ Statens landbruksforvaltning (2011) Tilskudd til norsk ull og skinn <https://www.slf.dep.no/no/produksjon-og-marked/andre/ull/Tilskudd+til+norsk+ull+og+skinn.564.cms>

⁶⁸ <http://213.236.231.99/default.asp?WCI=DisplayGroup&WCE=1759&DGI=1759>

⁶⁹ <http://www.nicefashion.org/en/featured-projects/Wool/index.html>

CRR (the Centre for Remanufacturing and Reuse, administrert av Oakdene Hollins) i 2008 identifiserte de viktigste hindringene for gjenbruk og materialgjenvinning av arbeidstøy:

- Mange bedrifter kan ikke sende brukt arbeidstøy til gjenbruk eller materialgjenvinning av sikkerhetsmessige grunner. Dette gjelder spesielt uniformer i høy sikkerhetssektorer (f.eks transport, politi, militær og andre offentlige tjenester). Derfor blir uniformer ofte makulert (revet) før avhending.
- Organisasjoner som jobber med brukttøy kan nekte å ta imot arbeidstøy på grunn av fibersammensetninger, konstruksjon og utforming av plagg som hemmer demontering, og begrensede potensielle markeder, både innenlands og utenlands. Tekstilsortere som godtar arbeidstøy kan kreve at enkelte plagg skal blandes med vanlige klær.

I tillegg til disse hindringene, kan arbeidstøy fra Brannvesen, Forsvaret, Politiet og tilsvarende inneholde større andel miljøgifter, for eksempel flammehemmere, enn gjennomsnittlig tekstilavfall fra husholdningene.

CRR estimerte i 2008 at gjenbruk- og materialgjenvinningsgraden av slikt arbeidstøy i Storbritannia var mindre enn 5%. Arbeidstøy presenterer derfor en betydelig utfordring for industrien og en mulighet for bedre miljøstyring.

2.7 Innsamling av tekstiler for gjenbruk

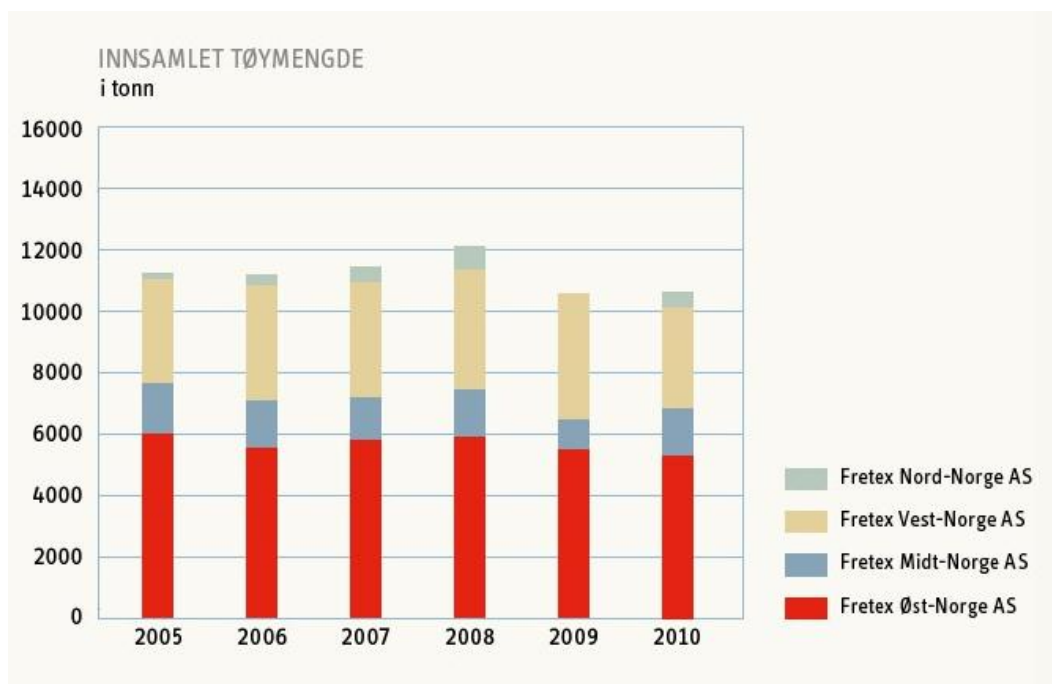
Det finnes flere kanaler for omsetning av brukte klær i Norge. De to største aktørene er Frelsesarmeens Fretex og U-landshjelp fra Folk til Folk (UFF). I tillegg finnes uformell bytting av klær som blir omtalt i 2.7.5. Andre, mindre veldedighetsorganisasjoner, noen kommunale løsninger, og loppemarkeder blir omtalt i 2.7.6, og 2.7.7 tar opp elektronisk salg og bytte.

2.7.1 Fretex

Fretex Norge AS er eid av Frelsesarmeen og har organisert sin virksomhet i fire regionale aksjeselskaper. Deres hovedformål er å drive attføring og kvalifisering av yrkeshemmede mennesker, gjenvinning av ressurser og drift av gjenbruksbutikker. Fretex har cirka 2000 ansatte, hvorav cirka 1600 er på ulike attføringstiltak. Fretex er medlem av Attføringsbedriftene i NHO, Norsk Industri og Avfall Norge⁷⁰.

Fretex samlet inn 10 023 tonn tekstiler i 2010 (Figur 2-16). Fretex har 1400 innsamlingsbokser, derav om lag 80% er i byer og 20% i distriktene. Frekvensen av tømning av innsamlingsboksene varierer mellom 1 og 6 ganger per uke. De har erfart at sentrumsnære bokser får klærne av høyest kvalitet, og at desto nærmere husholdningene innsamlingen foregår, desto bedre er kvaliteten. Klær som blir levert til innsamlingsbokser som er plassert i nærheten av gjenvinningsstasjoner er ofte av dårligere kvalitet. Fretex har opplevd noen innbrudd på boksene, men har ikke oversikt over mengden som blir stjålet. Fretex evaluerer og tester muligheten til nedgravde innsamlingsløsninger som er dyrere enn vanlige innsamlingscontainere men som fordel er de varige, mer estetiske, og det blir mindre forsøpling rundt returpunktene. I dag benytter de 20 biler for transport av tøy. De har 50 kommunale og interkommunale avtaler for innsamling av tøy, og samler inn klær i alle fylker i Norge unntatt Hedmark.

⁷⁰ www.fretex.no



Figur 2-16 Innsamlet tøyMengde I ton 2005-2010 (Kilde: Fretex årsrapport 2010)

Fretex har 12 anlegg for mottak av tøy, 5 store sorteringsanlegg (cirka 1000 kvm/anlegg) og 7 små anlegg som har sortering i forbindelse av butikkdrift. I tillegg har de 42 butikker og to lagerutsalgssteder. 10 % av bruktomsetningen i butikkene går til Frelsesarmeens øvrige sosiale arbeid. Et eventuelt overskudd holdes tilbake i bedriften for å bidra til å utvikle arbeidstreningsplassene videre.

Av tøyet som gis til Fretex går 20 % til salg i butikkene, 60 % til eksport, 15 % som restavfall til energiutnyttelse og 5 % til produksjon av pussefiller og redesign. I tillegg mottar Frelsesarmeen tøy til sin utdeling. Fretex International AS eksporterer både sortert og usortert brukt tøy til Europa, Asia og Nord-Afrika, der det blir sortert og solgt. Det finnes ikke oversikt over hvor stor andel av eksportert tøy som går til gjenbruk, materialgjenvinning, energiutnyttelse eller til deponi, men i prinsipp selger Fretex tøy kun til gjenbruk. Omsetning av tøy til eksport var 51 millioner NOK i 2010.

På hjemmesiden sin angir Fretex at de bare ønsker salgbare produkter. Tidligere har Fretex betalt ca. kr 1220/tonn for avfallsbehandling (1-2% av omsetning), men denne andelen har gått ned i de seneste årene på grunn av avtaler og fokus på kildesortering. I noen kommuner har de inngått spesielle avtaler med kommunen om vilkår for levering av restavfall til forbrenningsanlegg.

Eneste materialgjenvinning som Fretex har i Norge i dag er redesign og pussefilleproduksjon. Etter mange års drift av shoddyfabrikk i Stavanger og nødhjelpsteppefabrikk i Forsand, ble disse fabrikkene solgt i 2010. Markedet for disse produktene og konkurransesituasjonen har endret seg så mye de siste årene at Fretex dessverre ikke så det økonomisk mulig å videreføre driften. Innenfor redesign blir tekstiler som ikke egner seg til gjenbruk forvandlet av attføringsdeltakere til produkter som puter, varmeflasker og skjørt.

I tillegg til tekstiler, samler Fretex inn returpapir og har returpapiranlegg i Stavanger og Oslo, og sikkerhetsmakulering i Oslo, Trondheim, Stavanger og Bergen.

2.7.2 UFF

U-landshjelp fra Folk til Folk i Norge (også kalt UFF i Norge) er en norsk forening stiftet 6. november 1979. Foreningen er medlem i bistandsnettverket HUMANA People to People og arbeider på et verdslig humanitært grunnlag. Foreningen ønsker å bekjempe fattigdom og nød i verden og å være med å støtte en utvikling hvor mennesker selv kan være med å drive utviklingen fremover⁷¹. Grunnlaget for UFFs arbeid skapes hovedsakelig gjennom innsamling av brukte klær.

UFF Norges klesinnsamling dekker en befolkning på over 3,9 millioner i Norge og er fordelt på 199 kommuner med 1770 innsamlingscontainere. I 2011 ble 7 615 tonn tøy (tilsvarer cirka 21 millioner plagg) samlet inn i Norge, hvorav cirka 75 000 plagg ble solgt i butikker i Norge⁷². UFF har tre butikker i Oslo. Det har vært stor økning i innsamlet mengde de siste årene, og UFF estimerer at innsamlingen blir økt til cirka 8 000 tonn i 2012. Innsamlingsvirksomheten nord i landet er lagt ut på entrepris, mens sør i landet drifter UFF selv innsamlingen. UFF har tidligere beregnet at det er behov for cirka en innsamlingscontainer per 1000 innbyggere, dette tallet vil i 2012 bli justert til en container per 500 innbyggere.

Grovsortering av innsamlet tøy foregår i 13 satellitenheter i Norge, mens hovedsorteringen tas i store anlegg i andre land så som Litauen, Estland, Bulgaria eller Slovakia. Her blir tøyet finsortert etter kvalitet til over 100 ulike kategorier og omsettes videre ut i verden. Cirka 30% sendes til søsterorganisasjoner i Angola og Malawi.

UFFs statistikk over hvor brukte klær innsamlet i Norge i 2011 ender opp viser følgende fordeling:

- Gjenbruk 78,0 %
- Materialgjenvinning 16,7 % (hovedsakelig til nytt garn og tepper som lages i India)
- Energiutnyttelse 0,4 %
- Deponering 4,9 %

U-landshjelp fra Folk til Folk, Norge er medlem av Innsamlingskontrollen Norge (IK) og blir dermed kontrollert for at minimum 65 % av innsamlede midler går til det oppgitte formål. Det formidlede gavebidraget fra innsamling og salg av brukt tøy i 2011 beløp seg til NOK 18 millioner.

I likhet med Fretex opplyser UFF på sin hjemmeside at de samler inn klær og sko som umiddelbart skal kunne brukes av et annet menneske. Klær skal derfor være rene, hele og være pakket godt inn i en pose. De har opplevd at alderen på innsamlet tøy har gått ned i de siste årene, og at det leveres inn mye som bare er ett år gammelt. På grunn av svinn fra containere har UFF tatt i bruk en ny type containere som gjør stjeling vanskeligere. UFF estimerer tyveri til å utgjøre 5,5 %, og forteller at tyveriet er velorganisert av Østeuropeiske mafialignende bander, som i følge politiet også står for en stor del av annet tyveri. UFF har ett godt samarbeid med Operasjon Grenseløs ved politiet i Vestfold, og vil i løpet av 2012 intensivere arbeidet med å begrense denne formen for tyveri.

2.7.3 Renotec

Foreløpig er kommunene tilknyttet Renovasjonsselskapet for Drammensregionen (RfD) de eneste kommunene i Norge som organiserer egen separat innsamling av tekstiler. Disse tekstilene blir transportert til sortering i Øst-Europa. Bedriften som har inngått avtale med

⁷¹ <http://www.uffnorge.org/>

⁷² Miljørapport 2010, UFF, og personlig kommunikasjon om de nyeste tallene med Rosa M. Fried, U-landshjelp fra Folk til Folk - UFF

RfD om innsamlingen, Renotec, skriver på hjemmesiden sin at de tilbyr gratis henting av tekstiler i området fra husholdningene (minimums-mengde 3 sekker).⁷³

2.7.4 Dalane Miljøverk

Dalane Miljøverk (DIM) er et interkommunalt renovasjonsselskap for kommunene Bjerkreim, Eigersund og Sokndal beliggende sør i Rogaland fylke. De samler inn tekstiler fra husholdninger i egne sekker som samles sammen med tørravfall (papirfraksjonen som inneholder kun lesestoff, ikke drikkekartonger).

Selskapet har i alt 6 avfallsfraksjoner for henteordning⁷⁴. Husholdningene sorterer hver fraksjon i utleverte sekker med en farge for hver fraksjon. Hvert år deles ut ruller med fargede sekker til hver husstand. Sekker for tekstilinnsamling har særskilt farge, de er gjennomfarget for å hindre innsyn i innholdet og er mindre enn andre sekker for bedre komprimering. Sekkene skal knyttes igjen og settes fram til avhenting ved veikanten om morgenen på hentedagen (ikke kvelden før). Dalane bruker tokammer komprimatorbiler.

På mottaksanlegget sorteres tekstilsekkene ut fra tørravfall-sekkene og vurderes manuelt. Poser med vann/fukt eller lukt kasseres i restavfall. Resterende tekstiler samles i konteiner som tømmes av Fretex. Kvaliteten på tekstilene har vært tilstrekkelig høy etter at prosessene knyttet til innsamling og første sortering ble innført.

2.7.5 Uformell bytting av klær

Bytting av klær mellom familier og enkeltpersoner er ikke godt beskrevet i litteraturen. På den annen side tror de fleste at dette skjer med barneklær som er blitt for små, men som fortsatt kan brukes om av andre, og disse klærne blir gitt til barn av slekt og venner. For Storbritannia har dette tentativt blitt anslått til 100 000 tonn per år, sammenliknet med de 350 000 tonnene som samles inn til materialgjenvinning og gjenbruk av veldedige og kommersielle organisasjoner⁷⁵. Anekdotisk tror man at den uformelle byttingen er nedadgående på grunn av økt rikdom og reduserte realpriser på klær, begge disse faktorene kan gjøre gjenbruk mindre nødvendig. I tillegg kommer større geografisk spredning av familiemedlemmer og et generelt redusert nivå i sosial kapital som da også ville kunne gjøre den uformelle byttingen av klær mindre populær. Dette er imidlertid bare antagelser. Kunnskapen om denne formen for utnyttelse av klær er svært begrenset. Senere i et avsnitt om miljøholdninger (6.1) viser vi at omfanget av privat bytte trolig er større enn den kommersielle omsetningen av brukttøy i Norge. I alle fall om vi tar utgangspunkt i antallet mennesker som sier de har fått versus kjøpt brukte klær. Det er også en økning i interessen for denne typen bytter og nye sosiale former og byttepraksiser, som bytteringer og bytteselskaper. Både formene og omfanget av privat bytte er svært interessant og burde vært undersøkt nærmere.

⁷³ www.renotec.no

⁷⁴ DIM henter avfallstypene våtorganisk, lesestoff, husholdningsplast, drikkekartong, tøy og restavfall hver 14. dag. I tettbygd strøk hentes 3 fraksjoner om gangen (våtorganisk/husholdningsplast/drikkekartong og restavfall/lesestoff/tøy), mens alle 6 fraksjonene hentes samtidig i grissgrendt strøk. Dalane Miljøverk hjemmeside: http://www.dalane-miljoverk.no/index.php?option=com_content&view=article&id=53%3Ahenteordningen&catid=&Itemid=61

⁷⁵ "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles" Oakdene Hollins for UK Department of Environment, Food and Rural Affairs, 2009 OR Morley, N.J., Bartlett, C., McGill I. (2009). *Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs*. Oakdene Hollins Ltd

2.7.6 Andre kanaler for gjenbruk

Det finnes mange ulike organisasjoner som jobber med klesinnsamling i tillegg til Fretex og UFF. De kan ha enten veldedighetsformål, og sender klærne ofte direkte til samarbeidspartnere i andre land, eller private som samler inn klær og selger de for gevinst. Noen eksempler på veldedighetsorganisasjoner er Aktiv barnehjelp⁷⁶, Menigheten Pilgrimsfolket⁷⁷, Estlandsforeningen Midt-Norge⁷⁸ og ulike Sanitetsforeninger. Vi har ingen oversikt over den totale mengden klær som blir samlet inn via disse organisasjonene, men eksportstatistikken viser at 20 745 tonn brukte tekstiler ble eksportert fra Norge i 2011. Av dette er cirka 6 500 tonn brukte tekstiler eksportert av andre aktører enn Fretex og UFF.

Loppemarkeder er vanlige i Norge i forbindelse med innsamling for foreninger, så som skolekorps, eller til veldedig formål. Det er vanskelig å estimere mengden av tekstiler som blir omsatt i disse fora. En indikasjon er at Norges Musikkorps Forbund har 1696 medlemskorps i Norge⁷⁹, og hver har cirka 2 loppemarked per år (men mange av disse er samordnet). UFF har estimert at i 2011 utgjorde restlopper cirka 1 500 tonn tekstiler⁸⁰. I tillegg finnes bruktmarked der vanligvis private personer kan ha et bord der de selger sine ting og beholder gevinsten selv.

I noen kommuner som for eksempel i Oslo kan arrangører av loppemarkeder levere restlopper gratis til gjenvinning, dersom avfallet kommer fra husholdninger/private i Oslo, ansvarlig for arrangementet fyller ut skjema på forhånd og leverer det ved ankomst til gjenvinningsstasjonen⁸¹. Avfallet må være grovsortert før det leveres og kan ikke være komprimert eller knust, eller inneholde farlig avfall, bygg- og rivningsavfall eller hageavfall. Leveransen må være kjørt direkte fra arrangør til mottakssted uten at noe avfall er fjernet eller tilført.

Loppemarkeder og bruktmarked har økt i popularitet i de seneste tiårene. Man kan se økningen i antall annonser i dagspressen. Aftenposten annonserte 9 loppemarkeder i 1959, 264 i 1984, og 1720 annonser i 1996 i Oslo område⁸². En oversikt over kommende loppemarkeder finnes på <http://www.loppemarked.info/> der arrangørene kan annonsere loppemarked mot betaling.

2.7.7 Elektronisk salg og bytte

Mens det uformelle bytte mellom slekt og venner godt kan være nedadgående, har sosiale medier gitt nye muligheter for salg, donasjoner og bytting av klær.

Noen miljøbevisste klesmerker og - butikker tillater kjøp og salg av brukte klær på deres hjemmesider. Blant disse merkene finner vi Mountain Equipment Co-op i Canada, Patagonia (et annet fritidsklesmerke) internasjonalt og internetbutikken ASOS (As Seen on Screen) i Storbritannia.

Det finnes også egne nettsteder for bytte og salg av klær. Eksempler her er www.bigwardrobe.com i Storbritannia, samt auksjonsnettsteder som eBay, hvor store mengder brukte klær er lagt ut for salg. Andre store nettauksjonsider er Netthandelen.no, QXL.no og Gibud.no.

⁷⁶ <http://www.aktivbarnehjelp.no/klesinnsamling>

⁷⁷ http://pilgrimsfolket.no/?page_id=930

⁷⁸ <http://www.estlandsforeningen.no/>

⁷⁹ <http://www.spillelede.no/>

⁸⁰ Personlig kommunikasjon. E-post fra Rosa Fried 3.2.2012.

⁸¹ http://www.renovasjonsetaten.oslo.kommune.no/andre_tilbud/loppemarked_og_restlopper/

⁸² Briel, Trond S. (1999) Loppemarked - mye mer enn man tror.... En studie av loppemarkeder i Oslo. Sifo, Lysaker http://sifo.no/files/file48431_rapport_nr_4-99_web.pdf

Det er også mulig å bruke nettsteder som averterer produkter som gis bort av privatpersoner, og som drives på frivillig basis. I Storbritannia er www.freecycle.com og www.freegle.com eksempler på dette. På den annen side er det sjelden å finne klær på disse sidene.

Til slutt, veldedige organisasjoner som driver bruktbutikker, for eksempel Oxfam og «The Salvation Army Trading Company», begge i Storbritannia, har elektroniske salgskanaler som de hovedsakelig bruker til de aller beste og mest kostbare klesplaggene. Fretex i Norge har også startet med nettsalg i 2012⁸³.

Det er vanskelig å gi noe anslag over hvor store mengder som selges, byttes eller gis bort på denne måten. For 2009, ble volumet tentativt anslått til 1000 tonn bruktklær i Storbritannia⁸⁴. En nyere studie har undersøkt elektronisk bytte mer generelt i Storbritannia⁸⁵ og kom opp med et anslag på 553 tonn med gensere, lærjakker og bomullsskjorter (dette var de tre klesplaggene som ble inkludert i denne studien) ble enten byttet eller solgt on-line i Storbritannia i 2010, med eBay som den definitivt mest dominerende kanalen. Studien konkluderer også at klær ikke ble byttet like effektivt som en del av de andre kategoriene som ble undersøkt, sånn som mobiltelefoner, småelektriske og småelektroniske varer og større produkter slik som møbler.

Det finnes ingen oversikt over hvor mye tekstiler blir solgt via slike kanaler i Norge. Vi har sett på Finn.no som eksempel av omfanget, fordi de er den største og best kjente aktøren i Norge. Finn.no opplyser at de har cirka 300 000 annonser tilgjengelig til en hver tid. Søk for klær til salg fra private personer ga over 10 500 treff (per 1.2.2012). Det er vanligere å selge kostbare plagg og merkevarer enn andre type plagg. Resultatet av søk på ulike type produkter er angitt i Tabell 2-18. I tillegg til disse salgsannonse, var det 17 annonser for klær som blir gitt bort. De fleste av slike produkter skal til gjenbruk. En annonse kan inneholde flere ulike produkter, og dermed er antall plagg til salgs større enn antall annonser.

Tabell 2-18 Antall annonser for ulike type klesplagg på Finn.no fra private aktører den 1.2.2012

Type plagg	Antall treff på Finn.no
Klær	10 500
Jakke	2678
Brudekjole	1832
Kjole (eks. brudekjole)	1348
Merke	788
Bukser	670
Kåpe	537
Dress	414
Bunad	245

2.8 Tekstilavfallsstatistikk fra andre EU land

For å få informasjon av tekstilavfallsstatistikk fra andre land, har vi benyttet data fra Eurostat, der de nyeste tilgjengelige tall er fra 2006. På grunn av mangler i statistikken og forskjeller mellom land i kategoriene på tekstilavfall, er informasjonen kombinert med data fra Prodcom⁸⁶ og JRC⁸⁷ for å få et mer helhetlig bilde. Mengden tekstilavfall i EU-27⁸⁸ utgjorde 12,6

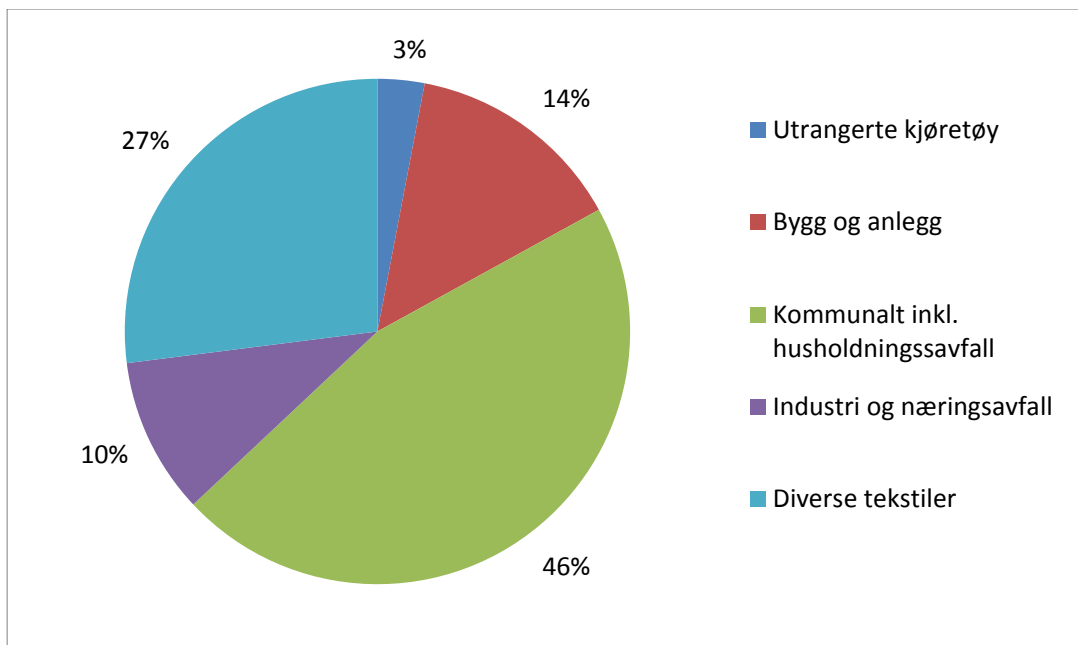
⁸³ <http://www.miinto.no/fretex/>

⁸⁴ Oakdene Hollins, ibid

⁸⁵ "On-line exchange potential impact" Resource Futures for WRAP, 2011

⁸⁶ Prodcom provides statistics on the production of manufactured goods. The term comes from the French "PRO-Duction COMmunautaire" (Community Production) for mining, quarrying and manufacturing.

millioner tonn i 2006⁸⁹, med en sammensetning som vist i Figur 2-17. Tekstilavfallet som er oppgitt i Eurostat kommer hovedsakelig fra husholdninger, bygg og anlegg, industri og næringen og utrangerte kjøretøy. Statistikk fra ulike land er angitt i Tabell 2-19.



Figur 2-17 Genererte mengder tekstilavfall etter kategori/type (2006)⁹⁰

Når det gjelder generert mengde tekstilavfall per innbygger, ligger Belgia høyest med over 80 kilo per innbygger per år. Latvia er lavest, med knapt 3 kilo per innbygger per år. Imidlertid kan det lave tallet delvis skyldes mangelfulle registreringer i tillegg til faktisk lavere mengde tekstilavfall. Til sammenligning er gjennomsnittlig generert mengde tekstilavfall per innbygger i Norge 24 kg⁹¹. Gjennomsnittlig mengde generert tekstilavfall for EU-27 er 26 kilo per innbygger, som samsvarer godt med næringens anslag⁹².

FNs Comtrade-data viser at eksport av brukte tekstiler (både tekstiler til gjenbruk og tekstilavfall til materialgjenvinning og annen avfallsbehandling) fra EU-27 har økt raskt, fra 1 million tonn i 1999 til 1,5 millioner tonn i 2008. Ledende eksportør er Tyskland, og størst økning i mengder kommer fra Storbritannia. Import av brukte tekstiler har ligget relativt stabilt i samme periode, på rundt 0,8 million tonn. Et kjennetegn ved denne perioden er at enkelte land framstår som både betydelige importører og eksportører, f eks Polen. Det antas at disse landene i økende grad fungerer som mellommenn, og importerer klær for å sortere til lave kostnader og eksportere på nytt.

⁸⁷ JRC Joint Research Centre

⁸⁸ EU-27 inkluderer: Østerrike, Belgia, Bulgaria, Kypros, Tsjekkia, Danmark, Estland, Finland, France, Germany, Hellas, Ungarn, Irland, Italia, Latvia, Litauen, Luxembourg, Malta, Nederlandene, Polen, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sverige, og Storbritannia.

⁸⁹ "Studies on recyclable waste textiles in the context of the development of the end-of-waste criteria for the Waste Framework Directive" Oakdene Hollins for the Institute for Prospective Technological Studies, 2010, unpublished

⁹⁰ Kilder: JRC, Eurostat, PRODCOM. Analysis by Oakdene Hollins for IPTS, 2010

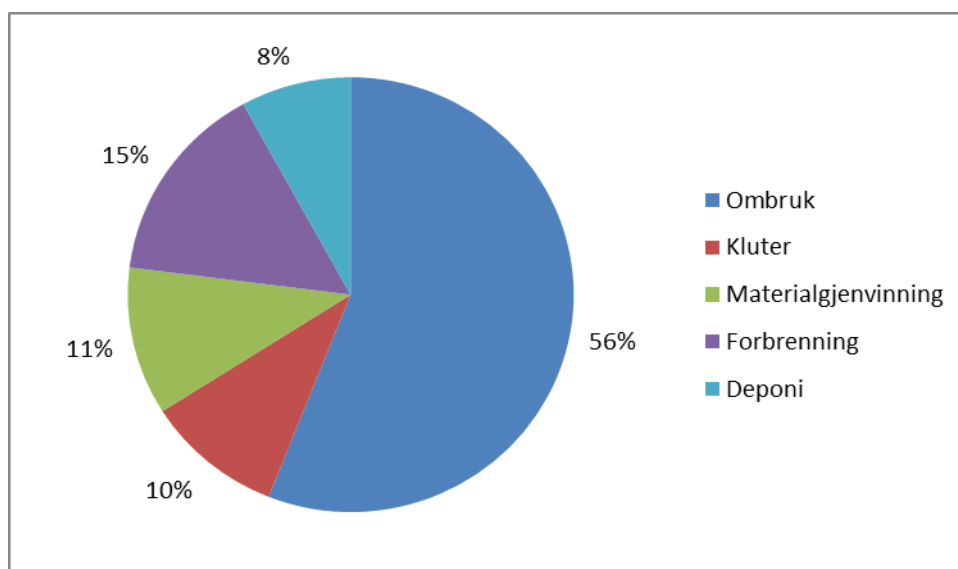
⁹¹ SSBs avfallsstatistikk.

⁹² Personlig kommunikasjon med Bureau of International Recycling (BIR) medlemmer, 2010

Tabell 2-19 Generert tekstilavfall i EU-27 dividert på land og type avfall (2006 i tusen tonn)

Land	Utrangerte kjøretøy	Bygg og anlegg	Kommunalt inkl. husholdningsavfall	Brukte filtre-re og kluter	Diverse tekstiler	Totalt
Østerrike	5	24	93	53	33	208
Belgia	0	24	151	61	627	862
Bulgaria	0	9	123	3	13	148
Kypros	0	0	6	0	24	30
Tsjekkia	0	9	69	24	71	172
Danmark	5	12	70	0	0	88
Estland	0	8	15	1	7	30
Finland	7	23	43	15	7	96
Frankrike	12	434	572	134	418	1 571
Tyskland	69	488	1 020	203	179	1 960
Storbritannia	88	75	1 351	87	197	1 799
Hellas	0	8	143	1	16	168
Ungarn	1	99	34	9	11	153
Irland	0	9	10	1	182	201
Italia	168	65	564	116	626	1 538
Latvia	0	0	5	1	0	6
Litauen	0	1	33	1	5	40
Luxembourg	0	1	22	1	6	31
Malta	0	1	7	0	0	8
Nederland	9	89	178	64	132	472
Polen	0	258	195	282	72	806
Portugal	0	9	144	60	445	658
Romania	0	1	108	5	229	342
Slovakia	0	1	21	11	16	49
Slovenia	0	6	8	3	8	25
Spania	40	68	697	50	85	938
Sverige	16	51	72	41	20	200
EU-27	421	1 774	5 751	1 225	3 428	12 599

Anslag for fordeling av bruksområder av innsamlede tekstiler (som hovedsakelig består av klær og husholdningstekstiler samt klær som er gjenvunnet og gjenbrukt) i EU er angitt i Figur 2-18.

Figur 2-18 Anslag for bruk av kasserte og brukte klær og husholdningstekstiler i EU⁹³

⁹³ Kilde: Oakdene Hollins for IPTS, 2010

En rapport fra 2008 (Bartl & Hamer) anslår at innsamling av brukte tekstiler i EU fordeler seg på 50 % til gjenbruk, 17 % til materialgjenvinning som industrielle kluter⁹⁴ og 21 % brukes til andre formål. De resterende 12 % går til avfallsdeponi eller forbrenning⁹⁵. Disse estimatene samsvarer relativt godt med gjennomsnittet for de landene som har selvstendig statistikk tilgjengelig, selv om andelen gjenbruk er lavere i deres estimat.

I det følgende vil vi se på registreringer for enkelte land som har tilgjengelige anslag av den typen som Figur 2-18 baserer seg på.

2.8.1 Storbritannia

Mengden av innsamlede tekstiler for gjenbruk eller materialgjenvinning økte i Storbritannia med 200 tusen tonn til 523 tusen tonn i treårsperioden fra 2005 til 2008 (en økning på 61 %). Gjenbruk representerte største andel med over 80 % i 2008 (tre fjerdedeler av dette var eksportert til gjenbruk) (Tabell 2-20). Innenfor materialgjenvinning anslås tepper og polstring å være dominerende sluttmarked, og utgjør 68 % av total materialgjenvinning. Den nest største kategorien var bilinteriører og underlag for tepper, med henholdsvis 13% og 11%. Resterende andel består av mange andre mindre kategorier, inkludert matter for hagebruk, vanningsmatter og isolasjon. I en engelsk framskriving for kommende femårsperiode, forventes det en økning innen hagebruk og landbruk, bygg, akustisk isolasjon, betong og kompositter. Imidlertid bemerkes at teknologisk utvikling har gått sakte. Rundt 5 % av innsamlede tekstiler ble avhendet fordi de ikke egnet seg for noen form for materialgjenvinning eller gjenbruk.

Tabell 2-20 Innsamling av brukte tekstiler og behandlingsformer i Storbritannia⁹⁶

Sluttbruk	2005		2008	
	1000 tonn	%	1000 tonn	%
Gjenbruk i Storbritannia	41	12.7	106	20.2
Eksport til gjenbruk	174	53.7	316	60.5
Materialgjenvinning som kluter i Storbritannia	28	8.6	17	3.3
Eksport til materialgjenvinning som kluter	6	1.9	21	4
Annen form for materialgjenvinning i Storbritannia	34	10.5	10	1.3
Eksport for materialgjenvinning	20	6.2	28	5.9
Avfall (deponi eller forbrenning)	21	6.5	25	4.7
Totalt	324	100	523	100

2.8.2 Tyskland

Innsamling av brukte husholdningstekstiler og klær skjer hovedsakelig gjennom innsamlingscontainere som driftes av ideelle organisasjoner. Selv om brukte klær selges i butikker drevet av ideelle virksomheter, slik som Humana, fungerer de vanligvis ikke som innsamlingspunkter slik som i Storbritannia. Etter innsamling utført av ideelle organisasjoner blir klær solgt til kommersielle materialgjenvinnere, slik som SOEX Group, for videre salg til gjenbruk eller materialgjenvinning.

I Tyskland har mengden av innsamlede tekstiler økt betydelig siden 1975, med en økende andel som går til gjenbruk og en avtagende andel som går til deponering. I 2007 ble det samlet inn 750 000 tonn. Av dette gikk 43 % til gjenbruk, 21 % ble materialgjenvunnet som fiber,

⁹⁴ Inkluderer filler til polering, renhold osv.

⁹⁵ Fibre Recovery from End of life Apparel (2008) Bartl, A & Hamer, AS

⁹⁶ Kilde: "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles", Oakdene Hollins 2009

16 % materialgjenvunnet gjennom produksjon av industrielle kluter og 20 % var restavfall (derav halvparten til forbrenning).

Tabell 2-21 Innsamling av brukte tekstiler og metoder for gjenbruk og materialgjenvinning i Tyskland. ⁹⁷

År	1000 tonn	Andel i %			
		Gjenbruk (klær)	Materialgjenvinning (fiber)	Materialgjenvinning (kluter)	Avfall (deponi eller forbrenning)
1975	477	30	18	20	32
1990	520	45	19	16	20
1995	615	48	22	17.5	12.5
2000	620	50	21	17	12
2007	750	43	21	16	20

2.8.3 Sverige

Brukte tekstiler og klær samles inn enten individuelt eller i innsamlingscontainere plassert ut på innsamlingspunkter for husholdningsavfall av organisasjoner som Myrorna. Myrorna er Sveriges største innsamler av brukte klær, og samler også inn skadede varer, møbler og andre varer for gjensalg. Hos Myrorna skjer det en første sortering av klær for å ta ut de beste kvalitetene for gjensalg i Sverige. Resterende brukte klær skipes ut av Sverige for mer omfattende sortering, og går videre til gjenbruk eller til materialgjenvinning. Annen stor aktør innen klesinnsamling er Humana Sverige (tilsvarende norsk UFF).

I følge opplysninger i en fersk rapport fra IVL for Naturvårdsverket⁹⁸, anslås årlig forbruk av klær og interiørtekstiler til 135 000 tonn⁹⁹. Tekstiler som går til gjenbruk anslås å omfatte 22 000 tonn som eksporteres til utlandet og 4 000 tonn som gjenbrukes i Sverige. En veldig liten andel materialgjenvinnes. Per i dag er det ingen produksjon basert på materialgjenvunnede tekstiler i Sverige, muligens med unntak av produksjon av kluter (usikker på grunn av forskjell i informasjon fra ulike kilder). Disse siste tallene og konklusjoner samsvarer godt med estimater fra Oakdene Hollins (se Tabell 2-22).

Tabell 2-22 Behandling av innsamlede tekstiler i Sverige (2008)¹⁰⁰ (Materialgjenvinning inkluderer en liten mengde kluter)

Innsamlet totalt	Gjenbruk i Sverige	Eksportert til gjenbruk	Materialgjenvinning	Avfall
35 000 tonn	20%	65%	5%	10%

Svenska MiljöEmissionsData (SMED) på oppdrag av Naturvårdsverket har utført en kartlegging av mengder og flyten av tekstilavfall i Sverige¹⁰¹. Rapporten inneholder kun data for klær og hjemtekstiler. I 2008 ble det importert cirka 15 kg/tekstiler per person til Sverige. Basert på plukkanalysen, ble det kastet cirka 8 kg/person i avfall og cirka 3 kg/person ble samlet inn via veldedighetsorganisasjoner.

⁹⁷ Kilder: "Textile waste management in Germany & latest developments in textile recycling technology", stfi presentation (1975-2000); "Kurzfassung der Studie Textilrecycling in Deutschland", Fachverband Textil-Recycling (2007) – note 2007 includes 75,000 tonnes of thermal treatment under disposal. Analysis by Oakdene Hollins for IPTS, 2010

⁹⁸ "Improved Management of Textiles: Project 9 Environmentally Improved Recycling" IVL Research Institute for Naturvårdsverket, 2011

⁹⁹ Tallet er beregnet fra data for innenlandsk produksjon, import og eksport, og omfatter klær og hjemtekstiler. Den omfatter ikke industrielle tekstiler og møbelstoffer. Derfor er tallet for total tekstilforbruk høyere.

¹⁰⁰ Industry Sources – note recycling includes a small quantity of wipers. Oakdene Hollins for IPTS, 2010

¹⁰¹ Carlsson et al. 2011 Kartläggning av mängder och flöden av textilavfall. Smed på oppdrag av Naturvårdsverket

2.9 Sammenstilling av statistikk

SSBs avfallsregnskap viser at det i 2010 ble generert 117 000 tonn tekstilavfall i Norge, noe som tilsvarer cirka 24 kilo per innbygger årlig. 44% av dette kom fra husholdninger (51 480 tonn, dvs 10,6 kg/innbygger). Innen tekstiler, definerer SSB ombruk som materialgjenvinning, og fortalte at hovedandelen av de 10,3% av tekstilavfallet som går til materialgjenvinning kommer fra husholdningene (11 100 tonn i 2010). Dette tilsvarer cirka 2,3 kg/innbygger årlig.

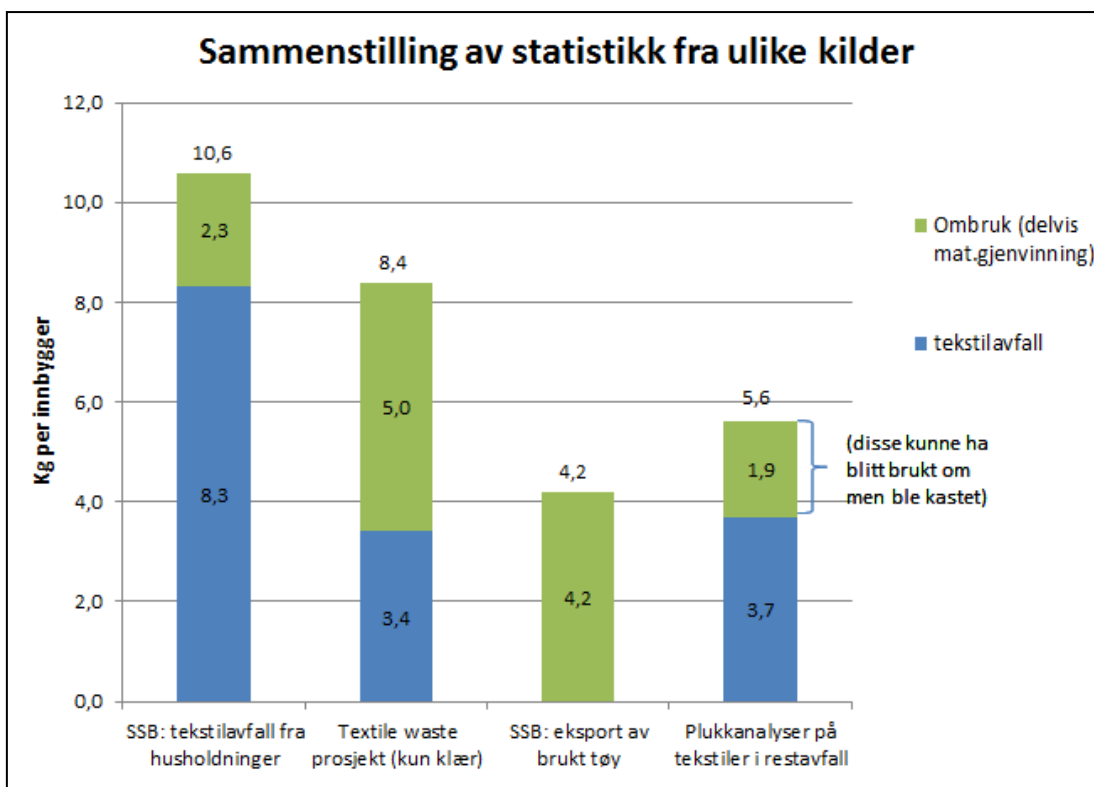
Total eksport av brukttøy var 20 745 tonn i 2011, noe som tilsvarer cirka 4,2 kg per innbygger årlig. Av dette var cirka 6 600 tonn fra Fretex og cirka 7 615 tonn fra UFF sin innsamling. Dette betyr at cirka 6 530 tonn av brukte klær ble eksportert av andre aktører (dette kan også være inkludert noe næringsavfall).

Mengden av generert tekstilavfall i Norge (24 kg/innbygger årlig) ligger nær til gjennomsnittet i EU (26 kg/innbygger årlig). Tekstilavfall blir hovedsakelig brent både i Norge og EU, men innen EU er det forskjeller mellom land i forholdet mellom deponering og forbrenning.

Plukkanalysene viste at det fantes cirka 5,6 kilo tekstiler per innbygger årlig i restavfall (men med stor variasjon mellom områdene). I Oslo område, ble cirka 1,9 kg estimert til å være brukbare (gjennomsnitt av resultatene siden år 2000). Dette tilsvarer at mellom 1/3 og 1/4 av alle tekstiler i restavfall ble ansett som brukbare (32% i 2010 og 23% i 2011).

Materiale fra Textile waste forskningsprosjekt viser at det gikk ut cirka 37,5 plagg/person/år, noe som tilsvarer cirka 8,4 kilo per person årlig. Av de innsamlede plaggene var cirka 60% (5 kg/person) tenkt til gjenbruk hos venner, familie, loppemarked, salg eller andre innsamlingsinstanser som Fretex eller UFF. Resterende 40% (3,4 kg/person) var sortert ut som avfall som skulle kastes i restavfall. Basert på vår evaluering av klærne, var det kun 8% av plaggene som absolutt ikke kunne brukes, og 45% hadde tydelige endringer.

For å få bedre oversikt er estimatene fra disse ulike kildene vist sammen i Figur 2-19, som viser mengden tekstiler i kilo per innbygger. Første søyle viser statistikk fra SSB på tekstilavfall fra husholdninger, og inkluderer informasjon om at 11 100 tonn tekstiler fra husholdninger går til materialgjenvinning, som SSB definerer til å inkludere gjenbruk. Neste søyle viser resultater fra Textile waste forskningsprosjekt, der fordeling mellom avfall og brukbare klær er basert på det informantene selv sa de skulle levere tekstilene til. Kun ca. 0,7 kg av disse ble definert av oss som totalt ubrukbare. Den tredje søylen viser SSBs statistikk på eksport av brukt tøy, som hovedsakelig går til gjenbruk, men som også inneholder en del avfall og tekstiler til materialgjenvinning. Den siste søylen viser mengden av tekstiler i restavfall, og inkluderer informasjon om at cirka 1,9 kg av disse kunne ha blitt brukt om igjen. Figuren viser hvor vanskelig det er å få oversikt over fordeling mellom brukbare tekstiler og tekstilavfall basert på de statistiske kildene som er tilgjengelig.



Figur 2-19 Sammenstilling av statistikk fra ulike kilder

Forskjellen mellom SSBs avfallsstatistikk og plukkanalyser viser at ikke alt av tekstilavfall fra husholdningene blir avhendet som restavfall. En del blir levert direkte til avfallsmottakene, og noe av avfallet kan bli brent privat, selv om det ikke er tillatt. Avfall fra UFF og Fretex regnes som næringsavfall, og dermed inkluderer ikke SSBs statistikk for husholdningsavfall de brukte tekstilene som de har samlet inn fra husholdningene og senere kaster. Siden SSBs avfallsstatistikk for tekstiler hovedsakelig baserer seg utenrikshandel (import og eksport) som varetilførselsmetode, samt relativt kort forventet levetid på tekstiler¹⁰², tror vi at den kan underestimere mengden av tekstiler som går til uformell bytting og også blir samlet inn i husholdningene, selv om de ikke lenger er i aktiv bruk («avfall/overflødige tekstiler» som blir lagret hjemme). Dermed kan avfallsestimatet være noe for høyt. Men siden SSB også benytter avfallsstatistikkmetoden som baserer seg på blant annet sorteringsanalyser og KOSTRA tall, velger vi å benytte deres statistikk i en kombinasjon med plukkanalysene for beregning av potensielle mengder i nytte/kostnads-analyse i i kapittel 7¹⁰³.

Resultatene viser at det er et stort potensial for å kunne samle inn større andel av tekstiler både til materialgjenvinning og til gjenbruk. Det blir eksportert 4,2 kg/innbygger årlig av brukt tøy, samtidig som 1/4 - 1/3 av det som blir kastet i restavfall kunne gjenbrukes.

I dag er Fretex den største aktøren innen innsamling av tekstiler til gjenbruk i Norge, men deres innsamlede mengde har vært ganske stabil de siste årene, mens UFF har økt sin mengde betydelig. UFF rapporterer at i 2011 gikk 16,7% av tekstiler de samlet inn i Norge til materialgjenvinning i utlandet. Cirka 5% av tekstiler som Fretex samler inn blir materialgjenvunnet i Norge. Tabell 2-23 sammenligner behandling av tekstiler som er samlet inn av UFF og Fretex, og gir i tillegg et estimat av mengden tekstiler samlet inn av andre innsamlere og lop-

¹⁰² Forventet levetid på klær, skinnvarer og fottøy er 1-5 år, interiør 5-10 år og møbler 10-20 år.

¹⁰³ Teoretisk mulig mengde av avfallstekstiler som kunne samles inn ved gjennomføring av nye tiltak blir dermed basert på SSBs tall for tekstilavfall fra husholdningene (51 480 tonn).

pemarkeder. For Fretex mangler informasjon om hvilken behandling tekstiler som blir eksportert egentlig får til slutt, men Fretex selger kun tekstiler til ombruk. I tabellen er dette forenklet slik at alt som eksporteres er merket som ombruk. Videre i rapporten baserer vi oss på beregninger som er angitt nederst i tabellen.

Tabell 2-23 Mengder og behandling av tekstiler samlet inn i Norge.

		Total mengde	Ombruk	Material- gjenvinning	Energi- utnyttelse	Deponering
UFF	(tonn)	7615	5940	1272	30	373
	(Prosent)		78,0 %	16,7 %	0,4 %	4,9 %
Fretex	(tonn)	10000	8000	500	1500	0
	(Prosent)		80 %	5 %	15 %	0 %
Loppemarkeder, andre innsamlere, tyveri (estimat)	(tonn)	3385	1693	0	1693	0
	(prosent)		50,0 %	0,0 %	50,0 %	0,0 %
Total innsamlet	(tonn)	21000	15632	1772	3223	373
	(Prosent)		74,4 %	8,4 %	15,3 %	1,8 %
Forenkling til bruk i kapittel 7 (prosent)		21000	75%	10%	15%	-

For bedre å kunne evaluere effekten av eventuelle nye tiltak og virkemidler, bør man jobbe videre med redusering av usikkerhet i statistikken. Dette gjelder spesielt det som er kategorisert som «uspesifisert», som SSB benytter for at statistikk-kildene ikke møtes helt opp (se kapittel 2.2.1). I materialet var det cirka 10% som kommer fra ukjente kilder og 12% som går til ukjent behandling. SSB opplyser at det hovedsakelig gjelder for næringsavfallet. Her er det forbedringspotensial.

3 Miljøgifter i tekstiler

Tekstiler behandles med en rekke forskjellige kjemikalier under produksjon for å oppnå spesielle egenskaper. Det kan være i forbindelse med fiberproduksjon, farging, slitestyrke, anti-krølling, impregnering og brannhemming osv. Det kan også finnes restkjemikalier fra produksjonen av fiber slik som plantevernmidler eller fra videreføringen hvor for eksempel organiske løsemidler inngår.

Mesteparten av tekstilene som omsettes i Norge er importert. Spesielt tekstiler som helt eller delvis er produsert utenfor EU/EØS kan inneholde skadelige kjemikalier som rester av forbudte azofarger, tungmetaller og organiske miljøforurensninger. Disse farlige stoffene kan komme ut i miljøet både under produksjon, når tekstilene brukes, eller etter at de er kastet. Vasking av tøy er en kilde til spredning av miljøgifter¹⁰⁴.

I tillegg til kjemikalier benyttes andre omdiskuterte teknologier i tekstilproduksjon. Om lag halvparten av bomull på verdensmarkedet er genmanipulert, og bruken av nanoteknologi er økende. I tillegg inneholder enkelte tekstiler elektriske komponenter, noe som gjør at avfallet fra disse tekstilene skal håndteres som EE-avfall.

I kapittel 5 finnes mer informasjon om miljøbelastninger gjennom tekstilers livsløp. En diskusjon av tiltakene for å redusere bruken av kjemikalier i tekstiler finnes i kapittel 8 sammen med diskusjonen av virkemidler for å øke materialgjenvinning.

3.1 Helse- og miljøeffekter

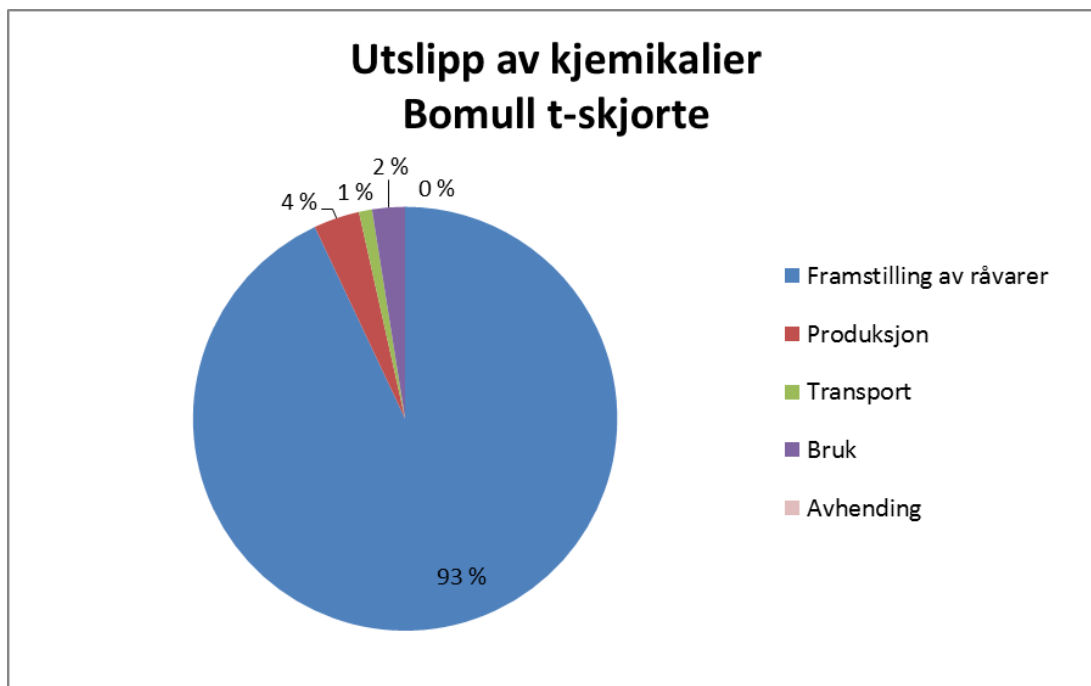
Stoffer som anvendes i tekstilproduksjon kan påvirke både helse og miljø. Størst påvirkning skjer i produksjonslandene hvor for eksempel store mengder plantevernmidler brukes i bomullsproduksjon og forurenset avløpsvann slippes ut fra tekstilfabrikkene¹⁰⁵. Ifølge FN, dør 20.000 mennesker i året av sprøytemiddelforgiftning i bomullsindustrien. 80% av barn som vokser opp rundt bomullsplantasjer, lever med skader på sentralnervesystemet¹⁰⁶. Fordeling av kjemikalieutslipp i livsløpet til en bomull t-skjorte er vist i Figur 3-1, som illustrerer hvor dominerende framstilling av råvarer er for toksisitetsprofilen¹⁰⁷.

¹⁰⁴ Greenpeace 2012 Dirty Laundry: Reloaded. How big brands are making consumers unwitting accomplices in the toxic water cycle
<http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/Water%202012/DirtyLaundryReloaded.pdf>

¹⁰⁵ Klepp, I.G. (2009) Bomull med lik i lasten. Aftenposten, 25. september 2009
<http://www.aftenposten.no/meninger/debatt/article2675738.ece>

¹⁰⁶ <http://www.fairtrade.no/om-fairtrade/siste-nytt/speiderskjorter-med-fairtrade-merket-bomull/>

¹⁰⁷ «Worst case scenario» brukt i LCA analysen. Kilde: Allwood, J.M., S.E. Laursen, C. Malvido de Rodríguez and N.M.P. Bocken (2006) "Well dressed? The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom." Cambridge: University of Cambridge, Institute for Manufacturing.



Figur 3-1 Fordeling av kjemikalieutslipp i ulike stadier av livssyklusen til en bomull t-skjorte (ikke økologisk bomull)

Produksjonen av tekstiler i Norge er liten og godt regulert, men kjemikalier kan følge med importerte tekstiler og frem til norske forbrukere. Risiko for helseskade er avhengig av hvilke typer kjemikalier det gjelder og hvor mye av kjemikalier som kan frigjøres fra tekstilet. Astmatikere og allergikere er ofte ekstra følsomme, men det er ikke uvanlig med allergiske reaksjoner eller hudreaksjoner på stoffer brukt i tekstiler. Et eksempel er bruken av antimuggmidlet dimetylfumarat som mange reagerer kraftig på. Forekomsten av kreftfremkallende stoffer og stoffer som kan forstyrre reproduksjonen eller påvirke genmaterialet er særlig alvorlig. For eksempel er de forbudte azofargene og formaldehyd klassifisert med mulig fare for kreft.

Farlige stoffer i tekstiler når også naturen. I Norge vil slike utslipp skje hovedsakelig ved bruk av tekstilene, ved vasking og når produktet kasseres. Mange tilsetningsstoffer i tekstiler har vist seg å være skadelige for vannmiljøet, for eksempel er triklosan, et antibakterielt middel, svært giftig for vannlevende organismer.

Mesteparten av tekstilene som selges i Norge er importert. Kartlegginger viser at importører og forhandlere ofte har for liten kunnskap om innholdet av kjemikalier i tekstilene¹⁰⁸. Det er ingen merkeplikt for innholdet av kjemikalier, GMO eller bruk av nanopartikler i tekstiler¹⁰⁹. Den påbudte merkingen omfatter bare de fibre tekstilene inneholder. Forbrukere forveksler dette med innholdsdeklarasjoner slik de f. eks. finnes på matvarer. Dette kan dermed oppfattes som feilinformasjon¹¹⁰. Den lave kunnskapen både i næringen og blant forbrukere samt den mangelfulle merkingen gjør arbeidet mot forbedringer vanskelig.

¹⁰⁸ <http://www.miljostatus.no/tema/Kjemikalier/Produkter/Tekstiler/#A>

¹⁰⁹ Klepp, I.G. (2006) Merking gått ut på dato: 100% rent tull. Forbrukerrapporten 2006 (02) Side: 44–45

¹¹⁰ <http://www.sifo.no/page/Publikasjoner//10081/78051.html>

3.2 Farlige stoffer

Under diskuteres flere grupper farlige stoffer som finnes i tekstiler i Norge. Dette er ikke en uttømmende liste men en oversikt over en del prioriterte miljøgifter og tilsetningsstoffer som myndighetene har satt fokus på de siste årene og satt i verk tiltak og virkemidler for å redusere eller stoppe bruken av¹¹¹. En mer utførlig liste over stoffene og hvor de benyttes finnes i en kjemikalieveileder utarbeidet av Virke¹¹².

Bromerte flammehemmere

Bromerte flammehemmer brukes i tekstiler for å gjøre dem mindre brannfarlige. Det er funnet flammehemmere i møbelstoffer, interiørtekstiler, arbeidstøy med mer. Disse stoffene er vanskelig nedbrytbare og kan forårsake negative langtidseffekter på vannlevende organismer. Det er forbud mot å produsere, importere, eksportere og omsette tekstiler som er ment å komme i kontakt med huden og som inneholder tris(2,3-dibrompropyl)fosfat, tris(1-aziridiny)fosfinoksid og polybromerte bifenyler (PBB). Det er også forbud mot penta- og okta-BDE i produkter (REACH vedlegg XVII) i tillegg har Norge nasjonalt forbud mot deka-BDE (§2-7 produktforskriften). Klif har også utarbeidet en nasjonal handlingsplan for å redusere utslipp fra bromerte flammehemmere.

Ftalater

Det finnes en rekke ulike ftalater som benyttes i tekstiler som bærestoffer ved farging og som myknere i produksjon av syntetiske fibre og belagte tekstiler, som for eksempel i PVC og regntøy. Det er mistanke om at slike stoffer kan påvirke blant annet reproduksjonsevnen. Det er forbud mot bruk av noen ftalater i produkter beregnet for barn.

Impregneringsmidler (polyfluorerte organiske forbindelser)

Slike stoffer anvendes som impregneringsstoffer i tekstiler for vannavvisning. Møbelstoff kan også være behandlet med slike stoffer. Mange av disse stoffene er tungt nedbrytbare i naturen. For eksempel brukes perfluoroktansulfonat (PFOS) og perfluorert oktansyre (PFOA) for å gjøre tekstiler, vann-, olje- og skittavvisende. Både PFOS og PFOA er helseskadelige ved gjentatt eksponering og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr. Det foreligger også studier som viser at stoffene kan være kreftfremkallende. Tepper som er overflatebehandlet for å bli smuss- og vannavstøtende er sannsynligvis den største kilden til utslipp av PFOA her til lands. I henhold til produktregelverket er det forbud mot bruk av PFOS- eller PFOS-relaterte forbindelser over visse grenseverdier.

Andre "betenkelige" (poly)fluorerte forbindelser

Fluortelemeralkohol (8:2 FTOH): Undersøkelser som Klif, Grønn Hverdag, Svenska Naturskyddsföreningen og Norges Naturvenforbund har gjort, viser at enkelte tekstiler slik som allværsjakker og parkdresser og impregneringsmidler kan inneholde mye 8:2 FTOH.

Perfluorinert nonylsyre (PFNA): PFNA er den dominerende polyfluorerte syren man finner i tekstiler (Berge og Herzke 2006). Det er i dag lite kunnskap om disse stoffene i tekstiler.

¹¹¹Kilder: Folkehelseinstituttet:

http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4521:1:0:0::0:0&MainLeft_6039=6041:70095:15,4521:1:6043:1:::0:0,

www.gronnhverdag.no og artikkel "Fluor i klær" <http://www.gronnhverdag.no/nor/Bakgrunn/Fluor-i-klær>

Kemikalieinspeksjonen www.kemi.se Faktaark fra april 2009 om "kemikalier i tekstiler"

Klif: Miljøstatus: www.miljostatus.no

¹¹² <http://www.virke.no/dav/b40f602b71.pdf>

Nonylfenol-etoksilater

Dette er overflateaktive stoffer og myknere og kan brukes i produksjon og behandling av tekstiler (for eksempel duker og håndklær) blant annet som impregneringsmiddel. Nedbrytningsproduktet nonylfenol er giftig for vannlevende organismer og mistenkes å kunne gi ned-satt forplantningsevne. En studie av 14 tekstiler viste at alle fikk redusert innhold av nonylfenol etoksilater (NPEs) etter vask. Halvparten av prøvene mistet over 80% av NPE innhold allerede etter en vask¹¹³.

Antibakterielle stoffer, nanosølv

Slike stoffer motvirker bakterier og dårlig lukt fra klærne¹¹⁴. Antibakterielle stoffer er brukt i en del sportsutstyr som for eksempel sykkelbukser i tillegg til sko-innlegg og rengjøringsutstyr. Det er trolig en rask økningen i bruken av sølvsalter eller sølv i nanoform i klær for trening¹¹⁵. For eksempel er triklosan hudirriterende og kan forårsake langtidseffekter i vannmiljø. Sølv er et annet antibakterielt stoff som er veldig giftig for vannlevende organismer, og som reiser spørsmål knyttet til resistens¹¹⁶. Det er flere bekymringer knyttet til nanosølv. En er at de små partiklene kan passere gjennom vev og blodbaner¹¹⁷. De fleste forbrukere vet lite om nanomaterialer og de eventuelle farene disse representerer¹¹⁸, og de vet ikke om produktene de kjøper inneholder nano eller ikke¹¹⁹. Også tekstiler behandlet med sølv som ikke er i nanoskala kan representere farer, spesielt for vannorganismer. Forsøk har vist at nanosølv vaskes ut ved normal klesvask. Det er dermed trolig mindre nanosølv i bruktklær enn i nye klær. Et relativt lav innhold av sportstøy i bruktklærne tilsier det samme.

Impregneringsstoffer for utendørstekstiler

Flere miljøgifter brukes i tekstiler til utendørs bruk. Pentaklorfenol (PCP) er et insektdrepende stoff som brukes i impregnering av markiser. Videre kan man finne tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TFT) i importerte tekstiler til utendørs bruk. Spesialprodukter som seilduk, teltduk, presenninger og lignende kan inneholde kortkjedete klorparafiner (SCCP) til vannavstøtning, som råtehindrende middel eller til flammehemming. I henhold til produktforskriften er det forbud mot bruk av SCCP i produkter over visse grenseverdier.

¹¹³ Greenpeace 2012 Dirty Laundry: Reloaded. How big brands are making consumers unwitting accomplices in the toxic water cycle
<http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/Water%202012/DirtyLaundryReloaded.pdf>

¹¹⁴ Kjeldsberg, M., K. Eilertsen, M. Buck, I.G. Klepp (2012) 'Lukten av svette: luktutvikling i ulike tekstiler', Testrapport nr.: 54-2011 Oslo: SIFO. http://www.sifo.no/files/file77964_54-2011_lukten_av_svette_luktutvikling_i_ulike_tekstiler_rev.pdf

¹¹⁵ Throne-Holst, H., & Stø, E. (2008, 20 (1)). Who should be precautionary? Governance of nanotechnology in the Risk Society. *Technology Analysis & Strategic Management*, ss. 99-112.

¹¹⁶ Josefín Damm 2011 Silver i "luktfria" kläder – en stinkande lösning – En studie av antibakteriella behandlingar baserade på silversalter utifrån miljö-, hälso- och konsumentperspektiv <http://bada.hb.se/bitstream/2320/9175/1/2011.14.6.pdf>

¹¹⁷ KEMI Report 2011 nr 3: Chemicals in articles. Strategies and instruments to reduce risks of dangerous substances in everyday life.

Joshi, M., & Bhattacharyya, A. (2011). Nanotechnology - a new route to high-performance functional textiles. *Textile Progress*, Vol 43, Nr. 3, ss. 155-233.

¹¹⁸ Throne-Holst, H. 2012 Consumers, nanotechnology and responsibilities: Operationalizing the risk society. PhD dissertation, University of Twente.

¹¹⁹ Falkner, R., Breggin, L., Jaspers, N., Pendergrass, J., & Porter, R. (2009). *Regulating Nanomaterials: A Transatlantic Agenda*. London: Chatham House.

Løsemidler

Stoffet tetrakloreten (PER) er et løsemiddel for tekstilrens og finnes i tekstilvaskemidler men også i tekstilimpregneringsmidler. PER (tetrakloreten, tetrakloretylen) er et løsemiddel som hovedsakelig brukes til tekstilrensing. Stoffet er kreftfremkallende, giftig for vannlevende organismer og kan gi uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. I Norge er det avgift på omsetting av PER. Dette har ført til betydelig reduksjoner i forbruket.

Metaller

Metaller som bly, krom og nikkel kan finnes i tekstiler. Bly og nikkel kan forekomme metall-detalljer på klær (for eksempel knapper på regnjakker). Bly kan ansamles i kroppen og påvirke hjernes utvikling hos barn og også forårsake langtidseffekter i vannmiljø. Nikkel er allergifremkallende. Krom brukes til garving av lær og seksverdig krom kan gi allergi og være kreftfremkallende. Produktforskriften regulerer bruken av metallene på en del bruksområder.

Azofargestoffer (de forbudte)

Azofargestoffer benyttes til farging av mange ulike tekstiltyper. En del azofarger kan i kroppen brytes ned til kreftfremkallende arylaminer (for eksempel bensidin). Disse er forbudt å bruke i Norge. Arylaminer kan også gi hudallergi, irritere øynene, være giftige/meget giftige ved innånding og svelging eller ved hudkontakt. Produktforskriften begrenser bruk av azofargestoffer i tekstil- og lærvarer.

Formaldehyd og formaldehydharpikser

Formaldehyd motvirker krymping og rynker i tekstilene og brukes også for å fiksere farge og til smussavvisning. Eksponering for formaldehyd kan lede til akutte forgiftninger og kontaktallergi. Hos mennesker er det vist hudirritasjon og stoffet kan føre til hudsensibilisering. Produktforskriften begrenser mot bruk av slike stoffer i tekstiler og klær, der de strengeste kravene er satt for produkter for barn.

Antimuggmiddel

Antimuggmidlet Dimetylfumarat benyttes for å hindre sopp- og muggvekst i møbler og andre produkter under transport og lagring. Dette antimuggmiddelet har blitt funnet i små poser merket med "anti mould agent" eller "mouldproof agent". Stoffet kan forårsake kløe, irritasjon og brannskader. Det er forbud mot forbrukerprodukter som inneholder antimuggmiddelet.

3.3 Virkemidler og tiltak rettet mot miljøgifter i tekstiler

Miljømyndighetene driver allerede et arbeid med produktrettet miljøvern for å redusere helse- og miljøfarlige stoffer i tekstilprodukter. For de farligste stoffene, som for eksempel bromerte flammehemmere, azofarger, ftalater og nikkel i tekstiler er det innført et forbud og begrensninger i produktforskriften. Substitusjonsprinsippet står sentralt for å dreie bruken av kjemikalier i produkter mot mindre farlige alternativer. Klif bidrar inn i tekstilbransjens arbeid gjennom samarbeid i Tekstilpanelet og støtte til utarbeidelsen av kjemikalieveileder for innkjøpere, slik at de kan stille krav om hvilke stoffer som ikke skal være i produktene de handler inn. Arbeidet med begge deler trenger imidlertid videre finansering for å fortsette og for å virke etter hensikten.

Myndighetene legger vekt på miljøinformasjon for å gi forbrukere mulighet til å velge mer miljøvennlige alternativer. Miljøinformasjonsloven er i så måte et viktig virkemiddel og gir

forbrukerne rett til opplysninger om innhold av miljø- og helseskadelige stoffer i produkter. Miljømerking er også et enkelt virkemiddel for å nå ut med miljøinformasjon. Det er flere nettsteder som gir slik informasjon, deriblant Klifs www.erdetfarlig.no, der man f.eks. får informasjon om det finnes svanemerkete produkter. I og med at det ikke finnes informasjon om kjemikalier på tekstiler og svært få miljømerkede produkter på markedet er virkningen av dette svært begrenset (se kap. 8.2.6).

Virkemidlene og tiltakene som er nevnt ovenfor er basert på en livsløpstankegang. Det vil si at man ønsker at tiltak settes tidligst mulig i livsløpet av produktets levetid der det er mest effektivt for å forhindre mest mulig at problemet forskyves til et annet miljøproblem, som ved avfallshåndtering. Dette er viktig, men forutsetter at informasjonen følger produktene og gjør det mulig å velge.

De eksisterende tiltakene og virkemidlene som miljømyndighetene anvender i kjemikaliearbeidet vil fortsatt være svært viktig for å redusere bruk av helse- og miljøfarlige stoffer i tekstiler. Samtidig ser man at det utvikles stadig nye produkter med nye kjemikalier og material sammensetninger. Det er derfor viktig for myndighetene å få tilstrekkelig kunnskap om bruk av nye betenkelige stoffer slik som de polyfluorerte stoffene fluortelemeralkohol (8:2 FTOH) og polyfluorinert nonylsyre (PFNA) for å kunne utarbeide passende virkemidler og nye tiltak. Tilstrekkelig kunnskap får myndighetene gjennom forskning, overvåking og Klifs arbeid internasjonalt på kjemikaliefeltet, særlig mot EU og FNs miljøkonvensjoner, samt gjennom det arbeidet som NICE gjør.

3.4 Oppsummering

Tekstiler kan inneholde en rekke ulike miljø- og helsefarlige kjemikalier. Det er derfor sannsynlig at rester av disse også finnes i brukte tekstiler. Dette gjelder da spesielt de klærne som er lite brukt og vasket lite. En stor del av kjemikaliene/miljøgiftene skylles ut i vaskevannet, derfor er mengden vanligvis lavere i brukte tekstiler enn i nye. Det er i den forbindelse et behov for mer kunnskap om hvordan miljøgifter fra tekstiler som skylles ut i avløpet påvirker vannmiljø og bruk av slam fra kommunale rensesanlegg for avløpsvann.

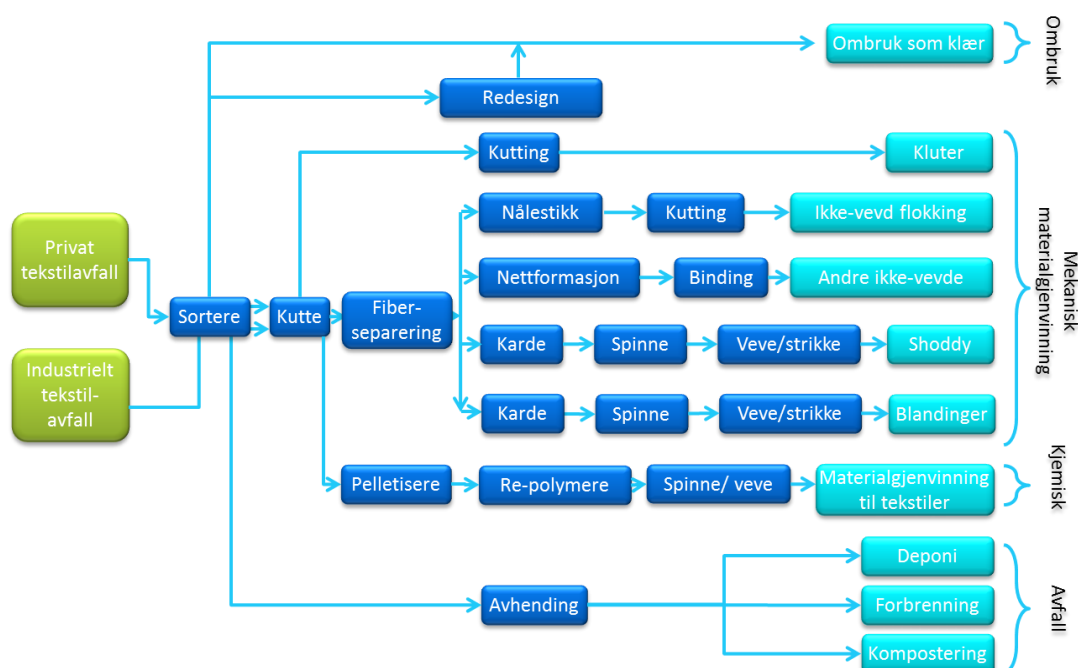
Det finnes ikke mye informasjon om eksponering og oppbevaring av disse stoffene i materialgjenvunnede produkter sammenlignet med andre alternativer som forbrenning. For eksempel, en studie har påpekt risikoen for eksponering ved materialgjenvinning av plast, men det ble påpekt at den fulle effekten av dette (og for andre liknende kjemikalier) ikke er fullstendig forstått¹²⁰.

Innholdet av farlige kjemikalier er ikke et argument mot ombruk av tekstiler, i og med at nye tekstiler generelt inneholder en høyere andel kjemikalier. Unntak fra dette kan være enkelte typer næringsavfall. Innholdet av kjemikalier kan imidlertid være et argument mot materialgjenvinning av spesielle produkter der innholdet er spesielt høyt - og kjent. Det trengs mer kunnskap om enkelte typer tekstiler som kan inneholde kjemikalier i en slik form og konsentrasjon at de ikke bør materialgjenvinnes eller gjenbrukes – og ikke minst en merkeordning eller innholdsdeklarasjon som gjør det mulig å gjenfinne og velge bort slike produkter. Dette er diskutert nærmere i kapittel 8 om virkemidler.

¹²⁰ Background document for hexabromocyclododecane and all major diastereoisomers identified (HBCDD), European Chemicals Agency, 2009

4 Teknologier for materialgjenvinning

Dette kapittelet beskriver teknologier for sortering av tekstilavfall og ulike metoder for materialgjenvinning av tekstiler. Oversikten av prosessene er angitt i figur 4.1.



Figur 4-1 Prosessflyt for sortering, gjenvinning og gjenbruk av tekstiler

4.1 Kvalitetskrav

Generelle krav fra innsamlings- og sorteringsvirksomheter beskriver at tekstilene bør være tørre, ha lav odør og ikke inneholde forurensninger som annet avfall (elektronisk avfall, batterier osv.). Noen sorteringsvirksomheter har tørkesystemer for fuktige klær, men det meste av dette blir avhendet som restavfall siden klærne vil mugne og bli misfargede over tid. Luktede, sterkt misfargede eller forurensede klær blir umiddelbart avhendet som restavfall.

Kvalitetskontroller er per i dag for det meste basert på kontrollørens erfaringer, men noen frivillige standarder eksisterer. Textile Recycling Association (TRA) i Storbritannia har publisert spesifikasjoner for tekstiler mottatt fra veldedige bruktbutikker. Spesifikasjonene beskriver kvaliteten på materialer som er uegnede for videresalg i butikkene, og som heller kan selges til gjenvinningsvirksomheter. Standarden er ikke spesifikk, men sier at tekstilene skal være fra Storbritannia, homogent blandet, rene og tørre. Tekstilmaterialene skal være frie fra andre typer objekter, som bøker, spill, tepper og dyner, og pakket separat fra sko og vesker. Spesifikasjonene nevner også behovet for at tekstilene skal være bundet i lett håndterbare

pakker (8-10kg)¹²¹. Eksistensen av andre standarder er ukjent. Sorterere overvåker likevel kvaliteten på mottatt materiale, spesielt prosentandelen av høyest kvalitet som er egnet for videresalg i opprinnelseslandet («cream»), prosentandelen som egner seg for materialgjenvinning og andelen restavfall.

Når klær materialgjenvinnes mekanisk som ikke-vevd stoff eller flokking, forholder prosessene seg til en rekke kvalitetsprosedyrer. Den første er en kvalitetssjekk av kvitteringene på materialleveransene mottatt før opprivning. Leveranser fra en kjent leverandør blir inspisert visuelt for å sjekke innhold og fuktighet, og noen leveranser avvises på dette stadiet. Når en ny leverandør involveres plukkes det representative prøver for kvalitetsinspeksjon. Etter blanding og opprivning kan prøver bli testet for ullinnhold og flammehemmende egenskaper, før det ferdige produktet ferdigstilles. Noen produsenter er kjente for å teste dette, mens andre mener testene ikke blir representative og velger derfor ikke å teste. Produktspesifikasjoner bestemmes av kunder og industrien, disse kan føre til at noen produkter blir utestengt (slik som fjær, materialgjenvunne madrasser osv.). Andre problematiske materialer for flokking er gummi, plastikk, lerret og denim.

I produksjonen av en rekke ikke-vevde materialer av høy verdi blir industrielt tekstilavfall foretrukket fremfor tekstilavfall fra husholdningene. Grunnen til dette er at tekstilavfall fra husholdningene har større variasjon i fiberkomposisjon og kvalitet, og risikoen for forurensinger er større enn ved industrielt avfall.

4.2 Sortering av tekstilavfall og brukte tekstiler

Den første fasen av sorteringen består i å fjerne uvedkommende materialer (emballasje, avfall av andre materialer osv.). Deretter blir de innsamlede eller donerte tekstilene sortert for å avgjøre om de kan gjenbrukes eller materialgjenvinnes. Industriavfall vil vanligvis ikke kreve sortering og vil gå inn i materialgjenvinningsprosessen etter denne fasen. Tekstiler som skal til materialgjenvinning vil gjennomgå en rekke prosesser før de når markedet som nye produkter.

Hvor nøyaktig sorteringen er varierer med type og størrelse på organisasjonen og anlegget de har. Noen ganger gjøres en enkel sortering for å fjerne de aller beste plaggene som er egnet for videresalg i sorteringslandet, deretter sendes de øvrige klærne videre til en mer nøyaktig sortering. Dette er typisk for mye av sorteringen som foregår i Norge i dag (i.e. Fretex). Ved store sofistikerte sorteringsvirksomheter kan mange forskjellige kvaliteter sorteres ut avhengig av etterspørselen i markedene for gjenbruksklær og tekstilgjenvinning. Disse virksomhetene kan ha en gjennomstrømning på 20-200 tonn tekstiler per dag (5.000 - 50.000 tonn per år), mens Europas største virksomhet på området kan ha en gjennomstrømning på 300 tonn/dag (SOEX Wolfen i Tyskland). Tekstilene blir sortert på over 100 ulike kategorier i henhold til markedene tekstilene kan selges i, samt spesifikasjoner fra kjøpere. Dette betyr at sorteringskvaliteter ofte ikke er direkte sammenlignbare mellom sorteringsvirksomheter, da de kan ha interne beskrivelser som for eksempel «russisk kvalitet». Det finnes ingen standardliste over sorteringskvaliteter, men hver sorteringsvirksomhet bruker sine egne kategorier.

På sorteringsanleggene sorteres klærne hovedsakelig for hånd av ansatte ved hjelp av opparbeidede ferdigheter og erfaringer. Noen sorteringsprosesser involverer maskineri, for eksempel transportbånd og vekter, men i hovedsak er prosessen manuell. Det foregår utvikling av automatisert sortering i Europa, men det finnes kun få eksempler på dette. Textiles 4 Textiles¹²² (T4T) er et prosjekt finansiert av EU Eco-Innovation Scheme, og utvikler et NIR (nær-

¹²¹ "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles", Oakdene Hollins 2009

¹²² <http://www.textiles4textiles.eu/>

infrarød) spektroskopisystem for sortering av tekstiler. Anlegget skal kunne sortere store mengder brukte tekstiler basert på kjemisk komposisjon (fibertype), farge, og eventuelt andre parametere så som struktur, belegg eller etterbehandling. Anlegget skal hovedsakelig brukes for sortering av tekstiler som skal til materialgjenvinning etter manuell utsortering av tekstiler til gjenbruk. Sorteringen skjer gjennom en lignende prosess som er brukt i annen sortering i forbindelse med materialgjenvinning (eksempelvis TiTech¹²³), og skal i følge hjemmesiden ta cirka 1 sekund per plagg. Prosjektet skal ha bygd transportbåndet og sensorsystemet, men ingen resultater fra driften av anlegget er publisert ennå. Prosjektet er basert i Nederland og består av flere medlemsbedrifter¹²⁴.

De første sorteringstrinnene fjerner uegnede tekstiler så som de som er fuktige eller skitne samt andre uvedkommende materialer (forurensninger).

Neste fase er en grov sortering i brede kategorier som forskjellige typer klesplagg, tepper, pledd, kluter og gjenvinningskvaliteter. En finere sortering kan skape finere kategorier og bidra til å kanalisere tekstilene til de mest egnede destinasjonene og materialgjenvinningsløsningene. Denne typen finsortering gjøres på bakgrunn av subjektive bedømmelser av kriterier som stil, vekt og materialer, og er basert på den opparbeidede kunnskapen om sluttmarkeder gjennom jevnlig transaksjoner og besøk.



Figur 4-2 En stor sorteringslinje for tekstiler med automatisk materialhåndtering, men manuell sortering¹²⁵

Sortering i Norge

UFF opererer med 13 satellittenheter i Norge. På disse anleggene sorteres tekstilene grovt før de pakkes og transporteres med tog og skip til Litauen, Estland, Bulgaria og Slovenia. Der blir de finsortert i store anlegg.¹²⁶ Fretex sorterer mer i Norge, og har 8 sorteringsanlegg. Det sorteres i to trinn. Det første er en grovsortering hvor tøyen som er passende for videresalg i butikkene i Norge sorteres ut i kategoriene herre, dame, barn osv. Den andre er en finsortering hvor klær blir sortert i forhold til hvor de skal og etter butikkenes behov. Det som så blir igjen sorteres i ulike fraksjoner, som presses i baller og eksporteres (Lium og Bremnes, 2007). For flere detaljer av innsamlingen, se kapittel 2.7.1 for Fretex og 2.7.2 for UFF.

¹²³ <http://www.titech.com/>

¹²⁴ KICI, M-U-T: Efficient photonic solutions, Work on Progress, Wieland Textiles, Laser Zentrum Hannover e.V., Enviu, Frankenhuis Fleece, Groenendijk Bedrijfsschoenen & -kleding BV og Alcon Advies.

¹²⁵ Kilde: SOEX©

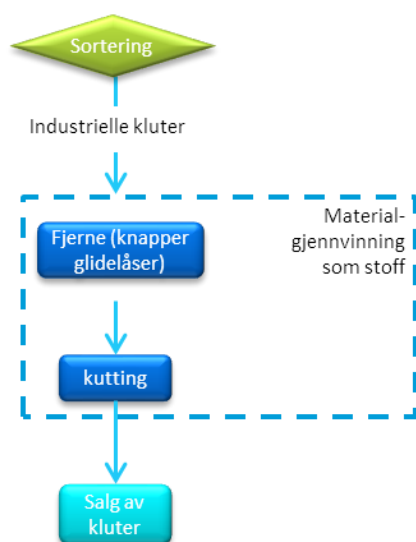
¹²⁶ UFF Miljøregnskap, 2010

4.3 Materialgjenvinning som stoff

4.3.1 Kluter og pussefiller

Stoffet i klær, husholdningstekstiler og industriavfall kan kuttes opp og brukes som industrielle kluter til rengjøring og polering. Første ledd i prosessen med produksjon av denne typen kluter er å fjerne uvedkommende deler slik som knapper og glidelåser. Dette gjøres som regel manuelt. Metalldetektorer verifiserer at disse er fjernet. Materialet kan så kuttes i riktig størrelse og selges til industrien. Det finnes mange bedrifter som selger slike produkter og prisen per 2011 ligger rundt 70-200 kroner per 10 kilo beroende på kvalitet¹²⁷. Figur 4.3 viser et prosessflytdiagram for materialgjenvinning av stoff til industrielle kluter.

The UK Textile Recycling Association har publisert en standard for industrielle tørrekluter¹²⁸. Den definerer en rekke kvaliteter av tørrekluter, som sikrer et felles system innenfor industrien, og dermed også gir kjøperen tillit til produktene. Ni forskjellige kvaliteter er spesifisert med krav til fiberinnhold og materialer som bør utelates (tekstiltypen og synlige behandlinger som for eksempel belegg). Standarden spesifiserer også at klutene bør være tørre, rene, av en viss størrelse, og det skal ikke være brukte kluter. Det foretrukne materialet er bomull, mens lite egnede materialer er silke, polyamid og andre syntetiske fibre med begrenset absorberingsevne.



Figur 4-3 Prosessflytdiagram, materialgjenvinning som stoff

4.3.2 Re-design og remanufakturering

I Norge, har både UFF Norge og Fretex re-design prosjekter, men disse er kun i liten skala og gjelder for en liten del av innsamlede tekstiler. Situasjonen er nesten den samme i Storbritannia. Både TRAIID og SATCO har dette, og ansetter cirka 2-12 personer hver. Prosentandelen som blir brukt til re-design er liten. Disse klær blir ofte solgt i begrenset opplag til store forhandlere så som Topshop.

¹²⁷ <http://www.universalwipers.com/clothwipers.htm>, <http://wipersrecycling.com/>, <http://www.ukindustrialwipers.com/order-online.php>, <http://www.jmpwilcox.co.uk/>

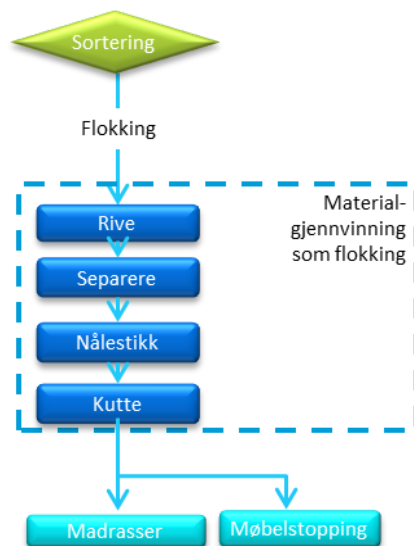
¹²⁸ "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles", Oakdene Hollins 2009

4.4 Materialgjenvinning av fiber

4.4.1 Flokking

Tekstiler som er uegnede for gjenbruk eller til produksjon av industrielle kluter kan reduseres til individuelle fibre ved hjelp av oppriving og bruk av valser med pigger. Valsene åpner strukturen i tekstilet ved å dra fibre fra hverandre. Glidelåser og knapper fjernes ved hjelp av suge- og syklonteknologi. Disse mekanisk separerte fibre blir nålestukket for at de skal filtre seg sammen til et stoff med lav styrke (strek- og rivestyrke) for å lage et ikke-vevet tekstil som kalles flokking. Stoffet blir kuttet ned til riktig størrelse og solgt til madrass- og møbelindustrien der det blir brukt som møbelstopping. Dette utgjør i dag det største markedet for materialgjenvunnede tekstiler i Europa¹²⁹. Andelen tekstiler som brukes til produksjon av flokking er imidlertid nedadgående grunnet konkurransen fra polyesterbaserte produkter, som er lettere og billigere å produsere. Prisforskjellen mellom flokking og polyesterbaserte produkter kan være på cirka 20%¹³⁰.

Kravene til tekstilavfall levert til flokking dekker en rekke graderinger, for eksempel: flokkbasert, ull-rik, jazz, lavkvalitet, fiber, klær, spinning og trådavfall. Disse blir så blandet i henhold til ønsket kvalitet på sluttproduktet. Hvis man ønsker en flammehemmende flokking, for eksempel for å møte britiske madrasskrav, tilsetter man en høy andel ull, vanligvis cirka 60%. Redusert tilgjengelighet til ulltekstiler, og økt bruk av syntetiske tekstiler har vært en bekymring i flokkingmarkedet. Selv om flokkingvirksomheter kan kjøpe ferdigbehandlede fiber for direkte produksjon av flokking, er dette ikke vanlig da virksomhetene vanligvis besitter maskineri og kapasitet til å prosessere tekstilene selv. Den høye bruken av ull blant norske forbrukere tilsier at innsamlet materiale i Norge lettere vil kunne møte kravet til flammehemming. Det er også mulig at ullavfall fra norsk tekstilindustri vil kunne brukes her og bidra til kvalitetsheving av det ferdige produktet.



Figur 4-4 Prosessflytdiagram, materialgjenvinning som flokking

Produksjonen inneholder en rekke kvalitetssikringsprosedyrer. Den første er en kontinuerlig kvalitetssjekk ved mottak av råmateriale. Materiale fra en kjent leverandør blir inspisert visuelt for å verifisere innholdet og fuktighet. Noen leveranser blir avvist som følge av at de ikke

¹²⁹ Oakdene Hollins "Studies on Recyclable Waste Textiles in the Context of the Development of the End-of-Waste Criteria for the EU Framework Directive" for IPTS, Seville, unpublished

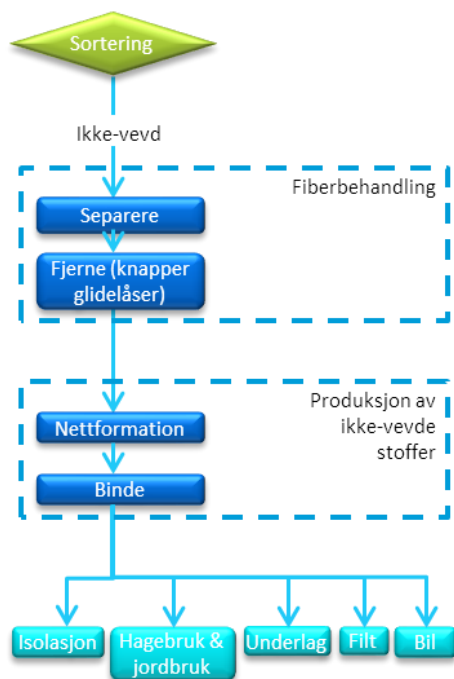
¹³⁰ Rawson's, personlig kommunikasjon

tilfredsstillers produsentens kvalitetskriterier. De enkelte produsentene har ulike kvalitetskrav. Fuktighet er et viktig tema fordi våte fibre kan selvantenne.

4.4.2 Andre ikke-vevde stoffer

Prosessene brukt til å produsere ikke-vevde stoffer vises i Figur 4-5. Etter en grovsortering blir tekstilene redusert til individuelle fibre, og glidelåser og knapper blir fjernet. De neste prosessene er sammenfiltrering og sammenbinding. Sammenfiltreringsprosessene varierer lite i forhold til sluttapplikasjonene. Air-laying er den mest effektive prosessen, men den krever en viss produksjonsskala, så for småskalaprodusenter er karding den mest vanlige metoden¹³¹. Når det gjelder sammenbinding er det gjerne flere prosesser involvert, den mest vanlige er termisk binding og nålestikk. Hele den ikke-vevde prosessen finner vanligvis sted hos den samme virksomheten for å utnytte stordriftsfordelene, men noen mindre virksomheter gjør kun en reduksjon av tekstilene til fiber før de selger dem videre.

Hovedmarkedene for ikke-vevde stoffer er ulike underlag (for eksempel til tepper), bilinteriør og isolasjonsprodukter. Isolasjon laget av materialgjenvunnet tekstilfiber har et veldig lite marked i Storbritannia sammenlignet med høyprofilert "øko" isolasjon som er laget av nyll av lav kvalitet. I Frankrike rapporterer ADME at isolasjon basert på materialgjenvunnede tekstiler er dyrere enn vanlig isolasjon på grunn av den høye kostnaden ved sopp- og flammehemmende behandlinger og sertifiseringer. Den tekniske ytelsen er dog høyere hos tekstilbasert isolasjon¹³². Det er en økende tilgjengelighet til materialgjenvunnede tekstilisolasjonsprodukter i Europa¹³³. Bruk innen hagebruk og jordbruk (kapillærmatter og geo-tekstiler) er mindre markeder, og kvaliteten på produktene er mindre dokumentert.



Figur 4-5 Prosessflytdiagram, produksjon av ikke-vevde stoffer

¹³¹ Matthew Tipper, NIRI, personlig kommunikasjon

¹³² État de l'art du tri et de la valorisation des textiles d'habillement, du linge de maison et des chaussures consommés par les ménages, ADEME 2009

¹³³ Se <http://www.isolatiemetisse.nl/index.php/oorsprong-en-concept-alias> for et nederlandsk eksempel

Kvaliteten på avfallsbaserte fibre er viktig for å bestemme hvordan de kan brukes. Tekstilene er ikke godt nok finsortert i forkant, og dermed er fiberinnhold vanligvis blandet. De laveste kvalitetene er vanskelige å prosessere. ADEME rapporterer derfor at fibre som brukes i bilindustrien kun er avfall og avklipp fra tekstilproduksjon, og ikke brukte tekstiler fra husholdningene¹³⁴. Janesville Acoustics i Storbritannia bruker også hovedsakelig industrielt tekstilavfall som fiber fra denim-avklipp (allerede opprevet), og kun små mengder brukte tekstiler grunnet forurensninger (glidelåser, knapper osv.) og inkonsistent kvalitet på fibre¹³⁵. Typiske applikasjoner i bilindustrien er tepper i interiøret. Vanligvis består disse teppe-ene av et lyddempende lag av lavkvalitets ikke-vevde stoffer laget av materialgjenvunnet tekstiler, kombinert med et lag av jomfruelig materiale for å gi en høy estetisk finish.

4.4.3 Shoddy og fiberblanding

Det er mulig å materialgjenvinne tekstilavfall fra industri og husholdninger ved å produsere nye tekstiler av en blanding av materialgjenvunnet og jomfruelige fibre. De nødvendige prosesstrinnene er da oppriving, karding, spinning og veving/strikking. Hoveddelen av disse aktivitetene foregår hos den samme fabrikken ved bruk av industrielt tekstilavfall, men dette er ikke alltid tilfellet.

Hvis brukte klær blir revet opp, og fibre så blir spunnet på nytt, vil det nye tekstilet som produseres ha lavere slitestyrke grunnet fibrenes kortere lengde sammenlignet med jomfrufiber. Det er også vanskelig å matche fargene presist, og tekstilene vil få en noe blussere farge enn før materialgjenvinningen. Dette materialet kalles "shoddy". Tre hovedkvaliteter brukes som råmateriale i industrien: «løst strikket akryl», «originale ullfiller» og «commercial all wool (CAW)»¹³⁶. Grovsorteringen foregår i Europa (se kapittel 4.2) mens produksjonen av shoddy er begrenset til utviklingsland slik som India og Marokko¹³⁷. Ingen materialer har blitt forbudt. For å kunne eksportere til noen land (for eksempel India, som har importrestriksjoner på brukte klær) er det nødvendig å ødelegge klærne såpass at de ikke kan gjenbrukes. Likevel er det kjent at det drives smugling av brukte klær. Videre sortering etter farge foregår utenfor Europa.

Nye tekstiler produsert av materialgjenvunnet fibre krever fortsatt en andel jomfrufiber (10-15% polyester), og ekstra ull kan bli tilsatt for å oppnå den riktige kvaliteten for prosessering. Materialgjenvunnet fibre farges for å matche de ønskede fargene. Ca. 90% av all CAW gjenvinnes, de resterende 10% blir brent eller solgt som filler¹³⁸.

Bruksområdene for shoddy er produksjon av vevde stoffer, klær, strikkede pledd og garn (som ofte blir eksportert til Afrika). Kvaliteten på disse produktene varierer betydelig. I Amritsar i India hvor det er god sortering av kvaliteter, og det er tilgang på mer moderne rivemaskiner, produseres det produkter av høy kvalitet som kan selges til den indiske middelklassen eller eksporteres¹³⁹. Generelt sett er likevel de fleste produktene fra denne typen produksjon av relativt lav kvalitet og brukes hovedsakelig til produksjon av nødpledd.

I teorien er materialgjenvinning av klestekstiler ved produksjon av klær laget av det samme materialet attraktiv siden prosessen representerer et lukket kretsløp. Forhandlere og merkeva-

¹³⁴ État de l'art du tri et de la valorisation des textiles d'habillement, du linge de maison et des chaussures consommés par les ménages, ADEME 2009

¹³⁵ Martin Hunt, Janesville Acoustics, samtale

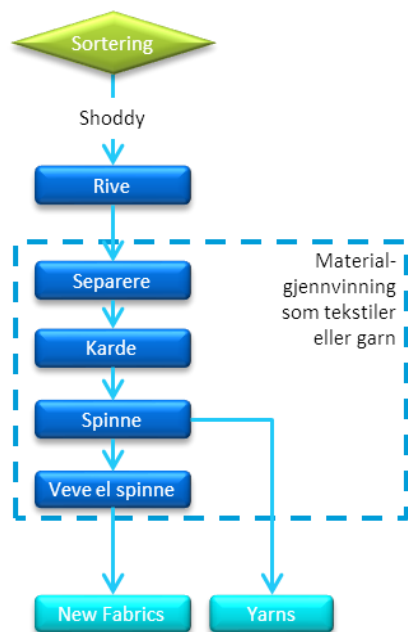
¹³⁶ Lucy Norris, 2005

¹³⁷ Oakdene Hollins, 2009

¹³⁸ Lucy Norris, 2005

¹³⁹ Lucy Norris, 2005

rer viser interesse i å kunne tilby dette til forbrukerne, for å kommunisere samfunnsansvar¹⁴⁰. Problemene vedrørende fiberlengde og farger viser likevel at det beste resultatet oppnås ved å blande materialgjenvunnede fibre med jomfrufibre. Utviklingsprosjektet “Jeans2jeans”, igangsatt av den nederlandske klesgjenvinningsorganisasjonen KICI, erstattet opptil 20% av jomfrudenim med materialgjenvunnede fibre.



Figur 4-6 Prosessflytdiagram, materialgjenvinning for veving og strikking av nye stoffer

4.4.4 Kjemisk materialgjenvinning

Ved kjemisk materialgjenvinning av tekstilavfall brukes syntetiske fibre som pelletiseres, depolymereres for så å re-polymeres for å lage nye stoffer av høy kvalitet. Dette er vist i Figur 4-7. Et godt eksempel er den kjemiske prosessen brukt i Teijin ECOCIRCLE™ systemet. Denne prosessen bruker polyesterpellets laget av tekstilavfall, skiller ut urenheter som fargestoffer og polymere tilsetningsstoffer, bryter dem ned ved hjelp av kjemikalier, og bringer dem slik tilbake til råmaterialet dimethyl terephthalate (DMT). Dette materialet kan så bli polymert igjen og tilslutt spunnet til nye ECOCIRCLE™ polyesterfibre. Glidelåser og knapper blir fjernet i løpet av den kjemiske materialgjenvinningsprosessen, og trenger dermed ikke å fjernes på forhånd. Alle polyester tekstiler og noen tekstiler med blandet innhold av polyester og andre fiber kan materialgjøvinnnes innenfor dette systemet. 80% av tekstilets vekt må være polyester i dette tilfellet, noe som ekskluderer mange blandingstekstiler av bomull og polyester.

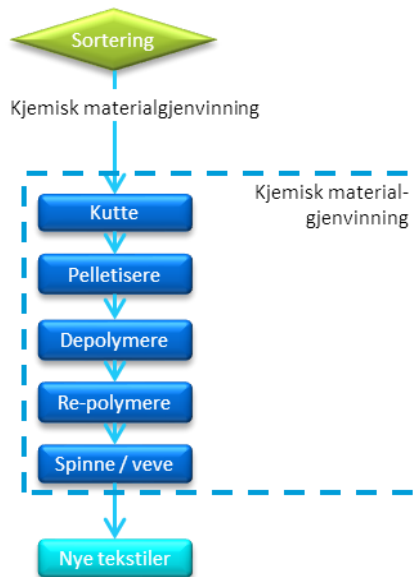
I Norge er det amerikanske merket Patagonia den eneste virksomheten som er aktiv innen kjemisk materialgjenvinning av sine produkter. Patagonia har et retursystem for brukte klær av eget merke gjennom sitt “Common Threads” program, og sender klærne videre for sortering og materialgjenvinning ved Teijin’s materialgjenvinningsvirksomhet i Japan.

Uegnede materialer inkluderer polyuretan, akryl og animalske materialer som ull og skinn. Elastan er også et problematisk materiale for denne prosessen. Det bør legges merke til at økonomien i den kjemiske prosessen ikke har vært fordelaktig sammenlignet med produksjonen av jomfrufiber, derfor kjøres den på lavt volum i dag. Kapasiteten hos Teijin i Japan er

¹⁴⁰ Marks and Spencer, personlig kommunikasjon, 2009

10 000 tonn polyester per år, men kun halvparten av kapasiteten ble utnyttet i 2009¹⁴¹. En annen japansk produsent, Toray Industries, har nylig annonsert at den vil begynne med kjemisk materialgjenvinning av industrielt polyestervfall¹⁴². Et program for å utlevere og deretter samle inn og gjenbruke polyesteruniformer er blitt startet opp i Kina. Etter bruk, vanligvis noen få år, blir uniformene samlet sammen og skipet til Teijin Fibers fabrikk i Japan hvor de blir oppløst kjemisk til råmateriale for produksjon av polyester med tilsvarende renhet som ny polyester produsert direkte fra oljebaserte råvarer.

Kjemisk materialgjenvinning av nylon 6 er en veletablert prosess, men denne brukes kun til industrielt avfall (for eksempel av Toray). Prosessens anvendelse på tekstilavfall fra husholdningene har resultert i produksjon av tepper.



Figur 4-7 Prosessflytdiagram, kjemisk materialgjenvinning

4.4.5 Materialgjenvinning via termoplastisk behandling

Denne prosessen involverer smelting, re-ekstrudering og granulering av termoplastiske polymerer. Den er derfor kun anvendbar på avfall av 100 % polyester eller nylon. Den mest vanlige polyesterfibren er laget av materialgjenvunne PET-flasker, og denne prosessen er veletablert over hele verden. Selskaper som Unifi i USA har begynt å bruke industrielt polyestervfall eller feilvare-produkter for å produsere materialgjenvunne materialer. Forfatteren er ikke kjent med at tekstilavfall fra husholdningene blir materialgjenvunnet til polymergranulat sett bort fra tepper.

I Frankrike eksisterer det en materialgjenvinningsprosess av polyester belagt med PVC, som kalles "Texyloop"¹⁴³. Prosessen involverer knusing og separering av PVC-belegget fra polyesterfibrene mekanisk før re-granulering av PVC-en og inkluderer materialgjenvunnet polyester fiber i nye produkter. Virksomheten ble kommersialisert i 2009 med en kapasitet på 2 000 tonn i året¹⁴⁴. Det foreligger ikke informasjon om hvordan de forholder seg til eventuelt innhold av miljøgifter i PVC. En annen potensiell prosess bruker enzymer for å bryte ned

¹⁴¹ Ademe (2009)

¹⁴² Ecotextile News p8, Issue 46, December 2011

¹⁴³ <http://www.texyloop.com/index.php?lang=gb>

¹⁴⁴ Ademe (2009)

innhold av bomull og la polyesteret bli igjen for materialgjenvinning, men denne prosessen er fortsatt på forskningsstadiet¹⁴⁵.

4.4.6 Mulige nye materialgjenvinningsprosesser

Det eksisterer en rekke andre mulige markeder for materialgjenvunne tekstiler, derav noen diskuteres i dette avsnittet. For utforskning av flere anvendelsesområder henvises leseren til rapporten "Recycling of Low Grade Clothing Waste", Defra (2006). Anvendelsesområder inkluderer:

- Papirproduksjon
- Oppløsning og produksjon av nye cellulosefibre
- Forsterket betong og blandingsprodukter
- Kompositter

Papirproduksjon

Det er teknisk mulig å produsere papir av tekstilavfall, men kostnaden sammenlignet med bruk av tremasse begrenser anvendelsen i nytt papir¹⁴⁶. I tillegg blir spesialiserte produkter som kalenderruller laget av bomullsbasert papir. I prinsippet kan papirprodusenter bruke både tekstilavfall fra husholdningene og industrielt tekstilavfall. Siden kun naturlige fibre kan anvendes er avklipp fra industrien likevel foretrukket, siden kilde og innhold kan verifiseres. Avklipp fra industrien representerer kun rundt 5 % av tekstilavfallet, selv om det er mulig å separere poly-bomull ved hjelp av hydro-cycling¹⁴⁷.

Prosessene involvert i å omgjøre fibrene til papirmasse er koking, kverning/raffinering, forrigling, kutting av lengder og bleking for å fjerne mørke farger. Papirfabrikker søker å kjøpe omgjorte fiber. Stegene i papirproduksjonen fra tekstilmasse til papir er forming, pressing, damping, tørking og kutting.

Oppløsning og produksjon av nye fiber

Det har også vært foreslått å lage tekstilmasse av cellulosestetkiler som bomull, for så å materialgjenvinne denne til en annen type cellulosefibre, lyocell, ved å oppløse den i et løsemiddel. Denne tilnærmingen blir per i dag undersøkt ved Universitetet i Manchester, Storbritannia.

Et lignende prosjekt blir utført ved Chalmers universitetet i Sverige. Prosjektet undersøker oppløsningen av bomull/polyester-blandinger ved hjelp av N-methylmorpholine-N-oxide (NMMO) etterfulgt av en separat purifisering av polyester og cellulose¹⁴⁸.

UFF har tidligere hatt et samarbeid med Universitetet i Wien der målet var en liknende viskoseprosess. Dette prosjektet ble ikke fullført grunnet manglende investeringsvilje¹⁴⁹.

¹⁴⁵ "Digging for diamonds: a conceptual framework for understanding reclaimed textile products", Hawley 2006

¹⁴⁶ John Watson, Paper Trail, personlig kommunikasjon, 2010

¹⁴⁷ Katie Ryder, University of Manchester, personlig kommunikasjon, 2010

¹⁴⁸ Zamani, B. (2011). *Carbon footprint of textile recycling* (working title). Master thesis in Innovative and sustainable chemical engineering. Chalmers University of Technology, Göteborg cited in IVL's Project for the Swedish EPA

¹⁴⁹ Personlig meddelelse, UFF 4.1.12

Forsterket betong og aggregater

Tilsetningen av små mengder tekstilfiber (0,2-2% i volum) for å forbedre betongens strekkstyrke er mulig, men har relativt lav kvalitativ effekt. Hovedproblemstillingen er å kun bruke fiber som ikke reagerer med det alkaliske innholdet i sementen, nemlig polypropylen og nylon¹⁵⁰, og å ha lang fiberlengde. Tepper som overveiende inneholder disse fibrene er egnede materialer, men industrielt avfall er best egnet da det ikke trenger rensing.

Kompositter

Markedet for kompositter er et vekstmarked med en rekke anvendelsesmuligheter, som i bilindustrien, byggeindustrien, luftfart og vindenergi. Per i dag er glassfiber den største delen av sektoren, men undersøkelser har vist at komposittmaterialer forsterket med tekstilavfallsfiber er sterke, lette og relativt stive materialer, som kan brukes i ikkebærende konstruksjoner.



Figur 4-8 Komposittmaterialer laget av tekstilavfall¹⁵¹

I tillegg finnes det et potensiale for produksjon av biologisk nedbrytbare komposittmaterialer av avfallsfiber. For å produsere tekstilkompositter blir et ikke-vevd nett plassert i en form sammen med epoxy og en herder. Prosessen er i høy grad teknisk gjennomførbar, og kan være mer økonomisk lønnsom enn andre alternativer. Videre utvikling er likevel nødvendig for at dette blir en kommersiell løsning.

4.5 Materialgjenvinning og gjenbruk av tepper

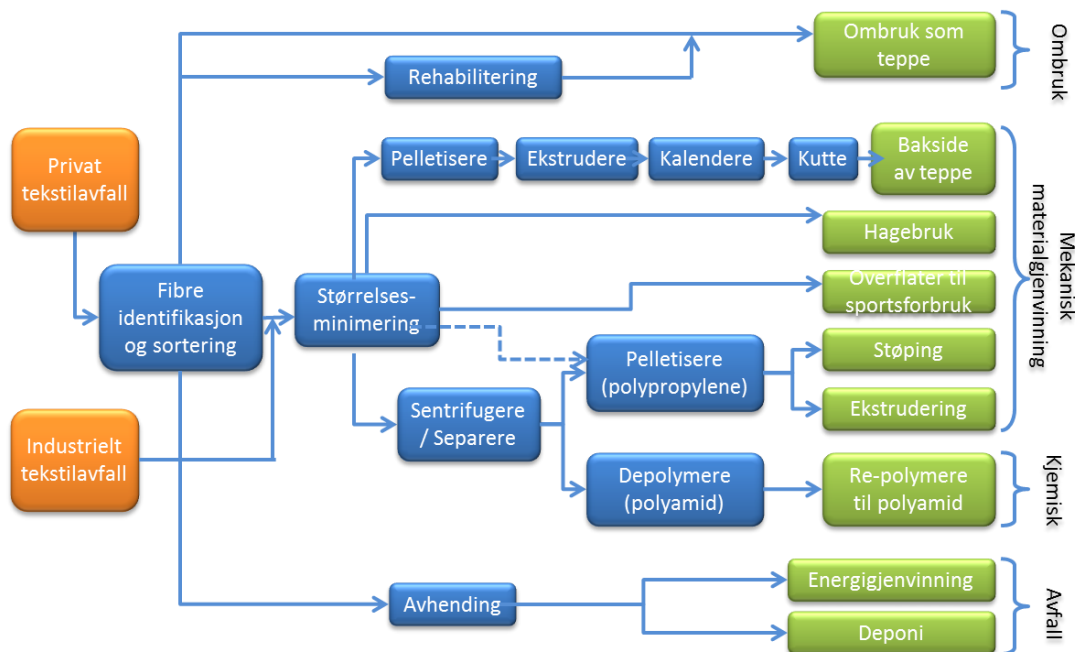
Vegg-til-vegg-tepper består for det meste av fiber laget av termoplastiske polymerer som nylon og polyester, eller naturlige fibre som ull. Det er også et baksidemateriale som kan være en vevd naturlig fiber som jute, ofte blandet med for eksempel kalsiumkarbonat og syntetiske polymerer som styrene-butadiene gummi og polypropylen. Noen tepper kan gjenbrukes rett etter behandling, men de fleste blir avhendet som avfall. En liten andel blir materialgjenvunnet mekanisk, men dette krever identifikasjon og separasjon av de forskjellige teppe-typerne. Mekanisk materialgjenvinning av tepper har ikke blitt like utbredt som materialgjenvinning av klær, og det meste av avfallet forbrennes.

Direkte gjenbruk av teppeprodukter er mulig, men det finnes noen begrensende faktorer, spesielt tilstanden til de innsamlede teppene (ofte er disse 10 år gamle eller eldre). Der hvor vegg-til-vegg-tepper kan fjernes intakt kan de enten bli flyttet til et annet sted i bygget eller blir solgt videre for gjenbruk. Teppesystemer tillater utskiftning av slitte fliser enten med fliser som har ligget i mindre trafikkerte soner, eller med nye fliser, men dette tjener kun den økede livstiden til teppeet. De brukte teppeflisene vil ved avhending kreve samme behandling som vegg-til-vegg-tepper og løse tepper.

¹⁵⁰ Groom J.L., Holmquist D.V. and Yarbrough K.Y. (1993)

¹⁵¹ Kilde: "Recycling of Low Grade Clothing Waste", Defra (2006)

Behandlingen av teppene består av vask og restrukturering, men kan også inkludere duftbehandling og trykking. Etter behandlingen blir teppene som regel donert eller solgt til frivillighetssektoren, skoler, kirker og små bedrifter.



Figur 4-9 Flyttdiagram for gjenbruk og materialgjenvinning av tepper

4.5.1 Mekanisk materialgjenvinning

Etter en reduksjon i størrelse kan opprevne tepper med høyt innhold av syntetiske polymerer (altså ikke-nedbrytbare) bli brukt til produksjon av underlag til ridning. Muligheten for å bruke biologisk nedbrytbare tepper av ull som jordforbedrende midler undersøkes i Storbritannia. Før bruk som jordforbedringsmiddel blir teppene redusert i størrelse ved hjelp av konvensjonelt opprivingsmaskineri. Ofte er dette den eneste prosesseringen av teppene. Disse prosessene er per i dag utbredt og under videre utprøving i EU grunnet lave kostnader og en målsetning om å kanalisere mer teppeavfall bort fra deponiene. Bruk av ull til jordforbedring vil også kunne være interessant i Norge, men da med utgangspunkt i annet ullavfall enn tepper.

Andre mekaniske prosesser har hatt mer blandet kommersiell suksess¹⁵². Det finnes flere prosesser som bruker opprevne teppebiter i ekstruderte materialer som kan brukes i nye teppebaksider. Bakside og forside trenger som nevnt ikke å separeres i denne prosessen. Et eksempel følger:

1. Størrelsesminimering: Innsamlet materiale reduseres til biter i små størrelser, klare for prosessering.
2. Pelletisering: Bitene prosesseres til små pellets i jevn størrelse.
3. Ekstrudering: Pelletsene ekstruderes til et jevnt bøyelig tau som transporteres på et transportbånd til pressen.
4. Pressing: På dette stadiet blir det bøyelige materialet valset til en materialgjenvunnet komposittmatte for teppebaksiden.

¹⁵² "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles", Oakdene Hollins 2009

5. Kutting: Det ferdige baksidematerialet rulles ut og kuttet klart til å limes sammen med et lag med nylon.

I separasjonen av garn og bakside ligger det største potensiale i materialgjenvinning av tepper til produkter av høyere verdi. Dette er dog ikke helt enkelt, dagens praksiser er for eksempel enten å barbere fremsiden av teppet, eller å rive opp teppet for så å riste det til garnet slipper baksiden. Ifølge Interface, som bruker fibre og baksidene i nye tepper, er den første metoden best egnet i USA, siden teppedybden ofte er dypere der, med flere bredvevde tepper enn innenfor EU. Ingen av prosessene er hittil uttømmende effektive, derfor er Interface i gang med å utvikle et oppløselig lim som kan fjernes enkelt under spesielle forhold, og dermed øke utbyttet av prosessen ved å muliggjøre separasjon av garn og bakside. Et annet godt eksempel på state of the art innen materialgjenvinning av tepper er Desso Take Back ordningen. Denne samler inn teppefliser uten PVC-innhold, separerer fibre fra baksiden for bruk i produksjon av nye teppefliser. Baksiden blir materialgjenvunnet til tak- og veimaterialer.

Polypropylentepper, som brukes ofte i utstillingssektoren, kan materialgjenvinnes til pellets etter oppriving, for eksempel av Reed Carpet Recycling i Storbritannia. Sentrifugering og separering er som regel ikke nødvendig siden utstillingstepper vanligvis ikke har en bakside. Polypropylenpellets kan anvendes til sprøytstøping og ekstruderte produkter.

4.5.2 Kjemisk materialgjenvinning

Prosesen involvert i den kjemiske materialgjenvinningen av nylonteppe har blitt demonstrert som teknisk mulig, men er ikke kommersielt lønnsom per i dag. Økende energi- og CO₂ kostnader vil likevel forbedre økonomien i dette. Fordelene ved kjemisk materialgjenvinning er at den ikke fører til tap av kvalitet og at prosessen kan repeteres og dermed muliggjøre et lukket kretsløp. BASF har materialgjenvunnet Nylon 6 fra industrielt teppeavfall i mer enn 30 år ved hjelp av en sekstrinnsprosess¹⁵³ :

1. Teppeinnsamling
2. Separering
3. Monomer-gjenvinning
4. Polymering
5. Fiberspinnering
6. Teppeproduksjon

Ved blandede nylonfibre er prosessen vanskeligere, men det har blitt utviklet teknologier for depolymering.

4.6 Materialgjenvinning av tekstiler i nordiske land

Norge

I Norge har Fretex produsert pledd med ikke-vevd-metoden ved en virksomhet på Vestlandet, men denne ble avvirket og utstyret solgt i 2010. Fretex har også vurdert å investere i et isolasjonsprosjekt. Dette ville ha omfattet en rivemaskin og en maskin til å lage isolasjon. Noe av dette kunne vært gjort hos Fretex og noe av en ekstern partner¹⁵⁴. Av ukjente årsaker ble dette

¹⁵³ "Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles", Oakdene Hollins 2009

¹⁵⁴ Per Moberg, Fretex, personlig kommunikasjon, juni 2011

prosjektet ikke igangsatt. Prosjektet er omtalt i rapporten «Fra Gamle klær til nye produkter»¹⁵⁵ under navnet Isotex AS.

Et annet initiativ som også har strandet var Ultimat AS, der det ble produsert isolasjonsmatter basert på tekstilavfall fra tekstil- og konfeksjonsindustrien og privat husholdning i produksjonslokaler på Hov i Land. Bedriften gikk konkurs grunnet manglende finansiering, og ikke av tekniske problemer. Utstyret ble solgt til Finland for produksjon av isolasjon basert på cellulose¹⁵⁶. Bak Ultimat lå både et sterkt miljøengasjement og en lengre utviklingsprosess, og i følge bedriften selv var isolasjonsmaterialet helt på høyde med mineralull. Isolasjonsmatten kunne gjenvinnes og brukes på nytt. Det benyttes bare en brøkdel av energien som kreves for å produsere isolasjon av mineralull og gav bygg som puster og tilfredsstilte alle byggetekniske krav til brannsikkerhet og lydisolasjon. SINTEF Byggforsk testet og godkjente materialet. I følge Grønt Punkt ble dette prosjektet presset av markedet gjennom priskrig fra konkurrenter med stor markedsandel.

UFF er i ferd med å inngå leveringsavtale for tekstiler til Rantex AS¹⁵⁷ i Mo i Rana. Tekstiler uegnet for gjenbruk vil bli skipet tilbake fra Baltikum og inngå i materialgjenvinningsprosesser i Norge¹⁵⁸.

Et prosjekt som er med i tråd med den tidligere LCD tankegangen der avfallshåndteringen planlegges før produktet lages er Desso-prosjektet der Norilia og 2025design skal produsere 100% rene ulltepper for flyselskapet KLM som skal være mulige å kompostere. Dette bygger på en Cradle to cradle tankegang.

Sverige

I følge Palm¹⁵⁹ er Humana Sverige den eneste veldedige organisasjonen i Sverige som rapporterer at de leverer deler av klærne de samler inn til gjenvinning. Dette representerer 4% av klærne som samles inn av de veldedige organisasjonen. Av det totale avfallet som ikke ble gjenvunnet eller kompostert i 2010 ble 98% forbrent mens 2% endte på fyllinger¹⁶⁰.

I Sverige har virksomheten Stena Recycling en lang historie innenfor materialgjenvinning av tekstiler. På et tidspunkt var det ansatt 200 personer som produserte tekstilprodukter, som for eksempel pledd. Stena Recycling la ned denne virksomheten i 1998, og eksporterer nå industrielt tekstilavfall til markeder som India og Pakistan¹⁶¹. Etter at Stena Gotthard ble nedlagt, har tekstilgjenvinning begrenset seg til produksjon av filler som brukes til rengjøring i industrien¹⁶² (Myrorna). Det finnes også indikasjoner på at noen tepper tidligere har blitt brukt i papirmasse, men har nå blitt erstattet av trevirke¹⁶³.

¹⁵⁵ Lium, A.-G. & Bremnes, H. (2007) Fra gamle klær til nye produkter. Møreforskning Molde AS, Molde.

¹⁵⁶ <http://www.bygg.no/id/45029>

¹⁵⁷ Rantex AS leverer skreddersydde tekniske- og belagte tekstiler og lærvarer til industri, bygg og anlegg, oppdrett og maritimt miljø

¹⁵⁸ Personlig meddelelse UFF 4.1.12

¹⁵⁹ Palm, David. (2011). Improved waste management of textiles. Project 9 Environmentally improved recycling. IVL Report B1976. Göteborg: IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.

¹⁶⁰ Avfall Sverige. (n.d.). Svensk Avfallshandtering 2011. Malmö: Avfall Sverige AB.

¹⁶¹ Mats Tarring, Stena Recycling, personlig kommunikasjon, september 2011

¹⁶² Myrorna, sitert i Palm, D. (2011). Improved waste management of textiles. Project 9 Environmentally improved recycling. IVL Report B1976. Göteborg: IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.

¹⁶³ Carlsson, Annika, Hemström, Kristian, Edborg, Per, Stenmarck, Åsa and Sörme, Louise. (2011). Kartläggning av mängder och flöden av textilavfall. SMED Rapport Nr 46 2011. Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.

Et Japansk firma, Teijin Fiber, driver et gjenvinningssystem som også er representert i Sverige, Eco Circle, for polyesterfibrene de har produsert og solgt. Polyesterene de samler inn blir sendt tilbake til Teijin hvor det blir kjemisk gjenvunnet og får tilbake de opprinnelige egenkapene til det jomfruelige materialet.

Det foregår også et prosjekt på Högskolen i Borås, hvor de undersøker mulighetene for å utvinne Biogass fra gamle klær. De har lyktes å lage 0,5 kg etanol eller 380 liter metanol per kg. bomull. De jobber nå med å løse noen problemer, så de også kan utnytte andre materialer¹⁶⁴.

Finland

I Finland produserer selskapet Dafecor Oy ikke-vevde oljesølaborbenter, isolasjon og flokking av industrielt tekstilavfall¹⁶⁵ som har blitt mekanisk revet opp. Oljeabsorberende matter av ull er også i produksjon i Italia. I Finland produseres produktene også av Recycling Centre EcoCentre Jyväskylä, men disse bruker brukte klær fra regionen. Bedriften produserer også ikke-vevde pledd, vanningsmatter og emballasjeinnlegg¹⁶⁶. Etter å ha fjernet klær for gjenbruk gikk tekstilavfallet fra virksomheten til følgende behandlingsmåter i 2010:

Energiutnyttelse	165 tonn
Materialgjenvinning som industrikluter eller ikke-vevde stoffer	105 tonn
Avfall til deponi	93 tonn

Det finnes også selskaper som river opp klærne til vaskefiller for industrien, for eksempel EkoCenter Jyväskylä i Jyväskylä regionen, men gjenvinning av tekstilmateriale er ikke utbredt i Finland. Kjemisk gjenvinning har også vært en lite utbredt metode¹⁶⁷. I liten skala finnes det også noen kunstnere som endrer klær og lager nye produkter av dem. De mest kjente er Glob Hope, Secco og Mereija¹⁶⁸. Det finnes derfor et stort potensiale for bedre tekstilgjenvinning, men det krever også store investeringer og spesialmaskiner¹⁶⁹.

¹⁶⁴ Högskolan i Borås. (2012). Etanol/biogas av textila avfall- IH. www.hb.se/wps/portal/!ut/p/c0/04_SB8K8xLLM9MSSzPy8xBz9CP0os3hXX49QSydDRwN_9zALAYPjUH_XY09AbxNPM_2CbEdFAPi-BgU/ [2 March 2012]

¹⁶⁵ Se <http://www.dafecor.fi/english.html>

¹⁶⁶ Se <http://www.jkl.fi/index.php?id=313>

¹⁶⁷ Nieminen, E. & Talvenmaa, P. (2005) Preventing waste related to textile products in the producer, trade and consumer chain and developing recycling and waste recovery systems for this waste. In Streams – Recycling Technologies and Waste Management (79–80). Tekes. Teknologiaohjelmaraportti 5/2005 (på finsk)

¹⁶⁸ Hinkkala H. (2011). Tekstiilikierrätyksen esiselvitys – Poistotekstiilimassojen hyödyntämistapojen edistäminen jätehierarkian mukaisesti. [Prestudy about textile recycling and reuse] Hämeen ammattikorkeakoulu. Forssa.

http://portal.hamk.fi/portal/page/portal/HAMKJulkisetDokumentit/Tutkimus_ ja_ kehitys/HAMKin%20hankkeet/velog/VALMIS_Helenan%20selvitys180511.pdf

Räsänen, J. (2007) Lappilaisten poistotekstiilien potentiaali uudessa tuotannossa. In M. Pursianen (Ed.) Haastetta kerrakseen! erityistarpeet & kierrätysmateriaalin hyödyntäminen tekstiili- ja vaatesuunnittelussa. (43–55). University of Lapland. Rovaniemi.

Räsänen, J. (2011) Tekstiilijätteen katoamistemppu. [The disappearing trick of textile waste: The possibilities for design for end-of-life in Finnish textiles and clothing production] Pro gradu thesis. Textile design. University of Lapland, Faculty of Art and Design. (på finsk)

¹⁶⁹ Talvenmaa, P. (1998) Tekstiilit ja ympäristö. Tekstiili- ja vaatealteenkäyttö ry. Tampere (på finsk)

Danmark

I Danmark blir brukte klær blant annet samlet inn av frivillige organisasjoner, som for eksempel Frelsens Hær, som samler inn mellom 7000 og 8000 tonn per år¹⁷⁰ og UFF som samler inn omtrent 1200 tonn per år¹⁷¹. I tillegg finnes det også private bedrifter som samler inn og noen kommuner har innsamlingsstasjoner for klær som eger seg til gjenbruk¹⁷².

Mengden brukte klær som selges på bruktmarked og internett i Danmark har økt betraktelig de siste årene. Generelt økte salget fra en privatperson til en annen med 24% fra 2008 til 2010¹⁷³. En tilsvarende tendens kan blant loppemarkeder. Markedsboken, som er en nettside med oversikt over loppemarkeder i Danmark, hadde mellom 70-80000 besøkende per måned i 2010, noe som tilsier en økning på 50% siden 2009¹⁷⁴.

En stor andel av de innsamlede klærne eksporteres. I følge Statistikkbanken.dk ble 17261 tonn brukte klær eksportert i 2010 mot betaling. I tillegg kan vi forvente at det var en del eksport som ikke ble betalt for, og dermed ikke inngår i denne statistikken. I perioden 2000 til 2010 har mengden eksport økt med 46% i perioden 2000 – 2010¹⁷⁵. Denne eksporten foregår for det meste til Polen (25%), Tyskland (18%), Belgia (16%), Bulgaria (13%) og Litauen (7%).

Kun en liten andel av tekstilene blir gjenvunnet i Danmark. Haderslev kommune har et sosialprosjekt med å kutte opp tekstilene og selge det som kluter til industrien¹⁷⁶. Utover dette er det lite teknologi for å gjenvinne tekstiler i Danmark. Et pågående prosjekt om teknologiske gap skal dekke tekstiler i løpet av 2012¹⁷⁷.

Det er vanskelig å vite hvor mye klær som blir forbrent. Et studie fra 2004¹⁷⁸ fant at det var under 1% av avfallet som skulle forbrennes. I 2007 – 2009 var det i gjennomsnitt 697000 tonn avfall fra husholdninger¹⁷⁹, og hvis det stemmer at 1% er tekstilavfall, utgjør dette 6970 tonn som forbrennes.

4.7 Oppsummering og anbefaling

Det eksisterer per i dag så vidt vi kjenner til ingen fungerende bedrifter for tekstilmaterialgjenvinning i større omfang i Norge. Situasjonen i våre naboland er litt bedre, mangler fortsatt muligheter for materialgjenvinning i storskala. Historisk har produksjonen av Shoddy vært viktig med flere fabrikker omkring i landet.

Produksjon av flokking eller andre ikke-vevde stoffer er mest relevant for videre undersøkelse. Dette skyldes både de muligheter produksjonen gir, og prosessenes historie i Skandinavia. Slike undersøkelser må omfatte sorteringsprosessen, siden den er en nødvendig forbehandling

¹⁷⁰ Frelsens Hær (2012): <https://www.frelsenshaer.dk/index.php?page=genbrug>

¹⁷¹ UFF 2010: <http://www.uff.dk/TextPage.asp?MenuItemID=41&SubMenuItemID=94>

¹⁷² Affaldgenbrug (2012) Tøj og sko. <http://www.affaldgenbrug.vejle.dk/page42831.aspx>

¹⁷³ Politiken (2010a): <http://politiken.dk/tjek/ECE1110196/foraeldre-gaar-efter-brugt-boernetoej/>

¹⁷⁴ Politiken (2010b): <http://politiken.dk/tjek/sundhedogmotion/familieliv/ECE933466/genbrug-er-for-alle/>

¹⁷⁵ <http://www.statistikbanken.dk/kn8y>

¹⁷⁶ Haderslev kommune 2012: Værkstederne i Vojens <http://www.haderslev.dk/borger/job-og-uddannelse/aktivering/kompetencecenter-haderslev/v%C3%A6rksteder/v%C3%A6rkstederne-i-vojens>

¹⁷⁷ Innovationsnetværk for miljøteknologi 2012: Technology gaps i genanvendelsesprosesser <http://inno-mt.dk/dk/projekter/technology-outlooks/technology-gaps-i-genanvendelsesprosesser.aspx>

¹⁷⁸ Miljøstyrelsen 2004: Storskraldsordninger - øget genbrug og genanvendelse. Miljøprosjekt nr. 894 <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2004/87-7614-134-9/pdf/87-7614-135-7.pdf>

¹⁷⁹ Miljøstyrelsen 2011: Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder

for produksjonen av flokking. Materialgjenvinning som industrielle kluter er etablert i Skandinavia, og denne prosessen anbefales også for videre undersøkelser.

Kjemisk materialgjenvinning og materialgjenvinning via termoplastiske polymerer er en prosess som ikke anbefales for videre undersøkelser per dagens dato, siden disse prosessene ikke eksisterer i Skandinavia, og knapt i Europa. Situasjonen vil kunne være annerledes om noen år, da teknologier er nå under utvikling¹⁸⁰. Materialgjenvinningsprosesser som kun kan appliseres på tepper (for eksempel materialgjenvinning av nylon) bør også gis lav prioritet, siden Norge og våre naboland har høy forekomst av harde gulv og dermed lite vegg til vegg-tepper.

Det er, og har vært flere initiativer for å etablere bedrifter for materialgjenvinning i Norge. De økonomiske rammene for slike etableringer har vært mer kritisk enn de teknologiske. Dette tilsier at videre arbeid med utredninger og bedriftsetableringer må omfatte hvordan de økonomiske rammebetingelsene kan sikres både for utvikling og etablering, men også for drift av eventuelle bedrifter.

Materialgjenvinning forutsetter sortering av tekstilene. På grunn av lønnskostnadene i Norge er det, slik UFF planlegger, muligens mer realistisk å basere virksomheten på sortering utenlands. Det bør da også vurderes om det er bedre samfunnsøkonomi i å etablere materialgjenvinningsbedrifter nærmere de store sorteringsanleggene fremfor å transportere tekstilene tilbake til Norge eller Norden. Dette bør også inngå i en fremtidig utredning av spørsmålene.

Ull har store fordeler i forhold til materialgjenvinning. Dette er knyttet til egenskaper som i forhold til varme, brannegenskaper og filting. Produksjon av råvaren i Norsk landbruk samt at norsk tekstilindustri er dominert av ullvarer tilsier at det vil være mulig å selge ullavfall i noe større mengder direkte fra næringene. I dag kastes cirka 7 tonn ullavfall i Norge, men mengden kan øke drastisk dersom ulltilskudd faller bort. En mulig videre bruk av det norske ullavfallet bør dermed utredes spesielt. En slik utredning bør omfatte de shoddyfabrikkene som har vært i virksomhet opp til i dag.

Den typen materialgjenvinning som foregår i større omfang i dag produserer tekstiler med lav verdi slik som industrikluter som erstatter bruk av papir, eller isolasjonsmatter som erstatter glassvatt og lignende. For å få frem produkter av høyere verdi kreves rene fraksjoner og ikke blandinger av ulike fiber og andre materialer i samme plagg. Dette krever endringer i design av produkter og i innsamling/sortering. Derfor vil vi i kapittel 5 bruke industrielle kluter som eksempel når vi sammenligner miljøkonsekvensene av ulike avfallsbehandlinger.

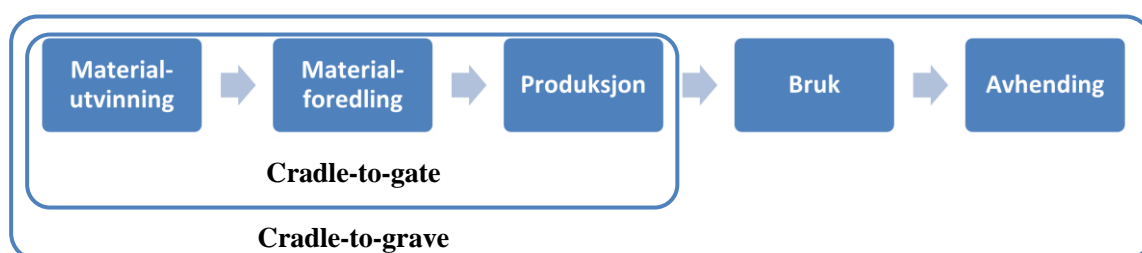
¹⁸⁰ Se for eksempel http://www.mistrafuturefashion.com/en/research_program/project5/Sidor/default.aspx

5 Miljøkonsekvenser av materialgjenvinning

I dette kapitlet ser vi på miljøkonsekvenser av at tekstiler sendes til ombruk eller materialgjenvinning i stedet for å gå til forbrenning. Vi starter med en kort gjennomgang av ulike metodikker for å vurdere miljøkonsekvenser og de begrensingene de ulike metodikkene har. Deretter gir vi en kort oversikt over de største miljøkonsekvensene som tekstilproduksjon har. I kapittel 5.3 går vi gjennom de ulike behandlingsmulighetene og sammenligner forbrenning, materialgjenvinning og ombruk (og til dels deponi). Vi ser også kort på betydning av tekstilers levetid og bruksfase, og til slutt summerer vi opp funnene.

5.1 LCA metodikk

Den vanligste metoden som brukes for å evaluere miljøpåvirkning og miljøkonsekvenser knyttet til produksjon og bruk av varer og tjenester er livssyklusanalyser (LCA). I en LCA vurderes de forskjellige livsfasene til et produkt eller en tjeneste, innenfor en satt ramme og i forhold til en bestemt måleenhet¹⁸¹. Produksjon, bruk og avhending er livsfasene som vil være innenfor rammen (cradle to grave). Det eksisterer forskjellige varianter av denne metoden, og i noen tilfeller er det ikke hensiktsmessig å utføre en full LCA. Et eksempel på dette er kun å måle miljøpåvirkning til og med produksjonsfasen (cradle to gate). Figur 5-1 viser forskjellen mellom disse to tilnærmingene. Det er også mulig å kalkulere miljøpåvirkningen av hver enkelt fase, for eksempel forskjellige avhendingsmetoder i avhendingsfasen, for å sammenligne forskjellige scenarier. Dette bør riktignok gjøres med forsiktighet da enkelte faktorer lett kan bli oversett avhengig av hvordan livssyklusen modelleres.



Figur 5-1 Systemgrenser for LCA av et produkt.

For å sikre konsistens og grundighet i modelleringen har det blitt utviklet internasjonale standarder som er veiledende for utførelsen av LCA-studier:

- ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment¹⁸²
- ISO 14067: Carbon footprint of a product¹⁸³

¹⁸¹ Når det gjelder tekstiler er den bestemte måleenheten gjerne en definert vekt eller et spesifikt produkt som for eksempel en t-skjorte eller én kvadratmeter teppe.

¹⁸² ISO 14040 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization

- ILCD: International Reference Life Cycle Data System
- PAS 2050: UK Product Carbon footprint specification
- BPX 20-323: French Environmental Footprint

Hver av disse standardene utgjør et metodisk rammeverk for å utføre LCA-studier. En beskrivelse eller sammenligning av de forskjellige metodene gis ikke her, men hver av dem representerer litt forskjellige tilnæringsmåter til LCA. For eksempel er det forskjeller vedrørende antagelser, datainnhenting og rapporteringstiltak. Dette kan bety at resultatene fra de forskjellige metodene ikke alltid er direkte sammenlignbare. For eksempel er det viktig å skille mellom en LCA-studie og en vurdering av karbonfotavtrykk. En LCA kan avdekke en rekke miljøpåvirkninger som er relevante for tekstiler, for eksempel vann-eutrofiering, arealbruk, toksisitet, klimagassutslipp, ressursforbruk og avfall. En vurdering av karbonfotavtrykk, slik det er definert i mange av standardene, er en vurdering som følger LCA-metodikken men kun ser på klimagassutslipp. Resultatene blir presentert i form av karbondioksid ekvivalenter (kg CO₂-ekv) for å indikere innvirkningen på klimaendringene.

Tidligere gjennomganger av LCA-studier innenfor tekstildomenet har avdekket at datamaterialet som er tilgjengelig for tekstiler er begrenset, tatt i betraktning mangfoldet av materialer, produksjonsmetoder, bruksmåter og avhendingsmuligheter som er involvert^{184,185}. Disse LCA-studiene eller LCA-lignende studiene fokuserer ofte på klær fremfor andre tekstilrelaterte produkter, siden klesplagg oppfattes å stå for den største samlede miljøpåvirkningen. Av samme årsak blir det i sammenligningene også fokusert mest på produksjonsfasen og til dels i behandling under bruksfasen.

Det er generelt sett få LCA-studier som sammenligner behandlingsmåter for tekstilavfall. Derfor kan oversikten vi ga fra miljøeffektene fra produksjonen også være nyttig i evaluering av materialgjenvinning mot andre løsninger, da det kan tenkes at besparelsen er høy i forhold til bruk av jomfruelige materialer.

Kjersti Kviset har gjennomført en sammenligning ulike LCA baserte verktøy for sammenligning av tekstilfiber (se **Figur 5-2**)¹⁸⁶. Analysen viser at få tar hele livsløpet i betraktning og at det i tillegg ikke regnes med eventuelle positive effekter. Når et studie isoleres kan det føre til økte belastninger i en annen fase. Et eksempel er at energiforbruket i bruksfasen kan elimineres ved bruk av engangstekstiler. Det vil da samtidig øke avfallsmengden betraktelig. En annen svakhet som Kviset peker på er at avhendingsfasen ikke regnes med. Hun foreslår et alternativ til LCA, LCD: Life Cycle Development, noe som går direkte på avhending og hvor man arbeider med en utvikling og forbedring gjennom hele livsløpet der materialene inngår i lukkede kretsløp enten biologiske eller syntetiske¹⁸⁷.

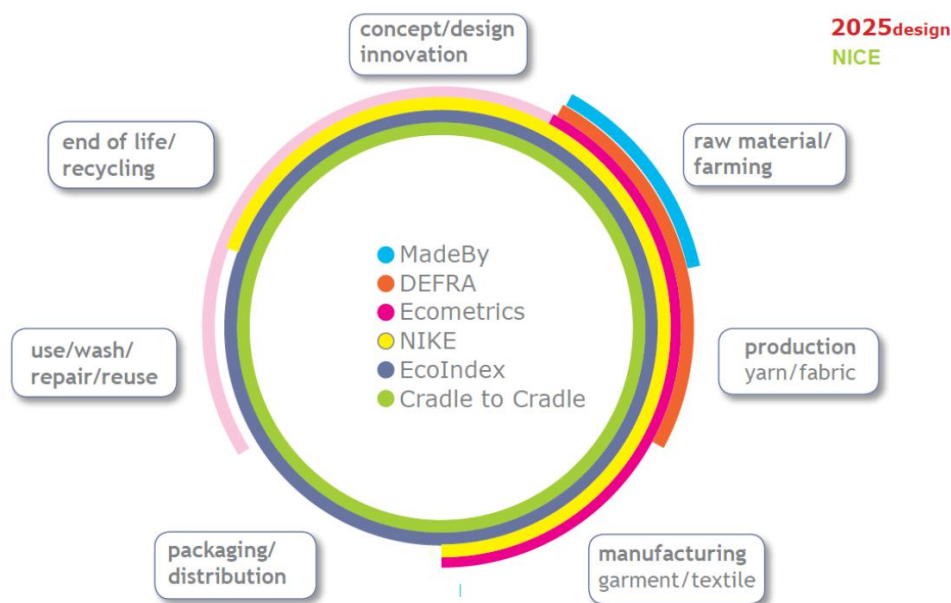
¹⁸³ ISO/DIS 14067 (2012) Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization

¹⁸⁴ Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles, Oakdene Hollins for Defra, 2009

¹⁸⁵ Environmental Benefits of Recycling – 2010 Update, ERM for WRAP, 2010

¹⁸⁶ http://www.sifo.no/files/file77634_wool_in_life_cycle_assessments_and_design_tools.pdf

¹⁸⁷ http://www.nicefashion.org/files/Pulling_wool_-_Kviseth_og_Tobiasson.pdf



Figur 5-2 Sammenligning av hvilke faser ulike miljøverktøy tar i hensyn til

5.2 Miljøkonsekvenser av tekstilproduksjon

Vi gir et kort sammendrag fra en litteraturgjennomgang av eksisterende kunnskap om miljøbelastning ved produksjonen av tekstiler utarbeidet av Environmental Resources Management for Derfra¹⁸⁸. Rapporten konkluder at naturlige materialer som bomull konsumerer store mengder vann i løpet av kultivering, mens syntetiske materialer bruker store mengder energi i produksjon av fibre fra olje (Tabell 5-1). Klimagassutslipp oppstår ved alle stadier av livssyklusen for tekstiler. De dominerende utslippene av klimagasser er CO₂ fra energibruk og CH₄ og N₂O fra bomullsproduksjon.

Tabell 5-1 Forbruk av energi og vann per kilo produsert materiale¹⁸⁹

Materiale	Energiforbruk MJ/kg	Vannforbruk dm ³ /kg
Bomull	48,65	7000 – 29 000
Ull	8	125 og 5-40 (scouring/vask)
Viskose	71,3	640
Polyester	109,41	-
Akryl	157	210

¹⁸⁸ Madsen, J., Hartlin, B., Perumalpillai, S., Selby, S. & Aumônier, S. (2007) Mapping of Evidence on Sustainable Development Impacts that Occur in Life Cycles of Clothing: A Report to DEFRA. Environmental Resources Management Ltd, London. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=EV02028_7073_FRP.pdf

¹⁸⁹ Laursen S.E., J. Hansen, H.H. Knudsen, H. Wenzel, H.F. Larsen, & F. Møller Kristensen (2007) Environmental Assessment of Textiles, Ediptex Project, Working Report No. 24 2007, Danish Technological Institute (Textiles) for the Federation of Danish Textile & Clothing <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2007/978-87-7052-515-2/pdf/978-87-7052-516-9.pdf>

Den største andelen av farlige utslipp i løpet av tekstilers livssyklus er forårsaket av bruk av plantevernmidler og kjemikalier ved framstilling av fiberråvare og tekstilproduksjon. Dette gjelder særlig bruk av sprøytemidler ved framstilling av bomull. Forurensning av jord ved produksjonen kan føre til avskoging, jorderosjon, og vannforurensning, og kan påvirke flora og fauna drastisk. Biologisk mangfold er påvirket av bruk av plantevernmidler. En av de best kjente eksemplene er uttørkingen av Aralsjøen, som startet da elvene som munnet ut i Aralsjøen ble avledet for irrigasjon, hovedsakelig for dyrking av bomull men også av mat. På 1960-tallet var mesteparten av sjøens vannforsyning avledet, og Aralsjøen begynte å krympe, og er i dag redusert til tre separate innsjøer. Aralsjøregionen er også sterkt forurenset, som følge av bruk av kunstgjødsel, sprøytemidler og herbicider, herunder pesticider som DDT, aldrin og lindan. Vindblåst salt fra den inntørkede innsjøen skader avlinger og forurenser drikkevann, og salt- og støvmettet luft forårsaker alvorlige helseproblemer hos befolkningen i området. Inntørkingen av sjøen har også ført til endringer i det lokale klimaet; somrene er blitt varmere og tørrere, og vintrene kaldere og lengre.

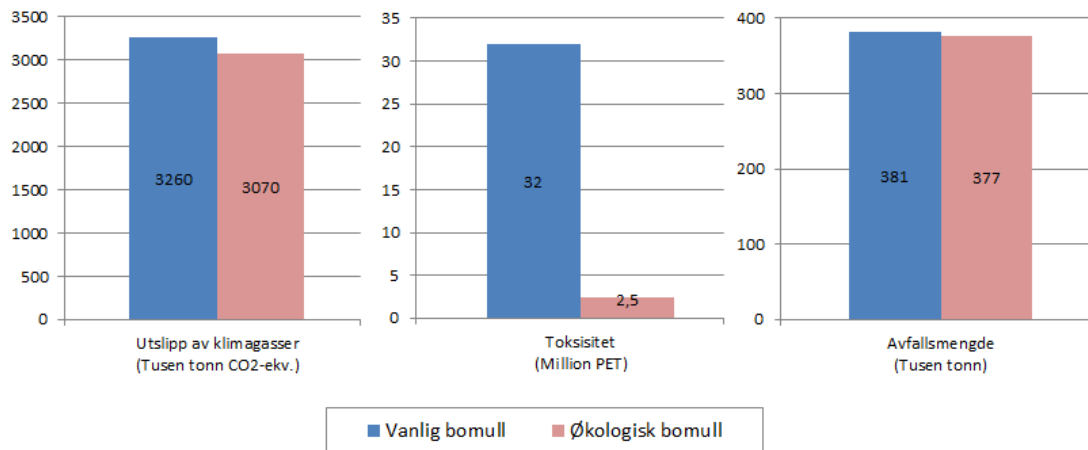
Tabell 5-2 viser hvor mye ulike kjemikalier det brukes for å produsere en kilo av ulike typer tekstiler. Tabellen viser at det er stor forskjell mellom de ulike fibertypene i forhold til hva slags kjemikalier som blir brukt i produksjonen.

Tabell 5-2 Input av kjemikalier per kilo av produsert materiale ¹⁸⁹.

Materiale	Gjødsel	Insektmidler	Plante-vernmidler	Sykdoms-kontroll	Vaskemidler	Soda (natriumkar-)	C ₂ S	Etylenglykol	Dimetyl tereftalat	O-Ftalsyre C ₆ H ₄ (COOH) ₂	Antimon (III) oksid	Titandioksid	Akrylonitril
Bomull	0-560 g	0,01-0,83 g	0,96-1,45 g	0,007-0,830 g	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ull	-	-	-	0,1-2,5 ml	1,5-20 g	5-30 g	-	-	-	-	-	-	-
Viskose	-	-	-	-	-	-	310 g	-	-	-	-	-	-
Polyester	-	-	-	-	-	-	-	350 g	1,015 kg	870 g	0,05-0,5 g	0,2-20 g	-
Akryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	850-910 g

Når det gjelder bomull, er valg av økologisk bomull bedre for miljø på grunn av reduksjon i bruk av miljøgifter i produksjonen (Figur 5-3)¹⁹⁰. Forskjellene innen utslipp av klimagasser eller avfallsproduksjon er derimot ikke store.

¹⁹⁰ Allwood, J. M., S.E. Laursen, C. Malvido de Rodríguez, & N.M.P. Bocken (2006) Well dressed? The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom. University of Cambridge, Institute for Manufacturing, Cambridge.



Figur 5-3 Sammenligning av miljøpåvirkning av vanlig og økologisk bomull

5.3 Miljøkonsekvenser av avfallsbehandling

Et Ediptex-studie vurdert ulike scenarier for 6 tekstilbaserte produkter, hvor det er tatt hensyn til forskjellige materialkilder samt vaske- og tørkepraksis. I dette tilfellet er kun forbrenning tatt med i scenariet for avfallsfasen¹⁹¹. De studiene som foreligger på behandlingsmåter for tekstilavfall fokuserer hovedsakelig på energiforbruk og klimagassutslipp. Disse diskuteres individuelt under i 5.3.1 og 5.3.2.

For å sammenligne miljøpåvirkningen av de ulike scenariene for behandling av tekstilavfall må forskjellene mellom dem identifiseres. Energiutnyttelse eller materialgjenvinning vil for eksempel som oftest redusere den samlede miljøpåvirkningen sammenlignet med deponering. Ved energiutnyttelse vil påvirkningen bli mindre hvis forbrenningen av tekstilene genererer mer energi enn den forbruker. Når det gjelder materialgjenvinning, sammenlignes energien eller utslippene forbundet med bruk av de gjenvunne materialene mot produksjonen av jomfruelige materialer. Studier antar vanligvis enten en 1:1 erstatning av jomfruelige materialer gjennom ombruk eller materialgjenvinning, eller tar utgangspunkt i at 1kg tekstilavfall erstatter mindre enn 1kg jomfruelig tekstilmateriale. Miljøeffektene som følge av at gjenvunnet materiale erstatter bruk av jomfruelig materiale kan også omtales som substitusjonseffekten.

Hvis man ser på livssyklusfasene til et klesprodukt ser man at avhending¹⁹² bidrar lite til det samlede energiforbruket¹⁹³. For eksempel, miljøpåvirkningen av deponering er vanligvis mindre enn 1% sammenlignet med den samlede påvirkningen for alle livsfasene til tekstiler, fordi energiforbruk og klimagassutslipp er lave¹⁹⁴.

¹⁹¹ Laursen et al (2007) Environmental Assessment of Textiles, Ediptex Project, Danish Technological Institute (DTI Textiles) for the Federation of Danish Textile & Clothing

¹⁹² Avhending her referer til deponi eller forbrenning.

¹⁹³ Review of Life Cycle Assessments of Clothing, Oakdene Hollins for Swedish Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA), 2010.

<http://www.mistra.org/download/18.5004bd9712b572e3de6800055517/Mistra+Future+Fashion+LCA+review+2+2010.pdf>

¹⁹⁴ ERM (2002) Streamlined Life Cycle Assessment of Two Marks & Spencer plc Apparel Products, ERM for Marks & Spencer

Farrant¹⁹⁵ sammenligner miljøpåvirkning av ombruk, materialgjenvinning i form av produksjon av industrielle kluter og forbrenning av tekstiler i sin mastergrad. Rådata til studien er hentet fra Ediptex 2007 database¹⁹⁶. Hun har laget fire ulike scenarier for bomulls t-skjorter og tre ulike scenarier for polyester/bomull-bukser. I materialgjenvinningsscenariet blir tekstiler klipt til industrielle kluter, som da erstatter bruk av nye papirkluter. Hun sammenlikner disse scenariene for miljøpåvirkning, ressursforbruk, toksisitet og avfallsgenerering, med flere underkategorier innen hver av de hovedgruppene. Informasjon om produkter og scenariene er angitt i Tabell 5-3.

Tabell 5-3 Produkttegenskaper og alternative scenarier

	T-skjorte av bomull	Bukser av polyester/bomull
Fiberinnhold	100% bomull (ikke økologisk)	65% polyester, 35% bomull (ikke økologisk)
Vekt	250 g	400 g (glidelåser og knapper ekskludert)
Bruksfase	Vaskes etter hver bruk på 40°C Trommeltørkes, strykes 1 minutt	Vaskes etter hvert 3. bruk på 40°C Hengetørkes, strykes 2 minutter
Levetid	50 vask (1 år)	50 vask (3 år)
Referanse scenario	A0: Forbrenning med energiutnyttelse • 100% av t-skjortene går til forbrenning med energiutnyttelse	B0: Forbrenning med energiutnyttelse • 100% av buksene går til forbrenning med energiutnyttelse
Alternativ scenario 1a	A1a: Ombruk i Estland • Innsamling, sortering og transport inkludert • 60% til ombruk, derav 20% i Estland, 10% i Litauen og 30% i Afrika • 30% til materialgjenvinning som industrielle kluter • 10% sent til deponi	B1a: Ombruk i Estland • Innsamling, sortering og transport inkludert • 60% til ombruk, derav 20% i Estland, 10% i Litauen og 30% i Afrika • 30% til materialgjenvinning som industrielle kluter • 10% sent til deponi
Alternativ scenario 1b	A1b: Ombruk i Sverige • Innsamling, sortering og transport inkludert • 60% til ombruk, derav 20% i Sverige, 10% i Litauen og 30% i Afrika • 30% til materialgjenvinning som industrielle kluter • 10% sent til deponi	B1b: Ombruk i Sverige • Innsamling, sortering og transport inkludert • 60% til ombruk, derav 20% i Sverige, 10% i Litauen og 30% i Afrika • 30% til materialgjenvinning som industrielle kluter • 10% sent til deponi
Alternativ scenario 2:	A2: Materialgjenvinning • 90% av t-skjortene går til materialgjenvinning som industrielle kluter, og erstatter produksjon av nye kluter av papir. • 10% av klærne er sendt til forbrenning med energiutnyttelse på grunn av skader eller annen uegnethet.	(ingen Alt. 2 for bukser)

I scenariene 1 ble det estimert at kjøp av 100 brukte plagg erstatter ulike mengder nye produkter i de ulike landene:

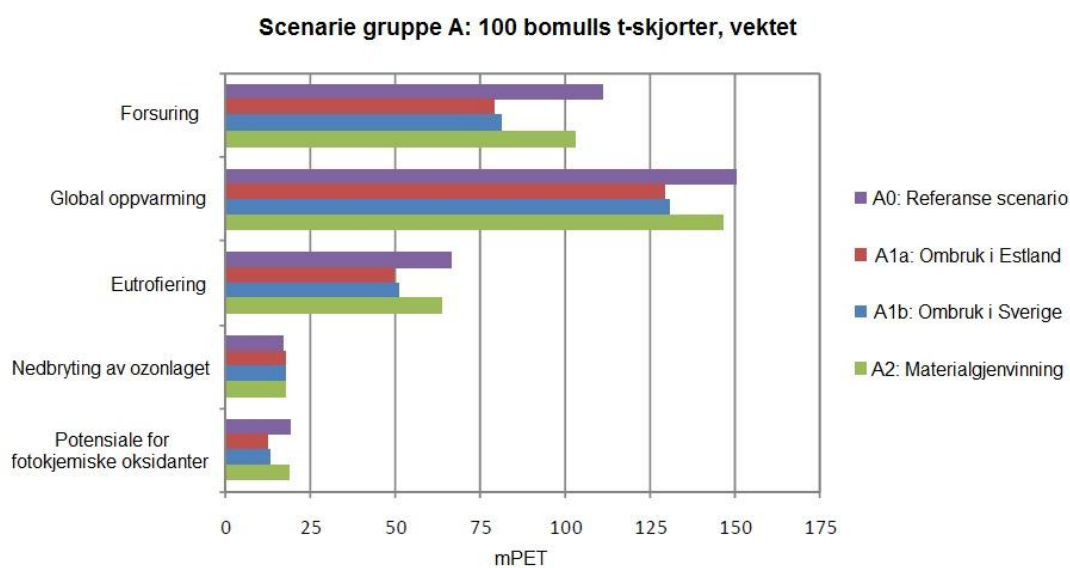
- 60 nye varer i Sverige
- 75 nye varer i Estland eller Litauen
- 85 nye varer i Afrika (sør for Sahara)

¹⁹⁵ Farrant, L. (2008) Environmental benefits from reusing clothes, MSc Thesis, Technical University of Denmark <http://www.uffnorge.org/files/Laura%20Farrant-environmental%20benefits%20from%20reusing%20clothes.pdf> .

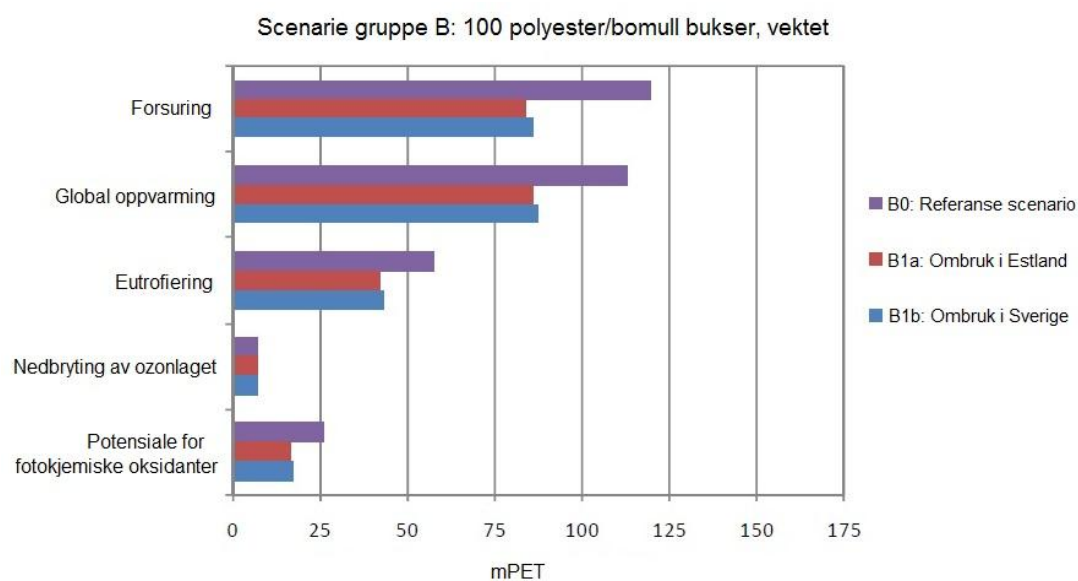
¹⁹⁶ EDIPTX. (2007) Environmental assessment of textiles. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency.

Farrant påpeker at scenario 2 alene ikke er realistisk på grunn av at potensiell mengde brukte tekstiler overstiger industriell etterspørsel etter kluter, og det kan være økonomisk mer lønnsomt å forbrenne tekstilene med energiutnyttelse enn å bruke de som industrielle kluter. Derimot er den realistisk i mindre omfang, da bruk av tekstiler som kluter er den vanligste måten å materialgjenvinne tekstiler i Skandinavia dag.

Resultatene for ulike miljøpåvirkninger av de ulike scenariene for t-skjorter er angitt i Figur 5-4 og for bukser i Figur 5-5. For å kunne sammenligne de ulike miljøpåvirkningene eller ressursbrukene, er de normaliserte og multiplisert med en vektfaktor. Vektfaktorene er basert på politiske mål for reduksjon av utslipp. Dermed blir vektet potensiale uttrykt i enheten mPET (milli person ekvivalent)¹⁹⁷.



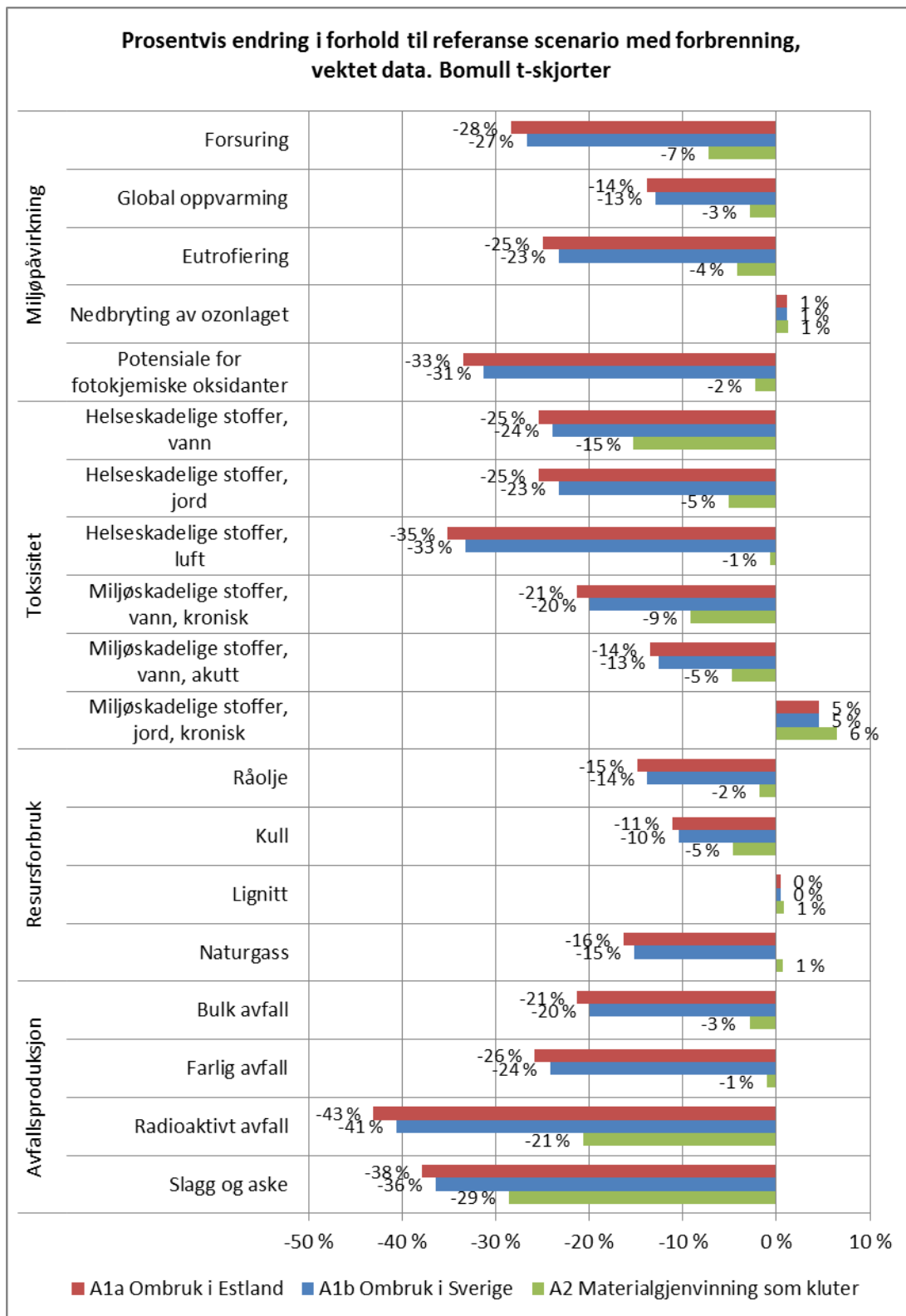
Figur 5-4 Miljøpåvirkning av de ulike scenariene for 100 bomull t-skjorter



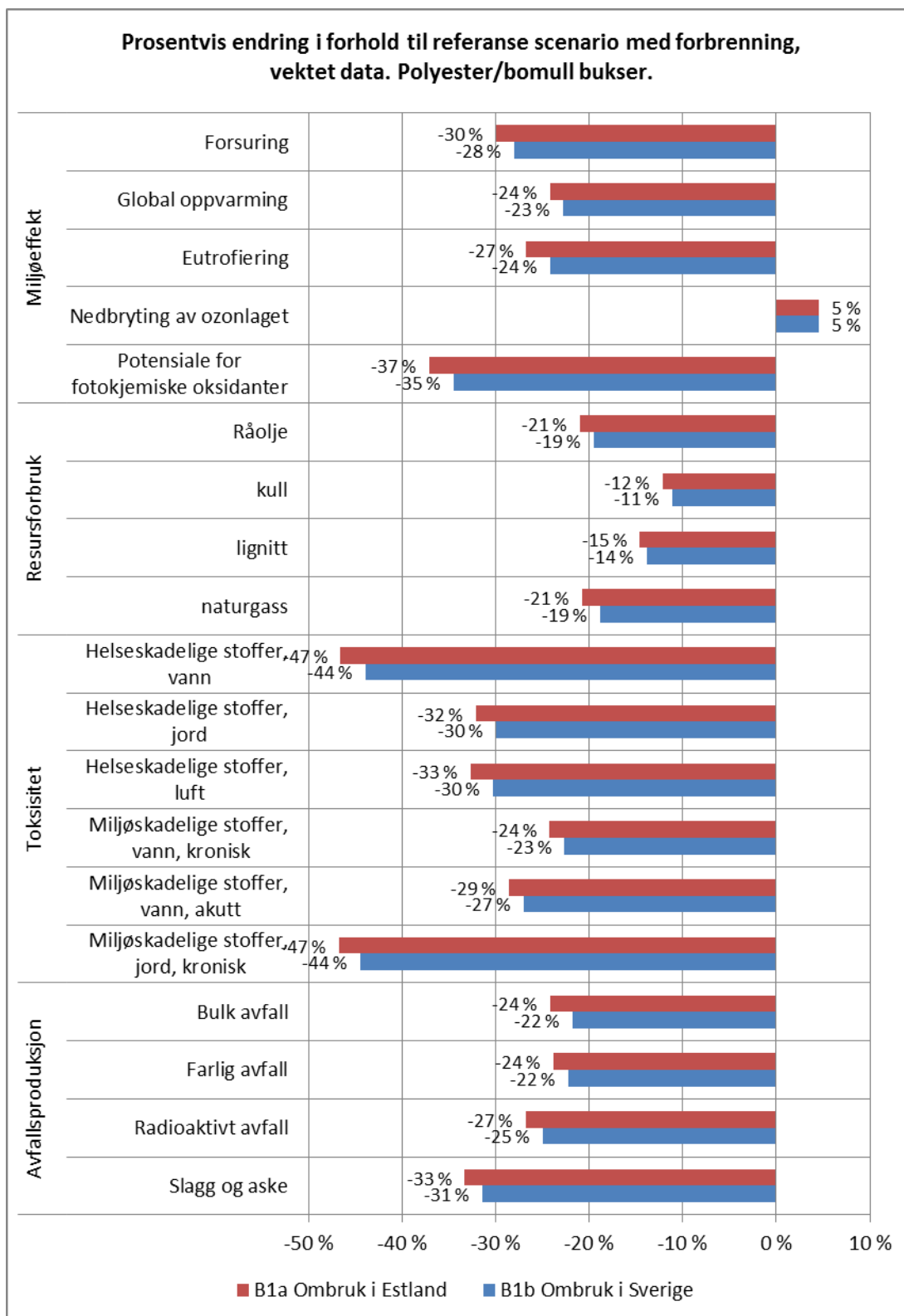
Figur 5-5 Miljøpåvirkning av de ulike scenariene for 100 polyester/bomull bukser

¹⁹⁷ Se Farrant (2008) for faktorene som er benyttet i beregningen.

Resultater angitt som prosentvis endring i forhold til referanse scenario 0 er angitt i Figur 5-6 for bomullst-skjorter og for polyester/bomull-bukser i Figur 5-7. Flere resultater og systemgrensen for denne studien er angitt i vedlegg II, samt i originalrapporten der resultatene er hentet fra (Farrant 2008).



Figur 5-6 Prosentvis endring i forhold til referanse scenario 0 med forbrenning av bomull t-skjorter



Figur 5-7 Prosentvis endring i forhold til referanse scenario 0 med forbrenning av polyester/bomull bukser

Resultatene viser at når 100 t-skjorter ender opp til ombruk iht. scenario A1a istedenfor å bli forbrent iht. Alt. 0 referanse scenario, blir miljøbelastningen av livssyklusen redusert med 14% for global oppvarming. Muligheten for forsuring og eutrofiering er redusert i henholdsvis med ca. 28% og 25%. For Alt.2 materialgjenvinning, er disse reduksjonene lavere, ca. 3-

7%. Når det gjelder ressursforbruk, både bruk av naturgass og råolje er redusert med ca. 15% i scenario 1a. I tillegg forekommer ca. 24% besparelse for i helseskadelige stoffer i jord. Alt. 2 reduserer også de fleste av målte miljøbelastningene, men reduksjonen er som regel betydelig mindre enn for Alt. 1 med ombruk, der tekstiler erstatter en del produksjon av nye tekstiler.

For 100 polyester/ bomull bukser, er bidraget til global oppvarming redusert med 23%, som overstiger reduksjonen som var beregnet for t-skjorter. Farrant forklarer at denne reduksjonen er basert på forskjellen i produksjon, der polyester/bomull bukser bidrar mer til global oppvarming enn produksjon av bomulls-t-skjorter. Reduksjoner i forsurening og eutrofiering er nære den som ble observert for t-skjortene. Forbruk av naturgass og råolje er begge redusert med ca. 20%. Besparelsen knyttet til ombruk av polyester / bomull bukser er i gjennomsnitt høyere enn for t-skjorter fordi miljøvirkningene av framstilling av råvarer og produksjon er større.

Resultatene viser at for begge produktene, vil ombruk og materialgjenvinning gi reduksjon i de aller fleste av de angitte miljøindikatorene. Unntakene var nedbrytning av ozonlaget, og miljøskadelige stoffer i jord, kronisk, der det ble antatt cirka 5% økning. Ombruk og materialgjenvinning av klær kan ha en liten negativ effekt på ozonlaget i forhold til forbrenning. Dette fordi energiutnyttelse produserer elektrisitet og/eller vannbåren varme, og gjør at man unngår noe av fossilt drivstoff forbruk, og sparer dermed mer halogenerte organiske utslipp til luft. Allikevel er besparelsen innen de fleste andre miljøkategoriene betydelig større.

5.3.1 Energiforbruk

Forbrenning med energiutnyttelse

Forbrenning med energiutnyttelse av tekstilavfall genererer energi gjennom forbrenning av tekstilmaterialer. Energiutnyttelsen skjer hovedsakelig gjennom oppvarming av vann som distribueres som vannbåren varme, men det er også noe produksjon av elektrisitet. Dersom store mengder tekstiler skal til forbrenning, rives de ofte opp først for å lette håndtering og for å forhindre at de fester seg i materen til forbrenningsanlegget. Materialets volum blir i gjennomsnitt redusert med 75% ved forbrenning, og asken kan brukes i byggematerialer etter videre behandling hvis den ikke deponeres. Avfall fra tepper med høye brennverdier, grunnet høyere innhold av termoplastiske polymerer, blir ofte sendt til forbrenning enten i avfallsforbrenningsanlegg eller sementovner. I sementovner reduserer teppepolymerene behovet for andre brensel, og det gjenværende kalsiumkarbonatinnholdet kan brukes som råmateriale i sement¹⁹⁸. Energiutnyttelse av teppeavfall er et betydningsfullt alternativ grunnet den høye varmeverdien¹⁹⁹ i ull, polyamid og polypropylen (Tabell 5-4); men krittfylt styren-butadien gummi (SBR) hindrer forbrenningsprosessen. Bruk av teppeavfall som et supplement til brensel i sementproduksjon er et alternativ siden kalsiumkarbonatinnholdet blir til et additivt råmateriale for sementen, og slik minimeres forekomsten av askerester.

Energi skapt via forbrenning utlignes mot energiforbruket forbundet med tekstilets levetid. For miljøpåvirkningen er forbrenning med energiutnyttelse fordelaktig sammenlignet med deponering. Når det gjelder klær, reduseres total energiforbruk av hele livssyklusen med 2-6%, avhengig av type plagg og påvirkning av andre faser i livssyklusen²⁰⁰. Det ble brukt gjennomsnittlige avfallstall fra Storbritannia i denne kalkulasjonen. Derfor er det nødvendig

¹⁹⁸ Wang, Y (2006) *Recycling in Textiles*. Woodhead Publishing Ltd

¹⁹⁹ Varme verdi er en term som angir hvor stor energi som utvikles ved forbrenning av en viss mengde av ett brensel.

²⁰⁰ Review of Life Cycle Assessments of Clothing, Oakdene Hollins for Swedish Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA), 2010

med mer representativt datamateriale for tekstil og norske forhold for avfallsfasen må brukes for å sikre mer nøyaktige resultater.

Tabell 5-4 Varmeverdi av ulike tekstilfibre i romtemperatur²⁰¹

Materiale	Varmeverdi (MJ/kg)
Bomull	16-17
Ull	19-21
Polyester	22-24
Polyamid	29-33
Polypropylen	44-46
Akryl	29-36

Materialgjenvinning og ombruk

En studie utført av Environmental Resources Management har sammenlignet miljøpåvirkningen av materialgjenvinning og ombruk med produksjon av jomfruelige materialer²⁰². Denne studien fokuserer hovedsakelig på ombruk, men noen av resultatene er også aktuelle for materialgjenvinning, fordi det er stort potensiale for energibesparelsene ved å erstatte produksjonen av jomfruelige materialer med bruk av gjenvunnet materiale.

Resultatene viser at ombruk av 1 tonn klær laget av polyester bruker kun ca. 1,8% av energien som kreves for å produsere nye polyesterklær. Tilsvarende for bomullsklær, ombruk krever kun 2,6% av energien det kreves for å produsere fra jomfruelig bomull. Dette representerer en stor reduksjon i energibruken i produksjonen av tekstilbaserte produkter, som tilsvarer ca. 20-60% av det samlede energiforbruket over hele livsløpet for tekstiler. Materialproduksjonen står for ca. 1/3 – 2/3 av det totale energiforbruket.

Derfor, tross manglende kvantitativt materiale, kan man si at energibesparelsen ved å unngå produksjon av jomfruelig materiale er stor når det gjelder materialgjenvinning fordi flere produksjonsfaser kan utelukkes.

5.3.2 Klimagassutslipp

Det foreligger mer tilgjengelig materiale som viser klimagassutslipp enn energiforbruk, og sannsynligvis skyldes dette at det er større bekymring for påvirkningene av klimagassutslipp på klimaforandringer. De totale CO₂-utslippene forbundet med klærs livssyklus er estimert til 850MtCO₂²⁰³ eller ca. 3% av globale utslipp²⁰⁴.

²⁰¹ Ryyänen, T. (1998) Vaatetuksen paloturvallisuus [Fire safety of clothing]. Monisteita 11/1998. Kauppa ja teollisuusministeriö, Helsinki (på finsk)

²⁰² Streamlined Life Cycle Assessment of Textile Recycling, ERM for The Salvation Army, 2002

²⁰³ Beregning inneholder ikke klimagassutslipp som følge av endringer i arealbruk, og heller ikke gass utslipp fra industrielle prosesser som ikke er CO₂-utslipp så som metan, kuldemedier og andre industrielle gasser. <http://www.carbontrust.com/media/38350/ctc789-international-carbon-flows-background-theory.pdf>

²⁰⁴ International Carbon Flows, Carbon Trust, 2011 <http://www.carbontrust.com/media/38358/ctc793-international-carbon-flows-clothing.pdf>

Tabell 5-5: Karbonbidrag for forskjellige behandlinger for tekstilavfall, resultater fra modellberegninger i litteraturen. Dataene er omregnet til per tonn tekstilavfall for å lette sammenlikningen. (Tall oppgitt i kgCO₂ekv per tonn tekstilavfall).

Scenario		Deponi	Forbrenning med energiutnyttelse	Materialgjenvinning	Ombruk
		(Tall er skalert til å tilsvare 1 tonn avfall, enhetene er i kgCO ₂ ekv)			
1	Blandet tekstilavfall (50% naturlige, 50% syntetiske) ²⁰⁵	171	219	-7853**	-
2	Blandet tekstilavfall ²⁰⁶	233	245	-1284	-
3	Blandet tekstilavfall ²⁰⁷	-	-	-1750	-
4	T-skjorte (100% bomull) (Laurson et al 2007 ²⁰⁸)	-	-2051	-	-
5	Løpedrakt (polyamid med bomullsstrikk) (Laurson et al 2007)	-	2201	-	-
6	Jakke (65% polyester, 35% bomull) (Laurson et al 2007)	-	241	-	-
7	Bluse (viskose, polyamid and elastan) (Laurson et al 2007)	-	517	-	-
8	Bordduk (100% bomull) (Laurson et al 2007)	-	-316	-	-
9	Gulvbelegg(nylon, polypropylen og latex) (Laurson et al 2007)	-	17	-	-
10	Ecoinvent database versjon 2.2 (Blandet tekstilavfall)	-	145	-	-
11	T-skjorte (100% bomull) (Farrant 2008 ²⁰⁹)	-	-311	-1258	-6525*
12	Bukser (65% polyester, 35% bomull) (Farrant 2008)	-	-32	-	-1682*
13	T-skjorte (bomull) (direkte ombruk)(ERM 2011 ²¹⁰)	-	-	-	-13000*
14	T-skjorte (bomull) (ombruk nettverk)(ERM 2011)	-	-	-	-11000*
15	Genser (ull) (direkte ombruk) (ERM 2011)	-	-	-	-9000*
16	Genser (ull) (ombruk nettverk)(ERM 2011)	-	-	-	-8000*

*Sammenliknet med et standard avhendingsscenario med 14% materialgjenvinning, 70%deponi og 16% energiutnyttelse)

** Resultatet ble kommentert som et avvik i den underliggende Defra studien

Kilde: Defra 2009²¹¹, and WRAP²¹², primærkildene er gitt i tabellen.

²⁰⁵ Impact of Energy from Waste and Recycling Policy on UK Greenhouse Gas Emissions, ERM for Defra, 2006

²⁰⁶ Waste Strategy for England, Defra, 2007

²⁰⁷ Carbon Balances and Energy Impact of Management of UK Wastes (annex b), ERM for Defra, 2006

²⁰⁸ Laurson et al (2007) Environmental Assessment of Textiles, Ediptex Project, DTI Textiles

²⁰⁹ Environmental benefits from reusing clothes, Farrant, L., MSc Thesis, Technical University of Denmark, 2008

²¹⁰ ERM (2011) Benefits of Reuse Case Study: Clothing, ERM for WRAP

²¹¹ Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles, Oakdene Hollins for Defra, 2009

En ny gjennomgang av LCA for klesplagg viser at utslippene av karbon i forbindelse med avhending er i størrelsesorden fra 1 til 5% av det totale fotavtrykket av hele livsløpet, enten som et positivt eller negativt bidrag til totalutslippet avhengig av behandlingsmåte²¹³. Flere studier har også vist at ombruk av klær og materialgjenvinning av tekstilavfall kan gi en signifikant reduksjon i drivhusgassutslipp for klær²¹⁴. En studie har vist at potensiell reduksjon i drivhusgassutslipp kan være opp til 33 kg CO₂ekvivalenter (kg CO₂ekv) per kg klær for ombruk (optimal situasjon er kjøp av et brukt plagg erstatter helt et nytt plagg). Dette er fire ganger mer enn for materialgjenvinning, der estimert reduksjon var 8 kg CO₂ekv²¹⁵.

Tabell 5-5 gir en oversikt over effektene på miljøkonsekvensene som er beregnet i andre studier. For å kunne sammenlikne resultatene er alle tallene omgjort til enheten "kg CO₂-ekv per tonn tekstilavfall". Disse tallene viser bidraget for hvert scenario og avhendingsmåte og deres bidrag til den totale effekt. Sammenligningen mellom resultatene i tabellen må imidlertid gjøres med forsiktighet da metoder, systemgrenser og forutsetninger er forskjellige for hvert scenario. Se omtale av dette innledningsvis i kapittel 5.1.

Tallene i tabellen gir en god oversikt over utslipp av klimagasser ved ulike behandlingsmåter som er aktuelle for avfall fra tekstiler og tekstilbaserte produkter. Generelt viser tabellen fordelene ved materialgjenvinning og energiutnyttelse sammenliknet med deponering. Den største reduksjonen i karbonutslipp kommer imidlertid som følge av ombruk av tekstiler. Resultater for de ulike behandlingsmåtene blir diskutert under.

Deponering

Scenariene 1 og 2 viser klimagassutslippet ved deponering. Scenariene bruker blandet tekstilavfall da det virker rimelig å anta at tekstiler ikke vil bli sortert før en slik sluttbehandling. Begge scenariene gir tilsvarende verdier, med et gjennomsnitt på 200 kg CO₂e per tonn tekstiler. Dette ser ut til hovedsakelig å være bidrag fra transport og prosesseringen av tekstilene. Sammensetning av avfall vil ha stor betydning for disse tallene (dvs andel av syntetiske og naturlige fibre). I et komparativt perspektiv er dette beskjedne bidrag om vi konsentrerer oss om de totale CO₂ utslippene fra livsløpet, og slik sett vil deponering bare i beskjeden grad øke miljøbelastningen med hensyn på klimagassutslipp. Man må allikevel huske at klimagassutslipp er kun et mål for miljøpåvirkning, og at deponi kunne komme dårligere ut dersom man sammenligne flere miljøindikatorer, for eksempel utslipp av miljøgifter.

Forbrenning med energiutnyttelse

Elleve scenarier har tatt for seg effekten av energiutnyttelse av avfall fra tekstiler og tekstilprodukter. Resultatene herfra indikerer at effektene av energiutnyttelse varierer med hvilke materialer det er snakk om. Scenarier med bomull som hovedbestanddel gir redusert karbonavtrykk for livsløpet, selv om dette varierte med nesten en faktor 10 fra -2051 kg CO₂e per tonn tekstiler for scenario 4 til -311 kg CO₂e per tonn for scenario 11. Om vi sammenligner dette med scenarier hvor primærtetekstilen er syntetisk (som polyamid eller polyester), eller med en blanding av tekstiler, så er fordelene mer marginale. Faktisk viser de mest relevante scenariene heller et positivt bidrag til totaleffekten, selv når blandingen er 50/50 med naturlige and syntetiske tekstiler. Verdiene varierer fra svak reduksjon på -32 kg CO₂e per tonn for scenariet 11 til et mer betydelig bidrag på 2201 kg CO₂e per tonn i scenario 5 (selv om de

²¹² ERM (2011) Benefits of Reuse Case Study: Clothing, ERM for WRAP

²¹³ Review of Life Cycle Assessments of Clothing, Oakdene Hollins for Swedish Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA), 2010

²¹⁴ Carbon Footprint Analysis of Textile Reuse and Recycling, McGill, R., MSc Thesis, Imperial College London, 2009

²¹⁵ Recycling of Low Grade Clothing Waste, Oakdene Hollins for DEFRA, 2006
http://www.oakdenehollins.co.uk/pdf/defr01_058_low_grade_clothing-public_v2.pdf

fleste verdiene er mellom 0 og 400 kg CO₂e). I enkelte tilfeller er dette større enn bidraget fra deponering.

En grunn til at bomull gir større fordeler ved forbrenning med energiutnyttelse enn ved deponering kan være at forbrenning av organisk materiale er forstått som karbonnøytral, fordi CO₂ fra det iboende karbonet uansett vil bli sekvensert atmosfæren for begge metodene, i løpet av den perioden som er tatt i betraktning (typisk 100 år). Dette vil derimot ikke gjelde petrokjemisk baserte tekstiler.

Materialgjenvinning

Fire scenarier modellerer materialgjenvinning av tekstilavfall, og alle disse viser at materialgjenvinning kan redusere klimagassutslippene fra tekstiler. Scenariene 2, 3 og 11 gir i store trekk resultater i samme størrelsesorden, hver av de gir en reduksjon på mellom -1200 og -1800 kg CO₂e per tonn. Disse effektene ser ut til å være uavhengige av sammensetningen av tekstilene ettersom de representerer både blandet tekstilavfall og ren bomull. Resultatene viser at materialgjenvinning gir muligheter til å redusere karboneffekten av tekstiler og tekstilprodukter, gjennom redusert primærproduksjon av disse tekstilene.

Resultatet fra scenario 1 med en reduksjon på -7853 kg CO₂e blir kommentert som et avvik i den underliggende Defra studien, og blir heller ikke tatt med i den videre diskusjonen her.

Ombruk

I studiene om ombruk forutsettes det at et plagg som blir gjenbrukt erstatter kjøp av et nytt plagg, med tilhørende faktorer for hvor mange nye plagg som faktisk blir erstattet. Generelt gir ombruk en fordelaktig effekt på utslippene av klimagasser men størrelsen på effektene varierer. Scenario 16-19 er alle fra samme kilde og de beregner ombruk av t-skjorter og gensere. For denne studien er det forutsatt at ombruk ikke fullstendig vil erstatte behovet for utskiftning, i stedet antas det at 60% av de gjenbrukte plaggene erstatter nye, 16% erstatter gamle plagg og 24% erstatter ingenting. Det tas også høyde for at ikke alle plagg som samles inn for ombruk faktisk ender opp med å bli gjenbrukt. Levetiden til nye plagg er antatt å være 3 år, og det samme for gjenbrukte plagg (men levetiden av ulike plagg varierer veldig mye). Innen den samme studien ble to ulike ombruksscenarier beregnet:

- Direkte ombruk: Plagget gis direkte videre til familie eller venner
- Ombruksnettverk: Det er gitt et tillegg for det som må gjøres med plagget før det selges i butikkene til veldedige organisasjoner

I denne studien fant man at fordelene av direkte ombruk er litt større enn gjennom nettverk på grunn av de tilleggsaktivitetene som er nødvendige i et nettverksscenario (for eksempel transport, lagring og salgsaktiviteter).

Scenariene 11 og 12 bruker en veldig lik modell som de andre, men gir mindre effekter. Dette kan skyldes forutsetningen om at en mindre del av plaggene som sendes til ombruk, faktisk blir gjenbrukt (48% for t-skjorter og 45% for bukser), resten følger standard avhending som avfall. I tillegg er det tatt hensyn til et ekstra bidrag fra transport på grunn av transporten av plaggene til andre kontinenter, hovedsakelig Afrika. Disse faktorene gir et lavere positivt bidrag enn i de andre ombruksscenariene.

Dette betyr at selv om studiene peker på at gjenbruk er å foretrekke sammenliknet med andre alternativer til avhendinger, avhenger resultatene av hvilke omstendigheter gjenbruket skjer under. Dette har spesielt stor betydning hvis man bruker tallene til å beregne andre scenarier.

5.3.3 Evaluering av data

Tilgjengelig informasjon om miljøkonsekvenser for ulike måter å håndtere tekstilavfall på er begrenset. De fleste LCA eller LCA-liknende studier fokuserer enten på produksjon- eller bruksfaser fordi disse bidrar mer til den samlede påvirkningen enn avhendingsfasen. Det er noen usikkerheter om gyldigheten og sammenlignbarhet av ulike LCA studier og vurderingsverktøy²¹⁶. I tillegg, mange av disse studiene bruker en stor mengde av sekundære data for avhendingsfasen (dvs. generiske data tilgjengelig i LCA data-baser) istedenfor primærdata. I tillegg er det et problem at de lange rekkene med underleverandører i tekstilbransjen gjør oversikt over kjemikalier i produksjonsfasen lite transparente. Derfor er det store usikkerhet knyttet til disse verdiene, men de kan sees som en indikasjon av omfanget.

Mangelen på tilgjengelige data gjenspeiles også i de miljømessige konsekvensene som blir presentert i denne rapporten. Generelt er det mulig å se på mange forskjellige miljøvirkninger ved gjennomføring av LCA, og det er viktig å ta i hensyn til flere når man analyserer den totale miljøbelastningen. I dag er data for håndtering av tekstilavfall hovedsakelig begrenset til energiforbruk og klimagassutslipp. Disse kan også gi ulike resultater. Disse virkningene alene kan ikke gi et helhetlig bilde av tekstilers miljøpåvirkning, fordi det er viktig å vurdere også andre konsekvenser, så som vann eutrofiering, ressursuttømming og arealbruk. Derfor ser vi at det er behov for gjennomføring av mer helhetlige studier som ser på de ulike miljøkonsekvenser og inkluderer substitusjonseffekter. For å kunne få frem slike analyser kreves det mer kunnskap om bruks- og avhendingsfasen for ulike tekstiler og i ulike land og forbruksgrupper for å vite hva materialgjenvunnet eller gjenbrukt produkt erstatter. I dette arbeidet vil et større fokus på LCD bidra mer direkte til å se endringsmuligheter. Slik kunnskap vil ikke bare være egnet til å sammenligne miljøbelastninger, men også kunne brukes mer direkte inn i arbeidet med miljøforbedringer i produksjon og forbruk av tekstiler.

5.4 Holdbarhet og levetid

Økt levetid er en viktig strategi i arbeidet mot et mindre belastende tekstilforbruk²¹⁷. Teoretisk vil en dobling av bruksperioden halvere miljøpåvirkningen fra produksjon og avhending av tekstiler. Dette forutsetter at vi ikke endrer produksjonsprosessene vesentlig og at bruken av produktene erstatter innkjøp av nye produkter. Mens gjenvinning er å fortrekke fremfor avhending, er det å bruke klær lenger og dermed ikke kjøpe nye, bedre utfra en mer helhetlig miljøtankegang. Ombruk og materialgjenvinning vil også ha noen mer uønskede miljøeffekter på grunn av de belastningene som transport, sortering og salg skaper. Et oftere fremsatt argument har vært at eksporten av bruktlær til den tredje verden har negativ effekt på den lokale produksjonen²¹⁸.

I de studiene vi har hatt tilgang til kommer det fram at holdbarhet og levetid påvirker utslippene av klimagasser. Dette har spesielt stor betydning i studiene av ombruk, som forutsetter at levetiden til et gjenbrukt produkt er tilsvarende den opprinnelige levetiden. Denne forutsetningen understøttes av resultater som viser at 70% av den potensielle levetiden til en t-

²¹⁶ Pulling Wool over our Eyes: The dirty business of LCAs, Kviseth K., Tobiasson T. S., Towards Sustainability in Textiles and Fashion Industry (Copenhagen), April 2011

²¹⁷ Fletcher, K. (2008) Sustainable fashion & textiles Design Journeys. Earthscan, London.

Cooper, T., Fisher, T., Hiller, A., Goworek, H. & Woodward, S. (2010) Excessive speed/short lives - Attitudes to clothing longevity and disposal. In proceedings of LeNS conference Sustainability in design: NOW!, pp. 728-737. Bangalore, India.

Klepp, I. G. (2001) Hvorfor går klær ut av bruk? Avhending sett i forhold til kvinners klesvaner. SIFO, Oslo.

²¹⁸ Baden, S. & Barber, C. (2005) The impact of the second-hand clothing trade on developing countries. Oxfam. Germiso, M. & Tajet, G. (2007) Brukte klær til besvær. Har eksport av brukte klær fra Norge bidratt til industridød i Afrika? Framtiden i våre hender, Oslo.

skjorte gjenstår når den avhendes av første bruker²¹⁹. Derfor vil en forlengelse av bruksfasen minske utslippet av klimagasser, enten gjennom forlengelse av første bruksfase eller gjennom ombruk. På den annen side, det er uklart om bruks- og ombruksfasen kan sammenliknes direkte, fordi det kan være variasjoner i hvordan produktene anskaffes og blir brukt.

En studie ved Carbon Trust fremhever fordelene ved å øke levetiden av klær for å redusere klimagassutslippene²²⁰. Resultatene avhenger av type bekledding, men bruksfasen står for rundt 50% av totalt karbonutslipp fra livsløpet for klær, og en stor del av de resterende utslippene kommer fra produksjon. Påvirkningen fra bruksfasen er trolig ganske konstant over en gitt tidsperiode, enten dette er mange klesplagg som har en kort levetid, eller enkeltartikler som brukes for en lengre periode, da det antas at vaskehyppheten av begge scenariene er relativt likt. Ved å fokusere på å øke levetiden av klær vil miljøkonsekvensene fra produksjon derfor reduseres. En sentral del av EcoIndex™-verktøyet som er utviklet av Outdoor Industry Association er å øke levetid av klær gjennom reparasjon, oppgraderinger, garantier og design tilpasset avfallsbehandling (herunder materialgjenvinning). Dette understreker innflytelsen som ulike alternativer ved starten av et produktets liv kan ha på senere faser i livsløpet til produktet, ettersom vurderingen av alle fasene i produktets livssyklus inkluderer disse faktorene²²¹.

Lang levetid er ikke vurdert i så mange andre scenarier, eller anses kun som om det var enkle småendringer i bruksfasen (omtalt nedenfor). En ytterligere problemstilling som gjør sammenligning av resultater fra ulike analyser vanskelig er varierende valg av funksjonelle enheter. Dette gjør det vanskelig å være sikker på at resultatene av analysene er sammenlignbare. Det er også usikkerhet knyttet til hvordan forbrukernes vaner endres når levetiden til et produkt økes eller produktet går til ombruk. Endringer i vaner kan ha vesentlig betydning for resultatene for analysen, og det eksisterer for lite kunnskap om konsekvensene av økt levetid.

5.5 Bruksfase

Bruksfasen for klær resulterer vanligvis i det største bidraget til den totale miljøinnvirkningen på grunn av stort forbruk av vann, energi og kjemikalier ved klesvask (dvs. vasking, tørking og stryking)²²². Miljøpåvirkningen av bruksfasen påvirkes hovedsakelig av forbrukernes vaner, slik som valg av temperatur, hyppigheten av vasking, bruk av tørketrommel og eventuell stryking²²³. Et eksempel som viser betydningen av bruksfasen for det totale energiforbruket i løpet av kles livssyklus er angitt i Figur 5-8²²⁴. Det første bildet gjelder for viskose bluse, som er antatt å bli vasket 25 ganger på 40°C og tørket hengende. Det andre bildet viser energiforbruket for en t-skjorte av bomull, som er antatt å bli vasket 25 ganger på 60°C, trommeltørket og strøket. For denne t-skjorten er bruksfasen dominerende for energibruket i løpet av livssyklusen.

²¹⁹ Benefits of reuse case study: Clothing, ERMfor WRAP, 2011

²²⁰ International Carbon flows, Carbon Trust, 2011

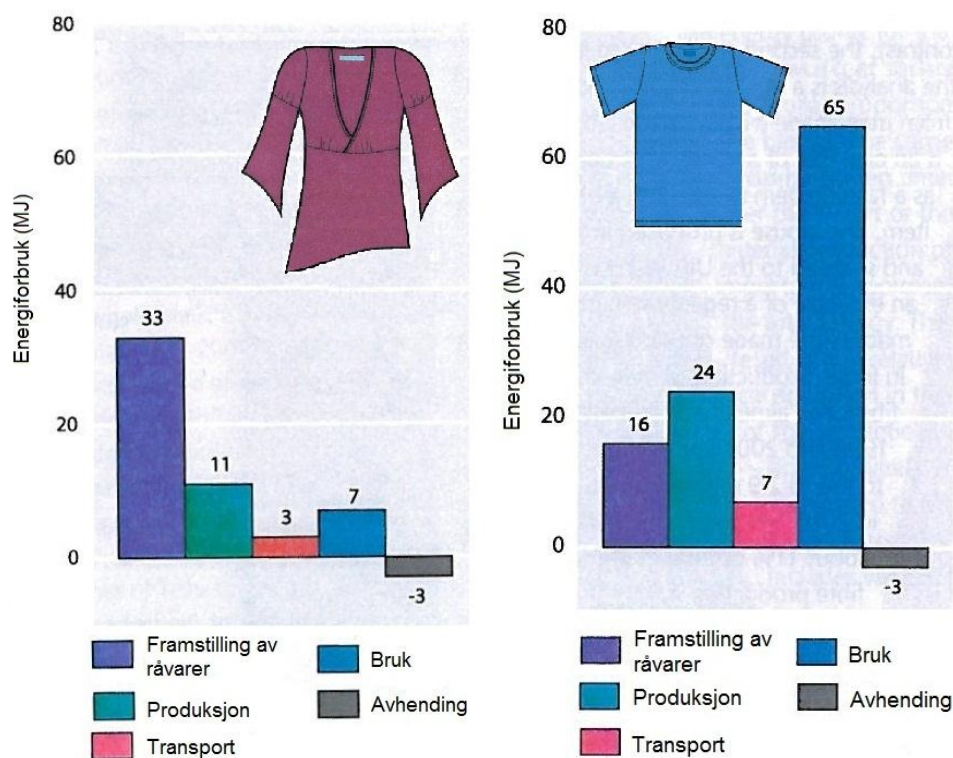
²²¹ www.ecoindexbeta.org, lastet ned 23/01/2012

²²² Laitala, K., C. Boks, & I.G. Klepp (2011) 'Potential for environmental improvements in laundering', *International Journal of Consumer Studies*, Vol. 35, No. 2, pp. 254-64.

²²³ Laitala, K., I.G. Klepp, & C. Boks (2012) 'Changing laundry habits in Norway', *International Journal of Consumer Studies*, Vol. 36, No. 2, pp. 228-37.

²²⁴ Allwood, J. M, S.E. Laursen, C. Malvido de Rodríguez, & N.M.P. Bocken (2006) *Well dressed? The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom*. University of Cambridge, Institute for Manufacturing, Cambridge.

I de fleste LCA modellene er det gjort antagelser om levetiden, for eksempel at en t-skjorte kan vaskes 50 ganger i løpet av sin levetid²²⁵. Studiene bruker ulike forutsetninger for bruksfase, og det er generelt lite data som er basert på empiriske undersøkelser. Dette vanskeliggjør sammenligninger av resultatene og gjør beregningene usikre. En gjennomgang identifiserte at forutsetningene og selvmotsigelsene kan resultere i at bruksfasen blir overvurdert på grunn av overestimert antall vaskeomganger²²⁶ og feilestimeringer av effektiviteten av vaskemaskiner²²⁷.



Figur 5-8 Sammenlikning av energiforbruk for en viskosebluse og en bomulls t-skjorte gjennom hele livssyklusen

Generelt virker det som mer nøyaktig informasjon om bruksfasen er nødvendig for å kunne beregne effekten av bruksfasen. For å øke mulighetene for sammenligning av resultater fra ulike analyser bør det velges funksjonelle enheter som egner seg til sammenligning.

5.6 Oppsummering

Dataene som er presentert ovenfor viser at det er store forskjeller i resultatene for de miljømessige konsekvensene av ulike behandlingsmåter for tekstilavfall. De fleste LCAene på tekstiler har fokusert på miljøkonsekvenser som substitusjonseffekt, energibruk og klimagassutslipp. De største miljømessige fordelene finner man ved økt levetid og ombruk, som gir redusert bruk av jomfruelige materialer. I tillegg reduseres energibruk og klimagassutslipp knyttet til produksjon av nye tekstiler. For eksempel, produksjon av en kilo bomull krever 7 000-29 000 liter vann, og produksjon av en kilo polyester 109 MJ energi.

²²⁵ Streamlined Life Cycle Assessment of Two Marks & Spencer plc Apparel Products, ERM for Marks & Spencer, 2002

²²⁶ Care should be taken when interpreting this. A lower number of washes may imply a shorter overall use phase, resulting in the production of a greater number of items to reach the same level of use.

²²⁷ Recycling low grade clothing waste, Oakdene Hollins for DEFRA, 2006

Forbrenning med energiutnyttelse reduserer cirka 2-6% av det samlede energiforbruket ved tekstilers levetid. Vi har ikke funnet tilsvarende informasjon for materialgjenvinning, men det er estimert at ombruk reduserer cirka 20-60% av det samlede energiforbruket over hele livsløpet for tekstiler.

De fire største miljøeffektene av referansescenario for de to tekstilproduktene i Farrants studie er angitt i Tabell 5-6. I tillegg viser tabellen prosentvis endring for disse kategoriene ved valg av alternative sluttbehandlingsscenariene. Største besparelsene er innen ombruk, men også materialgjenvinning som kluter (erstatte papirkluter, og gir derfor ikke like stor reduksjon som ved erstatning av jomfruelige tekstiler) viser reduksjon i disse kategoriene.

Tabell 5-6 Fire største miljøpåvirkningskategoriene fra Farrants studie og potensiell reduksjon ved materialgjenvinning eller ombruk av 100 klesplagg

Pro- dukt	Miljøpåvirkning	Referansesituasjon	Endring i forhold til ref. situasjon		
		Energiutnyttelse mPET	Material- gjenvinning som kluter	Ombruk i Sverige	Ombruk i Estland
T-skjorter, bomull	Global oppvarming	150	-3%	-13%	-14%
	Helseskadelige stoffer, jord	141	-5%	-23%	-25%
	Forsuring	111	-7%	-27%	-28%
	Eutrofiering	66	-4%	-23%	-25%
Bukser, polyester /bomull	Helseskadelige stoffer, vann	183	-	-44%	-47%
	Helseskadelige stoffer, jord	174	-	-30%	-32%
	Forsuring	120	-	-28%	-30%
	Global oppvarming	113	-	-23%	-24%

Når det gjelder klimagassutslipp, gir materialgjenvinning en reduksjon på mellom -1200 og -1800 kg CO₂ekv per tonn tekstilavfall, der en del av reduksjonen kommer fra erstatning av ny produksjon av tekstiler eller andre materialer som papir. Reduksjonen ved forbrenning med energiutnyttelse er mye mindre enn ved materialgjenvinning. Resultatene varierer, og noen studier viser positiv og andre negativ bidrag, spesielt beroende på om tekstilene i scenario er laget av naturlige eller syntetiske fibre. Største besparelsene er innen ombruk, der resultatene varierer mellom -1682 og -13 000 kg CO₂ekv per tonn tekstilavfall. Videre i rapporten bruker vi resultater beregnet fra Farrants rapport, der materialgjenvinning reduserer cirka -1 258 CO₂ekv per tonn tekstiler i livsløpet, og ombruk -6525 CO₂ekv. Denne studien er også den eneste som har resultater for energiutnyttelse, materialgjenvinning og ombruk, og har dermed lignende systemgrenser og beregningsmetodikk for de ulike scenariene. Ulempen er at resultatet gjelder for bomull, og ikke et utvalg av ulike fibrer slik som tekstilavfallet er. I og med at bomull er den mest brukte fiberen innen husholdningstekstiler, kan den likevel gi en god indikasjon av potensielle miljøpåvirkningene. Andre begrensingen er at i materialgjenvinningsscenario erstatter tekstilklutene produksjon av papir istedenfor nye tekstiler. I andre typer av materialgjenvinning der tekstil erstatter tekstil vil miljøfordelene kunne være betydelig større. Samtidig er dette realistisk i dagens situasjon slik kapittel 4 har vist.

Som nevnt innledningsvis i kap. 5.1, er det svært lite LCA informasjon tilgjengelig som sammenligner ulike avhendingsmetoder da produksjon og bruk har som regel mye større miljøpåvirkning. I tillegg er det vanskelig å måle forskjellene i den virkelige verden på grunn av kompleksiteten i materialgjenvinningsprosesser og ombrukspraksiser, og vanskeligheter med å inkorporere disse i LCA metodikk. Mer kunnskap, spesielt om bruks og avhendingsfasen, er nødvendig for å få frem bedre LCA analyser.

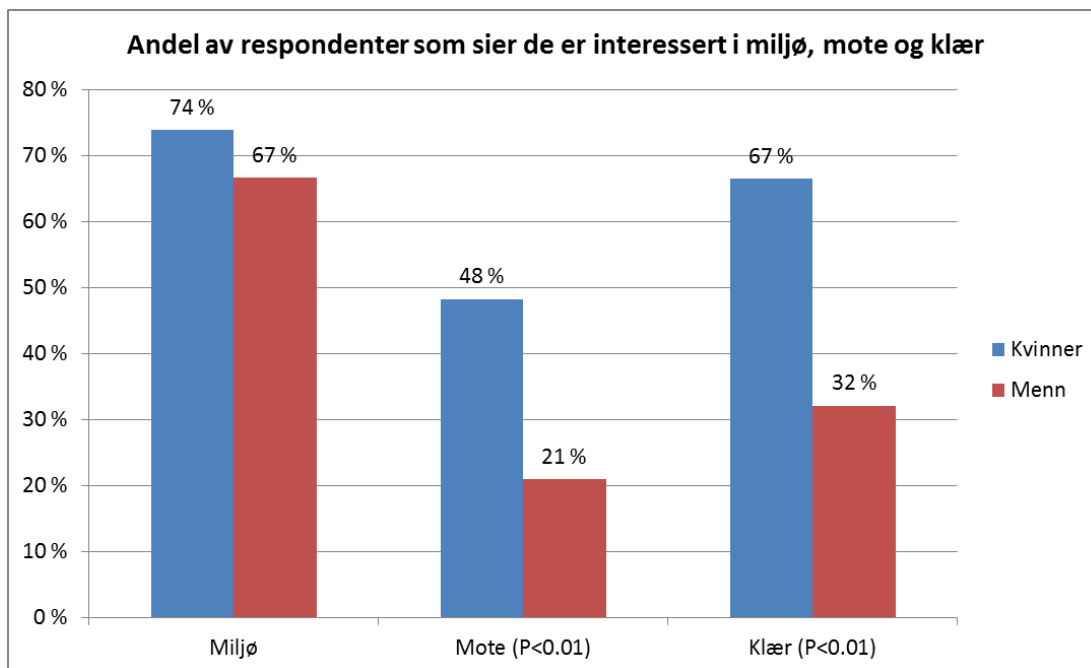
6 Miljøholdninger og initiativer

For å diskutere potensialet for å øke materialgjenvinningen av tekstilavfallet vil holdningene til miljø, og spesielt da forståelsen av koblingen mellom avfall og miljøbelastning være viktig. Også i denne diskusjonen vil ikke bare materialgjenvinning men også gjenbruk og levetid trekkes inn. Det er et paradoks at jo mer tekstiler av høy kvalitet som kastes jo lettere vil gjenbruk være. Dette er samtidig ingen god miljøstrategi. Potensialet må derfor ta med i betraktning hva som totalt sett kan redusere miljøbelastningene. I dette ligger også at andelen uønskede miljøgifter i avfallet er minst mulig. For å senere ha grunnlag for å diskutere ulike virkemidler for å nå dette målet, vil vi her kort si noe om miljøholdninger da disse vil være avgjørende for hva slags virkemidler som vil ha effekt.

6.1 Husholdninger

Det er gjennomført en rekke undersøkelser av miljøholdninger generelt, og forholdet mellom holdninger og handlinger. Når det gjelder tekstiler spesielt er kunnskapen mer begrenset. I Textile Waste prosjektet er noe informasjon omkring dette innhentet. Vi har spurt hvorvidt forbrukere var interessert i de tre områdene miljø, klær og mote. 546 respondenter svarte undersøkelsen. Utvalget er ikke representativt for Norsk befolkning, da det var større andel av kvinner (77%), personer med høy utdanning, og respondenter i alderen 25-39 år, enn det er gjennomsnittlig for Norge. Samtidig var studenter, arbeidsløse, pensjonister, samt aldersgruppene 15-24 og de over 60 underrepresentert i undersøkelsen. Selv om disse resultatene ikke kan generaliseres til å gjelde den norske befolkningen som helhet, har vi fortsatt et stort antall respondenter som kan sammenlignes med hverandre i utvalget, og kan brukes som et eksempel på forbrukere i Norge.

Fordelingen av svar er presentert i Figur 6-1. Majoriteten av både menn og kvinner var mest interessert i miljø. Kvinner svarte at de var mer interessert i klær og mote enn det menn svarte. Begge kjønn var mer interessert i klær enn i mote. Yngre respondenter er mer interessert i mote og klær enn eldre, men det er ikke forskjell mellom aldersgruppene når det gjelder miljøinteresse. Kvalitative intervjuer gir liknende resultater, men de viser klarere hvordan svar på slike spørsmål også må tolkes ut ifra hva som oppfattes som det riktige svaret på spørsmålet. Nesten alle svarer at de er interessert i miljø og gav eksempler fra sitt dagligliv, slik som at de sorterte avfall og ikke kjøpte mer enn det som var nødvendig. Det de i alle fall ønsker er behagelige klær og å fremstå som akseptable på arbeid og skole.



Figur 6-1 Andel av respondenter som svarte at de er enten ganske eller veldig interessert i miljøspørsmål, mote og klær fordelt på kjønn. (N=284)

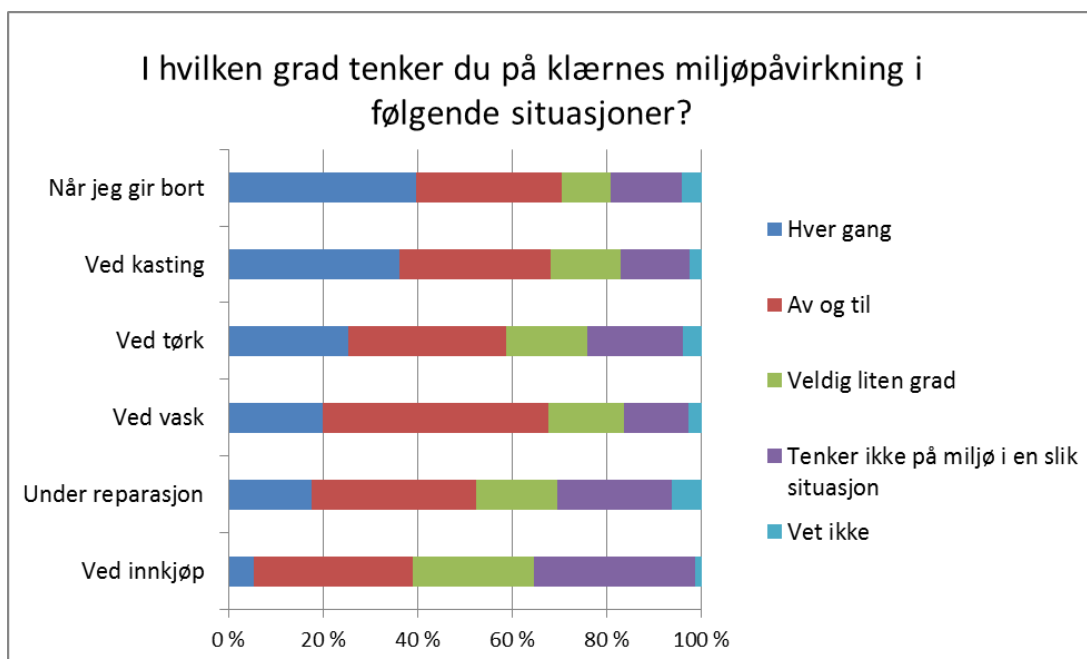
For å se på forholdet klesforbruk og miljøtankegang spurte vi om i hvilke stadier av klesforbruket tanker om miljø var viktige. Resultatet er presentert i Figur 6-2 og viser at flest tenker på miljø i avhendingsfasen når klær enten skal kastes eller gis bort, mens færrest vurderer miljøbelastninger når de kjøper. Bruksfasen ligger mellom disse to ytterpunktene²²⁸. En tolkning av dette er at forbrukerne ved avhending står ovenfor valg mellom ulike løsninger med ulike miljøeffekt. Holdningen kan dermed avspeile de situasjonene der forbrukerne faktisk har et reelt (miljø) valg. Siden utvalget av miljømerkede tøy i det norske markedet er svært begrenset, har forbrukere ikke mange muligheter til å velge miljøvennlig²²⁹. Dermed er valget ved innkjøp ofte begrenset til å ikke kjøpe noe unødvendig, eller kjøpe brukt. Noen forbrukere prøver å benytte fibermerking som grunnlag til miljøvurdering, men kan ta feil og tror for eksempel at alle naturfibre er bedre for miljø enn de syntetiske²³⁰.

²²⁸ Laitala, K. & Klepp, I. G. (2011) Environmental improvement by prolonging clothing use period. Towards sustainability in the textile and fashion industry, 26 April 2011, Copenhagen.

²²⁹ Flere produkter av økologisk bomull har blitt tilgjengelig i det siste, men denne merkingen sier ingenting om de andre produksjonsfasene.

²³⁰ Laitala, K. & Klepp, I. G. (In press) Environmental and ethical perceptions related to clothing labels among Norwegian consumers. Research Journal of Textile and Apparel.

Hiller Connell, K. Y. (2011) Exploring consumers' perceptions of eco-conscious apparel acquisition behaviors. Social Responsibility Journal, 7, 61-73.



Figur 6-2 I hvilken grad tenker du på klærnes miljøpåvirkning i følgende situasjoner? (N=285)

Vi har også stilt spørsmål omkring holdninger til gjenbruk av klær i SIFO survey 2012, som er en landsrepresentativ undersøkelse der 1019 respondenter svarte spørsmålene. Det endelige utvalget er veiet tilsvarende fordelingen i befolkningen (utdanning, alder, kjønn, bosted). Resultatene viser at 30% av respondentene hadde fått brukte klær, 17% hadde kjøpt, og 59% hadde verken kjøpt eller fått brukte klær i løpet av siste året²³¹. De respondentene som hadde enten kjøpt eller fått brukte klær ga også hvor de hadde anskaffet klærne fra. Hovedkildene til brukte klær var familie (55%), venner (42%), bruktbutikker (26%), loppemarkeder (10%) og internetbutikker (9%) (respondentene kunne angi alle kildene som var aktuelle for dem i løpet av det siste året). Respondentene som hadde kjøpt eller fått brukte klær i løpet av siste året kunne gi opp til tre ulike grunner til å bruke brukte klær. Svarfordelingen var:

- For ikke å kaste brukbare plagg 57,3 %
- Får dem gratis 33,9 %
- Av økonomiske grunner 29,6 %
- Av miljøhensyn 27,4 %
- Passer til stilen min 14,9 %
- For å ha noe som ikke alle andre har 10,2 %
- Får billigere merkeklær 7,5 %
- Finnes større utvalg av brukte klær enn nye 3,3 %

Her ser vi at moralske begrunnelser rundt ubehaget ved å kaste brukbare klær er viktigere enn økonomiske begrunnelsene og forhold som har med stil og utvalg å gjøre.

Tilsvarende, de som verken hadde kjøpt eller fått brukte klær i løpet av siste året kunne angi opp til tre grunner til hvorfor de ikke hadde kjøpt brukte klær. Deres svar var:

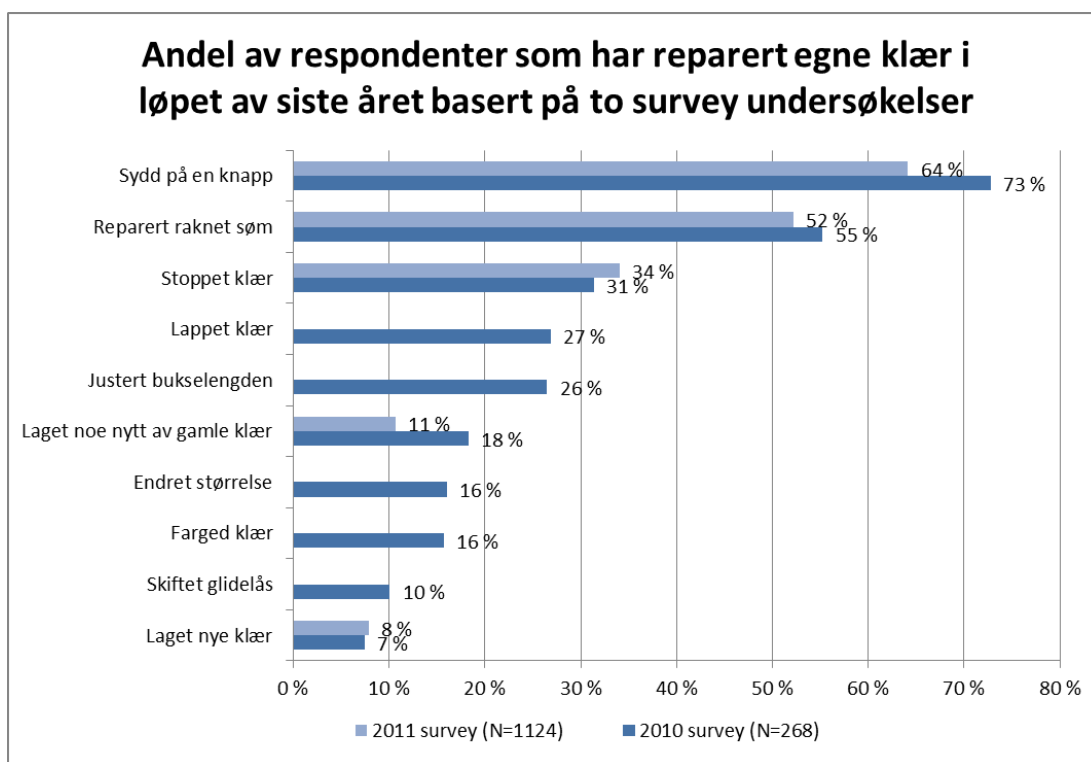
- Foretrekker nye klær 49,1 %
- Liker ikke å bruke andres gamle ting 21,5 %
- Ingen bruktbutikk i nærheten 20,5 %
- For mye jobb å lete etter brukte klær 15,9 %

²³¹ Laitala, K. (2012) SIFO survey første resultater på second hand klesforbruk. Upublisert intern notat, SIFO, Oslo

- Finner ikke klær jeg liker 12,4 %
- Klærne føles urene 11,4 %
- Bedre utvalg i vanlige klesbutikker 9,6 %
- Liker ikke lukten av gammelt tøy 8,0 %
- Finner ikke størrelsen min i brukt-butikker 6,6 %
- Klærne er ofte for dyre 4,4 %
- Ingen loppemarkeder i nærheten 3,8 %
- Finner ikke brukte klær som er moderne 2,5 %

Vi ser her at grunnen til at de velger nye klær fremfor brukte er kvaliteter ved de nye de setter pris på samt egenskaper ved de brukte klærne de ikke liker. Forholdet rundt marked og tilgjengelighet slik som pris og tilgjengelighet av brukteklær spiller mindre rolle.

Textile Waste prosjekt omfatter også to undersøkelser av praktiske kunnskaper og bruk av enkle teknikker for å forlenge klærns brukstid. Her stilte vi spørsmål til hva forbrukerne hadde gjort i løpet av de siste årene.



Figur 6-3 Andel av respondenter som har reparert egne klær i løpet av siste året basert på to survey undersøkelser utført i 2010 og 2011

Svarene her viser at så mange som 64-73% har sydd i en knapp, mens mellom litt over halvparten har sydd igjen en søm. Litt over 30% har stoppet, og fra andre kilder vet vi at dette spesielt gjelder strikkede ullplagg med høy estetisk eller affeksjonsverdi.

Forbrukere har praktisk kunnskap om grunnleggende teknikker for reparasjon. Dette er en stor fordel med tanke på både forlengelse av levetid og økningen av gjenbruk. At nesten 40% alltid tenker på miljøet ved avhending av klær og nesten 60% gjør dette av og til, utgjør et stort potensiale i forhold til å forbedre innsamlingsordninger for kasserte tekstiler. Det er på den annen side betenkelig at det er så lav bevissthet rund innkjøpet, som er den forbruksfasen som betyr mest i forhold til den totale miljøbelastningen. Dette kan tolkes både som resultat av mangel på valg og informasjon om konsekvenser, men også at dette er en forbruksfase der

andre overveielser er viktigere. Familie og venner er den desidert største kilden til brukte klær, og ikke kommersielle salgskanaler som bruktbutikker og loppemarkeder. Dette er viktig å ta med tanke på virkemidler for å stimulere til økt gjenbruk.

6.2 Tekstilbransjen

Tekstilbransjen er svært sammensatt og internasjonal. Uten at vi har konkrete undersøkelser å vise til er vårt inntrykk at interessen for miljøarbeid innad i bransjen er økende. Samtidig er kunnskapsnivået både om tekstiler generelt, og om miljøpåvirkninger og forbedringspotensialet svært begrenset. En undersøkelse foretatt av SFT i 2003 viser f. eks. at importører og forhandlere generelt har liten kunnskap om kjemikalieinnholdet i tekstilene de selger. Det lave kunnskapsnivået i bransjen skyldes blant annet at den har vært preget av kunnskaper om salg og markedsføring samt design, og ikke kunnskaper om tekstiler eller bruken av dem. I Norge er situasjonen i tillegg preget av at vi ikke har utdannelsesinstitusjoner innen tekstilingeniørfagene. Det pågår i dag flere forskningsprosjekter som vil gi noe mer kunnskap om miljøholdninger i bransjen i Skandinavia.

I Norge er det Tekstilpanelet som lengst har arbeidet med å spre kunnskap og holdninger innen tekstilbransjen. TBL-TEKO tok i 2001 initiativet til Tekstilpanelet etter modell av en tilsvarende satsning i Danmark som hadde pågått siden 1999. både Handels- og servicenæringsens hovedorganisasjon (HSH), nå VIRKE, tekstilindustrien (TBL-TEKO), SIFO, GRIP og SFT var sentrale i arbeidet som er en tverrsektoriell satsning for å redusere helse- og miljøbelastningene fra klær og tekstiler på det norske markedet. Tekstilpanelet har hatt halvårige åpne møter hvor viktige spørsmål innen miljø, deriblant også avhending, har vært tatt opp. De fleste møtene er avholdt i KLIFs lokaler. Frem til GRIPs nedleggelse ble arbeidet støttet av Miljøverndepartementet, deretter har Barne- og Likestillingsdepartementet (BLD) støttet arbeidet. Tekstilpanelet startet blant annet med arbeidet med kjemikalievertøyet som VIRKE fullførte.

Tekstilpanelet var i mange år det viktigste initiativet i næringen, men i dag er koordineres arbeidet gjennom organisasjonen NICE (Nordic Initiative Clean & Ethical) som ble opprettet i 2008. NICE hjemmeside gir den beste oversikten over de tiltakene innen avfallsreduksjon i næringen som foregår i næringen²³²

NICE har lagt ut en del av de pågående tiltakene, for å informere designere og klesmerker om hva slags grep de kan ta for å redusere tekstilavfallet. Siden nettsidene også har en egen del for forbrukere, foreslår man hva husholdninger kan gjøre for å minske mengden tekstilavfall og avhende tekstilavfall på en hensiktsmessig måte. For eksempel viser man til LooptWorks²³³, et hollandsk firma som produserer klær av restavfall fra industrien og TED Research prosjektet som har utarbeidet ti designstrategier for å minske tekstilavfall og forbruk²³⁴. Her kan også produsenter finne råvarer som er materialgjenvunnet²³⁵. Dette arbeidet ble finansiert av Barne- og Likestillingsdepartementet i Norge, og samme departement delfinansierer også Tekstilpanelet (som Norwegian Fashion Institute styrer i samarbeid med SIFO, Klif, Virke og Norsk Industri). Her diskuterer bransjen forskjellige løsninger og utfordringer knyttet til tekstilbransjen – og avhending og livsløp har vært tema flere ganger. Da NICE – som er et nettverksprosjekt under Nordic Fashion Association – stadig holder foredrag om disse temaene rundt i verden (Hong Kong, New York, Riga, Tallin, Lima, London, St. Pe-

²³² www.nicefashion.org

²³³ <http://www.looptworks.com/>

²³⁴ <http://www.tedresearch.net/>

²³⁵ For eksempel <http://www.jimtexyarns.com/> og <http://www.martexfiber.com/>

tersburg, München – er alle byer hvor NICE har holdt foredrag i sammenheng med tekstilmesser og andre typer relaterte arrangementer) mottas også flere henvendelser fra organisasjoner som ønsker hjelp eller samarbeid. Svenske Røde Kors, H&M, Svensk Kemi, med flere, har nylig tatt kontakt. Samarbeidet med RITE (Reducing the Impact of Textiles on the Environment) gruppen og Defra sammen med Wrap (NICE er del av styringsgruppen), har ført til et veldig tett samarbeid mellom Norge og Storbritannia om informasjonsdeling. Det er levert inn to søknader til Nordisk Ministerråd hvor NICE og SIFO samarbeider med de Baltiske landene. I den ene av søknadene med Hviterussland i tillegg, på det samme området. I de baltiske landene og Hviterussland ender tekstilavfallet på deponi. Designeren Reet Aus fra Tallin har utviklet et internettverktøy for at industrien kan få tilgang til tekstilavfall før det deponeres, og hun ønsker å utvikle dette slik at det kan brukes i flere land²³⁶.

I Sverige har NICE et samarbeid med MISTRA²³⁷, via Danmark og via Svensk Handel, og her jobber man med et ambisiøst prosjekt som de store kjedene, inkludert Ikea, deltar i. Målet er blant annet å kunne lage nye regenererte fiber av bomullsavfall. Ikea flagget allerede for halvannet år siden at de ville innføre en panteordning for sine produkter, og H&M har lenge diskutert det samme – og lanserte nettopp en kampanje hvor man tar imot brukt H&M tøy og gir kunden en sum pr pose i en prøveperiode²³⁸. Prosjektet skal starte en pilot med en fabrikk, og da NICE nylig var i kontakt med Johan Sundblad, VP, Metallvärden AB, sa han at lykkes pilotprosjektet vil man på sikt etterspørre alt av tekstilavfall som genereres i Norden²³⁹. Likevel vil ikke alle fibre kunne utnyttes. Man overlater ull til Prato-distriktet i Italia, som allerede har systemer for materialgjenvinning av ullgarn og polyester til japanske Teijin. NICE har et utvidet samarbeid med CLASS (basert i Italia) som tilbyr materialgjenvunnet ull og polyester i sin portefølje av tekstiler.

6.3 Næringslivet

Bedrifter og offentlig virksomhet er store brukere av tekstiler. Det gjelder spesielt tjenesteyringer, og dessuten bygg og anlegg, industri og primærnæringer (se kapittel 2.2.3).

Generelt er det en økende bevissthet om miljø og avfall i norske virksomheter. Dette er blant annet et resultat av strengere regler for kildesortering av avfall, og krav til miljødokumentasjon ved offentlige anbud (kfr Lov om offentlige anskaffelser). Dessuten er miljøprofilering og miljøsertifisering en del av virksomhetsstrategien for stadig flere bedrifter, fordi de ser dette som en kvalitet og et konkurransefortrinn. Materialvalg og helse, miljøkonsekvenser over livsløpet og kildesortering er blitt en del av vurderingene både ved innkjøp og avhending.

Tekstiler har fått lite oppmerksomhet hittil, og få virksomheter har egen fagkompetanse på området. Tekstiler er ikke blant fraksjonene som kildesorteres, og private gjenvinningsanlegg har ikke tilbud om mottak av egne tekstilfraksjoner. Kun et fåtall virksomheter innen møbelindustri og tekstilproduksjon har systemer for separat behandling av tekstilavfall eller materialgjenvinning i egen virksomhet (se kapittel 6.2)

I mange tilfeller kan tekstilavfall fra industrien egne seg bedre til materialgjenvinning enn husholdningsavfall, fordi kvaliteten på materiale kan være jevnere og dermed enklere å sortere for eksempel basert på fibertype. På den andre siden, har næringsavfall mange utfordringer

²³⁶ <http://www.reuse.ee/>

²³⁷ http://www.mistrafuturefashion.com/en/research_program/project5/Sidor/default.aspx

²³⁸ <http://www.kk.no/893621/lever-gamle-hm-klaer--faa-penger-tilbake> Lever gamle H&M-klær – få penger tilbake. Den svenske motejiganten lanserer innsamlingsaksjon 12. april.

²³⁹ Pilotprosjekt sammen med blant annet Ikea, H&M, Lindex, KappAhl og Indiska. http://www.mistrafuturefashion.com/en/research_program/project5/Sidor/default.aspx

som husholdningsavfall ikke har. Arbeidstøy fra Brannvesen, Forsvaret, Politiet inneholder større andel miljøgifter, for eksempel flammehemmere osv. En rekke bedrifter ønsker å beskytte sitt varemerke og dermed ikke slippe merkede produkter av lavere kvalitet ut på markedet. Det kan også være sikkerhetsmessige problemer ved gjenbruk av uniformer fra etater som politiet, forsvaret, transport og andre offentlige tjenester. En annen utfordring i forhold til å sende nye klær ut av landet for videresalg, er toll og moms. For at firmaer skal unngå å betale moms, toll, osv. på klær som ikke er solgt, må de være såpass synlig destruerte at de ikke kan benyttes. Som regel gjør man dette ved å klippe store hull i plaggene.

Selv om næringsavfallet kan være mer homogent enn husholdningsavfallet er det mindre homogent med tanke på de praktiske, økonomiske, miljømessige og sikkerhetsmessige problemer det reiser. Dette, sammen med den relativt lavere kunnskapen om næringsavfall, gjør at vi vil konsentrere oss om husholdningsavfall og ikke skissere egne tiltak for næringsavfall når vi i det følgende vil diskutere samfunnsøkonomiske konsekvenser. De tiltakene vi vil vurdere vil ofte likevel være egent også for økning av materialgjenvinning av tekstilavfallet fra næringene. Både den generelt høye miljøbevisstheten blant forbrukere rundt avhending av klær, og den økte interessen for miljøforbedringer innen næringen, tilsier at gode tiltak raskt kan få gjennomslag og oppslutning.

6.4 Oppsummering

Erfaringene presentert i dette kapitlet tyder på at det generelt er en økende interesse for og bevissthet om miljøspørsmål. Det gjelder både i tekstilbransjen, blant forbrukere og i privat og offentlig næringsvirksomhet. At nesten 40% alltid tenker på miljøet ved avhending av klær og nesten 30% gjør dette av og til, utgjør et stort potensiale i forhold til å forbedre innsamlingsordninger for kasserte tekstiler. Dette er viktig å ta med tanke på virkemidler for å stimulere til økt ombruk. Miljøholdningene tilsier at det kan være gode muligheter for å lykkes med å introdusere tiltak for materialgjenvinning av tekstiler i Norge i nærmeste framtid. I og med at kunnskapsnivået er lavt (i tekstilbransjen, blant store innkjøpere og forbrukere) trengs det informasjon og tilrettelegging for å hente ut holdningen i form av faktiske endringer i praksis. Vi vil komme tilbake til dette i forbindelse med virkemidlene. Det er også verdt å merke seg at familie og venner er den desidert største kilden til ombruk av klær i Norge i dag. Det betyr at de miljøgevinstene som kan hentes ut ved organisert eller kommersielt gjenbruk i større grad kan hentes ut ved mer ombruk privat.

7 Alternative tiltak og sammenligning av potensielle tekstilmengder, samfunnsnyttene og kostnader

I dette kapitlet presenteres beregninger for hvilke mengder av tekstilavfall som potensielt kan samles inn ved ulike tiltak. De samfunnsøkonomiske forholdene ved tiltakene blir belyst gjennom nytte/kostnadsanalyser, og det gjøres en analyse av miljømessige effekter av tiltakene. I kapitlet blir også forutsetningene for beregningene diskutert, og vi belyser effekten av endringer i de aktuelle forutsetningene.

Avgrensning

Analysen er avgrenset til husholdningsavfall. Det er flere årsaker til dette. En årsak er at det er en større andel tekstiler i restavfall fra husholdninger enn i restavfall fra næringer (se kapittel 2.3.1). Fra næringer finnes tekstilavfallet hovedsakelig som større partier i egne fraksjoner. Imidlertid er næringsavfallet mindre homogent med tanke på de praktiske, økonomiske, miljømessige og sikkerhetsmessige problemer det reiser (se kapittel 6.3). For husholdningsavfall er det god statistisk sikkerhet i avfallsregnskapet (se kapittel 2.2), og det eksisterer lang erfaring med innsamlingsløsninger for kommunalt avfall. Pr i dag er det mangel på nedstrømsløsninger for brukte tekstiler, med unntak av innsamlingsordninger i regi av veldedige organisasjoner (se kapittel 2.5). På bakgrunn av dette vil vi konsentrere oss om husholdningsavfall og ikke skissere egne tiltak for næringsavfall når vi i det følgende vil diskutere samfunnsøkonomiske konsekvenser.

Det antas at eventuelle nye fungerende nedstrøms løsninger for tekstilavfall fra husholdninger også vil fange opp næringsavfallet. Både den relativt høye miljøbevisstheten blant forbrukere og den økte interessen for miljøforbedringer innen næringen, tilsier at gode tiltak raskt kan få gjennomslag og oppslutning.

I beregningene er tatt med både materialgjenvinning som tiltak for bedre utnyttelse av avfallet, og ombruk som et avfallsreducerende tiltak. Klær og interiørtekstiler er spesielt godt egnet for ombruk, og det finnes et godt datamateriale for verdsetting av miljøeffekter ved materialgjenvinning og ombruk av slike tekstiler. Derfor vil klær og interiørtekstiler stå sentralt i beregningene, uten at analysen er avgrenset til disse.

7.1 Referansesituasjon og tiltakene

Her skisseres ulike tiltak for å samle inn tekstiler egnet til materialgjenvinning som en ny, separat avfallsfraksjon. Husholdningene sorterer ut tekstiler som skal kasseres, men som er tørre, rene og luktfrie. Tekstiler som er tilsølt, fuktig eller forurenset på annet måte leveres med restavfallet, som i dag.

Tiltakene forutsetter at klær til gjenbruk fortsatt kan samles inn av veldedige organisasjoner slik det gjøres i dag.

Tiltakene som blir skissert representerer ulike prinsipielle løsninger for å samle inn den nye avfallsfraksjonen. Det ene er et hentesystem hvor tekstilene hentes hos husholdningene, mens det andre er et bringesystem hvor husholdningene bringer avfallet til oppsamlingsstedet.

Tiltakene har felles løsning for sortering og videre behandling. Vi velger å ta med både gjenbruk og materialgjenvinning som aktuelle behandlingsformer. Spesielt belyses det økonomiske og miljømessige potensialet som ligger i å kombinere gjenbruk og materialgjenvinning (se kapittel 2.7 og 5.1.3). Erfaringsmessig er husholdningenes sortering mellom tekstiler til gjenbruk og tekstilavfall mangelfull (se kapittel 2.3 og 2.4), og derfor omfatter tiltakene en sorteringsprosess før materialgjenvinning. Dette gjør at gjenbrukspotensialet og dermed den økonomiske og miljømessige gevinsten av tiltakene øker.

7.1.1 Referansesituasjonen

Referansesituasjonen er en forenkling av dagens praksis i Norge. Vi forutsetter at husholdningene kan avhende tekstiler gjennom to systemer, henholdsvis som avfall og til gjenbruk.

I dagens avfallssystem leveres tekstilavfall sammen med annet restavfall som samles inn via en henteordning. I referansesituasjonen forenkler vi og antar at alt tekstilholdig restavfall går til forbrenning med energiutnyttelse.

I dagens gjenbrukssystem blir brukte tekstiler samlet inn separat via bringeordninger. I referansesituasjonen antar vi at tekstiler innsamlet til gjenbruk hovedsakelig blir gjenbrukt og delvis materialgjenvinnes.

Referansesystemet avgrenses til tekstiler som samles inn i Norge.

7.1.2 Tiltak A - henteordning

Med dette tiltaket blir en ny avfallsfraksjon samlet inn som en del av eksisterende henteordninger. Tiltaket innebærer at deler av tekstilavfallet omdisponeres fra restavfall-fraksjonen til en separat fraksjon.

Oppsamling skjer ved at tekstiler til materialgjenvinning pakkes separat i sekker. Hver sekk inneholder i gjennomsnitt 5 kg tekstiler. Innsamling kan skje ved at sekkene samles inn sammen med annen tørrfraksjon (typisk papiravfall). De tørre avfallsfraksjonene kan enten samles inn samlet, sekkene med tekstilavfall kan legges i eget kammer i avfallsbilen, eller de samles inn ved egne innsamlingsaksjoner. Med egne fargede sekker i stedet for brukte handleposer, unngås sammenblanding med annet avfall som pakkes i handleposer.

På mottaksanlegget blir sekkene evt sortert ut fra andre tørrfraksjoner. Vi antar at dette skjer manuelt i en oppstartsfase. Senere kan maskinelle sorteringsløsninger bli aktuelle. For å sikre tilfredsstillende kvalitet på tekstilavfallsfraksjonen, blir hver sekk vurdert under utsorteringen. Hvis det er tegn til fuktighet eller vond lukt, åpnes sekken. Og hvis innholdet er skadet, blir det sortert ut og behandlet som restavfall.

Tekstilavfallsfraksjonen går videre til pakkestasjoner. Her blir tekstilene klargjort for transport til anlegg for finsortering og videre behandling.

Tiltaket innebærer at opp- og innsamling av den nye avfallsfraksjonen skjer på tilsvarende måte som for plast, papir og andre separate avfallsfraksjoner i dag. Etter pakking går avfalls-tekstilene inn i samme behandlingssystem som dagens praksis for tekstiler til gjenbruk.

7.1.3 Tiltak B - bringeordning

Med dette tiltaket blir en ny tekstilavfallsfraksjon samlet inn gjennom en bringeordning. Tekstilavfallet samles inn gjennom samme system som i dag brukes for tekstiler til gjenbruk. Den nye tekstilavfallsfraksjonen leveres i egne containere eller i spesielle poser i samme containere som tekstiler til gjenbruk.

Tiltaket innebærer flere og bedre containere og høyere tømmefrekvens sammenlignet med referansesituasjonen. Det er aktuelt å øke andelen storkontainere. Disse graves ned, har lang levetid og er lite skjemmende å se på. Containere kan også integreres i bygg se 8.3.4.

Tiltaket innebærer at opp- og innsamling, sortering og behandling skjer med samme system som for dagens tekstiler til gjenbruk. Tiltaket har fellestrekk med dagens system for glass- og metallemballasje.

Den nye avfallsfraksjonen går til sortering og videre behandling i samme system som i hentesystemet beskrevet foran.

7.2 Potensielle mengder ved tiltakene

I det følgende vil vi se på hvor store mengder tekstiler som potensielt kan samles inn, og hvordan tekstilmengdene kan ventes å bli fordelt på ulike behandlingsmetoder.

7.2.1 Referansesituasjon og teoretisk gjenvinningspotensiale

Utgangspunktet er en referansesituasjon som i hovedtrekk tilsvarende dagens situasjon. Det vil si:

- Av årlig generert mengde tekstilavfall, er 44 % husholdningsavfall (se kapittel 2.2.3). Dette utgjør 51 500 tonn pr år, eller 10,3 kg pr innbygger i gjennomsnitt.
- Årlig samles 21 000 tonn tekstiler inn til gjenbruk fra husholdningene (se kapittel 2.2). Dette utgjør 4,2 kg pr innbygger i gjennomsnitt. Av dette går 75 % til gjenbruk (i Norge eller i andre land), 15 % til materialgjenvinning og 10 % forbrennes (2 100 tonn).
- Teoretisk innebærer dette at alle tekstiler som i referansesituasjonen går til forbrenning, nå kan samles inn.

Den teoretiske mengde som kan samles inn er summen av det som i dag går til restavfall og det som i dag samles inn til gjenbruk. Dette utgjør 72 500 tonn pr år, eller 14,5 kg pr innbygger i gjennomsnitt. Se tabell 7-1

Følgende legges til grunn for beregningene av potensielle mengder til materialgjenvinning og gjenbruk:

- Mengde tekstilavfall fra husholdninger ligger stabilt på samme nivå som de siste fire år, uavhengig av økonomisk utvikling.
- Folketall i Norge: 5 millioner.
- Gjennomsnittlig husholdning på 2,4 innbyggere²⁴⁰
- Alt tekstilholdig restavfall går til forbrenning med energiutnyttelse.

²⁴⁰ SSB, befolkning

Tabell 7-1 Beregning av teoretisk tilgjengelige mengder brukte/kasserte tekstiler fra husholdningene pr år

Mengder	Totalt innsamlet		Til gjenbruk		Til materialgjenvinning		Til forbrenning	
	tonn	Kg pr innbygger	tonn	Kg pr innbygger	tonn	Kg pr innbygger	tonn	kg pr innbygger
Tekstiler i husholdningsavfall							51 500	10,3
Tekstiler samlet inn til gjenbruk	21 000		15 800		3 100		2 100	
Sum = referansesituasjon	21 000	4,2	15 800	3,2	3 100	0,6	53 600	10,7
Omdisponering av mengde til forbrenning	+51 500						-51 500	
Teoretisk mengde for innsamling	72 500	14,50						

7.2.2 Potensiale for materialgjenvinning og gjenbruk

I det følgende skisseres hvordan en større mengde tekstilavfall kan samles inn. Som ambisjonsnivå har vi valgt å samle inn 80 % av den teoretiske mengden. Det innebærer en ekstra innsamlet tekstilmengde på 37 000 tonn pr år, eller 7,4 kg ekstra pr innbygger pr år. Dette er nesten en 3-dobling av innsamlet mengde i forhold til referansesituasjonen.

To forutsetninger er spesielt viktige for å oppnå dette ambisjonsnivået. For det første kreves informasjonsarbeid overfor husholdningene ved omlegging av avfallssystemet. Omfattende omlegginger og store ambisjoner forutsetter omfattende informasjonsarbeid. Husholdningenes motivasjon og innsikt er avgjørende for deres innsats med utsortering av en ny avfallsfraksjon. For det andre er det en forutsetning at alle innsamlede tekstiler er rene og tørre. Våte og forurensede tekstiler, eller at tekstilene kommer i kontakt med vått avfall, vil redusere kvaliteten (se kapittel.4.1.).

Uansett tiltak/løsning forventes at den gjennomsnittlige kvaliteten på de innsamlede tekstilene går ned med økende mengde. Med valgt ambisjonsnivå antas at 65 % går til gjenbruk, 25 % til materialgjenvinning og 10 % til forbrenning. Se tabell 7-2 for beregnede potensielle mengder til hver behandlingsform

Tabell 7-2 Beregnede potensielle mengder til hver behandlingsform

	Totalt innsamlet		Til gjenbruk			Til materialgjenvinning			Til forbrenning		
	Tonn	Kg pr innbygger	%	tonn	kg/i	%	tonn	kg/i	%	tonn	kg/i
Ekstra mengde	37 000	7,40									
Fordeling av ekstra mengde på behandlingsformer			65	24 000	4,81	25	9 250	1,85	10	3 700 -37 000 = - 33 300	-6,66

Det vurderes som realistisk å oppnå dette nivået i løpet av en femårs periode fra innføring av tiltakene. Alternative ambisjonsnivå vil bli nærmere belyst i den samfunnsøkonomiske analysen.

7.2.3 Usikkerhet ved anslagene

Innsamlingsgraden avhenger av forbrukernes vilje til å levere tekstiler som egen fraksjon. Miljøbevissthet vil være viktigste motiv for husholdningenes bidrag til et slikt nytt tiltak, og vi antar at en henteordning i regi av avfallsselskapene vil lykkes best ut fra dette motivet. Størst samfunnsnytte og miljøeffekt har imidlertid tekstiler som leveres til gjenbruk. Det antas at en bringeordning i regi av organisasjoner med humanitære formål vil lykkes best med dette. For å sikre høy gjenbruksgrad er det derfor av betydning å opprettholde eksisterende ordninger for innsamling av tekstiler til gjenbruk ved siden av den nye avfallsfraksjonen.

Tilgjengelighet av innsamlingspunktene har generelt stor betydning for innsamlingsgraden. Dette innebærer at henteordning kan forventes å oppnå en høyere innsamlingsgrad enn bringeordning. Et annet usikkerhetsforhold er fare for svinn. Klesposer som ligger tilgjengelig er utsatt for skader og tyveri. Tekstiler er spesielt følsomme for fuktighet. Dette taler til fordel for bringeordningen.

Ikke alle kommuner henter inn en tørrfraksjon. For disse kommunene er bringeordning et godt alternativ.

Som nevnt vil informasjon være avgjørende for å nå gjenvinningspotensialet, uansett type tiltak. Motivasjonen er generelt høy for kildesortering, men kunnskapen om tekstiler og deres miljøbelastning er begrenset (se kapittel 6.1). For husholdninger som allerede leverer tekstiler til gjenbruk, kan bringeordningen ventes å lykkes best uten omfattende informasjonstiltak. For andre vil en bringeordning innebære en omfattende omlegging og kreve omfattende informasjonsarbeid. Og vice versa for henteordning. For begge ordninger vil det være avgjørende at husholdningen klarer å skille mellom skittene/fuktige tekstiler og den nye fraksjonen.

Videre i kapitlet vil vi belyse hvilke samfunnsøkonomiske konsekvenser og miljøeffekter de potensielle mengdene har.

7.3 Samfunnsøkonomisk analyse av tiltakene

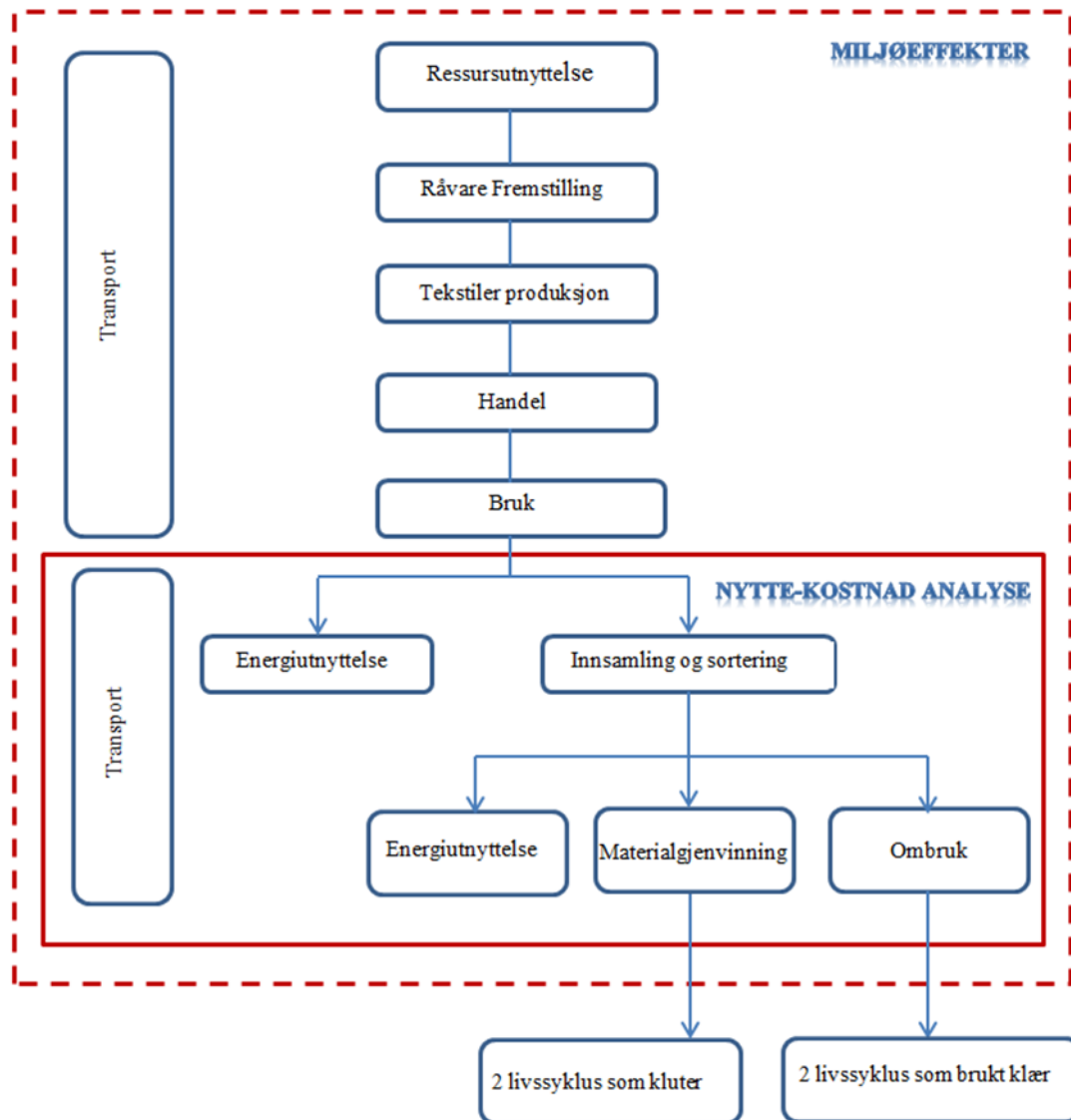
I det følgende belyses samfunnsmessige kostnader og besparelser ved de to alternative tiltakene som ble beskrevet i kapittel 7.1.2 og 7.1.3.

Analysen baserer seg på nytte/kostnadsanalyser²⁴¹. Beregningene omfatter kun mer-kostnader og ekstra nytte (evt besparelser) som tiltakene medfører utover referansesituasjonen. Derfor er ikke alle poster fra drifts- og miljøregnskap inkludert.

7.3.1 Avgrensning av systemet for analysen

For den samfunnsøkonomiske analysen er systemet avgrenset til fasene av avfallsbehandlingen som skjer i Norge. Se heltrukken linje i figur 7-1. Dvs oppsamling, innsamling, grovsortering og sluttbehandling av restavfall. Finsortering til ulike former for materialgjenvinning og gjenbruk utenlands ligger utenfor systemet som er analysert her. Også produksjoner basert på tekstiler til materialgjenvinning ligger utenfor systemet. Systemet avgrenses til kostnader og besparelser ved omsetning ut av systemet, representert ved markedspriser på brukte tekstiler. Stiplet linje representerer systemgrensen brukt i analysen av miljøeffekter i kapittel 7.4.

²⁴¹ Finansdepartementet (2005) Veileder i samfunnsøkonomiske analyser http://www.regjeringen.no/upload/FIN/Vedlegg/okstyring/Veileder_i_samfunnsokonomiske_analyser.pdf



Figur 7-1 Systemgrenser

Merk at tiltakene er forskjellig kun i oppsamlings- og innsamlingsfasen. For sorteringsfasen og sluttbehandling går tekstilfraksjonen inn i det samme systemet. Her forutsettes at de innsamlede tekstilene pakkes for sending til sorteringsanlegg og videre behandling. Unntak er en andel restavfall som går til forbrenning.

7.3.2 Nytte/kostnads-analyse for de to alternative tiltakene

Vi anslår at ambisjonen om å samle inn 80 % av teoretisk mengde er oppnåelig for tiltak A – henteordning. For tiltak B- bringeordning forventes å oppnå 60 % av teoretisk mengde. Dette med bakgrunn i usikkerhetsvurderingene i kapittel 7.2.3.

Vi legger til grunn at begge ordninger kan oppnå samme gjenbruks- og gjenvinningsgrad for de innsamlede tekstilene; 65 % til gjenbruk, 35 % til materialgjenvinning og 10 % til forbrenning som restavfall. Senere i kapitlet vil vi alternative kombinasjoner av behandlingsformene materialgjenvinning og gjenbruk (se kapittel 7.3.4).

Det er utført en nytte/kostnadsanalyse for de to skisserte tiltakene. Resultatet er oppsummert i tabell 7.3, og viser kostnadene som inngår for tiltak A og B. Tabellen presenterer også nåver-

di-kostnader og nåverdi-salgsinntekter for tiltakene, og nåverdi CO₂-besparelse i forhold til referansesituasjonen. CO₂-besparelsen er beregnet for den aktuelle kombinasjonen av behandlingsformer (65/25/10), og benytter følgende verdier for reduksjon i klimautslipp over tekstilers livssyklus²⁴² (se kapittel 5.2.2):

Forbrenning med energiutnyttelse	-311 CO ₂ -ekvivalenter pr tonn tekstilavfall
Materialgjenvinning som industrielle kluter	-1258 CO ₂ -ekvivalenter pr tonn tekstilavfall
Gjenbruk	-6525 CO ₂ -ekvivalenter pr tonn tekstilavfall

Investeringenes levetid er beregnet over 25 år. Øvrige detaljer i nytte-/kostnadsanalysen er nærmere beskrevet i kapittel 7.3.3.

Tabell 7-3 Kostnader til oppsamling, innsamling, sortering, handling, eksport transpotet og informasjon per år etter tiltak etableres; nåverdi-kostnader, nåverdi-salgsinntekter og nåverdi-CO₂-besparelse (enhet: norske kroner)

	Tiltak A – henteordning (80 % av teoretisk mengde)	Tiltak B – bringeordning (60 % av teoretisk mengde)
Kostnad per år		
Oppsamling hos forbruker		
Sekker, innkjøp og utdeling	30 mill kr	
Oppsamlingsbeholder (konteinere) og Lastbiler, investering		60 mill kr
Innsamling til mottakssted		
samlede ekstra driftsutgifter		61 mill kr
utsortere fra annet tørravfall	21 mill kr	
Pakking og omlasting		
Sorterings-/pakkestasjoner investering	6,5 mill kr	3,9 mill kr
Behandling		
restavfall til forbrenning	-20 mill kr	-12 mill kr
transport til forbrenning	-10 mill kr	-6 mill kr
transport tekstiler til sortering for gjenbruk/materialgjenvinning	10 mill kr	6 mill kr
Informasjonskostnad	11 mill kr	4,4 mill kr
Nåverdikostnad sum	941 mill kr	737 mill kr
Nåverdi-salgsinntekter sum	4 021 mill kr	2 446 mill kr
Nåverdi-CO₂ besparelse sum		
Pris CO ₂ ekvivalent		
600 kr/tonn (høy sats)	1447 mill kr	880 mill kr
74 kr/tonn (lav sats)	177 mill kr	108 mill kr
Nåverdikostnad per tonn tekstilavfall	25 432 kr	32 768 kr
Nåverdi-salgsinntekter per tonn tekstilavfall	108 749 kr	108 749 kr
Nåverdi-CO₂ besparelse per tonn tekstilavfall		
Pris CO ₂ ekvivalent		
600 kr/tonn (høy sats)	39 116 kr	39 116 kr
74 kr/tonn (lav sats)	4 798 kr	4 798 kr

²⁴² Se LCA modellberegning for klær i 100 % bomull (Farrant 2010)

Kostnadene for tiltak A - henteordning beregnes til totalt 941 mill kr. Dette tilsvarer en kostnad på kr 25 432 per tonn innsamlet tekstiler. Kostnadene for tiltak B - bringeordning beregnes til totalt 737 mill kr. Dette tilsvarer en kostnad på kr 32 768 per tonn innsamlet tekstiler.

Salgsverdien ved tiltak A – henteordning beregnes til totalt 4 021 mill kr. Dette tilsvarer kr 108 749 pr tonn innsamlede tekstiler. Salgsverdien ved tiltak B – bringeordning beregnes til totalt 2 446 mill kr. Også dette tilsvarer kr 108 749 pr tonn innsamlede tekstiler (i og med at det er forutsatt lik fordeling på behandlingsformer).

CO₂-besparelsen beregnes til 39 116 kr per tonn innsamlede tekstiler med CO₂-kvotepris 600kr per tonn CO₂-ekvivalenter, og kr 4 798 per tonn innsamlede tekstiler med CO₂-kvotepris 74 kr per tonn CO₂-ekvivalenter.

Ut fra dette kan vi si at begge tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme under de gitte forutsetningene.

Sammenligning av de to tiltakene

Kostnader for henteordning er lavere enn for bringeordning pr tonn innsamlede tekstiler. Hovedgrunnen er at bringeordning har høyere investeringskostnad knyttet til oppsamling og innsamling. For en bringeordning trengs investering i containere og lastbiler for å ivareta ekstra mengde tekstiler. For henteordning omfatter ekstra kostnader bare sekker. Bringeordning innebærer også større merkostnader til drift enn henteordning på grunn av den ekstra mengden tekstiler som skal håndteres.

For begge tiltakene forutsettes investeringer i pakkestasjoner og kostnader for transport til og drift av disse.

Merk at forskjellene i kostnadsnivå også skyldes at innsamlingsnivået er satt høyere for henteordning enn bringeordning. Samlet nåverdikostnad for tiltaket framkommer som lavest for bringeordning, men er likevel høyest pr tonn innsamlede tekstiler

Informasjonskostnader er eneste kostnadselement som er uavhengig av innsamlet mengde tekstilavfall. Vi har her forutsatt høyere informasjonskostnad for henteordning enn for bringeordning. Dette utdypes i kapittel 7.3.3.

Om vi tar hensyn til salgsinntektene har begge ordninger positiv netto nåverdi. CO₂-besparelsen er et positivt tillegg til netto nytte for begge tiltak. Merk at her er beregnet CO₂-besparelse for hele produksjonslivssyklusen, og at deler av CO₂-besparelsen skjer utenfor Norge.

Begge tiltakene innebærer flere former for samfunnsnytte enn salgsinntekter og CO₂ besparelser nevnt i tabell 7-3. De andre typene samfunnsnytte som er relatert til tiltakene omfatter andre miljøeffekter og arbeidsplasser. Andre miljøeffekter blir diskutert i kapittel 7.4. Når det gjelder nye arbeidsplasser i Norge, så vil dette være en effekt av bringeordningen.

7.3.3 Kostnads- og nyttevariabler som inngår i analysen

I det følgende utdypes forutsetningene for beregningene i nytte-/kostnadsanalysen.

Oppsamling:

- Merarbeid/kostnader hos forbruker: Begge tiltak forutsetter at den ekstra avfallsfraksjonen sorteres ut i husholdningene, og at tekstilene er rene, tørre og pakket separat. Innsatsen er den samme for begge tiltakene, og mer-kostnadene settes lik null. Det er

likevel en forskjell, i og med at bringeløsning innebærer transport til oppsamlingspunktet. Med tiltak B – bringeløsning forutsettes at tilgjengeligheten blir så god at leveranser kan skje samtidig med annen transport (til butikk, torg, avfallsanlegg osv), og vi setter merkostnad lik null. Eventuelle merkostnader for forbruker drøftes nærmere i kapittel 7.3.4.

- Innsamlingsaktørens kostnader til oppsamling:
 - For tiltak B – Bringeløsning innebærer satsingen en økning i tekstilmengder som skal gjennom systemet. Det forutsettes investeringer i flere og større containere²⁴³. Beregningene har lagt til grunn at det kreves 38 små containere eller 16 store containere pr 1000 tonn innsamlede tekstiler. Det forutsettes at endringen i mengde restavfall ikke har noen betydning for oppsamlingskostnadene for restavfallet.
 - For tiltak A – henteordning innebærer satsingen at tekstilavfall som i referansesituasjonen inngår som en del av restavfallet samles inn separat. Det forutsettes likevel kostnader til egne sekker til formålet. Beregningene har lagt til grunn en kostnad til innkjøp og utdeling av sekker på kr 10 pr abonnent, tilsvarende kr 800 pr tonn innsamlede tekstiler²⁴⁴.

Innsamling:

- For tiltak A – henteløsning forutsettes ingen ekstra kostnader for arbeid og transport for innsamling av den ekstra fraksjonen. Dette begrunnes med at totalmengden avfall ikke endres. Heller ikke antall sekker eller dunker endres, bare organiseringen av innsamlingen av de ulike fraksjonene endres. Imidlertid kommer ekstra kostnad til å sortere ut tekstilsekkene fra annen tørrfraksjon omlastingssted/mottakssted. Her er beregningene gjort ut fra en kostnad på kr 567 pr tonn²⁴⁵. Redusert kostnad transport og forbrenning av restavfall, her satt til kr 900 pr tonn²⁴⁶.
- For tiltak B – bringeløsning forutsettes ekstra investeringer, arbeid og driftsutgifter til innsamling og transport av den ekstra tekstilmengden. Beregningene har lagt til grunn at det kreves 1,4 lastebiler pr 1000 tonn innsamlede tekstiler, og at ekstra driftsutgifter utgjør 2720 kr pr tonn (inkluderer alle driftskostnader fram til levering for behandling)²⁴⁷. Det forutsettes at endringen i mengde restavfall ikke har noen betydning for kostnader til innsamling og transport for restavfallet.

Omlasting/pakking:

- For begge tiltak: Investeringskostnader for pakkestasjoner/anlegg for grovsortering for den nye avfallsfraksjonen. Beregningene legger til grunn et behov på 0,65 pakkestasjoner pr 1000 tonn tekstiler, investering kr 270 000 pr anlegg og levetid 25 år. Arbeid og driftskostnader: For tiltak A – henteløsning dekkes dette av et vederlag for levering til pakkestasjon. I beregningene er lagt til grunn en pris på kr 300 pr tonn tekstiler²⁴⁸. For tiltak B – bringeløsning inngår disse kostnadene i samlede driftskostnader.

Behandling. For begge tiltak gjelder følgende:

- Mengde avfall til forbrenning reduseres i forhold til referansesituasjonen. Vi forenkler og forutsetter at all forbrenning skjer innen Norge, og inkluderer transportkostnader i kalkylen. I beregninger av besparelsene er lagt til grunn en pris på kr 600 pr

²⁴³ Tallene er hentet fra en veldedig organisasjon, som tilbyr innsamling både i byer og spredtbygde områder.

²⁴⁴ Tallene er hentet fra driftsregnskap for Dalane Miljøverk, som dekker kommuner med spredt besetting. Alternative tall er kr 3 per sekk inkludert utdeling (kilde: veldedig organisasjon).

²⁴⁵ Hentet fra driftsregnskap for Dalane Miljøverk 2011.

²⁴⁶ Dalane Miljøverk. Benchmarkingundersøkelse Avfall Norge: 700-1000 kr pr tonn.

²⁴⁷ Hentet fra driftsregnskap veldedig organisasjon.

²⁴⁸ Hentet fra driftsregnskap Dalane Miljøverk 2011.

tonn restavfall levert til forbrenning, pluss gjennomsnittlig kr 300 pr tonn i transportkostnader²⁴⁹. Dette gjelder begge tiltak.

- Mengde avfall til materialgjenvinning og gjenbruk økes i forhold til referansesituasjonen. Vi forenkler og forutsetter at all materialgjenvinning og gjenbruk skjer utenfor Norge, og inkluderer markedspris (inntekt) for salg av brukte tekstiler i analysen. Beregningene er basert på markedspris for tekstiler til materialgjenvinning på kr 450 pr tonn, og markedspris for tekstiler til gjenbruk på kr 10 800 pr tonn²⁵⁰. Vi forutsetter at transport, sortering og behandling dekkes av oppkjøper.

Informasjon:

- Merkostnader til informasjon om innføring av ny avfallsfraksjon og opp-/innsamlingsystemet. Beregningen her er basert på kostnad per husholdning. Anslagene er hentet fra benchmarkingundersøkelse²⁵¹, som viser at informasjonstiltak for tilsvarende nye ordninger koster 2 – 5 kr pr husholdning og år. Vi har forutsatt høyest pris for henteordning og laveste pris for bringeordning. Begrunnelsen er at for tekstiler, vil levering av en ny fraksjon være mest lik dagens ordning for innsamling av tekstiler til gjenbruk. Det vil si at henteordning vurderes som en mer omfattende omlegging, og derfor krever mer informasjonsarbeid. Informasjonskostnader drøftes nærmere i kapittel 7.3.4.

Alternativ produksjon. For begge tiltak gjelder:

For restavfall til forbrenning forenkler vi og forutsetter at alt går til forbrenning med energiutnyttelse. Vi antar også at denne energiproduksjonen erstatter energiproduksjon med andre ressurser, og setter at CO₂-belastning ved forbrenningen tilsvarer CO₂-belastning ved alternativ produksjon.

CO₂-besparelser:

- For begge tiltak antas en besparelse over livsløpet når materialgjenvinning og ombruk erstatter forbrenning som behandlingsform. Kostnader til CO₂ beregnes for to alternative prisnivå. Det ene nivået tilsvarer dagens markedspris (9,2 Euro pr tonn CO₂-ekvivalenter) – her betegnet *lav sats*. Det andre nivået tilsvarer langsiktig prisnivå over de siste fem år (gjennomsnittlig 600 norske kroner pr tonn CO₂-ekvivalenter.) – her betegnet *høy sats*.

Kilder for tallgrunnlaget

De verdiene som er brukt i kalkylen er hentet fra flere kilder. De viktigste er som følger:

- Kostnadstall for Tiltak A – henteløsning er hentet fra benchmarkingundersøkelse av Avfall Norge og fra driftsregnskap for Dalane Miljøverk som har henteordning for tekstiler til gjenbruk. Benchmarkingundersøkelsen viser store variasjoner i kostnadsnivå, og innebærer derfor en usikkerhet i analysen.
- Kostnadstall for tiltak B – bringeordning er hentet fra driftsregnskap og kalkyler hos Fretex og UFF. Slik er investerings- og driftskostnader i størst mulig grad basert på reelle erfaringer fra tilsvarende løsninger i dag
- Markedspriser for brukte tekstiler er basert på oversikt over gjeldende internasjonale priser (se vedlegg III, til kapittel 7 . Kilde Oakdene Hollins/Defra) og priser fra driftsregnskap UFF og Fretex Norge.

²⁴⁹ Hentet fra Dalane Miljøverk driftsregnskap 2011. Ligger innenfor intervall fra benchmarkingundersøkelse Avfall Norge 2012.

²⁵⁰ se vedlegg III. Kilde Oakdene Hollins/Defra. Materialgjenvinning som industrielle kluter.

²⁵¹ Avfall Norge 2012 (under utgivelse)

- CO₂-priser: Høyt anslag er hentet fra gjennomsnittsberegning siste fem år, Miljøverndepartementet. Lavt anslag er dagens pris, hentet fra EU ICE EUA²⁵².

7.3.4 Alternative beregninger til nytte/kostnads-analysen

Det er ønskelig å vurdere hvor følsom beregningene er for de forutsetningene som er lagt til grunn. Derfor ble det gjennomført noen alternative beregninger der sentrale forutsetninger ble endret.

Usikkerhet ved informasjonskostnader

I utgangspunktet var det forutsatt to ulike prisnivåer for informasjon, og i kapittel 7.3.2 er det regnet med et høyt anslag (5 kr pr innbygger pr år) for hentealternativet og et lavt anslag (2 kr pr innbygger pr år) for bringealternativet. Beregningen viser at endring i denne forutsetningen gir ubetydelig utslag for kostnader til tiltakene.

Alternativ med lav kvalitet på innsamlede tekstiler

Gjennom hele rapporten understrekes betydningen av å sikre kvaliteten på de innsamlede tekstilene. Vi har vurdert et alternativ med betydelig lavere grad av ombruk, og utført en beregning med fordeling 25/25/50 i stedet for 65/25/10. Beregningene er oppsummert i tabell 7-4, og viser positiv netto nåverdi for begge ordningene også med dette kvalitetsnivået, selv ved lav markedspris og lav pris for CO₂-besparelser.

Tabell 7-4 Lav andel til gjenbruk/materialgjenvinning (fordeling 25/25/50), ellers som i hovedberegning

Nåverdi		Tiltak A - henteordning	Tiltak B - bringeordning
Kostnad		538 mill kr	873 mill kr
Salgsinntekter			
Salgspris	5580 kr/tonn	(ikke aktuell)	
	4779 kr/tonn	1 636 mill kr	
CO ₂ besparelse			
Pris CO ₂ ekvivalent	600 kr/tonn	368 mill kr	
	74 kr/tonn	45 mill kr	

Sensitivitetsanalyse for Tiltak A – henteordning

Det er usikkerhet ved kvaliteten på avfallstekstiler i en henteordning. Dette til forskjell fra bringeordning, der det finnes gode erfaringstall. Det er derfor utført en sensitivitetsanalyse for tiltak A – henteordning, med alternative kombinasjoner for gjenbruk og materialgjenvinning av tekstilene.

Vi har tidligere forutsatt at innsamlet tekstilavfall behandles i et forhold på 65/25/10 (gjenbruk/materialgjenvinning/forbrenning). Det er derfor utført beregninger for høyere andel til materialgjenvinning og tilsvarende lavere andel til gjenbruk. Analysen viser at om tekstilavfallet kun materialgjenvinnes vil ikke tiltakene være samfunnsøkonomisk lønnsomme. Selv

252

<https://www.theice.com/marketdata/reports/ReportCenter.shtml?reportId=10&contractKey=54#report/10/reportId=10&contractKey=54>.

med høy CO₂-sats. Dette innebærer at for å lykkes med tiltakene må en viss andel være egnet for ombruk.

Tabell 7-5 Sensitivitet for lav ombruksgrad ved henteordning (enhet: norske kroner)

	Fordeling av tekstilavfall til gjenbruk/material gjenvinning/ forbrenning		
	25/65/10	10/80/10	0/90/10
Nåverdikostnad per tonn tekstilavfall	25 432 kr	25 432 kr	25 432 kr
Nåverdi-salgsinntekter per tonn tekstilavfall	45 627 kr	21 950 kr	6 175 kr
Nåverdi-CO ₂ besparelse per tonn tekstilavfall			
Pris CO ₂ ekvivalent			
600 kr/tonn (høy sats)	19 843 kr	12 615 kr	7 797 kr
74 kr/tonn (lav sats)	2 434 kr	1 547 kr	950 kr

Alternativ uten hensyn til besparelser fra CO₂-utslipp beregnet fra livsløpsvurdering (LCA)

Beregningen ovenfor fokuseres på CO₂-utslipp i hele produksjonsprosessen for tekstiler. Store deler av denne prosessen lokaliseres utenfor Norge. Derfor skjer det meste av CO₂-besparelsene utenfor Norge. Om vi forenkler og holder hele CO₂-besparelsen for materialgjenvinning og gjenbruk utenfor beregningen, står vi igjen med nåverdinytte kun basert på salgsverdi av brukte tekstiler. Beregningsalternativene i tabell 7-3 og 7-4 gir likevel positiv nåverdinytte for begge de skisserte tiltakene.

Usikkerhet i forhold til framtidig salgspris

Prisnivå for varer endres over tid. Det er mulig at prisnivået kan variere ut over det vi har forventet i tabell 7-3, 7-4 og 7-5. I tillegg kan pris på nye klær endre seg, og påvirke markedet for bruktklær. Dette vil kunne påvirke lønnsomheten av vår tiltak.

Lavere salgspris av tekstiler til gjenbruk eller materialgjenvinning vil redusere salgsinntektene i tabell 7-3, og dermed redusere netto nåverdi av tiltakene. Om salgsprisen øker, for eksempel på grunn av strengere miljøregler eller økt etterspørsel, vil tiltakene bli mer lønnsomme enn i dag.

Foreliggende studier viser at kvaliteten av nye tekstiler har blitt redusert i de siste årene²⁵³. Lavere kvalitet for nye tekstiler vil gjøre innsamlet tekstilavfall mindre verdifullt til både gjenbruk og materialgjenvinning. Samtidig blir nye tekstiler med lav kvalitet billigere enn de som selges nå. Prisen på nye tekstiler kan bli lavere enn kostnaden til å innsamle tekstilavfallet. I så tilfelle kan materialgjenvinning bli ulønnsomt, og kun miljøeffekten kan forsvare tiltaket.

Utviklingen i verdensøkonomien med stor befolkningsvekst og velstandsvekst i folkerike områder tilsier at ressurser som matjord, energi og vann blir knappere. Prisene på tekstileråvarer er på grunn av dette forventet å stige. Utviklingen mot lavere kvalitet kan stoppes gjennom bevisstgjøring av levetidens betydning for miljøbelastning både i bransjen og blant forbrukere (se anbefaling av tiltak 8.3.)

²⁵³ Defra R&D Project WRT 237 2006, Carbon Balances and Energy Impacts of the Management of UK Wastes

Alternativ med verdsetting av husholdningenes merarbeid til oppsamling

I beregningene hittil er lagt til grunn at husholdningenes merarbeid med oppsamling av den nye avfallsfraksjonen settes lik null (se kapittel 7.3.3). Imidlertid er kvaliteten på tekstilavfallet avgjørende for å lykkes med de skisserte tiltakene. Selv om en holdningsundersøkelse har vist at miljøansvar er viktigste motiv for avfallssortering blant nordmenn, er også samfunnsansvaret viktig²⁵⁴. Derfor vil vi her forsøke å verdsette husholdningenes innsats.

Merarbeidet det er snakk om, er husholdets arbeid med sortering, vask og pakking (for både bringe- og henteløsning), og tid og transportkostnader ved levering til mottaksenhet (ved bringeordning). Miljøkostnader for bruk av transport midler er beregnet under LCA analyse i Kap 5.

Det er forskjellige metoder for å beregne denne samfunnskostnaden. Her vil vi benytte to metoder, basert på a) betalingsvilje, og b) beregning av tidskostnad.

- a) Undersøkelse av betalingsvillighet er en måte å tallfeste samfunnskostnader/-nytteeffekter på. Men det er store variasjoner i forhold til resultater fra betalingsvillighet. I en studie ble voksne nordmenn spurt om hvordan de stiller seg til muligheten for at alt avfall ble sortert maskinelt ved gjenvinningsanleggene. Under forutsetning av at dette ikke kostet noe ekstra, svarte 72 % at de ville benytte tilbudet, mens 27 % foretrakk å sortere selv. Blant de som ville benytte tilbudet, var 60 % villig til å betale for tjenesten, i gjennomsnitt kr 243 pr år²⁵⁵. Merk at dette gjelder alt husholdningsavfall. Tar vi hensyn til at tekstilavfall utgjør en liten andel av det totale husholdningsavfallet (5 % av vekten), kan dette tolkes som at betalingsviljen for et ekstra system med utsortering av tekstilavfall er minimal.
- b) En annen måte å beregne kostnaden for husholdningenes merarbeid er å beregne tidskostnadene. Her er lagt til grunn en spørreundersøkelse om praksis og holdninger til kildesortering, utført blant et representativt utvalg voksne i Norge i 1999²⁵⁶ og SSBs tidsundersøkelser. Undersøkelsen ble gjort i husholdninger med kildesortering for papir/papp, glass, metall, plast, drikkekartonger og matavfall. Glass, metall og plast delvis som bringesystemer. Tabell 7-6 viser disse kostnadene (for detaljer se tabell 10-18 i vedlegg III). Ved å regne ut tilsvarende tidsbruk i et eventuelt tiltak for en separat tekstilavfallsfraksjon, finner vi at husholdningsarbeid med sortering, vask og pakking utgjør ca. 7 876 kr per tonn tekstilavfall for henteordning. Tidskostnad under bringeordning er høyere og tilsvarende 10 274 kr per tonn tekstilavfall. Kostnad i forhold til energibruk med vasking er den samme for både hente- og bringeordninger og tilsvarende 11 kr pr tonn. For bringeordning kommer i tillegg kostnader til bilkjøring og tilsvarende 1 481 kr per tonn.

Om vi tar hensyn til merkostnadene basert på verdsetting med metode b) som tillegg til nåverdikostnaden per tonn i tabell 7-3, koster henteordning fremdeles mye mindre enn bringeordning per tonn tekstilavfall. Begge ordninger er fortsatt samfunnsøkonomisk lønnsomme.

²⁵⁴ Bruvoll, A., Halvorsen, B., Nyborg, K., 2000. Household Sorting of Waste at Source, Economic Survey 4/2000, pp. 26–35. Statistics Norway, Oslo.

²⁵⁵ SSB Omnibussundersøkelse 1999 (Bruvoll et al 2000)

²⁵⁶ SSB Omnibussundersøkelse 1999 (Bruvoll et al 2000)

Tabell 7-6 Husholdningers merkostnader

Kostnader		Enhet
Arbeid (sortering, vask, pakking og levering)	10274	NOK pr tonn
- Derav sortering, vask og pakking	7876	
- Derav levering til konteiner	2397	
Energibruk vasking	11	NOK pr tonn
Transport, bilkjøring	1481	NOK pr tonn

7.4 Potensielle miljøeffekter som utløses av de ulike tiltakene

I det følgende belyses og delvis kvantifiseres aktuelle miljøeffekter ved tiltakene

Systemet omfatter miljøeffekter for hele livsløpet, illustrert med stiplet linje i figur 7.1. Beregningene er basert på LCA-analyser i kapittel 5. Beregningene legger til grunn salgspris til gjenbruk og materialgjenvinning. Da antar vi at disse prisene dekker alle kostnadene i materialgjenvinningsprosessen.

7.4.1 Klimagassutslipp

Vi har beregnet hvilken effekt tiltakene vil ha for klimagassutslippene²⁵⁷. Beregningene er oppsummert i tabell 7-7. Netto besparelse ligger på mellom 4700 og 2000 kg CO₂ekv/ tonn tekstil for de alternativene vi har brukt. Omdisponering fra forbrenning til materialgjenvinning/gjenbruk gir en besparelse som langt oppveier den ekstra belastningen med å håndtere en separat tekstilavfallsfraksjon.

Her framkommer at besparelsene først og fremst er global reduksjon i utslippene av klimagasser. Nasjonalt vil tiltakene gi et netto mer-utslipp, i og med ekstra transport av den nye avfallsfraksjonen²⁵⁸.

Forskjellene mellom hente- og bringeløsning er avhengige av kvaliteten på tekstilavfallet og fordeling på behandlingsformer som avgjør miljøeffekten. Høyere andel av tekstilavfall til gjenbruk, mer besparelse i klimagassutslipp.

Tabell 7-7 Endring i klimagassutslipp som effekt av innsamling av egen fraksjon for tekstilavfall (kg CO₂ekv/ tonn tekstil)

	65/25/10	Alt kvalitet 50/40/10	Alt kvalitet 25/25/50
Ekstra transport			
-Innsamling	53	53	53
-Til sortering og behandling	63	63	35
-Til forbrenning	-48	-48	-27
Sum	68	68	62
Energiproduksjon	0	0	0
Erstattet materiale	-4836	-4046	-2101
Sum	-4767	-3977	-2040

²⁵⁷ Forutsetter 20 liter diesel pr tonn tekstil og CO₂ utslipp per liter diesel =2,663 /1000 tonn CO₂ e (UFF Miljørapport 2010), som tilsvarer 0,05326 tonn CO₂ e /tonn tekstil. Forutsetter at redusert energiproduksjon fra forbrenning erstattes av annen energiproduksjon med tilsvarende CO₂-utslipp.

²⁵⁸ Her er lagt til grunn følgende CO₂-ekv for transport: 53 kg/tonn ved innsamling, 70 kg/tonn til sortering/behandling (basert på sjøveis transport til Øst-Europa), og 53 kg/tonn for spart transport til forbrenning.

Merk at verdiene i tabell 7-7 er basert på LCA-verdier for 100 % bomull. Med tekstiler av blandet kvalitet vil verdiene, og dermed den globale miljøeffekten, ligge på et annet nivå (jfr klimagassutslipp over livsløpet for ulike tekstilmaterialer i tabell 5-1).

Reduksjon av klimagassutslipp fra unngått avfallsforbrenning er usikker. På den ene siden slipper dagens avfallsforbrenningsanlegg ut klimagasser, slik som CO₂, karbonmonoksyd og nitrogenoksid, selv om utslippsmengden er liten og er langt under EU grense²⁵⁹. Tekstilgjenvinningstiltak vil redusere utslippene fra avfallsforbrenningen. På den andre siden vil tapet i energiproduksjon måtte kompenseres med energi fra andre kilder. Miljøeffekten av redusert forbrenning vil avhenge av hvor miljøvennlig energi som brukes i stedet. Det er mulig at energi slik som strøm importeres fra andre land og produseres av blanding av kull, olje, gass og kjernekraft. I slik tilfelle vil klimagassutslipp skifte fra Norge til andre land.

7.4.2 Energiforbruk

Materialgjenvinning og gjenbruk av tekstiler innebærer en stor reduksjon i energiforbruket. Produksjon av nytt materiale representerer 20-60 % av totalt energiforbruk gjennom tekstilers livsløp, og dette spares ved gjenbruk/materialgjenvinning, jfr kapittel 5.2.1. Hente- og bringeløsning har lik effekt dersom de bidrar med like mye innsamlet materiale av samme kvalitet.

7.4.3 Vannforbruk

Besparelse av vannforbruk er en annen gevinst av gjenbruk og materialgjenvinning. I følge tabell 5-1 er den viktigste årsaken mindre forbruk av ny bomullsråvare, som konsumerer store mengder vann i løpet av kultiveringen. Også for ull, viskose og akryl vil gjenbruk/materialgjenvinning representere en ressursbesparelse. I følge kap. 5 tilsvarer besparelse av vannforbruk 102 mill til 424 mill tonn vann dersom 65% av det innsamlet tekstilavfall går til gjenbruk. Effekten av de tekstiler som går til materialgjenvinning er da ikke regnet med.

7.4.4 Kjemikaliebruk

Materialgjenvinning og gjenbruk innebærer mindre forbruk av plantevernmidler og kjemikalier gjennom å erstatte produksjon av nye tekstiler. Kapital 3.2 og 5.1 oppgir en liste av disse farlige stoffene i tekstilproduksjon. Reduksjon i kjemikaliebruk vil være likt fordelt i de to tiltakene. Tabell 7-8 viser besparelser av kjemikaliebruk for bomull av tekstiler når 65% av innsamlet tekstilavfall går til gjenbruk. Tall fra Tabell 5-2 brukes i beregning. Effekt av tekstiler til materialgjenvinning er ikke regnet med.

Tabell 7-8 Besparelser av kjemikaliebruk for bomullstekstiler med 65% innsamlet tekstilavfall til gjenbruk (tonn).

	Gjødsel	Insektmidler	Plantevernmidler	Sykdomskontroll
Bomull	0-8 185	0.146-12	14-21	0.102-12

7.5 Oppsummering og anbefaling

Dette kapitlet undersøker samfunnsnytt og kostnader til to alternative innsamlingstiltak, henteordning og bringeordning. Analysen er avgrenset til husholdningsavfall, og gjelder tiltak for separat innsamling av avfallstekstiler som i dag leveres og behandles som restavfall.

²⁵⁹ Gjennomsnittlig NO_x-utslipp ligger på 25-30 % av EUs grense (ENERGOS 2011, Energy from Waste).

Analysen viser positiv samfunnsøkonomisk lønnsomhet for en slik ny avfallsfraksjon. Dette gjelder selv om vi må regne med lavere kvalitet og dermed lavere andel til gjenbruk som følge av økende innsamlingsgrad.

Vi har sammenlignet to alternative løsninger for opp- og innsamling for den nye fraksjonen, en henteløsning og en bringeløsning. Sorterings- og behandlingsfasene omfattes av samme system, og er foreslått basert på dagens system for tekstiler innsamlet til gjenbruk.

Analysen viser at henteløsningen er den mest kostnadseffektive løsningen for opp- og innsamling. Imidlertid er dette en usikker analyse på grunn av de forutsetningene som er lagt til grunn og mangelfullt datagrunnlag. Trolig vil også regionale forskjeller spille inn. Den samfunnsøkonomiske lønnsomheten for begge løsninger avhenger imidlertid i stor grad av salgsverdien av tekstilavfallet, dvs gjenbruks- og gjenvinningsgraden og markedsprisene er svært viktige.

Det er usikkerhet forbundet med transport- og informasjonskostnadene ved de alternative løsningene. Imidlertid har dette ikke avgjørende betydning for den samfunnsøkonomiske lønnsomheten ved å samle inn avfallstekstiler til materialgjenvinning og gjenbruk. Framtidige priser på brukte og nye tekstiler har betydning for framtidig samfunnsøkonomisk lønnsomhet, slik vi har diskutert i kapittel 7.4.

Vi har gjort beregninger som anslår besparelsene i CO₂-utslipp. Effekten er først og fremst global, i og med at både produksjon av råvarer og nye tekstiler, og materialgjenvinning hovedsakelig skjer utenfor Norge. Innen Norge innebærer tiltaket en mer-belastning i CO₂-utslipp i og med økt transport. Besparelse i CO₂-utslipp er avhengige av hvilken måte materialet blir gjenvunnet på. Besparelsene fra CO₂-utslipp er høyere for bomullstekstiler enn blandede tekstiler. Vår beregning henviser til tekstiler laget av bomull. Derfor representerer besparelsene i CO₂-utslipp i dette kapitlet en øvre grense for CO₂-utslippsbesparelse.

På bakgrunn av erfaringene i dette kapitlet anbefales å iverksette tiltak for utprøving av tiltak med separat innsamling av tekstilavfall. På grunn av usikkerhet i forutsetningene anbefales pilotforsøk. Kostnadsnivå og innsamlingsgrad kan ventes å variere etter bosettingsmønster i innsamlingsområdet. Derfor er det aktuelt å prøve ut hente- og bringeordning både i spredtbygde områder og byer.

8 Virkemidler for økt materialgjenvinning

Det finnes et stort antall alternative virkemidler for å øke innsamlings- og gjenvinningsgraden av ulike materialer. Virkemidler er de styringsverktøy myndighetene kan benytte for å påvirke menneskers handlemåte. De kan være økonomiske (miljøavgifter, omsettelige utslippskvoter, pantesystemer og tilskudd/subsidier) eller administrative (informasjon, juridiske virkemidler f.eks. direkte regulering i form av forbud og påbud, eller fysiske virkemidler som kan lette eller vanskeliggjøre bestemte handlinger)²⁶⁰.

Miljøverndepartementets proposisjon til Stortinget (forslag til stortingsvedtak)²⁶¹ angir nasjonale målsetning for avfallsreduksjon. Målet er at mengde avfall til gjenvinning skal være om lag 75% i 2010 med en videre opptrapping til 80%, basert på at mengde avfall til gjenvinning skal økes i tråd med det som er et samfunnsøkonomisk og miljøvist fornuftig nivå. Gjenvinning inkluderer både materialgjenvinning og energiutnyttelse. Dette målet til gjenvinning er nå nådd²⁶². Når man sammenligner dette mot tekstilavfall, ser vi at målet ikke er nådd. Cirka 48% av tekstilavfallet går til energiutnyttelse og 10% materialgjenvinnes i dag. Dersom man beregner gjenvinningsgraden på samme måte som for generelt avfall og utelukker kategorien for ukjent behandlingsform, er gjenvinningsgraden på tekstilavfall kun 66%, men størstedelen av dette er energiutnyttelse. Som vi har sett i kap. 5 medfører tekstiler store miljøbelastninger i produksjon og det er spesielt gjenbruk som har potensial til å redusere disse. Målet med dette kapitlet er å anbefale virkemidler som kan øke innsamlingsgrad og dermed muliggjøre gjenvinningsgraden på over 80%.

Rapportens formål er å diskutere økt materialgjenvinning, men siden gjenbruk har større økonomisk og miljømessig potensiale er dette en viktig del av diskusjonen. Flere av virkemidlene vil ha ulike effekter samtidig. Derfor har vi også her trukket inn i diskusjonen virkemidlenes effekter i forhold til miljøgifter i avfallet og gjenbruk. Forholdet mellom bruk og gjenbruk av klær og andre tekstiler er glidende. Klærne kan ha en lang bruksperiode og gjenbruk kan representere en kort – og dermed lite miljøeffektiv bruk. Viktigste for å få ned miljøbelastningen fra tekstilforbruket er dermed like mye lang brukstid hos første eier, som gjenfattede eierskap. På samme måte vil fortsatt bruk til opprinnelig funksjon ofte være mer lønnsom enn ny funksjon uansett eierskap²⁶³. Vi vil derfor gi en grov vurdering av ulike virkemidler både for å oppnå lenger levetid, økt gjenbruk og materialgjenvinning. I og med at effekten av virkemidlene vil være avhengig av en rekke forhold (slik som økonomisk utvikling, fokuset på tekstilers miljøbelastning i verdikjeden ikke minst hos sluttbruker, holdninger til gjenbruk, mote og kvalitet), vil en kostnadsevaluering av slike virkemidler være vanskelig. Vi vil likevel forsøke å angi det potensialet virkemidlene har både i forhold til kostnadseffektivitet og styringseffektivitet.

²⁶⁰ Definisjoner fra NOU 1995

²⁶¹ http://www.regjeringen.no/pages/35167618/PDFS/PRP201120120001_MDDDDPDFS.pdf

²⁶² <http://www.miljostatus.no/miljomal/Mal-og-nokkeltall/Avfall/avfall-skal-gjenvinnes/avfall-kjent-behandling/Avfall-gjenvinning/>

²⁶³ Et eksempel på det er en skjorte som er i god stand, men som likevel blir omdefinert til og får ny funksjon som ”maleskjorte”. En slik omdefinering av funksjon kan vær bedre enn alternativet; avhending, men henter samtidig ikke ut det potensiale som ligger i plagget.

Effekten av ulike virkemidler og tiltak er innbyrdes avhengige. Overhuset i parlamentet i England konkluderte med at en kombinasjon av forskrifter og andre tiltak hadde størst potensiale til å påvirke en populasjons adferd²⁶⁴. Når det gjelder å påvirke adferden til privatpersoner, kan man generelt si at personen må minnes på at adferden kan utføres, samtidig som personen både er motivert og har mulighet til å kunne gjøre det. Jo mindre motivert personen er, jo lettere må handlingen være for at den skal bli utført²⁶⁵. Som vi har vist i kap. 6.1 tenker forbrukere mer på miljø ved avhending av tekstiler enn ved de andre stadiene i forbruket. Dette sammen med vanene med å sortere ut andre avfallsfraksjoner tilsier at tiltak innen tekstil har stor grad av sannsynlighet for å lykkes.

Vi angir først en oversikt over virkemidler som er i bruk i Sverige, Storbritannia og Frankrike for økt gjenbruk eller materialgjenvinning av tekstiler, før vi diskuterer mulig virkemidler i Norge. Vi angir så de virkemidlene som er nødvendige for å iverksette de tiltak som er beskrevet i kapittel 7. Til slutt oppsummerer vi kapittelet gjennom å gi våre anbefalinger om hvilke virkemidler som kan øke gjenvinnings og gjenbruksgraden for tekstiler i Norge til 80%.

8.1 Eksisterende virkemidler i andre land

Tekstiler har blitt identifisert som en mulig avfallsgruppe for videreutvikling av end-of-waste kriteria for når avfall opphører å være avfall og blir produkt i revisjon av EUs rammedirektiv om avfall²⁶⁶, som også ble bekreftet av en senere studie²⁶⁷. Dette har stimulert til en rekke nye studier på materialgjenvinning av tekstilavfall²⁶⁸.

Flere land har etablert forbud mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall, noe som omfatter tekstiler siden tekstilavfall generelt antas å inneholde 50 % biologisk nedbrytbart materiale. En studie av europeisk avfallsregulering konkluderte med at alle forbud mot deponering av usortert tekstilmateriale kan bety store miljømessige fordeler²⁶⁹. I tillegg til Norge, har følgende EU-land har forbud mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall:

- Østerrike
- Belgia
- Danmark
- Finland
- Frankrike
- Tyskland
- Italia
- Nederland
- Sverige

²⁶⁴ House of Lords. 2011. Behavior change report. The Stationery Office Limited. London, England: House of Lords.

²⁶⁵ Fogg, B. (2009) A behavior model for persuasive design. 4th International Conference on persuasive technology, 26-29 April 2009 Claremont, California, USA.

²⁶⁶ See paragraph 22 in EC Directive 2008/98/EC at <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:EN:PDF> lastet ned 3/1/2012

²⁶⁷ "Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment." Institute of Prospective Technological Studies, 2010 <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=3359> lastet ned 03/1/2012

²⁶⁸ "Studies on recyclable waste textiles in the context of the development of the end-of-waste criteria for the Waste Framework Directive" Oakdene Hollins for the Institute for Prospective Technological Studies, 2010, unpublished

²⁶⁹ "Landfill Bans: Feasibility Research", Eunomia, Research Report for WRAP, 2010

Omfanget av dette regelverket varierer mellom landene. For eksempel gjelder spesifikasjonen materialtypen i mange land, mens Sverige har forbud mot deponering av avfall som er egnet for forbrenning, inkludert tekstiler²⁷⁰.

REACH, som ble innført i EU fra 2006, retter seg ikke primært mot avfallsfasen, men mot det kjemiske innholdet i tekstilene. Dette vil selvsagt påvirke hele tekstilenes livssyklus og dermed også påvirke innholdet av farlige kjemikalier i avfallet. På den måten kan REACH brukes til å forbedre kvaliteten av materialstrømmen på sikt. Det vil ta lang tid før slike endringer påvirker tekstilavfallet i og med at tekstiler brukes lenge – og ikke minst ofte oppbevares lenge etter siste gangs bruk og dermed ofte er svært gammelt²⁷¹. En stor svakhet ved ordningen er at REACH ikke omfatter noen mekanismer som sikrer at informasjon om kjemisk innhold følger produktet frem til forbruker. Dette er en ulempe både i forhold til forbrukerinformasjon og dermed valg av produkter, og i forhold til avfallsbehandlingen.

Tekstilavfall i EU blir også påvirket av mer generelle reguleringer. Det reviderte rammedirektivet om avfall ("Waste Framework Directive 2008/98/EV) omhandler viktigheten av avfallsreduksjon. Forordningen om grensekryssende transport av avfall ("EU Waste Shipment Regulation") regulerer transporten av avfall både innad og ut av EU. Denne forordningen begrenser mulighetene til eksport av tekstiler som er blandet med farlige substanser ut av OECD landene. Et annet eksempel er Stockholm-konvensjonen²⁷² som forsøker å redusere skadevirkningene av POP (persistente/tungt nedbrytbare organiske miljøgifter) ved å kreve at medlemmene begrenser eller unngår dem. Da konvensjonen ble opprettet i 2004 innebefattet den 12 POPer. Disse ble utvidet med ytterligere 9 POPer i 2009.

Et annet tiltak som påvirker tekstilindustrien er miljømerker²⁷³ som blir omtalt i kapittel 8.2.6. Når det gjelder bruk av utvidet produsentansvar (EPR) har dette blitt diskutert, men lite har skjedd. Et unntak er Frankrike, som i etablerte EPR for produsenter, distributører og importører av klær, lintøy og skotøy. Ordningen beskrives i kapittel 8.1.3.

8.1.1 Sverige

I følge opplysninger innsamlet av Green Alliance, har forbud mot deponering av avfall som er egnet for forbrenning i Sverige, ført til en økning i andelen av avfallsforbrenning til 47 % sammenlignet med 38 % før forbudet, og en økning i materialgjenvinning fra 28% til 37%²⁷⁴. For å sammenligne dette med tekstiler, utgjør materialgjenvinning og gjenbruk til sammen rundt 26 % av brukte tekstiler basert på Naturvårdsverkets tekstilforbruksdata.

En del restavfall, som inkluderer tekstiler, eksporteres fra Norge til Sverige til energiutnyttelse på grunn av manglende forbrenningskapasitet²⁷⁵ og lavere kostnader ved avfallsbehandling i Sverige. I Sverige hevder en interessent at deponeringsforbudet ble innført for tidlig, og at det har ført til problemer i form av at transportbånd og kverner i forbrenningsanleggene har

²⁷⁰ For detaljer, se tabell 6 på side 29 i rapport "Landfill Bans: Feasibility Research", Eunomia for WRAP, 2010 på http://www.wrap.org.uk/downloads/FINAL_Landfill_Bans_Feasibility_Research.6e78811e.8796.pdf

²⁷¹ I kap. 2.9 finnes en fotnote om de tall SSB opererer med når de beregner avfallsstatistikk. Dette er for klær, skinnvarer og fottøy er 1-5 år, interiør 5-10 år og møbler 10-20 år. Den gjennomsnittlige alderen på klær avhendet av kvinner rundt 40 år i 2000 var imidlertid 8 år. Denne tiden omfattet i tillegg til en brukstid på rundt 6 år, et til tre år klærne hadde ligget ubenyttet før avhending se http://www.sifo.no/files/file48469_rapport2001-03web.pdf, s. 165.

²⁷² <http://chm.pops.int/default.aspx>

²⁷³ UNEP DTIE/Chemical Branch 2011, Brunn Paulsen et al., 2011

²⁷⁴ "Landfill Bans and Restrictions in the EU and US" Green Alliance, Research Report for Defra ref. WR1202, 2009

²⁷⁵ Oakdene Hollins for IPTS, 2010, ibid

låst seg, siden tekstiler må blandes med andre materialer for å brenne effektivt. Dette har ført til at mange svenske kommuner har fått midlertidige tillatelser til deponering av tekstiler²⁷⁶.

Det svenske Naturvårdsverket og forskningsinstitusjoner som MISTRA holder på å iverksette tiltak som inkluderer forskning og utvikling i forhold til resirkulering. I tillegg diskuteres flere andre politiske virkemidler i Sverige for tiden, deriblant muligheten for ansvarliggjøring av den enkelte klesprodusent²⁷⁷. Dette er muligens grunnen til at vi flere bedrifter prøver ut ordninger med retur/pant. Et eksempel er Boomerang kjeden, som samler inn brukte Boomerang klær og gir rabatt på nye klær. De innleverte klærne blir vasket og enten lagt ut for salg i en egen del av butikken, eller, om de ikke er av god nok kvalitet, blir de brukt til produksjon av nødhjelpstepper.

8.1.2 Storbritannia

Vi har valgt å inkludere informasjon fra Storbritannia blant annet på grunn av omfattende jobb som er gjennomført der i forbindelse med Sustainable Clothing Action Plan og WRAPs²⁷⁸ prioritering av tekstiler. Tiltakene som er valgt der per i dag inkluderer markedsutvikling og avtaler med industrien. I Storbritannia har mengden tekstiler som er samlet inn økt betydelig (se kap. 2.8.1). Økningen i innsamling av brukte tekstiler til gjenbruk må sees i sammenheng med økte priser og økt konkurranse om brukte klær. Altså økning i antall lokale myndigheter som samler inn klær, samt økende antall andre innsamlingspunkter, slik som innsamlingscontainere og veldedighetsbutikker. Nåværende innsamlingspunkter i Storbritannia inkluderer dør-til-dør innsamlinger gjennomført av veldedighetsorganisasjoner, grøftekantinnsamling av lokale myndigheter som en del av innsamlingen av materialgjenvinnbare materialer fra husholdninger, samt tekstilkontainere på kommunale gjenvinningsstasjoner og sentrale steder som parkeringsplasser ved kjøpesentre og veldedighetsbutikker. På mange steder er det konkurranse mellom klesinnsamlere, og ulike organisasjoner har containere ved siden av hverandre (Figur 8-1). I tillegg har SOEX lansert i-Co ordningen, som går ut på at de vil sette ut en rekke av innsamlingskurver i butikker hvor innleveringen av klær kan kobles til bonuser på kundens rabattkort eller betaling gjennom integrering med elektroniske betalingskort. Det er også mulig at innsamlingen har økt noe fordi det er økende bevissthet i husholdningene om miljøgevinster ved materialgjenvinning og gjenbruk.



Figur 8-1 Eksempler av klesinnsamlingskontainere i Storbritannia

Det finnes ingen offentlige virkemidler som stimulerer til økt materialgjenvinning av tekstiler i Storbritannia. Generelt er Storbritannias mål for avfallsbehandling rettet mot samsvar med EUs avfallsdirektiver, særlig Deponidirektivet. Når det gjelder tekstiler, har frivillige tiltak i næringsvirksomheter blitt oppmuntret som en del av planen for bærekraftige klestiltak

²⁷⁶ Johan Oljeqvist, Fryhuset, personlig kommunikasjon 2010

²⁷⁷ Naturvårdsverket, personlig kommunikasjon, 2010

²⁷⁸ Storbritannias direktorat som har som oppgave å øke resirkulering og gjenbruk

(SCAP²⁷⁹). Planen ble initiert av UK Department of Environment, Food and Rural Affairs (Defra). Fokuset på klær er et resultat av EUs studie EIPRO på miljømessige effekter av produkter²⁸⁰, og annen forskning på bærekraftig forbruk, som har påvist klær som en kategori med store miljøeffekter. SCAP koordineres nå av en avdeling i Defra, og de arbeider for å minimalisere miljøkonsekvenser i produksjon, bruk og deponering av klær gjennom frivillige avtaler med klesforhandlere og produsenter.

Statlige myndigheter på vegne av SCAP har gitt finansiell støtte for å utføre forskning og testing på følgende områder innen gjenbruk og materialgjenvinning:

- Utforske muligheter til å tørke tekstiler for at de skal være bedre egnet for gjenbruk og materialgjenvinning.
- Estimering av økonomisk verdi av brukte tekstiler som er innsamlet på ulike måter.
- Kartlegging av strøm av tekstilmengder gjennom engelsk økonomi fra salg til eventuell avhending
- Estimering av miljøeffekter av drivhusgasser, vannforbruk og avfall som forårsaket av klær gjennom hele livssyklus.

Dessverre finnes det ingen data per i dag på kostnadseffektiviteten av disse tiltakene.

8.1.3 Frankrike

I Frankrike kan kun resterende/gjenværende avfall deponeres²⁸¹. Denne uklare definisjonen har ført til diskusjoner og varierende praksis. Regelverket åpner for deponering hvis forbrenning eller andre former for gjenvinning ikke er «praktisk mulig». Selv om det antas at dette har betydning for å redusere mengden tekstilavfall i deponier, utgjør det ingen drivkraft for å øke antall anlegg for materialgjenvinning eller forbrenning.

Frankrike har etablert en avgift for nye klær, lintøy og skotøy som et tiltak for utvidet produsentansvarsordning (EPR) i 2008. Dette gjøres med målsetting om å mer enn fordoble mengden tekstiler som samles i Frankrike, opp til 130 000 tonn per år innen 2011²⁸². Denne miljøavgiften belastes alle produsenter, distributører og importører av klær, men bortfaller hvis salgsstedet etabler mottaksanlegg for innsamling av brukte tekstiler og det organiserer separat sortering (enten direkte eller gjennom en tredje part). Dette kan de enten gjøre alene, eller ved å bli med i en akkreditert organisasjon. EcoTLC er den eneste franske organisasjonen som så langt har blitt akkreditert av de franske myndighetene og som samler inn, sorterer og gjenvinner på vegne av sine medlemmer.

Penger fra returordningen brukes til å subsidiere sortering, og oppmuntrer dermed til økning i mengden som materialgjenvinnes. Sorterere som tilbyr å sørge for gjenbruk eller materialgjenvinning av minst 70 % av de innsamlede tekstilene, kan motta 69 Euro per tonn som er sortert i minimum tre kvaliteter; gjenbruk, industrielle kluter og annen materialgjenvinning. Det er bare sorterere som kan motta finansiering fra returordningen, ikke brukbutikker eller materialgjenvinningsorganisasjoner. Imidlertid er det tilgjengelig for andre enn franske sorterere hvis tekstilene eksporteres før sortering. En andel av pengene brukes også til forskning og utvikling. Det må bemerkes at systemet også har en samfunnsmessig side, ettersom mange sorteringssystemer drives av organisasjoner som er opptatt av å sysselsette mennesker.

²⁷⁹ Sustainable Clothing Action Plan

²⁸⁰ ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_report.pdf

²⁸¹ Ban on landfilling non-residual wastes which means as a general rule: landfill limited to "residual" wastes,

²⁸² Bertrand Paillat, Det franske handelskammer, foredrag på BIR Textile Division møte, 2008

8.2 Virkemidler i Norge

Vi vil ikke gi noen full oversikt over eksisterende virkemidler, men diskutere noen aktuelle virkemidler. Vi presenterer dem derfor sammen med vurdering av hvorvidt de har noen virkning i forhold til økt materialgjenvinning, reduksjon av miljøgifter i avfallet eller informasjon om hvilke tekstiler som inneholder slike kjemikalier, samt i noen grad også økt levetid. Først ser vi på virkemidlene som ble foreslått i NOU 2002:19 om avfallsforebygging.

8.2.1 Anbefalte virkemidler i NOU 2002:19

NOU 2002: 19²⁸³ om avfallsforebygging tar opp tekstiler spesielt. I forhold til etterbruksfasen (avfallsfasen) slår den fast at lite tekstiler går til materialgjenvinning og at det bør være et potensial for industriell utnyttelse av tekstilavfall. Det foreslås derfor at det arbeides for å legge forholdene til rette for den type materialgjenvinning.

Tiltak og virkemidlene innen tekstil oppsummeres på følgende måte:

- Støtte programmet «Tekstilpanel», herunder støtte til arbeidet med miljømerking av tekstiler på det norske markedet
- Initiere et arbeid med «tekstilfakta»²⁸⁴ for klær og innredningstekstiler.
- Vurdere om tekstiler med ekstremt kort levetid skal merkes på en bestemt måte, samt bedre kontroll av undermerking og feil i vedlikeholdsmerkingen.
- Vurdere bedre ordninger for deponering og bytte
- Gjennomføre tiltak for at forskriften for ikke-vaskbare klær overholdes
- Bevisstgjøring av designere, forhandlere og forbrukere
- Øke kunnskapen om vedlikehold, reparasjon og omsøm
- Støtte til tiltak som kobler sammen folk i bytteringer og lignende
- Strengere reguleringer med hensyn til helsefarlige stoffer og oppfølging av disse
- Bevisstgjøring om fleksible tekstiler i forhold til designere, forhandlere og forbrukere
- Premiere gode eksempler på fleksible klær
- Det bør arbeides for å legge forholdene til rette for industriell utnyttelse av tekstilavfall

Svært få av forslagene er foreløpig fulgt opp, og da kun i begrenset grad. Et unntak var bevilgningen til Tekstilpanelet. Dessverre falt den bort da GRIP gikk konkurs, og ble ikke erstattet før noen år senere, da med bevilgning fra BLD. Holdningsskapende arbeid og opplæring av bransjen støttes, som vi tidligere har vist via NICE.

I likhet med hele NOUen var virkemidlene først og fremst tenkt i forhold til avfallsforebygging, og ikke spesifikt for å bidra til økt materialgjenvinning. Det siste punktet er det som mest direkte går på økning av materialgjenvinning, og vil være det virkemidlet vi her prioriterer. Som det vil gå frem i det følgende er også mange av de andre virkemidlene fortsatt aktuelle.

²⁸³ NOU (2002) Nr. 19 Avfallsforebygging. En visjon om livskvalitet, forbrukerbevissthet og kretsløpstenkning. Utredning fra et utvalg oppnevnt av Miljøverndepartementet 2001. Avgitt 7. november 2002. Statens Forvaltningstjeneste statens trykning <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/nou-er/2002/nou-2002-19.html?id=145734>

²⁸⁴ Tilsvarende som Møbelfakta er for møbler

8.2.2 Forbedrede rammebetingelser for innsamling av klær til gjenbruk

Den innsamlingen som foregår i dag er stort sett i regi av veldedige organisasjoner. Det er viktig å gi dem rammebetingelser som bidrar både til at mest mulig klær til gjenbruk blir levert inn, og at de innsamlede tekstilene i størst mulig grad går til gjenbruk og materialgjenvinning. Dette krever samarbeid med de som per i dag står for store deler av materialgjenvinningen. I utviklingen videre er det vesentlig at deres kunnskaper, erfaringer og infrastruktur ikke erstattes men videreutvikles til å inkludere større mengder tekstiler, og suppleres med nye aktører der det er hensiktsmessig.

Eksempler på rammebetingelser:

- Godt samarbeid med kommunene om oppstillings plasser for containere eller andre hente- og bringeordninger.
- Reduserte priser for levering av restavfall til forbrenning
- Forsiktighet med innføring av nye tiltak som kan påvirke mengde eller kvalitet i innsamlet materiale.

Innsamling av mest mulig klær til ordningene kan sikres gjennom:

- Samarbeid mellom avfallsselskapene og de bedriftene og organisasjonene som samlar inn klær til gjenbruk om informasjon mot husholdningene
- Transparens og kontroll med foreningens bruk av overskudd til veldedige formål (for eksempel via Innsamlingskontrollen²⁸⁵)

Best mulig utnyttelse av innsamlet material gjennom:

- Krav om dokumentasjon om andelen som går til gjenbruk og materialgjenvinning, samt krav om energiutnyttelse av restavfall. For loppemarkeder og bruktboutikker ol vil dette innebære at usolgte tekstiler som er vått skal levers som restavfall mens resten av tekstilavfallet skal leveres i materialstrømmer til gjenbruk og materialgjenvinning gjennom andre kanaler. Se videre diskusjon under 8.3.

I det tiltaket vi forslår og de virkemidler som skal til for å iverksette dette (se 7.3) har vi forsøkt å ta hensyn til dette.

8.2.3 Lover og påbud

Deponiforbudet

Det viktigste eksisterende virkemidlet er forbudet mot å deponere biologisk nedbrytbart avfall fra 1. juli 2009²⁸⁶. Forbudet gjelder avfall som inneholder mer enn 10 prosent biologisk nedbrytbart materiale (totalt organisk karbon). Dette betyr at blant annet papir, matavfall, trevirke og flere typer tekstiler ikke lenger kan deponeres.

Deponiforbudet har, i Norge som i andre land, ført til økt energiutnyttelse slik vi allerede har vist. Dersom det skulle hatt virkning for materialgjenvinning må de eksistere løsningene for innsamling og sortering av avfallet forbedres. Dette vil vi komme tilbake til i kap. 8.3, der vårt viktigste forslag til tiltak er en slik ordning.

²⁸⁵ www.innsamlingskontrollen.no/

²⁸⁶ Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) § 9-4. Forbud mot deponering av visse avfallstyper <http://www.lovdata.no/cgi-wift/lldles?doc=/sf/sf-20040601-0930.html>

Miljøinformasjonsloven

”Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet” ble innført i 2003²⁸⁷. Lovens formål er i følge selve lovteksten ”å sikre allmennheten tilgang til miljøinformasjon og derved gjøre det lettere for den enkelte å bidra til vern av miljøet, å verne seg selv mot helse- og miljøskade og å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål”. I følge Miljøstatus.no, gir denne loven «deg som forbruker rett til opplysninger om innhold av miljø- og helseskadelige stoffer i produktene du vil kjøpe. Miljøinformasjon bidrar til at forbrukerne selv, bedrifter og offentlige instanser kan velge produkter som ikke er skadelig for helse og miljø»²⁸⁸.

Ut i fra lovens intensjoner og omtale av dens virkning, ser det ut til at denne loven kan ha effekt ved at forbrukere eller andre som kjøper produkter velger bort produkter med farlige kjemikalier eller andre negative miljøeffekter. Den burde dermed kunne bidra til å redusere mengden farlige kjemikalier i tekstilavfallet. I selve formålet med loven er formålet enda videre definert med ”vern av miljøet”. Produkter med kort levetid bidrar negativt, og informasjon om kort levetid kunne tenkes å være en type informasjon som loven omfattet.

I forhold til informasjon om innholdet av kjemikalier i tekstiler, eller andre omdiskuterte teknologier som nano og GMO har ikke loven virket etter intensjonen. Den har heller ikke ført til noen bedring i forhold til informasjon om produkters forventede levetid. Tekstiler selges i alt fra kiosker og dagligvarebutikker til spesialforretninger av mange slag. Å spørre betjeningen om innholdet vil så godt som alltid være meningsløst. Heller ikke bedriftene selv sitter på denne informasjonen. Så vidt vi kjenner til er det kun et klesfirma som har ”full transparens” – altså gir sine kunder full innsikt i miljøbelastninger i produksjonen²⁸⁹. Skulle loven gi forbrukere et reelt valg måtte informasjonen følge produktene enten i form av en pålagt merkeordning eller systemer for datablader, RFID eller lignende i butikkene.

Det er et potensial i miljøinformasjonsloven for å bidra til økt gjenvinning og gjenbruk, og ikke minst til å minske innhold av farlige kjemikalier i tekstilavfallet. Men en forutsetning er at loven har noen virkning på markedet for tekstiler. Vi anbefaler derfor at det utredes hvordan loven kan bli mer effektiv. En slik utredning bør inneholde hva slags form opplysninger om teknisk kvalitet, forventet levetid og kjemikalieinnhold skal ha og hvordan denne informasjonen kan følge produktene frem til forbrukere.

8.2.4 Økonomiske virkemidler

Grønne offentlige innkjøp, forbedrede anbuds- og innkjøpsrutiner

Dette er et område med stort potensiale for forbedringer både generelt og i forhold til tekstiler spesielt. I utvikling av nye rutiner og anbudskrav bør både miljøbelastninger i produksjonen og i bruk, og mulighetene for effektiv materialgjenvinning være planlagt. Direktoratet for forvaltning og IKT (Difi) utarbeider verktøy og veiledningsmaterieell som skal gjøre det lettere å stille miljøkrav og sette kriterier for miljøvennlige anskaffelser. Miljømyndighetene kan bistå Difi med dette arbeidet. I Stortingsmelding nr. 26 om regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand fra 2006/2007 står det at regjeringen vil bidra med økt kompetanse og veiledning knyttet til miljø- og samfunnsansvar i offentlige innkjøp både i statlig og

²⁸⁷ Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet (miljøinformasjonsloven) <http://www.lovdata.no/all/hl-20030509-031.html>

²⁸⁸ <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Produkter/>

²⁸⁹“Honest bay” Se <http://nordicfashionassociation.com/40511/%C2%A0%C2%A0%C2%A0Speakers>

kommunal sektor²⁹⁰. I Handlingsplan 2007 – 2010 for Miljø- og samfunnsansvar i offentlige anskaffelser står tekstiler nevnt blant de prioriterte produktgruppene, men det som står om som råd for innkjøp er ikke særlig informativt eller realistisk.²⁹¹ Viktige spørsmål som de økonomiske og miljømessige avveiningene mellom engangsprodukter eller tekstiler som vaskes innen helse og omsorg, og forhold knyttet til viktige egenskaper som brennbarhet og bakterievekst og kjemikaliebruk bør utredes for at gode anbefalinger kan gis. Det bør også vurderes hvorvidt det er hensiktsmessig at Norges eneste testlaboratorium som kan bistå med retningslinjer for innkjøp samt kompetanse og testing i anbuds- og innkjøpsrutiner av tekstiler (SIFO-lab) nå vurderes legges ned. Dermed vil kompetanse og testing opp mot tilbud måtte kjøpes fra utlandet.

Produsentansvarsordninger

Begrepet produsentansvar er veldig viktig i avfallsdebatten og omfatter både en tanke om ansvarsfordeling, og ulike ordninger for å ivareta dette ansvaret. Tanken er at de som produserer også har ansvar for miljøbelastningen produktet gir. Dette innebærer ansvar for helheten av miljøbelastningen gjennom livsløpet frem til forsvarlig avfallshåndtering. Dette kalles også EPR (utvidet produsentansvar). Det er hovedsakelig to former for produsentansvar: Kollektivt produsentansvar og individuelt produsentansvar.

I Norge fikk vi produsentansvar på slutten av 80 – begynnelsen av 90-tallet basert på et kollektivt ansvar, det vil si at alle produsenter og importører betaler et vederlag per produsert eller importert enhet. Gebyret avhenger altså ikke av miljøegenskapene til produktet. Et individuelt produsentansvar fastsettes derimot på bakgrunn av miljøegenskapene til et produkt.

Erfaringer fra andre bransjer som emballasje og EE-produkter har vist at produsentansvar kan være et godt virkemiddel for økt materialgjenvinning. Men det er en rekke utfordringer knyttet til å organisere og finansiere slike systemer. I følge Grønt punkt Norge gjør mange aktører og mange ledd prosessen uoversiktlig. Det blir vanskelig å vite hvem som skal delta inn i ordningen og samtidig utfordrende å administrere ordningene²⁹². I bransjer som dagligvare der et fåtall store aktører dominerer, blir det lettere å finne felles løsninger og administrere ordningene. I svært sammensatte bransjer er produsentansvarsordninger ressurskrevende og effektiviteten blir usikker²⁹³. Et kollektivt ansvar virker ikke som et insitament til forbedringer, samtidig som individuelt ansvar er svært vanskelig å praktisere. Utvikling av produsentansvar er avhengig av at næringslivet klarer å etablere kollektive systemer som fungerer. Både de positive erfaringer med andre bransjer, og det politiske målet om en best mulig avfallsbehandling tilsier et økt fokus på produsentansvar fremover. Men det er mulig bransjen kan utfordres til å utvikle frivillige og individuelle tiltak. Da kan produsentansvar bli en et reelt konkurransefortrinn for bedrifter som tar denne utfordringen på alvor. Dette er en av grunnene til den økningen i interesse for retur- og produsentansvarsordninger i andre land.

Det er spesielle utfordringer knyttet til produsentansvar for tekstiler. Det er lettere å utvikle gode systemer og finansiere dem felles dersom produktene er like både i forhold til innhold av materialer og kjemikalier, og i forhold til pris og levetid. I noen grad kan man si at også ee-avfall er sammensatte produkter og at produsentansvar der fungerer. Men tekstiler omfatter alt fra engangsprodukter (eks. kluter) til produkter med forventet ekstrem lang levetid (for

²⁹⁰ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/2006-2007/Stmeld-nr-26-2006-2007-4.html?id=465318>

²⁹¹ <http://www.regjeringen.no/Upload/MD/Vedlegg/Planer/T-1467.pdf>

²⁹² *) Personlig meddelelse Lars Brede, Grønt punkt Norge, 18. januar 2012. <http://www.grontpunkt.no>:

Grønt Punkt Norge AS drifter returordningene for plastemballasje, drikke- og emballasjekartong på vegne av selskapene Plastretur AS og Norsk Returkartong AS.

²⁹³ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/jd/kampanjer/tolkningsuttalelser/naturressurs--og-miljorett/tolkningsuttalelser-om-forurensningslove/-33---problemstilling-knyttet-til-forskr.html?id=455029>

eksempel kunst). Variasjonen er også stor mellom mindre ekstreme produktgrupper, slik som klær, der nylonstrømper og bunader kan illustrer forskjellen. Produktenes levetid er avgjørende både i forhold til hva slags teknologiske løsninger som finnes og i forhold til selve ansvaret, da bedriftene ikke nødvendigvis eksisterer gjennom hele levetiden til produktet. Tekstilers lange næringskjede tilsier også at det ofte er vanskelig å bestemme hvem som har ansvar. Forpliktelsen til å betale vederlag for produktet ligger ofte på produsent (når produsent er i Norge) og importør (ved produksjon i utlandet). Men er det f. eks. produsenten av fiber, av garn, stoff, klesdesigneren eller den som har sydd ulike stoffer sammen til ferdige produkter, som har ansvaret? Tar vi f. eks. ull vil den norske ullen som brukes i Norge for det aller meste eksporteres til UK for vasking, før den importeres til Norge for spinning og viderebehandling. Dersom EPR-løsninger skal være effektive i forhold til materialgjenvinning forutsetter det også at sortering og gjenvinningsanlegg er tilgjengelige, noe som foreløpig bare delvis er tilfelle. Enkelte større kleskjeder har allerede prøvd ut innsamling av brukte produkter.

EPR innen tekstiler har også flere fordeler. Utviklingen her går, som vist i 8.1 i riktig retning. Dette skjer av ulike grunner. I Frankrike er det etablert en avgift, mens UK har satset på samarbeid mellom bransjen, myndigheter og miljøorganisasjoner godt støttet av satsning på forskning. Det er også eksempler på klesprodusenter som har innført eller testet EPR. H&M er allerede nevnt i 6.2, et annet eksempel er Patagonia²⁹⁴. EPR i denne formen vil samtidig også bidra til forbedringer i produksjonsfasen²⁹⁵. Mange tekstiler er høyprofilerte merkeprodukter der gode miljøløsninger kan være avgjørende for omtale og salg. Spesielt den høye profileringen av deler av sport og motebransjen, tilsier stor markedsføringseffekt av miljøtiltak.

Det foregår en utvikling i dag mot ulike EPR og retur- og panteordninger i Europa. Denne utviklingen støttes både av enkeltfirmaer og myndigheters virkemidler, og vi ser eksempler på bruk av både ”pisk og gulrot”. Vi anbefaler at vi i Norge starter med positive virkemidler for så å vurdere en avgiftsordning dersom omleggingen går for langsomt, eller endringer i priser på bruktklær blir for lave til å dekke omkostningene til sortering, og materialgjenvinning. Fra et norsk perspektiv, et lite land spesielt i forhold til tekstilproduksjon, vil det viktigste nå være å holde bransjen oppdatert på de løsninger som utvikles og prøves ut. Informasjonsflyt er dermed kanskje det som best – og ikke minst billigst - kan stimulere til utvikling av slike former også i Norge. Vi foreslår derfor at arbeidet med Tekstilpanelet og NICE støttes videre og at de får et særlig ansvar for å initiere utviklingen av EPR i samarbeid med bransjene og deres organisasjoner. Samtidig bør alle større utsalgssteder for tekstiler slik som kjøpesenter oppfordres til å samarbeide med de organisasjoner som står for innsamling av tekstiler for gjenbruk og materialgjenvinning i området. Store containere i innendørs garasjeanlegg vil kunne være en god løsning både i forhold til sikkerhet og gi lite problemer med fuktighet. Dette vil da samtidig være anlegg som kan brukes til kasserte tekstiler fra kjøpesenteret.

Avfallshåndteringen er ett av flere viktige områder for å redusere miljøbelastningene fra tekstilforbruket. Vi vil anbefale at dersom økonomiske virkemidler, f. eks i form av en miljøavgift på omsetning av tekstiler, innføres, brukes midlene for å redusere miljøbelastningen totalt sett, og ikke begrenses til avfallshåndtering. En slik avgift vil kunne brukes til å iverksette flere av de tiltak som her foreslås og brukes til å stimulere forskning, utvikling, og samarbeid om gode løsninger. Vi anbefaler derfor at en slik ordning utredes videre, og da i nær kontakt med det som skjer i våre naboland.

²⁹⁴ <http://www.patagonia.com/us/patagonia.go?assetid=5175>

²⁹⁵ Tojo, N. (2004) Extended producer responsibility as a driver for design change – Utopia or reality? IIIIEE dissertations 2004:2, Lund University

8.2.5 Krav om utsortering før forbrenning

Mange land har implementert krav om sortering av avfall i kommunene. Slike krav kan diskuteres som alternativer til kildesortering, og det kan eventuelt innføres en dispensasjonsordning. Det kan være et effektivt virkemiddel for å opprettholde og videreutvikle materialgjenvinning. Bellona og Norsk Industri har fremmet forslag om at alt restavfall som skal til forbrenning først skal gjennomgå en forbehandling tilsvarende regelverket for deponering og spesielt deponiforbud for våtorganisk avfall og basiskarakterisering av avfall (avfallsforskriften kapittel 9 om deponering av avfall). Dette for å sikre at usortert blandet avfall ikke går rett til forbrenning uten noen større kontroll med hva det inneholder.

Tekstiler utgjør, som vi har vist en liten andel av restavfallet, og tekstilenes verdi i forhold til gjenbruk og materialgjenvinning er lett påvirkelig. Det er derfor viktig å holde tekstiler godt adskilt fra materialer med sterk lukt eller fuktighet. Dersom tekstiler kommer i kontakt med annet restavfall vil muligheten for gjenbruk være eliminert, og potensiale for materialgjenvinning svært begrenset om ikke helt umulig. Dette, sammen med at tekstiler ikke er utstyrt med noen form for innholdsdeklarasjoner (bare fiber), gjør utsortering lite aktuelt. Det mest realistiske er dermed en kildesortering. Vårt forslag til tiltak A og B betyr at mindre mengde tekstiler havner i restavfall, og dermed blir det ikke behov for å utsortere tekstilavfall fra restavfall før forbrenning.

8.2.6 Miljømerking og standardisering

De offisielle miljømerkene på tekstiler i Norge er EUs blomst og Nordisk svanemerke. For å bruke merkene må produsentene dokumentere at produktene tilfredsstillende en rekke helse- og miljøkrav i alle trinn i tekstilproduksjonen, inkludert fiberframstilling, spinning, veving, strikk, bleking, innfarging og etterbehandling. For å kunne Svanemerke tekstiler, må de også oppfylle kravene til EUs blomstermerking.

Svanemerkede tekstiler skal blant annet oppfylle følgende krav²⁹⁶:

- naturfibre skal være fra økologisk dyrkning
- tekstilene skal tilfredsstillende omfattende krav til innhold av kjemiske stoffer, fargestoffer og tungmetaller som kan være skadelige for mennesker og miljø
- produktene skal ikke være klorblekede eller inneholde allergifremkallende eller kreftfremkallende fargestoffer

Merkingen stiller også krav til noen kvalitetsrelaterte egenskaper, slik som dimensjonsendring, fargeekthet mot vask og tørk, gnidning, svette og lys. Disse skal forsikre produktenes egnethet til bruk, men kravene er ikke veldig høye. Norsk standard for vedlikeholdsmerking²⁹⁷ stiller høyere krav til de fleste av disse egenskapene. Miljømerkets krav til dimensjonsendring er mellom -8% og +4%²⁹⁸, mens NS 3390 har krav på $\pm 2\%$ på tettsittende konfeksjons- og trikotasjeplagg. Standarden til vedlikeholdsmerking krever at dersom tekstilene ikke oppfyller kravene, må de merkes med informasjon om dette, for eksempel «krymper 3% i lengde». Slike kvalitetskrav kan også påvirke den tekniske levetiden av tekstiler, men dersom kravene ikke er høye nok, vil de ikke ha den ønskete effekten.

Svanen og Blomsten har egne krav til bruk av materialgjenvunnede fibrer. Dersom minst 85-vekt% av fiberinnhold er gjenvunnet, må ikke andre kriterier til fiberproduksjon tilfredsstilles for å klare kravene til merket. Dermed kan merkene bidra til økt bruk av materialgjenvunnede tekstiler.

²⁹⁶ <http://www.ecolabel.no/produkter/>

²⁹⁷ NS 3390:1997 Tekstiler – Krav og prøvingsmetoder for varer med vedlikeholdsmerking

²⁹⁸ Gardiner og avtagbare møbelstoffer har strengere krav på $\pm 2\%$

Miljømerking skal sikre at produktene belaster miljøet mindre når de produseres, når de brukes og som avfall. Et søk på tekstilprodukter med EUs Blomstermerke viser at det er over 500 produkter tilgjengelig i Norge, men disse er alle møbelstoffer fra en produsent²⁹⁹. Oversikt over Svane-merkete tekstiler viser at antall produkter i dag er 40 stk, fra 8 ulike produsenter³⁰⁰. Fordeling mellom ulike produktgruppene er angitt i Tabell 8-1. Dermed er det svært lite tekstiler tilgjengelig med noen av de offisielle miljømerkene, og utvalget av produkttyper er veldig begrenset.

Tabell 8-1 Oversikt over svanemerkete tekstiler i Norge

Produktgruppe	Antall produkter/lisenser
Sengetøy	3
Håndkle	3
Fiber og garn	1
Barneklær	6
Annen tekstil (handlenett)	1
Andre klær (hovedsakelig t-skjorter, undertøy og gensere)	26

The Global Organic Textile Standard (GOTS)³⁰¹ er en verdensledende standard for økologiske fibre. Målet med standarden er å definere verdensomspennende anerkjente krav som sikrer økologisk status av tekstiler gjennom hele tekstil-forsyningskjeden. Den inneholder krav både i forhold til miljø, helsefarlige kjemikalier, teknisk kvalitet, og minimum sosiale/etiske kriterier. I slutten av 2011 var det totalt 2714 GOTS sertifiserte produsenter i verden, derav ingen i Norge, men 14 i Danmark og 2 i Sverige. Selv om det er ingen norske produsenter, kan det være produkter tilgjengelig i markedet.



Figur 8-2 Eu blomst, Nordisk svane og GOTS merking

Textile Waste intervjuene viste at de fleste ikke en gang viste at det finnes miljømerking på tekstiler, da de aldri hadde sett disse i butikkene. Øko-tex Standard 100, som er et human-økologisk helse merke som har flere produkter tilgjengelig i det norske markedet enn andre merkeordninger³⁰². I tillegg til mange utenlandske produsenter som selger sine produkter i Norge, har 11 norske produsenter sertifiserte produkter. Standard 100 stiller kun krav til kjemikalierester i produktene, men Øko-tex har også utviklet en egen merkeordning med krav til produksjonsforhold, Øko-tex 1000. Dersom produktet tilfredsstiller begge standardene, kan det merkes som Øko-tex 100 pluss.

²⁹⁹ <http://ec.europa.eu/ecat/>

³⁰⁰ <http://www.ecolabel.no/>

³⁰¹ <http://www.global-standard.org/>

³⁰² <http://www.oeko-tex.com/>



Figur 8-3 Øko-tex Standard 100, 1000 og 100pluss merkene

Det finnes også en egne merkeordning for produkter som inneholder materialgjenvunnede råvarer. Det heter Global Recycle Standard³⁰³, som benyttes for verifisering av mengden av materialgjenvunnede deler eller ingredienser i et gitt produkt. I tillegg gir merkeordningen økt transparens og informasjonstilgang i forhold til hvordan gjenvunne materiale er prosessert gjennom hele verdikjeden. Bland annet non-profit organisasjonen Textile Exchange, bruker denne standarden sammen med deres spesifikke fokus på organisk bomull³⁰⁴. Deres medlemmer innebærer blant annet H&M, Lindex og Nudie Jeans³⁰⁵.



Figur 8-4 Global Recycle Standard merke

Dermed kan det tenkes at miljømerking kan ha virkning både på reduksjon i bruk av skadelige kjemikalier, økt levetid, og øke bruk av materialgjenvunnede produkter. Så lenge det finnes svært få merkete produkter på det norske markedet, er imidlertid påvirkningen liten. Kriteriene til svanemerking av tekstiler er nå under revisjon, og det vurderes å senke kravet fra 100% økologisk til bare 10%. Dette kan muliggjøre sertifisering av flere produkter, og dermed kan det åpnes for større omfang i bruken av merkingen³⁰⁶.

Energimerking

I EU er det pålagt med energimerking av mange elektroniske produkter, inkludert vaskemaskiner. Merkingen krever dokumentasjon blant annet om bruk av strøm, slik at forbrukere har bedre grunnlag til å sammenligne produktenes forventet miljøpåvirkning (med økonomiske konsekvenser) i løpet av bruksfasen. Det finnes ikke en slik merking for tekstiler, selv om det er store forskjeller i ulike produkters behov for vask. Energimerkeordningen kan også brukes som modell for å utvikle andre merkeordninger hvor forbrukere får informasjon om produkters miljøbelastninger på ulike områder. Energimerkeordningen har bidratt til en teknologisk utvikling mot mindre vann- og energiforbruk. Overføringsverdien til andre produkter, og områder innen miljøbelastning bør derfor diskuteres.

³⁰³ http://certification.controlunion.com/program.aspx?Program_ID=62

³⁰⁴ Textile Exchange (n.d.) About us. textileexchange.org/about-us [2 April 2012]

³⁰⁵ Textile Exchange (2012) All Member Companies. textileexchange.org/companies [2 April 2012]

³⁰⁶ http://www.ecolabel.no/aktuelt/nyhetsarkiv/horing_tekstiler/ Høring: Miljøkrav for tekstiler, skinn og lær

Vi anbefaler derfor at de ulike miljømerkeordningene som finnes for tekstiler tas med i en total vurdering av mulighetene for å få frem mer kunnskap om tekstilers miljøbelastning nevnt under 8.2.3.

8.2.7 Kvalitetsmerking og levetid

I Norge bruker møbelbransjen en egen frivillig merkeordning «Møbelfakta». Denne merkingen forteller at produsenten er miljøsertifisert³⁰⁷ og møblene som bærer det er miljødeklarerende/dokumenterte og kvalitetssertifiserte, inkludert krav til møbelstoffer. Tekstiler må tilfredsstille krav til slitasjestyrke, nopping, fargeekthet mot lys, fargeekthet mot gnidning og brennbarhet. Kravene varierer i forhold til tenkt bruksområde (private hjem/vanlig bruk, private hjem/hard bruk, og offentlig miljø/hard bruk)³⁰⁸. Møbelfakta ble etablert i 1968 og har mange av de større og ledende norske møbelprodusentene som medlemmer.

Det finnes en lignende ordning i Sverige (Möbelfakta³⁰⁹), men kravene er ikke de samme som i Norge. I tillegg finnes en Europeisk standard for lignende merking, NS-EN 14465:2003 Tekstiler - Møbelstoffer - Spesifikasjoner og prøvingsmetoder. Denne standarden spesifiserer krav som er relevante for møbelstoffer for innendørs bruk. Den beskriver en matrise system for å uttrykke de materielle egenskapene til et møbelstoff. Denne standarden gjelder møbelstoffer både i privat og offentlig bruk (unntatt seter til transportmidler), men vi har ikke sett at denne Europeiske merkingen har blitt brukt i Norge.



Figur 8-5 Møbelfakta merking

Kvalitetsmerking finnes for møbelstoffer, men ikke for andre type tekstiler. En slik merking gir verdifull informasjon om forventet levetid av produktene. En liknende ordning innen klær, sengeklær, osv. ville gitt forbrukere et reelt valg, og ville dermed også være et insitament for industrien til å arbeide bevist med levetid. En slik merkeordning kunne også gi informasjon om produktets potensiale i forhold til avhending.

Vi anbefaler derfor at merking av produkters forventede bruks- eller levetid og tekniske kvaliteter vurderes sammen med de andre spørsmålene rundt informasjon om produkter som allerede er nevnt (8.2.3 og 8.2.6, se også 8.2.8)

8.2.8 Forbrukerkjøpsloven og garantier

Forbrukerkjøpsloven³¹⁰ sier at varen skal ha de egenskapene og den holdbarhet som selgeren har opplyst ved kjøpet. Dersom det oppdages mangler ved salgsgjenstanden, må reklamasjon senest skje to år etter at forbrukeren overtok tingen. Dersom tingen eller deler av den ved

³⁰⁷ Bedrift skal være sertifisert enten etter ISO 14001 eller Miljøfyrtårn.

³⁰⁸ <http://www.mobelfakta.no/Tekstiler/>

³⁰⁹ <http://www.mobelfakta.se/>

³¹⁰ <http://www.lovdatabasen.no/all/nl-20020621-034.html> og http://forbrukerportalen.no/temaer/kjop_fra_butikk

vanlig bruk er ment å vare vesentlig lengre, er fristen for å reklamere fem år. I tillegg sier loven at alle feil som oppstår de første seks månedene skal regnes som fabrikkfeil, hvis ikke selgeren beviser noe annet. Det vil si at selgeren har bevisbyrden for at feilen ikke skyldes han. Etter de første seks månedene har kjøperen bevisbyrden. Finner ikke selgeren årsaken eller skyldes årsaken at varen har hatt for dårlig kvalitet, er det en mangel.

En garanti er et løfte fra en produsent, importør eller selger, som gir rettigheter utover forbrukerkjøpsloven.

Det er så vidt vi kjenner til lite kunnskap omkring hvordan denne loven fortolkes og brukes i forhold til tekstiler. Den kan tolkes som at alle tekstiler skal holde i minst to år, noe som slett ikke er tilfelle. Dersom flere klager på produkter som ikke holder mål, måtte produsentene ha bedre kvalitetskontroll. Dette er dermed en lov som kunne bidratt til lenger levetid. Samtidig vet vi at det generelt er mer klager på produkter som koster mer, f. eks. møbel i forhold til klær. Det er dermed usikkert om en innskjerping av denne retten ville få noen større påvirkning på det store markedet for billige klær.

Vi anbefaler derfor at virkningen av forbrukerkjøpsloven utredes i forhold til tekstiler. Dette gjelder både hvordan forbrukere oppfatter og praktiserer sine rettigheter i forhold til loven, og hva som skal til for å få loven til å virke etter sin hensikt. Denne utredningen kunne gjøres sammen med utredningen av Miljøinformasjonsloven.

8.2.9 Forskning

Forskning er viktig for å utvikle både gode tekniske og designmessige løsninger, og for å få frem kunnskap om brukerpraksiser og endringsprosesser. I kapittel 4 nevnt en del pågående prosjekter spesielt i forbindelse med teknologier for materialanvendelse. Vi vil her peke på noen særlig viktige områder i forhold til forbedringer oppstrøms og nedstrøms.

Design og produksjon

Det er pågående forskning innen metoder for å redusere mengden avfall i produksjonsprosessene. Et eksempel er tilskjæring uten reststoffer og ulike fargingsprosesser som reduserer både tekstiler og fargestoffer som går til spille. SSB angir økt fokusering på bruk av produksjonsrester som råvare i ny industriproduksjon, som en av flere forklaringer på reduksjon i generert mengde tekstilavfall fra næringsliv. Forskningen innen utvikling av produkter kan, i tillegg til å legge vekt på materialbruken i produksjonsprosessen, også fokusere på reduksjon av avfall gjennom livsløpet. I bruksfasen kan dette være lang levetid, fleksibilitet i bruk og brukere, utbyttbare deler, og demonterbare sluttprodukter³¹¹. Utvikling av produkter med større potensial for gjenvinning kan utvikles. Dette gjøres innen Cradle-To-Cradle (C2C) metodikk. C2C baseres på en kretsløpstankegang der organiske materialer ikke blandes med syntetiske, fordi de skal til ulike kretsløp (naturelle som kompostering eller industrielle som materialgjenvinning). I forhold til klær og tekstiler slik vi kjenner dem i dag er det mye å ta fatt i. Det gjelder ikke minst bruken av knapper, sytråd, glidelåser osv. i en rekke ulike materialer. Utfordringen ligger da i å erstatte funksjonen som f. eks. glidelåser eller bytte ut et materiale med et annet. Utviklingen innen C2C vil, selv om ikke den tas fullt ut, kunne forbedre produkter. Bruk av metalldele vil f. eks også skape problemer i en del av de mer ordinære materialgjenvinningsprosessene. Som tidligere nevnt vil en overgang fra å fokusere på LCA til LCD kunne bidra til å forbedre produktene gjennom livsløpet.

³¹¹ Laitala, K. & C. Boks (2012) 'Sustainable clothing design: Use matters', Journal of design research, Vol. 10, No. 1/2, pp. 121-39.

I og med at Norge ikke har utdanningsinstitusjoner innen tekstilingeniør fag er det begrensede muligheter for å drive frem en del av den mer tekniske forskningen i Norge. Vi har på den andre siden sterke designmiljøer. Som tidligere påpekt har vi i Norge hatt materialgjenvinning av ull gjennom shoddyfabrikker. Dette er det eneste feltet innen tekstilproduksjon Norge har som omfatter både fiberproduksjon og videreføring, og også det feltet som peker seg ut som interessant i forhold til forskning på mulighetene innen design og produksjon.

Produkter

De eksisterende tiltakene og virkemidlene som miljømyndighetene anvender i kjemikaliearbeidet vil fortsatt være svært viktig for å redusere bruk av helse- og miljøfarlige stoffer i tekstiler. Samtidig ser man at det utvikles stadig nye produkter med nye kjemikalier og material sammensetninger. Det er derfor viktig for myndighetene å få tilstrekkelig kunnskap om bruk av nye betenkelige stoffer slik som de polyfluorerte stoffene fluortelemeralkohol (8:2 FTOH) og polyfluorinert nonylsyre (PFNA) for å kunne utarbeide passende virkemidler og nye tiltak.

Bruksfasen

Som det kom frem i diskusjonen rundt LCA i kapittel 5 er kunnskapene om tekstilers bruksfase svært begrenset. Interessen for bruksfasen er voksende internasjonalt i sammenheng med behovet for å kunne dokumentere miljøkonsekvenser av ulike produkter, og i forhold til erkjennelsen av bruksfasens store betydning spesielt for energiforbruket relatert til tekstilforbruk. SIFO har arbeidet med bruksfasen over tid og er et ledende miljø på dette feltet blant annet gjennom utvikling av tverrfaglige metoder. Kunnskap om bruk vil i tillegg til å være avgjørende for å sammenligne materialer og produkter i forhold til miljøbelastning også være viktig for å utvikle produkter som brukes på en måte slik at det genereres mindre avfall. Som tidligere nevnt finnes det lite kunnskap om godt etablerte former for bytte, dele og arve klær og tekstiler og om nyere former som vokser frem (e-handel, bytteringer osv). Studier av tekstilers bruksfase bør omfatte både klær og andre tekstiler, og både private brukere og bruk i profesjonelle sammenhenger som uniformer og sykehustekstiler. Viktige mål må være å få frem kunnskap som kan bidra til det beste grensesnitt mellom vask/rens og engangsprodukter slik at totaliteten av miljøbelastningen går ned. Kunnskap om bruken av tekstilene vil også være avgjørende for å få frem bedre produkter og produkter med mulighet for gjenbruk og materialgjenvinning på et høyere nivå enn tidligere. Vi vil derfor anbefale at den tverrvitenskapelige forskningen på bruksfasen fortsetter. Her ligger Norge langt fremme, men mulighetene for videre forskning på feltet, og da spesielt den tverrvitenskapelige forskningen, vil bli redusert gjennom den planlagte nedleggelsen av SIFOs laboratorium. Vi anbefaler derfor at muligheten for denne typen forskning opprettholdes. I tillegg kan miljøgifter fra tekstiler som skylles ut i avløpet forurene slam i kommunale renseanlegg for avløpsvann. Slike forhold bør bli bedre belyst med tanke på miljømyndighetenes arbeid for å redusere/unngå spredning av miljøgifter gjennom avløp og videre ut i naturen.

Avhending

Kunnskap om avhending av tekstiler i næringslivet er svært begrenset. Dette er et omfattende tema som omfatter avfall gjennom hele næringskjeden fra råvareproduksjon og frem til sluttbruker. Dette skyldes både manglende forskning og behov for å beskytte merkevarers rykte. Det finnes noe forskning som gjør at kunnskaper om avhendingsfasen, spesielt innen klær, er bedre, ikke minst på grunn av bidragene fra SIFO. Forståelse av avhendingsfasen er viktig både i forhold til forbedring av produkter og bruken av dem, og for gjennomføring av gode ordninger for gjenbruk og materialgjenvinning.

Informasjonsflyt

Også dette feltet er påpekt tidligere i rapporten. Tekstiler har en svært lang og sammensatt næringskjede som er relativt lite regulert. Dette tilsier at det er vanskelig å få frem informasjon «oppstrøms» til selger, bruker, eller material gjenvinner. På samme måte er det problematisk å kanalisere informasjon «nedstrøms» fra avfallssektoren tilbake til produsent. Vi har sett fra det som har skjedd innen lokalmat at et lokalt fokus bidrar til økt kunnskap og interesse for råvarer og foredlingsprosesser. Dette er mulig å overføre til tekstiler. Forskning på informasjonsflyt vil derfor både kunne omfatte nye tekniske løsninger, som RFID-brikker (mikrobrikke som lagrer informasjon), merkeordninger og innholdsfortegnelser som er egnet innen tekstiler. Det omfatter igjen både vanlige forbrukere og profesjonelle brukere, og alle former for tekstiler. En slik merking vil ha konsekvenser for mulighetene for å gjennomføre flere ulike tiltak for å øke gjenbruk og materialgjenvinning slik vi har diskutert i forhold til miljøinformasjonsloven og forbrukerkjøpsloven. En forbedring av mulighetene for informasjonsflyt bør derfor utredes nærmere knyttet opp til å få bedre forståelse for hvordan disse lovene og rettighetene kan bli virksomme.

Vi anbefaler at forskningen på miljøkonsekvenser av tekstiler styrkes. Den bør omfatte både konsekvensene av dagens praksis når det gjelder spredning av miljøgifter og andre miljøkonsekvenser samt mulighetene for forbedringer. Både avfallsforebygging og avfallsbehandling av tekstiler i privat, offentlig og næringsliv bør tas med. Bruksfasen og avhending er viktige temaer. Herunder spredning av miljøgifter via vask og forholdet mellom bruk av engangsprodukter kontra vask. Hvordan ulike lover og virkemidler fungerer i forhold til tekstiler, og hvordan forbruker og offentlige innkjøpere kan sikres bedre informasjon om teknisk kvalitet og kjemikalieinnhold vil også være vesentlig.

8.2.10 Holdningsskapende arbeid og kunnskapsdeling

Informasjon mot forbruker

Det finnes flere gode nettsider som gir forbrukere god generell miljøinformasjon; for eksempel www.gronnhverdag.no og www.erdetfarlig.no, men de begrensningene som finnes i forhold til informasjon om tekstilers miljøbelastning begrenser også verdien av slike nettsider. På Klif-siden om tekstiler anbefales det å kjøpe svanemerkete produkter og unngå produkter med sølv og triklosan. Potensielt kan dermed denne typen informasjon bidra til at produkter med unødvendig mye miljøgifter velges bort. Men en forutsetning for at denne informasjonen har virkning er at det finnes miljømerkede produkter i de kategoriene som forbrukeren etter spør, og at produktene har informasjon om de inneholder sølv eller triklosan. Som vi har vist er disse forutsetningene ikke til stede. Tekstiler - og ikke minst klær – er produkter der det å velge riktig er viktig. Eller sagt på en annen måte; om det finnes en miljømerket bukse vil ikke det nødvendigvis si at det er den du ønsker å kjøpe, eller burde kjøpe i et miljøperspektiv. Bare de klærne som passer og dermed erstatter kjøpet av en annen bukse bidrar positivt. Hvor gode slike informasjonskanaler er avhengig av hvor god informasjon det er tilgjengelig. Noe av utfordringen på tekstilområdet er jo nettopp mangelen på slik informasjon om produktene.

Informasjon innad i bransjen

Som tidligere nevnt har det gjennom en årrekke vært arbeidet aktivt med samarbeid og informasjon i bransjen i regi av Tekstilpanelet og NICE. I dette arbeidet inngår ulike spørsmål med relevans for økt materialgjenvinning, levetid og miljøgifter. Arbeidet har gitt bransjen tilgang på informasjon som ellers ville vært vanskelig tilgjengelig, og skapt møteplasser mellom myndigheter, miljøorganisasjoner og representanter fra innkjøp, produksjon, og salg av tekstiler. I tillegg til de to nevnte organisasjoner har SIFOs tekstillaboratorium bidratt med kunnskap gjennom testing av produkter, kurs og foredrag for bransjen i ulike fora, samt assis-

tanse i anbudsprosesser for offentlige innkjøp. I arbeidet med å utvikle både bedre produkter, bedre merkeordninger, og kontroll med innkjøp vil slik kunnskap være avgjørende. Alle de nevnte organisasjonene har svært kortsiktig og usikker finansiering, og for tekstillaboratoriet er en nedleggelse svært sannsynlig. Et mulig virkemiddel er dermed å sikre eksistensen av de miljøene som har kunnskap til å hjelpe tekstilbransjen i omleggingsprosessene som bør komme. Det kan gjøres gjennom å sikre finansiering av de miljøene som har denne kompetansen, NICE, SIFOs lab, og Tekstilpanelet. Til nå har BLD vært det departement som har sikret denne virksomheten, men slik situasjonen er i dag er arbeidet like viktig i forhold til produksjon, handel, og offentlig innkjøp av tekstiler. Det er dermed nødvendig at arbeidet støttes av andre departementer med ansvar for miljøarbeid i disse sektorer. En mulighet for dette er å knytte de nevnte institusjoner sammen og løsrive det fra overskriften forbruk gjennom opprettelsen av et kompetansesenter for tekstiler og miljø.

8.2.11 Tilrettelegning for bærekraftig adferd

En viktig måte å øke innsamling av brukte tekstiler er god fysisk tilrettelegning. Gode praktiske løsninger gjør det mulig for husholdninger og næringene å levere til gjenbruk og materialgjenvinning. Blant annet Textile Waste intervjuene viste at fysisk nærhet til innsamlingscontainere var en viktig faktor for valg av avhendingsmåte.

En måte man kan påvirke valg og adferd er det som kalles "Nudge". Det innebærer å forsiktig veilede, legge til rette eller forføre folk til å ta de valgene man ønsker ved å påvirke hvordan valgene fremstilles for dem³¹². I sammenhengen med tekstiler kan det handle om å gjøre det lettest å foreta det ønskede valget. Et eksempel på dette er at klær med ulike miljømessige fordeler får den mest attraktive plasseringen i butikkene og på ulike måter fremstilles som lukrative. For andre produktgrupper har man sett store variasjoner som følge av små justeringer, som for eksempel en skolekantine som opplevde 25 % økning eller reduksjon i salget av sunn mat avhengig av hvor i hyllene denne maten var plassert³¹².

Arbeidet mot mindre miljøbelastning av tekstilforbruket har kommet kort sammenlignet med andre produktgrupper. For å gjennomføre slike tiltak trengs etablering av informasjonsflyt og merkeordninger som gjør produktenes miljøegenskaper og muligheter for materialgjenvinning tilgjengelig.

8.3 Virkemidler for innføring av foreslåtte tiltak

I kapittel 7 presenterte vi beregninger for hvilke mengder av tekstilavfall som potensielt kan samles inn ved ulike tiltak. Analysene av de samfunnsøkonomiske forhold og de miljømessige effekter av disse viste at en innsamling av tekstiler fra husholdningene som en separat avfallsfraksjon vil være lønnsomt. Tiltaket forutsatte at husholdningene sorterer ut tekstiler som skal kasseres, men som er tørre, rene og luktfrie. Tekstiler som er tilsølt, fuktig eller forurenset på annet måte leveres med restavfallet, som i dag. Tiltakene forutsetter at klær til gjenbruk fortsatt kan samles inn av veldedige organisasjoner.

Begge løsningene som er analysert i kapittel 7, forutsetter innsats fra veldedige organisasjoner og samarbeid mellom disse og avfallsselskapene. Ved henteordning gjelder dette samarbeidet om informasjon samt vilkårene for å levere avfallet til sortering/eksport av organisasjonene. For bringeordningene vil samarbeidet i tillegg forutsette at organisasjonene ønsker å ta i mot tekstilavfallet sammen med tekstilene til gjenbruk og at det samarbeides om oppstillingsplasser osv. Det er også tenkelig – i sær om prisene forblir høye, eller stiger – at flere

³¹² Thaler, R. H. & Sunstein, C. R. (2008) *Nudge - Improving Decisions About Health, Wealth and Happiness*, London, Pinguin Books Ltd.

ulike bedrifter ønsker å ta i mot avfallet for eksport/sortering. Det er da viktig at anbud utformes slik at hensyn til de tre faktorene; innsamlet mengde, utnyttelsesgraden samt bruken av overskudd (veldig arbeid) ivaretas, slik at ikke de veldedige organisasjoner blir ekskludert fra å gi anbud.

Begge de foreslåtte tiltakene forutsetter at kommunene pålegges å legge til rette for innsamling av den nye avfallsfraksjonen. Men for at tiltaket skal lykkes kreves samarbeid med husholdningene og de organisasjonene som står for innsamlingen av klær til gjenbruk. I tillegg vil det være en fordel om også bransjen engasjeres spesielt i forhold til fysisk tilrettelegging og informasjon. Ordningen vil således avhenge av følgende virkemidler:

- **Krav til kommunene om tilrettelegging for innsamling av ny fraksjon.**

For bringeordning innebærer dette at innsamler må få adgang til å plassere containere sammen med kommunale containere for andre bringeordninger (som glass/metallemballasje), og på kommunalt mottaksanlegg. For en henteordning innebærer det å levere ut sekker som så samles inn sammen med papir og sorteres før videre behandling. Det gis en tidsfrist for når ordningen innføres, slik at de andre berørte parter får tid til å utvikle en god ordning, samt utvikle informasjon om denne.

Vi mener det bør være opp til kommunen om de ønsker å utvikle en hente- eller bringeløsning og om det bør være konkurranse mellom ulike aktører for innsamling, eller at en innsamler favoriseres.

- **Informasjon mot husholdninger**

Flere forhold tilsier at husholdningene vil være positive til å sortere ut den nye avfallsfraksjonen. En ting er at kildesortering for andre avfallsfraksjoner fungerer godt, og har stor oppslutning i befolkningen. I tillegg kommer at bevisstheten om tekstilers negative miljøpåvirkning er voksende og tankene rundt miljø er mest til stede i forbindelse med avhending av tekstiler (som vist i kapittel 6.1).

Kritisk for at ordningen kan fungere optimalt er at forbrukere ikke kaster våte og eller på andre måter urene og sterkt luktende tekstiler i den nye avfallsfraksjonen. Det er også en utfordring at tiltaket blander det som tidligere har vært svært forskjellige kategorier; donerte klær til gjenbruk og avfall. Det bør derfor gjøres klart at den nye avfallsfraksjonen ikke bare vil bli materialgjenvunnet, men også omfatter brukbare tekstiler som vil bli solgt videre. Det er som vist i kap. 5, lett å gi en miljømessig begrunnelse for dette, men fordi tekstiler er personlige eiendeler det knyttes mye følelser til, vil det være viktig at forbrukere er klar over dette og dermed kan velge å kaste i restavfallet dersom det er tekstiler de ønsker destruert.

Det er også avgjørende for å lykkes at ikke annet avfall forurenses tekstilavfallet. Dette innebærer separat innpakking av avfallet (tette sekker). Spesielt for en evt. henteordning forutsettes eget kammer eller egne innsamlinger for tekstiler, evt. sammen med annet tørravfall.

- **Samarbeid med innsamlingsorganisasjoner/bedrifter**

Som vist i kap. 7 er inntektene fra videresalg av tekstiler til gjenbruk avgjørende for lønnsomheten av tiltaket. Dette vil være det viktigste insitamant for innsamlingsorganisasjonene til å delta i samarbeidet. Samtidig er husholdningsavfallet et kommunalt ansvar og forsvarlig behandling av det kan ikke uten videre pålegges andre. Vi vil anbefale at de ulike partene (avfallsselskaper, innsamlingsorganisasjoner, miljømyndigheter) kommer frem til et felles forslag, og gjerne med ulike alternativer, som legges til grunn for de lokale avtaler.

- **Kontroll med organisasjoner som samler inn tekstiler**

Det bør stilles krav til at en viss andel av de innsamlede tekstiler går til gjenbruk, og at resten enten gjenvinnes som materialer eller energi. Dette gjelder enten de deltar i samarbeidet med avfallsselskapene eller ikke. Tilsvarende gjelder for større innsamlinger av tekstiler, f. eks. loppemarkeder. Sagt på en annen måte vil levering av usorterte tekstiler som restavfall bli vanskeligere. De organisasjoner som mottar tekstiler til gjenbruk (gaver) bør i tillegg underlegges en kontroll med at overskuddet brukes i henhold til det givene blir forespeilet. Dette er viktig både på grunn av konkurransen mellom ulike organisasjoner/bedrifter og fordi det vil styrke tilliten blant forbrukerne og dermed øke viljen til å ta del i ordningene. Kontroll vil også føre til at useriøse aktører ikke uten videre utkonkurrerer de seriøse aktørene.

- **Samarbeid med tekstilbransjen**

Tiltakene slik vi har beskrevet dem omhandler husholdningsavfallet. Samtidig haster det med å etablere bedre ordninger også for bransjen slik at det gryende miljø engasjement hentes ut i form av mindre miljøbelastning gjennom hele næringskjeden. Mote og Fritid innen Virke har lenge tatt et stort ansvar for driften av Tekstilpanelet og utviklingen av kjemikalieveilederen i forlengelsen av dette samarbeidet. Virke vil være en god samarbeidspartner i forhold til både de praktiske løsninger der bringeordninger er aktuelle og i forhold til andre tiltak som er beskrevet tidligere i kapittelet. Tekstilbransjen vil høyst sannsynlig være interessert i å unngå produsentansvar i form av nye avgifter og derfor (i tillegg til å være interessert i å utvikle bedre miljømessige løsninger) også være interessert i et godt samarbeid. Konkret ser vi for oss at alle større salgssteder for tekstiler, slik som kjøpesentre, etablerer og vedlikeholder anlegg for innsamling av klær til gjenbruk og materialgjenvinning. Sentrene må da også inngå avtaler med innsamlingsorganisasjonene om utforming og tømning av kontainerne. Slike felles løsninger med lett tilgang med bil vil være bedre enn innsamling i hver enkelt butikk. Butikkene vil derimot kunne være egnet for spredning av informasjon i tillegg til den informasjonen som når husholdningen via kommunen.

8.4 Anbefaling for valg av virkemidler

Vi mener det nasjonale målet om 80 % gjenbruk og gjenvinning er oppnåelig ved å kombinere ulike virkemidler. Eksempelene fra andre land har vist at det er mulig å øke innsamlingen av tekstiler betraktelig også uten innføring av utvidet produsentansvarsordning eller direkte påbud. Dette skyldes høye markedspriser på brukttøy sammen med tiltak som stimulerer samarbeid og utvikling i bransjen. Både i befolkningen, og i bransjen, finnes en gryende forståelse for tekstiler miljøbelastning, og avhending er et område hvor tanker om dette aktiveres. Det er imidlertid generelt svært lite kunnskaper om tekstiler og miljøbelastninger i begge grupper og lite pålitelig informasjon gjennom hele verdikjeden. Derfor vil suksessen til tiltak for økt innsamling av tekstiler til gjenbruk/materialgjenvinning være avhengig av fortsatt arbeid med informasjon og samarbeid. Dette arbeidet vil i tillegg til å være viktige forutsetninger for bedre avfallshåndtering også bidra positivt på andre områder der tekstiler i dag utgjør en miljøbelastning. Arbeidet vil også medføre lavere innhold av kjemikalier i tekstiler, samt bedre teknisk kvalitet, og dermed potensielt høyere økonomisk verdi i det innsamlede materiale. Samtidig vil et viktig mål for arbeide være å redusere mengden tekstilavfall.

- Innføre krav om kildesortering for tekstiler. I perioden frem mot at dette skal gjelde for alle gjennomføres pilotforsøk for innsamling med både hente og bringeordning av tekstilavfall i norske kommuner, inkludert både tettbygde og spredtbygde områder.
- I forbindelse med innføringen av kildesorteringen gis det god informasjon om hvordan tekstilavfallet kan forbygges, og hvordan miljøbelastningen forbundet med tekstilforbruket kan reduseres. Samt hvordan den nye avfallsfraksjonen skal pakkes og leveres.

- Utarbeide krav til innsamlerne av tekstiler om andelen av tekstilene som skal gjenbrukes, og som skal gjenvinnes som materialer eller energi, samt kontroll med hva overskuddet brukes til.
- Styrke arbeidet med samarbeid og informasjonsdeling i bransjen og mot forbrukere og offentlige innkjøpere gjennom å stoppe nedleggelsen av SIFO lab, og sikre videre drift av Tekstilpanelet og NICE. Dette kan eventuelt gjøres gjennom opprettelsen av et kompetansesenter for tekstiler og miljø, og ved å stryke KLIFs arbeid med produkter og avfall.
- Kartlegge mulighetene som ligger i materialgjenvinning av ull og tekstiler med høyt ullinnhold i Norge. I dette ligger også en utredning av historien til shoddyfabrikkene i Norge.
- Videreføre forskning på tekstilers bruks- og avhendingsfase som ledd for å få fram bedre LCA og LCD studier og bedret oversikt over materialstrømmen i Norge.
- Utrede hvordan miljøbelastningene fra bruken av tekstiler i offentlig virksomhet og næringsvirksomhet kan reduseres.
- Utrede hvordan informasjon om produkters miljøpåvirkning (forventede bruks eller levetid og tekniske kvaliteter kjemikalieinnhold osv.) utvikles slik at forbrukere får et reelt valg og slik at avfall med miljøgifter kan spores. Dette omfatter hva som skal til for at Miljøinformasjonsloven og Forbrukerkjøpsloven virker etter hensikten. Samtidig vurderes de ulike miljømerkeordningene som finnes på tekstiler opp i mot merkeordninger på andre produktgrupper (eks. energimerking, innholdsdeklarasjon osv.) og nye elektroniske muligheter for produktinformasjon (f. eks RFID).
- Utrede muligheten for miljøavgift på omsetning av tekstiler (EPR) som kilde til å finansiere tiltak slik som utredninger og forskning samt informasjon og bistand til omlegging i bransjen, offentlige innkjøp og forbrukere.

9 Andre avfallstyper: Papir/papp, metall og glass

I EUs rammedirektiv for avfall artikkel 11, 2, a) vektlegges en målsetning om å øke gjenvinningsgraden av materialer som papir, metall, plastikk og glass fra husholdninger:

By 2020, the preparing for re-use and the recycling of waste materials such as at least paper, metal, plastic and glass from households and possibly from other origins as far as these waste streams are similar to waste from households, shall be increased to a minimum of overall 50 % by weight.

Med utgangspunkt i EUs målsetning vil vi videre i denne rapporten se nærmere på tre av disse materialtypene: papir og papp, metall og glass. Vi vil se på utviklingen i gjenvinningsgraden av disse materialene over tid, miljøkonsekvenser av materialgjenvinning i et livsløpsperspektiv samt potensialet for økt materialgjenvinning.

WRAP (Waste & Resources Action Programme) publiserte i 2006 en omfattende rapport om miljøfordeler ved materialgjenvinning³¹³. Grunnlaget for rapporten er en sammenstilling av resultater fra 55 livsløpsanalyser (LCA) som evaluerer miljøkonsekvensene av henholdsvis materialgjenvinning, deponering og forbrenning av ulike materialer. Denne rapporten samt en oppdatert rapport fra 2010³¹⁴ danner grunnlaget for vår vurdering av miljøkonsekvenser av materialgjenvinning av glass, metall og papir i et livsløpsperspektiv i forhold til andre metoder for avfallshåndtering.

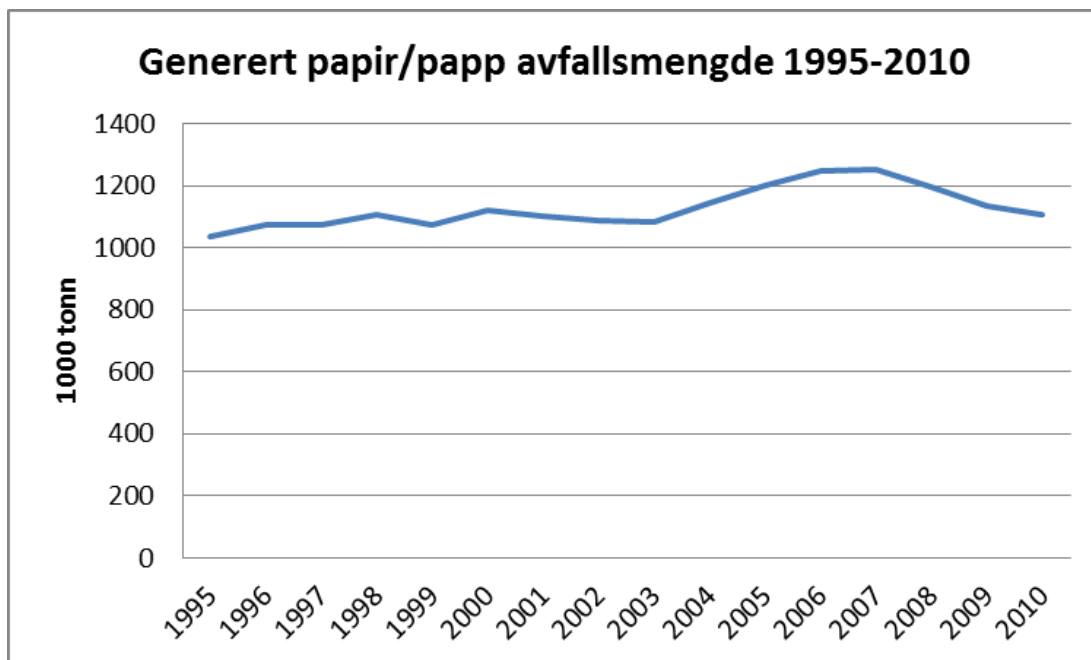
9.1 Papir, papp og drikkekartong

9.1.1 Genererte avfallsmengder og kilder til avfall

SSBs avfallskategori papir inneholder også papp og drikkekartong. Videre i teksten blir kategorien referert kun som papir, men statistikken inneholder alle disse kategoriene. Generert mengde papiravfall var i 2010 1107 tusen tonn (Figur 9-1). Dette utgjør ca. 12 % av alt generert norsk avfall. Utviklingen siden 1995 viser en svak nedgang i papiravfallets andel av totalt generert avfall.

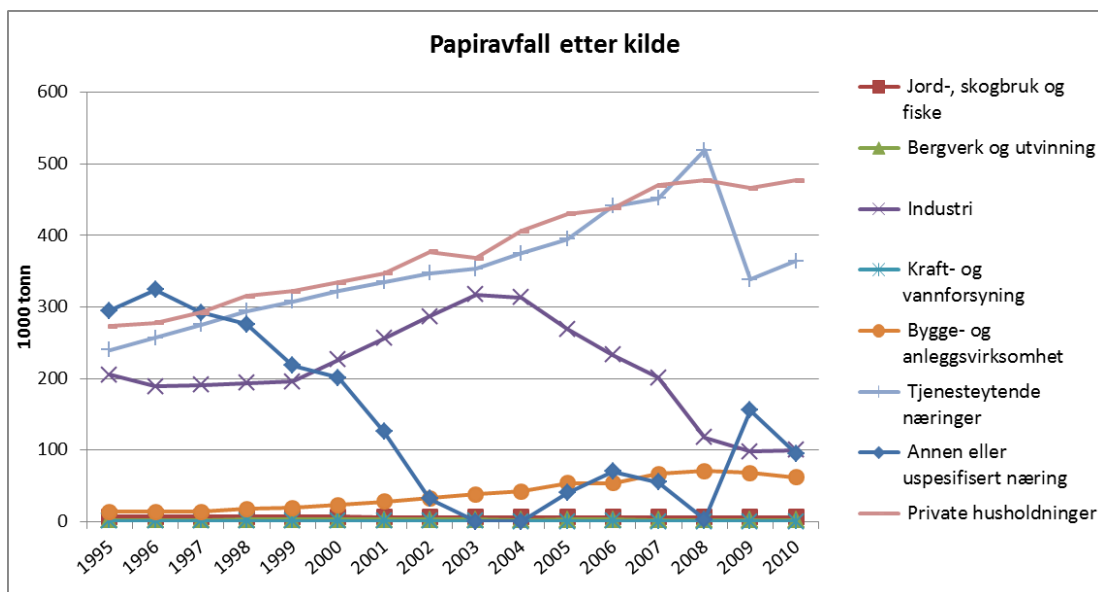
³¹³ Wenzel, H., Parfitt, J. & James, K. (2006) Environmental benefits of recycling. WRAP report, 1-253.

³¹⁴ Michaud, J.-C., Farrant, L., Jan, O., Kjær, B. & Bakas, I. (2010) Environmental benefits of recycling 2010 update. WRAP report. http://www.wrapcymru.org.uk/sites/files/wrap/Environmental_benefits_of_recycling_2010_update.3b174d59.8816.pdf



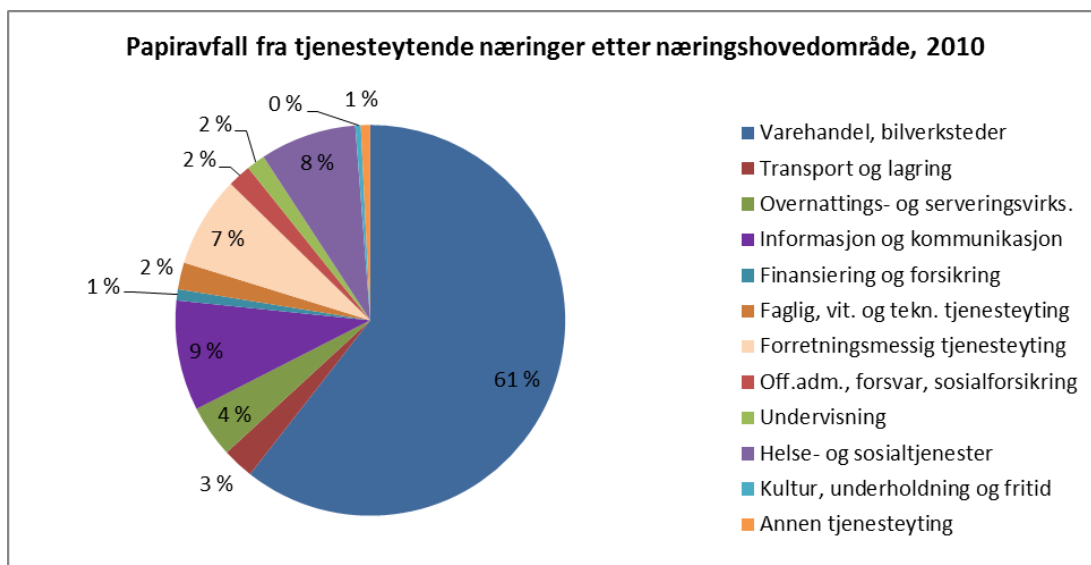
Figur 9-1 Generert avfallsmengde av papir 1995-2010 (SSB)

I 2010 stod private husholdninger for den største andelen av papiravfall (43 %) etterfulgt av tjenesteytende næringer (33%), industri (9%), uspesifiserte næringer (9%) og bygge- og anleggsvirksomhet (6%). Figur 9-2 viser utvikling over tid. Mengden papiravfall fra private husholdninger har økt, mens mengden fra industrien har blitt redusert de siste årene.



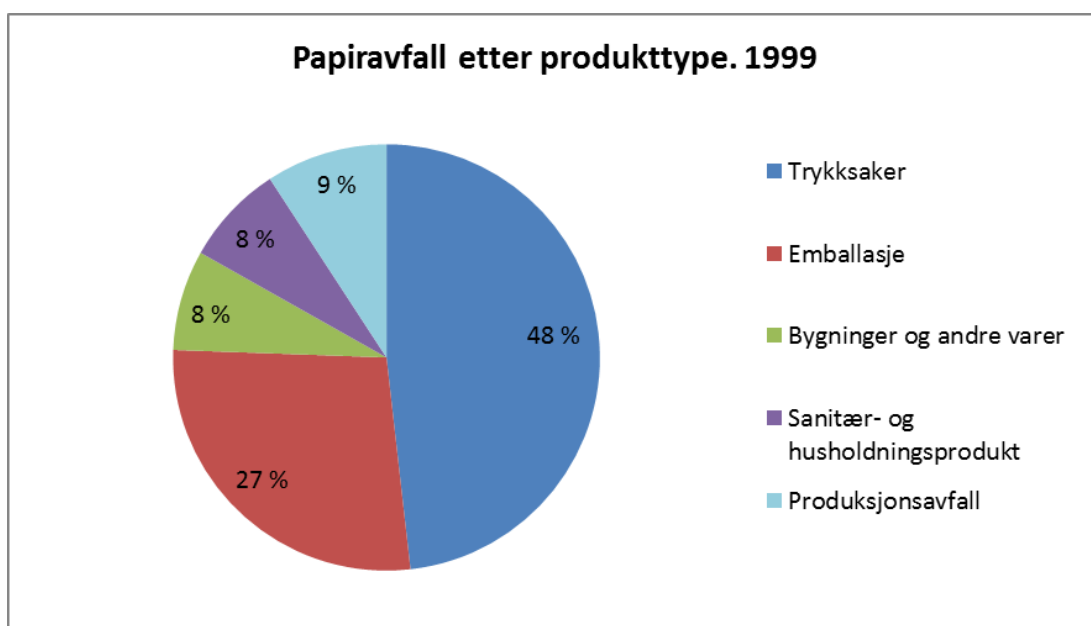
Figur 9-2 Papiravfall fra ulike kilder i 1995-2010 (SSB)

Figur 9-3 viser fordeling av papiravfallskildene innen tjenesteytende næringer i 2010. Over halvparten av avfallet kommer fra varehandel og bilverksteder (61%). De nest største kildene er informasjon og kommunikasjon, helse og sosialtjenester, og forretningsmessig tjenesteyting. SSB har også informasjon om andel av avfallskildene innen statsforvaltning, men der er de nyeste dataene fra 2008. Da produserte statsforvaltningen 18 080 tonn papiravfall, der 38% kom fra helse- og sosialtjenester, 26% fra offentlig administrasjon, 23% fra undervisning og 13% fra forsvar.



Figur 9-3 Avfall fra tjenesteytende næringer³¹⁵, etter næringshovedområde. 2010

SSB har ikke publisert statistikk over fordeling av papiravfall mellom ulike papirprodukttyper i de siste årene. Den nyeste vi har funnet er fra 1999 (Figur 9-4). Da var den største andelen av papiravfall trykksaker (48%) og emballasje (27%).



Figur 9-4 Papiravfall etter produkttype. 1999

Vi har også sett på de samme avfallsanalysene i forhold til sammensetning av restavfall som ble benyttet i tekstildelen. Metoden er allerede presentert i kap. 2.3, og derfor presenterer vi kun hovedresultatet fra analysen for papirinnhold i husholdningsrestavfall. Gjennomsnittlig mengde papir i restavfall var 20,7 kilo per innbygger årlig, med variasjon fra 11 til 43 kg. Ikke alle studiene separerte mellom ulike typer papir og papp, men der de ble separert var det

³¹⁵ Unntatt følgende næringene: engroshandel med avfall og skrap, landtransport og rørtransport, Omsetning og drift av fast eiendom og andre kombinerte tjenester tilknyttet eiendomsdrift.

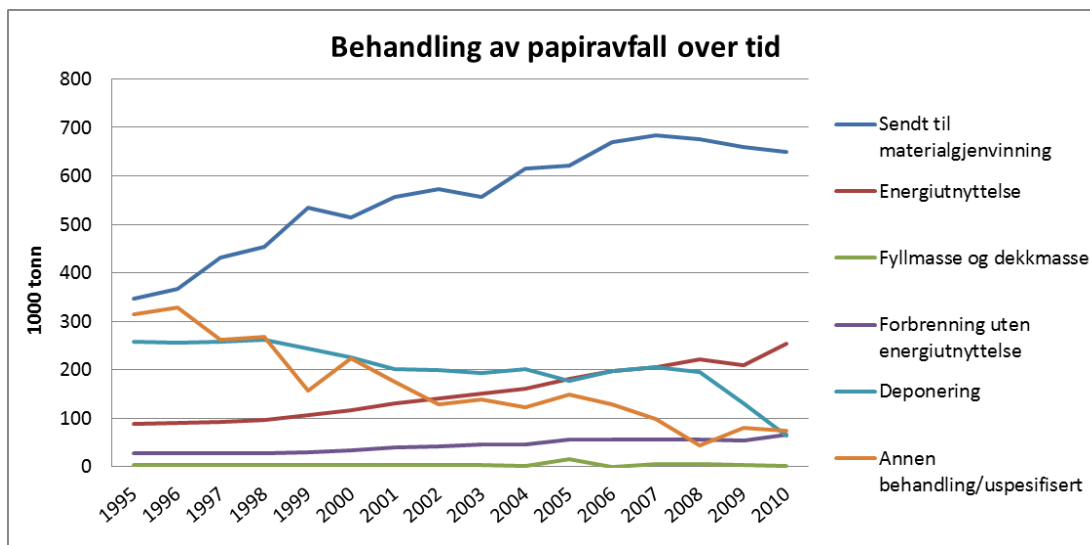
oftest størst andel av lesestoff. Dersom man multipliserer resultatet til å gjelde hele Norge, utgjør det 101 752 tonn. Dette viser at det er fortsatt potensiale til å forbedre husholdningenes kildesorteringspraksiser.

Tabell 9-1 Papir i hentet restavfall (inkl. feilsortert plast/mat avfall)(kilo per innbygger årlig)

Område	År	Total mengde papir	Drikkekartong	Bølgepapp	Annet emballasje	Lesestoff	Annet papir/kartong
Oslo	2010	27,5	3,1	1,8	6,9	11,0	4,7
Oslo	2011	26,2	3,6	0,9	6,9	9,7	5,1
Bergen	2006	18,4	-	-	-	-	-
Bergen	2007	14,5	-	-	-	-	-
Bergen	2008	19,7	-	-	-	-	-
Bergen	2009	20,3	-	-	-	-	-
RiG	2008	11,1	1,9	0,3	3,4	4,2	1,3
RiG	2010	12,9	-	-	-	-	-
IVAR	2011	12,8	1,9	1,0	4,8	3,0	2,0
RYMI	2011	43,4	2,4	1,1	7,0	29,8	3,0
Gjennomsnitt		20,7	2,6	1,0	5,8	11,5	3,2

9.1.2 Behandling av papir og papp avfall

For perioden 1995- 2010 har materialgjenvinning vært den klart viktigste behandlingsformen for papir- og pappavfall (heretter kalt papiravfall). I 2010 utgjorde materialgjenvinningen av papir 650 tusen tonn som utgjorde 59 % av alt generert papiravfall. Graden av materialgjenvinning har økt jevnt siden 1995, da kun 33 % av papiravfallet ble sendt til materialgjenvinning. Samtidig har andelen papiravfall sendt til deponering sunket fra 25 % i 1995 til i 6 % i 2010. Forbud mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall gjør at mengden papiravfall til deponi vil minimeres i løpet av de neste årene. Andelen papiravfall som har blitt brukt til energiutnyttelse har på sin side økt fra 8 % i 1995 til 23 % i 2010. Disse tallene indikerer at det har blitt gjort en innsats når det gjelder å øke graden av materialgjenvinning og energiutnyttelse, men det er også en effekt av forbudet mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall som ble innført fra 1. juli 2009.



Figur 9-5: Behandling av papiravfall 1995-2010. SSB

9.1.3 Miljøkonsekvenser av materialgjenvinning av papir og papp

WRAPs gjennomgang viser at alle livssyklusstudiene som er gjort av papir og papp konkluderte med at materialgjenvinning var det mest miljøvennlige alternativet fremfor deponering og den internasjonalt rådende praksisen som kombinerer deponering og forbrenning³¹⁶.

Kun ett scenario som sammenlignet deponering med forbrenning ble identifisert og konklusjonen her var at av de to alternativene er forbrenning det beste alternativet i et miljøperspektiv. Resultatene av sammenligningen av materialgjenvinning og forbrenning er imidlertid mer variert. Innenfor noen kategorier ble materialgjenvinning evaluert som det beste alternativet for å redusere miljøbelastningen. Dette er tilfellet for følgende kategorier:

- totalt energiforbruk
- energirelaterte virkninger av forsuring, næringsberikelse og fotokjemisk ozondannelse
- toksisitet
- andre påvirkninger (kjemisk oksygenforbruk (KOF) i utslippsvann og bruk av landarealer)

Innenfor andre kategorier som forbruk av fossil energi, global oppvarming³¹⁷ og avfall var resultatene i de evaluerte undersøkelsene jevnere fordelt når det gjelder fordeler og ulemper knyttet til både materialgjenvinning og forbrenning. I disse analysene er det forutsatt at forbrenning av papir og papp ikke gir utslipp av CO₂. Bakgrunnen for denne forutsetningen er at det antas at utslippet ved forbrenning av biomasse er i balanse i forhold til opptak av CO₂ når biomassen vokser og binder CO₂. I Avfall Norges rapport 5/2009³¹⁸, konkluderer de med at forbrenning med energiutnyttning gir større reduksjon i utslipp av klimagasser enn materialgjenvinning, først og fremst på grunn av utslipp i behandlingsfasen og større transportbelastning. Forskjellen er størst for alternativet der det er forutsatt at den utnyttede energien fra forbrenningsanleggene erstatter olje og elektrisitet, men også for alternativet der den erstatter fjernvarmemiks er utslippsreduksjonen større enn for materialgjenvinning.

Resultatene fra WRAP oppfølgingsstudien fra 2010 bekrefter konklusjonen om at deponering av papir og papp er det dårligste alternativet, spesielt fra et klimaendrings- og energietterspørselsperspektiv. Sammenligningen av alternativene materialgjenvinning og forbrenning er mer komplisert, men viser generelt at materialgjenvinning er det beste alternativet når det gjelder energietterspørsel og vannforbruk. Alternativene er imidlertid sammenlignbare når det gjelder klimaendringer (utslipp av klimagasser). Hvilke type papir som materialgjenvinnes er også av stor betydning. Det er for eksempel mest lønnsomt fra et miljøperspektiv å materialgjenvinne kvalitetsprodukter som kontorpapir.

Vi har ikke oversikt over alle systemgrensene som har blitt benyttet i disse studiene. Det er usikkert om de tar hensyn til naturlig karbonlagring i skog. I følge FN³¹⁹ utgjør avskoging og skogforringelse ca. 20% av de globale klimagassutslippene. Bærekraftig skogforvaltning, skogbevaring og økning av karbonlagret i eksisterende skoger er viktig for reduksjon av klimagasser. FN har opprettet både REDD og REDD+ programmer til å redusere utslipp tilknyttet avskoging og skogforringelse. Programmene skal også bidra positivt til å bevare skogens økosystemtjenester slik som mat, brensel og råmaterialer, bevaring av naturmangfold og

³¹⁶ Wenzel, H., Parfitt, J. & James, K. (2006) Environmental benefits of recycling. WRAP report, 1-253.

³¹⁷ Inkl. utslipp av klimagasser

³¹⁸ Lerche Raadal, H., I. Saur Modahl og K-A. Lyng (2009) Rapport 5/2009 Klimaregnskap for avfallshåndtering. Fase I og II: Glassemballasje, metallemballasje, papir, papp, plastemballasje, våtorganisk avfall, treavfall og restavfall fra husholdninger Østfoldforskning for Avfall Norge. http://avfallnorge.web123.no/article_docs/Avfall%20Norge%20Rapport%205-09%20klimaregnskap%20avfall%20%20Fase%201-2.pdf

³¹⁹ <http://www.un-redd.org/AboutREDD/tabid/582/Default.aspx>

vannressurser, samtidig som de skal beskytte mot jorderosjon. Dersom karbonlagring i skog medregnes kan muligens disse resultatene endres og gjøre materialgjenvinning et bedre valg enn forbrenning også når det gjelder klimagassutslipp.

9.1.4 Anbefaling

I 2010 ble 58 % av det norske papiravfallet sendt til materialgjenvinning. Til tross for høy grad av materialgjenvinning og energiutnyttelse (23%), er det likevel potensial for forbedringer. Av miljøhensyn er det viktigst å minske mengden av papiravfall som går til deponi. Dette har blitt sterkt redusert i de siste årene til 6%, og det er sannsynlig at mengden vil fortsette å minske på grunn av deponiforbudet. Tiltak som støtter denne utviklingen bør styrkes.

I tillegg kan en del av det som i dag brennes med eller uten energiutnyttelse materialgjenvinnes i stedet. Dette er spesielt viktig innen høykvalitetspapir og kontorpapir, der miljøgevinsten er større. I 1999, utgjorde trykksaker 48% av papiravfallet. Det kan tenkes at en stor andel av kontorpapir kommer fra tjenesteytende næringer som informasjon og kommunikasjon, helse og sosialtjenester, og forretningsmessig tjenesteyting, samt statsforvaltning, der helse- og sosialtjenester, offentlig administrasjon, og undervisning er viktige kilder. Av tjenesteytende næringer var varehandel den største kilden til papiravfall, men det kan tenkes at de har stor andel av emballasjemateriale. Tiltak som støtter kildesortering i slike virksomheter bør derfor prioriteres. Et eksempel av dette er Miljøfyrtårn sertifisering³²⁰.

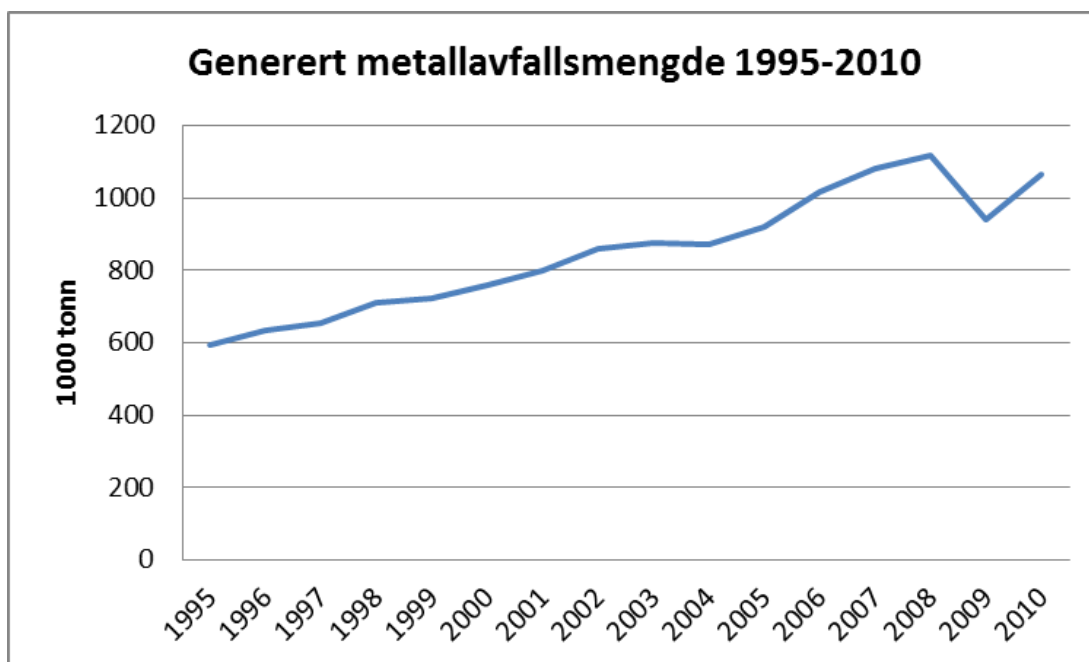
På bakgrunn av resultatene gjengitt i studiene over anbefales det at papiravfallsstrømmene som leder mot forbrenning og annen/uspesifisert behandling utredes, for å kunne omdirigere disse mot materialgjenvinning i størst mulig grad. Det bør også genereres mer kunnskap om forholdet mellom materialgjenvinning og forbrenning når det gjelder miljøgevinst, da dette er noe utydelig i de refererte studiene, samt betydningen av papiravfallets kvalitet, for å påse at gjenvinningsprosessene blir mest mulig lønnsomme.

9.2 Metall

9.2.1 Genererte avfallsmengder og kilder til avfall

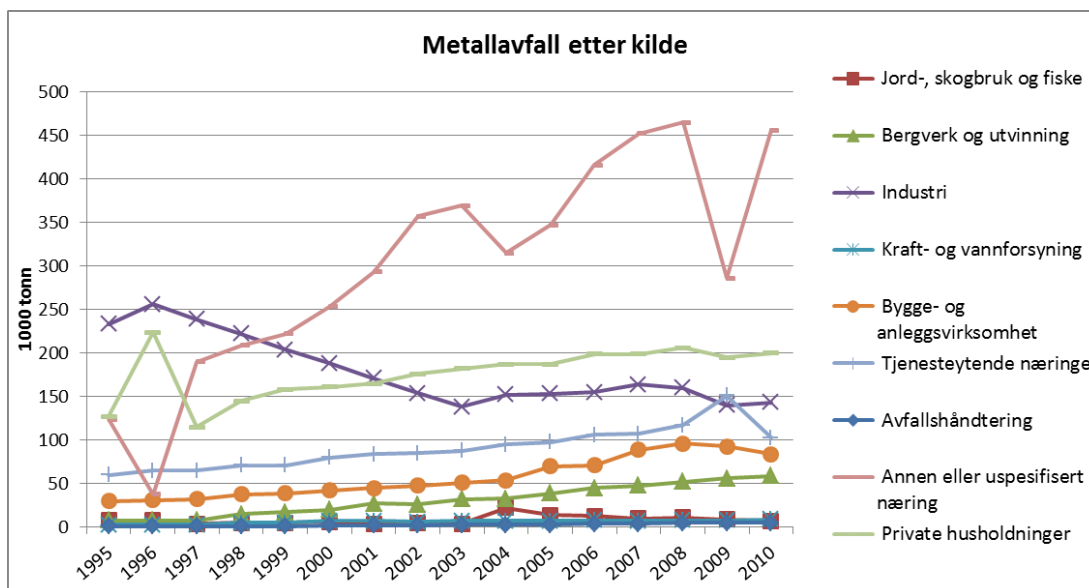
I 2010 ble det generert 1 066 000 tonn metallavfall. Dette utgjør ca. 12 % av alt generert norsk avfall. Utviklingen siden 1995 viser en økning i mengde samt metallavfallets andel av totalt generert avfall (Figur 9-6). Som for totale avfallsmengden, kan man se effekten av finanskrisen i reduksjonen av avfallsmengde fra 2008 til 2009.

³²⁰ <http://www.miljofyrtarn.no/>



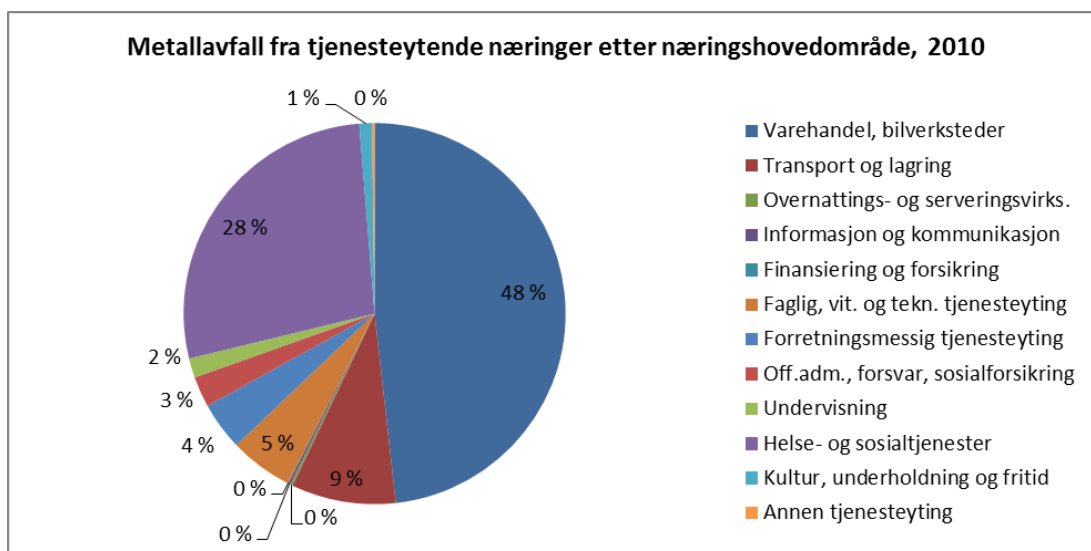
Figur 9-6 Generert avfallsmenge av metall 1995-2010 (SSB)

I 2010 stod private husholdninger for 19 % av den totale andelen metallavfall (Figur 9-7). 43% av metallavfallet kom fra annen eller uspesifisert næring. Andre viktige avfallskilder var industri (13%), tjenesteytende næringer (10%) og bygg- og anleggsvirksomhet (8%).



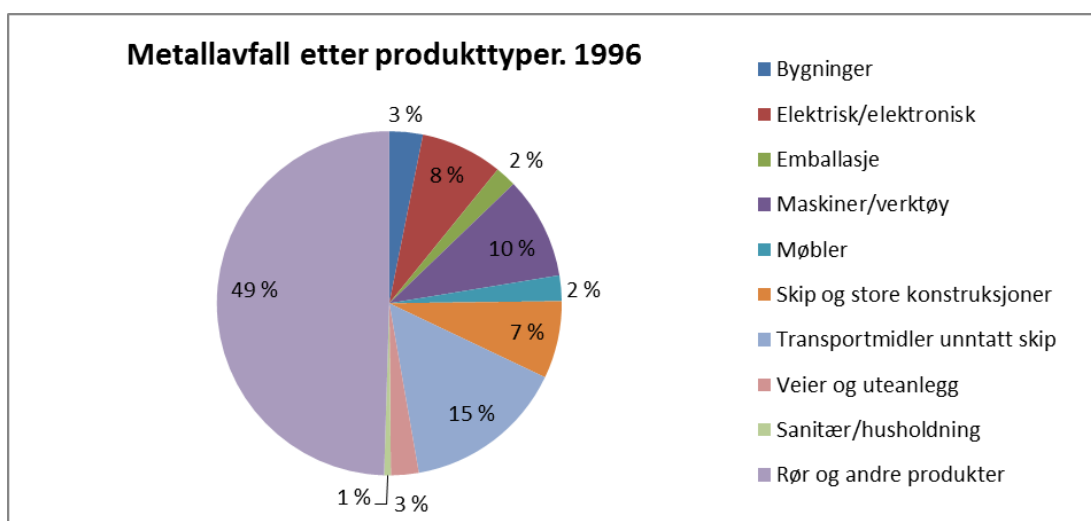
Figur 9-7 Fordeling av kilder til metallavfall i 1995-2010 (SSB)

Figur 9-8 viser fordeling av metallavfallskildene innen tjenesteytende næringer i 2010. Nesten halvparten av avfallet kommer fra varehandel og bilverksteder (48%). De nest største kildene er helse- og sosialtjenester (28%) samt transport og lagring (9%). SSB har også informasjon om andel av avfallskildene innen statsforvaltning, men der er de nyeste dataene fra 2008. Da produserte statsforvaltningen 2037 tonn metallavfall, der 64% kom fra forsvar, 33% fra helse- og sosialtjenester, 2% fra offentlig administrasjon og 1% fra undervisning.



Figur 9-8 Avfall fra tjenesteytende næringer³²¹, etter næringshovedområde. 2010

Det hadde vært svært interessant å få informasjon om fordelingen mellom de ulike metalltypene så som aluminium, stål og kobber, men dessverre har ikke SSB publisert slik statistikk. Det vi har klart å finne er en fordeling mellom produkttypene i 1996 (Figur 9-9). Da var nesten halvparten av metallavfall rør og andre produkter, etterfulgt av transportmidler, maskiner/verktøy og elektriske produkter. Da utgjorde metallemballasje kun 2% av alt metallavfall.



Figur 9-9 Metallavfall etter produkttype. 1996

Vi har også sett på de samme avfallsanalysene i forhold til sammensetning av restavfall som ble benyttet i tekstildelen (se kap. 2.3 for metode). Gjennomsnittlig mengde metall i husholdningsavfall var 4,3 kilo per innbygger årlig, med variasjon fra 1,8 til 6,9. Ikke alle studiene separerte mellom ulike typer metall, men der de ble separert var det større andel av emballasje enn andre metallprodukter. Dersom man multipliserer resultatet til å gjelde hele Norge, utgjør det 21 305 tonn. Enkelte avfallsforbrenningsanlegg sorter ut magnetisk metall før forbrenning, og noe av jernskrap kan tas ut av bunnasken.

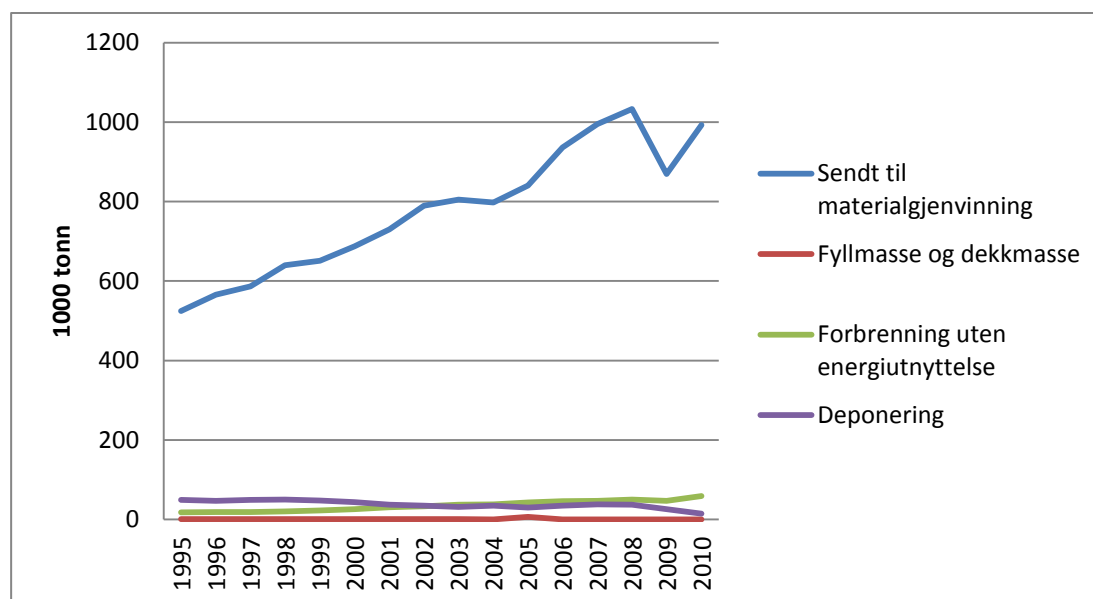
³²¹ Unntatt følgende næringene: engroshandel med avfall og skrap, landtransport og rørtransport, Omsetning og drift av fast eiendom og andre kombinerte tjenester tilknyttet eiendomsdrift.

Tabell 9-2 Metall i hentet restavfall fra husholdninger (kilo per innbygger årlig)

Område	År	Total mengde metall	Emballasje av metall	Pantebokser aluminium	Annet metall
Oslo	2010	6,4	3,4	0,2	2,8
Oslo	2011	4,5	3,1	0,2	1,2
Bergen	2006	6,9	-	-	-
Bergen	2007	3,7	-	-	-
Bergen	2008	3,2	-	-	-
Bergen	2009	1,8	-	-	-
RiG	2008	4,0	2,6	-	1,4
RiG	2010	4,7	-	-	-
IVAR	2011	5,7	3,2	-	2,5
RYMI	2011	2,4	2,1	-	0,3
Gjennomsnitt		4,3	2,9	0,2	1,6

9.2.2 Behandling av metallavfall

Materialgjenvinning er den klart viktigste behandlingsformen for metall, og vi har sett en jevn stigning i mengden metall som har blitt sendt til materialgjenvinning i perioden fra 1995 til 2010. Den relative materialgjenvinningsgraden har imidlertid ikke økt veldig mye på grunn av en generell vekst i avfallsmengden. I 1995 ble i overkant av 88 % av metallavfallet sendt til materialgjenvinning, mens 93 % ble sendt til materialgjenvinning i 2010. En mulig årsak til denne utviklingen er økning i råvareprisene. I perioden 2000 – 2010 opplevde industrien nesten en fordobling av prisene³²². Fallet i materialgjenvinning fra 2008 til 2009 skyldes mest sannsynlig finanskrisen.



Figur 9-10: Behandling av metallavfall 1995-2010. (SSB)

Syklus (Norsk Metallgjenvinning as) samler inn hvert år ca. 8 000 tonn metallemballasje (stål og aluminium) i samarbeid med kommunene og de interkommunale selskapene (IKS) over hele Norge. De sorterer og behandler metallemballasjeavfall på Onsøy utenfor Fredrikstad. Syklus opplyser at returprosenten for metallemballasje er 67%³²³. Resirkulert metall og alu-

³²² SSB: Prisutviklingen i metallindustrien i perioden 2000-2010

³²³ <http://www.syklus.no/presse.html>

minium går direkte til Norsk Gjenvinning AS, som selger og eksporterer dette til smelteverk i Norge og utlandet. De behandler ca. 250 000 tonn stål og metaller pr. år³²⁴. Gjenvunnet metall blir for eksempel til bildeler, arbeidsredskap, armeringsjern eller metallemballasje.

9.2.3 Miljøkonsekvensene av materialgjenvinning av aluminium/stål

WRAPs evaluering av metaller baserer seg på en gjennomgang av 11 studier som inkluderte 20 ulike scenarier for aluminium og 9 studier som inkluderer 20 scenarier for stål. I konklusjonen presenterer de kun reduksjon av klimagassutslipp men viser at materialgjenvinning er den foretrukne formen for avfallshåndtering i nesten alle scenarioene. Dette stemmer godt overens med resultatene som presenteres i andre rapporter vi har gått gjennom. Avfall Norges rapport 5/2009³²⁵ konkluderer at materialgjenvinning kommer ut som det klart beste alternativet for behandling av metallemballasje med en netto klimagevinst på ca. 2,5 tonn CO₂-ekvivalenter per tonn metallemballasje. Bergvald & Co³²⁶ påpeker at man vil kunne spare 1-1,3 tonn CO₂-ekv. per tonn stål som gjenvinnes, mens man for aluminium kan spare utslipp av 10 tonn CO₂-ekv. ved materialgjenvinning og hele 13 tonn ved ombruk. En viktig årsak til miljøbesparelsen ved materialgjenvinning av aluminium kommer av at man kan spare 95 % av energien ved materialgjenvinning sammenlignet med produksjon av jomfruelig materiale. Det er beregnet at kobber har ennå større potensiale, da ett tonn gjenvunnet kobber kan spare 20 tonn CO₂-ekv. Andre mulige miljøfordeler ved materialgjenvinning av metaller er ikke omtalt i materiale vi har gått gjennom.

9.2.4 Anbefaling

I 2010 ble det produsert 1 066 000 tonn metallavfall i Norge³²⁷. Av dette ble 993 tonn materialgjenvunnet (93 %), 59 tonn forbrent uten energiutnyttelse (6%) og 15 tonn deponert (1%). Historisk har metaller alltid hatt en svært høy grad av materialgjenvinning. Først og fremst gjelder dette stål, som brukes i store mengder i alle moderne samfunns infrastruktur. Dette skyldes at samfunnsnyttene er høye, materialene brytes i liten grad ned i naturen, og teknologien som kreves for materialgjenvinning er enkel. Samtidig er det relativt høye kostnader ved utvinning av mineraler for nye råvarer, dvs gruve drift. Pågående og framtidig økonomisk vekst globalt innebærer fortsatt høy etterspørsel. Videre utvikling innenfor blant annet energiproduksjon og IKT begrenses allerede av at enkelte metaller med egenskaper som er avgjørende i produksjonen kun er tilgjengelig i begrensede mengder, både på verdensmarkedet og i naturen.

Materialgjenvinning vil derfor være avgjørende for videre økonomisk vekst. I dag eksisterer relativt gode ordninger for innsamling, sortering og materialgjenvinning av storvolummetallene, typisk fra industri, bygg og anlegg. Dessuten finnes et internasjonalt marked for disse metallene. Studier tyder på at kobber bør utredes nærmere for økt materialgjenvinning. Bakgrunnen er at den internasjonale etterspørselen er økende samtidig som tilgjengelighet i naturen og dagens utvinningsteknologi gjør at tilbudet av nye råvarer ikke holder tritt med etterspørselsøkningen³²⁸.

³²⁴ http://www.norskgjenvinning.no/_attachment/19760/binary/32469

³²⁵ Lerche Raadal, H., I. Saur Modahl og K-A. Lyng (2009) Rapport 5/2009 Klimaregnskap for avfallshåndtering. Østfoldforskning for Avfall Norge. http://avfallnorge.web123.no/article_docs/Avfall%20Norge%20Rapport%205-09%20klimaregnskap%20avfall%20%20Fase%201-2.pdf

³²⁶ Wilhelmssen, E., Skoog, K. & Solevåg, Ø. (2007) Klimanytte av gjenvinning, Bergvald & Co as, På oppdrag av Norsk Industri, Norsk Returmetallforening og Norsk Returpappforbund. Oslo. http://www.norskindustri.no/getfile.php/Dokumenter/PDF/Klimanytte_av_gjenvinning_061107.pdf

³²⁷ SSB: Avfallsregnskap for Norge. Endelige tall 1995-2010

³²⁸ Gordon et al 2006, Tilton and Lagos (2007).

Den store utfordringen ligger i innsamling og materialgjenvinning av småvolum-metaller (sjeldne metaller). Mobiltelefoner, datamaskiner, TV-apparater, kaffetraktere og all annen små-elektronikk inneholder et stort antall komponenter av ulike metaller. Tilsvarende gjelder for blant annet medisinsk utstyr³²⁹. Et aktuelt eksempel er de nye formene for miljøvennlig energiproduksjon, som er avhengig av en lang rekke metaller med spesifikke egenskaper. Kobber er basisen for produksjon og distribusjon av elektrisitet. Kadmium (Cd), kobolt (Co) og Lantan (La) benyttes i batterier, bl a i elektriske kjøretøy. En rekke sjeldne metaller inngår i solceller, i sterke magneter, i kjernefysiske kontrollstaver osv³³⁰.

Utviklingen innen miljøvennlig energiproduksjon er allerede begrenset av tilgangen på de sjeldne metallene, og studier belyser hvordan materialgjenvinning kan møte deler av behovet³³¹. Produktdesign som legger til rette for lang levetid, reparasjon og materialgjenvinning er sentrale tiltak.

Det er allerede bygd opp et retursystem for elektriske og elektroniske produkter, EE-produkter. Dette er et system basert på produsentansvaret, hjemlet i WEEE-direktivet³³² og i den norske avfallsforskriften³³³. Hensikten med regelverket er både å redusere de miljøproblemer elektriske og elektroniske produkter forårsaker når de ender som avfall³³⁴, og å gjenvinne ressursene. Ressursargumentet i ordningen innebærer et potensiale for materialgjenvinning av metaller av stor samfunnsmessig verdi, og dette potensialet bør utredes nærmere.

9.3 Glass

9.3.1 Genererte avfallsmengder og kilder til avfall

Generert mengde glassavfall var 209 000 tonn i 2010. Dette utgjør ca. 2,4 % av alt generert norsk avfall. Utviklingen siden 1995 viser en svak økning i mengde og en svak nedgang i andel av totalt generert avfall.

³²⁹ Elektroniske apparater benytter ca. 60 ulike metaller, medisinsk utstyr ca. 70. (Natl. Res. Counc. 2008, Duclos 2009)

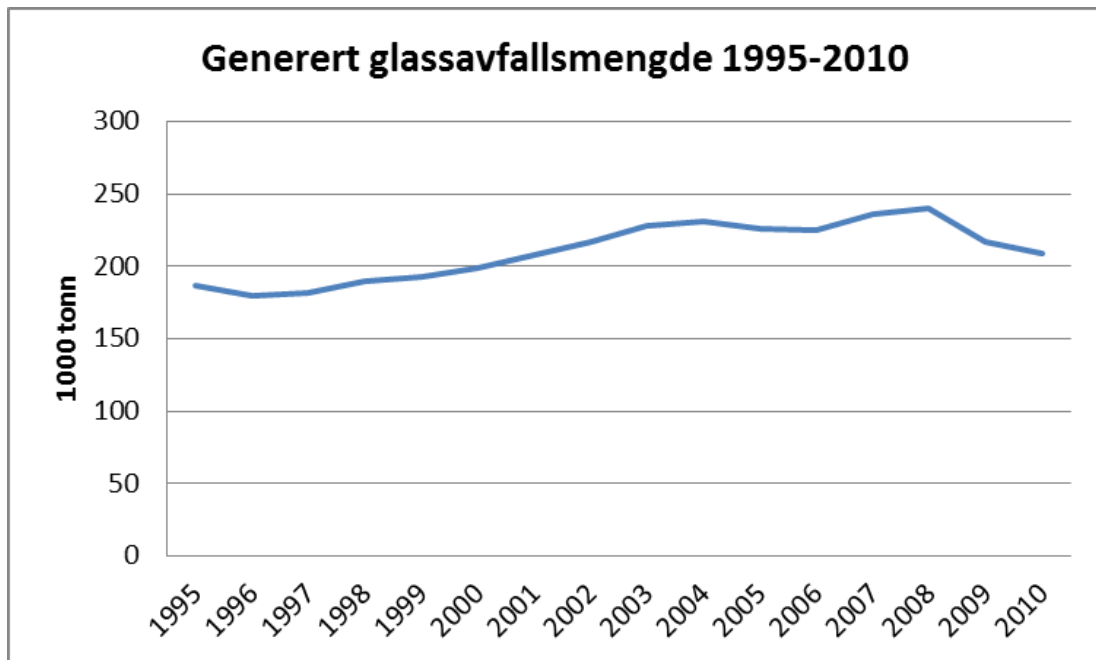
³³⁰ Graedel 2011

³³¹ Ayres 1997, Tilton 1999, Graedel 2011.

³³² Europaparlaments- og rådsdirektiv 2002/96/EF av 27. januar 2003 om avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr (WEEE): Direktivet inneholder bestemmelser som skal sikre separat innsamling og behandling av avfall fra elektriske og elektroniske produkter (EE-avfall), basert på produsentansvar. Målet er å redusere miljøproblemene ved å redusere mengdene EE-avfall, ved å øke gjenvinningen og ved særskilt håndtering av farlige komponenter i avfallet. Medlemslandene skal sørge for at det etableres et system for separat innsamling og behandling av EE-avfall, og at produsenter og importører dekker kostnadene ved dette. Forbruker skal kunne levere EE-avfall vederlagsfritt til forhandler ved kjøp av nytt produkt.

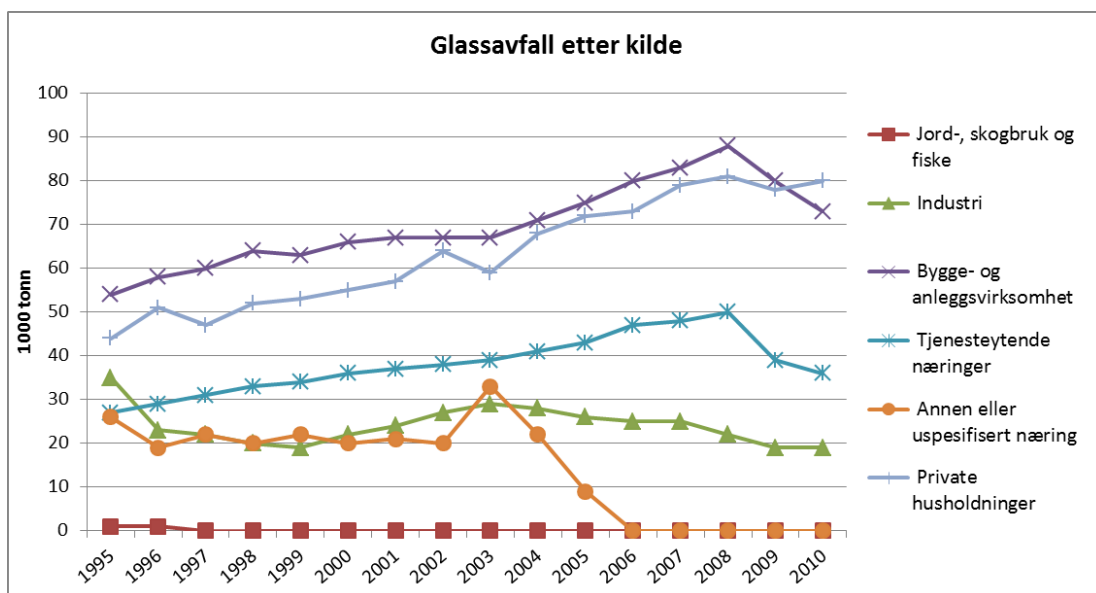
³³³ Miljøverndepartementet, 2005: Forskrift om endring i forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften).

³³⁴ Elektriske og elektroniske produkter inneholder betydelige mengder helse- og miljøskadelige stoffer som bl.a. bly, kvikksølv, kadmium, flammehemmende midler, ozonreducerende gasser, drivhusgasser og PCB. Selv i små konsentrasjoner kan disse produktene gi store skadeeffekter.



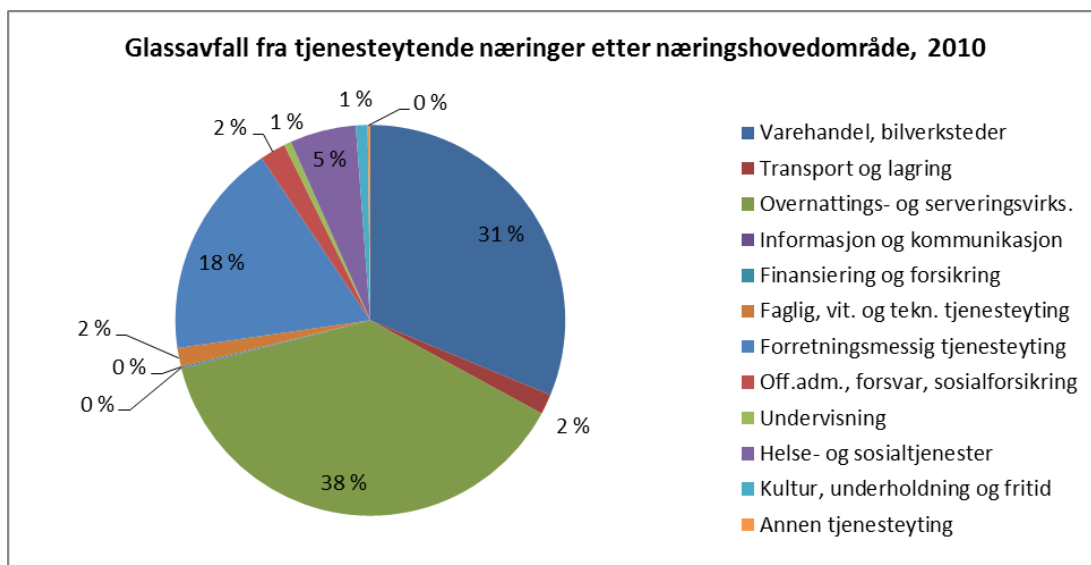
Figur 9-11 Generert avfallsmengde av glass 1995-2010 (SSB)

I 2010 kom 39 % av glassavfallet fra private husholdninger (Figur 9-12). En stor andel, 35 %, kom fra bygg- og anleggsindustrien, 17 % kom fra tjenesteytende næringer og resterende 9% fra industrien. Mengden fra private husholdninger har økt de siste årene, mens mengden fra industri har minsket. Mengden fra Bygge- og anleggsvirksomhet og tjenesteytende næringer økte ganske stabilt fram til 2008, men har sunket etter det, sannsynligvis på grunn av finanskrisen.



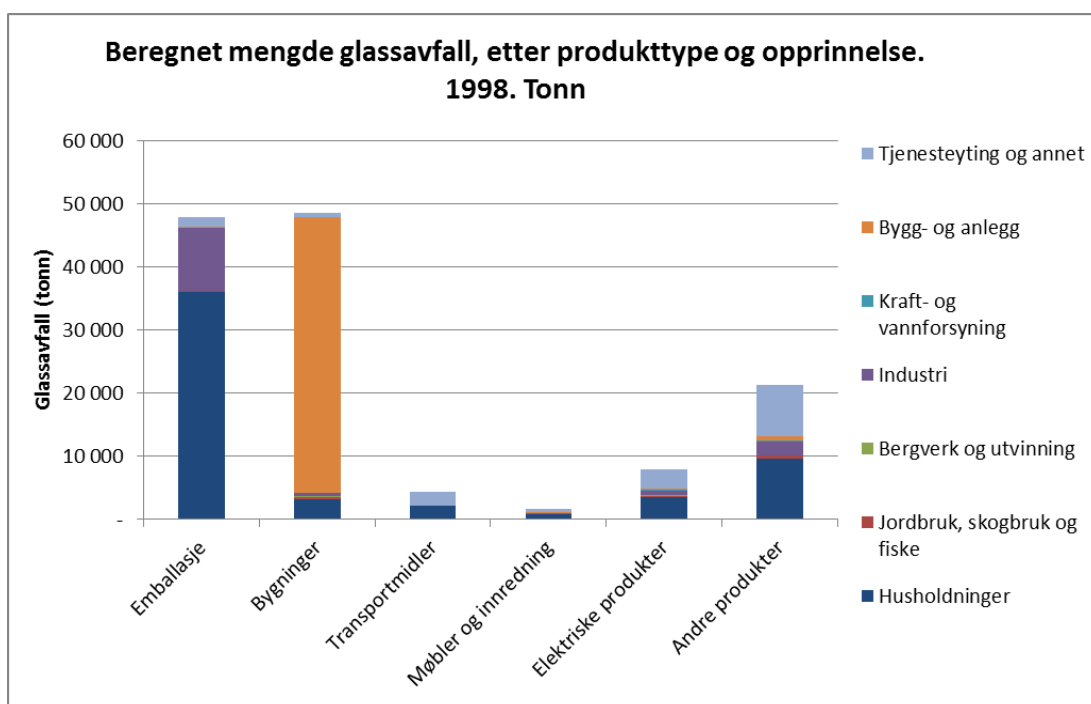
Figur 9-12 Fordeling av kilder til glassavfall 1995- 2010 (SSB)

SSB har rapportert om fordelingen av glassavfall fra ulike tjenesteytende næringer etter hovedområde i 2010 (Figur 9-13). Dette viser at de tre største næringene er overnattings- og serveringsvirksomheter, varehandel og bilverksteder samt forretningsmessig tjenesteyting. I 2008 produserte statsforvaltningen 809 tonn glassavfall, der 70% kom fra undervisning, 15% fra helse- og sosialtjenester, 10% fra forsvar og 5% fra offentlig administrasjon.



Figur 9-13 Avfall fra tjenesteytende næringer³³⁵, etter næringshovedområde. 2010

SSB har ikke publisert statistikk over fordeling av glassavfall mellom ulike produkttyper i de siste årene. Den nyeste vi har funnet er fra 1998, som viser både produkttypene og kildene (Figur 9-14). Da var de to største gruppene glassemballasje og bygningsglass.



Figur 9-14 Beregnet mengde glassavfall, etter produkttype og opprinnelse. 1998. Tonn (totalt 131 145 tonn)

Vi har også sett på de samme avfallsanalysene i forhold til sammensetning av restavfall som ble benyttet i tekstildelen (se kap. 2.3 for metode). Gjennomsnittlig mengde glass i husholdningsavfall var 7,1 kilo per innbygger årlig, med variasjon fra 4,2 til 14,2 kilo. Ikke alle stu-

³³⁵ Unntatt følgende næringene: engroshandel med avfall og skrap, landtransport og rørtransport, Omsetning og drift av fast eiendom og andre kombinerte tjenester tilknyttet eiendomsdrift.

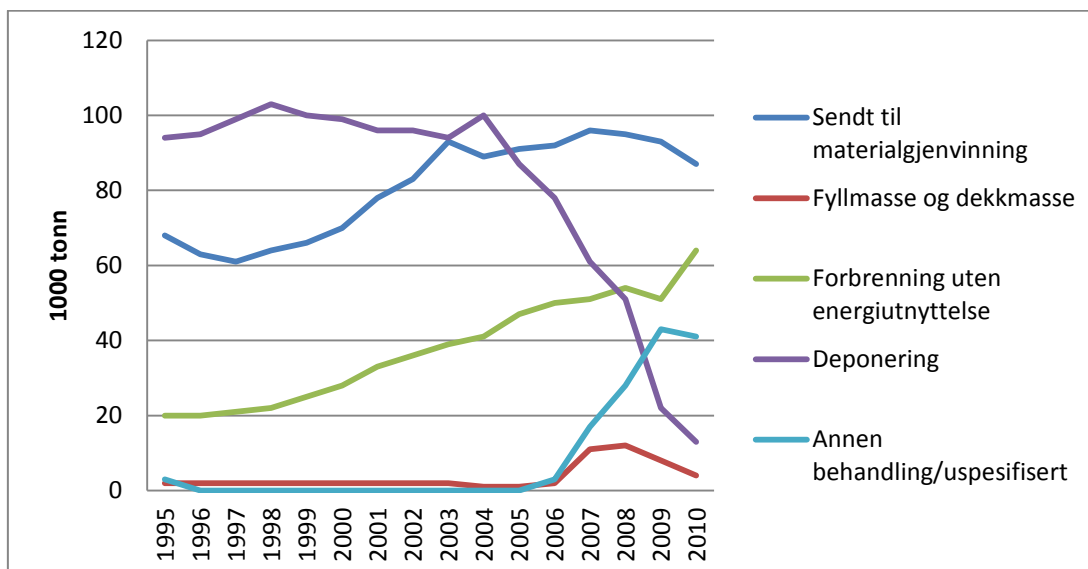
diene separerte mellom ulike typer glass, men der de ble separert var det betydelig større andel av emballasje enn andre glassprodukter (cirka 81%). Dersom man multipliserer resultatet til å gjelde hele Norge, utgjør det 34 688 tonn glassavfall, derav 28 097 tonn er glassemballasje.

Tabell 9-3 Glass i hentet restavfall (kilo per innbygger årlig)

Område	År	Total mengde glass	Emballasje	Annet glass	Panteflasker glass
Oslo	2010	9,1	7,0	1,9	0,2
Oslo	2011	6,6	5,1	1,4	0,1
Bergen	2006	14,2	-	-	-
Bergen	2007	4,6	-	-	-
Bergen	2008	10,1	-	-	-
Bergen	2009	5,5	-	-	-
RiG	2008	5,4	4,5	0,9	-
RiG	2010	6,2	-	-	-
IVAR	2011	4,6	3,8	0,8	-
RYMI	2011	4,2	3,5	0,7	-
Gjennomsnitt		7,1	4,8	1,1	0,2

9.3.2 Behandling av glassavfall

I 2010 ble cirka 42 % av glassavfallet sendt til materialgjenvinning, mens 31 % av glassavfallet ble sendt til forbrenning uten energiutnyttelse. I underkant av 20 % ble kategorisert som «annen behandling / uspesifisert» mens 6 % ble deponert. Andelen glassavfall som har blitt deponert har sunket fra 50 % i 1995. Andelen som blir sendt til materialgjenvinning har hatt en svak vekst fra 36 % i 1995 og vært ganske stabilt rundt 41 % de siste fem årene, mens andelen som blir sendt til forbrenning uten energiutnyttelse har økt fra 11 % i 1995 til 31 % i 2010. De siste årene har vi sett en sterk vekst i andelen glassavfall i kategorien «annen behandling/uspesifisert».



Figur 9-15 Behandling av glassavfall 1995-2010. (SSB)

Syklus (Norsk Glassgjenvinning as) samler inn hvert år over 58 000 tonn glassemballasje i samarbeid med kommunene og de interkommunale selskapene (IKS) over hele Norge. De sorterer og behandler emballasjeavfall på Onsøy utenfor Fredrikstad. Syklus opplyser at re-

turprosenten for glassemballasje er 90%³³⁶. Gjenvunnet glass blir til blant annet nytt emballasjeglasse, Glasopor skumglass og Glava isolasjon.

9.3.3 Miljøkonsekvensene av materialgjenvinning av glass

Funnene fra WRAPs gjennomgang viser at et lukket materialgjenvinningskretsløp av glass har lavere miljøkostnader enn deponering og forbrenning. Det var imidlertid to studier¹⁶ som konkluderte annerledes, spesielt dem som forutsatte lange transportdistanser. I Avfall Norges rapport 5/2009, konkluderer de også med at materialgjenvinning har de laveste klimagassutslippene, men at det er veldig liten gevinst sammenlignet med deponi eller forbrenning. Den moderate gevinsten kommer i stor grad av at klimagassutslippene ved materialgjenvinningsprosessen er tilnærmet den samme som ved produksjon av jomfruelig materiale.

Forutsetningene som hadde størst betydning for utfallet av LCA-analysen var relatert til den gjensidige avhengigheten mellom systemet for glassavfallshåndtering og det omkringliggende energisystemet som inkluderer:

- typen energi som blir brukt for å framstille glass
- typen energi som blir brukt for å fremstille glass fra materialgjenvunnet glass
- typen materialgjenvinningsprosess som blir anvendt (lukket kretsløp ansees som bedre enn åpent kretsløp)

Et hovedfunn i WRAPs gjennomgang er dermed at materialgjenvinningsformen avgjør den relative fordelene ved materialgjenvinning i forhold til alternative former for avfallshåndtering. Det ble konkludert med at et lukket materialgjenvinningskretsløp er mer lønnsomt i et miljøperspektiv enn både deponering og forbrenning, mens noen former for åpent materialgjenvinningskretsløp som at glass gjenvinnes til tilslag viste seg å ha en mer marginal eller negativ miljøgevinst. Med lukket kretsløp menes det at materialet fra produktet gjenvinnes til det samme produktet med samme kvalitet. Åpent kretsløp innebærer at materiale fra ulike produkter kombineres til andre produkter hvor materialeegenskapen kan endres.

Bortsett fra to scenarier indikerer alle studiene i WRAPs gjennomgang at materialgjenvinning av glass fører til lavere klimagassutslipp enn alternative metoder for avfallshåndtering. De fleste scenarioene indikerte en utslippssparing på opp til 0,5 tonn CO₂ ekvivalenter per tonn glass. I gjennomsnitt reduseres utslippene av klimagasser med 0,6 tonn CO₂ ekvivalenter per tonn gjenvunnet glass sammenlignet med forbrenning og 0,43 tonn CO₂ ekvivalenter per tonn glass sammenlignet med deponering. Scenarier for lukkede materialgjenvinningskretsløp indikerer imidlertid at klimagassutslippene reduseres med mellom 0,58 og 0,6 tonn CO₂ ekvivalenter per tonn glass sammenlignet med deponering og forbrenning.

9.3.4 Anbefaling

Graden av materialgjenvinning av emballasjeglasse fra husholdninger er høy i Norge. En del glass materialgjenvinnes som glass, mens mye brukes som råstoff til produksjon av isolasjonsmateriale etc. Omtrent en tredjedel av det totale innsamlede glasset blir gjenvunnet som glass, en tredjedel blir til glassvatt og en tredjedel blir skumglass og byggematerialer³³⁷. Klimanytten ved produksjon av tilslag som glassvatt er lavere enn produksjon av nytt glass, og i følge evalueringene gjort av WRAP har materialgjenvinning av glass til tilslag som skum-

³³⁶ <http://www.syklus.no/presse.html>

³³⁷ Wilhelmsen, E., Skoog, K. & Solevåg, Ø. (2007) Klimanytte av gjenvinning, Bergfald & Co as, På oppdrag av Norsk Industri, Norsk Returmetallforening og Norsk Returpappforbund. Oslo. http://www.norskindustri.no/getfile.php/Dokumenter/PDF/Klimanytte_av_gjenvinning_061107.pdf

glass og byggematerialer en marginal klimanytte. I dag materialgjenvinnes 42 % av glassavfallet, mens materialgjenvinningsgraden av emballasjeglaset fra husholdninger er høyere. Likevel ble det funnet over 7 kilo glass per innbygger årlig i restavfallet, derav cirka 81 % var glassemballasje. Dette betyr at cirka 28 097 tonn mer av glassemballasje fra husholdningene kunne ha blitt levert til materialgjenvinning.

De aller fleste studiene som vi har sett på som sammenligner miljøpåvirkning av materialgjenvinning av glass mot andre behandlingsmåter konkluderer med at materialgjenvinning medfører lavest klimagassbelastning. I WRAP studie ble det beregnet at gjennomsnittlig reduseres utslippene av klimagasser med 0,6 tonn CO₂-ekv per tonn gjenvunnet glass sammenliknet med forbrenning. Derfor er det viktig å jobbe videre med å øke innsamlingsgrader av glassavfall spesielt fra bygg- og anleggsindustrien men også fra husholdningene og tjenesteytende næringer (overnattings- og serveringsvirksomheter, og varehandel).

9.4 Oppsummering og anbefaling av virkemidler

Av de tre avfallsfraksjonene som er diskutert i dette kapitlet har materialgjenvinning av metall den største klimanytten med 1,3 – 20 tonn CO₂-ekv per tonn metall (det er stor variasjon mellom de ulike metalltypene). Deretter følger glass der besparelsen er ca. 0,6 tonn CO₂-ekv per tonn gjenvunnet glassemballasje sammenliknet med forbrenning. Virkemidler som forbedrer kildesortering av glass og metall fra bygg- og anlegg er viktig, for eksempel i form av miljøstyringssystemer, avfallsplaner og opplæring. Kobber bør utredes nærmere for økt materialgjenvinning, på grunn av økt internasjonal etterspørsel og begrenset tilgjengelighet i naturen. Dette gjelder også andre sjeldnere metaller.

For papir var resultatene på utslipp av klimagasser ganske like mellom energigjenvinning og materialgjenvinning, og det varierte mellom de ulike scenariene hvilken metode som kom best ut. Likevel viste studiene at generelt er materialgjenvinning det beste alternativet når det gjelder energiforbruk, toksisitet og vannforbruk. For papiravfall er det viktig at mengden som går til deponi fortsetter å gå ned, og derfor er det viktig at deponiforbudet av organisk avfall opprettholdes. Tjenesteytende næringer peker seg ut som viktige sektorer for å følge opp innen kildesortering av papir, da materialgjenvinning av kontorpapir har større miljøgevinst enn gjenvinning av papir av lavere kvalitet. Også her vil miljøsertifiseringssystemer være nyttige virkemidler.

Innen alle de tre avfallsfraksjonene mangler det ny og oppdatert statistikk som viser fordelingen mellom ulike produkter (for eksempel type metall), samt sammenheng mellom behandlingsmåter og kilder. Dette er viktig for å kunne anbefale sektorspesifikke virkemidler, og for å måle effekten av tiltak. Det er også viktig at arbeidet for å redusere avfall styrkes gjennom fokus på levetid og dematerialiseringsprosesser.

10 Konklusjoner

Produksjonen av tekstiler er svært miljøbelastende. Dette gjelder både i selve produksjonen av fiber og i de videre prosesser. Kjemikalierne brukes for å oppnå spesielle egenskaper slik som farge, slitestyrke, antikrølling, impregnering og brannhemming. I tekstiler finnes restkjemikalier fra produksjonen slik som plantevernmidler eller organiske løsemidler. Stoffer som anvendes i tekstilproduksjon kan påvirke både helse og miljø. Størst påvirkning skjer i produksjonslandene. Mesteparten av tekstilene som omsettes i Norge er importert. Spesielt tekstiler som helt eller delvis er produsert utenfor EU/EØS kan inneholde skadelige kjemikalier som rester av forbudte azofarger, tungmetaller og organiske miljøforurensninger. Brukte tekstiler inneholder mindre kjemikalier enn nye fordi vasking av tøy er en kilde til spredning av miljøgiftene.

I tillegg til kjemikalier benyttes andre omdiskuterte teknologier i tekstilproduksjon. Om lag halvparten av bomull på verdensmarkedet er genmanipulert, og bruken av nanoteknologi er økende. I tillegg inneholder enkelte tekstiler elektriske komponenter. Tekstilers innhold av farlige kjemikalier, GMO eller nano-materialer er ikke merkepliktig. Dette har store konsekvenser både for forbrukeres mulighet til å velge og for informasjonsflyten i bransjen.

Rapporten viser positiv samfunnsøkonomisk lønnsomhet i å kildesortere tekstiler. Dette skyldes at utgifter til virkemidler, transport og sortering er lavere enn de internasjonale priser på tekstilavfall. Det er ikke materialgjenvinning, men salg til gjenbruk som gir størst inntekter. Innsamling av tekstiler til gjenbruk gjøres i dag i regi av veldedige organisasjoner. Dermed kan ikke tekstilavfallet sees isolert fra tekstiler levert til gjenbruk. Gjenbruk er viktigere enn materialgjenvinning både med tanke på miljøkonsekvenser og økonomisk overskudd. Utfordringene ligger dermed ikke i den økonomiske eller miljømessige lønnsomheten i en ny avfallsfraksjon. Det som derimot er utfordrende er at ulike sektorer og virksomheter med ulike arbeidsmåter og mål, må samarbeide eller koordineres. I tillegg er tekstiler kompliserte produkter både teknisk og sosialt, og kunnskapen om tekstiler og tekstilers miljøpåvirkning lav. Dette gjør det ekstra viktig og bygge videre på de kunnskapsmiljøer og virksomheter som finnes.

Analysen viser at det er et stort potensial for å kunne samle inn større andel av tekstiler både til materialgjenvinning og til gjenbruk. Det blir eksportert 4,2 kg/innbygger årlig av brukt tøy, samtidig som 1/4 - 1/3 av det som blir kastet i restavfall kunne gjenbrukes. SSBs avfallsregnskap viser at det i 2010 ble generert 117 000 tonn tekstilavfall i Norge, noe som tilsvarer cirka 24 kilo per innbygger årlig. 44% av dette kom fra husholdninger (51 480 tonn, dvs 10,6 kg/innbygger). Dette ligger nær gjennomsnittet i EU tall (26 kg/innbygger årlig).

Vi har undersøkt samfunnsnyten og kostnader til to alternative innsamlingstiltak, henteordning og bringeordning for tekstilene i husholdningsavfallet. Sorterings- og behandlingsfasene omfattes av samme system, og er foreslått basert på dagens system for tekstiler innsamlet til gjenbruk. Analysen viser at henteløsningen er den mest kostnadseffektive og gir størst innsamlet mengde. Imidlertid er dette en usikker analyse på grunn av mangelfullt datagrunnlag og de forutsetningene som er lagt til grunn. Trolig vil også regionale forskjeller spille inn. Begge tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme med dagens markedspriser.

Det er mangelfulle kunnskaper om hvordan sluttbehandling av tekstilavfall påvirker ulike miljøparametere gjennom livsløpet. De største miljømessige fordelene finner man ved økt levetid og gjenbruk, som gir redusert bruk av jomfruelige materialer. Dermed reduseres energibruk og klimagassutslipp som følge av produksjon av nye tekstiler. For eksempel krever produksjon av en kilo bomull 7000-29 000 liter vann, og produksjon av en kilo polyester 109 MJ energi. Materialgjenvinning reduserer for eksempel klimagassutslipp med cirka -1 258 kg CO₂ekv per tonn, og gjenbruk cirka -6525 kg CO₂ekv per tonn. Forbrenning med energiutnyttelse reduserer cirka 2-6% av det samlede energiforbruket ved tekstilers levetid. Vi har ikke funnet tilsvarende informasjon for materialgjenvinning, men det er estimert at gjenbruk reduserer cirka 20-60 % av det samlede energiforbruket over hele livsløpet for tekstiler.

Vi mener det nasjonale målet om 80 % ombruk og materialgjenvinning er oppnåelig ved å kombinere ulike virkemidler. Eksemplene fra andre land har vist at det er mulig å øke innsamlingen av tekstiler betraktelig også uten innføring av utvidet produsentansvarsordning eller direkte påbud. Dette skyldes høye markedspriser på brukttøy sammen med tiltak som stimulerer samarbeid og utvikling i bransjen. Både i befolkningen, og i bransjen, finnes en gryende forståelse for tekstiler miljøbelastning, og avhending er et område hvor tanker om dette aktiveres. Det er imidlertid generelt svært lite kunnskaper om tekstiler og miljøbelastninger i begge grupper og lite pålitelig informasjon gjennom hele verdikjeden. Derfor vil suksessen til tiltak for økt innsamling av tekstiler til ombruk/materialgjenvinning være avhengig av fortsatt arbeid med informasjon og samarbeid. I tillegg til å være viktige forutsetninger for bedre avfallshåndtering, vil dette arbeidet også bidra positivt på andre områder der tekstiler i dag utgjør en miljøbelastning. Arbeidet vil også medføre lavere innhold av kjemikalier i tekstiler, samt bedre teknisk kvalitet, og dermed potensielt høyere økonomisk verdi i det innsamlede materiale. Samtidig vil et viktig mål for arbeidet være å redusere mengden tekstilavfall.

Vi foreslår følgende tiltak og virkemidler:

- Innføre krav om kildesortering for tekstiler. I perioden frem mot at dette skal gjelde for alle gjennomføres pilotforsøk for innsamling med både hente og bringeordning av tekstilavfall i norske kommuner, inkludert både tettbygde og spredtbygde områder.
- I forbindelse med innføringen av kildesorteringen gis det god informasjon om hvordan tekstilavfallet kan forebygges, hvordan miljøbelastningen forbundet med tekstilforbruket kan reduseres, og hvordan den nye avfallsfraksjonen skal pakkes og leveres.
- Utarbeide krav til innsamlerne av tekstiler om andelen av tekstilene som skal gjenbrukes, og som skal gjenvinnes som materialer eller energi, samt kontroll med hva overskuddet brukes til.
- Styrke arbeidet med samarbeid og informasjonsdeling i bransjen og mot forbrukere og offentlige innkjøpere gjennom å stoppe nedleggelsen av SIFO lab, og sikre videre drift av Tekstilpanelet og NICE. Dette kan eventuelt gjøres gjennom opprettelsen av et kompetansesenter for tekstiler og miljø, og ved å stryke KLIFs arbeid med produkter og avfall.
- Kartlegge mulighetene som ligger i materialgjenvinning av ull og tekstiler med høyt ullinnhold i Norge. I dette ligger også en utredning av historien til shoddyfabrikkene i Norge.
- Videreføre forskning på tekstilers bruks- og avhendingsfase som ledd for å få fram bedre LCA og LCD studier og bedret oversikt over materialstrømmen i Norge.

- Utrede hvordan miljøbelastningene fra bruken av tekstiler i offentlig virksomhet og næringsvirksomhet kan reduseres.
- Utrede hvordan informasjon om produkters miljøpåvirkning (forventede bruks eller levetid og tekniske kvaliteter kjemikalieinnhold osv.) utvikles slik at forbrukere får et reelt valg og slik at avfall med miljøgifter kan spores. Dette omfatter hva som skal til for at Miljøinformasjonsloven og Forbrukerkjøpsloven virker etter hensikten. Samtidig vurderes de ulike miljømerkeordningene som finnes på tekstiler opp i mot merkeordninger på andre produktgrupper (eks. energimerking, innholdsdeklarasjon osv.) og nye elektroniske muligheter for produktinformasjon (f. eks RFID).
- Utrede muligheten for miljøavgift på omsetning av tekstiler (EPR) som kilde til å finansiere tiltak slik som utredninger og forskning samt informasjon og bistand til omlegging i bransjen, offentlige innkjøp og forbrukere.

Rapportens kvalitet er på viktige områder begrenset av den mangelen på dokumentasjon og kunnskap som preger tekstiler både i forhold til bruk, produksjon og miljøbelastning. Vi har gjentatte ganger pekt på områder hvor mer kunnskap eller bedre informasjonsflyt ville vært en stor fordel. Det er viktig at dette arbeidet koordineres med innsatsen i andre nordiske land - og internasjonalt - slik at innsatsen gir best mulig effekt. Som pekt på i forslag til tiltak er forhold rundt levetid og bruk områder der vi i Norge har kunnskap som kan bygges videre på. Det er også verdt å merke seg at familie og venner er den desidert største kilden til gjenbruk av klær i Norge i dag. Det betyr at de miljøgevinstene som kan hentes ut ved organisert eller kommersielt gjenbruk i større grad kan hentes ut ved mer gjenbruk privat. Dette er en type gjenbruk det er svært lite kunnskap om og hvor Norge kunne bidra internasjonalt.

Det største potensialet for mindre miljøbelastninger fra tekstilforbruket er at produktene varer lenger og brukes lenger av første eier. Arbeidet mot lengre levetid vil også bidra til å stoppe utviklingen mot lavere kvalitet på tekstiler – og dermed også på tekstilavfall. Vi konkluderer derfor med at rapporten om materialgjenvinning bør følges opp av en utredning om hva som kan bidra til lenger levetid for tekstiler.

10.1 Andre avfallstyper: Papir/papp, metall og glass

Av de tre avfallsfraksjonene som er diskutert i dette kapitlet har materialgjenvinning av metall den største klimanytten med 1,3 – 20 tonn CO₂-ekv per tonn metall (det er stor variasjon mellom de ulike metalltypene). Deretter følger glass der besparelsen er ca. 0,6 tonn CO₂-ekv per tonn gjenvunnet glassemballasje sammenliknet med forbrenning. Virkemidler som forbedrer kildesortering av glass og metall fra bygg- og anlegg er viktig, for eksempel i form av miljøstyringssystemer, avfallsplaner og opplæring. Kobber bør utredes nærmere for økt materialgjenvinning, på grunn av økt internasjonal etterspørsel og begrenset tilgjengelighet i naturen. Dette gjelder også andre sjeldnere metaller. I likhet med tekstiler er både levetid og priser på elektroniske produkter synkende. Dette gjør at avfallsmengden øker. Begge produktgruppene er også svært sammensatte, noe som kompliserer materialgjenvinning. Både forskning på levetid, reparasjon og oppdatering, samt produkter som designes med tanke på lettere materialgjenvinning er dermed svært ønskelig for begge disse produktgrupper.

For papir var resultatene på utslipp av klimagasser ganske like mellom energigjenvinning og materialgjenvinning, og det varierte mellom de ulike scenariene hvilken metode som kom best ut. Likevel viste studiene at generelt er materialgjenvinning det beste alternativet når det gjelder energiforbruk, toksisitet og vannforbruk. For papiravfall er det viktig at mengden som går til deponi fortsetter å gå ned, og derfor er det viktig at deponiforbudet av organisk avfall opprettholdes. Tjenesteytende næringer peker seg ut som viktige sektorer for å følge opp innen kildesortering av papir, da materialgjenvinning av kontorpapir har større miljøgevinst

enn gjenvinning av papir av lavere kvalitet. Også her vil miljøsertifiseringssystemer være nyttige virkemidler.

Innen alle de tre avfallsfraksjonene mangler det ny og oppdatert statistikk som viser fordelingen mellom ulike produkter (for eksempel type metall), samt sammenheng mellom behandlingsmåter og kilder. Dette er viktig for å kunne anbefale sektorspesifikke virkemidler, og for å måle effekten av tiltak. Det er også viktig at arbeidet for å redusere avfall styrkes gjennom fokus på levetid og dematerialiseringsprosesser.

Litteratur

ADEME (2009) État de l'art du tri et de la valorisation des textiles d'habillement, du linge de maison et des chaussures consommés par les ménages, <http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=C6C11B262496DE3DA7039A46AF8A425D1256285611388.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

Affaldgenbrug (2012) Tøj og sko <http://www.affaldgenbrug.vejle.dk/page42831.aspx> [lastet ned 15.5.2012]

Allwood, J. M., S.E. Laursen, C. Malvido de Rodríguez, & N.M.P. Bocken (2006) Well dressed? The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom. University of Cambridge, Institute for Manufacturing, Cambridge. http://www.ifm.eng.cam.ac.uk/sustainability/projects/mass/uk_textiles.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Asplan Viak (2011) Plukkanalyse 2010 - husholdningsavfall til optisk sortering. Asplan Viak på oppdrag for Renovasjon i Grenland (RiG), Oslo. <http://www.rig.no/nor/Avfall-og-sortering/Statistikk/Sorteringsanalyse-2010> [lastet ned 15.5.2012]

Avfall Sverige (2011) *Svensk Avfallhantering 2011*. Malmö: Avfall Sverige AB. http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter_2011/SAH_111014_low.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Ayres R.U. (1997) Metals recycling: economic and environmental implications. *Resources Conservation and Recycling* Vol. 21 Nr. 3, pp.145–73

Baden, S. & C. Barber (2005) The impact of the second-hand clothing trade on developing countries. Oxfam. http://www.maketradefair.com/en/assets/english/shc_0905.pdf

Bartl, A. & A.S. Haner (2009) Fibre Recovery from End-of-life Apparel. *Chemical engineering transactions*, Vol. 18. <http://www.aidic.it/cet/09/18/143.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

Batley, J. (2011) On-line exchange potential impact. *Resource Futures for WRAP* http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Online_exchange_FINAL_report.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Berggren Torell, V. (2007) Folkhemmet barnkläder: diskurser om det klädda barnet under 1920-1950-talen. 240 s. Göteborgs universitet, Göteborg.

Bjerkli, C.L., M. Johansen & A. Heie (2007) Analyse av kommunalt næringsavfall i Trondheim kommune. Desember 2007. Norsas, Trondheim

AFNOR (2008) BPX 30-323 Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation (General principles for an environmental communication on mass market products)

- Birkeland, A.K. (2007) Plukkanalyse av restavfall fra husholdning og hytter. Oppdrag nr. 10554. Norsas for FIAS, Oslo.
- Briel, T.S. (1999) Loppemarked - mye mer enn man tror... En studie av loppemarkeder i Oslo. Sifo, Lysaker http://sifo.no/files/file48431_rapport_nr_4-99_web.pdf [lastet ned 15.5.2012]
- Bristwistle, G. & C.M. Moore, (2007) Fashion clothing – where does it all end up? International Journal of Retail & Distribution Management, Vol. 35, Nr.3, pp. 210-216.
- Brunn Paulsen, P., A. Schmidt, K. Dammand Nielsen (2011) *Kortlægning af kemiske stoffer i Tekstiler* www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2011/09/978-87-92779-37-3.pdf [lastet ned 22.3.2012]
- Bruvoll, A, B. Halvorsen & K. Nyborg (2000) Household sorting of waste at source. Economic Survey 4/2000, SSB
- Carbon Trust (2011) International Carbon Flows <http://www.carbontrust.com/our-clients/international-carbon-flows> [lastet ned 15.5.2012]
- Carbon Trust (2011) International Carbon Flows - Clothing (CTC793), pp. 17. London. <http://www.carbontrust.co.uk/policy-legislation/international-carbon-flows/clothing/Pages/clothing.aspx>[lastet ned 15.5.2012]
- Carlsson, A., K. Hemström, P. Edborg, Å. Stenmarck & L. Sörme (2011) Kartläggning av mängder och flöden av textilavfall. Svenska MiljöEmissionsData på uppdrag av Naturvårdsverket, Norrköping http://www.smed.in/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2011_46.pdf [lastet ned 15.5.2012]
- Chapman, A. (2010) Review of Life Cycle Assessments of Clothing. Oakdene Hollins Research & Consulting for Swedish Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA) <http://www.mistra.org/download/18.5004bd9712b572e3de6800055517/Mistra+Future+Fashion+LCA+review+2+2010.pdf> [lastet ned 15.5.2012]
- Cooper, T., T. Fisher, A. Hiller, H. Goworek, & S. Woodward (2010) Excessive speed/short lives - Attitudes to clothing longevity and disposal. In proceedings of LeNS conference Sustainability in design: NOW!, pp. 728-737. Bangalore, India.
- Dalane Miljøverk IKS (2009) Henteordningen http://www.dalane-miljoeverk.no/index.php?option=com_content&view=article&id=53%3Ahenteordningen&catid=&Itemid=61 [lastet ned 15.5.2012]
- Damm, J. (2011) Silver i ”luktfria” kläder – en stinkande lösning – En studie av antibakterielle behandlinger baserte på silversalter utifrån miljø-, hälso- och konsumentperspektiv <http://bada.hb.se/bitstream/2320/9175/1/2011.14.6.pdf> [lastet ned 15.5.2012]
- DEFRA (2007) Waste Strategy for England 2007, Presented to Parliament by the Secretary of State for Environment, Food and Rural Affairs by Command of Her Majesty May 2007 <http://archive.defra.gov.uk/environment/waste/strategy/strategy07/documents/waste07-strategy.pdf> [lastet ned 24.4.2012]

DEFRA (2010) Sustainable Clothing Action Plan (update Feb 2010) <http://www.defra.gov.uk/publications/files/pb13206-clothing-action-plan-100216.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

Domina, T. & K. Koch (1999) Consumer reuse and recycling of post-consumer textile waste. Journal of Fashion Marketing and Management, Vol. 3, Nr.4, pp. 346 - 359.

Duclos SJ. (2009) GE's assessment and approaches to materials sustainability. Presented at Natl. Acad. Sci. Gov.-Univ.-Ind. Res. Roundtable Meet., "Diminishing Natural Resources: Recognizing Limitations, Responding to the Challenges," Washington, DC. http://sites.nationalacademies.org/PGA/guirr/PGA_054088 [lastet ned 15.5.2012]

ERM (2010) Environmental Benefits of Recycling – 2010 Update, Environmental Resources Management for WRAP <http://www.metrovancouver.org/services/solidwaste/planning/ReportsforQA/WRAPEnvironmentalBenefitsOfRecycling.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

ERM (2011) Benefits of Reuse Case Study: Clothing, Environmental Resources Management for WRAP. http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Clothing%20reuse_final.pdf [lastet ned 15.5.2012]

ERM (2002) Streamlined Life Cycle Assessment of Textile Recycling, Environmental Resources Management for The Salvation Army, <http://aestivald.web.officelive.com/Documents/MandS%20LCA%20SATC%20Final.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

ERM (2006) Carbon Balances and Energy Impact of Management of UK Wastes (annex b), Environmental Resources Management for Defra http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WR0602_4750_FRP.pdf [lastet ned 15.5.2012]

European Chemicals Agency (2009) Background document for hexabromocyclododecane and all major diastereoisomers identified (HBCDD) http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.5-REL-HBCDD-ECHA_Background_HBCDD.pdf [lastet ned 15.5.2012]

European Parliament and the Council (2000) EFDIRECTIVE 2000/76/EC of 4 December 2000 on the incineration of waste

European Parliament and the Council (2006) Regulation (EC) No 1013/2006 of the European Parliament and of the Council of 14 June 2006 on shipments of waste

European Parliament and the Council (2006) Regulation (EC) No 1907/2006 Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32006R1907:EN:NOT> [lastet ned 15.5.2012]

European Parliament and the Council (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. (EUs rammedirektiv for avfall) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:en:PDF> [lastet ned 15.5.2012]

Eurostat (2012) Generation of waste (tonnes, kg per person) [env_wasgen] Manufacture of textiles, wearing apparel, leather and related products. 2004 - 2008 http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasgen&lang=en [lastet ned 2.5.2012]

Fachverband Textil-Recycling (2007) Kurzfassung der Studie Textilrecycling in Deutschland <http://www.bvse.de/356/Wie%20geht%20das> [lastet ned 15.5.2012]

Falkner, R., Breggin, L., Jaspers, N., Pendergrass, J., & Porter, R. (2009) Regulating Nanomaterials: A Trans-atlantic Agenda. London: Chatham House.

Farrant, L. (2008) Environmental benefits from reusing clothes, MSc Thesis, Technical University of Denmark <http://www.uffnorge.org/files/Laura%20Farrant-environmental%20benefits%20from%20reusing%20clothes.pdf> [lastet ned 15.5.2012]

Farrant, L., S. Olsen & A. Wangel (2010) Environmental benefits from reusing clothes. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, Nr. 7, pp. 726-736.

Finansdepartementet (2005) Veileder i samfunnsøkonomiske analyser http://www.regjeringen.no/upload/FIN/Vedlegg/okstyring/Veileder_i_samfunnsokonomiske_analyser.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Fisher, K. (2006) Impact of Energy from Waste and Recycling Policy on UK Greenhouse Gas Emissions, Environmental Resources Management for Defra, http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WR0609_5737_FRP.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Fisher, T., T. Cooper, S. Woodward, A. Hiller & H. Goworek (2008) Public Understanding of Sustainable Clothing: A Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Defra, London. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=EV0405_7667_FRA.pdf [lastet ned 15.5.2012]

Fletcher, K. (2008) Sustainable fashion & textiles Design Journeys. Earthscan, London.

Fogg, B. (2009) A behavior model for persuasive design. 4th International Conference on persuasive technology, 26-29 April 2009 Claremont, California, USA.

Folkehelseinstituttet (2009) Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase. B.7.03 Kjemikalier i tekstiler http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4521:1:0:0:::0:0&MainLeft_6039=6041:70095:15,4521:1:6043:1:::0:0 [lastet ned 15.5.2012]

Forbrukerrådet (nd) Kjøp fra butikk (forbrukerkjøpsloven) http://forbrukerportalen.no/temaer/kjop_fra_butikk [Lastet ned 24.04.2012]

Frelsens Hær (2012) Genbrug med hjertet: <https://www.frelsenshaer.dk/index.php?page=genbrug> [lastet ned 15.5.2012]

Germiso, M. & Tajet, G. (2007) Brukte klær til besvær. Har eksport av brukte klær fra Norge bidratt til industridød i Afrika? Framtiden i våre hender, Oslo. <http://www.framtiden.no/view-document/501-brukte-klar-til-besvar.html> [lastet ned 15.5.2012]

Gordon, R.B., M. Bertram & T.E. Graedel (2006) Metal stocks and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences USA Vol. 103 Nr. 5, pp. 1209–1214

Graedel, T. E. (2011) On the Future Availability of the Energy Metals. Annual Review of Materials Research. Vol. 41, pp. 323–35

Green Alliance (2009) Landfill bans and restrictions in the EU and US: a review - WR1202. Green Alliance for Defra. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WR1202_8231_FRP.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Greenpeace (2012) Dirty Laundry: Reloaded. How big brands are making consumers unwitting accomplices in the toxic water cycle <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/Water%20012/DirtyLaundryReloaded.pdf> [Lastet ned 20.4.2012]

Groom J.L., D.V. Holmquist & K.Y. Yarbrough (1993) Use of waste nylon fibers in portland cement concrete to reduce plastic shrinkage cracking

Guldagger, Mette (2010): Forældre går efter brugt børnetøj. Politiken 16.11.2010 <http://politiken.dk/tjek/ECE1110196/foraeldre-gaar-efter-brugt-boernetoej/> [Lastet ned 23.4.2012]

Haderslev kommune (2012) Værkstederne i Vojens <http://www.haderslev.dk/borger/job-og-uddannelse/aktivering/kompetencecenter-haderslev/v%C3%A6rksteder/v%C3%A6rkstederne-i-vojens> [Lastet ned 23.04.2012]

Hawley, J. M. (2006) Digging for Diamonds: A Conceptual Framework for Understanding Reclaimed Textile Products. Clothing and Textiles Research Journal, Vol. 24, Nr. 3, 262-275.

Hinkkala H. (2011). Tekstiilikierrätyksen esiselvitys – Poistotekstiilimassojen hyödyntämistapojen edistäminen jätehierarkian mukaisesti. [Prestudy about textile recycling and reuse] Hämeen ammattikorkeakoulu. Forssa. http://portal.hamk.fi/portal/page/portal/HAMKJulkisetDokumentit/Tutkimus_ja_kehitys/HAMKIn%20hankkeet/velog/VALMIS_Helenan%20selvitys180511.pdf

Hiller Connell, K. Y. (2011) Exploring consumers' perceptions of eco-conscious apparel acquisition behaviors. Social Responsibility Journal, 7, 61-73.

House of Lords (2011) Behavior change report. Science and Technology Select Committee, House of Lords. The Stationery Office Limited. London, England.: <http://www.publications.parliament.uk/pa/ld201012/ldselect/ldsctech/179/179.pdf> [Lastet ned 24.04.2012]

Huber, S., Moe, M.K., Schmidbauer, N., Hansen, G.H., Herzke, D. (2009) Emissions from incineration of fluoropolymer materials. A literature survey. Kjeller, NILU (NILU OR, 12/2009). <http://www.nilu.no/Default.aspx?tabid=62&ctl=PublicationDetails&mid=764&publicationid=24739> [Lastet ned 9.12.2011].

Högskolan i Borås (2012) Etanol/biogas av textila avfall- IH. www.hb.se/wps/portal/!ut/p/c0/04_SB8K8xLLM9MSSzPy8xBz9CP0os3hXX49QSydDRwN_9zALAYpJUH_XYO9AbxNPM_2CbEdFAPi-BgU! [2 March 2012]

ILCD (2008) International Reference Life Cycle Data System. http://www.fp7.org.tr/tubitak_content_files/270/ILCD_About_the_International_Reference_Life_Cycle_Data_System_ILCD_May2008.pdf

Innovationsnettverk for miljøteknologi (2012) Technology gaps i genanvendelsesprosesser <http://inno-mt.dk/dk/projekter/technology-outlooks/technology-gaps-i-genanvendelsesprosesser.aspx> [Lastet ned 23.04.2012]

Interconsult (1997) Sorteringsanalyse av kommunalt avfall

International Working Group on Global Organic Textile Standard. (2011). *Global Organic Textile Standard (GOTS) Version 3.0*. http://www.global-standard.org/images/stories/gots-version3_01march2011.pdf [Lastet ned 28.3.2012]

IOMC (2011) A Synthesis of Findings Under the UNEP/IOMC Project on Information on Chemicals in Products. Inter-Organisation Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC), UNEP DTIE/Chemical Branch, http://www.chem.unep.ch/unepsaicm/cip/Documents/CiP%20Project%20synthesis%20report_Final.pdf

ISO 14040 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization

ISO/DIS 14067 (2012) Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization

Joint Research Centre <http://ec.europa.eu/dgs/jrc/index.cfm>

Joshi, M., & Bhattacharyya, A. (2011) Nanotechnology - a new route to high-performance functional textiles. *Textile Progress*, Vol. 43, Nr. 3ss. 155-233.

Justis- og beredskapsdepartementet (2002) LOV-2002-06-21-34 Lov om forbrukerkjøp (forbrukerkjøpsloven). <http://www.lovdatab.no/all/nl-20020621-034.html>

KEMI Report (2011) nr 3: Chemicals in articles. Strategies and instruments to reduce risks of dangerous substances in everyday life.

Kemikalieinspektionen (2009) Faktaark "Kemikalier i tekstiler" fra april 2009 <http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Faktablad/FbKemikalieritextilierApril09.pdf> [Lastet ned 15.5.2012]

Kjeldsberg, M, K. Eilertsen, M. Buck, I.G. Klepp (2012) 'Lukten av svette: luktutvikling i ulike tekstiler', Testrapport nr.: 54-2011, Oslo: SIFO http://www.sifo.no/files/file77964_54-2011_lukten_av_svette_luktutvikling_i_ulike_textiler_rev.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Klepp, I.G. (2001) Hvorfor går klær ut av bruk? Avhending sett i forhold til kvinners klesvaner. Oslo: SIFO. http://www.sifo.no/files/file48469_rapport2001-03web.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Klepp, I.G. (2006) Merking gått ut på dato: 100% rent tull. Forbrukerrapporten 2006 (02) Side: 44-45

Klepp, I.G. (2009) Bomull med lik i lasten. *Aftenposten*, 25. september 2009 <http://www.aftenposten.no/meninger/debatt/article2675738.ece> [Lastet ned 15.5.2012]

Klif/Miljøstatus.no (2011) Kjemikalier i produkter <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Produkter/> [Lastet ned 15.5.2012]

Klif/Miljøstatus.no (2011) Avfall til gjenvinning <http://www.miljostatus.no/miljomal/Mal-og-nokkeltall/Avfall/avfall-skal-gjenvinnes/avfall-kjent-behandling/Avfall-gjenvinning/> [Lastet ned 15.5.2012]

Koch, K. & T. Domina, (1999) Consumer Textile Recycling as a Means of Solid Waste Reduction. Family and Consumer Sciences Research Journal, Vol. 28, Nr.1, pp. 3-17.

Kviseth K. & T.S. Tobiasson (2011) Pulling Wool over our Eyes: The dirty business of LCAs, Towards Sustainability in Textiles and Fashion Industry (Copenhagen), April 2011

Laitala K., B. Hauge & I.G. Klepp (2009) Large? Clothing size and size labeling. TemaNord 2009:503. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. http://www.norden.org/da/publikationer/publikationer/2009-503/at_download/publicationfile [Lastet ned 15.5.2012]

Laitala & Klepp (2011) Towards sustainability in the Textile and Fashion industry, Copenhagen 26-27 April 2011 Environmental improvement by prolonging clothing use period. http://www.sifo.no/files/file77517_laitala_klepp_-_prolonging_clothing_use_period.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Laitala, K., C. Boks, & I.G. Klepp (2011) 'Potential for environmental improvements in laundering', International Journal of Consumer Studies, Vol. 35, Nr. 2, pp. 254-64.

Laitala, K. & C. Boks (2012) 'Sustainable clothing design: Use matters ', Journal of design research, Vol. 10, Nr. 1/2, pp. 121-39.

Laitala, K., I.G. Klepp, & C. Boks (2012) 'Changing laundry habits in Norway', International Journal of Consumer Studies, Vol. 36, Nr. 2, pp. 228-37.

Laitala, K. (2012) SIFO survey første resultater på second hand klesforbruk. Intern notat, SIFO, Oslo

Laitala, K. & Klepp, I. G. (In press) Environmental and ethical perceptions related to clothing labels among Norwegian consumers. Research Journal of Textile and Apparel.

Larsen H.F., C. Helweg, A.R. Pedersen, H.B.Boyd, S.E. Lauresen & J. Hansen (2000) Kemikalier i tekstiler. Miljøprosjekt Nr. 534 2000. Miljøministeriet. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-800-2/pdf/87-7909-801-0.pdf> [Lastet ned 15.5.2012]

Laursen S.E., J. Hansen, H.H. Knudsen, H. Wenzel, H.F. Larsen, & F. Møller Kristensen (2007) Environmental Assessment of Textiles, Ediptex Project, Working Report Nr. 24 2007, Danish Technological Institute (Textiles) for the Federation of Danish Textile & Clothing <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2007/978-87-7052-515-2/pdf/978-87-7052-516-9.pdf> [Lastet ned 15.5.2012]

Lerche Raadal, H., I. Saur Modahl & K-A. Lyng (2009) Rapport 5/2009 Klimaregnskap for avfallshåndtering. Fase I og II: Glassemballasje, metallemballasje, papir, papp, plastemballasje, våtorganisk avfall, treavfall og restavfall fra husholdninger Østfoldforskning for Avfall Norge. http://avfallnorge.web123.no/article_docs/Avfall%20Norge%20Rapport%205-09%20klimaregnskap%20avfall%20Fase%201-2.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Lindahl, H. (2010) Fluor i klær. Grønn Hverdag <http://www.grønnhverdag.no/nor/Bakgrunn/Fluor-i-klær> [Lastet ned 15.5.2012]

Lislebø, O., M. Havskjold & B. Langseth (2010) Forbrenningsavgiften. En vurdering av forbrenningsavgiften som virkemiddel. XRGIA analyse & rådgiving utarbeidet for Avfall Norge, Energi Norge, KS Bedrift avfall og Norsk Fjernvarme. Februar 2010, Sandvika

Lium, A.-G. & Bremnes, H. (2007) Fra gamle klær til nye produkter. Møreforskning Molde AS, Molde.

Madsen, J., Hartlin, B., Perumalpillai, S., Selby, S. & Aumônier, S. (2007) Mapping of Evidence on Sustainable Development Impacts that Occur in Life Cycles of Clothing: A Report to DEFRA. Environmental Resources Management Ltd, London. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=EV02028_7073_FRP.pdf

McGill, R. (2009) Carbon Footprint Analysis of Textile Reuse and Recycling, MSci Thesis, Imperial College London

Michaud, J.-C., L. Farrant, O. Jan, B. Kjær, & I. Bakas. (2010) Environmental benefits of recycling 2010 update. WRAP report. http://www.wrapcymru.org.uk/sites/files/wrap/Environmental_benefits_of_recycling_2010_update.3b174d59.8816.pdf [Lastet ned 15.5.2012]

Mepex (2011) Avfallsanalyse næringsabonnenter 2010, Oslo kommune, renovasjonsetaten. Mars 2011.

Metisse (2011) Oorsprong en concept <http://www.isolatiemetisse.nl/index.php/oorsprong-en-concept-alias>

Miljøverndepartementet. (1981) LOV 1981-03-13 nr 06: Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven) <http://www.lovdatab.no/all/nl-19810313-006.html>

Miljøverndepartementet (2003) Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet (miljøinformasjonsloven) <http://www.lovdatab.no/all/hl-20030509-031.html>

Miljøverndepartementet (2004) FOR 2004-06-01 nr 922:Forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften) <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0922.html>

Miljøverndepartementet (2004) Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) § 9-4. Forbud mot deponering av visse avfallstyper <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0930.html>

Miljøverndepartement (2006) St.meld. nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/2006-2007/Stmeld-nr-26-2006-2007-4.html?id=465318>

Miljøverndepartementet (2011) Prop. 1 S (2011-2012) Proposisjon til Stortinget (forslag til stortingsvedtak) for budsjettåret 2012 http://www.regjeringen.no/pages/35167618/PDFS/PRP201120120001_MDDDDPDFS.pdf

Miljøverndepartementet, Fornyings- og administrasjonsdepartementet, Barne- og likestillingsdepartementet (2007) Handlingsplan 2007 – 2010. Miljø- og samfunnsansvar i offentlige anskaffelser <http://www.regjeringen.no/Upload/MD/Vedlegg/Planer/T-1467.pdf>

Miljømerking (2012) Høring: Miljøkrav for tekstiler, skinn og lær
http://www.ecolabel.no/aktuelt/nyhetsarkiv/horing_tekstiler/

Miljøstyrelsen (2011) Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2011
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2011/10/978-87-92779-44-1/978-87-92779-44-1.pdf>

Morley, N.J., Bartlett, C., McGill I. (2009) Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Oakdene Hollins Ltd http://www.oakdenehollins.co.uk/pdf/defra_173_summary_issue_4.pdf

Morley, N., Slater, S., Russell, S., Tipper, M. & Ward, G. D. (2006) Recycling of Low Grade Clothing Waste. Prepared for Defra Oakdene Hollins Ltd Salvation Army Trading Company Ltd and Nonwovens Innovation & Research Institute Ltd, Aylesbury, UK.
http://www.oakdenehollins.co.uk/pdf/defr01_058_low_grade_clothing-public_v2.pdf

National Resource Council (2008) Minerals, Critical Minerals, and the U.S. Economy. Washington, DC: Natl. Acad. Press

Nieminen, E. & Talvenmaa, P. (2005) Preventing waste related to textile products in the producer, trade and consumer chain and developing recycling and waste recovery systems for this waste. In *Streams – Recycling Technologies and Waste Management* (79–80). Tekes. Teknologiaohjelmaraportti 5/2005. (på finsk)

Nordic Ecolabelling. (2011). Nordic Ecolabelling of Textiles, skins and leathers. Version 3.6.
www.nordic-ecolabel.org/Templates/Pages/CriteriaPages/CriteriaGetFile.aspx?fileID=135902001 [25 March 2012]

Nordtest (1995) Envir 001: Solid waste, municipal: Sampling and characterisation

Norris, L. (2005) Cloth that Lies: the secrets of recycling in India. in Miller, D. & Küchler, S. (Eds.) *Clothing as Material Culture*. Oxford, Berg

NOU (1995) Nr. 4 Virkemidler i miljøpolitikken. Utredning fra et utvalg nedsatt av Miljøverndepartementet i oktober 1992. Avgitt februar 1995.
http://www.regjeringen.no/Rpub/NOU/19951995/004/PDFA/NOU199519950004000DDDP_DFA.pdf

NOU (2002) Nr. 18 Rett til rett. En vurdering av konkurranseforholdene i markedet for juridiske tjenester. Utredning fra Advokatkonkurransutvalget oppnevnt ved kongelig resolusjon 6. juli 2001. Avgitt oktober 2002. Statens Forvaltningstjeneste statens trykning
<http://www.regjeringen.no/nb/dep/jd/dok/nouer/2002/nou-2002-18/17/2.html?id=368421>

NOU (2002) Nr. 19 Avfallsforebygging. En visjon om livskvalitet, forbrukerbevissthet og kretsløpstenkning. Utredning fra et utvalg oppnevnt av Miljøverndepartementet 2001. Avgitt 7. november 2002. Statens Forvaltningstjeneste statens trykning
<http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/nou-er/2002/nou-2002-19.html?id=145734>

NS 3390 (1997) Tekstiler – Krav og prøvingsmetoder for varer med vedlikeholdsmerking. Norsk standardisering.

Oakdene Hollins (2010, unpublished) Studies on recyclable waste textiles in the context of the development of the end-of-waste criteria for the Waste Framework Directive, Oakdene Hollins for the Institute for Prospective Technological Studies, Seville

- Ohr, K. (2011) Plukkanalyser husholdningsavfall 2011, Stavanger: Asplan Viak AS for IVAR IKS, 42.
- Ohr, K., B. Kvinge & C. Lyche (2005) Veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall. Asplan Viak AS på oppdrag for Norsk renholdsverks-forening (NRF, nå Avfall Norge) <http://www.holdnorerent.no/content/view/full/4964> [lastet ned 15.5.2012]
- Oslo kommune Renovasjonsetaten (2010) Avfallsanalyse 2010: En analyse av husholdningsavfallet fra hente-ordningene i Oslo kommune.
- Oslo kommune Renovasjonsetaten (2011) Avfallsanalyse 2011: En analyse av husholdningsavfallet fra hente-ordningene i Oslo kommune.
- The Outdoor Industry Association & European Outdoor Group (2010) Eco Index <http://www.ecoindexbeta.org/> [Lastet ned 23.1.2012]
- Paillat, B. (2008) Foredrag på «World Recycling Convention & BIR's 60th Anniversary Celebration», Monte Carlo, 2-4 June, Det franske handelskammer, <http://webmail.bir.org/birweb/assets/PressReleases/283PostMCTextiles.pdf>
- Palm, D. (2011). Improved waste management of textiles. Project 9 Environmentally improved recycling. IVL Report B1976. Göteborg: IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. <http://www.ivl.se/download/18.7df4c4e812d2da6a416800080103/B1976.pdf>
- PAS 2050 (2011) Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. UK Product Carbon footprint specification <http://www.bsigroup.com/en/Standards-and-Publications/How-we-can-help-you/Professional-Standards-Service/PAS-2050/PAS-2050/> [lastet ned 15.5.2012]
- Petersen, C. & H. Jørgensen (2004) Storskraldsordninger - øget genbrug og genanvendelse. Miljøprojekt nr. 894. Miljøstyrelsen <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2004/87-7614-134-9/pdf/87-7614-135-7.pdf> [Lastet ned 23.04.2012]
- Peterson Control Union Group BV (2011) Recycling (CU Global Recycle Standard) http://certification.controlunion.com/program.aspx?Program_ID=62 [lastet ned 15.5.2012]
- Ren, X. (2000) Development of environmental performance indicators for textile process and product. Journal of Cleaner Production Vol. 8 Nr. 6, pp. 473–481
- Räsänen, J. (2007) Lappilaisten poistotekstiilien potentiaali uudessa tuotannossa. In M. Purisianen (Ed.) *Haastetta kerrakseen! erityistarpeet & kierrätysmateriaalin hyödyntäminen tekstiili- ja vaatesuunnittelussa*. (43–55). University of Lapland. Rovaniemi. (på finsk)
- Räsänen, J. (2011) *Tekstiilijätteen katoamistemppu*. [The disappearing trick of textile waste: The possibilities for design for end-of-life in Finnish textiles and clothing production] Pro gradu thesis. Textile design. University of Lapland, Faculty of Art and Design. (på finsk)
- Saxegaard, J. (2009) Plukkanalyse husholdningsavfall til optisk sortering 2008. Plukkanalyse av restavfall, matavfall og plastemballasje fra husholdninger i Skien, Bamble og Siljan kommuner. Hjøllnes Consult as (HC) på oppdrag for Renovasjon i Grenland (RiG), Oslo. <http://www.rig.no/nor/Avfall-og-sortering/Statistikk/Sorteringsanalyse-2008>
- SFT (2008) Mer avfall skal gjenvinnes (nå Klif) http://www.sft.no/artikkel_42346.aspx [lastet ned 15.5.2012]

SFTI (n.d.) "Textile waste management in Germany & latest developments in textile recycling technolog (1975-2000)", Sächsisches Textil Forschungs Institut e.V.(stfi) presentation

SIFO (2009) Textile waste (Prosjekt beskrivelse). Statens institutt for forbruksforskning. <http://www.sifo.no/page/Forskning//10060/75453.html>

Skullerud, H., Frøyen, B. K., Skogesal, O. & Vedø, A. (2010) Estimering av materialfordeelingen til husholdningsavfall i 2004, pp. 42. Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger

SSB (2010) Import og eksport varegrupper tresifret SITC. 2007-2009. Millioner kroner <http://www.ssb.no/emner/09/05/uhaar/arkiv/2009/tab-2010-07-01-21.html>

SSB (2010) Prisetviklingen i metallindustrien i perioden 2000-2010 <http://www.ssb.no/magasinet/analyse/art-2010-10-11-01.html>

SSB (2011) Avfall fra byggevirksomhet, 2009 og 2010. <http://www.ssb.no/avfbygganl/>

SSB (2011) Avfall fra tjenesteytende næringer 2009 og 2010 <http://www.ssb.no/avfhandel/>

SSB (2011) Avfallshåndtering, 2009 og 2010 <http://www.ssb.no/avfhand/>

SSB (2011) Husholdningsavfall, 2010 <http://www.ssb.no/vis/emner/01/05/10/avfkomm/art-2011-06-24-01.html>

SSB (2011) Industriavfall, 2008 <http://www.ssb.no/avfind/>

SSB (2011) Avfallsregnskap for Norge. Endelige tall 1995-2010 <http://www.ssb.no/avfregno/>

SSB (2012) Avfallsregnskapet. Om statistikken <http://www.ssb.no/avfregno/om.html>

SSB (2012) Lønn <http://www.ssb.no/lonn/>

Statens landbruksforvaltning (2011) Tilskudd til norsk ull og skinn <https://www.slf.dep.no/no/produksjon-og-marked/andre/ull/Tilskudd+til+norsk+ull+og+skinn.564.cms> [lastet ned 15.5.2012]

Sæhl, M. (2010) Genbrug er for alle. Politiken 27.03.2010 <http://politiken.dk/tjek/sundhedogmotion/familieliv/ECE933466/genbrug-er-for-alle/> [Lastet ned 23.4.2012]

Talvenmaa, P. (1998) *Tekstiilit ja ympäristö*. Tekstiili- ja vaateusteollisuus ry. Tampere. (på finsk)

Tangensen, C. (2009) Avfallsstatistikk for husholdningsavfall, BIR privat AS

Textile Exchange (n.d.) About us. <http://textileexchange.org/about-us> [Lastet ned 2.4.2012]

Textile Exchange (2012) All Member Companies. textileexchange.org/companies [lastet ned 2.4. 2012]

Texyloop (2012) Texyloop – A closeloop industry <http://www.texyloop.com/index.php?lang=gb> [lastet ned 15.5.2012]

Thaler, R. H. & C.R. Sunstein (2008) *Nudge - Improving Decisions About Health, Wealth and Happiness*, London, Penguin Books Ltd.

Thiry, M.C. (2011) What Goes Around, Comes Around, AATCC News. <http://aatcc.informz.net/admin31/content/template.asp?sid=19474&ptid=99&brandid=4199&uid=0&mi=1967224>, [Lastet ned 6.12.2011]

Throne-Holst, H., & E. Stø (2008) Who should be precautionary? Governance of nanotechnology in the Risk Society. *Technology Analysis & Strategic Management*, Vol. 20 No 1, ss. 99-112.

Tilton JE. (1999) The future of recycling. *Resour. Policy* Vol. 25 pp. 197–204

Tilton, J. E., Lagos, G. (2007) Assessing the long-run availability of copper. *Resources Policy* 32 pp. 19–23

Throne-Holst, H. (2012) Consumers, nanotechnology and responsibilities: Operationalizing the risk society. PhD dissertation, University of Twente.

Tojo, N. (2004) Extended producer responsibility as a driver for design change – Utopia or reality? IIIIEE dissertations 2004:2, Lund University

Tukker, A., G. Huppes, J. Guinée, R. Heijungs, A.D. Koning, L.V. Oers, S. Suh, T. Geerken, M.V. Holderbeke, B. Jansen & P. Nielsen (2006) Environmental Impact of Products (EIPRO) Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25 IPTS/ESTO project, European Commission Joint Research Centre (DG JRC) http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_report.pdf [lastet ned 15.5.2012]

UFF (nd) Innsamling av klær og sko. Ett samarbeid for miljø og utvikling. Brosjyre

UFF (2010) Tøjjindsamling (UFF i Danmark) <http://www.uff.dk/TextPage.asp?MenuItemID=41&SubMenuItemID=94> [lastet ned 15.5.2012]

UFF (2010) Miljørapport 2010, Oslo

United Nations Environmental Program DTIE/Chemicals Branch. (2011). *The Chemicals in Products Project: Case Study of the Textiles Sector.*: www.chem.unep.ch/unep/chem/cip/Documents/CaseStudies/CiP%20textile%20case%20study%20report_21Feb2011.pdf [Lastet ned 21.3.2012]

Villanueva, A., L. Delgado, Z. Luo, P. Eder, A. S. Catarino & D. Litten (2010) “Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment.” Institute of Prospective Technological Studies, <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=3359> [Lastet ned 23.04.2012]

Wang, Y. (2006) *Recycling in Textiles*. Woodhead Publishing Ltd

Wenzel, H., Parfitt, J. & James, K. (2006) Environmental benefits of recycling. WRAP report, 1-253.

Wilhelmsen, E., Skoog, K. & Solevåg, Ø. (2007) Klimanytte av gjenvinning, Bergfald & Co as, På oppdrag av Norsk Industri, Norsk Returmetallforening og Norsk Returpappforbund. Oslo. http://www.norskindustri.no/getfile.php/Dokumenter/PDF/Klimanytte_av_gjenvinning_061107.pdf [lastet ned 15.5.2012]

WRAP (2011) A methodology for quantifying the environmental and economic impacts of reuse

WRAP (2011) "On-line exchange potential impact" Resource Futures for WRAP

WRAP (2010) Landfill Bans: Feasibility Research, Eunomia, Research Report for WRAP, http://www.wrap.org.uk/downloads/FINAL_Landfill_Bans_Feasibility_Research.6e78811e.8796.pdf

Zamani, B. (2011). Carbon footprint of textile recycling (working title). Master thesis in Innovative and sustainable chemical engineering. Chalmers University of Technology, Göteborg cited in IVL's Project for the Swedish EPA

Websider

www.aktivbarnehjelp.no/klesinnsamling

www.bigwardrobe.com

www.bygg.no/id/45029

<http://chm.pops.int/default.aspx>

www.dafecor.fi/english.html

www.eBay.com

<http://ec.europa.eu/ecat/>

<http://www.ecolabel.no/>

<http://www.ecolabel.no/produkter>

www.erdetfarlig.no

www.estlandsforeningen.no/

www.european-recycling.com/cash4clothes

www.finn.no

www.freecycle.com

www.freegle.com

www.fretex.no

www.gibud.no

<http://www.global-standard.org/>

www.gronnhverdag.no

www.grontpunkt.no/om-groent-punkt

www.humana.org

www.innsamlingskontrollen.no/

www.jklkl.fi/index.php?id=313

<http://www.jmpwilcox.co.uk/>

<http://www.jimtexyarns.com/>

www.kk.no/893621/lever-gamle-hm-klaer--faa-penger-tilbake

www.looptworks.com/

www.loppemarked.info/

www.martexfiber.com/

www.miinto.no/fretex/

www.miljostatus.no

www.mistrafuturefashion.com/en/research_program/project5/Sidor/default.aspx

<http://www.mobelfakta.no/Tekstiler/>

<http://www.mobelfakta.se/>

www.mote.no

www.netthandelen.no

www.nicefashion.org

<http://www.oeko-tex.com/>

http://pilgrimsfolket.no/?page_id=930

www.renotec.no

[www.renovasjonsetaten.oslo.kommune.no/andre_tilbud/loppemarked_og_restlopper /](http://www.renovasjonsetaten.oslo.kommune.no/andre_tilbud/loppemarked_og_restlopper/)

www.reuse.ee/

<http://www.soexgroup.com/>

www.spilleglede.no/

www.tedresearch.net/

www.textiles4textiles.eu/

www.titech.com/

www.uffnorge.org/

<http://www.ukindustrialwipers.com/order-online.php>

<http://www.universalwipers.com/clothwipers.htm>

<http://wipersrecycling.com/>

www.QXL.no

Bedrifter vi har vært i kontakt med (personlig kommunikasjon):

Avfall Norge

Bureau of International Recycling (BIR)

Grønt punkt Norge

Fatland

Fretex

Fryhuset

Janesville Acoustics

Klif

Marks and Spencer

Naturvårdsverekt

NIRI

NICE

Norila

Paper Trail

Rawson's

SSB

Stena Recycling,

UFF

University of Manchester

Vedlegg I (til kapittel 2)

SSBs Avfallsregnskap

Tabell 10-1 Tekstilavfall etter produkttype.1990-1998. Tonn (Sist oppdatert: 01.08.2001 SSB leverer ikke lenger statistikk inndelt etter produkttype)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
I alt	79600	80900	81900	84400	88100	91900	96700	102100	106000
Emballasje	2200	2700	3100	3200	3100	3100	3500	4100	4800
Klær	26200	25300	25900	27900	31000	34500	38000	42300	44400
Skinnprodukter og fottøy	10000	10100	10300	10900	11500	11600	12500	13400	14500
Fiskeredskap	9000	9300	8900	7900	7900	7500	7500	8100	7900
Interiør og husholdningsprodukter	18300	18000	18300	19100	19400	19700	19100	18100	17500
Møbler	4700	4800	4700	4800	4800	5400	6200	6900	7500
Transportmidler	700	1000	800	900	900	1100	1900	2400	2800
Andre produkter	6300	7600	7800	7500	6800	6000	4600	3400	3100
Produksjonsspill	2100	2100	2200	2200	2600	3100	3500	3500	3500

Kilde: Avfallsregnskap, Statistisk sentralbyrå

Tabell 10-2 Tekstilavfall og alt avfall, genererte mengder (1000 tonn) etter tid (SSBs Avfallsregnskap)

År	Materialtype i alt (uten forurensende masser)	Tekstil	Andel tekstil av alt avfall (%)
1995	7100	115	1,62
1996	7171	119	1,66
1997	7378	121	1,64
1998	7805	122	1,56
1999	7970	122	1,53
2000	8176	120	1,47
2001	8298	119	1,43
2002	8457	118	1,4
2003	8737	118	1,35
2004	8902	119	1,34
2005	9383	121	1,29
2006	9696	123	1,27
2007	10164	128	1,26
2008	10153	133	1,31
2009	9204	115	1,25
2010	9454	117	1,24

Tabell 10-3 Mengder tekstilavfall (i 1000 tonn) etter kilder og år (SSBs Avfallsregnskap)

År	Avfallskilder i alt	Jord-, skog- bruk og fiske	Bergverk og utvinning	Industri	Kraft- og vannforsyning	Bygge- og anleggsvirksomhet	Tjenesteytende næringer	Avfallshåndtering	Annen eller uspesifisert næring	Private husholdninger
1995	115	8	0	14	0	2	24	0	38	29
1996	119	8	0	10	0	2	25	0	43	31
1997	121	8	0	11	0	2	27	0	42	31
1998	122	8	1	11	0	2	29	0	37	34
1999	122	8	0	12	0	2	30	0	34	35
2000	120	6	0	11	0	4	32	0	31	36
2001	119	6	0	10	0	6	33	0	26	37
2002	118	5	0	9	0	7	34	0	20	41
2003	118	4	0	8	0	9	34	0	23	39
2004	119	4	0	8	0	11	36	0	16	44
2005	121	4	0	8	0	13	38	0	11	47
2006	123	4	0	8	0	12	42	0	10	47
2007	128	4	0	8	0	14	42	0	8	52
2008	133	4	0	6	0	14	45	0	12	52
2009	115	4	0	6	0	12	30	0	12	51
2010	117	5	0	6	0	11	32	0	12	52

Tabell 10-4 Mengde tekstilavfall (i 1000 tonn) etter behandlingsform og tid (SSBs Avfallsregnskap)

År	Avfallsbehandling i alt	Sendt til materialgjenvinning	Kompostering	Annen biologisk behandling	Energiutnyttelse	Fyllmasse og dekkmasse	Forbrenning uten energiutnyttelse	Deponering	Annen sluttbehandling	Annen behandling/ uspesifisert
1995	115	3	0	..	17	0	7	66	0	22
1996	119	5	0	..	16	0	6	65	0	26
1997	121	6	0	..	17	0	7	66	0	26
1998	122	6	0	..	18	0	7	67	0	25
1999	122	7	0	..	21	0	8	62	0	24
2000	120	7	0	..	24	0	9	58	0	22
2001	119	7	0	..	28	0	10	52	0	22
2002	118	8	0	..	31	0	11	54	0	16
2003	118	8	0	..	34	0	11	52	0	13
2004	119	8	0	..	35	0	12	53	0	12
2005	121	10	0	..	39	0	14	51	0	6
2006	123	10	0	..	43	0	14	52	0	4
2007	128	10	0	..	44	0	15	56	0	3
2008	133	12	0	..	47	0	14	54	0	6
2009	115	11	0	..	45	0	13	36	0	9
2010	117	12	0	..	56	0	17	18	0	14

SSB: Norsk produksjon**Tabell 10-5 Norsk produksjon av tekstiler, etter produksjonsverdi og bearbeidingsverdi. På 4-sifret nivå (Kilde: SSB Hovedtall for foretak i industrien)**

	2007		2008		2009	
	Produksjonsverdi (mill. kr)	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)	Produksjonsverdi (mill. kr)	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)	Produksjonsverdi (mill. kr)	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)
13.10 Bearbeiding og spinning av tekstilfibrer	217	95	244	99	192	85
13.20 Veving av tekstiler	248	97	267	96	203	82
13.30 Etterbehandling av tekstiler	315	111	299	104	206	60
13.91 Produksjon av stoffer av trikotasje	59	12	78	10	:	:
13.92 Produksjon av tekstilvarer, unntatt klær	1577	612	1525	607	1298	540
13.93 Produksjon av gulvtepper, -matter og -ryer	30	16	29	14	30	18
13.94 Produksjon av tauverk og nett	1487	545	1436	543	1235	515
13.95 Produksjon av ikke-vevde tekstiler og tekstilvarer, unntatt klær	53	21	55	18	:	:
13.96 Produksjon av tekstiler til teknisk og industriell bruk	430	143	323	92	200	64
13.99 Produksjon av tekstiler ikke nevnt annet sted	54	25	55	23	44	20
14.11 Produksjon av klær av lær	5	2	6	2	5	1
14.12 Produksjon av arbeidstøy	414	184	370	154	219	76
14.13 Produksjon av annet yttertøy	326	152	361	158	394	162
14.14 Produksjon av undertøy og innertøy	197	71	220	72	211	68
14.19 Produksjon av klær og tilbehør ellers	1142	372	1271	427	1191	369
14.20 Produksjon av pelsvarer	21	7	18	5	18	6
14.31 Produksjon av strømpevarer	:	:	:	:	:	:
14.39 Produksjon av andre klær av trikotasje	:	:	:	:	:	:
15.11 Beredning av lær, og beredning og farging av pelsskinn	247	37	239	53	147	29
15.12 Produksjon av reiseeffekter og salmakerartikler	35	15	29	10	25	12
15.20 Produksjon av skotøy	204	54	188	41	114	26
: betyr at tall ikke kan offentliggjøres eller at oppgave mangler.						

Tabell 10-6 Norsk produksjon av tekstiler, etter bearbeidingsverdi. På 2-sifret nivå (Kilde: SSB Hovedtall for foretak i industrien)

	2007	2008	2009
	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)	Bearbeidingsverdi (markedspriser) (mill.kr)
13.1 Bearbeiding og spinning av tekstilfibrer	95	99	85
13.2 Veving av tekstiler	97	96	82
13.3 Etterbehandling av tekstiler	111	104	60
13.9 Produksjon av andre tekstiler	1375	1308	1186
14.1 Produksjon av klær, unntatt pelsvarer	781	814	676
14.2 Produksjon av pelsvarer	7	5	6
14.3 Produksjon av klær av trikotasje	121	103	98
15.1 Beredning av lær, produksjon av reiseeffekter og salmakerartikler og beredning og farging av pels...	52	63	41
15.2 Produksjon av skotøy	54	41	26

SSB: eksport**Tabell 10-7 Eksport av tekstiler, bekledningsvarer og skotøy, etter år, i faste 2005-priser og årlig endring.**

År	Faste 2005-priser (mill. kr)	Volumendring, årlig (prosent)
1970	1062	:
1980	1585	2.8
1990	1514	12.3
2000	2390	-5
2001	2384	-0.2
2002	2272	-4.7
2003	2175	-4.3
2004	2148	-1.3
2005	2206	2.7
2006	2298	4.2
2007	2546	10.8
2008	2236	-12.2
2009	1935	-13.5
2010	1936	0.1

De enkelte tallene i faste priser summerer seg ikke opp til summen på grunn av kjedingsavvik. Tall for 2010 er foreløpige.

Tabell 10-8 Eksport av tekstiler, største kategoriene (inkluderer alle kategorier som overstiger 100 tonn)

Kategori	Eksport kg
63090000 Brukte klær og andre brukte tekstilvarer	20 745 324
51011100 Ull, ikke kardet el kjemmet, rå (heru ryggvasket), klippet	4 099 600
56081103 Ferdige fiskenett av multifilamenter av polyamid, unnt ruser/teiner	2 009 338
54071000 Vevnader fremstilt av høystyrkegarn av nylon, andre polyamider el polyestere	1 210 669
56089010 Ferdige fiskenett av tekstilmaterialer, unnt av syntetiske el kunstige	794 786
56074900 Liner, snører, tau o.l. av polyetylen/-propylen, unnt selvbindgarn o.l., også flett.	737 368
56089090 Knyttet nettstoff og andre ferdige nett (unnt fiskenett) av snører, liner tau o.l.	717 279
59090000 Slanger o.l. varer av tekstilmateriale, også med foring, armering og armatur av a.	606 424
56081102 Ferdige fiskenett av monofilamenter av polyamid, unnt ruser/teiner	535 469
56081109 Ferdige fiskenett av synt/kunst tekstilmaterialer (unnt polyamid og -etylen), ikk.	501 793
63109000 Nye eller brukte filler, avfall fra tauverk samt utslitte varer av tauverk, av te.	483 257
56090000 Varer fremstillet av garn, strimler o.l. av monofilamenter el av hyssing, snører, .	463 530
56075000 Liner, snører, tau o.l. av synt tekstfib(unnt polyetylen/-propylen), også flettet,i.	330 504
51099000 Garn, min 85 vekt-% ull el fine dyrehår, i detaljopplegging, ikke kjemmet/kardet	240 208
61099010 T-skjorter, singleter og undertrøyer, trikotasje, av synt el kunst tekstilfibrer	227 748
57049000 Filt til golvbelegging, ikke tuftede, unnt fliser med overflate maks 0,3 kvm/stk	226 457
59031099 Tekstilstoff, impregneret, overtrukket, belagt el laminert med PVC, ikke til tåka.	202 834
63062209 Telt, av synt tekstilfibrer, unntatt turtelt av vekt høyst 6 kg pr. stk komplett	200 676
59119001 Filterposer o.l., til renseanlegg av tekstiler	197 828
56081104 Ferdige fiskenett av polyetylen, unnt ruser/teiner	177 258
65061000 Beskyttelsehodeplagg, også forede el garnerte	170 681
61091000 T-skjorter, singleter og undertrøyer, trikotasje, av bomull	153 733
51113000 Vevnader, u 85 vekt% kardet ull el kardedde, fine dyrehår, blandet utelukken-de/hov.	149 710
61101100 Gensere, jumbere pullovere, vester o.l., trikotasje, av ull	146 149
51012100 Ull, ikke kardet el kjemmet, avfettet, ikke karbonisert, klippet	145 270
52095900 Vevnader, min 85 vekt% bomull, vekt o 200 g/kvm, trykte, unnt i toskaft-binding, .	136 043
51111900 Vevnader, min 85 vekt% kardet ull el kardedde, fine dyrehår, med vekt o 300 g/kvm	127 222
61071900 Truser o a underbukser, trikotasje, unnt av bomull, synt el kunst tekstilfibrer.	115 806
63069990 Campingudstyr av tekstilmateriale, unnt fiberduk og bomull, ikke telt og luftmadr.	115 701
60061000 Trikotasjestoffer, av ull el fine dyrehår, unnt. fløyel- og plysjstoffer, trikort.	114 517
51091001 Garn, min 85 vekt% ull el fine dyrehår, kardet, i detaljopplegging	110 263
62104000 Klær, konfeksjon (ikke trikotasje), for herrer el gutter, impregnert, overtruk.	107 748
62129000 Korsetter, seler, sokkeholdere, strømpebånd o.l. og deler herav	106 554
61159510 Strømper og sokker o.l., trikotasje, av bomull, elastiske m gummi-tråd/elastomer.	102 720
56079010 Liner, snører, tau o.l. av kunst tekstilfibrer, også flettet, impregnert, overtruk.	102 021
61082900 Truser o a underbukser, av trikotasje, unnt av bomull, synt el kunst tekstilfib.	100 393

SSB: Import**Tabell 10-9 Import av tekstiler, bekledningsvarer og skotøy, etter år, i faste 2005-priser og årlig endring.**

År	Faste 2005-priser (mill. kr)	Prisendring, årlig (prosent)
1970	6082	:
1980	9778	8.4
1990	10972	2.6
2000	16118	-1.6
2001	15754	0.4
2002	16722	-8.2
2003	17495	-3.3
2004	18573	-0.3
2005	20082	-3.6
2006	21115	1.8
2007	22491	0.5
2008	22408	5.1
2009	20560	5.4
2010	22870	-4.4

De enkelte tallene i faste priser summerer seg ikke opp til summen på grunn av kjedingsavvik. Tall for 2010 er foreløpige.

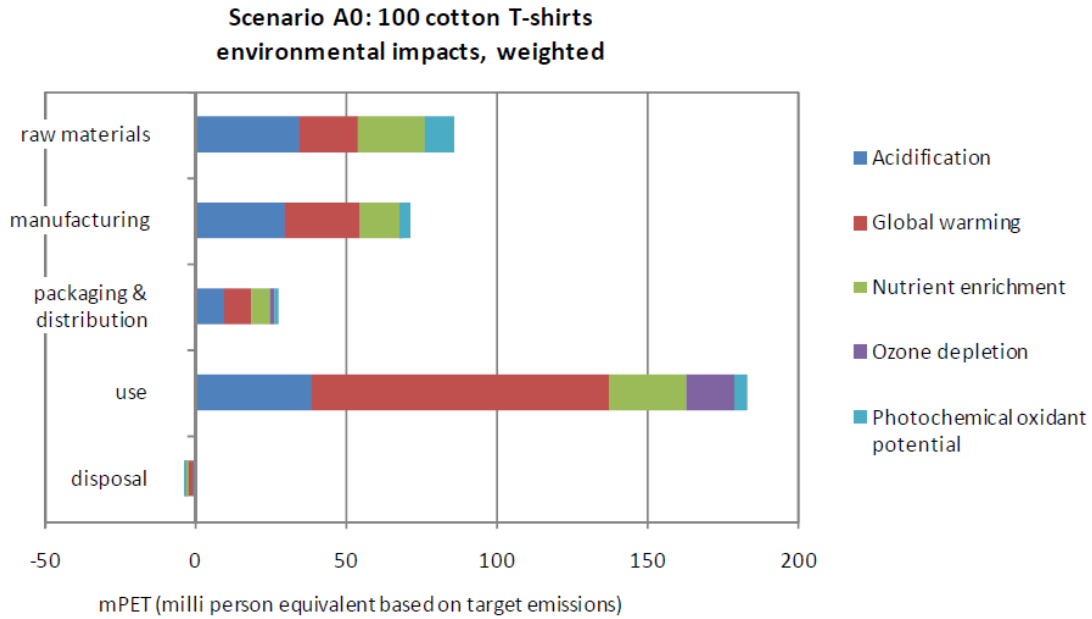
Vedlegg II (til kapittel 5)

Tabellene og figurene i dette vedlegg er hentet direkte fra masteroppgaven til Laura Farrant³³⁸.

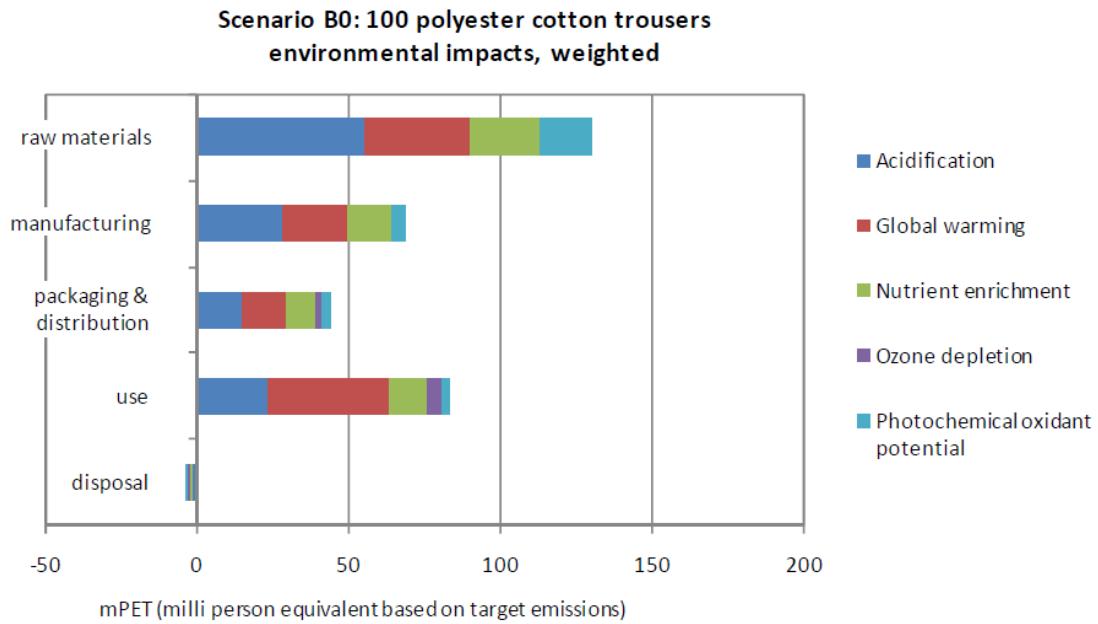
Tabell 10-10 Systemgrenser i Farrants studie

Within system boundaries	<ul style="list-style-type: none">▪ Extraction of resources▪ Manufacture of materials, including fuels and chemicals consumed▪ Electricity generation▪ Packaging for transportation▪ Distribution and retail activities▪ Consumer clothes care (washing, drying, ironing)▪ Used clothes collection, processing and distribution▪ Disposal of wastes during the “first” product life cycle▪ Transport (except consumer transport)
Outside system boundaries	<ul style="list-style-type: none">▪ Zipper and buttons for the trousers▪ Product care label and other labels▪ Carrier bag given when the item is purchased▪ Consumer transport▪ Capital equipment▪ Maintenance of buildings and equipment▪ Energy consumption in the second-hand shops▪ All post re-sale life cycle stages after delivery to the second-hand user (e.g. washing during the second use phase, disposal after the second use)

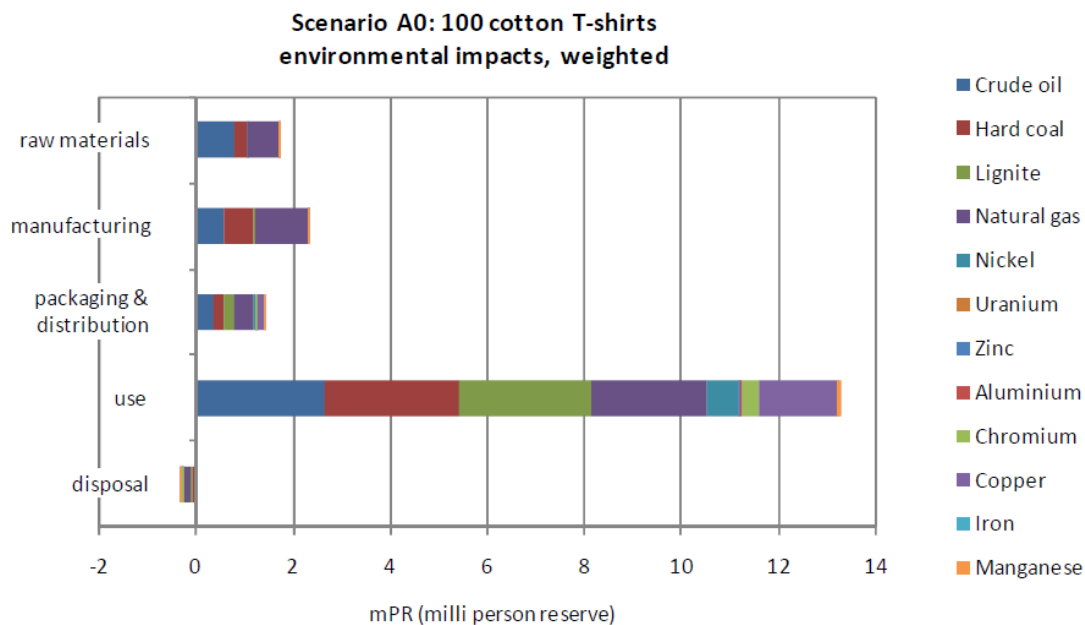
³³⁸ Farrant, L. (2008) Environmental benefits from reusing clothes, MSc Thesis, Technical University of Denmark <http://www.uffnorge.org/files/Laura%20Farrant-environmental%20benefits%20from%20reusing%20clothes.pdf>



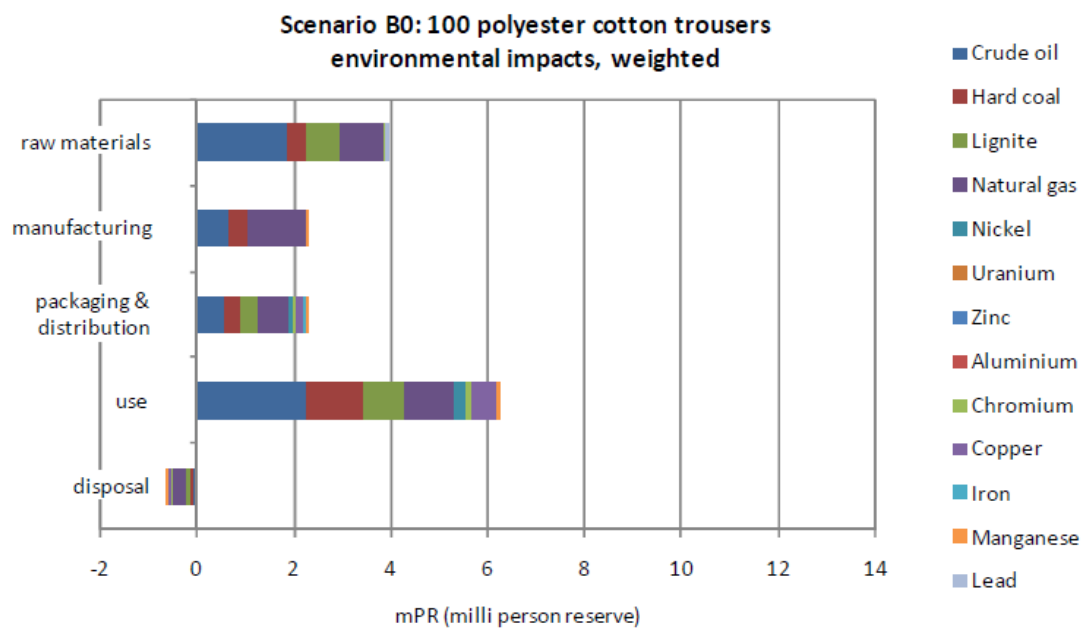
Figur 10-1 Miljøpåvirkning av bomulls t-skjorte i ulike stadier av livssyklus (referanse scenario A0)



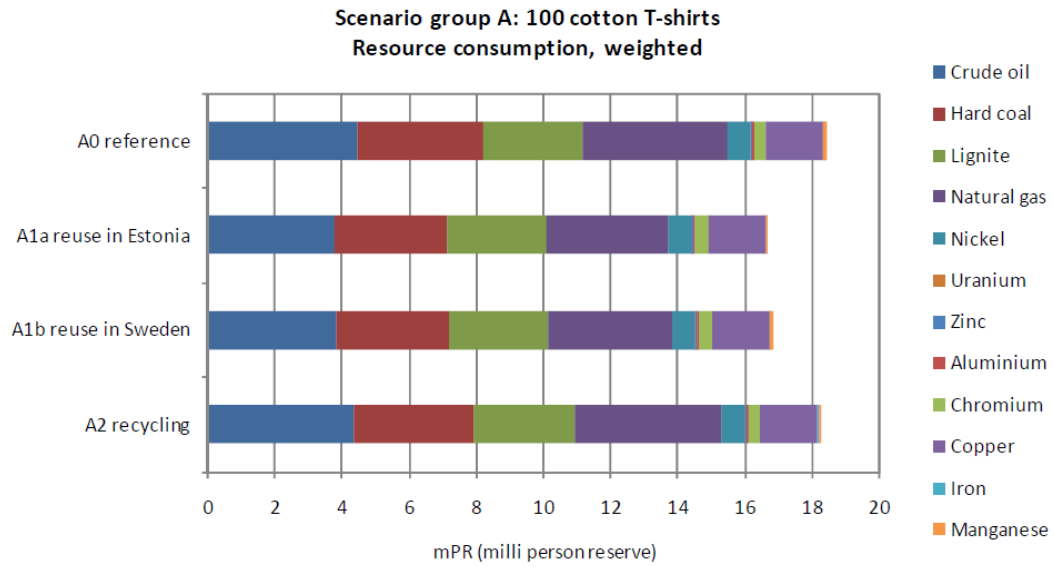
Figur 10-2 Miljøpåvirkning av polyester/bomull bukser i ulike stadier av livssyklus (referanse scenario B0)



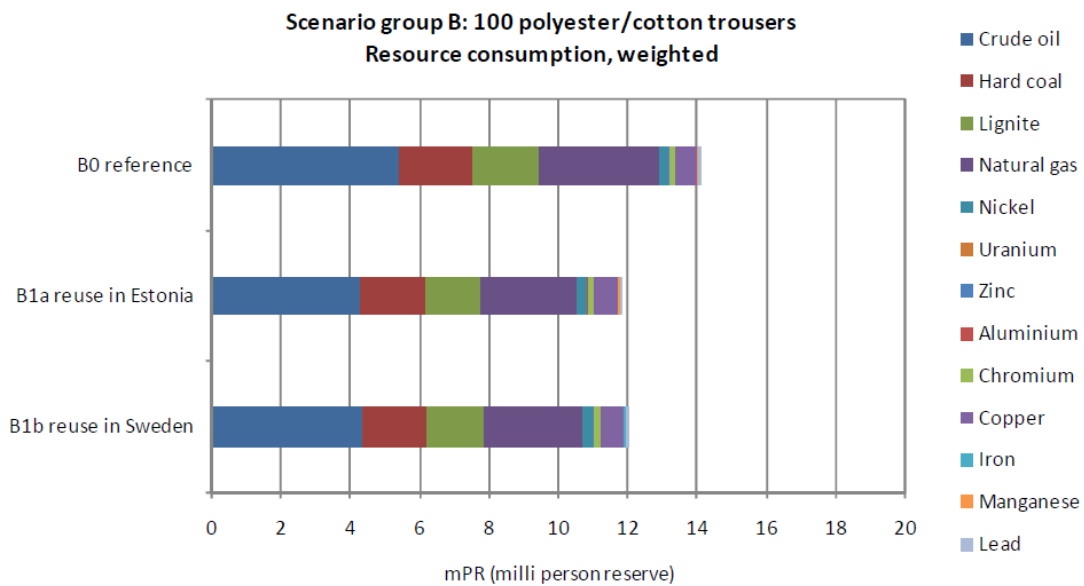
Figur 10-3 Forbruk av ressurser av bomull t-skjorte i ulike stadier av livssyklus (referanse scenario A0)



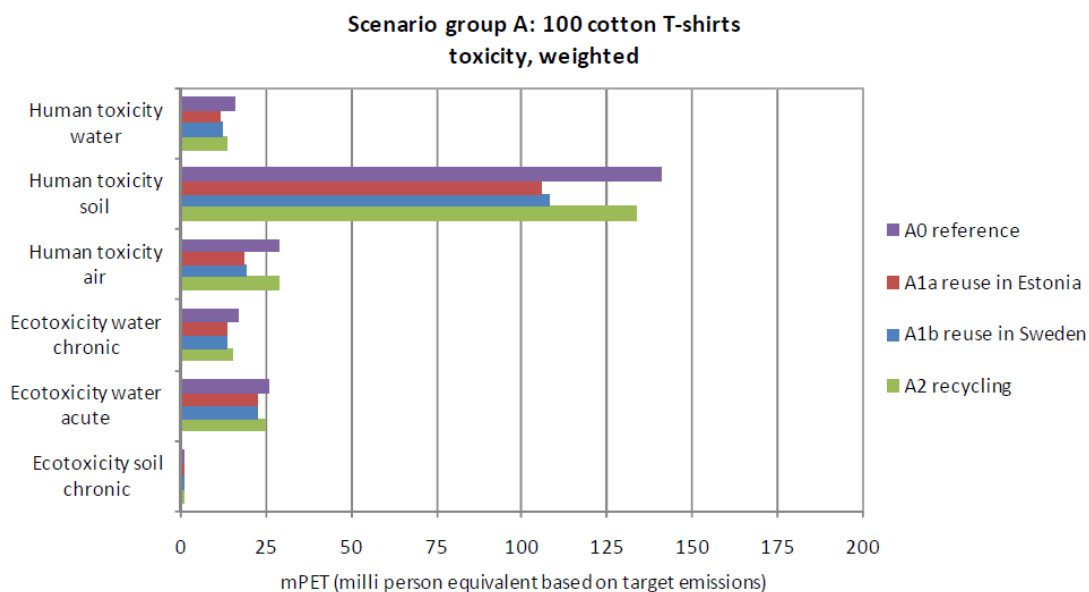
Figur 10-4 Forbruk av ressurser av polyester/bomull bukser i ulike stadier av livssyklus (referanse scenario B0)



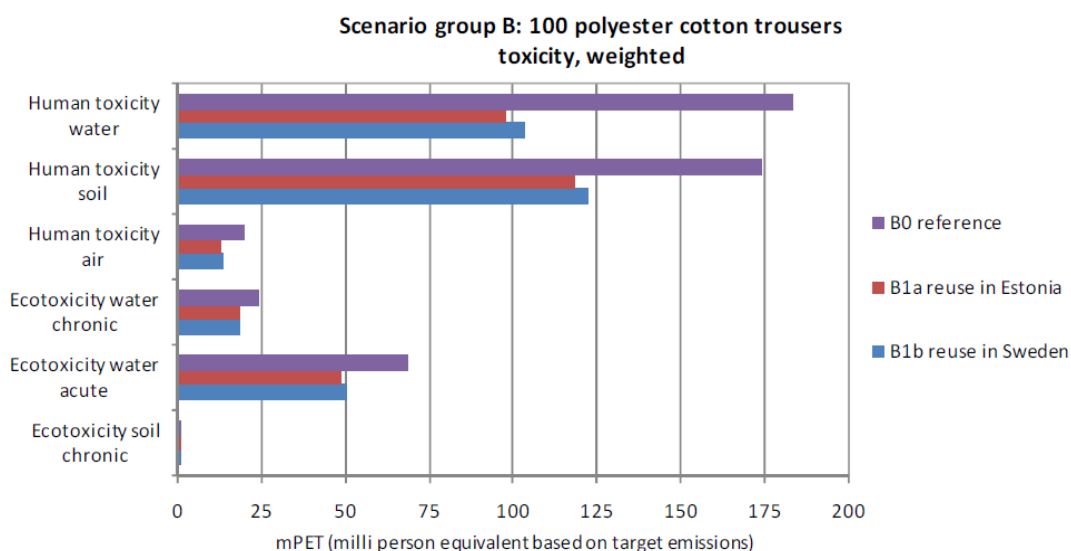
Figur 10-5 Ressursforbruk av de ulike scenariene for 100 bomull t-skjorter



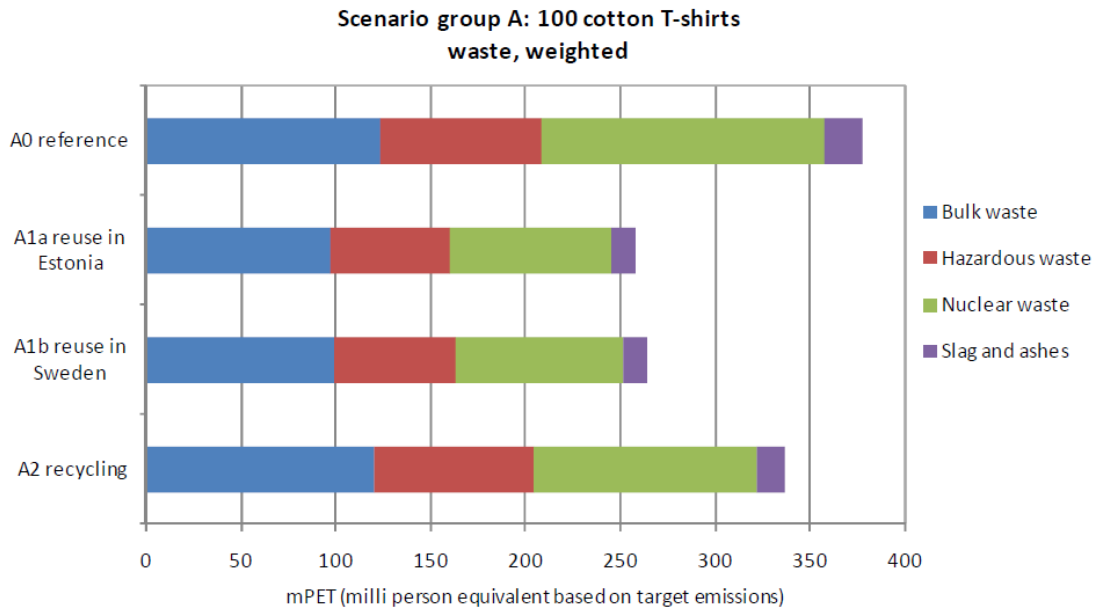
Figur 10-6 Ressursforbruk av de ulike scenariene for 100 polyester/bomull bukser



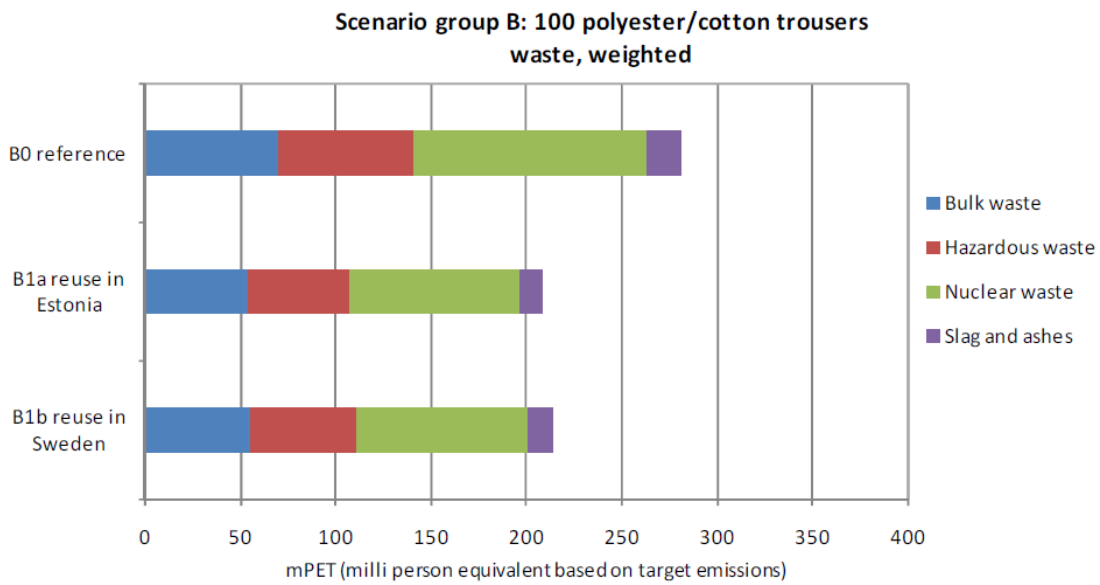
Figur 10-7 Toksisitet av de ulike scenariene for 100 bomull t-skjorter



Figur 10-8 Toksisitet av de ulike scenariene for 100 polyester/bomull bukser



Figur 10-9 Generert avfallsmengde av de ulike scenariene for 100 bomull t-skjorter



Figur 10-10 Generert avfallsmengde av de ulike scenariene for 100 polyester/bomull bukser

Vedlegg III (til kapittel 7)

Dette vedlegg inneholder datagrunnlag med kilder/referanser og beregninger som er brukt i kapittel 7.

Følgende tabell illustrerer verdiene i ulike kvaliteter materialgjenvunnet tekstil. I en usortert blanding innsamlet tekstilavfall fra husholdninger er «creem» den mest verdifulle andelen, men likevel en relativt liten fraksjon. Denim, gensere og noen andre materialer kan gjenbrukes med strukturen intakt, mens det meste behandles maskinelt – se kapittel 3.

Tabell 10-11 Verdier av ulike tekstilkvaliteter i innsamlet materiale

Kvalitet	Pris (NOK pr tonn ³³⁹)	Andel i blandingen	Nettoinntekt (NOK pr tonn)
"Creem"	45000	3.10%	1413
gjenbruk	10800	57.90%	6255
pusefiller	675	9.20%	63
kluter	450	3.10%	18
genser	900	11.70%	108
denim	-180	5.00%	-9
avfall	-540	10.00%	-54

Kilde: Oakdene Hollins (2010):UK textile sorter

Tilgjengelige mengder tekstiler

Tabell 10-12 Beregning av tilgjengelig mengde tekstiler for materialgjenvinning og ombruk i dag

			Tonn/år	Kilde/referanse i rapporten
Husholdningsavfall	117 000 tonn * 44 %		51 480	SSB Avfallsregnskap 2010, Kap 2.2.3
Innsamlet for ombruk	UFF	7 615		Årsrapport 2011, Kap 2.5.2
	Fretext	11 000		Årsrapport 2010, Kap 2.5.1
	loppemarkeder, andre innsamlere, tyveri	2 385		anslag
	SUM		21 000	anslag
Sum tilgjengelig mengde	«Teoretisk mengde for innsamling»		72 480	

³³⁹ Omregnet fra UK £; 1 UK pund = 9 NOK (gjennomsnitt vekslingskurs 2011)

Det er sum tilgjengelig mengde tekstiler pr år, som er utgangspunkt for beregning av teoretisk potensiale for materialgjenvinning og ombruk i kapittel 7.2.2, slik:

Tabell 10-13 Beregning av teoretisk potensiale for materialgjenvinning og ombruk

	Teoretisk mengde	Ambisjon	Mengde innsamlet i dag	Potensiell ekstra mengde med tiltaket
Potensiale	72 480	80 %	21 000	36 984
Tiltak A - henteordning	72 480	80 %	21 000	36 984
Tiltak B - bringeordning	72 480	60 %	21 000	22 488

Potensiell ekstra mengde i forhold til referansesituasjonen er avrundet til 37 000 tonn ekstra tekstiler pr år (80 % ambisjon) og 22 500 tonn ekstra tekstiler pr år (60 % ambisjon).

Tabell 10-14 Beregning av mengder til ulike behandlingsformer i dag:

		Ombruk	Materialgjenvinning	Forbrenning og deponi
Husholdningsavfall	Alt går til forbrenning eller deponi			100 %
Innsamlet for ombruk	Anslag basert på rapporter, se kap. 2.5.1 og 2.5.2	75 %	15 %	10 %

Videre i rapporten er regnet med ulike fordelinger på behandlingsformer:

Tabell 10-15 Beregning med ulike fordelinger på behandlingsformer:

	Ambisjon av tilgjengelig mengde	Ekstra mengde	Ombruk	Materialgjenvinning	Forbrenning og deponi
Potensial for materialgjenvinning og ombruk for ekstra innsamlet mengde (kap 7.2.2)	80 %	37 000 tonn	65 %	25 %	10 %
Tiltak A – henteordning (kap 7.3.2)	80 %	37 000 tonn	65 %	25 %	10 %
Tiltak B – bringeordning (kap 7.3.2)	60 %	22 500 tonn	65 %	25 %	10 %
Alternativ beregning, tiltak A - henteordn (kap 7.3.4)	80 %	37 000 tonn	25 %	25 %	50 %
Alternativ beregning, tiltak B – bringeordn (kap 7.3.4)	60 %	22 500 tonn	25 %	25 %	50 %
Sensitivitetsanalyse, tiltak A - henteordn	80 %	37 000 tonn	(se tabell 7-5)		

Ved omregning av mengder tonn til kg per innbygger er brukt 5 mill innbyggere i Norge.

Beregning av redusert andel til forbrenning, er gjort slik:

Dagens mengde til forbrenning (51 480 tonn) – andel til forbrenning med tiltaket

Kostnader for tiltakene

Tabellen viser hvilke data som er brukt i beregningene.

Kildene er:

- 1) Dalane Miljøverk, driftsregnskap 2010
- 2) UFF, driftsregnskap 2010
- 3) Avfall Norge, benchmarkingundersøkelse 2012
- 4) SSB

Tabell 10-16 Data for beregning av kostnader for tiltakene

			Tiltak A – hente- ordning	Tiltak B – bringeordning	Kilde/ fotnote
Kostnad per år	Enhet		Kr pr tonn inn- samlede tekstiler		
Oppsamling hos forbruker					
Sekker, innkjøp og utdeling					
	pr abonnent	Kr 10	Kr 800		1)
Oppsamlingsbeholder					2)
Små konteinere, invest.	Innsamlet mengde Kostnad levetid	80-120 kg/uke kr 6000/stk 5 år			
Stor konteiner, invest:	Innsamlet mengde Kostnad levetid	400-600 kg/uke 120 000 kr/stk 20-30år			
Lastbiler, investering	ant pr 1000 kg tekstil Kostnad Levetid	1,38 Kr 400 000 25 år			
Innsamling til mottakssted					
samlede ekstra driftsutgifter Lønn og arb g avgift Diesel vedlikehold avskrivninger	Pr tonn tekstiler			Kr 2720	2)
utsortere fra annet tørravfall lønn og arb g avg driftsutgifter	Pr tonn tekstiler		Kr 567		1)
Pakking og omlasting					
Lønn og arb g avg.					
Sorterings- /pakkestasjoner, investering	antall pr 1000 tonn tekstiler pris pr stk levetid	0,65 kr 270 000 25 år	Inkl i gebyr for tekstiler til sorte- ring ved pakke- stasjon	Inkl i ekstra driftsutgifter	2)
Behandling					
restavfall til forbren- ning	Gebyr pr tonn	Kr 600			1) ³⁴⁰
transport til forbren- ning	Kostnad pr tonn	Kr 300			
tekstiler til sortering for ombruk/ material- gjenvinning	Gebyr pr tonn		Kr 300		1)
Informasjonskostnad					
	Pris pr husholdning	Kr 2-5			3)
	Ant husholdninger	2 200 000			4) ³⁴¹

³⁴⁰ Alternativ: 700-1000 kr/tonn (Benchmarkingundersøkelse Avfall Norge 2012)

Nytteverdi for tiltakene

Tabellen viser hvilke data som er brukt i beregningene av salgsinntekter og verdsetting av miljøeffekter.

Kildene er, foruten tidligere nevnte kilder:

- 5) Oakdene Hollins (2010):UK textile sorter (tabell 10-10)
- 6) Farrant, L. (2008)
- 7) Miljøverndepartementet (gjennomsnitt over fem år)
- 8) EU ICE EUA

Tabell 10-17 Data for beregning av nytteverdi for tiltakene

		Enhet	Kr pr tonn innsamlede tekstiler	Kilde/ fotnote
Salgsinntekter per år				
Markedspris usorterte tekstiler				
	høyt anslag (dagens pris og dagens kvalitet fra Norge)	Kr pr tonn	6 098	2)
	lavt anslag (dagens pris, lavere kvalitet)	Kr pr tonn	4 770	2)
	Pris til ombruk	Kr pr tonn	10 800	5)
	pris til materialgjenvinning (kluter)	Kr pr tonn	450	5)
Miljøeffekt, CO₂-utslipp per år				
Utslipp	mengde ved ombruk	kg CO ₂ /tonn tekstiler	-6 525	6)
	mengde ved materialgjenvinning	kg CO ₂ /tonn tekstiler	-1 258	6)
	mengde ved forbrenning med energiutnyttelse	kg CO ₂ /tonn tekstiler	-311	6)
CO ₂ -pris	Høy sats	pr tonn CO ₂ ekv	Kr 600	7)
	Lav sats	pr tonn CO ₂ ekv	Kr 74	8)

Nåverdiberegninger

Nåverdiberegninger følger «Veileder i samfunnsøkonomiske analyser» (Finansdepartementet 2005). Prinsippet er at nytte- og kostnadsvirkninger neddiskonteres til investeringstidspunktet. Netto nåverdi er nettoverdien i dag av alle de verdsatte nytte- og kostnadsvirkningene ved tiltaket.

Diskonteringsrente: 4 %

Det er beregnet nåverdi for kostnader, for salgsinntekter og for CO₂-utslipp (med høyt og lavt prisanslag).

Det er beregnet nåverdi samlet for hvert tiltak, og nåverdi pr tonn innsamlede tekstiler for hvert tiltak.

³⁴¹ <http://www.ssb.no/emner/02/01/20/familie>

Husholdningenes merkostnader

Tabell 10-18 Oversikt over data som er brukt i beregningene

Kostnader	Datagrunnlag
Arbeid (sortering, vask, pakking og levering)	44 timer pr år per husholdning til å sortere avfall ³⁴² . Tilsvarende 2,3 timer for tekstilfraksjonen. 1961548 husholdninger i Norge ³⁴³ . Tekstilavfall fra husholdninger utgjør 26,5 kg pr husholdning. Alternativ timelønn etter skatt 115 NOK ³⁴⁴ .
Energibruk vasking	0,4 kWh pr 6 kg tøy i vaskemaskin ³⁴⁵ . 1,0 NOK pr kWh Her er ikke regnet inn kostnader til vannforbruk ved vasking.
Transport, bilkjøring	7 min per uke pr husholdning (som for glass) Gj snitt fart 40 km/t utgjør 494 km pr tonn pr år. Kostnad bilhold og bensin kr 3 pr km

Miljøeffekter

Kildene er, foruten tidligere nevnte kilder:

10) UFF Miljørapport 2010

Tabell 10-19 Data for beregning av klimagassutslipp

Klimagassutslipp per år		kg CO ₂ ekv pr tonn tekstiler	Andel av inn-samlede tekstiler (ved behandling 65/25/10)	Kilde/ fotnote
Ekstra transport	innsamling/transport til pakkeri	53	100 %	10) ³⁴⁶
	transport til sortering og videre behandling (eksport sjøtransport)	70	90 %	10) ³⁴⁷
	transport til forbrenning	53	-90 %	
Besparelse for tekstiler 100 % bomull	Ved ombruk	-6 526	65	6)
	Ved materialgjenvinning	-1 258	25	6)
	Ved forbrenning	-311	10	6)

³⁴² For all avfallssortering: 9 min pr uke til vask og 14 min pr uke til sortere, brette og bære ut. 7 min pr uke til transport til innleveringssted. Totalt 44 timer pr husholdning pr år.

³⁴³ SSB 2000

³⁴⁴ Gjennomsnittlig månedslønn 2010: 36 500 (SSB)

³⁴⁵ ENOVA.

³⁴⁶ 300kr transportkostnad betyr at det brukes 20 liter diesel per tonn tekstil ved dagens dieselpris. CO₂-utslipp per liter diesel = 2,663/1000 tonn CO₂-ekv. Total mengde CO₂-utslipp for transport per tonn tekstil er 20*2,663/1000= 0,05326 tonn CO₂-ekv/tonn tekstil.

³⁴⁷ Sjøtransport til Øst-Europa