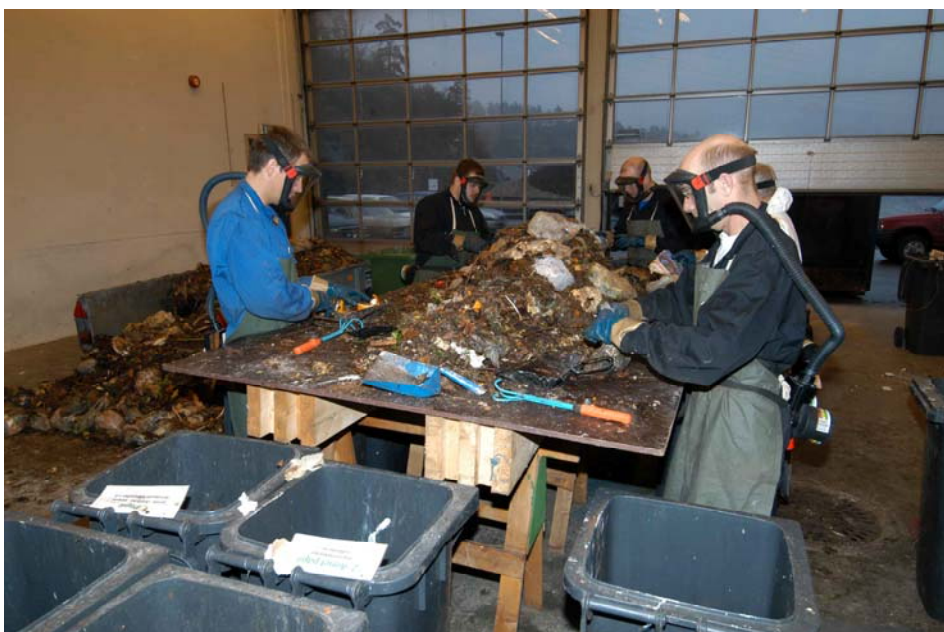




Norsk renholdsverks-forening
Arbeidsgruppe forinnsamling, sortering og
gjenvinning



Veileder for plukkkanalysen av husholdningsavfall

Rapport nr 7/2005

NRF – samarbeidsforum for avfallshåndtering

R A P P O R T

Rapport nr: 7/2005	Dato: 4.11.2005	Revidert: Kristian Ohr	Rev. dato: 30.11.05
Distribusjon: Fri		ISSN: 1502-4589	ISBN: 82-8035-052-7
Tittel: Veileder for plukkanalyser av husholdningsavfall			
Oppdragsgiver: NRF		Kontaktperson: Håkon Jentoft	
Forfatter(e): Kristian Ohr		Medforfatter(e): Bjørnar Kvinge Cathrine Lyche	
Oppdragstaker: Asplan Viak AS		Prosjektleder: Cathrine Lyche	
Emneord: Plukkanalyser, avfallsanalyser		Subject word:	
Sammendrag: Rapporten sammenstiller resultater fra noen store norske plukkanalyser fra perioden 2000-2003, diskuterer problematikken ved klassifisering, utvalg og statistiske metoder og gir en anbefaling om hvordan plukkanalyser for blandet husholdningsavfall bør planlegges og gjennomføres. Det er også utarbeidet en regnearkmodell i Excel som kan lastes ned fra NRF's hjemmeside: www.nrfo.no/plukkanalysemal Regnearkmodellen gjør de viktigste statistiske beregningene som beskrives i denne rapportens metodekapittel. Hensikten med veilederen er både å gi NRFs medlemmer bedre kunnskap om hvordan en plukkanalyse kan gjennomføres på en måte som sikrer større pålitelighet i resultatene og gi større mulighet for å sammenligne ulike undersøkelser som blir utført. Dette kan gi større sikkerhet om sammensetning av avfall fra husholdningene.			
Godkjent av: Håkon M. Dahl	Dato: 02.12.2005		Sign: 

Forord

Rapporten er utarbeidet av Asplan Viak AS på oppdrag for Norsk renholdsverks-forening (NRF). NRFs arbeidsgruppe for innsamling, sortering og gjenvinning har vært referansegruppe for prosjektet, mens styringsgruppa har bestått av:

- Håkon Jentoft, NRF
- Reidar Leiro, Emballasjeretur
- Lars Pedersen, RKR
- Sveinung Riska, IVAR
- Anne Berit Steinseth, Skien kommune

Rapporten sammenstiller resultater fra noen store norske plukkanalyser fra perioden 2000-2003, diskuterer problematikken ved klassifisering, utvalg og statistiske metoder og gir en anbefaling om hvordan plukkanalyser for blandet husholdningsavfall bør planlegges og gjennomføres.

Rapporten er skrevet av Kristian Ohr, Bjørnar Andreas Kvinge og Cathrine Lyche.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1 INNLEDNING	1
2 METODEDISKUSJON	2
2.1 Klassifisering av avfall	2
2.1.1 Avfallsklassifisering i SSBs avfallsregnskap	2
2.1.2 Avfallsklassifisering i plukkanalyser av husholdningsavfall	3
2.1.3 Aktuelle klassifiseringsstandarder	3
2.2 Prøvetaking	4
2.2.1 Prøvetakingsstrategier	4
2.2.2 Ikke-tilfeldige variasjoner i husholdningsavfall (stratifisering)	4
2.2.3 Prøveuttak	6
2.2.4 Prøvestørrelse	7
3 ERFARINGER FRA GJENNOMFØRTE PLUKKANALYSER	10
3.1 Metodikk i gjennomførte plukkanalyser	10
3.1.1 Formål i utførte analyser	10
3.1.2 Prøveuttak - metode og prøvestørrelser	11
3.1.3 Plukksortiment	11
3.1.4 Statistisk metode og resultatrapportering	11
3.2 Resultater fra gjennomførte plukkanalyser	14
3.3 Ressursbehov ved plukkanalyser	16
3.4 Behov for standardisert gjennomføringsmetode	16
4 FORSØK MED MASKINELL PLUKKANALYSE	17
4.1 Metode og maskinoppsett	17
4.2 Plukkanalysen	19
4.3 Resultater og diskusjon	19
4.3.1 Mengde og sammensetning av avfall på hvert sorteringstrinn	19
4.3.2 Fordeling av den enkelte avfallsfraksjon på hvert sorteringsledd	21
4.3.3 Sammenlikning med manuell sortering	22
4.3.4 Tidsforbruk og kostnader	23
4.4 Konklusjon og anbefalinger	23
5 METODE FOR PLUKKANALYSER	25
5.1 Prinsipp	25
5.2 Formål og bruksområder	25
5.3 Definisjoner og avfallsklassifisering	26
5.3.1 Klassifisering av avfall	26
5.3.2 Statistiske begreper	26
5.4 Planlegging og forarbeider	27
5.4.1 Undersøkelsens formål og metodetilpasninger	27
5.4.2 Valg av konfidensnivå og nøyaktighet	27
5.4.3 Prøvetakingsstrategier	28
5.4.4 Størrelse på utvalg og prøver	28
5.4.5 Plukksortiment	28
5.4.6 Gjennomføringsplan og praktiske forberedelser	30
5.4.7 Utstyr og materiell	31
5.4.8 Personell – kompetanse, opplæring og organisering	32
5.5 Helse, miljø og sikkerhet	33
5.6 Prøvetaking - utvalg og håndtering av prøver	35
5.6.1 Prøvetakingsstrategier	35

5.6.2	Prøveuttak.....	35
5.6.3	Prøvehåndtering.....	36
5.7	Plukkanalyse og vektregistrering	36
5.7.1	Sorteringsprosedyrer.....	36
5.7.2	Veieprosedyrer.....	37
5.8	Generelt oppsett for statistisk bearbeiding av vektdata	37
5.8.1	Absolutte vektdata.....	37
5.8.2	Relative vektandeler.....	38
5.9	Metode 1 (anbefalt): Undersøkelse populasjon eller strata ved sortering av avfallsbeholdere enkeltvis.....	39
5.9.1	Utvalgsmåte	39
5.9.2	Utvalgsstørrelse	40
5.9.3	Stratifisert prøvetaking	41
5.9.4	Statistisk bearbeiding	41
5.10	Metode 2: Uttak av samleprøve fra populasjon	41
5.10.1	Utvalg	41
5.10.2	Statistisk bearbeiding	42
5.11	Metode 3: Uttak av samleprøve fra ulike strata	42
5.12	Korrigerings for finfraksjonen (<10mm)	43
5.13	Korrigerings for fukt og smuss.....	43
5.14	Statistisk sammenlikning mot andre undersøkelser	44
5.15	Rapportering	44
6	REFERANSER	46

VEDLEGG

Nr	Beskrivelse
1	Oversikt over mottatte plukkanalyser
2	Students t-fordeling
3	Sammenlikning av ulike system for avfallsklassifisering
4	Nærmere beskrivelse av avfallsfraksjonene
5	Begreper og definisjoner
6	Veiledning for bruk av regnearkmodell

1 INNLEDNING

Kunnskap om avfall er viktig i en rekke oppgaver knyttet til statistikk, samfunnsanalyse og infrastrukturplanlegging i et moderne samfunn. De siste tiårene er det gjennomført en lang rekke analyser av avfall i Norge og andre land. De fleste som har arbeidet med dette, har imidlertid støtt på en rekke utfordringer i forhold til klassifisering, uttak av representative prøver og å bestemme nøyaktighet og usikkerhet i resultatene.

Det kan være mange ulike formål med plukkanalysene, bl.a.

- Generell kartlegging av avfallssammensetningen i kommunen/avfallselskapet
- Få tall på spesifikk avfallsgenerering
- Vurdering av kildesorteringsløsningenes effektivitet
- Utvikling i avfallssammensetning over tid (sammenlikning med tidligere undersøkelser)
- Sammenlikning av ulike områder (ulike geografiske områder, ulike avfallsordninger, ulike boligtyper m.m.)
- Sammensetning og kvalitet på restavfall eller fraksjoner som grunnlag for prosjektering av behandlingsanlegg eller avtale om kjøp av behandlingstjenester

Som grunnlag for rapporten har NRF henvendt seg til sine medlemmer og mottatt en rekke plukkanalyser (oversikt i vedlegg 1).

Ulike formål med de gjennomførte analysene samt mangel på standardiserte metoder for prøvetaking og karakterisering, har medført at kvaliteten på resultatene ikke alltid er oppgitt. Selv om en del av rapportene er gode, mangler mange beskrivelse av formål, hvilke metoder som er brukt og angivelse av nøyaktighet og usikkerhet for resultatene. Dette har gjort det vanskelig å sammenligne og oppsummere resultatene.

Vårt forslag til metode for planlegging og gjennomføring av plukkanalyser, er basert på Solid Waste Analysis Tool (SWA-Tool) utarbeidet av EU (European Commission, 2004), Nordtest metode ENV 001 (Nordtest, 1995) og den forutgående rapporten (Heie og Sverud, 1994), et preliminært forslag til svensk manual for plukkanalyser (Dahlén et al, 2005) og generell litteratur om utvalgsmetoder og statistisk analyse (Bhattacharyya og Johnson, 1977 og Scheaffer et al., 1990).

Til hjelp ved statistisk bearbeiding og rapportering av data er det utarbeidet en regnearkmodell som kan lastes ned fra NRF's hjemmeside: www.nrfo.no/plukkanalysema1.

Rapporten bruker en del statistiske begreper. Ord i kursiv er nærmere forklart i vedlegg 5.

2 METODEDISKUSJON

2.1 Klassifisering av avfall

For å kunne sammenlikne sammensetningen av avfall i en undersøkelse med en annen, må avfallet klassifiseres på en standardisert og sammenliknbar måte. Klassifiseringsbegrepene, eller terminologien, bør også være i overensstemmelse med offisiell statistikk, slik at resultatet av en undersøkelse kan relateres til offisiell norsk statistikk.

Klassifiseringen kan gjøres etter ulike karakteristika, eller kjennetegn, avhengig av hva som er undersøkelsens formål. Det kan inndeles etter ulike egenskaper ved avfallet, etter kilde (næring der avfallet oppstår) osv.

2.1.1 Avfallsklassifisering i SSBs avfallsregnskap

I SSBs avfallsregnskap klassifiseres avfallet i henhold til fire kjennetegn, som i hovedsak representerer ulike faser i avfallsstrømmen fra avfallet oppstår til det gjenvinnes eller sluttdisponeres:

1. Materialtype

Her deler en inn avfallet etter egenskaper knyttet til avfallets materialoppbygging, dvs. iht. hvilke enkeltmaterialer avfallet består av. Papp/papir, glass, plast, metall, tre etc. er eksempler på materialtyper.

Materialtype blir av og til benevnt som **avfallskomponent** eller **avfallsfraksjon**.

2. Produkttype

Med **produkttype** tenker en på hvilken funksjon avfallet har hatt. Dette kan f. eks. være emballasje, bygningsavfall, trykksaker, møbler etc. I SSBs avfallsregnskap inngår alle enkeltprodukter som produseres og importeres til landet. Naturlig sammenhørende enkeltprodukter samles og presenteres i ulike produktgrupper.

3. Kilde

Kilder i avfallsregnskapet betegner private og offentlige næringer i henhold til Standard for næringsgrupper. I tillegg defineres husholdninger som en egen kilde. Eksempler på inndeling etter kilde er husholdninger, industri, bygg og anlegg, tjenestenæringer etc.

Kilde blir også benevnt som **avfallskategori**

4. Behandlingsmåte

Dette er en inndeling etter de behandlings- og disponeringsmåtene avfallet gjennomgår etter innsamling/innlevering. I avfallsregnskapet omfatter dette:

- Materialgjenvinning
- Deponering
- Energiutnyttelse
- Forbrenning uten energiutnyttelse
- Kompostering
- Annen eller uspesifisert behandling

2.1.2 Avfallsklassifisering i plukkanalyser av husholdningsavfall

Ved plukkanalyser av husholdningsavfall er det én definert kilde, slik at klassifisering etter kilder blir uinteressant.

De fleste husholdninger forholder seg til en form for kildesorteringssystem som er pålagt/tilrettelagt av kommunen eller avfallsselskapet. Sorteringen foregår iht. en sorteringsveiledning som spesifiserer hvilke avfallstyper som skal kastes i hvilken dunk, ev. bringes til returpunkt. Normalt blir de kategoriene avfallet kan sorteres i omtalt som **avfallsfraksjoner**. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis en inndeling kun basert på materialtype, men kan like gjerne være basert på behandlingsmåte (f. eks. "brennbar", "komposterbar", "farlig avfall" etc.).

Ved gjennomføring av plukkanalyser, er det naturlig å ta utgangspunkt i den sorteringsveiledningen som husholdningene forholder seg til. Fordi avfallsystemene, og dermed sorteringsveiledningene, varierer mellom ulike kommuner og avfallsselskap, oppstår det et problem i at enkelte avfallstyper kan bli kategorisert på ulike måter. Et eksempel på dette er bleier og bind som avhengig av sammenhengen har blitt klassifisert som "komposterbar", "annet brennbar", "papi" og "restavfall" i forskjellige undersøkelser.

En løsning på dette er å etablere et plukksortiment som er så finmasket at en senere både kan sammenlikne med andre undersøkelser og sammenstille enkeltkomponentene til avfallskategorier som det er av interesse å studere.

Plukkanalyser iht. et svært detaljert plukksortiment vil imidlertid bli kostbart og vanskelig håndterbart i praksis. Det vil bl.a. være en stor utfordring å skaffe en bemanning som klarer å sortere korrekt i ulike metalltyper, papirkvaliteter, plasttyper etc.

En standard metode for plukkanalyser bør derfor beskrive et anbefalt standard plukksortiment som dekker det vanligste informasjonsbehovet. Metoden bør imidlertid også definere en form for klassifiseringshierarki, som gjør det mulig å samle komponenter eller lage ytterligere oppdelinger i underkomponenter iht. et standardisert system med noen definerte detaljnivåer.

2.1.3 Aktuelle klassifiseringsstandarder

For at man skal få en enhetlig klassifisering av avfallet i analysene som også skal kunne brukes til statistikk i andre sammenhenger, er det viktig å se på de måtene avfall klassifiseres på i ulike sammenhenger i dag. Følgende er det som i dag anses for mest førende når det gjelder klassifisering av avfall:

- Statistisk Sentralbyrås klassifisering og statistikk
- Europeisk avfallsliste (EAL)
- Solid Waste Analysis Tool (SWA-Tool) utarbeidet av EU (European Commission, 2004),
- Preliminært forslag til svensk manual for plukkanalyser (Dahlén et al, 2005)

Det finnes også en Norsk Standard NS 9431 om Klassifisering av avfall (fra 2001), denne kan brukes for de som synes det er hensiktsmessig. Formelt sett og i forhold til avfallsforskriften er nå denne erstattet av EAL.

Dessuten finnes det flere norske standarder for karakterisering av avfall, men dette er primært metoder for bestemmelse av kjemiske egenskaper for avfallet som for eksempel utlekkings tester.

I **Statistisk Sentralbyrås statistikker** er avfallet inndelt i 10 fraksjoner etter materialtype. Inndelingen brukes for alle typer avfall, ikke bare husholdningsavfall.

Den europeiske avfallslisten (EAL) er en liste over avfall som er felles for EØS-området. I Norge er EAL innlemmet i avfallsforskriften som vedlegg I til kapittel 11 om farlig avfall. EAL er bygget opp slik at avfallstypene er sortert etter prosesser som beskriver hvordan avfallet oppsto (kapitlene 01-12 og 17-20) eller andre kjennetegn (kapitlene 13-16), slik at avfallet får en 6-sifret kode. Når det gjelder avfall fra husholdninger er det kapittel 15 og 20 som er

interessant for klassifisering. Øvrige kapitler er avfall som har oppstått andre steder enn i en husholdning, for eksempel fra gruvedrift, treindustri, overflatebehandling etc. EAL har 29 fraksjoner for husholdningsavfall utenom farlig avfall. Farlig avfall er inndelt i 15 fraksjoner. Fraksjonene er inndelt etter materialtype.

SWA-tool: EU har laget en metode for avfallsanalyser. Avfallet er i denne primært klassifisert etter materiale. Klassifiseringen er gjort i 2 nivåer hvorav det første nivået har 12 fraksjoner og det andre nivået har 35.

I **Sverige** jobbes det for tiden med en svensk manual for plukkanalyser. I det nåværende utkastet klassifiseres også avfallet primært etter materiale, og klassifiseringen er gjort i 2 nivåer med hhv 9 og 21 fraksjoner på hvert nivå.

I vedlegg 3 er det gjort en sammenligning mellom klassifiseringen av 4 nevnte. Spesielt når det gjelder "annet avfall" er det variasjoner mellom hva som inngår. Komposittmaterialer og finfraksjonen < 10 mm håndteres også ulikt. Tabellen kan brukes for å forstå inndeling dersom norske avfallsanalyser skal sammenlignes med SSBs statistikk eller annen europeisk statistikk eller avfallsanalyser.

2.2 Prøvetaking

Ved plukkanalyser vil det være uoverkommelig å sortere alt avfall fra alle avfallsprodusenter hele tiden, slik at en i praksis må gjøre et utvalg i form av stikkprøver. Resultatet av undersøkelser basert på stikkprøvene oppskaleres deretter til å gjelde den *populasjonen* (her: de avfallsprodusentene) som en ønsker data for. Utfordringen blir å sikre at utvalget som gjøres er representativt for *populasjonen*.

2.2.1 Prøvetakingsstrategier

Det finnes ulike strategier for prøvetaking med stikkprøver (Heie og Sverud, 1994):

1. Tilfeldig prøvetaking

En tilfeldig stikkprøve er tatt ved en utvalgsmetode som sikrer at alle *elementer* i en *populasjon* har hatt samme sannsynlighet for å bli valgt ut. Man kan f. eks. bruke lister over abonnenter og utplukking basert på randomfunksjonen på PC eller ved hjelp av tabeller over tilfeldige tall.

2. Stratifisert tilfeldig prøvetaking

Dersom populasjonen er ikke-tilfeldig heterogen kan en anvende stratifisert tilfeldig prøvetaking. Dersom det for eksempel er systematiske forskjeller i sammensetningen av avfall fra ulike typer bebyggelse, må en dele inn *populasjonen* i strata som hver for seg er homogene og deretter gjennomføre tilfeldig prøvetaking innen hvert homogene *stratum*, jf. kap. 2.2.2 nedenfor.

3. Systematisk tilfeldig prøvetaking

Den første enheten som skal prøvetas velges tilfeldig. Stikkprøvene tas deretter ut med faste tids- eller rom-intervaller, f. eks. hver 20. husstand.

2.2.2 Ikke-tilfeldige variasjoner i husholdningsavfall (stratifisering)

Spatial (romlig) variasjon

Mengde og sammensetning av avfall fra husholdningene kan avhenge av flere forhold, bl.a.:

- Kildesorteringsordning (fraksjoner, beholderstørrelser, tilrettelegging, informasjon m.m.)
- Boligtype (enebolig, flerfamiliebolig)

- Husstandsstørrelse
- Økonomiske forhold
- Kulturelle forhold

I de fleste avfallsundersøkelser vil derfor *populasjonen* være ikke-tilfeldig heterogen, dvs. at en kan dele inn *populasjonen* i homogene, ikke-overlappende, undergrupper (*strata*).

Med en stratifisert tilfeldig prøvetaking tar en separate prøver fra de ulike *strata*. Stratifisert prøvetaking må være basert på kunnskap om hvilke spatiale variasjoner i en populasjon som har betydning og om hvordan en praktisk kan ta prøver av hvert *stratum* separat.

Normalt vil en analysere prøver fra hvert *stratum* for å kartlegge forskjellene. Dersom en slik sammenlikning ikke har interesse, kan likevel stratifisert prøvetaking brukes for å ta ut mest mulig representative utvalg. I så fall bestemmes antall prøver fra hvert *stratum* ved proporsjonal allokering, dvs. at andel prøver fra et *stratum* tilsvarer den andelen *stratumet* utgjør av den totale *populasjonen*. Eksempelvis vil man i et område med x % eneboliger ta x % av prøvene fra eneboliger. Samleprøven vil således ha en representativ sammensetning fra de ulike *strata*.

Dersom disse spatiale variasjonen ikke har betydning, gjennomføres prøvetakingen i stedet tilfeldig i hele *populasjonen*.

Periodisk variasjon

Husholdningsavfallets sammensetning kan variere systematisk over tid. Dette kan f. eks. være hageavfall som følger årstiden, gavepapir rundt jul m.m.

Denne typen tidsvariasjoner kan kartlegges ved å definere variasjonene i distinkte tidsrom (*stratum*) som kan prøvetas separat.

Dersom en ikke kjenner sesongvariasjonen, eller denne ikke har interesse, kan en forsøke å minimalisere feilen ved periodisk variasjon ved å planlegge prøvetaksperioden til et tidspunkt som er mest mulig representativt for undersøkelsen. Det kan være lurt å unngå høytider, ferier, spesielle begivenheter osv.

Dersom undersøkelsen skal gjentas, bør en tilstrebe å gjennomføre oppfølgingsundersøkelsen(e) i samme tidsrom på året.

Inndeling i strata

Stratifisering er normalt ikke nødvendig for overordnede analyser av avfallssammensetning e.l. i en kommune. Stratifisering kan imidlertid gi interessant tilleggsinformasjon og gi økt nøyaktighet i analysen.

Stratifiseringen bør begrunnes, og det må være mulig å prøveta de aktuelle *strata* separat. Generelt anbefales å begrense stratifiseringen til de *strata* som har størst interesse og betydning. Det er f.eks. ikke nødvendigvis så interessant å bruke kommunegrenser som stratifiseringskriterium. SWA-tool anbefaler maksimalt fem *strata* for å begrense omfanget av prøvetaking og analyser.

Det anbefales å sette opp en matrise der en fordeler *populasjonen* på de aktuelle *strata*. På denne måten får en oversikt over hvor stort det aktuelle *stratum* er, og dermed hvor stor betydning det har for det samlede resultatet. Dette illustreres som et eksempel i tabellen nedenfor, der en i utgangspunktet har definert to ulike beholderstørrelser og to ulike boligtyper som aktuelle *strata*.

Tabell 1: Fordeling av innbyggere iht stratifiseringskriterier (eksempel)

Stratifiseringskriterie	A: Beholderstørrelse 120 l	B: Beholderstørrelse > 120 l	SUM
1: Enebolig	55%	5%	60%
2: Flerfamiliebolig	15%	25%	40%
SUM	70%	30%	100%

Populasjonens fordeling på de ulike strata er viktig fordi den angir vekten av det enkelte stratum ved prøvetaking (proporsjonal allokering) eller ved resultatberegninger.

2.2.3 Prøveuttak

I praksis kan en velge mellom to ulike steder for prøveuttak: Fra renovasjonsbilen som har kjørt en renovasjonsrute eller direkte fra abonnentenes avfallsbeholdere.

Henting og sortering av enkeltbeholdere

Den beste måten å gjennomføre plukkanalyser i forhold til statistisk bearbeiding vil være å ha et relativt stort antall enkeltprøver som sorteres separat. SWA-tool anbefaler uttak av enkeltprøver direkte fra avfallsbeholderne, og definerer avfallsbeholderens volum (f. eks. 120 l) som størrelsen for enkeltprøvene (uavhengig av fyllingsgrad eller reelt avfallsvolum). Dersom avfallsbeholderne i prøvetakingsområdet er av ulik størrelse, velger en den største beholderen som *utvalgshetsvolum* for prøvetaking. Dette betyr at hvis beholderstørrelsene er 120 l og 240 l, blir 240 l utvalgshetsvolumet. I praksis slår en da sammen avfallet fra to og to 120 l beholdere. Ved uttak av f. eks. 7,2 m³ prøvetakingsvolum, vil en altså ha 30 utvalgshetsvolum, som f. eks. kan være 10 stk 240 l beholdere og 20*2 stk 120 l beholdere. Hvert utvalgshetsvolum utgjør en enkeltprøve og sorteres separat.

De viktigste fordelene med å sortere enkeltbeholdere, ligger i at man får et bra mål på variasjonen mellom husstandene og et tilstrekkelig antall enkeltprøver til å beregne statistisk usikkerhet. I tillegg gir metoden muligheter for å hente inn tilleggsinformasjon som kan ha interesse, f. eks. om fyllingsgrad i beholderne.

Sortering av lass fra renovasjonsbil

Dersom det ikke lar seg gjøre å **hente inn** enkeltbeholdere for separat sortering, anbefales likevel å velge ut enkeltbeholdere tilfeldig for å hente innholdet fra disse med renovasjonsbil. Beholderne tømmes på renovasjonsbil i et samlet lass som sorteres fullt ut. Dette gir mindre informasjon om variasjon og usikkerhet enn ved sortering av enkeltbeholdere hver for seg. Man tømmer det antall beholdere som er nødvendig for å oppnå ønsket prøvestørrelse.

Et alternativ er å velge ut en renovasjonsrute tilfeldig for prøvetaking. Siden dette gir et mer begrenset utvalg og større muligheter for skjevheter i utvalget, bør det tas ut prøver fra minimum 3 (helst 5) renovasjonsruter. Sortering av flere fulle lass vil imidlertid bli svært ressurskrevende, og i praksis bør man ta ut delprøver. Hvis lassene som tas ut er større enn den prøvestørrelse som kan sorteres, betraktes lasset som en primærprøve som det tas ut ønsket prøvestørrelse fra etter bestemte prosedyrer (f. eks. koning og kvartering, se nedenfor).

Ved henting av primærprøve fra renovasjonsbil, er det en fordel at primærprøven er stor. Én fordel med uttak av én større primærprøve, er at man får representert en større andel av *populasjonen* enn hvis man plukker ut enkeltbeholdere. Hvis man f. eks. trenger en prøvestørrelse på 200 kg som skal representere en uke, vil man ved å ta ut prøvemateriale fra et ukomprimert lass på f. eks. 1,5 tonn fra en renovasjonsbil få representert ca 100 beholdere, mens man ved å hente direkte fra husstandenes avfallsbeholdere kun henter fra ca 13 beholdere (basert på ca. 15 kg/beholder/uke).

Stratifisert prøvetaking

Dersom man skal gjennomføre stratifisert prøvetaking, må man være sikker på at prøveuttaket er representativt for det aktuelle *stratum*, f. eks. at en renovasjonsbil kun henter avfall fra eneboliger hvis boligtype er et stratifiseringskriterium og "enebolig" et definert *stratum*.

I praksis kan det være nødvendig å gjøre tilpasninger for den tilfeldig utvalgte renovasjonsruten, slik at avfallet som hentes i renovasjonsbilen er mest mulig representativt for det aktuelle *stratum* (f.eks. kun hente fra husholdninger, kun hente fra eneboliger med 120 l spann etc.).

Fra stratifiseringsmatrisen (se ovenfor), ser man hvor store hvert *stratum* som skal prøvetas er i forhold til *populasjonen*. Prøvestørrelse for hvert *stratum* bestemmes ved proporsjonal allokering, dvs. at utvalget fra et *stratum* i forhold til den totale utvalgsstørrelsen skal være det samme som *stratumets* størrelse i forhold til *populasjonen*. Dette kan illustreres med utgangspunkt i tabell 1 ovenfor: Eksempelvis skal her utvalget av 120 l beholdere fra eneboliger utgjøre 55% av det totale utvalget.

Tidspunkt for prøveuttak

Hver prøve som tas ut bør representere minimum en hel ukes avfallsproduksjon, fordi avfallsmengden kan variere mellom ukedagene (helg vs. hverdag). Helst bør prøvetakingen dekke den ordinære tømmesyklusen for de ulike beholderne/fraksjonene (ukentlig/ hver 14. dag/månedlig). Prøvene bør også tas ved det ordinære tømmetidspunktet, fordi mange bærer ut en del avfall kvelden før tømning.

Uttak av prøve for sortering fra primærprøven/lass

Primærprøven tømmes på et fast underlag og blandes godt ved hjelp av hjullaster. Ønsket prøvevolum kan tas ut ved koning og kvartering ("cone and quartering"). Koning og kvartering innebærer at prøven legges i en kjegleformet haug som deles vertikalt langs to diametrale linjer vinkelrett på hverandre, dvs. i fire like "kakestykker". Enten velges en av fjerdedelene tilfeldig (loddtrekning), eller to diametralt motstående fjerdedeler blandes sammen til en prøve. Koning og kvartering gjentas til ønsket prøvestørrelse er oppnådd.

2.2.4 Prøvestørrelse

Nødvendig prøvestørrelse (uttatt volum/vekt eller antall enheter) avhenger av flere forhold, bl.a.

- *konfidensnivå*
- representativitet i forhold til *populasjonen*
- representativitet i forhold til den aktuelle avfallsfraksjonens forekomst

Et *konfidensnivå* på 95% har blitt en etablert norm for statistikere og vil som regel legges til grunn også for plukkanalyser for avfall. Det er imidlertid mulig å velge et lavere *konfidensnivå* (f. eks. 90%) hvis dette gjøres bevisst ut fra at man ikke har behov for mer nøyaktige resultater. For analyser av avfallssammensetning viser det seg i praksis tilnærmet uoverkommelig å oppnå 95% *konfidensintervall* for alle resultater.

En prøvestørrelse tilsvarende 100-200 husholdninger anbefales i Nordtest standarden ved undersøkelse av avfallssammensetningen i en kommune. Dersom man studerer avfallsproduksjonen i en uke vil dette i så fall typisk tilsvare 1-2,5 tonn avfall. Dersom man planlegger en stratifisert prøvetaking for å avdekke variasjoner mellom ulike strata, anbefales en prøvestørrelse på 40-100 husstander.

Det kan imidlertid være behov for andre prøvestørrelser for å bestemme innholdet av enkeltfraksjoner. På et gitt *konfidensnivå* vil det være behov for relativt store prøver for presis bestemmelse av avfallsfraksjoner som forekommer sjelden (f. eks. innholdet av feilsorterte batterier i en kildesortert bioavfallsfraksjon), mens bestemmelse av vanlig forekommende avfallsfraksjoner (f. eks. innhold av bioavfall i restavfallsfraksjonen) krever en mindre prøve.

Generelt er det derfor viktig å bestemme om det er behov for sikre tall for fraksjoner som utgjøre en liten del av avfallet. Spesielt vil det ved analyser av kildesorterte fraksjoner som papir eller bioavfall (som har lite innhold av feilsorteringer), være mye å spare på å akseptere et lavt *konfidensnivå* for innholdet av spesifikke feilsorteringer (f. eks. metall).

Det er også viktig å ta hensyn til at enkelte avfallsfraksjoner er fordelt ujevnt i *populasjonen*. F. eks. vil bleieavfall kun oppstå i husstander som har barn som bruker bleier. En kan også tenke seg at det er stor forskjell på forekomst av en del fraksjoner i husstander som sorterer glass, metall, plast og lignende, sammenliknet med husstander som ikke bryr seg om dette. Konsekvensen av denne variasjonen er at prøvene må være så store at de dekker denne typen variasjoner.

SWA-tool anbefaler som sagt prøveuttak direkte fra avfallsbeholderne. De anbefaler en minste prøvemengde (samlet volum av beholderne som prøvetas) på 45 m³ for husholdningsavfall. Dersom man eksempelvis har 140 l beholdere, vil 45 m³ tilsvare innsamling fra 321 beholdere og utgjøre i størrelsesorden 4-5 tonn avfall ved ukentlig tømning, og det dobbelte ved tømning hver 14. dag. Ved stratifisert prøvetaking anbefales en minimum prøvemengde på 6 m³, noe som tilsvarer 43 stk 140 l beholdere.

Ved uttak fra lass i stedet for beholdere må det tas en representativ prøve av en viss størrelse fra hvert lass, og et visst antall lass som prøvetas. Heie et al. (1998) gjorde undersøkelser for å finne ut hvor stor en prøve fra et lass bør være basert på variasjonen i et antall småprøver (ca 16 kg) fra ett bestemt lass restavfall. Dette varierer naturlig nok mellom de ulike fraksjonene (36 fraksjoner inngikk i plukksortimentet), men det ble konkludert med at en prøvestørrelse på 500 kg gir tilfredsstillende pålitelighet og nøyaktighet for de fleste fraksjonene (vurdert ut fra 90% konfidensnivå og 20% slingringsmonn).

Det er også praktiske begrensninger på prøvestørrelsen relatert til tilgjengelig tid, personell og utstyr for å gjennomføre sorteringen. SWA-tool angir et tidsforbruk til sortering på ca seks manntimer per 100 kg avfallsprøve. Sorteringen blir av praktiske årsaker ofte organisert i lag på 3-5 personer, slik at hvert lag har kapasitet til å sortere i størrelsesorden 500 kg per dag. Det samme laget bør sortere en prøve helt ferdig. Siden uttatt prøve bør sorteres innen 2 døgn, vil maksimal prøvestørrelse ut fra dette begrenses til ca 1000 kg.

Under uttesting av SWA-tool i Bilbao (Gaiker, 2003) var det ikke mulig å prøveta enkeltbeholdere. Det ble i stedet tatt ut delprøver på 100-125 kg fra ulike lass. Antall prøver ble bestemt ut fra at husholdningsavfall generelt har en variasjonskoeffisient (= relativt standardavvik) på 30%, og et egendefinert krav om en nøyaktighet på +/- 10% på 95% konfidensnivå. Dette ga et utvalg på 35 prøver (formel (9) i kap. 5 ble brukt), som ble fordelt på ulike strata ved proporsjonal allokering. Vi har sett på variasjonen i resultatene fra prøver tatt i boligområder på høsten (september) i ukedager, og ut fra dette beregnet nødvendig prøvestørrelse for å oppnå 30% nøyaktighet (slingringsmonn) på 90% konfidensnivå, jf. Tabell 2.

Mange norske undersøkelser har hatt en prøvestørrelse på i størrelsesorden 500 kg, men svært ofte er det bare tatt en slik prøve i utvalget. Basert på resultatene i kapittel 3, tabell 5.1, har vi beregnet (formel (9) i kap. 5) nødvendig antall prøver for å estimere vektandeler for de 10 hovedfraksjonene i tabellen med 30% slingringsmonn på 90% konfidensnivå. Disse er sammenliknet med beregninger basert på Bilbao undersøkelsen i tabellen nedenfor.

Tabell 2: Nødvendig utvalgsstørrelse (antall prøver) for å bestemme fraksjoner med 30% slingsringsmonn på 90% konfidensnivå

Fraksjon	Basert på variasjon mellom norske undersøkelser, jf. Tabell 5.1	Basert på Bilbao undersøkelsen (Gaiker, 2003)
Enkeltprøvenes vekt	500 kg	100-125 kg
Papp/papir	2	5
Bioavfall	2	3
Plast	1	2
Glass	7	6
Metall	3	4
Tekstiler	5	22
EE avfall	7	
Farlig avfall	51	
Annet brennbart	1	
Annet ikke-brennbart	3	
Tre		62
Komplekse produkter		13
Inert avfall		39
Finstoff < 10 mm		27

Basert på variasjonen mellom de norske undersøkelsene ser vi at 7 prøver á 500 kg vil gi den definerte nøyaktigheten og påliteligheten for alle hovedfraksjonene, bortsett fra for farlig avfall som har mye større standardavvik og derfor vil kreve 51 prøver.

Basert på variasjonen mellom enkeltprøvene for et stratum i Bilbao, ser vi at for de vanlige hovedfraksjonene er det tilstrekkelig med 6 prøver á 100-125 kg, mens for tekstiler, tre, komplekse produkter, inert avfall og finstoff, er det så store variasjoner at prøveomfanget blir vesentlig større (disse fraksjonene har alle estimerte middelerverdier under 6,5% av totalavfallet).

Et mer fininndelt plukksortiment må forventes å ha en del små fraksjoner med varierende forekomst og dermed større standardavvik, noe som vil kreve større utvalg.

Med utgangspunkt i resultatene ovenfor, og hva som er praktisk gjennomførbart, anbefales det at generelle undersøkelser av avfallssammensetningen basert på prøvetaking fra lass (f.eks sortering på nivå 1 iht tabell 8 i kap 5.4.4) gjennomføres med minst 7 prøver i utvalget (fra ulike, tilfeldig utvalgte lass) og minst 100 kg per prøve.

3 ERFARINGER FRA GJENNOMFØRTE PLUKKANALYSER

3.1 Metodikk i gjennomførte plukkanalyser

I forbindelse med dette prosjektet oppfordret NRF sine medlemmer om å sende inn rapporter fra gjennomførte plukkanalyser. Vedlegg 1 lister materialet som er mottatt, og som denne erfaringsstudien bygger på.

En del av materialet gir ikke opplysninger om metoder (kun en resultattabell e.l.). Andre har hatt form av kvalitative stikkprøveundersøkelser av enkeltbeholdere, der det ikke sorteres i avfallsfraksjoner som veies, men kun gir en visuell bedømmelse og beskrivelse av feilsorteringer (f. eks. "Papir godt sortert – ellers usortert. Svært mye mat. 3 lypærer og noen sikringer" som en bedømmelse av en restavfallssekk i et område med kildesortering av papir og bioavfall). Disse typer analyser har ikke vært hensiktsmessige for evaluering og sammenligning med andre analyser i dette arbeidet.

Denne erfaringsgjennomgangen er derfor hovedsakelig basert på de analysene hvor analysemetoden er beskrevet og resultatene er statistisk vurdert (eller egnet for statistisk vurdering).

3.1.1 Formål i utførte analyser

Formålet med plukkanalysen er avgjørende for hvordan undersøkelsen bør designes. Det er derfor overraskende at mange undersøkelser mangler presise formuleringer av hvilke spørsmål man ønsker å få svar på. Til tross for manglende målformulering, kan man imidlertid ofte gjøre antagelser om hva som har vært hensikten ut fra utvalg, stratifisering og resultatrapportering.

Eksempler på formål er:

- Generell kartlegging av avfallssammensetningen i kommunen/avfallselskapet
- Få tall på spesifikk avfallsgenerering
- Finne effekt av kildesorteringsordninger og potensialet for ytterligere utsortering av fraksjoner
- Utvikling i avfallssammensetning over tid (sammenlikning med tidligere undersøkelser)
- Sammenlikning av områder med og uten innførte kildesorteringsordninger
- Sammenlikning mellom ulike kommuner i et avfallsselskap
- Sammenlikning av abonnenter med og uten hjemmekompostering
- Sammenlikning av ulike boligtyper
- Sammenlikning av ulike boligområder (f. eks. nytt villastrøk vs. etablert villastrøk)
- Sammensetning og kvalitet på bioavfallsfraksjon som datagrunnlag for prosjektering av behandlingsanlegg
- Sammensetning og kvalitet på restavfall som datagrunnlag for vurdering av brenselproduksjon (FAB)
- Renhet for enkeltfraksjoner

3.1.2 Prøveuttak - metode og prøvestørrelser

Det er to hovedstrategier for prøveinnhenting som er benyttet: Henting direkte i beholdere hos utvalgte husstander eller uttak fra renovasjonsbil. Et flertall av undersøkelsene er basert på uttak fra renovasjonsbil.

Ingen av undersøkelsene dokumenterer at prøveuttaket har foregått ved *tilfeldig utvalg*. Tilfeldig utvalg innebærer at alle *elementene* i en populasjon har samme mulighet til å bli trukket ut. I praksis kunne dette blitt gjort ut fra lister over husstander eller renovasjonsbiler som representerer den aktuelle populasjon/strata og bruk av tabeller over tilfeldige tall eller randomfunksjon på datamaskin for å plukke ut det antall enkeltelementer man trenger for å oppnå tilstrekkelig prøvestørrelse.

Den vanligste uttaksmetoden innebærer i stedet at man plukker ut noen husstander, renovasjonsruter e.l. som kommunens renovasjonsansvarlige oppfatter som de mest representative for *populasjonen*. Ved uttak hos enkelthusholdninger velger man som regel å følge utvalgte gater/områder for å få en rasjonell innsamling.

Ved prøveuttak fra flere strata, er det heller ikke vanlig å benytte proporsjonal allokering, dvs. uttak av delprøver i fra stratumet som tilsvarer stratumets andel av *populasjonen*. Som regel er det tatt like store prøver fra alle strata.

Ved innhenting fra enkelthusstander har antall husstander som inngår i prøvetakingen variert fra 10 til ca 100 for hvert strata. Ingen av undersøkelsene har sortert enkelthusstandene hver for seg. I stedet har man samlet avfallet fra alle husstandene som er prøvetatt innenfor samme strata og sortert alt dette samlet. Mengden som har blitt sortert avhenger av antall husstander, boligtype, tømmefrekvens, kildesorteringsløsning og hvilken avfallstype som undersøkes. For 100 husstander med ukentlig tømning har restavfallet variert mellom ca 220 kg og 780 kg, og bioavfallet fra 40 kg til 490 kg, mens papir tømt hver 4. uke utgjorde mellom 130 kg og 1130 kg (RKR, 2004).

Ved uttak fra renovasjonsbiler tømmes et fullt lass (varierende fra 1,7 til 6,5 tonn avhengig av avfallstype, bilstørrelse, komprimering etc) på et fast dekke. Deretter tas det ut en prøve av denne haugen for sortering. Størrelsen på prøven som sorteres er typisk om lag 500 kg. Måten en slik delprøve tas ut på (hvorvidt det er et representativt prøveuttak) kan være svært avgjørende for resultatet, men dette er bare detaljert beskrevet i et fåtall av de mottatte rapportene. Det er som regel tatt kun én prøve fra ett lass fra hvert stratum eller hver populasjon, noe som gjør det vanskelig å estimere mål for variasjon og usikkerhet.

3.1.3 Plukksortiment

Antall avfallsfraksjoner som har blitt utsortert i undersøkelsene varierer svært mye, fra 6 til 45 avfallsfraksjoner. I undersøkelser som dekker kildesorterte fraksjoner (papir, bioavfall og ev. plast) i tillegg til restavfallet, blir det normalt brukt samme plukksortiment for alle fraksjoner og restavfall.

3.1.4 Statistisk metode og resultatrapportering

Stratifisering

I mange undersøkelser har man hatt en hypotese om at det er forskjeller i avfallssammensetning mellom ulike strata. På den bakgrunnen har det så blitt gjennomført undersøkelser av prøver fra flere strata, men i mange tilfeller uten at prøveuttak eller statistisk bearbeiding av resultatene har foregått slik at man kan si noe signifikant om forskjeller.

Eksempler på stratifiseringer:

- Kommunevis, dvs. at et interkommunalt avfallsselskap undersøker avfallssammensetningen i hver kommune for seg.
- Boligtype (enebolig/rekkehus/blokk)
- Kildesorteringssystem (f.eks. biodunk/hjemmekompostering, med/uten biodunk)

- Andre bostedsrelaterte sosioøkonomiske strata (nyetablerte vs. etablerte boligstrøk, aldersfordeling etc.)

I mange undersøkelser er det ikke angitt noen begrunnelse for stratifiseringen og strataene er tildels dårlig definert (man har f. eks. sett på boligområder som man åpenbart anser som ulike, uten å gjøre det klart hvilke karakteriserende parametere som begrunner at de bør oppfattes som forskjellige strata). Det er i mange tilfeller også mangelfulle beregninger av strataenes andel av total *populasjonen* slik at man ikke har kunnet vekte og oppskalere resultatene til å gjelde hele *populasjonen*.

Statistisk usikkerhet

Grunnlaget for alle plukkanalyser er at det gjøres et utvalg fra en *populasjon*. Basert på en analyse av utvalget og statistiske metoder, ønsker man så å trekke slutninger om *populasjonen*. Det springende punktet ved denne typen statistiske undersøkelser er usikkerheten som knytter seg til resultatene. Den statistiske usikkerheten gir grunnlag for to viktige beregninger:

- Bestemme utvalgsstørrelsen som må til for å kunne trekke slutninger om *populasjonen* med nødvendig sikkerhet og nøyaktighet.
- Angi hvilken usikkerhet og unøyaktighet som ligger i å bruke estimater fra et utvalg til å generalisere om *populasjonen*.

Ved kartlegging av avfallssammensetning ønsker man å fastslå innholdet av fraksjonene (middelverdien) med en viss nøyaktighet (f. eks. en relativ nøyaktighet på 10 %) og med en viss sannsynlighet (*konfidensnivå*) for at det reelle innholdet ligger innenfor valgt nøyaktighet.

Videre vil det ved undersøkelser av forskjeller mellom ulike strata, være viktig å avgjøre om forskjellene er reelle (signifikante) eller bare følger av tilfeldige variasjoner.

Basert på statistiske formler kan man enten designe en undersøkelse slik at man oppnår et valgt *konfidensnivå*, eller man kan beregne det faktiske *konfidensnivået* ved undersøkelsen som er gjennomført.

Ofte er det behov for matematisk bearbeiding av data med ulike *konfidensnivå*. I så fall må man også beregne *konfidensnivået* for de beregnede resultatene.

Mange av plukkanalysene vi har studert har kun bestemt avfallets sammensetning i et visst utvalg og uten videre omtalt dette som sanne verdier for *populasjonen*.

Usikkerhet pga prøvetaking og analyse

Den største utfordringen ved analyse av sammensetningen av husholdningsavfall er å ta ut en representativ prøve. Måten prøvene velges ut på og selve den fysiske prøvetakingen vil introdusere feil og dermed usikkerhet i resultatene. Det er viktig at plukkanalysene utformes slik at feilene minimeres, og at de som gjennomfører og bearbeider dataene har et bevisst forhold til usikkerheten som følger av feil ved prøvetaking og analyser. Noen viktige feilkilder er:

1. Ikke-tilfeldige romlige variasjoner

En inndeling i strata som kan ha stor betydning, og stratifisert prøvetaking, reduserer denne feilkilden.

2. Ikke-tilfeldige periodiske variasjoner

Også for periodiske variasjoner kan stratifisert prøvetaking brukes.

3. Prøveuttak

I praksis kan det være vanskelig å gjennomføre et tilfeldig uttak av prøver fra *populasjonen*, dvs. at alle *elementer* i *populasjonen* har samme sannsynlighet for å bli valgt ut i hver prøve.

Dersom man benytter en stor primærprøve som skal reduseres til en prøvestørrelse som skal analyseres innebærer dette en ny feilkilde. En slik reduksjon bør gjøres ved å ta ut delprøver ulike steder i primærprøven. Avfallets heterogenitet i partikkelstørrelse, partikkelform, sammenfiltring etc. medfører utfordringer ved uttak av slike delprøver. F. eks. vil poser, bleier etc. kunne trille av haugene og ikke foreligge jevnt fordelt. Prøvetakingsenheten må også ha tilstrekkelig stort volum til å fange opp store partikler i avfallet på en representativ måte.

4. Prøvehåndtering

Eksempler på feil ved prøvehåndtering kan være lagring under forhold som gir fordamping eller påvirkning av nedbør. For å minimalisere feil av denne typen må prøvene lagres innendørs og plukkanalysen bør gjennomføres innen to døgn.

5. Feil ved analyse/sortering

Det er flere muligheter for feil ved sortering. Mange avfallsprodukter er sammensatt av flere avfallsfraksjoner (komposittmaterialer). Det kan f. eks. være papp innstøpt i plastpermer, plastvindu i pappemballasje for leker, metalltuber med plastkork, plastbeger med matrester etc. Måten dette håndteres på må defineres og oppgis.

En svært finmasket inndeling av avfallet i mange fraksjoner (f. eks. flere typer plast) gir større krav til kompetanse og årvåkenhet hos de som sorterer. Dette stiller større krav til opplæring og instruks for hvordan sorteringen skal utføres.

I tillegg innebærer en slik finmasket inndeling at forekomsten av hver spesifikke fraksjon reduseres, noe som medfører at forekomsten bestemmes med et lavere *konfidensnivå* med utgangspunkt i en gitt prøvestørrelse.

6. Feil ved veiing

Ved veiing av de utsorterte fraksjonene introduseres nye feilkilder. Dette kan bl.a. være feil ved tarering, instrumentfeil (feil på vekta) og avlesningsfeil.

Materiellet som brukes til sortering og veiing må være rengjort og tørt, og det må velges en vekt som angir tilstrekkelig nøyaktighet i det aktuelle måleområdet. Total innveid prøvemengde bør kontrolleres mot sum av vekten av de sorterte fraksjonene.

Korreksjoner for fukt og smuss

Mye matvareemballasje som kastes inneholder matrester. Slik dette foreligger i avfallet kan vekten av maten ofte være høyere enn vekten av emballasjen (spesielt for plastemballasje som er lett i seg selv).

Sorteringsinstruksen må klargjøre hvordan slikt sammensatt avfall skal håndteres. Generelt anbefales at emballasje tømmes for mat så godt som det går ved å klemme ut og bruke slikkepott.

Likevel vil det være avfall som trekker til seg fuktighet (særlig papir) eller som har fuktig smuss heftet ved. Dersom det er av stor betydning å fastslå eksakt renetest mulig fraksjoner, bør det tas et utvalg av forskjellige typer emballasjefraksjoner, papir etc. som vaskes og tørkes.

Det er gjort noen slike undersøkelser for å bestemme korreksjonsfaktorer, bl.a. RVF (2005) og Syversen (2005). Disse ble veldig ulike, og forskjellen skyldes muligens at sorteringen (utskilling av matrester etc.) før vasking og tørking var ulik. Korreksjonsfaktorene er angitt nedenfor

Tabell 3: Korreksjonsfaktorer for fukt og smuss

Avfallsfraksjon	Korreksjonsfaktor iht Syversen (2005)	Korreksjonsfaktor iht. RVF (2005)
Aviser	Ikke undersøkt	0,66
Mykplast emballasje	0,75	0,58
Hardplast emballasje	0,75	0,56
Papiremballasje	Ikke undersøkt	0,55
Glassemballasje	0,95	0,95
Metallemballasje	0,90	0,65

Resultatrapportering

Alle de kvantitative plukkanalysene som er gjennomført rapporterer den relative (prosentvise) sammensetningen av avfallet som undersøkes fordelt på fraksjonene som inngår i det valgte plukksortimentet. De fleste angir også absolutte tall fra sorteringen, dvs. vekten av hver fraksjon i sortimentet, noe som er viktig ved bearbeiding av resultatene, sammenlikning mellom ulike undersøkelser m.m.

Spesielt vil sammensetningen av "restavfall" i stor grad avhenge av hvilke fraksjoner som kildesorteres. De to store fraksjonene er hhv. papir og bioavfall (våtorganisk avfall/komposterbart avfall) som typisk utgjør i størrelsesorden 30% og 40% av det totale husholdningsavfallet. I alle kommunene der undersøkelser er utført, er det en form for kildesortering av papir, mens det varierer om bioavfall sorteres ut. Dersom en stor mengde bioavfall inngår i restavfallet, vil det relative innholdet av andre fraksjoner (glass, metall etc.) bli lavere enn dersom bioavfallet var sortert ut.

De fleste undersøkelser begrenser seg til målinger av fraksjonene som blir hentet hos abonnentene og har ikke med tall for hvor mye som blir levert til returpunkt og gjenvinningsstasjoner (som bringesystem). De gir derfor ikke grunnlag for å beregne den totale sammensetning av husholdningsavfallet, men kun for husholdningsavfallet som hentes hos abonnentene.

I rapportene beregnes spesifikke avfallsmengder enten per husstand (kg/husstand/år) eller per person (kg/person/år). Siden husstandsstørrelsene varierer geografisk, mellom boligtyper og over tid, kan det være vanskelig å gjøre sammenlikninger og beregninger med husstandsspesifikke tall. Det anbefales derfor at spesifikke avfallsmengder beregnes per person.

3.2 Resultater fra gjennomførte plukkanalysar

Tabell 2 og 3 på neste side gjengir noen av de mest omfattende norske plukkanalysene som er gjennomført siden 2000. Tabellene angir sammensetning av avfallet som hentes i tre-fraksjonssystemer, både totalt og for hver fraksjon. Tabell 2 angir til sammenlikning også sammensetningen totalt for det som hentes i et tofraksjonssystem (Grenland 2002) og den totale sammensetningen av avfallet i Oslo 2000 (restavfall og papir, samt returpunkter for glass/metall og tekstil). Vær oppmerksom på at dette gir et ulikt avfallsgrunnlag slik at tallene for Oslo ikke blir sammenliknbare med tallene fra RKR og Grenland.

Tabell 4: Total avfallssammensetning

Tall i vektprosent

	Fraksjoner som hentes	Hentet avfall: Sum avfall som hentes (returpunkter ikke medregnet)			Totalt avfall: Sum restavfall, papir og returpunkter	
		Rest/papir/bio	Rest/papir/bio	Rest/papir	Rest/papir	
	Undersøkelse:	RKR 2001	RKR 2003	Grenland 2002	Oslo 2000	Oslo 2005
1	Papp/papir	32	32	28	41	38
2	Bioavfall	44	43	42	26	29
3	Plast	9,3	8,1	8,0	8,2	9,5
4	Glass	2,0	1,7	3,0	5,4	6,4
5	Metall	1,7	1,4	2,4	2,7	2,4
6	Tekstiler	1,8	2,9	inkl i 9	3,5	3,8
7	Elektroavfall	0,6	0,7	inkl i 11		0,5
8	Farlig avfall	0,0	0,1	inkl i 11	0,1	0,2
9	Annet brennbart	7,1	8,3	11,5	7,5	7,6
10	Annet ikke brennbart	1,8	2,2	2,0	5,2	3,4
11	Annet			3,2		
	SUM	99,9	99,8	99,9	100,2	99,9
	kg/innb./år		260	273	303	323

Tabell 5: Sammensetning av fraksjoner som hentes i tre-fraksjonssystem

Tall i vektprosent

5.1 Restavfallsfraksjon

		RKR 2001	RKR 2003	IVAR 2002	VESAR 2002	Gjennomsnitt	Standardavvik
1	Papp/papir	9,7	12	12	15	12	2,0
2	Bioavfall	32	25	22	31	27	5,0
3	Plast	21	20	18	20	20	1,6
4	Glass	4,8	4,3	2,4	2,7	3,5	1,2
5	Metall	4,4	3,6	4,4	2,8	3,8	0,8
6	Tekstiler	4,6	7,4	6,0	4,0	5,5	1,5
7	Elektroavfall	1,5	1,8	1,1	0,8	1,3	0,5
8	Farlig avfall	0,0	0,2	0,6	0,3	0,3	0,2
9	Annet brennbart	18	21		18	19	1,6
10	Annet ikke brennbart	4,2	5,3		3,9	4,5	0,7
	Sum 9 og 10	22	26	35	22	26	5,9
	SUM	100,1	100,1	100,0	98,4	99,6	

5.2 Papirfraksjon

		RKR 2001	RKR 2003	IVAR 2002	Gjennomsnitt	Standardavvik
A	Papir, lesestoff	88	89	84	87	2,5
B	Papp (brun fiber)	4,2	3,8	9,2	5,7	3,0
C	Kartongemballasje	4,0	4,3	3,6	4,0	0,4
D	Drikkekartong	2,8	2,3	2,1	2,4	0,4
	Sum papir	99	99	99	99	0,2
	Feilsortering	1,2	0,6	1,1	1,0	0,3
	SUM	100,0	99,7	100,0		

5.3 Våtorganisk fraksjon

		Kr. Sand 2001	RKR 2003	IVAR 2003	Gjennomsnitt	Standardavvik
1	Papp/papir	2,0	1,5	0,8	1,4	0,6
2	Bioavfall	96	97	98	97	1,2
3	Plast	0,7	0,6	0,4	0,6	0,2
4	Glass	0,1	0	0,0	0,0	0,1
5	Metall	0,1	0	0,0	0,0	0,1
6	Tekstiler	0,1	0,1	0,4	0,2	0,2
7	Elektroavfall	0,0	0	0,0	0,0	0,0
8	Farlig avfall	0,0	0	0,0	0,0	0,0
9	Annet brennbart	0,3	0,5	0,3	0,4	0,1
10	Annet ikke brennbart	1,3	0,5	0,3	0,7	0,5
	SUM	100,2	99,7	100,1	100,0	

Plukkanalysene er gjort med ulike utvalgsmetoder og for ulike populasjoner. Vi har likevel angitt gjennomsnitt og *standardavvik* for undersøkelsene som om det var flere prøver fra samme populasjon. Disse tallene er ment å være et utgangspunkt for å beregne prøvestørrelser etc., dersom man ikke har gjennomført egne undersøkelser tidligere.

3.3 Ressursbehov ved plukkanalyser

Det er ikke oppgitt konkrete kostnader for gjennomførte plukkanalyser. En stor del av kostnadene er imidlertid knyttet til manuelt arbeid med sortering av prøvene. Basert på SWA tool og Interconsult (2000) kan vi angi følgende veiledende timeforbruk ved manuell sortering:

- Restavfall: 6-8 manntimer per 100 kg
- Papir: 4 manntimer per 100 kg
- Glass: 1 time per 100 kg

I tillegg kommer tidsforbruk til planlegging, innhenting av prøver, databearbeiding og rapportering.

3.4 Behov for standardisert gjennomføringsmetode

Gjennomgangen av plukkanalysene som er gjennomført viser at det brukes ulike metoder, og at det er svært varierende beskrivelse av metodene som er brukt. Ulike metoder for prøveutvelgelse/-uttak, ulikt plukksortiment og ulik rapporteringsform på dataene gjør det vanskelig å vurdere sikkerheten i resultater/konklusjoner og ofte tilnærmet umulig å sammenlikne ulike undersøkelser.

Det er mange grunner til å få utarbeidet en standardisert gjennomføringsmetode for plukkanalyser for husholdningsavfall, bl.a.:

- Heve/sikre kvaliteten på plukkanalysene
- Få undersøkelser som er sammenliknbare og som kan danne grunnlag for statistikk, trender, benchmarking etc.
- Etablere referanseverk/standard i forhold til innhenting av tilbud på å gjennomføre plukkanalyser
- Hjelpemiddel for å planlegge og gjennomføre plukkanalyser i praksis.

4 FORSØK MED MASKINELL PLUKKANALYSE

Plukkanalyser blir normalt gjennomført fullt ut ved manuell sortering. Manuell sortering av avfall har imidlertid noen klare ulemper, bl.a.:

1. Arbeids- og kostnadsintensivt – gir begrensninger i utvalgsstørrelse (mengde avfall som kan sorteres).
2. Arbeidsmiljøulempen – i tillegg til hygieniske utfordringer knyttet til smittefare, lukt m.m. er det ensformig arbeid og ergonomiske utfordringer.
3. Muligheter for feil i resultatene pga forskjeller i vurderinger og utførelse mellom ulike personer og fra gang til gang.

I forståelse med oppdragsgiverne Time kommune og Stavanger kommune, gjennomførte NOAS Miljøkompetanse as (nå SMI AS) to forsøk med maskinell sortering i kombinasjon med manuell plukking i 2004 (Larsen, 2004).

Hensikten med den maskinelle sorteringen var:

- å sortere en større prøve enn ved manuell plukking
- å redusere ressursinnsats/kostnader ved plukkanalysen
- å oppnå større grad av nøyaktighet og signifikans

Forsøksopplegg og dokumentasjon er ikke egnet til å gjøre en vitenskapelig sammenlikning med manuelle plukkanalyser. Forsøkene kan imidlertid gi en pekepinn om maskinell sortering kan være et alternativ, forutsatt at det utvikles en godt dokumentert og etterprøvbar metode.

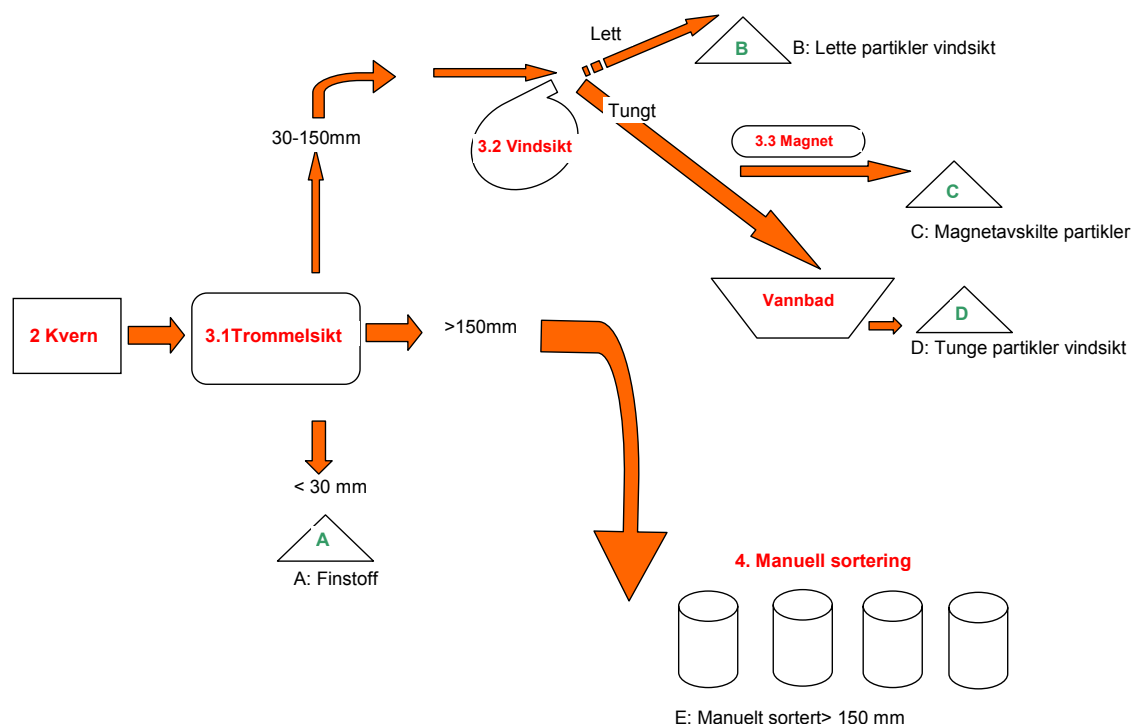
4.1 Metode og maskinoppsett

Sorteringen ble gjennomført for to lass restavfall på hhv. 7 tonn (Stavanger) og 4,5 tonn (Time) på sorteringsanlegget til FF Resi på Vigrestad. Maskinell sortering skiller avfallspartiklene basert på fysiske egenskaper som størrelse, tyngde, egenvekt og magnetisme i haugene A - F. Figuren nedenfor viser skjematisk hvordan den maskinelle sorteringen foregår.

Sorteringen er basert på enkel maskinutrustning bestående av gravemaskin m/grabb, trommelsikt med to siktetromler (30 mm og 150 mm), vindsikt (vifte), overbåndsmagnet og diverse transportbånd. I tillegg var det et vannbad, som i dette oppsettet ikke har noen særlig hensikt (men introduserer en feil ved at avfall som flyter eller løses i vannfasen ikke blir telt med).

De enkelte separasjonstrinnene er beskrevet mer detaljert nedenfor.

Figur 1: Maskinell sortering



Trinn 1: Grovsortering

Før maskinell behandling gjøres en visuell vurdering og utplukking av store gjenstander samt synlig EE-avfall og farlig avfall med grabb (F)

Trinn 2: Grov kvern/poseåpning

Hensikten er å rive opp sekker og poser og gjøre avfallet lettere maskinelt sorterbart. Det ble brukt en saktegående kvern med mothold/rist med 120 mm x 250 mm åpning. Kvernen hevdes å ikke generere finstoff. Helt unntaksvis vil imidlertid enkelte plastposer kunne passere uåpnet.

Trinn 3: Maskinell separering

Trinn 3.1 Trommelsikt

Trommelsiktet separerer i tre deler:

- <30 mm ⇒ Finstoff (A)
- 30-150 mm ⇒ Mellomstørrelse til videre separering i trinn 3.2
- >150 mm ⇒ Overstørrelse (E) til manuell sortering i trinn 4

Trinn 3.2 Vindsikt

Vindsiktet består av en vifte med stillbar kapasitet (turtallsregulert) som fra en fallende materialstrøm blåser av lette partikler (B) på et eget bånd, mens tunge partikler faller ned på et annet bånd for videre sortering i trinn 3.3 (overbåndsmagnet).

Trinn 3.3 Overbåndsmagnet

Overbåndsmagnet løfter av jernholdig (magnetisk) metall (C) fra tung andel fra vindsikt.

Vannbad

Resterende tung andel fra vindsikt går via et vannbad, der et bånd på bunnen transporterer ut materiale som synker. Under forsøkene ble det ikke separert ut flytestoff. Vannbadet er derfor unødvendig, og introduserer sannsynligvis en vesentlig feilkilde da avfallet som flyter eller løses i vann blir underestimert.

Det bør nevnes at det ved senere forsøk er installert et automatisk rakesystem for også å separere ut flytende materiale. Vi har imidlertid ikke dokumentasjon som viser effekten av dette.

En alternativ løsning (som burde vært valgt her) er å kutte ut vannbadet og undersøke tung andel fra vindsikt samlet (etter magnetseparator).

Trinn 4 Manuell sortering

Partikler > 150 mm (E) går fra siktetrommelen til sorteringsbånd for manuell sortering.

4.2 Plukkanalysen

Kun partikler >150 mm fra trommelsiktet ble sortert fullt ut manuelt. Fra de øvrige utseparerte haugene ble det tatt delprøver som ble sortert manuelt. Fordelingen i hver slik delprøve, gjorde man gjeldene for de respektive haugene ved å multiplisere opp resultatet.

Plukksortiment:

1. Biologisk nedbrytbart kjøkkenavfall
2. Hageavfall
3. Lesestoff
4. Papp
5. Kartong
6. Drikkekartong (væskekartong)
7. Glassemballasje
8. Metallemballasje
9. Annet metall
10. Plastemballasje
11. Tekstiler
12. EE-avfall
13. Farlig avfall
14. Trevirke
15. Bleier
16. Annet/uspesifisert

4.3 Resultater og diskusjon

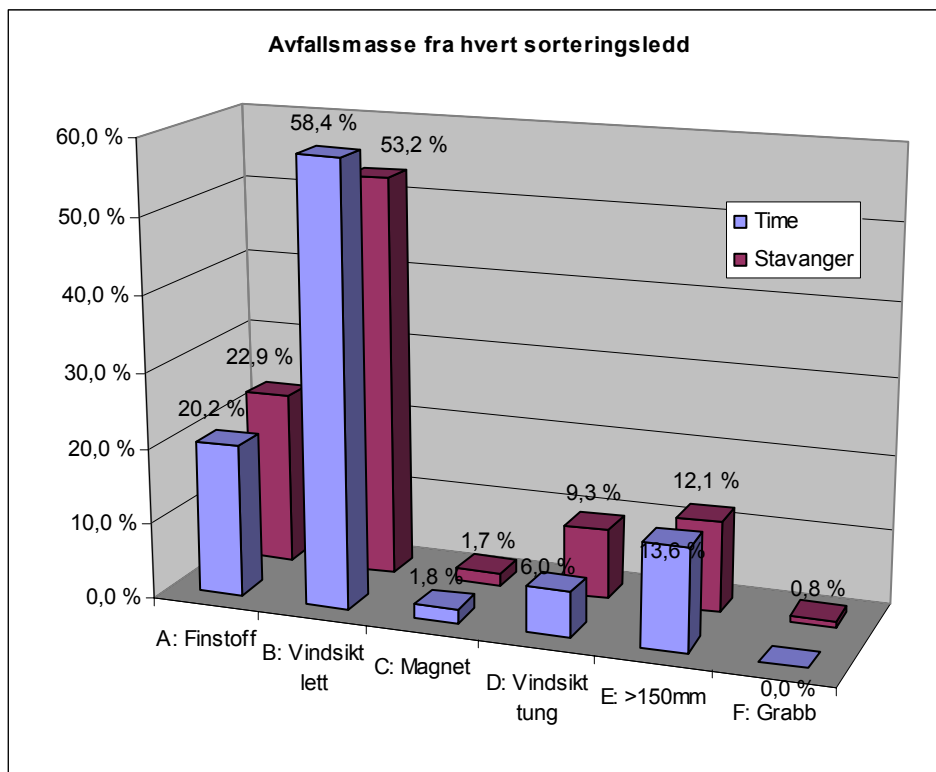
4.3.1 Mengde og sammensetning av avfall på hvert sorteringstrinn

Resultatene gjengis for de to kommunene Time og Stavanger.

Store gjenstander, samt farlig avfall og EE avfall fjernet med grabb (haug F) utgjør en svært liten del av avfallet, hhv. 0% (1) og 0,8% (2). Forekomsten av store gjenstander henger sammen med beholderstørrelse og boligtype.

Fordeling av den totale avfallsmengden på hvert sorteringstrinn vises i figuren nedenfor. Vi ser at om lag 2/3 av avfallet er i mellomstørrelsen 30-150 mm som gjennomgår ytterligere maskinell sortering, og at mesteparten av dette er så lett at det blåses ut i vindsiktet (haug B).

Figur 2: Mengde fra hvert sorteringsledd

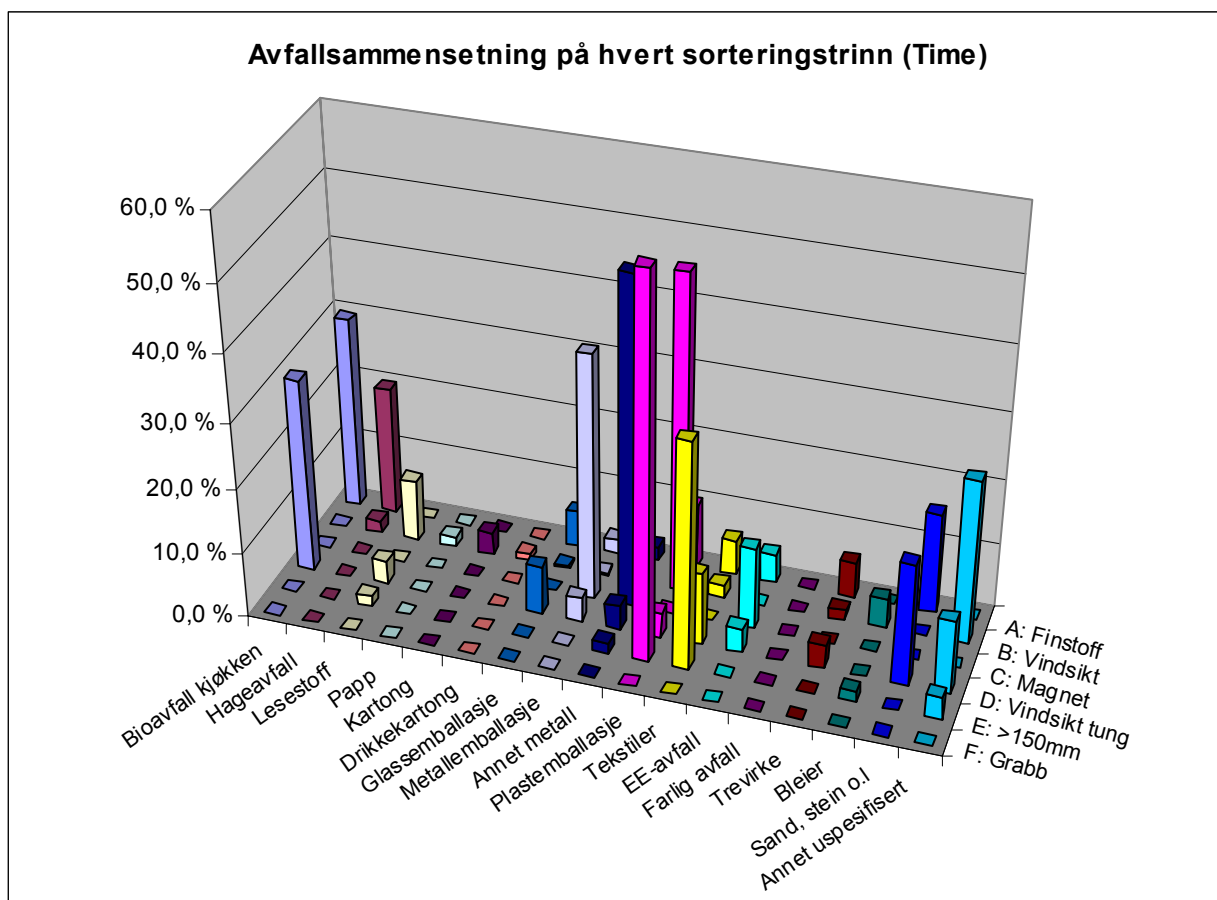


Dersom den maskinelle sorteringen skal lette det videre sorteringsarbeidet, bør haugene fra hvert sorteringstrinn inneholde færrest mulig fraksjoner.

Figur 3: Uttak av finstoff for plukkanalyse (Foto: Noas Miljøkompetanse as)



Figur 4: Avfallssammensetning på hvert sorteringstrinn



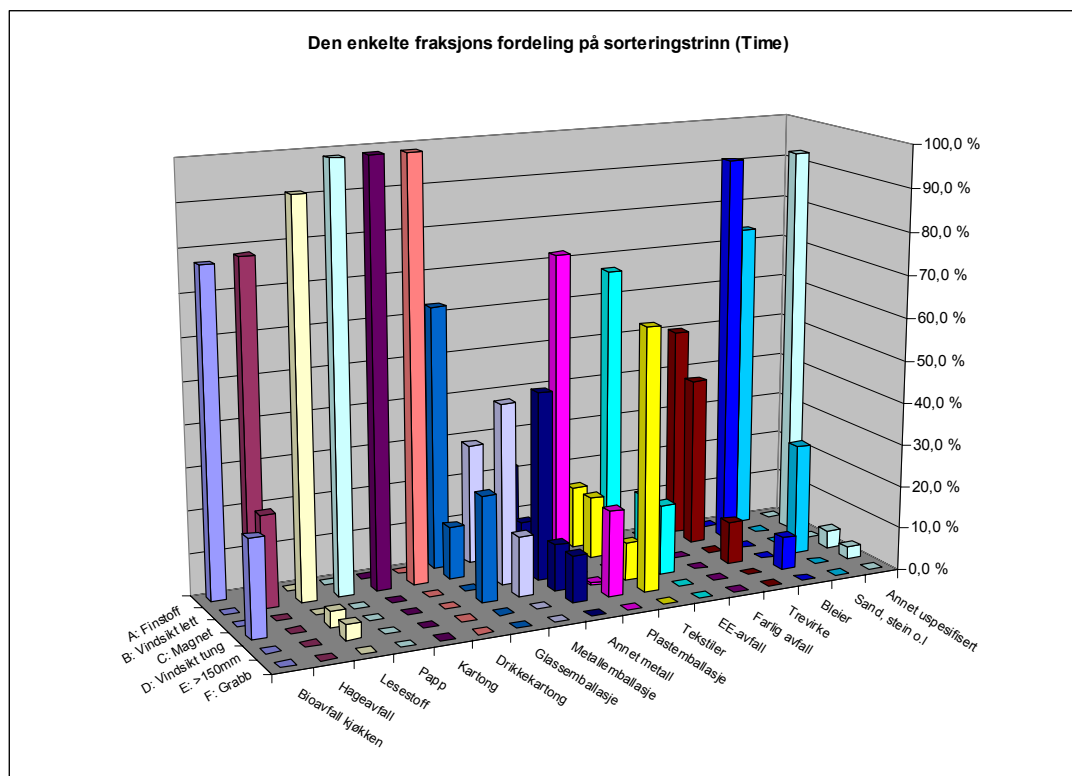
- Finstoffet <30 mm (A) utgjør om lag 1/5 av avfallet og inneholder ikke noen av papir-/pappfraksjonene, ikke bleier og ikke "annet/uspesifisert". Øvrige fraksjoner er representert, hvorav biologisk kjøkkenavfall, hageavfall og sand, stein ol dominerer.
- Lette partikler, 30-150 mm, fra vindsikt (B) utgjør drøyt halvparten av avfallet og domineres av plastemballasje (48% (1) og 46% (2)) og er tilnærmet fritt for tunge fraksjoner (metall, glass, sand/stein, EE-avfall og biologisk kjøkkenavfall). Øvrige fraksjoner er representert. Over 90% av bleiene havner for øvrig her, jf. kap 4.3.2.
- Magnetavskilt avfall, 30-150 mm, (C) utgjør under 2% av avfallet og består kun av metallemballasje, annet metall og noe EE-avfall.
- Store partikler >150 mm utgjør 14% (1) og 12% (2) og er for en stor del tekstiler og plastemballasje, men også andre fraksjoner kan ha enkelte store partikler.

Man bør være oppmerksom på at endringer i maskinoppsett, f. eks. endrede lysåpninger i siktetrommel, endret lufthastighet i vindsikt, plassering av overbåndsmagnet etc. kunne gi en nokså annerledes fordeling av avfallet.

4.3.2 Fordeling av den enkelte avfallsfraksjon på hvert sorteringsledd

Det er av interesse å se i hvilken haug vi finner igjen de ulike avfallsfraksjonene i denne maskinelle sorteringen, eller sagt på en annen måte; hvordan den enkelte avfallsfraksjonen fordeler seg på hvert sorteringsledd. Fraksjoner som eventuelt i sin helhet finnes i kun en utsortert haug, vil gi besparelser i etterfølgende sortering. Figuren nedenfor viser hvordan hver avfallsfraksjon fordeler seg på haugene A-F i undersøkelsen fra Time kommune.

Figur 5: Den enkelte fraksjons fordeling på sorteringstrinn



- Som figuren for Time kommune viser har nesten alt lesestoffet og alt papp, kartong og drikkekartong havnet i haug, B vindsikt. I Stavanger inneholder imidlertid alle disse fraksjonene også en del grove partikler (>150 mm) og fordeler seg derfor på haug B og E.
- Den mest "konsentrerte" fraksjonen er bleier, der godt over 90% havner i haug B (vindsikt).
- Bioavfall fordeler seg ca ¾ på finstoff (A) og ¼ tunge partikler fra vindsikt (D). I og med at de tunge partiklene har gjennomgått en vasking i vannbad, er det bioavfall som synker (poteter og lignende) som følger med i haug D. Flytende og oppløselig bioavfall vil ikke blir registrert korrekt.
- Sand og stein foreligger i hovedsak som finstoff (A), men også noe som tunge partikler fra vindsikt (D).
- Mesteparten av plastemballasjen (74% (1) og 84% (2)) havner i haug B (vindsikt). Hhv. 20% (1) og 13% (2) er store partikler (F), mens kun noen få prosent er finstoff.

4.3.3 Sammenlikning med manuell sortering

Resultatene fra maskinell sortering i 2004 er sammenliknet med manuell sortering i de samme kommunene i 2002. Følgende hovedtrekk gjengis:

- Andel biologisk kjøkkenavfall er markant lavere ved maskinell sortering i 2004 enn ved manuell sortering i 2002: nedgang hhv. fra 26% til 8% (1) og fra 23% til 9% (2). Dette er påfallende og antas å henge sammen med vaskingen i vannbad av tung fraksjon fra vindsikt.
- Andel plastemballasje er markant høyere ved maskinell sortering i 2004 enn ved manuell sortering i 2002: økning hhv. fra 17% til 38% (1) og fra 17% til 29% (2).

- Andelen som havner i kategori "Annet/uspesifisert" er markant lavere ved maskinell sortering i 2004 enn ved manuell sortering i 2002: reduksjon hhv. fra 35% til 16% (1) og fra 36% til 9% (2).

En interessant observasjon blant de som sorterte, var at sammenfiltret avfall, emballasje med matrester etc. syntes å separeres godt i den maskinelle behandlingen, noe som lettet etterfølgende manuell sortering (Tor Larsen, pers. med.).

4.3.4 Tidsforbruk og kostnader

Det ble sortert hhv. 4,5 tonn og 6,4 tonn restavfall i forsøkene.

Det ble ikke gjort noen detaljert timeregistrering, slik at arbeidsomfanget er estimert i ettertid (Tor Larsen, pers. med.). I begge forsøkene er det inkludert tidsforbruk for klargjøring av maskinlinje (rydding/rengjøring). Hvert forsøk ble gjennomført på anslagsvis en halv arbeidsdag, med bruk av bemanningen på anlegget. Antall manntimer er anslått til maksimalt 20 timer for hvert forsøk. I tillegg kommer kostnader til leie av maskinlinje som anslått av FF Resi (Oddvar Friestad, pers. med.).

Til sammenlikning kan vi regne ca 7 manntimer per 100 kg restavfall ved manuell sortering.

Tabell 6: Sammenstilling av sorteringskostnader

	Enhetspris	Maskinell sortering Sortering 4,5+ 6,4 tonn	Manuell sortering	
			Utvalg 0,5 + 0,5 tonn	Full sortering 4,5+6,4 tonn
Personell	230,-	4.600,-	16.100,-	175.000,-
Maskinleie		3.500,-	0,-	0,-
SUM		8.100,-	16.100,-	175.000,-

4.4 Konklusjon og anbefalinger

Som nevnt ovenfor, er forsøkene utført som enkle tester, og tilfredsstillende ikke grunnleggende krav til metoder og dokumentasjon som stilles ved vitenskapelige forsøk.

- Forsøkene som er gjengitt ovenfor gir noen store avvik fra manuelle analyser fra samme kommuner to år tidligere, og også avvik fra forventningsverdier basert på resultater fra andre manuelle analyser. Dette gjelder spesielt andel plastemballasje som er svært høy og andel biologisk kjøkkenavfall som er svært lav i forsøkene.
- For mange av fraksjonene er det god overensstemmelse mellom de to forsøkene på hvordan avfallet fordeles. Det er imidlertid en inkonsistens for noen fraksjoner, som ikke har noen naturlig forklaring i forventede variasjoner mellom de to lassene. Ett eksempel på dette er at finstoffet i den ene undersøkelsen er uten metall, mens i den andre undersøkelsen er nær 30 % av metallemballasjen og 20% av annet metall i finstoffet.
- Ut fra ressurs- og arbeidsmiljøhensyn, kan det imidlertid være mye å hente ved maskinell sortering for store utvalg og store plukkanalyseprogram (f. eks. Agderundersøkelsene som RKR arrangerer hvert 2. år).
- Maskinelle plukkanalyser vil kreve en metodeutvikling og en omfattende uttesting. Det må testes ulike sorteringsteknikker mhp en optimalisering av maskinoppstilling og maskinparametre (lysåpninger, lufthastigheter, plassering m.m.) for å oppnå lett sorterbare og kvantifiserbare delstrømmer (hauger). Det

må også gjøres en uttesting av repeterbarhet og for å sammenlikne mot manuelle plukkanalyser. Uten en slik metodeutvikling anbefales ikke bruk av maskinell sortering ved plukkanalyser.

Det nevnes her at Stavanger kommune vurderer maskinell sortering som så interessant at de vil se videre på mulighetene for å utvikle en metode for dette.

5 METODE FOR PLUKKANALYSER

Statistiske begreper skrevet i kursiv er forklart i vedlegg 5.

Det er utarbeidet en regnearkmal i Excel som gjør de viktigste statistiske beregningene som er gjengitt i dette kapittelet. Regnearket kan lastes ned på www.nrfo.no/plukkanalysemal.

5.1 Prinsipp

Prinsippet for plukkanalyser av avfall er vanlige statistiske metoder: Elementer tilfeldig tatt ut fra en populasjon utgjør et utvalg som analyseres nærmere med det formålet å kunne trekke slutninger om populasjonen. Så lenge man ikke analyserer hele populasjonen, vil slutningene være beheftet med usikkerhet. Usikkerheten reduseres ved å ta ut prøvene etter statistiske prinsipper. Usikkerheten (uttrykt ved *signifikans* og *nøyaktighet*) reduseres videre med økende prøvestørrelse.

Utvalg skal gjøres etter bestemte regler for å fange opp og beskrive de tilfeldige variasjonene som forekommer i populasjonen.

Dersom det forekommer systematiske variasjoner mellom definerte undergrupper i populasjonen, må det tas særskilte hensyn til dette når utvalgene gjøres (såkalt *stratifisert prøvetaking*).

5.2 Formål og bruksområder

Retningslinjene er primært utarbeidet for kartlegging av blandet husholdningsavfall og restavfall fra husholdninger som har kildesorteringsordninger. Metodikken kan imidlertid også brukes som utgangspunkt for å undersøke forekomst av feilsorteringer i kildesorterte fraksjoner og en rekke andre spesifikke problemstillinger knyttet til sammensetning av husholdningsavfall. Metodikken kan også brukes for næringsavfall som i type og sammensetning likner på husholdningsavfall.

Framgangsmåten er basert på sortering av avfallsfraksjoner som kan identifiseres og skilles ut av mennesker, men kan i prinsippet også brukes for andre typer faste stoffer med slike egenskaper.

Metoden må tilpasses det konkrete formålet, ressursene som stilles til rådighet og praktiske muligheter og begrensninger knyttet til prøveutvalg og sortering. Det er utarbeidet tre alternativer:

Alternativ	Henvisning	Bruksområde/utvalgsmetode
Metode 1	Kap. 5.9	Anbefalt metode basert på SWA-Tool Enkeltbeholdere av lik størrelse (eller minste felles <i>utvalgsenhetsvolum</i>) hentes inn for separat sortering. Kan brukes både for stratifisert og ustratifiserte undersøkelser. Beste metode for å kartlegge variasjon og bearbeide data statistisk.
Metode 2	Kap. 5.10	Uttak av samleprøver (sortering av lass) fra populasjon. Brukes for ustratifiserte undersøkelser.
Metode 3	Kap. 5.11	Uttak av samleprøver (sortering av lass) fra ulike strata.

5.3 Definisjoner og avfallsklassifisering

5.3.1 Klassifisering av avfall

Begreper:

Materialtype	Klassifisering etter egenskaper ved materialoppbygging, f. eks. papir, glass, metall m.m.
Produkttype	Klassifisering etter funksjon/bruksområde, f. eks. emballasje, møbler m.m.
Kilde	Klassifisering etter næringsgruppe. Husholdninger er definert som egen kilde
Behandlingsmåte	Klassifisering etter behandlingsmåten avfallet gjennomgår etter innsamling, f. eks. materialgjenvinning, energigjenvinning, kompostering m.m.
Avfallsfraksjon	Eller bare fraksjon. Klassifiseringen som brukes i plukkanalyser for husholdningsavfall. Inndeling i, og spesifikasjoner av, avfallsfraksjoner avhenger av avfallsystemene i samfunnet (returordninger, behandlingsanlegg m.m.). I Tabell 8 defineres en standard inndeling og spesifikasjoner av avfallsfraksjoner som skal brukes ved plukkanalyser. I hovedsak følger fraksjonsinndelingen materialtype, men det er også fraksjoner relatert til behandlingsmåte. Fraksjoner basert på materialtype (f. eks. glass), har en underinndeling basert på produkttype "emballasje" eller "annet".
Plukksortiment	Angir de fraksjoner som avfallsprøvene i den konkrete plukkanalysen skal sorteres i.
Bioavfall	Bioavfall er en avfallsfraksjon som består av animalske og vegetabiliske rester bl.a. i form av matavfall, potteplanter/snittblomster, hageavfall, tørkepapir og servietter. Fraksjonen er basert på levering til biologisk avfallsbehandling (komposterings- eller biogassanlegg). Bleier, bind og annet komposittmateriale med innhold av ikke nedbrytbare stoffer inngår ikke i bioavfall.
Våtorganisk avfall	Våtorganisk avfall oppfattes normalt som fuktig og lettnedbrytbart kjøkkenavfall og utgjør en hoveddel av bioavfallet . Våtorganisk avfall defineres ikke som en egen fraksjon i plukkanalysene og spesifiseres derfor ikke nærmere her.
Komposittmateriale	Avfallskomponenter som er sammensatt av flere avfallsfraksjoner . I denne sammenheng omfatter dette emballasje med matrester, så vel som pappesker med plastvindu og komplekse produkter som f. eks. ringpermer med papp innstøpt i plast og metallringer.

5.3.2 Statistiske begreper

Den statistiske analysens kvalitet er fullstendig avhengig av kvaliteten på innsamlingsmetode og prøvetaking. Ingen statistisk formel kan rette opp grunnleggende svakheter i utvalgsanalysen, mens de statistiske beregninger som må

til i en analyse med godt grunnlag er beskjedne og relativt enkle. Begreper som inngår i de statistiske beregningene forklares i vedlegg 5.

5.4 Planlegging og forarbeider

5.4.1 Undersøkelsens formål og metodetilpasninger

Formålet med undersøkelsen, og de svar en ønsker å få besvart, må spesifiseres innledningsvis. Dette danner grunnlag for å vurdere tilpasninger av metodikken og dimensjonering av undersøkelsen.

Eksempler på formål, og noen forslag til tilpasninger, er gitt i tabellen nedenfor:

Tabell 7: Formål og forslag til metodetilpasning

Formål	Forslag til tilpasning
Generell oversikt over avfallssammensetning	Plukksortiment på nivå 1. Metode 1 anbefales hvis mulig å gjennomføre (alt. Metode 2)
Sammenlikne forskjeller mellom ulike boligtyper, sorteringsordninger, årstider eller andre <i>strata</i>	Stratifisert prøvetaking. Metode 1 anbefales hvis mulig å gjennomføre (alt. Metode 3)
Grunnlag for dimensjonering av mottaks-/behandlingsanlegg	Eventuelt redusere plukksortimentet til fraksjoner av interesse (f. eks. slå sammen plukkfraksjoner til brennbart vs. ikke brennbart)
Kontrollere feilsorteringer i kildesortert fraksjon	Redusere plukksortiment og tilpasse prøvestørrelse. Dersom fraksjoner med lav forekomst skal bestemmes med høy sikkerhet, må prøvestørrelsen økes. Metode 1 anbefales.
Kontrollere måloppnåelse i avfallsplan	Plukksortiment er avhengig av den konkrete problemstillingen. Fraksjoner fra nivå 2 og 3 vurderes.

5.4.2 Valg av konfidensnivå og nøyaktighet

Husholdningsavfall er i sin natur svært heterogent og avfallssammensetningen fra husstand til husstand varierer. Mellom husstander i ulike områder (ulike boligtyper, avfallsordninger, inntektsnivå etc.) er det enda større variasjoner. Enkelte fraksjoner er svært små (forekommer sjelden) mens andre er vanlig forekommende.

Statistikere krever ofte 95% *konfidensnivå*, og *estimatorene* ønsker en generelt oppgitt med så høy nøyaktighet som mulig (f. eks. +/- 5%). For en del avfallsfraksjoner vil slike krav medføre svært store utvalg (avfallsmengder til sortering).

Vi anbefaler at det statistiske nivået tilpasses undersøkelsens formål. For generelle undersøkelser anbefales at hovedfraksjonene bestemmes:

- på 90% *konfidensnivå* eller bedre
- med relativ nøyaktighet (*slingringsmonn*) på maksimalt 30%

Slutninger basert på sammenlikninger av undersøkelser må oppgis med et beregnet *konfidensnivå*, slik at slutningenes holdbarhet kan vurderes ut fra dette.

5.4.3 Prøvetakingsstrategier

Forut for en prøvetaking har en gjerne en del informasjon og kunnskap om søppelgenereringen og hvor søppelen kommer fra. Dette bør brukes inn i analysen. En bør forut for innsamlingen bestemme seg for hvilken informasjon en er interessert i å skaffe opplysninger om og vinkle analyseopplegget opp mot dette. Mulige analyseoppgaver kan være:

- Estimere feilsorteringer i kommunens avfall
- Estimere forskjeller i feilsortering mellom ulike bydeler, boligtyper, næring vs. bolig etc.
- Estimere avfallsfraksjonenes andel av den totale søppelmassen
- Estimere renhet i utsorterte fraksjoner
- Estimere total søppelgenerering
- Estimere ulik søppelsammensetning mellom boligtyper, bydeler eller over tid
- Estimere vekst i ulike søppelfraksjoner

Omfanget av analysen bør stå i forhold til ambisjonene knyttet til beregninger og til ønsket signifikansnivå på de ulike estimatorene.

Det er vanskeligere å sortere blandet avfall enn forholdsvis rene fraksjoner som glass og papir. Dette gjør at en for glass og papir lettere vil oppnå god kvalitet på undersøkelsen, mens for blandet avfall er det langt mer tidkrevende og ressurskrevende å komme på samme signifikansnivå.

Veldig små fraksjoner er spesielt ressurskrevende å skaffe et tilstrekkelig godt beregningsgrunnlag for.

5.4.4 Størrelse på utvalg og prøver

Nødvendige antall prøver i et utvalg og størrelsen på enkeltprøven er avhengig av valgt metode, formål og bruksområde for analysen. Dette er nærmere beskrevet for de 3 ulike metodene i kap 5.6 – 5.8.

5.4.5 Plukksortiment

Valg av plukksortiment (hvilke fraksjoner avfallet skal sorteres i) er avhengig av formål med analysen. Denne metoden angir 3 detaljeringsnivåer basert på hva som p.t. anses som interessant for generelle oversikter og statistikkformål i Norge og samtidig gir mulighet for sammenlikninger mot andre europeiske lands plukkanalyser.

Generelt bør alle plukkanalyser omfatte fraksjonene i nivå 1. Avhengig av det spesifikke formålet med undersøkelsen kan man supplere med fraksjoner fra nivå 2 eller 3 iht. tabell 4. Ved spesielle behov eller ved sortering av kildesorterte fraksjoner kan nivå 3 deles ytterligere opp. Enhver underfraksjon må entydig kunne defineres inn i én fraksjon i overliggende nivå, slik at man for alle undersøkelser kan summere opp til fraksjonsinndelingen i nivå 1.

Eksempel:

Man ønsker en generell oversikt over avfallssammensetningen, men har også behov for å finne ut hvor mye av metallemballasjen som er av jern/jernholdig (ved hjelp av magnet).

I dette tilfellet bygges et plukksortiment bestående av nivå 1, men med en underinndeling av metall først iht. nivå 2 (for metall er dette også lik nivå 3) i hhv. emballasje og annet metall. Videre må det lages en underinndeling som går lenger enn nivå 3, der fraksjonen "Emballasje metall" deles i jernholdig og ikke-jernholdig. Plukksortimentet utvides dermed fra 9 til 11 i denne undersøkelsen.

Tabell 8: Definerte fraksjoner

Nivå 1 9 fraksjoner	Nivå 2 17 fraksjoner	Nivå 3 25 fraksjoner
Papp/papir	Emballasje av papir/papp/kartong	Drikkekartong
		Bølgepapp
		Annen emballasje av papir/kartong
	Annet papp/papir	Lesestoff
		Annet papir/kartong
Bioavfall, inkl. andel av finfraksjon <10mm	Biologisk nedbrytbart kjøkkenavfall, inkl. andel av finfraksjon <10mm	Matavfall
		Tørkepapir og lignende (tilgriset)
		Andel finfraksjon <10mm
	Hageavfall som er biologisk nedbrytbart	Hageavfall
Plast	Emballasje av plast (består av minimum 50 vekt % plast)	Emballasje av folie/mykplast
		Emballasje av hard plast
		Skumplast/isopor
	Annen plast	Annen plast
Glass	Emballasje av glass	Emballasje av glass
	Annet glass	Annet glass
Metall	Emballasje av metall (består av minimum 50 vekt% metall)	Emballasje metall
	Annet metall	Annet metall
Tekstiler	Tekstiler	Tekstiler
Farlig avfall	Farlig avfall	Farlig avfall
Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall
Annet	Tre	Tre
	Bleier, bind og lignende.	Bleier, bind og lignende.
	Øvrig uorganisk, inkl andel av finfraksjon <10mm	Øvrig uorganisk
		Andel av finfraksjon <10 med mer
	Annet	Annet

Vedlegg 4 er en nærmere beskrivelse av avfallsfraksjonene.

Ved den praktiske sorteringen oppstår en finfraksjon <10mm som fordeles på fraksjonene øvrig uorganisk (egen fraksjon på nivå 3 av "Annet") og biologisk nedbrytbart kjøkkenavfall (egen fraksjon på nivå 3 av "Bioavfall"). Måten finfraksjonen fordeles på er beskrevet i kap. 5.12.

Inndelingen er meget lik den foreslåtte i Sverige. EU har i sin SWA-tool mer omfattende inndeling, blant annet er komposittmaterialer (inkludert elektrisk og elektronisk avfall) og finfraksjon < 10 mm egen fraksjon. Dette gjør at norske plukkanalyser som er kategorisert iht tabellen over ikke er direkte sammenlignbar med analyser gjort iht EUs SWA-tool uten visse omregninger for enkelte fraksjoner.

I vedlegg 3 er det gjort en sammenligning mellom SSBs, EUs, den foreslåtte svenske klassifiseringen og denne. Tabellen kan brukes for å forstå inndeling dersom norske avfallsanalyser skal sammenlignes med SSBs statistikk eller annen europeisk statistikk eller avfallsanalyser.

5.4.6 Gjennomføringsplan og praktiske forberedelser

Gjennomføringsplanen bør inneholde følgende elementer:

A. Formål

Formålet med undersøkelsen defineres, helst med en formulering av konkrete spørsmål som ønskes besvart.

Det må bl.a. tas stilling til plukksortiment og hvilke fraksjoner i sortimentet som må bestemmes med stor grad av sikkerhet (høyt *konfidensnivå*).

Eventuelle sammenlikninger mot andre undersøkelser, forskjeller mellom ulike *strata* (se D nedenfor) etc. må bestemmes.

B. Grunnlagsdata om populasjonen

Både som grunnlag for planlegging av undersøkelsen, og som en hjelp ved fortolkninger av resultatene og ulike sammenlikninger, er det viktig med en grundig beskrivelse av *populasjonen*. Sentrale data er:

- Antall innbyggere
- Antall husstander og innbyggere per husstand
- Boligstruktur: eneboliger, rekkehus, blokk samt fritidsboliger/hytter.
- Avfallssystem: Fraksjoner som hentes, fraksjoner som bringes, hentefrekvens, beholderstørrelser, tilgang på returpunkter, sorteringsveiledning m.m.
- Andre sosio-økonomiske faktorer som antas å ha interesse for undersøkelsen (inntektsnivå, alderssammensetning, kulturell bakgrunn etc.)

C. Avfallstyper som skal undersøkes

Hvilke avfallstyper som skal undersøkes henger sammen med undersøkelsens formål:

- Skal man skaffe oversikt over total avfallsgenerering (inkl. avfall som bringes)?
- Feilsortering i en bestemt kildesortert fraksjon?
- Restavfallets sammensetning?
- etc.

D. Stratifisering

Ut fra kartlegging av *populasjonen*, må man vurdere om populasjonen er ikke-tilfeldig heterogen og kan deles inn i homogene undergrupper (*strata*). Ut fra undersøkelsens formål må man vurdere om det er av interesse å kartlegge denne typen forskjeller. Stratifisering er normalt ikke nødvendig for overordnede analyser av avfallssammensetning e.l. i en kommune. Stratifisering kan imidlertid gi interessant tilleggsinformasjon og gi økt nøyaktighet i analysen.

Stratifiseringen bør begrunnes, og det må være mulig å prøveta de aktuelle *strata* separat. Generelt anbefales å begrense stratifiseringen til de *strata* som har størst interesse og betydning. Det bør defineres maksimalt fem *strata* for å begrense omfanget av prøvetaking og analyser.

Det settes opp en matrise der man fordeler *populasjonen* på de aktuelle *strata*. På denne måten får man oversikt over hvor stort det aktuelle stratum er, og dermed hvor stor betydning det har for det samlede resultatet.

Populasjonens fordeling på de ulike *strata* angir også vektingen av det enkelte stratum ved prøvetaking (proporsjonal allokering) eller ved resultatberegninger.

E. Prøvetakingsområde

Prøvetaking skal fortrinnsvis foregå tilfeldig, slik at alle *elementer* i en populasjon eller et stratum har samme sannsynlighet for å bli valgt ut.

Dersom prøvetakingen skal foregå stratifisert, må populasjonen deles inn iht. dette.

Uttak av enkeltbeholdere kan gjøres på bakgrunn av tabeller over tilfeldige tall eller randomfunksjon på PC dersom man lister over enkeltbeholdere innen hvert stratum.

Alternativt kan man velge tilfeldig blant renovasjonsruter, gater/boligområder e.l. som hver for seg anses representative for populasjonen/*strata*ene. Inndeling og vurdering av aktuelt prøvetakingsområde må gjøres i samarbeid med personer som har detaljert kjennskap til de aktuelle områdene.

F. Prøvetakingsplan

Ut fra undersøkelsens formål, fraksjoner som skal undersøkes, antall *strata* etc. bestemmes prøvetakingsstrategi, antall prøver som skal tas ut (antall *utvalgseenheter*), prøvestørrelse, prøvetakingsmåte og prøvehåndtering.

Den praktiske gjennomføringen må beskrives; hvor, når, hvordan og av hvem samles utvalgseenhetene inn.

Ut fra prøvetakingsplanen beregnes den totale avfallsmengden som skal sorteres.

G. Tidsplan

Basert på prøvetakingsplan beregnes nødvendig tid for gjennomføring av prøvetaking og analyse/sortering. I samarbeid med renovasjonsansvarlig og sorteringsteamet utarbeides en detaljert plan for tidspunkt for prøveuttak og sortering.

H. Behov for mannskap, lokaler og materiell

Basert på punktene ovenfor beregnes arbeids- og materiellbehov hhv. ved innhenting og sortering av prøver: Antall biler for henting av avfallet (avfallsbeholdere), egnede lokaler for gjennomføring av sortering, personell for gjennomføring av sortering må skaffes og gis nødvendig opplæring, materiell for sikring av arbeidstakerne og rasjonell sortering må anskaffes etc. Behov for utstyr beskrives mer detaljert i kap 5.4.7

I. Kalkyle

Når punktene i gjennomføringsplanen er vurdert, bør det settes opp en kalkyle over timeforbruk, materiellbehov, lokalleie etc.

5.4.7 Utstyr og materiell

Materiell for prøveuttak avhenger av valgt prøvetakingsmetode. Den anbefalte metoden innebære at utvalgte avfallsbeholdere transporteres inn til sorteringslokale for sortering hver for seg. I så fall bør disse hentes med en lastebil med løftelem. Det må vurderes om det skal settes ut erstatningsbeholdere, eller om det er mulig å få satt de samme beholdere tilbake i løpet av samme arbeidsdag.

Til selve sorteringsjobben anbefales følgende utrustning:

- Personlig verneutstyr og generelt HMS utstyr iht. kap 5.5
- Sorteringsbord (10 mm): Sorteringsbordet kan bestå av en rist, netting e.l. med 10 mm lysåpning. Under bordet må det ligge en ren og tørr presenning som fanger opp partiklene som faller gjennom.
- Gulvplass for sortering på gulv
Sortering av kildesortert papirfraksjon kan sorteres effektivt direkte på rengjort og tørt gulv.
- Elektronisk vekt med 0,1 kg nøyaktighet
- Elektronisk vekt med 5 g nøyaktighet
- Kniv for oppdeling av poser
- Krafser/river for plukking i avfallet
- Slikkepotter for å skrape ut matrester av emballasje
- Koster og feiebrett for oppsamling/sortering av mindre partikler
- Magnet for teste om metall er jernholdig eller ikke.
- Kalkulator
- Digitalt fotoapparat
- Blyant, sprittusj
- Registreringsskjemaer og loggbok
- Beholdere for oppsamling av sorterte fraksjoner: Dette tilpasses plukksortimentet og prøvestørrelser: Plastsekker og sekkestativ, avfallsbeholdere på hjul, plastbaljer/bøtter i ulike størrelser. Fraksjoner som utgjør en liten vektandel bør sorteres i lett emballasje (plastsekker e.l.) for å minimere veiefeil. Vekt på tomme poser/beholdere må være kjent (tara).
- Skilt/ark i plastlommer for tydelig merking av plukksortimentet
- Eventuelt tilgang på hjullaster, traktor med lesseapparat e.l.
- Rengjøringsutstyr for rengjøring av beholdere, utstyr, bord etc. (vann, såpe, oppvaskbørster etc.)
- Mobiltelefon eller radiosamband mellom sorteringspersonell, maskinførere, sjåfører etc

5.4.8 Personell – kompetanse, opplæring og organisering

Hvert sorteringsbord bemannes med et sorteringslag bestående av 3-6 personer. Som et anslag angis at sortering av 100 kg restavfall i 20-30 fraksjoner krever ca 6 manntimer, slik at et sorteringslag typisk kan sortere 500-1000 kg per dag. For kildesortert papirfraksjon kan man grovt regne halve tidsforbruket.

Avfall er personlig og sensitivt. Særlig ved sortering av enkeltbeholdere vil det være mulig å spore knytte kompromitterende materiale til husstander eller enkeltpersoner. Alt personell som deltar i sortering må derfor undertegne taushetserklæring om det man finner.

Det kan brukes ulike typer personell, men det er viktig å iaktta at det kreves en viss kompetanse og motivasjon for å gjøre sorteringsarbeidet riktig. Det er derfor viktig at det utarbeides en detaljert sorteringsinstruks og at det gis opplæring i denne for alle som deltar.

En sorteringsinstruks må bl.a. angi:

- plukksortimentet
- beskrivelse av hvordan de ulike fraksjonene kan gjenkjennes (f. eks. ulike plasttyper, ulike metaller etc.) og en angivelse av vanlige eksempler

- hvordan sammensatt avfall skal håndteres (komposittmaterialer, matrester i forpakning etc.)
- hvordan farlig avfall skal håndteres

Sorteringen må ledes av en som har ansvar for å føre loggbok og registreringsskjema, og som har god kjennskap til sorteringsinstruks og hygiene- og sikkerhetsinstruks (se kap 5.5).

Arbeidstiden bør være fleksibel. Oppstart på arbeidet må koordineres med de som henter avfallsprøvene og sorteringen bør pågå til prøven er ferdig sortert.

Figur 6: Opplæring og sorteringsinstruks må si noe om hvordan sammensatt materiale skal håndteres (Foto: Lars Pedersen, RKR)



5.5 Helse, miljø og sikkerhet

Den potensielle helsefaren knytter seg først og fremst til:

- Kutt og stikk fra skarpe og spisse gjenstander
- Infeksjonsfare og smittefare fra mikroorganismer i avfallet. Fare for infeksjoner via sår, oralt inntak (skitne hender, sprut m.m.).
- Støv og aerosoler, inkl. soppsporer, bakterier etc. kan gi luftveissymptomer, hodepine etc.
- Fall pga glatte gulv, snubling i avfall/utstyr
- Heteslag, utmattelse, uttørking. Dette henger sammen med temperaturen i lokalet, pauser, inntak av drikke m.m.

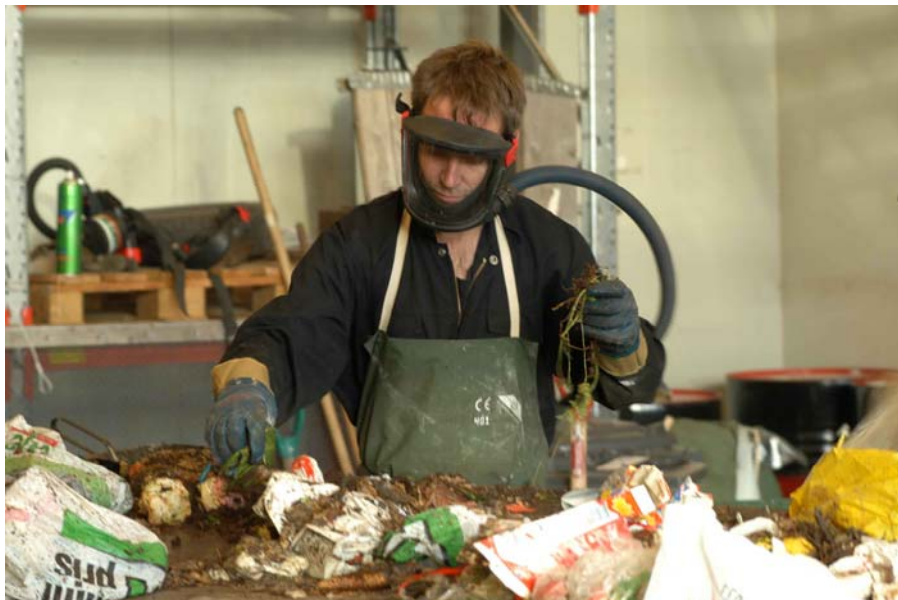
Lokaler, ventilasjon og ergonomi:

- Sorteringsarbeidet må foregå innendørs (beskyttet mot vær og vind) i lokaler med god ventilasjon.
- Arbeidet må normalt foregå stående ved et sorteringsbord som er bygd opp i en behagelig arbeidshøyde.
- Tunge løft må forebygges ved å bruke løfteredskap eller planlegge sorteringsarbeidet slik at dette kan unngås.

Personlig verneutstyr bør bestå av:

- Vernesko med ståltupp og spikertrampsåle
- Kjeledress i kraftig kvalitet som beskytter mot stikkende gjenstander og væskesprut og/eller et kraftig gummiforkle.
- Åndedrettsvern
Halvmaske med partikkelfilter P3 beskytter både mot muggsoppssporene og luftbårne bakterier og virus (Arbeidstilsynets best. nr. 549). Ved langvarig arbeid bør det benyttes friskluftmaske/batteridrevet åndedrettsvern med P3 filter. Personer med skjegg må benytte friskluftmaske.
- Vernebriller/visir.
- Hansker i nitrilgummi

Figur 7: Arbeidstakerne må beskyttes (Foto: Lars Pedersen, RKR)



Dersom kjøretøy har adgang til sorteringslokalet bør personellet utstyres med vest/jakke i signalfarge, ev. hjelm og hørselvern.

Annet sikkerhetsutstyr som bør være lett tilgjengelig:

- Håndvask med varmt og kaldt vann
- Antibakterielt vaskemiddel/våtservietter for hånd og ansikt.
- Førstehjelpsutstyr
- Brannslukningsapparat
- Øyedusj
- Garderobe med dusjmulighet
- Telefon/mobiltelefon

Det må utarbeides en hygiene- og sikkerhetsinstruks som gjøres kjent for sorteringslaget. Denne må omfatte regler for personlig hygiene, regler for spising/drikking/røyking, bruk av verneutstyr m.m.

5.6 Prøvetaking - utvalg og håndtering av prøver

5.6.1 Prøvetakingsstrategier

Ved plukkanalyser vil det være uoverkommelig å sortere alt avfall fra alle avfallsprodusenter hele tiden, slik at en i praksis må gjøre et utvalg i form av stikkprøver. Resultatet av undersøkelser basert på stikkprøvene oppskaleres deretter til å gjelde den *populasjonen* (her: de avfallsprodusentene) som en ønsker data for. Utfordringen blir å sikre at utvalget som gjøres er representativt for *populasjonen*.

Prøvetakingsstrategi avhenger av undersøkelsens formål og egenskaper ved populasjon og eventuelle strata. Dersom det for eksempel er systematiske forskjeller i sammensetningen av avfall fra ulike typer bebyggelse, periodiske variasjoner eller lignende, må en dele inn *populasjonen* i strata som hver for seg er homogene og deretter gjennomføre tilfeldig prøvetaking innen hvert homogene *stratum*. Dette er diskutert mer inngående i kap. 2.2

Prøvetakingen bør så langt det er praktisk mulig være basert på *tilfeldig utvalg*. Dette innebærer uttak av stikkprøve på en måte som sikrer at alle *elementer* i en *populasjon* har samme sannsynlighet for å bli valgt ut. Man kan f. eks. bruke lister over abonnenter og utplukking basert på en randomfunksjon på PC eller ved hjelp av tabeller over tilfeldige tall.

5.6.2 Prøveuttak

I praksis kan en velge mellom to ulike steder for prøveuttak: Fra renovasjonsbilen som har kjørt en renovasjonsrute eller direkte fra abonnentenes avfallsbeholdere.

Henting og sortering av enkeltbeholdere

Den beste måten å kartlegge den statistiske usikkerheten i abonnentenes avfallssammensetning, vil være å tilfeldig velge ut et relativt stort antall avfallsbeholdere som sorteres separat. På denne måten får man et direkte mål på variasjonen mellom husstandene og et tilstrekkelig antall enkeltprøver til å beregne statistisk usikkerhet. I tillegg gir metoden muligheter for å hente inn tilleggsinformasjon som kan ha interesse, f. eks. om fyllingsgrad i beholderne.

Dette utvalgsprinsippet ligger til grunn for metode 1 (jf. kap. 5.9), og anbefales der det er praktisk mulig å gjennomføre denne typen prøveuttak.

Sortering av lass fra renovasjonsbil

Dersom det ikke lar seg gjøre å **hente inn** enkeltbeholdere for separat sortering, anbefales likevel å velge ut enkeltbeholdere tilfeldig for å hente innholdet fra disse med renovasjonsbil. Beholderne tømmes på renovasjonsbil i et samlet lass som sorteres fullt ut. Dette gir mindre informasjon om variasjon og usikkerhet enn ved sortering av enkeltbeholdere hver for seg. Man tømmer det antall beholdere som er nødvendig for å oppnå ønsket prøvestørrelse.

Et annet alternativ er å velge ut en renovasjonsrute tilfeldig for prøvetaking. Siden dette gir et mer begrenset utvalg og større muligheter for skjevheter i utvalget, bør det tas ut prøver fra minimum 3 (helst 5) renovasjonsruter. Sortering av **fulle** lass vil imidlertid bli svært ressurskrevende, og i praksis bør man ta ut delprøver. Dette gjøres ved at lasset (primærprøven) tømmes på et fast underlag og blandes godt ved hjelp av hjullaster. Ønsket prøvolum kan tas ut ved koning og kvartering ("cone and quartering"). Koning og kvartering innebærer at prøven legges i en kjegleformet haug som deles vertikalt langs to diametrale linjer vinkelrett på hverandre, dvs. i fire like "kakestykker". Enten velges en av fjerdedelene tilfeldig (loddtrekning), eller to diametralt motstående fjerdedeler blandes sammen til en prøve. Koning og kvartering gjentas til ønsket prøvestørrelse er oppnådd.

Sortering av lass (samleprøve) er beskrevet i metode 2 (jf. kap. 5.10)

Tidspunkt for prøveuttak

Hver prøve som tas ut bør representere minimum en hel ukes avfallsproduksjon, fordi avfallsmengden kan variere mellom ukedagene (helg vs. hverdag). Helst bør prøvetakingen dekke den ordinære tømmesyklusen for de ulike beholderne/fraksjonene (ukentlig/ hver 14. dag/månedlig). Prøvene bør også tas ved det ordinære tømmetidspunktet, fordi mange bærer ut en del avfall kvelden før tømming.

5.6.3 Prøvehåndtering

Håndtering ved innsamling

Ved anbefalt metode (metode 1 nedenfor) lages en liste over utvalgte beholdere som skal hentes inn. Den enkelte beholder/abonnent anonymiseres i listen ved å tildeles et unikt nummer som prøveenheten (beholderen) merkes med. Sorteringslaget og de som bearbeider og rapporterer resultater forholder seg kun til ID-numrene og ikke til enkeltabbonnenter.

Avfallsbeholderne bringes uforstyrret inn til sorteringslokalet før tømming. Alternativt kan man tømme innholdet fra hver beholder over i tette plastsekker som merkes og bringes inn.

Dersom man velger prøvetaking fra samlet lass, bør man tømme beholderne uten å bruke komprimator.

Lagring

Ved lagring vil det kunne introduseres feil pga fordamping, biologiske prosesser, påvirkning fra nedbør etc.. All lagring må skje innendørs eller i lukkede beholdere.

Sorteringsarbeidet bør helst gjennomføres samme dag som prøven er hentet, eller senest innen neste dag. Avfall bør ikke lagres mer enn to døgn. Lengre lagring anbefales generelt ikke, men må i tilfelle foregå kjølig og med avfallet tildekket.

5.7 Plukkanalyse og vektregistrering

5.7.1 Sorteringsprosedyrer

Prøver av blandet avfall, restavfall eller bioavfall lastes opp på et sorteringsbord med 10 mm rist. Avfallsposer skjæres forsiktig åpne. Dersom de inneholder homogent materiale (f. eks. aske) eller farlig avfall kan det sorteres ut direkte. Hvis ikke spres det utover bordet. Alt over 10 mm håndsorteres iht. det valgte plukksortimentet, mens partiklene under 10 mm defineres som finstoff.

Prøver av kildesortert papir kan tømmes og sorteres på rengjort gulvflate.

Spesielle forhold som gjelder fraksjonene:

- **Finfraksjonen < 10 mm**
Det som faller gjennom finristen på 10 mm (i praksis for det meste kaffegrut, aske, sand (kattesand) og jord) skal ikke føres som egen fraksjon i resultatene, men fordeles på de 2 fraksjonene bioavfall og uorganisk. Se kap 5.9 for nærmere beskrivelse av dette.
- **Komposittmaterialer og emballasje med innhold**
Emballasje med matrester tømmes så godt som mulig for matrestene ved å klemme ut av flasker, tuber o.l. og skrape ut av beger og bokser med slikkepott. Innholdet sorteres i bioavfallsfraksjonen, og emballasjen i

riktig fraksjon avhengig av materialtype.

Sammensatte komponenter med volum større enn en sigarettpakke deles i sine enkeltfraksjoner der dette er praktisk mulig (f. eks. at plastvindu rives av pappesker).

For små komponenter (mindre enn en sigarettpakke) og produkter som ikke enkelt kan deles i de enkeltfraksjonene det er bygget opp av, sorteres i sin helhet etter det byggematerialet (fraksjonen) som antas å være størst vektmessig.

I vedlegg 4 er det gitt nærmere beskrivelse av de ulike fraksjonene.

Prosedylene som brukes må utarbeides skriftlig og gjengis i rapporten fra undersøkelsen.

5.7.2 Veieprosedyrer

Valg av vekttype avhenger av tyngden på utsortert fraksjon. For å redusere målefeilen mest mulig, bør det brukes en vekt med nøyaktighet ± 5 g eller bedre på fraksjoner under 5 kg. For tyngre fraksjoner kan man benytte vekter med nøyaktighet $\pm 0,1$ kg.

For hver beholder, eller hvert lass, som sorteres, må totalvekten registreres før sortering og sammenholdes med summen av vektene for de utsorterte fraksjonene. Et stort avvik her, kan indikere veiefeil.

5.8 Generelt oppsett for statistisk bearbeiding av vektdata

5.8.1 Absolutte vektdata

Tabellen under viser skjematisk hvordan en undersøkelse kan bygges opp. Vertikalt finner vi avfallsfraksjonene $i=1, \dots, n$ som kan være eksempelvis glass, papir, plast, bioavfall og restavfall. Det er ingen grense for hvor mange avfallsfraksjoner som kan analyseres, men kravet til undersøkelsens kvalitet og omfang stiger raskt med økende kompleksitet.

Horisontalt finner vi utvalg $j=1$ til m . Med metode 1 (se kap 5.9) vil utvalgene være avfallsbeholdere eller *utvalgsenhetsvolum*.

Tabell 9: Skjematisk framstilling av en plukkanalyse

	Utvalg j=1	Utvalg j=2		Utvalg j=m	SUM
Avfallsfraksjon $i=1$	x_{11}	x_{12}		x_{1m}	$\sum_{j=1}^m x_{1j}$
Avfallsfraksjon $i=2$	x_{21}				$\sum_{j=1}^m x_{2j}$
...					
...					
Avfallsfraksjon $i=n$	x_{n1}			x_{nm}	$\sum_{j=1}^m x_{ij}$
SUM	$S_1 = \sum_{i=1}^n x_{i1}$			$S_m = \sum_{i=1}^n x_{ij}$	$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m x_{ij}$

Hver x_{ij} måles i masse (kg). For hver fraksjon i kan det beregnes en middsverdi ved:

$$\bar{x}_i = \frac{\sum_{j=1}^m x_{ij}}{m} \quad (1)$$

der s_i er estimatet for *standardavviket* til $\bar{x}_i$ gitt ved formelen

$$s_i = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^m (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}{m-1}} \quad (2)$$

Et konfidensintervall for middsverdien er gitt ved:

$$KI_i = \bar{x}_i \pm t_{\alpha} \frac{s_i}{\sqrt{m}} \quad (3)$$

Der t er gitt av Students t-fordelingen. En kopi av denne finnes som vedlegg 2 til denne rapporten. For å finne rett t -verdi, bestemmer en seg for signifikansnivå (feilsannsynlighet) og teller antall frihetsgrader. Antall frihetsgrader er lik $m-1$ og ensidig feilsannsynlighet (α) lik 0,05 dersom en ønsker at *konfidensintervallet* med 90 prosent sannsynlighet ($= (1-2\alpha) \cdot 100\%$) skal dekke den sanne parameterverdien og 0,025 dersom en ønsker 95 prosent sannsynlighet.

Formlene for *standardavvik* og *konfidensintervall* over er kun riktige dersom alle *utvalgsenheter* er like store.

Ved analyser av avfallssammensetning er det ofte hver fraksjons relative vektandel som blir rapportert. **Det anbefales imidlertid også alltid å rapportere absolutte vektdata, inkl. beregnet middsverdi og standardavvik.** Den absolutte målte mengden av hver fraksjon kan bearbejdes til spesifikke avfallsmengder (kg per person per år) og lettere sammenliknes mellom ulike undersøkelser med forskjellige forutsetninger. De relative tallene er derimot innbyrdes avhengig av hverandre, da endringer i en fraksjon også medfører endringer i de andre fraksjonenes relative andel. Dette gjør det vanskelig å sammenlikne mot andre undersøkelser uten å kjenne alle forutsetninger om avfallssystemene etc.

5.8.2 Relative vektandeler

For hvert utvalg $j=1, \dots, m$ vil det kunne beregnes vektandeler (VA_{ij}) for hver fraksjon $i=1, \dots, n$. Disse er gitt ved

$$VA_{ij} = \frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \cdot 100, \quad i=1, \dots, n \text{ og } j=1, \dots, m \quad (4)$$

Dette gir en liknende matrise som i Tabell 9: Skjematisk framstilling av en plukkanalyse, men med vektandeler i stedet for absolutte vekter.

Dersom utvalget gjøres med like store prøver/utvalgsenhetsvolum, kan vektandelen av avfallsfraksjon i (VA_i) i undersøkelsen beregnes som den aritmetiske middsverdien i de m utvalgene:

$$VA_i = \frac{\sum_{j=1}^m VA_{ij}}{m} \quad (5)$$

for alle fraksjoner $i=1,\dots,n$.

Usikkerheten knyttet til vektandelen VA_i , er gitt ved standardfeilen:

$$\frac{s_i}{\sqrt{m}}, \quad (6)$$

der s_i er estimatet for *standardavviket* til VA_i gitt ved formelen

$$s_i = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^m (VA_{ij} - VA_i)^2}{m-1}}, \text{ for alle } i=1,\dots,n \quad (7)$$

Vi ser at vi får et usikkerhetsmål for hver enkelt avfallsfraksjon. Et *konfidensintervall* kan nå lages for hver gjennomsnittsverdi VA_i . Et *konfidensintervall* for vektandelen av avfallsfraksjon i (VA_i) er gitt ved:

$$KI_i = VA_i \pm t_\alpha \frac{s_i}{\sqrt{m}} \quad (8)$$

Der t er gitt av Students t -fordelingen. En kopi av denne finnes som vedlegg 2 til denne rapporten. For å finne rett t -verdi, bestemmer en seg for signifikansnivå (feilsannsynlighet) og teller antall frihetsgrader. Antall frihetsgrader er lik $m-1$ og ensidig feilsannsynlighet (α) lik 0,05 dersom en ønsker at *konfidensintervallet* med 90 prosent sannsynlighet ($= (1-2\alpha)*100\%$) skal dekke den sanne parameterverdien og 0,025 dersom en ønsker 95 prosent sannsynlighet.

De ulike vektandelene VA_i vil ligge mellom 0% og 100%. Det er vanskeligere å oppnå god treffsikkerhet for de mindre fraksjonene, og ambisjonsnivået kan justeres i forhold til dette.

5.9 Metode 1 (anbefalt): Undersøkelse populasjon eller strata ved sortering av avfallsbeholdere enkeltvis

Uttak av enkeltprøver direkte fra avfallsbeholderne og separat sortering av disse anbefales av flere grunner:

- **Kun denne måten måler variasjonen mellom elementer i populasjonen direkte**
- **Metoden gir et tilstrekkelig antall prøver til å bruke statistiske metoder. Flere av statistikkmetodene krever minst 15-20 prøver i utvalget for å gi pålitelige resultater.**
- **Metoden gir muligheter for å samle inn tilleggsinformasjon i form av f. eks. fyllingsgrad i beholderne.**

5.9.1 Utvalgsmåte

Metoden baserer seg på like *utvalgshetsvolum*.

Dersom alle avfallsbeholderne (*utvalgshetene*) i prøvetakingsområdet har likt volum defineres dette volumet som *utvalgshetsvolumet* i undersøkelsen (uavhengig av fyllingsgrad eller reelt avfallsvolum i hver beholder).

Dersom avfallsbeholderne i prøvetakingsområdet er av ulik størrelse, velger en normalt den største beholderen som *utvalgshetsvolum* for prøvetaking. Dette betyr at hvis vanlige beholderstørrelser er 120 l og 240 l, velges 240 l som *utvalgshetsvolum*. I praksis slår en sammen avfallet fra to og to 120 l beholdere til ett *utvalgshetsvolum* før sortering.

Dersom det kun er noen få beholdere som er vesentlig større enn de øvrige, kan det tas en forholdsmessig delprøve fra disse beholderne. Dersom utvalgsområdet eksempelvis domineres av 120 l beholdere, mens det forekommer noen få 660 l beholder, kan man blande innholdet fra hver av disse godt og ta ut 120 l/660 l, dvs. 1/3, av vekten for sortering.

Vi gjør oppmerksom på at det **kan** knyttes systematiske sammenhenger mellom typer av husholdninger, bydeler og boliger og ulike beholderstørrelser. Slike forskjeller bør en ideelt teste for, og dersom slike finnes anbefales stratifisert analyse.

5.9.2 Utvalgsstørrelse

Utvalgsstørrelsen kan beregnes for å oppnå bestemte krav til pålitelighet og nøyaktighet for de enkelte fraksjoner. Formel for dette gis nedenfor. For generelle undersøkelser av avfallssammensetningen anbefales følgende prøvestørrelser:

For kartlegging av en populasjon uten inndeling i strata:

- minimum 50 *utvalgseenheter (utvalgseenhetsvolum)*, og
- minimum 12 m³ samlet utvalgsvolum (sum av alle de m utvalgte *enhetsvolumene*)

Dersom det er viktig å bestemme enkelte fraksjoner med høy pålitelighet (*konfidensnivå*) og nøyaktighet (liten bredde på *konfidensintervallet*), kan nødvendig utvalgsstørrelse, m_i , for estimering av hver fraksjon i , bestemmes ut fra tidligere undersøkelser eller pilotstudier etter følgende formel, bestemmes med formelen:

$$m_i = \left(\frac{t_\alpha \times s_i}{d_i} \right)^2, \quad (9)$$

der s_i er estimert standardavvik fra tidligere undersøkelse for fraksjon i , og d_i er krav til *slingringsmonn*

t avleses i Students t-fordeling for v frihetsgrader fra tidligere undersøkelse og krav til *konfidensnivå* $1-2\alpha$, jf. vedlegg 2. Antall frihetsgrader er det samme som prøvestørrelse i tidligere undersøkelse – 1.

Eksempel 1:

Vi tar utgangspunkt i tidligere undersøkelser som viser at andel av papir i restavfall utgjorde 0,12 (12%) med *standardavvik*, s , på 0,02. Utvalgsstørrelsen i tidligere undersøkelse var 5. Vi vil bestemme nødvendig prøvestørrelse for å estimere innholdet av papir med et relativt *slingringsmonn* på 10% på 95% *konfidensnivå* i en ny undersøkelse.

t for 4 frihetsgrader og *konfidensnivå* $1-2\alpha = 0,95$ leses av til 2,78 i t-tabellen.

Et relativt *slingringsmonn* på 10% rundt estimert papirandel på 0,12 gir $d=(10/100)*0,12=0,012$.

Innsatt i formelen får vi:

$$m_{\min} = \left(\frac{t_\alpha \times s}{d} \right)^2 = \left(\frac{2,78 \times 0,02}{0,012} \right)^2 = 21,4 \approx 22$$

Det må altså tas ut $m=22$ *utvalgseenhetsvolum* for å bestemme papirandelen med ønsket nøyaktighet (*slingringsmonn*) på ønsket *konfidensnivå*

Dersom man ikke kjenner standardavvik og utvalgsstørrelse fra tidligere undersøkelser, kan man i følge TWA-tool estimere utvalgsstørrelse ved å bruke 30% som **relativt** standardavvik (dvs. standardavvik dividert på middelerdi) generelt for avfall, og $t=1,96$.

5.9.3 Stratifisert prøvetaking

Når undersøkelsen skal gjøres stratifisert, må følgende informasjon kartlegges:

A = antall strata i populasjonen
 M^h = antall utvalgseenheter i strata h i populasjonen
 m^h = antall utvalgseenheter i strata h i utvalget
 M = antall utvalgseenheter i populasjonen
 m = antall utvalgseenheter i utvalget

Ved en stratifisert prøvetaking bør antall prøver som tas fra hvert stratum være proporsjonal med stratumets størrelse. Dersom vi for alle strata ($h=1, \dots, A$) sikrer at utvalget oppfyller $\frac{m^h}{m} = \frac{M^h}{M}$, innebærer det såkalt proporsjonal allokering. Dette gjør det enkelt å beregne middelerdi og standardavvik både for hvert stratum og for populasjonen totalt.

For stratifisert kartlegging, anbefales følgende prøvestørrelse:

- minimum 25 utvalgseenheter for det minste stratum
- antall utvalgseenheter i de øvrige stratum tas ut ved proporsjonal allokering.

5.9.4 Statistisk bearbeiding

Oppsett og statistisk beregning av estimer for middelerdi, standardavvik og konfidensintervall i kap 5.8. Formlene for *standardavvik* og *konfidensintervall* over er kun riktige dersom alle *utvalgseenheter* er like store. I den anbefalte uttaksprosedyren brukes et standardisert *utvalgseenhetssvolum* basert på beholderstørrelsene som velges ut. I praksis vil ikke vekten av avfallet i hvert *utvalgseenhetssvolum* være likt. Vi kan imidlertid anta at vekten er normalfordelt, slik at formelene er gyldige for store utvalg (>20-25 beholdere)

5.10 Metode 2: Uttak av samleprøve fra populasjon

5.10.1 Utvalg

Dersom det er vanskelig å gjennomføre en plukkanalyse av utvalgseenhetene enkeltvis, er det et alternativ å beregne fraksjonenes andeler fra lass med søppel. Disse lassene bør da hentes ut fra et utvalg avfallsbeholdere som er valgt ut tilfeldig etter den metodikken som er beskrevet tidligere. Minimum utvalgsstørrelse er i så fall de samme som angitt i kap. 5.9.1.

Dersom det heller ikke er mulig å sette sammen lassene ved å tømme kun de tilfeldige utvalgte avfallsbeholderene, må det velges tilfeldig blant de renovasjonsrutene som er representative for populasjonen/stratumet som skal undersøkes. Eventuelt må det også gjøres rutetilpasninger ved innhenting av avfallet (avhengig av undersøkelsens formål og det definerte stratum - f. eks. droppe all næringsvirksomhet, kun hente fra eneboligere etc.).

Avfallet i renovasjonsbilen utgjør da en samleprøve (primærprøve) som eventuelt reduseres ved uttak av delprøver iht. prosedyren angitt nedenfor.

Det tas en delprøve fra hvert lass.

Utvalgets størrelse beskrives ved størrelsen på delprøvene og antall ulike lass som skal prøvetas.

For generelle undersøkelser anbefales følgende utvalgsstørrelse:

For kartlegging av en populasjon uten strata:

Enten:

- Minimum 5 lass, hver innsamlet fra minimum 25 **tilfeldig** utvalgte enhetsvolum/holdere. Lassene sorteres i sin helhet.

eller:

- Minimum 7 **tilfeldig** utvalgte lass (primærprøver) som det hver tas ut en delprøve fra til sortering. Hver delprøve skal inneholde minimum 100 kg.

Representativt prøveuttak dersom det forekommer systematiske forskjeller (ulike strata)

Dersom det forventes systematiske forskjeller mellom ulike strata, må man forsøke å få strataene representert i alle lassene som skal prøvetas i samme forhold som de forekommer i populasjonen (dvs. proporsjonal allokering).

Dersom strataene også ønskes undersøkt hver for seg, benyttes metode 3.

Prosedyre for deling av store primærprøver: koning og kvartering

Størrelsen på primærprøvene anbefales å velges slik at det er mulig å sortere hele prøven, f. eks. ved at det hentes avfall kun fra de utvalgte beholderne. Dette eliminerer feil pga av prøvedeling (uttak av delprøver). Dersom primærprøven er så stor (f. eks. >500-1000 kg) at den må deles for å få en håndterbar prøve som kan sorteres innenfor en arbeidsdag, må det tas et utvalg fra primærprøven som så vil utgjøre prøven som skal sorteres.

Deling foregår ved koning og kvartering. Avfallet blandes med skuffen fra en hjullaster eller traktor og legges i en haug (koning). Haugen deles i fire like store deler langs to diametralt kryssende linjer gjennom haugens sentrum (kvartering). En av de fire haugene velges tilfeldig (loddtrekning).

Prosedyren gjentas til man har ønsket prøvestørrelse (minst 100 kg).

5.10.2 Statistisk bearbeiding

Oppsett og statistisk beregning av estimater for middelerdi, standardavvik og konfidensintervall i kap 5.8.

Utvalgsenheterne er nå ikke avfallsbeholdere, men i stedet prøver tatt fra lass.

Formlene for *standardavvik* og *konfidensintervall* over er kun riktige dersom alle *utvalgsenheter* er tilnærmet like store.

5.11 Metode 3: Uttak av samleprøve fra ulike strata

Dersom ulike strata i populasjonen skal kartlegges, og det ikke er mulig å ta ut enkeltbeholdere for separat sortering, brukes denne metoden.

Når undersøkelsen skal gjøres stratifisert, må følgende informasjon kartlegges:

A = antall strata i populasjonen

M^h = avfallsmengde totalt i strata h i populasjonen

m^h = avfallsmengde i utvalget fra strata h (prøvestørrelse)
 M = avfallsmengde totalt i populasjonen
 m = avfallsmengde totalt i alle uttatte prøver

Det velges ut lass tilfeldig blant renovasjonsbilene som henter innenfor hvert definerte stratum. Det bør tas ut minimum tre prøver á minimum 100 kg fra ulike, tilfeldig utvalgte lass fra hvert stratum.

For kalkulasjon av vektandel, standardavvik og konfidensintervall innenfor hvert stratum, brukes formlene (5), (7) og (8) ovenfor.

For beregning av populasjonens vektandel, standardavvik og konfidensintervall, må imidlertid resultatene for hvert stratum vektas iht. hvor stort stratomet er i forhold til den totale populasjonen.

Veid gjennomsnitt for vektandeler for hver fraksjon i blir da:

$$VA_i = \sum_{h=1}^A VA_i^h \left(\frac{M^h}{M} \right), \text{ for strata } h=1, 2, \dots, A \quad (10)$$

Standardavviket s_i for hver fraksjon kan beregnes med følgende formel:

$$s_i = \sqrt{\sum_{h=1}^A \left(\frac{M^h}{M} \right)^2 \frac{(s_i^h)^2}{m^h} \left(1 - \frac{m^h}{M^h} \right)}, \quad (11)$$

der s_i^h er standardavviket for fraksjon i i stratum h .

Formelen for *konfidensintervall* (formel (8)) vil også gjelde i dette tilfellet.

5.12 Korrigering for finfraksjonen (<10mm)

Finfraksjonen (<10mm) veies og vekten fordeles på "bioavfall" og "annet uorganisk" etter følgende regler:

- For analyse av restavfall og blandet avfall: Fordeles visuelt på de 2 fraksjonene bioavfall og uorganisk.
- For analyse av kildesortert bioavfall: Finfraksjonen anses i sin helhet som bioavfall.
- For analyse av kildesortert papiravfall: Finfraksjonen anses i sin helhet som papir. Erfaringsmessig utgjør finstoffet under 0,1 % av det totale papiravfallet.

For andre analyser fordeles andelene visuelt iht prinsippene for restavfall.

Dersom andelen finstoff er høy, for eksempel flere % (avhengig av ønsket nøyaktighet for analysen), kan den visuelle fordelingen av finfraksjonen medføre en vesentlig feil i analyseresultatene. I så fall kan den visuelle bedømmingen erstattes av glødetest for å finne andel uorganisk i forhold til andel organisk. Uansett bør også andelen som finfraksjonen utgjorde ved sortering oppgis.

5.13 Korrigering for fukt og smuss

For blandet avfall og restavfall er det viktig å være oppmerksom på at avfallsfraksjonene som sorteres ut ikke er tørre og rene. Spesielt gjelder dette når våtorganisk avfall inngår i avfallet som sorteres. Matrester skal klemmes ut og emballasje skrapes med slikkepott. Fuktighet og smuss vil likevel trekke delvis inn i papp og papir og ligge utenpå plast- og metallemballasje. Dette vil gi store utslag på vekten sammenliknet med rene og tørre materialer.

Dersom man ønsker å kompensere for dette bør man ta ut prøver på et par kg av de ulike fraksjonene som veies før og etter rengjøring og tørking. Plast, glass og metall rengjøres ved å vaske opp og tørke i romtemperatur. Papir kan tørkes i tørkeskap (105-115 °C med periodisk vending i massene, i to timer eller til konstant vekt oppnås) eller spres ut for tørking i romtemperatur. Korreksjonsfaktorer fra andre undersøkelser er gitt i kap. 3.1.4.

5.14 Statistisk sammenlikning mot andre undersøkelser

Ofte vil det være interessant å sammenlikne mot tidligere undersøkelser for å se utviklingstrender, eller mot andre undersøkte områder for å se forskjeller.

Når en opererer med andeler er det viktig å tenke på at alle fraksjoner som inngår i avfallet påvirker hverandres andel innbyrdes. Dersom f. eks. en stor fraksjon har blitt fjernet fra restavfallet i forhold til tidligere undersøkelse, vil andre fraksjoners andel øke. Dersom en ønsker å vurdere om det er forskjeller mellom fraksjonenes andel i ulike undersøkelser, må en bestemme om forskjellene er signifikante – eller kan forklares som naturlige variasjoner innenfor målingenes usikkerhet. Dette kan gjøres ved en Student t-test med formelen:

$$t_{m^1+m^2-2} = \frac{VA_i^1 - VA_i^2}{\sqrt{\frac{(s_i^1)^2}{m^1} + \frac{(s_i^2)^2}{m^2}}} \quad (12)$$

hvor toppskrift viser til undersøkelse 1 og 2.

$t_{m^1+m^2-2}$ = Student t-verdi som angir konfidensnivå for forskjellen mellom de to vektandelene ved m^1+m^2-2 frihetsgrader.

s^1 og s^2 = standardavviket for de to seriene

m^1 og m^2 = antall prøver i de to seriene

Når t-verdien er beregnet går en inn i tabellen i vedlegg 2 for det angitte antall frihetsgrader og leser av konfidensnivået for beregnet t-verdi.

Formelen gjelder der antallet prøver i de to seriene er omtrent like, og *standardavviket* forskjellig. Formelen (12) vil gjelde for undersøkelser etter metode 1 og 3.

Regnearkmodellen som er utarbeidet bruker denne Student t-testen til å beregne om forskjellene mellom ulike undersøkelser er signifikante, jf. Vedlegg 6.

5.15 Rapportering

En skriftlig rapport for gjennomført plukkanalyse bør omfatte følgende:

Formål

Hensikten med undersøkelsen, inkludert konkret formulering av spørsmål som man ønsker besvart, beskrives, jf. 5.4.6 pkt. A og C.

Grunnlagsdata om populasjonen

Alle relevante data som underbygger vurderinger om utvalg, og som kan ha betydning for tolkning av resultater etc. må beskrives, jf. 5.4.6 pkt B

Utvalg

Eventuell stratifisering skal diskuteres og beskrives. Utvalg og utvalgsmetode skal beskrives og begrunnes i forhold til representativitet for populasjon og/eller *stratum*. *Utvalgshetsvolum*, antall, total prøvestørrelse etc. skal begrunnes og oppgis.

Prøvehåndtering og sortering

- Prøvehåndteringen fram til sortering skal beskrives. Organisering av sorteringsarbeidet og sorteringsprosedyrene skal beskrives. Skriftlige sorteringsinstrukser skal legges ved rapporten.
- Type vekt og målenøyaktighet angis.
- Eventuelle korrigeringer for fukt og smuss spesifiseres.

Resultater

- Alle rådata (faktisk vekt for hele prøven og for hver sorterte fraksjon) for hver prøve (hver sortering) oppgis i tabellformat som rapportvedlegg.
- All statistisk bearbeiding av tallene skal oppgis, inkludert formlene som er brukt. Som et minimum angis forventningsverdien for avfallsfraksjonens vektandel og standard feil (prøvens *standardavvik*) som mål på variasjon.
- Spesifikke avfallsmengder beregnes og rapporteres minimum som mengde per innbygger per uke, og ev. i tillegg som mengde per husstand per uke. Spesifikke avfallsmengder per innbygger gjør det mulig å sammenlikne ulike undersøkelser.
- *Konfidensintervall* basert på et angitt *slingringsmonn* og *konfidensnivå* beregnes. *Konfidensintervallet* bør beregnes og rapporteres både i absolutte tall og som relative tall. Det relative *konfidensintervallet* gjør det mulig å sammenlikne ulike undersøkelser.
- Resultater for hvert strata må oppgis og sammenliknes i en tabell.
- For alle sammenlikninger mellom forventningsverdier (avfallsfraksjonens andel) fra ulike strata, undersøkelser fra ulike tidspunkt etc., må *konfidensnivået* for slutningene angis (altså om forskjellene er signifikante).
- Hovedresultatene bør rapporteres både i samletabeller og illustreres grafisk på en egnet måte.

6 REFERANSER

- Analyses of Solid Waste (SWA-tool) (2004). European Commission.
- Bhattacharyya, G. K. og R. A. Johnson (1977): Statistical concepts and methods, John Wiley & sons.
- Dahlén, L., S. Vukicevic, J-E. Meijer og A. Lagerkvist (2005): Manual för plockanalys av hushållsavfall - Utkast, NSR Research og Luleå Tekniske Universitet, LTU 2005.
- Heie, Aa. (1998): Sorteringsanalyser – kommunalt avfall, Oppdragsrapport for SFT, Interconsult 1998.
- Heie, Aa og T. Sverud (1994): Prøvetaking og analyse av fast avfall, Nordtest report, NT Techn report 247.
- Interconsult (2003): Analyse av husholdningsavfall i Grenland 2002.
- Interconsult (2000): Avfallsanalyse Oslo 2000
- Larsen, Tor (2004): Time kommune – plukkanalyse av restavfall fra husholdninger, november 2004
- Larsen, Tor (2004): Stavanger kommune – plukkanalyse av restavfall fra husholdninger, august 2004
- Nordtest (1995): Solid Waste, Municipal: Sampling and characterisation, Nordtest method, NT Envir 001.
- RVF (2005): Trender och variationer i hushållsavfallets sammansättning – plockanalys av hushållens säck- och kärlavfall i sju svenska kommuner. RVF Rapport 2005:05, Svenska Renhållningsversföreningen, Malmö.
- Scheaffer, R. L., W. Mendenhall og O. Lyman (1990): Elementary survey sampling, fourth ed., Duxbury Press
- Syversen, Frode (2005): Asker og Bærum kommuner – Sorteringsanalyser restavfall fra husholdninger – utført januar 2005.

I tillegg alle plukkanalysene oppgitt i vedlegg 1.

Personlige meddelelser:

Larsen, Tor (2005), Stavanger kommune, renovasjonsverket, tlf. 51 91 24 36

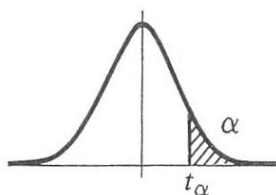
Friestad, Oddvar (2005), FF Resi, tlf. 51 79 11 90

Vedlegg 1: Mottatte plukkanalyser

Rapport	Dato	Oppdragsgiver	Utførende
Avfallsanalyse Oslo 2000	13.11.00	Oslo Renovasjonsetat	ICG
Sorteringsanalyse for restavfallet fra VESARområdet	10.3.03	VESAR	Asplan Viak
Analyse av husholdningsavfall i Grenland 2002	25.2.03	Renovasjon i Grenland	Interconsult
Sorteringsundersøkelsen 1999		RKR, Agder renovasjon, LiBir	RKR
Sorteringsundersøkelsen 2001		RKR, Agder renovasjon, LiBir og MAREN	RKR
Sorteringsundersøkelse av husholdningsavfall i Agder	2004	RKR, Agder renovasjon, LiBir, MAREN og Setesdal renovasjonsselskap	RKR
Sorteringsanalyse 2002-2003	sep. 03	Follo Ren	Hjellnes Cowi
Plukkanalyse Ivahola 2004	26.1.05	NOMIL	NOMIL
Sorteringsanalyse av restavfall og papir fra husholdninger i IVAR-kommuner	12.8.02	IVAR	Noas Kompetansesenter
Sorteringsanalysar 2003-2004, resultatrapport	2004	NGIR	NGIR
Plukkanalyse av restavfall fra husholdninger	15.11.04	Time kommune	Noas Miljøkompetanse
Plukkanalyse av restavfall fra husholdninger	16.8.04	Stavanger kommune	Noas Miljøkompetanse
Plukkanalyser april 05 og oppsummering av tidligere plukkanalyser	21.4.05	Haugesund kommune	Haugesund kommune
Evaluering av kildesorteringsordningen, rapport 1/2005	2005	Tromsø kommune, renovasjonen	Tromsø kommune, renovasjonen
Karakterisering av avfall og produksjon av foredlet avfallsbrensel (FAB)	26.7.04	IRMAT	
Vurderingar etter sorteringskontroll 19.1.98-23.1.98	1998	SUM	SUM
Samlerapport etter 1. sortering restavfall og våtorganisk avfall	30.6.05	ECOPRO	Land og Vann
SIM - Årsmelding 2004	2005	SIM	SIM
Regneark RTA	2002	RTA	RTA
Restavfallsanalyser sommeren 2004 i MNA	27.6.05	MNA	MNA
Sammenlikning restavfallsanalyser 1999-2005	2005	MNA	MNA
Sorteringsanalyse - Brun/grå dunk	mai. 00	IVAR	Noas Kompetansesenter
Avfallsanalysen 2005, Oslo	sep. 05	Oslo Renovasjonsetat	Renovasjonsetaten

Vedlegg 2: Students t-fordeling

Student-fordelingen: Kritiske verdier t_α .



Tabellen gir t_α , slik at $\alpha = Pr(t > t_\alpha)$ når t er Student-fordelt med ν frihetsgrader.

	α	.05	.025	.01	.005	.0005
	2α	.10	.05	.02	.01	.001
	$1 - 2\alpha$	.90	.95	.98	.99	.999
1		6.31	12.71	31.82	63.66	636.6
2		2.92	4.30	6.96	9.92	31.60
3		2.35	3.18	4.54	5.84	12.92
4		2.13	2.78	3.75	4.60	8.61
5		2.01	2.57	3.36	4.03	6.87
6		1.94	2.45	3.14	3.71	5.96
7		1.89	2.36	3.00	3.50	5.41
8		1.86	2.31	2.90	3.36	5.04
9		1.83	2.26	2.82	3.25	4.78
10		1.81	2.23	2.76	3.17	4.59
11		1.80	2.20	2.72	3.11	4.44
12		1.78	2.18	2.68	3.05	4.32
13		1.77	2.16	2.65	3.01	4.22
14		1.76	2.14	2.62	2.98	4.14
15		1.75	2.13	2.60	2.95	4.07
16		1.75	2.12	2.58	2.92	4.02
17		1.74	2.11	2.57	2.90	3.97
18		1.73	2.10	2.55	2.88	3.92
19		1.73	2.09	2.54	2.86	3.88
20		1.72	2.09	2.53	2.85	3.85
21		1.72	2.08	2.52	2.83	3.82
22		1.72	2.07	2.51	2.82	3.79
23		1.71	2.07	2.50	2.81	3.77
24		1.71	2.06	2.49	2.80	3.74
25		1.71	2.06	2.48	2.79	3.72
26		1.71	2.06	2.48	2.78	3.71
27		1.70	2.05	2.47	2.77	3.69
28		1.70	2.05	2.47	2.76	3.67
29		1.70	2.05	2.46	2.76	3.66
30		1.70	2.04	2.46	2.75	3.65
40		1.68	2.02	2.42	2.70	3.55
60		1.67	2.00	2.39	2.66	3.46
120		1.66	1.98	2.36	2.62	3.37
∞		1.64	1.96	2.33	2.58	3.29

Vedlegg 3: Sammenlikning av klassifisering

SSBs avfallsregnskap for Norge	Europeisk avfallsliste		RVF Manual for pluckanalys	EUs sorteringskatalog "SWA-tool"		NRF metode			
	29 fraksjoner + diverse fraksjoner farlig avfall	EAL-kode		Nivå 1: 12 fraksjoner, nivå: 35 fraksjoner	SWA-code	Nivå 1 9 fraksjoner	Nivå 2 17 fraksjoner	Nivå 3 23 fraksjoner	
10 fraksjoner			Nivå 1: 9 fraksjoner og nivå 2: 21 fraksjoner						
Papir, papp og drikkekartong	Emballasje av papir og papp/kartong	15 01 01	Emballasje	Emballasje av papir og kartong	PC3 02	Papp/papir	Emballasje av papir/papp/kartong (består av minst 50 % papir/papp)	Drikkekartong	
			Bølgepapp					Bølgepapp	
								Annen emballasje av papir/kartong	
	Papir og papp/kartong	20 01 01	Aviser og trykksaker	Høyglanspapir/kartong og bilder/postere	PC3 01		Annet papp/papir	Lesestoff	
				Aviser	PC3 03				
			Annet papir	Annet papir/kartong - ikke emballasje	PC3 04			Annet papir/kartong	
Våtorganisk avfall	Biologisk nedbrytbart kjøkken- og kantineavfall	20 01 08	Matavfall	Biologisk nedbrytbart kjøkken/kantineavfall	OR1 01	Bioavfall	Biologisk nedbrytbart kjøkkenavfall	Matavfall	
	Matolje og matfett	20 01 25						Tørkepapir og lignende (tilgriset)	
	Hage- og parkavfall som er biologisk nedbrytbart	20 02 01	Hageavfall	Hage- og parkavfall som er biologisk nedbrytbart	OR1 02		Hageavfall som er biologisk nedbrytbart	Hageavfall	
				Annet nedbrytbart avfall	OR1 03				
Plast	Emballasje av plast	15 01 02	Emballasje myk plast	Emballasje av folieplast	PL4 01	Plast	Emballasje av plast (består av minimum 50 % plast)	Emballasje av folie/mykplast	
			Emballasje hard plast	Emballasje hard plast	PL4 04			Emballasje hard plast	
	Plast	20 01 39	Skumplast/isopor				Annen plast	Skumplast/isopor	
			Annen plast	Folieplast	PL4 02			Annen plast	
				Hard plast	PL4 05				
				Hard plast flasker, tuber og kanner	PL4 03				
Glass	Emballasje av glass	15 01 07	Emballasje av glass	Glassflasker og beholdere klart glass	G5 01	Glass	Emballasje av glass	Emballasje av glass	
				Glassflasker og beholdere brunt glass	G5 02				
	Glass	20 01 02	Annet glass	Diverse glass - ikke emballasje	G5 04	Annet glass	Annet glass		
Metall	Emballasje av metall	15 01 04	Emballasje av metall	Emballasje av jern	M7 01	Metall	Emballasje av metall (består av minimum 50 % metall)	Emballasje metall	
				Ikke-jernholdig emballasje	M7 02				
	Metall	20 01 40	Annet metall	Diverse jern	M7 03	Annet metall	Annet metall		
				Diverse ikke-jern	M7 04				
Tekstiler	Emballasje av tekstil	15 01 09	Tekstil			Tekstiler	Tekstiler	Tekstiler	
	Tekstiler	20 01 11		Klær	T6 01				
				Tekstiler som ikke er klær	T6 02				
Farlig avfall	Diverse fraksjoner er navngitt	Div	Farlig avfall	Batterier og akkumulatorer	H8 01	Farlig avfall	Farlig avfall	Farlig avfall	
				Diverse farlig avfall	H8 02				
Andre materialer	Kassett elektrisk og elektronisk utstyr	20 01 36	Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall (er under kategorien komplekse produkter)	C9 03	Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall	
Treavfall	Emballasje av tre	15 01 03	Tre	Ubehandlet tre	W2 01	Annet	Tre	Tre	
	Annet tre	20 01 38		Behandlet tre	W2 02				
Andre materialer	Emballasje av komposittmateriale	15 01 05	Annet	Emballasje av komposittmateriale	C9 01	Annet	Annet	Annet	
				Komposittmaterialer - ikke-emballasje	C9 02				
	Blandet emballasje	15 01 06							
	Klær	20 01 10							
	Maling og andre trykkmønstre, klebemidler og harpikser som ikke er farlig avfall	20 01 28							
	Rengjøringsmidler som ikke er farlig avfall	20 01 30							
	Legemidler	20 01 32	"Helseavfall"	U11 02					
	Batterier og akkumulatorer som ikke er farlig avfall	20 01 34	Øvrig uorganisk				Øvrig uorganisk	Øvrig uorganisk	
		Avfall fra skorsteinsfeing	20 01 41						
		Jord og stein	20 02 02		Jord og stein		IN10 01		
		Andre fraksjoner som ikke er spesifisert andre steder	20 01 99	Bleier, bind og lignende.	Barnobleier		U11 01	Bleier, bind og lignende.	Bleier, bind og lignende.
	Hage- og parkavfall som ikke er biologisk nedbrytbart	20 02 03	Øvrig uorganisk	Diverse inert avfall	IN10 02	Øvrig uorganisk			
	Blandet kommunalt avfall	20 03 01							
	Voluminøst avfall	20 03 07							
				Finstoff < 10 med mer	F12 01				
Betong									
Slam									

Vedlegg 4: Nærmere beskrivelse av avfallsfraksjonene

Nivå 1 9 fraksjoner	Nivå 2 17 fraksjoner	Nivå 3 25 fraksjoner	Beskrivelse av fraksjoner/kategorier
Papp/papir	Emballasje av papp/papp/kartong (består av minst 50 vekt% papp/papir)	Drikkekartong	Kartongemballasje til væske; kartonger til juice, melk, fløte, drikkeyoghurt, syltetøy, sauser, puddinger, vaske- og skyllemidler mm.
		Bølgepapp	Brunt bølgepapp som esker, omslag etc.
		Annen emballasje av papp/kartong	Esker, poser og kartonger som f.eks pizzaesker, eggekartong, skoer, cornflakes, frokostblandinger, lekeremballasje og andre kartongesker, sukker- og melposer, brødposer etc.
	Annet papp/papir	Lesestoff	Ukeblader, brosjyrer, tidsskrifter, kataloger og trykksaker samt aviser og trykksaker av aviskvalitet. Telefonkataloger, bøker.
		Annet papp/kartong	Skrivepapp, kontorpapir, datalister, konvolutter, gavepapp etc.
Bioavfall	Biologisk nedbrytbart kjøkkenavfall, inkl andel av finfraksjon < 10 mm.	Matavfall	Matrester, kjøtt- og fiskerester inkl bein, frukt- og grønnsaksskall, brød- og melprodukter, teblader/poser, kaffegrut, eggesskall, matolje- og fett og lignende. For fulle emballerte matvarer tas maten ut og emballasjen legges i riktig kategori.
		Tørkepapir og lignende (tilgriset)	Tilgriset tørkepapir, servietter, kaffefiltere etc.
		Andel av finfraksjon < 10 mm	Andel av fraksjonen som har passert lysåpningen på sorteringsbordet. Består ofte av kaffegrut, skrellrester og humus.
	Hageavfall som er biologisk nedbrytbart	Hageavfall	Bioavfall fra hager. Frukt- og vekster som er dyrket i egen hage; grener, kvist, blader, gress, frukt- og grønnsaker. Også inkl snittblomster, potteplanter, jord etc.
Plast	Emballasje av plast (består av minimum 50 vekt % plast)	Emballasje av folie/mykplast	Bæreposer, andre poser, cellofan, plastfilm, knitteplast etc. De fleste kaffeposer og chipsposer er plast.
		Emballasje hard plast	Flasker og kanner samt lokk; eks saftflasker, såpe/tøymynerflasker, shampooflasker, tannkremtuber, deodorantflasker, yoghurtbeger, isbokser, sennep- og ketchupflasker etc. Også panteflasker.
		Skumplast/isopor	Isopor, styropor som f.eks støtdempende bakker for matvarer, støtdempende emballasje.
	Annen plast	Annen plast	All plast som ikke er emballasje, f.eks plastmapper, leketøy, plastkurver og -bokser, hagemøbler, innredningsartikler, oppvaskbørster, CD/DVD-er, videoer, tannbørster, engangsbestikk, vinylbelegg og skumgummi.
Glass	Emballasje av glass	Emballasje av glass	Flasker og glass; syltetøyglass, saftflasker, vin- og spritflasker, brus- og ølflasker (også pantbare).
	Annet glass	Annet glass	Kjøkken- og prydgjenstander av glass, vindter, spill, drikkeglass etc.
Metall	Emballasje av metall (består av minimum 50 vekt% metall)	Emballasje metall	Blikk/konserveringsbokser for matvarer og drikkevarer, flaskekapsler, syltetøylukk aluminiumsformer for ferdigmat, skrukorker, tuber etc.
	Annet metall	Annet metall	Aluminiumsfolie, spiker, skrue og diverse gjenstander der hovednestanddelen er metall.
Tekstiler	Tekstiler	Tekstiler	Ull, bomull, syntetiskstil - både klær, håndklær, gardiner, sengetøy, tepper etc.
Farlig avfall	Farlig avfall	Farlig avfall	Alt farlig avfall som maling, lim, lakk, olje, spraybokser, knappcellebatterier, oppladbare batterier, sterke vaskemidler, sprayflasker, plante- og insektsvernmidler etc.
Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall	Elektrisk- og elektronisk avfall	Mobiltelefoner, data- og teleutstyr, skrivere og kopimaskiner, elektrisk verktøy, hvitevarer, komfyrer, lamper, varme- og kjøleanlegg/ovner, elektriske leker, TV/video- og DVD-spillere, radio- og stereo, strykejern, vaffeljern, kaffetraktere, kameraer, føner, barbermaskiner etc.
Annet	Tre	Tre	Esker og kasser av tre og kork (inkl samt limt og overflatebehandlet tre), trematerialer, leker av tre, korker etc.
	Bleier, bind og lignende.	Bleier, bind og lignende.	Barnebleier, bind og lignende inkl innhold og evt toalett-papir og lignende som det er viklet inn i.
	Øvrig uorganisk, inkl andel av finfraksjon < 10 mm	Øvrig uorganisk	Stein og grus, sand, jord, leire, porselen, keramikk, sikringer, tegl, glassvatt og steinull, aske.
		Andel av finfraksjon < 10 mm	Andel av fraksjonen som har passert lysåpningen på sorteringsbordet. Består ofte av sand, leire, aske, sement, kattesand, stifter, småspiker.
	Annet	Annet	Alt som ikke passer inn i noen annen kategori - for eksempel produkter av flere materialer (hvorav verken plast-, papp/kartong eller metallemballasje er > 50 vekt%), sko, skinn, gavebånd, fotografier, permer, engangsbarberhøvler, hår, såpe, plaster, bomullspads og -dotter, støvsugerposer, hundemøkkposer, lys.

Vedlegg 5: Begreper og definisjoner

Avfallsfraksjon/fraksjon	Inndeling iht. klassifiseringen som gjøres av avfallet. Alt avfall må kunne sorteres i en fraksjon. Dvs. det bør alltid være en fraksjon som benevnes restavfall e.l. og som samler det som ikke sorteres ut som egne fraksjoner.
Element	Objektene som måles kalles element. For eksempel en avfallsbeholder, en husstand, en renovasjonsabonnent e.l. Alle elementene samlet utgjør populasjonen
Frihetsgrader	Antall parametere som må bestemmes før alle funn forklares deterministisk. I en statistisk analyse gjerne 1 mindre enn antallet elementer, n , i et utvalg (dvs. $n-1$)
Telleenhet	Søppelet kan telles i antall, i volum eller i masse. For de fleste formål synes masse (kg) å være mest hensiktsmessig
Estimator	En estimator er en beregnet (estimert) størrelse av en underliggende variabel. F. eks. gjennomsnittlig vektandel av en avfallsfraksjon.
Konfidensnivå	Konfidensnivået viser med hvilken sannsynlighet vi med gjentatte forsøk vil finne at den sanne variabelen ligger innenfor et visst konfidensintervall. Oppgis som $(1-2\alpha)*100\%$, der 2α sannsynligheten for type 1-feil.
Konfidensintervall, KI	Et konfidensintervall gir en øvre og en nedre grense for en estimator ved et gitt konfidensnivå. Høyere sannsynlighet gir et bredere konfidensintervall. Større utvalg reduserer konfidensintervallet. Bredden på konfidensintervallet er 2 ganger slingringsmonnet, d (se nedenfor). Eksempel: Vektandelen av en undersøkt avfallsfraksjon (VA_i) kan rapporteres som middelveiden fra undersøkelsen $\pm$ konfidensintervallet gitt ved et bestemt konfidensnivå: $VA_{\text{papir}} = 23\% \pm 1,5$ ved 95% konfidensnivå betyr at vi i gjentatte forsøk vil forvente å finne at innholdet av papir ligger mellom 21,5% og 24,5% i 95 prosent av tilfellene.
Nøyaktighet	Nøyaktighet for en estimator uttrykkes ved slingringsmonn eller konfidensintervall.
Slingringsmonn, d	Maksimalt tillatt feil i estimatoren. Er det samme som halve konfidensintervallet. Slingringsmonnet angis for et gitt konfidensnivå, $(1-2\alpha)*100\%$. Kan angis absolutt eller relativt som andel av estimatoren (f. eks. $\pm 10\%$)
Populasjon	En samling elementer som vi ønsker å trekke slutninger om. Eksempelvis total søppelproduksjon i et område (innsamlet avfall fra det totale antall avfallsbeholdere).
Prøve	En prøve er et uttak til sortering
Standardavvik, s	Standardavviket, s , uttrykker en estimators usikkerhet
Strata	Homogene undergrupper av populasjonen som ikke overlapper, og som skiller seg fra hverandre og gir opphav til systematiske forskjeller i forventningsverdier som kan forklares med forskjeller i de variablene som karakteriserer strataene. Eksempelvis kan slike strata være knyttet til boligtype, bydel eller avfallssystem.
Stratifisert prøvetaking	Prøvetaking der utvalget tas ut for å sikre et gitt signifikansnivå innenfor hvert stratum

Tilfeldig prøvetaking	Tilfeldig prøvetaking betyr at alle elementer i populasjon eller stratum har samme sannsynlighet for å bli plukket ut.
Utvalg	Et utvalg er en samling utvalgsenheter som er trukket ut.
Utvalgsenheter	Ikke-overlappende samlinger av elementer fra en populasjon som dekker hele populasjonen
Utvalgsenhetsvolum	Volum av hver utvalgsenhet. Ved bruk av avfallsbeholdere som element, velger man volumet på utvalgsenhetene med utgangspunkt i avfallsbeholdernes volum

Vedlegg 6: Veiledning for bruk av regnearkmodell

Regnearkmodellen for registrering og bearbeiding av analysedata fra plukkanalyser av husholdningsavfall kan lastes ned fra NRFs hjemmeside www.nrfo.no/plukkanalysemal

Modellen er utviklet for plukkanalyser iht. metode 1 i NRF rapport "Retningslinjer for plukkanalyser av husholdningsavfall". Metoden er primært beregnet på innhenting av tilfeldig utvalgte avfallsbeholdere for separat sortering og registrering iht. et valgt plukksortiment, men kan også brukes for undersøkelser av lass iht. metode 2 i samme rapport.

Populasjonen kan deles inn i inntil fire ulike strata (definerte undergrupper), som her betegnes S1-S4. Hvert strata kan bestå av inntil 100 prøver.

Celler som har et rødt merke i hjørnet, har en forklarende merknad som kommer fram dersom pekeren legges på cellen.

Røde celler krever inntasting, ev. kontroll av verdien som er valgt.

1. Ark [Generelle data]

Her må antall strata testes inn. Dersom undersøkelsen gjennomføres ustratifisert defineres populasjonen som ett stratum.

Utvalgsenhetsvolum må defineres/velges, og antall utvalgsenhetsvolum i hvert stratum må oppgis. Utvalgsenhetsvolum velges normalt som den største avfallsbeholderen som er vanlig forekommende i stratumet, se NRF rapport for nærmere veiledning.

Ved stratifisert prøvetaking beregnes antall utvalgsenheter som må prøvetas fra hvert stratum for å oppnå proporsjonal allokering. Antallet er beregnet ut fra at det prøvetas 25 utvalgsenheter fra det minste stratumet.

2. Ark [RådataS1]...[RådataS4]

Her testes alle vektdata inn i tabeller (separate ark) for hvert stratum S1 til S4.

Det anbefales å registrere data om vekt av hver beholder før tømning og sortering. Dette gir grunnlag for en kontroll mot sum vekt av sorterte fraksjoner.

Sortering gjøres iht. valgt plukksortiment, innenfor den inndelingen som regnearket tillater (nivå 3). Dersom det velges et lavere detaljnivå, testes vektregistrering rett inn på summasjonsradene.

NB! For fraksjoner som ikke inngår i plukksortimentet skal det ikke gjøres inntastinger

NB! For fraksjoner som inngår men som ikke er registrert i enkeltprøver skal det testes 0.

Finstoff <10 mm veies, og ut fra en visuell vurdering angis prosentvis fordeling mellom organisk og uorganisk finstoff.

3. Ark [AndelS1]...[AndelS4]

Ark som beregner vektandeler for hvert stratum basert på oppgitte vekter i arkene [RådataS1].... Finstoffet er her fordelt på fraksjonene bioavfall og annet avfall iht. opplysninger gitt under [Rådata].

Det er ikke anledning til å gjøre inntastinger på disse arkene.

4. Ark [Statistiske beregninger]

NB! Konfidensnivå for beregningene av slingringsmonn (konfidensintervall) må testes inn for hvert stratum og for populasjonen samlet (røde celler).

Beregningene gjøres automatisk for de dataene som er inntastet under [RådataS1] til [RådataS4].

Beregning av standardavvik krever mer enn en prøve i hvert stratum.

5. Ark [Resultattabell]

Resultattabellen angir vektandeler, standardavvik og slingringsmonn (konfidensintervall) ut fra et gitt konfidensnivå.

Tabellen kan justeres før utskrift eller lignende, ved å skjule rader og kolonner som ikke brukes. Merk aktuelle rader og velg "Format" > "Rad" > "Skjul". Merk aktuelle kolonner og velg "Format" > "Kolonne" > "Skjul". Skjulte rader og kolonner kan tas frem igjen ved å merke radene/kolonnene på hver side og velge "Format" > "Rad" ("Kolonne") > "Vis".

Arket kan alternativt brukes til inntastinger av resultater fra andre undersøkelser som man ønsker å sammenlikne mhp om det er signifikante forskjeller i resultatene. I så fall ansees undersøkelsene som skal sammenliknes som separate strata. Vektandeler og standardavvik fra de tidligere undersøkelsene testes inn (inntil 4 undersøkelser).

6. Ark [Strataforskjeller]

Basert på vektandeler og standardavvik fra ark [Statistiske beregninger] beregnes konfidensnivået for forskjeller mellom vektandelene for samme fraksjon i to ulike strata.

Ved å taste inn krav til konfidensnivå, får man en automatisk sammenlikning som gir som svar "JA" hvis det er signifikant forskjell og "NEI" hvis det ikke er signifikant forskjell på valgt konfidensnivå.

Det er mulig å undersøke om det er signifikante forskjeller basert på hovedresultater fra tidligere undersøkelser dersom disse testes inn direkte i ark [Resultattabell]. I så fall må også antall prøver i hver undersøkelse testes inn i ark [Resultattabell].

7. [Kakediagram]

Det lages et kakediagram basert på ark [Diagramdata]. Antall fraksjon som skal vises i diagrammet kan endres ved å skjule/vise rader på ark [Diagramdata].

8. Ark [Diagramdata]

Tabellen henter data fra ark [Resultattabell] og danner grunnlag for hva som inngår i diagrammet [Kakediagram].

Tabellen kan justeres mhp hvilke fraksjoner som skal inngå i diagrammet, ved å skjule rader som ikke skal vises. Merk aktuelle rader og velg "Format" > "Rad" > "Skjul". Skjulte rader og kolonner kan tas frem igjen ved å merke radene/kolonnene på hver side og velge "Format" > "Rad" ("Kolonne") > "Vis".