



K2 WORKING PAPER 2020:3

Produktion och användning av batterier för eldrivna bussar

Energianvändning och emissioner av växthusgaser

Mikael Lantz och Malin Aldenius



Datum: februari 2020
ISBN: 978-91-986002-0-9
Tryck: Media-Tryck, Lund

De slutsatser och rekommendationer som uttrycks är författarnas egna och speglar inte nödvändigtvis K2:s uppfattning.

K2 WORKING PAPER 2020:3

Produktion och användning av batterier för eldrivna bussar

Energianvändning och emissioner av växthusgaser

Mikael Lantz och Malin Aldenius

Innehållsförteckning

Förord	5
1. Inledning	7
1.1. Syfte	7
1.2. Metod och avgränsningar.....	7
2. Elbussar i Sverige och globalt	8
3. Produktion av batterier	11
3.1. Uppbyggnad och egenskaper	11
3.2. Nyckelbegrepp	13
3.3. Energianvändning vid produktion av batterier	15
3.4. Emissioner av växthusgaser vid produktion av batterier	16
4. Användning av batterier	20
4.1. Laddning av bussbatterier	20
4.2. Förluster vid laddning	24
4.3. Effekter av batteripackets vikt	24
4.4. Effekter av förändrad körsträcka	25
5. Återvinning och återanvändning av batterier	26
5.1. Återvinning	26
5.2. Återanvändning (second life).....	28
6. En elektrifierad kollektivtrafik	30
6.1. Funktionell enhet	30
6.2. Systemgränser	31
6.3. Data och antaganden	31
6.4. Emissioner av växthusgaser	35
6.5. Energianvändning	37
6.6. Effekter av olika batteristorlek och laddningsstrategi	37
6.7. Jämförelse av elektricitet och biogas	41
7. Diskussion och slutsats	42
7.1. Mineraler	42
7.2. Energianvändning och emissioner av växthusgaser	42
7.3. Rekommendationer för upphandling	44
Referenser	45
Appendix A: Produktion av elektricitet.....	48

Förord

Denna studie har genomförts vid Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola samt K2, Svenskt Center för Kollektivtrafik. Studien har finansierats av K2 samt Skånetrafiken.

Lund, februari 2020

Mikael Lantz

Projektledare

1. Inledning

Kollektivtrafiken har historiskt haft en viktig roll i omställningen till ett förnybart transportsystem genom att skapa efterfrågan på förnybara drivmedel och tillhörande distributionssystem. Lokala bussflottor har tex ofta varit avgörande för en utbyggd produktion och användning av biogas. Idag går utvecklingen mot en elektrifiering av kollektivtrafiken vilket kan leda till en fortsatt minskad miljöpåverkan globalt och lokalt. Samtidigt finns studier som visar att produktionen av de batterier som används i elbussar kan ha en betydande miljöpåverkan (Wang et al. 2018). Hur stor denna miljöpåverkan blir påverkas bland annat av vilka batterier som används och hur stora de är vilket också styrs av hur infrastrukturen för laddningen byggs upp (Bi et al., 2015). Samtidigt sker det en snabb utveckling på området och uppgifter om miljöpåverkan riskerar att snabbt bli inaktuell. För att trafikhuvudmännen ska kunna leda utvecklingen mot en ansvarsfull elektrifiering är det därför av stor vikt att dessa förses med uppdaterade data om miljöpåverkan från produktion och laddning av batterier samt hur infrastrukturens utformning påverkar förutsättningarna för en så låg miljöpåverkan som möjligt. För att trafikhuvudmännen ska kunna upphandla fordon och infrastruktur med så liten negativ påverkan som möjligt är det också viktigt att identifiera vilka krav eller frågor som behöver ställas för att upphandlingen ska leda till önskat resultat.

1.1. Syfte

Syftet med denna studie är att kvantifiera de emissioner av växthusgaser samt den energianvändning som uppstår vid produktion och laddning av batterier, som används av elbussar i stadstrafik, beroende på vilken systemutformning (typ och storlek på batteri samt typ av laddinfrastruktur) som väljs. Syftet är också att identifiera hur användningen av mineraler kan påverkas av olika systemlösningar och val av batterier samt att identifiera eventuella kunskapsluckor som behöver utredas ytterligare. Resultaten från studien ska kunna användas av trafikhuvudmän vid kommande upphandling av infrastruktur och fordon.

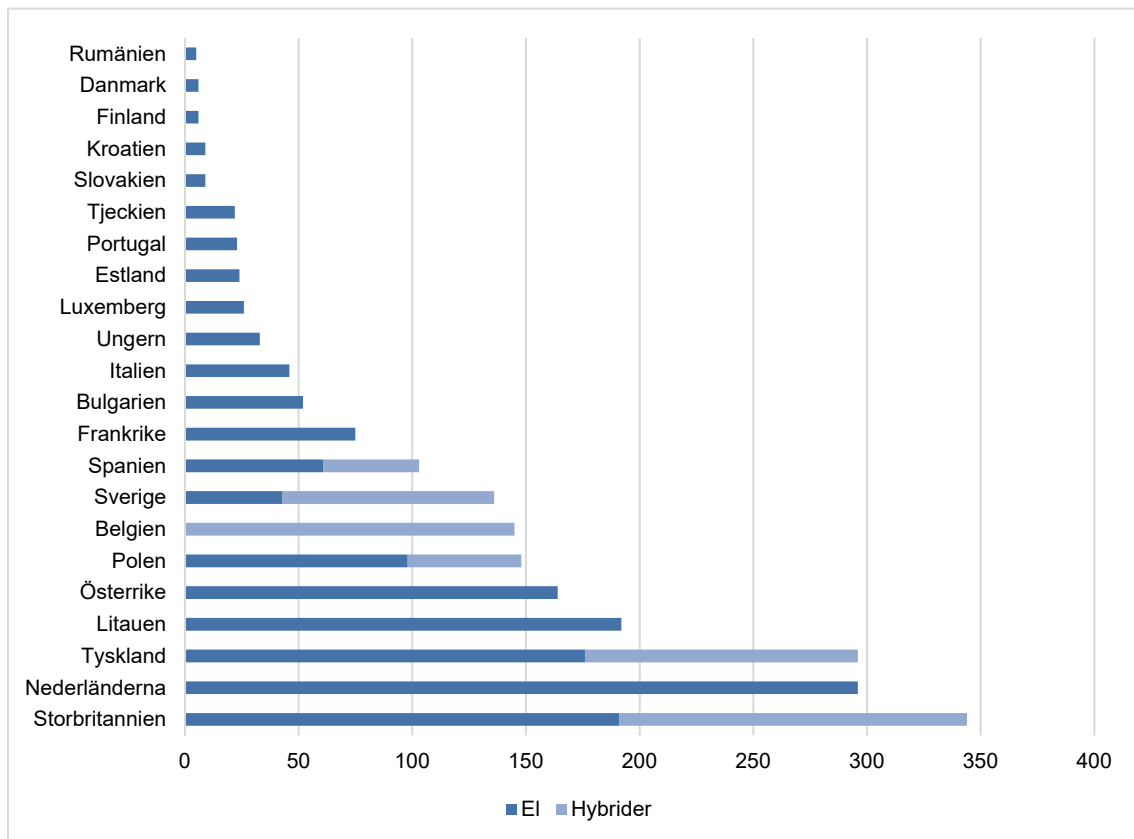
1.2. Metod och avgränsningar

Föreliggande studie består av två olika delar. I den första delen genomförs en litteraturstudie med fokus på livscykelanalyser över produktion och användning av batterier, olika laddningslösningar för bussar i kollektivtrafik samt möjligheter till återvinning eller återanvändning. Baserat på den inledande litteraturstudien beräknas därefter emissioner av växthusgaser samt energianvändning för olika kombinationer av batterier och laddinfrastruktur baserat på en av Skånetrafikens busslinjer i Malmö.

2. Elbussar i Sverige och globalt

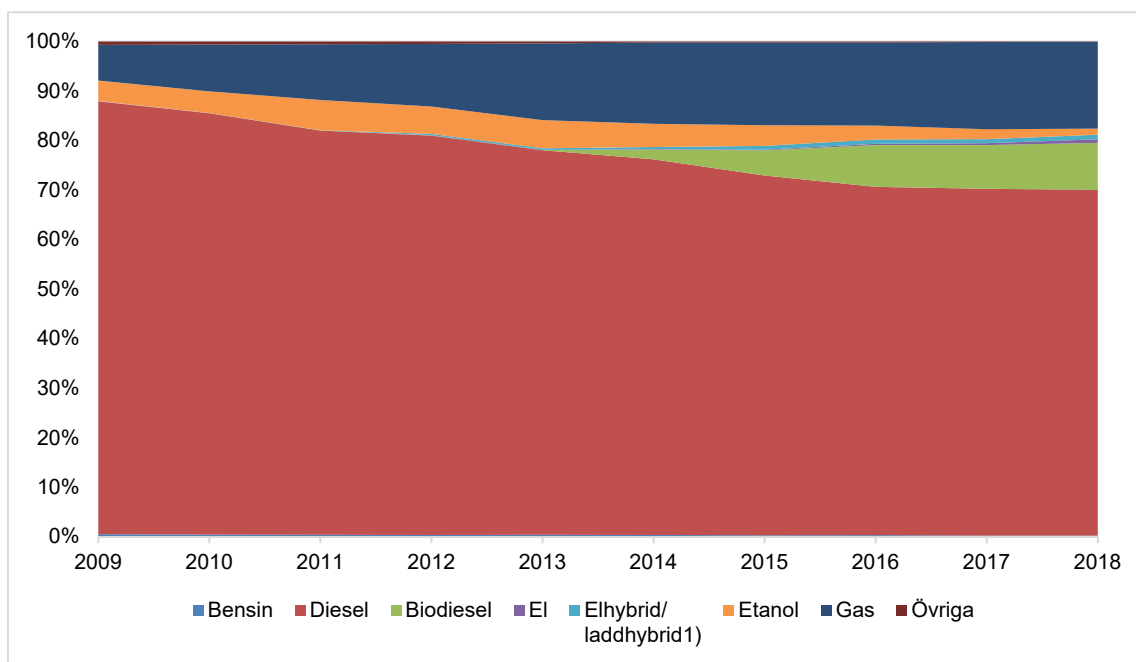
Den globala bussflottan som används för kollektivtrafik uppskattas av Bloomberg New Energy Finance (2018) uppgå till cirka 3 miljoner fordon. Den absoluta merparten av dessa bussar drivs av diesel eller gas men andelen eldrivna bussar har ökat kraftigt och idag bedöms 13% av den globala bussflottan vara elektrifierad. Detta beror dock nästan uteslutande på den mycket kraftiga ökningen av eldrivna bussar i Kina. År 2017 var 22% av alla nya bussar i Kina eldrivna och den kinesiska elbussflottan svarar för 99% av det totala antalet eldrivna bussar i världen (Bloomberg New Energy Finance, 2018).

I Europa fanns det under samma tidsperiod cirka 2 100 eldrivna bussar varav cirka 75% var helt elektriska och 25% olika typer av hybrider, se figur 1. I genomsnitt var 1,6% av den europeiska bussflottan elektrifierad (Bloomberg New Energy Finance, 2018).



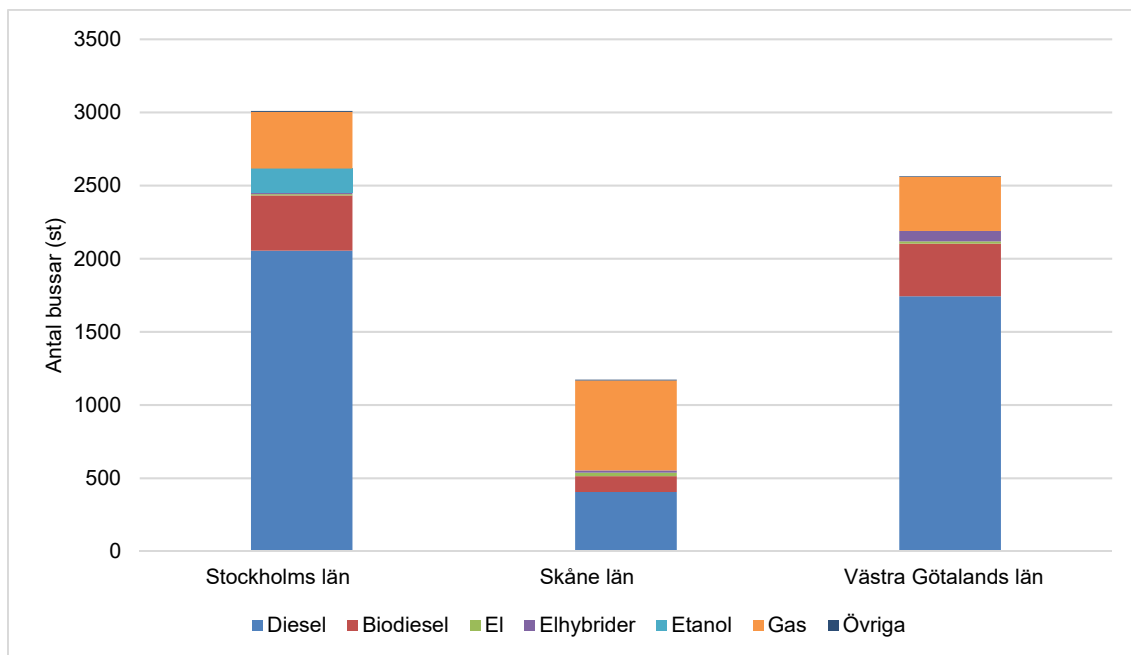
Figur 1: Antal elektriska bussar i olika länder i Europa

I Sverige fanns det 14 400 bussar år 2018 varav 70% med dieselmotor. Även om majoriteten därmed fortfarande har konventionella dieselmotorer har det skett en tydlig förändring gentemot förnybara bränslen jämfört med situationen år 2009, se figur 2. Först genom en ökad andel gasdrivna bussar och under de senaste åren också genom en ökad andel bussar anpassade för biodiesel (Trafikanalys, 2019). Dessutom drivs en stor andel av dieselbussarna med HVO100 (Hydrogenated Vegetable Oil) som har nästan samma kemiska uppbyggnad som diesel. År 2018 var andelen fordonskilometer med diesel endast 7,6% i den upphandlade busstrafiken. Efterfrågan på HVO är dock större än tillgången och det är osäkert hur det kommer se ut framöver (Sveriges Bussföretag, 2019).



Figur 2: Andelen bussar anpassade för respektive drivmedel i den svenska bussflottan år 2009 – 2018 (Trafikanalys, 2019).

Eldrivna bussar tillsammans med olika typer av hybrider har ökat från 10 stycken 2009 till 237 stycken 2018 i hela Sverige. Trots den kraftiga procentuella ökningen representerar de dock fortfarande bara ett par procent av den totala bussflottan (Trafikanalys, 2019). I Skåne, Stockholm och Västra Götalands län finns det till exempel 6 700 bussar idag, se figur 3. I Stockholm och Västra Götaland har cirka 70% av bussarna dieselmotorer. I Skåne är endast en tredjedel dieseldrivna. Samtidigt består över 50% av fordonsflottan av gasbussar. Många trafikhuvudmän visar dock ett stort intresse för en ökad elektrifiering av bussflottan och antalet elbussar skulle kunna öka snabbt de kommande åren. I Malmö är planen att succesivt införa elbussar på åtta av huvudlinjerna fram till år 2031. Stockholm har som mål att mellan 30% till 70% av bussarna ska gå på el om tio år. Samtidigt vill Västtrafik att all stadstrafik i Västra Götaland ska vara elektrifierad år 2030 (Västtrafik, 2019, Malmö Stad, 2019, SVT, 2019).



Figur 3: Antal bussar samt typ av drivmedel i Stockholm, Skåne och Västra Götaland (Trafikanalys, 2019)

Påtryckningar om elektrifiering kommer även från EU. Europaparlamentet har till exempel uppdaterat direktiv 2009/33/EG om främjande av rena och energieffektiva vägtransportfordon under 2019. Individuella minimimål vid upphandling av andelen rena bussar är satta för varje medlemsstat och varierar mellan 33% - 65% till år 2030. För Sverige gäller det högre målet om 65%. Hälften av minimimålet måste uppfyllas genom upphandling av utsläppsfria bussar. Med utsläppsfria bussar avses bussar utan förbränningsmotor eller en förbränningsmotor som släpper ut mindre än 1 g CO₂/kWh (EU, 2019).

3. Produktion av batterier

Den globala produktionskapaciteten för litium-jonbatterier för fordon och energilagring har ökat kraftigt de senaste åren. År 2010 uppgick den till cirka 10 GWh varav 90% återfanns i Kina. Sju år senare bedömdes produktionskapaciteten ha ökat till 200 GWh varav 145 GWh i Kina (IEA, 2017). Samtidigt fanns det endast kapacitet att producera cirka 4 GWh i Europa. Produktionskapaciteten bedöms dock öka kraftigt de kommande åren. År 2017 gjordes bedömningen att den globala kapaciteten skulle uppgå till 600 GWh år 2022 varav 41 GWh i Europa. Som jämförelse redovisar IEA (2019) att annonserade nyetableringar eller produktionsökningar efter 2022 uppgår till 280 GWh varav ytterligare 120 GWh i Europa. Sammantaget bedöms produktionskapaciteten kunna öka betydligt och även om Kina och övriga Asien fortfarande kommer att dominera minskar deras marknadsandel.

I föreliggande kapitel presenteras de vanligaste batterityperna, nyckelbegrepp samt energianvändning och emissioner av växthusgaser som kan uppstå vid produktion av dessa batterier.

3.1. Uppbyggnad och egenskaper

Ett batteri är uppbyggt av battericeller som sammanfogats i ett antal batterimoduler. Dessa moduler bildar tillsammans med styrsystem och kylsystem ett så kallat batteripack. Battericellerna består i huvudsak av en anod och en katod samt en ledande elektrolyt (Forsmark, 2019; Romare och Dahllöf, 2017; Ellingsen och Hung, 2018).

För fordonsdrift används vanligtvis litium-jonbatteri som definieras utifrån vilka material som används i batteriets katod. För bussar är det LFP (Litium-järnfosfat) och NMC (Litium-mangan-koboltoxid) som är vanligast men det finns också andra varianter (Forsmark, 2019). Anoden består oftast av grafit men det är också möjligt att använda litium-titan-oxid (Romare och Dahllöf, 2017). De olika typerna av batterikemi påverkar huruvida batterierna är mest lämpade för att lagra mycket energi eller för att kunna laddas snabbt med hög effekt, se också tabell 1.

Tabell 1. Vanliga batterikemier (Forsmark, 2019)

Katodmaterial	Kommentar
NMC (Litium-mangan-koboltoxid)	Energioptimerade batterier
LFP (Litium-järnfosfat)	Energi- och effektoptimerade batterier
NCA (Litium-nickel-kobolt-aluminiumoxid)	Energioptimerade batterier
LTO (Litium-titanat)	Effektoptimerade batterier

I tabell 2 visas en typisk sammansättning av ett batteri och där framgår att battericellen som sådan svarar för drygt 60% av den totala vikten. Motsvarande uppskattning presenteras av Ellingsen och Hung (2018) som anger att battericellen motsvarar 55 – 60% av den totala vikten. Det aktiva materialet i katoden respektive anoden svarar här för 20% respektive 10% av den totala vikten. Det kan jämföras med de data som anges av Ambrose och Kendell (2016) där det aktiva materialet i katoden svarar för 22% (NMC) till 34% (LFP och LTO). Utöver de aktiva materialen i battericellen består batteripacket också av aluminium, koppar, plast och stål med mera. I tabell 3 ges ett exempel på vilka material ett generiskt NMC (Litium-Mangan-Kobolt) batteri består av. Där framgår att aluminium, koppar, plast och stål svarar för över 60% av den totala vikten samtidigt som mangan, kobolt, nickel och litium tillsammans står för cirka 10%.

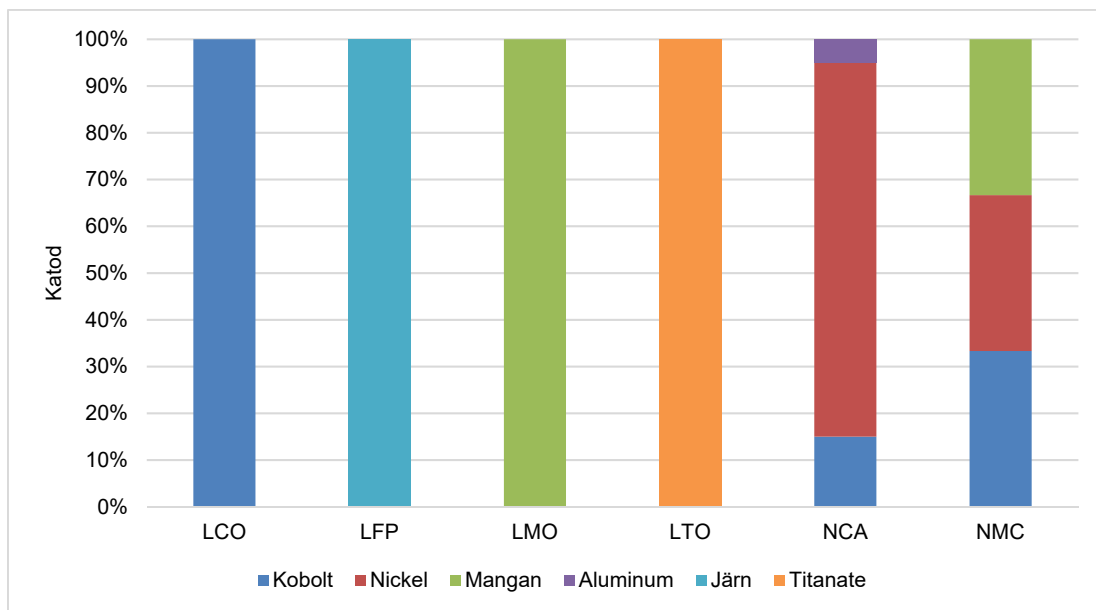
Tabell 2. Typisk viktfordelning mellan olika komponenter i ett batteripack (Romare och Dahllöf, 2017)

Komponent	Andel av den totala vikten
Aktivt material i katoden	20%
Aktivt material i anoden	10%
Separator	1-3%
Aluminium (katoden)	2-3%
Koppar	8-13%
Elektrolyt	9-12%
Styrsystem	3%
Kylning	4%
Paketering/Kringbyggnad	30%

Tabell 3. Material i ett generiskt NCM batteri (Ellingsen och Hung, 2018)

Komponent	Andel av den totala vikten
Aluminium	35%
Plast	11%
Koppar	9%
Stål	9%
Grafit	8%
Syre	5%
Mangan	3%
Kobolt	3%
Nickel	3%
Litium	1%
Övrigt	13%

I figur 4 visas slutligen en generisk sammansättning av katodmaterialet beroende på batterikemi. Den exakta sammansättningen varierar sannolikt mellan olika fabrikat och modeller. Där framgår dock att det finns flera batterityper, bland annat LFP som är relativt vanlig i bussar, som inte innehåller någon kobolt alls. Sammansättningen kan också variera inom respektive typ av batterikemi. Som exempel redovisar IEA (2019) tre olika varianter av NMC med olika proportioner av nickel, mangan och kobolt.



Figur 4: Katodmaterial per batterikemi (Forsmark, 2019)

3.2. Nyckelbegrepp

För att beskriva egenskaperna hos ett batteri används en rad olika parametrar som rör allt från lagringskapacitet och livslängd till hur snabbt batteriet kan laddas eller hur djupt det kan laddas ur utan att riskera dess prestanda. Nedan presenteras några av dessa nyckelbegrepp.

3.2.1. Lagringskapacitet

Hur mycket energi som kan lagras i ett batteri anges normalt i Wh eller kWh. I fordonsapplikationer är det också relevant att tala om energitäthet. Det vill säga hur mycket energi som kan lagras per kg batteripack.

3.2.2. Effektkapacitet

För att beskriva hur snabbt det är möjligt att använda den energi som finns lagrad i ett batteripack används parametern C-rate. Om ett batteri har C-rate 1 innebär det att det kan laddas ur på en timme. Om det har C-rate 5 innebär det att batteriet kan laddas ur på en femtedels timme.

3.2.3. State of charge (SoC)

Hur mycket energi som finns lagrad i ett batteri vid en viss tidpunkt kan anges i absoluta tal eller relativa tal. Med absoluta tal avses det faktiska antalet kWh som batteriet är laddat med. Med relativa tal avses hur mycket energi som finns lagrad i batteriet i relation till dess nominella kapacitet. Ett batteri med en nominell lagringskapacitet på 100 kWh som är laddat med 80 kWh har en state of charge (laddningsstatus) på 80%.

3.2.4. Depth of discharge (DoD)

För att beskriva hur mycket batteriet har laddats ur används istället depth of discharge (urladdningsdjup) eller DoD. En DoD på 75% innebär till exempel att 75% av batteriets nominella lagringskapacitet laddats ur. En djup urladdning kan skada batteriet och tillverkaren anger ofta hur stor DoD som kan accepteras.

3.2.5. Livslängd

Ett batteris cykellivslängd anger slutligen hur många laddningscykler batteriet klarar under vissa förutsättningar innan det inte längre uppfyller kraven för en specifik tillämpning. För batterier som används för elfordon är det vanligt att batteriet används tills dess lagringskapacitet är mindre än 80% av den ursprungliga.

Att batteriet förlorar kapacitet beror dels på kalenderåldring och dels på cykelåldring. Antalet laddningscykler (cykelåldring) påverkas dels av DoD och hur snabbt batteriet laddas och laddas ur men också av parametrar som temperatur och fukt (Forsmark, 2019). Kalenderåldring sker oavsett laddningsteknik, men kan till exempel påverkas av höga temperaturer.

Olika typer av batterier påverkas i olika grad av cykelåldring. I tabell 4 sammanfattas data från en omfattande litteraturstudie samt den i samma studie beräknade cykellivslängden för ett antal olika batteriekemier (Peters et al., 2017). Samma cykellivslängd återges också i Forsmark (2019). Som beskrivits ovan påverkas ett batteris livslängd av en rad olika parametrar och den kan därför vara svår att beräkna för en praktisk driftsituation. Data som presenteras i tabell 4 gäller för en DoD på 80%. En lägre DoD ger dock en längre livslängd givet att övriga parametrar är de samma. Som exempel beräknar Peters et al. (2017) att livslängden för ett LFP batteri är cirka 3 000 laddcykler vid en DoD på 80%. För en DoD på 50% beräknas livslängden istället till närmare 6 000 laddcykler. För ytterligare exempel se Peters et al. (2017). Där framgår också att sambandet mellan DoD och antalet laddcykler inte är linjärt vilket också lyfts fram av Xu et al. (2018). Samtidigt är definitionen på en laddcykel inte helt tydlig i litteraturen. Ett sätt att lättare kunna jämföra olika batterier och driftsituationer skulle därför kunna vara att tala om laddcykelekvivalenter där en ekvivalent avser laddning och urladdning av batteriets nominella effekt (Lindbergh, 2020). Motsvarande resonemang förs också av Kasskawa (2020). Lindbergh (2020) menar också att det är så många parametrar som påverkar batteriets livslängd att skillnaden mellan olika urladdningsdjup sannolikt har begränsad betydelse om den totala mängden energi är den samma.

Tabell 4. Cykellivslängd för olika typer av batteri. Värden inom parentes avser medelvärden (Peters et al., 2017).

Batterikemi	Cykellivslängd (från litteraturstudie)	Cykellivslängd (beräknad av Peters et al. (2017))
LCO	400 – 1 500 (967)	900
LFP	600 – 6000 (2 575)	2 960
LMO	685 – 1 300 (1 006)	1 268
LFP-LTO	5 000 – 10 000 (7 917)	13 850
NCA	1 700 – 5 000 (2 832)	2 200
NMC	950 – 3 000 (1 659)	1 217

3.3. Energianvändning vid produktion av batterier

Produktionen av battericellerna är en komplex process med stränga kvalitetskrav och en hög energiförbrukning. I jämförelse är den slutliga sammansättningen av batterimoduler, styrsystem och kylsystem till ett batteripack betydligt enklare. Här används inte heller så mycket energi (Ellingsen och Hung, 2018).

Det finns en rad olika studier som på olika sätt försökt beräkna hur mycket energi som krävs för att producera olika typer av batterier. Generellt är det dock brist på offentlig primärdata och många studier baseras därför på sekundära data eller olika former av simuleringar och uppskattningar (Ellingsen och Hung, 2018). Litteraturen uppvisar också en stor spridning i hur mycket energi som behövs för att producera olika batterier. Utöver bristen på primärdata kan resultatet också påverkas av antaganden om vart produktionsanläggningen är belägen och hur stor kapacitetsutnyttjandet är i respektive fabrik. Flera studier rapporterar till exempel om att driften av de torrum där battericellerna produceras står för en stor del av den totala energianvändningen och att energibehovet är högre om fabriken ligger i ett område med varm/fuktig luft jämfört med ett område där luften är kall/torr. Energianvändningen är också knuten till luftvolymen snarare än produktionen som sådan vilket innebär att kapacitetsutnyttjandet kan ha stor betydelse för resultatet (Dai et al., 2019; Ellingsen och Hung, 2018).

I tabell 5 presenteras resultatet från två olika studier som visar hur energianvändningen varierar beroende på batterikemi. Där framgår att olika studier redovisar en energianvändning mellan 200 – 2 318 MJ/kWh batterikapacitet. Medelvärde för de olika studierna respektive det värde som bedömts som mest sannolikt då energianvändningen simulerats varierar dock endast mellan 810 – 1030 MJ/kWh.

Det kan jämföras med LCA studier som sammanställts av Ellingsen och Hung (2018) där energianvändningen varierar mellan 530 – 1670 MJ/kWh baserat på primärdata. I den litteraturstudie som sammanställs av Romare och Dahllöf (2017) drar författarna slutsatsen att energianvändningen varierar mellan 350 – 650 MJ/kWh. I en nyligen publicerad studie beräknar slutligen Dai et al. (2019) energibehovet för att producera NMC batterier i USA till 1 125 MJ/kWh. Här visas också att produktionen av NMC pulver och produktionen av battericellerna tillsammans svarar för över hälften av den totala energiinsatsen, se också tabell 6.

Baserat på de litteraturstudier som identifierats här tycks det inte gå att fastlägga några tydliga skillnader i energianvändning kopplat till batterikemi. Här antas därför att energianvändningen för att producera batterier är den samma oavsett batterikemi. Kommande beräkningar baseras också på de data som presenteras av Dai et al. (2019) då det är den senast publicerade studies som identifierats här och då den också delvis baseras på primärdata från faktiska produktionsanläggningar. Den energianvändning på 1 125 MJ/kWh som rapporteras där stämmer också väl överens med medelvärdet i de studier som sammanställts av Peters et al. (2017).

Tabell 5: Energianvändning vid produktion av batterier

Batterikemi	Energianvändning (MJ/kWh batteri)	Typ av studie	Referens
NMC	500 – 2 000 (medel 1030)	Review of LCA	Peters et al. (2017)
LFP	300 – 2 500 (medel 970)	Review of LCA	Peters et al. (2017)
LMO	200 – 1 500 (medel 810)	Review of LCA	Peters et al. (2017)
NMC	316 – 2 318 (sannolikt 960)	Simulations	Ambrose och Kendall (2016)
LFP	316 – 2 318 (sannolikt 960)	Simulations	Ambrose och Kendall (2016)

Tabell 6. Energianvändning för produktion av NMC111 batteri (Dai et al., 2019)

Komponent	MJ/kWh
NMC111 pulver	409
Cellproduktion	216
Aluminium	203
Elektronik	102
Grafit/kol	99
Koppar	37
Elektrolyt	35
Plast	9
Stål	1
Övrigt	12
Totalt	1 125

3.4. Emissioner av växthusgaser vid produktion av batterier

Som tidigare beskrivits uppvisar litteraturen en stor variation i hur mycket energi som används för att producera batterier. På motsvarande sätt finns det också stora variationer i hur mycket växthusgaser som släpps ut relaterat till produktionen av batterierna. I den litteraturstudie som genomförts av Ellingsen och Hung (2018) identifieras ett intervall på 38 – 356 kg CO₂-ekv./kWh batteri. Författarna lyfter dock fram två relativt nya studier som baseras på primärdata där intervallet stannar på 140 – 170 kg CO₂-ekv./kWh (Kim et al., 2016, Ellingsen et al. 2014). I tabell 7 nedan redovisas även resultatet från en omfattande litteraturstudie. Även där framgår att det finns stora variationer i litteraturen. De medelvärden som anges ligger dock mycket väl i linje med de 140 – 170 kg CO₂-ekv./kWh som angetts tidigare.

Samtidigt anger IEA (2019) att de i sin analys använder ett värde på 75 kg CO₂-ekv./kWh och ett intervall på cirka 50 – 150 kg CO₂-ekv./kWh i sin känslighetsanalys. Detta värde stämmer också väl överens med det värde på 73 kg CO₂-ekv./kWh NMC111 batteri som beräknas av Dai et al. (2019) baserat på samma beräkningsmodell som i IEA (2019).

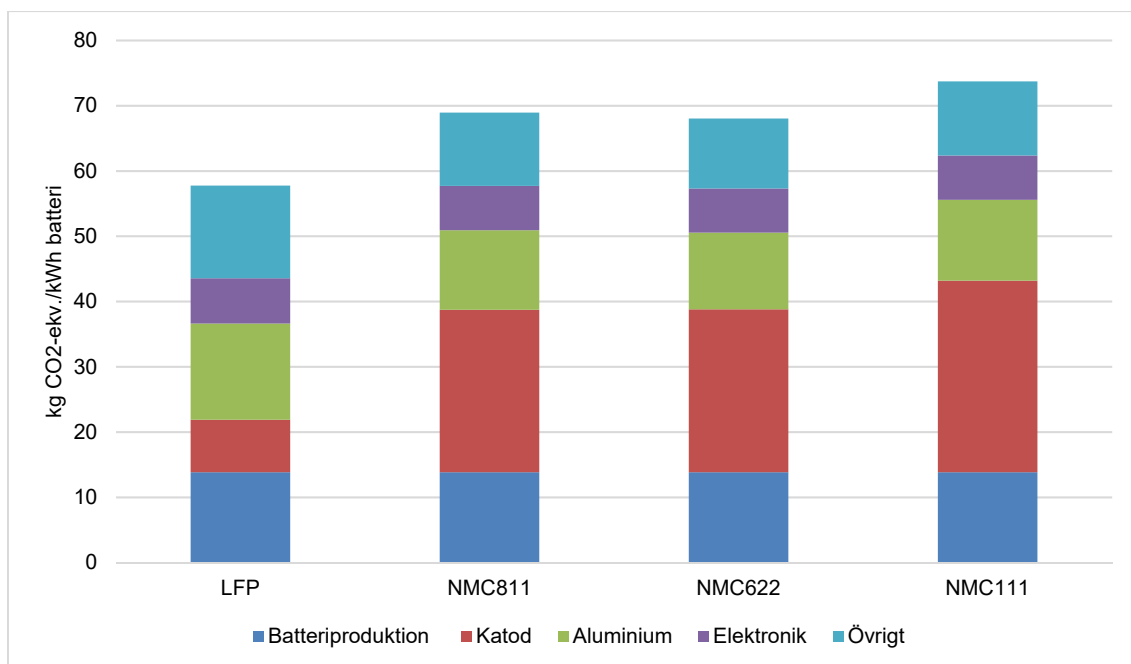
I båda fallen argumenterar författarna att emissionerna av växthusgaser tycks minska med större fabriker och högre kapacitetsutnyttjande samt när batteriernas energidensitet ökar. Den analys som resulterar i 75 kg CO₂-ekv./kWh baseras till exempel på en fabrik med

en produktionskapacitet på 2 GWh per år som används till 75% och där energianvändningen är 143 kWh/kg batteri. Detta lyfts därför fram som en anledning till varför olika studier kommer fram till så olika resultat och att äldre studier som inte baseras på anläggningar i samma skala kommer fram till högre emissioner.

I IEA (2019) visas också hur emissionerna av växthusgaser varierar mellan olika typer av batterier, se figur 5. Där framgår att ett LFP batteri genererar något lägre emissioner per kWh lagringskapacitet (< 60 kg) jämfört med NMC och att det även är en viss skillnad mellan olika NMC batterier. Skillnaden mellan de högsta och lägsta värdena för ett LFP och NMC batteri är dock endast cirka 15 kg. Det kan också konstateras att i den litteraturstudie som genomförts av Peters et al. (2017) är medelvärdet av alla studier ungefär det samma för NMC och LFP batterier, se Tabell 7. Detta stämmer också med de simuleringar som presenteras av Ambrose och Kendall (2016) där produktionen av NMC och LFP batterier mest sannolikt beräknas generera 254 respektive 252 kg CO₂-ekvivalenter per kWh batteri. Här antas därför att osäkerheten i indata är större än den eventuella skillnaden mellan olika typer av batteri och därför används samma värde oavsett batterityp.

Tabell 7. Emissioner av växthusgaser per kWh batteri (Peters et al., 2017)

Batterikemi	Emissioner av växthusgaser (kg CO ₂ -ekv./kWh batteri)
NMC	40 – 240 (medel 160)
LFP	30 – 270 (medel 161)



Figur 5: Emissioner av växthusgaser beroende på batterikemi (IEA, 2019).

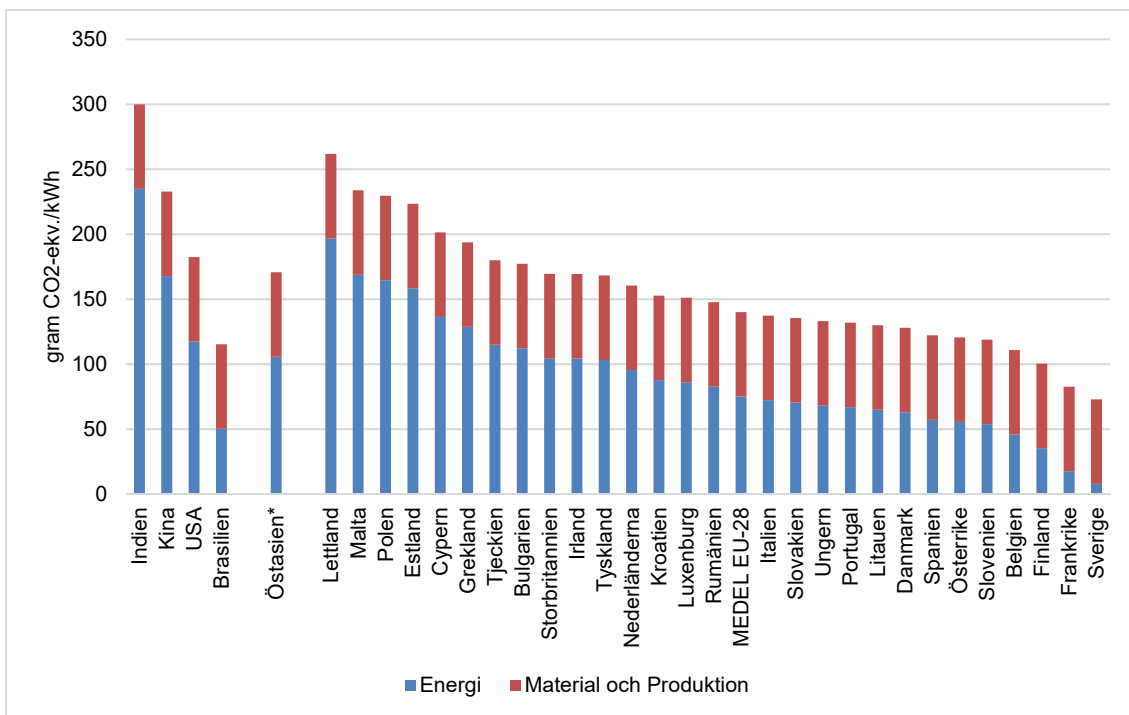
3.4.1. Påverkan från aktuell elmix

Emissionerna av växthusgaser är i stor utsträckning kopplade till den processenergi som krävs för att producera batterierna. I de studier som genomförts av Kim et al. (2016) och Ellingsen et al. (2014) beräknas elproduktionen svara för 45% respektive 62% av de totala emissionerna givet elmixen i Sydkorea respektive Östasien. Baserat på dessa data anger Ellingsen och Hung (2018) att emissionerna av växthusgaser skulle kunna minska med cirka 50% om den energi som används vid tillverkningsprocessen är förnybar (jämfört med dagens produktion i Sydkorea, Kina och Japan). Utöver elektricitet står det material som används i tillverkningsprocessen för cirka 20% av emissionerna vilket skulle kunna minska om produktionen baseras på återvunna material så som koppar, aluminium och nickel. Effekten är dock begränsad jämfört med att använda förnybar energi (Ellingsen och Hung, 2018).

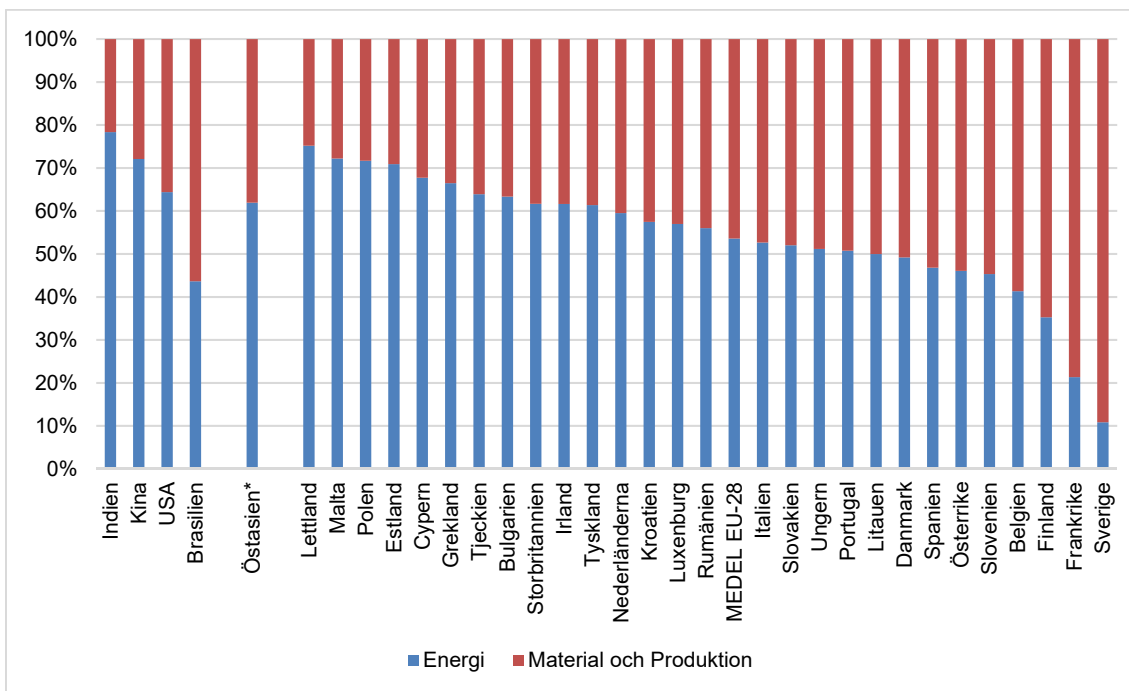
Som beskrivits i tidigare avsnitt kan energibehovet för att tillverka batterier bland annat påverkas av vart fabriken är lokaliserad då platser med varm och fuktig luft sannolikt ökar elbehovet. På motsvarande sätt påverkas emissionerna av växthusgaser i mycket hög grad av hur elektriciteten som används har producerats vilket i sin tur är kopplat till vart fabriken finns. I Appendix A presenteras emissionerna av växthusgaser per kWh elektricitet i samtliga EU-länder samt ett urval av länder utanför EU. Där framgår att emissionerna varierar avsevärt mellan 1,4 kg CO₂-ekv./kWh i Indien till 0,05 kg/kWh i Sverige. I figur 6 och 7 visas därefter hur emissionerna för att producera batterier skulle förändras om den produktion som beskrivs i Ellingsen et al. (2014) flyttas mellan olika länder med allt annat lika. De totala emissionerna på 172 kg CO₂-ekv./kWh batteri skulle i värsta fall kunna öka med 70% till 291 kg CO₂-ekv./kWh om produktionen förläggs till Indien. Samtidigt skulle emissionerna kunna minska med närmare 60% om produktionen förläggs till Sverige istället. Samtidigt redovisar Emilsson och Dahllöf (2019) ett intervall på 61 – 106 kg CO₂-ekv./kWh där intervallet i stor utsträckning är kopplat till vilken energi som används vid produktionen. Det lägre värdet gäller för en produktion som är baserad på förnybar elektricitet och det högre för en elmix med en hög andel fossil energi. Skulle processvärme produceras genom att använda naturgas istället för elektricitet minskar intervallet till 70 – 77 kg CO₂-ekvivalenter per kWh beroende på vilken elmix som används. Detta kan slutligen jämföras med det intervall på cirka 50 – 150 kg/kWh som anges i IEA (2019).

Emissionerna kan därmed variera avsevärt beroende på en rad olika parametrar så som fabrikernas geografiska läge och kapacitetsutnyttjande men också energitätheten i batteriet och vilken processenergi som används.

Här baseras kommande beräkningar på ett intervall mellan 50 – 150 kg CO₂-ekv./kWh samt ett antaget medelvärde på 100 kg/kWh.



Figur 6: Emissioner av växthusgaser från produktion av batterier beroende på elmix



Figur 7: Emissioner av växthusgaser fördelade mellan elanvändning och övriga delar i produktionsprocessen

4. Användning av batterier

Bussar i kollektivtrafik kan se olika ut beroende på de lokala behoven. Det kan till exempel handla om vilken kapacitet bussen ska ha när det gäller antal passagerare och om den ska användas i stadstrafik eller på landsbygden. Utöver bussen som sådan och hållplatser där passagerare kan stiga av och på kräver en väl fungerande kollektivtrafik att det också finns en infrastruktur för drift och underhåll av bussflottan. Framförallt rör det sig om depåer där bussar kan parkeras, underhållas och tankas men också personalutrymmen av olika slag. I de fall bussarna använder flytande eller gasformiga drivmedel sker tankningen normalt sett på depå under natten eller vid lågtrafik. Bussarna bedöms i dessa fall kunna föra med sig tillräckligt med bränsle för att klara en dags användning utan att deras användning begränsas i någon större omfattning.

När det gäller elektriska bussar är förutsättningarna något annorlunda. Även om de alla "tankas" med samma elektricitet finns det flera olika typer av laddningslösningar som påverkar allt från vilka batterier som kan eller bör väljas till planering av tidtabeller.

4.1. Laddning av bussbatterier

Valet av laddningslösning har stor påverkan på vilka krav som ställs på batteriets energilagringsskapacitet och laddningseffekt. Laddningslösningen kan även påverka vilken typ av batterikemi som lämpar sig bäst. Olika sätt att ladda en elbuss kan grovt delas upp i depåladdning och tilläggs-laddning. Tilläggs-laddning kan i sin tur ske på ett flertal sätt, i den här rapporten har vi delat upp det i: ändstationsladdning, busshållplatsladdning och laddning under färd. Denna uppdelning är vald då det är stora skillnader på vad dessa lösningar kräver av batteriet i form av energilagring och laddningseffekt.

Laddtekniken som används kan också variera. Vanligast idag är att någon typ av konduktiv laddning används, vilket innebär att det finns direktkontakt mellan elnät och fordon. Exempel på konduktiv laddning är: stationär laddning med sladd i depå, stationär tilläggs-laddning med pantograf vid ändstation, och hållplats- eller dynamisk trådbussladdning under färd. Ett annat alternativ är att bussen laddas induktivt. Då sker effektöverföringen via ett högfrekvent magnetiskt fält istället för att använda någon typ av kontakt. Nackdelen med induktiv laddning är att den än så länge är dyr och har större effektförluster än konduktiv laddning. Den har dock potential vid laddning under färd och när effektöverföringen är hög (Lindgren, 2015).

Vilken typ av laddningslösning som lämpar sig bäst beror på mycket mer än vilken batterityp man helst vill använda. Flertalet faktorer påverkar vad som krävs av bussen tex linjeplanering (busslinjens längd, hastigheter, antal hållplatser/stopp, utrymme för stopptider i tidtabell, krav på passagerarkapacitet etc.), geografi (topografi, utomhustemperaturer etc), förutsättningar och problem i staden (tex. tekniska

förutsättningar så som tillgång till anslutning av elnät och möjlighet att lägga kablar och bygga laddstationer, buller- och luftkvalitetsproblem) och kostnader för att lägga kablar och bygga laddstationer, rörliga kostnader för elenergi och effektuttag, fasta kostnader för effekt etc. (Grauers et al., 2016).

Nedan följer en beskrivning av vilken karaktär på linjen olika laddningslösningar lämpar sig bäst för och hur effektöverföringen går till, följt av en del om vad som krävs av batterierna vid val av olika laddningslösningar.

4.1.1. Depåladdning

Depåladdning är den lösning som är flexibelast och påminner mest om konventionella bussar och ses därför oftast som lättast att införa i dagens planering av busslinjer. Under gynnsamma förhållanden kan en depåladdning räckta upp till 300 km (Grauers et al., 2016), men i värsta fall är räckvidden så kort som 150-200 km. Körsträckans längd beror både på batteriets storlek samt på de yttre faktorerna beskrivna ovan. Depåladdning lämpar sig bäst i trafik med korta körsträckor eller då laddning i depån under lågtrafik är möjlig (Trafikförvaltningen 2018). Extra depåladdning under dagen kan emellertid komma med ett behov av extrabussar och leda till fler körda kilometer och fler förartimmar och det blir då väldigt viktigt var depån är lokaliserad (Grauers et al., 2016).

Vid depåladdning laddas bussarna med långsamladdning under natten och ibland även under lågtrafik beroende på behov och möjlighet. Vanligtvis ligger effekten mellan 40-80 kW. Den låga effekten som krävs är en av fördelarna med långsamladdning, men även att ladda under natten har sina fördelar då övrig elförbrukning då är låg (Trafikförvaltningen, 2018). Samtidigt kräver depåladdning en laddare per buss och att alla bussar laddas samtidigt, vilket vid en storskalig implementering sammanlagt skulle kunna kräva en väldigt hög laddningseffekt (Grauers et al., 2016). Depåladdning kräver anslutning till 10 kV nätet alternativt en direktanslutning till en högspännings-transformator om många bussar ska laddas samtidigt (Steen, 2017).

4.1.2. Tilläggsaddning – ändstationsladdning

Ändhållplatsladdning är ett sätt att komma åt en del av de problem som depåladdningen har, tex förlänga elbussens räckvidd. För att inte få för långa laddtider bör linjen emellertid inte vara för lång (max runt 15 km). Beroendet av laddning vid ändstationerna gör även att mycket flexibilitet går förlorad då bussen blir knuten till en specifik linje. Laddning vid ändstationen kräver även längre pauser än en konventionell buss och det kan därför ses som svårt att införa i befintlig tidtabell och skulle kunna leda till ett behov av fler bussar (Trafikförvaltningen, 2018). Med dagens teknik tar det dock endast mellan 3-6 minuter att ladda beroende på laddningseffekt och batteriets storlek.

Installerad effekt ligger ofta mellan 150-500 kW per laddare (Grauers et al., 2016) där en laddningseffekt på 450 kW är vanligt idag (Trafikförvaltningen, 2018). Högre effekt ger kortare stopptid men påverkar samtidigt batteriets livslängd (Grauers et al., 2016). Den höga effekten kräver automatiserad kontakt mellan buss och laddningssystem och det är idag vanligt att man använder sig av konduktiv laddning via pantograf, men även andra lösningar förekommer, i ett fåtal fall har induktiva laddningslösningar testats. Ändstationsladdning används inte som ensam lösning, utan kombineras med långsamladdning i depån under natten för att hålla livslängden på batteriet uppe

(Trafikförvaltningen, 2018). Då laddningen har en effekt över 100 kW är det ofta svårt att utnyttja dagens befintliga 400 V nät utan att använda sig av energilagring, investera i större transformatorer eller bygga en separat transformator för bussen. Integration av solceller och energilagring skulle kunna vara ett sätt att göra energilagring mer attraktivt i framtiden (Steen, 2017). Om det är långt till närmaste nätstation kan anslutningskostnaderna dessutom bli höga. Hur bra denna lösning fungerar är därför också beroende av ändstationernas karaktär och lokalisering (Trafikförvaltningen, 2018).

4.1.3. Tilläggsaddning – laddning vid busshållplats

För att helt komma ifrån restriktioner på linjelängd är laddning vid busshållplatser ett alternativ. Ju längre linjen är desto fler laddare behövs och det kan kräva en storskalig utbyggnad av laddinfrastrukturen. Detta gör att busshållplatsladdning är en relativt dyr och en mindre flexibel lösning än depåladdning då man blir bunden till hållplatser med laddning. Att ladda oftare kommer dock med fördelen att det går att ladda när passagerare stiger av och på och att det inte kräver någon extra stopptid (Grauers et al., 2016).

För att det inte ska bli några extra stopptider krävs emellertid att laddningen ansluter snabbt och att effekten är hög. Detta kräver automatiserad kontakt mellan buss och laddningssystem antingen genom en konduktiv eller genom en induktiv lösning. På grund av de höga effekterna som krävs kan nätanslutning förses med energilager (tex superkondensator) som kan laddas upp långsamt när bussen inte är vid hållplatsen. Detta kan även minska kostnader för nätanslutningen (Grauers et al., 2016). Idag är det möjligt att ansluta till ett 10 kV nät, men det skulle kunna bli problem med kapaciteten vid storskalig implementering om flera laddningsstationer installeras inom samma område (Steen, 2017).

4.1.4. Tilläggsaddning – laddning under färd

Laddning under färd har funnits länge i form av trådbussar. Rena trådbussar behandlas inte i denna rapport då det inte kräver energilagring. Dock kan laddning under färd ske på delar av en linje där förhållande mellan det elektrifierade avståndet och ruttens längd avgör om batteriet måste optimeras för hög effekt eller hög energi. Med denna laddningslösning kan man helt undvika stopptider för laddning, däremot blir man likt all tilläggsaddning bunden till en viss sträcka vilket gör det svårt att flytta rutten. En del avvikelser från linjen är möjliga beroende på storlek på batteriet och under hur lång sträcka batteriet laddas (Trafikförvaltningen, 2018).

Laddning under färd kan ske antingen genom trådladdning på en del av linjen liknande de traditionella trådbussarna eller med induktiv teknik i vägbanan. En fördel är att laddinfrastrukturen kan samutnyttjas av flera linjer, men det kräver tillräckligt hög kapacitet för att flera bussar ska kunna ladda samtidigt. Utbyggnadens som krävs av laddinfrastrukturen, kan även vara kostsam och ha stor påverkan på stadsbilden. För att inte hela linjen ska behöva elektrifieras krävs även relativt hög laddningseffekt (Trafikförvaltningen, 2018).

4.1.5. Övriga alternativ

Det finns fler alternativ för eldrift som kan komma att bli aktuella i framtiden, men som i dagsläget inte används. Ett sådant alternativ är batteribyte. Detta skulle dock kräva fler batterier och att storlek och gränssnitt på batterierna standardiseras. Det kräver även en ny affärsmodell för att hantera tex ägande av batterierna. Ett annat alternativ är elvägar som liknar trådladdning men skulle kunna utnyttjas av fler aktörer än endast bussar. Detta skulle kunna ge möjlighet till mindre energilagringseenheter och fler aktörer som kan dela på kostnaderna. Samtidigt kräver det en väldigt stor utbyggnad av laddinfrastrukturen (Grauers et al., 2016).

4.1.6. Val av batterikemi

I kapitel 3 presenterades olika batterikemier. De olika kemierna lämpar sig olika väl beroende på laddningslösningens krav på energilagringsskapacitet och laddningseffekt. Depåladdning kräver stora batterier med hög energilagringsskapacitet (ofta 250-350 kWh men det dubbla förekommer) för att komma upp i tillräckligt långa körsträckor (Grauers et al., 2016). NMC är därför ett vanligt batterival. Detta batteri lämpar sig bra till långsamladdning bland annat då det har hög energidensitet (Ambrose et al 2016), hög spänningskurva (Rothgang et al., 2015), och ger en lång räckvidd (Trafikförvaltningen 2018).

Vid tilläggsaddning kan generellt ett mindre batteri användas då denna lösning inte ställer lika höga krav på energilagringsskapacitet (Trafikförvaltningen 2018). Däremot är kraven på batteriers laddningseffekt mycket högre än för depåladdning, då man vill ha så kort laddtid som möjligt. Det kräver ett batteri med kapacitet runt 50-90 kWh. Oftast är batteriet överdimensionerat för att det ska vara möjligt att hoppa över en laddning (Grauers et al., 2016). Vanliga batterikemier är LFP och LTO (Rothgang et al., 2015). LFP batterier lämpar sig väl både till depåladdning och till tilläggsaddning med pantograf då det är både energi- och effektoptimerat (Trafikförvaltningen 2018). LFP har dock en lite lägre energidensitet än NMC (Ambrose et al 2016).

Busshållplatsladdning kräver ett mindre batteri än både depå- och ändstationsladdning, runt 30-40 kWh. De kan dock inte göras för små, då de måste klara många laddcykler per dag med höga effekter, samt klara att en laddning inte fungerar eller att rutten blir ändrad (Grauers et al i.d.). LTO batterier lämpar sig väl för att snabbaddas ofta med höga laddningseffekter. LTO har en relativt låg energidensitet, (Ambrose et al 2016), lång livstidscykel och hög säkerhet (Rothgang et al., 2015). Nackdelen med LTO är att den är tyngre och dyrare än andra batterikemier optimerade för energitäthet (Grauers et al i.d.).

Dessa tre är de vanligaste batterierna som används idag, men batterimarknaden är under snabb utveckling och utveckling av andra batterikemier pågår.

4.2. Förluster vid laddning

Vid laddning av batterier uppstår det förluster dels i batteriet som sådant och dels i infrastrukturen för att ladda batteriet. När batteriet laddas uppstår vissa förluster i form av värme som kan variera något beroende på batterikemi. Enligt Forsmark (2019) kan förlusterna variera mellan 6 till 9 %, se tabell 8. Författaren förtydligar dock att dessa värden är teoretiska och att förlusterna i praktisk drift kan se annorlunda ut. Som jämförelse antar Ellingsen et al. (2014) att batteriets effektivitet är 95-96% vid normal drift. När det gäller överföringsförluster från laddare till batteri anger till exempel Nordelöf et al. (2019) en förlust på 5% när laddning sker från 400 Volt.

Tabell 8. Förluster vid laddning beroende på batterikemi

Batterikemi	Verkningsgrad (%)
LCO	91
LFP	92
LMO	93
LTO	93
NCA	92
NMC	94

4.3. Effekter av batteripackets vikt

Som beskrivits tidigare kan olika typer av batterier ha olika energitäthet (Wh/kg). Om ett batteri förväntas ha en viss lagringskapacitet kommer det därmed att väga olika mycket beroende på vilken kemi som väljs. I tabell 9 nedan sammanfattas energitätheten för ett antal olika typer av batterikemier.

Tabell 9. Typisk energitäthet för olika batterikemier (Forsmark, 2019)

Batterikemi	Energitäthet (Wh/kg)
LCO	140 – 200
LFP	85 – 105
LMO	140 – 180
LTO	80 – 95
NCA	120 – 160
NMC	120 – 140

Vid en stationär tillämpning har batteriets egenvikt sannolikt en begränsad betydelse i de flesta fall. Vid mobila lösningar kommer skillnader i vikt dock leda till skillnader i bränsleförbrukning för fordonet. Vid en jämförelse av olika batterier och laddningslösningar kan det därför vara viktigt att också beakta batteriets egenvikt och hur det påverkar bussens bränsleförbrukning. Hur stor effekten blir kan variera mellan olika fordon och körcykler. Som ett exempel beräknar Peters et al. (2017) att bränsleförbrukningen minskar med 2 – 5% eller 0,06 – 0,15 kWh/kWh tillförd energi om

batteriets energitäthet ökar från 160 till 240 Wh/kg (en ökning med 50%). Dessa värden gäller dock inte specifikt för bussar. Samtidigt Bi et al. (2015) anger att för bussar minskar energiförbrukningen med 4,5% per 10% minskad vikt.

4.4. Effekter av förändrad körsträcka

Vid en jämförelse av olika systemlösningar för en elektrifierad kollektivtrafik är det som beskrivits ovan viktigt att beakta såväl batteri som tillhörande infrastruktur. Ytterligare en parameter som kan påverka jämförelsen är om bussens körsträcka påverkas av vilken systemlösning som väljs. En lösning med depåladdning som kräver att bussen åker en extra sträcka bara för att ladda bör till exempel inkluderas vid en jämförelse mellan snabbbladdning och långsamladdning. Det kan också ställas mot att använda ett större eller mindre batteri. Effekterna av en förlängd körsträcka beror förstås på hur långa avstånd det rör sig om vilket kan variera avsevärt mellan olika linjer och städer.

Elbussarnas energianvändning kan variera mycket beroende på olika omständigheter. I tabell 10 ges exempel på elbussars energianvändning baserat på tidigare studier. En viktig faktor som påverkar energianvändningen är topografin där högre energianvändning uppmätts i backiga städer. Energinvändningen påverkas även av förarnas körstil som i en studie sågs ge en skillnad på 10% (Borén et al., 2016). En studie i Kina visade att maximal användning av luftkonditionering och passagerarkapacitet kan ge 21-27% högre energianvändning (Zhou et al., 2016). I Sverige uppstår samma effekt fast kopplat till uppvärmning där tester visat att energin som går till uppvärmning kan motsvara upp till 50% av den totala energianvändningen per km (Energimyndigheten, 2019). Det är därför vanligt att använda (bio)dieselvärmare istället för elektriska värmare (Trafikförvaltningen, 2018).

Tabell 10. Energinvändning för eldrivna bussar

Energianvändning	Referens
1,24-2,48 kWh/km	(Gao et al., 2017)
0,79-1,75 kWh/km	(Zhou et al., 2016)
0,86-1,02 kWh/km	(Borén et al., 2016)

5. Återvinning och återanvändning av batterier

Återvinning och återanvändning ses oftast som ett sätt att minska materialanvändningen inom ramen för cirkulär ekonomi och avfallshierarkin. Mycket fokus är även på om det är ekonomiskt lönsamt. I denna rapport kommer vi inte fokusera på fördelar med materialåtervinning eller ekonomisk lönsamhet utan istället fokusera på litteratur som har granskat vilken påverkan det har ur ett energianvändnings- och växthusgasutsläppsperspektiv. Inte att förglömma är dock att elfordon är relativt nya på marknaden och väldigt få batterier har än så länge nått stadiet för återvinning och återanvändning. Detta gör dels att det finns lite forskning på området och dels att det som gjorts ofta bygger på antagande och simuleringar, men även att effektiviteten i återvinningsprocesserna än så länge troligtvis är mindre än den potential som finns.

Överlag är variationerna mellan resultaten i studierna stora, både när det kommer till vilka energibesparingar och vilka växthusgasutsläppsminskningar som olika åtgärder bidrar till. Detta beror bland annat på att de studerar olika återvinningsprocesser eller olika batterikemier, använder olika modeller, eller jämför med olika värden för nyproduktion. Nedan ges några olika exempel på återvinningsprocesser och applikationer för återanvändning, samt exempel på energi och växthusgasbesparingar från några av de studier som gjorts.

5.1. Återvinning

Idag finns ca 50 anläggningar världen över som återvinner litiumjonbatterier, de flesta ligger i Kina. Marknaden har större kapacitet att återvinna än det finns batterier som kommer in till återvinning. Kobolt ses som ett av de mest värdefulla ämnena att återvinna i litium-jonbatterierna. Fordonsbatterier innehåller dock ingen eller låg andel kobolt jämfört med de LCO batterier som traditionellt används i mobiltelefoner och datorer (Melin, 2019). Andra ämnen som kan ge fördelar att återvinna ur energi och klimathänsyn är till exempel koppar, nickel, stål och aluminium.

Återvinning kan ske på olika sätt, men vanligt är att battericellen och batteripacket återvinns separat (Romare och Dahllöf, 2017). Det finns två huvudsakliga processer för återvinnings som nämns i litteraturen: hydrometallurgisk och pyrometallurgisk. Dessa två processer går även att kombinera.

Hydrometallurgisk återvinning är vanlig i Asien idag och en tredjedel av återvinningsföretagen där är direkt kopplade till tillverkningen av katod- och anodmaterial (Melin, 2019). Ofta finns ett försteg i form av mekanisk återvinning innan återvinningen sker genom lakning, utfällning, och extraktion med hjälp av lösningsmedel

(Forsmark, 2019). Exempel på slutprodukter från denna metod är kobolt, nickel, litium, koppar och aluminium.

Pyrometallurgisk återvinning används främst för att återvinna kobolt, nickel, koppar och järn under höga temperaturer (Romare och Dahllöf, 2017), medan aluminium, mangan och litium går förlorat tillsammans med plastrester. Denna process för återvinning föregås inte av någon mekanisk förbehandling (Forsmark, 2019).

Ett antal studier har undersökt hur energianvändningen för batterier påverkas av återvinning. En svensk studie påstår att energiåtgången för extraktion av tex aluminium, nickel och koppar kan minska 63-75% med återvinning (Melin 2019). Något lägre potential för återvinning visade en studie av Gaines et al. (2011) som jämför återvinning och primärproduktion av litium-jonbatterier som används i plug-inhybrider. Denna studie visade att energianvändningen för materialproduktion kunde minska med upp till 50%. Ytterligare en studie fokuserade specifikt på pyrometallurgisk återvinning och visade på en minskning av det primära energibehovet mellan 6% och 56% för LMO batterier (Hendrickson et al. 2015).

I de flesta LCA studier om batteriers påverkan på klimatet som finns idag inkluderas inte återvinning och i de fall återvinning finns med varierar utfallet. Flertalet faktorer påverkar utfallet, bland annat vilken återvinningsprocess som antas, kvaliteten på utfallet, batterikemi och vilken simuleringsmodell som används.

En studie av Romare och Dahllöf (2017) har sammanställt återvinnings påverkan på batteriets livscykel beroende på metod, process och batterityp från ett flertal gjorda studier. Resultaten varierar mellan -2,5 och +1,2 kg CO₂-ekv./kg batteri. I tabell 11 presenteras deras sammanställning. Det är värt att notera att studierna i sammanställningen alla är från 2015 eller tidigare. Med tanke på den utveckling som sker inom batteritillverkning är det troligt att det kommer ske en utveckling även inom återvinning och att siffrorna då kommer att se annorlunda ut.

Tabell 11. Sammanställning av minskning av växthusgasutsläpp vid återvinning av olika batterikemier med olika återvinningsmetoder. Anpassad från Romare och Dahllöf (2017)

Metod	Batterikemi	Resultat
LithoRec (Prototypskala, hydrometallurgisk)	35% NMC; 35% NMA; 30% LFP	-1,0 kg CO ₂ -ekv./kg batteri
Libri (Prototypskala, pyrometallurgisk)	35% NMC, 35% NCA and 30% LFP	1,2 kg CO ₂ -ekv./kg batteri
Umicore (Industriellskala, pyro + hydro urlakning)	LCO	-1,5 kg CO ₂ -ekv./kg batteri
Hydrometallurgisk (huvudsakligen genom att ta bort behovet av primär aluminium)	LMO	-2,0 kg CO ₂ -ekv./kg batteri
Intermediate fysisk återvinning (huvudsakligen genom att ta bort behovet av primär aluminium)	LMO	-2,0 kg CO ₂ -ekv./kg batteri
Direkt fysisk återvinning	LMO	-2,5 kg CO ₂ -ekv./kg batteri

En studie av ICCT (2018) visade på liknande potential att minska växthusgasutsläppen; mellan 1,0 till 2,5 kg CO₂-ekv./kg återvunnet batteri. Detta skulle innebära en nettominskning av batteriets livscykelutsläpp på 7% till 17%, eller uttryckt per kilometer en minskning av batteriets utsläpp mellan 4% och 10%.

5.2. Återanvändning (second life)

Återanvändning har potential att minska det klimatavtryck som idag allokeras till fordonet. Det är vanligt att räkna med att batteriet inte längre är användbart i fordonet när kapaciteten har minskat till 80% av den initiala. Med 80% kapacitet kvar har batteriet dock många andra potentiella användningsområden. Vanligt är att det är kopplat till lagring av förnybar elektricitet eller för att minska behovet av installerad kapacitet. Exempel på möjliga applikationer är: lagring av sol- och vindkraft, utjämna belastningstoppar i nätet, elfordonsladdning, ökad elnätskapacitet och stabilitet, backup, eller elhandel (Olsson et al., 2018).

Mycket av den forskning som finns publicerad visar på att miljöfördelarna med återanvändning är stora ur ett livscykelperspektiv då det ökar batteriets livslängd (Melin, 2019). Både tiden batteriet används i fordonet och i second life applikationen är därför viktig när man tittar på miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv (Janssen et al., 2019).

Osäkerheter runt hur snabbt kapaciteten sjunker i batteriet under användningen i en second life applikation är dock fortfarande stor (Olsson et al. 2018). Det finns till exempel forskning som har visat att kapaciteten inte sjunker linjärt och att kapaciteten, beroende på användning, kan sjunka snabbare efter den nått 80% (Schuster et al., 2015). Samtidigt kräver second life applikationen ofta mindre av batteriet än fordonsladdning och batterierna är därför ofta mer än kapabla att klara förutsättningarna i den nya applikationen (Olsson et al. 2018).

En studie av Casals et al. (2019) kan användas för att exemplifiera de stora skillnaderna i livslängd som olika återanvändningsapplikationer skulle kunna innebära. Studien simulerar fyra olika sätt att återanvända bilbatterier efter att de nått 80% av sin ursprungskapacitet. Resultaten visar längst livslängd när batteriet används som stöd för snabbladdning av elfordon under peak; mellan 15-30 år beroende på när man anser batteriet vara uttjänat (SOH). Om batteriet används för lagring av sol i privathushåll varierar livslängden mellan 6-12 år och för reglering och stabilitet av elnätet av förnybara energikällor i ett bostadsområde är livslängden mellan 5-6 år beroende på krav på SOH. När batterier simulerades för transmissionsöverföring visade resultatet ännu större variationer i livslängd eftersom det var starkt beroende av mängden förnybart i elnätet. Med låg användning visade studien att batterierna kunde hålla upp till 11 år, medan hög användning endast gav en livslängd på 4-5 år.

Hur fördelaktigt det är ur ett växthusgasperspektiv är ännu svårare att beräkna då det även beror på landets elmix. I studien av Casals et al (2019) användes spansk elmix. Detta ledde till slutsatsen att lagring med batteri i kombination med elnätet inte är fördelaktigt för elförsörjningen ur ett växthusgasperspektiv, utan att batterier endast bör användas i kombination med förnybara källor. Däremot bidrar batteriets ökade livslängd till att

mindre växthusgasutsläpp kopplas till elfordonet och att utsläppen därmed blir mindre ur batteriets livcykelperspektiv (ibid., 2019).

I en studie av ICCT (2018) hänvisas till en fallstudie utförd av National Renewable Energy Laboratory som tittat på ett elbilsbatteri med second life för att utjämna belastningstopparna i elnätet, med en livslängd på 10 år. Ett sådant fall skulle enligt ICCT (2018) öka batteriets totala livstid med 72%, vilket skulle ge en minskning av växthusgaser kopplade till fordonet på 42% per kilometer. I denna rapport ser man utjämna belastningstopparna i elnätet som second life batteriers mest lovande framtida marknad.

Man kan även jämföra hur stor klimatpåverkan ett second life batteri har jämfört med att tillverka ett nytt batteri som är anpassat efter den specifika applikationen. Enligt Janssen et al. (2019) tjänar klimatet på second life. Detta gäller även när batteriproduktionens ursprungliga utsläpp till olika grad allokeras på second life applikationen och när utsläpp för anpassning av batteriet till second life applikationen medräknas. Påverkan på klimatet ligger mellan ca 25% och 60% av utsläppen för ett nytt batteri (ibid. 2019).

Det finns även praktiska utmaningar för återanvändning av batterier. Batterier kan variera i allt från fysisk form till battericellens komponenter, batterihanteringssystem och typ av batterikemi (energioptimerade eller effektoptimerade). Detta gör det svårt för de som ska återanvända batterierna att veta vilken typ av batterier som kommer finnas tillgängliga, vilket i sin tur kan kräva mer eller mindre anpassning av batteriet för användning i den nya applikationen. För att second life ska bli mer kommersiellt användbart i framtiden krävs därför att fordonsbatterier blir mer standardiserade (Olsson et al. 2018).

Sammanfattningsvis är det svårt att säga något konkret om hur stora möjligheterna med återanvändning är då det finns lite praktisk erfarenhet. Detta gäller inte minst batterier från elbussar, eftersom de ännu inte funnits på marknaden tillräckligt länge för att ha nått det stadiet. Generellt verkar det dock som att det är fördelaktigt med second life ur ett klimatperspektiv, inte minst på grund av den ökade livslängden. Ett svenskt exempel som är intressant att följa är ett projekt i Göteborg. I projektet testas lagring av energi från solceller på en fastighets tak med hjälp av begagnade elbussbatterier. Batterierna ska även kunna laddas med förnybar el från elnätet när priset är lågt för att hjälpa till att utjämna effekttopparna. I projektet används 14 begagnade elbussbatterier vilka ger en energilagring på 200 kWh och den planerade mängden solceller är 140 kWp (Brolin et al., 2016).

6. En elektrifierad kollektivtrafik

Produktion och användning av batterier kräver insatser av energi och ger upphov till emissioner av växthusgaser i olika delar av sin livscykel. Vid en jämförelse av olika batterier och laddningslösningar är det därför viktigt att beakta direkta såväl som indirekta effekter som olika lösningar för med sig över hela livscykeln. I följande kapitel presenteras en översiktlig beräkning av hur stora emissionerna av växthusgaser skulle kunna bli givet olika systemlösningar. Som exempel används den redan elektrifierade linje 7 i Malmö och beräkningarna baseras på data från ett antal olika studier som återfunnits i litteraturen och presenterats i föregående kapitel. Dessa studier har genomförts under olika förutsättningar och antaganden och de är sannolikt inte fullt jämförbara med varandra. Data bedöms dock ha tillräcklig noggrannhet för att kunna visa på skillnader mellan olika val och vad som kan ha stor eller liten betydelse för resultatet.

6.1. Funktionell enhet

Ett av de mest centrala begreppen i en livscykelanalys är den funktionella enheten. I korthet är det denna storhet som alla emissioner och all energianvändning relateras till. Det är därför viktigt att den funktionella enheten väljs så att den avspeglar den nytta som ska analyseras.

En elektrifierad kollektivtrafik kan analyseras utifrån olika perspektiv och vilken funktionell enhet som är mest lämpad beror därför på syftet med analysen.

När det gäller batteriet som sådant finns det många studier där resultatet redovisas per kWh lagringskapacitet. En sådan enhet kan vara lämplig om syftet, till exempel, är att jämföra olika batterier med samma prestanda. För att kunna jämföra batterier med olika prestanda som används på olika sätt kan det dock vara mer relevant att till exempel redovisa resultatet per kWh elektricitet som levererats till eller från batteriet.

Om syftet är att jämföra en elektrifierad kollektivtrafik med andra bränslen och system bör även fordonens verkningsgrad och kapacitet inkluderas. En funktionell enhet skulle då kunna vara emissioner per km eller passagerarkilometer.

I föreliggande studie redovisas emissioner och energianvändning per kWh elektricitet som tillförts batteriet samt per km.

6.2. Systemgränser

Inledningsvis presenteras här ett basfall som baseras på linje 7 i Malmö och inkluderar produktion av batteri, uppmätt användning av elektricitet samt av bussoperatören uppskattad livslängd på batteriet. Baserat på dessa data beräknas energianvändning och emissioner av växthusgaser per kWh tillförd elektricitet och per km. Därefter ges exempel på hur olika systemlösningar när det gäller batteristorlek och laddinfrastruktur skulle kunna påverka systemets energianvändning och emissioner. Återvinning eller återanvändning av batteriet skulle kunna påverka systemets totala miljöpåverkan men då det i dagsläget bedöms vara relativt ont om kvantitativa data, se kapitel 5, inkluderas inte dessa aspekter här. Däremot visas vilken betydelse batteriets livslängd har på energianvändning och emissioner.

6.3. Data och antaganden

6.3.1. Linje 7 i Malmö

Sedan slutet av år 2018 är Skånetrafikens linje 7 i Malmö trafikerad med elbussar. Bussarna laddas dels i depå under natten och dels på ändhållplatserna. Data på batteri, laddningslösningar, körsträcka och total användning av elektricitet har tillhandahållits av Nobina genom Kasskavo (2020) och sammanfattas i tabell 12.

Tabell 12. Data för drift av linje 7 år 2019

Antal bussar	12 stycken
Batterikemi	NMC
Batteristorlek	200 kWh
Laddning depå	11 kW
Laddning ändhållplats (2 st)	300 kW
Linjelängd	16 km
Avstånd depå från ändhållplats	16,8 respektive 12,4 km
Körsträcka (km)	1 090 702
Elförbrukning (kWh)	1 380 914
Elförbrukning (kWh/km)	1,27

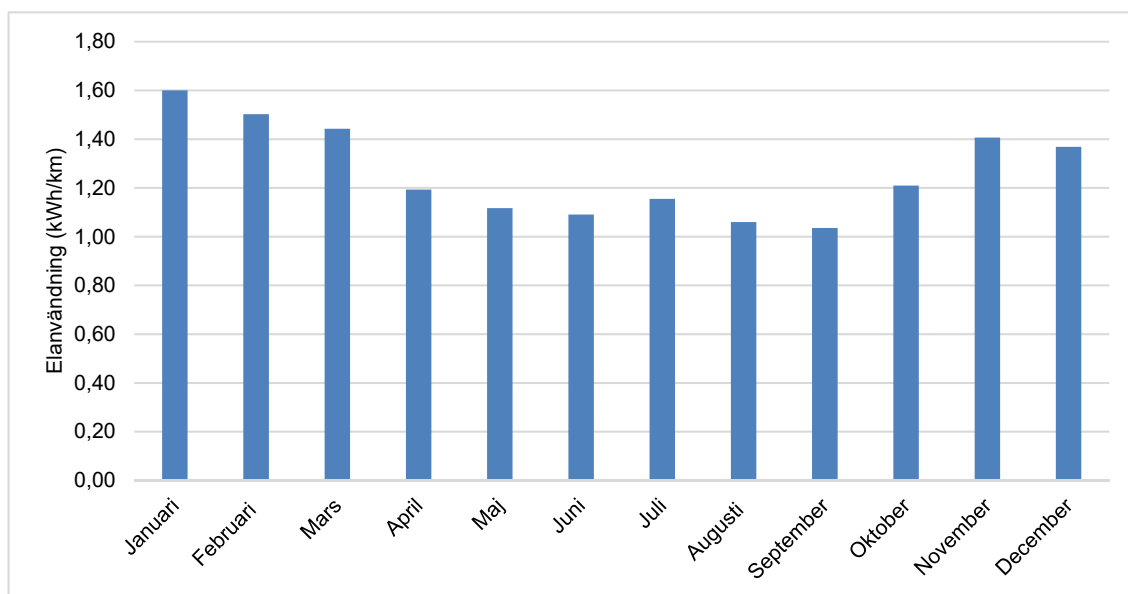
6.3.2. Produktion av batterier

De bussar som trafikerar linje 7 är utrustade med NMC batterier med en lagringsringskapacitet på 200 kWh.

Baserat på det resonemang som presenteras i kapitel 3 antas att det krävs 1 125 MJ/kWh för att producera batteriet och att emissionerna av växthusgaser uppgår till 100 kg/kWh batteri. Som känslighetsanalys visas också hur resultatet påverkas om emissionerna av växthusgaser varierar mellan 50 – 150 kg CO₂-ekv./kWh.

6.3.3. Elförbrukning för drift av linje 7

Under år 2019 användes i genomsnitt 1,27 kWh/km. Siffran avser mängden elektricitet som levererats av nätbolaget. De förluster som uppstår vid laddning och lagring har inte kunnat identifieras här. Elanvändningens variation över året presenteras i figur 8 nedan där det tydligt framgår att användningen ökar under vintermånaderna. Anledningen är att elektricitet också används för att värma bussarna. Vid en temperatur under -5 grader används dessutom tilläggsvärmare som drivs av biodiesel. Den totala bränsleförbrukningen är därför något högre än vad som anges i figur 8.



Figur 8: Förbrukning av elektricitet för att driva bussarna på linje 7 i Malmö år 2019

6.3.4. Antaganden om elmix

Här beräknas emissioner och energianvändning baserat på svensk elmix samt el märkt med Bra miljöval. Det senare eftersom Skånetrafiken idag köper elektricitet med denna märkning. Emissionsfaktorerna för svensk elmix sätts till 47 gram/kWh, se appendix A. För el från Bra Miljöval sätts emissionsfaktorn till 4,8 gram/kWh (Rehnström, 2020).

När det gäller energianvändning baseras samtliga beräkningar, även för produktion av batterier, på en primärenergifaktor för svensk elmix. Anledningen är dels att det inte gått att fastställa vart batterierna faktiskt producerats och dels att svensk elmix har en relativt hög primärenergifaktor på grund av den höga andelen kärnkraft. Att räkna med svensk elmix är därför sannolikt en överskattning snarare än underskattning. Det kan också spegla en framtida situation där batterier faktiskt produceras i Sverige. I Gode et al (2011) beräknas primärenergifaktorn till 2,1 för svensk elmix givet produktionen år 2008. Samtidigt redovisar Näslund (2018) en prognos för år 2021 där primärenergifaktorn istället beräknas till 1,66. Här sätts primärenergifaktorn till 1,7. För elektricitet märkt med Bra Miljöval, som i huvudsak produceras från vattenkraft och vindkraft, är primärenergifaktorn troligen närmare 1. Här visas därför också effekten av att den el som bussarna laddas med ges en primärenergifaktor på 1,1.

6.3.5. Batteriernas livslängd

I kapitel 3 redovisades energianvändning och emissioner som kan uppstå vid produktion av batterier uttryckt per kWh lagringskapacitet. Vid en jämförelse av olika typer av batterier och laddningslösningar är det dock viktigt att också beakta hur länge batteriet uppfyller kvalitetskraven för den aktuella applikationen.

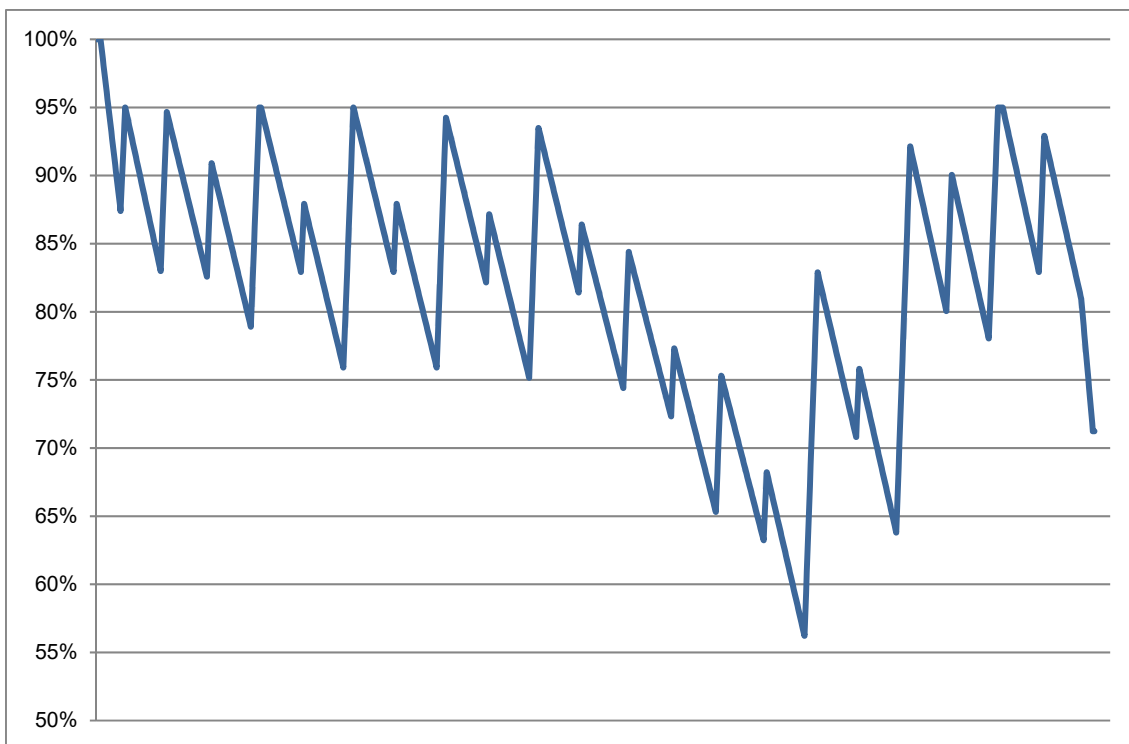
Precis som för energianvändning och emissioner varierar den redovisade livslängden betydligt mellan olika studier, se kapitel 3. Det tycks dock finnas en tydlig skillnad mellan olika batterikemier. För ett NMC batteri anges till exempel ett intervall på 1 000 – 3 000 laddcykler, med ett medelvärde på 1 200, vid en DoD på 80%. För ett LFP batteri anges livslängden istället till 600 – 6 000 laddcykler med ett medelvärde på 2 500.

För att beräkna emissioner och energianvändning per kWh tillförd elektricitet eller km är det dock hur mycket elektricitet som batteriet tillförs under sin livslängd snarare än antalet laddcykler som är intressant.

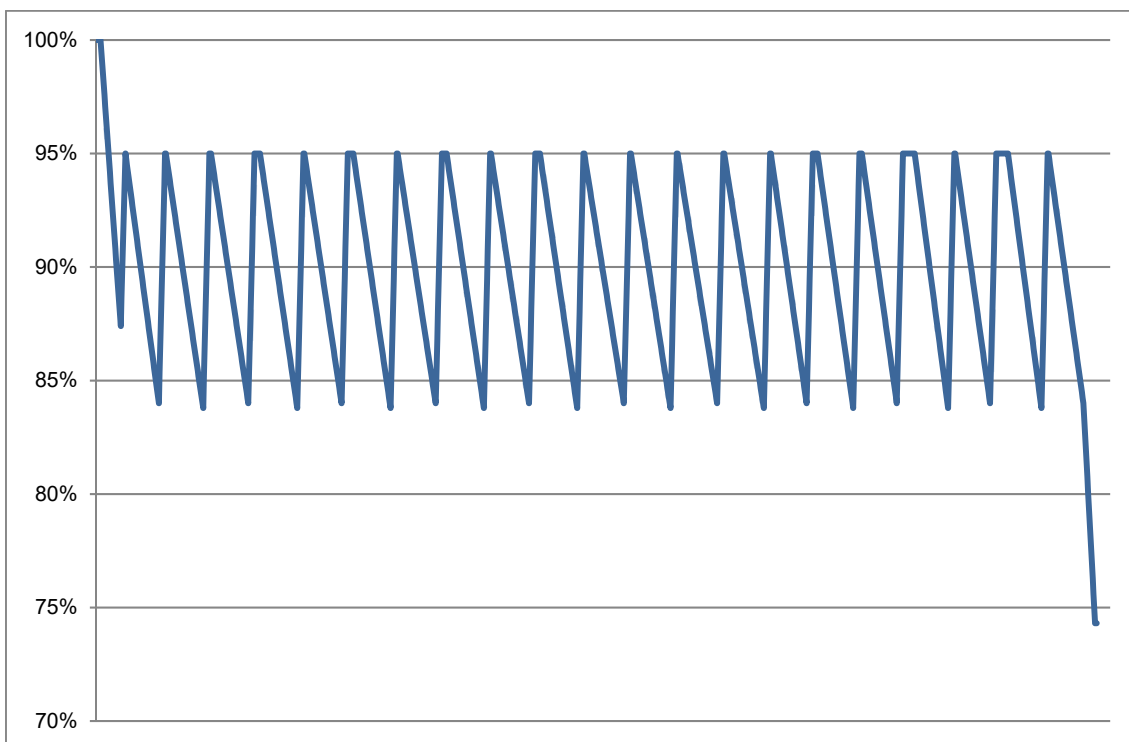
Enligt uppgift från bussoperatören bedöms de batterier som används på linje 7 ha en livslängd motsvarande 300 000 – 400 000 kWh. Med en faktisk elförbrukning på drygt 100 000 kWh per buss och år motsvarar det 3 – 4 år. Givet ett batteri på 200 kWh med en DoD på 80% motsvarar det 1 875 – 2 500 cykler vilket är i nivå med den övre del av det intervall som återfunnits i litteraturen, se kapitel 3.

De bussar som trafikerar linje 7 drivs dock inte alls på ett sådant sätt att de når en DoD på 80%. I figur 9 och 10 ges ett exempel på hur SOC förändras över dygnet för en av de 12 bussarna. Där framgår att SOC inte understiger 80% under sommarmånaderna och endast i undantagsfall går under 60% under vintermånaderna. Motsvarande maximala DoD blir därmed mindre än 20% respektive 40 %. Givet det resonemang som förs fram i kapitel 3 bör batteriets livslängd kunna baseras på laddcykelekvivalenter som motsvarar en full laddning och urladdning av batteriets nominella effekt eller möjligen till ett urladdningsdjup på 80%. Här antas därför att huruvida batteriet laddas ur djupt och sällan eller ofta och ytligt har begränsad betydelse för hur mycket elektricitet batteriet kan laddas med under sin livslängd. Då det inom ramen för denna studie inte identifierats någon tydligare definition på vad en laddcykel är baseras beräkningarna därför på bussoperatörens uppskattning att batteriet kan leverera 300 000 – 400 000 kWh under sin livslängd i bussen.

Som beskrivits i kapitel 5 genomförs inga kvantitativa beräkningar för återvinning och second life. För att ändå illustrera livslängdens betydelse för den totala miljöpåverkan visas dock hur resultatet påverkas om livslängden varierar från 200 000 – 800 000 kWh.



Figur 9: SOC för batteriet i en av elbussarna på linje 7 under ett vinterdygn (exkl. tiden då bussen står på depå).

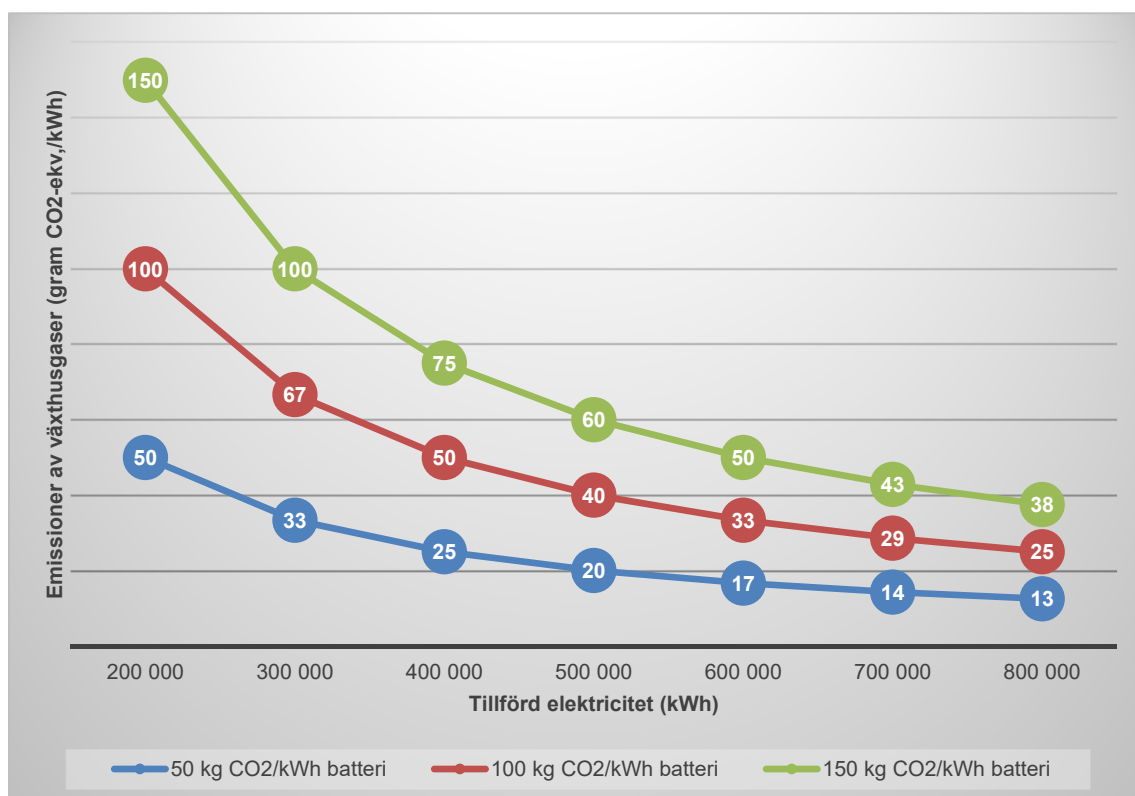


Figur 10: SOC för batteriet i en av elbussarna på linje 7 under ett sommardayn (exkl. tiden då bussen står på depå).

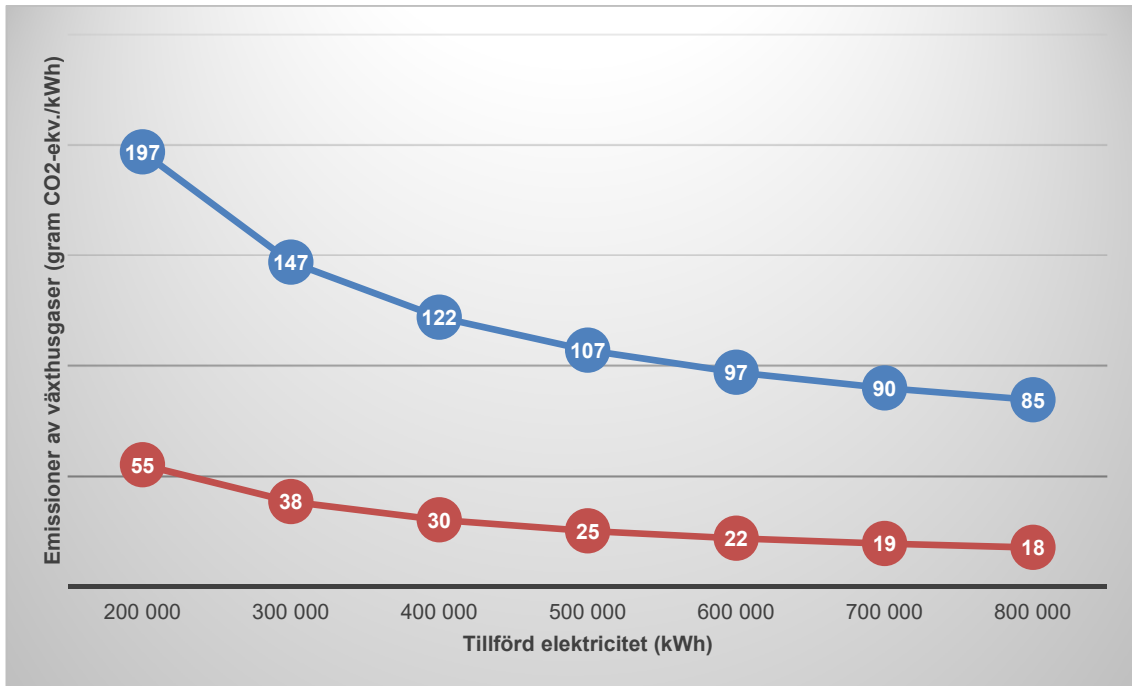
6.4. Emissioner av växthusgaser

Som beskrivits tidigare är bussarna på linje 7 utrustade med ett NMC batteri på 200 kWh. Som basfall antas att produktionen av batteriet ger upphov till 100 kg CO₂-ekv./kWh batteri. I känslighetsanalysen visas hur resultatet förändras om emissionerna varierar mellan 50 – 150 kg CO₂-ekv./kWh. Bussoperatören uppger att batterierna förväntas kunna laddas med 300 – 400 000 kWh under sin livslängd. Om det antas att batterierna kan laddas med 350 000 kWh under sin livslängd i bussen kommer emissionerna från tillverkningen av batteriet att uppgå till 57 gram CO₂-ekv./kWh tillförd elektricitet. Om den elektricitet som används för att driva bussarna har en emissionsfaktor på 5 respektive 47 gram/kWh (Bra miljöval respektive svensk elmix) uppgår de totala emissionerna därmed till 62 respektive 104 gram/kWh tillförd elektricitet. Med en elförbrukning på 1,3 kWh per km i genomsnitt motsvarar det 81 respektive 135 gram/km. Observera att här ingår inte den energi som används av tilläggsvärmarna.

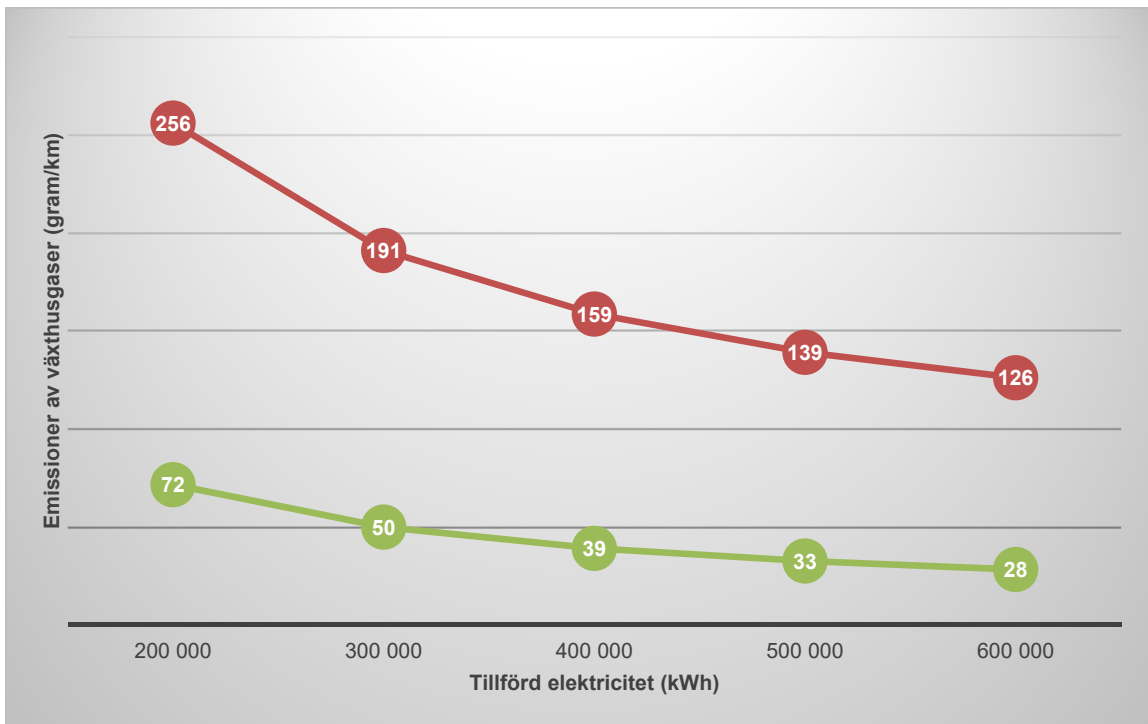
I figur 11 visas hur emissionerna av växthusgaser varierar beroende på livslängd och beroende på hur stora emissioner av växthusgaser som tillverkningen av batteriet för med sig. I figur 12 visas istället det intervall som emissionerna av växthusgaser varierar inom förutsatt att produktionen av batterier ger upphov till 50 – 150 kg CO₂-ekv./kWh och att emissionerna från den elektricitet som används varierar mellan 5 – 47 gram/kWh. I figur 13 visas motsvarande intervall fast uttryckt per km med en antagen elförbrukning på 1,3 kWh/km.



Figur 11: Emissioner av växthusgaser per kWh elektricitet som tillförs batteriet beroende på hur mycket emissioner som uppstår vid produktionen (50 – 150 kg/kWh).



Figur 12: Emissioner av växthusgaser per kWh elektricitet som tillförs batteriet beroende på hur mycket emissioner som uppstår vid produktionen (50 respektive 150 kg/kWh) inklusive driftel motsvarande svensk elmix (47 gram/kWh för de övre värdena) alternativt el från Bra Miljöval (5 gram/kWh för de undre värdena).

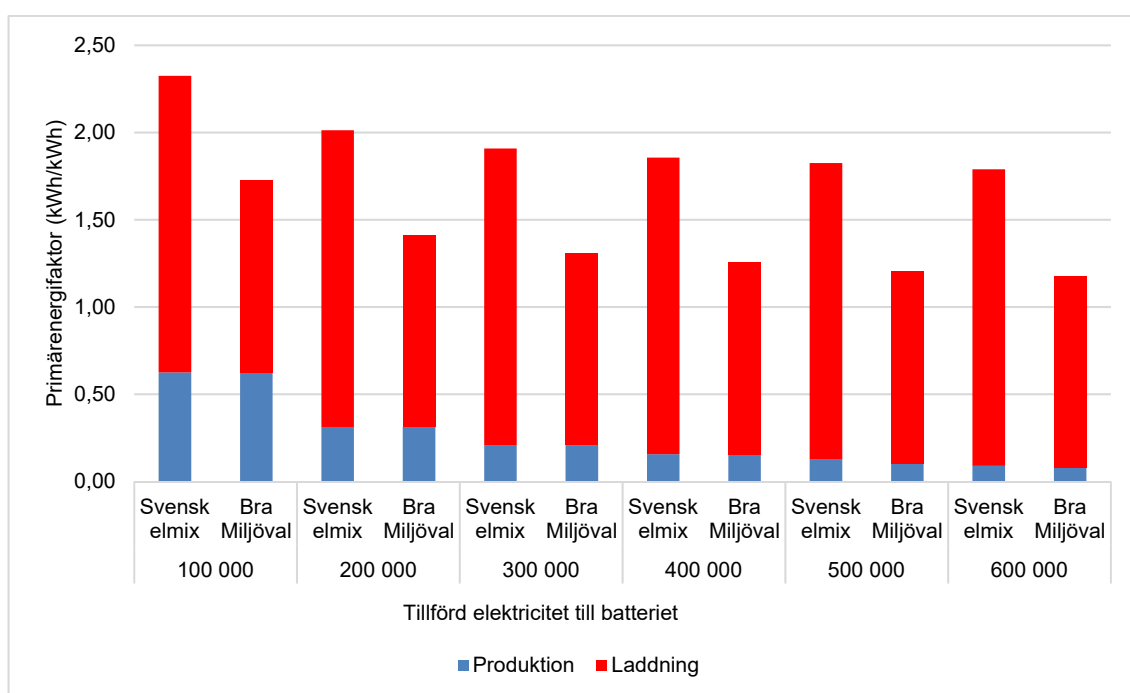


Figur 13: Emissioner av växthusgaser per km med en antagen elförbrukning på 1,3 kWh/km inklusive produktion av batteriet (50 respektive 150 kg/kWh) samt driftel motsvarande svensk elmix (47 gram/kWh för de övre värdena) alternativt el från Bra Miljöval (5 gram/kWh för de undre värdena).

6.5. Energianvändning

Som beskrivits tidigare antas att det krävs 1 125 MJ/kWh för att producera batteriet. Med en primärenergifaktor på 1,7 motsvarar det 531 kWh primärenergi per kWh lagringskapacitet. Om det som tidigare antas att batteriet håller för 350 000 kWh motsvarar det därmed 0,3 kWh per kWh elektricitet som batteriet laddas med. Inkluderas driftel blir energianvändningen 2,0 respektive 1,4 kWh/kWh tillförd elektricitet för svensk elmix respektive el från Bra Miljöval. Med en elförbrukning på 1,3 kWh/km uppgår den totala användningen av primärenergi till 2,6 respektive 1,8 kWh/km.

I figur 14 visas hur energianvändningen varierar med livslängden. Dessutom visas det totala primärenergitalet för den elektricitet som batteriet laddas med inklusive driftel och produktion av batteri.



Figur 14: Primärenergifaktor för den elektricitet som batteriet laddas med inklusive produktion av batteri samt elektricitet (svensk elmix respektive bra miljöval).

6.6. Effekter av olika batteristorlek och laddningsstrategi

De beräkningar som redovisats tidigare baseras på en kombination av litteratordata och data från bussoperatören. Det finns dock många sätt att elektrifiera en busslinje och den lösning som tillämpas på linje 7 i Malmö kanske inte är aktuell på andra platser. Det är också möjligt att även linje 7 skulle kunna ha utformats på ett annat sätt.

En alternativ utformning är att använda andra typer av batterier som eventuellt skulle kunna ha andra egenskaper. Baserat på den litteraturstudie som genomförts här har det dock inte gått att fastställa några avgörande skillnader mellan olika batterikemier när det gäller energianvändning och emissioner av växthusgaser. Eventuellt skulle en annan

batterikemi kunna ge en annan livslängd. Då uppgifterna om livslängd bedöms som så osäkra beaktas dock inte ett byte av batterikemi här. Förutom dessa aspekter bör läsaren dock notera att andra batterier kan innehålla andra material. Det finns till exempel batterier som innehåller en större eller mindre mängd kobolt eller ingen kobolt alls.

Andra aspekter som skulle kunna varieras är batteriernas storlek och hur ofta de laddas. I princip finns det nästan obegränsat med valmöjligheter och kombinationer av batteristorlekar och laddinfrastruktur. Den ena ytterligheten skulle dock kunna vara att bussarna utrustas med mycket stora batterier som endast laddas i depå. Elbussarna skulle därmed kunna användas på samma sätt som de bussar som drivs med diesel eller gas och som tankas i depå på natten. Den andra ytterligheten är att bussarna utrustas med små batterier som laddas väldigt ofta. Kanske på varje hållplats eller till och med under gång med hjälp av elvägar eller liknande. Ytterligare en aspekt är i vilken utsträckning komfortvärme ska tas från batterierna alternativt från tilläggsvärmare. Som beskrivits tidigare är elbehovet markant högre under vintermånaderna och skulle bussarna värmas med annat bränsle skulle såväl elförbrukning som behov av batterikapacitet minska. Samtidigt minskar också de positiva lokala hälsoeffekterna av att använda eldrivna fordon.

En central aspekt vid jämförelser av olika batteri- och laddningslösningar är hur dessa påverkar batteriets livslängd. Baserat på den litteraturstudie som redovisats i kapitel 3 kan det konstateras att antalet laddcykler och urladdningsdjup är en av flera faktorer som påverkas batteriets livslängd. Livslängden beror dock på många olika faktorer och inom ramen för denna studie har det inte gått att identifiera en tydlig korrelation mellan just urladdningsdjup och livslängd. Här antas därför att batteriernas kan leverera 350 000 kWh under sin livslängd i bussen oavsett om de laddas ur ofta och ytligt eller sällan och djupt. Givet detta antagande görs några enkla exempel för att visa hur emissionerna av växthusgaser kan variera beroende på batteristorlek och laddningsstrategi. Resultatet från de olika beräkningsexemplen sammanfattas i figur 15.

6.6.1. Minskad batteristorlek

Som beskrivs tidigare i detta kapitel har bussarna på linje 7 ett batteri på 200 kWh. Enligt data som tillhandahållits av operatören går SOC inte under 55% under vintermånaderna. Om det antas att SOC skulle kunna gå ner till 20% utan att påverka batteriets livslängd skulle samma funktion fås med ett batteri på 110 kWh. Om batteriet skulle dimensioneras för sommarmånaderna med en nuvarande SOC på 80% eller mer skulle det istället räcka med 50 kWh. Det bör dock förtydligas att detta endast ska ses som räkneexempel för att visa på betydelsen av batteristorlek. Att minimera batteriet på ett sådant sätt som beskrivs här skulle sannolikt skapa ett väldigt känsligt system där det inte är möjligt att missa en laddning och där det inte finns utrymme för minskad kapacitet över tid. Med detta sagt bör det dock fortfarande finnas utrymme för mindre batterier.

Då batterier är relativt tunga kan ett större eller mindre batteri påverka bussens bränsleförbrukning och därmed också dess miljöpåverkan. Om det antas att det batteri som används här har en energidensitet på 120 Wh/kg, se kapitel 4, bedöms batteriet väga cirka 1,5 ton. Att halvera batteriet minskar därmed vikten med cirka 750 kg. I vilken utsträckning en förändrad vikt påverkar bränsleförbrukningen för just denna buss har inte identifierats här. Som exempel anger dock Bi et al. (2015) att en viktminskning på 10%

minskar bränsleförbrukningen med 4,5%. Den buss som används på linje 7 antas ha en maxvikt på 19,5 ton. Som exempel antas därför att om batteriet minskas från 200 kWh till 110 respektive 50 kWh så minskar bränsleförbrukningen med 2,5% respektive 5%.

6.6.2. Endast depåladdning med sommar eller vinterlast

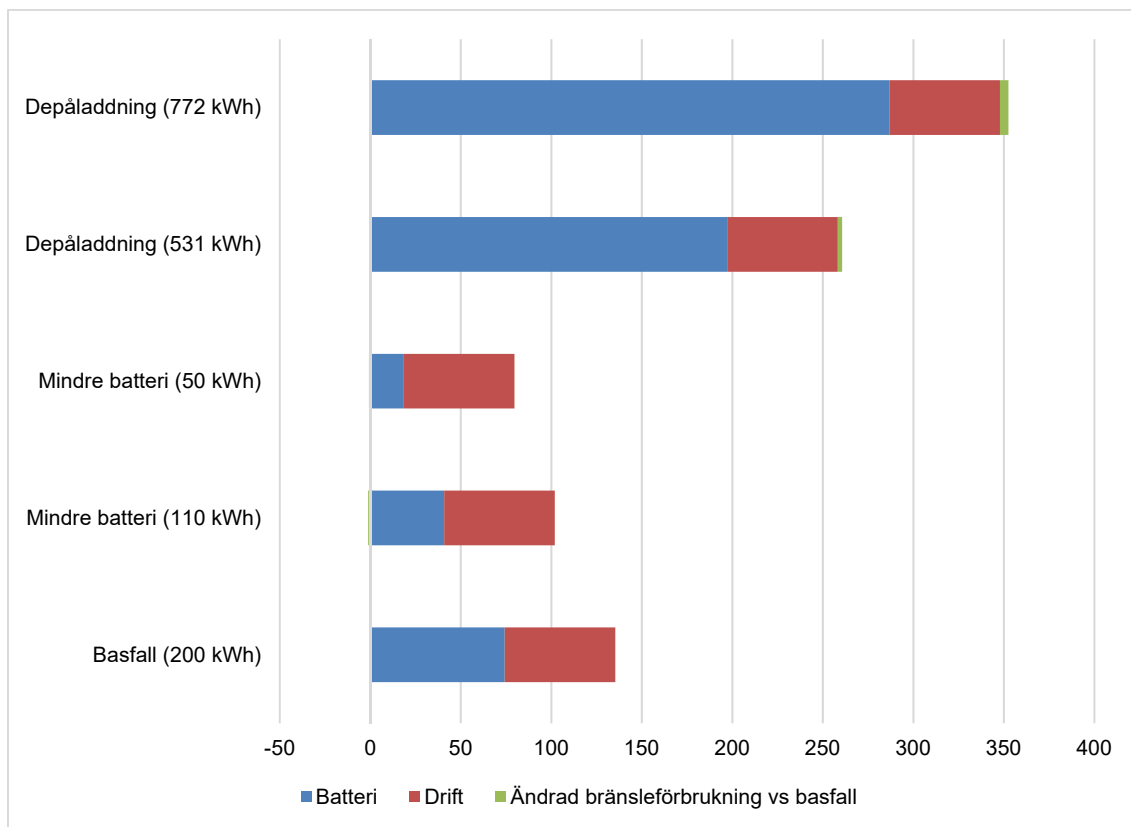
Linje 7 i Malmö trafikeras av 12 bussar som används på något olika sätt vilket innebär att körsträckan varierar mellan de olika bussarna. Baserat på data från operatören tycks körsträckan kunna variera mellan 237 – 386 km per dygn. I detta exempel används 386 km. Behovet av elektricitet antas därför uppgå till 425 respektive 618 kWh/dygn under sommar respektive vinter. Om SOC inte får understiga 20% innebär det att batteriet måste ha en lagringskapacitet på 531 respektive 772 kWh istället för de 200 kWh de har idag. När det gäller bränsleförbrukning antas att ett större batteri ökar bränsleförbrukningen med 7,5 % respektive 12,5%. Läsaren bör dock notera att detta är mycket grova antaganden.

6.6.3. Batteristorlek vs körsträcka

Det exempel som beskrivits ovan innebär att bussarna utrustas med ett tillräckligt stort batteri för att endast kunna laddas i depå under natten. En alternativ lösning är att använda ett mindre batteri och att bussen körs tillbaka till depån för att laddas även under dagen. I praktiken innebär det att laddning sker vid depå istället för ändhållplats. Fördelen är därmed att det inte krävs någon laddinfrastruktur utöver depån. Samtidigt ökar körsträckan och därmed också elförbrukningen. Detta exempel inkluderas för att visa på hur stor betydelse körsträckan har jämfört med att använda ett större batteri. Läsaren bör dock notera att det tar tid att förflytta bussen och att denna lösning kan kräva fler bussar och förare vilket driver både kostnader och miljöpåverkan.

6.6.4. Sammanfattning räkneexempel

I figur 15 redovisas hur emissioner av växthusgaser förändras beroende på batteristorlek. Där framgår som väntat att de totala emissionerna är direkt kopplade till batteriets storlek. Skulle bussarna endast laddas i depå ökar emissionerna med 90% om batterierna dimensioneras för sommaren och över 200% om de dimensioneras för vintern. Det bör dock noteras att den förändrade bränsleförbrukningen har mycket marginell betydelse med de antaganden som gjorts här. Läsaren bör också observera att eventuell påverkan på antalet passagerare som bussen kan transportera inte beaktats. Beräkningarna har inte heller beaktat minskat behov av laddinfrastruktur för snabbbladdning eller eventuella effekter på elsystemet av att ladda på natten istället för dagtid. I de fall bussarna utrustas med ett mindre batteri men fortsätter laddas på ändhållplatserna så som idag sjunker emissionerna betydligt. De totala emissionerna är alltså i stor utsträckning beroende av batteriets storlek. Läsaren bör dock observera att här beaktas inte eventuella skillnader i livslängd. Är det så att det mindre batteriet inte håller lika länge som det som används i basfallet kan det snabbt påverka resultatet.



Figur 15: Emissioner av växthusgaser (gram/km) beroende på batteristorlek.

Slutligen beräknas också hur lång extra körsträcka som skulle kunna motiveras ur ett växthusgasperspektiv om bussen utrustas med ett mindre batteri men ändå endast laddas i depå. Det innebär alltså att bussen återvänder till depån en eller flera gånger per dag.

I det basfall som beräkningarna utgår från här ger en eldriven buss upphov till 135 gram CO₂-ekv./km. Med en körsträcka på 386 km per dygn motsvarar det 52 kg CO₂-ekv./dygn. Om bussarna endast laddas i depå uppgår emissionerna istället till 105 respektive 148 kg CO₂-ekv./dygn. Det innebär att bussen som utrustas med ett batteri på 200 kWh skulle kunna köra närmare 390 km respektive drygt 700 km extra varje dag innan det är mer fördelaktigt att sätta in större batterier. Givet ett avstånd till depån på 16 km motsvarar det 12– 21 extra turer per dygn. Sammanfattningsvis kan det därmed konstateras att det går att acceptera en lång extra körsträcka om det innebär att batteristorleken kan hållas nere.

Att ligga och köra fram och tillbaka till depå kommer dock leda till ett minskat utnyttjande av bussen som i sin tur kan skapa ett behov av fler bussar med tillhörande miljöpåverkan. I en EPD för en elhybrid anger Volvo (2010) till exempel att emissionerna av växthusgaser för att producera och underhålla en buss uppgår till cirka 70 ton inklusive end of life kreditering. Med en angiven livslängd på 800 000 km motsvarar det 32 gram CO₂-ekv./km. Ur ett rent växthusgasperspektiv finns det alltså utrymme för fler bussar jämfört med att bibehålla antalet bussar och öka batteristorleken.

6.7. Jämförelse av elektricitet och biogas

Skånetrafiken har en uttalad målsättning att öka andelen eldrivna bussar i kollektivtrafiken. Samtidigt drivs en stor andel av bussarna av biogas i dagsläget. Även om huvudsyftet med föreliggande studie inte är att jämföra biogas och elektricitet kan en sådan jämförelse ändå vara relevant för att identifiera vart brytpunkten mellan de båda bränslena går ur ett växthusgasperspektiv.

De emissioner som uppstår vid produktion och användning av biogas varierar, bland annat beroende på vilka råvaror som produktionen baseras på. Emissionsfaktorn kan därför också variera över tid. Här används dock den senast uppdaterade siffran på den biogasmix som används av Skånetrafiken som uppgår till 47 gram CO₂-ekv./kWh (Rehnström, 2020).

Bränsleförbrukning för de gasdrivna stadsbussarna uppgår i genomsnitt till 0,42 kg/km vilket motsvarar cirka 5,6 kWh/km. Emissionerna av växthusgaser bedöms därför uppgå till 263 gram/km. Jämfört med de 135 gram/km som beräknas i denna studies basfall ger eldrivna bussar därmed upphov till lägre emissioner av växthusgaser. Det bör dock noteras att siffran för batterierna i stor utsträckning beror på livslängden som ännu är relativt osäker. För batterier inkluderas inte heller tilläggsvärmarna. Dessutom jämförs nya batterier (100 kg CO₂-ekv./kWh) med dagens biogasbussar som tankas med dagens biogasmix. Då det finns andra biogasråvaror som kan ge betydligt lägre eller till och med negativa emissioner bör denna jämförelse därför endast ses som ett exempel. Det kan dock konstateras att om linje 7 endast skulle laddas i depå så skulle klimatnyttan vara lägre jämfört med motsvarande biogasbussar.

7. Diskussion och slutsats

En elektrifierad kollektivtrafik som baseras på eldrivna bussar kan utformas på många olika sätt. Det kan bland annat handla om vilken typ av batteri som används i bussarna, hur stora batterierna ska vara, hur och vart de ska laddas och vilka krav som finns vad gäller kapacitet, flexibilitet och antal bussar med mera. Vilken lösning som är mest lämpad kan därför variera betydligt mellan olika linjer. Vid en jämförelse mellan olika alternativ är det också viktigt att tydligt definiera vilka parametrar som ska beaktas och vilken tyngd olika parametrar ska ges. I föreliggande studie har vi till exempel inte alls beaktat ekonomiska aspekter. I praktiken har detta dock sannolikt stor betydelse när det gäller vilka alternativ som är praktiskt genomförbara.

7.1. Mineraler

Batterier består av en rad olika material där till exempel aluminium, plast, koppar och stål svarar för en relativt stor del av den totala vikten. Ofta ges dock större uppmärksamhet till materialen i katoden som till exempel kan vara kobolt, mangan, och nickel. Anledningen till att dessa material ges större uppmärksamhet är att de ofta finns tillgängliga i mindre omfattning, att fyndigheterna är koncentrerade till relativt få länder som i vissa fall kan ses som politiskt instabila. Det kan också finnas farhågor om att utvinningen sker under dåliga arbetsmiljöförhållanden och att det förekommer risk för barnarbete och olika brott mot mänskliga rättigheter. Detta är frågor som inte analyserats i denna studie. Det kan dock konstateras att om det finns en önskan att till exempel undvika kobolt så finns det sådana batterier tillgängliga på marknaden. Det finns också batterier med högre eller lägre koncentration av kobolt.

Med avseende på de frågeställningar som behandlats i denna studie, nämligen energianvändning och emissioner av växthusgaser, kan det dock konstateras att valet av batterikemi tycks ha liten betydelse för resultatet. Att ställa krav på ingående material bör därför motiveras av andra skäl.

7.2. Energianvändning och emissioner av växthusgaser

Produktion av batterier kräver energi och ger upphov till emissioner av växthusgaser. Data som identifierats i litteraturen tyder på stora variationer mellan olika studier. I synnerhet när det gäller emissioner av växthusgaser. Variationen tycks bero på en rad olika aspekter som till exempel vart produktionen geografiskt antas ske, med vilka energikällor, hur högt kapacitetsutnyttjandet är i fabriken och hur stora fabrikena är. Överlag tycks dock nyare studier redovisa lägre emissionsdata än äldre.

En rättvisande jämförelse mellan olika lösningar kräver också antaganden om hur länge batteriet håller. Även här varierar data kraftigt i litteraturen. Ett av syftena med denna studie har varit att jämföra olika utformningar av batterier och laddinfrastruktur för att se hur detta skulle påverka resultatet. Det har dock visat sig vara mycket svårt att hitta underlag för hur olika laddningsstrategier och olika batteristorlekar påverkar batteriets livslängd. Det har därför inte varit möjligt att göra en djupare kvantitativ jämförelse. Genom att anta att mängden elektricitet som batteriet kan laddas med inte påverkas av laddningsstrategier och batteristorlek har det dock gått att identifiera några aspekter.

Inledningsvis kan det konstateras att emissioner och energianvändning är direkt kopplat till batteriets storlek. Ett mindre batteri ger därför mindre påverkan om allt annat är lika. Baserat på det underlag som bussoperatören tillhandahållit för linje 7 tycks batterierna också vara överdimensionerade för den driftsituation de används i. Hade det funnits en större kunskap kring hur livslängden påverkas av hur batteriet används hade det sannolikt gått att använda ett avsevärt mindre batteri. En annan aspekt som också driver batteriets storlek är hurvida uppvärmning ska tas från batteriet eller från tilläggsvärmare. Om batteriet inte används för att generera värme kan det vara betydligt mindre. Det ökar dock behovet av annat bränsle än el och minskar de positiva lokala effekterna av att använda elbussar. Det bör också påpekas att det inom ramen för denna studie inte gått att fastställa vart batterierna och dess olika komponenter faktiskt tillverkats. Vi har därför endast använt data från litteraturen.

På linje 7 i Malmö laddas batterierna dels i depå under natten och dels vid ändhållplats. Att ladda oftare hade gjort det möjligt att använda mindre batterier. Det skulle dock kräva ytterligare infrastruktur och tillhörande miljöpåverkan. Här har det inte gjorts några sådana beräkningar. Däremot visas effekten av att minska batteriets storlek med bibehållen laddinfrastruktur vilket minskar emissionerna betydligt om livslängden kan bibehållas. Att ladda på hållplatser ställer dock alltid krav på infrastruktur för laddning, det innebär laddning med höga effekter dagtid vilket kan ha negativ påverkan på elnätet och det innebär också att bussoperatören inte är särskilt flexibel i vilka bussar som kan användas på olika platser. I synnerhet inte när laddinfrastrukturen har en begränsad utbyggnad som idag. Ett alternativt är därför att istället utforma bussarna så att de endast laddas i depå.

Jämfört med dagens situation kräver det betydligt större batterier alternativt att bussarna återvänder till depån under dagen vilket sannolikt kräver fler bussar och förare. Om batterierna endast laddas i depå ökar miljöpåverkan betydligt på grund av batteriets vikt. Det bör dock poängteras att detta är direkt kopplat till produktionen av batteriet. Då bussarna laddas med svensk el eller el från bra miljöval har en något ökad bränsleförbrukning ytterst marginell betydelse på resultatet.

Om bussarna laddas i depå på det sätt som antagits här bedöms klimatpåverkan vara i nivå med eller högre jämfört med att använda biogas. Skulle bussarna istället köra tillbaka till depån för att ladda kan det konstateras att det ur miljösynpunkt går att motivera långa extra körsträckor istället för att öka batterivikten.

Samtidigt kan det konstateras att även i nyare studier kan det skilja en faktor 3 eller mer i hur mycket emissioner av växthusgaser som uppstår vid produktion av batterierna. Ett stort batteri som produceras med mycket låga emissioner kan mycket väl föra med sig lägre emissioner än ett litet batteri som produceras under något sämre förhållanden.

7.3. Rekommendationer för upphandling

Vilka aspekter som bör inkluderas i en upphandling av kollektivtrafik med eldrivna bussar beror förstås på respektive trafik huvudmans prioriteringar och de lokala förutsättningarna för respektive linje.

Generellt kan det dock konstateras att det är svårt att hitta underlag för att göra några djupare kvalitativa analyser. Det är svårt att få reda på vart batterier och komponenter tillverkats och hur stora emissioner tillverkningen fört med sig. Det är också oklart hur batteriernas livslängd påverkas av olika driftparametrar vid praktisk drift. Då detta är en teknik som håller på att introduceras bör fokus därför vara att bygga kunskap tillsammans med operatörer och tillverkare. Fokus skulle därför kunna vara på information snarare än krav på viss prestanda.

När det gäller användning av mineraler bör upphandlingsunderlaget innehålla krav på att redovisa vilka batterier som kommer att användas och vad de innehåller. Det bör också finnas krav på spårbarhet. Detta i synnerhet när det gäller katodens sammansättning. Då det finns batterier på marknaden som inte innehåller kobolt skulle det också vara möjligt att exkludera batterier med kobolt eller åtminstone prioritera andra batterikemier.

När det gäller energianvändning och emissioner skulle en upphandling till exempel kunna innehålla frågor som

- Vart battericellen producerats.
- Vart batteripacken satts samman.
- Energianvändning och klimatpåverkan per kWh lagringskapacitet och hur den beräknats.
- Livslängd i fordonet angivet som antalet kWh batteriet laddas med.
- Krav på löpande data på batteriets status (så som SOC, SOH) samt hur många kWh det laddats med när det byts ut.

Om kraven ställs som funktionskrav bör krav på energianvändning samt emissioner av växthusgaser inkludera produktion av batterierna såväl som användning. För att underlätta jämförelser kan det också vara lämpligt att branschen enas om en gemensam metod för hur dessa parametrar ska beräknas på ett rättvisande sätt.

Även om fokus inledningsvis ligger på att öka kunskapen och ta fram rutiner och metoder för vilken data som ska redovisas och hur den ska beräknas, kan det också finnas skäl till att inkludera en maximal nivå på hur stora emissionerna av växthusgaser får vara alternativt att prioritera lägre emissioner. Detta för att undvika batterier och system med mycket höga emissioner.

Utöver ovanstående bör upphandlingsunderlaget också omfatta krav på att batteriet återvinns i viss utsträckning eller återanvänds och vem som är ansvarig för detta.

När det gäller batteriet storlek och val av laddinfrastruktur bör trafik huvudmannen överväga att efterfråga en ren depålösning såväl som en lösning med laddning ute på linjen för att kunna jämföra dessa alternativ. En utvärdering bör också inkludera effekterna av att etablera en ny infrastruktur för laddning om en sådan inte redan finns. Trafik huvudmannen bör också noga överväga i vilken utsträckning tilläggsvärmare ska användas då detta har stor betydelse för hur stora batterier som krävs.

Referenser

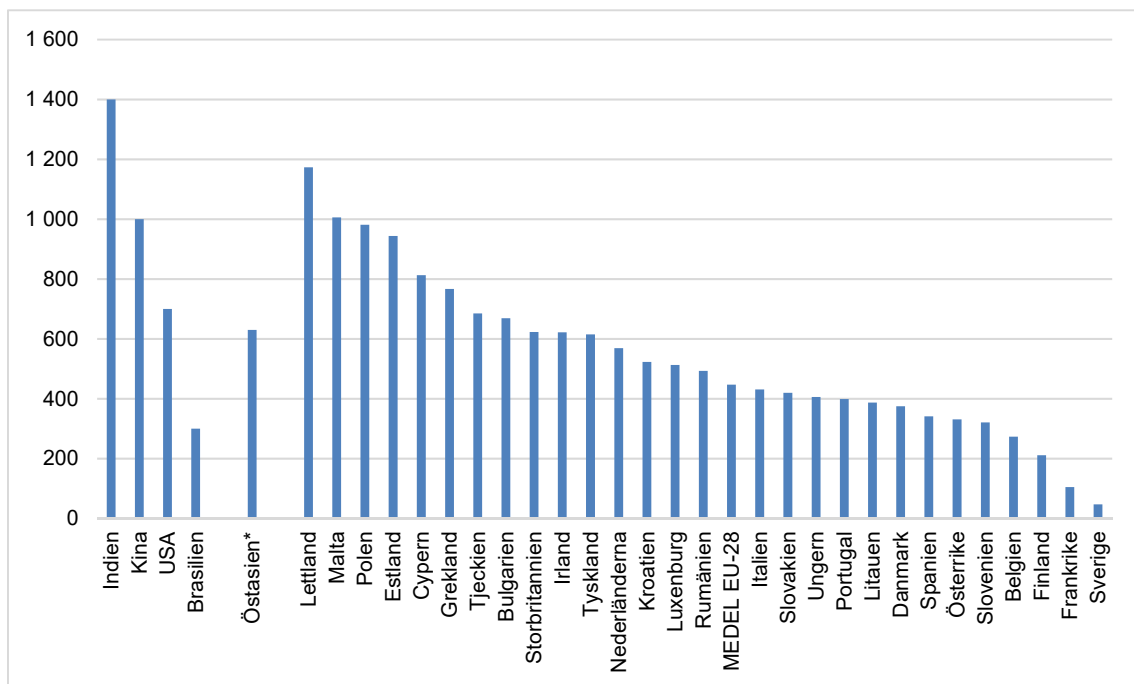
- AMBROSE, H. & KENDALL, A. 2016. Effects of battery chemistry and performance on the life cycle greenhouse gas intensity of electric mobility. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 47, 182-194.
- BI, Z., SONG, L., DE KLEINE, R., CHRIS MI, C. & KEOLEIAN, G. 2015. Plug-in vs. Wireless charging: Life cycle energy and greenhouse gas emissions for an electric bus system. *Applied Energy*, 11-19.
- BLOOMBERG NEW ENERGY FINANCE 2018. *Electric Buses in Cities*
- BORÉN, S., NURHADI, L. & NY, H. 2016. Preference of electric buses in public transport; conclusions from real life testing in eight swedish municipalities. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, 10, 255-264.
- BROLIN, C., SOMMANSSON, C., OLOFSSON, Y. 2016. Lagring av el i begagnade bussbatterier i Riksbyggen Brf Viva. Riksbyggen, Göteborg.
- CASALS, L. C., GARCIA, B. A., CANAL, C. (2019). Second life batteries lifespan: Rest of useful life and environmental analysis. *Journal of Environmental Management*, 232, s. 354-363.
- DAI Q., KELLY, J:C., GAINES, L. och WANG, M. 2019. Life Cycle Analysis of Lithium-Ion Batteries for Automotive Applications. *Batteries* 2019, 5(48).
- ELLINGSEN, L. A.-W. & HUNG, C. R. 2018. Research for TRAN Committee – Battery powered vehicles: Market development and life cycle emissions - Part 2: Resources, Energy, and Lifecycle Greenhouse Gas Emission Aspects of Electric Vehicles. Directorate-general for internal policies, European Parliament
- ELLINGSEN, L. A.-W., MAJEAU-BETTEZ, G., SINGH, B., SRIVASTAVA, A. K., VALØEN, L. O. & STRØMMAN, A. H. 2014. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*, 18, 113-124.
- EMILSSON, E. och DAHLLÖF, L. 2019. Lithium-Ion Vehicle Battery Production - Status 2019 on Energy Use, CO2 Emissions, Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling, IVL Swedish Environmental Research Institute.
- ENERGIMYNDIGHETEN 2019. Informationsstöd om elbussupplägg till kollektivtrafikmyndigheter Åtagande i den strategiska planen för omställning av transportsektorn till fossilfrihet (SOFT) ER 2019:03. Energimyndigheten.
- EU 2019. Europaparlamentet och rådets direktiv (EU) 2019/1161 av den 20 juni 2019 om ändring av direktiv 2009/33/EG om främjande av rena och energieffektiva vägtransportfordon. Europeiska Unionens Officiella tidning
- FORSMARK, A. 2019. Utredningsstudie: Övergång till eldriven busstrafik - PM batteri Trafikförvaltningen Stockholms läns landsting.
- GAINES, L., SULLIVAN, J., BURNHAM, A., BELHAROUAK, I. (2011) Life-Cycle Analysis for Lithium-Ion Battery Production and Recycling.
- GAO, Z., LIN, Z., LACLAIR, T. J., LIU, C., LI, J.-M., BIRKY, A. K. & WARD, J. 2017. Battery capacity and recharging needs for electric buses in city transit service. *Energy*, 122, 588-600.

- GRAUERS, A., OLSSON, O., CARLSSON, N., OHLIN, G. & ROSENGREN, L.-G. 2016. Analys av energiförsörjning för elektrifierade bussystem. RISE Viktoria.
- GODE, J., MARTINSSON, F., HAGBERG, L., ÖMAN, L., HÖGLUND, J. och PALM, D. 2011. Miljöfaktaboken 2011, Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter, Värmeforsk.
- HENDRICKSON, T. P., KAVVADA, O., SHAH, N., SATHRE, R., SCOWN, C. D. (2015). Life-cycle implications and supply chain logistics of electric vehicle battery recycling in California. *Environmental Research Letters*, 10.
- ICCT (2018). Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions.
- IEA. 2017. Commentary: Who wants to be in charge? [Online]. Available: <https://www.iea.org/newsroom/news/2017/november/commentary-battery-production---who-wants-to-be-in-charge.html> [Accessed 2019-10-14].
- IEA 2019. Global EV outlook 2019 - Scaling-up the transition to electric mobility. International Energy Agency.
- JANSSEN, M., ARVIDSSON, R., NORDELÖF, A. (2019). *10th International Conference of the International Society for Industrial Ecology*. China. Poster.
- JRC 2017. Updated Electricity Carbon Intensity in the EU Member States in 2013 including upstream emissions. European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra (VA), Italy
- KASSKAWO, M. 2020. E-Mobility Specialist Nobina, personlig kommunikation januari 2020.
- KIM, H. C., WALLINGTON, T. J., ARSENAULT, R., BAE, C., AHN, S. & LEE, J. 2016. Cradle-to-Gate Emissions from a Commercial Electric Vehicle Li-Ion Battery: A Comparative Analysis. *Environmental Science & Technology*, 50, 7715-7722.
- LINDBERGH, G. 2020. Professor i Tillämpad elektrokemi KTH, personlig kommunikation februari 2020.
- LINDGREN, L. 2015. Full electrification of Lund city bus traffic - a simulation model. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology.
- MALMÖ STAD. 2019. Malmös första elbusslinje [Online]. Available: <https://malmo.se/Sa-arbetar-vi-med.../Malmo-stads-miljoarbete/Elbuss.html> [Accessed 2019-11-19].
- MELIN, H. E. 2019. Forskningsöversikt om återvinning och återbruk av litiumjonbatterier, Energimyndigheten.
- NORDELÖF, A., ROMARE, M. & TIVANDER, J. 2019. Life cycle assessment of city buses powered by electricity, hydrogenated vegetable oil or diesel. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 75, 211-222.
- NÄSLUND, M. 2019. BBR – förslag till nya regler 2020 – bakgrund, https://www.boverket.se/contentassets/84c6bf92657048429e57529010f495dc/bbr--forslag-till-nya-regler-2020-bakgrund_seminarium-8-mars.pdf.
- OLSSON, L., FALLAHI, S., SCHNURR, M., DIENER, D., VAN LOON, P. (2018). Circular Business Models for Extended EV Battery Life. *Batteries*, 4, 57.
- PETERS, J. F., BAUMANN, M., ZIMMERMANN, B., BRAUN, J. & WEIL, M. 2017. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 491-506.
- REHNSTRÖM, I. 2020 Miljö och Hållbarhetsansvarig Skånetrafiken, personlig kommunikation januari 2020

- ROMARE, M. & DAHLLÖF, L. 2017. The life cycle energy consumption and greenhouse gas emissions from Lithium-Ion batteries, IVL Swedish Environmental Research Institute.
- ROTHGANG, S., ROGGE, M., BECKER, J. & SAUER, D. U. 2015. Battery Design for Successful Electrification in Public Transport. *Energies*, 8, 6715-6737.
- SCHUSTER, S.F.; BACH, T.; FLEDER, E.; MÜLLER, J.; BAND, M.; SEXTL, G.; JOSSEN, A. 2015. Nonlinear aging characteristics of lithium-ion cells under different operational conditions. *J. Energy Storage*, 1, 44–53.
- STEEN, D. 2017. Snabbladdning av elbussar i distributionsnätet - Alternativa åtgärder för minskad nätpåverkan, Rapport 2017:455. Elforsk.
- SVERIGES BUSSFÖRETAG 2019. Statistik om bussbranschen - Augusti 2019. Sveriges Bussföretag.
- SVT. 2019. SL satsar på elbussar – Nya kravet: Eldrivna fordon i flottan för kontrakt [Online]. Available: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/stockholm/sl-storsatsar-pa-elbussar> [Accessed 2019-11-19].
- TRAFIKANALYS 2019. Fordon 2018. SCB.
- TRAFIKFÖRVALTNINGEN 2018. Utredningsstudie – Övergång till eldriven busstrafik - version 0.9. Trafikförvaltningen Stockholms läns landsting
- VOLVO 2010. Environmental product declaration Volvo 7700 HYBRID, Volvo Busses
- VÄSTTRAFIK. 2019. 160 nya elbussar nästa år [Online]. Available: <https://www.vasttrafik.se/om-vasttrafik/nyhetsarkiv/160-nya-elbussar-nar-vasttrafik-storsatsar/> [Accessed 2019-11-19].
- WANG, Q., LIU, W., YUAN, X., TANG, H., TANG, Y., WANG, M., ZUO, J., SONG, Z. och SUN, J. 2018. Environmental impact analysis and process optimization of batteries based on life cycle assessment, *Journal of Cleaner Production*, 174, 1262-1273.
- ZHOU, B., WU, Y., ZHOU, B., WANG, R., KE, W., ZHANG, S. & HAO, J. 2016. Real-world performance of battery electric buses and their life-cycle benefits with respect to energy consumption and carbon dioxide emissions. *Energy*, 96, 603-613.
- XU, B., OUDALOV, A., ULBIG, A., ANDERSSON, G. och KIRSCHEN, D. 2018. Modeling of Lithium-Ion Battery Degradation for cell life Assessment, *IEEE Transactions on smart grid*, vol. 9, no. 2.

Appendix A: Produktion av elektricitet

Elektricitet kan genereras på många olika sätt vilket påverkar insatsen av primäre energi och emissionerna av växthusgaser. Den energianvändning och de emissioner som uppstår vid produktion och laddning av batterier varierar därför betydligt beroende på vilken produktionsmix som antas. I figur 16 nedan redovisas emissionerna av växthusgaser för del elmix som används i de olika länderna inom EU samt några större länder utanför Europa. Där framgår emissionerna kan variera mellan cirka 1 400 gram CO₂-ekvivalenter/kWh (Indien) till minde än 50 gram/kWh (Sverige).



Figur 16: Emissioner av växthusgaser per kWh elektricitet i respektive land (JRC, 2017, Romare och Dahllöf, 2017)



K2 är Sveriges nationella centrum för forskning och utbildning om kollektivtrafik. Här möts akademi, offentliga aktörer och näringsliv för att tillsammans diskutera och utveckla kollektivtrafikens roll i Sverige.

Vi forskar om hur kollektivtrafiken kan bidra till framtidens attraktiva och hållbara storstadsregioner. Vi utbildar kollektivtrafikens aktörer och sprider kunskap till beslutsfattare så att debatten om kollektivtrafik förs på vetenskaplig grund.

K2 drivs och finansieras av Lunds universitet, Malmö universitet och VTI i samarbete med Region Stockholm, Västra Götalandsregionen och Region Skåne. Vi får stöd av Vinnova, Formas och Trafikverket.

www.k2centrum.se

