



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp.

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

En sammenlignende studie av kostnader, kapasitet og effektivitet ved norske realiserte og planlagte ettersorteringsanlegg for husholdningsavfall

A comparative analysis of costs, capacity and efficiency at Norwegian established and planned sorting plants for household waste

Anne L. R. Hertenberg

Fornybar energi

Forord

Denne masteroppgaven representerer avslutningen av min mastergrad i Fornybar energi, med fordypning i forvaltning og utnyttelse av avfallsressurser, ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i Ås. Oppgaven er skrevet for Renovasjons- og gjenvinningsetaten i Oslo kommune, og jeg vil takke Utviklingsavdelingen for å ha tatt meg så godt imot ved sommerengasjementet i 2019, for kontorplass under datainnsamlingen og mange hyggelige lunsjer og kaffepauser med engasjerte medarbeidere.

Først og fremst vil jeg rette en stor takk til hovedveileder Ole Jørgen Hanssen og biveileder John Egil Nilssen for svært god oppfølging, engasjement og konstruktive tilbakemeldinger gjennom hele masterperioden. Takk til alle kontaktpersonene hos virksomhetene jeg har vært i kontakt med i forbindelse med masteroppgaven, og som åpenhjertig har svart på spørsmål og bidratt til datainnsamlingen. Jeg vil også takke mine foreldre Gerd S. Rausand Hertenberg og Ole G. Hertenberg for korrekturlesing og for i utgangspunktet å ha introdusert meg til den fantastiske studenttilværelsen i Ås. I tillegg vil jeg takke min venninne Nina Waage for korrekturlesing og alle støttende ord i innspurten. Jeg vil også rette en spesiell stor takk til min samboer Paul Alexander Vink, for å ha støttet og heiet på meg gjennom hele utdanningen. Avslutningsvis ønsker jeg å takke min gode venn og likesinnede, Martin Skjøstad Andersen, for mange hyggelige turer og alltid godt humør når arbeidsdagene har vært ekstra tunge og lange.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 1. juni 2020



Anne L. R. Hertenberg

Sammendrag

Avfallssektoren spiller en sentral rolle i implementering av sirkulærøkonomi og de fundamentale avfallsprinsippene bygger på reduksjon, gjenbruk, gjenvinning og nyttiggjøre ressurser ved å bruke dem i ny produksjon. Norge er relativt gode på kildesortering sammenlignet med Europa, og i 2018 utgjorde husholdningsavfall omtrent 20 % av total avfallsmengde, mens kun 39,8 % ble sendt til materialgjenvinning. Dermed er Norge langt unna å nå EU sine nye målsetninger for materialgjenvinning som i 2025 ligger på 55 % med en opptrapping til 65 % i 2035. Kunnskapsgrunnlaget viser at å kombinere kildesortering i husholdninger og ettersortering av restavfall ved ettersorteringsanlegg vil øke materialgjenvinningsgraden, men ikke nok til å oppnå EU-målene.

For å lykkes med renovasjonsordningen og et godt system for avfallsbehandling, er befolkningen avhengig av kunnskapsformidling og jevnlig informasjonsflyt fra kommunen og avfallsselskapene. Litteraturen viser at etablering av flere moderne ettersorteringsanlegg er aktualisert i Norge, og potensialet for økt sortering av plastavfall og matavfall er stort. I denne studien sammenlignes sju ulike ettersorteringsanlegg, hvor tre allerede er i drift og de resterende fire er i ulike deler av planleggingsfasen. Behovet for nye investeringer i renovasjonsordningen i Oslo kommune har vært hovedmotivet for at *Renovasjons- og gjenvinningsetaten* har ønsket denne analysen. Formålet har vært å identifisere forskjeller mellom anleggene ut fra relevante økonomiske nøkkeltall basert på kapasitet og effektivitet. En kontantstrømsanalyse og materialstrømsanalyse benyttes til å analysere og vurdere økonomi, kapasitet og effektivitet på tvers av anleggene.

Et viktig resultat er at realiserte anlegg generelt har høyere akkumulerte investeringskostnader og driftskostnader over hele levetiden enn estimatene for de planlagte anleggene. Planlagte anlegg estimerer også med noe urealistiske store økninger i materialgjenvinningsgrader og gjennomstrømningsandeler per materialtype sammenlignet med hva erfaringstall fra de realiserte anleggene tilsier at er mulig. Norge er ennå i startfasen for etablering av anlegg for ettersortering av restavfall og det er fortsatt behov for teknologiutvikling, strengere politiske rammeverk og støtteordninger til markedene for sekundære råvarer og ressurser.

Abstract

The waste sector has a key role in the implementation of circular economy, and the fundamental waste principles are based on reduction, reuse, recycling and utilization of resources in new production. Norway is relatively efficient at source separation of household waste compared to Europe, and in 2018 household waste accounted for about 20 % of total waste production, while only 39.8 % was sent to material recovery. Thus, Norway is far from reaching the EU's material recovery targets, which are at 55 % in 2025 with an escalation to 65 % in 2035. Previous studies show that combining source separation of household waste and post-sorting of residual waste at sorting plants will increase the material recovery rate, but not enough to achieve the EU's targets.

In order to succeed with the waste management scheme, the population is dependent on knowledge dissemination and a regular flow of information from the municipality and waste companies. Previous studies show that it is applicable to establish additional mechanical waste sorting plants in Norway, and that there is an increased potential for sorting of plastic waste and food waste. In this study, seven different sorting plants are compared, three of them are already in operation whilst the remaining four are in different parts of the planning phase. Need for new investments in the waste management scheme in the municipality of Oslo has been the main reason why the *Agency for Waste Management* asked for this analysis. Identifying differences between plants by analysing relevant economic key figures based on capacity and efficiency is thus the main purpose. Hence, a cash flow analysis and a material flow analysis are used to study and assess economy, capacity and efficiency across all selected plants.

An important result is that established plants generally have higher accumulated investment costs and operating costs over the lifetime than the estimates for the planned sorting facilities. Planned facilities also estimate somewhat unrealistically large increases in material recovery rates and throughput per waste material, compared with the experiences from established plants indicate as possible. Norway is still in the initial phase of establishing sorting plants for post-sorting of residual waste and there is still a need for technology development, stricter political frameworks and support scheme for the markets for secondary raw materials and resources.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	V
Tabelliste	IX
Formelliste	IX
1 Innledning	1
1.1 Introduksjon og bakgrunn	1
1.2 Avfallssystemet og sirkulærøkonomi	3
1.3 Avfallspolitikk og rammeverk i Norge	5
2 Formål med oppgaven og problemstilling	7
2.1 Oppgavens formål og målgruppe	7
2.2 Problemstilling og forskningsspørsmål	8
3 Kunnskapsgrunnlag	9
3.1 Ressurser i kretsløp	9
3.2 Materialgjenvinningsgrad og påvirkningsfaktorer	10
3.3 Marked for ettersortering av restavfall i Norge	12
3.4 Planlegging og påvirkningsfaktorer ved etablering av ettersorteringsanlegg	14
3.4.1 <i>Utforming av ettersorteringsanlegg og sorteringsteknologi</i>	14
3.4.2 <i>Markedsvurderinger for sekundære ressurser og råvarer</i>	19
3.5 Europeiske avfallssystemer	21
3.6 Klimagassutslipp fra avfallssektoren	24
4 Metode, datagrunnlag og studieobjekter	26
4.1 Studieobjekter	26
4.1.1 <i>Realiserte ettersorteringsanlegg</i>	27
4.1.2 <i>Planlagte ettersorteringsanlegg</i>	29
4.2 Datagrunnlag og datainnsamling	33
4.3 Metode og forutsetninger for analysene	34
4.3.1 <i>Flermålsanalyse</i>	34
4.3.2 <i>Kontantstrømsanalyse</i>	35
4.3.3 <i>Materialstrømsanalyse</i>	38
4.4 Bearbeiding av data og begrensninger for analysene	42
4.4.1 <i>Kontantstrømsanalyse</i>	42
4.4.2 <i>Materialstrømsanalyse</i>	45

5	Resultater	47
5.1	Forsknings spørsmål 1: Kontantstrømanalyse	47
5.1.1	Økonomiske nøkkeltall per kostnadsfaktor	47
5.1.2	Økonomiske nøkkeltall målt mot innbyggertall	51
5.1.3	Økonomiske nøkkeltall målt mot tonn behandlingsskapasitet	54
5.1.4	Økonomiske nøkkeltall målt mot tonn behandlingsskapasitet og materialgjenvinningsgrad	57
5.2	Forsknings spørsmål 2: Materialstrømsanalyse	62
5.3	Forsknings spørsmål 3: Driftsendringer over tid	69
6	Diskusjon	75
6.1	Oppsummering av de viktigste resultatene sett i lys av kjent litteratur	75
6.2	Robusthet av datamateriale og metoder	82
6.3	Veien videre og hvordan studien kan benyttes i praksis	86
7	Konklusjon	89
8	Referanser	90
9	Vedlegg	98
9.1	Utdrag fra anleggenes kontantstrømmer	98
9.1.1	Utdrag fra REG sin totale kontantstrøm	98
9.1.2	Utdrag fra ROAF sin totale kontantstrøm	99
9.1.3	Utdrag fra IVAR sin totale kontantstrøm	99
9.1.4	Utdrag fra SESAM sin totale kontantstrøm	100
9.1.5	Utdrag fra ØAS sin totale kontantstrøm	100
9.1.6	Utdrag fra RiG sin totale kontantstrøm	101
9.1.7	Utdrag fra ÅRIM sin totale kontantstrøm	101
9.2	Utdrag fra anleggenes materialstrømmer	102
9.2.1	Utdrag fra REG sin materialstrømsanalyse	102
9.2.2	Utdrag fra ROAF sin materialstrøm	102
9.2.3	Utdrag fra IVAR sin materialstrøm	102
9.2.4	Utdrag fra SESAM sin materialstrøm	102
9.2.5	Utdrag fra ØAS sin materialstrøm	103
9.2.6	Utdrag fra RiG sin materialstrøm	103
9.2.7	Utdrag fra ÅRIM sin materialstrøm	103

Figurliste

Figur 1: Sammenhengen mellom avfallsgenerering og BNP per innbygger (Gundupalli et al., 2017).	2
Figur 2: Sorteringsprosessene ved et typisk ettersorteringsanlegg, oversatt fra engelsk (ISWA, 2017).	16
Figur 3: Alternative systemløsninger for avfallshåndtering i Norge (Watnebryn & Fredriksen, 2019).	31
Figur 4: Akkumulerte investeringskostnader for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner..	48
Figur 5: Vektede årlige gjennomsnittskostnader basert på driftsregnskap for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner.	49
Figur 6: Vektede årlige gjennomsnittskostnader basert på samlet kontantstrøm for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner.	50
Figur 7: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.....	51
Figur 8: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.	52
Figur 9: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.	53
Figur 10: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner fordelt på behandlingsskapitet per tonn for anleggene.....	55
Figur 11: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner fordelt på behandlingsskapitet per tonn for anleggene.....	56
Figur 12: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner fordelt på behandlingsskapitet per tonn for anleggene.....	57
Figur 13: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner per tonn behandlingsskapitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad for anleggene.....	59
Figur 14: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner per tonn behandlingsskapitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad for anleggene.	60
Figur 15: Vektede årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner per tonn behandlingsskapitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad for anleggene.....	61
Figur 16: Gjennomstrømningsandeler per materialtype i restavfallet ved anleggene målt i prosent.....	64
Figur 17: Gjennomstrømningsandeler per spesifikt plastmateriale i restavfallet ved anleggene målt i prosent.....	66

Figur 18: Årlige driftskostnader i 2020-kroner per prosentpoeng materialgjennvinningsgrad for REG i driftsperioden 2013-2019.....	70
Figur 19: Gjennomstrømningsandeler per materialtype, målt i prosent, for REG i driftsperioden 2013-2019.	71
Figur 20: Årlige driftskostnader i 2020-kroner per prosentpoeng materialgjennvinningsgrad for ROAF i driftsperioden 2015-2019.	72
Figur 21: Gjennomstrømningsandeler per materialtype, målt i prosent, for ROAF i driftsperioden 2015-2019.	73
Figur 22: Gjennomstrømningsandeler for spesifikke plastmaterialer, målt i prosent, for ROAF i driftsperioden 2015-2019.	74

Tabelliste

Tabell 1: EUs krav til materialgjenvinning frem til 2035, inkludert status for Norge i 2018 (EU kommisjonen, SSB og GPN).....	4
Tabell 2: Oversikt over tidligere studerte sorteringsteknologier, inkludert beskrivelse (ISWA og Gundupalli S. et al., 2017).	18
Tabell 3: Nøkkelinformasjon og talldata knyttet til studieobjektene (informasjon fra de respektive anleggene og SSB).	32
Tabell 4: Endring i realisert/potensiell total materialgjennvinningsgrad i anleggsområdene, målt i prosentpoeng.....	58
Tabell 5: Målt materialgjennvinningsgrad for REG og ROAF over tid.....	69

Formelliste

Formel 1: Netto nåverdi (Berg et al., 2013).	36
Formel 2: Annuitetsberegning (Bøhren & Gjærum, 2016b).	36
Formel 3: Vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK).	37
Formel 4: Eksempel på bruk av VÅK-formelen.	37
Formel 5: Beregnet gjennomstrømningsandel (G).	39
Formel 6: Beregnet gjennomstrømningsandel for kildesorterte avfallsfraksjoner (G_k).	39
Formel 7: Aritmetisk gjennomsnitt (UiO, 2019b).	41

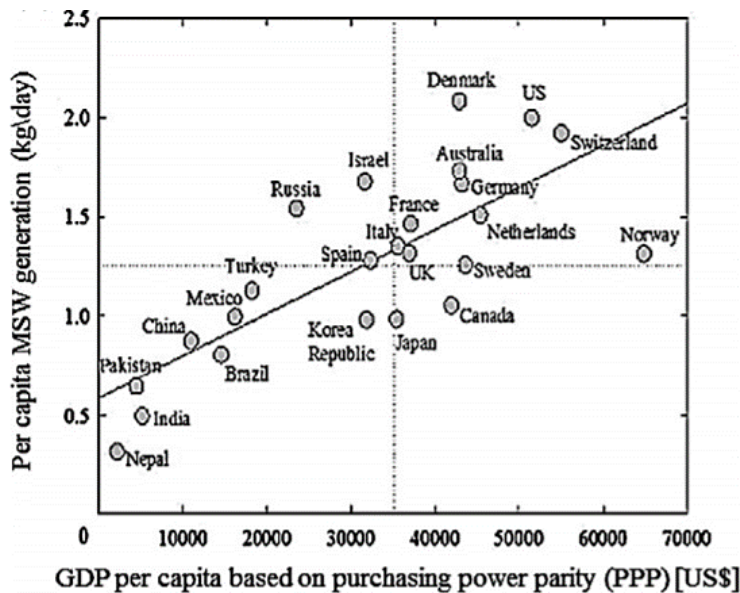
1 Innledning

1.1 Introduksjon og bakgrunn

Avfall er noe alle har et forhold og i en industrialisert verden hvor økonomien vokser og tilgangen på varer og tjenester stadig blir enklere, har mennesker tilegnet seg en bred «bruk og kast»-adferd. I 2017 skrev Klima- og miljødepartementet i Stortingsmelding 45, «*Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi*», at 85 vektprosent av verdens vareproduksjon blir avfall etter én eller ingen gangs bruk (Meld. St. 45, 2016-2017). Avfallsregnskapet til Statistisk sentralbyrå (2019c) viser at de totale avfallsmengdene også har økt over tid. I 2012 produserte Norge totalt rundt 10,5 millioner tonn avfall, mens produksjonen i 2017 hadde økt til i overkant 11,7 millioner tonn. «*Avfall*» kan defineres som «*en substans, gjenstand eller overflødig produkt som innehaveren ønsker, har til hensikt eller er forpliktet å forkaste*» (European Parliament, 2008, artikkel 3; Christensen, 2011). I dette ligger det at avfallet ikke lenger har stor verdi for eieren, men det er ikke det samme som at avfallet ikke lenger inneholder verdifulle ressurser.

Som en konsekvens av økt befolkningsvekst og en økende middelklasse globalt, som gir økt forbruk av varer, tjenester og energi, øker også verdens ressursbehov. Utfordringen er at uttak av nye, jomfruelige ressurser ikke er bærekraftig. Jordens naturressurser er ikke uendelig tilgjengelige og verden står allerede ovenfor ressursknapphet, særlig av verdifulle metaller og grunnstoffer (Onsrud, 2019; UiO, 2019a). Dette fordrer at vi etter beste evne må utnytte de verdifulle ressursene som allerede er i omløp ved å samle inn og hente ut verdiene fra avfallet, slik at ressursene kan benyttes inn i ny produksjon. Utnyttelse av tilgjengelige ressurser danner grunnlaget for bærekraftig forbruk og utvikling, som stammer fra rapporten «*Vår felles framtid*», fra Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (1987). *Bærekraftig forbruk* er stadfestet i FNs Bærekraftsmål nummer 12, og innebærer effektiv bruk og utnyttelse av ressurser. Med det menes reduksjon av forbruk og gjenbruk av materialer og energi, som igjen vil bidra til reduserte klimagassutslipp og er positivt for mennesker og miljø (FN-sambandet, 2017).

Norge er et land med sterk økonomi, høy levestandard og hvor store deler av befolkningen har god kjøpekraft. Ifølge FN-sambandet (2018) har nordmenn et økologisk fotavtrykk tilsvarende 3,4 jordkloder, som tilsier at nordmenn har et stort overforbruk utover de naturressursene vi har til rådighet. I 2018 ble det produsert totalt 2,4 millioner tonn husholdningsavfall i Norge, det vil si omtrent 20 % av de totale avfallsmengdene og i snitt tilsvarer dette 421 kg husholdningsavfall per nordmann (Statistisk sentralbyrå, 2019a; Statistisk sentralbyrå, 2019b). Klima- og miljødepartementet har definert 23 målbare miljømål som skal bidra til et bedre miljø. Mål 4.3 er definert slik: «Veksten i mengden avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten...» (Miljødirektoratet, 2019b). Historisk sett har den genererte avfallsmengden vært nært knyttet til økonomisk vekst og forbruk. Gundupalli et al. (2017) fant en nær sammenheng mellom avfallsgenerering per innbygger (målt i kg/dag) og bruttonasjonalprodukt (BNP) per innbygger basert på kjøpekraft (målt i USD), i figur 1. Christensen (2011) påpeker også at denne sammenhengens viser seg å være sterkest i utviklingsland. For å kunne redusere avfallsmengden og etablere flere effektive ettersorteringsanlegg for avfall med hensyn til både miljømessige og samfunnsøkonomiske kostnader, er det derfor helt nødvendig å frikoble økonomisk vekst fra avfallsgenerering (Pires et al., 2011; Meld. St. 45, 2016-2017).



Figur 1: Sammenhengen mellom avfallsgenerering og BNP per innbygger (Gundupalli et al., 2017).

1.2 Avfallssystemet og sirkulærøkonomi

Avfallshåndtering har gått fra å være en samfunnsmessig nødvendig og hygienisk tjeneste, til å bli et komplekst logistisk og økonomisk system med mange delsystemer. I tillegg drives systemet av sterk teknologiutvikling og mange beslutningstakere og aktører som påvirker valg av løsninger (Chang et al., 2011; Christensen, 2011; Pires et al., 2011; Thoden van Velzen, 2020). Dette krever også omfattende og helhetlige systemmodeller, i tillegg til samkjøring av delsystemene, for at avfallssektoren skal kunne ta miljømessige solide og bærekraftige valg for fremtiden. I dag styres avfallssystemet mye av økonomi, tilbud og etterspørsel etter varer og tjenester. Det er også et tydelig skille mellom råvaremarkedet og sluttmarkedet hvor produktene blir brukt og kassert. Dette beskriver den klassiske, lineære økonomiske tankegangen i motsetning til «sirkulærøkonomi», en forretningsmodell som innebærer å lukke det sirkulære kretsløpet (European Commission, 2015; Meld. St. 45, 2016-2017; Miljødirektoratet et al., 2020). Kirchherr et al. (2017) definerer sirkulærøkonomi slik: «et økonomisk system som erstatter 'bruk og kast'-tankegangen med reduksjon, gjenbruk, gjenvinning og bruk av materialer i ny produksjon av nye varer og tjenester (...) på en slik måte at det skapes miljøkvalitet, økonomisk velstand og sosial rettferdighet for både nåværende og fremtidige generasjoner». Sirkulærøkonomi fordrer også at designere, produsenter, forbrukere, renovasjonsselskaper og sluttbehandlere samarbeider på tvers av markeder for å bidra til at den sirkulære forretningsmodellen fungerer så godt som mulig.

Den europeiske union (EU) vedtok i 2008 rammedirektivet for avfall (2008/98/EF), «*Waste Framework Directive*». Direktivet etablerer en rekke prinsipper for hvordan EUs medlemsland skal behandle avfall på en forsvarlig og miljømessig måte som ikke gjør skade på mennesker eller miljø. Norge har også nær tilknytning til EU og er forpliktet til å rette seg etter EUs avfallspolitikk ettersom vi er medlemmer av EØS-avtalen, det vil si avtalen om det europeiske økonomiske samarbeidsområdet (EØS-loven, 1992). I 2015 ble avfallsdirektivet innlemmet i «*Sirkulærøkonomi-pakke*», som krevde at hvert land skulle utarbeide en plan for avfallshåndtering, en analyse av dagens system, samt tiltak som gjøres for å øke andelen avfall som samles inn, sorteres og leveres til ombruk og gjenvinning (European Parliament, 2018).

I 2018 oppdaterte og skjerpet EU-kommisjonen kravene til sortering og materialgjenvinning av husholdningsavfall og husholdningslignende avfall med opptrapping fra 2025, 2030 til 2035, disse kravene presenteres i tabell 1. Kolonnen «*Status Norge (2018)*» viser status for andelen avfall, målt i vektprosent, som faktisk ble sendt til materialgjenvinning i Norge i 2018, fordelt på husholdningsavfall som helhet, plastemballasje og organisk/biologisk avfall spesielt. I husholdningsavfallet benyttes begrepet *matavfall*, mens organisk/biologisk avfall i utgangspunktet også inkluderer annet våtorganisk avfall og hageavfall etter definisjonen i EU-direktivene (Syversen et al., 2018). Statistisk sentralbyrå (SSB) sin statistikk inkluderer husholdningsavfall innsamlet fra henteordningen og det som leveres direkte til gjenvinningsstasjoner via bringeordningen (Statistisk sentralbyrå, 2019b). 2,7 % organisk/biologisk avfall (inkludert matavfall) ble sendt til materialgjenvinning i 2018, mens 98,6 % viser andelen som ble sendt til materialgjenvinning, inkludert biogassproduksjon og kompostering.

Tabell 1: EUs krav til materialgjenvinning frem til 2035, inkludert status for Norge i 2018 (EU kommisjonen, SSB og GPN).

	2025	2030	2035	Status Norge (2018)
Husholdningsavfall (totalt)	55 %	60 %	65 %	39,8 %
Plastemballasje	50 %	55 %	-	39,3 %*
Organisk/biologisk avfall	-	-	-	2,7 % (98,6 %)

* Andel plastemballasje fra husholdninger som ble sendt til materialgjenvinning hentet fra Grønt Punkt Norge (2018)

EU har ennå ikke fastsatt noen klare materialgjenvinningsmål for organisk/biologisk avfall, men ifølge avfallsdirektivet skal det innføres krav om separat sortering, det vil si kildesortering av organisk/biologisk avfall fra og med 2023 (European Parliament, 2018). Artikkel 11 i avfallsdirektivet stadfester at alle forpliktete land skal sørge for at 50 vektprosent av husholdningsavfallet, skal klargjøres for ombruk og materialgjenvinning innen 2020 (European Parliament, 2008). Dette har vist seg å bli en stor utfordring for mange land, deriblant Norge, som i 2018 rapporterte at kun 39,8 % av husholdningsavfallet faktisk gikk til materialgjenvinning.

1.3 Avfallspolitikk og rammeverk i Norge

Avfallspolitikken er det viktigste grunnlaget for utviklingen av sirkulærøkonomi i Norge, og det er Stortingsmelding 45, «Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi», som setter de gjeldende føringene for avfallspolitikken (Meld. St. 45, 2016-2017). Det er kommunene som har ansvaret for innsamling og behandling av avfall fra husholdningene. Dette innebærer også at de skal håndtere avfallet på en forsvarlig måte etter avfallsforskriftens bestemmelser (Avfallsforskriften, 2004). I Norge er det lovpålagt å ha et system for behandling av husholdningsavfall, derfor er det ikke et alternativ ikke å anlegge og drifte innsamlings- og sorteringsløsninger. Det er kommunene som har ansvaret for utformingen av sorterings- og innsamlingsløsningene i hver enkelt kommune. De er også underlagt «*selvkostprinsippet*» som fastsetter at kostnadene ved og inntektene fra lovpålagt håndtering av husholdningsavfall, skal inngå i beregningen av avfallsgebyret til innbyggerne, inkludert nødvendig infrastruktur (Selvkostforskriften, 2019; Miljødirektoratet et al., 2020). For forbrukere flest hadde det vært enklere om det var et samlet, landsdekkende system for sortering og innsamling, men dette er vanskelig å gjennomføre i praksis. På grunn av geografiske forskjeller, varierende avfallsmengder, ulike kostnader knyttet til valg av løsninger og transportavstander, oppleves de alternative løsningene med varierende grad av effektivitet under ulike forutsetninger. Kommunene kan gjennomføre avfallshåndteringen i egen regi, tildele enerett til et annet offentlig organ, eller kjøpe tjenestene ved å benytte offentlige anskaffelser (Meld. St. 45, 2016-2017).

For å sikre at produkter, også etter at de har blitt avfall ikke kommer på avveie, men samles inn og gjenvinnes har Norge innført *produsentansvarsordninger*. Produsentansvarsordningene innebærer at produsenter og importører har ansvar for avfallsforebygging og de plikter å være medlem i et returselskap som kan ta seg av behandlingen av produktene etter endt levetid (Avfallsforskriften, 2004, kapittel 7). Utvidet produsentansvar har også vist seg å bli et sentralt virkemiddel for å redusere innholdet av helse- og miljøfarlige stoffer i produkter, øke levetiden og bidra til at produktene er egnet for forsvarlig avfallshåndtering gjennom ombruk, materialgjenvinning og energigjenvinning (Meld. St. 45, 2016-2017).

I dag har vi slike produsentansvarsordninger for en rekke produkter, inkludert all emballasje, batterier, biler, bildekk, elektriske og elektroniske produkter og PCB-holdige isolerglassruter (Christensen, 2011; Olbergsveen, 2017; Sæther, 2019). Produsentansvar og utvidet produsentansvar har nær sammenheng med «*forurensar betaler*»-prinsippet. Dette innebærer at forurensere (produsent og importør) har ansvar for å begrense forurensningen i størst mulig grad og skal dekke kostnadene knyttet til skaden eller tiltak for å forhindre at skaden oppstår. Prinsippet er lovfestet i *Forurensningsloven* som ble innført i 1981 (Forurensningsloven, 1981).

Norsk avfallspolitikk består av regelverk og mekanismer som skal sørge for at avfallet blir behandlet og gjenvunnet på en miljømessig forsvarlig måte. Sammenlignet med europeiske land er Norge relativt gode på kildesortering og gjenvinning (Eurostat, 2020), men vi er fortsatt langt unna å nå materialgjenvinningsmålene for både 2020 (50 %) og 2035 (65 %) (Statistisk sentralbyrå, 2019c). Dette understreker behovet for strengere nasjonale retningslinjer og mer effektive insentiver for å kunne øke materialgjenvinningsgraden, fremme kostnadseffektiviteten og bidra til å øke kvaliteten på avfallshåndteringen i fremtiden. Økende ressursknapphet og strengere reguleringskrav vil på lengre sikt kunne gi konkurransefordeler til de bedriftene og selskapene som best klarer å tilpasse seg den sirkulære forretningsmodellen (Meld. St. 45, 2016-2017). 27. februar 2018 vedtok Stortinget å innføre krav til sortering av alt plastavfall og matavfall fra norske husholdninger (Sølsnæs, 2018). *Avfall Norge*, bransjeorganisasjonen for avfalls- og gjenvinningsbransjen, arbeider aktivt for å føre avfallspolitikken i retning av sirkulærøkonomi og i forbindelse med behandlingen av statsbudsjettet for 2018 fremmet de tre tydelige prioriteringsområder: (1) Utarbeide fornuftige reguleringer som følger nasjonale materialgjenvinningsmål og EØS-forpliktelser, (2) stille krav til andel resirkulerte råvarer og produkter gjennom offentlige anskaffelser, og (3) benytte økonomiske insentiver som stimulerer etterspørsel av sekundære råvarer og produkter (Sølsnæs, 2018).

2 Formål med oppgaven og problemstilling

2.1 Oppgavens formål og målgruppe

Formålet med oppgaven er å identifisere og systematisere relevante økonomiske nøkkeltall og analysere og vurdere mulige forskjeller mellom norske ettersorteringsanlegg for husholdningsavfall, basert på kapasitet og effektivitet. Dette er problemstillinger som er relevante for beslutningstakere i avfalls- og gjenvinningsbransjen generelt med tanke på effektivisering av håndteringen av fremtidige avfallsmengder, systemløsninger og valg av sorteringsteknologi. Med utgangspunkt i datagrunnlaget, erfaringer fra eksisterende anlegg og beregninger og forutsetninger lagt til grunn i beslutningsgrunnlaget for planlagte anlegg, er det dokumentert og studert utvalgte nøkkeltall. Gjennom oppgaven er det sammenlignet data fra sju ulike anlegg, der tre er satt i drift og de resterende fire er under planlegging, for å undersøke om det er noen tydelige sammenhenger mellom økonomi, kapasitet og effektivitet på tvers av anleggene.

Målgruppen for masteroppgaven er først og fremst oppdragsgiver, Renovasjons- og gjenvinningsetaten i Oslo kommune samt beslutningstakere i kommunen som har ansvar for renovasjon, fordi tiden for nye investeringer for Oslo sine ettersorteringsanlegg nærmer seg. I tillegg har EU skjerpet målsetningene for sortering og materialgjenvinning, og for at Oslo kommune skal kunne innfri disse målene er det behov for å vurdere alternative systemløsninger. Som formålet uttrykker skal oppgaven fremskrive nøkkeltall for økonomi, kapasitet og effektivitet ved ettersorteringsanleggene. Dette vil kunne bidra til å danne et mer solid og detaljert beslutningsgrunnlag for hvilke fremtidige investeringer Oslo kommune kan gjøre i renovasjonsordningen etter endt levetid for dagens anlegg. Masteroppgaven kan også være av interesse for andre som planlegger bygging av ettersorteringsanlegg eller for personer med ansvar for innkjøp av renovasjonstjenester i kommuner som vurderer å inngå kontrakter om ettersortering av husholdningenes restavfall.

2.2 Problemstilling og forskningsspørsmål

Hovedproblemstilling for oppgaven er:

Er det forskjeller mellom realiserte og planlagte ettersorteringsanlegg for avfall fra husholdninger i Norge, ved sammenligning av et sett med nøkkeltall basert på kostnader, kapasitet og effektivitet?

For å svare på problemstillingen har følgende forskningsspørsmål blitt lagt til grunn:

1. Hvordan varierer utvalgte kostnadsfaktorer for anleggene ut fra innbyggertall i områdene anleggene betjener, per tonn behandlingsskapasitet og prosentpoeng endring i total materialgjenvinningsgrad?
2. Hvor effektive er anleggene basert på beregnede gjennomstrømningsandeler for avfallsfraksjonene matavfall, plastemballasje, blandet papiravfall og metallavfall, og hvordan varierer disse effektivitetsfaktorene mellom anleggene?
3. Hvilke driftsendringer kan observeres over tid for realiserte anlegg, med hensyn til kostnader og effektivitetsfaktorer?

3 Kunnskapsgrunnlag

3.1 Ressurser i kretsløp

De fundamentale avfallsprinsippene i sirkulærøkonomien er først og fremst avfallsreduksjon, gjenbruk, gjenvinning og å nyttiggjøre avfallsressurser inn i ny produksjon (European Parliament, 2008; European Commission, 2015; Kirchherr et al., 2017). Dette har nær sammenheng med teorien bak avfallshierarkiet som er beskrevet i EUs rammedirektiv for avfall, artikkel 4. Avfallshierarkiet består av fem steg i prioritert rekkefølge: (1) avfallsreduksjon, (2) gjenbruk, (3) materialgjenvinning, (4) energigjenvinning og (5) deponering (European Parliament, 2008, artikkel 4). Poenget er at ressurser og materialer i størst mulig grad forblir i kretsløpet, utnyttes lenger og mer effektivt, slik at minst mulig ender opp som avfall (Sassanelli et al., 2019). Avfallssektoren spiller derfor en helt sentral rolle i sirkulærøkonomien.

Avfall deles inn i kategorier (avfall fra institusjoner, industriavfall, bygg- og anleggsavfall etc.), typer (husholdningsavfall, hageavfall, farlig avfall etc.) og fraksjoner (plastavfall, matavfall, blandet papiravfall) (Christensen, 2011). Denne analysen skal studere og vurdere fem ulike avfallsfraksjoner som hentes hjemme hos husholdningene via henteordningen: restavfall, plastemballasje, matavfall, metallavfall og blandet papiravfall. Matavfall, plastavfall og blandet papiravfall kildesorteres som oftest enten i egne beholdere eller i separate poser i hjemmet. Det av gjenvinnbare fraksjoner som ligger igjen i restavfallet kan sorteres ved et høyteknologisk ettersorteringsanlegg, dette gjelder hovedsakelig magnetisk og ikke-magnetisk metallavfall, blandet papiravfall og forskjellige typer plast. Videre sendes sortert matavfall til produksjon av biogass og biogjødsel, mens plastavfall, metallavfall og papiravfall sendes til materialgjenvinning. Restavfallet sendes til energigjenvinning for produksjon av varme og elektrisitet. Særlig plastavfall og matavfall er det knyttet mye feilsorteringer og høy grad av forurensning til, og det er et stort forbedringspotensial når det kommer til sortering og materialgjenvinning av disse fraksjonene (Raadal et al., 2016).

3.2 Materialgjenvinningsgrad og påvirkningsfaktorer

Sirkulærøkonomi har stått høyt på dagsorden i EU i flere år, men sirkulærøkonomi som begrep har blitt kritisert for kun å være et «*trendord*» uten en samsvarende operasjonell og global definisjon som gjør konseptet vanskelig å implementere (Kirchherr et al., 2017). For å kunne måle sirkulærøkonomi i praksis har EU utformet noen definisjoner og beregningsgrunnlag for sammenligning. EU har kommet med en definisjon av «*Municipal Solid Waste*» (MSW), men dette begrepet benyttes ikke i norsk sammenheng, vi bruker heller betegnelsen «*husholdningsavfall og husholdningslignende næringsavfall*» (Miljødirektoratet, 2019a). EU har også definert at måltallet for materialgjenvinning skal innebære mengden avfall, målt i vekt, som leveres til en endelig gjenvinningsprosess, det vil si råvarer, materialer eller substanser til industri eller som har gjennomgått en godkjent bearbeiding for ombruk (European Parliament, 2008). Denne definisjonen av materialgjenvinning har også Norge valgt å ta i bruk som beregningsgrunnlag for rapportering av gjenvinningsandel ("Waste Framework Directive implementation report", 2016).

Det er flere faktorer som har vist seg å påvirke materialgjenvinningsgraden positivt. Studiene til Lyng et al. (2009a), Lyng et al. (2009b), Arnøy og Modahl (2014) og Lyng et al. (2015) viser at kildesortering og innsamling av matavfall og plastavfall har en positiv effekt på reduserte klimagassutslipp og økt materialgjenvinningsgrad. Kildesortering og separat innsamling av matavfall vil bidra til mindre forurensning og økt kvalitet på det resterende restavfallet, som igjen vil bidra til at en større mengde avfall kan sendes til materialgjenvinning (Raadal et al., 2016). Det å følge en bestemt kildesorteringssorterings- og gjenvinningsordning viser seg i flere studier å bidra positivt til materialgjenvinningsgraden, sammen med informasjon, kunnskap og opplæring rundt ordningen (Sidique et al., 2010; Jansen et al., 2013; Fagernæs, 2018). Nilssen og Sylthe (2017) gjennomførte en analyse av ulike sorterings- og henteordninger for husholdningsavfall i Oslo kommune, og hvilken effekt disse løsningene ville ha på materialgjenvinningsgrad og tilknyttede kostnader. Konklusjonen av analysen var at å øke antall beholdere for kildesorterte avfallsfraksjoner og innsamlingen av disse gjennom henteordningen, ville ha positiv effekt på målt materialgjenvinningsgrad i kommunen.

En oppgradering fra dagens to-beholdersystem til et fire-beholdersystem, der dette er mulig, utmerket seg som den løsningen som resulterte i både høyest materialgjenvinningseffekt og lavest kostnader (Nilssen & Sylthe, 2017).

Materialgjenvinningsgraden slik denne er målt i mange studier i dag, har blitt kritisert for ikke å være god nok. Tidligere har det blitt benyttet ulik praksis for å måle materialgjenvinning og materialgjenvinningsgrad i Europa, og rapporterte tall fra ulike land er derfor nødvendigvis ikke direkte sammenlignbare (Pires & Martinho, 2019). Materialgjenvinningsgraden har også blitt kritisert for ikke å ta hensyn til den kumulative nedgangen i avfallsmengden over tid (Starr & Nicolson, 2015). Hvis for eksempel mengden plastemballasje reduseres kan det føre til at mengden plast som materialgjenvinnes også reduseres. Materialgjenvinningsgraden klarer likevel ikke å skille mellom at dette skyldes en nedgang i mengden plastavfall og ikke redusert gjenvinningsinnsats. Pires og Martinho (2019) har også påpekt at i dag kan verken materialgjenvinningsgraden eller andre indikatorer måle effekten av avfallshierarkiets implementering, som i utgangspunktet er grunnpilarene i sirkulærøkonomien. Derfor kom de i 2019 med et forslag til en ny indikator for å måle materialgjenvinningsgrad, som også kan fange opp effektene basert på avfallshierarkiet sine prioriteringer (Pires & Martinho, 2019).

I denne masteroppgaven anses materialgjenvinningsgrad som et godt måltall for å kunne beskrive effektivitet ved ettersorteringsanleggene. Dette er på bakgrunn av at måltallet eksplisitt beskriver forholdet mellom mengden avfall som vektet ved inngang og utgang etter sortering ved anleggene, og som leveres til en endelig gjenvinningsprosess. Materialgjenvinningsgraden forteller dermed mye om ytelsen til maskineriet og behandlingsprosessene, som igjen påvirker den totale effektiviteten ved anleggene i stor grad. Det er likevel viktig å påpeke at selv om materialgjenvinningsgraden er en informativ måleindikator, kan den ikke forklare alt om total effektivitet ved anleggene. Derfor er det også interessant å se nærmere på materialstrømmen for hver enkelt avfallsfraksjon, for å kunne beskrive effektiviteten i de spesifikke materialstrømmene ved ettersorteringsanleggene.

3.3 Marked for ettersortering av restavfall i Norge

I dag er det to norske ettersorteringsanlegg som benytter seg av NIR-teknologi, det vil si bruk av høyteknologiske maskiner som benytter nærinfrarød stråling for å identifisere og sortere avfall. Resultatene av studien til Raadal et al. (2016) viser at ettersortering og bruk av NIR-teknologi særlig kan øke sorteringen og utnyttelsen av plastavfall, i sammenheng med kildesortering av andre avfallsfraksjoner. Det må likevel nevnes at en NIR-løsning vil resultere i høye investerings- og driftskostnader, særlig når det gjelder maskineri, produksjonsutstyr og innsamlings- og transportkostnader (Fredriksen, 2017a; Lambertz, 2019; Stigum, 2020). En ulempe ved bruk av NIR-teknologi er at maskinene ennå ikke sorterer såkalt «*black carbon plastic*», det vil si svarte plastmaterialer hvor karbon er benyttet som fargestoff. Denne utfordringen er derimot i ferd med å bli løst ved at emballasjeprodusenter nå benytter andre mørke fargestoffer eller helt andre farger på produktene (Watnebryn & Fredriksen, 2018).

Kunnskapsformidling og kommunikasjon er viktige faktorer for å få til effektive og fungerende kildesorterings- og gjenvinningsordninger (Raadal et al., 2016). Kirchherr et al. (2018) trekker frem manglende interesse og innsats for avfallshåndtering fra konsumentenes side som den største barrieren for implementeringen av sirkulærøkonomi. Uten forbedret kildesortering i husholdningene og avfallshåndtering fra kommunenes innbyggere, vil det være vanskelig å øke materialgjenvinningsgraden og bevege seg mot et sirkulært avfallssystem (Knickmeyer, 2020). På grunn av mange lokale og varierende sorteringsløsninger rundt om i landet, er det spesielt viktig at informasjonsflyten og oppfølgingen mellom renovasjonsselskaper og innbyggerne opprettholdes og fungerer godt. Dette er likevel ikke alltid tilfellet, særlig i urbane strøk og blant befolkningen i aldersgruppen 20-39 år er det identifisert dårlig kildesorteringsadferd, det samme gjelder ved introduksjon av nye sorteringsløsninger (Mikkelborg, 2017; Fagernæs, 2018; Knickmeyer, 2020; Thoden van Velzen, 2020). Flere studier viser at kildesorteringsadferden påvirkes av holdninger, vaner, kunnskap og sosiale normer (Klöckner, 2013; Russell et al., 2017; Fagernæs, 2018; Knickmeyer, 2020).

Dette understreker at kommunikasjon, kunnskapsformidling og jevnlig oppfølging er viktige faktorer for å lykkes med et godt og fungerende avfallssystem. Det er også noe renovasjons-selskapene burde prioritere å sette av penger og ressurser til. Dessverre er kostnaden vanskelig å budsjettere og dermed undervurderes den ofte ved prosjektering av nye ettersorteringsanlegg (Syversen et al., 2018).

Det er sentralt å påpeke at Norge er et langstrakt land med store områder med lav befolkningstetthet og lange transportavstander som bidrar til å drive opp kostnadene for avfallsinnsamling. Norge har generelt sett et høyt lønnsnivå sammenlignet med resten av Europa som også er en påvirkningsfaktor til dette aspektet. Logistisk sett vil innsamlingskostnader og lønnskostnader til renovatørene øke med lengre transportavstander, økt kundemasse, avfallsmengde, tidsbruk ved lasting/lossing og hentefrekvens (Bø, 2019). Et eksempel ble analysert i en sammenlignende studie av hvordan geografi, transport og innsamling påvirker effektiviteten for håndtering av elektrisk og elektronisk avfall i Norge. Hovedkonklusjonene var at lokalgeografi er en viktig faktor i distriktene, der ble det beregnet mye høyere innsamlingskostnader enn i urbane strøk, særlig på grunn av lengre avstander (Bø, 2019).

Tidsbruk ved lasting og lossing og kjøretøyets utnyttelsesgrad ble derimot identifisert som spesielt sensitive påvirkningsfaktorer i urbane strøk (Bø, 2019). Kostnader knyttet til selve avfallsinnsamlingen trekkes også frem som den største kostnadskomponenten i utredningen av konsekvenser for forslaget til forskrift om separat sortering av biologisk avfall (inkludert matavfall) og plastavfall, som kom på oppdrag fra Miljødirektoratet i 2018. Det påpekes særlig at tømmefrekvens, omlastning og transport bidrar til økte innsamlingskostnader (Syversen et al., 2018). I denne sammenhengen har Norge gode forutsetninger for å kunne utvikle og ta i bruk automatiserte og logistisk effektive løsninger. Dette gjør ettersortering av restavfall fra husholdninger til et spesielt interessant område i Norge.

Kildesortering av husholdningsavfall og ettersortering av blandet restavfall har til en viss grad blitt sett på som to utelukkende alternativer over lengre tid. Etter at EU innførte de ambisiøse målsetningene for materialgjenvinning med opptrapping frem mot 2035, har derimot sorteringsmetodene blitt sett på som mer komplementære løsninger. Det er særlig viktig at kildesorteringen forbedres fordi dette påvirker prosessene nedstrøms i stor grad. Feilsortering i husholdningene fører til forurensning og dårligere kvalitet på avfallet som ettersorteres og gjenvinnes. Mye biologisk og vått avfall i restavfallet øker også sannsynligheten for maskinfeil i ettersorteringen, og fører til at en større del av avfallet går til forbrenning istedenfor materialgjenvinning.

3.4 Planlegging og påvirkningsfaktorer ved etablering av ettersorteringsanlegg

3.4.1 Utforming av ettersorteringsanlegg og sorteringsteknologi

Litteratursøk i vitenskapelige databaser i forbindelse med datainnsamlingen til masteroppgaven har vist at det ikke finnes mange spesifikke forskningsartikler eller vitenskapelige tekster omhandlende ettersorteringsanlegg for avfall fra husholdninger, spesielt ikke norske anlegg. De fleste vitenskapelige artiklene studerer enten effektivitet i innsamlingsløsninger, sorteringsprosesser eller materialgjenvinning. Det finnes også en rekke studier og artikler som beskriver ulik maskinteknologi og ytelsen til disse maskinene. På bakgrunn av den eksisterende litteraturen rundt tematikken, behovet for økt sortering og den nåværende aktualiteten til ettersorteringsanlegg er det interessant å studere og vurdere ulike løsninger for anleggsutforming og valg av sorteringsteknologi.

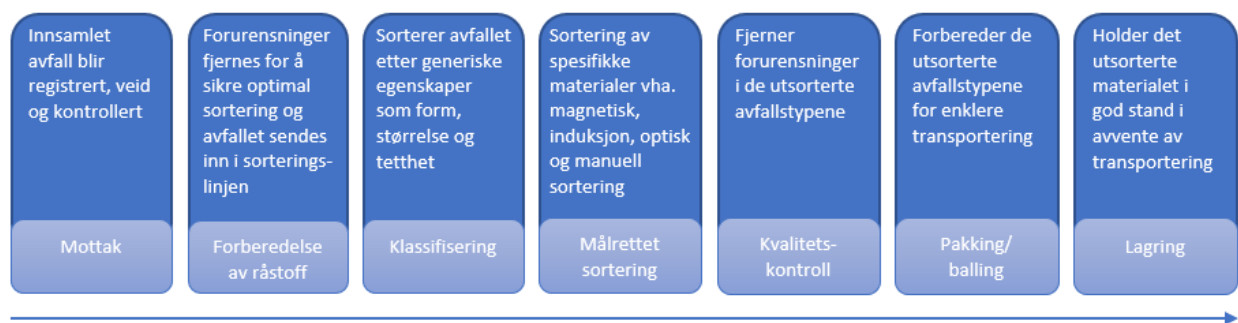
Ved planlegging av ettersorteringsanlegg er det både økonomiske, miljømessige og politiske drivere som påvirker rammeverket. Verdien av resirkulerte materialer og kostnader knyttet til alternative avfallsbehandlinger er hovedsakelig de største økonomiske driverne, mens nasjonale og internasjonale klima- og miljømålsetninger er viktige miljøpåvirkninger. Avgifter, skatter og økonomiske insentiver er sentrale politiske påvirkningsfaktorer fra myndighetenes side. Utformingen av spesifikke anlegg er avhengig av planlagt avfallsinnstrømning og produksjon (sorterte materialer), teknologinivå og tilgjengelig finansiering (McKinnon et al., 2017).

International Solid Waste Association (ISWA) påpeker seks forhold som er viktig å ta hensyn til ved planlegging av ettersorteringsanlegg. Først og fremst er det viktig å sørge for langsiktig stabilitet i fremtidige avfallsmengder gjennom markeds- og avfallsanalyser. Deretter er anleggene avhengige av å ha et marked for å omsette sluttproduktene, et *sekundærmarked* hvor resirkulerte materialer og råvarer prismessig kan konkurrere med jomfruelige materialer. Videre er utarbeidede kvalitetsstandarder viktig for å opprettholde gitte kriterier og kvaliteter på sluttproduktene. Det fjerde og femte forholdet tar for seg beregning av kostnadsestimater og inntektsgrunnlag, som er helt sentralt for lønnsomhet og er avhengig av en langsiktig økonomisk analyse. Det siste forholdet tar for seg anleggets behandlingsskapasitet og levetid, som hovedsakelig beregnes ut fra den maksimale avfallsmengden anlegget kan håndtere, brukstid og maskineriets levetid, og vil variere med maskinslit og vedlikeholdsbehov (McKinnon et al., 2017).

Helt frem til *Interkommunalt selskap for vann, avløp og renovasjon IKS (IVAR)* etablerte sitt ettersorteringsanlegg i 2019, var *Romerike Avfallsforedling IKS (ROAF)* det eneste avfallsselskapet som sendte restavfallet gjennom et høyteknologisk ettersorteringsanlegg i Norge. På teknologisiden har det kommet frem i samtaler med *TOMRA Recycling*, leverandør av sensorbasert sorteringsteknologi og gjenvinningsanlegg, at både ROAF og IVAR benytter den siste tilgjengelige NIR-teknologien. Dermed er ikke utviklingen i maskinenes sorteringseffektivitet signifikant fra ROAF-anleggets etablering i 2014 til IVAR-anlegget stod ferdig i 2019 (Lambertz, 2020). Teknologien har likevel blitt utviklet på detaljnivå, det vil si programvareoppdateringer, reduksjon i energiforbruk og andre mekaniske modifikasjoner. NIR-teknologi ble først tatt i bruk i Norge i 2005 og anses som en svært robust teknologi i og med at eldre maskiner relativt enkelt kan vedlikeholdes og maskinenes programvare kan oppdateres slik at effektiviteten i maskinene opprettholdes over lengre tid (Lambertz, 2020).

NIR-teknologien er likevel ikke ferdigutviklet og det gjenstår fortsatt et utviklingsbehov for å kunne sortere avfallsprodukter av tilstrekkelig, høy og jevn kvalitet. Denne gjenstående teknologit utviklingen, samt mangel på design for gjenvinning med hensyn til materialeegenskaper, karakteriseres også som en barriere for sirkulærøkonomi (Kirchherr et al., 2018).

Det er flere ettersorteringsanlegg som er i planleggingsfasen rundt om i landet og bakgrunnen er målet om forbedret og mer effektiv ettersortering av restavfallet, økt gjenvinningsgrad og bidraget til en sirkulær verdikjede. Figur 2 viser en oppsummering av prosessene ved et typisk ettersorteringsanlegg.



Figur 2: Sorteringsprosessene ved et typisk ettersorteringsanlegg, oversatt fra engelsk (ISWA, 2017).

Restavfall, matavfall og blandet papiravfall er hovedsakelig de tre store avfallsstrømmene i husholdningsavfallet, hvor restavfallsstrømmen desidert er den største basert på vekt (Statistisk sentralbyrå, 2019b). Plastavfall utgjør en relativ liten vektandel av husholdningsavfallet, men er et svært fleksibelt materiale med mange bruksområder og kan derfor ha stor verdi hvis det gjenvinnes og brukes på nytt. Det er forventet at ettersortering av restavfall, med sortering av ulike plasttyper, metall og blandet papir kan ha stor nytte med tanke på sirkulærøkonomi og økt materialgjenvinningsgrad. Miljødirektoratet (2017) gjorde en vurdering av virkemidler for økt sortering av våtorganisk avfall (inkludert matavfall) og plastavfall med den hensikt at Norge må ta grep for å innfri forpliktelsene i EUs rammedirektiv for avfall. Særlig sortering av plastavfall, enten gjennom kildesortering og separat innsamling eller på et ettersorteringsanlegg, vil kunne bidra til å nå kravene for materialgjenvinning (Miljødirektoratet, 2017).

Miljødirektoratet (2017) konkluderte også i sin vurdering med at kildesortering av våtorganisk avfall (inkludert matavfall) for rundt 30 % av den norske befolkningen som enda ikke har dette tilbudet, er en nøkkelfaktor for å øke materialgjenvinningsgraden. Økt innsamling av matavfall og økt sorteringseffektivitet ved anleggene vil indirekte også øke andelen plastavfall som sendes til materialgjenvinning på grunn av mindre forurensninger (Raadal et al., 2016; Callewaert, 2017). For å øke materialgjenvinningen av plastavfall mener Miljødirektoratet (2017) og Raadal et al. (2016) at plasten bør kildesorteres i husholdningene eller at det sorteres ut fra restavfallet på et ettersorteringsanlegg. Konsulentselskapet *Mepex* har over flere år samlet inn og systematisert resultater fra plukkanalyser av genererte mengder restavfall målt i tonn. Ut fra analysene av sortert restavfall som faktisk ble sendt til materialgjenvinning i 2016, regnet de ut at potensialet for økt sortering av våtorganisk avfall (inkludert matavfall) var på 62 %, 73 % for plastemballasje og 79 % for annet plastavfall (Syversen et al., 2018). Dette understreker at potensialet for økt sortering av både matavfall og plastavfall fra husholdningsavfallet er stort, det underbygges også av studien til Raadal et al. (2016).

For å sortere ut plastavfall og matavfall fra restavfallet på en effektiv måte benyttes det i dag moderne sorteringsteknologi ved ettersorteringsanleggene. I Norge er dette spesielt aktuelt med tanke på økonomiske forhold og generelt høyt lønnsnivå ved bruk av manuell sortering. Sorteringsteknologier deles ofte inn i *direkte* og *indirekte* metoder. Direkte metoder baserer sorteringen på selve materialeegenskapene til avfallet, eksempelvis magnetisme, elektrisk ladning og tetthet, mens indirekte metoder benytter sensorer for å analysere og lokalisere resirkulerbare materialer i avfallet (Gundupalli et al., 2017). I tabell 2 presenteres et utvalg vanlige sorterings-teknologier ved moderne, mekaniske ettersorteringsanlegg. Utover dette går ikke denne oppgaven nærmere inn i de ulike sorteringsmetodene og teknologibeskrivelsene.

Tabell 2: Oversikt over tidligere studerte sorteringsteknologier, inkludert beskrivelse (ISWA og Gundupalli S. et al., 2017).

Metode	Teknologi	Beskrivelse
Direkte sortering	Trommelsikte	En vinklet og roterende sylinder med hull i hvor avfall av en viss størrelse faller igjennom.
	Platesikte	Vertikale plater som transporterer store materialer videre, mens de mindre materialene faller igjennom platene.
	Shredder	En maskin som knuser/fragmenterer avfallet til mindre deler.
	Luft-separator	Trykkluftsdyser sorterer (blåser) materialene i ulike beholdere. Kan gjøres sikk-sakk, roterende, motstrøms, via oppsugning etc.
	Ballistisk separator	En vibrerende nedadgående trappeformet maskin som gjør at tungt avfall faller mot bunnen, mens lett avfall løftes oppover.
	Foliefanger	En trommel med pigger som plastfolie fester seg til.
	Magnetisk separator	Benytter trommel, belte, oppsugning eller en tetthetsindikator til å sortere ulike metaller basert på magnetisk følsomhet.
	Eddy current separator	En roterende trommel er utstyrt med skiftende nord- og sørpol-magneter for å sortere ut ikke-jernholdige metaller og ikke-metaller.
	Triboelektrostatisk separator	Benytter friksjonselektrifisering (elektriske felter) for å sortere plastavfall i ulike beholdere.
	Hydrosyklon	Benytter sentrifugal kraft for sortering basert på tetthet.
	Gravitasjons-separator	Baserer seg på interaksjon mellom oppdrift, drag, tyngdekraft og akselerasjon. Kan innblandes vann.
Indirekte sortering	Skum flotasjon	Benytter hydrofobien til plast for å separere den fra resten av avfallsstrømmen. Forbehandles ofte ved makulering til små partikler og blandes med vann.
	Manuell sortering	Sortering av avfall gjort av mennesker, gjerne større materialer.
	Eddy current separator	Sorterer spesielt ikke-jernholdige metaller ved hjelp av elektromagnetiske sensorer.
	Laser sortering (LIBS)	Sender laserimpulser gjennom avfallet og benyttes spesielt for sortering av metallegeringer og treavfall.
	Røntgen sortering	Benytter røntgenstråling til å identifisere materialenes atomiske tetthet.
Optisk sortering	Identifiserer ulike typer avfall eller avfallsposer basert på fargegjenkjenning.	
NIR-sortering	Benytter nærinfrarød stråling til å identifisere ulike kvaliteter av avfallet, særlig plast (PET, HDPE, PP etc.)	

Flere studier og kilder har konkludert med at å etablere flere ettersorteringsanlegg ser ut til å være en sentral driver for å kunne nå målet om 55 % materialgjenvinning av husholdningsavfall i 2025, men at det i seg selv ikke er nok for å nå målet om 65 % i 2035 (Callewaert, 2017; Goorhuis, 2020). I tillegg må det økonomiske perspektivet tas hensyn til i diskusjonen om det bør anlegges flere ettersorteringsanlegg. Det antas at anlegg med NIR-teknologi har høyere investerings- og driftskostnader enn optiske posesorteringsanlegg, som kun sorterer ut avfallsposer, på grunn av mer avansert og kostbart maskineri og prosessutstyr. Flere studier konkluderer også med at dagens optiske posesorteringsanlegg ikke er effektive nok til å kunne oppnå de ambisiøse sorteringskravene fra EU, dermed er det behov for å skifte ut denne teknologien. Dette kan underbygges av Watnebryn og Fredriksen (2019) og Syversen et al. (2018), og taler for å etablere flere ettersorteringsanlegg, samt forbedre kildesorteringsordningen i Norge fremover.

3.4.2 Markedsvurderinger for sekundære ressurser og råvarer

De siste årene har det blitt satt mer fokus på sirkulærøkonomi i Norge. Regjeringsplattformen (2019) konstaterer at Norge skal være et foregangsland innen «*utviklingen av en grønn, sirkulær økonomi*», samt «*utarbeide en nasjonal strategi for sirkulærøkonomi*» i løpet av 2020. Dette skaper store forventninger til den fremtidige norske avfallspolitikken og kan potensielt påvirke rammeverk, reguleringer og avfallsmarkedet generelt. Slik situasjonen er i dag er manglende sirkulær tankegang i offentlige anskaffelser, mangelfullt regel- og lovverk og global konsensus en stor barriere mot overgangen til sirkulærøkonomi (Kirchherr et al., 2018). Det er usikkerhet knyttet til fremtidige markedsvurderinger av markedene for sekundære råvarer og ressurser, og det er få treff i vitenskapelige artikler vedrørende temaet. Derfor benyttes i hovedsak markedsrapporter som kilder for å oppsummere de viktigste vurderingene i de neste avsnittene.

Et etablert og fungerende marked for sekundære ressurser og råvarer, samt biprodukter fra avfallshåndtering, er en viktig forutsetning for å oppnå lønnsomhet i sirkulærøkonomien og ettersorteringsanleggene (Meld. St. 45, 2016-2017). Ifølge Lånke et al. (2016) og Raadal et al. (2016) er det fortsatt ledig kapasitet ved norske biogassanlegg, omtrent 25 % av eksisterende kapasitet er ubenyttet og viser at Norge har et økt potensial for biogassproduksjon.

Samtidig er det ofte billigere å sende avfallet til forbrenning og kombinasjonen med underkapasitet ved forbrenningsanleggene, setter en barrierer for økende biogassproduksjon (Lånke et al., 2016). Når det gjelder salg av sekundære råvarer er dette særlig aktuelt for blandet papir, metaller og plast, og det finnes eksisterende internasjonale markeder for de aktuelle materialene (Watnebryn & Fredriksen, 2018). Markedene for blandet papir og metaller har tradisjonelt sett vært godt utviklet og det er mange norske aktører på markedene innen papir- og metallindustrien, som allerede benytter sekundære råvarer i sin produksjon. Markedet for sekundære plastprodukter har historisk sett vært mer svingende både fordi salgsprisen først og fremst styres av prisen på olje, jomfruelig råstoff og valutakurser, og fordi salget er svært avhengig av internasjonalt tilbud og etterspørsel (Syversen et al., 2018). Det er særlig markedsvurderinger for sekundære plastprodukter som beskrives videre på bakgrunn av nevnte poenger.

Grønt Punkt Norge (GPN), et av Norges største returselskaper, tilbyr vanligvis kommuner og avfallsselskaper en avtale om et gitt støttebeløp per tonn plastemballasje som sendes til materialgjenvinning, avhengig av renhet og kvalitet (Nordby, 2020). Inntektsgrunnlaget til ettersorteringsanlegg kan hovedsakelig deles inn i selvkostbaserte gebyrer (renovasjonsgebyr) som innbyggerne i området anlegget betjener betaler, og eksterne salgsinntekter som blant annet inkluderer salg av sorterte materialer og støtteinntekter. Støtten fra GPN er en svært viktig del av inntektsgrunnlaget for anleggene, da den utgjør rundt 70 % av de eksterne salgsinntektene. Av den grunn er det viktig for norske ettersorteringsanlegg å overholde de strenge markedsavhengige kvalitetskravene. For Norge gjelder de tyske kravspesifikasjonene og innebærer materialrenhet på 94-96 % (Syversen et al., 2018). Det internasjonale plastmarkedet påvirkes stort av Europa og Kina, og har spesielt fått store følger for norsk og europeisk eksport etter at Kina i årsskiftet 2017/2018 innførte krav om kun 0,5 % forurensning i blandet papir og husholdningsplast. Kravspesifikasjonene har ført til en stor nedgang i eksport av utvalgte avfallsfraksjoner, samt sprengt kapasitet ved europeiske anlegg (Syversen et al., 2018; Watnebryn & Fredriksen, 2018; Aasmundsson, 2019; Meissner, 2019; Nordby, 2020).

Det er store prisvariasjoner for de ulike plastkvalitetene og plastmaterialene som bidrar til å gjøre det fremtidige eksterne inntektsgrunnlaget for ettersorteringsanleggene usikre. Det går ikke nærmere inn på den historiske prisutviklingen for de ulike plastmaterialene, men det må understrekes at prisnivåene generelt sett varierer mye og er sesongavhengig (Syversen et al., 2018). I tillegg er det utfordringer knyttet til kvaliteten og stabil tilgang på sekundære plastråvarer (Meld. St. 45, 2016-2017). Dette er en barriere for økt omsetning på markedet og en viktig årsak til at produsenter ofte velger primære råvarer i ny produksjon fremfor gjenvunnet materiale (Kirchherr et al., 2018). Det forventes likevel en utvikling i de europeiske sekundærmarkedene fremover på bakgrunn av EUs nye målsetninger for materialgjenvinning, økt fokus på sirkulærøkonomi og Kinas importrestriksjoner (Syversen et al., 2018).

3.5 Europeiske avfallssystemer

Det er valgt å ikke studere det europeiske avfallssystemet i sin fulle utstrekning fordi det ville blitt en altfor omfattende analyse, men det er av interesse å vurdere det norske avfallssystemet i et europeisk perspektiv. Det er derfor valgt å se på det nederlandske systemet for avfallssortering og avfallsbehandling som et eksempel. Kontaktpersonene ved Wageningen universitet og forskningssenter (WUR) og den nederlandske foreningen for avfallshåndtering (NVRD), en samling av nederlandske kommuner med ansvar for avfallsinnsamling og avfallsbehandling, har i den forbindelse vært svært viktige. Europeiske avfallssystemer ligner på de norske, men det er likevel en del forskjeller i sorterings- og gjenvinningsløsningene mellom europeiske land. Det finnes i utgangspunktet tre ulike innsamlings- og sorteringskombinasjoner som resulterer i ulike kvaliteter sorterte materialer, men de alle fleste systemene benytter ettersorteringsanlegg for videre sortering av materialstrømmer før materialgjenvinning (McKinnon et al., 2017).

(1) Innsamlet blandet husholdningsavfall sendes hovedsakelig til sorteringsanlegg for grovsortering av metall, plast og glass. Blandet husholdningsavfall er som oftest så sammensatt at det er vanskelig å sortere materialer av høy kvalitet. (2) Tørt blandet husholdningsavfall sorteres ofte i flere materialstrømmer ved sorteringsanleggene, eksempelvis metall, plast, glass og papir.

Avhengig av omfanget av sorteringsprosessene og kvaliteten på innsamlet avfall, kan de sorterte materialene sendes direkte til materialgjenvinning eller finsortering. Det er ingen fastsatt definisjon for hva som kan betegnes som tørt blandet husholdningsavfall, men det er vanlig med felles innsamling av plast og metaller, eller plast og blandet papir, fordi det er enkelt å skille disse materialene fra hverandre på ettersorteringsanleggene. Glass bør derimot holdes adskilt fra de resterende avfallsfraksjonene fordi glass potensielt kan gjøre stor skade på annet materiale og redusere gjenvinbarheten. (3) Kildesorterte fraksjoner fra husholdningene sendes derimot direkte til finsortering av materialstrømmer ved et ettersorteringsanlegg (McKinnon et al., 2017).

For å kunne gå litt i dybden på utfordringene knyttet til sorteringspotensialer og sorteringsprosesser, er det valgt å se på systemet i Nederland og Tyskland som et eksempel. I dag finnes det seks mekaniske ettersorteringsanlegg for blandet husholdningsavfall i drift i Nederland som sorterer matavfall, plast, drikkekartong og metaller. De tre eldste anleggene var opprinnelig anlegg fra 1970-tallet, men ble bygget om og har siden 2009 også sortert plastmaterialer og drikkekartong (Thoden van Velzen, 2020). I 2017, 2018 og 2019 ble det også satt i drift til sammen tre nye ettersorteringsanlegg for blandet husholdningsavfall, hvor flere er påbygg til allerede eksisterende forbrenningsanlegg (Goorhuis, 2020; Thoden van Velzen, 2020). De nederlandske ettersorteringsanleggene er bygget etter tyske standarder og følger tyske kvalitetskrav for sortert materiale som selges på det internasjonale sekundærmarkedet (Thoden van Velzen, 2020).

Thoden van Velzen (2020) viser til at de nyeste nederlandske ettersorteringsanleggene har hatt varierende resultater når det gjelder driftsfunksjonalitet og effektivitet, men at dette ofte er anleggsavhengig. Erfaringsmessig mener Goorhuis (2020) at det i realiteten er stor forskjell på teoretisk sorteringseffektivitet og faktisk effektivitet i sorteringsprosessene ved anleggene. Teknisk sett har anleggene mulighet til å oppnå svært gode sorteringsresultater når det gjelder krav til kvalitet og renhet på materialene. Ut fra et økonomisk og driftseffektivt perspektiv kreves det ofte høy gjennomstrømnings- og sorteringshastighet, som fører til lavere utbytte i form av kvalitetsspesifikasjoner (Goorhuis, 2020).

Her er det også sentralt å trekke frem at det ofte tar opp mot tre til fem år før det er mulig å se de virkelige resultatene av anleggsdriften på grunn av varierende lengder på innkjørings- og testperioden til sorteringsprosessene (Thoden van Velzen, 2020).

I Nederland foregår det nå en diskusjon mellom de som mener at kildesortering og separat innsamling av husholdningsavfall er den beste løsningen for å øke total materialgjenvinningsgrad av avfallet, og de som mener at det er en bedre løsning med ettersortering av husholdningsavfallet. Systemer med både kildesortering og separat innsamling, og systemer med ettersortering av husholdningsavfall kan fungere godt, men det avhenger mye av anleggsutforming og lokasjon, særlig stor forskjell er det på distrikter og urbane strøk. En undersøkelse gjort i Tyskland og Nederland av Feil et al. (2017), viste at det ble samlet inn en betydelig større mengde kildesortert avfall i distriktene med lavere befolkningstetthet enn i byene, hvor befolkningstettheten og generert mengde husholdningsavfall var større.

Thoden van Velzen (2020) har beskrevet at da Nederland startet opp med ettersortering av husholdningsavfall i 2009, var det dårlig effekt på anleggene og kildesortering i husholdningene ga bedre resultater med tanke på kvalitet og renhet. I dag er systemet for kildesortering mer utbredt, men det er mye forurensninger i husholdningsavfallet og deltagelsen i gjeldende sorteringssystem er spesielt dårlig i byene, slik at den totale materialgjenvinningsgraden har stagnert (Thoden van Velzen, 2020). Forskning på de nederlandske, spanske og tyske avfallsystemene for plastemballasje, viser at kildesorterte plastfraksjoner fra husholdningene holder dårligere kvalitet enn plastfraksjonene som har blitt sortert ved et ettersorteringsanlegg (Jansen et al., 2013). Feil et al. (2017) sine studier i Nederland og Tyskland konkluderte også med at plastproduktene fra mekaniske ettersorteringsanlegg kan konkurrere med kvaliteten og renheten til kildesortert plastemballasje, når mengden innsamlet avfall også tas i betraktning.

Sentrale avfallsaktører i Nederland mener kostnadene knyttet til innsamling av kildesorterte avfallsfraksjoner gjør kildesorteringsordningen til en dyrere løsning, sammenlignet med etablering av ettersorteringsanlegg, selv om det må påberegnes store investerings- og vedlikeholdskostnader (Thoden van Velzen, 2020). På teknologisiden eksisterer det i dag tilstrekkelig maskineri og prosessutstyr for å kunne drifte fungerende ettersorteringsanlegg med ønsket ytelse. I de tilfellene hvor anleggene ikke leverer som forventet, hevder Thoden van Velzen (2020) at det som oftest skyldes valg av feil teknologi. Thoden van Velzen (2020) påpeker også at den samfunnsmessige delen og kommunikasjonen ut mot befolkningen gjør det vanskelig å drifte avfallssystemene på en god måte. Det er vanskelig å motivere innbyggerne til å kildesortere riktig i husholdningene og å få dem til å benytte seg av det eksisterende systemet. Dette understreker igjen at informasjon og kommunikasjon er en svært viktig påvirkningsfaktor. Det er også slik at valg av systemløsning og økonomien knyttet til sorteringsteknologien er svært avhengig av geografisk lokasjon, avfallssammensetning og avfallsmengde, samt kostnader for innsamling og håndtering av avfallet (Feil et al., 2017).

3.6 Klimagassutslipp fra avfallssektoren

Avfallssektoren stod i 2018 for 4,1 % av Norges totale klimagassutslipp, som tilsvarer 2,1 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (Miljødirektoratet, 2019c; Statistisk sentralbyrå, 2019d). Metan (CH₄) er den største bidragsyteren til utslipp fra avfallssektoren, deretter kommer karbondioksid (CO₂) og dinitrogenoksid eller *lystgass* (N₂O) (Miljødirektoratet, 2019c). Klimagassutslipp skjer i alle faser av avfallsbehandlingen, men de største utslippskildene er avfallsforbrenning og gass fra avfallsdeponier (Miljødirektoratet, 2019c; Statistisk sentralbyrå, 2019d). Forbrenning av avfall bidrar til å produsere varme eller elektrisitet, men etter at deponiforbudet mot organisk nedbrytbart materiale kom i 2009, har mengden avfall som sendes til forbrenning økt betydelig og bidrar derfor ikke stort til å redusere utslippene (Miljødirektoratet, 2008; Vinju, 2016). Deponering og anaerob nedbrytning (uten oksygentilgang) av restavfall bør i aller høyeste grad unngås fordi det bidrar til økte utslipp av klimagasser og gjør at avfallet ikke kan nyttiggjøres videre (Vinju, 2016).

Det går ikke dypere inn i miljø- og klimaregnskapet for ettersorteringsanleggene som studeres her eller i avfallssektoren generelt i denne masteroppgaven, rett og slett på grunn av tidsbegrensningen. I teorien kan likevel avfallssektoren bidra til negative klimagassutslipp gjennom forsvarlig og miljømessig riktig behandling, fordi sekundære resirkulerte ressurser og råvarer kan benyttes inn i nye produksjonsprosesser og dermed erstatte primære ressurser og råvarer (Meld. St. 45, 2016-2017). Dette samsvarer med resultatene fra Modahl et al. (2014) og Lyng et al. (2015) som viser at biogassproduksjon fra kildesortert matavfall i husholdningene bidrar til negative klimagassutslipp og i noen tilfeller resulterer også biogassproduksjon i redusert netto forbruk av fossile brensler. Avfallssektoren og omstillingen til en sirkulær økonomi er derfor avgjørende for å oppnå lavutslippssamfunnet som det legges vekt på både i nasjonal og internasjonal politikk (European Commission, 2015; Meld. St. 45, 2016-2017; European Parliament, 2018; Regjeringen, 2019; Miljødirektoratet et al., 2020).

4 Metode, datagrunnlag og studieobjekter

4.1 Studieobjekter

Det er sju ettersorteringsanlegg som studeres og analyseres i denne oppgaven. Tre anlegg er satt i drift: Renovasjons- og gjenvinningsetaten (REG), Romerike Avfallsforedling (ROAF) og Interkommunalt selskap for vann, avløp og renovasjon IKS (IVAR). De resterende fire anleggene er i ulike faser av planleggingen: Sesam Ressurs AS (SESAM), Østfold Avfallssortering IKS (ØAS), Renovasjon i Grenland IKS (RiG) og Ålesundregionen interkommunale miljøsekskap IKS (ÅRIM). Det er naturlig å ta med REG sine to anlegg i analysen med tanke på at Renovasjons- og gjenvinningsetaten er oppdragsgiver og fordi de ønsker å undersøke alternative løsninger for fremtidige anleggsinvesteringer. ROAF og IVAR har begge satset på moderne og høyteknologiske ettersorteringsanlegg og de utmerker seg også på verdensbasis med sine moderne og avanserte løsninger. De planlagte ettersorteringsanleggene er valgt på bakgrunn av at det foreligger konkrete analyser knyttet til prosjekteringen av anleggene. Systemet for innsamling og sortering i områdene med realiserte anlegg beskrives nærmere i kapittel 4.1.1, mens systemet i områdene med planlagte anlegg beskrives i kapittel 4.1.2. Figur 3 nedenfor illustrerer de vanligste systemløsningene for avfallsbehandling i norske kommuner.

Det finnes også andre norske anlegg som gjenvinner husholdningsavfallet etter at det har vært igjennom en sorteringsprosess. Eksempelvis har *Norfolier Greentec* et gjenvinningsanlegg for plastfolieavfall i Folldal i Hedmark, hvor det blant annet produseres avfallssekker og regranulat (Norfolier, u.å.). Fortum er i tillegg i full gang med planleggingen av å bygge Nordens største gjenvinningsanlegg for plastavfall både fra husholdninger og næringslivet i Indre Østfold kommune i Viken fylke (Grande, 2018; NTB, 2019). Som følge av sprengt kapasitet ved plastgjenvinningsanlegg i Europa, og etter at Kina stengte grensene for det meste av europeisk plast- og papiravfall i 2017/2018, er det et stort behov for slike gjenvinningsanlegg (Aasmundsson, 2019; Meissner, 2019; Nordby, 2020). Det er likevel valgt å holde disse anleggene utenfor analysen fordi de er ment for behandling av plastavfall etter sorteringsprosessene. Det samme gjelder gjenvinningsanlegg for papir og metall, forbrenningsanlegg for restavfall og anlegg for kompostering og biogassproduksjon for organisk avfall.

4.1.1 Realiserte ettersorteringsanlegg

REG er ansvarlig for renovasjon og gjenvinning i Oslo kommune, og drifter to optiske posesorteringsanlegg, *Haraldrudanlegget* og *Klemetsrudanlegget*. For enkelthets skyld er det valgt å analysere disse anleggene samlet. Innbyggerne i kommunen kildesorterer matavfall og plastavfall, i henholdsvis grønne og blå poser som samles opp i restavfallsbeholderen. Det optiske sorteringssystemet på anleggene sorterer de grønne og blå posene fra restavfallet ved hjelp av fargekameraer som leser posefargen og mekaniske utslagere, som skissert i alternativ 2, i figur 3 nedenfor. For denne løsningen finnes det også returpunkter, gjenvinningsstasjoner og miljøbiler som befolkningen kan benytte seg av. Sortert plastavfall sendes til materialgjenvinning og matavfallet til biogass- og biogjødselproduksjon ved Romerike biogassanlegg i Nes på Romerike. Restavfallet forbrennes ved Haraldrud energigjenvinningsanlegg i Oslo som leverer varmen til Fortum Oslo Varme AS sitt fjernvarmenett (Energigjenvinningsetaten, 2018). Haraldrudanlegget har vært i drift siden 2009, mens Klemetsrudanlegget stod ferdig i 2012. Fordi anleggene studeres samles, regnes første hele driftsår til 2013, og anleggene har en samlet teoretisk behandlingskapasitet på 150 000 tonn avfall per år (Energigjenvinningsetaten, 2019; Terjesen, 2019).

ROAF er et interkommunalt selskap bestående av 10 kommuner på Nedre Romerike i Viken fylke, som i tillegg mottar restavfall og kildesortert matavfall fra husholdninger i Follo og Halden kommune (ROAF, 2018b). I 2014 etablerte ROAF Norges første høyteknologiske ettersorteringsanlegg for restavfall og første hele driftsår regnes fra 2015. Ettersorteringsanlegget har en teoretisk behandlingskapasitet på 80 000 tonn avfall per år (ROAF, 2014; Stigum, 2020). IVAR er et selskap bestående av 11 kommuner i Stavanger-området i Rogaland fylke. IVAR mottar i tillegg husholdningsavfall fra Ryfylke Miljøverk IKS som driftes av IVAR IKS, og i 2019 etablerte IVAR Norges andre høyteknologisk ettersorteringsanlegg for restavfall. Første hele driftsår regnes derfor fra 2020 og ettersorteringsanlegget har en teoretisk behandlingskapasitet på 66 250 tonn avfall per år (IVAR IKS, 2018; Meissner, 2019).

Både ROAF og IVAR har valgt total NIR-teknologi ved sine ettersorteringsanlegg, som skissert i alternativ 4 i figur 3. Kildesorteringsordningen i husholdningene videreføres i dette alternativet, inkludert tilbudet om returpunkter og gjenvinningsstasjoner, unntaket er at plastavfall og restavfall kan kastes i samme pose. Videre samles de grønne matavfallsposene og de vanlige bæreposene med restavfall (inkludert plastavfall) opp i restavfallsbeholderen, mens papp og papir (blandet papir) kildesorteres i egen beholder. Den store forskjellen mellom alternativ 4 og de andre alternativene skissert i figur 3, er at det på ettersorteringsanleggene sorteres ut papp, papir og kartong, metall og fem forskjellige plasttyper (PET, HDPE, LDPE, PP og PS hos IVAR og blandet plast hos ROAF) fra restavfallet (ROAF, 2018a; IVAR IKS, 2019). NIR-maskinene på anleggene benytter nærinfrarød stråling til å identifisere egenskapene og kvaliteten på avfallet som fordeles på transportbåndene, og sorteres ved hjelp av trykkluft. I tillegg benyttes ofte virvelstrømseparatorer, eksempelvis «*Eddy Current separator*», til å sortere ut magnetisk og ikke-magnetisk metall. Ved ROAF sorteres først matavfall i grønne poser ut, mens innbyggerne i IVAR-området kildesorterer matavfall og hageavfall i egen beholder og sendes direkte til kompostering, biogass- og biogjødselproduksjon (ROAF, 2018a; Watnebryn & Fredriksen, 2018; Meissner, 2020).

Totalanlegget til IVAR består i tillegg til avfallssorteringsanlegget av et papirsorteringsanlegg som sorterer ulike papp- og papirkvaliteter, og et plastvaske- og pelleteringsanlegg som vasker og lager plastpellets og ballet plast for salg (Meissner, 2019). Dette er skissert i alternativ 5 i figur 3, og er en utvidelse av alternativ 4. Hos IVAR skjer hele behandlingsprosessen for plastavfall ved samme anlegg, fra innsamlet plastavfall, via en vaske- og ekstruderingsprosess, til produksjon av plastpellets som kan benyttes som råvarer inn i ny produksjon. Vaske- og pelleteringsanlegget innebærer en betydelig investeringskostnad, i tillegg til å være en energikrevende prosess, slik at den totale investeringskostnaden generelt sett vil være høyere enn for de andre alternative systemløsningene (Fredriksen, 2017a). Per 2020 er det kun IVAR som har etablert et slikt vaske- og pelleteringsanlegg for plastavfall i Norge. Erfaringene fra salg av ballet plast viser derimot at det er vanskelig å opprettholde en god økonomi på grunn av dårlige markedsforhold, lave plastpriser og Kinas nedstengning av plastimport (Meissner, 2019).

4.1.2 Planlagte ettersorteringsanlegg

SESAM er et aksjeselskap bestående av 10 interkommunale selskaper som er opprettet for å etablere et ettersorteringsanlegg i Trondheimsregionen med total NIR-teknologi, som skissert i alternativ 4 i figur 3. SESAM-kommunene benytter i dag en beholderløsning hvor avfallsfraksjoner som kildesorteres i husholdningene har egne beholdere, dette skisseres i alternativ 1 i figur 3. Blandet papiravfall, matavfall, restavfall og eventuelt glass- og metallavfall har egne beholdere, mens plastavfall samles opp i plastsekker. I tillegg finnes det returpunkter, gjenvinningsstasjoner og miljøbiler som befolkningen kan benytte seg av. I det fremtidige NIR-anlegget til SESAM vil kildesorteringsordningen for plastavfall avvikes fordi plastavfallet da vil sorteres i restavfallet. I tillegg vil det legges til rette for kildesortering av matavfall i egne grønne poser, og både plastavfall og matavfall vil sorteres ut på anlegget. Etter planen vil første hele driftsår for ettersorteringsanlegget være 2023 og teoretisk behandlingsskapitet ved anlegget er estimert til 100 000 tonn avfall per år (Watnebryn & Fredriksen, 2018).

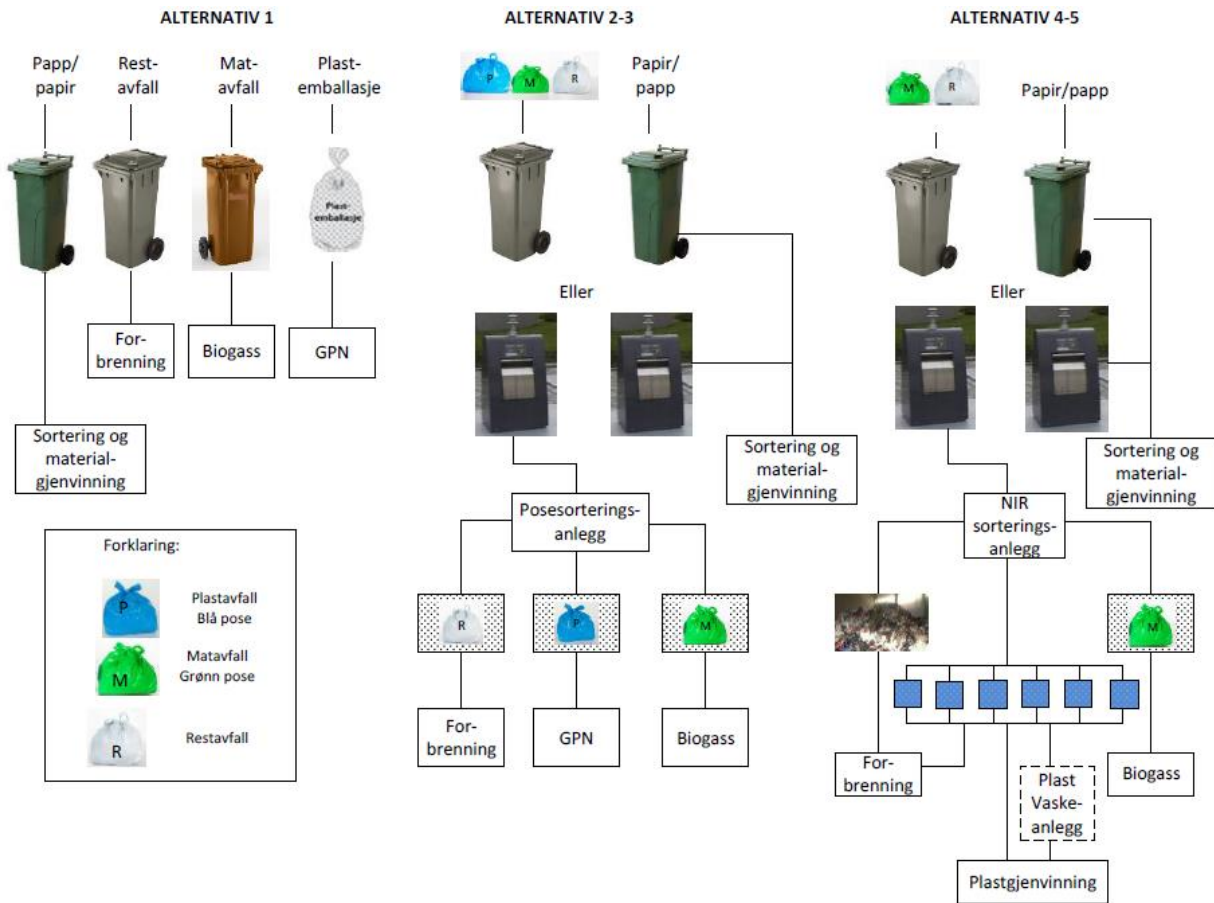
Beholderløsningen (alternativ 1 i figur 3) er både arealkrevende og kostbar fordi den innebærer flere beholdere, et større logistisk system og eventuelt flere renovasjonsbiler eller hyppigere hentefrekvens per renovasjonsbil. I tillegg er alternativ 1 fullt og helt avhengig av god kildesorteringsadferd fra husholdningenes side. Beholderløsningen er likevel den mest utbredte systemløsningen i Norge i dag og egner seg godt i områder med lav befolkningstetthet (Watnebryn & Fredriksen, 2018; Watnebryn & Fredriksen, 2019). Løsningen med optisk posesortering kan derimot være en billigere løsning enn beholderløsningen, i og med at flere avfallsfraksjoner samles opp i én og samme beholder slik at renovasjonsbilenes kapasitet kan utnyttes bedre. Dette kan igjen bidra til færre logistiske utfordringer og en lavere hentefrekvens for å samle inn husholdningsavfallet.

ØAS er et interkommunalt selskap i Østfold som er etablert for å drive et ettersorteringsanlegg for 12 nærliggende kommuner til Øra-området i Fredrikstad. Utredningsplanene beskriver et ettersorteringsanlegg med bruk av total NIR-teknologi, som skissert i alternativ 4 figur 3.

I dag benytter ØAS-kommunene en beholderløsning som beskrevet ovenfor og skissert i figur 3, med valgfri hjemmekompostering av matavfall og våtorganisk avfall i de kommunene som ikke har kildesorteringsløsning for denne avfallsfraksjonen (PwC & Mepex Consult, 2016). Første hele driftsår for anlegget estimeres til 2024, med en teoretisk behandlingsskapasitet på 73 311 tonn avfall per år, basert på et gjennomsnitt av utredningstallene for kapasitet (Fredriksen, 2017b).

RiG er et interkommunalt selskap i Grenlandsområdet i Vestfold og Telemark, som er i en tidlig planleggingsfase av et felles ettersorteringsanlegg for totalt 14 omkringliggende kommuner. I dag benytter RiG en optisk posesorteringsløsning som beskrevet for Oslo ovenfor og skissert i alternativ 2, i figur 3. Det er planlagt at fremtidig ettersorteringsanlegg skal benytte total NIR-teknologi, som skissert i alternativ 4 i figur 3. Det er foreløpig ikke vedtatt når byggingen av anlegget skal starte, dermed vil driftsstart trolig ligge noen år frem i tid. Teoretisk behandlingsskapasitet for anlegget estimeres til 62 280 tonn avfall per år (Watnebryn & Fredriksen, 2019).

ÅRIM er et miljøsekskap i Ålesund-regionen i Møre og Romsdal. I dag benytter ÅRIM seg av en beholderløsning, inkludert returpunkter som skissert i alternativ 1, i figur 3 nedenfor. Det samme gjelder for de nærliggende interkommunale selskapene som eventuelt vil samarbeide om et fremtidig, nytt ettersorteringsanlegg. I 2017 fikk ÅRIM utarbeidet en scenarioanalyse for fremtidige løsninger for ettersortering i regionen. Ut fra scenarioanalysen anbefales ÅRIM å benytte total NIR-teknologi, som skissert i alternativ 4 i figur 3, og eventuelt robotteknologi for å plukke ut utvalgte avfallstyper fra restavfallet (Marthinsen & Sørensen, 2017). Bruk av robotisering er lite utprøvd i Norge, teknologien er svært kostbar og at den i hovedsak vil egne seg best til å sortere tredimensjonalt næringsavfall. Planene om å etablere et ettersorteringsanlegg er derimot i en svært tidlig utredningsfase derfor er ikke første hele driftsår planlagt ennå. Det er likevel sannsynlig at 18 kommuner går sammen om et slikt samarbeidsprosjekt og scenarioanalysen estimerer med en teoretisk behandlingsskapasitet på 45 000 tonn avfall per år (Marthinsen & Sørensen, 2017).



Figur 3: Alternative systemløsninger for avfallshåndtering i Norge (Watnebryn & Fredriksen, 2019).

Nedenfor følger en oppsummering av den viktigste informasjonen og nøkkeltallene for alle anleggene som studeres i analysen. Som tidligere nevnt analyseres anleggene i Oslo under ett fordi begge håndterer husholdningsavfall fra Oslo sine innbyggere. Dataene og informasjonen knyttet til anleggene SESAM, ØAS, RiG og ÅRIM er basert på fremlagte planer og utredningsrapporter, og kan derfor avvike noe fra det som faktisk vil bli realisert. Det er viktig å merke seg at forskjellene i beregnet materialgjenvinningsgrad før og etter etablering av de ulike ettersorteringsanleggene ikke nødvendigvis er direkte sammenlignbare, blant annet fordi utgangspunktene er forskjellige. Det er store forskjeller blant kommunene når det kommer til kildesorteringsløsninger og erfaringer. Noen kommuner har kildesortert gitte avfallsfraksjoner i over 20 år, mens andre har tilegnet seg et helt nytt avfallssystem og har dermed kun benyttet gjeldende praksis i et fåtall år.

Tidsaspektet er viktig å ta med seg i vurderingen av hvilke løsninger som fungerer best fordi det er ikke gitt at kommunens innbyggere endrer vaner og holdninger knyttet til avfall på kort tid. Igjen er det viktig å trekke frem hvor avgjørende kommunikasjonsflyten rundt nytt avfallssystem og kildesorteringsløsninger ut til innbyggerne er for hvor vellykket resultatet av avfallshåndteringen i hver enkelt kommune blir.

Tabell 3: Nøkkelinformasjon og talldata knyttet til studieobjektene (informasjon fra de respektive anleggene og SSB).

	REG	ROAF	IVAR	SESAM	ØAS	RiG	ÅRIM
Geografisk område/region	Oslo	Nedre Romerike, Viken	Stavanger, Rogaland	Trondheim, Trøndelag	Fredrikstad, Viken	Grenland, Vestfold og Telemark	Ålesund, Møre og Romsdal
Antall kommuner betjent	1	10	11	74	12	14	18
Antall innbyggere betjent i 2020	693 494	205 612	347 041	600 000	316 164	515 516	210 516
Første hele driftsår	2013	2015	2020	2023	2024	uvisst	uvisst
Akkumulert investeringskostnad i 2020-kr (mill. NOK)	551	265	498*	537	352	385	200
Teoretisk behandlingsskapasitet (tonn per år)	150 000	80 000	66 250	100 000	73 311	62 280	45 000
Realisert behandlingsskapasitet (tonn per år)	117 258 (snitt 2013-2019)	49 462 (snitt 2015-2019)	60 000 (antagelse)	-	-	-	-
Sorteringsteknologi	Optisk pose-sortering	NIR-teknologi	NIR-teknologi	NIR-teknologi	NIR-teknologi	NIR-teknologi	NIR-teknologi/robot
Materialgjenvinningsgrad før anlegg	29,0 %	31,2 %	50,7 %	36,0 %	30,5 %	40,4 %	39,1 %
Materialgjenvinningsgrad etter anlegg	37,9 % (snitt 2013-2019)	44,7 % (snitt 2015-2019)	54,1 % (2019)	55,8 %	51,0 %	60,0 %	60,0 %

* Inkluderer avfallssorteringsanlegg, papirsorteringsanlegg og administrasjonsbygg, men ekskludert plastvaskings- og pelleteringsanlegg.

4.2 Datagrunnlag og datainnsamling

Datagrunnlaget som er benyttet i denne studien er basert på informasjon innhentet fra de nevnte virksomhetene, nøkkelpersoner innen norsk og europeisk avfallssektor og en av verdens ledende leverandører av sensorbasert sorteringsteknologi og gjenvinningsanlegg, *TOMRA Recycling*. Datainnsamlingen fra de norske ettersorteringsanleggene og virksomhetene begynte allerede sommeren 2019, gjennom å bygge nettverk og knytte kontakt med sentrale nøkkelpersoner med ansvar for økonomi, teknologi, planlegging og drift av anleggene rundt om i landet. *TOMRA Recycling* har over 20 års erfaring med utvikling av sensorbasert sorteringsteknologi for et bredt spekter av avfallsstrømmer, og har levert NIR-maskinene til både ROAF og IVAR sine anlegg (Lambertz, 2020). I utredningsrapportene til de planlagte ettersorteringsanleggene er det også henvist til TOMRA-maskinene som foretrukket sorteringsteknologi. For å få bedre innsikt i dagens sorteringsløsninger, utfordringer knyttet til etablering og drift av nye ettersorteringsanlegg, samt motta informasjon om fremtidig teknologiutvikling, har det vært hensiktsmessig å knytte kontakt med disse bedriftene.

Ettersorteringsanleggene som studeres og vurderes i denne oppgaven er valgt ut på bakgrunn av Renovasjons- og gjenvinningsetaten i Oslo kommune sine ønsker, og i samarbeid med hovedveileder og biveileder. Videre er det valgt å inkludere både realiserte og planlagte norske anlegg for å kunne differensiere mellom historiske data og fremtidige estimer. Anleggene har en vid geografisk spredning og er dermed representative for hele landet. Samtidig er det valgt å se bort fra lokale variasjoner for å gjøre datagrunnlaget mest mulig sammenlignbart. Hvordan disse variasjonene behandles i datagrunnlaget beskrives nærmere i delkapittel 4.4.1. Analysene og databehandlingen i denne masteroppgaven kan belyse sentral informasjon og skape et tilnærmet likt sammenligningsgrunnlag for realiserte og planlagte ettersorteringsanlegg i Norge, som basert på tidligere kjent kunnskap ikke er gjort. For de planlagte ettersorteringsanleggene som ligger lengst frem i tid, er datagrunnlaget mer usikkert. Dette har naturligvis bakgrunn i at for eksempel det fremtidige kostnadsbildet er mer usikkert enn kjente kostnader i dag, jamfør teorien om diskontering og bruk av avkastningskravet som må kompensere for tid, inflasjon og risiko (Bøhren & Gjærum, 2016a, kapittel 3).

I oppgavens analyser er det valgt å kun inkludere data knyttet til husholdningsavfall, mens næringsavfall og annet grovavfall så langt praktisk mulig holdes utenfor. Eksempelvis er det slik at Klemetsrudanlegget i Oslo sorterer en prosentandel næringsavfall årlig, men dette er holdt utenfor analysen. Bakgrunnen for valget er at eksisterende og planlagte ettersorteringsanlegg i hovedsak bygges for å håndtere husholdningsavfall, og sortering av restavfallsfraksjonen spesielt. Restavfall har generelt lavere kvalitet og er mer forurenset enn næringsavfall og industriavfall, fordi det er en svært blandet og sammensatt avfallskategori (Christensen et al., 2011; Watnebryn & Fredriksen, 2018). Dermed har restavfallet et større behov for ettersortering, selv med kildesorteringsordning i husholdningene.

4.3 Metode og forutsetninger for analysene

4.3.1 Flermålsanalyse

På grunn av økende kompleksitet i dagens avfallssystemer, avfallsstrømmer og økte mengder husholdningsavfall, er det mange faktorer som må tas hensyn til når beslutninger vedrørende nye investeringsprosjekter for avfallsbehandling skal tas. En beslutning kjennetegnes ofte av tre elementer: alternativer, informasjon og preferanser. Dette medfører at det ikke alltid er like lett for beslutningstakeren å avgjøre hva det optimale alternativet er (Malerud & Kråkenes, 2005). Det er ikke lenger bare økonomi, logistikk og effektivitet ved anleggene som vil være avgjørende faktorer, miljøpåvirkninger som klimagassutslipp, energibruk og internasjonalt lovverk og målsetninger spiller også inn (Chang et al., 2011). Et komplekst problem kjennetegnes gjerne ved at det er vanskelig å komme frem til én optimal løsning fordi problemet er sammensatt av flere motstridende mål som for eksempel kostnader, effektivitet, ytelse, sikkerhet og miljø (Achillas et al., 2013). Ved slike utfordrende problemstillinger i avfallssektoren kan det være hensiktsmessig å benytte en analysemetode som kan bidra til å lage et kompromiss mellom alle disse beslutningsfaktorene. Teorigrunnlaget for anvendelse av flermålsanalyser viser at det går an å kombinere en rekke ulike delanalyser. Det er ikke valgt å gå i dybden på de ulike metodene innenfor flermålsanalyser, men de tre hovedgrupperingene er *verdifunksjonsmetoder*, *mål- og referansepunktmetoder* og *rangeringsmetoder* (Malerud & Kråkenes, 2005).

En flermålsanalyse er en godt etablert metode og et svært nyttig verktøy for komplekse problemstillinger (Achillas et al., 2013). I denne studien er det derfor valgt å gjennomføre en flermålsanalyse, bestående av en kontantstrømsanalyse og en materialstrømsanalyse, for å identifisere økonomiske nøkkeltall basert på kapasitet og effektivitet mellom anleggene (Weng & Fujiwara, 2011). Det første målet er å vurdere økonomi og effektivitet basert på investeringskostnader, driftskostnader og samlet kontantstrøm (investering og drift), fordelt på henholdsvis innbyggertall i områdene anleggene betjener, antall tonn behandlingsskapasitet ved anleggene og prosentpoeng endring i materialgjenvinningsgrad. Det andre målet er å analysere hvor effektive de ulike anleggene er basert på data og informasjon om gjennomstrømning av utvalgte avfallsstrømmer. Det benyttes videre i det tredje målet en kombinasjon av resultatene fra kontantstrømsanalysen og materialstrømsanalysen for å identifisere endringer i driftskostnader og effektivitet over tid i de realiserte anleggenes. Robustheten og usikkerheten knyttet til datagrunnlaget og metodene diskuteres nærmere i delkapittel 6.2.

4.3.2 Kontantstrømsanalyse

Økonomi og lønnsomhet er helt avgjørende faktorer for å avgjøre om et investeringsprosjekt bør gjennomføres eller ikke (Bøhren & Gjærum, 2016b). Med tanke på å vurdere mulige fremtidige investeringer i ettersorteringsanlegg for Oslo kommune, basert på andre realiserte og planlagte anlegg, er det helt sentralt å undersøke økonomigrunnlaget ved anleggene. Formålet med å investere i ettersorteringsanlegg er å øke total materialgjenvinningsgrad og behandlingsskapasitet. Ved å skape et felles sammenligningsgrunnlag for innbetalinger og utbetalinger, justert for inflasjon, vekstfaktorer og diskontering, er det mulig å vurdere økonomiske nøkkeltall på tvers av anleggene. Denne metoden benyttes i første forskningsspørsmål.

For å avgjøre lønnsomheten i et investeringsprosjekt benyttes ofte kontantstrømsanalyser og netto nåverdiberegninger. Kontantstrømanalyse er en metode for å tidfeste rekken av innbetalinger og utbetalinger over hele prosjektets levetid (Bøhren & Gjærum, 2016b). Netto nåverdimetoden beregner verdien av fremtidige kontantstrømmer ved tidspunkt null, med en bestemt rentesats og gitte diskonteringskrav (Bøhren & Gjærum, 2016b).

Berg et al. gjennomførte i 2012 en undersøkelse blant Norges 500 største bedrifter, og det viste seg at netto nåverdimetoden var den mest brukte metoden for å bestemme lønnsomheten i investeringsprosjekter (Berg et al., 2013). Metoden er hensiktsmessig for formålet fordi netto nåverdien maksimerer aksjonæravkastning, samt tar hensyn til inflasjon, systematisk risiko og annen relevant økonomisk informasjon (Berg et al., 2013). Formelen som benyttes for å beregne netto nåverdien (NNV) i kontantstrømsanalysen presenteres nedenfor:

$$NNV = -I_0 + \sum_{t=1}^T \frac{a_t}{(1+r)^t}$$

Formel 1: Netto nåverdi (Berg et al., 2013).

Investeringskostnaden er i formelen definert som $(-I_0)$ og prosjektets totale levetid målt i år er representert ved (T) . Kontantstrømmen, kostnader minus inntekter, er uttrykt som (a_t) , for hvert år (t) og (r) representerer avkastningskravet. Gjennom hele kontantstrømsanalysen er avkastningskravet basert på et anslag for reell risikojustert rente på 4 %. Anslaget er bestemt ut fra en anbefaling for offentlige normalprosjekter med en levetid på 40 år, fra Norges offentlige utredning for samfunnsøkonomiske analyser fra 2012 (NOU 2012: 16).

For å gjøre kostnadsberegningene sammenlignbare på tvers av alle anleggene er det beregnet en årlig gjennomsnittskostnad basert på henholdsvis totalt investeringsregnskap, totalt driftsregnskap og samlet kontantstrøm. Disse årlige gjennomsnittskostnadene er basert på metoden for annuitetsberegninger fra netto nåverdien, med visse modifikasjoner. Annuitetsmetoden dreier seg om å beregne et årlig kontantstrømselement, det vil si en årlig gjennomsnittskostnad, som er det samme beløpet hvert år over hele levetiden (Bøhren & Gjærum, 2016b). Annuiteten kalkuleres med følgende formel:

$$A = NNV \cdot \frac{r \cdot (1+r)^T}{(1+r)^T - 1}$$

Formel 2: Annuitetsberegning (Bøhren & Gjærum, 2016b).

Annuitetsberegningen (A) består av netto nåverdi (NNV), beskrevet i formel 1, avkastningskravet (r) og prosjektets totale levetid målt i år (T). Problemet med å bruke annuitetsmetoden i denne analysen er at annuiteter benyttes for å beregne en konstant årlig gjennomsnittlig kostnad for fremtidig kontantstrøm. Som studieobjektene og datagrunnlaget beskriver, er denne analysen også basert på allerede eksisterende anlegg, hvor investeringsregnskapet og deler av driftsregnskapet ligger i fortiden. I denne analysen er det derfor valgt å benytte en vektet årlig gjennomsnittskostnad ($V\ddot{A}K$) for hele kontantstrømmen med gitte diskonteringskrav. Gjennomsnittskostnaden tar hensyn til historiske regnskapstall der dette finnes, samt fremtidige kontantstrømselementer. $V\ddot{A}K$ er beregnet ved hjelp av denne formelen:

$$V\ddot{A}K = v(\bar{R}) + v(A_{NNV})$$

Formel 3: Vektete årlige gjennomsnittskostnader ($V\ddot{A}K$).

Innsatt for eksempelvis ROAF sitt anlegg ser formelen slik ut ved beregning av vektet årlig gjennomsnittskostnad ($V\ddot{A}K$) basert på samlet kontantstrøm (investering og drift):

$$V\ddot{A}K = 0,5(78\,967\,558) + 0,5(34\,039\,514)$$

Formel 4: Eksempel på bruk av $V\ddot{A}K$ -formelen.

Første ledd av formelen består av en inflasjonsjustert gjennomsnittlig nettokostnad (\bar{R}) basert på historiske regnskapstall, fra akkumulerte investeringskostnader og driftskostnader fra første hele driftsår, og frem til og med 2019. Økonomigrunnlaget for gjennomsnittskostnaden (\bar{R}) er akkumulert, det vil si inflasjonsjustert til 2020-kroner basert på Statistisk sentralbyrå sin historiske serie for konsumprisindeksens årgjennomsnitt (Statistisk sentralbyrå, 2020). Andre ledd av formelen består av en annuitetsberegning av netto nåverdien for den fremtidige kontantstrømmen fra og med 2020 og ut levetiden. Annuitetsberegningen er gjort på tilsvarende måte som beskrevet i formel 2. Formelleddene er multiplisert med en vektandel (v) på 50 %, fordi historiske og fremtidige kontantstrømselementer vektes likt. For de planlagte anleggene, som ikke har historiske regnskapstall, vektes fremtidig kontantstrøm 100 %.

Formålet med kontantstrømsanalysen er å beregne et felles sammenligningsgrunnlag basert på utvalgte nøkkeltall for kostnader. For å ha muligheten til å vurdere eventuelle forskjeller i økonomi og effektivitet anleggene er nøkkeltallene delt opp i fire deler: (1) rene kostnadsfaktorer som viser fordelingen mellom akkumulerte investeringskostnader, VÅK for drift og VÅK for samlet kontantstrøm (investering og drift) mellom anleggene. (2) Akkumulerte investeringskostnader, VÅK for drift og VÅK for samlet kontantstrøm fordelt på henholdsvis *innbyggertall* i områdene anleggene betjener og (3) tonn *behandlingskapasitet*. (4) Akkumulerte investeringskostnader, VÅK for drift og VÅK for samlet kontantstrøm per tonn *behandlingskapasitet* fordelt på prosentpoeng økning i målt *materialgjenvinningsgrad* før og etter etablering av anleggene. For REG og ROAF benyttes det et gjennomsnitt av målt materialgjenvinningsgrad over tilbakelagt driftstid. I nøkkeltall (4) er det valgt å måle økonomi mot effektivitet basert på behandlingskapasitet målt i tonn, til fordel for innbyggertall som kan variere mye og forteller mer om områdene anleggene betjener enn om selve anleggene. Ved å inkludere kapasitet sier nøkkeltallet også noe om anleggsstørrelsen og skaper dermed et bedre forholdsmessig sammenligningsgrunnlag for kontantstrømsenelementene mellom anleggene.

4.3.3 Materialstrømsanalyse

For å kunne si noe om effektiviteten ved ettersorteringsanleggene er det hensiktsmessig å gjennomføre en materialstrømsanalyse, som gjøres i andre forskningsspørsmål. Brunner og Rechberger (2004) presenterte en ny håndbok for praktisk bruk av materialstrømsanalyse som hadde som mål å fremme en tydelig, transparent og funksjonell metodikk, og som kunne benyttes som et støtteverktøy for beslutningstagere blant annet i avfalls- og gjenvinningsbransjen. Materialstrømsanalyse er en systematisk vurdering av innstrømning og lagre av materialer i et system definert i rom og tid (Brunner & Rechberger, 2004). På grunn av loven om bevaring av materiale kan materialstrømsanalysen kontrolleres mot en massebalanse, som sammenligner alle innstrømmende materialtyper, materialer på lager og utstrømmende materialtyper fra anleggene (Brunner & Rechberger, 2004). Hauschild og Barlaz (2011) og Allesch og Brunner (2014) understreker at materialstrømsanalyse er et hensiktsmessig verktøy for å studere strømmen av enkeltfraksjoner.

Hensikten med materialstrømsanalysen er å måle sorteringseffektiviteten ved anleggene basert på beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype, som defineres av følgende formel:

$$G = \frac{u_m}{i_m}$$

Formel 5: Beregnet gjennomstrømningsandel (G).

Gjennomstrømningsandelen (G) er beregnet ut fra sortert mengde avfall ut fra anlegget og som går til materialgjenvinning per materialtype (u_m), dividert på innstrømmet avfallsmengde per materialtype (i_m). Følgelig er gjennomstrømningsandelen (G) et mål for effektiviteten ved anleggene, den måler andelen avfall av hver materialtype som sorteres ved et anlegg, sendes til materialgjenvinning og igjen kan erstatte jomfruelig materiale, ut fra mengden som tas inn i anlegget. I materialstrømsanalysen benyttes gjennomstrømningsandeler for å beskrive anleggenes sorteringseffektivitet for *enkeltfraksjoner*, mens materialgjenvinningsgrad brukes i kontantstrømsanalysen for å beskrive andel av *totale avfallsmengder* som sendes til en endelig gjenvinningsprosess fra anleggene. For REG og ROAF benyttes det et gjennomsnitt av beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype over hele anleggets driftstid. I noen av områdene som anleggene betjener, kildesorteres utvalgte avfallsfraksjoner i husholdningene før avfallet sendes til ettersorteringsanleggene, eksempelvis matavfall og plastavfall. For disse spesifikke avfallsfraksjonene er gjennomstrømningsandelen beregnet ut fra en revidert formel:

$$G_k = \frac{u_m}{k_m}$$

Formel 6: Beregnet gjennomstrømningsandel for kildesorterte avfallsfraksjoner (G_k).

For anleggene som sorterer eller skal sortere kildesortert avfall, i tillegg til ettersortering av restavfall, beregnes gjennomstrømningsandelen (G_k) ut fra faktisk eller planlagt sortert mengde fra anlegget per materialtype (u_m), delt på innstrømmet kildesortert avfall per materiale (k_m). Dette er et nødvendig ledd i materialstrømsanalysen fordi det kildesorterte avfallet ikke sorteres videre på anleggene, men sendes direkte til materialgjenvinning.

Andelen kildesortert avfall av total mengde av samme avfallsfraksjon, samlet inn via henteordningen i kommunene, er i beregningsgrunnlaget betegnet som *kildesorteringsadferd*. Det vil eksempelvis si hvor stor andel av matavfallet som faktisk er sortert i grønne poser i husholdningene. Forskjellen mellom mengde matavfall i grønne poser, målt i beholderen hos husholdningene, og mengde matavfall sendt til materialgjenvinning målt ut fra ettersorteringsanleggene defineres som *svinn* ($1 - G_k$).

Materialstrømsanalysen gir et best mulig felles sammenligningsgrunnlag for effektiviteten ved anleggene, basert på sortert mengde per avfallsfraksjon i forhold til innstrømmet mengde per fraksjon. Nøkkeltallene i materialstrømsanalysen er gjennomstrømningsandeler for de ulike avfallsfraksjonene som studeres i denne analysen: matavfall, plastemballasje, inkludert ulike plastmaterialer, metallavfall og blandet papiravfall. Disse nøkkeltallene sammenlignes og vurderes med gitte forutsetninger som beskrives nærmere i delkapittel 4.4.

Det tredje forskningsspørsmålet fokuserer på å identifisere og vurdere endringer i driftsregnskapet fordelt på målt materialgjenvinningsgrad i prosentpoeng, og endringer i gjennomstrømningsandeler per materialtype målt i prosent ved de realiserte anleggene over tid. Det er hensiktsmessig å vurdere gjennomstrømningsandeler per materialtype fordi det forteller noe om anleggenes sorteringseffektivitet per avfallsfraksjon. Materialgjenvinningsgraden vil derimot kunne fange opp materialgjenvinningspotensialet som finnes i restavfallet og totalt for anleggene. Lav total materialgjenvinningsgrad beskriver et økt potensial for sortering og materialgjenvinning, og motsatt. Derfor er det også hensiktsmessig å vurdere anleggenes effektivitet ut fra total materialgjenvinningsgrad. I denne analysen er kun REG og ROAF inkludert, fordi det er disse anleggene som har tilgjengelige driftsdata over en lengre tidsserie. REG og ROAF benytter også to ulike sorteringsteknologier, henholdsvis optisk posesortering og NIR-total.

I utgangspunktet hadde det vært interessant å undersøke teknologiutvikling over tid mellom ROAF og IVAR. Lambertz (2020) påpeker likevel at det ikke er lagt til grunn noen vesentlig teknologisk utvikling som skaper forskjeller mellom NIR-teknologien ved ROAF og IVAR.

Softwaren i NIR-maskinene er anleggsspesifikke, men utover det er ikke sorteringseffektiviteten betydelig utbedret på de fem årene som skiller etableringen av de to anleggene (Lambertz, 2020). Av ovennevnte grunner er det derfor kun mulig å vurdere driftsendringer innenfor hvert enkeltanlegg, REG og ROAF, over tid.

Beregningsgrunnlaget i denne analysen er hentet fra driftsregnskapet for anleggene fra de respektive analyseårene i kontantstrømsanalysen, og års- og miljørapporter. Kostnadene er også inflasjonsjustert til 2020-kroner og gjennomstrømningsandelene per materialtype ved anleggene er hentet fra materialstrømsanalysen. Beregningene for gjennomstrømningsandeler per materialtype ved REG og ROAF over tid, kan finnes i vedlegg 9.2.1 og vedlegg 9.2.2. Total materialgjenvinningsgrad ved anleggene over tid er hentet fra tilgjengelig datamateriale og årsrapporter for de respektive anleggene.

I kontantstrømsanalysen og materialstrømsanalysen er det ved flere anledninger valgt å benytte aritmetisk gjennomsnitt for å beregne sentraltendensene i utvalg fra dataobservasjonene. I kontantstrømsanalysen er det eksempelvis benyttet aritmetisk gjennomsnitt ved beregningen av årlige annuitetskostnader basert på historisk kontantstrøm. I materialstrømsanalysene for REG og ROAF er det benyttet aritmetisk gjennomsnitt ved beregning av gjennomstrømningsandeler per materialtype over alle driftsårene, for å kunne sammenligne resultatene med IVAR og de planlagte anleggene. Aritmetisk gjennomsnitt beregnes ved at alle verdiene (x_i) summeres og divideres på antall verdier (n) (UiO, 2019b). Formelen for aritmetisk snitt (\bar{x}):

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Formel 7: Aritmetisk gjennomsnitt (UiO, 2019b).

Aritmetisk gjennomsnitt er den vanligste metoden for å kalkulere gjennomsnittsverdier på, og en fordel med denne metoden er at alle verdiene vektlegges likt.

I beregningen av gjennomsnittlig gjennomstrømningsandel for én avfallsfraksjon for ett anlegg som har vært i drift i flere år, tilsvarer verdiene (x_i) derfor de årlige variasjonene i beregnet gjennomstrømningsandel for den gitte fraksjonen. I denne sammenhengen vektes altså hvert år helt likt, fordi det er ingen drifts-resultater som vektlegges mer enn andre. En ulempe med å bruke aritmetisk gjennomsnitt er at metoden er sensitiv for ekstreme dataobservasjoner, det vil si spesielt lave eller høye dataobservasjoner, nettopp fordi alle verdiene vektes likt (UiO, 2019b).

4.4 Bearbeiding av data og begrensninger for analysene

4.4.1 Kontantstrømsanalyse

I kontantstrømsanalysen er det innhentet investeringsregnskap og henholdsvis historisk og budsjettert fremtidig driftsregnskap for hele investerings- og driftsperioden til de realiserte ettersorteringsanleggene. For de planlagte anleggene er det innhentet tilsvarende utredningstall for investering og drift. Alle årsregnskap og regnskapsposter er grundig studert for å skape et mest mulig sammenlignbart beregningsgrunnlag på tvers av anleggene. I den forbindelse er det valgt å se bort fra lokale utgiftsposter som for eksempel tomtekostnader. Kjøp eller leie av tomt er en kostnad som typisk vil variere stort ut fra lokalisering og geografiske forhold. Lokalisering av anlegg er, som tidligere nevnt, en viktig beslutningsfaktor som kan påvirke kostnadsbildet mye.

I tillegg til tomtekostnaden er det valgt å se bort fra gebyrinntekter fra kommunene (renovasjonsgebyr), lokale tilskuddsordninger, internsalg i bedriftene, forbrenningsinntekter og -kostnader. Disse regnskapspostene vil typisk variere mye mellom anleggene på bakgrunn av for blant annet lokalisering, behandlingsskapitet, transportavstander og størrelse på det regnskapsmessige selvkostfondet som varierer med årlige over- eller underskudd. Det er valgt å ikke analysere kapitalkostnader, avskrivninger og rentekostnader på gjenværende verdi etter avskrivningene i kontantstrømsanalysen, fordi disse kostnadskomponentene allerede er tatt hensyn til i de totale investeringskostnadene og avkastningskravene for anleggene.

Alle inntekter og utgifter knyttet til næringsavfall, for de anleggene det gjelder, er holdt utenfor kontantstrømsanalysene fordi formålet er kun å studere avfallssystemet og regnskapene knyttet til husholdningsavfall. Andre kostnader som forsikringer, avgifter, administrasjonskostnader og lignende er inkludert i anleggenes driftsregnskap. Selv om disse kostnadselementene ikke nødvendigvis kun kan knyttes til ettersorteringsanleggene, vil en betydelig andel være knyttet til driften av anleggene og logistikken rundt.

Når det gjelder vurderingen av investeringsregnskapet for IVAR sitt anlegg, må det tas hensyn til at investeringen inkluderer både felles avfallssorteringsanlegg og papirsorteringsanlegg, fordi det har vist seg å være vanskelig å skille disse investeringskostnadene fra hverandre (Sandvik, 2020). Derimot er kun inntektene og kostnadene knyttet til avfallssorteringsanlegget medregnet i driftsregnskapet (Johnsen, 2020). Det må også nevnes at kostnadsnivået for IVAR fra 2019 er antatt å være unormalt høyt på grunn av uforutsette påløpte kostnader, redusert behandlingsskapasitet, sortering og salg (Johnsen, 2020; Meissner, 2020). Dette innebærer at anlegget foreløpig ikke yter sitt fulle potensial og dermed kan ikke datainnsamlingen fra 2019 regnes som representativ for fremtidig drift. IVAR-anlegget har kun vært i drift i ett år og derfor knyttes det usikkerhet til fremskrivningen av fremtidig driftsregnskap basert på 2019-tall. Det er tatt hensyn til disse usikkerhetene i analysene og beskrives nærmere der det er utslagsgivende.

De fleste av anleggene legger til grunn en avskrivningsperiode og økonomisk levetid for anleggene på 20 år, mens maskiner og annet utstyr har en levetid på mellom 10 og 20 år. I kontantstrømsanalysene er det derfor valgt en levetid på 20 år fra første hele driftsår. Dette innebærer at maskiner og annet utstyr krever vedlikehold og muligens utskiftning i løpet av anleggets levetid, men bemerkes ikke videre foruten at det regnes inn under utgiftsposten *vedlikeholdskostnader*. Forskjellig levetid for anleggene vil ikke påvirke beregningsresultatene, i og med at det er blitt tatt høyde for i annuitetsberegningene i nøkkeltallene for vektete årlige gjennomsnittskostnader. Det er hensiktsmessig å se frem i tid ved store investeringer for å kunne planlegge og legge til rette for endringer, samtidig er det vanskeligere å estimere endringer i forbruksmønstre, avfallsmengder, teknologiutvikling og økonomi jo lenger analyseperioden blir.

For de planlagte ettersorteringsanleggene er det vanskelig å estimere hvilke år som vil være første hele driftsår. For RiG og ÅRIM foreligger det ingen konkrete planer for byggestart, mens det for SESAM-anlegget er planlagt driftsstart i 2023 og 2024 for ØAS-anlegget. Likevel er det slik at alle de tilgjengelige utredningsrapportene budsjetterer driftsregnskapene fra og med 2021, derfor er 2021 valgt som driftsstart for planlagte anlegg i kontantstrømsanalysen. På bakgrunn av denne forutsetningen er det valgt å legge de totale planlagte investeringskostnadene for SESAM, ØAS, RiG og ÅRIM til 2020, og justere kostnadene for inflasjon. For å unngå metodeskjevheter og for å gjøre bergningsgrunnlaget mest mulig sammenlignbart, er det også valgt å legge den totale akkumulerte investeringskostnaden for de realiserte anleggene til året før første hele driftsår. For REG og ROAF viser investeringsregnskapene at kostnadene er fordelt utover i tid, men disse justeres for inflasjon og presenteres i 2020-kroner for å skape likhet. REG drifter i utgangspunktet to optiske posesorteringsanlegg, men fordi det er valgt å studere disse samlet summeres også den totale investeringskostnaden for begge anleggene over tid og legges til 2012, året før begge anleggene ble satt i drift.

Når det gjelder valgte forutsetninger for diskontering i kontantstrømsanalysen benyttes det et reelt avkastningskrav (diskonteringsrente) på 4 % for offentlige investeringsprosjekter (NOU 2012: 16). Alle aktiverte inntekts- og kostnadselementer for alle anleggene er fremskrevet til 2020-kroner, og alle fremtidige budsjetterte inntekter og kostnader i driftsregnskapene er beregnet på nytt og fremskrevet med en *realkostnadsvekst*. Ved fremskrivningen av fremtidige driftskostnader er det valgt å regne med realkostnadsvekst for varer og tjenester, og det skilles mellom realkostnadsvekst for personell og materiell. Det er tatt utgangspunkt i Forsvarets estimer for fremtidig realkostnadsvekst av driftskostnader på lang sikt (2015-2030), hvor det henvises til en realkostnadsvekst for personell på 2,3 % og 1,6 % for materiell (Gulichsen et al., 2011). Når det gjelder fremskrivning av fremtidige driftsinntekter kan det ikke henvises til Forsvarets beregnede estimer. Derfor er det valgt å beregne et gjennomsnitt av estimert realkostnadsvekst for personell og materiell, det vil si at det er benyttet en realkostnadsvekst på 2 % for fremtidige driftsinntekter.

Utredningsrapportene til de planlagte anleggene er allerede noen år gamle, da de ble laget mellom 2017 og 2019. Det er derfor valgt å beregne nye kontantstrømmer basert på samme realkostnadsvekst som for de andre kontantstrømmene, og alle kontantstrømselementer er inflasjonsjustert til 2020-kroner. I tillegg må det påpekes at for ÅRIM er det valgt å beregne en gjennomsnittskostnad mellom to anbefalte alternative løsninger for utformingen av anlegget, 1a: NIR med sortering av blandet plastfraksjon og 1b: NIR-total med komplett plastsortering. Bakgrunnen for valget er at det på nåværende tidspunkt er uklart hvilken løsning ÅRIM-regionen vil velge. For SESAM, ØAS og RiG er det derimot tatt utgangspunkt i én løsning, NIR-total, som beskrevet i alternativ 4, som skissert i figur 3.

4.4.2 Materialstrømsanalyse

I materialstrømsanalysen er det hentet inn årlige massebalanser og plukkanalyser fra alle årene de realiserte anleggene har vært i drift. Massebalansene representerer forholdet mellom total avfallsmengde, fordelt per materialtype som er samlet inn via henteordningen i de ulike kommunene, og totale sorterte mengder per materialtype fra anleggene som sendes til materialgjenvinning. Plukkanalyser er i denne sammenhengen svært nyttige verktøy for å kunne analysere og vurdere avfallssammensetningen i restavfallet som samles inn via henteordningen i de respektive områdene. For REG er det hentet inn massebalanser og plukkanalyser i perioden 2013-2019, og for ROAF er det samme gjort for perioden 2015-2019. De beregnede gjennomstrømningsandelene for de ulike avfallsfraksjonene hos REG og ROAF er basert på et gjennomsnitt over alle driftsårene, og gjør at årlige variasjoner utjevnes over tid. I og med at IVAR-anlegget kun har vært i drift i ett år, er det kun innhentet data fra 2019 og det må derfor påregnes en del usikkerhet i denne massebalansen, fordi den vil kunne endre seg noe over tid.

De beregnede gjennomstrømningsandelene for avfallsfraksjonene til REG representerer kildesortert plastavfall og matavfall i egne avfallsposer som sorteres på de optiske posesorteringsanleggene. Dermed beregnes begge gjennomstrømningsandelene (G_k) ut fra formel 6. Restavfallet som sendes gjennom de optiske posesorteringsanleggene sorteres ikke videre før det sendes til energigjenvinning.

Det er likevel interessant å sammenligne gjennomstrømningsandelene hos REG med resultatene til ROAF og IVAR for å se hvordan optiske posesorteringsanlegg ligger an sammenlignet med de realiserte NIR-anleggene. For ROAF beregnes gjennomstrømning av kildesortert matavfall (G_k) ut fra formel 6, mens formel 5 benyttes som grunnlag for beregning av de andre gjennomstrømningsandelene (G). I IVAR-anlegget beregnes alle gjennomstrømningsandelene (G) via formel 5, fordi det er ingen kildesorterte avfallsfraksjoner som går igjennom anlegget.

For de planlagte ettersorteringsanleggene er datagrunnlaget i materialstrømsanalysen basert på beregnede, fremtidige massebalanser hentet fra utredningsrapporter, plukkanalyser og annet tilgjengelig datagrunnlag. Fordi flere av disse dataene er noen år gamle og fordi det er estimerte massebalanser frem i tid, må det knyttes en del usikkerhet til dataene og til de beregnede gjennomstrømningsandelene. Det er likevel forsøkt å samle inn så mye og så detaljert data som overhodet mulig for å skape et best mulig sammenligningsgrunnlag for beregningene. I utredningsrapporten for SESAM-anlegget kommer det frem at det per 2017 kun er Trondheim kommune som kildesorterer matavfall i grønne poser og som skal leveres til anlegget, mens for resten av kommunene skal kun restavfallet sorteres på ettersorteringsanlegget (Watnebryn & Fredriksen, 2018). Gjennomstrømningsandelen for kildesortert matavfall (G_k) beregnes derfor ved hjelp av formel 6, mens resten av gjennomstrømningsandelene beregnes ut fra formel 5. For de resterende anleggene, ØAS, RiG og ÅRIM, foreligger det et relativt svakt datagrunnlag for å kunne beregne reelle estimater for nøkkeltallene til de spesifikke avfallsfraksjonene basert på formel 5. Usikkerheten i datagrunnlaget for de planlagte anleggene beskrives nærmere i resultatene som presenteres i delkapittel 5.2.

Felles for alle ettersorteringsanleggene antas det at sortert metallemballasje består av summen av magnetisk og ikke-magnetisk metallemballasje, samt annet metall. Selv om det i noen plukkanalyser fra anleggene skilles mellom ulike typer metallavfall, velges det ikke å gjøre dette i materialstrømsanalysen i denne oppgaven. Bakgrunnen er at det er rimelig å anta at NIR-maskinene sorterer ut alle metallmaterialer som kan nyttiggjøres videre og at det derfor ikke er hensiktsmessig å skille på disse materialtypene.

5 Resultater

5.1 Forskningsspørsmål 1: Kontantstrømanalyse

Hvordan varierer utvalgte kostnadsfaktorer for anleggene ut fra innbyggertall i områdene anleggene betjener, per tonn behandlingskapasitet og prosentpoeng endring i total materialgjenvinningsgrad?

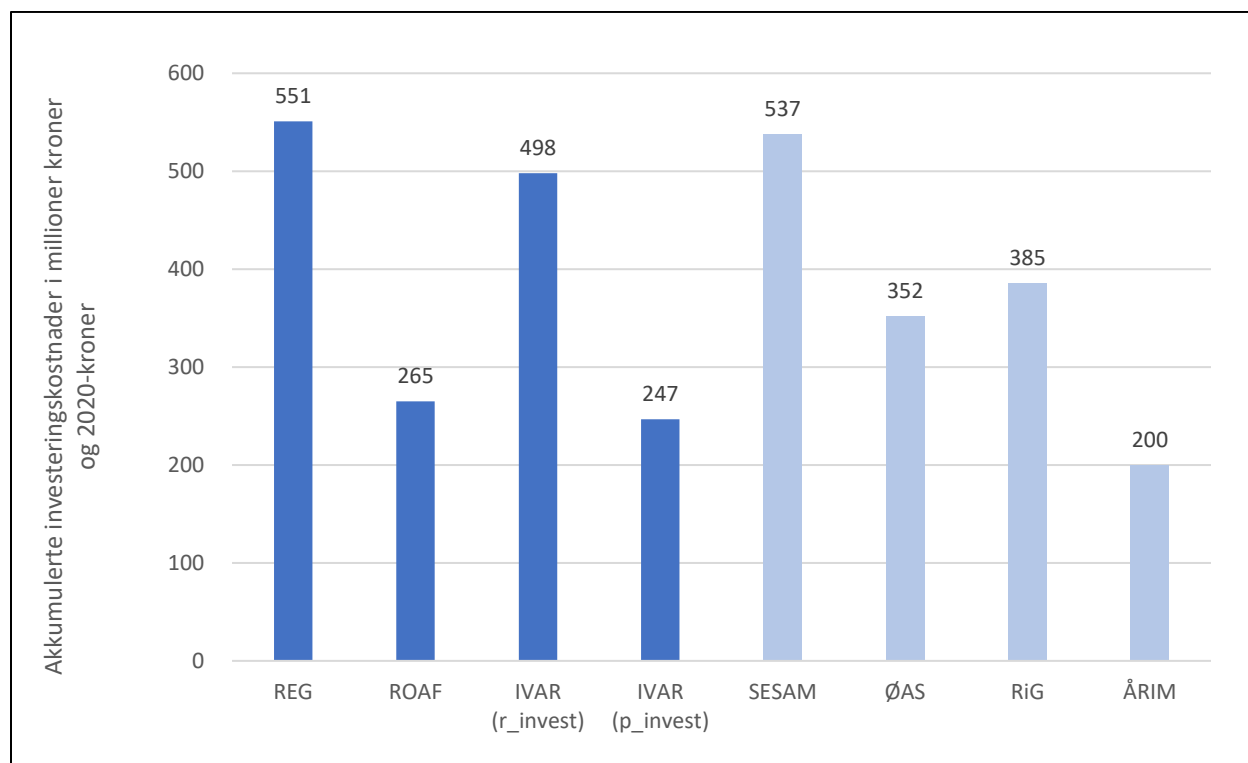
5.1.1 Økonomiske nøkkeltall per kostnadsfaktor

I de påfølgende diagrammene presenteres resultatene for de realiserte anleggene (REG, ROAF og IVAR) i mørk blå farge, mens estimerte resultater for de planlagte anleggene (SESAM, ØAS, RiG og ÅRIM) markeres i lys blå farge for enkelt å kunne skille mellom disse. Det skilles også på akkumulerte investeringskostnader, driftskostnader over hele levetiden og samlet kontantstrøm (investering og drift) for anleggene gjennom hele resultatkapittelet.

Figur 4 viser anleggenes (estimerte) akkumulerte investeringskostnader i millioner kroner, inflasjonsjustert til 2020-kroner. For IVAR-anlegget presenteres resultatene både i realiserte akkumulerte investeringskostnader (r_invest) og planlagte akkumulerte investeringskostnader (p_invest), som ble estimert i 2017 (Fredriksen, 2017b). Det er relevant å presentere både realisert og planlagt investering for IVAR-anlegget fordi planlagt investering kun utgjør halvparten av det som endte opp som den faktiske investeringen. I tillegg har de planlagte anleggene i mer eller mindre grad tatt utgangspunkt i IVAR sine økonomiske beregninger i sine respektive utredningsrapporter. I figur 4 varierer de (estimerte) akkumulerte investeringskostnadene mye på tvers av anleggene, fra 200 millioner kroner til 551 millioner kroner.

ROAF skiller seg ut med lave akkumulerte investeringskostnader for de realiserte anleggene, mens realisert investering for IVAR ligger på et litt lavere nivå enn REG. Selv om ROAF og IVAR benytter samme sorteringsteknologi (NIR total) viser figur 4 at IVAR omtrent har dobbelt så høye akkumulerte investeringskostnader som ROAF, når (r_invest) legges til grunn. Dette skyldes i stor grad at investeringen inkluderer både avfallssorteringsanlegget og papirsorteringsanlegget hos IVAR, fordi det ikke var mulig å skille disse kostnadene fra hverandre (Sandvik, 2020).

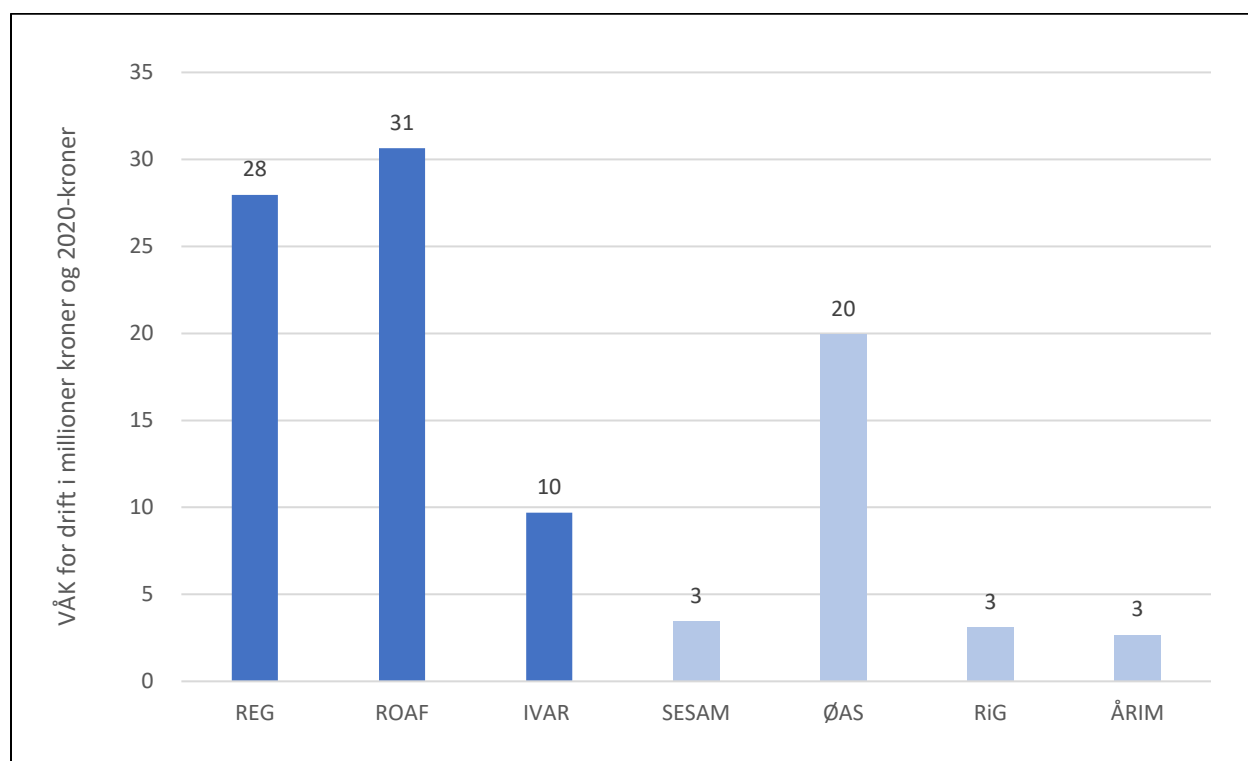
Den realiserte investeringen for kun avfallssorteringsanlegget hos IVAR vil i praksis være noe lavere. Hvis en videre sammenligner resultatene fra ROAF med planlagt investering (p_invest) for IVAR, viser resultatene kun en marginal forskjell mellom anleggene. Mellom de planlagte anleggene er det større variasjoner. SESAM skiller seg ut med det høyeste estimerte resultatet, mens ÅRIM estimerer med de laveste akkumulerte investeringskostnadene. Hvis estimerte investeringer for planlagte anlegg sammenlignes med realiserte anlegg, kan det ut fra figur 4 se ut til at estimerte akkumulerte investeringskostnader for SESAM ligger omtrent på samme nivå som REG og realisert investering (r_invest) for IVAR. ØAS, RiG og ÅRIM derimot ligger omtrent på nivå med investeringen for ROAF-anlegget og planlagt investering (p_invest) for IVAR.



Figur 4: Akkumulerte investeringskostnader for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner.

I figur 5 presenteres resultatene for vektet årlig gjennomsnittskostnad (VÅK) for drift på tvers av anleggene, målt i millioner kroner og inflasjonsjustert til 2020-kroner. Fordi realisert og planlagt investering for IVAR-anlegget ikke påvirker driftsregnskapet er det valgt å ikke inkludere disse resultatene i de påfølgende delkapitlene som kun inkluderer drift.

Resultatene i figur 5 viser at ROAF desidert skiller seg ut med høyest VÅK basert på totale driftskostnader for alle anleggene, mens REG kommer like bak. IVAR-anlegget har relativt lav VÅK basert på drift sammenlignet med REG og ROAF, men her må det bemerkes at fremtidige driftskostnader for IVAR kun er basert på ett år, totalt driftsregnskap fra 2019, og at driftsresultatene dermed kan variere noe over tid fremover. For de planlagte anleggene varierer estimert VÅK basert på drift noe på tvers av anleggene, resultatene for SESAM, RiG og ÅRIM er relativt jevne, mens ØAS skiller seg ut med et relativt høyt estimert resultat.

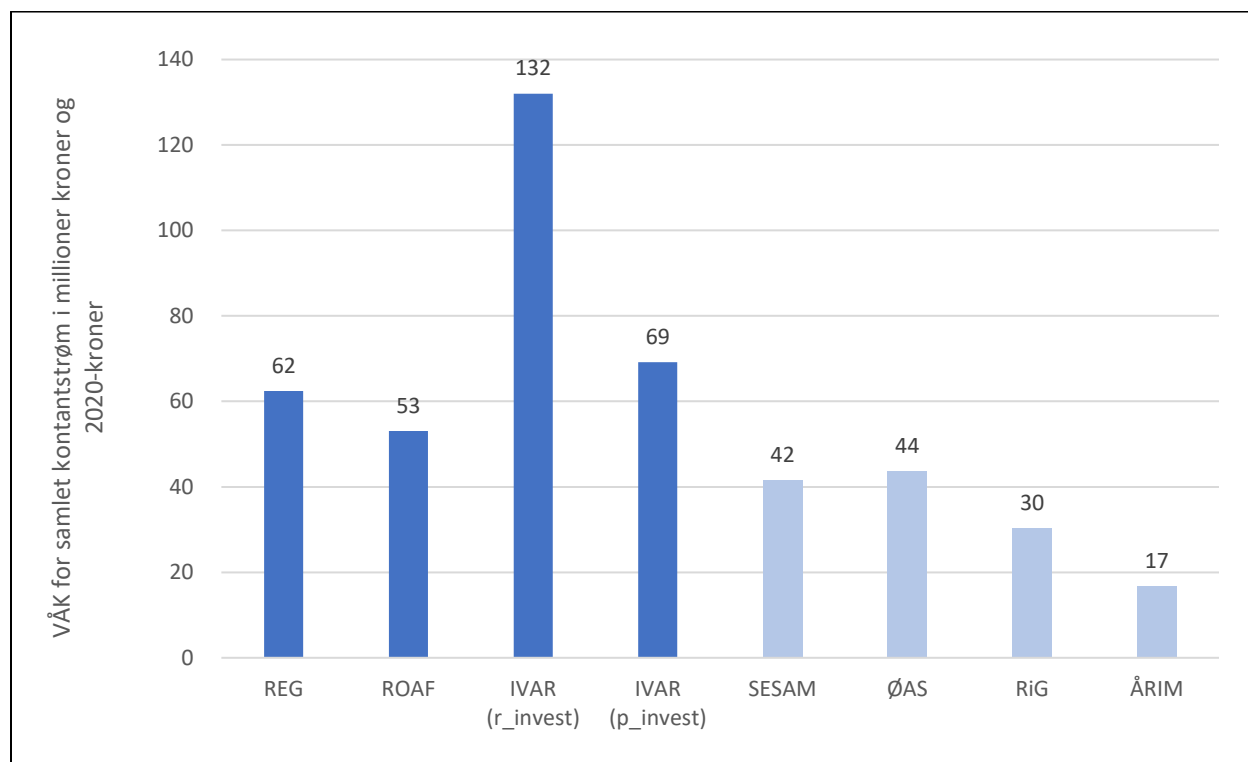


Figur 5: Vektete årlige gjennomsnittskostnader basert på driftsregnskap for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner.

Figur 6 presenterer resultatene av vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) basert på samlet kontantstrøm for alle anleggene, målt i millioner kroner og inflasjonsjustert til 2020-kroner. I resultatene kalkuleres også akkumulerte investeringskostnader basert på både realisert investering (r_invest) og planlagt investering (p_invest) for IVAR-anlegget. For de realiserte anleggene skiller IVAR-anlegget seg ut med et svært høyt resultat for VÅK for samlet kontantstrøm, basert på realisert investering (r_invest), sammenlignet med REG og ROAF.

Sammenlignes derimot VÅK for samlet kontantstrøm for de realiserte anleggene mot planlagt investering (p_invest) for IVAR, er resultatene naturlignok relativt jevne. Estimerte resultater for de planlagte anleggene ligger likevel generelt på et lavere nivå enn for realiserte anlegg.

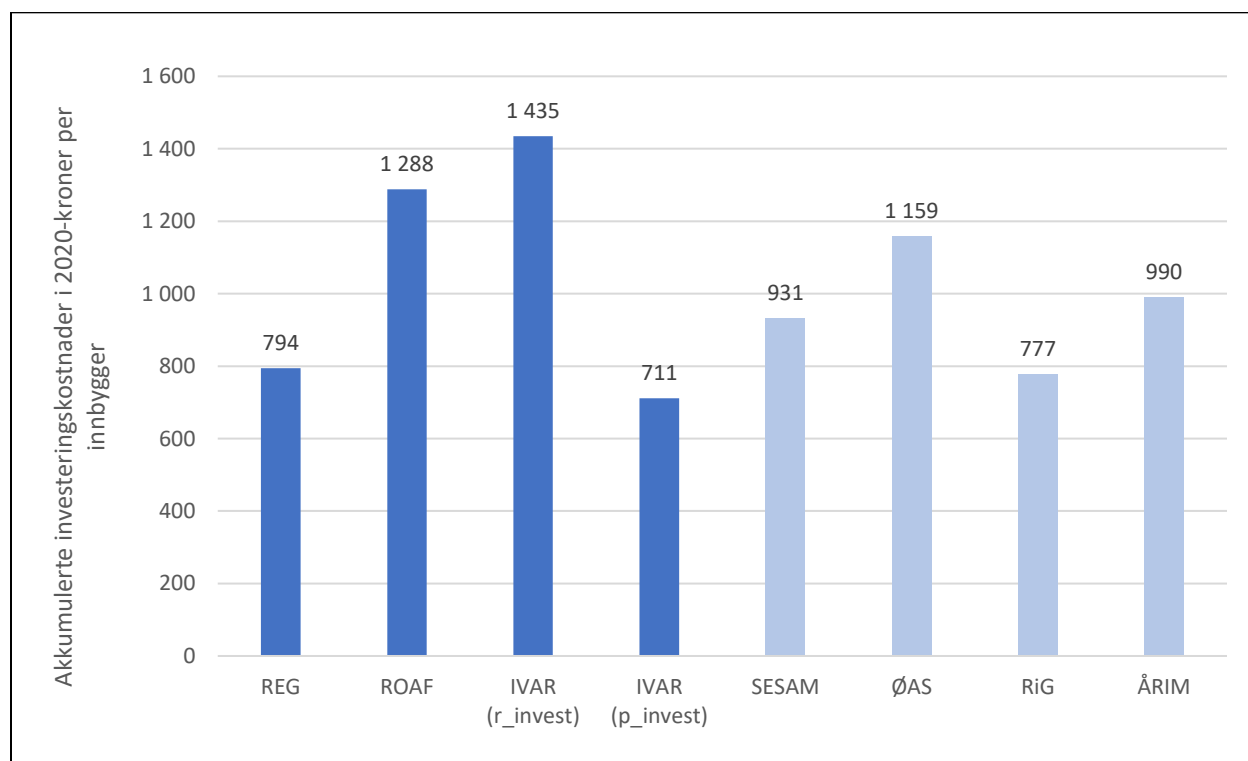
Sammenlignes VÅK for samlet kontantstrøm kun innenfor de planlagte anleggene, kan det også observeres varierende estimerte resultater. For SESAM, ØAS og RiG ligger resultatene på et relativt jevnt nivå, mens ÅRIM estimerer med svært lav VÅK for samlet kontantstrøm. Basert på erfaringene fra de realiserte anleggene kan det stilles spørsmål ved om det er praktisk mulig å etablere og drifte høyteknologiske ettersorteringsanlegg basert på så lave estimerte investerings- og driftskostnader i fremtiden som resultatene fra de planlagte anleggene viser.



Figur 6: Vektete årlige gjennomsnittskostnader basert på samlet kontantstrøm for anleggene i millioner kroner og 2020-kroner.

5.1.2 Økonomiske nøkkeltall målt mot innbyggertall

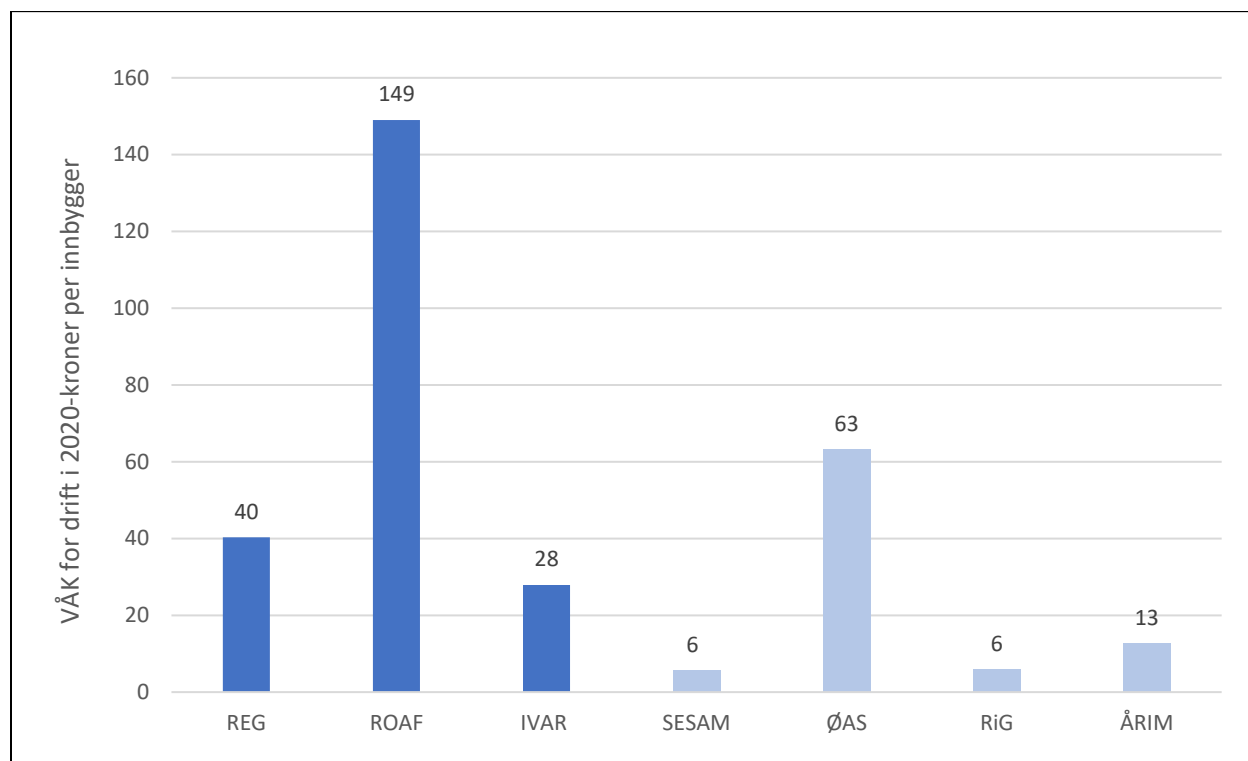
Figur 7 viser akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner dividert på innbyggertall i de områdene de ulike anleggene betjener. Det er kun innbyggerne i eierkommunene til anleggene som er medregnet i beregningene, altså er innbyggere som eventuelt bidrar med eksternt husholdningsavfall og næringsavfall holdt utenfor analysen. Innbyggertallene varierer fra 205 612 innbyggere i ROAF-området til 693 494 innbyggere i Oslo-området i 2020, jamfør tabell 3. Figur 7 viser at alle anleggene har relativt høye (estimerte) akkumulerte investeringskostnader fordelt på antall innbyggere, men resultatene varierer noe mellom anleggene.



Figur 7: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.

I figur 8 presenteres vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) for drift i 2020-kroner dividert på antall innbyggere i områdene anleggene betjener. VÅK for drift fordelt på innbyggertall varierer mer mellom anleggene enn resultatene for akkumulerte investeringskostnader. ROAF utpeker seg med høyest VÅK for drift per innbygger, som har bakgrunn i at ROAF har de høyeste gjennomsnittlige driftskostnadene per år, og samtidig betjener området med færrest innbyggere.

REG og SESAM er de to anleggene som i denne analysen ligger nærmest hverandre både i (estimerte) akkumulerte investeringskostnader og innbyggere tilknyttet anleggene (se tabell 3). Selv om nøkkeltallene varierer mye mellom de realiserte anleggene, har SESAM budsjettert med svært lave vektete årlige driftskostnader sammenlignet med REG, og det antas derfor at de estimerte driftskostnadene for SESAM-anlegget ligger på et noe urealistisk lavt nivå. Det samme kan gjelde for de estimerte resultatene til RiG og ÅRIM.

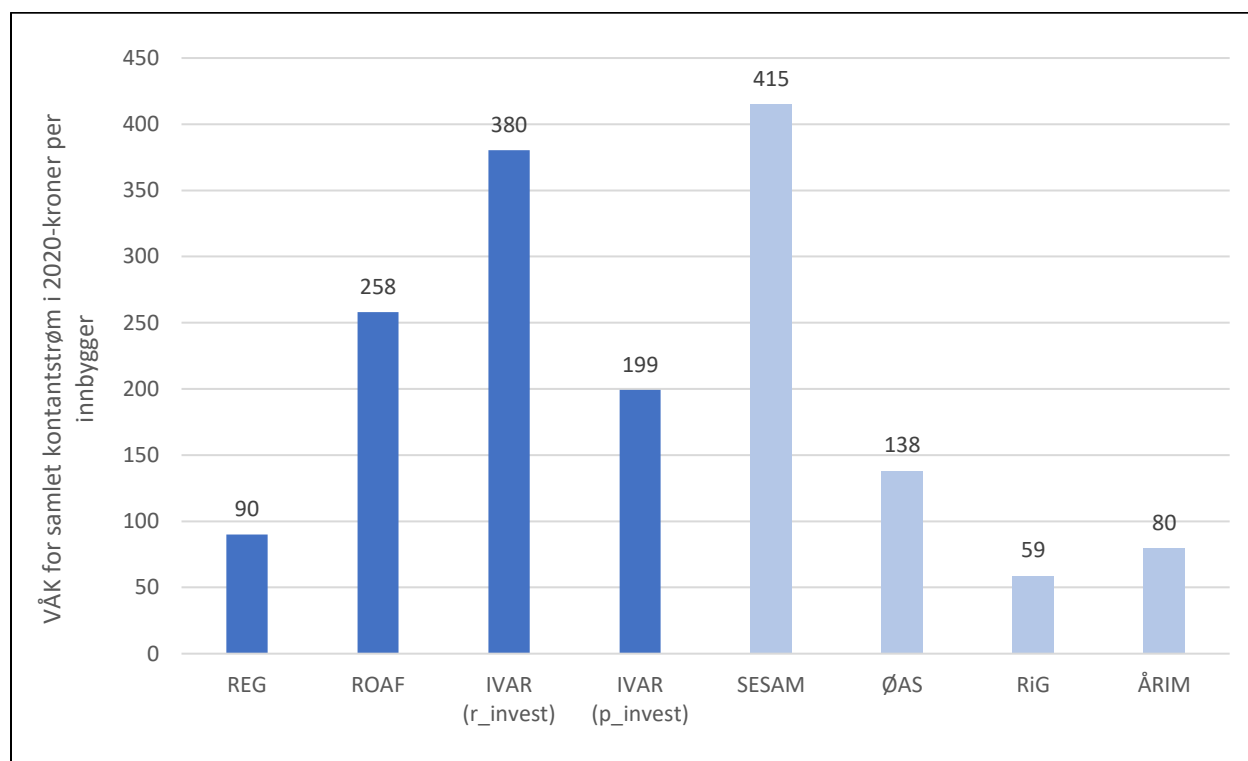


Figur 8: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.

Figur 9 viser vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) basert på samlet kontantstrøm i 2020-kroner, fordelt på innbyggertallet i de ulike områdene. Her observeres det en del forskjeller både innenfor de realiserte anleggene og innenfor de planlagte anleggene. Resultatene for de realiserte anleggene viser økende VÅK for samlet kontantstrøm fra REG til ROAF og til IVAR, når realisert investering (r_{invest}) legges til grunn for IVAR-anlegget. Hvis planlagt investering (p_{invest}) for IVAR legges til grunn, jevnes derimot resultatene mer ut. REG skiller seg ut med svært lave resultater for VÅK basert på samlet kontantstrøm blant de realiserte anleggene.

Selv om regnskapene til REG resulterer i relativt høye akkumulerte investeringskostnader og vektete årlige gjennomsnittskostnader basert på drift (se figur 4 og figur 5), betjener REG det høyeste antallet innbyggere slik at nøkkeltallet i figur 9 ligger på et lavt nivå sammenlignet med de andre realiserte anleggene.

For de planlagte anleggene, og generelt for alle anleggene, utpeker SESAM-anlegget seg med høyest estimert VÅK for samlet kontantstrøm fordelt på innbyggertall. Bakgrunnen for det høye resultatet er at SESAM budsjetterer med relativt lav VÅK for drift, men høye akkumulerte investeringskostnader. Både ØAS, RiG og ÅRIM budsjetterer med relativt lav VÅK for samlet kontantstrøm. Variasjonen mellom disse anleggene skyldes delvis stor variasjon i VÅK for drift, samt variasjon i målte innbyggertall. Basert på resultatene for de realiserte anleggene i tillegg til SESAM i figur 9, virker kostnadsresultatene for ØAS, RiG og ÅRIM noe underestimerte.



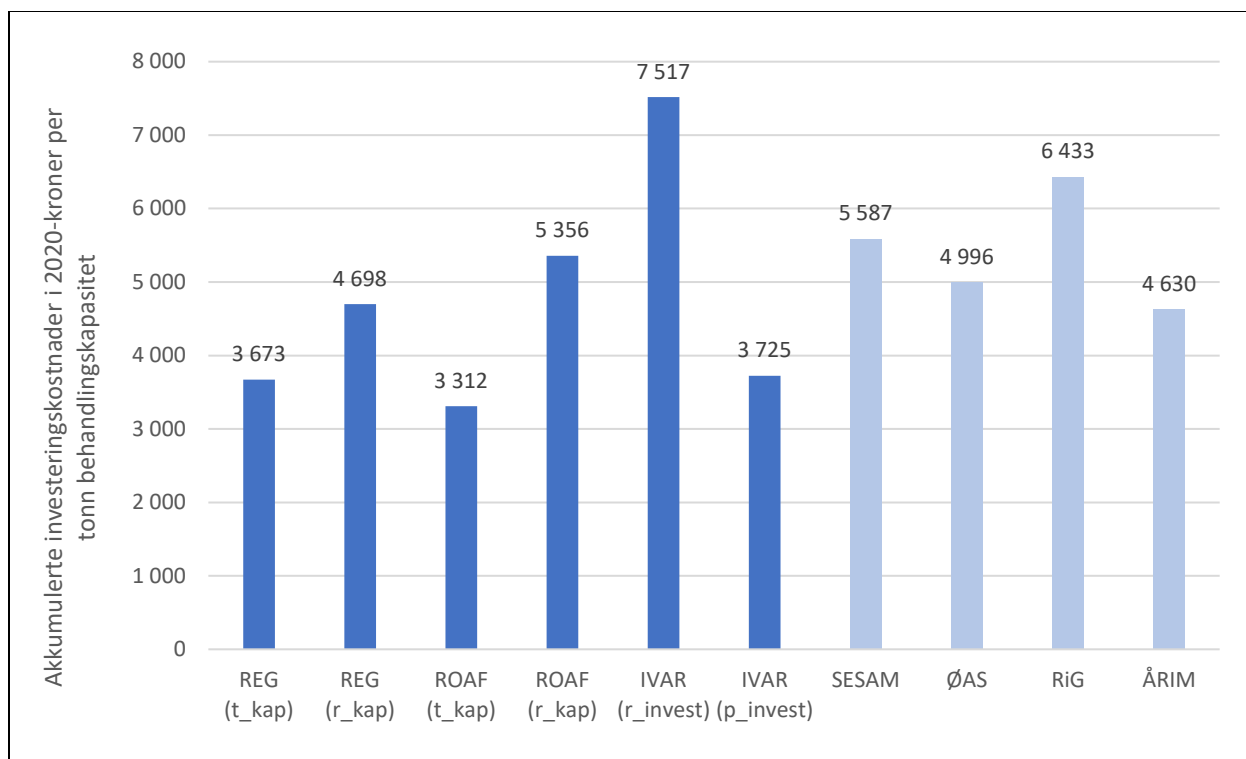
Figur 9: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner fordelt på innbyggertall for anleggene.

5.1.3 Økonomiske nøkkeltall målt mot tonn behandlingskapasitet

Figur 10 presenterer resultatene for akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner dividert på behandlingskapasitet for anleggene, målt i tonn. For REG og ROAF presenteres resultatene basert på både teoretisk behandlingskapasitet (t_{kap}), det vil si planlagt kapasitet for anleggene, og realisert behandlingskapasitet (r_{kap}). For IVAR og de planlagte anleggene legges kun teoretisk behandlingskapasitet til grunn på bakgrunn av svake erfaringstall for IVAR i 2019 og på grunn av manglende data fra de planlagte anleggene. For IVAR-anlegget presenteres også resultatene i de påfølgende figurene som inkluderer akkumulerte investeringskostnader, basert på både realisert investering (r_{invest}) og planlagt investering (p_{invest}).

Den teoretiske behandlingskapasiteten ved anleggene varierer mye, fra estimert 45 000 tonn avfall per år for ÅRIM til 150 000 tonn avfall per år for REG (se tabell 3). For de realiserte anleggene viser figur 10 at akkumulerte investeringskostnadene per tonn teoretisk behandlingskapasitet (t_{kap}) fordeler seg relativt jevnt mellom REG og ROAF, men nivået for REG ligger rett over ROAF. Legges realisert behandlingskapasitet (r_{kap}) til grunn for sammenligningen skifter forholdet mellom de to anleggene, og ROAF har nå høyere akkumulerte investeringskostnader enn REG. IVAR-anlegget har de høyeste akkumulerte investeringskostnadene per tonn teoretisk behandlingskapasitet når realisert investering (r_{invest}) legges til grunn. Dette kan begrunnes i at investeringen av IVAR-anlegget var kostbar, men resultatet må tillegges usikkerhet i og med at den både inkluderer avfallssorteringsanlegget og det tilhørende papirsorteringsanlegget. Baseres resultatene på planlagt investering (p_{invest}) for IVAR, viser de seg derimot å ligge på nivå med resultatene for teoretisk behandlingskapasitet (t_{kap}) til REG og ROAF.

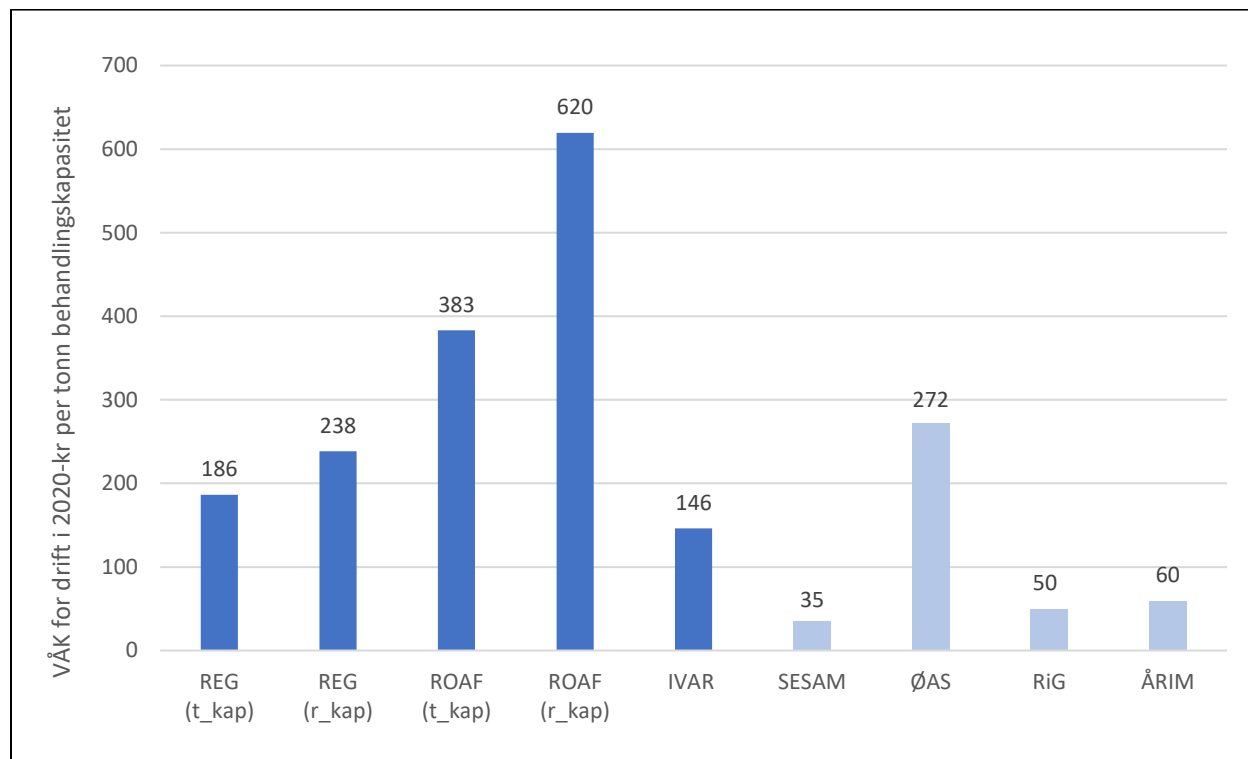
For de planlagte anleggene fordeler de estimerte akkumulerte investeringskostnader per tonn behandlingskapasitet seg relativt jevnt til tross for variasjonene i investeringskostnader og teoretisk behandlingskapasitet. Hvis forutsetningen om at de planlagte anleggenes økonomiske beregninger er basert på IVAR sine planlagte investeringer fra 2017 legges til grunn, er det likevel interessant å observere at estimerte akkumulerte investeringskostnader for alle de planlagte anleggene er høyere enn for IVAR, uavhengig av teoretisk behandlingskapasitet.



Figur 10: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner fordelt på behandlingskapasitet per tonn for anleggene.

I figur 11 presenteres resultatene for vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) for drift i 2020-kroner fordelt på behandlingskapasitet, målt i tonn. For REG og ROAF presenteres igjen resultatene basert på både teoretisk behandlingskapasitet (t_kap) og realisert behandlingskapasitet (r_kap). For IVAR og de planlagte anleggene legges kun (estimert) teoretisk behandlingskapasitet til grunn for analysen. ROAF-anlegget skiller seg ut med høy VÅK for drift, fordelt på realisert behandlingskapasitet ved anlegget. Dette skyldes sannsynligvis at ROAF er det anlegget med de totalt høyeste vektete årlige gjennomsnittskostnadene for drift (se figur 5), til tross for at både REG og SESAM har større henholdsvis realisert og estimert teoretisk behandlingskapasitet. REG viser seg å ha relativt lave vektete årlige gjennomsnittskostnader per tonn behandlingskapasitet, trolig på grunn av høy både teoretisk og realisert kapasitet. IVAR-anlegget skiller seg likevel ut med lavest VÅK for drift per tonn behandlingskapasitet for de realiserede anleggene, og kan begrunnes med at fremskrivningen basert på regnskapet fra 2019 kan resultere i svært lave vektete årlige gjennomsnittlige driftskostnader.

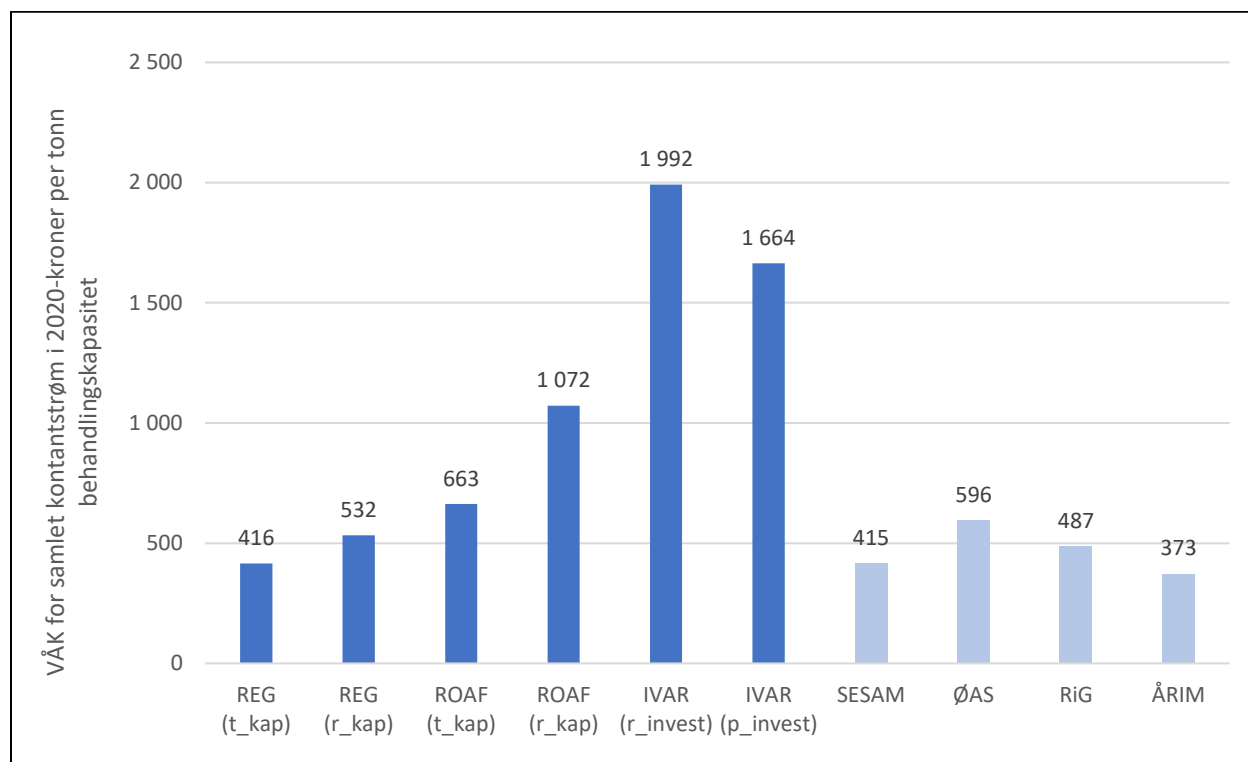
De estimerte resultatene til SESAM, RiG og ÅRIM må tillegges noe usikkerhet i og med at VÅK for drift per tonn teoretisk behandlingskapasitet ligger på et så mye lavere nivå enn for de realiserte anleggene. Det er særlig stor usikkerhet knyttet til det økonomiske datagrunnlaget til RiG og ÅRIM fordi anleggene ligger lenger frem i tid og det er knyttet mer usikkert til om prosjektene vil gjennomføres eller ikke, enn for SESAM og ØAS som har kommet lenger i planleggingsfasen.



Figur 11: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner fordelt på behandlingskapasitet per tonn for anleggene.

Figur 12 viser resultatene for vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) basert på samlet kontantstrøm i 2020-kroner, fordelt på behandlingskapasitet målt i tonn. For de realiserte anleggene er det tydelig at den høye totale behandlingskapasiteten til REG-anleggene, både teoretisk (t_kap) og realisert (r_kap), har stor betydning og gjør at REG har lavest beregnet VÅK for samlet kontantstrøm per tonn behandlingskapasitet. IVAR-anlegget har den høyeste gjennomsnittskostnaden for samlet kontantstrøm per tonn teoretisk behandlingskapasitet, både når realisert investering (r_invest) og planlagt investering (p_invest) legges til grunn.

IVAR har generelt sett høye akkumulerte investeringskostnader som kan forklare hvorfor den teoretiske behandlingskapasiteten ikke kan veie opp for kostnadene. For de planlagte anleggene varierer de estimerte resultatene for VÅK basert på samlet kontantstrøm, fordelt på teoretisk behandlingskapasitet lite. Det er interessant å observere at selv med store variasjoner i estimert teoretisk behandlingskapasitet (se tabell 3), er det marginale forskjeller i resultatene for SESAM, ØAS, RiG og ÅRIM i figur 12. Estimatenes for alle de planlagte anleggene ligger fortsatt på et langt lavere nivå enn resultatene for IVAR-anlegget.



Figur 12: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner fordelt på behandlingskapasitet per tonn for anleggene.

5.1.4 Økonomiske nøkkeltall målt mot tonn behandlingskapasitet og materialgjenvinningsgrad

I figur 13 presenteres resultatene for akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet, fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad som følge av etablering og drift av hvert anlegg. Materialgjenvinningsgrad brukes her som et mål på anleggenes effektivitet ut fra andelen av totale avfallsmengder som sorteres ut ved anleggene og sendes til ombruk eller en endelig gjenvinningsprosess.

På denne måten fordeles kostnadene på anleggsstørrelse, i form av tonn behandlingskapasitet, og skaper et bedre forholdsmessig sammenligningsgrunnlag for økonomi og effektivitet mellom anleggene. Prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad for REG og ROAF måles som økningen fra året før driftsstart, til målt materialgjenvinningsgrad etter anleggene er satt i drift, basert på et gjennomsnitt over tidsperioden anleggene allerede har vært i drift. For IVAR er økningen i materialgjenvinningsgrad basert på endringen fra 2018 til anlegget ble satt i drift i 2019. For planlagte anlegg måles estimert økning i prosentpoeng fra siste tilgjengelige data for dagens materialgjenvinningsgrad til antatt materialgjenvinningsgrad som følge av etablering og drift av nye ettersorteringsanlegg. De fleste rapporterte materialgjenvinningsgradene for områdene til de planlagte anleggene er hentet fra 2018 fordi tallene fra 2019 ikke var tilgjengelig da datainnsamlingen for denne analysen ble gjort. Basert på erfaringstallene fra de realiserte anleggene antas det likevel ikke at det ikke har skjedd store endringer på kun ett år.

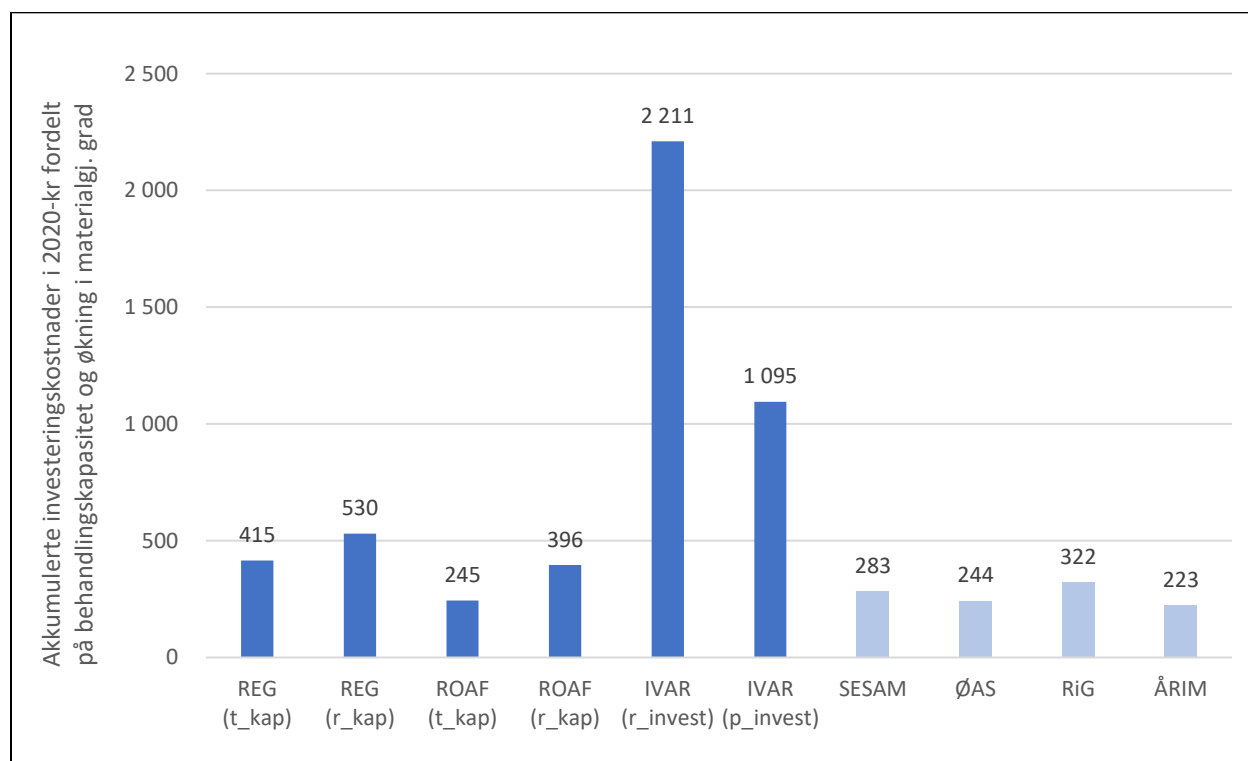
De planlagte anleggene estimerer generelt med mye høyere økning i materialgjenvinningsgrad, målt i prosentpoeng, som følge av etablering og drift av nye ettersorteringsanlegg enn det erfaringstallene fra de eksisterende anleggene tilsier at er realiserbart, ifølge tabell 4. Selv om estimerte akkumulerte investeringskostnader for de planlagte anleggene, særlig SESAM, ØAS og RiG er relativt høye, ender resultatene i figur 13 på relativt lave nivåer.

Tabell 4: Endring i realisert/potensiell total materialgjenvinningsgrad i anleggsområdene, målt i prosentpoeng.

	REG	ROAF	IVAR	SESAM	ØAS	RiG	ÅRIM
Beregningsperiode (estimat)	2013-2019	2015-2019	2018-2019	(2023)	(2024)	(uvisst)	(uvisst)
Økning i realisert/potensiell materialgjenvinningsgrad i prosentpoeng	8,9	13,5	3,4	19,8	20,5	20,0	20,8

Et interessant funn for de realiserte anleggene er at REG har noe høyere akkumulerte investeringskostnader fordelt på både teoretisk og realisert behandlingskapasitet enn ROAF. I utgangspunktet antas det at investeringer i høyteknologiske ettersorteringsanlegg med NIR-teknologi er høyere enn i optiske posesorteringsanlegg, men dette er ikke tilfellet i figur 13.

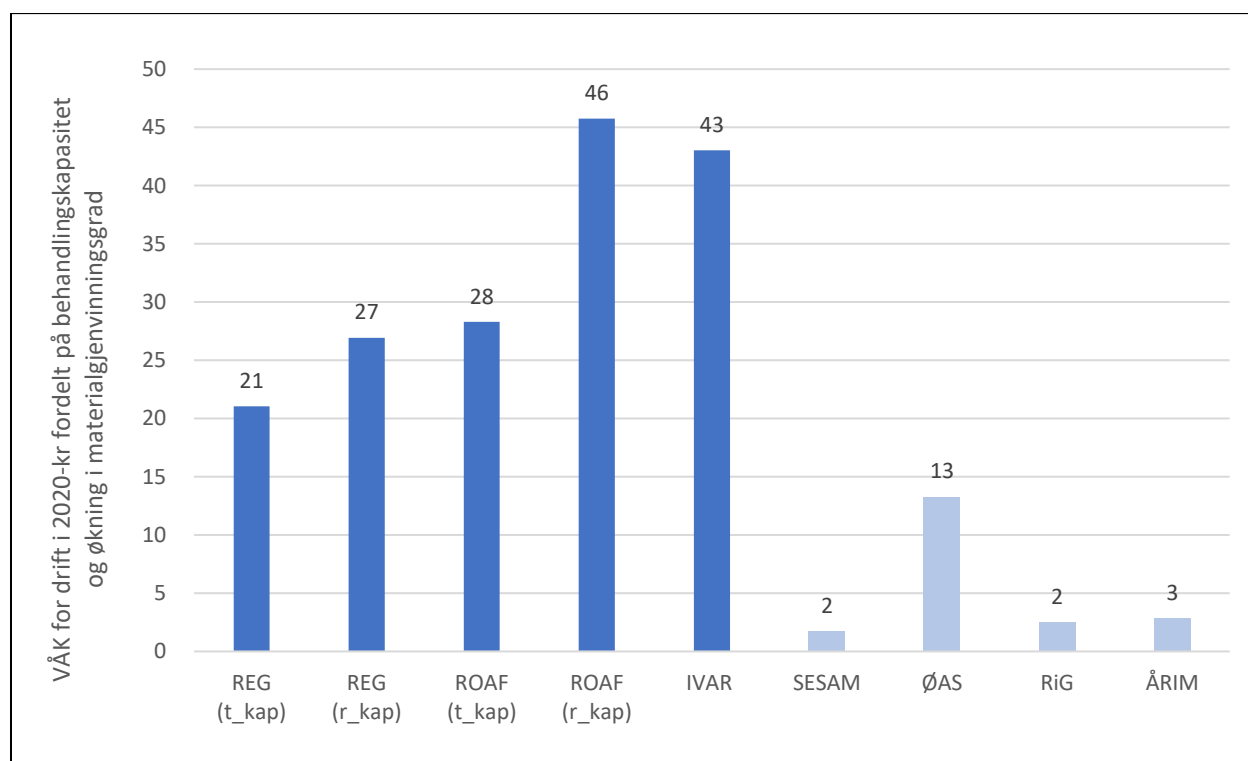
Resultatet for IVAR-anlegget viser svært høye akkumulerte investeringskostnader sammenlignet med de andre anleggene, både for realisert og planlagt investering, (r_invest) og (p_invest). Dette er et resultat av at det har vært gjort en relativt stor og kostbar investering i anlegget, men at det kun har oppnådd en marginal økning i total materialgjenninningsgrad etter at det ble satt i drift (se tabell 4). Her må det nevnes at IVAR-regionen var det området som totalt sett hadde den høyeste målte materialgjenninningsgraden før anlegget ble satt i drift (se tabell 3). Bakgrunnen for de høye kostnadene er at økningen i total materialgjenninningsgrad er så liten, men denne økningen er likevel kun basert på endring etter første driftsår og kan derfor endres noe over tid.



Figur 13: Akkumulerte investeringskostnader i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenninningsgrad for anleggene.

Figur 14 viser vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) for drift i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet, fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenninningsgrad for anleggene. Realiserte anlegg har vesentlig høyere VÅK for drift per tonn behandlingskapasitet, teoretisk og realisert, fordelt på prosentpoeng økning i materialgjenninningsgrad, enn estimatene for de planlagte anleggene.

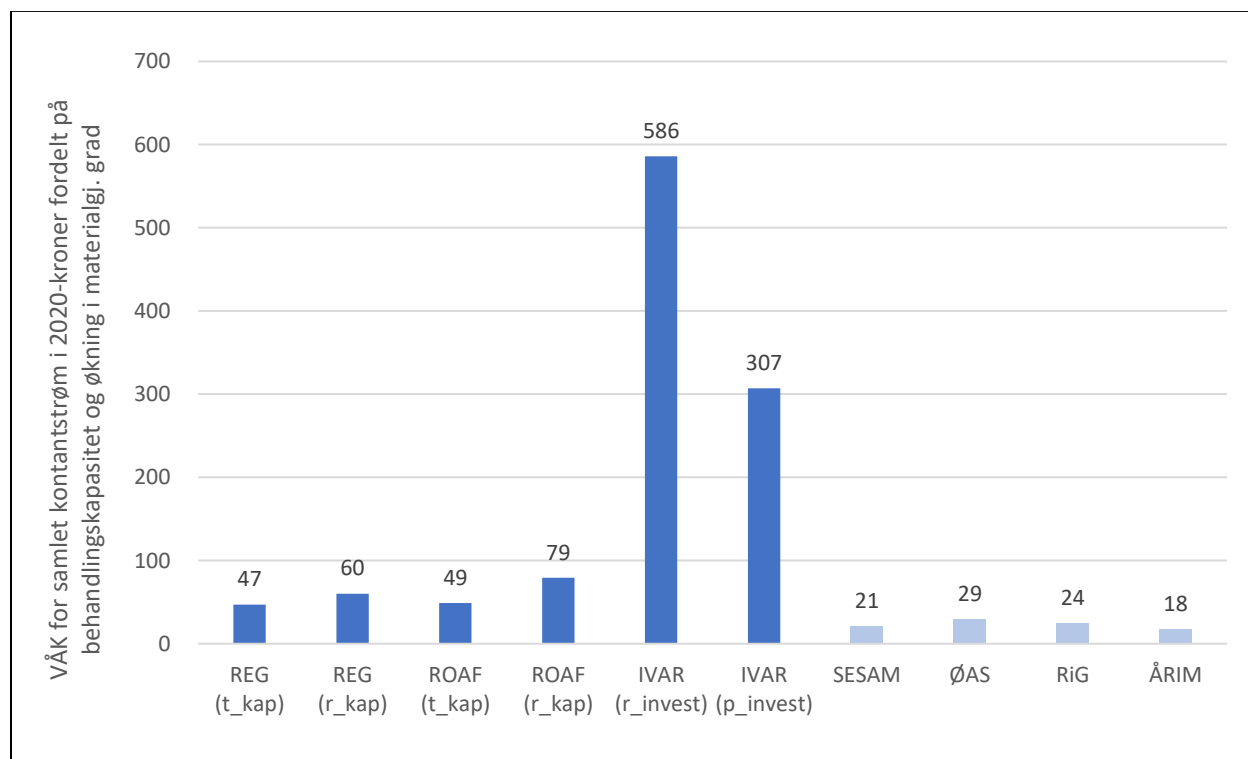
Resultatene kan tyde på at VÅK for drift per tonn teoretisk behandlingskapasitet vil ligge på et lavere nivå for fremtidige anlegg, det er likevel mer sannsynlig at budsjetterte driftskostnader er noe underestimerte og at forventede fremtidige materialgjennvinningsgrader er overestimerte. ROAF har høyest VÅK for drift per tonn realisert behandlingskapasitet (r_{kap}), fordelt på prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad. Resultatet er også en del høyere enn for teoretisk behandlingskapasitet (t_{kap}) for ROAF, men kun marginalt høyere enn resultatet for teoretisk behandlingskapasitet for IVAR. Dette er et interessant funn fordi ROAF har oppnådd en mye høyere prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad etter at anlegget ble satt i drift, enn det IVAR så langt har gjort i løpet av det første driftsåret (se tabell 4). Resultatene for realisert behandlingskapasitet (r_{kap}) for ROAF og teoretisk behandlingskapasitet for IVAR, utjevnes likevel i figur 14 fordi beregnet VÅK for drift for ROAF-anlegget er mye høyere enn for IVAR.



Figur 14: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for drift i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad for anleggene.

Figur 15 viser anleggenes vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) for samlet kontantstrøm i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet og prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad.

Det er tydelig at IVAR har betydelig høyere kostnader per tonn behandlingskapasitet, enn nytteeffekten målt i økt materialgjennvinningsgrad i første driftsår, både når (r_invest) og (p_invest) for IVAR legges til grunn. Som tidligere nevnt skyldes dette de høye akkumulerte investeringskostnadene for IVAR-anlegget som ikke kan forsvare den foreløpige marginale økningen i målt materialgjennvinningsgrad etter at det nye anlegget ble satt i drift. Ellers varierer ikke resultatene stort mellom de resterende anleggene, men de ligger generelt på et høyere kostnadsnivå enn estimatene for de planlagte anleggene. Resultatene for REG og ROAF viser seg å være relativt like, selv om ROAF nesten har dobbelt så høy økning i målt materialgjennvinningsgrad som REG. Resultatene for REG og ROAF understreker også at REG omtrent har like høye akkumulerte investeringskostnader og VÅK for drift som ROAF, når det tas hensyn til både (t_kap) og (r_kap), og prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad. REG og ROAF har også høyere VÅK for samlet kontantstrøm per tonn behandlingskapasitet enn estimatene for de planlagte anleggene, som alle budsjetterer med stor økning i materialgjennvinningsgrad.



Figur 15: Vektete årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm i 2020-kroner per tonn behandlingskapasitet fordelt på prosentpoeng økning i materialgjennvinningsgrad for anleggene.

5.2 Forskningsspørsmål 2: Materialstrømsanalyse

Hvor effektive er anleggene basert på beregnede gjennomstrømningsandeler for avfallsfraksjonene matavfall, plastemballasje, blandet papiravfall og metallavfall, og hvordan varierer disse effektivitetsfaktorene mellom anleggene?

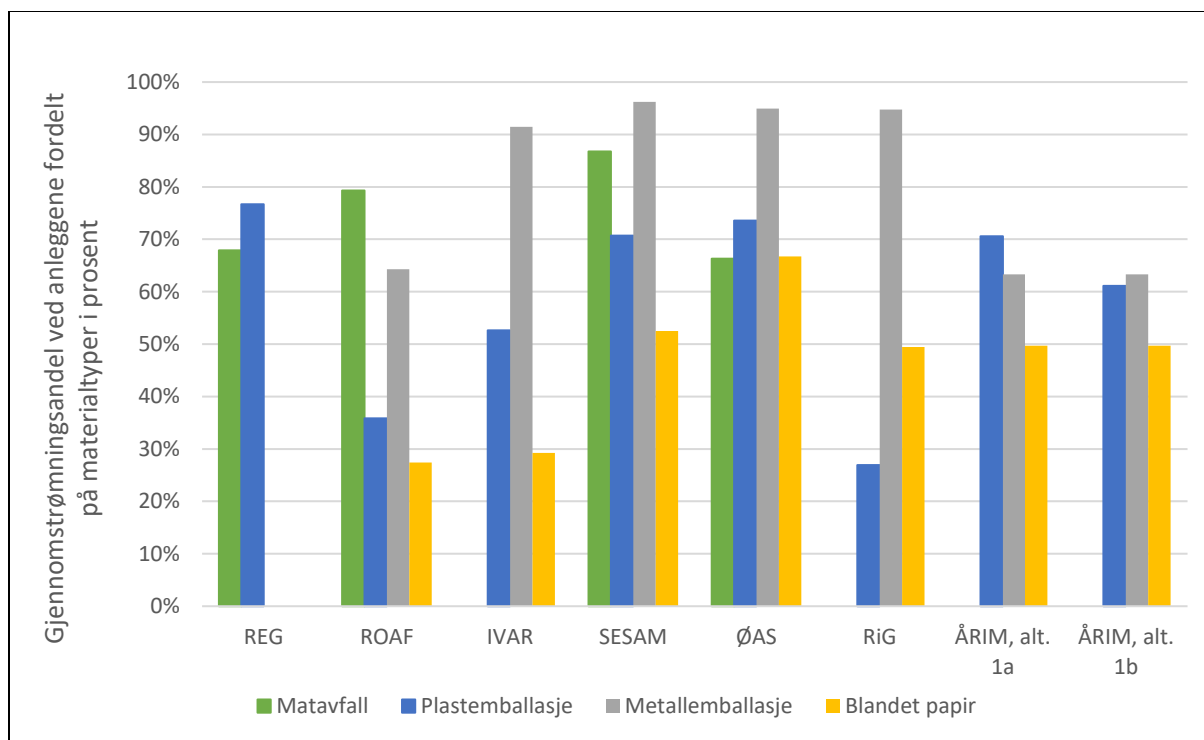
Nedenfor presenteres resultatene for beregnede gjennomstrømningsandeler fordelt på materialtyper fra de årene materialstrømsanalysen er basert på. I materialstrømsanalysen benyttes gjennomstrømningsandeler for å beskrive anleggenes spesifikke sorteringseffektivitet per avfallsfraksjon, og de representerer sortert mengde avfall fra anleggene som går til materialgjenvinning per materialtype, dividert på innstrømmet materiale. Som nevnt i delkapittel 4.4, blir gjennomstrømningsandelene for REG og ROAF basert på et gjennomsnitt av beregningene fra alle tidligere driftsår, henholdsvis 2013-2019 og 2015-2019. På grunn av dårlige talldata fra 2013 benyttes kun et gjennomsnitt for perioden 2014-2019 i beregningen av gjennomstrømningsandel for plastemballasje hos REG (se vedlegg 9.2.1). Fordi det kun er tilgjengelige driftsdata for IVAR fra 2019, er analysen for anlegget kun basert på ett år og skaper usikkerhet. Det antas likevel at avfallssammensetningen i restavfallet ikke varierer mye fra år til år, noe som samsvarer med erfaringene fra plukkanalyser for REG og ROAF. For de planlagte anleggene er beregningene basert på tilgjengelig datamateriale fra plukkanalyser og utredningsrapporter, og de kan dermed ikke tidfestes direkte fordi alle planlagte anlegg ligger noe frem i tid. For ÅRIM-anlegget er det valgt å inkludere estimerte resultater fra de to ulike alternative løsningene for anleggsutforming, slik det er presentert i forstudierapporten for en fremtidig sorteringsløsning i ÅRIM-området (Marthinsen & Sørensen, 2017).

Det er valgt å dele opp resultatene i materialstrømsanalysen i to diagrammer for enklere å kunne få oversikt over alle resultatene, men hensikten og enhetene i de to figurene er de samme. Figur 16 viser beregnede gjennomstrømningsandeler for de ulike materialtypene på tvers av anleggene målt i prosent. Figur 17 viser også beregnede gjennomstrømningsandeler, men her for spesifikke plasttyper i plastemballasjen som sorteres ut ved anleggene.

Resultatene for spesifikke plasttyper er også beregnet ut fra total innstrømmet restavfallsmengde og må ikke forveksles med andeler av kun innsamlet plastemballasje. Figur 16 viser at det delvis er store variasjoner i beregnede (estimerte) gjennomstrømningsandeler. Alle (estimerte) gjennomstrømningsandeler for matavfall er beregnet ut fra formel 6, fordi det kildesorteres i grønne poser og sorteres i starten av sorteringsprosessen ved anleggene og sendes direkte til materialgjenvinning. Det viser seg at matavfall er avfallsfraksjonen hvor (estimerte) gjennomstrømningsandeler varierer minst, kun 21 prosentpoeng, på tvers av anleggene. Størst variasjon er det mellom estimatene til SESAM (87 %) og ØAS (66 %).

Gjennomstrømningsandelene for plastemballasje varierer mest på tvers av anleggene, fra et estimat på 27 % for RiG til et estimat på 74 % for ØAS. Resultatene viser generelt at de realiserte er mer effektive ved sortering av matavfall enn plastemballasje. Ut fra estimerte resultater for planlagte anlegg ser det også ut til at de er mer optimistiske med hensyn til sortering av matavfall enn plastemballasje. Det skal nevnes at REG har en gjennomstrømningsandel for plastemballasje på 77 %, men denne kan ikke sammenlignes direkte mot de andre ettersorteringsanleggene fordi innbyggerne kildesorterer plasten i egne poser som ikke ettersorteres ved anleggene. Derfor beskriver gjennomstrømningsandelen kun hvor mye plast som sendes til materialgjenvinning fra den kildesorterte plastfraksjonen, mens det fortsatt finnes mye plast i restavfallet.

Generelt sett er det beregnet relativt høye (estimerte) gjennomstrømningsandeler for metallemballasjen på tvers av alle anleggene, det betyr at en stor andel av innsamlet metallavfall sorteres eller planlegges å sorteres og sendes til materialgjenvinning. Andelene varierer likevel noe mellom anleggene, og det største spranget kan observeres i den estimerte andelen på 63 % for begge ÅRIM-alternativene til estimatet på 96 % for SESAM. Når det gjelder gjennomstrømningsandelene for den blandede papirfraksjonen varierer disse med 40 prosentpoeng mellom anleggene, fra 27 % for ROAF til et estimat på 67 % for ØAS. Det er også et stort sprang i variasjonen av denne gjennomstrømningsandelen mellom realiserte og planlagte anlegg, og det kan tyde på at de planlagte anleggene estimerer med noe teknologitutvikling når det gjelder sorteringseffektivitet eller at de er for optimistiske i sine anslag.

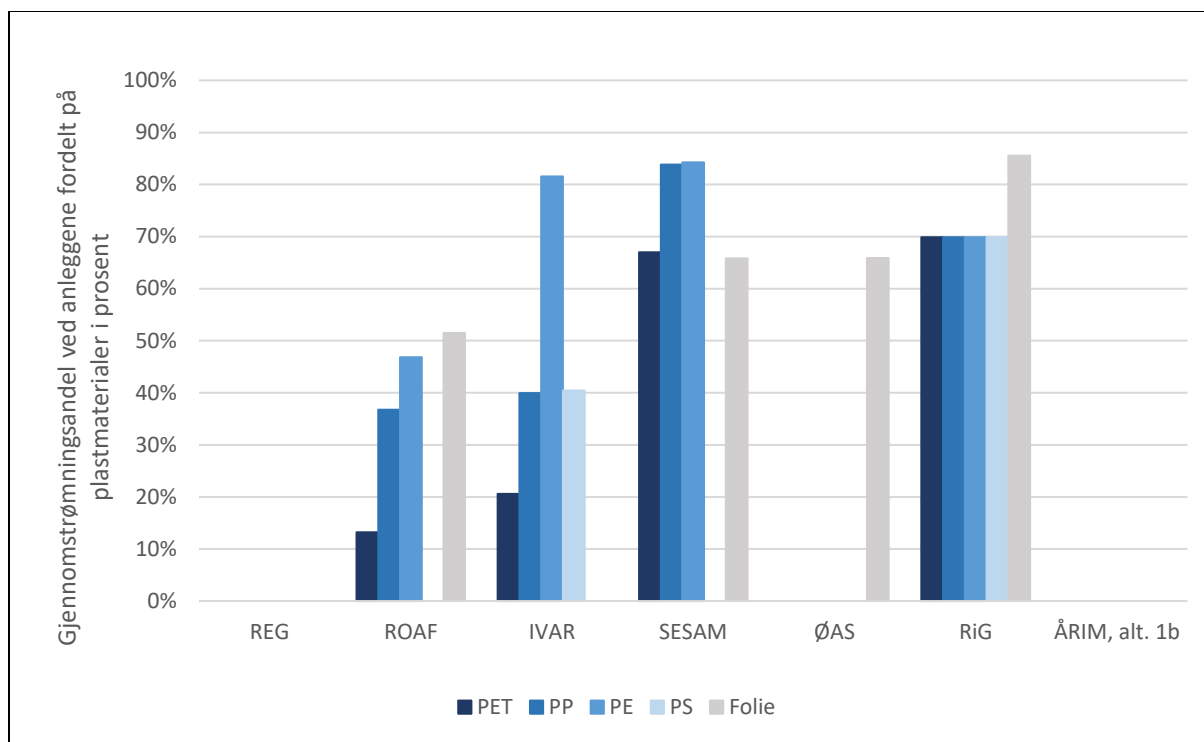


Figur 16: Gjennomstrømningsandeler per materialtype i restavfallet ved anleggene målt i prosent.

I figur 17 presenteres de spesifikke gjennomstrømningsandelene per plasttype som sorteres eller planlegges å sorteres ut ved de ulike ettersorteringsanleggene. Materialstrømsanalysen viser at det er gjennomstrømningsandelene for PET-fraksjonen som varierer mest mellom anleggene, fra 13 % for ROAF til et estimat på 70 % for RiG. I dette tilfellet må det også stilles spørsmål om det er praktisk mulig for NIR-maskinene å sortere hele 70 % PET fra innstrømmet materiale i restavfallet når resultatene avviker så stort fra erfaringstallene ved de realiserte anleggene, 13 % for ROAF og 21 % for IVAR. Når det gjelder PP-fraksjonen varierer også disse gjennomstrømningsandelene svært mye mellom anleggene, med størst forskjell mellom ROAF (37 %) og SESAM (estimert 84 %). Gjennomstrømningsandelene for PP varierer derimot lite mellom de realiserte anleggene, ROAF (37 %) og IVAR (40 %), og det må stilles spørsmål ved om det vil være mulig å oppnå de høye gjennomstrømningsandelene for PP-fraksjonen ved de planlagte anleggene.

Når det gjelder PE-fraksjonen varierer de beregnede gjennomstrømningsandelene på tvers av anleggene mye, fra 47 % for ROAF til et estimat på 84 % for SESAM. For de realiserte anleggene varierer også gjennomstrømningsandelene for PE i relativt stor grad, 47 % for ROAF og hele 82 % for IVAR. Gjennomstrømningsandelene for PS-fraksjonen er de resultatene som varierer minst på tvers av anleggene, dette er også den fraksjonen som kun to av anleggene sorterer eller planlegger å sortere, IVAR og RiG. Andelene varierer likevel fra 40 % for IVAR til et estimat på 70 % for RiG, og er en så stor variasjon at den estimerte gjennomstrømningsandelen for PS for RiG er mindre sannsynlig sammenlignet med erfaringsdataene fra IVAR. Folie-fraksjonen er det plastmaterialet som totalt sett har de høyeste beregnede gjennomstrømningsandelene. Her er det også variasjon mellom anleggene, men RiG-anlegget skiller seg ut med en i overkant høy estimert gjennomstrømningsandel for folie på hele 86 %. For de andre anleggene, både realiserte og planlagte, varierer denne andelen fra 52 % for ROAF til et estimat på 66 % for både SESAM og ØAS. Dermed må det estimerte resultatet for RiG vurderes som noe usikkert.

I figur 17 er det valgt å inkludere REG og alternativ 1b for ÅRIM selv om ingen av anleggene gir noen (estimerte) resultater for sortering eller planlagt sortering av plastemballasje i spesifikke plasttyper. REG gjennomfører ikke ettersortering av kildesortert plastemballasje på anlegget, men det er likevel interessant å inkludere REG for å tydeliggjøre effektforskjellene mellom optiske posesorteringsanlegg og de realiserte og planlagte NIR-anleggene. For ÅRIM er det i anleggsalternativ 1b planlagt å sortere spesifikke plasttyper fra plastemballasjen gjennom NIR-teknologi, men på grunn av manglende datamateriale er det ikke mulig å analysere og vurdere estimerte gjennomstrømningsandeler i praksis på nåværende tidspunkt. I tillegg til de ovenfor nevnte resultatene og estimatene er det noen spesifikke anleggsfaktorer som kan ha innvirkning på beregningsresultatene i figur 16 og figur 17, disse beskrives nærmere i de påfølgende avsnittene, etter figur 17.



Figur 17: Gjennomstrømningsandeler per spesifikt plastmateriale i restavfallet ved anleggene målt i prosent.

For ROAF er avfallsmengden per materialtype inn på ettersorteringsanlegget beregnet ut fra prosentvis avfallssammensetning i restavfallet som er oppgitt i plukkanalysene for de respektive årene. Det finnes ikke en tilgjengelig plukkanalyse fra 2017, derfor benyttes avfallssammensetningen i restavfallet fra 2018 til å beregne sammensetningen av innstrømmet avfall i 2017. De andre årlige plukkanalysene viser at restavfallssammensetningen kun varierer i liten grad fra år til år, dermed regnes det som en sannsynlig antagelse. Av samme grunn antas det også samme prosentvise fordeling av plastfraksjonene PET, PP, PE og folie i restavfallet for alle de tidligere driftsårene som i 2019, som er det eneste året med tilgjengelige data for fordelingen.

Den prosentvise sammensetningen i avfallet hos ROAF er basert på total mengde husholdningsavfall fra henteordningen og eksternt husholdningsavfall inkludert næringsavfall. Årsaken er at tilgjengelige data for hver materialtype som sorteres ved ettersorteringsanlegget til ROAF, inkluderer både husholdningsavfall fra henteordningen og eksternt husholdningsavfall inkludert næringsavfall. Derfor må dette også medregnes i beregnet total avfallsmengde inn på anlegget.

Det forutsettes at avfallssammensetningen i det eksterne husholdningsavfallet og næringsavfallet er relativt lik avfallssammensetningen i restavfallsanalysene fra plukkanalysene for de respektive årene. I tillegg forutsettes det at forholdet mellom mengde restavfall og kildesortert matavfall i grønne poser i det eksterne husholdningsavfallet, inkludert næringsavfall, er samsvarende med forholdet i restavfallsanalysene fra husholdningene. Det er også slik at total avfallsmengde ut fra anlegget ikke er helt forenelig med mengden som går inn på anlegget hvert år. Bakgrunnen er at avfallet blir veid både ved inngang og utgang fra ettersorteringsanlegget, men at en andel av avfallet i noen år har blitt liggende på lager og ikke solgt før overgangen til neste år (Haugen, 2020). De ovenfor nevnte poengene må derfor tas hensyn til når resultatene fra ROAF sammenlignes med de andre anleggene.

Hos IVAR sorteres ikke innsamlet matavfall på ettersorteringsanlegget, men det sendes direkte til materialgjenvinning fordi det sorteres sammen med hageavfall i egen avfallsbeholder. IVAR har i mer enn 15 år hatt denne kildesorteringsordningen, derfor er det valgt å holde matavfall utenfor analysen for IVAR (Fredriksen, 2017b). Det må påpekes at sammensetningen i restavfallet i IVAR-området er hentet fra plukkanalysen fra 2018, hvor de fleste kommunene i IVAR-området ikke hadde avviklet hente- eller bringeordningen av kildesortert plastemballasje (Meissner, 2019). Dette er likevel den siste tilgjengelige plukkanalysen for IVAR-området og den benyttes derfor som datagrunnlag. Denne informasjonen indikerer også at fra og med 2019 inneholder restavfallet en større andel plast enn det plukkanalysen i 2018 tilsier. Sammenlignes andelen plastemballasje i restavfallet for IVAR-området fra 2018 med andelen plastemballasje i restavfallet hos ROAF og REG i datagrunnlaget, ser en derimot en motsatt sammenheng. Andelen plast i restavfallet i IVAR-området er større enn andelen plastinnhold i restavfallet hos ROAF og REG, selv før separat kildesortering av plastemballasje i IVAR-området ble avviklet. I plukkanalysen fra 2018 for IVAR er det også valgt å skille mellom andelen restavfall som er over 60 mm og under 60 mm, samt ulike undergrupper av plastmaterialer i de to restavfallskategoriene. Det er tatt hensyn til denne fordelingen i datagrunnlaget og det antas at plastemballasjen i begge restavfallskategoriene følger den prosentvise inndelingen av hard og myk emballasjeplast.

ØAS har kun tilgjengelige massebalanser fra 2015 og de inkluderer ikke alle kommunene som er en del av prosjektet per 2020. Det er ingen tilgjengelige plukkanalyser som kan beskrive avfallssammensetningen i hverken restavfallet eller plastemballasjen, og det er heller ikke mottatt noe informasjon om planlagt andel kildesortert matavfall eller andel matavfall i restavfallet. Det er derfor valgt å gjennomføre materialstrømsanalysen for ØAS basert på den tilgjengelige massebalansen fra 2015, men det blir vanskelig å gå i dybden på avfallssammensetningen og det må påpekes at de estimerte beregningene er svært usikre på bakgrunn av ovennevnte informasjon.

RiG har kun tilgjengelige plukkanalyser fra 2017 for eksisterende optisk posesorteringsanlegg. På bakgrunn av manglende oppdaterte plukkanalyser er det valgt å basere datagrunnlaget i materialstrømsanalysen på estimert massebalanse for planlagt ettersorteringsanlegg med NIR-teknologi fra forstudierapporten i 2019 (Watnebryn & Fredriksen, 2019). Etter planene er det kun restavfall som skal sendes til ettersortering ved anlegget og derfor legges det til grunn for analysen. Når det gjelder sammensetningen av hard plastemballasje er det derimot valgt å ta utgangspunkt i plukkanalysen for RiG-området fra 2017, for å kunne fordele den totale hardplastmengden på de ulike plastkvalitetene. Det antas at sammensetningen i hardplastmengden ikke har endret seg i stor grad siden 2017, men det må påpekes at dette kun blir beregnede forhold mellom innstrømmede og utstrømmede plastmaterialer. Det vil likevel være stor usikkerhet knyttet til de estimerte massebalansene, med tanke på hvordan faktisk innstrømmet og utstrømmet avfallssammensetning ved etablering av det fremtidige ettersorteringsanlegget blir.

Ingen av de anbefalte løsningene for etablering av nytt ettersorteringsanlegg i ÅRIM-området, 1a eller 1b, beskriver sortering av grønne poser med kildesortert matavfall, kun sortering av restavfall, dermed legges det til grunn for materialstrømsanalysen (Marthinsen & Sørensen, 2017). Det er likevel ingen tilgjengelige plukkanalyser for området derfor blir det vanskelig å gå i dybden på avfallssammensetningen i restavfallet eller plastemballasjen. Det understrekes at de estimerte resultatene på bakgrunn av disse forutsetningene er svært usikre.

5.3 Forskningsspørsmål 3: Driftsendringer over tid

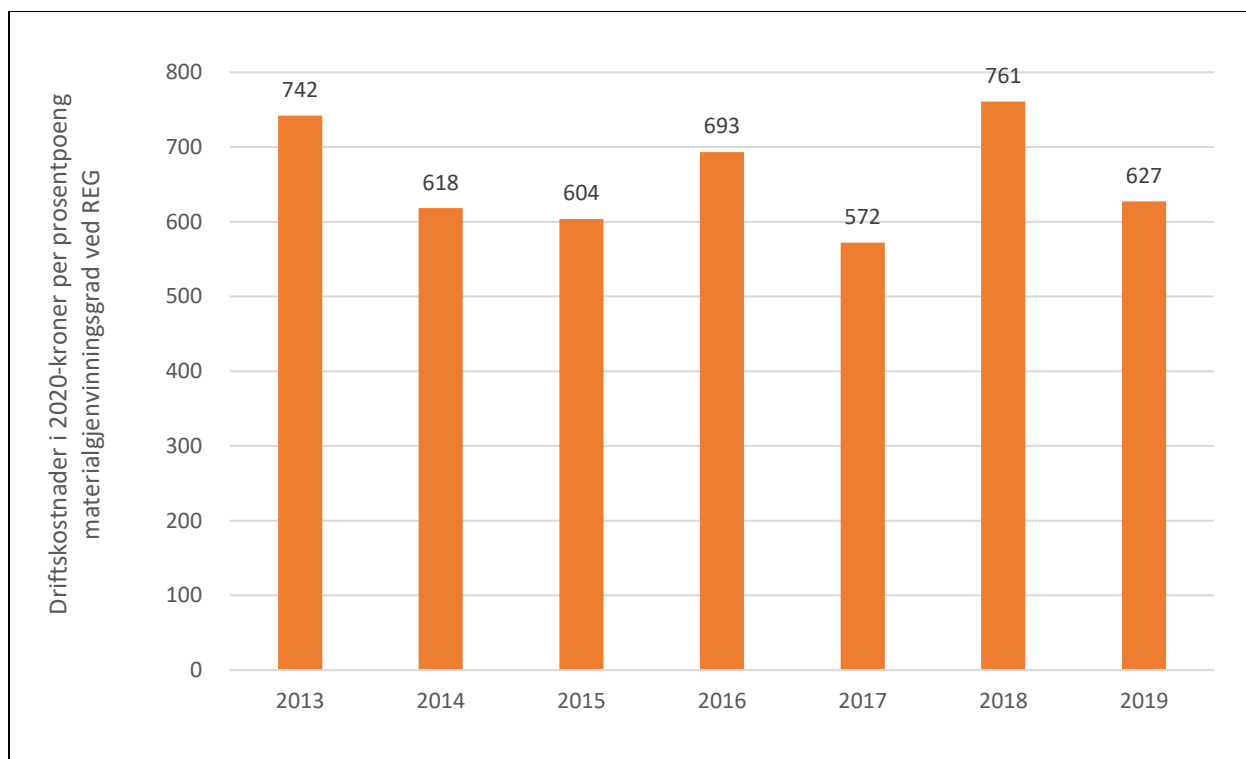
Hvilke driftsendringer kan observeres over tid for realiserte anlegg, med hensyn til kostnader og effektivitetsfaktorer?

I de påfølgende figurene presenteres resultatene av årlige driftskostnader i 2020-kroner for REG og ROAF fra deres respektive driftsår dividert på total materialgjenvinningsgrad målt i prosentpoeng, og beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype målt i prosent. Som nevnt i delkapittel 4.3, er det hensiktsmessig å vurdere de ulike anleggenes effektivitet både med hensyn til total materialgjenvinningsgrad over tid og beregnede gjennomstrømningsandeler per fraksjon for bedre å kunne fange opp økt sorterings- og materialgjenvinningspotensial.

I figur 18 presenteres resultatene for årlige driftskostnader i 2020-kroner for driftsårene 2013-2019, fordelt på total materialgjenvinningsgrad målt i prosentpoeng for REG. Resultatene viser at de årlige driftskostnadene per prosentpoeng materialgjenvinningsgrad for REG varierer lite over driftsperioden, men de viser en marginal nedgang over tid. I tabell 5 presenteres målte materialgjenvinningsgrader for REG og ROAF over analyseperiodene for å synliggjøre forskjellene mellom anleggene. Materialgjenvinningsgraden beskriver andelen av totalt avfall i vektprosent som leveres til en endelig gjenvinningsprosess fra anleggene. Generelt sett er det ikke store endringer i målt materialgjenvinningsgrad innenfor hvert anlegg over tid, dermed kan det antas at driftsresultatene påvirkes mer av endringer i avfallsmengder, avfallssammensetning, kvalitet på avfallet, sorteringseffektivitet og lignende faktorer. Det påpekes igjen at gjennomstrømningsandelene er beregnet ut fra sortert mengde avfall fra anlegget og som går til materialgjenvinning per materialtype, dividert på innstrømmet avfallsmengde per materialtype.

Tabell 5: Målt materialgjenvinningsgrad for REG og ROAF over tid.

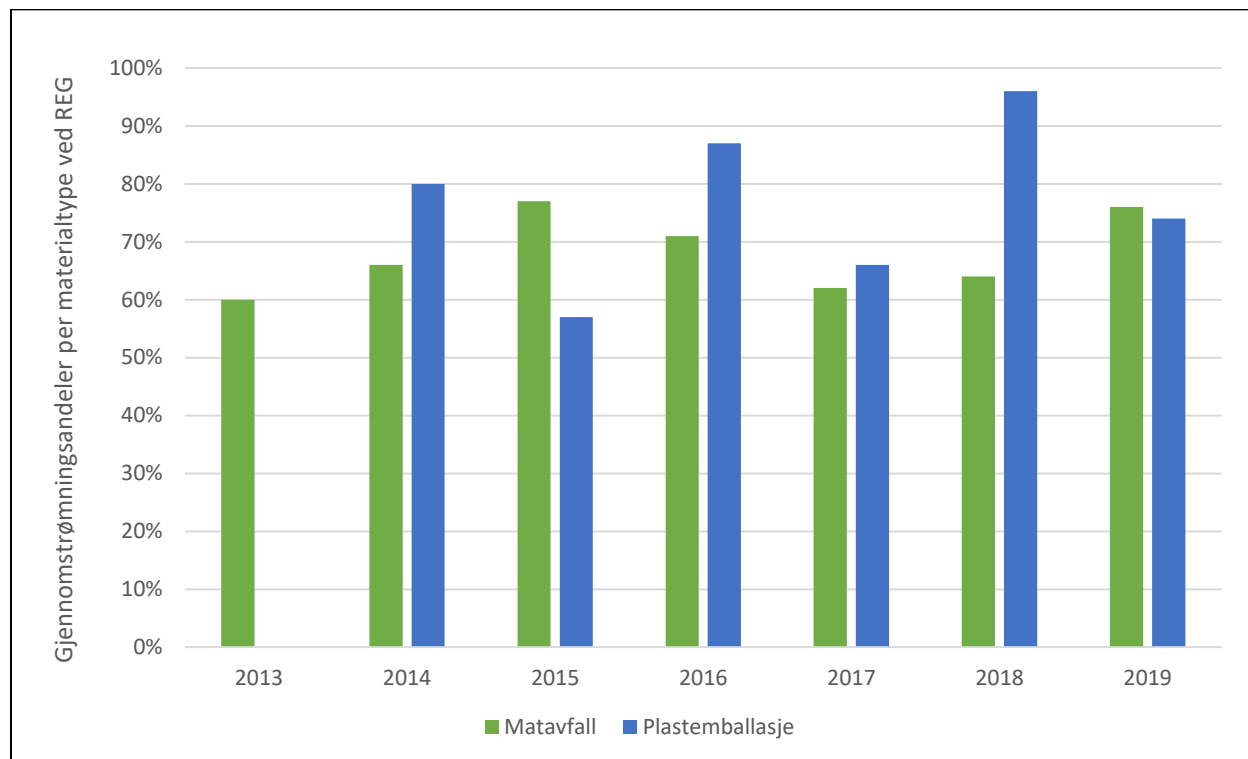
Analyseperiode	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Snitt
Rapportert materialgjenvinningsgrad for REG i prosent	37 %	38 %	38 %	38 %	38 %	37 %	39 %	38 %
Rapportert materialgjenvinningsgrad for ROAF i prosent	-	-	43 %	45 %	46 %	45 %	46 %	45 %



Figur 18: Årlige driftskostnader i 2020-kroner per prosentpoeng materialgjenvinningsgrad for REG i driftsperioden 2013-2019.

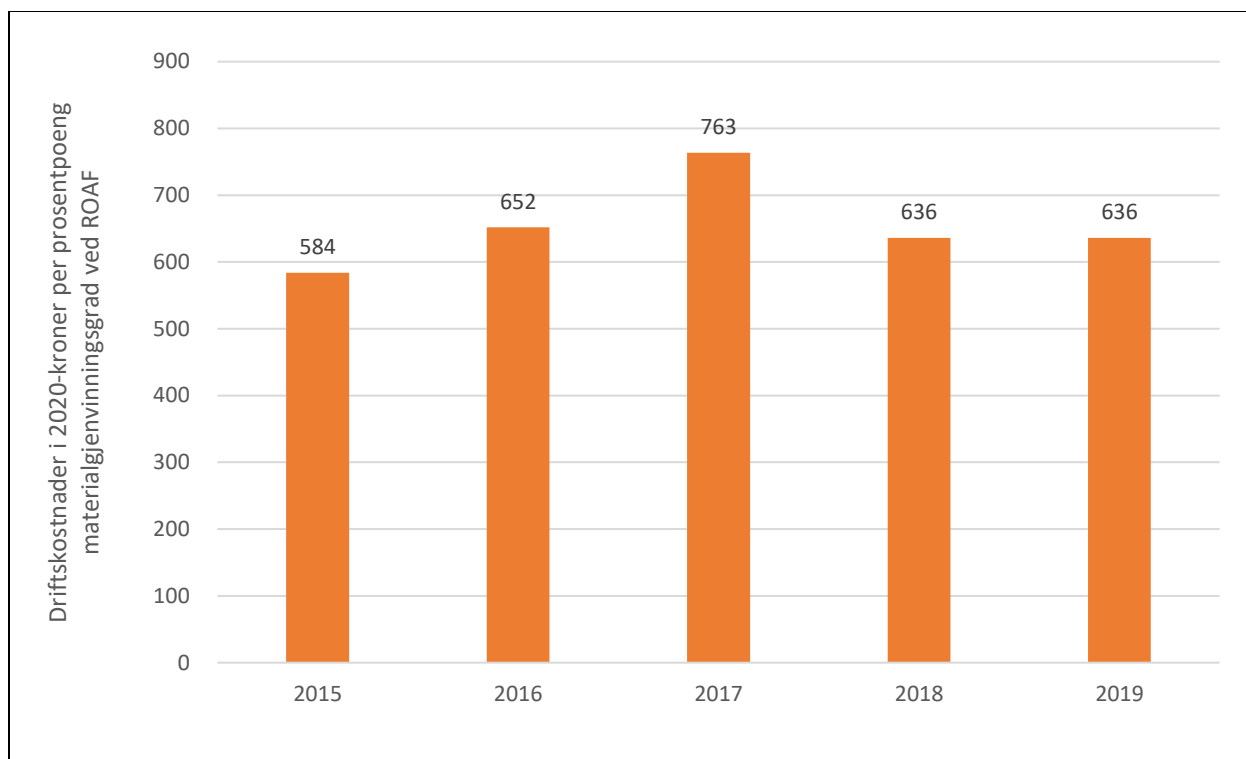
Resultatene for REG i figur 19 viser at gjennomstrømningsandelene målt i prosent varierer noe mellom materialtypene, og de største variasjonene finnes for plastemballasje. Det må bemerkes at det i analysen for REG ses bort ifra gjennomstrømningsandelen for plastemballasje i 2013 på grunn av dårlige talldata (se vedlegg 9.2.1). Gjennomstrømningsandelene for plastemballasje ligger generelt på et høyere nivå enn for matavfall over driftsperioden for REG, dette kan tyde på at anleggene er mer effektive på sortere ut poser med plastemballasje. Svingningene i resultatene for plastemballasje indikerer likevel at effektiviteten på anleggene varierer en del og er følsom for endringer. Her må det påpekes at gjennomstrømningsandelene for plastemballasje ved REG kan gi et litt skjevt bilde fordi innholdet i posene ikke sorteres ved anlegget. Det må derfor medregnes en del variasjoner i kvaliteten på avfallet samt svinn i kildesortert plastemballasje uten at det går nærmere inn på dette i denne studien. Fordi gjennomstrømningsandelene for REG beregnes ut fra kildesorterte avfallsfraksjoner, kan resultatene derfor ikke direkte sammenlignes med resultatene for ROAF, heller ikke for matavfall.

For matavfall er resultatene ganske jevne over tid, bortsett fra en økning i gjennomstrømningsandelen i 2015 og 2019. Ut fra resultatene kan det likevel tyde på at det har skjedd en marginal økning i innsamling og sortering av matavfall over driftsperioden.



Figur 19: Gjennomstrømningsandeler per materialtype, målt i prosent, for REG i driftsperioden 2013-2019.

I figur 20 presenteres resultatene for årlige driftskostnader i 2020-kroner for driftsårene 2015-2019, fordelt på total materialgjenvinningsgrad målt i prosentpoeng ved ROAF. Resultatene viser små variasjoner over tid for ROAF, og de varierer også i mindre grad enn ved REG i figur 18. Likevel viser resultatene en marginal økning i årlige driftskostnader over tid, i motsetning til REG. Et interessant funn er også at REG har høyere årlige driftskostnader per prosentpoeng materialgjenvinningsgrad over tid enn ROAF (se figur 18 og figur 20), til tross for at ROAF har høyere driftskostnader i løpet av driftsårene (se vedlegg 9.1.1 og 9.1.2).

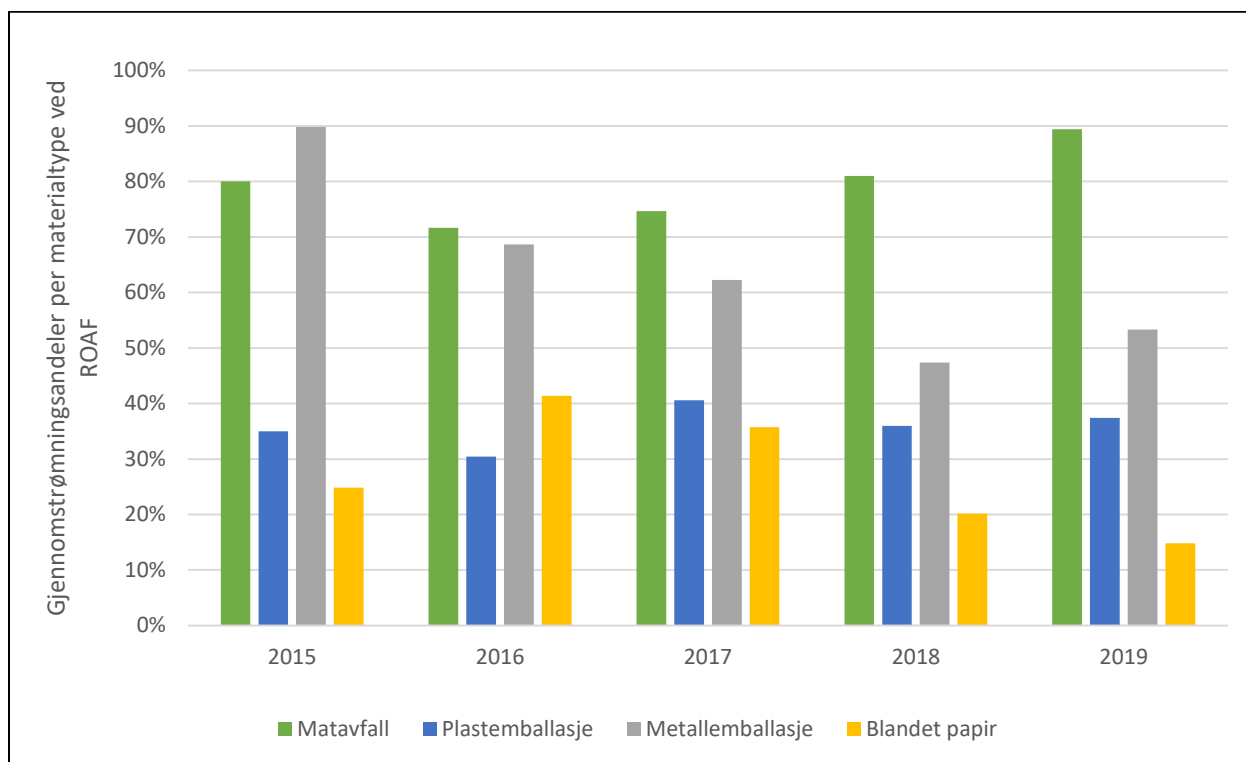


Figur 20: Årlige driftskostnader i 2020-kroner per prosentpoeng materialgjenvinningsgrad for ROAF i driftsperioden 2015-2019.

Figur 21 presenterer gjennomstrømningsandelene per materialtype som sorteres ved ROAF i driftsperioden 2015-2019, målt i prosent. Resultatene for matavfall har gått litt opp og ned over analyseperioden, men varierer generelt lite. Fra 2016-2019 kan det likevel observeres en økning i gjennomstrømningsandelen for matavfall ved anlegget. Gjennomstrømningsandelene for plastemballasje er de resultatene som varierer minst over driftsårene og tyder på at sorterings-effektiviteten for denne fraksjonen er ganske robust ved anlegget. Resultatene i figur 21 kan dermed tyde på at ROAF-anlegget er mer effektivt ved sortering av matavfall enn plastemballasje, men det skal også nevnes at matavfall i grønne poser sorteres ut først ved anlegget og sendes direkte til materialgjenvinning. Plastemballasjen går derimot gjennom flere sorteringsprosesser og sorteres på plasttyper, egenskaper og kvaliteter før det sendes til materialgjenvinning.

ROAF hadde nedadgående resultater i gjennomstrømningsandelene for metallemballasje fra 2015-2018. Ut fra resultatene kan det tyde på at anlegget har blitt mindre effektivt når det gjelder sortering av metallemballasje, men resultatene fra 2019 viser at denne utviklingen har snudd.

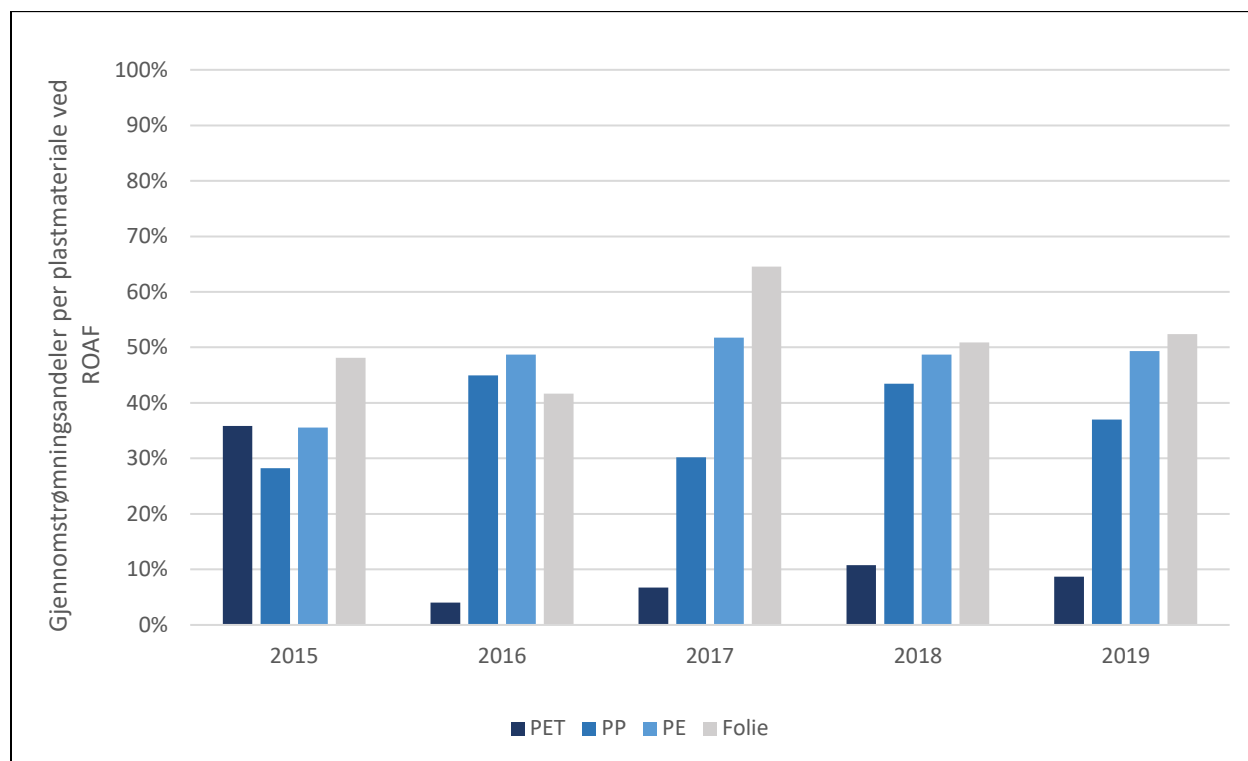
Figur 21 viser en tydelig reduksjon i beregnet gjennomstrømningsandel for blandet papir i perioden 2016-2019, dette er også fraksjonen med de totalt laveste resultatene ved anlegget. Lav gjennomstrømningsandel er likevel ikke synonymt med et dårlig resultat i denne analysen, det kan eksempelvis bety endrede maskininnstillinger, endringer i sammensetning av og kvalitet på innstrømmet avfallsmengde eller høyere kvalitet på sortert avfallsfraksjon. Hvis maskinene ikke gjorde noen sorteringer innenfor fraksjonene ville gjennomstrømningsandelene for alle fraksjonene derimot vært 100 %.



Figur 21: Gjennomstrømningsandeler per materialtype, målt i prosent, for ROAF i driftsperioden 2015-2019.

I figur 22 presenteres de samme resultatene for ROAF-anlegget, men i dette tilfellet presenteres resultatene for spesifikke plastmaterialer i restavfallet. Her er det tydelig at PET-fraksjonen skiller seg ut med spesielt varierende resultater. I 2015 lå resultatet for PET-fraksjonen på nivå med de andre plastmaterialene, men fra og med 2016 og utover har PET svært lave resultater for beregnede gjennomstrømningsandeler, målt i prosent.

Bakgrunnen for de lave resultatene er rett og slett etterspørselsmangel fra sekundærmarkedet, dermed vil ikke ROAF tjene noe på å sortere denne fraksjonen (Skovly, 2020). Resultatene for de andre plastmaterialene varierer i mindre grad, særlig PP- og PE-fraksjonene, som kan tyde på at anlegget er relativt robust i sorteringen av disse materialene. Folie-fraksjonen har derimot større variasjoner i effektivitetsresultatene. I 2017 har fraksjonen en spesielt høy gjennomstrømningsandel som kan tyde på at anlegget har varierende sorteringseffektivitet for dette plastmaterialet.



Figur 22: Gjennomstrømningsandeler for spesifikke plastmaterialer, målt i prosent, for ROAF i driftsperioden 2015-2019.

6 Diskusjon

6.1 Oppsummering av de viktigste resultatene sett i lys av kjent litteratur

I det første forskningsspørsmålet ble økonomisk effektivitet identifisert og analysert på tvers av anleggene gjennom et sett med nøkkeltall basert på kostnader, kapasitet og effektivitet i form av materialgjenvinningsgrad. Det påpekes igjen at materialgjenvinningsgrad benyttes som effektivitetsmål gjennom hele kontantstrømsanalysen og beskriver andel av totale avfallsmengder som sendes til en endelig gjenvinningsprosess fra anleggene. Figurene og resultatene i delkapittel 5.1 bygger på hverandre og i figur 15 presenteres en sammensatt analyse av tidligere observasjoner. Figur 15 viser fordelingen av resultatene for VÅK basert på samlet kontantstrøm per tonn behandlingskapasitet, og økning i materialgjenvinningsgrad, målt i prosentpoeng mellom anleggene. De viktigste observasjonene er at alle de planlagte anleggene estimerer med noe lavere vektete årlige gjennomsnittskostnader for samlet kontantstrøm enn de realiserte anleggene. I tillegg estimerer planlagte anlegg med mye høyere prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad, som følge av etablering og drift av nye ettersorteringsanlegg enn det erfaringstallene fra de realiserte anleggene tilsier at er mulig. Det må påpekes at områder som i utgangspunktet har lav materialgjenvinningsgrad har bedre forutsetninger for å kunne øke materialgjenvinningsgraden enn områder som i utgangspunktet måler en høy total materialgjenvinningsgrad (se tabell 3).

Det er interessant å diskutere sannsynligheten for at de planlagte anleggene skal oppnå en økning i materialgjenvinningsgrad på rundt 20 prosentpoeng. Erfaringstall fra REG, ROAF og IVAR viser at det kun er mulig å oppnå en økning på henholdsvis 8,9, 13,5 og 3,4 prosentpoeng, jamfør tabell 4. Analysene i denne studien er gjort på bakgrunn av en rekke forutsetninger og antagelser som de observerte resultatene er avhengig av, som beskrevet i delkapittel 4.4. Resultatene må følgelig vurderes på bakgrunn av disse. Det antas at kostnadene for de planlagte anleggene er noe underestimerte og at økningene i materialgjenvinningsgrader er urealistisk høye sammenlignet med erfaringene fra de realiserte anleggene. Dersom de planlagte anleggene ikke oppnår den estimerte økningen, vil kostnadene per prosentpoeng materialgjenvinningsgrad øke. Dette perspektivet bør tas med i vurderingen av videre planlegging av de planlagte anleggene.

For IVAR er økningen i materialgjenvinningsgrad kun basert på endringen over ett år, sammenlignet med gjennomsnittlig endring over driftstiden for REG og ROAF, og det kan derfor være et forbedringspotensial for denne effektivitetsfaktoren hos IVAR. Likevel sier erfaringene fra REG og ROAF at det kun skjer marginale endringer i målt materialgjenvinningsgrad over tid (se tabell 5). I figur 15 skiller resultatene for IVAR-anlegget seg tydelig ut, både basert på realisert og planlagt akkumulert investeringskostnad. Dette skyldes i all hovedsak den foreløpige marginale økningen i materialgjenvinningsgrad i tillegg til at investeringen inkluderer både avfallssorteringsanlegget og papirsorteringsanlegget på området.

I løpet av arbeidet med studien har det ikke kommet klart frem hvorfor realiserede akkumulerte investeringskostnader for IVAR er dobbelt så høye som planlagt investering, men videre presenteres noen mulige årsaker. Planlagt investering for anlegget ble estimert tilbake i 2017 og kostnadsbildet har mest sannsynlig endret seg noe frem til byggestart som kan ha bidratt til økte investeringskostnader. I tillegg har IVAR tatt lærdom og basert utformingen av anlegget på ROAF sine erfaringer, som igjen har ført til at IVAR har måttet revidere byggeplanene og utvidet blant annet lagerplass og installert flere NIR-maskiner, som bidrar til økte investeringskostnader (Meissner, 2019; Lambertz, 2020). Tidsbruk, eventuelle forsinkelser og andre uforutsette kostnader i byggefasen kan også ha bidratt til at de faktiske investeringskostnadene har økt så mye sammenlignet med den planlagte investeringen. IVAR har også rapportert at de hadde svært høye driftskostnader i 2019 på grunn av uforutsette kostnader og oppstartsproblemer med det nye anlegget. Resultatet for IVAR i figur 5 synliggjør derimot ikke høye driftskostnader.

Det er også forskjeller i kostnadsfaktorene ved de andre realiserede og planlagte anleggene, både på investerings- og driftssiden. På investeringsiden kan variasjonene delvis skyldes investeringer i sorteringsmaskiner og annet kostbart prosessutstyr på grunn av den høyteknologiske utformingen. Watnebryn og Fredriksen (2018) beskriver blant annet at det er planlagt å installere flere maskiner hos IVAR og SESAM enn ved ROAF-anlegget. Antall maskiner kan forklare de høye investeringskostnadene til IVAR, mens SESAM ligger på et relativt lavt estimert kostnadsnivå.

Investering i bygg og anlegg vil normalt også variere mellom anleggene ettersom høyere behandlingskapasitet krever større areal og en høyere investeringskostnad. Dette gjør seg gjeldende for REG, ROAF, SESAM og ØAS, som alle har en (estimert) teoretisk behandlingskapasitet på over 70 000 tonn avfall per år. I SESAM og ØAS sine investeringsbudsjett har det ikke vært mulig å skille ut bygg- og anleggskostnader spesielt, men hos REG og ROAF står denne kostnadsfaktoren for henholdsvis omtrent 87 % og 45 % av investeringskostnadene, resten er investeringer i utstyr og maskiner (se vedlegg 9.1.1 og 9.1.2). Denne sammenligningen understreker at optisk posesorteringsteknologi i utgangspunktet krever en mindre investeringskostnad enn NIR-maskiner.

På driftssiden er det i anleggsregnskapene trukket fra driftsinntekter, i både historisk og fremtidig kontantstrøm, slik at driftsregnskapene presenteres i kostnader over tid, fordi kostnadene er større enn inntektene. I vedlegg 9.1 kan det observeres store variasjoner i de ulike anleggenes budsjetterte driftsinntekter, og det er blant annet knyttet en del usikkerhet til inntektsgrunnlaget basert på GPN-støtte (dette beskrives nærmere videre i delkapittelet). Det er også usikkerhet knyttet til salgsinntektene på grunn av markedsendringer og endret etterspørsel på sekundærmarkedene de siste årene. Endring i etterspørsel har resultert i særlige dårlige priser på noen plastmaterialer som gjør det vanskelig for anleggene å få avsatt disse produktene (Meissner, 2019). Usikkerhet i støtteordningen og markedsendringer kan føre til at fremtidig inntektsgrunnlag for anleggene er basert på noe forskjellige datagrunnlag og forutsetninger, ut fra når budsjettene ble utarbeidet og kan bidra til å forklare noe av resultatforskjellene. I tillegg vil variasjoner i vedlikeholdsarbeid, avfallsmengde og bemanning påvirke driftskostnadene. Anleggene er avhengige av jevn avfallsinnstrømning for å kunne driftes optimalt, overkapasitet vil derimot føre til økte vedlikeholdskostnader.

Når VÅK basert på samlet kontantstrøm benyttes for å fremstille resultatene per tonn behandlingskapasitet og prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad, er det naturlig å stille spørsmål ved om det er bedre med mange små eller noen få store ettersorteringsanlegg?

Her må det presiseres at størrelsen på anleggene ikke defineres ut fra areal, men ut fra teoretisk og realisert behandlingskapasitet, (t_{kap}) og (r_{kap}). Resultatene i delkapittel 5.1.4 viser at alle de planlagte anleggene generelt estimerer med lavere VÅK basert på samlet kontantstrøm enn de realiserte anleggene. ÅRIM og SESAM har de aller laveste estimerte resultatene blant de planlagte anleggene, mens ROAF har det laveste resultatet av de realiserte anleggene. Samtidig er det REG og SESAM som har størst realisert og estimert teoretisk behandlingskapasitet ved anleggene, selv med to forskjellige sorteringskonsepter (optisk posesortering og NIR-teknologi). Ut fra disse resultatene er det ikke en entydig sammenheng mellom lavest observert VÅK for samlet kontantstrøm og størst behandlingskapasitet. Eksempelvis viser tabell 3 at ÅRIM-anlegget har den laveste estimerte teoretiske behandlingskapasiteten. På bakgrunn av disse vurderingene kan det ikke trekkes en klar konklusjon om at større og færre ettersorteringsanlegg er bedre enn mange små, og kanskje må det tas i betraktning andre lokale faktorer for å kunne avgjøre dette.

Resultatene basert på kun akkumulerte investeringskostnader per tonn behandlingskapasitet og prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad, indikerer at investeringskostnadene i stor grad påvirker resultatet for økonomi målt mot effektivitet i denne studien. Dette samsvarer også med observasjonene til Kirchherr et al. (2018). REG skiller seg ut med de høyeste akkumulerte investeringskostnadene for de realiserte anleggene, noe som strider imot kjent kunnskap om at ettersorteringsanlegg basert på NIR-teknologi ofte krever en mer kostbar investering enn optiske posesorteringsanlegg (Watnebryn & Fredriksen, 2018; Watnebryn & Fredriksen, 2019). Investeringskostnader har blitt identifisert som en barriere for utbygging av flere slike anlegg og økt implementering av sirkulærøkonomi (Kirchherr et al., 2018). Av resultatene i delkapittel 5.1.1 kan det observeres at akkumulerte investeringskostnader mellom anleggene varierer fra et estimat på 200 til 551 millioner kroner (se også tabell 3). Kirchherr et al. (2017) og Kirchherr et al. (2018) understreker at teknologiutvikling og statlige støtteordninger for sekundære råvarer og ressurser, kan bidra til forbedret økonomi for anleggene og vil bane vei for sirkulærøkonomi.

For alle anleggene er det i driftsregnskapene medregnet en inntekt basert på støtteordningen fra GPN per tonn sortert plastemballasje som leveres til materialgjenvinning. For REG, ROAF og IVAR er denne støtten basert på regnskapstall og fremskrevet i tråd med fremtidig realkostnadsvekst, som beskrevet i delkapittel 4.4. For de planlagte anleggene viser det seg at inntektsgrunnlaget for de fleste anleggene er svært avhengige av denne støtten, men at de opererer med ulike satser per tonn. Samtaler med GPN viser at usikkerheten knyttet til den fremtidige støtteordningen er stor i og med at de har nå blitt konkurranseutsatt av NORSIRK, et annet landsdekkende returselskap, og gir økt usikkerhet omkring fremtidig støttenivå fra ordningen (Nordby, 2020). På bakgrunn av usikkerheten er det valgt å se bort ifra anleggenes respektive budsjetter for støtteordningen og heller basere det fremtidige inntektsgrunnlaget ut fra en fastsatt pris på 1300 kroner per tonn, et prisnivå satt i samråd med GPN sine anbefalinger (Nordby, 2020). I realiteten vil denne støtten variere ut fra typer plastmaterialer og renheten til de sorterte materialtypene, men for enkelthet skyld ses dette bort fra i analysen.

Generelt sett estimerer de planlagte anleggene med lavere VÅK for samlet kontantstrøm enn det de realiserte anleggene gjør. Ut fra utredningsrapportene for de planlagte anleggene, samt resultatene fra figur 4 og figur 5, er det likevel ikke noe som antyder at dette stemmer, dermed kan det antas at de akkumulerte investeringskostnadene og driftskostnadene for de planlagte anleggene er noe underestimerte. REG har lavest VÅK basert på samlet kontantstrøm per tonn behandlingskapasitet i figur 12, men fordi REG kun sorterer en blandet plastfraksjon med en del forurensninger og dårlige plastkvaliteter bortfaller mye av de potensielle inntektene, både fra salg og GPN-støtte. Potensialet for økte inntekter kan være et argument for å investere i et nytt og i utgangspunktet dyrere ettersorteringsanlegg for restavfall, men som på sikt kan resultere i høyere inntekter og kan bidra til å balansere VÅK basert drift per tonn kapasitet.

Den teoretiske behandlingskapasiteten varierer mye på tvers av anleggene, over 100 000 tonn avfall årlig skiller REG og estimatet for ÅRIM på 45 000 tonn avfall på det meste. I denne sammenhengen er det hensiktsmessig å stille spørsmål ved hvor stor kapasitet Norge egentlig har behov for i fremtiden?

En summering av all teoretisk behandlingsskapasitet som vil bli tilgjengelig hvis alle anleggene etableres og settes i drift, viser at total estimert fremtidig behandlingsskapasitet tilsvarer i overkant av 575 000 tonn avfall per år. Dette kapasitetsnivået ligger likevel relativt langt under den totale innsamlede mengden restavfall, både gjennom hente- og bringeordningen, som i 2019 var på i underkant av 790 000 tonn (Statistisk sentralbyrå, 2019b). Denne beregningen viser at det fortsatt er behov for økt behandlingsskapasitet og flere ettersorteringsanlegg i fremtiden.

I det andre forskningsspørsmålet ble gjennomstrømningsandeler målt i prosent per materialtype beregnet for å kunne analysere anleggenes sorteringseffektivitet per avfallsfraksjon. Figur 16 viser at beregnede gjennomstrømningsandeler for matavfall varierer minst mellom anleggene, mens gjennomstrømningsandelene for plastemballasje varierer mest. Dette kan bekrefte at anleggene er mer effektive for sortering av matavfall enn plastemballasje (Raadal et al., 2016). Resultatet er også naturlig i og med at anleggene kun sorterer ut grønne poser med kildesortert matavfall. Resultatene for REG kan ikke sammenlignes direkte med de andre anleggene fordi gjennomstrømningsandelene beregnes ut fra kildesorterte fraksjoner, ikke total avfallsmengde. Ettersorteringsanlegg for restavfall regnes likevel som den beste måten for å kunne bidra til å oppnå EU-målene for materialgjenvinning av plastemballasje ifølge Syversen et al. (2018).

Gjennomstrømningsandelene for blandet papir varierer relativt mye og det er tydelig at planlagte anlegg er mer optimistiske med tanke på å øke sorteringseffektiviteten sammenlignet med de realiserte anleggene. Resultatene kan indikere at planlagte anlegg baserer datamaterialet på en utvikling i sorteringsteknologi og sorteringseffektivitet. Det er likevel ikke nevnt noe om dette i utredningsrapportene til de planlagte anleggene. Lambertz (2020) bekrefter også at det kun vil foregå detalj- og anleggsspesifikk teknologiutvikling på kort sikt. Det er derfor lite sannsynlig at det vil skje stor utvikling i maskinteknologien frem til neste norske ettersorteringsanlegg etter estimatene står ferdig i 2023 eller 2024, som igjen indikerer at gjennomstrømningsandelene for de planlagte anleggene trolig er for optimistiske. På lengre sikt er det derimot forventet mer teknologiutvikling og Lambertz (2020) bekrefter at sorteringsteknologi basert på kunstig intelligens og såkalt «*deep learning*» testes ut og allerede delvis benyttes i Tyskland.

Når det gjelder de spesifikke plastmaterialene har anleggene generelt sett svært varierende gjennomstrømningsandeler og effektiviteten varierer på tvers av anleggene. For PET-fraksjonen er det et spesielt stort, positivt sprang i resultatene mellom realiserte og estimatene for planlagte anlegg. Dette kan indikere at de planlagte anleggene vil være mer effektive i form av gjennomstrømningsandel, men fordi spranget er så stort må det betviles om det er mulig å oppnå så høye resultater uten teknologiutvikling. Det samme spranget mellom realiserte og planlagte anlegg kan observeres for PP-fraksjonen, og dermed må de estimerte resultatene vurderes ut fra de samme usikkerhetsfaktorene. IVAR-anlegget har desidert høyest gjennomstrømningsandel for PE av de realiserte anleggene, og kan være en indikasjon på at IVAR-anlegget er mer effektivt enn ROAF-anlegget. En viktig faktor er at IVAR-området i lang tid før etablering av nytt ettersorteringsanlegg, har hatt kildesortering og hente- eller bringeordning for plastemballasje (Meissner, 2019). Dette bidrar mest sannsynlig til en renere blandet plastfraksjon inn på anlegget, og vil igjen resultere i bedre kvalitet på sortert produkt ut fra anlegget.

I det tredje forskningsspørsmålet ble endringer i årlige driftskostnader for REG og ROAF målt mot prosentpoeng materialgjenvinningsgrad, og beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype i prosent, vurdert for å beskrive sorteringseffektiviteten over tid ved anleggene. På bakgrunn av resultatene hvor årlige driftskostnader ble målt mot total materialgjenvinningsgrad, ble det ikke observert noen tydelige endringer over driftsårene, verken for REG eller ROAF. Dette taler for at effektiviteten ved de to anleggene påvirkes mer av svingninger i avfallsmengder, avfallssammensetning, avfallskvalitet og sorteringseffektivitet enn av materialgjenvinningsgrad. Resultatene for REG i figur 19 viser at det er noe variasjon i beregnet gjennomstrømningsandel for plastemballasje og matavfall over tid, men at resultatene for plastemballasje generelt sett ligger på et høyere nivå. De største svingningene i resultatene kan observeres for plastemballasje og gir inntrykk av varierende effektivitet ved REG. Fordi kildesortert matavfall og plastemballasje fra husholdningene ikke sorteres videre ved posesorteringsanleggene er effektiviteten basert på gjennomstrømningsandeler svært avhengig av kildesorteringsadferden til befolkningen i kommunen. Mikkelborg (2017) og Fagernæs (2018) har likevel identifisert en del mangler i kildesorteringsadferden i Oslo kommune, særlig hos aldersgruppen 20-39 år.

I resultatene for ROAF er det tydelig at det er en reduksjon i målte gjennomstrømningsandeler for metallemballasje i perioden 2015-2018, men på bakgrunn av resultatene i 2019 kan det se ut til at denne trenden er i ferd med å snu. I perioden 2016-2019 kan det også observeres generelt lave gjennomstrømningsandeler for blandet papir. Etter samtaler med ROAF har det kommet frem at bakgrunnen for dette i hovedsak dreier seg om endringer i sekundærmarkedet (Skovly, 2020). Fordi det for øyeblikket ikke er mulig å få solgt blandet papir fra restavfallet er det heller ikke noe poeng å opprettholde sorteringen av denne fraksjonen ved anlegget, men på sikt kan etterspørselen snu igjen (Skovly, 2020). Som observert i figur 22 skiller PET seg ut med uforholdsmessige lave gjennomstrømningsandeler fra og med 2016 frem til 2019. Skovly (2020) bemerker at resultatene skyldes at mottakere i sekundærmarkedene fra 2016 kun ønsket PET-flasker, og dermed måtte NIR-maskinene omstilles til å prioritere dette. Endrede maskininnstillinger i oppstarten av anlegget regnes også som en påvirkningsfaktor. De ovennevnte resultatene og bemerkningene for ROAF underbygger behovet for støtteordninger til sekundærmarkedene slik at prisene på sekundære råvarer kan konkurrere med prisene på jomfruelige materialer (Kirchherr et al., 2018).

6.2 Robusthet av datamateriale og metoder

Fordi det etter kjent litteratur ikke er gjennomført en slik sammenlignende analyse av norske ettersorteringsanlegg for avfall fra husholdningene tidligere, er det valgt å gjøre en vurdering av robustheten til datamaterialet og metodene. I kontantstrømsanalysene er det tydelige forskjeller mellom anleggene både når det gjelder realiserte og budsjetterte investerings- og driftsregnskap. Dette synliggjøres i tabell 3 og vedleggene i delkapittel 9.1. I vedleggene må det presiseres at positive verdier representerer kostnader, mens inntekter har negative verdier. Det er forsøkt å gjøre dataene mest mulig sammenlignbare for kontantstrømsanalysen ved å trekke ut lokale kostnadsfaktorer som blant annet tomtekjøp eller tomteleie, forbrenningskostnader og internt salg. Avgjørelsen om hvilke kostnader og inntekter som skulle inngå i analysene er likevel gjort basert på en skjønnsmessig vurdering og dermed er det rom for noen skjevheter i utplukkingen. Det er også valgt å benytte samme krav til realkostnadsvekst, diskontering og reelt avkastningskrav, slik at resultatene blir forholdsmessig sammenlignbare mellom anleggene.

Generelt er det knyttet mer usikkerhet til de planlagte anleggenes datagrunnlag enn til de realiserte anleggene, rett og slett fordi de ligger lenger frem i tid og det er usikkert om prosjektene vil gjennomføres basert på gjeldende datamateriale eller ikke. Det er særlig knyttet usikkerhet til datagrunnlaget for RiG og ÅRIM fordi anleggene ligger lengst frem i tid og dermed er det mer usikkert om prosjektene vil bli gjennomført enn for SESAM- og ØAS-prosjektene som har kommet lenger i planleggingsfasen. Det er derimot etter beste evne forsøkt å innhente mest mulig oppdatert informasjon og datamateriale for disse anleggene. For de planlagte anleggene er det ikke valgt å gå i dybden på annen maskinteknologi enn TOMRA sin NIR-teknologi, fordi det kun er denne sorteringsteknologien som anbefales for prosjektplanleggingen. En analyse av andre tilgjengelige sorteringsteknologier kunne vært gjennomført for å identifisere og vurdere forskjeller i teknologivalg og hvilke konsekvenser dette ville fått for sorteringseffektiviteten, men det har ikke vært tilgjengelig datagrunnlag for en slik analyse i denne studien.

Et interessant funn i datamaterialet er at utformingen og valg av sorteringsteknologi ved flere av de planlagte anleggene fører til at kildesorteringssystemet i husholdningene endres mye sammenlignet med gjeldende løsning i områdene. Likevel er det få anlegg som setter fokus på ressursplanleggingen og kostnadene knyttet til kommunikasjonen og informasjonsflyten ut til befolkningen. Det er kun ØAS som har presisert at slike kostnader er inkludert i budsjettet kontantstrøm i utredningsrapporten (PwC & Mepex Consult, 2016). Kommunikasjon med befolkningen er svært viktig og er en kostnadspost som ikke bør undergraves. Det er bekymringsfullt at ikke flere av anleggene inkluderer denne kostnadsfaktoren allerede i planleggingsfasen. Kommunikasjon og jevnlig oppfølging er helt nødvendig for å få til en samfunnsomstilling, endret brukeradferd og for å kunne lykkes med en fungerende sorteringsløsning (Klößner, 2013; Russell et al., 2017; Fagernæs, 2018; Syversen et al., 2018).

I materialstrømsanalysen for IVAR-anlegget må det bemerkes at materialstrømmen gjennom anlegget i 2019 kun utgjorde to tredjedeler av total avfallsmengde som optimalt kan gå igjennom anlegget, på grunn av driftsproblematikk i testperioden for det nye anlegget (Meissner, 2020).

Dette påvirker driftsregnskapet for 2019 og kan potensielt bety at driftskostnadene til anlegget kan øke med opptil en tredjedel ved optimal drift. Bokførte driftsinntekter i regnskapet for 2019 inkluderer støtte fra GPN, men denne støtten er i regnskapet noe lavere enn reell verdi fordi IVAR fortsatt er i forhandlinger om prissatsene for godtgjørelse for plastmaterialene som sendes til materialgjenvinning. En del av inntektene fra GPN i 2019 har derfor blitt etterbetalt i 2020 og inkluderes dermed ikke i regnskapet for 2019 (Johnsen, 2020). I beregningene av gjennomstrømningsandeler for IVAR-anlegget må det også bemerkes at datamaterialet gir grunnlag for metodeskjevhet. I mottatte data fra IVAR var det allerede oppgitt beregnede effektivitetsbetraktninger ved anlegget og derfra ble det beregnet sorterte avfallsmengder per materialtype. Dette gjør at forutsetningene for å kunne gjennomføre effektivitetsberegningene er skjulte, og bidrar til usikkerhet og metodeskjevhet fordi rådataene ikke er tilstrekkelige på lik linje med dataene fra de andre realiserte anleggene.

Det finnes en rekke fordeler med å benytte flermålsanalyse som metodeverktøy. Malerud og Kråkenes (2005) og Bhagtani (2008) trekker frem at den største fordelen er at det er et mangfoldig og fleksibelt metodeverktøy som kan tilpasses analysens spesifikke problemstilling. Metoden gir også mulighet til å vurdere ulike alternativer opp mot flere kriterier som kan måles i ulike enheter (Hajkowicz & Higgins, 2008). Videre kan de ulike metodeverktøyene brukes til å kartlegge optimale beslutningsalternativer, utarbeide flere mulige beslutningsalternativer som igjen kan benyttes i en mer detaljert analyse, eller avgjøre hvilke beslutningsalternativer som er helt uakseptable. Det finnes også ulemper med bruk av flermålsanalyse som analysemetode. Malerud og Kråkenes (2005) påpeker at mangfoldigheten av metodeverktøy kan gjøre det vanskelig å få oversikt og velge riktig metode, mens Bhagtani (2008) mener at de ulike metodenes følsomhet for usikkerhet er en av de største ulempene. Usikkerhetskildene kan være mange, både metodiske og tilfeldige, og det er viktig å være ekstra oppmerksom på avhengige preferanser, eksempelvis personlige synspunkter og meninger. Dette underbygger også behovet for å vurdere og analysere usikkerheten i de viktigste påvirkningsfaktorene (Bhagtani, 2008).

En utfordring i kontantstrømsanalysen er at det både benyttes historiske regnskapstall og budsjetterte tall i den totale kontantstrømmen når VÅK (se formel 3) skal beregnes for de realiserte anleggene. Kontantstrøms-elementene kunne dermed blitt fordelt på antall år med henholdsvis historiske og fremtidige data for å vektlegge dataene basert på varighet. Denne fordelingen fører til tidvise skjevheter, særlig for driftshistorikken til de realiserte anleggene, fordi driftstiden i de fleste tilfellene utgjør en relativ liten andel av anleggenes totale levetid. I kontantstrømsanalysen er det derfor valgt å vekte historiske og fremtidige kontantstrøms-elementer likt, det vil si 50-50, fordi de vil ha like mye betydning over hele levetiden. Dette vil ikke være en helt korrekt praktisk tilnærming til vektingsproblematikken, men det antas at lik vekting vil være mer riktig enn vekting basert på antall historiske og fremtidige driftsår. I de tilfellene hvor det ikke finnes historiske regnskapstall, det vil si for de planlagte ettersorteringsanleggene, vektes fremtidig kontantstrøm 100 %.

I materialstrømsanalysen er hensikten å studere anleggenes effektivitet ved hjelp av materialstrømmer og beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype, målt i prosent. Selv om materialstrømsanalyse er et nyttig verktøy for å studere massestrømmer (Hauschild & Barlaz, 2011), kan ikke resultatene av analysen forklare den totale effektiviteten til sorteringsmaskinene og anleggene generelt. Ved effektivitetsberegninger må det medregnes svinn i alle deler av gjenvinningssystemet, blant annet gjennom kildesorteringsadferden i husholdningene, komprimering og brekkasjer ved transport og i behandlingsprosessene inkludert vanntap ved anleggene (Callewaert, 2017; Watnebryn & Fredriksen, 2018; Watnebryn & Fredriksen, 2019). Det skal også poengteres at det er gjort en del forutsetninger i metoden for beregning av gjennomstrømningsandeler for de planlagte anleggene på grunn av begrenset eller manglende datagrunnlag. Dette ble gjort for å gjøre analyseresultatene mest mulig sammenlignbare, og kan begrunnes i erfaringene fra de realiserte anleggene, som nevnt i forbindelse med resultatene i delkapittel 5.2.

6.3 Veien videre og hvordan studien kan benyttes i praksis

Fra og med 1.1.2020 har Grønt Punkt Norge (GPN) ingen aktive avtaler om støtteordning for plastgjenvinning med verken kommuner eller avfallsselskaper, dermed er det svært usikkert hvordan denne ordningen vil bli i fremtiden (Nordby, 2020). Nordby (2020) mener helt klart at ordningen vil bestå og at det vil være mulig å motta støtte enten fra GPN eller NORSIRK fremover, men utformingen av ordningen er enda ikke klar. Oppdaterte budsjetter og kontantstrømmer for de planlagte anleggene er derfor nødvendig, særlig etter at ny støtteordning med GPN og NORSIRK er fastsatt.

I løpet av arbeidet med datainnsamlingen og analysene til denne studien, har det kommet tydelig frem at en del av datagrunnlaget er svakt, og at dette med fordel kan utarbeides og undersøkes videre. Manglende tilgjengelig datagrunnlag for materialstrømsanalysen understreker at det er et stort behov for å gjennomføre nye plukkanalyser for de planlagte anleggene. Plukkanalyser viser sammensetningen i restavfallet, og kan benyttes til å beregne sorteringspotensialet for de ulike avfallsfraksjonene, som igjen kan påvirke inntektsbildet i stor grad. Dette understreker viktigheten av jevnlig å gjennomføre grundige plukkanalyser, og at det må påregnes usikkerhet i beregningene i både materialstrøms- og kontantstrømsanalysene for de planlagte anleggene.

En utvidelse av denne studien med et miljø- og klimaregnskap vil absolutt kunne være av interesse for virksomhetene og aktørene denne masteroppgaven er ment for. I utgangspunktet var det ment å inkludere et slikt regnskap, men på grunn av omfanget av kontantstrømsanalysen og materialstrømsanalysen, samt tidsbegrensningen ble det ikke tid til å gjennomføre analysen. Anleggenes materialforbruk, energiforbruk, utslipp til luft og vann, klimagassutslipp og liknende påvirkningsfaktorer kan presenteres og vurderes ved hjelp av en livsløpsanalyse (Chang et al., 2011; Hauschild & Barlaz, 2011). Eksempelvis hevder Syversen et al. (2018) at klimagevinsten ved å materialgjenvinne plast er 10 ganger høyere enn for biologisk avfall (inkludert matavfall) per tonn, og det er dermed interessant å måle netto klimagevinst mot kostnader.

Flere studier har kommet frem til at bruk av livsløpsanalyse i kombinasjon med en type flermålsanalyse er en helt avgjørende beslutningsstøtte ved strategivalg for å håndtere problemstillinger i avfallssektoren (Chang et al., 2011; Achillas et al., 2013). I følge litteraturstudien til Sassanelli et al. (2019) er også livsløpsanalyser den mest brukte metodikken for å måle effekten av systemer basert på sirkulærøkonomi, i tillegg kan analysen benyttes som en indikator for fremtidige forbedringspotensialer.

Et annet element som kunne gitt en ekstra dimensjon til denne studien er gjennomførelse av en sensitivitetsanalyse av de viktigste kostnadsfaktorene som har størst påvirkning på og best kan forklare resultatene. Avfallsmengder, anleggsstørrelse, teknologivalg, investeringskostnader og drifts- og vedlikeholdskostnader har blitt identifisert som viktige kostnadsfaktorer i tidligere studier (Weng & Fujiwara, 2011; Allesch & Brunner, 2014; Kirchherr et al., 2018; Syversen et al., 2018; Miljødirektoratet et al., 2020). Resultatene i denne studiens analyser har vist at investeringskostnader, drifts- og vedlikeholdskostnader og endring i materialgjenvinningsgrad utmerker seg som viktige påvirkningsfaktorer, og det er stor usikkerhet knyttet til det fremtidige inntektsgrunnlaget. Case-studiet til Weng og Fujiwara (2011) viste også at økende gjenvinning korrelerer med lavere kostnader. I den sammenheng er det sentralt å stille spørsmål om hvor mye antatt økning i materialgjenvinningsgrad for de planlagte anleggene kan reduseres for at kostnadene mellom realiserte og planlagte anlegg skal utlignes? Som en utvidelse av denne studien kan det gås i dybden på primærdataene for å identifisere de viktigste kostnadsfaktorene og vurdere hvor følsomme disse er for endringer gjennom en sensitivitetsanalyse.

Det er varierende kvalitet på den blandede kildesorterte plastfraksjonen som sorteres ut fra REG sine anlegg. I tillegg har REG relativt høye resultater for VÅK basert på drift sammenlignet med de andre realiserte anleggene og estimerte resultater for de planlagte NIR-anleggene, det er kun ROAF som har noe høyere kostnader. Likevel viser historiske resultater for REG at det er vanskelig å oppnå høyere total materialgjenvinningsgrad enn rundt 38 % med dagens system. Dette taler for at Oslo kommune på sikt kan tjene noe på å investere i et nytt ettersorteringsanlegg, tilsvarende de anleggene som er studert og analysert i denne studien.

I tillegg kan inntektsgrunnlaget potensielt øke mye ved å sortere ut flere og renere avfallsfraksjoner fra husholdningsavfallet. Det anbefales at Oslo kommune legger stor vekt på kunnskapsformidling og kommunikasjon ut til innbyggerne ved innføring av eventuelt ny renovasjonsløsning i fremtiden. Ulike anleggsløsninger med tilhørende økonomi-, effektivitets- og miljø- og klimaberegninger må likevel utarbeides og analyseres før en konkret anbefaling til fremtidige investeringer i Oslo kommune kan gjøres.

Resultatene og vurderingene av denne studiens analyser kan være av interesse for Renovasjons- og gjenvinningsetaten i Oslo kommune, når det skal vurderes hvilke investeringer som bør gjøres for fremtidig renovasjonsordning. I tillegg kan analysene være interessante for beslutningstakere i avfalls- og gjenvinningsbransjen generelt, og for aktørene som skal jobbe videre med planleggingen og gjennomføringen av SESAM-, ØAS-, RiG- og ÅRIM-prosjektene spesielt. Forhåpentligvis kan resultatene og vurderingene av analysene bidra med nye perspektiver og synspunkter for håndtering og effektivisering av fremtidig avfallsbehandling, sorterings- og anleggsløsninger, samt teknologivalg.

7 Konklusjon

Formålet med denne studien har vært å identifisere, analysere og vurdere et sett med relevante nøkkeltall basert på kostnader, kapasitet og effektivitet ved norske realiserte og planlagte ettersorteringsanlegg for husholdningsavfall. For å svare på problemstillingen er det til dels store forskjeller i økonomi, kapasitet og effektivitet mellom anleggene, på bakgrunn av de gitte forutsetningene. Realiserte anlegg utmerker seg generelt med høyere resultater for akkumulerte investeringskostnader og vektete årlige gjennomsnittskostnader (VÅK) for henholdsvis drift og samlet kontantstrøm, enn estimatene for planlagte anlegg. VÅK for samlet kontantstrøm per tonn behandlingskapasitet gir relativt jevne resultater for alle anleggene, kun IVAR skiller seg ut med høye kostnader. Dette kan begrunnes i den marginale økningen i materialgjenvinningsgrad, som følge av etablering og drift av anlegget og bekreftes av resultatene av de videre analysene.

Planlagte anlegg estimerer generelt med høyere gjennomstrømningsandeler målt i prosent og høyere prosentpoeng økning i materialgjenvinningsgrad, enn det erfaringstallene fra de realiserte anleggene tilsier at er mulig. I forbindelse med analysen av driftsendringer over tid for REG og ROAF kom det frem at det ikke forventes store teknologiomveltninger på kort sikt, og det har ikke skjedd store endringer i materialgjenvinningsgrad i løpet av driftstiden. Driftsendringer over tid kan i stor grad beskrives gjennom variasjoner i beregnede gjennomstrømningsandeler per materialtype, mye på grunn av svingninger i etterspørsel fra sekundærmarkedene.

Systemet for avfallshåndtering er satt sammen av teknologiske, økonomiske, miljø- og samfunnsmessige faktorer. Utvikling av fremtidig sorterings- og maskinteknologi vil bidra til økt innsikt og bredere forståelse av et mer integrert og høyteknologisk avfallssystem, men det avhenger av god informasjonsflyt og kommunikasjon mot befolkningen. Basert på europeiske erfaringer er Norge fortsatt i startfasen når det gjelder anlegg for ettersortering av restavfall. Teknologit utvikling, strengere politiske rammeverk og reguleringer for sekundærmarkedene er nødvendig for at utviklingen mot sirkulærøkonomien skal gå i riktig retning.

8 Referanser

- Referanseliste "Waste Framework Directive implementation report". (2016). *Waste Framework Directive implementation report. Norway - Period 2013-2015*. Questionnaire for Member States reports on the implementation of Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste. Tilgjengelig fra: http://cdr.eionet.europa.eu/no/eu/colp0suq/colups5eq/envv_46kw (lest 25.02.2020).
- Aasmundsson, K. F. (2019). *Kinas importstans av plastavfall er en hodepine for norsk avfallsbransje*. Tilgjengelig fra: <https://www.naturpress.no/2019/03/25/kinas-importstans-av-plastavfall-en-hodepine-for-norsk-avfallsbransje/> (lest 13.04.2020).
- Achillas, C., Moussiopoulos, N., Karagiannidis, A., Baniyas, G. & Perkoulidis, G. (2013). The use of multi-criteria decision analysis to tackle waste management problems: a literature review. *Waste Management & Research*, 31 (2): 115-129. doi: 10.1177/0734242x12470203.
- Allesch, A. & Brunner, P. H. (2014). Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*, 32 (6): 461-473. doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X14535653>.
- Arnøy, S. & Modahl, I. S. (2014). *Kildesortering av våtorganisk avfall i Fredrikstad kommune. Klimaregnskap for avfallsbehandling* Østfoldforskning AS OR.13.14. Tilgjengelig fra: <https://www.ostfoldforskning.no/media/1070/746-1.pdf> (lest 12.05.2020).
- Avfallsforskriften. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)*. FOR-2004-06-01-930. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (lest 26.02.2020).
- Berg, T., Østeby, L. K. & Nesse, L. G. (2013). Bruk av investeringsanalysemetoder og avkastningskrav – Norge anno 2012. *Praktisk økonomi & finans*, 29 (2): 87-101. doi: http://www.idunn.no/pof/2013/02/bruk_av_investeringsanalysemetoder_og_avkastningskrav_-_nor.
- Bhagtani, N. (2008). *A better tool for environmental decision making: Comparing MCDA with CBA*. Masteroppgave. Norwich, Storbritannia: University of East Anglia. Tilgjengelig fra: <https://www.uea.ac.uk/documents/541248/10785337/Bhagtani+Neha.pdf/69f6e470-31b8-42d0-99db-6f309bf4d5a0> (lest 13.04.2020).
- Brunner, P. H. & Rechberger, H. (2004). *Practical handbook of material flow analysis, Advanced Methods in Resource and Waste Management*. 1. utg. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, Lewis Publishers.
- Bø, E. (2019). *Avfall og logistikk - Forelesning i emnet FORN350 med Eirill Bø, Dosent ved Institutt for regnskap, revisjon og foretaksøkonomi på BI*. NMBU, Ås (21.11.2019).
- Bøhren, Ø. & Gjærum, P. I. (2016a). Diskontering. I: Vigmostad & Bjørke AS (red.) *Finans: Innføring i investering og finansiering*, s. 107-168. Bergen: Fagbokforlaget.
- Bøhren, Ø. & Gjærum, P. I. (2016b). *Finans: Innføring i investering og finansiering*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Callewaert, P. G. (2017). *Analysing the sustainability performance and critical improvement factors of urban municipal waste systems - case study RoAF*. Masteroppgaven. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2454900> (lest 26.02.2020).

- Chang, N.-B., Pires, A. & Martinho, G. (2011). Empowering Systems Analysis for Solid Waste Management: Challenges, Trends, and Perspectives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41 (16): 1449-1530. doi: 10.1080/10643381003608326.
- Christensen, T. H. (red.). (2011). *Solid Waste Technology and Management*, b. 1. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Christensen, T. H., Fruergaard, T. & Matsufuji, Y. (2011). Residential Waste. I: Christensen, T. H. (red.) *Solid Waste Technology & Management*, s. 85-96. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Energigjenvinningsetaten. (2018). *Årsberetning Energigjenvinningsetaten, Oslo kommune 2018*. Årsberetning. Tilgjengelig fra: <https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13312193-1551359314/Tjenester%20og%20tilbud/Politikk%20og%20administrasjon/Etater%2C%20foretak%20og%20ombud/Energigjenvinningsetaten/Dokumenter%20Energigjenvinningsetaten/Årsberetning%202018%20Energigjenvinningsetaten.PDF> (lest 13.04.2020).
- Energigjenvinningsetaten. (2019). *Sluttrapport Prosjekt 107018 Sorteringsanlegg KA og BA*. Sluttrapport fra Strategi- og planavdelingen: Oslo kommune (lest 01.07.2019).
- European Commission. (2015). *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2008/98/EC on waste* Tilgjengelig fra: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:c2b5929d-999e-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_1&format=PDF (lest 04.02.2020).
- European Parliament. (2008). *DIRECTIVE 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0098-20180705&from=EN> (lest 04.02.2020).
- European Parliament. (2018). *DIRECTIVE (EU) 2018/851 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=EN> (lest 04.02.2020).
- Eurostat. (2020). *Recycling rate of municipal waste*. Tilgjengelig fra: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/t2020_rt120/default/bar?lang=en (lest 26.02.2020).
- EØS-loven. (1992). *Lov om gjennomføring i norsk rett av hoveddelen i avtale om Det europeiske økonomiske samarbeidsområde (EØS) m.v. (EØS-loven)*. LOV-1992-11-27-109. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1992-11-27-109#KAPITTEL_eøsl-1 (lest 26.02.2020).
- Fagermæs, C. C. (2018). *Sortering og materialgjenvinning av plastemballasje og matavfall i Oslo kommune - Hvordan endre holdninger og atferd gjennom tilrettelagte tiltak?* Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2565815> (lest 08.04.2020).
- Feil, A., Pretz, T., Jansen, M. & Thoden van Velzen, E. U. (2017). Separate collection of plastic waste, better than technical sorting from municipal solid waste? *Waste Management & Research*, 35 (2): 172-180. doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X16654978>.
- FN-sambandet. (2017). *Ansvarlig forbruk og produksjon*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/Om-FN/FNs-baerekraftsmaal/Ansvarlig-forbruk-og-produksjon> (lest 06.02.2020).

- FN-sambandet. (2018). Norge. *FN-sambandet, land*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/Land/Norge> (lest 26.10.19).
- Forurensningsloven. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)*. LOV-1981-03-13-6. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6> (lest 26.02.2020).
- Fredriksen, K. Ø. (2017a). *Vedr.: Oppdatering av økonomiberegninger pr. januar. 2017*. Notat utarbeidet for IVAR IKS (lest 07.02.2020).
- Fredriksen, K. Ø. (2017b). *ØAS-Oppdatering av tidligere PwC rapport pr. oktober 2017*. Notat utarbeidet for ØAS IKS. Tilgjengelig fra: <https://www.rakkestad.kommune.no/cpclass/run/cpesa62/file.php/def/190000017238d190000017626062967c/oppdatert-prosjekt-nye-deltakere.pdf> (lest 08.04.2020).
- Goorhuis, M. (2020). *E-post-korrespondanse med Maarten Goorhuis, Senior Policy Advisor ved NVRD, Dutch Solid Waste Association*. Netherlands (22.02.2020).
- Grande, A. (2018). *Fortum satser en kvart milliard på plastgjenvinning*. Tilgjengelig fra: <https://www.dn.no/miljo/miljoteknologi/fortum/plastforurensning/fortum-satser-en-kvart-milliard-pa-plastgjenvinning/2-1-461400> (lest 13.04.2020).
- Grønt Punkt Norge. (2018). *Nøkkeltall - rapportert til Miljødirektoratet april 2018*. Fakta og tall. Tilgjengelig fra: <https://www.grontpunkt.no/om-oss/fakta-og-tall/> (lest 20.02.20).
- Gulichsen, S., Johansen, P. K. & Pedersen, K. R. (2011). *Realkostnadsvekst i offentlig sektor – teoretisk fundament og konsekvenser for Forsvarets langtidsplanlegging* FFI-rapport 2010/01630. Tilgjengelig fra: <https://publications.ffi.no/nb/item/asset/dspace:3685/10-01630.pdf> (lest 13.04.2020).
- Gundupalli, S. P., Hait, S. & Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management*, 60: 56-74. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.015>.
- Hajkowicz, S. & Higgins, A. (2008). A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research*, 184 (1): 255-265. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2006.10.045>.
- Haugen, K. E. (2020). *E-postkorrespondanse vedrørende teknologiutvikling og massebalanser hos ROAF sitt ettersorteringsanlegg* (23.04.2020).
- Hauschild, M. Z. & Barlaz, M. A. (2011). LCA in Waste Management: Introduction to Principle and Method. I: Christensen, T. H. (red.) *Solid Waste Technology & Management*, s. 113-136. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- IVAR IKS. (2018). *Årsrapport 2018, IVAR, Bærekraftige tjenester*. Årsrapport. Tilgjengelig fra: https://issuu.com/admoment/docs/ivar-rsberetning-2018_issuepdf?e=6979889/69027110 (lest 13.04.2020).
- IVAR IKS. (2019). *Fjerde sorteringsanalyse på ESA-Forus, uke 19/2019*. Sorteringsanalyse (lest 13.04.2020).
- Jansen, M., Thoden van Velzen, U., Ferreira, B. & Pretz, T. (2013). *Recovery of plastics from municipal solid waste in materials recovery facilities*. Sardinia: Researchgate.
- Johnsen, I. A. (2020). *Telefonsamtale og e-postkorrespondanse vedrørende driftsregnskap fra 2019 knyttet til ettersorteringsanlegg med Inghild Auglænd Johnsen, Controller hos IVAR IKS*. Stavanger-området (31.03.2020).

- Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127: 221-232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>.
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A. & Hekkert, M. (2018). Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). *Ecological Economics*, 150: 264-272. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>.
- Klöckner, C. A. (2013). A comprehensive model of the psychology of environmental behaviour— A meta-analysis. *Global Environmental Change*, 23 (5): 1028-1038. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.014>.
- Knickmeyer, D. (2020). Social factors influencing household waste separation: A literature review on good practices to improve the recycling performance of urban areas. *Journal of Cleaner Production*, 245: 118605. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118605>.
- Lambertz, O. (2019). *MSW Sorting - En powerpoint-presentasjon av Oliver Lambertz, Head of Business Development Recycling i TOMRA* (07.02.2020).
- Lambertz, O. (2020). *TOMRA Sorting - What's next - Towards a circular economy. En powerpoint-presentasjon og personlig kommunikasjon med Oliver Lambertz, Head of Business Development Recycling i TOMRA*. Oslo (19.03.2020).
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S. & Raadal, H. L. (2009a). *Klimaregnskap for tidligere og fremtidig løsning for avfallshåndtering av plastemballasje og våtorganisk avfall. Oslo kommune. Østfoldforskning AS OR.27.09*. Tilgjengelig fra: <https://www.ostfoldforskning.no/media/1864/or-2709-klimaregnskap-for-tidligere-og-fremtidig-loesning-for-avfallshaandtering-av-plastemballasje-og-vaatorganisk-avfall.pdf> (lest 12.05.2020).
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Raadal, H. L. & Hanssen, O. J. (2009b). *Kildesortering av plastemballasje i Fredrikstad kommune. Klimaregnskap og andre miljøfaktorer. Østfoldforskning AS OR.22.09*. Tilgjengelig fra: <https://www.ostfoldforskning.no/media/1196/2209.pdf> (lest 12.05.2020).
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Møller, H., Morken, J., Briseid, T. & Hanssen, O. J. (2015). The BioValueChain model: a Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20 (4): 490-502. doi: <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0851-5>.
- Lånke, A. F., Berg, H. Ø., Melbye, A. M., Helland, L. & Solberg, F. E. (2016). *Markedsrapport Biogass i Oslofjord-regionen*. Tilgjengelig fra: <https://www.biogas2020.se/wp-content/uploads/2016/05/markedsrapport-biogass-oslofjordregionen-rambll-endelig-003.pdf> (lest 12.05.2020).
- Malerud, S. & Kråkenes, T. (2005). *METODER FOR FLERMÅLSANALYSE – En oversiktsstudie fra GOAL FFI/RAPPORT-2005/03041* Tilgjengelig fra: <https://publications.ffi.no/nb/item/asset/dspace:3177/05-03041.pdf> (lest 13.04.2020).
- Marthinsen, J. & Sørensen, G. (2017). *Fremtidig løsning sentralsortering i Møre og Romsdal. Forstudierapport laget for Ålesundregionen interkommunale miljøseksjoner (ÅRIM)* (lest 08.04.2020).

- McKinnon, D., Fazakerley, J. & Hultermans, R. (2017). *Waste sorting plants - Extracting value from waste*. Vienna, Austria: ISWA. Tilgjengelig fra: <https://www.iswa.org/home/news/news-detail/article/waste-sorting-plants-extracting-value-from-waste/109/> (lest 08.04.2020).
- Meissner, R. (2019). *E-postkorrespondanse vedrørende økonomi, materialstrøm, anleggseffektivitet, sorteringstester og plukkanalyse med Rudolf Meissner, Fagansvarlig for renovasjon hos IVAR IKS*. Stavanger-området (02.07.2019).
- Meissner, R. (2020). *Telefonsamtale vedrørende valg av teknologi, sorteringseffektiviteten til anlegget og total materialgjenvinningsgrad i området med Rudolf Meissner, Fagansvarlig for renovasjon hos IVAR IKS*. Stavanger-området (11.03.2020).
- Meld. St. 45. (2016-2017). *Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-45-20162017/id2558274/> (lest 06.02.2020).
- Mikkelborg, E. (2017). *Økt materialgjenvinningsgrad i Oslo kommune – betydningen av demografiske og sosialpsykologiske faktorer*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2467093> (lest 08.04.2020).
- Miljødirektoratet. (2008). *Deponiforbud fra juli 2009*. Tilgjengelig fra: https://tema.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2008/Juni_2008/Deponiforbud_fra_juli_2009/ (lest 04.05.2020).
- Miljødirektoratet. (2017). *Utdypende vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastavfall*. Tilgjengelig fra: https://tema.miljodirektoratet.no/Global/Virkemiddelanalyse%20og%20konsekvensutredning_KLD.pdf (lest 04.02.2020).
- Miljødirektoratet. (2019a). *Avfallsplan 2020-2025. Status og planer for avfallshåndtering, inkludert avfallsforebyggingsprogram*. M-1582. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/c6a9a384d90c4af18bfd8458f3167708/avfallsplan-2020-2025.pdf> (lest 12.05.2020).
- Miljødirektoratet. (2019b). *Forurensning – Miljømål 4.3*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.3/> (lest 07.02.2020).
- Miljødirektoratet. (2019c). *Klimagassutslipp fra avfall*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/klimagassutslipp-fra-avfall/> (lest 04.05.2020).
- Miljødirektoratet, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat & Enova. (2020). *Klimakur 2030: Tiltak og virkemidler mot 2030*. M-1625 | 2020. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1625/m1625.pdf> (lest 25.02.2020).

- Modahl, I. S., Lyng, K.-A., Møller, H., Stensgård, A. E., Arnøy, S., Morken, J., Briseid, T., Hanssen, O. J. & Sørby, I. (2014). *Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe. Status 2014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain*. Østfoldforskning AS OR.34.14. Tilgjengelig fra: <https://www.ostfoldforskning.no/media/1061/735-1.pdf> (lest 12.05.2020).
- Nilssen, J. E. & Sylthe, M. (2017). *Materialgjenvinningseffekt*. Oslo: Oslo kommune, Renovasjonsetaten.
- Nordby, K. (2020). *Telefonsamtale vedrørende støtte fra Grønt Punkt Norge for emballasjegjenvinning til norske kommuner og interkommunale avfallsselskaper med Kristian Nordby, Prosjektleder for kommuner i Gjenvinningsavdelingen i Grønt Punkt Norge*. Oslo (08.04.2020).
- Norfolier. (u.å.). *Om oss, Norfolier GreenTec*. Tilgjengelig fra: <https://norfolier.no/om-oss/> (lest 13.04.2020).
- NOU 2012: 16. *Samfunnsøkonomiske analyser*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/5fce956d51364811b8547eebdbcde52c/nou/pdfs/nou201220120016000dddpdfs.pdf> (lest 13.04.2020).
- NTB. (2019). *Vil bygge Norges første gjenvinningsanlegg for plast*. Tilgjengelig fra: <https://www.tu.no/artikler/vil-bygge-norges-forste-gjenvinningsanlegg-for-plast/470821> (lest 13.04.2020).
- Olbergsveen, H. R. (2017). *Ambisiøst avfallsregelverk mot 2030 og 2035*. Rapport fra miljøråd Hege Rooth Olbergsveen, EU-delegasjonen. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/forelopig-avtale-i-18.-time-i-trilogforhandlinger-om-ambisiost-avfallsregelverk-mot-2030-og-2035/id2582414/> (lest 26.02.2020).
- Onsrud, M. (2019). *Forelesning med fagsjef for batterier, Morten Onsrud, i Norsirk. «Produsentansvarsordningen: gjenbruk, gjenvinning og sosialt entreprenørskap - Resirkulering av kasserte batterier» ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet*. Ås (31.10.2019).
- Pires, A., Martinho, G. & Chang, N.-B. (2011). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92 (4): 1033-1050. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>.
- Pires, A. & Martinho, G. (2019). Waste hierarchy index for circular economy in waste management. *Waste Management*, 95: 298-305. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014>.
- PwC & Mepex Consult. (2016). *Felles ettersortering av husholdningsavfall. Grunnlag for samarbeid mellom Movar og kommunene Fredrikstad, Halden og Sarpsborg*. Evalueringsrapport utarbeidet for Movar IKS og samarbeidskommunene. Tilgjengelig fra: https://www.rakkestad.kommune.no/cpclass/run/cpesa62/file.php/def/190000017238d190000017625o9a056e/rapport-pwc_mepex.pdf (lest 08.04.2020).
- Raadal, H. L., Stensgård, A. E., Lyng, K.-A. & Hanssen, O. J. (2016). *Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje*. Østfoldforskning AS OR.01.16. Tilgjengelig fra: <https://tema.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M522/M522.pdf> (lest 12.05.2020).

- Regjeringen. (2019). *Granavolden-plattformen*. Politisk plattform for en regjering utgått av Høyre, Fremskrittspartiet, Venstre og Kristelig Folkeparti. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/7b0b7f0fcf0f4d93bb6705838248749b/plattform.pdf> (lest 25.02.2020).
- ROAF. (2014). *Årsrapport 2014*. Tilgjengelig fra: https://roaf.no/wp-content/uploads/2019/07/Aarsberetning_ROAF_2014_oppdatert.pdf (lest 08.04.2020).
- ROAF. (2018a). *Miljørapport 2018*. Årsrapport. Tilgjengelig fra: https://www.roaf.no/wp-content/uploads/2019/06/ROAF_Miljørapport_2018.pdf (lest 13.04.2020).
- ROAF. (2018b). *Årsrapport 2018*. Årsrapport. Tilgjengelig fra: https://www.roaf.no/wp-content/uploads/2019/05/ROAF_årsrapport2018_web_oppslag.pdf (lest 13.04.2020).
- Russell, S. V., Young, C. W., Unsworth, K. L. & Robinson, C. (2017). Bringing habits and emotions into food waste behaviour. *Resources, Conservation and Recycling*, 125: 107-114. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.06.007>.
- Sandvik, N. (2020). *E-postkorrespondanse vedrørende økonomiske nøkkeltall knyttet til ettersorteringsanlegg med Nidunn Sandvik, Overingeniør hos IVAR IKS*. Stavangerområdet (22.01.2020).
- Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R. & Terzi, S. (2019). Circular economy performance assessment methods: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 229: 440-453. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.019>.
- Selvkostforskriften. (2019). *Forskrift om beregning av samlet selvkost for kommunale og fylkeskommunale gebyrer (selvkostforskriften)*. FOR-2019-12-11-1731. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2019-12-11-1731?q=selvkost> (lest 26.02.2020).
- Sidique, S. F., Joshi, S. V. & Lupi, F. (2010). Factors influencing the rate of recycling: An analysis of Minnesota counties. *Resources, Conservation and Recycling*, 54 (4): 242-249. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.006>.
- Skovly, T. (2020). *E-postkorrespondanse vedrørende beregnede gjennomstrømningsandeler og sorteringseffektivitet ved ROAF* (18.05.2020).
- Starr, J. & Nicolson, C. (2015). Patterns in trash: Factors driving municipal recycling in Massachusetts. *Resources, Conservation and Recycling*, 99: 7-18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.009>.
- Statistisk sentralbyrå. (2019a). *Avfall frå hushalda*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfkomm> (lest 07.02.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2019b). *Avfall frå hushalda, etter materiale og behandling (K) 2015 - 2019*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/12313/> (lest 04.02.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2019c). *Avfallsregnskap for Norge (1 000 tonn), etter kilde, materialtype, statistikkvariabel og år*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/10514/tableViewLayout1/> (lest 06.02.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2019d). *Klimagasser, etter utslippskilde, energiprodukt og komponent 1990-2018*. Utslipp til luft. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/08940/> (lest 04.05.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2020). *Konsumprisindeksen*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/priser-og-prisindekser/statistikker/kpi> (lest 13.04.2020).

- Stigum, R. (2020). *E-postkorrespondanse vedrørende investerings- og driftsregnskap, samt annen nøkkelinformasjon fra ROAF sitt ettersorteringsanlegg*. ROAF, Skedsmo (20.03.2020-31.03.2020).
- Syversen, F., Lyng, K.-A., Amland, E. N., Bjørnerud, S., Callewaert, P. & Prestrud, K. (2018). *Utsortering og materialgjenvinning av biologisk avfall og plastavfall* Utredning av konsekvenser av forslag til forskrift for avfall fra husholdninger og liknende avfall fra næringslivet (2017/12503). Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1114/m1114.pdf> (lest 04.02.2020).
- Sæther, M. (2019). *EU enige om resirkulering av plastflasker og produsentansvar på sigaretter*. Tilgjengelig fra: <https://www.avfallnorge.no/bransjen/nyheter/eu-enige-om-resirkulering-av-plastflasker-og-produsentansvar-pa-sigaretter> (lest 26.02.2020).
- Sølsnæs, T. (2018). *Nå kommer det krav til sortering!* Tilgjengelig fra: <https://www.avfallnorge.no/bransjen/nyheter/na-kommer-det-krav-til-sortering> (lest 26.02.2020).
- Terjesen, O. G. (2019). *Notater fra møte med Ole Gregert Terjesen, Seniorrådgiver i Renovasjons- og gjenvinningsetaten*. Oslo (26.06.2019).
- Thoden van Velzen, E. U. (2020). *Skypesamtale med dr. Eggo Ulphard Thoden van Velzen i seksjon for Food and Bibased Research ved Wageningen University & Research*. Wageningen, Netherlands (04.02.2020).
- UiO. (2019a). *Perodesystemet - Ressursknapphet*: Kjemisk institutt ved Universitetet i Oslo. Tilgjengelig fra: <https://www.perodesystemet.no/filterbeskrivelser/ressursknapphet/> (lest 06.02.2020).
- UiO. (2019b). *Sentral tendens*: Institutt for biovitenskap. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/s/sentral-tendens.html> (lest 13.04.2020).
- Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. (1987). *Vår felles framtid*. A/42/427 - Report of the World Commission on Environment and Development: FN. Tilgjengelig fra: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf> (lest 06.02.2020).
- Vinju, E. (2016). *God avfallshåndtering forhindrer klimagassutslipp*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/god-avfallshandtering-forhindrer-klimagassutslipp> (lest 04.05.2020).
- Watnebryn, O. W. & Fredriksen, K. Ø. (2018). *Felles ettersorteringsanlegg Sesam Ressurs AS*. Forprosjektrapport. Tilgjengelig fra: https://www.levanger.kommune.no/PageFiles/414381/84_27.pdf (lest 08.04.2020).
- Watnebryn, O. W. & Fredriksen, K. Ø. (2019). *Utbygging av optisk sorteringsanlegg - alternative løsninger*. Forstudie (lest 03.03.2020).
- Weng, Y.-C. & Fujiwara, T. (2011). Examining the effectiveness of municipal solid waste management systems: An integrated cost-benefit analysis perspective with a financial cost modeling in Taiwan. *Waste Management*, 31 (6): 1393-1406. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.016>.

9 Vedlegg

9.1 Utdrag fra anleggenes kontantstrømmer

9.1.1 Utdrag fra REG sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2012	2013	2014	2015	2016	2032
Investeringsregnskap						
Utstyr, maskiner og oppgraderinger	64 771	0	0	0	0	0
Anleggskostnader	477 602	0	0	0	0	0
Revisjon og oppgradering	8 526	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	550 899	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	550 899	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	30 824	12 904	15 548	14 351	14 339	15 790
Varer og tjenester	0	0	0	5 333	10 256	9 944
Varer og tjenester (vedlikehold)	13 487	11 225	6 188	1 384	5 763	4 594
Sum driftskostnader	44 311	24 128	21 736	21 068	30 358	30 329
Driftsinntekter						
Salgsinntekter	0	0	0	0	0	0
Andre inntekter	-1 009	-468	-1 066	-446	-5 821	-171
Sum driftsinntekter	-1 009	-468	-1 066	-446	-5 821	-171
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	43 302	27 448	23 489	22 942	26 350	30 158
Kontantstrøm	594 201	23 661	20 670	20 622	24 538	30 158
Kontantstrøm korrigeret (reelle 2020-kroner)	594 201	27 448	23 489	22 942	26 350	30 158

9.1.2 Utdrag fra ROAF sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2014	2015	2016	2017	2018	2034
Investeringsregnskap						
Utstyr, maskiner og oppgraderinger	147 125	0	0	0	0	0
Anleggskostnader	117 796	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	264 921	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	264 921	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	5 027	5 699	6 422	10 567	15 741	21 786
Varer og tjenester	15 079	18 748	22 882	33 305	47 923	64 913
Varer og tjenester (vedlikehold)	2 560	1 353	2 532	2 984	3 439	5 580
Sum driftskostnader	22 666	25 800	31 836	46 856	67 103	92 280
Driftsinntekter						
Salgsinntekter	0	0	0	0	0	0
Andre inntekter (inkl. støtte fra GPN)	-1 997	-3 498	-4 281	-13 772	-39 448	-56 404
Sum driftsinntekter	-1 997	-3 498	-4 281	-13 772	-39 448	-56 404
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	20 669	24 811	29 590	34 888	28 381	35 876
Kontantstrøm	285 590	22 302	27 555	33 084	27 654	35 876
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	285 590	24 811	29 590	34 888	28 381	35 876

9.1.3 Utdrag fra IVAR sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2018	2019	2020	2021	2022	2039
Investeringsregnskap						
Bygg- og anleggskostnader, utstyr og maskiner	485 230	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	485 230	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	497 987	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	0	0,9	0,9	0,9	1,0	1,4
Varer og tjenester	0	12 855	13 060	13 269	13 482	17 658
Varer og tjenester (vedlikehold)	0	395	402	408	415	543
Sum driftskostnader	0	13 251	13 463	13 679	13 897	18 203
Driftsinntekter						
Salgsinntekter	0	-1 983	-2 022	-2 061	-2 101	-2 918
Andre inntekter (inkl. støtte fra GPN)	0	-2 425	-2 473	-2 521	-2 570	-3 569
Sum driftsinntekter	0	-4 409	-4 494	-4 582	-4 671	-6 487
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	0	8 879	9 005	9 096	9 226	11 716
Kontantstrøm (2019-tall)	485 230	8 843	8 969	9 096	9 226	11 716
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	497 987	8 879	9 005	9 096	9 226	11 716

9.1.4 Utdrag fra SESAM sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2020	2021	2022	2023	2024	2040
Investeringsregnskap						
Bygg- og anleggskostnader, utstyr og maskiner	535 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	535 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	537 173	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	0	10 960	11 212	11 470	11 734	16 883
Varer og tjenester	0	5 164	5 247	5 331	5 416	6 982
Varer og tjenester (vedlikehold)	0	5 166	5 249	5 333	5 418	6 984
Sum driftskostnader	0	21 290	21 707	22 133	22 568	30 849
Driftsinntekter						
Salgsinntekter (ekskl. støtte fra GPN)	0	-7 220	-7 361	-7 504	-7 651	-10 421
Støtte fra GPN	0	-11 283	-11 503	-11 727	-11 956	-16 284
Sum driftsinntekter	0	-18 503	-18 864	-19 231	-19 606	-26 705
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	0	2 799	2 855	2 914	2 973	4 161
Kontantstrøm (2019-tall)	535 000	2 787	2 844	2 902	2 961	4 144
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	537 173	2 799	2 855	2 914	2 973	4 161

9.1.5 Utdrag fra ØAS sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2020	2021	2022	2023	2024	2040
Investeringsregnskap						
Bygg- og anleggskostnader, utstyr og maskiner	334 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	334 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	352 204	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	0	7 254	7 421	7 592	7 766	11 174
Varer og tjenester	0	5 241	5 325	5 410	5 497	7 086
Varer og tjenester (vedlikehold)	0	2 788	2 833	2 878	2 924	3 769
Informasjonskampanjer	0	5 391	5 477	5 565	5 654	7 289
Sum driftskostnader	0	20 674	21 056	21 444	21 841	29 318
Driftsinntekter						
Salgsinntekter (ekskl. støtte fra GPN)	0	-2 761	-2 815	-2 870	-2 926	-3 985
Støtte fra GPN	0	-2 302	-2 347	-2 393	-2 440	-3 323
Sum driftsinntekter	0	-5 063	-5 162	-5 263	-5 365	-7 308
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	0	16 462	16 760	17 064	17 373	23 210
Kontantstrøm (2017-kr)	334 000	15 611	15 894	16 182	16 475	22 010
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	352 204	16 462	16 760	17 064	17 373	23 210

9.1.6 Utdrag fra RiG sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2020	2021	2022	2023	2024	2040
Investeringsregnskap						
Bygg- og anleggskostnader, utstyr og maskiner	383 700	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	383 700	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	385 258	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	0	8 138	8 325	8 517	8 713	12 536
Varer og tjenester	0	7 388	7 506	7 626	7 748	9 989
Varer og tjenester (vedlikehold)	0	3 083	3 132	3 182	3 233	4 168
Sum driftskostnader	0	18 609	18 964	19 325	19 694	26 693
Driftsinntekter						
Salgsinntekter (ekskl. støtte fra GPN)	0	-4 138	-4 219	-4 301	-4 385	-5 972
Støtte fra GPN	0	-11 886	-12 118	-12 354	-12 595	-17 155
Sum driftsinntekter	0	-16 024	-16 336	-16 655	-16 980	-23 127
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	0	2 596	2 638	2 681	2 726	3 580
Kontantstrøm (2019-tall)	383 700	2 585	2 627	2 670	2 715	3 565
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	385 258	2 596	2 638	2 681	2 726	3 580

9.1.7 Utdrag fra ÅRIM sin totale kontantstrøm

Nominelle tall (1000 kr)	2020	2021	2022	2023	2024	2040
Investeringsregnskap						
Bygg- og anleggskostnader, utstyr og maskiner	190 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader	190 000	0	0	0	0	0
Sum investeringskostnader (2020-kroner)	200 355	0	0	0	0	0
Driftsregnskap						
Personellrelaterte kostnader	0	6 150	6 291	6 436	6 584	9 474
Varer og tjenester	0	4 500	4 572	4 645	4 719	6 084
Varer og tjenester (vedlikehold)	0	1 649	1 675	1 702	1 729	2 229
Sum driftskostnader	0	12 299	12 539	12 783	13 033	17 787
Driftsinntekter						
Salgsinntekter (ekskl. støtte fra GPN)	0	-5 987	-6 103	-6 222	-6 344	-8 640
Støtte fra GPN	0	-4 245	-4 327	-4 412	-4 498	-6 126
Sum driftsinntekter	0	-10 231	-10 431	-10 634	-10 841	-14 766
Sum driftsregnskap (2020-kroner)	0	2 181	2 223	2 267	2 311	3 185
Kontantstrøm (2017-kr)	190 000	2 068	2 108	2 150	2 192	3 021
Kontantstrøm korrigert (reelle 2020-kroner)	200 355	2 181	2 223	2 267	2 311	3 185

9.2 Utdrag fra anleggenes materialstrømmer

9.2.1 Utdrag fra REG sin materialstrømsanalyse

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Snitt
Gjennomstrømningsandel, matavfall	60 %	66 %	77 %	71 %	62 %	64 %	76 %	68 %
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	101 %	80 %	57 %	87 %	66 %	96 %	74 %	77 %

9.2.2 Utdrag fra ROAF sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	2015	2016	2017	2018	2019	Snitt
Gjennomstrømningsandel, matavfall	80 %	72 %	75 %	81 %	89 %	79 %
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	35 %	30 %	41 %	36 %	37 %	36 %
Gjennomstrømningsandel PET	36 %	4 %	7 %	11 %	9 %	13 %
Gjennomstrømningsandel PP	28 %	45 %	30 %	43 %	37 %	37 %
Gjennomstrømningsandel PE	36 %	49 %	52 %	49 %	49 %	47 %
Gjennomstrømningsandel Folie	48 %	42 %	65 %	51 %	52 %	52 %
Gjennomstrømningsandel metallemballasje	90 %	69 %	62 %	47 %	53 %	64 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	25 %	41 %	36 %	20 %	15 %	27 %

9.2.3 Utdrag fra IVAR sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	2019
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	53 %
Gjennomstrømningsandel PET	21 %
Gjennomstrømningsandel PP	40 %
Gjennomstrømningsandel PE	82 %
Gjennomstrømningsandel PS	40 %
Gjennomstrømningsandel metallemballasje	91 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	29 %

9.2.4 Utdrag fra SESAM sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	2023
Gjennomstrømningsandel, matavfall, Trondheim	87 %
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	71 %
Gjennomstrømningsandel PET	67 %
Gjennomstrømningsandel PP	84 %
Gjennomstrømningsandel PE	84 %
Gjennomstrømningsandel Folie	66 %
Gjennomstrømningsandel metallemballasje	96 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	52 %

9.2.5 Utdrag fra ØAS sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	2024
Gjennomstrømningsandel, matavfall	66 %
Gjennomstrømningsandel, hard plast (PET, PP, PE, PS og annen plast)	74 %
Gjennomstrømningsandel, folieplast	66 %
Gjennomstrømningsandel metallemballasje	95 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	67 %

9.2.6 Utdrag fra RiG sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	Uvisst år
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	27 %
Gjennomstrømningsandel PET	70 %
Gjennomstrømningsandel PP	70 %
Gjennomstrømningsandel PE	70 %
Gjennomstrømningsandel PS	70 %
Gjennomstrømningsandel Folie	86 %
Gjennomstrømningsandel metallemballasje	95 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	49 %

9.2.7 Utdrag fra ÅRIM sin materialstrøm

Nøkkeltall - Gjennomstrømningsandel (%)	Alt. 1a	Alt. 1b
	Uvisst år	Uvisst år
Gjennomstrømningsandel, plastemballasje	71 %	61 %
Gjennomstrømningsandel, metallemballasje	63 %	63 %
Gjennomstrømningsandel blandet papir	50 %	50 %



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway