

*Håkon Skullerud, Barbara K. Frøyen, Olav
Skogedal og Anne Vedø*

**Estimering av materialfordelingen til
husholdningsavfall i 2004**

Rapporter I denne serien publiseres analyser og kommenterte statistiske resultater fra ulike undersøkelser. Undersøkelser inkluderer både utvalgsundersøkelser, tellinger og registerbaserte undersøkelser.

© Statistisk sentralbyrå, oktober 2010 Ved bruk av materiale fra denne publikasjonen skal Statistisk sentralbyrå oppgis som kilde.	Standardtegn i tabeller	Symbol
ISBN 978-82-537-7949-2 Trykt versjon	Tall kan ikke forekomme	.
ISBN 978-82-537-7950-8 Elektronisk versjon	Oppgave mangler	...
ISSN 0806-2056	Oppgave mangler foreløpig	...
Emne: 01.05.10	Tall kan ikke offentliggjøres	:
Trykk: Statistisk sentralbyrå	Null	-
	Mindre enn 0,5 av den brukte enheten	0
	Mindre enn 0,05 av den brukte enheten	0,0
	Foreløpig tall	*
	Brudd i den loddrette serien	—
	Brudd i den vannrette serien	
	Desimaltegn	,

Forord

Dette prosjektet er gjennomført i samarbeid mellom SSBs Seksjon for miljøstatistikk, Mepex Consult AS og SSBs Seksjon for statistiske metoder og standarder. Prosjektgruppen besto av Barbara K. Frøyen (prosjektleder, SSB), Håkon Skullerud (hovedforfatter, SSB) og Olav Skogedal (Mepex Consult AS). De statistiske beregningene ble gjennomført av Anne Vedø (SSB) i samråd med Håkon Skullerud.

Prosjektet er delfinansiert av Mepex Consult AS.

Sammendrag

Formål

Målet med dette prosjektet har vært å fremskaffe nye nasjonale tall for sammensetning av totalt avfall og restavfall fra husholdninger, til bruk i blant annet SSBs avfallsregnskap og som grunnlag ved vurdering av avfallshåndtering nasjonalt og lokalt. Beregningene har 2004 som telleår. Det er hittil benyttet en undersøkelse med telleår 1997 (Heie 1998), kombinert med en undersøkelse av sammensetningen av grovavfall (SSR 1992). Denne opprinnelige beregningen bygger imidlertid på et forholdsvis begrenset datagrunnlag, og i tillegg kan avfallssammensetningen ha forandret seg over tid.

Metode

Beregningene i dette prosjektet bygger på 36 sorteringsanalyser fra perioden 2002 – 2006, fordelt på 25 enheter (kommuner eller avfallsselskap), som er gjennomført lokalt, samt data for mengde restavfall og utsortert husholdningsavfall rapportert til SSB via Kostra. I tillegg ble det samlet inn 5 analyser av våtorganisk avfall, som ble brukt til å til å estimere andelen matavfall. Utvalget omfatter kun enheter med sorteringsanalyse, og kan være skjevt.

Hovedmetoden gikk ut på å beregne gjennomsnittet av materialandelene i restavfallet til enhetene i utvalget, og multiplisere med restavfallsmengden. Dette gir oss materialmengdene i restavfallet utenfor utvalget. Disse legges sammen med restavfallsmaterialene i utvalget samt de utsorterte materialene i hele populasjonen. Populasjonen var stratifisert etter andel utsortert våtorganisk avfall. Skjevhet med hensyn til bebyggelse og årstid ble evaluert, og en kontrollberegning ble utført for å kontrollere for effekten av varierende utsortering.

Resultat

Avfallssammensetningen i 2004 var dominert av papir og mat, men også ”Annet, brennbart” (inkl. tre) var en betydelig fraksjon (tabell 5.1). Den estimerte usikkerheten ligger på 3 til 6 prosent for de aller fleste fraksjoner, men noe høyere for farlig avfall og tekstil. I avfallsregnskapet anses dette som lav usikkerhet. Skjev årstidsfordeling kan ha gitt en viss underestimert av andelen matavfall, men datagrunnlaget er ikke stort nok til å fastslå dette.

Det antas å ha vært en reell utvikling i avfallssammensetningen fra 1997 til 2004, men park- og hageavfall var samtidig sterkt underestimert i undersøkelsen for 1997. De nye beregningene bygger på et større og bredere datagrunnlag, og det er derfor usikkert hvilken av de to beregningene som best estimerer sammensetningen i 1997. Det er viktig å unngå spekulasjoner om utviklingen i sammensetning basert på mangelfullt grunnlag. Den nye undersøkelsen vil derfor erstatte den opprinnelige som datagrunnlag i avfallsregnskapet i hele tidsserien fra 1995 og fremover, men bør brukes med varsomhet for år utenfor 2002 - 2006.

Utsorteringsgraden i 2004 varierer sterkt mellom de ulike fraksjonene (tabell 5.2). EE-avfall og farlig avfall, som begge inneholder helse- og miljøfarlige stoffer, har høyest utsortering på landsbasis. Estimert usikkerhet ligger på 3 til 6 prosent, men noe høyere for farlig avfall og tekstil. Beregningene gir en god pekepinn på nivået for utsortering av de ulike fraksjonene, men bør ikke brukes til detaljert vurdering av måloppnåelse i for eksempel bransjeavtaler.

Det anbefales å gjennomføre undersøkelser basert tilsvarende metode hvert 5. år. Spørsmålsstillingen i Kostra bør samtidig endres for å fange opp bruk av standard metodikk i de lokale sorteringsanalysene.

Abstract

Background

The target of this project has been to estimate new Norwegian national composition data for generated waste and mixed waste from households, for use in amongst others Statistics Norway's waste account and the evaluation of waste management locally and nationally. The reference year is 2004. There was previously used a survey with reference year 1997 (Heie 1998), combined with an older survey of bulky waste composition (SSR 1992). However, this original survey build on scarcer data, and the waste composition may have changed over time.

Method

The estimations build on 36 characterisation studies performed from 2002 to 2006, covering 25 units (municipality or waste company). The estimation also applies data on the amount of mixed waste and sorted fractions from households, reported to Statistics Norway through the Kostra reporting system. In addition, 5 characterisation studies on sorted kitchen waste were used to determine the percentage of food waste. The sample covers units with characterization studies only, and may be skewed.

In the main method the average percentage of each material in the mixed waste was drawn over the units in the sample, and multiplied by their mixed waste amount. This gives the material amounts outside the sample. These are added to the mixed waste materials in the sample and the sorted fractions from the entire population. The population was stratified by the share of sorted kitchen waste. The skew by degree of urbanity and sampling season was evaluated, and a control estimation was done to check the effect of varying degree of sorting.

Results

The waste composition in 2004 was dominated by paper and cardboard, food, and "Other, combustibles" (incl. wood) (table 5.1). The uncertainty is between 3 and 6 per cent for most fractions, but a little higher for hazardous waste and textiles. In the waste account this is regarded low. Skew according to sampling season may have caused a slight underestimation of food waste, but this can not be proven due to limited data basis.

It may be assumed that the waste composition developed from 1997 to 2004. At the same time, garden waste was strongly underestimated in the original study. The new estimations build on a more comprehensive data basis, and it is uncertain which of the two estimations that gives the most accurate composition for 1997. It is important to avoid speculations about the development in waste composition drawn on an insufficient basis. The new estimations will therefore replace the original ones as input data to the waste account for its entire time series, but should be used with care for years outside the period 2002 to 2006.

The sorted percentage of 2004 varies greatly between the different materials (table 5.2). E-waste and hazardous waste, both containing harmful substances, have the highest sorting percentage. The uncertainty is between 3 and 6 per cent, but a little higher for hazardous waste and textiles. The estimates indicate the level of sorting for the different fractions, but should not be used for detailed evaluations of performance in for instance return schemes,

We recommend that surveys based on a similar methodology is performed each 5th year, and that the Norwegian Kostra reporting is improved to reflect the use of standard methods in future characterization studies.

Innhold

Forord	3
Sammendrag	4
Abstract	5
1. Innledning	7
1.1. Bakgrunn	7
1.2. Formål	7
1.3. Gjennomføring.....	8
2. Definisjoner og avgrensninger	9
2.1. Husholdningsavfall	9
2.2. Renovasjonsløsning	9
2.3. Materialtyper.....	9
2.4. Begreper anvendt i rapporten	10
3. Datagrunnlag	11
3.1. Sorteringsanalysene.....	11
3.2. Kostra (KOMmune-STat-RApporteringen).....	14
3.3. Populasjon, utvalg og enhet	16
4. Metode	18
4.1. Oversikt	18
4.2. Tilpasning av sorteringsanalysene	21
4.3. Stratifisering	22
4.4. Beregninger	24
5. Resultater	28
5.1. Hovedresultater	28
5.2. Kontrollberegninger	29
5.3. Valg av metode	33
5.4. Sammenligning med opprinnelig norsk sorteringsanalyse.....	34
5.5. Internasjonal sammenligning	36
5.6. Oppsummering	37
6. Anbefalinger	39
Referanser	40
Figurregister	42
Tabellregister	42

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

I 1992 begynte Statistisk sentralbyrå (SSB) å utarbeide avfallsstatistikk for deler av avfallet i Norge. I 1995 startet arbeidet med å utvikle et helhetlig avfallsregnskap for Norge. Før dette ble det kun produsert enkeltstående statistikker på avfallsområdet, og disse var ikke samordnet på en måte som gjorde det mulig å danne seg et bilde av den totale avfallssituasjonen i landet. Målet med avfallsregnskapet var derfor å utvikle et statistisk rammeverk som kunne gi et helhetlig bilde på avfallssituasjonen, og gjennom dette rammeverket kunne kvantifisere de viktigste avfallsstrømmene i landet. En totaloversikt over avfallsmengdene ble av miljømyndighetene ansett som spesielt grunnleggende for å blant annet kunne følge opp miljøpolitiske målsetninger og tiltak. Avfallsregnskapet skal også kunne benyttes av avfallssektoren for å vurdere tjenestetilbudet og markedssituasjonen, og til analyse og forskning innen ressursforvaltning.

Avfallsregnskapet beskriver de totale avfallsmengdene ut fra bestemte kjennemerker og kategorier. På grunn av usikkerhet og mangler i grunnlagskildene til avfallsregnskapet havner en del av avfallet i kategorien ”*annet eller uspesifisert*”. Det er et mål å redusere mengden avfall i denne kategorien. En stor og viktig avfallsstrøm hvor innholdet i utgangspunktet er ukjent, er restavfall fra husholdninger. Denne mengden ble i 2008 beregnet til å utgjøre 991 000 tonn, eller nær halvparten av alt husholdningsavfall. For å materialfordele denne mengden benyttes sammensetningsdata fra sorteringsanalyser. Frem til publiseringen av avfallsregnskapet for 2006 ble det benyttet sammensetningsdata fra en sorteringsanalyse utført av Interconsult for 1997 (Heie 1998). Med dette prosjektet har vi fått sammensetningsdata som er nyere og baserer seg på et bredere datagrunnlag.

Avfallsmengden i husholdningene økte fra 1,2 millioner tonn i 1995 til 2,1 millioner tonn i 2008, dvs. en økning på 77 prosent. Fra slutten av 1980-årene ble det innført kildesortering av husholdningsavfall i Norge. Innføring av kildesortering har trolig vært hovedårsak til at mengden restavfall fra norske privathusholdninger kun økte med 7 prosent i samme periode. Analyser har vist at det fortsatt var en betydelig andel biologisk nedbrytbart avfall og gjenvinnbart avfall i restavfallet. For å kunne følge opp det nye deponiforbudet for biologisk nedbrytbart avfall fra 1/7-2009 er det viktig å kjenne sammensetningen av avfallet som deponeres. For avfallsbransjen er det interessant å vite hvor mye gjenvinnbart materiale som er igjen i restavfallet. Dette prosjektet gir viktig informasjon til begge disse formålene.

I arbeidet med å følge opp og forbedre renovasjonsordningene gjennomføres det regelmessige sorteringsanalyser av husholdningsavfallet i mange kommuner. Analysene gjennomføres stort sett etter samme metode, men det forekommer variasjoner i metodikken. Utvalget av kommuner som har gjennomført sorteringsanalyser, er etter hvert blitt såpass stort og variert at SSB anser seg i stand til å estimere den nasjonale gjennomsnittlige materialsammensetningen av restavfall fra husholdninger basert på disse.

Sorteringsanalysene, inkludert dokumentasjon, er levert frivillig av avfalls-selskapene. Dette er informasjon som de allerede har hatt tilgjengelig. Det har derfor ikke vært noen ekstra oppgavebyrde knyttet til disse beregningene, utover å levere informasjonen til SSB og svare på enkelte oppklarende spørsmål per telefon.

1.2. Formål

Effektmålene for prosjektet var å skaffe:

- Bedre tall i avfallsregnskapet på total mengde avfall og andel utsortert til gjenvinning for de enkelte materialtyper.

- Bedre balanse i avfallsregnskapet, slik at mengde avfall til annen eller uspesifisert håndtering og annen eller uspesifisert næring reduseres.
- Godt funderte tall for mengde matavfall fra husholdninger.
- Grunnlag for vurdering av trender i avfallssammensetningen på sikt.

Hensikten med avfallsregnskapet er beskrevet i avsnitt 1.1.

Resultatmålet for prosjektet var å utarbeide:

- Landsrepresentative tall for materialsammensetningen av restavfall og totalt avfall fra husholdninger i 2004, med en materialinndeling som samsvarer med avfallsregnskapet.

1.3. Gjennomføring

I dette prosjektet har vi hentet inn og vurdert resultatene av sorteringsanalyser på restavfall fra norske husholdninger i perioden 2002 – 2006. Analyser som oppfylte SSBs kvalitetskrav ble benyttet videre, i kombinasjon med rapporteringen på husholdningsavfall i Kostra, til å beregne sammensetningen av totalt husholdningsavfall og restavfall i 2004.

Siden tilsvarende beregninger ikke tidligere er gjennomført av SSB, og siden vi ikke hadde full kontroll over hvordan utvalget ble etablert, ble det lagt stor vekt på å finne frem til en beregningsmetode som på best mulig måte utnyttet det foreliggende datamaterialet og korrigerer for skjevheter i utvalget. Det ble derfor gjennomført to parallelle beregninger: Én som ble gjennomført direkte på restavfallet (*direkte metode*), og én som ble gjennomført indirekte ved å først legge til de utsorterte materialene, deretter beregne nasjonal gjennomsnittssammensetning for det totale avfallet og til slutt trekke ifra det utsorterte avfallet (*indirekte metode*).

Den direkte metoden ble valgt som hovedmetode for beregningene. De to metodene er nærmere beskrevet i kapittel 4, mens bakgrunnen for valg av hovedmetode er beskrevet i kapittel 4.

2. Definisjoner og avgrensninger

2.1. Husholdningsavfall

Husholdningsavfall er i Forurensningslovens § 27 definert som «avfall fra private husholdninger, herunder større gjenstander som inventar og lignende». I denne undersøkelsen er det bare husholdningsavfall innsamlet gjennom den ordinære renovasjonen som er omfattet. Bilvrak, hjemmekompostert avfall, EE-avfall levert til forhandler og oppfyrt papir er ikke inkludert. Grovavfall og annet som leveres av husholdningene på gjenvinningsstasjoner, sorteres av kunden ved levering og er derfor inkludert i de utsorterte fraksjonene som rapporteres via Kostra.

Sammensetningen av husholdningsavfall kan variere fra kommune til kommune, ut fra for eksempel andel avisabonnenter, grad av hjemmekompostering, bosettingsmønster, osv. Den totale sammensetningen av husholdningsavfall i en kommune vil kunne påvirke restavfallssammensetningen.

2.2. Renovasjonsløsning

Kommunene har ansvar for innsamling av husholdningsavfallet og myndighet til å velge løsning for renovasjonen. Dette fører til at det finnes en rekke ulike varianter av hente- og bringeordninger. Kildesorteringsordninger var innført i alle norske kommuner i 2004, men det var forholdsvis mange ulike løsninger for hvor mange fraksjoner som skulle kildesorteres og hvordan disse ble hentet eller levert. Med svært få unntak var det henteordning for restavfall hos alle norske husholdninger. I de fleste kommuner ble også papir og våtorganisk avfall hentet hos husholdningen. For plastavfall forekom det både hente- og bringeordninger. For glass, metall, klær og farlig avfall var bringeordninger dominerende i undersøkelsesperioden.

Renovasjonsløsningen i den enkelte kommune vil ha innvirkning på sammensetningen av restavfallet, da ”servicegraden” i renovasjonsløsningen påvirker hvor mye husholdningene sorterer avfallet. Henteordninger gir bedre sortering enn bringeordninger. Det vil også være noen forskjeller i hva som skulle sorteres og ikke. I tillegg kan kvaliteten på informasjon om renovasjonsløsningen, og hvor enkel innbyggerne opplever at renovasjonsløsningen er, ha betydning noe.

Til tross for disse variasjonene antok vi at hovedskillet i restavfallssammensetning går mellom kommuner med 3-beholdersystem og kommuner med 2-beholdersystem. Antall beholdere tilsvarer antall fraksjoner det er henteordning for i den aktuelle kommunen, og omfatter de samme fraksjonene i nesten alle kommuner:

- *3-beholdersystem*: Papir, våtorganisk avfall og restavfall.
- *2-beholdersystem*. Papir og restavfall.

2.3. Materialtyper

Innholdet i de 10 hovedfraksjonene som har vært undersøkt i prosjektet, er listet opp nedenfor:

1. Papir, papp, kartong og drikkekartong:
 - a. Emballasje av papir/papp/kartong
 - ”Drikkeemballasje”: juice, melk, fløte, drikkeyoghurt, syltetøy, sauser, puddinger
 - Bølgepapp: brunt bølgepapp som esker, omslag, brune poser etc.
 - Annen papir/kartong: lettkartong, emballasjesker og plater av papp, pizzaesker, eggekartong, sukker- og melposer etc.
 - b. Annet papp/papir
 - Lesestoff: avis/magasin, aviser og trykksaker av aviskvalitet, ukeblader, tidsskrifter, brosjyrer, telefonkataloger, bøker.
 - Annet papir/kartong: skrivepapir, kontorpapir, datalister, bøker.
 - Komposterbart papir: tørkepapir og servietter.

2. Matavfall:
 - Rester av frukt, grønnsaker, kjøtt, fisk, brød og melprodukter,
 - Eggeskall, bein, teposer og kaffeposer.
3. Park- og hageavfall
 - Blomster, planter og hageavfall
4. Plast:
 - Hardplast
 - Flasker og kanner, for eksempel yoghurtbeger, ketchup- og sennepsflasker,
 - Syltetøyspann, såpe- og hårvaskflasker, pille- og dropsemballasje der plast har største andelen
 - Mykplast
 - Annen plast
5. Glass:
 - Glassemballasje
 - Annet glass
6. Metall:
 - Metallemballasje, hovedsakelig blikk-/aluminiumbokser for drikke, matvarer, skrukorker, tuber, spraybokser.
 - Annet metall Gjenstander eller deler av jern- og metaller fra ulike produkter, skruer, spiker, jernbiter etc.
7. Tekstiler:
 - Klær, håndklær, gardiner, sengetøy, tepper, ull, bomull, syntetiske stoffer etc.
8. EE-avfall:
 - Lyspærer, kabler og ledninger, belysning, batterier, lommelykter, elektrisk leketøy, telefoner, radioer, hvitevarer, barbermaskiner, mm.
9. Farlig avfall:
 - Kjemikalier, syrer og baser, maling, lim og lakk, olje (filler, filtre etc.), plantevernmidler, white-spirit, spraybokser med rester, mm.
10. Annet brennbart:
 - Sko, gummi, lær, trevirke, tau, leker av tre, korker, trematerialer.
 - Bleier/bind inkl. evt. innhold og omviklet toalett-papir.
11. Annet ikke brennbart:
 - Keramikk, porselen, stein/grus, aske, leire, tegl, steinull, betong, etc.

2.4. Begreper anvendt i rapporten

<i>Imputering:</i>	Beregning av tall til erstatning for manglende rådata.
<i>Sorteringsanalyse (plukkanalyse):</i>	Estimering av avfallssammensetning basert på manuelle sorteringer av avfallet. Betegner i denne rapporten en samlet analyse for en enhet (kommune eller avfallsselskap).
<i>Stratum (strata):</i>	Gruppe(r) av enheter i populasjonen, delt inn etter nærmere definerte stratumsgrenser.
<i>Stratifisering:</i>	Inndeling av populasjonen i strata.

3. Datagrunnlag

3.1. Sorteringsanalysene

3.1.1. Innsamling av sorteringsanalyser

Beregningene i dette prosjektet er basert på sorteringsanalyser (plukkanalyser) av restavfall fra husholdninger. Hensikten med analysene er å skaffe kunnskap om avfallsets sammensetning. Analysene er gjennomført i regi av kommuner eller interkommunale avfallsselskaper, og samlet inn av SSB.

Det er forholdsvis ressurskrevende å gjennomføre en sorteringsanalyse. Selve sorteringen av en tilstrekkelig mengde restavfall krever minst 50 timeverk (NRF 2005). I tillegg kommer ressurser til planlegging, innhenting av prøver, databehandling, rapportering og eventuell sortering av utsorterte fraksjoner. Sammensetningsdata for husholdningsavfall vil derfor ikke kunne hentes inn av SSB gjennom en tradisjonell utvalgsundersøkelse.

Isteden har SSB siden telleåret 2004, via avfallshåndteringsundersøkelsen, skaffet oversikt over hvilke kommuner og avfallsselskap som i løpet av siste år har gjennomført sorteringsanalyse. Resultatet av analysene er deretter innhentet på frivillig basis ved direkte kontakt med kommunene og avfallsselskapene, eller indirekte via Avfall Norge eller Mepex Consult. I tillegg har Mepex Consult bidratt med enkelte rapporter som SSB ikke hadde kjennskap til. Denne fremgangsmåten antas å ha gitt en god oversikt over alle gjennomførte sorteringsanalyser, siden avfallsselskapene har betydelig egeninteresse av resultatene fra prosjektet.

For å unngå at store målefeil i analysene skulle påvirke beregningene, ble det stilt krav om at metodikken var dokumentert og i henhold til etablerte standarder. Det finnes en nordisk metode (Nordtest Method NT ENVIR 002, Nordtest 1995) som ble brukt i alle analysene som inngår i beregningene. Det var likevel en viss variasjon i hvordan analysene ble utført. Dette gjelder blant annet prøvetakingsstrategi, metode for prøveuttak, prøvestørrelse og sortering av finstoff. Bransjeorganisasjonen Avfall Norge har nå utarbeidet en ny veileder for sorteringsanalyse av husholdningsavfall (NRF 2005), men denne var ikke tatt i bruk for de analysene som danner grunnlag for beregningene i denne rapporten.

Det ble videre bestemt at sorteringsanalysene som inngår, ikke skal være eldre enn 2002 og ikke nyere enn 2006. Dette fordi avfallssammensetningen, både totalt og i restavfallet, kan endre seg over tid.

Som følge av disse kvalitetskravene ble det forkastet 6 sorteringsanalyser for til sammen 36 kommuner. Av disse var 2 analyser med til sammen 3 kommuner dekket av øvrige analyser i utvalget, mens de øvrige 4 analysene fra i alt 33 kommunene falt helt fra. Datagrunnlaget som ble benyttet i beregningene, består dermed av 46 sorteringsanalyser som dekker til sammen 52 kommuner, deriblant landets 4 største byer.

3.1.2. Beskrivelse av de enkelte sorteringsanalysene

Tabell 3.1 viser en oversikt over hvilke kommuner og selskap vi har benyttet sorteringsanalyser fra, hvilket år og hvilken årstid de er utført, hvilke kommuner som betjenes av hvert selskap (der dette var nødvendig å vite), hvilke kommuner som er undersøkt i sorteringsanalysen fra selskapet, om vi har data på selskapsnivå eller kommunenivå, og ev. andre kommentarer. I tillegg vises antall husstander som inngår i analysen og hvor mye avfall som er sortert.

Tabellen viser at for enkelte avfallsselskap var materialfordelingen beregnet per kommune, mens for andre foreligger kun fordelingen for selskapet som helhet. For selskap der avfallsfordelingen per kommune var tilgjengelig for alle år, ble denne brukt. Ellers ble fordelingen på selskapsnivå brukt. Det vil si at selskapsfordelingen ble brukt for kommunene i VESAR, RfD, HRA og NOMIL. Tabellen viser også at de enkelte sorteringsanalysene bygger på avfall fra et stort antall husstander, og i de

fleste tilfeller er det dokumentert en prøvetakingsplan for å oppnå en representativ sammensetning av prøven. I de andre tilfellene har kommunen nøydt seg med å velge ut en ordinær innsamlingsrute.

Tabell 3.2 viser hvilke sorteringsanalyser som ble forkastet, og årsaken til at de ble forkastet.

Avfall er et inhomogent materiale, og det må derfor sorteres en forholdsvis stor mengde avfall for at måleusikkerheten i én enkelt sorteringsanalyse skal bli akseptabel. Det er vanlig å sortere prøver på minst 500 kg, som gir usikkerhet på ± 10 prosent for store fraksjoner som mat og papir ($P=0,9$). Mindre eller mer bulkvise fraksjoner (for eksempel tre) krever prøver på opptil flere tonn for å oppnå tilsvarende lav måleusikkerhet (Interconsult 2002), noe som er svært arbeidskrevende og gjøres sjelden. Ved å kombinere resultatene fra flere sorteringsanalyser kan imidlertid også disse fraksjonene estimeres med tilfredsstillende usikkerhet.

Tabell 3.1. Oversikt over benyttede sorteringsanalyser

Enhet	År (årstid)	Antall husstander	Antall prøver	Totalt sortert (kg)	Kommentar
Asker	2005 (Vi)	>620 ¹	9	1938	
Bærum	2005 (Vi)	2483	9	1809	
Oslo	2005 (S)	7682	12	6063	
Arendal	2003 (H)	107	1	724	Analysene er gjennomført av Renovasjonsselskapet for Kristiansandsregionen (RKR).
Birkenes	2003 (H)	98	1	844	
Evje og Hornnes	2003 (H)	100	1	736	
Kristiansand	2003 (H)	400	4	1619	
Kristiansand	2006 (H)	404	4	1626	
Mandal	2003 (H)	98	1	765	
Mandal	2006 (H)	100	1	528	
Vennesla	2003 (H)	100	1	902	
Vennesla	2006 (H)	100	1	599	
Songdalen	2003 (H)	100	1	872	
Songdalen	2006 (H)	124	1	482	
Søgne	2003 (H)	100	1	953	
Søgne	2006 (H)	100	1	541	
Stavanger	2002 (S)	Ukjent ²	1	704	Analysene er gjennomført av IVAR (Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk).
Stavanger	2004 (S)	Ukjent ²	1	Ca. 7000	
Hå	2002 (S)	Ukjent ²	1	819	
Klepp	2002 (S)	Ukjent ²	1	655	
Time	2002 (S)	Ukjent ²	1	440	
Gjesdal	2002 (S)	Ukjent ²	1	559	
Sola	2002 (S)	Ukjent ²	1	651	
Randaberg	2002 (S)	Ukjent ²	1	427	
Rennesøy	2002 (S)	Ukjent ²	1	632	
Bergen	2002 (S)	40	6	600	Tekstiler, EE-avfall og "annet ikke brennbart" er inkludert i "annet brennbart".
Bergen	2003 (S)	40	6	600	
Bergen	2005 (S)	40	6	600	
Trondheim	2002 (Vå)	>400 ³	1	350	Farlig avfall er inkludert i brennbart og ikke brennbart.
Trondheim	2002 (S)	>400 ³	1	530	
Renovasjonsselskapet for Drammens-regionen IKS (RfD)	2002 (Vå)	647	5	500	Betjener: Drammen, Øvre Eiker, Sande, Hurum, Lier, Modum, Nedre Eiker, Røyken, Svelvik
Renovasjonsselskapet for Drammensregionen IKS (RfD)	2006 (Vå)	1487	7	1494	Samplet 2002: Drammen, Øvre Eiker, Sande, Hurum Samplet 2006: Drammen, Nedre Eiker, Øvre Eiker, Sande, Røyken, Lier Kun totalfordeling benyttet i beregningene.
Vestfold Avfall og Ressurs AS (VESAR)	2002 (H)	Ukjent ⁴	3	1396	Betjener: Andebu, Horten, Hof, Holmestrand, Larvik, Nøtterøy, Sandefjord, Stokke, Tjøme, Tønsberg, Re
Vestfold Avfall og Ressurs AS (VESAR)	2006 (Vå)	Ca. 1500	5	1609	Samplet 2002: Re, Nøtterøy, Sandefjord Samplet 2006: Tønsberg, Horten, Holmestrand, Re, Nøtterøy, Andebu Kun totalfordeling benyttet i beregningene.
Hadeland og Ringerikes Avfallsselskap (HRA)	2006 (Vi)	Ukjent ⁵	2	680	Betjener: Gran, Lunner, Jevnaker, Ringerike, Hole Samplet: Lunner, Ringerike Kun totalfordeling benyttet i beregningene.
Nordfjord Miljøverk (NoMil)	2004 (H)	Ukjent ⁶	3	552	Betjener: Stryn, Gloppen, Selje, Bremanger, Eid, Hornindal Samplet: Stryn, Gloppen, Selje Kun samlede kommuner inkludert i de videre beregningene.

¹ Husstandene i én boligblokk kommer i tillegg.

² Prøven er samlet fra en rute valgt ut av kommunen med tanke på å gi en representativ avfallssammensetning, og består av avfall fra et større antall husholdninger.

³ 400 avfallsdunker med størrelse på i gjennomsnitt 200 liter hver. Ruten ligger i Heimdal.

⁴ 3 prøver samlet fra hver sine ordinære henteruter, valgt ut for å gjenspeile bebyggelsen i VESAR-området.

⁵ 2 prøver samlet fra hver sine ordinære henteruter.

⁶ 3 prøver samlet fra hver sine ordinære henteruter.

Tabell 3.2. Oversikt over forkastede sorteringsanalyser

Trondheim	2001	<i>Forkastet. For gammel analyse,</i>
Hadeland og Ringerikes Avfallsselskap (HRA)	1998	<i>Forkastet. For gammel analyse,</i>
Grenland	2002	<i>Forkastet. Uleselig fil.</i>
Follo Ren	2003	<i>Forkastet. For mange hovedfraksjoner inkludert i "annet" eller "restavfall".</i>
Nordhordland og Gulen Interkommunale Renovasjonsselskap (NGIR)	2003/2004	<i>Forkastet. For mange hovedfraksjoner inkludert i "annet" eller "restavfall".</i>
Nordhordland og Gulen Interkommunale Renovasjonsselskap (NGIR)	2005	
Haugesund	2005	<i>Forkastet. Mangelfull dokumentasjon.</i>
IVAR	Informasjon mangler	<i>Forkastet. Mangelfull dokumentasjon.</i>
Indre Østfold Renovasjon (IØR)	1998	<i>Forkastet. For gammel analyse,</i>
Oslo	2000	<i>Forkastet. For gammel analyse,</i>
Renovasjonsselskapet for Kristiansandsregionen (RKR)	1999	<i>Forkastet. For gammel analyse,</i>
Renovasjonsselskapet for Kristiansandsregionen (RKR)	2001	
Risør og Tvedestrand-regionens Avfallsselskap AS (RTA)	2002	<i>Forkastet. Mangelfull dokumentasjon.</i>
Sunnfjord Miljøverk Iks (SUM)	1998	<i>Forkastet. For gammel analyse.</i>
Retura Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	2005	<i>Forkastet. Mangelfull dokumentasjon.</i>

Tabell 3.3. Materialfordelingen i restavfall – data fra sorteringsanalysene. Prosent. ¹

Enhet	År	Selskap	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park	Tekstil	Farlig	Annet, brennbart	Annet, ikke brennbart
Bærum	2005	Bærum	13,4	3,9	10,1	1,2	0,8	49,2	3,6	3,9	0,3	11,7	1,9
Asker	2005	Asker	12,4	3,7	9,3	2,1	0,6	51,5	3,9	4,2	0,3	10,3	1,7
Oslo	2005	Oslo	25,1	5,1	12,9	2,9	0,6	30,0	4,1	3,9	0,3	10,4	4,7
Arendal	2003	RKR ²	11,7	2,5	19,3	2,5	1,3	22,5	2,1	10,3	0,3	21,0	6,6
Birkenes	2003	RKR	13,5	4,6	16,9	4,0	1,7	22,1	1,2	4,2	0,1	23,4	8,4
Evje og Hornnes	2003	RKR	17,5	4,6	18,2	2,6	0,7	22,5	0,7	6,6	0,2	20,0	6,4
Kristiansand	2003	RKR	17,4	6,3	16,9	4,3	3,1	18,7	2,5	6,7	0,3	19,4	4,5
Kristiansand	2006	RKR	14,3	3,8	26,5	1,9	0,7	28,2	2,0	7,5	0,3	11,8	3,0
Mandal	2003	RKR	19,9	3,7	16,1	3,2	1,0	15,8	3,7	9,2	0,0	23,7	3,7
Mandal	2006	RKR	20,5	6,5	24,0	4,7	1,7	17,4	0,7	4,5	0,3	18,7	1,0
Vennesla	2003	RKR	10,7	4,5	16,6	5,7	1,6	23,2	2,0	4,6	0,1	26,5	4,6
Vennesla	2006	RKR	11,6	4,7	27,4	3,6	3,5	21,7	2,8	5,8	0,4	16,6	2,0
Songdalen	2003	RKR	13,2	5,7	17,0	4,9	2,4	16,4	3,0	9,9	0,0	19,2	8,3
Songdalen	2006	RKR	12,1	5,9	30,7	4,7	1,0	15,3	4,3	8,0	0,3	15,0	2,7
Søgne	2003	RKR	14,0	3,2	20,3	5,1	0,8	25,7	1,2	4,9	0,1	21,4	3,4
Søgne	2006	RKR	10,9	6,1	29,1	5,2	3,1	16,5	1,9	7,7	0,4	16,3	2,8
Stavanger	2002	IVAR	10,2	1,5	17,1	4,3	0,6	22,9	2,1	4,7	0,9	27,2	8,5
Stavanger	2004	IVAR	13,2	1,3	28,8	3,6	0,5	9,4	5,0	6,8	0,6	22,0	8,8
Hå	2002	IVAR	7,9	2,4	21,8	3,7	0,5	13,7	0,6	8,3	1,1	30,4	9,6
Klepp	2002	IVAR	11,0	1,8	15,9	4,7	4,1	16,6	0,2	6,4	0,3	29,7	9,3
Time	2002	IVAR	6,8	1,9	16,7	3,4	0,5	25,7	2,1	7,7	0,4	26,6	8,2
Gjesdal	2002	IVAR	9,3	2,0	18,8	7,3	0,6	17,0	2,5	5,2	0,6	28,0	8,7
Sola	2002	IVAR	9,6	3,9	16,3	3,8	0,6	19,2	1,0	7,2	0,3	29,1	9,0
Randaberg	2002	IVAR	24,6	2,7	18,5	2,9	1,0	13,6	1,7	4,7	0,6	22,7	7,1
Rennesøy	2002	IVAR	13,8	3,1	15,1	5,5	0,9	27,7	6,9	3,6	0,9	17,2	5,3
Bergen	2002	Bergen	27,2	4,3	9,6	3,0	1,8	27,6	9,5	3,1	0,7	9,9	3,4
Bergen	2003	Bergen	25,4	4,2	8,6	1,8	2,0	29,9	11,7	2,8	0,8	9,4	3,5
Bergen	2005	Bergen	29,7	5,5	10,8	1,7	2,3	27,4	7,9	2,8	1,5	7,0	3,6
Trondheim	2002	Trondheim	15,7	2,8	14,5	2,6	0,2	40,0	1,6	5,3	0,8	12,4	4,1
Trondheim	2002	Trondheim	17,1	1,3	8,8	1,6	0,1	43,5	4,0	4,7	0,8	13,7	4,4
RfD	2002	RfD	13,8	4,1	16,0	3,3	0,8	29,8	4,5	6,5	0,4	15,8	5,1
RfD	2006	RfD	15,3	2,1	13,0	2,8	0,5	24,9	3,6	3,8	0,1	30,2	3,6
VESAR	2002	VESAR	15,0	2,7	20,0	2,8	0,8	31,5	1,0	4,0	0,3	18,0	3,9
VESAR	2006	VESAR	17,1	3,0	15,8	3,0	0,6	25,6	2,8	3,9	0,1	25,0	3,1
HRA	2006	HRA	14,0	4,2	12,0	7,1	0,9	26,3	2,0	5,9	0,7	23,1	3,7
NOMIL	2004	NOMIL	15,8	2,2	11,5	4,0	0,5	51,1	1,4	3,3	0,1	6,9	3,2

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

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

Tabell 3.3 viser resultatet av de benyttede sorteringsanalysene.

Noen av sorteringsanalysene inneholdt opplysninger om hvordan det våtorganiske avfallet fordeler seg på ulike materialer. Dette ble brukt til å fordele mengden våtorganisk avfall i de øvrige sorteringsanalysene og i Kostra-rapporteringen. Dette gjorde det mulig å beregne andelen matavfall. Tabell 3.4 viser resultatet av sorteringsanalysene for våtorganisk avfall:

Tabell 3.4. Fordelingen av våtorganisk avfall i utvalgte sorteringsanalyser, etter materiale. Prosent

Kommune/ Selskap	År	Papir	Mat	Park	Plast	Glass	Metall	Tekstil	EE-avfall	Farlig	Brenn- bart	Ikke brenn- bart
Arendal	2003	7,2	91,6	0,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Arendal	2006	8,9	88,2	2,1	0,6	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Birkenes	2003	7,5	85,6	3,5	2,0	0,0	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Drammen	2002	2,2	73,9	13,0	2,8	0,1	0,7	0,7	0,0	0,0	1,5	5,0
Evje og Hornnes ..	2003	6,5	91,1	0,8	1,0	0,2	0,1	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0
Hurum	2002	0,3	91,1	3,6	1,4	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	2,1	0,8
Kristiansand	2003	4,9	84,2	8,3	0,6	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8	1,0
Kristiansand	2006	4,4	65,3	27,3	1,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8	0,9
Mandal	2003	7,7	88,3	2,3	0,6	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3
Mandal	2006	6,8	86,9	3,9	1,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
Sande	2002	1,3	88,5	2,5	2,2	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	4,2	0,9
Songdalen	2003	2,7	80,9	14,2	0,8	0,3	0,1	0,5	0,1	0,0	0,3	0,2
Songdalen	2006	10,1	82,2	5,8	0,8	0,1	0,1	0,4	0,0	0,0	0,6	0,0
Søgne	2003	6,2	85,0	7,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,7
Søgne	2006	12,1	73,0	13,6	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Vennesla	2003	3,2	70,8	24,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,6
Vennesla	2006	11,6	84,9	2,6	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1
VESAR	2006	2,9	93,4	0,7	2,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
Øvre Eiker	2002	1,2	81,7	9,6	1,6	0,8	0,7	0,9	0,0	0,0	1,6	2,0

For alle disse enhetene og årene, unntatt Arendal 2006, foreligger også sorteringsanalyser av det totale restavfallet. For kommunene i RfD (Drammen, Øvre Eiker, Sande og Hurum) manglet fordeling av våtorganisk avfall for 2006, og her ble 2002-data benyttet som estimat. For kommunene i VESAR ble 2006-fordelingen ble brukt som estimat for 2002.

Fordelingen av våtorganisk avfall i resten av utvalget ble estimert ved hjelp av en fordelingsnøkkel. Denne fordelingsnøkkelen ble laget ved først å beregne gjennomsnittsfordelingen til enkeltenheter hvor det var utført sortering av våtorganisk avfall i flere telleår. Deretter ble gjennomsnittsfordelingen for alle enheter der denne fordelingen var kjent, beregnet (uvektede gjennomsnitt).

3.2. Kostra (KOMMUNE-STAT-RAPPORTERINGEN)

Kostra er kommunenes årlige rapportering til staten. Kostra-rapporteringen omfatter blant annet mengde utsortert husholdningsavfall per fraksjon og mengde restavfall, som til sammen også gir tall for total mengde husholdningsavfall. Kostra-rapporteringen er her benyttet for å finne sammensetningen av det utsorterte avfallet, vekte de ulike strataene i beregningen (kapittel 4.3) og estimere usikkerheten til den beregnede fordelingen. På landsnivå er omtrent halvparten av husholdningsavfallet restavfall, ifølge Kostra-rapporteringen (tabell 3.5).

Tallene i Kostra blir enten rapportert per kommune eller per interkommunalt avfallsselskap. Tall for interkommunale avfallsselskaper fordeler SSB per kommune ut fra kommunenes folketall.

Kvaliteten på Kostra-dataene antas å være god. Kommuner og interkommunale avfallsselskap har rapportert sine avfallsmengder gjennom Kostra-systemet årlig siden 2001, og tilsvarende data ble rapportert til SSB i en egen undersøkelse også før dette. Rapporteringen er derfor godt kjent for de som rapporterer. Videre inneholder Kostra-rapporteringen automatiske kontroller som gir beskjed, dersom den utfylte avfallsmengden avviker fra forrige års rapportering eller landsgjennomsnitt med mer enn 100 kg per innbygger (om lag 25 prosent), eller dersom visse felt i skjemaet ikke er fylt ut. Avvikene blir fulgt opp ved kontakt med kommunen eller avfallsselskapet, og eventuelle feil blir rettet. I dag brukes også Kostra-tallene mye av kommunene selv, noe som hever kvaliteten ytterligere, men dette var ikke like utbredt i 2004.

I denne analysen er Kostra-rapporteringen antatt å være uten usikkerhet. Det kan likevel ikke utelukkes at feil forekommer, blant annet feil som utgjør mindre enn

100 kg per innbygger. Beregnet usikkerhet i den totale materialsammensetningen kan derfor være noe underestimert. Erfaringen viser imidlertid at de aller fleste kommuner og avfallsselskap har god oversikt over egne avfallsmengder. Dette, sammen med den grundige revisjonen av rapporterte rådata, gjør at feilen antas å være liten. Det mangler noen mengder i Kostra, og disse er tolket som 0.

Denne analysen deler inn avfallet etter litt andre fraksjoner enn de som er brukt i Kostra (tabell 3.5). Det er ulike årsaker til det. Treavfall er ikke skilt ut som egen fraksjon i tilstrekkelig mange av sorteringsanalysene, og kunne derfor ikke inngå som egen kategori i denne analysen. Imidlertid er treavfall antatt å være hovedkomponenten i kategorien ”annet, brennbart” i det utsorterte avfallet, og ble derfor satt lik denne. Kategorien ”annet” i det utsorterte avfallet (Kostra) antas å inneholde overveiende mineralske materialer, og ble derfor satt lik kategorien ”annet, ikke brennbart”.

Vi ønsket også bedre tall for mengde matavfall, på grunn av stor etterspørsel fra brukerne av statistikken. Vi erstattet derfor kategorien ”våtorganisk avfall” med kategorien ”mat”, da sorteringsanalysene ga grunnlag for dette. Våtorganisk avfall inneholder også andre materialer enn mat, først og fremst park- og hageavfall. Derfor måtte mengden utsortert våtorganisk avfall fordeles på de ulike fraksjonene, ved hjelp av egne sorteringsanalyser for våtorganisk avfall (tabell 3.4).

I avfallsregnskapet regnes våtorganisk avfall som summen av matavfall (inkludert fra næringsmiddelindustri) og park- og hageavfall.

Tabell 3.5. Materialinndeling i Kostra og sorteringsanalysene

Sorteringsanalyser (etter bearbeiding av SSB)	Kostra
Papir, papp	Papir, papp
Plast	Plast
Glass	Glass
Metall	Metall
Tekstiler	Tekstiler
EE-avfall	EE-avfall
..	Våtorganisk avfall
Mat	..
Parkavfall	Parkavfall
..	Treavfall
Annet, brennbart	..
Farlig avfall	Farlig avfall
..	Annet
Annet, ikke brennbart	..

De to parallelle metodene (beskrevet i kapittel 4) benytter litt ulike årganger av Kostra-data. Den direkte metoden brukte kun Kostra-data for 2004. Tabell 3.6 viser Kostra-data for 2004 for kommuner og avfallsselskap i utvalget, men med våtorganisk avfall fordelt på mat og øvrige fraksjoner. Kostra-data for øvrige enheter finnes i Statistikkbanken (SSB 2009).

I den indirekte metoden ble det brukt Kostra-data fra sorteringsanalysenes telleår. Grunnen er at beregningene i den indirekte metoden tar utgangspunkt i de totale avfallsmengdene, dvs. restavfall pluss utsorterte fraksjoner, og ikke kun restavfallet. Restavfallssammensetningen kan variere over tid som følge av nye sorteringsløsninger eller økt sorteringsinnsats blant innbyggerne, mens den totale avfallssammensetningen ble antatt å være mer stabil.

Kostra-data for totalmengden husholdningsavfall i hver kommune, for undersøkelsesåret 2004, ble brukt for å vekte avfallssammensetningen i en kontrollberegning der kommunene ble stratifisert i større byer, mindre byer og landkommuner.

Også i den indirekte metoden ble det våtorganiske avfallet fordelt på mat og andre fraksjoner.

Tabell 3.6. Kostra-data for utsortert avfall og restavfall i utvalget. 2004. Prosent av alt avfall og tonn avfall i alt

Navn	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park	Tekstil	Farlig	Brenn- bart	Ikke brenn- bart	Rest	Tonn avfall
Bærum	18,3	2,7	0,1	2,1	0,9	0,0	26,3	1,2	1,0	7,4	0,4	39,5	49 239
Asker	17,4	3,1	0,9	3,2	1,6	0,0	12,1	0,9	1,5	7,1	0,3	52,0	20 523
Oslo	18,5	2,1	0,0	2,8	0,7	0,0	4,7	0,8	0,8	4,7	10,1	54,8	214 230
Arendal	22,5	3,3	2,1	6,4	1,6	16,3	0,9	0,0	1,0	5,8	0,2	40,0	14 420
Birkenes	15,0	2,5	1,1	3,8	2,4	12,2	4,4	1,1	1,8	10,4	0,5	44,8	1 735
Evje og Hornes	12,6	2,1	2,1	3,6	6,6	9,7	5,8	0,0	1,6	4,3	1,3	50,4	1 397
Kristiansand	16,9	2,0	0,6	3,6	1,1	11,8	7,4	0,1	1,5	12,0	2,7	40,3	29 814
Mandal	17,6	2,9	1,2	3,1	2,7	11,5	3,4	0,0	0,9	8,4	0,0	48,3	3 127
Vennesla	17,4	2,0	0,5	3,6	1,1	12,1	6,6	0,1	1,6	12,0	2,6	40,4	4 950
Songdalen	17,3	2,0	0,6	3,6	1,1	12,7	6,1	0,1	1,5	12,0	2,6	40,4	2 196
Søgne	17,7	2,0	0,6	3,6	1,1	12,3	6,2	0,1	1,6	11,9	2,6	40,4	3 935
Stavanger	19,2	2,2	1,0	1,4	3,0	22,3	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	41 669
Hå	19,2	2,2	0,9	1,4	3,0	22,4	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	5 428
Klepp	19,2	2,2	1,0	1,4	3,0	22,3	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	5 319
Time	19,2	2,2	0,9	1,4	3,0	22,3	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	5 255
Gjesdal	19,2	2,2	1,0	1,4	3,0	22,3	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	3 506
Sola	19,2	2,2	0,9	1,4	3,0	22,3	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	7 267
Randaberg	19,2	2,2	0,9	1,4	3,0	22,4	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	3 376
Rennesøy	19,2	2,2	1,0	1,4	3,0	22,4	6,6	1,3	1,0	4,6	0,2	37,2	1 267
Bergen	14,2	1,6	0,1	3,1	1,3	0,9	2,4	0,0	0,5	8,8	0,3	66,9	86 451
Trondheim	19,1	3,1	1,9	1,4	1,1	0,0	4,0	0,9	0,5	2,0	1,2	64,8	52 882
HRA	13,4	1,5	0,3	4,1	2,0	12,1	22,7	0,1	1,0	6,8	0,1	35,9	28 183
NOMIL	13,3	2,3	0,3	3,6	2,8	0,0	0,0	0,0	1,2	5,7	0,0	70,8	4 871
RID	16,2	2,4	0,8	3,2	2,1	9,9	8,6	0,7	1,7	9,4	0,6	44,5	75 501
VESAR	17,0	3,0	0,2	3,3	2,3	8,1	11,3	0,8	1,0	10,7	0,0	42,1	78 409

3.3. Populasjon, utvalg og enhet

3.3.1. Hovedtrekk

Populasjonen i undersøkelsen består av alle norske kommuner i 2004.

Utvalget består av enheter (kommuner eller avfallsselskap) som har gjennomført sorteringsanalyse med tilstrekkelig dokumentasjon og kvalitet innenfor tidsrommet 2002 til 2006.

Enheten er norske kommuner, unntatt Svalbard, men med enkelte sammenslåinger innenfor utvalget der sorteringsanalysene er utført samlet for en gruppe av kommuner innenfor et avfallsselskap. Enhetene i utvalget er listet opp i tabell 3.6 og nærmere beskrevet i tabell 3.1.

Tabell 3.7 viser utvalgsstørrelse og gjennomsnittlig prøvemengde i den direkte og den indirekte metoden

Tabell 3.7. Utvalgsstørrelse og prøvemengde i den direkte og den indirekte metoden

	Direkte metode	Indirekte metode
Dekningsgrad, restavfall (prosent)	42	42
Dekningsgrad, utsortert avfall (prosent)	100	44
Dekningsgrad, totalt avfall (prosent)	71	43
Antall enheter ¹ med sorteringsanalyse	25	25
Antall sorterte prøver	103	103
Mengde sortert per prøve (kg)	406	406

¹ Kommune eller gruppe av kommuner innenfor et interkommunalt avfallsselskap dersom tallene i sorteringsanalysen ikke er brutt ned på den enkelte kommune.

3.3.2. Skjevhet i utvalget

Enhetene i utvalget, det vil si kommuner eller avfallsselskap med analyser som oppfyller kvalitetskravene, er ikke trukket tilfeldig. Utvalget er derfor ikke representativt for landet som helhet, noe som kan føre til skjevhet i beregningene. Dette er utdypet nedenfor:

Den langt største variasjonen i restavfallets sammensetning antar vi skyldes grad av kildesortering i de ulike kommunene, som igjen henger sammen med blant annet kommunenes renovasjonsløsning (kapittel 2.2). Variasjonen vil gi statistisk

usikkerhet, og kan føre til betydelig skjevhet i beregningene. Vi forsøkte to alternative måter å korrigere for dette på:

1. Stratifisering av kommunene etter renovasjonsløsning (andel utsortert våtorganisk avfall ble brukt som stratifiseringsvariabel), og beregninger gjennomført på restavfallet. Det utsorterte avfallet legges til etterpå. Dette kalles her den *direkte metoden*.
2. Summering av utsortert materialfraksjon med tilsvarende materiale i restavfallet for de kommunene hvor det er gjennomført sorteringsanalyse, og beregninger gjennomført på det totale avfallet. Dette kalles her den *indirekte metoden*.

Det er også andre kilder til skjevhet i utvalget. Sorteringsanalyser er mest vanlig gjennomført blant landets store kommuner og avfallsselskap, mens det er gjennomført relativt sett færre analyser i spredt befolkede kommuner. Enkelte kommuner og avfallsselskap har gjennomført flere analyser i løpet av perioden, mens det mangler analyser fra blant annet Nord-Norge. Det er grunn til å tro at sammensetningen av avfallet varierer geografisk, som følge av forskjeller i bosettingsmønster, alder, inntekt, forbruk, næringsgrunnlag osv. For å evaluere effekten av dette, ble utvalget stratifisert etter bebyggelsestype (kapittel 4.3.2) og effekten av spredt vs. tett bebyggelse analysert (kapittel 5.2).

Sorteringsanalysene er også i stor grad gjennomført sommer eller høst, mens få analyser er gjort vår og vinter. Dette skyldes delvis praktiske forhold, som at det er ubekvem å sortere avfall i den kalde årstiden. En annen grunn kan være at man har søkt å unngå perioder som er atypiske for året som helhet. Atypiske perioder kan f.eks. være etter høytider, i forbindelse med våropprydding, osv. Datamaterialet var for lite til å gjennomføre statistisk analyse av denne skjevheten, men det ble gjort en enkel sammenligning av de foreliggende sorteringsanalysene (tabell 5.7).

4. Metode

Dette kapittelet beskriver metodikken som ble benyttet i analysen, og hovedtrekkene i beregningene. En detaljert beskrivelse av beregningene er gitt av Vedø (2010).

4.1. Oversikt

Metoden i dette prosjektet gikk ut på å beregne gjennomsnittlig sammensetning av norsk husholdningsavfall levert til ordinær renovasjon¹. Metoden tar utgangspunkt i sorteringsanalyser av restavfall utført i et utvalg av landets kommuner, kombinert med tall for utsortert avfall rapportert via Kostra. Dette gir tall for sammensetningen av totalt husholdningsavfall.

De materialkategoriene som inngår i beregningene, er oppgitt i tabell 3.5, men med følgende tilpasninger: Kategorien "Treavfall" i Kostra tilsvarer "Annet, brennbart" i sorteringsanalysene. "Annet" i Kostra tilsvarer "Annet, ikke brennbart" i sorteringsanalysene. "Våtorganisk avfall" i Kostra er splittet opp på de ulike materialkategoriene i sorteringsanalysene, inkludert matavfall, ved hjelp av egne sorteringsanalyser for våtorganisk avfall (tabell 3.4).

Som beskrevet i kapittel 3, finnes det egnede sorteringsanalyser kun for et begrenset antall kommuner. Dette er sorteringsanalyser som kommuner eller deres avfallsselskap har gjennomført av ren egeninteresse. Utvalget er altså ikke trukket av SSB, og kan derfor ikke antas å være representativt. Antall kommuner i utvalget er kun 52 og dermed relativt lite. Det omfatter likevel om lag 745 000 tonn husholdningsavfall, tilsvarende 43 prosent av alt husholdningsavfall i Norge dette året. Utvalget har derfor en moderat størrelse, men må likevel antas å være noe preget av skjevhet, siden det ikke er tilfeldig trukket. Det ble derfor lagt vekt på å undersøke og kompensere for skjevhet i utvalget.

Som nevnt i kapittel 3.3.2 er ulik grad av kildesortering den antatt viktigste kilden til skjevhet i utvalget, og det er 2 ulike måter å korrigere for dette på: 1) Estimere den nasjonale sammensetningen av restavfall direkte, basert på en populasjon som er stratifisert etter grad av kildesortering, og deretter legge til de utsorterte materialene (*direkte metode*), eller 2) legge de utsorterte materialene til materialene i restavfallet for de enhetene hvor vi har sorteringsanalyse, og deretter estimere den totale avfallssammensetningen (*indirekte metode*). For et gitt materiale i kan dette forenklet uttrykkes slik:

$$\begin{aligned} \text{Direkte metode:} & \quad T_i = U_i + \text{Estimert } R_i \\ \text{Indirekte metode:} & \quad T_i = \text{Estimert } (U_i + R_i) \end{aligned}$$

T = totalt avfall, U = utsortert avfall rapportert via Kostra og R = restavfall. Begge disse metodene er forventningsrette (Vedø 2010), og det var derfor på forhånd antatt at de ville gi tilnærmet samme avfallssammensetning. Usikkerheten i beregningene kunne imidlertid være forskjellig. Dette fordi den direkte metoden benytter rapporterte tall for utsortert avfall fra hele populasjonen, mens den indirekte metoden kun benytter rapporterte tall for utsortert avfall fra utvalget. På den annen side eliminerer den indirekte metoden usikkerhet som skyldes ulik grad av utsortering, og gir rom for ytterligere reduksjon av usikkerheten ved stratifisering etter for eksempel grad av tettbebyggelse. Her vil den direkte metoden til sammenligning kun gi en *reduksjon* i usikkerheten knyttet til ulik grad av utsortering, ved å stratifisere etter utsorteringsgrad for den materialfraksjonen med størst variasjon, dvs. våtorganisk avfall, og gir ikke rom for ytterligere stratifisering.

¹ Dvs. alt husholdningsavfall unntatt bilvrak, hjemmekompostert avfall, EE-avfall levert til forhandler og oppfyrt papir.

Vi gjennomførte beregningene med begge metoder, for å kunne kontrollere for skjevhet i utvalget og samtidig utnytte en så stor del av de rapporterte dataene som mulig. Det ble også utført ulike varianter av de to metodene. Vi valgte til slutt å basere resultatene på den direkte metoden (se diskusjon i kapittel 5.2). En tekstlig oversikt over de to metodene er gitt nedenfor. Beregningene er beskrevet med formler i avsnitt 4.4.

4.1.1. Direkte metode

I den direkte metoden beregnes sammensetningen av restavfall direkte på bakgrunn av sorteringsanalysene, og de utsorterte fraksjonene legges til etterpå for å finne sammensetningen av totalt husholdningsavfall. Sammensetningen av restavfall varierer i stor grad med hvilke fraksjoner kommunen tilbyr sorteringsløsning for. Dette gjelder særlig for våtorganisk avfall. Det var derfor behov for å stratifisere populasjonen som følge av dette (avsnitt 4.3). Hovedtrekkene i beregningen er som følger:

- *Trinn 1:* Det ble beregnet gjennomsnittlig (uvektet) prosentandel for hvert materiale i restavfallet til den enkelte enhet i utvalget, basert på alle sorteringsanalysene enheten hadde utført i undersøkelsesperioden. Det ble antatt at denne materialfordelingen gjaldt i 2004. For enheter med kun én sorteringsanalyse ble det antatt at fordelingen i sorteringsanalysens telleår var den samme som i 2004.
- *Trinn 2:* Enhetene i populasjonen ble delt inn i 2 strata, etter andel utsortert våtorganisk avfall.
- *Trinn 3:* Materialfordelingen av restavfall for enheter utenfor utvalget ble beregnet som gjennomsnittet av materialfordelingene til enhetene i utvalget innenfor samme stratum. Det ble benyttet uvektet gjennomsnitt. Det betyr at avfallssammensetningen ble antatt å være like representativ i alle enheter i utvalget, og at alle forskjeller skyldes måleusikkerhet.
- *Trinn 4:* Den materialfordelte mengden husholdningsavfall for den enkelte enhet i populasjonen ble beregnet ved å multiplisere de estimerte materialandelene med den rapporterte mengden restavfall fra enheten, og deretter legge til utsortert mengde av de samme materialene.
- *Trinn 5:* Den nasjonale materialfordelte mengden av totalt husholdningsavfall ble beregnet ved å summere de materialfordelte totalmengdene for alle enheter i populasjonen.
- *Trinn 6:* Den nasjonale materialfordelingen av totalt husholdningsavfall ble beregnet ved å dividere den nasjonale materialfordelte mengden med nasjonal mengde husholdningsavfall.
- *Trinn 7:* Den nasjonale sammensetningen av restavfall ble til slutt beregnet ved å trekke mengden utsortert avfall rapportert via Kostra, ifra de nasjonale materialfordelte mengdene totalt husholdningsavfall (trinn 5), og deretter dividere på den nasjonale restavfallsmengden.

Andel våtorganisk avfall vil fortsatt variere noe innenfor strataene. Det vil også være variasjon i restavfallssammensetningen knyttet til andre forhold, som ”service-graden” i renovasjonen (kapittel 2.2), befolkningens sorteringsinnsats og den totale avfallssammensetningen. Utvalget av kommuner med sorteringsanalyse var lite, og kunne derfor ikke stratifiseres i mer enn én dimensjon. Dette bidrar til en viss usikkerhet i beregningene.

På den annen side benytter den direkte metoden Kostra-tallene for utsortert avfall i hele populasjonen, og ikke bare i utvalget slik som i den indirekte metoden. Det bidrar til å redusere den beregnede usikkerheten.

Det kan alternativt beregnes med vektet gjennomsnitt i trinn 3 og mengde restavfall som vekt. Det antas da at sammensetningen av restavfallet til de enkelte enheter innenfor et stratum, systematisk varierer med mengden restavfall innenfor enheten, og at variasjonen skyldes reelle forhold og ikke måleusikkerhet.

4.1.2. Indirekte metoder

Det ble som nevnt også utført beregninger etter den indirekte metoden, som tar utgangspunkt i husholdningenes totale avfallssammensetning. Bakgrunnen for metoden var en antagelse om at den totale avfallssammensetningen var mer stabil fra kommune til kommune og over tid enn restavfallssammensetningen. I denne metoden bortfaller behovet for å gruppere populasjonen etter type sorteringsløsning, og populasjonen kunne dermed deles inn i enda mer homogene strata. Vi ønsket å undersøke om dette førte til lavere usikkerhet i beregningene.

I første omgang ble den indirekte beregningen utført etter følgende hovedlinjer:

- *Trinn 1:* Det ble først beregnet en estimert mengde av de ulike materialene i restavfallet for hver enhet for de årene hvor det var utført sorteringsanalyse. Dette ble gjort ved å multiplisere andelen av de enkelte materialer i sorteringsanalysene for den enkelte enhet med den totale mengden restavfall rapportert for dette året via Kostra.
- *Trinn 2:* Materialfordelingen av totalt husholdningsavfall ble beregnet for hver enhet i utvalget, for hvert år det var utført sorteringsanalyse, ved først å legge til mengden utsorterte materialer rapportert for dette året via Kostra, og deretter dele på total mengde husholdningsavfall samme år.
- *Trinn 3:* Materialfordelingen av totalt husholdningsavfall for hver enhet i utvalget i 2004, ble estimert ved å ta gjennomsnittet (uvektet) av prosentandelene til hvert materiale i husholdningsavfallet over alle årene hvor enheten hadde utført sorteringsanalyse. For enheter med kun én sorteringsanalyse ble det antatt at fordelingen i analysens telleår var den samme som i 2004.
- *Trinn 4:* Enhetene i populasjonen ble delt inn i 3 strata etter bebyggelsesmønster: Større byer, mindre byer og landsbygd (avsnitt 4.3).
- *Trinn 5:* Materialfordelingen av total mengde husholdningsavfall til enheter utenfor utvalget ble beregnet for hvert stratum som gjennomsnittet (uvektet) av materialfordelingene til enhetene i utvalget innenfor samme stratum. Alle forskjeller i avfallssammensetning antas å skyldes måleusikkerhet.
- *Trinn 6:* Den nasjonale materialfordelte mengden av totalt husholdningsavfall ble beregnet ved først å multiplisere materialfordelingen med total mengde husholdningsavfall for hver enhet, og deretter summere alle enhetene.
- *Trinn 7:* Den nasjonale materialfordelingen av totalt husholdningsavfall ble beregnet ved å dividere den nasjonale materialfordelte mengden med nasjonal mengde husholdningsavfall.
- *Trinn 8:* Den nasjonale sammensetningen av restavfall ble til slutt beregnet ved å trekke mengden utsortert avfall rapportert via Kostra, ifra de nasjonale materialfordelte mengdene totalt husholdningsavfall (trinn 6), og deretter dividere på den nasjonale restavfallsmengden.

I en enklere variant av beregningen ble det benyttet ett stratum som omfatter alle enheter i populasjonen (jf. trinn 4). Dette gir enklere usikkerhetsberegninger, men et noe mer unøyaktig estimat. Det kan alternativt også beregnes med vektet gjennomsnitt i trinn 5 og total mengde husholdningsavfall som vekt. Det antas da at total avfallssammensetning til de enkelte enheter innenfor et stratum, systematisk varierer med avfallsmengden til enheten, og at variasjonen skyldes reelle forhold og ikke måleusikkerhet. Tabell 4.1 viser en forenklet sammenligning av beregningene i de to metodene:

Tabell 4.1. Sammenligning av direkte og indirekte metode for å beregne sammensetningen av totalt avfall og restavfall fra husholdninger (forenklet fremstilling)

Direkte metode (stratifisert)	Indirekte metode (ikke stratifisert)
1. Starter med sammensetningen av restavfall per sorteringsanalyse	1. Starter med sammensetningen av restavfall per sorteringsanalyse
2. Estimerer sammensetningen av restavfall per enhet i utvalget (gjennomsnitt av sorteringsanalyser)	2. Estimerer mengden av de enkelte materialer i restavfall per sorteringsanalyse (ganger med mengde restavfall per enhet)
3. Stratifiserer etter andel utsortert våtorganisk avfall	3. Estimerer mengden av de enkelte materialer i totalt avfall per sorteringsanalyse (legger til utsortert mengde per materiale og enhet)
4. Estimerer sammensetningen av restavfall for enheter utenfor utvalget (gjennomsnitt av enheter i utvalget innenfor samme stratum)	4. Estimerer sammensetningen av totalt avfall per sorteringsanalyse (deler på total mengde per enhet)
5. Estimerer mengden av de enkelte materialer i restavfallet per enhet (ganger med mengde restavfall)	5. Estimerer sammensetningen av totalt avfall per enhet i utvalget (gjennomsnitt av sorteringsanalyser)
6. Estimerer mengden av de enkelte materialer i totalt avfall per enhet (legger til utsortert avfall)	6. Estimerer sammensetningen av totalt avfall for enheter utenfor utvalget (gjennomsnitt av enheter i utvalget - her kan det eventuelt stratifiseres)
7. Estimerer mengden av de enkelte materialer i totalt avfall nasjonalt (summerer alle enheter)	7. Estimerer mengden av de enkelte materialer i totalt avfall per enhet (ganger med mengde totalt avfall)
8. Estimerer sammensetningen av totalt avfall nasjonalt (deler på nasjonal mengde totalt avfall)	8. Estimerer mengden av de enkelte materialer i totalt avfall nasjonalt (summerer alle enheter)
9. Estimerer sammensetningen av restavfall nasjonalt (trekker utsorterte materialer fra totalmengde, og deler på nasjonal mengde restavfall)	9. Estimerer sammensetningen av totalt avfall nasjonalt (deler på nasjonal mengde totalt avfall)
	10. Estimerer sammensetningen av restavfall nasjonalt (trekker utsorterte materialer fra totalmengde, og deler på nasjonal mengde restavfall)

4.2. Tilpasning av sorteringsanalysene

Enkelte kommuner og avfallsselskap er representert med flere sorteringsanalyser. I slike tilfeller benyttes den gjennomsnittlige avfallssammensetningen for enheten som enhetsdata, og usikkerheten forbundet med disse enhetsdataene er redusert, i samsvar med det økede antall analyser de bygger på (se Vedø 2010 for detaljer).

To av sorteringsanalysene summerte ikke opp til 100 prosent (dvs. manglet mer enn 1 prosent). De manglende prosentene ble imputert ved å estimere en foreløpig restavfallssammensetning, som ble lagt til de øvrige prosentene. Denne foreløpige materialfordelingen av restavfallet ble estimert for hvert stratum ved å kjøre estimeringsprogrammet for den direkte metoden med kun de komplette sorteringsanalysene, dvs. de som omfattet alle de 11 materialkategoriene og summerte opp til minst 99 prosent.

I analysene for Trondheim (tabell 4.2) ligger ”Farlig avfall” i både ”Annet, brennbart” og ”Annet, ikke brennbart”, så her måtte disse tre kategoriene imputeres. Den foreløpige nasjonale prosentandelen ble benyttet for farlig avfall. Denne andelen ble så trukket ifra kategoriene ”Annet, brennbart” og ”Annet, ikke brennbart”, slik at mengdeforholdet mellom de to kategoriene ble beholdt.

Tabell 4.2. Tilpasning av analyser for Trondheim

	Farlig avfall	Annet, ikke brennbart	Annet, brennbart
Trondheim 2002 april			
Før imputering	4,3	13,0
Etter imputering	0,4	4,2	12,7
Trondheim 2002 juni			
Før imputering	4,6	14,3
Etter imputering	0,4	4,5	14,0

I analysene for Bergen (tabell 4.3) ligger tekstil, EE-avfall og ”Annet, ikke brennbart” under ”Annet, brennbart”. Alle disse 4 verdiene ble imputert ved å ta utgangspunkt i de foreløpig estimerte prosentene, og deretter justere disse prosentene forholdsmessig slik at summen av alle fraksjoner ble 100 prosent.

Tabell 4.3. Tilpasning av analyser for Bergen

	EE-avfall	Tekstil	Annet, ikke brennbart	Annet, brennbart
Bergen 2002				
Før imputering	18,1
Etter imputering	0,6	4,0	3,11	10,4
Bergen 2003				
Før imputering	17,6
Etter imputering	0,5	3,9	3,0	10,1
Bergen 2005				
Før imputering	15,6
Etter imputering	0,5	3,5	2,7	9,0

¹ Foreløpig estimert verdi var negativ pga. høy rapportert utsortering i Kostra, og ble derfor erstattet med foreløpig estimert verdi for 2003.

Det ble gjort tilsvarende imputeringer i den indirekte metoden. Det imputerte datasettet ble betraktet som et ekte datasett, det vil si at usikkerhet som skyldes imputering, ikke ble tatt med i usikkerhetsberegningene. Siden det er såpass få imputerte verdier, ble imputeringen antatt å ha liten betydning for den totale usikkerheten.

4.3. Stratifisering

4.3.1. Direkte metode

I den direkte metoden ble populasjonen delt inn i 2 strata, etter andel utsortert våtorganisk avfall i avfallet. Opprinnelig var det tenkt å bruke Kostra-dataene på henteordning for våtorganisk avfall til å stratifisere populasjonen, men det viste seg at det var dårlig samsvar mellom rapportering på henteordning og hvor mye utsortert våtorganisk avfall det var i kommunen. Derfor ble andel utsortert våtorganisk avfall av total mengde husholdningsavfall brukt som grunnlag for stratuminndelingen.

Tabell 4.4. Utsortert våtorganisk avfall i utvalget. Prosent av totalt husholdningsavfall i enheten

Enhet	Utsortert våtorganisk avfall (prosent av totalt husholdningsavfall)
Asker	0
Bærum	0
Oslo	0
Trondheim	0
NOMIL	0
Bergen	0,9
VESAR	8,1
Evje og Hornes	9,7
RID	9,9
Mandal	11,5
Kristiansand	11,8
HRA	12,1
Vennesla	12,1
Birkenes	12,2
Søgne	12,3
Songdalen	12,7
Arendal	16,3
Gjesdal	22,3
Klepp	22,3
Stavanger	22,3
Time	22,3
Sola	22,3
Rennesøy	22,4
Randaberg	22,4
Hå	22,4

Grensen mellom de to strataene ble satt ved 5 prosent utsortert våtorganisk avfall, målt i forhold til total mengde husholdningsavfall, tilsvarende en utsorteringsgrad for våtorganisk avfall på om lag 20 prosent. Denne grensen ser ut til å skille kommuner med sortering av våtorganisk avfall fra kommuner uten slik sortering. De to strataene er beskrevet i tabell 4.5:

Tabell 4.5. Strata i den direkte metoden

Stratum	Grense	Antall enheter (utvalg)	Antall sorteringsanalyser (utvalg)	Dekningsgrad (utvalg, prosent av restavfall)	Mengde restavfall (populasjon, tonn)
Sortering av våtorganisk avfall	≥ 5 prosent ²	19	27	34	376 387
Ikke sortering av våtorganisk avfall ...	< 5 prosent ²	6	9	48	508 411

¹ Andel utsortert våtorganisk avfall, målt som andel av total mengde husholdningsavfall. Tilsvarende en utsorteringsgrad på om lag 20.

Tabellen viser at det stratimet med mest restavfall (57 prosent) omfattet kun 6 enheter med til sammen 9 sorteringsanalyser. Dette ville i de fleste sammenhenger være et svært lite utvalg, som ga tilsvarende usikre beregninger. Imidlertid bygger hver sorteringsanalyse på veiing av forholdsvis store mengder avfall fra et stort antall husholdninger (tabell 3.1), og i de fleste tilfeller med en prøvetakingsdesign laget for å oppnå høy representativitet. Dette gjør beregningene mindre utsatt for skjevhet enn det lille antallet enheter skulle tilsi.

Det ble også gjort en kontrollberegning der stratumsgrensen var hevet til 10 prosent utsortert våtorganisk avfall, for å vurdere hvor stor usikkerhet som skyldes sorteringen av våtorganisk avfall. Strataene i denne kontrollberegningen er beskrevet i tabell 4.6:

Tabell 4.6. Strata i kontrollberegning med hevet grense for utsortert våtorganisk avfall

Stratum	Grense	Antall enheter (utvalg)	Antall sorteringsanalyser (utvalg)	Dekningsgrad (utvalg, prosent av restavfall)	Mengde restavfall (populasjon, tonn)
Sortering av våtorganisk avfall	≥ 10 prosent ¹	16	22	32	302 299
Ikke sortering av våtorganisk avfall.	< 10 prosent ¹	9	14	47	582 499

¹ Andel utsortert våtorganisk avfall, målt som andel av total mengde husholdningsavfall. Tilsvarende en utsorteringsgrad på om lag 40.

Fra tabell 4.5 og 4.6 er det klart at en videre inndeling i strata, etter for eksempel grad av tettbebyggelse, ikke kan anbefales på grunn av begrenset datagrunnlag.

4.3.2. Indirekte metode

I den indirekte metoden ble det beregnet både med og uten stratifisering. I den stratifiserte beregningen ble populasjonen delt inn i 3 strata etter bebyggelsesmønster: Større byer, mindre byer og landsbygd. Dette for å undersøke om bebyggelsesmønsteret påvirket sammensetningen av husholdningsavfallet.

Det ble gjort forsøksvise beregninger der andel av befolkningen som bor i henholdsvis tettbygde og sentrumsnære strøk ble brukt som stratifiseringsvariabler. Beregningene viste svært små forskjeller i avfallssammensetning mellom de ulike bebyggelsestypene, men det viste seg samtidig at de to variablene samsvarte dårlig med hva man normalt regner som større byer, mindre byer og landsbygd (SSB 2009b). Dette ble ansett som en mulig forklaring på hvorfor forskjellene var så små, og populasjonen ble derfor stratifisert på nytt, etter kommunenes folketall. I beregningen med uvektet gjennomsnitt innenfor hvert stratum, ble folketallet til største kommune i enheten benyttet som grunnlag for stratifiseringen. I beregningen med vektet gjennomsnitt, ble alle kommuner stratifisert individuelt.

Stratumsgrensene ble satt skjønnsmessig, slik at de 4 største bykommunene pluss Kristiansand og Tromsø (for å sikre geografisk representativitet) ble regnet som store byer, øvrige kommuner større eller lik Kristiansund (17 105 innbyggere i 2004) ble regnet som mindre byer, mens resten av kommunene ble regnet som landsbygd. Dette antas å gi strata som er forholdsvis homogene med hensyn til bosettingsmønster, selv om stratimet "mindre byer" inneholder lite "bypregede" kommuner som Ringsaker, Lier og Eidsvoll, mens stratimet "landsbygd" inneholder mer "bypregede" kommuner som Mandal, Namsos og Notodden. De tre strataene er beskrevet i tabell 4.7 og 4.8:

Tabell 4.7. Strata i den indirekte metoden

Stratum	Grense (kommunens folketall ¹)	Antall enheter (utvalg)	Antall sorteringsanalyser (utvalg)	Dekningsgrad (utvalg, prosent av totalt avfall)	Mengde totalt husholdningsavfall (populasjon, tonn)
Store byer	$\geq 110\ 000^2$	5	10	96	442 595
Mindre byer	$\geq 17\ 100$	7	9	38	710 809
Landsbygd	$< 17\ 100$	13	17	8	585 723

¹ Største kommune innenfor enheten bestemmer stratums plassering til alle kommuner i enheten, der hvor enheten består av flere kommuner.

² I tillegg er bykommunene Kristiansand og Tromsø tatt med i stratomet "Store byer", for å sikre geografisk representativitet.

4.4. Beregninger

Dette avsnittet er i hovedsak utdrag fra SSB-notat 38/2010 (Vedø 2010). For detaljer vises det til dette notatet.

4.4.1. Direkte metode

Enheter i utvalget

For enkeltenheter i i utvalget estimeres andelen p av et gitt materiale m i restavfallet i 2004 ved å ta gjennomsnittet av materialandelene i restavfallet for de årene vi har sorteringsanalyser:

$$4.1 \quad \hat{p}_{rest,m,i} = \frac{1}{n_{sort,i}} \sum_{ar} \hat{p}_{rest,m,i,ar}, \text{ der}$$

$\hat{p}_{rest,m,i}$ er estimert andel p i restavfallet av materiale m i enhet i for 2004.

$\hat{p}_{rest,m,i,ar}$ er estimert andel p i restavfallet av materiale m i enhet i for år ar .

$n_{sort,i}$ er antall sorteringsanalyser for enhet i .

Så estimeres antall tonn av hvert materiale for den enkelte enhet, ved å gange med Kostra-tall for restavfall og legge til Kostra-tall for utsortert avfall i 2004:

$$4.2 \quad \hat{T}_{tot,m,i} = \hat{p}_{rest,m,i} \cdot y_{rest,i} + y_{uts,m,i}$$

$\hat{T}_{tot,m,i}$ er estimert totalmengde T av materiale m i enhet i for 2004.

$y_{rest,i}$ er mengde y av restavfall i enhet i for 2004, rapportert via Kostra.

$y_{uts,m,i}$ er mengde y av utsortert materiale m i enhet i for 2004, rapportert via Kostra.

Andelen av hvert materiale i totalavfallet estimeres så ved å dele på totalmengden i Kostra:

$$4.3 \quad \hat{p}_{tot,m,i} = \frac{\hat{T}_{tot,m,i}}{y_{tot,i}}$$

$\hat{p}_{tot,m,i}$ er estimert andel p i totalt husholdningsavfall av materiale m i enhet i for 2004.

$y_{tot,i}$ er mengde y av totalt husholdningsavfall i enhet i for 2004, rapportert via Kostra.

Andelen av de ulike materialene m utgjør til sammen materialfordelingen til enheten.

Nasjonale tall

Beregningen av nasjonal sammensetning av husholdningsavfall etter den direkte metoden tar utgangspunkt i de estimerte andelene $\hat{p}_{rest,m,i}$ i restavfallet for hvert materiale m innen hver enhet i i utvalget (ligning 4.1). Deretter estimeres andelene for enheter utenfor utvalget i hvert stratum k , ved å ta gjennomsnittet av enhetene i utvalget i stratomet:

$$4.4 \text{ a} \quad \hat{p}_{rest,m,k} = \frac{1}{n_{enh,k}} \sum_{i \in k} \hat{p}_{rest,m,i}$$

$\hat{p}_{rest,m,k}$ er estimert andel p i restavfallet av materiale m i en enhet utenfor utvalget i stratum k for 2004.

$n_{enh,k}$ er antall enheter i stratum k i utvalget.

I kontrollberegningen med vektet gjennomsnitt i trinn 3 (avsnitt 4.1.1) erstattes ligning 4.4 a med:

$$4.4 \text{ b} \quad \hat{p}_{rest,m,k} = \frac{1}{y_{rest,k}} \sum_{i \in k} (y_{rest,i} * \hat{p}_{rest,m,i})$$

$y_{rest,k}$ er mengde y av restavfall i stratum k for 2004, rapportert via Kostra.
 $y_{rest,i}$ er mengde y av restavfall i enhet i for 2004, rapportert via Kostra.

For enheter i utenfor utvalget har vi altså at:

$$4.5 \quad \hat{p}_{rest,m,i} = \hat{p}_{rest,m,k}$$

Det ble benyttet 2 strata: Enheter med mengde utsortert våtorganisk avfall henholdsvis over og under 5 prosent av totalt husholdningsavfall.

Som tidligere nevnt ble det valgt å beregne vanlig (uvektet) gjennomsnitt, fordi alle enheter i utvalget antas å være like representative i forhold til materialfordelingen i en enhet utenfor utvalget.

De nasjonale materialmengdene i husholdningsavfallet estimeres ved å gange materialandelene i restavfallet til den enkelte enhet i med mengden restavfall $y_{rest,i}$, legge til mengde utsortert avfall og deretter summere opp for alle enheter i populasjonen:

$$4.6 \quad \hat{T}_{tot,m} = \sum_i (\hat{p}_{rest,m,i} \cdot y_{rest,i} + y_{uts,m,i})$$

$\hat{T}_{tot,m}$ er estimert nasjonal mengde \hat{T} i husholdningsavfallet av materiale m for 2004.

$y_{rest,i}$ er mengde y av restavfall i 2004, rapportert for enhet i via Kostra.

$y_{uts,m,i}$ er mengde y av utsortert materiale m i 2004, rapportert for enhet i via Kostra.

Den nasjonale andelen av hvert materiale i totalavfallet fås ved å dele den nasjonale mengden $\hat{T}_{tot,m}$ av materiale m på den totale mengden husholdningsavfall rapportert via Kostra:

$$4.7 \quad \hat{p}_{tot,m} = \frac{\hat{T}_{tot,m}}{y_{tot}}$$

$\hat{p}_{tot,m}$ er estimert nasjonal andel p av materiale m i totalt husholdningsavfall for 2004.

y_{tot} er nasjonal mengde y av totalt husholdningsavfall i 2004, rapportert via Kostra.

Andelene $\hat{p}_{tot,m}$ av de ulike materialene m utgjør til sammen den nasjonale materialfordelingen til husholdningsavfallet.

4.4.2. Indirekte metode

Den indirekte metoden fungerte som kontroll av den direkte metoden, og resultatene fra beregningen viser avfallsforskjellene mellom tettbygde og spredtbygde strøk. Metoden inngår imidlertid ikke i den endelige beregningen av materialsammensetningen til norsk husholdningsavfall.

Enheter i utvalget

For enkeltenheter i i utvalget estimeres her andelen $\hat{p}_{tot,m,i}$ av totalavfallet for hvert materiale m på bakgrunn av materialandelen i enhetens sorteringsanalyser og rapporteringen via Kostra. Først estimeres andelene i totalavfallet for de årene der vi har sorteringsanalyser:

$$4.8 \quad \hat{p}_{tot,m,i,ar} = \frac{1}{y_{tot,i,ar}} (\hat{p}_{rest,m,i,ar} \cdot y_{rest,i,ar} + y_{uts,m,i,ar})$$

$\hat{p}_{tot,m,i,ar}$ er estimert andel p i totalt husholdningsavfall av materiale m i enhet i for år ar .

$\hat{p}_{rest,m,i,ar}$ er estimert andel p i restavfall fra husholdninger av materiale m i enhet i for år ar .

$y_{tot,i,ar}$ er mengde y av totalt husholdningsavfall i enhet i for år ar , rapportert via Kostra.

$y_{rest,i,ar}$ er mengde y av restavfall i enhet i for år ar , rapportert via Kostra.

$y_{uts,m,i,ar}$ er mengde y av utsortert materiale m i enhet i for år ar , rapportert via Kostra.

Fordelingen for enheten estimeres deretter ved å ta gjennomsnittet av de ulike årene:

$$4.9 \quad \hat{p}_{tot,m,i} = \frac{1}{n_{sort,i}} \sum_{ar} \hat{p}_{tot,m,i,ar}$$

$n_{sort,i}$ er antall sorteringsanalyser for enhet i .

Nasjonale tall

Beregningen av nasjonal sammensetning av husholdningsavfall etter den indirekte metoden tar utgangspunkt i estimering av andelene $\hat{p}_{tot,m,i}$ i det totale husholdningsavfallet for hvert materiale m innen hver enhet i i utvalget (ligning 4.8 og 4.9). Så estimeres andelene for enheter utenfor utvalget i hvert stratum, som gjennomsnittet av enhetene i utvalget i stratumet:

$$4.10 \text{ a} \quad \hat{p}_{tot,m,k} = \frac{1}{n_{enh,k}} \sum_{i \in k} \hat{p}_{tot,m,i}$$

$\hat{p}_{tot,m,k}$ er estimert andel p i totalt husholdningsavfall av materiale m for enheter utenfor utvalget i stratum k for 2004.

$n_{enh,k}$ er antall enheter i stratum k .

I kontrollberegningen med vektet gjennomsnitt i trinn 5 (avsnitt 4.1.2) erstattes ligning 4.10 a med:

$$4.10 \text{ b} \quad \hat{P}_{tot,m,k} = \frac{1}{y_{tot,k}} \sum_{i \in k} (y_{tot,i} * \hat{p}_{tot,m,i})$$

$Y_{tot,k}$ er mengde y av totalt husholdningsavfall i stratum k for 2004, rapportert via Kostra.

$Y_{tot,i}$ er mengde y av totalt husholdningsavfall i enhet i for 2004, rapportert via Kostra.

For enheter i utenfor utvalget har vi altså at:

$$4.11 \quad \hat{p}_{tot,m,i} = \hat{p}_{tot,m,k}$$

De nasjonale materialmengdene i husholdningsavfallet estimeres ved å gange materialandelene i det totale avfallet til den enkelte enhet i med total mengde husholdningsavfall $y_{tot,i}$, og deretter summere opp for alle enheter i populasjonen:

$$4.12 \quad \hat{T}_{tot,m} = \sum_i (\hat{p}_{tot,m,i} \cdot y_{tot,i})$$

$y_{tot,i}$ er mengde y av totalt husholdningsavfall for enhet i i 2004, rapportert via Kostra.

Den nasjonale andelen $\hat{p}_{tot,m}$ av hvert materiale m i totalavfallet beregnes på samme måte som i den direkte metoden (ligning 4.7).

Innledningsvis ble det benyttet 3 strata: Større bykommuner, mindre bykommuner og landsbygd-kommuner (avsnitt 4.3). I de endelige indirekte beregningene ble det imidlertid kun benyttet ett stratum for hele landet. Dette fordi forskjellen i avfallssammensetning mellom byer og landsbygd var forholdsvis liten (tabell 5.5), og vi ønsket ikke å gjøre beregningene mer kompliserte enn nødvendig.

4.4.3. Usikkerhet

Usikkerhetsberegningene tar hensyn til ulik restavfallssammensetning innenfor strataene og målefeil i sorteringsanalysene. I tillegg reduseres usikkerheten for enheter med flere sorteringsanalyser. Eventuelle feil i Kostra-rapporteringen ses imidlertid bort ifra. Den totale usikkerheten kan dermed være noe underestimert.

Usikkerhetsberegningene er kompliserte, og derfor ikke gjengitt her. For videre beskrivelse av usikkerhetsberegningene henvises det til Vedø 2010.

5. Resultater

5.1. Hovedresultater

Sammensetningen av totalt norsk husholdningsavfall i 2004 er, i følge beregningene i denne rapporten, som vist i tabell 5.1.

Tabell 5.1. Sammensetningen av totalt norsk husholdningsavfall i 2004, etter materiale. Prosent

Materiale	Fordeling (prosent)	Nedre konfidensgrense (95 %)	Øvre konfidensgrense (95 %)
Papir	25,0	24,3	25,7
Glass	4,3	4,0	4,5
Plast	7,8	7,4	8,3
Metall	4,6	4,4	4,9
EE	2,2	2,1	2,3
Mat	23,5	22,6	24,5
Park- og hage	8,9	8,6	9,2
Tekstil	3,0	2,8	3,3
Farlig	1,1	1,0	1,2
Annet, brennbart	14,6	14,1	15,1
Annet, ikke brennbart	4,9	4,6	5,2

Avfallssammensetningen er dominert av papir og mat, men også ”annet, brennbart” (inkl. tre) er en betydelig fraksjon. Den estimerte usikkerheten er lav, til tross for et relativt lite utvalg og en forholdsvis enkel beregningsmetode. Den prosentvise usikkerheten ligger på mellom 3 og 6 prosent for de aller fleste fraksjoner. Kun for farlig avfall og tekstil er den noe høyere. Det betyr at variasjonen i avfallssammensetning mellom de ulike enhetene, som vi anså som stor ut fra en antagelse om at den totale avfallssammensetningen var relativt lik fra kommune til kommune, likevel ikke er så stor i en statistisk sammenheng.

Når usikkerheten i beregningene skal vurderes, må den også sees i sammenheng med det estimatene skal brukes til. Et av hovedbruksområdene for beregningene vil være avfallsregnskapet. Det er svært vanskelig å beregne usikkerheten i avfallsregnskapet, da avfallsregnskapet er basert på en rekke ulike kilder og beregningsmetoder. Usikkerhetsanslagene i avfallsregnskapet er derfor i stor grad basert på skjønn. Det regnes der at en nivåusikkerhet på under ± 10 prosent er lav, mens en nivåusikkerhet på over ± 20 prosent er høy. Med tanke på bruk i avfallsregnskapet er den beregnede usikkerheten derfor godt innenfor det akseptable.

Vi antar at avfallssammensetningen endrer seg forholdsvis langsomt fra år til år. Videre bygger beregningene på sorteringsanalyser fra perioden 2002 til 2006. Vi antar derfor at den estimerte avfallssammensetningen er gyldig, innenfor en akseptabel usikkerhet, for hele perioden 2002 til 2006. Endringen i avfallssammensetning over tid bør undersøkes gjennom tilsvarende beregninger i fremtiden.

For enhetene i utvalget og for landet som helhet ble avfallssammensetningen i både det totale husholdningsavfallet og restavfallet estimert. På bakgrunn av disse, samt rapporteringen av mengde restavfall og totalt husholdningsavfall via Kostra, ble det beregnet utsorteringsgrader for de enkelte materialene. Disse er gjengitt i tabell 5.2 og 5.3.

EE-avfall og farlig avfall, som begge inneholder helse- og miljøfarlige stoffer, har den høyeste utsorteringen på landsbasis. Også park- og hageavfall, som normalt passer dårlig i en restavfallsdunk på grunn av stort volum, har høy utsorteringsgrad. Det samme gjelder fraksjoner med velutviklede sorteringsordninger, som papir, metall og glass. Plast og tekstil har lav utsorteringsgrad, noe som samsvarer med at sorteringsordningen for disse fraksjonene var lite utbygd i 2004. Også utsorteringen av mat var lav i 2004, noe som skyldes at store kommuner som Oslo, Bergen, Trondheim, Bærum og Asker ikke hadde utsortering av våtorganisk avfall på denne

tiden. De materialene med størst gjenværende potensial for utsortering, var plast og mat (pga. lav utsorteringsgrad), samt papir (pga. stor avfallsmengde).

Tabell 5.2. Nasjonal utsorteringsgrad for husholdningsavfall i 2004, etter materiale. Prosent

Materiale	Utsorteringsgrad (prosent)	Nedre konfidensgrense (95 %)	Øvre konfidensgrense (95 %)
Papir	64,2	62,5	66,0
Glass	55,7	53,2	59,9
Plast	7,3	6,9	7,7
Metall	66,1	62,1	69,1
EE	81,8	78,2	85,7
Mat	32,2	30,9	33,5
Park- og hage	78,7	76,1	81,4
Tekstil	17,8	16,2	19,1
Farlig	81,0	74,3	89,1
Annet, brennbart	45,3	43,8	46,9
Annet, ikke brennbart	54,1	51,0	57,6

I følge konfidensgrensene er usikkerheten i beregnet utsorteringsgrad større enn usikkerheten i materialsammensetning for alle materialer, unntatt plast. Beregningene gir en god pekepinn på nivået for utsortering av de ulike materialene, samt utvikling i sorteringen over tid. De er imidlertid ikke tilstrekkelig nøyaktige til å kunne måle utsorteringen mot formelle krav, f.eks. i forbindelse med returordninger. Det må også tas høyde for at avfallssammensetningen kan endre seg over tid, og at resultatene fra denne rapporten derfor ikke kan benyttes til å beregne endringer i utsorteringsgrad over lengre tidsrom. Den større usikkerheten i beregnet utsorteringsgrad er en direkte konsekvens av at tallene for utsorteringsgrad er større enn tallene for andel av de ulike materialene i avfallet.

Tabell 5.3. Utsorteringsgrad for enheter i utvalget, etter materiale. Prosent av total mengde husholdningsavfall. 2004

Enhet (kommune/avfallsselskap)	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park, hage	Tekstil	Farlig	Annet, brennbart	Annet, ikke brennbart
Hele landet	64,2	55,7	7,3	66,1	81,8	32,2	78,7	17,8	81,0	45,3	54,1
Bærum	77,5	63,3	3,5	81,7	74,8	0,0	94,9	42,9	89,4	61,6	37,2
Asker	72,9	62,1	16,1	74,4	83,4	0,0	85,6	29,6	90,3	57,1	25,5
Oslo	57,4	42,7	0,1	63,5	69,4	0,0	67,8	26,1	82,3	45,4	79,6
Arendal	82,7	76,9	21,1	86,7	75,2	64,4	53,2	0,2	89,3	40,7	5,5
Birkenes	71,3	54,5	13,2	67,7	76,2	55,3	89,0	37,7	98,0	49,7	12,1
Evje og Hornnes	58,7	47,5	18,7	73,5	94,9	46,0	94,5	0,8	92,9	29,9	28,4
Kristiansand	72,6	49,4	6,7	74,4	59,2	55,6	89,1	2,9	92,3	65,6	64,2
Mandal	64,3	54,0	10,8	61,9	80,6	58,9	76,2	0,1	92,3	45,1	3,0
Vennesla	79,4	51,6	5,8	66,0	51,4	57,2	87,5	2,9	93,8	57,9	66,3
Songdalen	77,2	46,6	6,1	65,1	61,5	66,5	80,5	3,1	95,9	63,4	53,6
Søgne	77,9	51,4	5,4	63,4	58,0	59,1	90,9	3,0	93,5	61,1	67,6
Stavanger	81,5	80,9	10,0	48,4	93,6	78,8	83,3	37,9	78,7	33,5	6,4
Hå	86,7	71,2	10,4	49,9	94,2	81,4	96,7	29,8	71,6	29,0	5,8
Klepp	82,4	76,7	13,9	44,0	66,4	78,4	98,9	35,3	90,3	29,5	6,0
Time	88,4	75,7	13,2	52,1	94,2	70,0	89,4	31,4	87,4	31,8	6,7
Gjesdal	84,7	74,8	12,0	33,6	93,1	77,9	87,6	40,2	82,2	30,7	6,3
Sola	84,3	60,2	13,5	49,4	93,1	75,8	94,6	32,7	90,3	29,9	6,1
Randaberg	67,7	68,6	12,1	55,8	89,0	81,5	91,2	42,5	82,3	35,4	7,7
Rennesøy	78,9	65,3	15,0	40,7	90,0	68,5	71,9	50,0	75,4	41,9	10,0
Bergen	43,6	34,4	1,7	67,8	78,7	4,4	26,8	0,1	43,9	57,1	13,1
Trondheim	64,2	69,7	20,2	50,1	91,8	0,0	68,9	21,3	69,3	18,9	30,5
HRA	72,7	50,5	7,0	61,8	85,7	56,3	96,9	5,3	79,9	44,9	8,2
NOMIL	54,4	59,6	3,9	55,9	88,6	0,0	0,0	0,0	94,3	53,7	0,0
RID	71,4	63,5	11,4	70,0	87,6	44,7	82,7	22,6	94,0	47,9	23,2
VESAR	71,6	71,7	3,2	73,1	88,5	40,3	93,4	32,9	91,5	54,1	0,1

Det var også betydelig variasjon i utsortering mellom de ulike enhetene i utvalget. Forskjellen i utsorteringsgrad mellom ulike materialer og enheter, antas blant annet å skyldes ulike sorteringsløsninger blant kommunene. Denne effekten er særlig tydelig når det gjelder utsorteringsgraden for matavfall.

5.2. Kontrollberegninger

Det var på forhånd antatt at variasjonen i utsorteringen av våtorganisk avfall var såpass stor at usikkerheten i beregnet sammensetning kunne bli betydelig, selv med

stratifisering (kapittel 4.3). Det ble derfor gjort en kontrollberegning (K1), der stratumsgrensen ble hevet fra 5 til 10 prosent utsortert våtorganisk avfall, målt i forhold til i det totale husholdningsavfallet. Dette tilsvarer en utsorteringsgrad for våtorganisk avfall på om lag 40 prosent.

Det ble også vurdert om enhetene hadde så ulik restavfallssammensetning, som følge av varierende utsorteringsgrad, at den direkte metoden ville gi en uforholdsmessig stor usikkerhet til tross for stratifisering (kapittel 4.1). Det ble derfor gjort beregninger med den indirekte metoden (K2-K3), hvor det beregnes på den totale avfallssammensetningen (kapittel 4.1.2 og 4.4.2). Det antas da at sammensetningen av det *totale* avfallet er konstant, i motsetning til den direkte metoden hvor *restavfallssammensetningen* innenfor hvert stratum antas konstant. Den indirekte metoden er følsom for skjevhet i den totale avfallssammensetningen, og utnytter en mindre andel direkte rapporterte data. Den direkte metoden er på sin side følsom for skjevhet i utsorteringen av avfallet, og gir mindre rom for å kompensere for skjevhet gjennom stratifisering (f.eks. etter bebyggelse).

Det ble videre vurdert om variasjon i avfallssammensetningen mellom ulike typer bebyggelse ville bidra til skjevhet og stor usikkerhet i beregningene. Det ble derfor gjennomført en kontrollberegning med den indirekte metoden, der populasjonen var stratifisert i nivåene større byer, mindre byer og landsbygd (K3, kapittel 4.3.2). Siden utvalget består av relativt få enheter og ikke følger noen trekkeplan, vil stratifiseringen samtidig kunne introdusere og forsterke eventuell skjevhet i utvalget. Det var derfor ikke gitt at stratifiseringen ville gi et riktigere estimat, selv om det var forskjeller i avfallssammensetning mellom by og landsbygd.

Små forskjeller mellom hovedberegning og kontrollberegninger indikerer at beregningene er robuste med hensyn til de nevnte antagelsene. Store forskjeller viser at antagelsene har stor betydning for estimatet, og at utvalget kan være preget av skjevhet. Dersom utvalget er preget av skjevhet, vil den sanne avfallssammensetningene kunne ligge utenfor det beregnede usikkerhetsintervallet. Resultatet av alle kontrollberegningene, med usikkerhet ($P=0,95$) der dette er beregnet, er vist i tabell 5.4 og 5.5.

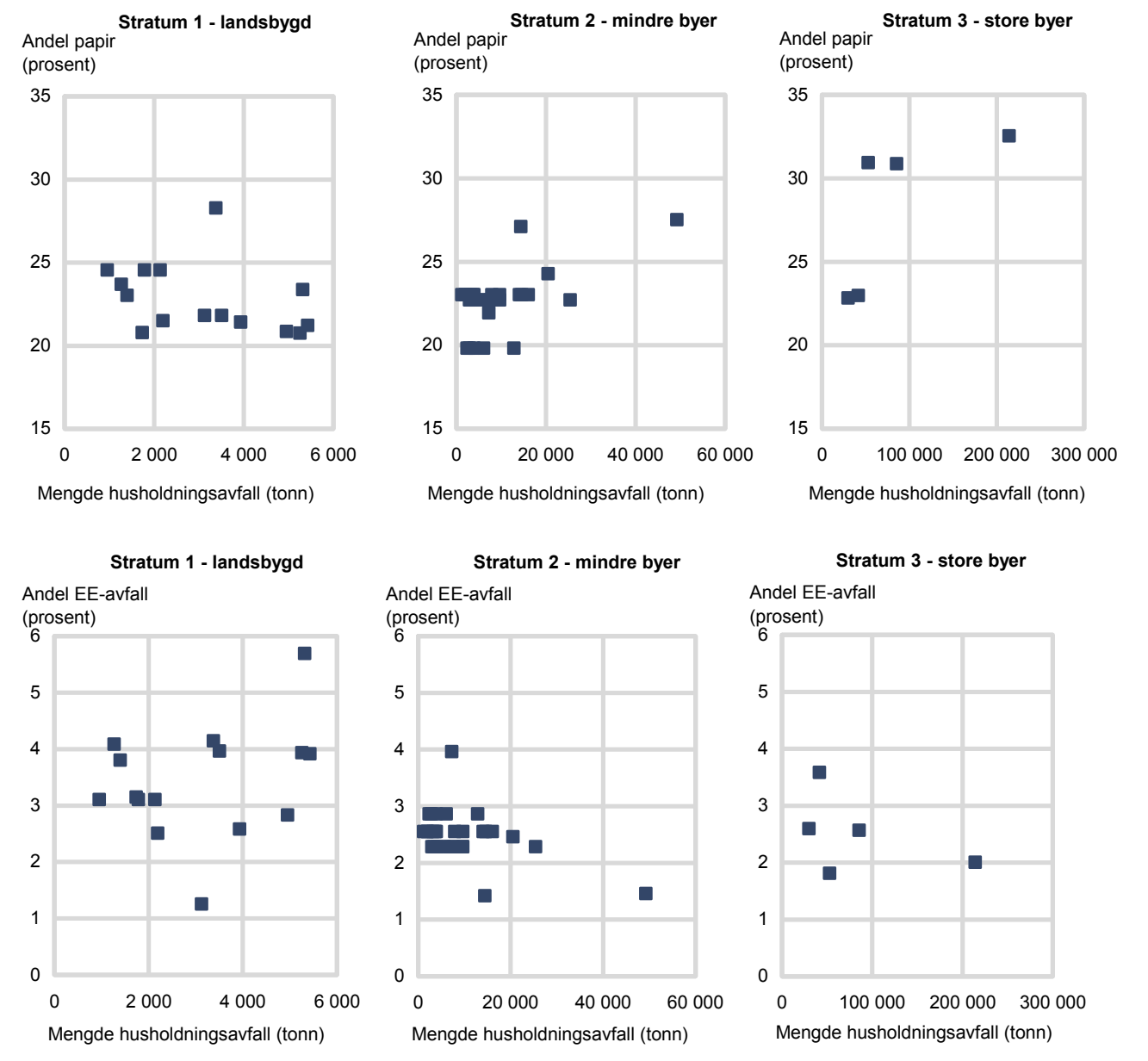
Det ble til slutt vurdert å benytte vektet gjennomsnitt innenfor hvert stratum ved beregning av materialandeler utenfor utvalget (jf. ligning 4.4b og 4.10b). Det antas da at avfallssammensetningen til de enkelte enheter innenfor et stratum, systematisk varierer med avfallsmengden til enheten, og at variasjonen skyldes reelle forhold og ikke måleusikkerhet. Det ble valgt ut 2 materialtyper av særlig interesse – papir fordi det er en stor fraksjon, og EE-avfall fordi det har var betydelig forskjell mellom den direkte og indirekte metoden – og laget plott av materialandel for disse materialene versus mengde totalt husholdningsavfall for hvert stratum. Plottene er vist i figur 5.1.

Tabell 5.4. Kontrollberegning av materialsammensetningen, etter ulike metoder (prosent, usikkerhet $P=0,95$ i parentes der det er gjort usikkerhetsberegning)

Beregningsmetode	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park, hage	Tekstil	Farlig	Annet, brennbart	Annet, ikke brennbart
H0 Direkte metode (hovedmetode)	25,0 (0,7)	4,3 (0,25)	7,8 (0,45)	4,6 (0,25)	2,2 (0,1)	23,5 (0,95)	8,9 (0,3)	3,0 (0,25)	1,1 (0,1)	14,6 (0,5)	4,9 (0,3)
K1 Direkte metode, endret stratumsgrense ¹	25,0	4,3	8,0	4,6	2,2	23,2	8,8	3,0	1,1	14,9	5,0
K2 Indirekte metode, ikke stratifisert	25,8 (0,65)	4,0 (0,25)	8,1 (0,5)	4,2 (0,25)	2,8 (0,15)	23,3 (0,75)	7,9 (0,6)	3,3 (0,25)	1,2 (0,1)	15,3 (0,55)	4,3 (0,35)
K3 Indirekte metode, stratifisert etter bebyggelse	25,4 (0,6)	4,0 (0,3)	8,0 (0,5)	4,3 (0,25)	2,7 (0,15)	23,4 (0,7)	8,1 (0,6)	3,3 (0,3)	1,1 (0,1)	15,4 (0,55)	4,2 (0,3)

¹ Endret fra 5 til 10 prosent utsortert våtorganisk avfall, regnet som prosent av total mengde husholdningsavfall.

Figur 5.1. Andel papir og EE-avfall i totalt husholdningsavfall versus mengde totalt husholdningsavfall for de enkelte enheter. Plott per stratum



Tabell 5.5. Kontrollberegning av utsorteringsgrad, etter ulike metoder (prosent)

Beregningsmetode	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park, hage	Tekstil	Farlig	Annet, brennbar	Annet, ikke brennbar
H0 Direkte metode (hovedmetode)	64,2	55,7	7,3	66,1	81,8	32,2	78,7	17,8	81,0	45,3	54,1
K1 Direkte metode, endret stratumsgrense ¹	64,2	55,7	7,1	66,1	81,8	32,6	79,6	17,8	81,0	44,4	53,0
K3 Indirekte metode, ikke stratifisert	62,3	59,4	7,0	72,9	64,7	32,5	88,3	16,3	75,6	43,2	61,9
K5 Indirekte metode, stratifisert etter bebyggelse	63,3	59,4	7,1	71,2	67,1	32,4	86,1	16,3	82,5	43,0	63,4

¹ Endret fra 5 til 10 prosent utsortert våtorganisk avfall, regnet som prosent av total mengde husholdningsavfall.

Tabell 5.4 viser at en overvekt av resultatene fra kontrollberegningene ligger innenfor usikkerhetsgrensene i hovedberegningen (18 innenfor vs. 15 utenfor). Det kan dermed antas at forskjellene mellom hovedberegningen og kontrollberegningene i stor grad skyldes tilfeldig variasjon. Når så mye som 15 kontrollresultater likevel ligger utenfor konfidensgrensene, og ikke 1-2 som en ville forvente ut fra ren tilfeldighet, tyder det også på skjevhet i utvalget. Usikkerheten var praktisk talt den samme i de indirekte beregningene som i hovedberegningen. Fordelen i den indirekte metoden med å eliminere usikkerhet knyttet

til varierende utsortering, oppveies dermed av ulempen med å benytte en lavere andel direkte rapporterte data. Tabell 5.5 viser at beregnet utsorteringsgrad varierte til dels betydelig mellom de ulike beregningsmetodene. Funnene er utdypet nedenfor.

Effekten av å endre stratumgrensen (K1) var svært liten. Både estimat og usikkerhet var praktisk talt den samme i de to beregningene. Valg av stratumsgrense hadde dermed liten betydning for beregningene. Det betyr at de noe tilfeldige kriteriene for å sette stratumsgrense for utsortert våtorganisk avfall, fungerte tilfredsstillende.

Resultatene fra den indirekte metoden (K2-K3) ligger i hovedsak utenfor beregnet materialandel $\hat{\rho}_{tot,m} \pm CI$ fra den direkte metoden (7 innenfor vs. 15 utenfor), men innenfor $\hat{\rho}_{tot,m} \pm 2*CI$ (17 innenfor vs. 5 utenfor). Altså er enten den direkte metoden eller den indirekte metoden eller begge metoder påvirket av en viss skjevhet i utvalget. Skjevheten er nokså liten med tanke på den samlede usikkerheten i avfallsregnskapet, men fører til betydelig variasjon i beregnet utsorteringsgrad for flere materialer. Det var derfor ønskelig å finne ut hvilken av de to metodene som ga det mest sannsynlige resultatet.

Stratifiseringen etter bebyggelsestype ga svært små endringer, både i beregnet materialsammensetning og usikkerhet (K3 vs. K2), med unntak av papir hvor den stratifiserte beregningen ligger betydelig nærmere resultatet fra den direkte metoden. Tabell 5.6 viser avfallssammensetningen fordelt på bebyggelsestype:

Tabell 5.6. Sammensetning av totalt husholdningsavfall etter materiale og bebyggelsestype i 2004. Prosent av totalt husholdningsavfall (indirekte metode)

Bebyggelsestype	Papir	Glass	Plast	Metall	EE	Mat	Park, Tekstil hage	Farlig	Annet brennbart	Annet ikke brennbart	
3 - Store byer	28,4	3,9	8,1	3,5	2,5	22,8	7,4	3,2	1,5	13,3	5,4
2 - Mindre byer ...	24,6	4,4	7,5	4,0	2,4	24,4	9,1	3,5	1,2	15,8	3,1
1 - Landsbygd	23,0	3,4	9,1	4,7	3,5	25,6	6,6	3,4	0,9	16,5	3,3

Tabell 5.6 indikerer at husholdningsavfall fra storbyer inneholder en større andel papir, farlig avfall og "Annet, ikke brennbart", og en mindre andel metall, mat og "Annet, brennbart" (inkl. tre) enn husholdningsavfall fra mindre byer og landsbygd. En tilsvarende studie gjennomført i Québec, Canada, viser noe av de samme trekkene: Forholdsvis lik avfallssammensetning mellom by og landsbygd, men med noe høyere andel papir og noe lavere andel våtorganisk avfall i byene (Thibeault m.fl., 2007). Forskjellene mellom by og landsbygd er imidlertid vesentlig større i vår undersøkelse enn det Thibeault fant for Quebec.

Siden det virker å være en betydelig reell forskjell i andel papiravfall og matavfall mellom de ulike bebyggelsestypene, antar vi at stratifisering etter bebyggelsestype (K3) gir det mest nøyaktige estimatet innenfor den indirekte metoden. Stratifiseringen bidrar imidlertid nokså lite til at den direkte metoden og den indirekte metoden får mer sammenfallende resultater. Av 5 estimater fra den indirekte metoden som lå utenfor $\hat{\rho}_{tot,m} \pm 2*CI$ i hovedmetoden, omfatter 4 materialer med utsorteringsgrad på rundt 80 prosent (EE-avfall og park- og hageavfall). I hovedmetoden dekket alt det utsorterte avfallet pluss om lag halvparten av materialene i restavfallet av direkte rapportering. For materialer med utsorteringsgrad på 80 prosent, utgjør direkte rapportering altså 90 prosent av den estimerte mengden. For disse materialene kan det antas at den direkte metoden gir et forholdsvis nøyaktig estimat, og den indirekte metoden ser følgelig ut til å være preget av skjevhet. Når effekten av å stratifisere etter bebyggelse var såpass liten, var samtidig fordelene av dette i den indirekte metoden tilsvarende liten. Til sammen tilsier dette at den direkte metoden gir mest nøyaktige estimater.

Tabell 5.7. Sammensetningen av restavfall fra husholdninger. Etter sorteringsløsning, årstid og materiale. Prosent av mengde restavfall (uvektet gjennomsnitt)

Sorterings-løsning ¹	Årstid	Antall enheter	Papir/papp	Mat	Park/hage	Plast	Glass	Metall	Tekstil	EE	Farlig avfall	Annet brennbart	Annet ikke brennbart
2-beholder	I alt	9	20,2	38,9	5,3	10,7	3,7	2,3	3,7	1,0	0,6	10,1	3,5
	Vår	1	15,7	40,0	1,6	14,5	2,8	2,6	5,3	0,2	0,8	12,4	4,1
	Sommer	5	24,9	31,7	7,4	10,1	4,1	2,2	3,4	1,3	0,8	10,0	4,1
	Høst	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Vinter	3	13,9	50,6	3,0	10,3	3,3	2,4	3,8	0,6	0,2	9,6	2,3
3-beholder	I alt	27	13,7	21,1	2,4	19,4	3,7	4,1	6,2	1,3	0,4	22,1	5,6
	Vår	3	15,4	26,8	3,6	14,9	3,0	3,0	4,7	0,6	0,2	23,7	4,0
	Sommer	9	11,8	18,4	2,5	18,8	2,3	4,4	6,1	1,0	0,6	25,9	8,3
	Høst	14	14,5	21,2	2,1	21,3	4,6	3,9	6,7	1,7	0,2	19,4	4,4
	Vinter	1	14,0	26,3	2,0	12,0	4,2	7,1	5,9	0,9	0,7	23,1	3,7

¹ Det er antatt at enheter med 2-beholdersystem har beholdere for papir og restavfall, mens enheter med 3-beholdersystem har beholdere for papir, våtorganisk avfall og restavfall. Det kan være enkelte få avvik fra dette, men det antas å være av liten betydning for den beregnede avfallssammensetningen.

Det ble, som tidligere nevnt, vurdert å vekte enhetene innenfor hvert stratum med mengde totalt husholdningsavfall per enhet (jf. ligning 4.10b). Dette kunne vært fornuftig dersom materialandelene varierte systematisk med avfallsmengden innenfor hvert stratum. Figur 5.1 viser imidlertid at den tilfeldige variasjonen er langt større enn den systematiske innenfor det enkelte stratum. Vektingen kan dermed bidra til å forsterke tilfeldige avvik i utvalget. I tillegg er ikke utvalget tilfeldig trukket, og vektingen kunne dermed bidratt til å forsterke eventuelle skjevheter innenfor det enkelte stratum. Det presenteres derfor ikke estimater i denne rapporten fra beregninger der enhetene var vektet.

Analysene som beregningene bygger på, er i stor grad gjennomført sommer eller høst, mens få analyser er gjort vår og vinter. Dette kan bidra til målefeil, dersom avfallssammensetningen varierer med årstiden. Datamaterialet var for lite til å kvantifisere og korrigere for denne målefeilen, men en enkel sammenligning av de foreliggende analysene er likevel gjort. Tabell 5.7 viser gjennomsnittlig materialsammensetning i de utvalgte sorteringsanalysene, gruppert etter sorteringsløsning og årstid.

På bakgrunn av denne sammenstillingen kan det se ut til at analyser med lav andel matavfall (2-beholder sommer, og 3-beholder sommer og høst) er overrepresentert i utvalget. Det betyr at andelen matavfall kan være noe underestimert i beregningene, som følge av skjev årstidsfordeling i utvalget. For de andre fraksjonene er ikke bildet entydig, men andelene vil samlet sett være noe overestimert dersom matavfallet er underestimert.

Det kan hende at variasjonen mellom de ulike årstidene i tabell 5.6 skyldes mer tilfeldig variasjon enn reell årstidsvariasjon, da antall analyser i de fleste av de 8 kategoriene er svært lavt. Sammenstillingen i tabell 5.6 gir derfor ikke grunnlag for stratifisering med tanke på korreksjon av den beregnede materialsammensetningen. Det kan likevel antas å være visse årsakssammenhenger, som for eksempel mer hjemmekompostering av våtorganisk avfall om sommeren og høsten, og mer fyring av papir om vinteren

5.3. Valg av metode

Den direkte metoden følger en standard metodikk som er vel utprøvd i andre sammenhenger. Den har følgende fordeler:

- Den generelle usikkerheten i beregningene minskes, da alle rapporterte data benyttes.
- Metoden er forholdsvis enkel.

Den har imidlertid også en vesentlig ulempe:

- Metoden gir begrenset mulighet til å korrigere for skjevhet i utvalget med hensyn til ulik grad av utsortering.

Den indirekte metoden var på forhånd lite utprøvd i SSB, men har visse fordeler sammenlignet med den direkte metoden:

- Usikkerhet som følge av ulik kildesortering elimineres fordi det beregnes på totalmengder, og det er derfor unødvendig å stratifisere med hensyn til dette.
- Dette åpner for muligheten til å stratifisere etter en annen relevant variabel, for eksempel bebyggelsestype (by versus landsbygd). Skjevhet i utvalget som følge av at utvalget ikke er tilfeldig trukket, kan dermed reduseres.

Denne metoden har imidlertid også en vesentlig ulempe:

- Kostra-data for utsortert avfall fra kommuner utenfor utvalget benyttes ikke i den indirekte metoden. Metoden er derfor følsom for skjevhet i utvalget med hensyn til sammensetningen av totalt husholdningsavfall.

Beregningene i de to metodene ga nokså like estimater, både for materialsammensetning og tilhørende usikkerhet, men det er visse forskjeller. Forskjellene blir særlig tydelig når den estimerte materialsammensetningen benyttes til å beregne utsorteringsgrad for de enkelte materialene. Det er derfor behov for å avgjøre hvilken av de to metodene som gir det mest nøyaktige estimatet.

Den direkte metoden forventes å gi nøyaktige estimater der utsorteringsgraden er høy. Dette fordi den direkte metoden benytter rapporterte data for utsortert avfall fra hele populasjonen, i tillegg til data for materialer i restavfallet fra kommuner i utvalget. Materialfraksjonene EE-avfall, park- og hageavfall og farlig avfall har alle en estimert utsorteringsgrad på om lag 80 prosent. Den estimerte utsorteringsgraden må antas å kunne være preget av skjevhet, siden utvalget ikke er tilfeldig trukket. Det er likevel lite som tilsier at utsorteringen skulle være radikalt annerledes i kommuner som har gjennomført sorteringsanalyse sammenlignet med kommuner som ikke har det. For de 3 nevnte materialfraksjonene vil derfor estimatene i den direkte metoden bygge på om lag 90 prosent direkte rapporterte data, noe som tilsier høy grad av nøyaktighet.

Dersom den indirekte metoden var den mest nøyaktige, skulle samsvaret mellom de to metodene være størst der den direkte metoden var mest nøyaktig, det vil si for materialfraksjonene EE-avfall, park- og hageavfall og farlig avfall. Vi finner imidlertid fraksjonene EE-avfall og park- og hageavfall blant de fraksjonene med størst avvik. Dette tilsier at den direkte metoden er mer nøyaktig enn den indirekte. Dette støttes av at effekten i den indirekte av å stratifisere populasjonen etter bebyggelsestype er liten, slik at manglende stratifisering etter bebyggelsestype kan antas å ikke være en betydelig svakhet i den direkte metoden. På dette grunnlaget valgte vi å basere estimatene på den direkte metoden, mens den indirekte metoden ble benyttet som kontroll.

5.4. Sammenligning med opprinnelig norsk sorteringsanalyse

Det er tidligere gjort én landsdekkende undersøkelse som viser sammensetningen av husholdningsavfall i Norge, basert på sorteringsanalyser (Heie 1998). Telleåret er 1997. Denne opprinnelige undersøkelsen er hittil benyttet i avfallsregnskapet for å fordele totalt husholdningsavfall etter materiale. Undersøkelsen omfatter restavfall og utsortert avfall, men ikke grovavfall. Den er derfor supplert med en eldre analyse av grovavfall fra Sunnmøre (SSR 1992) og en estimert andel grovavfall på 20 prosent basert på avfallsstatistikk fra SSB (SSB 1998). Avfallssammensetningen etter ny og opprinnelig undersøkelse er vist i tabell 5.8.

Tabell 5.8. Sammensetningen av husholdningsavfall i Norge - sammenligning av ny og opprinnelig undersøkelse. Prosent av totalt husholdningsavfall

Materiale	Ny (2004)	Opprinnelig (1997) ¹
Papir	25,0	29,1
Glass	4,3	2,9
Plast	7,8	9,5
Metall	4,6	5,6
EE	2,2	0,7
Mat	23,5	22,3
Park og hage	8,9	1,8
Tekstil	3,0	4,9
Farlig	1,1	0,2
Annet brennbart	14,6	19,6
Annet ikke brennbart	4,9	3,4

¹ Heie (1998), korrigert for 20 prosent grovavfall iht. sammensetningsdata fra SSR (1992).

I forhold til den opprinnelige undersøkelsen, finner vi at mengden park- og hageavfall er vesentlig høyere i den nye. Den nye undersøkelsen viser en andel på 8,9 prosent, mens den opprinnelige prosenten var 1,8. I følge SSBs avfallsstatistikk økte andelen utsortert park- og hageavfall fra 4,2 prosent i 1997 til 6,3 prosent i 2004 (SSB 2005). Park- og hageavfall innblandet i utsortert våtorganisk avfall og restavfall kommer i tillegg. Dette viser at andelen park- og hageavfall var vesentlig underestimert i den opprinnelige undersøkelsen, men at det også var en viss reell økning. Årsaken til økningen antas å være at stadig mer avklypte grener, gress, etc. leveres til avfallsmottak som avfall, mens mindre håndteres utenfor avfallsanlegg. Også andelen glass er høyere i den nye undersøkelsen, noe som skyldes at glass ikke var en egen kategori i den opprinnelige analysen av grovavfall (SSR 1992), men inkludert i fraksjonen ”annet ikke brennbart”.

I tabell 5.9 er det gjort en ny sammenligning av den nye og den opprinnelige undersøkelsen. Her er andelen park- og hageavfall og glass i den opprinnelige undersøkelsen erstattet med estimater basert på den nye undersøkelsen, for at feilkildene i de to fraksjonene skal holdes utenom i den videre sammenligningen. Endringen i andel glass er her trukket ifra andelen ”annet ikke brennbart”, mens endringen i park- og hageavfall er trukket fra alle øvrige fraksjoner proporsjonalt med disse fraksjonenes størrelse.

Tabell 5.9. Sammensetningen av husholdningsavfall i Norge - sammenligning av ny og opprinnelig undersøkelse (korrigert). Prosent av totalt husholdningsavfall

Materiale	Ny (2004)	Opprinnelig (1997, korrigert)
Papir	25,0	27,0
Glass	4,3	4,3
Plast	7,8	8,8
Metall	4,6	5,2
EE	2,2	0,7
Mat	23,5	20,7
Park og hage	8,9	8,9
Tekstil	3,0	4,5
Farlig	1,1	0,2
Annet brennbart	14,6	18,2
Annet ikke brennbart	4,9	1,7

De to undersøkelsene samsvarer nå langt bedre med hverandre. Det er likevel fortsatt store forskjeller mellom de to undersøkelsene, som for eksempel en femdobling av mengden farlig avfall, tredobling av mengden EE-avfall og nær tredobling av mengden annet ikke brennbart. Spørsmålet er da om disse forskjellene skyldes reelle endringer i avfallssammensetning eller mottakssystemet for avfall, eller om forskjellene skyldes skjevheter og tilfeldige avvik i den opprinnelige undersøkelsen. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte om endringene er reelle, men dersom det kan påvises betydelige svakheter i den opprinnelige undersøkelsen, bør den erstattes av de nye beregningene gjennom hele tidsserien i avfallsregnskapet, selv om det også har foregått en reell endring i avfallssammensetningen fra 1997 til 2004. Dette for å unngå spekulasjoner om utviklingen i avfallssammensetningen basert på mangelfullt grunnlag.

Tabell 5.10 oppsummerer sentrale karakteristika for de to undersøkelsene med hensyn til utvalgsstørrelse, prøvemengde og representativitet:

Tabell 5.10. Sammenligning av ny beregning (2004) og opprinnelig beregning (1997) (Heie 1998)

	Ny beregning (2004)	Opprinnelig beregning (1997)
Dekningsgrad, restavfall (prosent)	42	18
Dekningsgrad, utsortert avfall (prosent)	100	17
Dekningsgrad, totalt avfall (prosent)	71	17
Antall enheter ¹ med sorteringsanalyse	25	6
Antall sorterte prøver	103	10
Mengde sortert per prøve (kg)	406	410 ²
Antall bebyggelsestyper representert	3	3
Antall landsdeler representert	4	4
Årstider - antall sorterte prøver:		
- vår	18	2
- sommer	40	0
- høst	25	8
- vinter	20	0

¹ Kommune eller gruppe av kommuner innenfor et interkommunalt avfallsselskap dersom tallene i sorteringsanalysen ikke er brutt ned på den enkelte kommune.

² Beregnet på bakgrunn av 8 av 10 prøver. Det manglet data for de resterende 2 prøvene.

De to undersøkelsene har visse likheter: Alle bebyggelsestyper er inkludert, 4 av 5 landsdeler er representert og mengde avfall sortert per prøve er nesten identisk. Det er imidlertid også klare forskjeller: Den nye undersøkelsen bygger på et betydelig større datagrunnlag enn den opprinnelige. Den omfatter over 10 ganger så mange sorterte prøver som den opprinnelige undersøkelsen, prøvene kommer fra et langt større antall kommuner, og de representerer alle de 4 årstidene. Videre bygger tallene for utsortert avfall på rapportering fra alle landets kommuner via Kostra. I den opprinnelige undersøkelsen for 1997 ble beregningene basert på kun 10 sorteringer av restavfall, hvorav 5 fra Trondheim, samt tall for utsortert avfall fra kun de 6 involverte kommunene. Ingen prøver ble innsamlet vinter og sommer. Dette innebærer at de nye beregningene har en langt høyere dekningsgrad, lavere måleusikkerhet og bedre representativitet enn de opprinnelige beregningene.

Figur 5.1 viser at det for materialfraksjonene papir og EE-avfall varierer betydelig mellom ulike enheter (enkeltkommuner eller interkommunale avfallsselskap) hvor stor andel av det totale husholdningsavfallet de utgjør. Det tilsier at estimater som bygger på få sorteringer og har lav dekningsgrad, vil være betydelig usikre. Den indirekte metoden, som ellers har samme karakteristika som hovedmetoden i tabell 5.10, har en samlet dekningsgrad på 43 prosent, ettersom kun 44 prosent av det utsorterte avfallet er dekket i denne beregningen. Dette førte til klare avvik mellom hovedmetode og indirekte metode for materialfraksjoner med høy utsorteringsgrad, hvor hovedmetoden antas å gi gode estimater (EE-avfall og park- og hageavfall). Når den indirekte metoden, som er basert på såpass mange sorteringer og har såpass høy dekningsgrad, gir såpass skjevt estimat for enkelte fraksjoner, er det grunn til å anta at det samme gjelder i enda større grad for den opprinnelige metoden.

Det anbefales derfor å erstatte den opprinnelige undersøkelsen med de nye beregningene gjennom hele tidsserien i avfallsregnskapet, for å unngå spekulasjoner om utviklingen i avfallssammensetningen basert på mangelfullt grunnlag. Siden det også må antas å ha vært en reell utvikling i avfallssammensetningen siden 1997, kan ikke de nye beregningene brukes til å beskrive utviklingen i utsorteringsgrad eller andre analyseformål som forutsetter konstant avfallssammensetning over lengre tidsrom.

5.5. Internasjonal sammenligning

Det er også gjennomført en rekke studier i utlandet som beskriver sammensetningen av husholdningsavfall. Enkelte studier utelater visse deler av husholdningsavfallet (f.eks. Gaillot 2005) og er derfor ikke tatt med her, men i de

fleste studiene er alt husholdningsavfall² inkludert. Flere av studiene er svært omfattende (f.eks. California 1999, Pennsylvania 2001 og Québec 2006/2007), med et stort antall sorteringer, stratifisering og usikkerhetsberegninger. Den beregnede usikkerheten er gjennomgående lav, slik som i denne rapporten. Tabell 5.11 sammenligner vår undersøkelse (Norge 2004) med et utvalg utenlandske studier med tilsvarende avgrensning av husholdningsavfallet.

Tabell 5.11. Sammensetningen av totalt husholdningsavfall - sammenligning av internasjonale studier. Prosent av totalt husholdningsavfall

Materiale	Norge 2004	Québec 2006/2007 ¹	Ontario 2004 ²	Canada 2002 ³	Pennsylvania 2001 ⁴	Québec 2000 ⁵	California 1999 ⁶
Papir/papp	25,0	20	24	26	31	26	26,4
Glass	4,3	6	5	3	3,6	7	3,9
Metall	4,6	3	3	4	5,7	4	4,9
Plast	7,8	8	4	9	10,4	7	8,6
Våtorganisk ⁷	32,4	44	38	40	19,8	43	32
Annet ^{7,8}	25,8	19	26	18	29,5	13	24,1

¹ Thibeault m.fl., 2007

² Ontario's 60% Waste Diversion Goal (2004)

³ Statistique Canada (2005)

⁴ Beck (2003)

⁵ CCR (2000)

⁶ Korrigert for grovavfall. Cascadia (1999).

⁷ Bleier og bind er i analysene California 1999, Pennsylvania 2001 og Ontario 2004 plassert i kategorien "annet", mens i analysene Québec 2000, Canada 2002 og Québec 2006/2007 er bleier og bind plassert i "våtorganisk". I analysen Norge 2004 er bleier og bind plassert delvis i begge kategorier, etter hvordan denne fraksjonen er plassert i den enkelte kommune. Bleier og bind utgjør om lag 4 – 5 prosent av avfallet (Heie 1998).

⁸ Kategorien "annet" omfatter tre, tekstil, EE-avfall, farlig avfall, annet brennbar og annet ikke brennbar. I analysene Québec 2000, Canada 2002, Ontario 2004 og Québec 2006/2007 er også grovavfall og bygg- og anleggsavfall inkludert.

Materialandelene i vår undersøkelse ligger sentralt plassert i forhold til de utenlandske studiene i tabell 5.11. Det er imidlertid kun én studie (California 1999) som ligger nær sammensetningen i denne rapporten for alle de presenterte fraksjonene. De øvrige studiene avviker i minst én fraksjon, i en grad som langt overstiger den estimerte usikkerheten. Variasjonen i andel våtorganisk avfall er særlig stor, og kan i liten grad forklares med at bleier og bind er plassert ulikt i de ulike studiene. For øvrig virker avgrensningene i hovedsak å være sammenfallende i de ulike studiene. Forskjellene kan derfor i stor grad antas å skyldes reelle forskjeller i avfallssammensetning og/eller innsamlingsordning, men øvrige årsaker som avgrensingsforskjeller, målefeil, etc. kan ikke utelukkes.

Dette viser at bruk av utenlandske studier for å finne sammensetningen av avfall må gjøres med varsomhet. Det må dessuten legges stor vekt på å inkludere alle relevante avfallsstrømmer i beregningene, samt å gi en dekkende systembeskrivelse.

5.6. Oppsummering

Denne rapporten gir estimater for materialsammensetningen av husholdningsavfall i 2004 (tabell 5.1), samt dokumentasjon av beregningsmetode og datagrunnlag. Beregningene bygger på sorteringsanalyser utført i regi av kommuner og interkommunale avfallsselskap i perioden 2002 til 2006, og estimatene antas å være gyldige, innenfor en akseptabel usikkerhet, for hele denne perioden. Analyse-rapportene er rapportert frivillig til SSB. Estimert usikkerhet i beregningene er lav, men kommunene i utvalget er ikke trukket tilfeldig, og det ble derfor gjort ulike tiltak for å kontrollere for skjevhet. Dette inkluderer stratifisering og kontrollberegning med alternativ metode. Resultatene i hovedmetoden støttes i hovedsak av kontrollberegningene (tabell 5.5).

I valget mellom direkte metode, som estimerer restavfallssammensetningen, og indirekte metode, som estimerer totalavfallssammensetningen, valgte vi den direkte metoden som hovedmetode. Dette fordi avviket mellom de to metodene var størst

² Unntatt bilvrak, hjemmekompostert avfall, EE-avfall levert til forhandler og oppfyrt papir, slik som i denne rapporten.

for materialer der den estimerte mengden i restavfallet, og dermed potensialet for feil i den direkte metoden, var minst. Årsaken til at den direkte metoden gir de mest nøyaktige estimatene, er at den benytter Kostra-data for utsortert avfall fra hele populasjonen. Den indirekte metoden benytter slike data kun fra utvalget, og ble dermed isteden brukt som kontroll.

Det var antatt at variasjon i utsortert våtorganisk avfall ville gi betydelig usikkerhet i beregningene. Populasjonen i hovedmetoden var derfor stratifisert etter utsorteringsgrad for denne fraksjonen. En kontrollberegning med endret stratumsgrense viste imidlertid at beregningene var robuste med hensyn til variasjon i andel utsortert våtorganisk avfall (tabell 5.5), og at skjevhet i utvalget med hensyn til utsortert våtorganisk avfall dermed er en svært liten feilkilde.

Den totale avfallssammensetningen varierte noe mellom by og landsbygd (tabell 5.6). Først og fremst gjelder dette andelen papir. I den direkte metoden kunne ikke populasjonen stratifiseres etter bebyggelsestype (by vs. landsbygd), og dette ble sett på som en mulig feilkilde. Effekten av stratifiseringen var imidlertid at estimert andel papir i den indirekte metoden nærmet seg estimatet i den direkte metoden (tabell 5.5). Feilkilden i den direkte metoden ved å ikke kunne stratifisere etter bebyggelsestype, antas dermed å være liten.

Det var en viss skjevhet i utvalget av sorteringsanalyser knyttet til årstid, ved at flest analyser var gjennomført sommer og høst når andelen matavfall var lavest (tabell 5.7). Det kan ha gitt en viss underestimering av mengden matavfall i den beregnede materialsammensetningen. Datamaterialet er imidlertid for lite til å fastslå om den lave matandelen sommer og høst var et resultat av tilfeldigheter eller reell årstidsvariasjon, og det kan derfor ikke avgjøres om det var en slik underestimering av andelen matavfall. Det ble derfor ikke foretatt korreksjon.

I forhold til de sammensetningsdataene som har vært brukt i avfallsregnskapet hittil (tabell 5.8, Heie 1998 og SSR 1992), viser de nye beregningene blant annet en meget stor økning i andelen park- og hageavfall, EE-avfall og farlig avfall. Det må antas å ha vært en viss utvikling i den reelle avfallssammensetningen fra 1997 til 2004 på grunn av endringer i forbruksmønster og mottakssystemet for avfall. Tall for utsortert park- og hageavfall fra SSBs avfallsstatistikk støtter dette. Denne utviklingen kan imidlertid ikke forklare hele forskjellen mellom de to undersøkelsene. Videre bygger den nye undersøkelsen på et langt bredere og mer representativt datagrunnlag (tabell 5.10). For å unngå spekulasjoner om utviklingen i avfallssammensetningen basert på mangelfullt grunnlag, anbefales det derfor å erstatte den opprinnelige undersøkelsen med de nye beregningene gjennom hele tidsserien i avfallsregnskapet. Siden det også må antas å ha vært en reell utvikling i avfallssammensetningen siden 1997, kan de nye beregningene ikke brukes til å beskrive utviklingen i utsorteringsgrad gjennom denne perioden, eller tilsvarende analyseformål.

Ved sammenligning med flere utenlandske undersøkelser, plasserer resultatene i denne undersøkelsen seg "midt i landskapet" med hensyn til de ulike materialenes andel av total mengde husholdningsavfall (tabell 5.11). Sammenligningen viser også stor variasjon mellom de utenlandske undersøkelsene, til tross for at undersøkelsene som er valgt ut, er omfattende og grundige, har en forholdsvis lik systemavgrensning, er fra et nokså begrenset tidsrom (1999 – 2007) og er fra områder som kan antas å være nokså sammenlignbare (USA og Canada). Dette viser at utenlandske undersøkelser av avfallssammensetning må brukes med varsomhet.

6. Anbefalinger

Sammensetningen av husholdningsavfall antas å endre seg noe over tid. Dette henger sammen med både endret forbruksmønster og endringer i mottakssystemet for avfall (gjelder særlig park- og hageavfall). Det er selvsagt ønskelig med en estimert avfallssammensetning som samsvarer best mulig med den faktiske avfallssammensetningen også i fremtiden, blant annet med tanke på beregningene i avfallsregnskapet og for oppfølging av deponiforbudet for biologisk nedbrytbart avfall fra 1/7-2009.

Det gjennomføres jevnlig nye sorteringsanalyser lokalt i regi av kommuner og avfallsselskap. Når metoden for å utnytte disse til å beregne en nasjonal avfallssammensetning nå er etablert, vil det være en nokså enkel sak å benytte nye lokale sorteringsanalyser til å utarbeide oppdaterte nasjonale tall for husholdningenes avfallssammensetning.

Det anbefales derfor å fortsette kartleggingen av lokale sorteringsanalyser via Kostra, og gjennomføre denne typen undersøkelser hvert 5. år.

Ved senere undersøkelser anbefales det å samarbeide med Avfall Norge og andre sentrale aktører for at bredden og representativiteten i utvalget kan økes ytterligere med hensyn til årstid og geografi, og at flest mulig av sorteringsanalysene utføres i henhold til Avfall Norges nye standard (NRF 2005). Gjennomføring av sorteringsanalyse er imidlertid ikke noe SSB kan pålegge kommunene og avfallsselskapene, da kostnaden med å utføre analysen og tilhørende dokumentasjonsarbeid er svært høy.

Med et større utvalg av standardiserte og representative sorteringsanalyser vil det være mulig å beregne avfallssammensetningen for ulike underinndelinger, f.eks. etter årstid eller region. Dette kan i sin tur benyttes til blant annet analyseformål og en eventuell korleksjon av resultatene fra denne undersøkelsen for en mulig skjevhet med hensyn til årstid.

Det bør etableres en sentral oversikt over alle sorteringsanalyser som er gjennomført etter en viss standard, f.eks. NRF 2005. SSB ser gjerne at dette skjer i samarbeid mellom SSB og Avfall Norge, og at oversikten baseres på opplysninger rapportert via Kostra. Spørsmålsstillingen i Kostra bør i så fall endres for å gjenspeile bruk av standarder.

Dersom det i fremtiden blir vanskelig å skaffe tilstrekkelig med representative sorteringsanalyser, bør SSB også innlede samarbeid med Avfall Norge om datafangsten. Dette samarbeidet kan for eksempel skje ved at SSB setter opp kravene til analysene som skal rapporteres og foretar selve databearbeidelsen, mens Avfall Norge foretar den praktiske datainnsamlingen.

Referanser

Beck (2003): R. W. Beck, Inc. Statewide Waste Composition Study. Pennsylvania State Department of Environmental Protection. Final report. 2004.

Cascadia (1999): Cascadia Consulting Group, Inc. Statewide Waste Characterization study. Results and Final Report. På oppdrag fra California Integrated Waste Management Board, 1999.

CCR (2000): Chamard et Associés inc., Centre de Recherche Industrielle du Québec, Roche Ltée, Groupe conseil, Caractérisation des matières résiduelles au Québec, Rapport final, (2000), s.64.

Gaillot (2005): Olivier Gaillot. Programme for Municipal Waste Characterisation Surveys. Synthesis Report. På oppdrag fra Environmental Protection Agency, 2005.

Heie (1998): Aage Heie, Interconsult. Sorteringsanalyser av kommunalt avfall. Prosjektrapport på oppdrag fra SFT. Tabell 20.

Interconsult (2002): Jørgen Saxegaard, Iver Hille og Aage Heie. Avfallsanalyse Drammen 2002 – Sortering av husholdningsavfall fra ulike boligområder. Sluttrapport, oppdrag 100101 for Renovasjonsselskapet for Drammensregionen IKS.

NRF (2005): Veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall. Kristian Ohr, Bjørnar Kvinge og Cathrine Lyche. Asplan Viak, på oppdrag fra Norsk Renholdsverksforening (NRF). NRF-rapport 7/2005.
http://www.avfallnorge.no/fagomraader/rapporter/2005/veileder_for_plukkanalyser_av_husholdningsavfall

Nordtest (1995): Nordtest Method NT ENVIR 002, Nordtest (Finland). ISSB 1238-4445, Proj. 1096-93. <http://www.nordicinnovation.net/nordtestfiler/envir002.pdf>

Ontario's 60% Waste Diversion Goal 2004: Ontario's 60% Waste Diversion Goal, A discussion paper, s.4, 2004. Referert i Thibeault m.fl. 2007.

Statistisk sentralbyrå (1998): Upublisert beregning av mengde grovavfall, basert på rådata fra undersøkelsen "Kommunalt avfall 1998" (<http://www.ssb.no/emner/01/05/10/avfkomm/arkiv/>) og en spesialberegning av folketall tilknyttet utvalgte avfallsanlegg basert på arealstatistikk.

Statistisk sentralbyrå (2005): Hushaldsavfall, 2004. Førebelse tal. "Halvparten sorterer ut...". <http://www.ssb.no/avfkomm/arkiv/>.

Statistisk sentralbyrå (2009): <http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/>, emne 01.05.10, tabell 05458: I. Avfall og renovasjon – nivå 3 (K).

Statistisk sentralbyrå (2009b): <http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/>, emne 01.01.20, tabell 04861, tabell 03936 og emne 02.01.10, tabell 07459)

SSR (1992): Søre Sunnmøre Reinhaldsverk (SSR). Sortering av grovavfall - Rapport frå prøveprosjekt. 1992.

Statistique Canada (2005): L'activité humaine et l'environnement, statistique 2005. Les déchets solides au Canada, Statistique Canada, s.3, 2005. Referert i Thibeault m.fl. 2007.

Thibeault m.fl. (2007): Characterization study on Household Waste in Québec. Martin Thibeault (RECYC-QUÉBEC), Guy Tremblay, Mathieu Guillemette, Charles Tremblay, Claude Laberge og Marie Beaubien. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/Publications/Rapport-Synthese-Caract.pdf>.

Vedø, Anne (2010): Estimering av materialfordelingen til husholdningsavfall i 2004. Dokumentasjon av estimeringsmetoder. Notat 38/2010, Statistisk sentralbyrå.

Figurregister

5.1. Andel papir og EE-avfall i totalt husholdningsavfall versus mengde totalt husholdningsavfall for de enkelte enheter. Plott per stratum	31
---	----

Tabellregister

3.1. Oversikt over benyttede sorteringsanalyser	12
3.2. Oversikt over forkastede sorteringsanalyser	13
3.3. Materialfordelingen i restavfall – data fra sorteringsanalysene. Prosent. ¹	13
3.4. Fordelingen av våtorganisk avfall i utvalgte sorteringsanalyser, etter materiale. Prosent	14
3.5. Materialinndeling i Kostra og sorteringsanalysene	15
3.6. Kostra-data for utsortert avfall og restavfall i utvalget. 2004. Prosent av alt avfall og tonn avfall i alt	16
3.7. Utvalgsstørrelse og prøvemengde i den direkte og den indirekte metoden	16
4.1. Sammenligning av direkte og indirekte metode for å beregne sammensetningen av totalt avfall og restavfall fra husholdninger (forenklet fremstilling)	21
4.2. Tilpasning av analyser for Trondheim	21
4.3. Tilpasning av analyser for Bergen	22
4.4. Utsortert våtorganisk avfall i utvalget. Prosent av totalt husholdningsavfall i enheten	22
4.5. Strata i den direkte metoden	23
4.6. Strata i kontrollberegning med hevet grense for utsortert våtorganisk avfall	23
4.7. Strata i den indirekte metoden	24
5.1. Sammensetningen av totalt norsk husholdningsavfall i 2004, etter materiale. Prosent	28
5.2. Nasjonal utsorteringsgrad for husholdningsavfall i 2004, etter materiale. Prosent	29
5.3. Utsorteringsgrad for enheter i utvalget, etter materiale. Prosent av total mengde husholdningsavfall. 2004	29
5.4. Kontrollberegning av materialsammensetning, etter ulike metoder (prosent, ± 95% konfidensgrense der det er gjort usikkerhetsberegning)	30
5.5. Kontrollberegning av utsorteringsgrad, etter ulike metoder (prosent)	31
5.6. Sammensetning av totalt husholdningsavfall etter materiale og bebyggelsestype i 2004. Prosent av totalt husholdningsavfall (indirekte metode)	32
5.7. Sammensetningen av restavfall fra husholdninger. Etter sorteringsløsning, årstid og materiale. Prosent av mengde restavfall (uvektet gjennomsnitt)	33
5.8. Sammensetningen av husholdningsavfall i Norge - sammenligning av ny og opprinnelig undersøkelse. Prosent av totalt husholdningsavfall	35
5.9. Sammensetningen av husholdningsavfall i Norge - sammenligning av ny og opprinnelig undersøkelse (korrigert). Prosent av totalt husholdningsavfall	35
5.10. Sammenligning av ny beregning (2004) og opprinnelig beregning (1997) (Heie 1998)	36
5.11. Sammensetningen av totalt husholdningsavfall - sammenligning av internasjonale studier. Prosent av totalt husholdningsavfall	37