



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC STS 19050

Examensarbete 30 hp
December 2019

Modellering av miljözoners inverkan på luftkvalitet i centrala Uppsala

Niklas Pedersen



UPPSALA
UNIVERSITET

**Teknisk- naturvetenskaplig fakultet
UTH-enheten**

Besöksadress:
Ångströmlaboratoriet
Lägerhyddsvägen 1
Hus 4, Plan 0

Postadress:
Box 536
751 21 Uppsala

Telefon:
018 – 471 30 03

Telefax:
018 – 471 30 00

Hemsida:
<http://www.teknat.uu.se/student>

Abstract

Modeling of environmental zones' impact on air quality in central Uppsala

Niklas Pedersen

In order to improve the air quality in Uppsala, a proposition to introduce one of two new emission zones (EZ), starting in the year 2020, has been proposed. In what is called Environment Zone Class 2 (EZ2), only cars that meet emission class Euro 5 and higher are allowed and in Environment Zone Class 3 (EZ3), only electric, fuel cell and gas vehicles are allowed.

The purpose of this thesis is to examine how EZ: s would affect the air quality, regarding nitrogen oxides (NO_x) and particles (PM_x), within the zone of the city of Uppsala. Using the traffic simulation software PTV Vissim and the emissions modeling software EnViver, four scenarios have been created, two representing today's fleet of vehicles and two examining a modified fleet. Scenario 1 examines an exclusion of all non EZ2 vehicles (Euro 4 and lower) within the zone and scenario 2 examines an EZ2 solely on the road Kungsgatan. Scenario 3 and 4 examine an EZ2 and EZ3 where all cars that do not currently meet the requirements for each EZ are replaced with ones that do.

The results indicate that all proposals, except scenario 2, lead to a reduction of NO_x and PM₂ within the zone. Scenario 1 shows a decrease by 51% for NO_x and 57% for PM₁₀, scenario 3 shows a decrease by 17% and 24% respectively and scenario 4 shows a decrease by 66% and 43% respectively. For scenario 2 the emissions show an increase by 10% and 7% each within the zone.

Handledare: Emma Nolinder
Ämnesgranskare: David Lingfors
Examinator: Elisabet Andrésdóttir
ISSN: 1650-8319, UPTec STS 19050
Tryckt av: Uppsala

Populärvetenskaplig sammanfattning

Ett stort hälsoproblem i svenska städer idag är luftkvaliteten. Detta beror till stor del på transporter och deras utsläpp av kväveoxider (NO_x) och partiklar (PM). Dessa uppkommer vid förbränning av fossila bränslen och på grund av däck-, broms- och vägslitage.

För att få bukt med detta finns det från och med 2020 möjlighet för kommuner att införa två nya klasser av miljözoner för personbilar. I dessa tillåts endast bilar som klarar kraven för respektive miljözonklass. I det som kallas Miljözon Klass 2 (MK2) får bilar som uppfyller utsläppsklass Euro 5 eller Euro 6 köra och i Miljözon klass 3 (MK3) får endast el-, bränslecells- och gasfordon köra.

Denna studie undersöker hur luftkvaliteten skulle påverkas om en MK2 eller MK3 implementerades i centrala Uppsala. Detta görs genom fyra scenarier, två som representerar dagens fordonsflotta och två som undersöker en förändrad sammansättning i ett framtida skede. Scenario 1 undersöker en utökning av dagens miljözon, som gäller tunga lastbilar, till en MK2 och scenario 2 undersöker en MK2 på enbart Kungsgatan i centrala Uppsala. Scenario 3 och 4 undersöker en förändrad fordonsflotta så att alla fordon i dagsläget hunnit anpassas till rådande miljözon. Det första scenariot undersöker därför utsläppen om alla bilar som idag inte uppfyller kraven för en MK2 bytts ut, och det andra scenariot om alla bilar som idag inte uppfyller kraven för en MK3 bytts ut. En representativ modell över dagens trafiksituation under rusningstid har modellerats i trafiksimuleringsprogrammet PTV Vissim. Kördatan har sedan exporterats och använts som grund för utsläppsberäkningar i emissionsmodelleringsprogrammet EnViver.

Resultaten visar att alla förslag utom scenario 2 leder till att utsläppen av NO_x och PM_{10} minskar för Uppsalas innerstad. Enligt scenario 1 skulle utsläppen minska med 51 % för NO_x och 57 % för PM_{10} . För scenario 3 skulle utsläppen minska med 17 % och 24 %. För scenario 4 skulle utsläppen minska med 66 % och 43. När det gäller scenario 2 ökade istället utsläppen av NO_x med 10 % och PM_{10} med 7 % i innerstaden som helhet på grund av att trafiken som inte uppfyller kraven tvingas ta en längre väg runt Kungsgatan.

Slutsatsen är att luftkvaliteten skulle förbättras och gränsvärdena för miljökvalitetsnormen (MKN) gällande NO_x och PM_{10} skulle vara möjliga att nå om en MK2 eller MK3 implementerades, enligt scenario 3 eller 4. För scenario 2 skulle trafiken förflyttas till gator i ytterkant av innerstaden, något som gör att den totala mängden föroreningar ökar medan föroreningarna i centrala Uppsala och längs Kungsgatan minskar. Det alternativ som minskar utsläppen mest är scenario 4, och om målet är att förbättra luftkvaliteten så mycket som möjligt är detta det bästa förslaget.

Förord

Detta examensarbete har genomförts som det avslutande momentet inom civilingenjörsprogrammet System i teknik och samhälle (STS) vid Uppsala Universitet. Arbetet har skrivits i samarbete med konsultföretaget WSP Sverige och med stöd av institutionen för teknikvetenskaper på Uppsala Universitet.

Jag vill härmed rikta ett stort tack till alla personer som på olika sätt har varit till hjälp i utformningen av detta examensarbete. Min handledare på WSP, Emma Nolinder, har genomgående stöttat mig från idéutformning till praktiska råd och vägledning. Min ämnesgranskare på Uppsala Universitet, David Lingfors, har stöttat mig i utformningen av arbetet och gett värdefull feedback under hela projektets gång. Jag vill även tacka Frida Aspnäs och Miriam Brill på WSP som bidragit med sin kompetens om trafikmodellering och vars kunskap har varit direkt avgörande för detta examensarbete. Avslutningsvis vill jag tacka alla medarbetare på WSP som bidragit med djupare kunskap om trafikmodellering och intresserat sig för mitt arbete.

Niklas Pedersen

2019-11-28

Ordlista

Denna ordlista syftar till att underlätta för läsaren och innehåller relevanta begrepp och förkortningar som använts i denna rapport. Dessa är anpassade till detta arbete och deras definitioner kan skilja sig från andra definitioner av samma eller liknande begrepp.

Elhybrid	Bil som har förbränningsmotor samt ett batteri. Kan ej laddas från elnätet.
Euroklass	Utsläppsklass för fordon som reglerar hur mycket utsläpp av specifika ämnen som fordonet får släppa ut. Uppdelade från Euro 1–6.
GEH	Geoffrey E. Havers formel. Kvadratisk mått på skillnaden mellan uppmätt och beräknat värde.
Laddhybrid	Bil som har förbränningsmotor samt ett batteri som kan laddas från elnätet.
MK1-3	Miljözon, klass 1–3. Här får endast bilar som uppfyller en viss utsläppsklass köra.
MKN	Miljökvalitetsnorm, juridiskt styrmedel för att skydda människors hälsa samt uppfylla EU-krav.
NEDC	New European Driving Cycle. Äldre testmetod för utsläpp och förbrukning av fordon som genomförs i laboratoriemiljö och baseras på teoretiska körningar.
NO _x	Kväveoxider, samlingsbegrepp för kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO ₂).
OD-matris	Origin-Destination matrix. Bestämmer antalet fordon per tidsenhet som rör sig mellan områden på en karta.
PM	Samlingsbegrepp för mindre (PM _{2,5}) och större (PM ₁₀) partiklar
RDE	Real Driving Emissions test. Metod för att mäta utsläppen av fordonsavgaser som bygger på mätningar under verkliga körningar.
WHO	World Health Organization.
WLTP	Worldwide Harmonized Light Vehicle Test Procedure. Internationell testmetod för utsläpp och förbrukning av fordon som genomförs i laboratoriemiljö och baseras på verkliga kördata.

Innehållsförteckning

1.	Inledning	1
1.1	Syfte och frågeställning	2
1.2	Avgränsningar och antaganden	3
1.3	Rapportens disposition	3
2.	Bakgrund	4
2.1	Luftföroreningar	4
2.1.1	Luftkvalitetens hälsoeffekter	5
2.2	Takdirektiv	6
2.3	Uppsala kommun	7
2.4	Utsläppsklass	8
2.5	Miljözoner	10
3.	Modelleringssteori	12
3.1	Trafiksimulering	12
3.2	Mikrosimulering	12
3.2.1	Ruttvalssimulering	14
3.2.2	Kalibrering	15
3.3	Emissionsmodellering	15
4.	Data	17
4.1	Trafikdata för Uppsala	17
4.2	Fordonsdata	18
5.	Metod	20
5.1	PTV Vissim	20
5.1.1	Uppbyggnad av modell	20
5.2	EnViver	24
5.3	Fyra scenarier	26
5.3.1	Scenario 1 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts i zonen	27
5.3.2	Scenario 2 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts på Kungsgatan	27
5.3.3	Scenario 3 – Alla fordon uppfyller kraven för MK2	28
5.3.4	Scenario 4 – Alla fordon uppfyller kraven för MK3	29
6.	Resultat	30
6.1	Trafikmodellerna	30
6.1.1	Referensscenario	31
6.1.2	Scenario 1 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts i zonen	33
6.1.3	Scenario 2 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts på Kungsgatan	34
6.1.4	Scenario 3 – Alla fordon uppfyller kraven för MK2	35
6.1.5	Scenario 4 – Alla fordon uppfyller kraven för MK3	36

6.2	Känslighetsanalys	37
7.	Diskussion	39
8.	Slutsats	42
	Referenser	43
	Appendix	49

1. Inledning

Även om Sverige idag har relativt ren luft och ligger högt upp på listor över luftkvalitet i Europa finns det fortfarande områden med hälsoproblem kopplat till dålig luft, framför allt i städer (Soot-free cities, 2015; Ruiz, 2018). I en studie från 2018 som gjordes på uppdrag av Naturvårdsverket undersöktes hur människor i Sverige påverkas av kvävedioxid (NO_2) och partiklar ($\text{PM}_{2.5}$ och PM_{10}). Genom att analysera insamlade data från 2015 kom studien fram till att det totalt dör 7 600 personer per år i landet på grund av luftföroreningar (Gustafsson m.fl., 2018). Det görs även en finare uppdelning på orsakerna till dessa utsläpp och dess påverkan och resultaten visar att 2 850 av dödsfallen är en direkt konsekvens av bilavgaser (Gustafsson m.fl., 2018). Utsläppen har förvisso minskat för flera skadliga ämnen men minskningen av kväveoxider (NO_x) och partiklar (PM) har på senare tid stagnerat (Naturvårdsverket, 2019a). Detta gör att det enligt SMHI:s mätningar finns 30 städer i Sverige som fortfarande uppmäter för höga halter av partiklar för att uppnå riksdagens miljö kvalitetsmål *Frisk luft*, med avseende på luftburna partiklar (Nilsson, 2019).

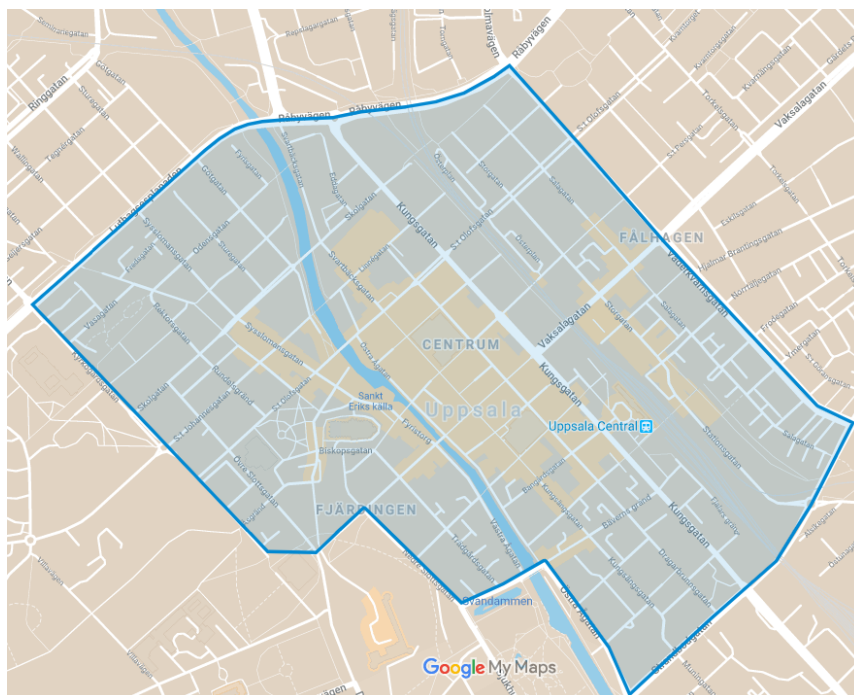
En av dessa städer är Uppsala och utöver miljö kvalitetsmålet har Uppsala kommun (2018a) mätt upp för höga halter av NO_x och PM_{10} sett till miljö kvalitetsnormen (MKN) vid flera tillfällen under de senaste åren. Då MKN är en juridiskt bindande norm som finns till för att skydda människors hälsa och miljö är det av stor vikt att gränsvärden uppnås (Uppsala kommun, 2018a). Uppsala kommun arbetar på flera sätt för att minska utsläppen och de åtgärder som hittills genomförts är dubbdäcksförbud på Kungsgatan, sänkt hastighet (30 km/h) i centrum, bättre renhållning av gator, signalprioritering för bussar och miljö zon för tunga fordon. Utöver detta menar kommunen att det sker arbeten med hållbart resande, bättre cykelvägar och miljö vänlig kollektivtrafik (Uppsala kommun, 2018a). Trots detta uppfylls alltså inte luftkvalitetskraven och det krävs därför andra åtgärder för att komma till rätta med problemet.

Utöver nationella regelverk styrs även utsläppen i Sverige av ett EU-direktiv som kallas *Clean Air Programme* (EU, 2019). Detta regelverk styr hur mycket utsläppen bland EU-länderna ska minska fram till 2020 respektive 2030 och i Sverige kallas det *Takdirektivet* (Naturvårdsverket, 2019i). Detta direktiv anger den högsta tillåtna nivån av luftföroreningar för EU:s medlemsländer och för var och en av dessa har sedan Sverige satt ett utsläppstak och en minskningstakt för att uppnå kraven.

För att förbättra luftkvaliteten och klara kraven från MKN och *Takdirektivet* kommer kommunerna från 2020 ha möjlighet att införa miljö zoner för bilar och lätta lastbilar (Transportstyrelsen, 2013). Det finns redan idag en typ av miljö zon, miljö zon klass 1 (MK1), i flera städer i Sverige och den gäller för tunga lastbilar. Detta innebär att endast tunga lastbilar som uppfyller utsläppskraven för den högsta utsläppsklassen är tillåtna att köra inom det område som miljö zonen täcker (se avsnitt 2.5). För Uppsalas del finns det idag en MK1 som täcker centrala delarna av staden och som visas i figur 1. Den typ

av miljözoner som kommunerna nu kan införa kallas miljözon klass 2 (MK2) och miljözon klass 3 (MK3). Den första innebär att fordon som inte uppfyller utsläppskraven för Euro 5 eller lägre förbjuds och den andra innebär att alla utom el-, gas- och bränslecellsfordon förbjuds. För MK2 innebär det i princip att alla bilar byggda innan 2011 förbjuds och för MK3 innebär det att alla fossildrivna fordon förbjuds.

Äldre bilar, framför allt dieslbilar, uppfyller i regel lägre utsläppsklasser och släpper ut större mängder NO_x och PM än nya. Genom att implementera en miljözon kan dessa utsläpp förflyttas från stadskärna till områden där de gör mindre skada och på så sätt hjälpa till att förbättra luftkvaliteten. El och bränslecellsbilar släpper dessutom inte ut några kväveoxider alls och har bara utsläpp av partiklar kopplade till broms-, däck- och vägslitage.



Figur 1. Nuvarande miljözon för tunga lastbilar i Uppsala

1.1 Syfte och frågeställning

Detta arbete har syftat till att undersöka hur luftkvaliteten i centrala Uppsala påverkas av att utöka den existerande miljözonen till att även gälla personbilar och lätta lastbilar. Vidare har det undersökts hur en miljözon på Kungsgatan i Uppsala påverkar luftkvaliteten i centrala Uppsala samt utmed med samma gata.

Utifrån detta ämnar arbetet besvara följande frågor:

- Hur skulle förändringen av kväveoxider och partiklar se ut om en miljözon klass 2 eller 3 infördes?
- Hur skulle luftkvaliteten med avseende på miljö kvalitetsnormen (MKN) se ut om en miljözon klass 2 eller 3 infördes?

- Hur skulle förändringen av luftkvalitet stå sig mot uppsatta mål från EU:s Takdirektiv, med avseende på kväveoxider och partiklar, om en miljözon klass 2 eller 3 infördes?

1.2 Avgränsningar och antaganden

Modellen inkluderar vägnätet i centrala Uppsala och ramar in av gatorna Luthagsplanaden i nordväst, Väderkvarnsgatan i nordöst, Strandbodgatan i sydöst och Kyrkogårdsgatan, Nedre Slottsgatan och Östra Ågatan i sydväst. Detta område ingår idag i Uppsalas miljözon klass 1 för lastbilar (se figur 1).

Modellen som har tagits fram har körts under en timme med flödesdata från eftermiddagens rusningstrafik. Trafiken antas var högre än normalt under den tiden och de beräknade utsläppen är således som mest påtagliga då.

Scenarierna som har tagits fram undersöker hur fordonssammansättningar, flödesnivåer och begränsningar påverkar utsläppen. För scenario 1, 3 och 4 har däremot inte trafikflöden, färdmedelsvalen eller fordonsparkens förändring på grund av att en miljözon införs undersökts. Här antas alltså samma rutter och trafikmängd både innan och efter införandet. Utöver detta har inga analyser av ett framtida trafiksystem gjorts.

När det gäller emissionsmodellen ger den en detaljerad bild av utsläppen från fordonen men för att kunna beräkna spridningen av utsläppen samt bestämma halterna med hänsyn till bakgrundsnivåer krävs det att bebyggelsen, vädret och de lokala bakgrundshalterna är integrerade i modellen. Då detta kräver en djupare analys av stadens struktur och väderdata har varken spridningen eller den totala halten föroreningar tagits med i denna rapport. Fokus har utöver detta varit på lokala utsläpp och därför har heller inte koldioxidutsläppen tagits med i rapporten.

Detta arbete har inte tagit hänsyn till de ekonomiska faktorer som en miljözon har på individer och kommunen. Syftet har varit att undersöka utsläppen av luftföroreningar och inte huruvida alternativen är ekonomiskt gångbara.

1.3 Rapportens disposition

I kapitel 2 presenteras bakgrunden och fokus ligger på luftkvalitet och hur den påverkar oss människor samt vad som gör att den förbättras eller försämras. Detta följs upp med vilka lagar och regler som styr utsläpp på EU-, nationell- samt regional nivå. I kapitel 3 förklaras bakgrunden till trafik- och utsläppsmodellering och i kapitel 4 presenteras den data som används i modellerna. Metoden presenteras i kapitel 5 och detta inkluderar en beskrivning av programvarorna PTV Vissim och EnViver samt vilka scenarier som har tagits fram i dessa. Vidare redovisas resultaten i kapitel 6 och i kapitel 7 diskuteras dessa. Till sist presenteras en sammanfattande slutsats i kapitel 8.

2. Bakgrund

Inledningsvis ges här i avsnitt 2.1 en övergripande genomgång av luftföroreningar tillsammans med deras hälsoeffekter och betydelse. Detta följs i avsnitt 2.2 och 2.3 av hur regleringen av dessa ser ut på olika nivåer inom EU och Sverige. Till sist redogörs i avsnitt 2.4 hur fordonen i Sverige klassificeras utifrån olika utsläpp och i avsnitt 2.5 förklaras vad en miljözon är och hur den används tillsammans med dessa fordonsklasser.

2.1 Luftföroreningar

Det regelverk som reglerar luftföroreningar i Sverige är luftkvalitetsförordningen (Naturvårdsverket, 2019b). Detta baseras i sin tur på två EU-direktiv som rör luftkvalitet och ren luft samt tungmetaller och polycykliska aromatiska kolväten i luft (EEA, 2019). Luftkvalitetsförordningen innehåller bland annat föroreningsnivåer för tretton olika ämnen som enligt miljöbalken inte får överskridas och som kallas miljökvalitetsnormer (MKN). Dessa gränsvärden är uppdelade i maxvärden för timmar, dygn och år och i tabell 1 kan de olika gränsvärdena för föroreningar kopplade till fordonsavgaser ses. Beroende på om det är diesel, bensin, biodiesel, etanol eller andra biodrivmedel som förbränns släpps olika stora mängder föroreningar ut (Jie, 2011). Diesel och bensin är de drivmedel som vid förbränning släpper ut störst mängd föroreningar, varav bensin släpper ut större mängder kolmonoxid medan diesel släpper ut större mängd NO_x och PM (Jie, 2011). Gränsvärdena för kolmonoxid överskrids sällan idag tack vare moderna katalysatorer (Naturvårdsverket, 2019c). När det gäller NO_x och PM så överskrids dock gränsvärden relativt ofta.

Tabell 1. Sammanställning av miljökvalitetsnormer (MKN) med avseende på föroreningar från fordonsavgaser (Naturvårdsverket, 2019d).

Förorening	Medelvärdesperiod	MKN-värde	Antal tillåtna överskridanden per kalenderår
NO_2	Timme	90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	175 h ¹
	Dygn	60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	7 dygn
	År	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	-
Partiklar (PM_{10})	Dygn	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35 dygn
	År	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	-
Partiklar ($\text{PM}_{2,5}$)	År	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	-

¹ Får ej överskrida 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per timme mer än 18 gånger per år

När det gäller NO_x omfattar det den ofarliga gasen NO och den giftiga gasen NO_2 . Mellan 80 och 95 % av NO_x utsläppen sker i form av NO, men en stor del av denna oxideras i atmosfären till NO_2 , framför allt genom Ozon (O_3), och resten till andra kväveföreningar genom olika kemiska processer (Hertel m.fl., 1995). För PM ingår de mindre partiklarna $\text{PM}_{2,5}$ och de större partiklarna PM_{10} . De större partiklarna innehåller alla partiklar som är mindre än 10 μm och bildas framför allt vid vägslitage, medan de

mindre partiklarna är mindre än 2,5 µm och kommer från förbrännings- och industriprocesser (Naturvårdsverket, 2019h).

Den största anledningen till att NO_x och PM diskuteras i större utsträckning idag än tidigare är att de inte når upp till rådande miljökrav (Naturvårdsverket, 2019c). Dessa utgår från hur skadliga olika ämnen är och deras direkta påverkan på människors hälsa (Krzeszowiak m.fl., 2016). Utöver detta är utsläppen lokala och drabbar framför allt invånare i städer med mycket vägtrafik. Kväveoxider bidrar även till växthuseffekten, genom att de absorberar infrarött ljus, och till försurning av sjöar som leder till att fisk, skaldjur och andra vattenlevande organismer tar skada (Boningari & Smirniotis, 2016).

I Sverige finns det sju stora utsläppskällor till NO_x och PM₁₀, inrikes transporter, industri, arbetsmaskiner, jordbruk, el och fjärrvärme samt egen uppvärmning av bostäder och lokaler. Av dessa är transporter den enskilt största källan och bidrar med 39 % respektive 43 % till de totala NO_x och PM₁₀ utsläppen (Naturvårdsverket, 2019e, f). I tabell 2 har dessa brutits ner på fordonsnivå för Uppsala och det är tydligt att personbilar står för den största andelen PM₁₀-utsläpp och tunga lastbilar står för den största andelen kväveoxidutsläpp. För att det ska ske en skillnad lokalt är det därför viktigt att fokusera på dessa.

Tabell 2. Utsläpp av NO_x och PM₁₀ från trafik i Uppsala fördelat på fordonstyp (Uppsala kommun, 2014).

Fordon	NO _x	PM ₁₀
Personbil bensin	12 %	46 %
Personbil diesel	12 %	21 %
Personbil etanol	0,5 %	7 %
Personbil gas	0,1 %	2 %
Lätt lastbil bensin	2 %	3 %
Lätt lastbil diesel	11 %	12 %
Tung lastbil diesel	46 %	8 %
Bussar diesel	7 %	1 %
Bussar etanol	3 %	0,6 %
Bussar gas	6 %	0,6 %

2.1.1 Luftkvalitetens hälsoeffekter

Kväveoxider och partiklar påverkar människan på olika sätt och enligt Naturvårdsverket (2019g) ger kväveoxider upphov till marknära ozon i samband med solljus, samt är giftiga och irriterar luftvägar och slemhinnor. Ur ett hälsoperspektiv är partiklar dock värre och Naturvårdsverket skriver att ”Av alla luftföroreningar i stadsluft är partiklar den grupp som har starkast koppling till negativa hälsoeffekter” (Naturvårdsverket, 2019h). Detta förstärks av att det enligt WHO (2018) inte finns någon undre gräns för partiklar, vid vilken hälsoeffekter inte förekommer.

Detta är dock inget nytt, utan redan på 90-talet kom det rapporter om att avgaser från trafik var hälsofarligt. I en studie från 1995 undersöktes kväveoxider från avgaser och vilka effekter dessa har i den urbana miljön och här diskuterades de problem som personer med andningssjukdomar, speciellt astma, drabbas av (Hertel m.fl., 1995).

En grupp som är särskilt utsatta för just luftföroreningar är barn, något som beror deras snabbare andning och mindre lungor, vilket gör att mer föroreningar tas upp relativt vuxna (Naturvårdsverket, 2019m). En av riskerna med att exponeras för luftföroreningar är att sjukdomar i luftvägarna riskerar att förvärras, något som exempelvis har setts när det gäller astma (Khreis m.fl., 2017). Även kopplingar mellan luftföroreningar från trafik och missbildningar hos foster har gjorts i studier av födselar (Vinceti m.fl., 2016). Detta har även testats i en stor undersökning av 2,5 miljoner födselar i Kanada och den visade på en signifikant koppling mellan kväveoxider och negativa graviditetsresultat (Stieb m.fl., 2016). Detta sker redan vid relativt låga halter av kväveoxider och Naturvårdsverket (2019c) menar att påverkan på barns luftvägshälsa kan observeras redan vid nivåer med miljökvalitetsmålen i Sverige.

Enligt en polsk studie om hälsoeffekterna av NO_x och PM på människor är de största riskerna kopplade till andnings- och hjärt-kärlsjukdomar (Krzyszowiak m.fl., 2016). För PM kan en längre tids exponering leda till astma, kronisk obstruktiv lungsjukdom, akuta koronara syndrom, pulmonell hypertension, åderförkalkning, hjärtinfarkt, och hjärtarytmi. För NO_x fanns också en ökad risk för astma men även irritation av näsa och hals samt bildning av methemoglobin. Samma studie avslutar med att föroreningarna NO_x och PM bör vara huvudfokus när åtgärder för bättre luftkvalitet undersöks.

När det gäller exponeringen av luftföroreningar spelar gatans utformning, halterna och antalet personer som vistas i området stor roll (EPA, 2008). Gator som är omgivna av byggnader eller andra instängande element tenderar att ge upphov till högre halter då luftflödet är lägre. Om omgivningen är öppnare kan luftföroreningarna lättare transporteras bort och ger då upphov till lägre halter lokalt. Till sist påverkar antalet människor som befinner sig i området hur stor exponeringen blir och även här krävs det att de lokala förutsättningarna undersöks.

2.2 Takdirektivet

Eftersom luftföroreningar även är ett problem internationellt, då dessa rör sig fritt mellan länder, har EU tagit fram ett direktiv som kallas *Clean Air Programme* (EU, 2019). Detta regelverk styr hur mycket utsläppen bland EU-länderna ska minska fram till 2020 respektive 2030 och i Sverige kallas det *Takdirektivet* (Naturvårdsverket, 2019i). Detta direktiv anger den högsta tillåtna nivån av luftföroreningar för EU:s medlemsländer och innefattar följande fem luftföroreningar:

- Svaveldioxid (SO₂)
- Kväveoxider (NO_x)
- Flyktiga organiska ämnen exklusive metan (NMVOC)

- Ammoniak (NH₃)
- Små partiklar (PM_{2,5})

För var och en av dessa har Sverige satt ett utsläppstak och en minskningstakt för att uppnå kraven. Utav dessa är föroreningarna NO_x och PM_{2,5} starkast kopplade till utsläpp från trafiken och den procentuella minskningen för dessa finns presenterad i tabell 3.

Tabell 3. Minskning relativt 2005 [%] (Naturvårdsverket, 2019i).

Förorening	2020	2030
NO _x	36 %	66 %
PM _{2,5}	19 %	19 %

För att uppnå kraven tar Naturvårdsverket vartannat år fram ett scenario för utvecklingen och bryter ner dessa på sektornivå (Naturvårdsverket, 2019l). I tabell 4 följer utsläppsscenarioet från 2018 för all trafik, samt för personbilar och lätta lastbilar.

Tabell 4. Minskning relativt 2018 [%] (Naturvårdsverket, 2019l).

Trafikslag	Ämne	2020	2025	2040
All trafik	NO _x	24 %	53 %	70 %
	PM _{2,5}	10 %	11 %	10 %
Personbilar	NO _x	6 %	24 %	37 %
	PM _{2,5}	1 %	2 %	2 %
Lätta lastbilar	NO _x	2 %	6 %	8 %
	PM _{2,5}	3 %	4 %	5 %

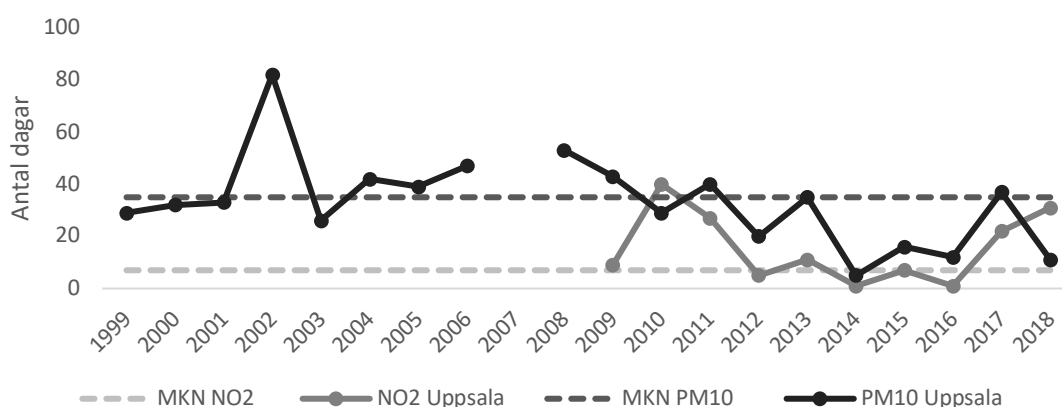
När det gäller utsläppen av PM_{2,5} finns det enligt Munir m.fl. (2017) en stark korrelation till utsläppen av PM₁₀. Detta innebär att en minskning av PM₁₀ också tenderar att leda till en minskning av PM_{2,5}. Även Kong m.fl. (2016) har undersökt denna korrelation och kommit fram till att den är betydande, även om den varierar beroende på luftens fuktighet och variationer under året.

2.3 Uppsala kommun

Enligt luftkvalitetsförordningen i miljöbalken samt Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet är varje kommun skyldig att kontrollera att miljökvalitetsnormerna (MKN) för utomhusluft i kommunen följs. För Uppsala kommun innebär det att två mätstationer finns utplacerade i staden och för mätningarna står Stockholms Luft- och Bulleranalys (SLB, 2019). Båda är belägna i de centrala delarna av Uppsala och den första är placerad på gatunivå vid Kungsgatan 67 medan den andra finns placerad på ett hustak vid Klostergatan. Dessa används för att kontrollera luftkvaliteten i ett trafikerat gaturum samt luften i den urbana bakgrunden.

Luftkvaliteten i den urbana bakgrunden används sedan som referens för att undersöka utvecklingen för staden som helhet. Valet av Kungsgatan som punkt för mätstation beror på att det är den mest centrala genomfartsleden och att utsläppen har ansetts vara som störst där. Under rusningstrafik byggs det upp mycket köer och det är den gata med flest och tätast trafikljus i de centrala delarna. Totalt finns det 10 rödlysstopp på en sträcka av 1,5 km och dessa är i dagsläget inte sammankopplade. Detta innebär en större begränsning av flödet och leder till större utsläpp än vad synkroniserade rödlyst med ett jämnare flöde gör. Gatan är även till stor del omgiven av byggnader, något som minskar luftens genomströmning och gör att halterna av föroreningar ökar.

Under 2018 överskreds de tillåtna värdena vid mätstationen på Kungsgatan för PM_{10} under 11 dygn och för NO_2 under 31 dygn (se figur 2). På årsbasis överskrider dock inte gränsvärdet för PM_{10} , då antalet dagar som får överskridas är satt till 35. För kvävedioxid är gränsen 7 dygn per år och NO_2 är således långt ifrån att uppfylla målen. För NO_2 finns det dessutom en timgräns på 175 timmar per år som inte får överskridas. För 2018 överskreds den i Uppsala under 256 timmar och NO_2 ligger således även där långt ifrån målet.



Figur 2. Antal dygn över miljö kvalitetsnormen (MKN) för NO_x och PM_{10} för perioden 1999–2018 (Naturvårdsverket, 2019j, 2019k).

2.4 Utsläppsklass

I dagsläget finns sex utsläppsklasser för personbilar respektive lätta lastbilar, vilka går under benämningen euroklasser. Dessa baseras på utsläppen av kolmonoxid, kolväten, kväveoxider och luftburna partiklar (Dieselnet, 2019a). Detta regelverk trädde i kraft 2011 och fram till dess benämndes utsläppsklasserna i Sverige Miljöklass (Bilsvar, 2019). Några av dessa motsvarar en euroklass, men då regelverket såg annorlunda ut finns det ingen statistik tillgänglig för vilka fordon av en viss miljöklass som uppfyller kraven för en euroklass.

De tillåtna utsläppsnivåerna av NO_x och PM skiljer sig mellan bensin- och dieselmotorer, detta eftersom förbränningsprocesserna ser olika ut för respektive bränsle och de resulterande utsläppen skiljer sig därför åt. I tabell 5 presenteras de högst tillåtna

nivåerna för respektive utsläppsklass och bränsle enligt Euroklassificeringen. Antal klasser har utökats allt eftersom striktare krav har införts och Euro 6 är den idag striktaste klassen och implementerades 2014.

Tabell 5. Införandedatum och utsläppsnivåer för personbilar enligt EU:s utsläppsklasser (Dieselnet, 2019).

	Klass	Datum	NO _x (g/km)	PM (g/km)
Bensin	Euro 1	1992–07	-	-
	Euro 2	1996–01	-	-
	Euro 3	2000–01	0,15	-
	Euro 4	2005–01	0,08	-
	Euro 5	2009–09	0,06	0,005
	Euro 6	2014–09	0,06	0,005
Diesel	Euro 1	1992–07	-	0,14
	Euro 2	1996–01	-	0,08
	Euro 3	2000–01	0,5	0,05
	Euro 4	2005–01	0,25	0,025
	Euro 5a	2009–09	0,18	0,005
	Euro 5b	2011–09	0,18	0,005
	Euro 6	2014–09	0,08	0,005

Sedan Euro 6 lanserades har det skett vissa förändringar i hur avgaserna testas, vilket har gjort att det numera finns tilläggsbenämningarna i form av Euro 6b, Euro 6d-TEMP och Euro 6d (se tabell 6). Detta har att göra med att den testmetod som använts fram till nu, New European Driving Cycle (NEDC), utvecklades på 80-talet och tekniken och körförhållanden har sedan dess förändrats. Den Europeiska Unionen har därför utvecklat en ny testmetod som kallas Worldwide Harmonized Light Vehicle Test Procedure (WLTP) (WLTPfacts, 2019). Denna beräknar bränsleförbrukning och utsläppen från avgaserna på ett mer verklighetstroget sätt och baseras på verklig kördata istället för teoretiska körningar, något som NEDC gör (WLTPfacts, 2019). I och med att WLTP utvecklats klart under 2017 ersatte den NEDC och dessa bilar fick då beteckningen Euro 6c (bilsvar, 2019).

För att mäta utsläppen av luftföroreningar under verklig körning har ett test som kallas Real Driving Emissions (RDE) utvecklats (The AA, 2017b). Detta innebär att sensorer fästs på bilarna som sedan får köra en rutt som tar mellan 90 och 120 min och som innehåller flera förutbestämda moment. Utsläppen jämförs sedan mot laboratorietesten för att minimera avvikelserna och den tillåtna skillnaden mellan dessa skärps i två steg. I det första steget används en konformitetsfaktor, ett jämförelsevärde, för NO_x på 2,1 och bilar som uppfyller dessa krav klassas som Euro 6d-TEST. Detta innebär att utsläppen av NO_x får vara maximalt 2,1 gånger så höga i RDE-testen som när de testats med WLTP-metoden. År 2021 skärps kraven och konformitetsfaktorn för NO_x sänks då till 1,43. Denna utsläppsklass betecknas istället endast som Euro 6d. Det ska tilläggas att alla varianter av Euro 6 uppfyller samma gränsvärden för utsläppen, därav har ingen

ny siffra skapats. I dagsläget är Euro 6b den vanligaste euroklassen på svenska vägar (Bilsvär, 2019).

Tabell 6. Införande och testförfarande för varianter av Euro 6 (Bilsvär, 2019).

Euroklass	Infört	Lag	Laboratorietest	Verifieringssätt
Euro 6b	2014-10-01	2015-10-01	NEDC	-
Euro 6c	2017-10-01	2018-10-01	WLTC	-
Euro 6d-TEMP	2017-10-01	2019-10-01	WLTC	RDE
Euro 6d	2020-01-01	2021-01-01	WLTC	RDE

För tung trafik finns det egna euroklasser och dessa betecknas ofta med romerska siffror (I-VI), vilka även används i denna rapport. Utöver varje klass kan fordon som uppfyller kraven för Euro V även anpassas så att de uppfyller en striktare nivå som kallas ”Enhanced Environmentally friendly Vehicles” eller EEVs. Rent utsläppsmässigt placeras denna mellan nivåerna för Euro V och Euro VI (Dieselnet, 2019b).

2.5 Miljözoner

De första reglerna för miljözoner i Sverige trädde i kraft 1 juli 1996 och gällde dieseldrivna tunga fordon på över 3,5 ton. Sedan dess har det skett utökningar och justeringar och det regelverk som gäller nu kom 2007 (Transportstyrelsen, 2013). Detta regelverk baseras på Trafikförordningen och efterlevnadskontrollen sköts av polisen. I dagsläget finns det en miljözon i Uppsala och den gäller för tunga lastbilar (se figur 1). Från och med 2020 kommer Sveriges kommuner även ha möjlighet att införa miljözoner för personbilar och lätta lastbilar. I och med detta kommer miljözonerna att delas upp i tre klasser, Miljözon Klass 1 (MK1), Miljözon Klass 2 (MK2) och Miljözon Klass 3 (MK3). Den första klassen kommer att baseras på tidigare regelverk och fortsatt endast gälla tunga lastbilar. De två andra klasserna kommer att påverka personbilar och lätta lastbilar och skillnaden mellan dessa blir att MK3 kommer ha striktare krav än MK2. Kraven baseras på tidigare nämnda euroklasser och i MK2 tillåts endast bilar som uppfyller Euro 5 och Euro 6. Under 2022 kommer dock kraven för dieselfordon att skärpas och då tillåts endast dieslbilar av Euro 6 (Transportstyrelsen, 2013). För MK3 ställs högre krav och här tillåts endast el, bränsleceller och gasfordon att köra.

Miljözoner är inget nytt och i Europa fanns det år 2019 ungefär 250 miljözoner stycken på olika platser (McGrath, 2019). Det har även skett flera studier om hur framgångsrika dessa har varit när det kommer till att förbättra luftkvaliteten. I en stor tysk studie av Jiang m.fl. (2016) undersöktes utvecklingen av luftföroreningar (PM₁₀, PM_{2,5}, NO, NO₂, och NO_x) från 2002 till 2012. Studien pekar på att det har skett förbättringar från 2008, då miljözoner infördes, fram till 2012, men att potentialen för fortsatt förbättring är liten. Anledningen till detta var att en hög andel, 89 % av fordonen, nådde upp till den dåvarande högsta standarden. Författarna menar därför att det skulle krävas en skärpning av kraven för att en förbättring skulle kunna ske. I Tyskland finns det idag tre miljöklasser och dessa är röd, gul och grön. För grönt krävs det att en bensinbil

uppfyller Euro 1 och är nyare än 1993 och för en dieselbil Euro 4 eller högre, alternativt att det uppfyller Euro 3 men har ett partikelfilter installerat. Dessa krav är alltså mycket lägre än vad som föreslås för den lägsta klassen i Sverige, en MK2.

I en annan studie undersöker Dias m.fl. (2016) luftkvaliteten innan och efter implementeringen av miljözoner i Coimbra, Portugal. Här används först makrotrafiksimuleringsprogrammet PTV Visum för att beräkna trafikflödet i staden, vilket sedan används i en utsläppsmodell tillsammans med en luftkvalitetsmodell. Deras resultat pekar på att luftkvaliteten innanför miljözonen förbättras, men att det snarare handlar om en förflyttning av föroreningarna till zoner utanför. Detta förklaras med att det dröjer innan bilar byts ut och att människor med gamla bilar endast kommer att försöka hitta en annan väg som då riskerar att vara längre och ge upphov till högre utsläpp. Fördelen med att förflytta utsläppen från centrum till utanför liggande ringvägar är dock att färre människor utsätts för föroreningarna. Då det är färre som bor och vistas vid dessa gator är det alltså bättre ur ett hälsoperspektiv. Det scenario som undersöktes i studien tog inte hänsyn till framtida fördelar, såsom incitamentet att byta till en miljövänligare bil.

För att undersöka om miljözoner kan bidra till bättre luftkvalitet har Cesarone m.fl. (2012) tittat på införandet av miljözoner i Rom. Studien tog hänsyn till PM_{10} och NO_2 och kom fram till att det sker en reduktion av båda ämnena med 33, respektive 58 % innanför miljözonen. För staden i stort är dock minskningen inte lika markant, men ledde till att den förväntade livslängden ökade med 3,4 dagar för personer som bodde närmare än 50 meter från en högt trafikerad gata. Ur ett folkhälsoperspektiv var miljözonen lyckad och deras slutsats var att miljözonen var effektiv när det gäller att minska luftföroreningar från trafik. Detta eftersom utsläppen, koncentrationerna, och exponeringen minskade samtidigt som flera hälsofördelar kunde ses.

3. Modelleringsteori

I detta kapitel beskrivs teorin för trafiksimulering och i avsnitt 3.1 redogörs på vilken nivå olika modeller kan användas. Därefter ges i avsnitt 3.2 en djupare inblick i mikrosimulering och till sist beskrivs hur utsläpp och luftkvalitet kan modelleras i avsnitt 3.3.

3.1 Trafiksimulering

Transportmodeller brukar delas in i tre kategorier som speglar den rumsliga upplösningen, makro, meso och mikro (Maerivoet & Bart, 2005; Greenberg, 1959). Makromodeller används för att beräkna flöden mellan större områden med en hög komplexitet (Jacyna, 2017). Här används socioekonomiska faktorer för att ta fram hur flödet mellan olika områden ser ut och dessa relationer bildar sedan en start och målmatris, även kallad OD-matris från engelskans Origin Destination. Dessa kopplas ihop med länkar och flödet begränsas utifrån mätningar eller uppskattningar på hur många fordon som kan färdas där. Till slut studeras de totala flödena i nätverket och utifrån de givna förutsättningarna kan generella slutsatser om transporterna dras (Hildebrand & Hörtn, 2014). Här tas inte varje enskilt fordon med i beräkningen utan det är den aggregerade trafiken som är av intresse, därigenom kan ett större nätverk såsom städer eller regioner modelleras (Dias m.fl., 2016).

Mikromodeller bygger istället upp ett område utifrån flera verkliga parametrar såsom hastighetsbegränsningar, trafikljus och kördynamik. Då det är mer komplext lämpar det sig i regel för mindre områden såsom en vägsträcka eller stadsdel (Dias m.fl., 2016). Det är även lämpligt för att beräkna utsläpp från trafik på ett avgränsat område, då avgaser påverkas av accelerationer, fordonstyp och hastighet, något som mikromodeller hanterar på ett mer högupplöst sätt än makromodeller (Borge m.fl., 2014).

Till sist kan mesomodeller används när området som ska undersökas är för stort för mikro men en högre detaljupplösning än makro efterfrågas. Här kan fordonen grupperas på sådant sätt att individuella fordon simuleras men deras interaktioner beskrivs med hjälp av makroskopiska relationer. Det är således en blandning av mikro- och makronivå (Borge m.fl., 2014). Eftersom denna studie undersöker Uppsalas innerstad lämpar sig en mikromodell bäst i det här fallet, något som beskrivs närmare i följande avsnitt.

3.2 Mikrosimulering

Mikrosimulering används flitigt när vägsektioner såsom rondeller, påfarter och korsningar ska studeras (Pajacki m.fl., 2019; Song & Sun, 2016). Det är även användbart när lite större områden ska studeras såsom vägsträckor eller stadsdelar (Blomberg & Jungbjer, 2019). Att det är ett mikrosimuleringsprogram innebär att varje

entitet (fordon, fotgängare, buss, etc.) simuleras för sig själv och kan ta hänsyn till sin omgivning och andra entiteter.

Själva modellen kodas i flera nivåer där varje nivå kan ses som en egen klass (Barceló, 2010). Själva kodningen innebär att element som bygger upp modellen matas in i programmet och att dess attribut anpassas. Den första nivån består av länkar och konnektorer och det är dessa som bygger upp själva vägnätet. Länkarna är det som speglar vägen, där dess egenskaper och karaktär definieras direkt vid implementeringen. De egenskaper som är essentiella är vägens bredd, antal filer, dess koordinater samt vilken typ av fordon den är lämpad för. Konnektorerna används sedan där vägen ändrar karaktär, såsom vid korsningar, där vägar behöver kopplas ihop eller där en väg delas.

Ovanpå detta lager kodas sedan regelverket för hur fordonen ska interagera och de viktigaste av dessa är hastighetsbegränsningar, väjningsplikter och trafiksignaler (Barceló, 2010). För trafiksignalerna kan olika logiker för signalstyrningen användas beroende på om tidsstyrning eller direkt styrning används. Utöver detta kan även parkeringsplatser, specialhastigheter (såsom i skarpa kurvor) samt kollektivtrafiklinjer och deras hållplatser kodas.

När det gäller fordonen i modellen måste en fordonsklass definieras och detta kan göras genom fördefinierade fordon eller genom att själv definiera en ny klass (Barceló, 2010). Vanliga fördefinierade fordon är bilar, lastbilar, bussar, spårvagnar, fotgängare och cyklister. Varje fordonsklass innehåller parametrar för dess form, såsom längd och bredd, och dess tekniska aspekter, såsom acceleration och hastighet. Det går även att skapa egna fordon utifrån detta eller justera befintliga klasser.

Själva trafikmodellen skiljer på om det är privat- eller kollektivtrafik, där kollektivtrafiken har förutbestämda rutter och tidtabeller medan den allmänna trafiken kodas utifrån statiska eller dynamiska relationer (Barceló, 2010). När det gäller kollektivtrafiken beräknas avgångstiderna i mikrotrafiksimuleringsprogrammet PTV Vissim (se avsnitt 5.1) enligt:

$$S_t + t_u + \max(0; (t_s + O_{at} - S_a + t_u)F_t), \quad (1)$$

där

S_t = simulerad ankomst vid nästa stopp

t_u = uppehållstiden

t_s = Starttiden

O_{at} = offset för avresetid

S_a = simulerad ankomsttid

F_t = fri tidsandel

Detta ger således upphov till ett förutbestämt flöde, något som är karakteristiskt för kollektivtrafik. En statisk kodning innebär istället att andelen fordon som svänger åt varje håll, i varje förgrening av vägnätet, bestäms i förväg utifrån observationer eller

beräkningar och lämpar sig därför bra för mindre system där det går att mäta dessa (Barceló, 2010).

3.2.1 Ruttvalssimulering

Grunden för ruttvalssimulering är att undersöka olika kombinationer av rutter till dess att en optimal uppsättning hittats. Detta är en iterativ process där den optimala fördelningen av flöden i nätverket hittas utifrån givna förutsättningar (Barceló, 2010). Här utnyttjas att korsningar och yttre vägar av nätet kan ses som noder och att modellen ska optimera vägen däremellan. Det ger en enklare bild av problemet och kan lösas med hjälp av så kallade grafteorier (Barceló, 2010). Flödena bestäms utifrån en start- och målmatris, dvs. en OD-matris, och kan baseras på reseundersökningar, mätningar eller antaganden om flöden och rörelsemönster.

Genom att mäta tiden i varje länk och använda sig av en kostnadsfunktion för tid, avstånd och andra kostnader (exempelvis tullar) kan modellen göra justeringar efter varje iteration för att hitta ett bättre flöde (Barceló, 2010). Om det nya valet ger en förbättring kommer denna rutt att sparas och den procentuella förändringen mot tidigare ruttval mäts. Tiderna jämnas sedan ut exponentiellt innan de används och i PTV Vissim (se avsnitt 5.1) beräknas detta enligt:

$$T_a^{n,K} = (1 - b) \times T_a^{n-1,K} + b \times TO_a^{n,K}, \quad (2)$$

där

K = index för utvärderat intervall inom simuleringsperioden

n = index för iteration

a = index för länk

$TO_a^{n,K}$ = uppmätta restiden på länk a för period k i iteration n

$T_a^{n,k}$ = uppskattade restiden på länk a för period k i iteration n

b = utjämningsfaktor

När modellen inte kan hitta några bättre rutter har den konvergerat och dessa rutter sparas då ner. Inför första körningen kommer det inte finnas någon data för optimala vägar och modellen utgår då endast från kortaste avstånden för ruttvalen. I modeller med höga flöden, där längre köer uppstår, kan det vara svårt att få modellen att konvergera med fullt flöde (Bristow, 2010). En möjlighet är då att minska andelen trafik till den grad att konvergens kan uppnås. Genom att spara dessa ruttval kan modellen sedan köras med fullt flöde och kördatan därifrån användas (Bristow, 2010).

För att beräkna fördelningen av reseefterfrågan av OD-matrisen med hänsyn till kända rutter används Kirchoffs distributionsformel:

$$p(R_j) = \frac{U_j^k}{\sum_i U_i^k}, \quad (3)$$

där

U_j = nyttan av rutt j

$p(R_j)$ = sannolikheten att rutt j väljs

k = modellens känslighet

Fordonen genereras sedan slumpmässigt och efter att ha definierat hur stort flöde fordonen ska genereras med i intervallet $[0, t]$, skapas dessa utifrån en poissonfördelning med medelvärde λt (Barceló, 2010). Tidsluckan mellan fordon följer en exponentialfördelning med medelvärde $1/\lambda$, där λ definieras som fordon per timme. Utifrån detta beräknas sannolikheten för en tidslucka x mellan två fordon enligt:

$$f(x, \lambda) = \lambda e^{-\lambda x}. \quad (4)$$

För att anpassa modellen till uppmätta flöden kan en straffkostnad för varje länk implementeras. Detta används då olika vägar med liknande egenskaper men olika flöden kalibreras. När sedan nya iterationer görs tas dessa straffkostnader med i beräkningen och flöden som bättre motsvarar verkligheten kan uppnås.

3.2.2 Kalibrering

För att se hur väl modellen stämmer in på uppmätta värden används inom trafikmodellering ett mått som kallas GEH-måttet, från dess skapare Geoffrey E. Havers (Feldman, 2012). Detta påminner om chitvåfördelning men är inget statistiskt mått:

$$GEH = \sqrt{\left(\frac{2(M-C)^2}{M+C}\right)}, \quad (5)$$

där M är trafikflödet per timme från modellen och C är det uppmätta flödet. Fördelen med att använda denna jämförelse är att den procentuella skillnaden kan jämföras mellan vägar med olika stora flöden. En stor procentuell förändring behöver inte betyda så mycket på en liten väg med små flöden, medan den i regel påverkar mer om det är en väg med ett stort flöde. Detta mått tar således hänsyn till den absoluta storleken på variationerna och GEH-värdet bör ligga mellan 0 och 10. Ligger den över 10 innebär det en relativt stor diskrepans och orsakerna bör då undersökas närmare (Feldman, 2012).

3.3 Emissionsmodellering

När det gäller utsläppsmodeller från trafik finns det flera matematiska tillvägagångssätt för att beräkna dessa (Demir m.fl., 2011). Dessa ligger till grund för de program som har utvecklats i syfte att bättre modellera utsläppen (Latham m.fl., 2000). I programmen finns det flera viktiga faktorer att ta hänsyn till när utsläpp från trafik ska beräknas, där en av de viktigaste är själva fordonen och dess karakteristika. För att bättre estimerar utsläppen delas därför fordonen upp i olika klasser och den vanligaste uppdelningen är mellan tung trafik, såsom bussar och lastbilar, lätta lastbilar och personbilar (Latham

m.fl., 2000). Dessa delas också ofta upp sinsemellan, eftersom bränsletyp och utsläppsklasser också är viktiga faktorer. Utöver fordonstyp spelar även omgivningen roll och faktorer såsom höjd över vattnet, temperatur, stigning på vägen och ålder på fordonen är exempel på dessa. Den sista viktiga informationen för utsläppen är hastigheter och accelerationer. En vanlig uppdelning som görs är mellan motorväg, landsväg och stadstrafik, något som är vanligt bland enklare modeller (Latham m.fl., 2000). Hastigheter och accelerationer kan också beräknas genom att en modell av det specifika fallet byggs upp och en simulering av trafiken görs. I detta fall kan accelerationer och hastigheter samlas in från modellen och sedan användas för att beräkna utsläppen (Csikós & Varga, 2012). Om en högre upplösning av utsläppen efterfrågas krävs det att en simulering av fordonen görs. Denna kan göras på både mikro, makro och mesoskala, beroende på vilken detaljnivå som eftersträvas. Detta ger en bild av var utsläppen uppkommer och är relevant om olika vägar eller områden ska studeras. Det kan även användas i jämförande syfte om en förändring ska undersökas (Blomgren & Jungbjer, 2019).

Om spridningen och totala halter av utsläpp i luften ska undersökas krävs det ytterligare data och då kan en spridningsmodell vara lämplig. I den tas faktorer såsom stadens topografi, väderlek och luftkvaliteten i den urbana bakgrunden med i analysen. Typografin har en stor betydelse för hur spridningen av luftföroreningar ser ut och för hur höga koncentrationerna blir (Park m.fl., 2004). I städer ser byggnader till att luften fångas och att föroreningarna inte kan föras bort på samma sätt som på landsbygden. Även lokala skillnader inom staden gör att vissa gator påverkas mer eller mindre av luftföroreningar. Detta kan, förutom bebyggelsen, även påverkas av faktorer såsom vegetation i anslutning till vägen (Abhijith m.fl., 2017).

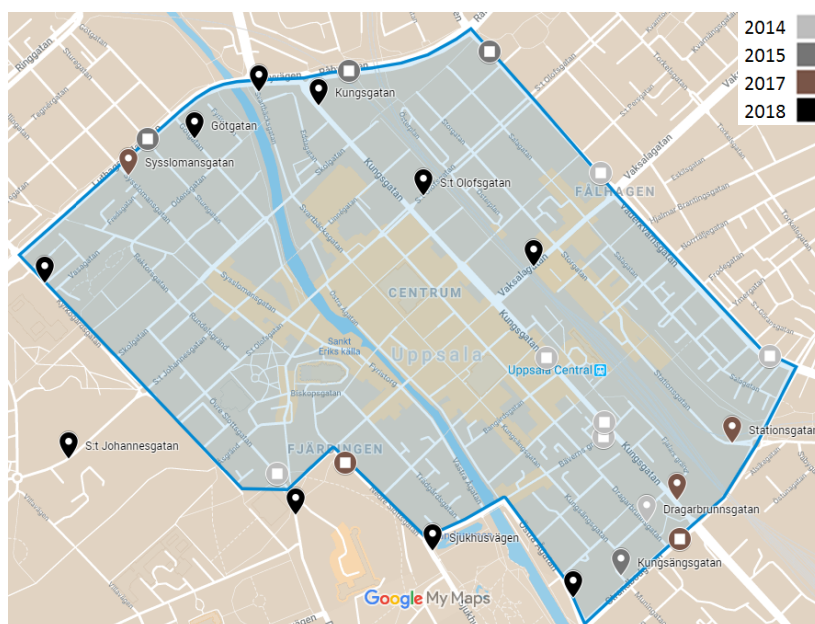
4. Data

I följande kapitel kommer inledningsvis datainsamlingen av fordonen, utsläppen och trafiken i Uppsala att presenteras. Därefter redovisas data från trafikmodellerna för de tre olika scenarierna samt för luftföroreningarna som beräknats i utsläppsmodellen.

4.1 Trafikdata för Uppsala

När det gäller stadsbussarna i Uppsala är det Gamla Uppsala Buss (GUB) som äger och kör dessa (GUB, 2019). Totalt är det 185 stycken och de drivs av antingen biogas eller förnyelsebar diesel (HVO), något som ger lägre utsläpp av luftföroreningar än konventionell diesel. De har även 20 elhybrider som genom kondensatorer kan ta tillvara på bromskraftsenergin och driva fram bussarna kortare sträckor på el. Dessa drivs också på HVO när elen inte räcker till och deras genomsnittliga förbrukning ligger mellan 20 och 30 % lägre än motsvarande dieselbuss (GUB, 2019). När det gäller euroklasser uppfyller 55 % av bussarna Euro VI och resterande uppfyller Euro V EEV, den striktare nivån av Euro V (se avsnitt 2.4).

Kommunen genomför regelbundet mätningar av trafikflödet i staden och mätpunkter som använts i denna studie finns markerade i figur 3. De droppformade markörerna markerar de mätpunkter som ingår i Uppsala kommunens mätningar för innerstadssnittet och dessa täcker alla större infarter till Uppsalas innerstad. Totalt 15 mätningar har genomförts och av dessa gjordes 10 stycken 2018, 3 stycken 2017 samt en under 2014, respektive 2015 (se figur 3). Markörerna med en kvadrat i mitten markerar ytterligare mätningar för Uppsalas innerstad och av dessa 11 mätningar gjordes 2 stycken 2017, 3 stycken 2015 och 6 stycken under 2014.



Figur 3. Mätpunkter i Uppsala där droppar markerar mätningar gjorda för innerstadssnittet och cirklar markerar resterande mätningar.

Då denna studie undersöker den maximala förändringen för olika scenarier, undersöks det maximala flödet under dygnet. Resultatet visade att flödet var som störst under eftermiddagen, mellan klockan 16 och 17, och flödena vid denna tidpunkt hämtades således för varje mätpunkt. Denna data ligger till grund för kalibreringen av modellen och diskuteras närmare i avsnitt 6.2.

4.2 Fordonsdata

För insamlingen av data om utsläppsklasser på fordon som finns i Sverige ansvarar myndigheten Trafikanalys. Här finns data från 2012 och framåt för vilka utsläppsklasser fordonsflottan i Sverige tillhör (Trafikanalys, 2017). Anledningen till att det inte finns någon äldre data är att det först var 2012 som fordon som säljs i Sverige var tvungna att utsläppsklassas enligt EU:s euroklassificeringar. Det betyder att ett flertal fordon som uppfyller kraven för Euro 5 samt ett fåtal som uppfyller kraven för Euro 6 inte finns registrerade. Från och med första september 2015 måste alla nya bilar som säljs i Sverige uppfylla kraven för Euro 6, något som gör att statistiken över denna utsläppsklass är tillförlitligare (Bilsvär, 2019).

Trafikanalys gör även prognoser för hur utvecklingen kommer att se ut de kommande åren och denna data finns presenterad i tabell 7. Skälet till att det inte finns någon prognostiserad data för Euro 4 och 5 är att Trafikanalys gör egna beräkningar för dessa, baserat på hur stor andel av fordonen som byts ut varje år, och denna anses inte tillräckligt tillförlitlig för att extrapoleras. Som tabellen visar är majoriteten av fordonens klassuppdelning okänd, något som påverkar utsläppsberäkningarna. Enligt tidigare resonemang (se avsnitt 2.4) kommer dessa antas tillhöra en utsläppsklass lägre än Euro 5 och räknas till gruppen som förbjuds i en MK2 och MK3. Enligt denna data kommer därför 58 % av personbilarna och totalt 49 % av de lätta lastbilarna att förbjudas i en MK2 (Trafikanalys, 2019).

Tabell 7. Procentuell fördelning av utsläppsklasser för personbilar och lätta lastbilar för 2018, 2020 och 2022 (Trafikanalys, 2019).

Fordon	År	Euro 4	Euro 5	Euro 6	Okänd
Personbil	2018	0,2 %	15,3 %	26,1 %	58,4 %
	2020	-	-	34,6 %	65,4 %
	2022	-	-	42,9 %	57,1 %
Lätt lastbil	2018	0,1 %	27,1 %	24,2 %	48,6 %
	2020	-	-	38,8 %	61,2 %
	2022	-	-	52,4 %	47,6 %

För att beräkna utsläppen krävs det förutom utsläppsklasserna också fördelningen mellan olika bränsleslag på fordonen (se tabell 8). Denna data har samlats in under en längre tid och data från trafikanalys finns publicerad sedan 2006. Även här finns prognoser för de kommande åren fram till 2022 och i tabell 8 kan fördelningen samt den prognostiserade utvecklingen ses.

Tabell 8. Fördelning av drivmedel för personbilar och lätta lastbilar för 2018, 2020 och 2022 (Trafikanalys, 2019).

Fordon	År	Bensin	Diesel	El	El-hybrid	Ladd-hybrid	Etanol	Gas
Personbil	2018	56,6 %	35,0 %	0,3 %	1,9 %	1,0 %	4,4 %	0,9 %
	2020	53,7 %	35,9 %	0,8 %	2,8 %	2,1 %	4,0 %	0,8 %
	2022	50,7 %	35,6 %	1,8 %	4,1 %	3,6 %	3,5 %	0,7 %
Lätt lastbil	2018	8,3 %	89,5 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	1,5 %
	2020	8,1 %	89,1 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	1,5 %
	2022	8,3 %	88,3 %	1,6 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	1,6 %

Genom tidigare presenterade flödesmätningar av trafiken som Uppsala kommun låtit göra i stan (se avsnitt 4.1) finns det data på hur stor andel av fordonen som är tung trafik. Eftersom det är rusningstrafiken som varit av intresse har den genomsnittliga andelen tung trafik undersökts mellan klockan 16 och 17 på eftermiddagen. Andelen låg då på 5,9 %, något som lägre än det totala genomsnittet i Uppsala på 8,3 %. Som jämförelse är andelen tunga lastbilar i trafik i hela Sverige 1,5 %. Eftersom området som undersöks redan ingår i MK1 antas det att alla lastbilar som körs där uppfyller kraven för Euro VI.

Vidare behöver genomsnittsalder, livslängd och andelen fordon nyare än ett år matas in i utsläppsmodellen EnViver (se avsnitt 5.2). I tabell 9 ses en sammanställning av fordonsdata för personbilar, lastbilar och bussar som samlats in (Trafikanalys, 2019; Sveriges Bussföretag, 2018; FRIDA, 2019; Sveriges Åkeriföretag, 2016; Stockholms läns landsting, 2011). Då EnViver har fasta steg i varje kategori har siffrorna behövt anpassas och de värden som närmast speglar de beräknade, och som använts i programmet, visas därför inom parentes.

Tabell 9. Genomsnittsalder, livslängd och andel fordon nyare än ett år för personbilar, lastbilar och bussar. Anpassade värden i EnViver i parentes.

Fordonstyp	Genomsnittsalder	Livslängd	Andel nyare än 1 år
Personbil	10,0 (10,0) år	17 (17) år	7,5 (7,5) %
Lastbil	10,9 (10,6) år	15 (15) år	9,2 (9,0) %
Buss	6,3 (6,6) år	16 (16) år	7,0 (7,4) %

5. Metod

I detta kapitel presenteras hur modellen byggts upp i de två programvaror som använts, i form av PTV Vissim och EnViver. Först beskrivs i avsnitt 5.1 hur referensmodellen har byggts upp i PTV Vissim. I avsnitt 5.2 presenteras hur utsläppsmodellen i EnViver beräknar utsläppen med utgångspunkt i resultaten från PTV Vissim. I avsnitt 5.3 definieras de fyra framtagna scenarierna och hur dessa har implementerats i de båda programvarorna.

5.1 PTV Vissim

PTV Vissim är ett multi-modalt mikrotrafiksimuleringsprogram som används för att kunna simulera flera fordonstyper (bilar, bussar, cyklar och lastbilar), kollektivtrafik och fotgängare i mindre avgränsade system (Abou-Senna m.fl., 2013). Enligt en rapport från Trafikverket (2013) var PTV Vissim det mest använda mikrosimuleringsprogrammet i Sverige år 2013. Det innehåller alla viktiga verktyg för att simulera ett trafiksystem såsom Uppsalas stadskärna och lämpar sig därför bra till att modellera trafiken för en miljözon (se avsnitt 3.2).

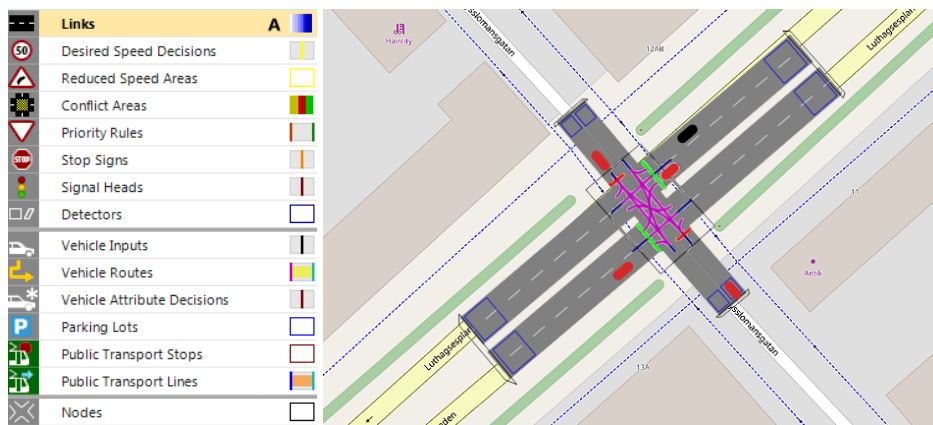
Hur väl modellen stämmer överens med verkligheten finns det flera som har undersökt. Barceló (2010) menar att det under de 15 år som programmet har funnits har gjorts flera ansträngningar till att kalibrera parametrar och beteenden i modellen så att dessa ska efterlikna verkligheten så bra som möjligt. Mennini m.fl. (2008) använde förutom hastighet- och volymdata för trafikflöden även spridningsplottar för hastighet och flöde för att kalibrera modellen. Då denna data innehåller mer information om fordonens beteenden kunde modellen i PTV Vissim kalibreras bättre mot mikro-datan.

5.1.1 Uppbyggnad av modell

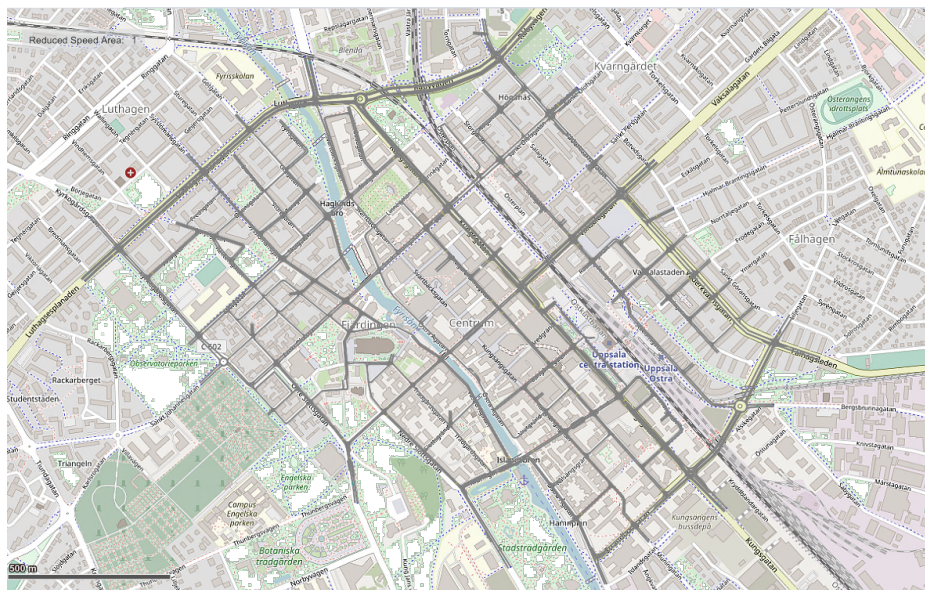
I dagsläget finns det flera programvaror som modellerar trafiken i större skala och i Sverige sker detta framför allt med Emme och PTV Visum (Hildebrand & Hörtn, 2014). Detta är två makrosimuleringsprogram och modellerna täcker således större områden. En sådan modell har WSP Sverige utvecklat och implementerat i PTV Visum. Den täcker in större delen av Uppland, vilket även inkluderar Uppsala, och har legat till grund för detta arbete. Modellen har kalibrerats mot trafikräkningar som gjorts av Uppsala kommun, så att flöden under olika tider på dygnet har kunnat justeras. Eftersom syftet med dessa modeller ofta är att studera förändringar vid tidpunkter när flödena är som störst eller minst, har en timme med höga flöden under förmiddagen respektive eftermiddagen, samt en timme med låga flöden mitt på dagen, modellerats.

Som grund för det kodade vägnätet användes en karta från OpenStreetMap och vägnätet kodades sedan utifrån denna. Varje länk i modellen motsvarar en verklig väg och dess attribut såsom bredd, antal körfält, vägmarkeringar, väjningsplikter med mera har kodats utifrån granskningar av karttjänsten Google maps samt egna observationer. Figur 4 visar menyn för objekten i nätverket samt en enkelt uppbyggd modell av korsningen

Luthagsesplanaden och Sysslomansgatan i Uppsala. Här kan antal filer, trafikljus och antal fordon som rör sig i modellen ses. Vägarna är sammankopplade enligt de rosa linjerna, där exempelvis Luthagsesplanaden norrgående har högerfilen kopplad till Sysslomansgatan österut och vänsterfilen kopplad till Sysslomansgatan västerut. De blåa rutorna i ändarna av vägarna markerar parkeringsplatser och är kopplade till start eller målpunkter som tillhör en zon i flödesmatrisen. Detta innebär att fordon som ska till eller från en viss zon startar eller åker till dessa rutor. En zon kan innehålla flera start och målpunkter och andelen av flödet som går till varje punkt måste då definieras. I figur 4 har varje par av in- och utgående vägar kopplats till en zon. Det finns således fyra zoner och flödesmatrisen för detta nätverk består av ett 4x4 stort nätverk. Varje beslutspunkt markeras i modellen och dessa noder utgår ruttvalssimuleringen ifrån när den ska optimera rutterna. Dessa placeras vid varje korsning, rondell, vägdelning eller väglut. Utifrån denna princip har modellen sedan byggts upp och i figur 5 ses resultatet, där de gråa vägarna ligger ovanpå bakgrundskartan.



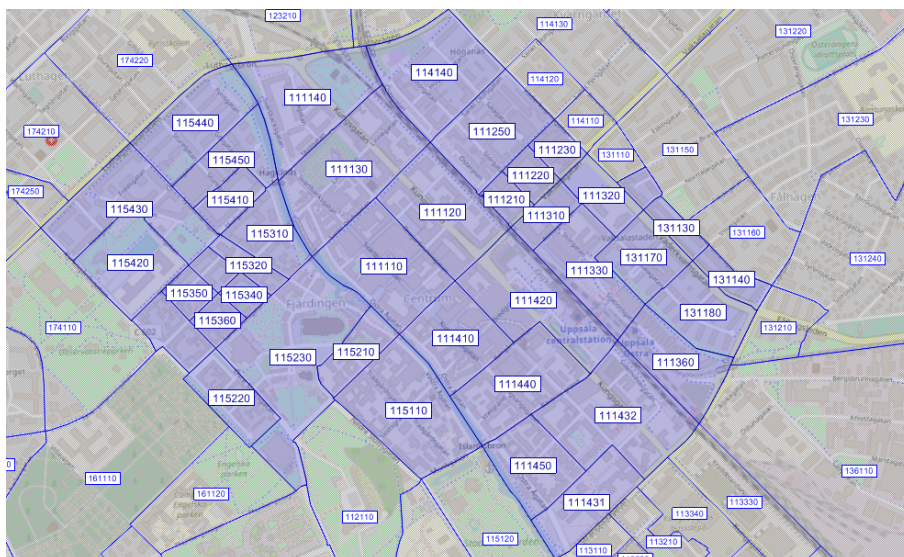
Figur 4. Exempel på vägnät från PTV Vissim (2019).

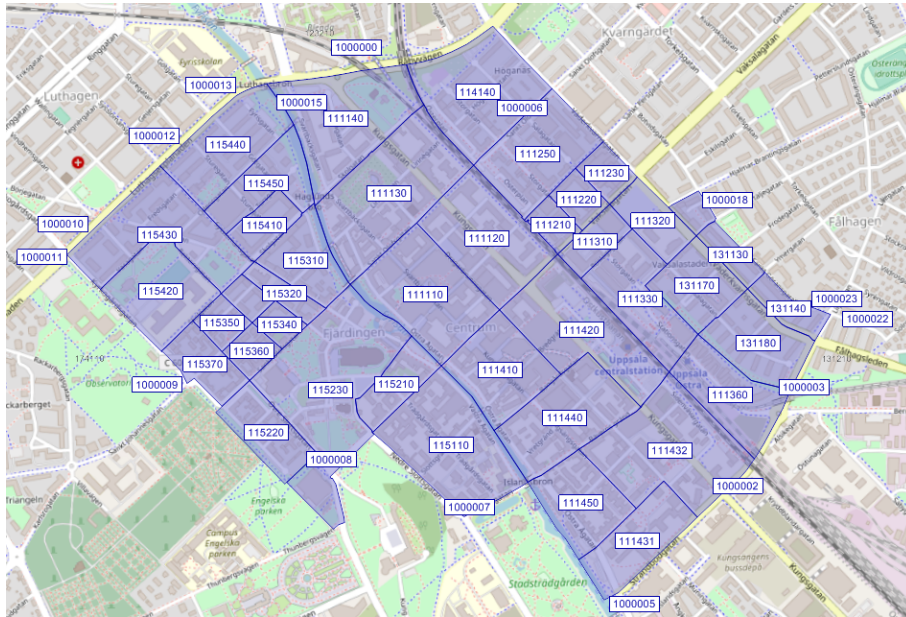


Figur 5. Den färdiga modellen där gråa linjer markerar vägnätet och stadskartan i OpenStreetMap av Uppsala ligger som bakgrund (PTV Vissim, 2019).

Nästa steg innebar att trafikregler för vägnätet, i form av väjningsplikter och hastigheter, implementerades. Även dedikerade bussfiler samt busshållplatser lades in i modellen. De korsningar som har trafikljus har därefter kodats individuellt utefter tidsscheman som har hämtats från Uppsala kommun och som används under rusningstid. Varje rödljuskorsning och fotgängarövergång med rödljus har således en egen tidsstyrning. Till sist har busslinjer och hållplatser kodats utifrån kartor från Kollektivtrafikförvaltningen UL. Varje busslinje har dragits enligt verklig sträckning och busshållplatserna har placerats på vägen eller i egen ficka utifrån den verkliga placeringen (se figur 8). Till sist har avgångstider för alla 24 busslinjer i innerstadsnätet kodats utifrån gällande tidtabeller från UL.

När det gäller beräkningen av trafikflödet och att implementera det i modellen, var även detta en process i flera steg. Modellen som erhöles från WSP innehöll en flödesmatris med data som motsvarade en timme under rusningstid på eftermiddagen. Denna matris bestod av antalet fordon som under en timme tar sig från en punkt till en annan i modellen. Då den täcker stora delar av Uppsala län krävdes det att ett urklipp för centrala Uppsala gjordes och detta urklipp skapade ett nytt nätverk som innehöll 40 zoner (se figur 6). Eftersom det även går flöden mellan det markerade området och zoner utanför, måste ett nytt nätverk skapas där dessa finns medräknade. Detta skedde genom att ett subnätverk genererades, där nya virtuella områden med en egen numrering skapades. Totalt tillkom det i och med detta 23 zoner (se figur 7). En del av dessa zoner överlappade med varandra och anpassades så att det i slutändan kvarstod 57 zoner. I och med detta kunde den nya makromodellen ta hänsyn till flöden mellan innerstaden och resten av det tidigare nätverket. Dessa zoner har sedan använts som utgångspunkt i mikromodellen.





Då trafikflödena från WSP:s makromodell innehöll förflyttningar mellan zoner snarare än specifika punkter innebar det att start och målpunkter var tvungna att skapas på motsvarande ställen där zonerna legat, så nära mittpunkten av dessa som möjligt. Exempelvis användes vägarna från periferin av modellen, parkeringsplatser samt parkeringsgarage som sådana punkter. Dessa representeras av blåa rektanglar i figur 8.

Den sista informationen som krävdes för att trafikmodellen skulle fungera var data för trafiksignalerna. Totalt täckte modellen in 23 rödljuskorsningar eller övergångar och signalsystemen för dessa tillhandahölls av Uppsala kommun. Dessa kunde sedan implementeras genom en inbyggd trafikljuskontroller.

När modellen körs utgår den från ett tomt läge och fylls sakta på när fordon skapas och börjar ta sig till sina mål. För att simuleringen ska motsvara en timmes verklig trafik krävs det därför att uppvarvningstid läggs in i början av körningen. Under denna tid ska modellen hinna fyllas så att tiden som utvärderas motsvarar en timme av full trafik. Då det i denna modell krävdes 15 minuter för fordonen att fylla modellen lades denna tid till i början. Detta innebar också att flödesmodellen anpassades så att flödestätheten under dessa 75 minuter motsvarade den som var framtagen för en körning på 60 minuter.

Till sist testkördes modellen och då upptäcktes det att flödena var så pass höga att konvergens inte kunde uppnås. Efter rådgivning med trafikanalytiker på WSP sattes konvergens för modellen till 80 % och volymen fick sänkas med 20 % innan detta kunde uppnås. Modellen kördes sedan med dessa ruttval och flödena jämfördes med kommunens uppmätta data på samma vägar. Avvikelserna undersöktes med avseende på GEH-värdet och där skillnaden var större än ett värde på 10 undersöktes det hur flödena såg ut i relation till makromodellen från PTV Visum (se avsnitt 3.2.2). Detta eftersom flödesmatrisen härstammat från makromodellen och diskrepansen kunde bero på fel vid överföringen till mikromodellen. Där det upptäcktes att felen berodde på att fordonen valde onaturliga vägar utnyttjades PTV Vissims möjlighet att lägga på en hypotetisk kostnad, såsom vägtullar, och modellen kalibrerades sedan utifrån detta. När flödena anpassats tillräckligt och ett acceptabelt GEH värde uppnåts (se avsnitt 6.2) exporterades kördatan från PTV Vissim för att kunna användas i utsläppsprogrammet EnViver.

5.2 EnViver

En fördel med att simulera varje enskilt fordon för sig är att utsläppsmodeller kan ta in den specifika data, såsom hastighet, acceleration och position, och använda den som bas när utsläppen ska beräknas. Detta kan programmet EnViver göra, vilket är baserat på avgasmodellen VERSIT+, som skapats av den nederländska organisationen för tillämpad vetenskaplig forskning (TNO) (Smit m.fl., 2007). Modellen har utvecklats ur ett teoretiskt och deterministiskt perspektiv med målet att prediktera utsläppen av fordonsgaser för specifika fordonsklasser. Den bygger på 246 klasser av utsläppsmodeller och skapar representativa utsläppsfaktorer för dessa klasser baserade på hastighet och accelerationsprofiler (Quaassdorff, 2016). Dessa faktorer bygger på fordonstester gjorda på mer än 20 000 fordon under trettio år och under faktiska körningar ute på gator (Eijk m.fl., 2014). De totala utsläppen via fordonsgaser, TE_j , beräknas i programmet enligt:

$$TE_j = \sum_{k,m} (E_{j,k,l}^F \times TV_{k,m} \times I_m), \quad (6)$$

där

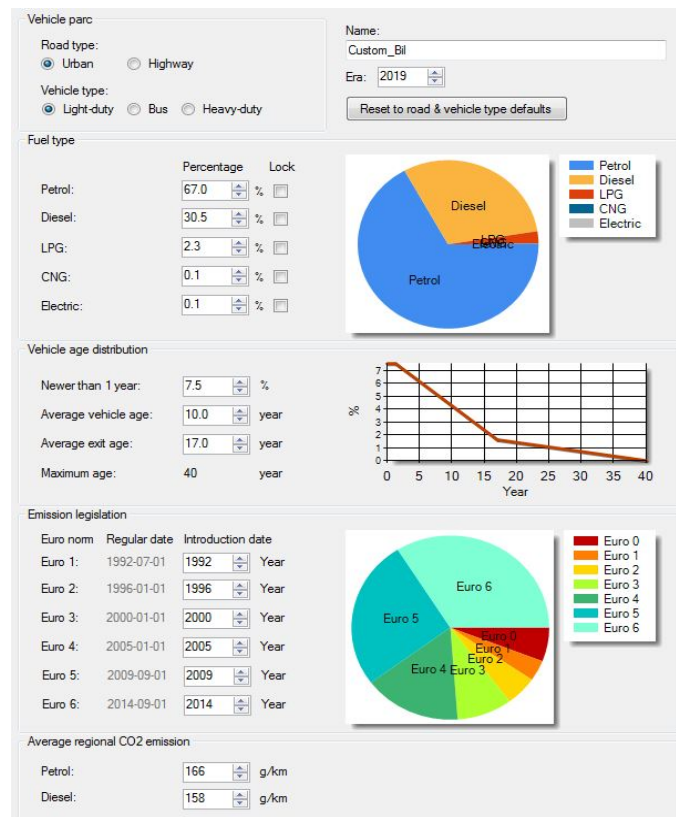
$E_{j,k,l}^F$ = utsläppsfaktorn (g/km) för ämne j fordonsklass k och hastighetsprofil l

$TV_{k,m}$ = trafikvolymen i länk m

I_m = längden på länken m (km)

Detta beräknas i ett rutnät med en upplösning på 5x5 meter (Quaassdorff, 2016).

När det kommer till själva modellen i EnViver importeras först kördatan, i form av genomsnittshastigheter, accelerationer och körsträckor, för varje individuellt fordon som körts i PTV Vissim. Därefter skapades fordonsklasserna och som grund fanns det flera fördefinierade varianter som täcker de vanligaste typerna. Dessa baseras på den nederländska fordonsflottan, men det går även att anpassa parametrarna så att de motsvarar lokala förutsättningar. Det finns sex olika parametrar som kan justeras; vägtyp, fordonstyp, bränsletyp, åldersfördelning, utsläppsklassreglering samt den genomsnittliga koldioxidutsläppen för bensin och diesel nationellt (se figur 9). Först definierades vägtypen och där väljs antingen stad eller motorväg, där stad tar med kallstarter i beräkningen medan motorväg inte gör det (Eijk m.fl., 2014). Därefter finns det tre fordonstyper att välja på; buss, tung trafik och lätt trafik. I EnViver definieras tung trafik som fordon över 3 500 kg, något som i Sverige klassificerar som tunga lastbilar. Lätt trafik inkluderar allt därunder, vilket innebär lätta lastbilar och personbilar. Detta speglar den uppdelning av fordonsklasser som görs i PTV Vissim, något som underlättar kompatibiliteten. Vidare väljs hur stor andel av fordonen som drivs på bensin, diesel, gasol, naturgas, respektive el. Åldersfördelningen innebär att den genomsnittliga skrotningsåldern, genomsnittliga fordonsåldern samt andel av fordonsflottan nyare än ett år anges. För utsläppsklassregleringen anges vilket år varje euroklass infördes i landet och till sist bestäms de genomsnittliga utsläppen som antal gram per kilometer för bensin och diesel. Som kan ses i figur 9 har fordonsklassen personbilar anpassats så att den motsvarar tidigare bearbetat data, presenterad i avsnitt 4.1.



Figur 9. Parametrar att justera för EnViver (EnViver, 2019).

En nackdel med EnViver är att den bara tar hänsyn till utsläppen från trafiken och inte halterna i den urbana bakgrunden, något som har stor betydelse för den faktiska luftkvaliteten (Quaassdorff, 2016). Vidare tas faktorer såsom bebyggelse, väder, temperatur och vind heller inte med, något som påverkar både spridningen och koncentrationen. Detta är något som beaktas när resultaten tolkas.

Trots dessa begränsningar fungerar modellen bra som jämförande verktyg, för att se hur mycket utsläppen från fordonsflottan skulle variera om en miljözon implementerades. Detta även om det inte går att dra några slutsatser om den exakta halten eller spridningen. Då syftet med detta arbete är att beräkna förändringen av utsläpp vid införandet av en striktare miljözon spelar detta inte lika stor roll och EnViver anses därför vara ett lämpligt program att använda i det här fallet.

5.3 Fyra scenarier

Med utgångspunkt i den validerade referensmodellen anpassades flöden och vägnätet till fyra olika scenarier (se tabell 10). Scenario 1 simulerar att dagens miljözon utökas till en MK2 och att endast fordon som idag uppfyller kraven tillåts där. Scenario 2 simulerar istället att endast fordon som idag uppfyller kraven för en MK2 tillåts på Kungsgatan. Scenario 3 simulerar att alla fordon som finns idag har bytts ut till att uppfylla kraven för en MK2 och scenario 4 simulerar istället att alla fordon som finns idag är utbytta mot alternativ som uppfyller kraven för en MK3. I alla scenarier antas att

antalet fordon inte ökar och i scenario 3 och 4 att ej tillåtna fordon byts ut. Då en uppskattning av hur stor del av dessa som kan komma att bytas mot elektrifierade alternativ ligger utanför denna studie görs två antaganden. I scenario 3 antas att alla fordon som idag inte uppfyller kraven för MK2 har bytts ut till ett Euro 6 alternativ. Antal laddhybrider, elhybrider och elfordon antas då förbli detsamma. I scenario 4 antas istället att alla fordon har bytts ut mot utsläppsfria alternativ, något som innebär att alla fordon uppfyller kraven för en MK3. Alla scenarier simuleras under en timme och motsvarar rusningstiden på eftermiddagen.

Tabell 10. Övergripande skillnader mellan de fem olika scenarierna.

Scenario	Andelen fordon i zonen mot idag	Tillåtna utsläppsklasser	Motsvarande miljöklass
Referensscenario	100 %	Alla	Ingen
Scenario 1	41 %	Euro 5,6+fossilfritt	MK2 hela zonen
Scenario 2	100 %	Euro 5,6+fossilfritt	MK2 Kungsgatan
Scenario 3	100 %	Euro 6+fossilfritt	MK2 hela zonen
Scenario 4	100 %	Fossilfritt	MK3 hela zonen

5.3.1 Scenario 1 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts i zonen

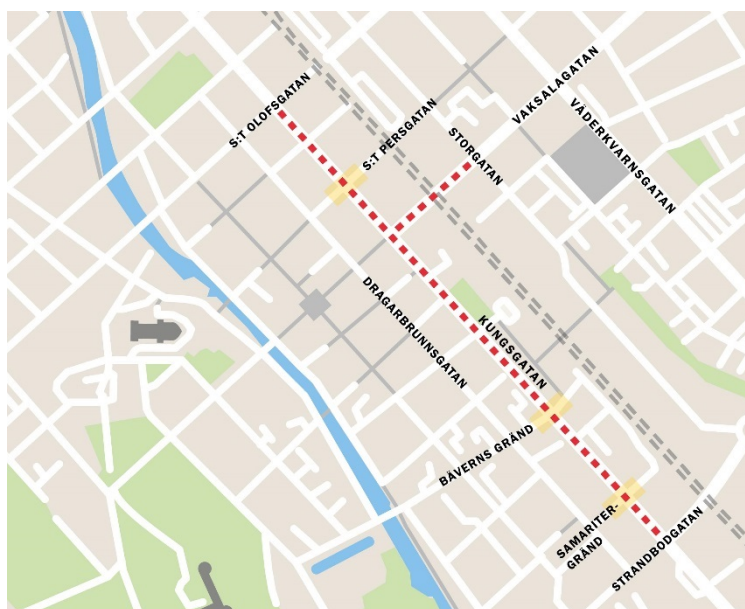
För att testa detta scenario antogs alla fordon som idag inte uppfyller MK2 bli förbjudna i hela modellen. Detta innebar att fordon plockades bort från referensflödesmatrisen, något som ledde till en minskning av flödet med 59 %. Den nya flödesmatrisen matades sedan in i modellen och kördes med samma ruttval som den konvergerade referensmodellen använt. Fordonen tar således samma vägar som tidigare, något som säkerställer en direkt jämförelse. Kördatan exporterades sedan till EnViver, i vilken en ny fordonsklass bestående av endast Euro 5 & 6 klassade bilar skapades. Utsläppen simulerades sedan och resultatet exporterades för vidare jämförelse.

Detta scenario ger en bild av hur utsläppen skulle kunna se ut dagen efter att ett förbud införts. I och med att framkomligheten skulle öka och restiden minska skulle det med tiden dock ske en utjämning av trafiken i verkligheten. Personer som äger Euro 5 eller 6 klassade bilar och som idag förlitar sig på andra transportmedel skulle då välja att resa med sin egen bil. Detta gör att utsläppen troligtvis inte skulle minska lika mycket som scenariot ger sken av.

5.3.2 Scenario 2 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts på Kungsgatan

Den stora förändringen med denna modell var hur trafikreglerna för Kungsgatan var kodade. I och med förbudet på enbart denna gata behövde två nya fordonsklasser skapas. En innehållandes bilar som uppfyller kraven för MK2, och som således får åka där, och en för fordonen som inte uppfyller klassen. Då det i dagsläget finns ett dubbdäcksförbud på Kungsgatan antogs samma sträckning vara lämplig att begränsa även i det här fallet (se figur 10). I PTV Vissim implementerades det som att den ena

klassen förbjöds att svänga in på denna sträckning, precis på samma sätt som bussfilerna kodats innan. Detta justerades även i flödesmatrisen så att endast miljöklassade fordon hade start- och målpunkter vid centralstationen och stadshuset, de två punkter som endast kan nås genom att åka på Kungsgatan. Då det i dagsläget bara är taxibilar som tillåts åka till centralstationen och stadshuset bör denna förändring inte ha någon större påverkan för resultaten. Eftersom denna modell innehåller modifieringar av flödesmatrisen kunde inte tidigare konvergerade rutter användas och modellen behövde därför köras på nytt till dess att konvergens uppnåts. Även här behövde flödet minskas innan konvergens uppnåddes, vilket skedde efter 20 %. Modellen kördes sedan med dessa rutter och 100 % av flödet innan datan exporterades till EnViver. Precis som i första scenariot användes en fordonsklass med personbilar som uppfyllde kraven för MK2, men här behövde även en klass skapas som bestod av fordon som inte uppfyller kraven. Utsläppen simulerades sedan och resultaten för kväveoxider och partiklar exporterades för vidare analys.



Figur 10. Nuvarande dubbdäcksförbud som nu utökas till MK2. Orange-markerade korsningar visar var ej tillåtna fordon får korsa. (Uppsala kommun, 2019)

I detta scenario antas antal fordon vara oförändrad och fordon som begränsas kan välja en annan väg. Modellen tar inte hänsyn till eventuella färdmedelsval, som till exempel att bilägare väljer andra färdmedel eller förändrar sin destination. Detta scenario tillåter dock nya ruttval och ger således en flexibilitet ur det avseendet.

5.3.3 Scenario 3 – Alla fordon uppfyller kraven för MK2

För att undersöka hur stor påverkan trafikflödesminskningen har i relation till miljöklassningen på bilen, är ett scenario där alla bilar, som idag kör i Uppsalas innerstad, bytts ut till att uppfylla en MK2 av intresse. Det antas därför att alla Euro 5 fordon och lägre byts ut. Vidare antas det inte ske någon förändring i vägnätet och att

kartan därför förblir densamma som för nulägesmodellerna. Detta gör att samma kördata som i referensmodellen kan användas när scenariot simuleras. Resultatet matades sedan in i EnViver och här justerades sedan fordonsklassen från referensscenariot. Eftersom det år 2022 sker en regelskärpning för MK2, i form av att dieslbilar som inte uppfyller kraven för Euro 6 förbjuds, förändras fordonsklassen så att dessa plockas bort. Därefter simulerades utsläppen och exporterades.

Detta scenario bör inte ses som ett direkt framtidsscenario då antaganden såsom att vägar förblir oförändrade och att fordonsflottan inte ökar har gjorts. Utöver detta har det antagits att personers färdmedelsval, destinationsval eller ruttval inte förändras. Detta är något som skulle behöva beaktas för att kunna kalla det för ett riktigt framtidsscenario. Det kan istället användas som jämförelse mot dagens situation och på så vis fungera som en fingervisning om hur skillnaderna skulle kunna se ut framöver om inga åtgärder görs.

5.3.4 Scenario 4 – Alla fordon uppfyller kraven för MK3

Det sista scenariot antar att den striktaste miljöklassen, MK3, implementeras i innerstaden. Detta innebär att endast utsläppsfria fordon, såsom el, gas och bränslecellsfordon, tillåts. Här är syftet att se hur stor skillnad en utsläppsfri bilflotta gör och därför antas samma volym av trafik som i scenario 2 och 3. I körningen av denna modell användes samma ruttfiler som för scenario 1 och 3 och efter körningen med den nya flödesmatrisen exporterades kördatan till EnViver. Här skapades det en sista ny klass i form av el, gas och bränslecellsbilar. Dessa antas inte ge upphov till utsläpp av några kväveoxider, men ger fortfarande upphov till partiklar. Eftersom den största delen av partikelutsläppen kommer från däckslitage var det av intresse att se hur denna förändring påverkade de totala utsläppen. Även i detta scenario antas det totala antalet fordon vara oförändrat från dagsläget och precis som i scenario 3 bör detta snarare ses som en jämförelse mot referensscenariot än ett regelrätt framtidsscenario.

6. Resultat

I detta kapitel kommer resultaten för referensmodellen samt de fyra scenarierna att presenteras. I avsnitt 6.1 presenteras de övergripande resultaten och dessa redovisas sedan i kronologisk ordning. Kapitlet avslutas med avsnitt 6.2 där en känslighetsanalys av resultaten har gjorts.

6.1 Trafikmodellerna

Resultaten för de totala utsläppen av kväveoxider och partiklar samt den procentuella skillnaden mot referensfallet för varje scenario finns presenterat i tabell 11. Här går det att utläsa att scenario 1, 3 och 4 skulle ge upphov till minskade utsläpp av både kväveoxider (NO_x) och partiklar (PM_{10}). Scenario 2 leder dock till ökade utsläpp totalt sett. Den största skillnaden för kväveoxider ger scenario 4, där fossildrivna fordon förbjuds. För partiklar är det istället scenario 1 som ger störst minskning, ett scenario där biltrafiken minskar med hälften.

Tabell 11. Utsläpp av kväveoxider (NO_x) och partiklar (PM_{10}) från de olika scenarierna samt förändringen mot preferensscenariot.

Scenario	NO_x	Förändring	PM_{10}	Förändring	Flöde
Referensscenario	9 823 g		860 g		100 %
Scenario 1	4 812 g	-51 %	373 g	-57 %	41 %
Scenario 2	10 849 g	+10 %	922 g	+7 %	100 %
Scenario 3	8 183 g	-17 %	650 g	-24 %	100 %
Scenario 4	3 345 g	-66 %	488 g	-43 %	100 %

När det gäller fördelningen av utsläpp mellan olika fordonsklasser finns resultatet presenterat i tabell 12. Detta gäller för referensfallet och det går där att utläsa att biltrafiken står för störst utsläpp både när det gäller kväveoxider och partiklar. När det gäller kväveoxider går det dock att se en något jämnare fördelning mellan fordonstyperna än för partiklar.

Tabell 12. Procentuell fördelning av utsläppen mellan fordonstyperna i referensfallet.

Fordon	NO_x	PM_{10}
Bilar	66 %	72 %
Bussar	7 %	5 %
Tunga lastbilar	27 %	23 %

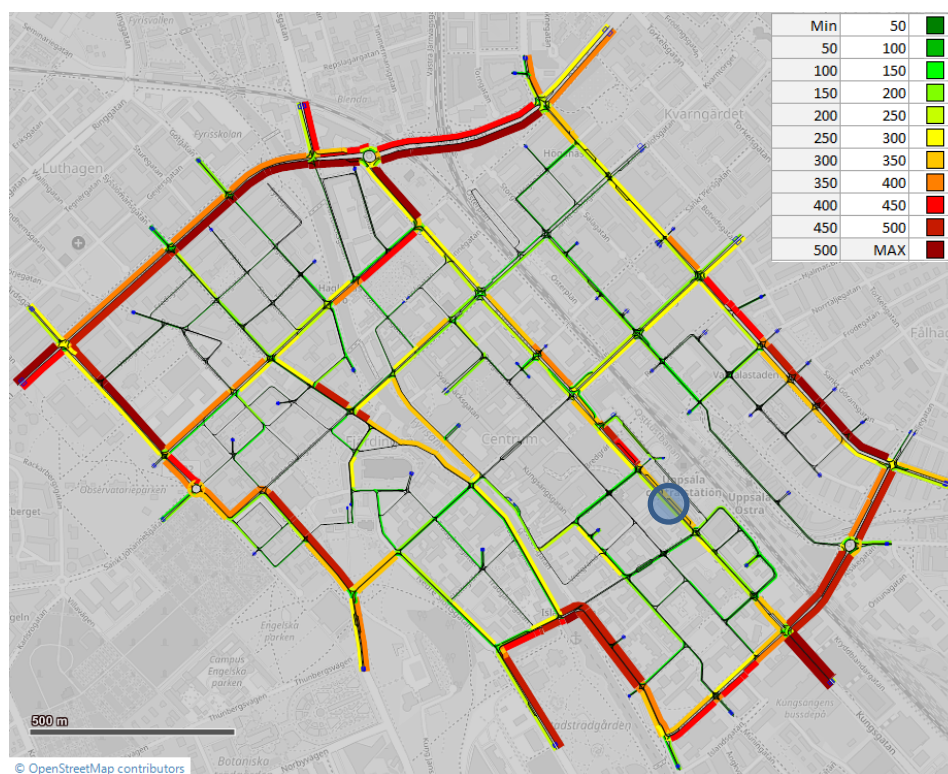
I tabell 13 syns förändringen i flöde, från referensscenariot till scenario 1 och 2, för de fyra största gatorna i modellen; Luthagsesplanaden/Råbyvägen, Kungsgatan, Väderkvarnsgatan och Strandbodgatan. För scenario 1 minskar flödena på samtliga gator och den största minskningen sker på Luthagsesplanaden/Råbyvägen. För scenario 2 minskar flödet på Kungsgatan med hälften medan resterande gator får en ökad trafik.

Tabell 13. Procentuell förändring i flöde för de största gatorna.

Gata	Scenario 1	Scenario 2
Luthagesplanaden/Råbyvägen	-69 %	+4 %
Kungsgatan	-52 %	-48 %
Väderkvarnsgatan	-62 %	+5 %
Strandbodgatan	-48 %	+17 %

6.1.1 Referensscenario

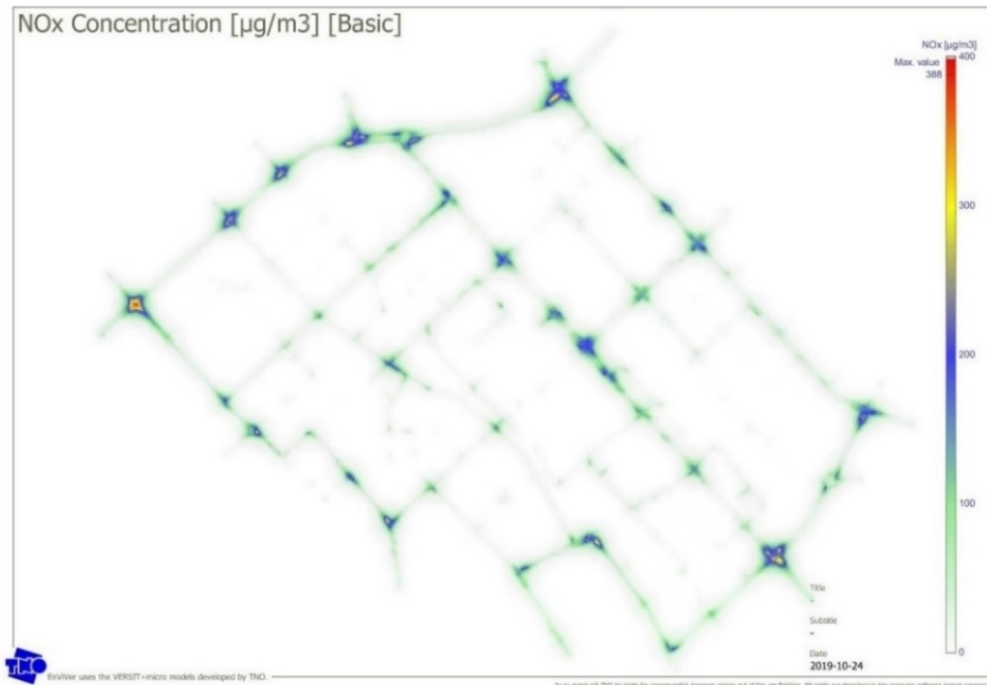
Som resultaten i figur 11 visar, uppstår störst trafikflöde på de större genomfartsgatorna i Uppsala. Detta stämmer väl överens med mätningar och dessa gator är även utformade för att hantera den största delen av trafiken. Både Luthagesplanaden och delar av Strandbodgatan är tvåfiliga och detta möjliggör större flöden än resten av vägnätet. I figur 11 finns även platsen markerad där kontrollstation för luftkvalitet är placerad. En jämförelse av uppmätta värden och modellerade värden görs i avsnitt 6.2.



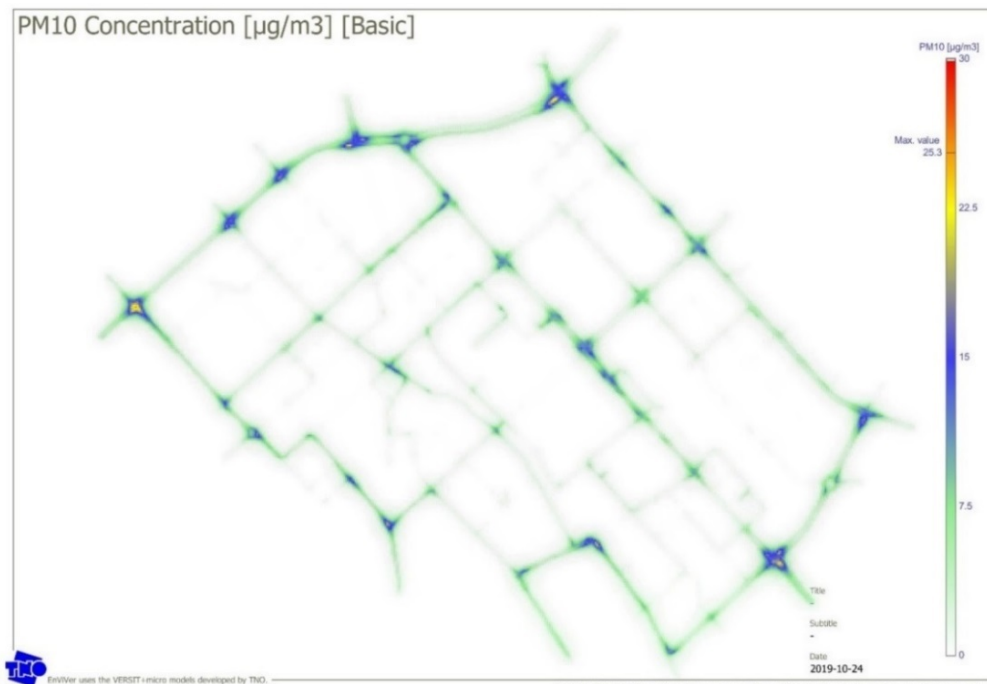
Figur 11. Det modellerade flödet för referensmodellen (fordon/h). Cirkeln markerar Uppsala kommuns mätstation (PTV Vissim, 2019).

Som figur 12 och 13 visar, är utsläppen av NO_x och PM₁₀ också koncentrerade till större korsningar och rondeller längs med Luthagesplanaden, Kungsgatan, Strandbodgatan och Väderkvarnsgatan. Då dessa gator är de största och mest trafikerade, samt att det vid korsningar och rondeller sker mest accelerationer och tomgångskörning, är det väntat att utsläppen blir högst här. Som kan utläsas från figur 12 och 13 visar också resultaten från modelleringen att de största värdena för kvävedioxider och partiklar

uppstår i korsningen Luthagsplanaden/Kyrkogårdsgatan, men att det finns flera andra platser med höga utsläpp. De tre korsningar som har högst värden efter det är Väderkvarnsgatan/Råbyvägen, Svartbäcksgatan/Råbyvägen och Kungsgatan/Strandbodgatan. Vid mätpunkten på Kungsgatan är värdena i denna modell relativt låga, knappt en fjärdedel så höga som de högsta.



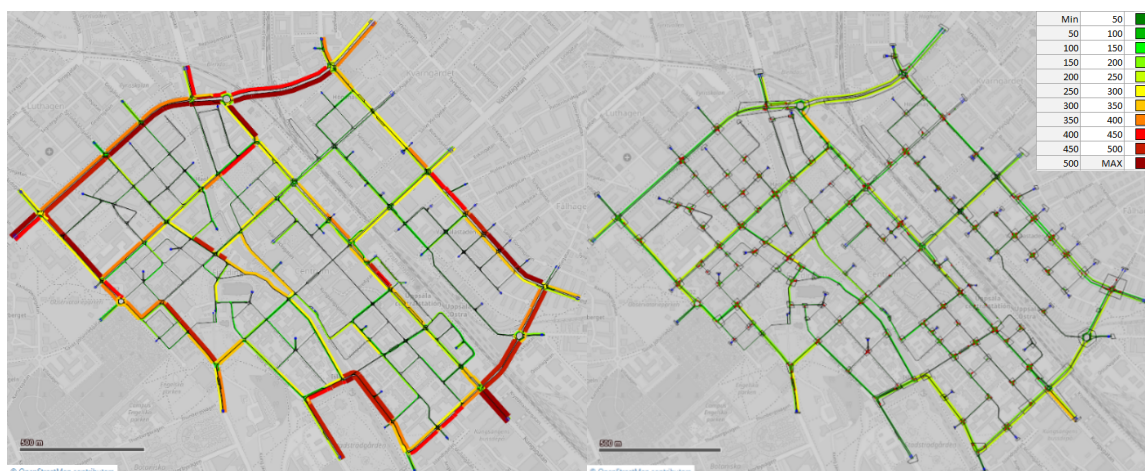
Figur 12. Utsläppen av NO_x i referensscenariot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (EnViver, 2019).



Figur 13. Utsläppen av PM_{10} i referensscenariot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (EnViver, 2019).

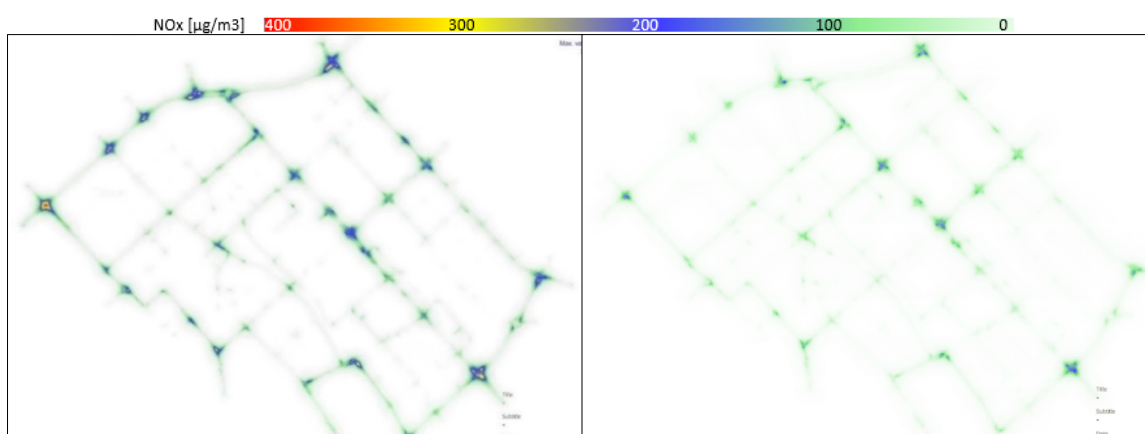
6.1.2 Scenario 1 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts i zonen

Det första som är tydligt med den införda miljözonen är hur flödet minskar (se figur 14). Detta beror till stor del på antagandet att 59 % av bilarna, som inte uppfyller kraven, ej tillåts köra innanför zonen. Det är framför allt stor skillnad på de fyra största gatorna och enligt tabell 13 sker det en minskning på mellan 50 och 70 %. Då dessa länkar i dagsläget ligger nära sina maxgränser och är överfulla blir det totalt sett en stor skillnad i flödet. De trafikstockningar som sker idag kan med en minskning av antalet bilar öka framkomligheten mer än sett till den procentuella minskningen av fordon.

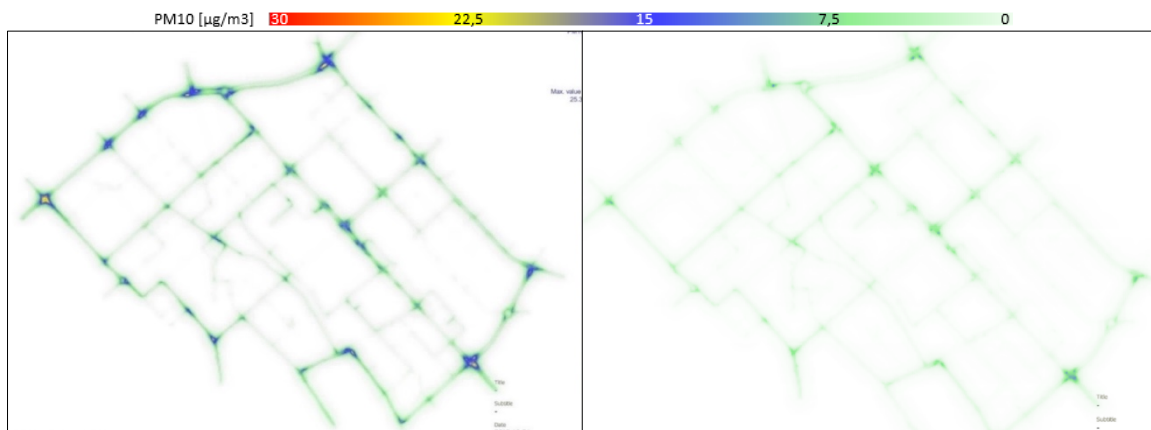


Figur 14. Referensscenariot t.v. och scenario 1 t.h. (färgerna avser fordon/timme) (PTV Vissim, 2019).

När det gäller utsläppen av luftföroreningar har både kväveoxider och partiklar minskat. Dessa kan ses i figur 15 och 16 och det maximala uppmätta värdet för NO_x och PM_{10} har där sjunkit med 50, respektive 55 % från referensfallet. Det är även tydligt att i korsningar, som i referensfallet är väldigt förorenade, har utsläppsnivåerna minskat markant.



Figur 15. Utsläppen av NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 1 t.h. (EnViver, 2019).



Figur 16. Utsläppen av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 1 t.h. (EnViver, 2019).

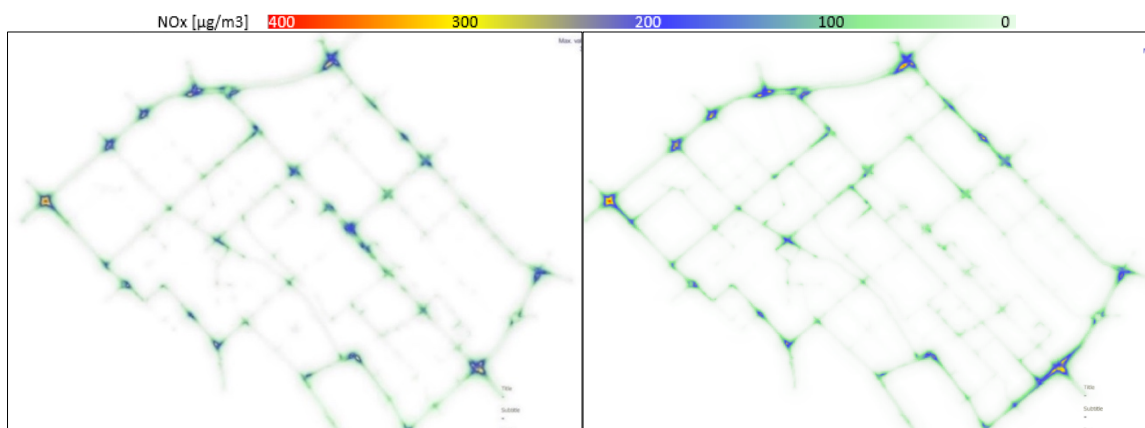
6.1.3 Scenario 2 - Endast fordon som idag uppfyller MK2 tillåts på Kungsgatan

I detta scenario sker det framför allt en förändring i var utsläppen är lokaliserade. Som kan ses i figur 17 minskar utsläppen på Kungsgatan drastiskt. Detta är ett resultat av att endast fordon av Euro 5 och 6 tillåts att köra här och enligt tabell 13 minskar flödet med nästan 50 %. Som kan ses i samma tabell ökar istället flödet på de andra vägarna, något som totalt sett leder till en ökning av både kväveoxider och partiklar. Detta behöver dock inte vara något negativt då gatorna som får högre utsläpp till stor del ligger i ytterkant av modellen. Dessa är dels öppnare och mindre omgivna av byggnader, något som ger ett bättre luftflöde, och dels finns det färre oskyddade trafikanter som exponeras för föroreningarna här.

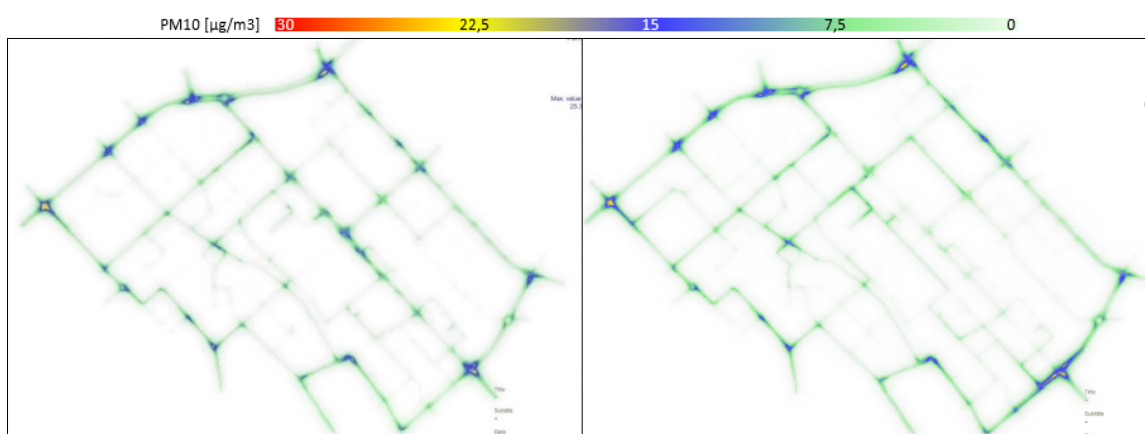


Figur 17. Referensscenariot t.v. och scenario 1 t.h. ((färgerna avser fordon/timme) (PTV Vissim, 2019).

Som kan ses i figur 18 och 19 ligger de maximala halterna av NO_x och PM₁₀ väldigt nära referensmodellen, skillnaden är en minskning med 2 och 4 %. I enlighet med tabell 11 ökar dock det totala utsläppet, något som till stor del beror på att fordon som inte uppfyller kraven för miljözonen kan behöva ta en omväg. Detta leder dock alltså inte till att de maximala utsläppen ökar, utan endast att föroreningarna förskjuts.



Figur 18. Utsläppen av NO_x (µg/m³). Referensscenariot t.v. och scenario 2 t.h. (EnViver, 2019).

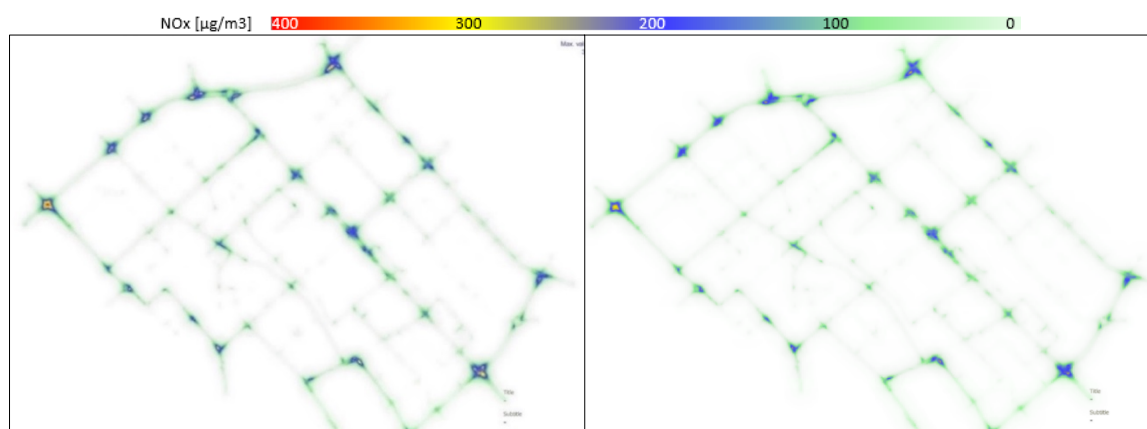


Figur 19. Utsläppen av PM₁₀ (µg/m³). Referensscenariot t.v. och scenario 2 t.h. (EnViver, 2019).

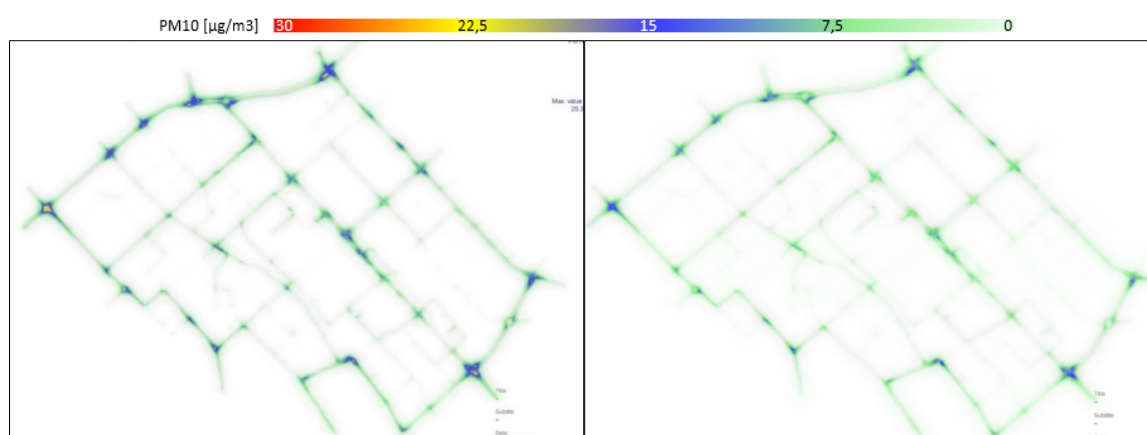
6.1.4 Scenario 3 – Alla fordon uppfyller kraven för MK2

I detta framtidsscenario ges en överblick av utsläppen om alla bilar som finns idag uppfyllde kraven för en MK2. Denna jämförelse ger således en direkt bild av hur fordonens miljöklasser påverkar utsläppen. Enligt tabell 11 minskar utsläppen av NO_x med 17 % och för PM₁₀ är skillnaden ännu större med en minskning på 24 %. Enligt figur 20 och 21 är utsläppen av kväveoxider genomgående lägre och de högsta maxvärdena för NO_x och PM₁₀ ligger 17 och 31 % lägre än referensscenariot. Då detta scenario simulerar en timme under rusningstrafiken på eftermiddagen, när trafiken är

som störst (se avsnitt 5.1), finns det goda skäl att anta att MKN för både kväveoxider och partiklar per dygn skulle uppfyllas i detta fall.



Figur 20. Utsläppen av NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 3 t.h. (EnViver, 2019).



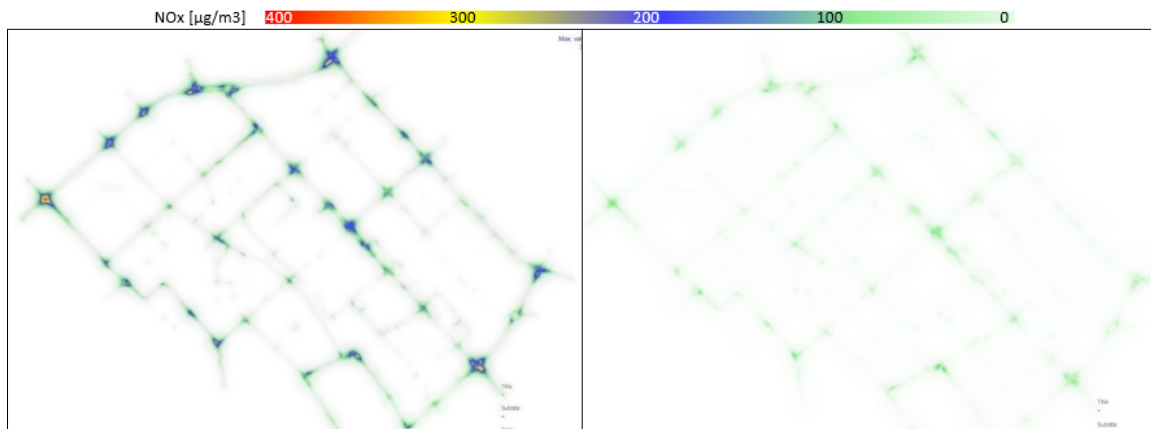
Figur 21. Utsläppen av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 3 t.h. (EnViver, 2019).

Det är värt att notera att detta scenario endast antar att fordon som inte uppfyller Euro 6 idag har bytts ut till fordon som gör det. Såsom utvecklingen ser ut idag sker flera byten mot el eller hybridalternativ, något som ytterligare skulle förbättra resultaten.

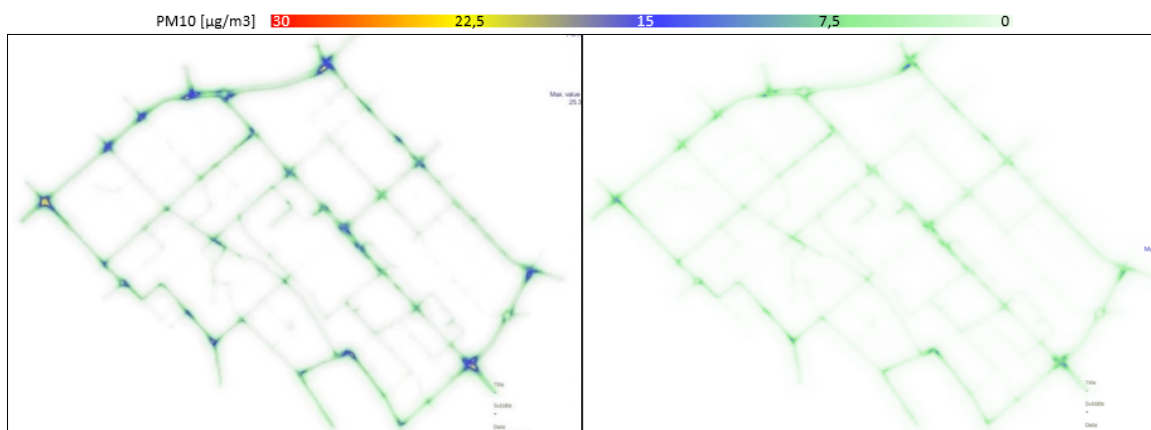
6.1.5 Scenario 4 – Alla fordon uppfyller kraven för MK3

Genom att förbjuda alla fossildrivna fordon ges en inblick i hur utsläppen från fossil förbränning ser ut. Det syns tydligt att partikelhalterna inte går ner lika mycket som kväveoxiderna och en anledning till detta är att en stor del av partiklarna kommer från däck, bromsar och vägslitage, något som inte förändras. Enligt tabell 11 minskar utsläppen trots allt med 43 % för PM_{10} och ger således en märkbar skillnad. För NO_x är skillnaden större och minskningen är där 66 %. Detta innebär att resterande 44 % av NO_x släpps ut av bussar och tunga lastbilar. Som jämförelse står bussar och tunga lastbilar idag för 33 % av kväveoxidutsläppen (se tabell 12).

Enligt figur 22 och 23 minskar maxvärdena för kväveoxider och partiklar i detta scenario med 69 respektive 49 % mot referensscenariot. Detta skulle betyda att det inte finns någon punkt som överskrider MKN för varken kväveoxider eller partiklar. Då det finns flera faktorer som spelar in är det dock inte säkert att en sådan slutsats kan dras och en analys av detta görs i diskussionen.



Figur 22. Utsläppen av NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 4 t.h. (EnViver).

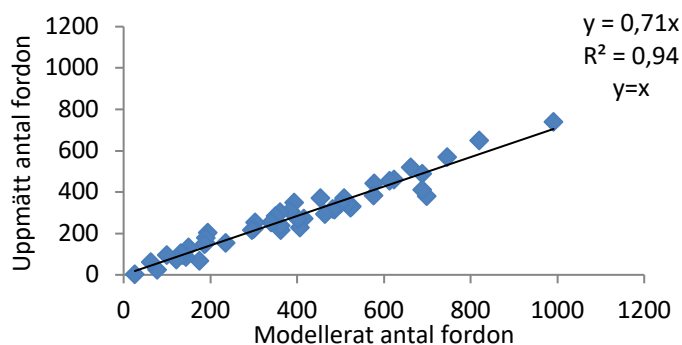


Figur 23. Utsläppen av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Referensscenariot t.v. och scenario 4 t.h. (EnViver).

6.2 Känslighetsanalys

I syfte att undersöka de olika parametrarna i modellen har en känslighetsanalys genomförts. För att validera referensmodellen har den jämförts med trafikräkningar som kommunen gjort och utvärderats med hjälp av GEH metoden (se avsnitt 3.2.2). Detta visas i figur 24 och resultatet gav ett R^2 värde på 0,94. Som även kan ses är y-värdet under 1, något som indikerar att de modellerade värdena ligger kontinuerligt lägre än uppmätta värden. Vid jämförelser mellan den ursprungliga makromodellen och mätningarna från kommunen går det att se att värdena är lägre i makromodellen, något som gör att även flödesmatrisen som använts i mikromodellen har lägre flöden. Denna

förskjutning är systematisk och jämförelsen visar att det modellerade värdet är 29 % lägre. Då syftet med detta arbete är att jämföra de olika scenarierna är detta dock inte av lika stor betydelse, även om det är värt att notera för vidare studier. Då de uppmätta värdena trots allt korrelerar tillräckligt för att ge ett förhållandevis högt R^2 -värde kan modellen anses vara validerad med avseende på mätningarna.



Figur 24. Uppmätta värden mot modellerade värden (antal fordon).

Den andra valideringen är mot mätstationen som Stockholms Luft- och Bulleranalys (SLB-analys) satt upp för Uppsala kommuns räkning vid Kungsgatan 67. Enligt modellen fås ett värde på $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för kväveoxider vid mätpunkten. Eftersom det är rusningstrafik under eftermiddagen som har modellerats, undersöks även mätdata från SLB-analys på eftermiddagen. Det tidsintervall som antagits i körningarna är 16–17 och årsmedelvärdet vid denna tidpunkt är $151 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta inkluderar även den urbana bakgrundshalten och vid samma tidpunkt är denna $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Uppsala. Den totala differensen mellan modellerade och uppmätta värden blir således 25 % i denna punkt. Denna differens är väldigt lik skillnaden i flöden från figur 24 och det är möjligt att en justering av flödet skulle minska skillnaderna även här. Hur sambanden ser ut mellan dessa kräver dock ytterligare studier.

För PM_{10} beräknade modellen fram ett värde på $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och här visade Uppsala kommuns mätningar ett värde på $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För partiklar finns det ingen mätning på den urbana bakgrundshalten i Uppsala och den närmsta mätpunkten för regional bakgrund är i Stockholm. Där ligger genomsnittet på $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och som jämförelse visar resterande mätpunkter i Sverige ett genomsnitt på $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det modellerade värdet är alltså ungefär 30–32 % lägre än det uppmätta.

Detta ger en indikation om skillnaderna i denna punkt, men för resten av modellen går det inte att dra några vidare slutsatser. Detta betyder dock inte att en jämförelse mellan referensscenariot och övriga scenarier inte är möjlig, utan endast att en exakt validering mot verkligheten inte går att göra.

7. Diskussion

I detta kapitel presenteras en sammanfattande diskussion om resultaten. Till en början undersöks resultaten med avseende på tidigare forskning, där förändringen av kväveoxid- och partikelhalterna i de olika scenarierna är av intresse. Därefter diskuteras förändringen av luftkvalitet med avseende på miljökvalitetsnormen (MKN) och *Takdirektivet*. Avslutningsvis diskuteras vilka implikationer en miljözon skulle ha för trafikanter och personer som vistas i området.

Eftersom vägtrafiken är den största utsläppskällan av kväveoxider och partiklar, speciellt i städer, är det av stor vikt att åtgärder riktade mot att minska dessa sker här. När det gäller förändringen av kväveoxider och partiklar har därför denna studie undersökt hur fyra olika scenarier kan påverka dessa halter. I figurparen från scenario 2 och 3 (se figurerna 18–21) går det att se hur föroreningarna minskar när äldre fordon, med generellt sett högre utsläppsnivåer, förbjuds. Det går även att se hur och kväveoxid- och partikelhalterna följer varandra i denna minskning. Detta stämmer väl överens med resultaten som Jiang m.fl. (2017) visade i sin studie om miljözoner i Tyskland, något som tyder på att en miljözon är ett bra verktyg för att minska halterna av båda föroreningstyperna. Denna minskning menade Krzeszowiak m.fl. (2016) är viktig när det gäller risken för andnings- och hjärt-kärlsjukdomar och som diskuteras i deras studie, bör NO_x och PM vara i huvudfokus när det gäller att förbättra luftkvaliteten. Minskningarna som kan ses i detta arbete bör därför bidra till att färre människor tar skada av förorenad luft.

Vidare har luftkvaliteten med avseende på MKN undersökts för de olika scenarierna. Skulle en MK2 implementeras i Uppsala idag skulle det framför allt leda till att många fordon som inte uppfyller kraven för Euro 5 förbjuds, vilket i sig själv leder till en reduktion. Enligt resultaten från scenario 1 skulle det vara möjligt för utsläppen från trafiken att halveras. Halterna av kväveoxider skulle med en sådan minskning hamna under MKN, något som ger en stor förbättring av luftkvaliteten i staden. När det gäller partiklar sker det även här en reduktion och utsläppen minskar med mer än hälften. Detta beror till stor del på att partiklar inte bara är kopplade till miljöklasser, utan en stor del av utsläppen kommer istället från däck-, broms- och vägslitage, något som minskar i och med förbudet. Detta scenario antar att övriga resenärer, som idag väljer alternativa färdmedel än bil, som har bilar som uppfyller kraven för en MK2, inte förändrar sina resor. Det är dock rimligt att anta att flera av dessa skulle välja bilen om trafiken och restiderna skulle minska.

Sett till MKN ser värdena för partiklar inte ut att överskrida gränsvärdena i varken modellen för referensscenariot eller något av de föreslagna scenarierna. Detta står i kontrast mot kommunens mätningar och som kan ses i figur 2 har partikelvärdena överskridit MKN de senaste åren och trenden visar inte på någon direkt minskning. En anledning till detta är att modellen inte tar hänsyn till externa faktorer såsom väder och topografi, eller den urbana bakgrundsnivån av partiklar. Det är därför rimligt att anta att

modellen underskattar utsläppen och vidare studier som inkluderar externa faktorer rekommenderas.

När en MK2 undersöks på lite längre sikt ser resultaten från scenario 3 vid en första anblick sämre ut och detta beror till stor del på antagandet om att alla fordon som förbjuds vid ett införande år 2020 har bytts ut och nu får köra i zonen. Det är däremot en väsentlig skillnad mot referensscenariot med en minskning av kväveoxider med 17 % och av PM₁₀ med 24 %. För att förbättra detta krävs det att en MK3 implementeras (scenario 4) och att alla fossildrivna bilar således byts ut. Detta leder till en minskning av kväveoxider med 66 %, vilket alltså är den totala andelen som bilar och lätta lastbilar står för idag. Även om fossilfria fordon inte löser hela problemet, visar resultaten från denna studie att miljözoner är ett bra hjälpmedel, det krävs dock en plan för att implementera dessa på ett bra sätt.

Den gata i Uppsala som idag har störst problem med luftföroreningar är Kungsgatan och detta syns även i referensscenariot och scenario 3 (se figur 12 och 13). När en MK2 implementeras på denna gata visar resultaten från scenario 2 att utsläppen, framför allt, förflyttas. Detta var något som också hände när Dias m.fl. (2016) undersökte miljözoner i Coimbra och även där förbättrades luftkvaliteten innanför zonen medan utsläppen förflyttades utanför. Denna förskjutning behöver dock inte leda till en ökad exponering om gatorna som får ett högre flöde klara av större halter tack vare sin öppenhet eller vegetation. Så är fallet för flera av Uppsalas omgivande gator, såsom Luthagsesplanaden, något som minskar koncentrationen av föroreningarna. Dessutom är det färre personer som vistas vid dessa gator, något som minskar den totala exponeringen. Utifrån detta resonemang kan en miljözon på Kungsgatan vara ett rimligt alternativ för att minska antalet människor som utsätts för höga halter kväveoxider och partiklar.

Till slut har även scenarierna undersökts med avseende EU:s takdirektiv; för kväveoxider gäller att utsläppen från all trafik ska minska med 53 % till 2025 och 70 % till 2040 (Naturvårdsverket, 2019i). Då dessa mål är nationella går det att inom ramen för detta arbete endast dra slutsatser om det avgränsade området som studien täcker. Här går det dock att se att scenario 4 ger en uppskattad minskning på 66 %, något som i stor utsträckning skulle bidra till att nå uppsatta mål. Om istället kraven på personbilar och lätta lastbilar undersöks, vilka innebär en minskning på 30 % till 2030 och 45 % till 2040, skulle även scenario 3 kunna bidra till att uppfylla kraven. Som nämnts i avsnitt 6.1.4 är det troligt att flera byten av bilar sker från Euro 5 eller lägre till el, elhybrider eller laddhybrider, något som resulterar i att en MK2 enligt scenario 3 skulle kunna ge ett bättre resultat. I och med striktare kontroll av fordonen tack vare RDE bör fordonen som säljs framöver stämma bättre överens med tillverkarnas specificerade utsläpp. Detta leder förhoppningsvis till att fossildrivna fordon generellt släpper ut lägre halter av NO_x och PM.

När det gäller partiklar omfattar *Takdirektivet* endast PM_{2,5}, något som inte har undersökts i detta arbete. Däremot finns det en korrelation mellan halterna av PM_{2,5} och

PM₁₀ som gör att det ändå går att dra vissa slutsatser (Munir m.fl., 2017). Målen för takdirektiven gällande PM_{2,5} ser liknande ut för 2025 och 2030 och ligger på en tioprocentig minskning. För kraven på personbilar och lätta lastbilar är målen lägre och till 2040 ska de ha minskat med 7 %. Resultaten från scenario 3 visar på en minskning av PM₁₀ med 24 % och från scenario 4 på en minskning med 43 %. När det gäller att minska PM_{2,5} halterna är det alltså något som enligt analysen tycks vara fullt möjligt att åstadkomma, även om det finns stora osäkerheter.

I studien av Cesaronie m.fl. (2012) minskade utsläppen av PM₁₀ med 33 % och NO₂ med 58 %. Detta är betydligt mycket mer än vad scenario 3 ger i detta arbete (17 % respektive 24 %), speciellt med tanke på att antagandena i den studien var att en miljözon förbjöd fordon som var av Euro 3 och lägre. Minskningen i Cesaronie m.fl. (2012) var snarare i samma nivå som det modellerade värdet för en MK3, något som tyder på att minskningen snarare är större än vad detta arbete visar. Miljözonerna som undersöktes i deras arbete implementerades dock redan år 2001 och den fordonsflotta som fanns i Rom under den tiden såg troligen annorlunda ut än den Uppsala har idag.

Om en MK2 skulle implementeras idag, såsom i scenario 1, skulle flertalet bilägare tvingas hitta alternativa färdmedel, byta fordon, välja andra ruttval eller parkera bilen utanför zonen. Om det inte finns några rimliga alternativa transportmedel leder detta till att en stor kostnad läggs på att byta ut fordonet. Ett alternativ är att endast göra om Kungsgatan till en MK2 för att biltrafiken fortfarande ska kunna ta sig överallt i staden, om än med större möda. Enligt den modell som testats leder dock detta framför allt till en förflyttning av föroreningarna och totalt sett till ökade utsläpp. Lokalt leder det dock till förbättringar och framför allt att stadskärnan förväntas få bättre luftkvalitet. Genom att Kungsgatan blir av med en stor del av föroreningarna påverkas boende och de som vistas i dess direkta närhet positivt och då detta är ett område där det rör sig många människor blir effekterna mer påtagliga. Riskerna är dock att reglerna för miljözoner ignoreras och att effekterna uteblir. På sikt kan det dock vara ett incitament till att snabba på bytet till en miljövänligare bil.

Att minska utsläppen av kväveoxider och partiklar görs i syfte att förbättra den lokala luftkvaliteten, så att människor ska slippa ta skada. Som flera rapporter från Naturvårdsverket visar, omkommer det idag nästan 3 000 människor i Sverige på grund av utsläpp från trafiken och det krävs således omfattande åtgärder (Gustafsson m.fl., 2018). Naturvårdsverket (2019m) menar också att de värst utsatta idag är barn och att de redan tar skada av halter i nivå med dagens MKN. Utöver detta menar WHO (2018) att det inte finns några lägstanivåer som kan anses säkra för partiklar och alla möjligheter att sänka dessa bör prioriteras. Resultaten i den här studien visar att miljözoner kan vara ett bra verktyg för att minska halterna, men det krävs ytterligare undersökningar på hur tillämpbara och kostnadseffektiva dessa zoner är.

8. Slutsats

Den här studien har undersökt hur fyra scenarier påverkar luftkvaliteten, i form av kväveoxider och partiklar. Det alternativ som bidrar till störst förbättring är scenario 4, i vilken en MK3 i hela Uppsala innerstad införs, något som lokalt leder till att värdena för NO_x och PM_{10} minskade med 66 %, respektive 43 %. När det gäller att nå gränsvärdena för MKN med avseende på kväveoxider och partiklar skulle alla scenarier förutom scenario 2, en implementering av en MK2 på Kungsgatan, bidra till att dessa uppnås. Till sist har det undersökts om en miljözon kan uppnå kraven från EU:s takdirektiv, att sänka utsläppen från NO_x med 53 % och $\text{PM}_{2,5}$ med 11 % till 2025. Det alternativ som skulle bidra mest är även här scenario 4, och som tidigare resultat visade så finns det goda möjligheter för att kraven för NO_x uppnås. När det gäller $\text{PM}_{2,5}$ går det inte att säga lika säkert hur mycket nivåerna skulle minska. Enligt scenario 4 minskar PM_{10} med 43 % inom det modellerade området, något som gör att det finns goda förutsättningar för att även $\text{PM}_{2,5}$ ska kunna minska.

När det gäller de uppdelade kraven för personbilar och lätta lastbilar skulle scenario 3, en MK2 i hela Uppsala, lokalt kunna bidra till att målen uppnås. Detta alternativ ger en minskning med 17 % och 24 % för NO_x respektive PM_{10} inom zonen, vilket kan jämföras med EU-kraven som ligger på 30 %, respektive 6 % till 2025. Införandet av MK2 enligt scenario 3 ser därför ut att kunna bidra till att målen nås, om än i mindre utsträckning. Det kan dock tilläggas att med en inkluderad hänsyn till den naturliga utvecklingen av fordonsflottan, såsom övergången till elektrifierade alternativ, finns det bättre möjligheter för en MK2 att klara målen.

Utifrån detta är det dock svårt att avgöra huruvida de exakta gränsvärdena nås, då halterna även beror på faktorer såsom körcykler, flöden, fordonssammansättning, gatumiljö och mikroklimat. Detta är något som inte har undersökts i denna studie och som tillsammans med antaganden om den framtida fordonsflottan, framtida trafikarbete och trafiksituationer anpassade till svenska data rekommenderas för vidare studier. Det skulle även behövas en spridningsmodell som kan ta hänsyn till dessa parametrar för att ge mer tillförlitliga scenarier.

Referenser

- Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S. & Pulvirenti, B. (2017), "Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review", *Atmospheric Environment*, vol. 162, ss. 71-86.
- Abou-Senna, H., Radwan, E., Westerlund, K. & Cooper, C.D. (2013), "Using a traffic simulation model (VISSIM) with an emissions model (MOVES) to predict emissions from vehicles on a limited-access highway", *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 63, nr. 7, ss. 819-831.
- Agostini, A., Lelli, M., Negrenti, E., Parenti, A. (2005), "An advanced software tool for vehicular emissions disaggregate estimation" *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 82. ss. 357-365.
- Barceló, J. (2010), "Fundamentals of traffic simulation", Springer, New York.
- Bilsvär (2019), "Utsläppsklass". Tillgänglig online:
<https://www.bilsvär.se/sv/ordlista/Utsläppsklass/> [2019-10-21]
- Blomgren, M., Jungbjer, P. (2019), "Emissions modeling of electric urban transit, Analysis of environmental effects of electric public transit in Johanneberg by using the software PTV Vissim and EnViver"
- Boningari, T., Smirniotis, P.G. (2016), "Impact of nitrogen oxides on the environment and human health: Mn-based materials for the NOx abatement", *Current Opinion in Chemical Engineering*, vol. 13, ss. 133-141.
- Borge, R., Lumbreras, J., Pérez, J., de la Paz, D., Vedrenne, M., de Andrés, J.M. & Rodríguez, M.E. (2014), "Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain)", *Science of the Total Environment*, vol. 466-467, ss. 809-819.
- Bristow, A (2010), "Traffic Modelling Guidelines, TfL Traffic Manager and Network Performance, Best Practice" Version 3.0, Transport for London
- Cesaroni, G., Boogaard, H., Jonkers, S., Porta, D., Badaloni, C., Cattani, G., Forastiere, F. & Hoek, G. (2012), "Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: the effect of low-emission zoning in Rome", *Occupational and Environmental Medicine*, vol. 69, nr. 2, ss. 133-139.
- Csikós, A. & Varga, I. (2012), "Real-time Modeling and Control Objective Analysis of Motorway Emissions", *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, vol. 54, ss. 1027-1036.
- Demir, E., Bektaş, T. & Laporte, G. (2011), "A comparative analysis of several vehicle emission models for road freight transportation", *Transportation Research Part D*, vol. 16, nr. 5, ss. 347-357.

- Dias, D., Tchepel, O. & Antunes, A.P. (2016), "Integrated modelling approach for the evaluation of low emission zones", *Journal of Environmental Management*, vol. 177, ss. 253-263.
- Dieselnet (2019), "EU: Cars and Light Trucks". Tillgänglig online: [dieselnet.com/standards/eu/ld.php](https://www.dieselnet.com/standards/eu/ld.php) [2019-10-21]
- Dieselnet (2019), "EU: Heavy-Duty Truck and Bus Engines". Tillgänglig online: <https://www.dieselnet.com/standards/eu/hd.php> [2019-10-21]
- EEA. (2019), "Policy context". Tillgänglig online: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/policy-context> [2019-10-21]
- Eijk, A., Ligterink, N., Inanc, S. (2014), "EnViver 4.0 Pro and Enterprise Manual"
- EPA (2008) "EPA's 2008 Report on the Environment. National Center for Environmental Assessment", Washington, DC; EPA/600/R-07/045F, the National Technical Information Service, Springfield, VA. Tillgänglig online: <http://www.epa.gov/roe> [2019-10-21]
- EU (2019), "Reduction of national emissions of atmospheric pollutants". Tillgänglig online: <https://ec.europa.eu/environment/air/reduction/index.htm> [2019-10-21]
- Feldman, O. (2012), "The GEH measure and quality of the highway assignment models", *Transport for London*
- Ferreira, F., Gomes, P., Tente, H., Carvalho, A.C., Pereira, P. & Monjardino, J. (2015), "Air quality improvements following implementation of Lisbon's Low Emission Zone", *Atmospheric Environment*, vol. 122, ss. 373-381.
- FRIDA databas (2019), "Svensk Kollektivtrafik 2019". Tillgänglig online: <http://frida.port.se/slutf/ntal/publik.cfm> [2019-10-21]
- Greenberg, H. (1959), "An Analysis of Traffic Flow." *Operations Research*, vol. 7, nr 1, ss. 79-85.
- GUB (2019), "Fossilfritt drivmedel". Tillgänglig online: <https://www.gub.se/gub/miljo/fossilfritt-drivmedel/> [2019-10-21]
- Gustafsson, M., Lindén, J., Tang, L., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S. & Sjöberg, K (2018), "Quantification of population exposure to NO₂, PM_{2.5} and PM₁₀ and estimated health impacts". Tillgänglig online: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-7870> [2019-10-21]
- Hertel, O., Berkowicz, R., Vignati, E., Palmgren, F. (1995), "Urban Air Pollution of Nitrogen Oxides from Traffic", *Trafikdage på AUC Aalborg*
- Hildebrand, C., Hörtn, S. (2014), "A comparative study between Emme and Visum with respect to public transport assignment"
- Jacyna, M., Wasiak, M., Kłodawski, M. & Gołębiowski, P. (2017), "Modelling of Bicycle Traffic in the Cities Using VISUM", *Procedia Engineering*, vol. 187, ss. 435-441.

- Jiang, W., Boltze, M., Groer, S. & Scheuven, D. (2017), "Impacts of low emission zones in Germany on air pollution levels", *Transportation Research Procedia*, vol. 25, ss. 3370-3382.
- Jie. L (2011), "Environmental Effects of Vehicle Exhausts, Global and Local Effects – A Comparison between Gasoline and Diesel" Halmstad University
- Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K. & Nieuwenhuijsen, M. (2017), "Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis", *Environment International*, vol. 100, ss. 1-31.
- Kong, L., Xin, J., Zhang, W. & Wang, Y. (2016), "The empirical correlations between PM_{2.5}, PM₁₀ and AOD in the Beijing metropolitan region and the PM_{2.5}, PM₁₀ distributions retrieved by MODIS", *Environmental Pollution*, vol. 216, ss. 350-360.
- Krzeszowiak, J., Stefanow, D., Pawlas, K. (2016), "The impact of particulate matter (PM) and nitric oxides (NO_x) on human health and an analysis of selected sources accounting for their emission in Poland", *Medycyna Środowiskowa - Environmental Medicine* 2016, vol. 19, nr. 3, ss. 7-15.
- Latham, S., Petley, L. J., Hickman, A. J., Cloke, J., (2000), "A review of available road traffic emission models, Prepared for Charging and Local Transport Division, Department of the Environment, Transport and the Regions", *Transport research laboratory, Report 457*.
- Maerivoet, Sven., De Moor, Bart. (2005), "Transportation Planning and Traffic Flow Models"
- McGrath, M. (2019), "ULEZ: How does London's new emissions zone compare?", *BBC News*
- Menneni, S., Sun, C., Vortisch, P. (2008), "Microsimulation Calibration Using Speed-Flow Relationships", *Transportation Research Record*. 2088, ss. 1–9.
- Munir, S., Habeebullah, T., Mohammed, A., Essam, M., Rehan, M., Ali, K. (2017), "Analysing PM_{2.5} and its Association with PM₁₀ and Meteorology in the Arid Climate of Makkah, Saudi Arabia", *Aerosol and Air Quality Research* 2017, vol. 17, ss. 453-464.
- Naturvårdsverket (2019a), "Luften i Sverige, Luftkvaliteten i tätorterna". Tillgänglig online: <http://www.naturvardsverket.se/luftkvalitetenitatorn> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019b), "Gränsvärden, målvärden och utvärderingströsklar för luft". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Luft-och-klimat/Miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/Gransvarden-malvarden-utvarderingstrosklar/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019c), "Luftguiden, handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft" Handbok, utgåva 1

- Naturvårdsverket (2019d), "Sammanställning av miljö kvalitetsnormer". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljokvalitetsnormer/mkn-luft/sammanst-miljokvalitetsnormer.pdf> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019e), "Utsläpp av kväveoxider till luft". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxid-till-luft/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019f), "Utsläpp av grova partiklar (PM10) till luft". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Partiklar-PM10-utslapp-till-luft/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019g), "Fakta om kväveoxider i luft". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Kvaveoxider/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019h), "Fakta om partiklar i luft". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Partiklar/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019i), "EU:s direktiv för utsläpp av luftföroreningar (takdirektivet)". Tillgänglig online: <https://naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Luftvardspolitik/EUs-utslappstakdirektiv/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019j), "Partiklar (PM10) i gaturum (antal dygn över miljö kvalitetsnormen)". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Partiklar-i-luft-PM10-i-gaturum/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019k), "Kvävedioxid i gaturum (antal dygn över miljö kvalitetsnormen)". Tillgänglig online: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvavedioxid-i-luft-gaturum-dygn/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019l), "Scenario ger viktig bild av framtida luftföroreningar". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Statistik-om-luft/Utslapp-av-luftforeningar/Scenario-for-utslapp-av-luftforeningar/> [2019-10-21]
- Naturvårdsverket (2019m), "Luft & miljö, barns hälsa". Tillgänglig online: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-1303-5.pdf?pid=21462> [2019-10-21]
- Nilsson, D. (2019), "Problemet med partiklar", Rambolls luftkvalitetsrapport 2019
- Pajecki, R., Ahmed, F., Qu, X., Zheng, X., Yang, Y. & Easa, S. (2019), "Estimating Passenger Car Equivalent of Heavy Vehicles at Roundabout Entry Using Micro-Traffic Simulation", *Frontiers in Built Environment*, vol. 5.
- Park, S., Kim, S. & Lee, H. (2004), "Dispersion characteristics of vehicle emission in an urban street canyon", *Science of the Total Environment*, vol. 323, nr. 1, ss. 263-271.

- Quaassdorff, C., Borge, R., Pérez, J., Lumbreras, J., de la Paz, D. & de Andrés, J.M. (2016), "Microscale traffic simulation and emission estimation in a heavily trafficked roundabout in Madrid (Spain)", *Science of the Total Environment*, vol. 566-567, ss. 416-427.
- Ruiz, I. (2018), "Where is Europe's air safe to breathe?" Deutsche Welle
- Salgado, D., Jolovic, D., Martin, P.T. & Aldrete, R.M. (2016), "Traffic Microsimulation Models Assessment – A Case Study of International Land Port of Entry", *Procedia Computer Science*, vol. 83, ss. 441-448.
- SLB (2019), "Luftföroreningskartor". Tillgänglig online: <http://slb.nu/slbanalys/luftfororeningskartor/> [2019-10-21]
- Smit, R., Smokers, R. & Rabé, E. (2007), "A new modelling approach for road traffic emissions: VERSIT", *Transportation Research Part D*, vol. 12, nr. 6, ss. 414-422.
- Song, R. & Sun, J. (2016), "Calibration of a micro-traffic simulation model with respect to the spatial-temporal evolution of expressway on-ramp bottlenecks", *SIMULATION*, vol. 92, nr. 6, ss. 535-546.
- Soot-free for the climate (2015), "A European City Ranking on Best Practices on Air Pollution Reduction from Transport", *Soot-free Cities*
- Stockholms läns landsting (2011), "Svar på skrivelse, Livslängden på bussar i SL-trafiken", *Trafiknämnden*
- Sveriges Åkeriföretag (2016), "Fakta om Åkerinäringen" Utgåva 2016.
- Sveriges Bussföretag (2018), "Statistik om bussbranschen", *Rapport Mars 2018*
- Stieb, D.M., Chen, L., Hystad, P., Beckerman, B.S., Jerrett, M., Tjepkema, M., Crouse, D.L., Omariba, D.W., Peters, P.A., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Burnett, R.T., Liu, S., Smith-Doiron, M. & Dugandzic, R.M. (2016), "A national study of the association between traffic-related air pollution and adverse pregnancy outcomes in Canada, 1999–2008", *Environmental Research*, vol. 148, ss. 513-526.
- The AA. (2017a), "Car choice impacts your green score and your cash". Tillgänglig online: <https://www.theaa.com/driving-advice/fuels-environment/emissions> [2019-10-21]
- The AA (2017b), "Limits to improve air quality and health". Tillgänglig online: <https://www.theaa.com/driving-advice/fuels-environment/euro-emissions-standards> [2019-10-21]
- Trafikanalys (2017), "Prognoser för fordonsflottans utveckling i Sverige", *Rapport 2017:8*
- Trafikanalys (2019), "Fordon på väg". Tillgänglig online: <https://trafa.se/vagtrafik/fordon/> [2016-10-21]
- Trafikverket (2013), "Handbok för kapacitetsanalys med hjälp av simulering", *TRV 2013/79994*

- Transportstyrelsen (2013), "Miljözoner". Tillgänglig online:
<https://transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Miljo/Miljozoner/> [2019-10-21]
- Uppsala kommun (2018a), "Luftkvalitet i Uppsala". Tillgänglig online:
<https://www.uppsala.se/boende-och-trafik/trafik-och-gator/luftkvalitet-i-uppsala/>
[2019-10-21]
- Uppsala kommun (2018b), "Miljözon". Tillgänglig online:
<https://www.uppsala.se/boende-och-trafik/trafik-och-gator/miljozon/> [2019-10-21]
- Uppsala kommun (2019), "Dubbdäck i stan". Tillgänglig online:
<https://www.uppsala.se/boende-och-trafik/trafik-och-gator/dubbdack-i-stan/> [2019-10-21]
- Vinceti, M., Malagoli, C., Malavolti, M., Cherubini, A., Maffei, G., Rodolfi, R., Heck, J.E., Astolfi, G., Calzolari, E. & Nicolini, F. (2016), "Does maternal exposure to benzene and PM10 during pregnancy increase the risk of congenital anomalies? A population-based case-control study", *Science of the Total Environment*, vol. 541, ss. 444-450.
- WHO (2018), "Air pollution" Tillgänglig online: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) [2019-10-21]

Appendix

Enviver (Enterprise)(Online)

Traffic data

	Total			Calculated			Excluded		
	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance
Trafa_bil *	6936	14774625	9237.1 km	6936	14774625	9229.8 km	0	0	0.0 km
Trafa_Buss *	121	526895	242.7 km	121	526895	242.7 km	0	0	0.0 km
Trafa_Lastbil *	438	972687	585.5 km	438	972687	585.5 km	0	0	0.0 km
Unassigned	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km
Total	7495	16274207	10065.3 km	7495	16274207	10058.1 km	0	0	0.0 km

Emission totals per class

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Trafa_bil *	2039.003 kg	6478.538 g	624.664 g
Trafa_Buss *	334.974 kg	736.734 g	42.565 g
Trafa_Lastbil *	1099.802 kg	2608.070 g	192.773 g
	31.7%	26.5%	22.4%
Total	3473.779 kg	9823.343 g	860.002 g

Emission per class per hour

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Trafa_bil *	2039.060 kg/h	6478.718 g/h	624.681 g/h
Trafa_Buss *	334.983 kg/h	736.754 g/h	42.566 g/h
Trafa_Lastbil *	1099.833 kg/h	2608.143 g/h	192.779 g/h

Emission per class per km.

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Trafa_bil *	220.740 g/km	701.359 mg/km	67.625 mg/km
Trafa_Buss *	1380.119 g/km	3.035 g/km	175.370 mg/km
Trafa_Lastbil *	1878.408 g/km	4.454 g/km	329.248 mg/km

Figur A1. Utsläppsdata för referensscenariot.

Enviver (Enterprise)(Online)

Traffic data

	Total			Calculated			Excluded		
	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance
Euro5+6 *	2741	5524888	3789.4 km	2741	5524888	3813.8 km	0	0	0.0 km
Trafa_Buss *	120	498769	242.0 km	120	498769	242.1 km	0	0	0.0 km
Trafa_Lastbil *	414	834660	546.1 km	414	834660	546.1 km	0	0	0.0 km
Unassigned	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km
Total	3275	6858317	4577.5 km	3275	6858317	4602.0 km	0	0	0.0 km

Emission totals per class

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro5+6 *	707.324 kg	1845.284 g	162.051 g
Trafa_Buss *	323.957 kg	710.276 g	41.170 g
Trafa_Lastbil *	957.468 kg	2256.721 g	169.663 g
	48.1%	46.9%	45.5%
Total	1988.749 kg	4812.282 g	372.884 g

Emission per class per hour

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro5+6 *	707.344 kg/h	1845.336 g/h	162.055 g/h
Trafa_Buss *	323.966 kg/h	710.296 g/h	41.171 g/h
Trafa_Lastbil *	957.494 kg/h	2256.784 g/h	169.668 g/h

Emission per class per km.

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro5+6 *	186.658 g/km	486.959 mg/km	42.764 mg/km
Trafa_Buss *	1338.426 g/km	2.934 g/km	170.092 mg/km
Trafa_Lastbil *	1753.327 g/km	4.133 g/km	310.690 mg/km

Figur A2. Utsläppsdata för scenario 1.

Traffic data

	Total			Calculated			Excluded		
	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance
EJ_Euro6 *	3889	11525950	5450.4 km	3889	11525950	5454.3 km	0	0	0.0 km
Euro5+6 *	3099	9015452	4176.1 km	3099	9015452	4196.7 km	0	0	0.0 km
Trafa_Buss *	122	565124	243.9 km	122	565124	243.9 km	0	0	0.0 km
Trafa_Lastbil *	447	1319412	609.7 km	447	1319412	609.7 km	0	0	0.0 km
Unassigned	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km
Total	7557	22425938	10480.1 km	7557	22425938	10504.6 km	0	0	0.0 km

Emission totals per class

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
EJ_Euro6 *	1442.661 kg	4949.120 g	439.480 g
Euro5+6 *	863.690 kg	2164.384 g	210.649 g
Trafa_Buss *	343.608 kg	758.724 g	44.566 g
Trafa_Lastbil *	1241.867 kg	2976.608 g	227.370 g
	31.9%	27.4%	24.7%
Total	3891.827 kg	10.849 kg	922.066 g

Emission per class per hour

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
EJ_Euro6 *	1442.702 kg/h	4949.257 g/h	439.493 g/h
Euro5+6 *	863.714 kg/h	2164.444 g/h	210.655 g/h
Trafa_Buss *	343.618 kg/h	758.745 g/h	44.568 g/h
Trafa_Lastbil *	1241.901 kg/h	2976.690 g/h	227.376 g/h

Emission per class per km.

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
EJ_Euro6 *	264.690 g/km	908.033 mg/km	80.633 mg/km
Euro5+6 *	206.817 g/km	518.278 mg/km	50.442 mg/km
Trafa_Buss *	1408.708 g/km	3.111 g/km	182.711 mg/km
Trafa_Lastbil *	2036.783 g/km	4.882 g/km	372.908 mg/km

*Figur A3. Utsläppsdata för scenario 2.***Traffic data**

	Total			Calculated			Excluded		
	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance
Euro6 *	6936	14774625	9237.1 km	6936	14774625	9229.8 km	0	0	0.0 km
Trafa_Buss *	121	526895	242.7 km	121	526895	242.7 km	0	0	0.0 km
Trafa_Lastbil *	438	972687	585.5 km	438	972687	585.5 km	0	0	0.0 km
Unassigned	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km
Total	7495	16274207	10065.3 km	7495	16274207	10058.1 km	0	0	0.0 km

Emission totals per class

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro6 *	1839.532 kg	4838.678 g	414.822 g
Trafa_Buss *	334.974 kg	736.734 g	42.565 g
Trafa_Lastbil *	1099.802 kg	2608.070 g	192.773 g
	33.6%	31.9%	29.7%
Total	3274.308 kg	8183.482 g	650.160 g

Emission per class per hour

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro6 *	1839.583 kg/h	4838.812 g/h	414.833 g/h
Trafa_Buss *	334.983 kg/h	736.754 g/h	42.566 g/h
Trafa_Lastbil *	1099.833 kg/h	2608.143 g/h	192.779 g/h

Emission per class per km.

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
Euro6 *	199.146 g/km	523.830 mg/km	44.908 mg/km
Trafa_Buss *	1380.119 g/km	3.035 g/km	175.370 mg/km
Trafa_Lastbil *	1878.408 g/km	4.454 g/km	329.248 mg/km

Figur A4. Utsläppsdata för scenario 3.

Traffic data

	Total			Calculated			Excluded		
	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance	Trips	Samples	Distance
MK3 *	6936	14774625	9237.1 km	6936	14774625	9229.8 km	0	0	0.0 km
Trafa_Buss *	121	526895	242.7 km	121	526895	242.7 km	0	0	0.0 km
Trafa_Lastbil *	438	972687	585.5 km	438	972687	585.5 km	0	0	0.0 km
Unassigned	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km	0	0	0.0 km
Total	7495	16274207	10065.3 km	7495	16274207	10058.1 km	0	0	0.0 km

Emission totals per class

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
MK3 *	0.000 mg	0.000 mg	253.123 g
Trafa_Buss *	334.974 kg	736.734 g	42.565 g
Trafa_Lastbil *	1099.802 kg	2608.070 g	192.773 g
	76.7%	78.0%	39.5%
Total	1434.776 kg	3344.804 g	488.462 g

Emission per class per hour

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
MK3 *	0.000 mg/h	0.000 mg/h	253.131 g/h
Trafa_Buss *	334.983 kg/h	736.754 g/h	42.566 g/h
Trafa_Lastbil *	1099.833 kg/h	2608.143 g/h	192.779 g/h

Emission per class per km.

	CO ₂	NO _x	PM ₁₀
MK3 *	0.000 mg/km	0.000 mg/km	27.403 mg/km
Trafa_Buss *	1380.119 g/km	3.035 g/km	175.370 mg/km
Trafa_Lastbil *	1878.408 g/km	4.454 g/km	329.248 mg/km

Figur A5. Utsläppsdata för scenario 4.