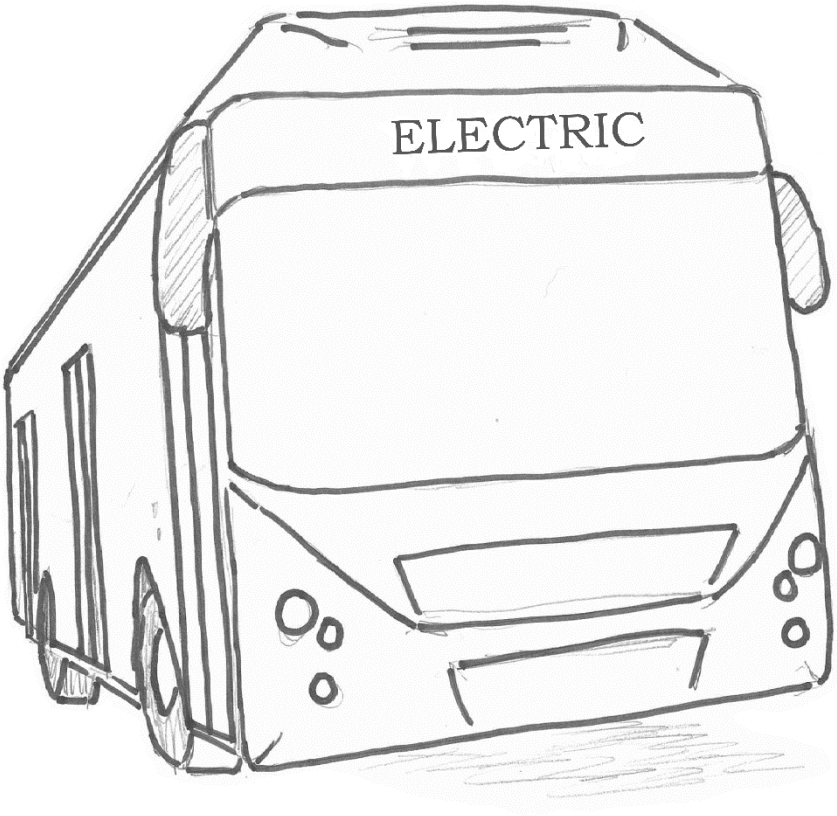
CHALMERS



Miljöpåverkan från elektriska stadsbussar

Livscykelanalys av kollektivtrafikbussar drivna med elektricitet, biobränslen och diesel baserat på ElectriCity-linjen

UTGÅVA 2

ANDERS NORDELÖF
MIA ROMARE
JOHAN TIVANDER

Miljösystemanalys
Teknikens ekonomi och organisation
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2017
Rapport nr. 2017:9 (2)

Rapport 2017:9 (2)

Miljöpåverkan från elektriska stadsbussar

Livscykelanalys av kollektivtrafikbussar drivna med elektricitet, biobränslen och diesel baserat på ElectriCity-linjen

UTGÅVA 2

ANDERS NORDELÖF
Avdelningen för Miljösystemanalys
Chalmers Tekniska Högskola
anders.nordelof@chalmers.se

MIA ROMARE
IVL Svenska Miljöinstitutet

JOHAN TIVANDER
Avdelningen för Miljösystemanalys
Chalmers Tekniska Högskola

Institutionen för Teknikens ekonomi och organisation
Avdelningen för Miljösystemanalys
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, 2017

Miljöpåverkan från elektriska stadsbussar

Livscykelanalys av kollektivtrafikbussar drivna med elektricitet, biobränslen och diesel baserat på ElectriCity-linjen

UTGÅVA 2

ANDERS NORDELÖF, MIA ROMARE & JOHAN TIVANDER

© ANDERS NORDELÖF, MIA ROMARE OCH JOHAN TIVANDER, 2017.

Rapport 2017:9 (2)
Teknikens ekonomi och organisation
Miljösystemanalys
Chalmers Tekniska Högskola
412 96 Göteborg
Sverige

Chalmers Reproservice
Göteborg, Sverige, 2017

Sammanfattning

Livscykelanalys (LCA) är ett väl beprövat verktyg för att utreda miljöpåverkan hos varor och tjänster. Omfattande forskning med LCA behandlar klimatpåverkan från elektriskt drivna personbilar, men få studier adresserar påverkan av att elektrifiera stadsbussar för kollektivtrafik (Nordelöf et al., 2014), och särskilt saknas kunskap om eldrift i kombination med olika biobaserade bränslen. I denna fallstudie, som utgår från den s.k. ElectriCity-linjen i Göteborg, undersöks hur miljöpåverkan från bussar i stadstrafik förändras vid olika grad av elektrifiering, beroende på hur laddnings-elen produceras och med valet av bränsle. Syftet är att skapa ett kunskapsunderlag för strategisk planering av kollektivtrafik.

Studien har genomförts i ett samarbete mellan Miljösystemanalys vid Chalmers, IVL Svenska Miljöinstitutet och Volvo Bussar. Projektet har finansierats av Västra Götalandsregionen. Studien omfattar sju olika drivlinevarianter som är implementerade i samma stadsbussmodell, baserat på Volvos 7900-serie (Volvo Bussar, 2011, 2016a, c, b). Två varianter drivs enbart med förbränningsmotor (en med dieselmotor och en med gasmotor) och en är har helt elektrisk drift. Däremellan finns två steg med ökad elektrifieringsgrad för både diesel- och gasdrivlinan – hybrid och laddningsbar hybrid. Samtliga dieseldrivna bussar har utöver diesel även analyserats för drift med HVO, en typ av syntetisk diesel från bioråvaror, och gasbussalternativen för drift med biogas. Framställningen av laddnings-elen omfattar tre alternativ: lokalt genererad vindkraft, Sveriges och EU:s konsumtionsmix.

Studien utgår från år 2017 vid modelleringen av tillverkning, användning och End-of-Life (den fas då fordonet demonteras och delar återvinns). Miljöpåverkansbedömningen redovisas i fem avsnitt: klimatpåverkan, försurning och övergödning, toxicitet, luftföroreningar och resursförbrukning. Materialsammansättningsdata samt uppgifter om förbrukning av el och bränsle har tillhandahållits (uppmätt eller estimerat) av Volvo Bussar AB. Data från Volvos fabriker för tillverkning och visst leverantörsdata har kompletterats med litteraturkartläggningar av produktion och LCA-inventeringsdata från databasen Ecoinvent (Wernet et al., 2016). Passageraruppgifter gäller specifikt för drift på ElectriCity-linjen (linje 55).

Resultaten visar att miljöpåverkan för stadsbussar inte entydigt följer graden av elektrifiering, utan att den varierar både mellan och inom miljöpåverkanskategorierna, med laddnings-elen och bränslet som avgörande parametrar. Emellertid, gällande klimatpåverkan så har de helt elektriska bussarna genomgående lägst emissioner om de laddas med lokal vindkrafts-el eller svensk elmix. En ökad grad av elektrifiering ger sjunkande utsläpp för alla bränslen. Om alternativet är att tanka med diesel så står sig slutsatsen även vid laddning med EU:s konsumtionsmix.

I stort är mönstret liknande för de miljöpåvekanskategorier som orsakas av andra luftburna emissioner (försurning, övergödning och luftföroreningar). Miljöpåverkanskategorierna toxicitet och resursanvändning skiljer sig däremot mer från resultatet för klimatpåverkan. För toxicitet så ökar hälsopåverkan hos människor något med graden av elektrifiering, som en följd av ökade utsläpp av tungmetaller. För resurser så är resultatet beroende på utvärderingsmetoden – den helt elektriska bussen eller de helt förbränningsmotordrivna alternativen får lägst resursförbrukning eftersom de undviker att kombinera användning av olika men högt skattade metaller.

Valet av strategi för att minimera miljöpåverkan beror på hur man prioriterar mellan olika typer av miljöbelastning, vilken laddnings-el som går att upphandla och vilka råvaror som används för att producera biobränslen. Både HVO och biogas har relativt låg påverkan avseende flera miljöproblem, framförallt klimatpåverkan, eftersom avfall nu utgör den huvudsakliga råvaran för deras framställning. Med en ökad efterfrågan finns det risk att en större andel livsmedelsgrödor används och då skulle de resultat som redovisas för biobränslen förskjutas uppåt. Omvänt gäller för laddnings-elen att det fossila innehållet i konsumtionsmixen för EU troligen sjunker pga. ett skifte från kolkraft till naturgas och ökad förnyelsebar energiproduktion (IEA, 2017).

Om fokus sätts på klimatet och lokal miljöpåverkan så visar studien att helt elektriska fordon är att föredra i Sverige jämfört med övriga studerade alternativ. Det frigör dessutom HVO och biogas för användning i andra applikationer. I EU i stort, så ger alla grader av elektrifiering lägre utsläpp än att köra konventionella bussar på diesel. Samtidigt visar studien att i EU-länder vars el-produktion har ett fossilt innehåll som är över eller runt EU-snittet, och samtidigt tillgång till biobränslen som baseras på restprodukter och avfall, så är det fördelaktigt att använda hybridbussar utan laddning.

Klargörande avseende utgåva 2

Utgåva 2 har uppdaterats avseende felaktigt angivna enheter uppdagade i figurerna 6-13, i jämförelse med rapportens originalversion publicerad i december 2017. Dessa korrigeringar har inte medfört något behov av redigering eller korrigering i löpande text jämfört med originalversionen. Av denna anledning har rapporten inte publicerats om med nytt rapportnummer och nytt utgivningsår, utan endast uppdaterats med versionsangivelse i anslutning till rapportnumret samt en tillagd notering om utgåva.

Författarna
Göteborg, maj 2018

Innehållsförteckning

Sammanfattning ..... **iii**

Klargörande avseende utgåva 2 ..... **iv**

1 Inledning **1**

1.1 Bakgrund 1

1.2 Livscykelanalys av fordon 1

1.3 Projektets syfte, genomförande och organisation 2

2 Mål och omfattningsbeskrivning **3**

2.1 Målbeskrivning 3

2.2 Tekniska avgränsningar och funktionell enhet 3

2.3 Typ av studie och fordonens livscykel 5

2.4 Systemgränser i tid och geografi 5

2.5 Kategorier för miljöpåverkansbedömning 6

3 Databeskrivning och modellering **8**

3.1 Fordonsdata 8

3.2 Från råvaruutvinning till monterad buss 9

3.3 Elektricitet och bränsle för användningsfasen 10

3.4 Underhåll av fordonen 11

3.5 Materialseparering, energiåtervinning och förberedelser för materialåtervinning 11

4 Resultat **13**

4.1 Klimatpåverkan 13

4.2 Försurning och övergödning 13

4.3 Toxicitet 15

4.4 Luftföroreningar 16

4.5 Resursförbrukning 17

5 Diskussion och slutsatser **20**

5.1 Miljöpåverkan beroende på typ av fordon, laddnings-el och bränsle 20

5.2 Övergripande iakttagelser och argument för strategiska val 21

Referenslista **22**

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Internationellt bedrivs omfattande forskning med livscykelanalys (LCA) för att kartlägga klimatpåverkan från helt eller delvis elektrisk drivna personbilar (Hawkins et al., 2012, Nordelöf et al., 2014). Konsekvenserna av att elektrifiera tunga vägfordon, som distributionslastbilar eller bussar för kollektivtrafik med andra drivlinekrav och skilda körmönster jämfört med personbilar, är däremot inte lika väl kartlagda. Det finns få LCA-studier av bussar och lastbilar publicerade i vetenskapliga tidskrifter (Nordelöf et al., 2014). Ännu mer sällsynta är studier av hur man på bästa sätt uppnår miljönytta genom att kombinera eldrift med olika biobaserade bränslen i hybridfordon för tung trafik i stadsmiljö.

Vid sidan om klimatpåverkan och koldioxid så saknas en mer djupgående analys av hur icke-förnyelsebara råvaruresurser förbrukas och hur utsläpp av emissioner förändras (reglerade och oreglerade) vid elektrifiering av stadsbussar, samt vad detta har för effekt på resurstillgångar, miljö och hälsa, lokalt, regionalt och globalt. Effekter av buller utelämnas också ofta i LCA av fordon pga. att det saknas stabila och verifierade metoder för att inkludera buller från stadstrafik vid miljöpåverkansbedömning. En konsekvens blir att de hälsoeffekter som följer av att buller från kollektivtrafik förändras med elektrifierade stadsbussar inte kan sättas i ett större sammanhang och jämföras med andra miljö- och hälsoeffekter, vilket annars är en styrka med LCA.

1.2 Livscykelanalys av fordon

LCA är ett väl beprövat verktyg för att utreda miljöpåverkan hos varor och tjänster. Det innefattar att tekniskt analysera alla stadier i en produkts livscykel – från materialutvinning till användning och avfallshantering. I varje steg samlas data för inflöden i form av råvaror och energi, och utflöden som produkter, utsläpp och avfall. Detta kopplas därefter ihop till en sammanlänkad modell. Resultatet blir en inventering av inflöden av naturresurser och utflöden av föroreningar (emissioner), från och till det omgivande naturliga systemet. Alla flöden beräknas per s.k. funktionell enhet; för persontransport vanligtvis per körd km eller per person × kilometer. Inventeringen analyseras för att utvärdera olika kategorier av potentiella miljöeffekter. Verktyget kan tillämpas på fordon på olika sätt. Så kallade ”well-to-wheels”-studier (förkortat WTW, fritt översatt ofta ”källa till väg”) fokuserar på livscykeln hos den energibärare som används för att driva fordonet, till exempel ett flytande bränsle eller elektricitet, men utelämnar livscykeln för själva fordonet (”equipment life cycle”) som går från vagga till grav. Mer komplett LCA av fordon innefattar båda delarna och då omfattar fordonens drift i användarfasen tre olika delar: framställningen av energibäraren och distribution till fordonet ”well-to-tank” (förkortat WTT, översatt ”källa till tank”), användning av energibäraren i fordonet ”tank-to-wheels” (förkortat TTW, översatt ”tank till väg”), och underhållet, som en del av fordonets livscykel vagga till grav.

I sammanhanget kan det påpekas att den lagstiftning som finns för att begränsa miljöpåverkan från fordon anger gränsvärden för emissioner i avgaser från körning (TTW), t.ex. kväveoxider och partiklar (Transportstyrelsen, 2017a). Bland dessa ingår förvisso inte koldioxid, men olika former av miljöbils-definitioner har satt fokus på koldioxidutsläpp och klimatpåverkan i TTW-steget (Transportstyrelsen, 2017b). Tillsammans driver detta utvecklingen mot lägre emissioner vid körning för alla typer av fordon, medan det inte finns några begränsningar för andra livscykelfaser (WTT och fordonets livscykel vagga till grav). Det finns därmed en risk att nuvarande lagstiftning förskjuter miljöbelastningen från andvändarfasens TTW-steg till de andra faser och till andra typer av påverkan, så att belastningen på miljö och hälsa sammanlagt inte minskar. Syftet med LCA är att ge en helhetsbild hur det förhåller sig totalt sett.

Avseende indikatorer för hälsopåverkan från buller i LCA så har det gjorts både generella ansatser (Cucurachi och Heijungs, 2013) och mer specifika, med inriktning på LCA av fordon (Ongel, 2015). Alla existerande metoder kräver dock vidareutveckling för att ta hänsyn skillnader i ljudemissioner mellan elektriskt och förbränningsmotorbaserad drift, och därefter behöver de utvärderas för att etableras som en accepterad miljöpåverkanskategori inom LCA.

1.3 Projektets syfte, genomförande och organisation

Sammanfattningsvis saknas systematisk redovisning om hur elektrifiering förändrar miljöpåverkan från bussar inom kollektivtrafik och annan tung stadstrafik. Avsikten med projektet bakom denna rapport är att utgå från ElectriCity-linjen (busslinje 55 mellan Johanneberg och Lindholmen i Göteborg) som en fallstudie för livscykelanalys och undersöka hur lokal, regional och global miljöpåverkan från bussar i stadstrafik förändras vid (1) olika grad av elektrifiering, (2) beroende på hur laddnings-elen produceras och (3) med valet av bränsle. Syftet är att skapa ett kunskapsunderlag för strategisk planering av kollektivtrafik när inriktningen är att uppnå största möjliga miljönytta vid inköp av fordon, bränslen och elektricitet.

I ett längre perspektiv är det eftersträvansvärt att inkludera buller i miljöpåverkansbedömningen för stadsbussar och den ambitionen har utgjort en drivkraft för projektets genomförande. Men för detta fordras omfattande metodutveckling inom LCA och specifikt steget för miljöpåverkansbedömning som ännu inte har verkställts. Parallellt krävs att en sedvanlig LCA-studie genomförs som en plattform för en framtida påbyggnad där även buller beaktas. Det nu genomförda projektet utgör detta första steg, i form av en bred jämförande LCA-studie, men som inte beaktar buller.

Studien har genomförts under 2017 i ett samarbete mellan Miljösystemanalys vid Chalmers, IVL Svenska Miljöinstitutet och Volvo Bussar. Projektet har finansierats av Västra Götalandsregionen. Volvo Bussar har stöttat projektet med inventeringsdata för bussarnas materialinnehåll och energiförbrukning. Övriga datakällor inkluderar Keolis som är operatör på linje 55 samt Göteborg Energi som driver linjens laddstationer. Chalmers och IVL är studiens utförare. IVL har via ett pågående samarbete med AB Volvo stått för rådatahantering och beräkningar, med transparens gentemot Chalmers under sekretessavtal. Miljössystemanalys och IVL har gemensamt beslutat om samtliga metodval i studien. Miljösystemanalys står som huvudansvariga för analys och slutsatser, samt som huvudförfattare till rapporten.

2 Mål och omfattningsbeskrivning

2.1 Målbeskrivning

Studien har genomförts med målet att kartlägga miljöpåverkan från stadsbussar i kollektivtrafik över hela fordonets livscykel. Specifikt har tre frågor adresserats:

1. Hur beror miljöpåverkan från stadsbussar på graden av elektrifiering?
2. Hur beror miljöpåverkan från laddningsbara stadsbussar på produktionen av den elektricitet som används för laddning?
3. Hur förändras miljöpåverkan från elektrisk drift när den kombineras eller jämförs med förbränning av HVO (vätebehandlad vegetabilisk olja) eller biogas istället för diesel?

Studien är avsedd att användas som ett kunskapsunderlag för strategisk planering av kollektivtrafik och för stadsbusslinjer i Sverige. Den huvudsakliga målgruppen utgörs av de personer som arbetar med dessa ansvarsområden inom Västra Götalandsregionen.

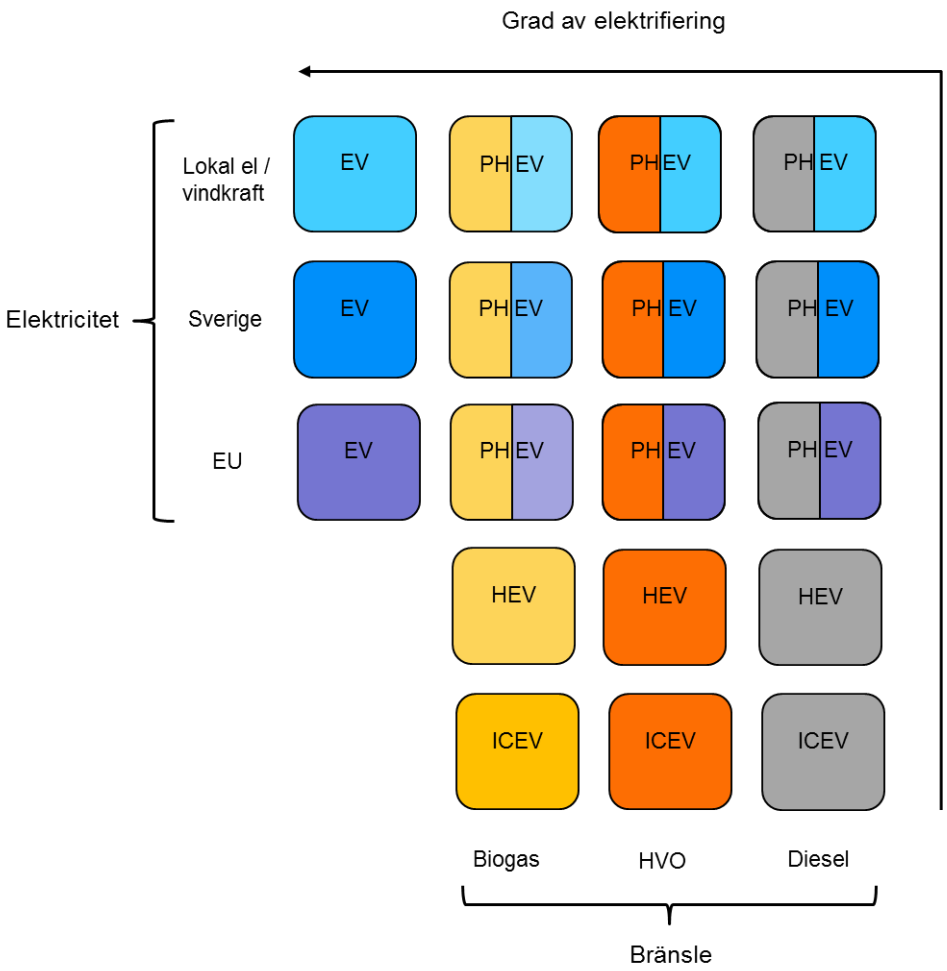
2.2 Tekniska avgränsningar och funktionell enhet

Den funktionella enheten som använts för beräkningar och redovisning av resultat är person × kilometer, eftersom funktionen hos kollektivtrafikbussar är att är att transportera människor på en specifik busslinje. Studien omfattar sju olika drivlinevarianter som är implementerade i samma stadsbussmodell av 12 meters längd, huvudsakligen baserat på data från Volvos 7900-serie (Volvo Bussar, 2011, 2016a, c, b).

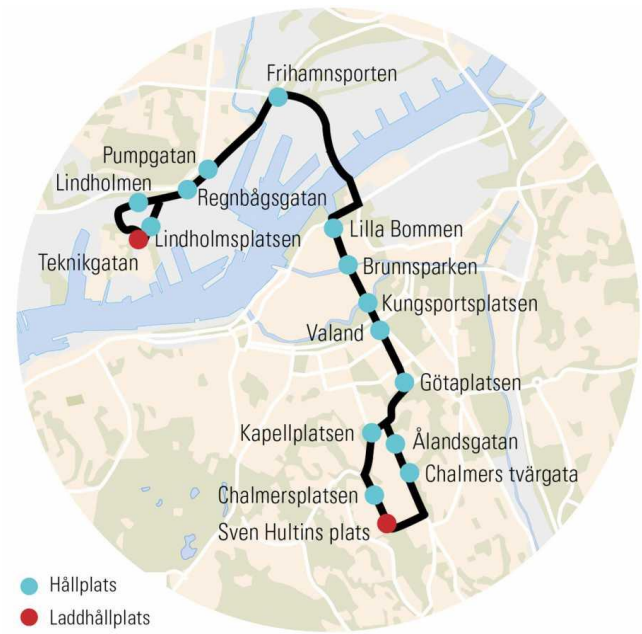
- Enbart elmotordrift, laddningsbar – benämnd ”elektrisk buss”
- Hybriddrift, elmotor och förbränningsmotor (kompression/diesel), laddningsbar – benämnd ”PHEV-diesel” (plug-in hybrid electric vehicle)
- Hybriddrift, elmotor och förbränningsmotor (tändstift/gas), laddningsbar – benämnd ”PHEV-gas”
- Hybriddrift, elmotor och förbränningsmotor (kompression/diesel), ej laddningsbar – benämnd ”HEV-diesel” (hybrid electric vehicle)
- Hybriddrift, elmotor och förbränningsmotor (tändstift/gas), ej laddningsbar – benämnd ”HEV-gas”
- Enbart förbränningsmotordrift (kompression/diesel) – benämnd ”konventionell buss”
- Enbart förbränningsmotordrift (tändstift/gas) – benämnd ”gasbuss”

Samtliga dieseldrivna bussar har även analyserats för drift med HVO, en typ av syntetisk diesel som görs från bioråvaror, och gasbussalternativen har analyserats för drift med biogas. Den elektricitet som används vid laddning har varierats mellan tre olika modeller för bakomliggande produktion: vindkraft, svensk konsumtionsmix och EU-mix, se avsnitt 2.4 för en förklaring. Sammanfattningsvis ger kombinationen av olika drivlinor, bränslen och laddnings-el totalt 18 alternativ som jämförs i studien. Figur 1 illustrerar samtliga kombinationer. Den konventionella varianten av busserien har modellerats med Volvos senaste dieselmotoralternativ som möter Euro-6 emissionskrav (Volvo Lastvagnar, 2013). I studien avser detta både motorns tillverkning samt förbrukning och utsläpp i drift. Sammantaget betyder det att alla diesel/HVO-drivna alternativ möter Euro-6. Även gasbussens motor har uppdaterats till Euro-6 på samma sätt, baserat på data för en motor som idag sitter i Volvos soplastbilar (Volvo Lastvagnar, 2015). De hybridiserade gasbussalternativen (PHEV-gas och HEV-gas) som studien beskriver finns inte som verkliga modeller i 7900-serien, utan de är modellerade konceptuellt inom ramen för studien.

Studien utgår från busslinje 55 i Göteborg som är stommen i ElectriCity-projektet (ElectriCity, 2016). Körsträckan är 7,6 km i vardera riktningen och tar cirka 25 min att köra med en medelhastighet på 18 km/h (ElectriCity, 2016). Totalt (summerat för båda ändhållplatserna) har linjen 146 avgångar per dag och medelantalet påstigande per tur från januari till juni 2017 var 32,4 personer (Keolis, 2017). Vidare bedömer operatören, också med utgångspunkt från statistiken för på- och avstigningar, att snittlängden på en resa motsvarar cirka halva linjens sträckning (Lund, 2017). Omräknat ger detta att varje ”fordonskilometer” som körs på linjen svarar mot ungefär 16 person × km, vilket är den omräkningsfaktor som har använts för samtliga bussar. Årlig körsträcka för alla bussar är 65000 km.



Figur 1: Överblick över samtliga kombinationer av drivlinor, bränslen och elproduktion som är inkluderade i LCA-studien. Den elektriska bussen anges som EV (”electric vehicle”) och den konventionella bussen samt gasbussen som ICEV (”internal combustion engine vehicle”). För övriga förkortningar, se sid 3.



Figur 2: Linje 55s sträckning genom centrala Göteborg (ElectriCity, 2016).

Studien har därmed inte beaktat att de sju bussalternativen, pga. packning och vikt, har olika kapacitet för maximalt antal passagerare. Störst kapacitet har elbussen som kan ta 105 passagerare (Volvo Bussar, 2016a). Därefter följer HEV-diesel/HVO med 102 passagerare (Volvo Bussar, 2016c), konventionell diesel/HVO-buss med 95 (Volvo Bussar, 2011), samt PHEV-diesel och konventionell gasbuss som båda tar upp till 80 passagerare (Volvo Bussar, 2011, 2016b). Det är därmed rimligt att anta att HEV-gasalternativet kan ta fler än 80 passagerare och medan PHEV-gas kan ta färre. För studien är det antaget att skillnaden i maxkapacitet inte utgör någon skillnad sett till förmågan att utföra busslinjens transportarbete och driftsfasens energianvändning har modellerats för att motsvara samma antal påstigande och reslängd i medeltal för samtliga alternativ. Energiförbrukningen inkluderar också förmågan att hålla likvärdig komforttemperatur för passagerna i alla bussalternativen under hela året, dvs. att elbussen och PHEV-alternativen har en bränslevärmare för att klara av uppvärmning av kupén under vinterhalvåret. Elbussens bränslevärmare har modellerats med HVO-förbränning i överrensstämmelse med driften på linje 55.

Energiförluster vid laddning av el beaktas i studien, men utöver det ingår inte infrastruktur för laddning och tankning i jämförelsen.

2.3 Typ av studie och fordonens livscykel

Studien har genomförts som en attribuerande[1] och jämförande LCA. Det betyder att den i första hand baseras på medelvärdesdata (till skillnad från marginaldata). I de fall där en process genererar flera produkter i samma tillverkningssteg (eller omhändertar flera uttjänta produkter i samma avfallsbehandlingssteg) så delas miljöbördan mellan dessa genom allokering baserat på fysiska parametrar, t.ex. vikt, eller på deras ekonomiska värde.

Figur 3 (nästa sida) presenterar ett förenklat flödesschema över olika faser i fordonens livscykel (se avsnitt 1.2 rörande terminologin som avser fordonet respektive energibärarna – el och bränsle). De steg i livscykeln som är markerade med orange utgör ”förgrundssystemet” för vilket specifikt data har samlats in för de undersökta bussarna och deras drift. Om ingen specifik skriftlig eller muntlig källa anges så utgörs detta data av materialsammansättnings-, tillverknings-, kör- och underhållsdata som tillhandahållits av Volvo Bussar AB för detta projekt. De steg i livscykeln som istället är blåmarkerade (se Figur 3), dvs. materialframställning, livscykeln för el och bränsle utanför fordonet (källa till tank), samt återvinning av material i ”End-of-Life”[2] (EoL) utgör ”bakgrundssystemet” för vilket allmänna inventeringsdata för LCA har använts. Det har hämtats från databasen Ecoinvent (version 3.3) (Wernet et al., 2016), förutom för tillverkningen av HVO och biogas, som hämtats från Thinkstep (2017) och Hallberg et al. (2013), se avsnitt 3.3.

2.4 Systemgränser i tid och geografi

Studien utgår från år 2017 vid modelleringen av tillverkning, drift och EoL för alla alternativ som jämförs. Livslängden för samtliga bussar bedöms av Volvo Bussar till 12 år.

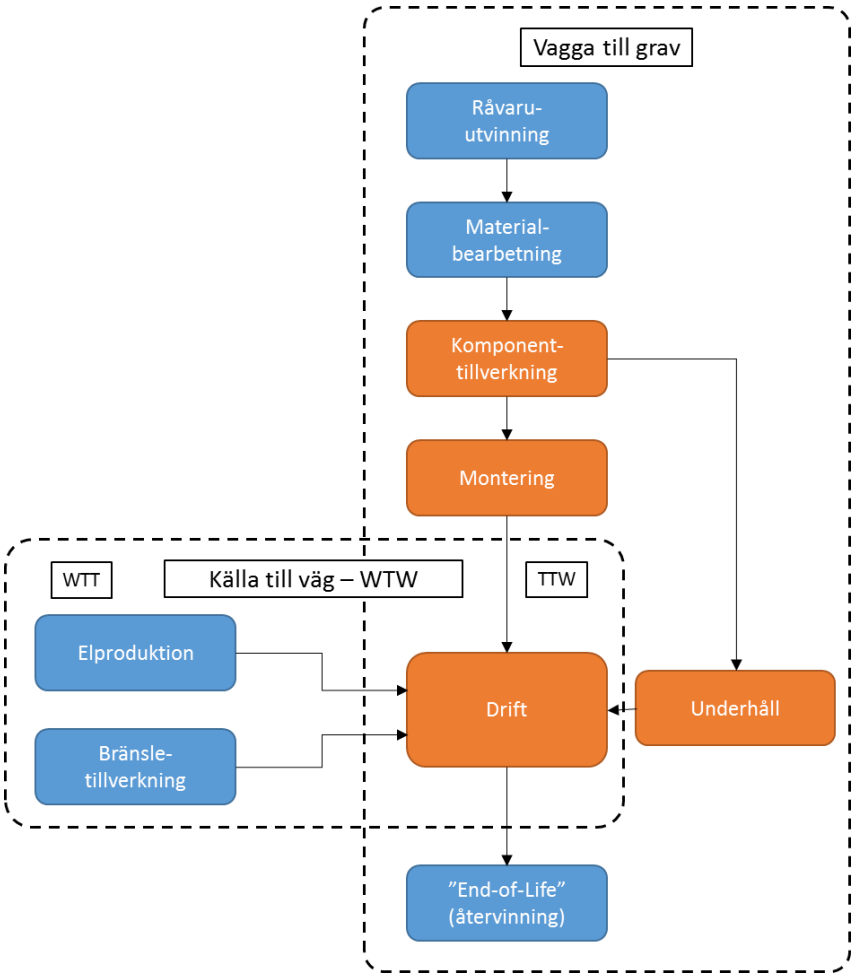
Geografiskt representeras materialbearbetning, tillverkning av delsystem och komponenter, samt montering av komplett buss, av Volvospecifikt data för Sverige (chassi, ram och växellåda), Frankrike (förbränningsmotorer) och Polen (kaross, samt slutmontering). Elmotor- och batteritillverkning antas ske hos underleverantörer i Tyskland respektive USA. I övrigt representeras produktion av material och komponenter av globala medelvärden, och i enstaka fall, när sådana data inte funnits tillgängligt, av europeiska medelvärden.

Driften är förlagd till Göteborg i enlighet med avsnitt 2.2 och Figur 2. Vindkraft representerar i detta fall lokal förnyelsebar elproduktionen som ett möjligt aktivt val vid operatörens inköp av el för laddning. Svensk konsumtionsmix motsvarar den miljöbelastning som elanvändning i Sverige står för i medeltal. Studien inkluderar även laddning med en konsumtionsmix för EU för att illustrera hur miljöbelastningen för laddnings-elen blir med Europeiska medelvärden. Dataunderlaget för dessa två konsumtionsmixar utgörs av databasdata som officiellt representerar år 2016, men den underliggande statistiken samlades in 2012 och har modellerats om m.h.a. extrapolering (Treyer och Bauer, 2016a, b, Wernet et al., 2016).

Kompositionen sett till råvaruunderlaget och olika framställningsmetoder för HVO och biogas, samt även lågiblandning av bio-komponenter i konventionell diesel, representerar en svensk konsumtionsmix baserat på

[1] LCA delas ofta in i två huvudtyper – de som undersöker miljöpåverkan som en konsekvens av en förändring (“consequential LCA”) och de, som i detta fall, redovisar miljöpåverkan för existerande produkter (“attributional LCA”).

[2] Avser omhändertagande av produkten vid driftsfasens slut, t.ex. för återanvändning av delkomponenter, förbränning, återvinning eller deponering av material.



Figur 3: Översiktligt flödesschema över bussens livcykelfaser. Bränslets och laddnings-elens livscykel som överlappar fordonets i andvändarfasen, går från källa till väg och benämns med den engelska akronymen WTW (se avsnitt 2.3). Den är i sin tur är uppdelad i två delar: källa till tank (benämnd WTT) och tank till väg (benämnd TTW)

statistik från Energimyndigheten (2016), vilket också överensstämmer med operatörens bedömning av hur för inköp av dess bränslen ser ut i medeltal över en längre tidshorisont (Orton, 2017).

EoL antas ske i Sverige. Transporter av komponenter och material är inkluderade i bakgrundssystemet men inte förgrundssystemet.

2.5 Kategorier för miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningen ingår nio kategorier som är viktiga för fordon. I resultatdelen redovisas de i fem avsnitt: klimatpåverkan, försurning och övergödning, toxicitet, luftföroreningar och resursförbrukning. Åtta av de inkluderade bedömningskategorier utgår från de rekommendationer som ges av ILCD (International Reference Life Cycle Data System) i 2011 års handbok (JRC-IES, 2011):

- Klimatpåverkan – anges i koldioxidekvivalenter, och beskriver potentiellt bidrag till global uppvärmning.
- Försurning – anges i vätejonekvivalenter och beskriver potentiellt bidrag till att överskrida ett områdes kritiska belastning för tillförsel av sura ämnen.
- Övergödning – anges i kväve-ekvivalenter och beskriver potentiellt bidrag till att överskrida ett områdes kritiska belastning för tillförsel av näringsämnen.
- Cancerogen toxicitet – anges i CTUh (comparative toxic unit for humans) och beskriver potentiell påverkan på mänsklig hälsa genom uppkomsten av cancer.

- Icke-cancerogen toxicitet – anges i CTUh (comparative toxic unit for humans) och beskriver potentiell påverkan på mänsklig hälsa från toxiska ämnen, dock ej genom cancer.
- Partiklar – anges i ekvivalenter för partiklar som mindre än 2,5 mikrometer och beskriver potentiell påverkan på mänsklig hälsa genom effekter i andningssystemet.
- Fotokemisk uppkomst av marknära ozon – anges i ekvivalenter för lättflyktiga organiska föreningar och beskriver potentiellt bidrag till ozonbildning med toxiska effekter på ekosystem och människor.
- Abiotisk (ej levande) resursförbrukning – anges i antimonekvivalenter och är ett mått på jungfruligt råvaruuttag.

För samtliga kategorier utom abiotisk resursförbrukning har karakteriseringsfaktorer från ILCD/PEF (Product Environmental Footprint) version 1.09 för GaBi (namnet på beräkningsmjukvaran) använts. För abiotisk resursanvändning enligt CML (Centrum voor Milieukunde Leiden, den avdelning på Leidens universitetet som har utvecklat metoden) (Guinée et al., 2002), som också ingår i rekommendationen från ILCD (JRC-IES, 2011), har CML:s egna och mer uppdaterade karakteriseringsfaktorer använts (CML, 2016).

För analysen av resursanvändning ingår även EPS (Environmental Priority Strategies) (Steen, 2015), vilket är en metod för att ge stöd åt produktutveckling som utvecklats av professor Bengt Steen i ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, AB Volvo, Svenskt Livscykelcentrum och Chalmers. EPS-metoden ger en uppskattad kostnad, uttryckt som ELUs (Environmental Load Units), för den skada som en produkt ger pga. utsläpp och användning av naturresurser. I rapporten redovisas EPS-metodens resultat för resursanvändning.

Landanvändning har inte inkluderas bland de kategorier som studerats, trots att biobränslen ingår studien. Orsaken är att inventeringsdata för denna kategori saknades för studien, för både biogas och HVO. I båda fallen utgör dock avfall den huvudsakliga råvarubasen, som till skillnad från grödor inte kräver odlingsareal.

3 Databeskrivning och modellering

3.1 Fordonsdata

Samtliga bussalternativ har modellerats baserat på materialsammansättningsdata från Volvo Bussar AB. För flera av alternativen har kompletta sammanställningar för hela bussen dock inte funnits tillgängliga från Volvo. Då har vissa specifika komponenter eller delsystem lagts till eller modellerats om med data för andra komponenter från Volvo (baserat på vikt och kännedom om förändringar i materialinnehållet). Detta gäller t.ex. förbränningsmotorn av Euro-6-klass i den konventionella dieselbussen (7900-serien har inte längre någon buss av denna typ, och tidigare modell hade Euro-5-klassning). Till exempel saknades materialdata-sammanställningar för alla gasbussalternativ, och då har motorn, bränslesystemet och komponenter för avgasefterbehandling modellerats om i förhållande till dieselbussalternativen (konventionell, HEV-diesel, etc.). Noterbart är att samtliga studerade alternativ har modellerats med exakt samma chassi, kaross samt övrig överbyggnad och interiör. Detta är i linje med avgränsningen deklarerad i avsnitt 2.2 att studien inte beaktar skillnader i maximal passagerarkapacitet och därtill kopplad utformning av t.ex. interiören. Upplägget förenklar studiens analys samtidigt som det bedöms ha försumbar påverkan på resultaten jämfört med en mer exakt modellering av varje bussalternativs överbyggnad och interiör.

Förbrukning av el och bränsle har tillhandahållits av Volvo för den elektriska bussen och PHEV-diesel/HVO specifikt för drift på linje 55. Emellertid är de helt elektriska bussar som (jämte PHEV-modellerna) under 2017 i verkligheten har trafikerat linje 55 en konceptbussvariant av mindre storlek än den helt elektriska buss som ingår i denna studie. För övriga bussalternativ har motsvarande energianvändning beräknats och estimerats av Volvo genom jämförelser med drift av andra busslinjer samt uppmätt energiförbrukningsdata för respektive variant av drivlina och motortyp. Vidare har förbrukningen av bränsle i respektive förbränningsmotorvariant räknats om till avgasemissioner, också baserat på Volvodata.

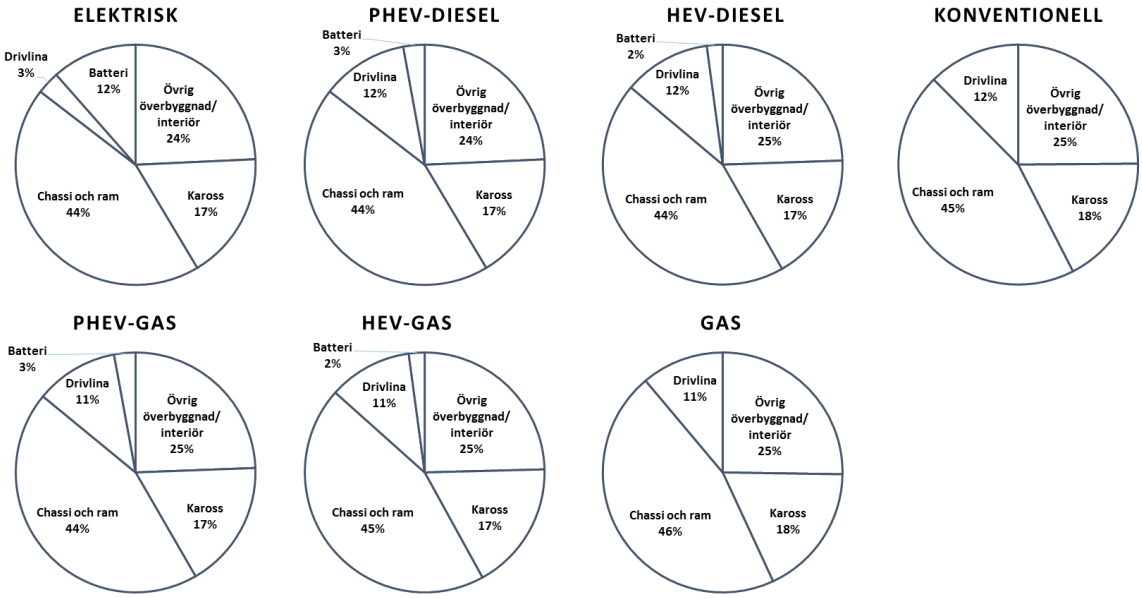
Tabell 1 ger en överblick en de olika kombinationernas angivna toppeffekter för framdrivning, både för elmotorer och förbränningsmotorer, elektrisk lagringskapacitet och totalvikt. Figur 4 ger viktfördelningen mellan olika delar i respektive busstyp.

Samtliga modellerade högspänningsbatterier i alternativen elektrisk buss, PHEV och HEV är av typen litium-järn-fosfat (LFP), vilket definierar den ena av battericellernas elektroder. Den andra elektroden består av grafit, och den mellanliggande elektrolyten av ett membran som också innehåller litium. I Volvos officiella data för sina HEV-dieselbussar finns flera olika uppgifter om batteriernas energilagringskapacitet, pga. variationer mellan årsmodeller och erbjudanden gentemot kund. Uppgiften i Tabell 1 för HEV-alternativen är lämnad från Volvo avseende 2017 års HEV-dieselmodell, och den svarar mot samma fordonkonfiguration som genererat bränsleförbrukningsdata för HEV-diesel/HVO-bussen i studien. Samtliga batterier har korrekta vikter enligt specifikationen för respektive buss. Dock har sammansättningen av batterierna i HEV-alternativen approximerats från de större batterierna i den elektriska bussen och PHEV-alternativen genom att skala ned batteriets storlek i vikt med bibehållen komposition.

Elmotorerna i alla elektriskt drivna alternativ är s.k. permanentmagnetmotorer som innehåller sällsynta jordartsmetaller av typerna neodym och dysprosium.

Drivlinevariant	Effekt elmotor	Effekt förbränningsmotor	Lagringskapacitet batterier	Totalvikt, exklusive last
Elektrisk	160 kW	-	76 kWh	12,8 ton
PHEV-diesel	150 kW	177 kW	19 kWh	12,8 ton
PHEV-gas	150 kW	*177 kW*	19 kWh	12,7 ton
HEV-diesel	120 kW	177 kW	8,9 kWh	12,7 ton
HEV-gas	120 kW	*177 kW*	8,9 kWh	12,6 ton
Konventionell	-	235 kW	-	12,5 ton
Gas	-	235 kW	-	12,3 ton

Tabell 1: Angiven effekt, elektrisk lagringskapacitet samt totalvikt för samtliga bussalternativ. Kursiveringar för PHEV-gas och HEV-gas indikerar en antagen effekt, när originaldata för gasmotorn skalats i storlek.



Figur 4: Viktfördelning mellan olika delar för samtliga bussalternativ.

3.2 Från råvaruutvinning till monterad buss

De första övergripande stegen i fordonets livscykel (se Figur 3), utvinning av råvaror och bearbetning av material, utgör en del av studiens tekniska bakgrundssystem. Inventeringsdata för samtliga sådana processer har modellerats med dataset från en stor databas för livscykelanalys, Ecoinvent (Wernet et al., 2016). För de därpå följande stegen, som ingår i förgrundssystemet, dvs. tillverkning av komponenter och delar (inklusive chassi, ram och kaross), samt montering av hela bussen, så har materialåtgången räknats upp med förluster i tillverkningsstegen i förhållande till bussens faktiska innehåll för de processer där sådana tillverkningsdata har funnits tillgängliga. Energiåtgången och emissioner för dessa processer är också inkluderade.

Förgrundssystemet är den del av det tekniska systemet som modellerats för att svara mot busstillverkning specifikt. Även här så har vissa generiska bearbetningsprocesser från Ecoinvent (Wernet et al., 2016) använts, men då för att beskriva specifika processer som formning av stål- och koppar (t.ex. tråddragning), smide av vissa aluminiumdelar, härdning av glas, och formsprutning av plast. För mindre komponenter som har höljen i gjutet aluminiumgods så är själva gjutningen avseende både spill och energi baserad på Nordelöf et al. (2017b). Elektronikkomponenter som i bussarnas materialsammanställningar redovisas som monterade kretskort har delats upp i två kategorier beroende på användning: de för logik- och signalhantering med låg spänning, och de för spänningsnivåer för styrning och drift av kraftelektronik. Materialinnehållet i och tillverkningen av respektive grupp har sedan approximerats från ”typkort” baserat på en genomgång av design och montering av kretskort och kretskortskomponenter för fordonsapplikationer gjord av Nordelöf och Alatalo (2017). Elmotortillverkningen, liksom sammansättningen och tillverkningen av elmotorernas magneter, är hämtad från en kartläggning gjord av Nordelöf et al. (2017b). Modelleringen av ingående magnetsmaterial är gjort med Ecoinventdata (i enlighet med vad som angivet för samtliga delar av bakgrundssystemet) men mer noggrant modellerat och med andra allokeringsmetoder än databasens ordinarie dataset, baserat på en detaljerad studie gjord av Nordelöf et al. (2017a). Energiåtgången och utsläpp från litium-jonbatteriets tillverkning (liksom dess sammansättning) baseras på Volvos leverantörsdata, inrapporterat för år 2015.

Övrigt tillverkningsdata (i form av energianvändning och materialförluster – generellt ingår inga tillverkningsspecifika emissioner), har hämtats från miljörapporter för år 2016 för Volvos egna anläggningar i Wroclaw, Polen (kaross och slutmontering), Uddevalla (ram), Borås (chassi), Köping (växellådor) och Lyon, Frankrike (förbränningsmotorer). Därutöver, för gjutningen av motorblock så är mer detaljerat data (här ingår även emissioner) insamlat från Volvo i Skövde (sammanställt 2014). För samtliga tillverkningsplatser förutom Köping så har produktionsspillet redovisats som en totalsumma i förhållande till antal producerade enheter och deras vikt. För att uppskatta hur mycket spill av stål, aluminium och koppar som uppstår (vilka är de material som går till materialåtervinning), så antas det att fördelningen mellan materialtyperna är samma i spillet som i

den färdiga komponenten. För Köping användes dock de siffror som direkt redovisas för spill av stål- och aluminium. I summeringen av resultat i denna rapport (i kapitel 4), så ingår den materialproduktion som krävs för att kompensera spillförlusterna i Volvos egna anläggningar, i steget ”produktion”. Övrig produktion av material ingår i den summering som i resultatdelen kallas för ”materialframställning”. Alla emissioner som ingår i specifika dataset för tillverkning angivna ovan, redovisas i steget ”produktion”.

All användning av energi i produktionen av komponenter och delar, samt slutmontering har kopplats till det tekniska bakgrundssystemet med Ecoinventdata (Wernet et al., 2016), t.ex. för elektricitet, naturgas och fjärrvärme. För elproduktionen har mixen matchats med de geografiska områden för tillverkning som redovisas i avsnitt 2.4.

3.3 Elektricitet och bränsle för användningsfasen

Tabell 2 redovisar den sammanställning av energiförbrukning som ligger till grund för beräkningen av användarfasen. Laddstationen för elbussar och laddhybrider matas från 400 V-nätet och förlusterna vid laddning uppgår till ca 5 % (Persson, 2017). Tomgångsförluster för laddstationerna har antagits vara försumbara (vilket är rimligt för den senaste generationen av laddstationer) (Persson, 2017).

Data för emissioner, resursanvändning och förluster vid produktion, spänningsomvandling och distribution av elektricitet har hämtats från Ecoinvent (Treyer och Bauer, 2016a, b, Wernet et al., 2016). Före förluster i laddstationen (men inklusive alla övriga förluster) svarar dataunderlaget för lokalt producerad vindkraft mot 19 g CO_2-ekv./kWh, Sveriges konsumtionsmix för 45 g CO_2-ekv./kWh och EU:s konsumtionsmix för 491 g CO_2-ekv./kWh. I jämförelse med senare data (EEA, 2017, IEA, 2017) så är denna siffra för EU-mixen relativt hög, även när förluster fram till laddstationen beaktas. Jämförelsedata från Europeiska miljömyndigheten (EEA, 2017) indikerar att direkta utsläpp från EU:s elkraftproduktion (alltså ej livscykeldata där t.ex. bränsleproduktion beaktas, eller förluster i näten) är klart under 300 g CO_2-ekv./kWh. I Ecoinvent antas all elektricitet vara likvärdig i funktion oavsett produktionsmetod. Hänsyn har alltså inte tagits till hur de olika produktionsmetoderna beror av varandra för att säkerställa elnätets stabilitet, t.ex. för att hantera intermittens.

För diesel så ingår 7 % låginblandad rapsmetylester (RME) som är en variant på biodiesel. För avgasefterbehandlingen i samtliga diesel- och HVO-drivna alternativ använder fordonen en blandning av urea och vatten, som också inkluderats i beräkningen. Data för produktion av diesel har hämtats från Ecoinvent (Wernet et al., 2016) och för RME från Hallberg et al. (2013).

Sammansättningen och tillverkningen av HVO och biogas baseras på Sveriges rapporterade råvarubas enligt Energimyndigheten (2016) för år 2015. HVO (”hydrogenated vegetable oil”, vilket på svenska blir vätebehandlad vegetabilisk olja) tillverkas huvudsakligen av restprodukter som djurfett i slaktavfall och avfallsolja från framställning av animaliska och vegetabiliska oljor, samt råtallolja från pappersmassaframställning. För att möta efterfrågan på HVO används även odlade grödor, och 2015 utgjordes den andelen ca 15 %. . Denna andel är främst framställd ifrån raps (Energimyndigheten, 2016). Studiens modellering av HVO-tillverkning kombinerar två dataset från LCA-mjukvaru- och databasleverantören Thinkstep (2017), ett för framställning från djurfett i slaktavfall (85 % av mängden bränsle), och ett för framställning från raps för den återstående andelen.

Underlaget för biogastillverkning är hämtat från en kartläggning gjord av f3, Svenskt kunskapscentrum för förnybara drivmedel (Hallberg et al., 2013). Biogas tillverkas, liksom HVO, till största delen från

Drivlinevariant	Elektricitet	Diesel/HVO	Biogas
Elektrisk	110 kWh/100 km	2,8 L/100 km	-
PHEV-diesel	53 kWh/100 km	19 L/100 km	-
PHEV-gas	53 kWh/100 km	-	23 m^3/100 km
HEV-diesel	-	30 L/100 km	-
HEV-gas	-	-	37 m^3/100 km
Konventionell	-	45 L/100 km	-
Gas	-	-	55 m^3/100 km

Tabell 2: Förbrukning av el- och bränsle (avrundat till två värdesiffror) i medeltal under användarfasen. Samtliga laddningsbara varianter (elektrisk buss och PHEV-alternativen) använder bränslevärmare för att hålla kupévärmen under vinterhalvåret. För den elektriska bussen drivs denna med HVO.

avfallsprodukter, främst biologiskt avfall från hushåll, restauranger, industri och jordbruk – vilket 2015 tillsammans stod för ungefär 65 % av produktionen – samt slam från reningsverk (ca 25 %) (Energimyndigheten, 2016). För biogasen uppgick andelen odlade grödor till ca 10 % år 2015 (Energimyndigheten, 2016). Studien använder fyra dataset från redovisningen gjord av Hallberg et al. (2013), varav en avser biogasproduktion från slam (25 %) och en från odlade sockerbetor (10 %). För övrig framställning har det antagits att 35 % (av den totala sammansättningen) svarar mot tillverkning från hushållskompost och 30 % från biologiskt avfall från industri, som en approximation.

3.4 Underhåll av fordonen

Driftsfasens underhåll av samtliga bussar inkluderar regelbundna byten av däck, filter, bromsbelägg, remmar m.m. pga. slitage vid körning, samt påfyllning av t.ex. smörjolja pga. förbrukning. Denna modellering följer de uppgifter för service och förebyggande byten som rapporterats av Volvo Bussar AB. I underhållet ingår även byten av högspänningsbatterierna för de elektrifierade alternativen. För elbussen byts samtliga batteripack en gång medan för både HEV- och PHEV-bussarna byter batteripacken två gånger, enligt underhållsschemat. Underhållet av gasdrivlinan har antagits vara likvärdigt med underhållet av dieseldrivlinan.

I redovisningen av resultat så har underhållet hanterats på samma sätt som materialförluster i produktionen (se avsnitt 3.2), dvs. all materialframställning och produktion som krävs för att tillverka komponenter och förbrukningsartiklar för underhåll, redovisas som ”underhåll”.

3.5 Materialseparering, energiåtervinning och förberedelser för materialåtervinning

I studien gäller antagandet att all EoL-hantering sker i Sverige. Eftersom ingående material (i modelleringen av materialframställningen, se avsnitt 3.2) består av en blandning med varierande andelar av både primära (jungfruliga) och sekundära (återvunna) råvaror (Wernet et al., 2016), så omfattar EoL-beräkningarna endast de bearbetningsprocesser (och därtill kopplad energianvändning, utsläpp m.m.) som krävs i förberedelserna för återvinning, men inte någon allokering av ursprungliga emissioner och resurser till de produkter som de återvunna materialen används i. Detta gäller dock inte de steg där EoL omfattar energiåtervinning vid avfallsförbränning. Då har en viss mängd av de emissioner som uppstår allokerats till biprodukterna el- och värme. EoL-steget omfattar hela bussen samt alla komponenter som bytts ut pga. underhåll under hela fordonets livslängd.

Före demontering och fragmentering så töms alla fordon på bränsle, olja och andra vätskor (Andersson et al., 2016). Modelleringen inkluderar därefter följande steg: demontering och separat behandling av vissa komponenter, fragmentering av övriga fordonet i en stor fordonskvarn inklusive separering och sortering av olika material, och till sist, bearbetning med syfte att återvinna material i ett par fraktioner. De komponenter som demonteras ur samtliga fordon (där motsvarande komponent finns) är däck, litium-jonbatteriet, blybatteriet, och katalysatorn i avgasefterbehandlingssystemet. Efter fragmenteringen, separering och sortering av det övriga fordonet delas materialet upp i fyra fraktioner beroende på huvudinnehåll:

- Aluminium
- Koppar
- Järn och stål
- Övrigt, vilket inkluderar elektronik, plast, gummi, trä och textilier

I verkligheten sker en viss blandning av material i fragmenteringen och en mängd olika metaller följer med i respektive huvudfraktion, inte bara de tre olika metalltyperna och deras legeringar. I studien har beräkningarna förenklats genom att alla icke-magnetiska metaller som specificerats i bussarnas materialsammansättning, utöver koppar, viktmässigt har räknats till aluminiumflödet. Data för fragmentering har approximerats från ett dataset för personbilar i Ecoinvent (Wernet et al., 2016) – åtgången av elektricitet är 66 kWh/ton fragmenterat fordon och andelen av respektive materialfraktion som går vidare för bli sekundära råvaror genom återvinning är 83 % för aluminium, 78 % för koppar och 95 % för stål. Samtliga metallfraktioner antas genomgå ytterligare bearbetning och sortering, också med data från Ecoinvent (Wernet et al., 2016), före de är färdiga att användas vid ny materialframställning. Vid denna punkt är gränsen dragen för fordonens livscykel. Övrigt material går till förbränning med rökgasrening vilket genererar biprodukterna el- och värme,

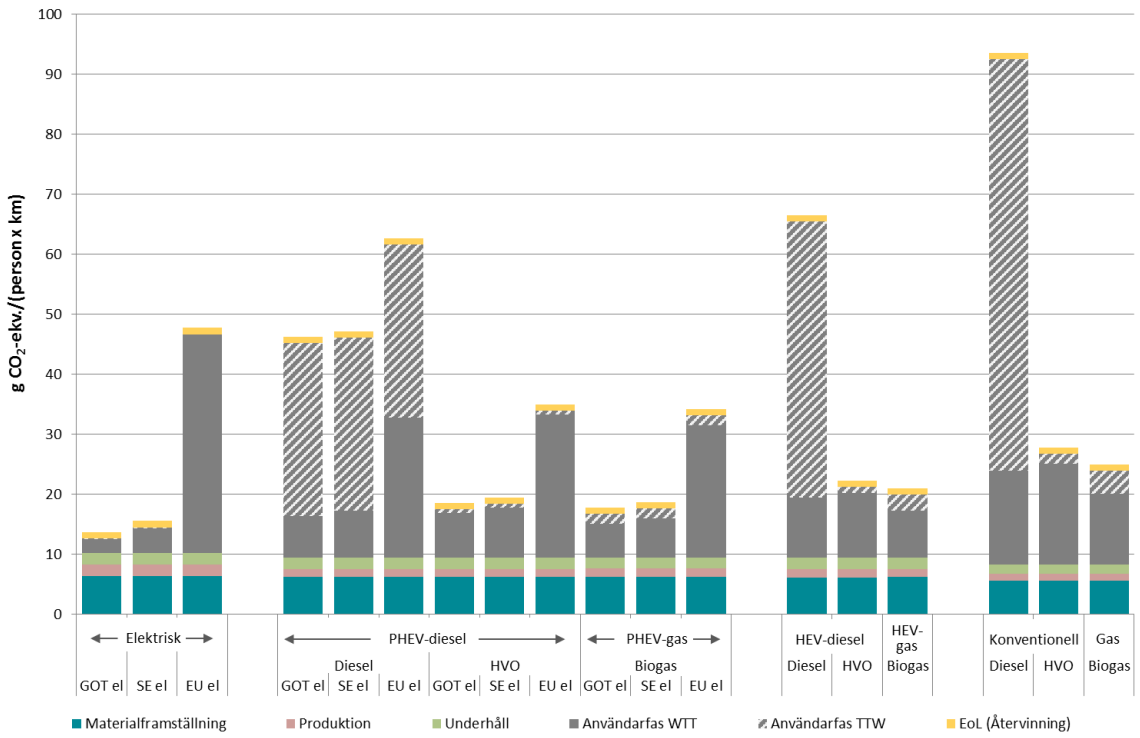
varvid emissioner i medeltal från svensk marknad för el- och fjärrvärme har avräknats från fordonens livscykel. Slutligen går inerta rester till deponi (Wernet et al., 2016).

Bland de komponenter som demonteras före fragmenteringen så har bearbetning och förberedelser för återvinning av blybatteriet och däcken modellerats med separata dataset från Ecoinvent (Wernet et al., 2016). För demontering avgasefterbehandlingssystemet och återvinning av katalysatormaterial så har ett Ecoinvent-dataset (Wernet et al., 2016) använts som omfattar de bearbetningssteg (separat malning och smältning) som krävs för att skilja platina, rodium och palladium (innehållet varierar mellan de olika katalysatortyperna) från övriga delar i katalysatorn. Denna process innebär att övriga komponenten, vilket inkluderar främst keramiskt material, blir inert avfall på deponi.

För litium-jonbatteriet så har det antagits att bearbetningen sker någonstans i Europa och att det görs en viss demontering vilket ger metaller i fraktionerna aluminium, koppar och stål. Dessa bearbetas därefter vidare på samma sätt som fraktionerna efter fragmentering. Litium-jonbatteriets celler går vidare till en pyro-metallurgisk bearbetning med naturgas och övrigt material från batteriet går till förbränning med energiåtervinning, på samma sätt för bussen i övrigt.

4 Resultat

4.1 Klimatpåverkan



Figur 5: Resultat för klimatpåverkan (global uppvärmning).

Figur 5 visar resultaten för miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan. Den elektriska bussen ger lägst bidrag vid laddning med lokal el (vind) och näst lägst vid laddning med Sveriges konsumtionsmix. Utsläppen från laddning med EU:s konsumtionsmix är klart högre pga. en i medeltal större andel fossil energiproduktion. Den dieseldrivna konventionella bussens utsläpp är nästan sju, respektive något mer än sex gånger större än den elektriska bussen vid laddning lokal el och svensk elmix, vilket är de två alternativ som ger lägst utsläpp totalt. Vid laddning med vindkraft står användarfasen för ca 18 % av växthusgasutsläppen för den elektriska bussen. För den konventionella dieselbussen är motsvarande siffra 90 %. I materialframställningen så står tillverkningen av stål för chassi, ram och kaross för runt hälften av alla utsläpp. Batteriet och den elektriska drivlinan ger också viktiga bidrag till utsläppen från materialframställning, produktion och underhåll, och dessa ökar med graden av elektrifiering, dvs. från HEV-alternativen till PHEV-alternativen, och sedan ytterligare för den elektriska bussen.

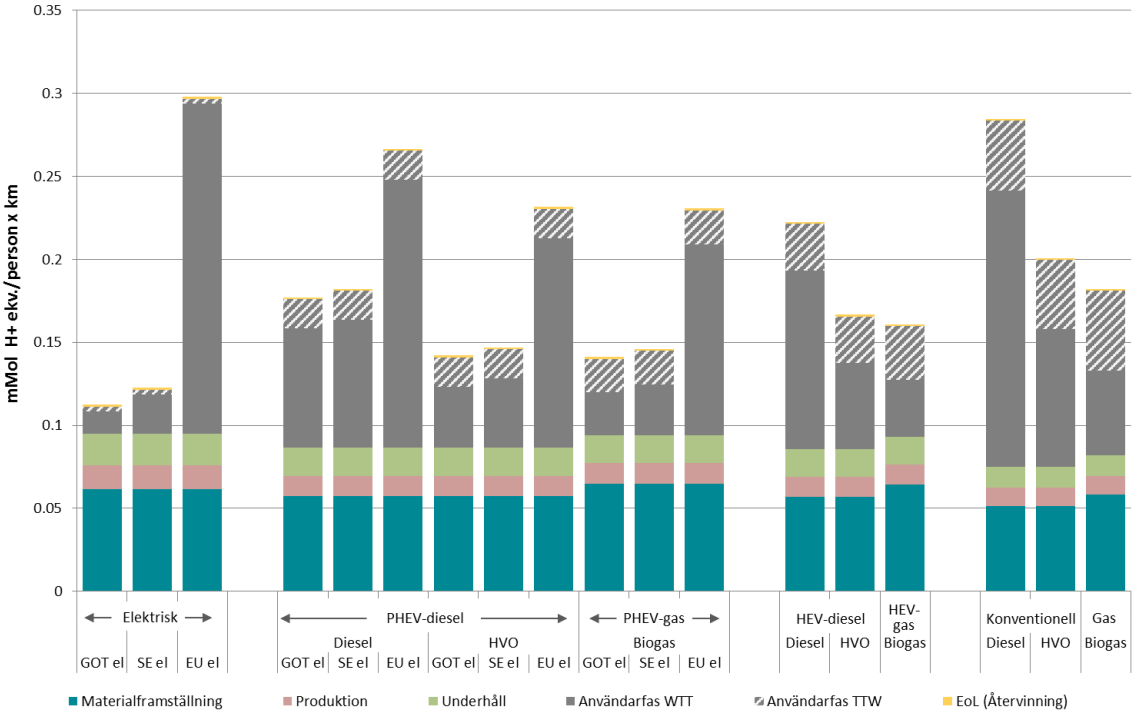
För HVO och biogas är klimatpåverkan TTW låg pga. att de utsläpp av koldioxid som görs under drift är biogena och de ger då inga nettoutsläpp med bidrag till klimatpåverkan. De utsläpp av växthusgaser som syns i Figur 5 för TTW-steget utgörs av lustgas och metan. Både HVO och biogas generar därutöver koldioxidutsläpp i WTT-steget som är ungefär lika stora som utsläppen WTT för diesel (något högre för HVO och något lägre för biogas).

4.2 Försurning och övergödning

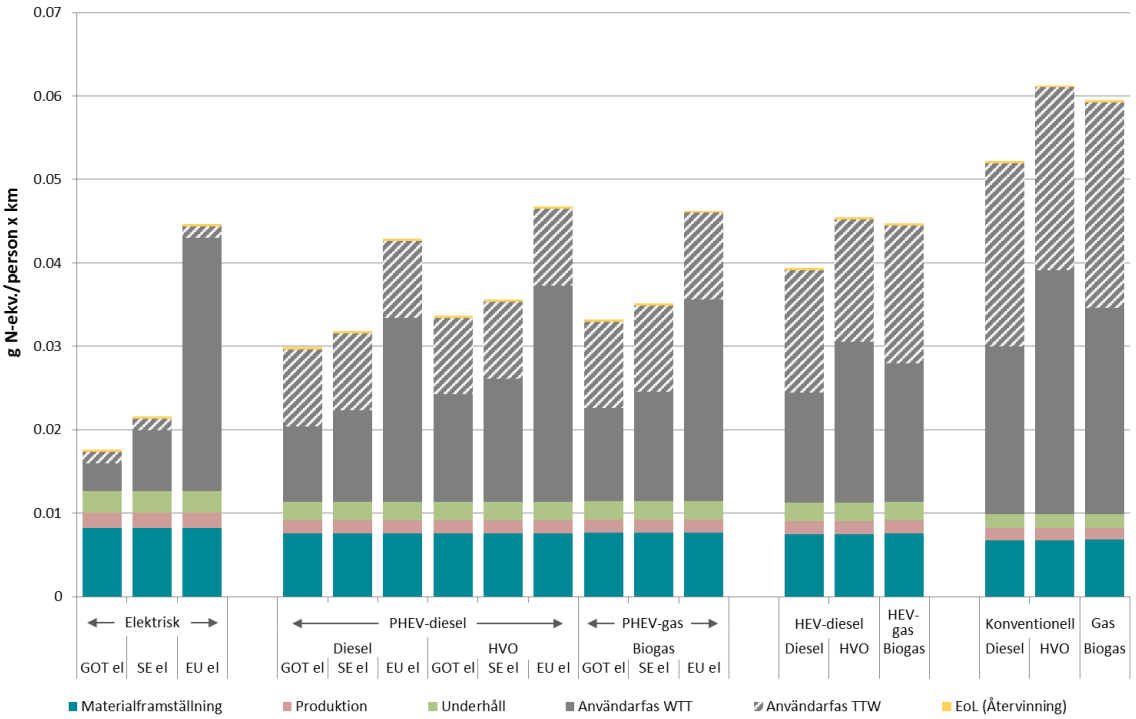
Figur 6 visar resultaten för miljöpåverkanskategorin försurning. Utsläppen i användarfasens TTW-steg domineras av kväveoxider som är avgaser från bussarnas förbränningsmotorer under drift. Den största påverkan kommer dock från den elektriska bussen, om den laddas med EU:s konsumtionsmix, och relativt nära därefter följer den konventionella dieselbussen. För EU-elen så beror utsläppen på användningen av fossila bränslen och att vissa av dessa innehåller svavel, vilket gör att elproduktion i kraftverk genererar både

kväveoxider och svaveldioxid, som bägge försurar. Elanvändning vid tillverkning av material för batterier, och i produktionsfasen, ger samma typ av utsläpp i länder med hög andel fossil energi.

Alla bränsletyperna ger utsläpp av både svaveldioxid och kväveoxider, dock i olika grad, vilket förklarar skillnaden dem emellan i Figur 6. För tillverkningen av HVO uppstår dessutom utsläpp av ammonium.



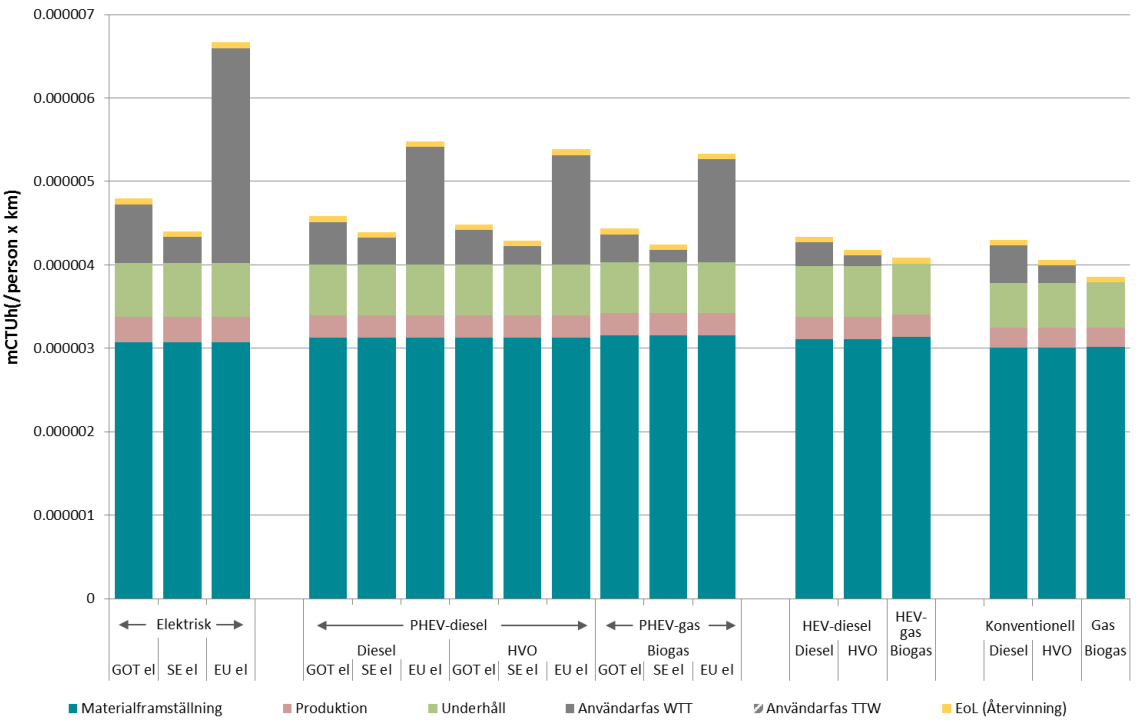
Figur 6: Resultat för försurning.



Figur 7: Resultat för övergödning.

Figur 7 visar resultaten för miljöpåverkanskategorin övergödning. Denna kategori är än mer dominerad av användarfasen än både klimatpåverkan (Figur 5) och försurning (Figur 6). Liksom för försurning så utgörs de största utsläppen i användarfasens TTW-steg av kväveoxider. Även vid framställning av biogas, HVO och produktion av el inom EU så utgör kväveoxider den viktigaste emissionen som orsakar övergödning. Produktion av HVO- och EU-el ger även utsläpp av nitrat till vatten, vilket också har en gödande effekt.

4.3 Toxicitet



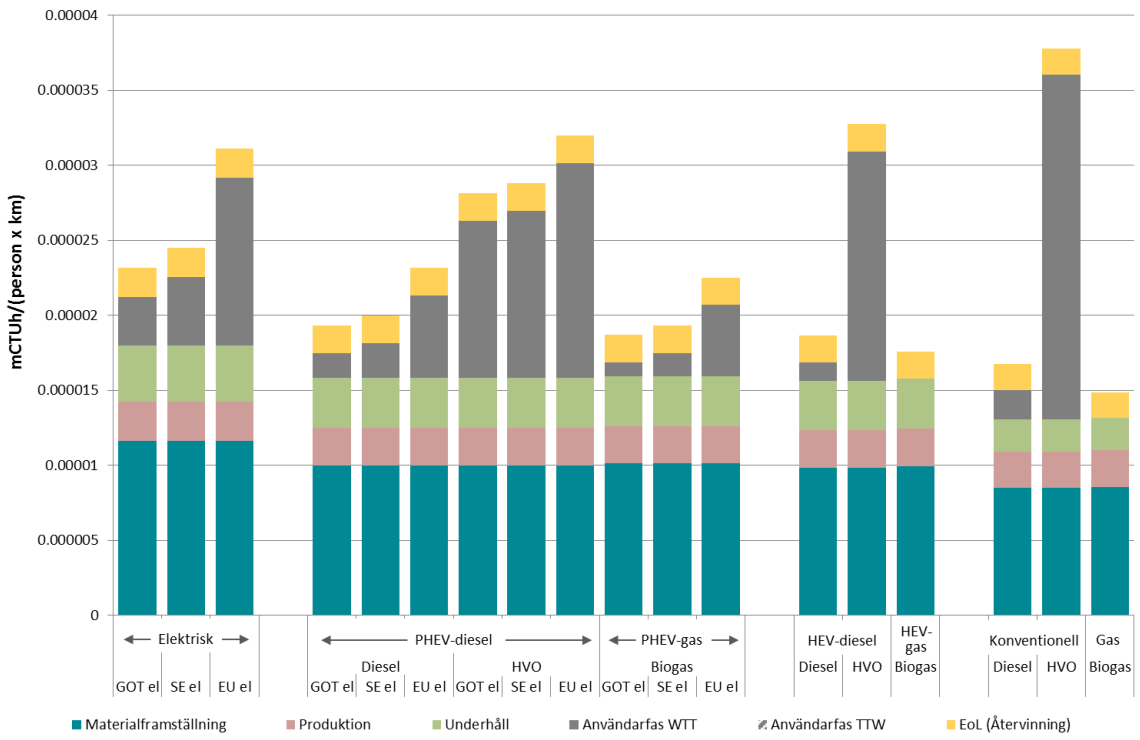
Figur 8: Resultat för toxiska utsläpp som påverkar människors hälsa i form av cancer.

Resultaten för miljöpåverkanskategorin toxicitet och hälsopåverkan genom cancer visas i Figur 8. Inventeringsdataunderlaget för som använts för biogas saknar toxiska flöden helt vilket gör att toxisk påverkan från gasdrivna alternativ är något underskattat. Resultatet styrs av utsläpp av tungmetaller, främst till vatten men även till luft, t.ex. krom, kadmium och arsenik. Utsläpp från råvaruutvinning och tillverkning av stål och gjutjärn men framför rostfritt stål gör materialframställningen för bussens chassi, ram och kaross till en avgörande livscykelfas för toxicitet. Även kopparutvinning genererar utsläpp av tungmetaller, vilket syns både i materialframställningen och kompensationen för spill i produktionsfasen, och det gör att elektriska komponenter ger tydliga bidrag. Kombinerat förklarar emissionerna från stål och kopparframställning även det relativt stora bidraget från laddnings-el genererad i vindkraftverk. Utvinning och förbränning av fossila bränslen är ytterligare en källa till utsläpp av tungmetaller, vilket är förklaringen till det stora bidraget från produktionen av elektricitet inom EU, samt att diesel ger större utsläpp än HVO.

Figur 9 visar resultaten för icke-cancerogen toxicitet. Även i denna kategori är utsläpp av tungmetaller avgörande, men här spelar kvicksilver och utsläpp till luft en viktigare roll. Det gäller t.ex. framställningen av HVO från både avfall och raps, vilket gör användarfasen (WTT-steget) dominerande för alla HVO-drivna alternativ. Utsläpp av kadmium och bly ger också viktiga bidrag. För biogas saknas återigen dataunderlag.

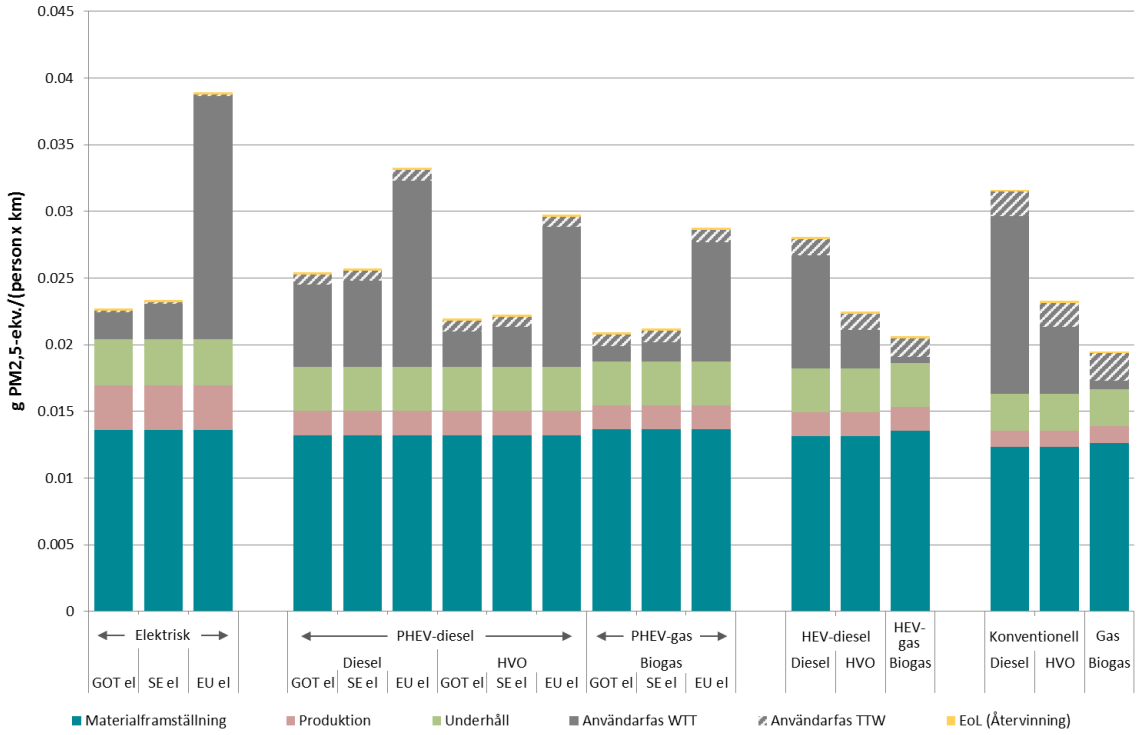
Kopparanvändning är kopplat till ett tydligt bidrag även i den icke-cancerogena kategorin, återigen både i materialframställning och produktion. EoL-fasen ger ett noterbart bidrag för alla alternativ pga. utsläpp av zink[3] till vatten som uppstår vid behandling av förbrukade däck.

[3] Zink är en livsnödvändig metall för både djur och människor, men blir toxiskt i höga halter (Linderholm, 2017).

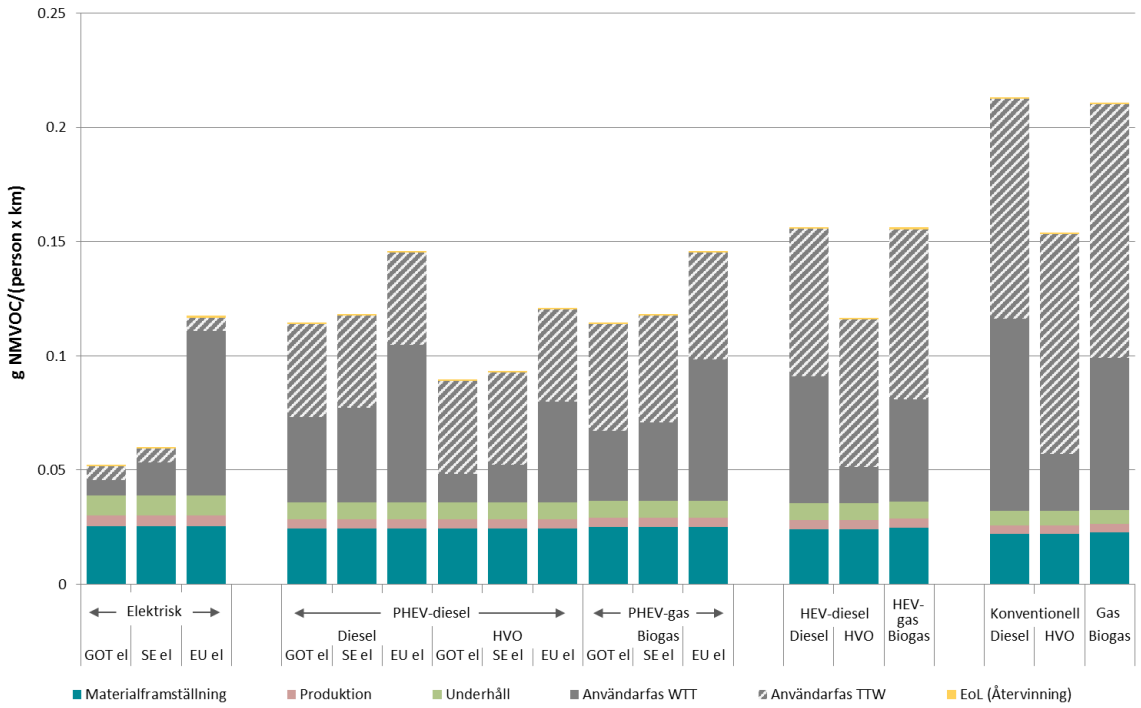


Figur 9: Resultat för toxiska utsläpp som påverkar människors hälsa, ej cancer.

4.4 Luftföroreningar



Figur 10: Resultat för partikelutsläpp.



Figur 11: Resultat för fotokemisk uppkomst av marknära ozon (smog).

Figur 10 (föregående sida) visar resultaten för miljöpåverkanskategorin partikelutsläpp, som är en luftförorening. Partiklar genereras vid utvinning och förädling av fossila bränslen samt vid förbränning. Här ingår t.ex. utsläpp av svaveloxider som reagerar med andra ämnen i luften och bildar partiklar (US EPA, 2017). Detta förklarar det höga bidraget från laddning med EU-el samt varför utsläppen från användarfasen (WTT och TTW tillsammans) minskar med ökande grad av elektrifiering om den baseras på svensk eller lokal elproduktion, men ökar med EU-elen. Framställning av diesel, och i lägre grad HVO, ger utsläpp av både partiklar och svaveldioxid.

I materialframställningsfasen utgör användningen av fossila bränslen vid tillverkning av stål en källa till utsläpp, och generellt i materialframställning, produktion och underhåll så utgör elanvändning i länder med hög andel fossil energiproduktion ett betydande bidrag till hälsopåverkan från partiklar.

Resultaten för fotokemisk uppkomst av marknära ozon, en typ av miljöpåverkan som också beskrivs med termen smog, visas i Figur 11. För alla alternativ förutom den elektriska bussen vid laddning med lokal eller svensk el, vilka har klart lägst påverkan totalt, så dominerar användningsfasen, med tydliga bidrag från både WTT-steget och utsläpp när bussarna körs (TTW). Utsläppen i TTW-steget för elektriska bussar kommer från förbränningen av HVO för uppvärmning. Emissioner av kväveoxider och flyktiga kolväten från förbränning och bearbetning av bränslen utgör huvudorsaken till smog, men även t.ex. kolmonoxid bidrar. Vid användning av EU-el (WTT) för laddning och för specifika steg i produktionen så utgör elproduktion med hög andel fossila bränslen förklaringen till utsläpp. För framställning och användning av biogas utgör läckage av metan en viktig förklaring till den stora påverkan de gasdrivna fordonen ger i denna kategori.

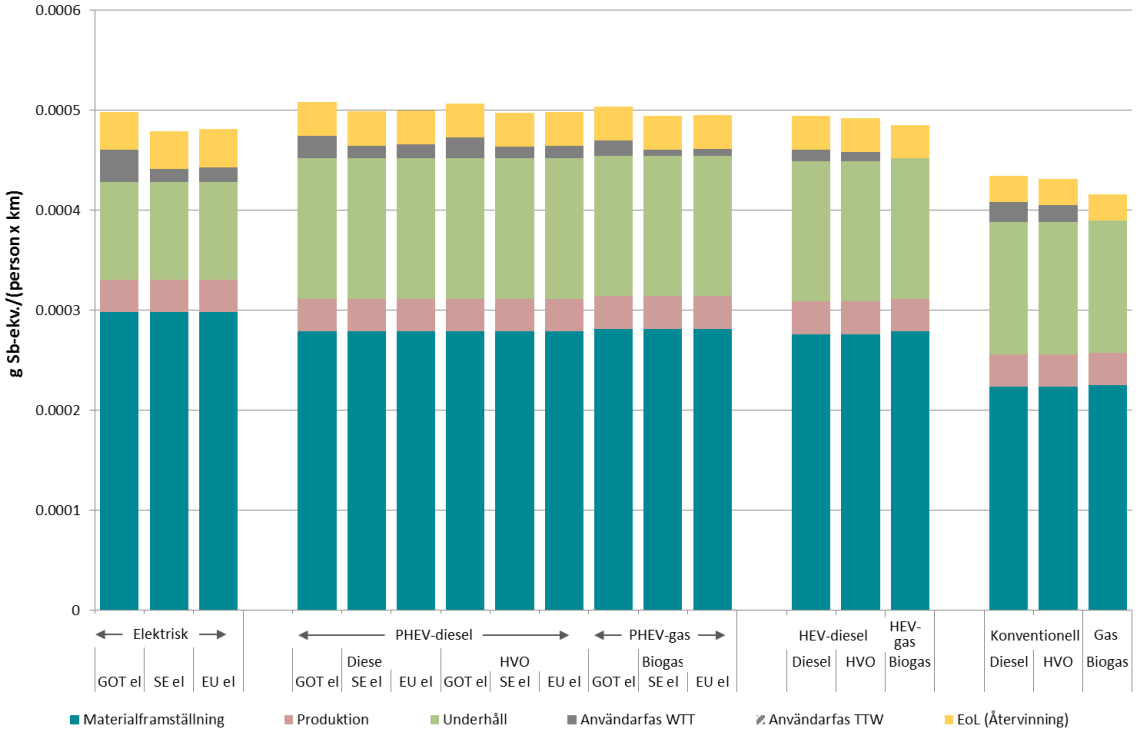
4.5 Resursförbrukning

Figur 12 visar resultaten för abiotisk resursanvändning enligt CML(Guinée et al., 2002, CML, 2016). De konventionella bussar som körs på diesel och HVO, liksom gasbussen, har generellt lägre påverkan än de elektrifierade alternativen, men det finns ingen tydlig trend att ökande resursförbrukning följer med högre grad av elektrifiering. Guld, silver och koppar finns i all elektronik och ger bidrag för samtliga alternativ. Speciellt används relativt stora mängder guld i kretskortet för luftrengöringsaggregatet som finns i alla fordon, och som byts som en del av underhållet. Molybden i stållegeringar är också viktigt.

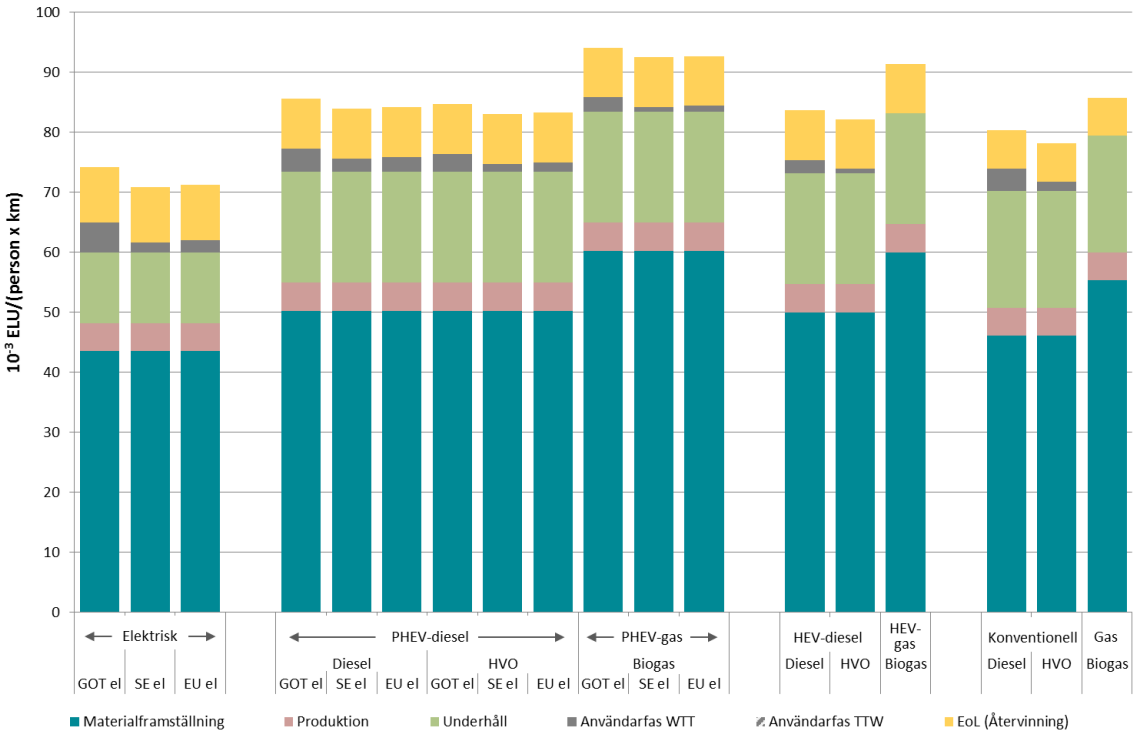
Kretskort för kraftelektronik och kopplingsdosor i den elektriska drivlinan och i batterierna innehåller guld som ger en tydlig effekt i resultaten för både materialframställning och underhåll. Kopparanvändning,

t.ex. i elmotorn, ledningar och kretskort, ger ytterligare bidrag för samtliga elektriskt drivna alternativ. Däremot så ger litium i batteriet inget markant utslag med denna resursförbrukningsmetod.

För de konventionella bussarna och gasbussen så spelar blybatteriet stor roll pga. användning av silver och bly, samt till blyutvinningen kopplad brytning av kadmium. Påverkan i EoL är ett resultat av bearbetning av aluminiumspill, vilket genom dataset från Ecoinvent är kopplat till förbrukning av kadmium och bly.



Figur 12: Resultat för resursförbrukning enligt CML (Guinée et al., 2002, CML, 2016).



Figur 13: Resultat för resursförbrukning enligt EPS (Steen, 2015).

EPS är en bredare och mer aggregerad typ av miljö- och resurspåverkansindikator än den för abiotisk resursförbrukning enligt CML. Figur 13 visar dock resultat för EPS-metoden när endast förbrukning av resurser beaktas (annan påverkan från t.ex. växthusgasemissioner som också mäts i ELU är inte inkluderad här). I stort gäller samma förklaringar för resultaten för materialframställning och underhåll som för CML-metoden, även om värderingen av specifika resurser är annorlunda i EPS. Den viktigaste förklaringen till det annorlunda mönstret i resultaten i Figur 13 jämfört med Figur 12 är att EPS-metoden värderar användning och förluster av de mycket dyra och sällsynta metallerna platina, rodium och palladium klart högre än CML-metoden. Dessa metaller ingår i avgasefterbehandlingssystemens katalysatorer i alla fordon med förbränningsmotor, och även om samtliga återvinns relativt väl pga. sitt höga värde så används en hög andel jungfruligt material vid nytillverkning av komponenterna. Platina som ingår med några få gram i katalysatorn för bussar med dieselmotor (alltså även inklusive HVO-alternativen) ger störst bidrag per gram till EPS-värderingen. Samma katalysator innehåller även lite palladium. Men de gasdrivna fordonens katalysatorer innehåller en klart större total mängd av palladium och rodium (mer än 10 gånger högre vikt) jämfört med dieselkatalysatorn, och detta är förklaringen till att gasbussalternativen genomgående får hög påverkan, framförallt HEV-gas och PHEV-gas som har både avgasefterbehandlingssystem och den elektronik som följer med till den elektriska drivlinan och batteriet.

5 Diskussion och slutsatser

5.1 Miljöpåverkan beroende på typ av fordon, laddnings-el och bränsle

Resultaten i studien visar att miljöpåverkan för stadsbussar inte entydigt följer graden av elektrifiering, utan att det avgörs genom valet av bränsle och vilken miljöbelastning som tillgänglig laddnings-el har. Ett annat sätt att formulera detta är att frågorna ställda i avsnitt 2.1 är korsvis kopplade till varandra. Svaret på om miljöpåverkan sjunker eller ökar med graden av elektrifiering (fråga 1) är att det varierar både mellan och inom miljöpåverkanskategorierna, med laddnings-elen (fråga 2) och bränslet (fråga 3) som avgörande parametrar.

Däremot, om de studerade miljöpåverkanskategorierna grupperas är det möjligt att identifiera mönster. För klimatpåverkan, vilket är den huvudsakliga drivkraften bakom elektrifiering (sett till miljöfaktorer), så ger de helt elektriska bussarna genomgående lägst emissioner om de laddas med lokal vindkrafts-el eller svensk elmix. Trenden är att ökad grad av elektrifiering ger klart sjunkande utsläpp, dvs. från konventionell dieselbuss (även vid körning på HVO) eller gasbuss, via HEV- och PHEV-alternativen ner till helt elektrisk buss. Detta är framförallt tydligt i jämförelse med konventionella fordon som körs på diesel och då står sig slutsatsen även vid laddning med EU:s konsumtionsmix.

I stort är mönstret liknande för majoriteten av de miljöpåvekanskategorier som orsakas av andra luftburna emissioner: försurning, övergödning, och bildande av smog. Här ger de helt elektriska bussarna genomgående lägst emissioner om de laddas med el från vindkraft eller svensk konsumtionsmix, oavsett bränsle. I jämförelse med laddning från EU-mixen så är det dock HEV-alternativen som står för den avgörande utsläppsreduktionen av försurande och övergödande ämnen. För partikelutsläpp gäller också att laddning med vind-el och svensk el i helt elektriska bussar ger lägst utsläpp, men enbart i jämförelse med konventionella och elektrifierade fordon som körs på diesel. För HVO är skillnaden mellan alternativen liten medan för biogas ökar partikelutsläppen något med ökad elektrifieringsgrad. Vid laddning med EU-el så ökar partikelutsläppen från PHEV-alternativen och är högst för helt elektrisk bussar.

Miljöpåverkanskategorierna toxicitet och resursanvändning skiljer sig mer från resultatet för klimatpåverkan. För toxicitet så gäller att hälsopåverkan hos människor ökar något med graden av elektrifiering, som en följd av ökade utsläpp av tungmetaller. Framförallt om laddningen görs med EU-el, eftersom användarfasen då bidrar mer pga. tungmetallutsläpp från utvinningen av fossila bränslen. Avseende toxiska, men ej cancerogena utsläpp utgör HVO ett undantag med höga utsläpp av kvicksilver, men även dessa sjunker eller planar ut med ökad elektrifieringsgrad. Samtidigt är det viktigt att påpeka att studien saknar ett säkerställt dataunderlag för toxiska utsläpp från biogasframställning.

För resurser så är mönstret återigen något annorlunda. Beroende på utvärderingsmetod så har antingen den helt elektriska bussen eller de helt förbränningsmotordrivna alternativen lägst resursförbrukning. Båda resursutvärderingsmetoderna finner att en större mängd högt skattat jungfruligt material åtgår i HEV- och PHEV-alternativen, som en effekt av att hybridisering kräver avancerade material både i den elektriska drivlinan och i systemet kring förbränningsmotorn.

Ett svar på frågan om hur stadsbussars miljöpåverkan beror på deras grad av elektrifiering (fråga 1) är att tillverkningen av den elektriska drivlinan och batterierna ger förhållandevis liten skillnad mellan de tekniska alternativen i de flesta miljöpåverkanskategorierna. Istället domineras miljöbelastningen av chassi, ram och kaross, både sett till materialframställning och produktionen av bussen. Här skiljer sig bussar i kollektivtrafik klart från personbilar där tillverkningen av den elektriska drivlinan och framförallt batteriet ger ett mycket större avtryck i den totala miljöpåverkan (Hawkins et al., 2012, Nordelöf et al., 2014). För de undersökta bussarna så är det användarfasens miljöbelastning som oftast avgör vilket alternativ som har lägst påverkan, även i de fall då fordonets summerade livscykel dominerar över användarfasen i stort.

Vidare går det att säga att produktionen av den elektricitet som används för laddning (fråga 2) klart inverkar på vilken miljöpåverkan som laddningsbara stadsbussar har. Som väntat är det generellt sett mindre gynnsamt att elektrifiera med stigande andel fossil energi i elmixen, precis som för andra fordonstyper (Nordelöf et al., 2014). Men när denna gräns går beror på vilket bränsle som är utgör alternativet i jämförelsen med elektrisk drift (fråga 3). För de flesta studerade kategorierna, och för klimatpåverkan allra tydligast, så minskar vinsten med att elektrifiera om alternativet är att använda biobränslen. Av de två biobränslena har biogas allmänt sett lägre påverkan än HVO avseende påverkan på klimat, försurning och övergödning, men skillnaden är såpass liten att fördjupad osäkerhetsanalys krävs kring bränsleförbrukningen för biogas för att avgöra om detta är en robust slutsats eller inte.

5.2 Övergripande iakttagelser och argument för strategiska val

Valet av strategi för att uppnå så låg miljöpåverkan som möjligt beror på hur man prioriterar mellan olika typer av miljöbelastning, vilken el som är möjlig att upphandla och vilka råvaror som finns tillgängliga för att producera biobränslen med generellt låg miljöpåverkan. I detta sammanhang är det viktigt att framhålla dataunderlaget för det bakomliggande energisystemet visar upp två olika trender.

För både HVO och biogas så beror deras relativt låga påverkan avseende flera miljöproblem, framförallt klimatpåverkan, på att avfall nu utgör den huvudsakliga råvaran för deras framställning. Sammanställningen från Energimyndigheten (2016) indikerar att med en fortsatt ökad efterfrågan och användning av dessa biobränslen i Sverige så kommer behovet av att använda livsmedelsgrödor i produktionen i medeltal att öka. Detta leder till ökade utsläpp för framställningen, t.ex. om palmolja räknas med som en råvara för HVO, jämfört med vad studien presenterar. De resultat som redovisas för biobränslen i studien riskerar därmed att förskjutas uppåt.

Omvänt gäller för laddnings-elen att medelkonsumtionsmixen i EU troligen är på väg nedåt sett till fossilt innehåll pga. ett pågående skifte från kolkraft till naturgas och att förnyelsebar energiproduktion som t.ex. sol- och vindkraft fortsätter att expandera (IEA, 2017). Kombinerat med att det data som använts för EU-el i denna studie förmodligen är högt skattat sett till den fossila andelen av elproduktionen (se avsnitt 3.3) så är det troligt att studiens resultat för laddning med EU-el kommer att sjunka över tid.

Ett argument för att elektrifiera fordon i kollektivtrafik är att minska växthusgasutsläpp som genererar global uppvärmning för att möta mål för minskade klimatutsläpp. Ett annat argument är att minska andra luftburna emissioner som har påverkan på lokal och regional hälsa och miljö (försurning, övergödning, partikelutsläpp och smog). Med ett sådant fokus på klimatpåverkan och lokal miljöpåverkan så visar studien att helt elektriska fordon är att föredra jämfört med övriga studerade alternativ med de förutsättningar som finns i Sverige, dvs. med svensk konsumtionsmix för laddning eller lokal elproduktion. Detta blir då också ett sätt att frigöra HVO och biogas för användning i andra applikationer som inte lika lätt kan använda elektrifiering för att minska sina utsläpp, och samtidigt begränsa efterfrågan på dessa biobränslen till volymer som kan framställas på avfall- och restprodukter, och därmed relativt låga utsläpp.

Med samma fokus, men med de förutsättningar för laddning som gäller i EU i medeltal, så är alla steg i elektrifieringstrappan gynnsamma jämfört med att köra på diesel (även inklusive låginblandning), men återigen ger de helt elektriska bussarna lägst utsläpp och har dessutom fördelen att vara något lägre skattade för viss typ av resursförbrukning. Samtidigt visar studien att om laddnings-elens utsläpp ligger på medelnivån för EU och det finns tillgång till biobränslen som kan tillverkas huvudsakligen från restprodukter och avfall så uppnår dessa i flera fall lägst påverkan vid användning i hybrider utan laddning (HEV-HVO och HEV-gas).

Om toxiska utsläpp till luft och vatten från produktion av fordon, laddnings-el och bränsle (men inte vid användning av fordonen) värderas som viktigt så medför elektrifieringen generellt något ökade utsläpp. Denna problemväxling, där fördelar i minskade emissioner till luft byts mot ökade emissioner i resursutvinningen är i överstämmelse med resultat från LCA studier av personbilar (Nordelöf et al., 2014). Metoder för att undvika denna problemväxling finns i form av striktare krav på hantering av slagg från gruvbrytning, liksom ökad återvinning.

Avslutningsvis, en viktig kommentar är att resultat från enskilda LCA studier ofta skiljer sig åt avseende detaljerade resultat och detta beror på att olika studier svarar på olika frågor och därför modelleras med olika metodval, t.ex. hur systemgränserna skall dras. Det finns ofta även skillnader och osäkerheter i dataunderlaget. Resultaten i denna studie utgör ett exempel på en studie med bra dataunderlag för både bussarnas materialinnehåll och hur de används. Däremot är osäkerheten för modelleringen av processer i produktionssteget betydligt större. Även bränsleförbrukningen (TTW) och framställningen av bränslen (WTT) i användarfasen har osäkerheter, speciellt avseende konsumtionen av biogas i gasbussarna samt t.ex. om el- och bränsleförbrukningen ändras med körmönstret på en annan linje (med annan sträckning eller trafikmönster). I en fortsättning på detta projekt planeras därför för en känslighetsanalys som utreder hur variationer i bränsleförbrukningen påverkar resultaten. Dataunderlaget för framställning av el- och bränslen kommer också fördjupas.

Det är också viktigt att framhålla att resultaten som indikerar att klimatfördelar växlas mot ökad toxicitet kräver ytterligare analys för att avgöra om relativa ökningen har stor eller liten betydelse i ett vidare sammanhang. Sammantaget byggs ett användbart kunskapsunderlag av flera studier när forskningsfrågor, metodval och dataunderlag varieras så att de tillsammans ger en bred helhetsbild. Denna studie utgör ett relativt unikt bidrag avseende miljöpåverkan från elektrifierade kollektivtrafikbussar och framförallt hur resultaten varierar när laddnings-el med olika grad av fossilt innehåll och olika biobränslen kombineras.

Referenslista

Andersson, M., Ljunggren Söderman, M. & Sandén, B. A. (2016). Are scarce metals in cars functionally recycled? *Waste Management*.

CML (2016). *CML-IA Characterisation Factors* [Online]. Leiden, the Netherlands: Department of Industrial Ecology, Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University. Tillgänglig: https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors Besökt 27 February 2017.

Cucurachi, S. & Heijungs, R. (2013). Characterisation factors for life cycle impact assessment of sound emissions. *Science of the Total Environment*, 468-469**,** pp. 280-291.

EEA (2017). *Overview of electricity production and use in Europe* [Online]. Denmark: European Environment Agency. Tillgänglig: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/overview-of-the-electricity-production-2/assessment Besökt 12 december 2017.

ElectriCity (2016). ElectriCity - Samarbete för en hållbar och attraktiv kollektivtrafik. Statusrapport oktober 2016, fördjupad version. Oktober 2016, Göteborg, Sverige.

Energimyndigheten (2016). Drivmedel och biobränslen 2015. Mängder, komponenter och ursprung rapporterade i enlighet med drivmedelslagen och hållbarhetslagen. 2016, Eskilstuna, Sverige: STATENS ENERGIMYNDIGHET. ER 2016:12.

Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. d., Oers, L. v., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., Bruijn, H. d., Duin, R. v. & Huijbregts, M. A. J. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background*. Editor: GUINÉE, J. B. Dordrecht: Centrum Milieukunde Leiden (CML), Leiden University. Kluwer Academic Publishers. ISBN 1-4020-0228-9.

Hallberg, L., Rydberg, T., Bolin, L., Dahllöf, L., Mikaelsson, H., Iverfeldt, E. & Tivander, J. (2013). Well-to-wheel LCI data for fossil and renewable fuels on the Swedish market. 2013, Sweden: f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels. Report No 2013:29.

Hawkins, T., Gausen, O. & Strømman, A. (2012). Environmental impacts of hybrid and electric vehicles – a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8)**,** pp. 997-1014.

IEA (2017). Energy and CO2 emissions in the OECD. 20 April 2017: OECD/IEA: International Energy Agency.

JRC-IES (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First ed, November 2011, Luxemburg: PUBLICATIONS OFFICE OF THE EUROPEAN UNION: European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. EUR 24571 EN.

Keolis (2017). *Statistik för resande på linje 55*. Oktober 2017. (Exceldatablad, operatörens statistik över resande på linje 55).

Linderholm, L. (2017). *Fakta om zink* [Online]. Sverige: Naturvårdsverket. Tillgänglig: http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Zink/ Besökt 7 december 2017.

Lund, P. E. (2017). *Personlig kommunikation med NORDELÖF, A. 23-25 oktober 2017*. Trafikutvecklare på Keolis Sverige AB.

Nordelöf, A. & Alatalo, M. (2017). A Scalable Life Cycle Inventory of an Automotive Power Electronic Inverter Unit – Technical and Methodological Description, version 1.0. 2017, Gothenburg, Sweden: Department of Energy and Environment, Divisions of Environmental Systems Analysis & Electric Power Engineering, Chalmers University of Technology. ESA report no. 2016:5.

Nordelöf, A., Grunditz, E., Lundmark, S., Tillman, A.-M., Alatalo, M. & Thiringer, T. (2017a). Life cycle assessment of permanent magnet electric traction motors. (Manuscript under review).

Nordelöf, A., Grunditz, E., Tillman, A.-M., Thiringer, T. & Alatalo, M. (2017b). A Scalable Life Cycle Inventory of an Electrical Automotive Traction Machine – Technical and Methodological Description, version 1.01. 2017b, Gothenburg, Sweden: Department of Energy and Environment, Divisions of Environmental Systems Analysis & Electric Power Engineering, Chalmers University of Technology. ESA report no. 2016:4 - version 1.01.

Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A.-M., Ljunggren Söderman, M. & Van Mierlo, J. (2014). Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11)**,** pp. 1866-1890.

Ongel, A. (2015). Inclusion of Noise in Environmental Assessment of Road Transportation. *Environmental Modeling and Assessment***,** pp. 12.

Orton, K. (2017). *Personlig kommunikation med NORDELÖF, A. 25 oktober 2017*. Chef för Verksamhetsstöd på Keolis Sverige AB.

Persson, F. (2017). *Personlig kommunikation med ROMARE, M. 26 september 2017*. Projektledare vid Göteborg Energi AB.

Steen, B. (2015). The EPS 2015d impact assessment method – an overview. 2015, Göteborg, Sverige: SWEDISH LIFE CYCLE CENTER: Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology. Report no 2015:5.

Thinkstep (2017) GaBi LCA databases [Online]. Leinfelden-Echterdingen, Germany: THINKSTEP AG. Available: http://www.gabi-software.com/international/databases/gabi-databases/.

Transportstyrelsen (2017a). *Avgaser* [Online]. Sverige: Transportstyrelsen. Tillgänglig: https://transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Miljo/Luftkvaliet-i-tatorter/Avgaser/ Besökt 13 december 2017.

Transportstyrelsen (2017b). *Klimat och energi* [Online]. Sverige: Transportstyrelsen. Tillgänglig: https://transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Miljo/Klimat/ Besökt 13 december 2017.

Treyer, K. & Bauer, C. (2016a). Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part I: electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9)**,** pp. 1236-1254. (journal article).

Treyer, K. & Bauer, C. (2016b). Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part II: electricity markets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9)**,** pp. 1255-1268. (journal article).

US EPA (2017). *Sulfur Dioxide (SO2) Pollution - Sulfur Dioxide Basics* [Online]. USA: United States Environmental Protection Agency. Tillgänglig: https://www.epa.gov/so2-pollution/sulfur-dioxide-basics Besökt 7 december 2017.

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9)**,** pp. 1218-1230.

Volvo Bussar (2011). *Volvo 7900 Range – The Volvo 7900 takes you further*. Juni, 2016. Göteborg, Sverige: Volvo Bussar AB, AB Volvo. (Produktbroschyr på engelska för Volvos 7900-serie, RSP 84351.11.06 EN.).

Volvo Bussar (2016a). *Volvo 7900 Electric*. Mars, 2016. Göteborg, Sverige: Volvo Bussar AB, AB Volvo. (Produktbroschyr på svenska för Volvos helektriska buss i 7900-serien, RSP 84835.16.03. SE).

Volvo Bussar (2016b). *Volvo 7900 Electric Hybrid*. Juni, 2016. Warwick, UK: Volvo Bus, Volvo Group UK Limited, Volvo Group. (Produktbroschyr på engelska för Volvos laddningsbara hybridbuss i 7900-serien.).

Volvo Bussar (2016c). *Volvo 7900 Hybrid*. April, 2016. Göteborg, Sverige: Volvo Bussar AB, AB Volvo. (Produktbroschyr på svenska för Volvos hybridbuss i 7900-serien, RSP 84770.16.04. SE.).

Volvo Lastvagnar (2013). *Fact sheet Engine D8K320, EU6SCR*. June, 2013. Göteborg, Sverige: Volvo Truck Corporation, Volvo Group. (Produktbroschyr, Euro-6 sexcylindrig dieselmotor, ENG 2013-06-26 Version 01).

Volvo Lastvagnar (2015). *Faktablad motor FECNGEU6*. September, 2015. Göteborg, Sverige: Volvo Truck Corporation, Volvo Group. (Produktbroschyr, Euro-6 sexcylindrig CNG-motor, 2015-09-07 SWE Version 01).