



Sveriges lantbruksuniversitet  
Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap  
Område Landskapsutveckling

## Vegetation som luftfilter i urban miljö

Vegetation as an air-cleaner in urban environment

*Henrietta Johnsson*



Självständigt arbete/Examensarbete 15 hp  
Landskapsingenjörsprogrammet  
Självständigt arbete vid LTJ-fakulteten, SLU  
Alnarp 2011

## **Vegetation som luftfilter i urban miljö**

Vegetation as an air-cleaner in urban environment

*Henrietta Johnson*

**Handledare:** Mark Huisman, SLU, Område för landskapsutveckling

**Btr handledare:** Susanna Gustafsson, Ramböll , konsult

**Examinator:** Eva-Lou Gustafsson, SLU, Område för landskapsutveckling

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** *Grund C,*

**Kurstitel:** Examensarbete för landskapsingenjörer

**Kurskod:** EX0361 *Landskapsplanering*

**Program/utbildning:** Landskapsingenjörsprogrammet

**Ämne:** Landskapsplanering

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsmånad och -år:** april, 2011

**Omslagsbild:** Ludvig Johnson

**Serienamn:** Självständigt arbete vid LTJ-fakulteten, SLU

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** PM10, PM2,5 depositionshastighet, partiklar, luftföroreningar, urban vegetation, träd, buskar, reduktion, upptagseffektivitet



Sveriges lantbruksuniversitet  
Fakulteten för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap  
Område Landskapsutveckling

## **Förord**

Idén till detta examensarbete fick jag efter en föreläsning om staden som ståndort föredragen av Annika Wuolo där Annika kort behandlade luftföroreningar och växters betydelse.

Examensarbetet har jag gjort i samarbete med Ramböll, där min handledare Susanna Gustafsson är expert på luftföroreningar och har med sin kunskap i ämnet assisterat mig.

## ***Tack***

Susanna Gustafsson, Ramböll,  
för att du hjälpt mig med alla frågetecken jag haft under arbetets gång.

Min handledare Mark Huisman,  
för dina meningsfulla åsikter och din språkliga kontroll.

Annika Wuolo, forskarstuderande SLU,  
för din hjälp innan projektet kommit igång med kontaktuppgifter och opublicerad litteratur som fick mitt intresse för ämnet att bli ännu starkare.

*Mars 2011, Malmö*  
*Henrietta Johnson*

## Sammanfattning

Flera tusen människor dör en för tidig död i Sverige på grund av partiklar. För att minska partikelkoncentrationerna behöver utsläppskällorna minska drastiskt. Olika sätt att reducera mängden partiklar utreds i dagens forskning då vegetationens roll i staden är av betydelse för människors välbefinnande.

Syftet med denna rapport har varit att lyfta fram vegetation som en positiv miljöpåverkare genom att studera dess förmåga att fungera som ett filter. Rapporten har sammanställts genom litteraturstudie, dessutom har kontakt tagits med verksamma forskare inom området.

Huvudfrågorna som använts har varit följande:

- Vilka buskar och träd klarar av luftföroreningar fysiologiskt?
- Vad för typ av blad/barr bör växten ha för att ta upp luftföroreningar bäst?
- På vilka platser i landskapet skulle det kunna vara aktuellt att använda sig av vegetation som luftrensare?
- Vilken betydelse har utformningen av planteringen för bästa upptagning av luftföroreningar?

Resultatet visar på att växter har betydelse för partikelkoncentrationerna, vilken effekt de har beror på flertal olika faktorer. Bladens morfologi, partikelkoncentration, vindhastighet, meteorologiska aspekter, utformning av plantering, partikelstorlek med mera har betydelse vilket gör ämnet komplext. Partiklar är en sammansättning av olika ämnen och kan ha olika effekt på växter. Depositionshastighet är ett mått på partikelupptaget för växter, för de resultat som tas upp i rapporten varierar depositionshastigheten mellan 0,0058-20 cm/s. Valet av växter är av betydelse för vilken depositionshastighet som sker och indirekt hur mycket partiklar som försvinner från atmosfären.

Partikeldepositionen är större i kanterna av en plantering och ett varierande fältskikt bidrar till större depositioner av partiklar. Användning av vegetation som luftfilter har både för och nackdelar. Många gånger är det ont om plats i den urbana miljön där partikelkoncentrationerna är som högst, vilket medför problematik att tillföra vegetation som luftfilter. I dessa situationer är gröna tak och gröna väggar ett alternativ.

En teoretisk fallstudie i rapporten visar att partikelkoncentrationerna kan minska med uppåt 25% genom ett stort buskage av växter. Fallstudien har genomförts på en gata i Malmö och realiserats med verkliga utsläppsvärden och data för depositionshastighet och lövareaindex för douglasgran. Vidare har en jämförelse gjorts för vilken skillnad en trädrad respektive ett stort buskage har på partikelmängden.

# Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b> .....	<b>1</b>
1.1 Bakgrund .....	1
1.2 Syfte .....	1
1.3 Metod .....	1
1.4 Avgränsning .....	2
<b>2 Litteraturstudie</b> .....	<b>3</b>
2.1 Luftföroreningar .....	3
2.1.1 Partiklar, PM10 och PM2,5 .....	3
2.1.2 Kvävedioxid och Ozon .....	4
2.2 Miljömål gällande luftkvalité .....	5
2.3 Partiklars påverkan på människan .....	6
2.4 Depositionshastighet .....	8
2.4.1 Våt- och torrdeposition .....	9
2.4.2 Partikelstorlek .....	9
2.4.3 Löv och trädtak .....	9
2.5 Växter och dess påverkan på partikelupptag .....	11
2.5.1 Specifika växtarters betydelse för upptag av luftföroreningar .....	11
2.5.2 Stora växtsystems påverkan på partikelkoncentrationen .....	16
2.5.3 Växters påverkan på vindhastighet och omblandning och därmed partikelkoncentrationen .....	19
2.5.4 Gröna väggar och gröna tak ett sätt att förbättra luftkvalitén .....	20
2.5.5 Partiklars påverkan på vegetation .....	22
<b>3 Fallstudie, uppskattning av deposition partiklar</b> .....	<b>24</b>
<b>4 Diskussion</b> .....	<b>26</b>
<b>5 Slutsatser</b> .....	<b>28</b>
5.1 Vilka buskar och träd klarar av luftföroreningar fysiologiskt? .....	28
5.2 Vad för typ av blad/barr bör växten ha för att ta upp luftföroreningar bäst? .....	28
5.3 På vilka platser i landskapet skulle det kunna vara aktuellt att använda sig av vegetation som luftrensare? .....	28
5.4 Vilken betydelse har utformningen av planteringen för bästa upptagning av luftföroreningar? .....	29
<b>6 Litteraturförteckning</b> .....	<b>30</b>

# 1 Inledning

*I följande kapitel behandlas utgångspunkterna för rapporten genom att syfte, metod och avgränsningar presenteras. Samt presenteras en bakgrund som ger en kort introduktion till valet av ämne.*

## 1.1 Bakgrund

I en rapport från WHO (World Health Organization) granskades partikelmängden i tre europeiska länder, resultatet var att det dör fler människor i sjukdomar orsakade av luftföroreningar än av bilolyckor (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000). Luftföroreningar, främst partiklars skador på människan har lett till att luftkvalitetsnormer upprättats med avseende på att skydda människans hälsa (Tiwary, o.a., 2009). Även de största kommunerna i Sverige har problem med att nå upp till dessa krav och de klarar inte idag de riktvärden och gränsvärden för luft som är satta (SKL, 2010). Flera tusen människor bara i Sverige dör en för tidig död på grund av luftföroreningar, vilket leder till stora kostnader för samhället (SMHI, 2011). Omkring 26 miljarder kronor kostar hälsoeffekter orsakade av partiklar samhället årligen (Naturvårdsverket, 2011b). Flertal utredningar gällande partikelreduktion har genomförts de senaste åren (Ning, o.a., 2010). Allt fler undersökningar har utrett urban vegetations betydelse för minskning av luftföroreningars effekter. Träd och buskars förmåga att reducera lufttemperaturen, partikeltransport, byggnaders energi och dessutom den psykologiska effekten för människors välbefinnande har lett till att vegetationens roll i staden är av allt mer betydelse (Nowak, Crane, & Stevens, 2006).

*”Städer spelar en avgörande roll för tillväxten i Sverige. Det är en kommunal och regional uppgift att skapa förutsättningar för människor att leva ett bra liv. Vi bejakar denna utmaning och vill bygga den klimatsmarta, den funktionsblandade, den måttfulla och täta staden.” (SKL, 2010, s. 4)*

Att skapa en tätare stad innebär en samverkan och en synkronisering mellan trafik och bebyggelse för att på så sätt minska klimatpåverkan. En risk med detta är att klara av normerna för luft, buller och bibehålla en grön struktur. (SKL, 2010)

## 1.2 Syfte

Rapportens övergripande syfte är att göra en utredning om luftföroreningar och huruvida buskar och träd kan förbättra luftkvaliteten genom upptag av luftföroreningar. Vidare undersöks vilka typer av buskar och träd som har bästa kapacitet att ta upp luftföroreningar.

Frågeställningarna är således:

- Vilka buskar och träd klarar av luftföroreningar fysiologiskt?
- Vad för typ av blad/barr bör växten ha för att ta upp luftföroreningar bäst?
- På vilka platser i landskapet skulle det kunna vara aktuellt att använda sig av vegetation som luftrensare?
- Vilken betydelse har utformningen av planteringen för bästa upptagning av luftföroreningar?

## 1.3 Metod

Rapporten är en litteraturstudie. Litteraturen som använts är främst vetenskapliga artiklar, böcker, avhandlingar och offentliga dokument på internet. Litteratursökning har genomförts

på bibliotek, internet och databaser som Web of knowledge och Scopus. Sökorden som jag använt mig har bland annat varit ”particulate matter”, ”air quality”, ”urban forest”, ”urban vegetation” och ”air pollution”. Dessutom har en teoretisk fallstudie genomförts för över hur mycket partikelkoncentrationen kan förbättras genom vegetation.

En del till arbetet bygger på mailkontakt med verksamma personer inom området, dessa är Marcie Pullman, doktorand, Cornell University, Richard Baldauf, doktor, U.S Enviromental Protection Agency, EPA (Naturvårdsverket, USA), vars kontaktuppgifter jag fått från Annika Wulou (forskarstuderande vid landskapsutveckling vid SLU). Vidare har kontakt tagits med Arne Sæbø, forskningsledare på Bioforsk Vest Særheim, som tidigare i vår var och föreläste på Alnarp.

#### ***1.4 Avgränsning***

Utgångspunkten med denna rapport är en undersökning av växters förmåga att ta upp luftföroreningar i den urbana miljön vilket leder till att ingen hänsyn till landsbygden har tagits. Huruvida de växter som är nämnda i rapporten klarar av andra angelägenheter i staden som ståndort eller härdighet är inte diskuterat.

## 2 Litteraturstudie

### 2.1 Luftföroreningar

*I följande avsnitt ges en introduktion till begreppet luftföroreningar.*

Luftföroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika ämnen som alla har olika egenskaper och påverkan på naturen och människan. Luftföroreningar är indelade i tre olika perspektiv, det lokala, det regionala och det globala. (Ericsson & Ahlström, 2010)

De luftföroreningar som inverkar på den plats där utsläppen sker, hör till det lokala perspektivet. Det är främst hälsoeffekter som är det dominerande problemet angående luftföroreningar inom det lokala perspektivet. Exempel på lokala föroreningar är partiklar, kolmonoxid, kolväten, kvävedioxid och ozon. (Ericsson & Ahlström, 2010)

Det totala nedfallet luftföroreningar i hela regionen hör till det regionala perspektivet. Genom vinden och luftlagrens rörelser förflyttas delar av de lokala luftföroreningarna som bildats på olika platser inom regionen. Vissa föroreningar bildar nya föreningar, såsom kvävedioxid och ozon. Föroreningarna faller ner till marken antingen genom våtdeposition, regn eller genom torrdeposition, då föroreningarna fastnar eller fångas upp i vegetation och mark. (Ericsson & Ahlström, 2010)

De utsläpp som påverkar hela jorden oavsett utsläppskälla räknas till det globala perspektivet. Växthuseffekten är en förutsättning för liv på jorden, dock leder utsläpp av växthusgaser till förstärkning av effekten vilket kan leda till klimatförändringar. Exempel på växthusgaser är koldioxid, metan och dikväveoxid. (Ericsson & Ahlström, 2010)

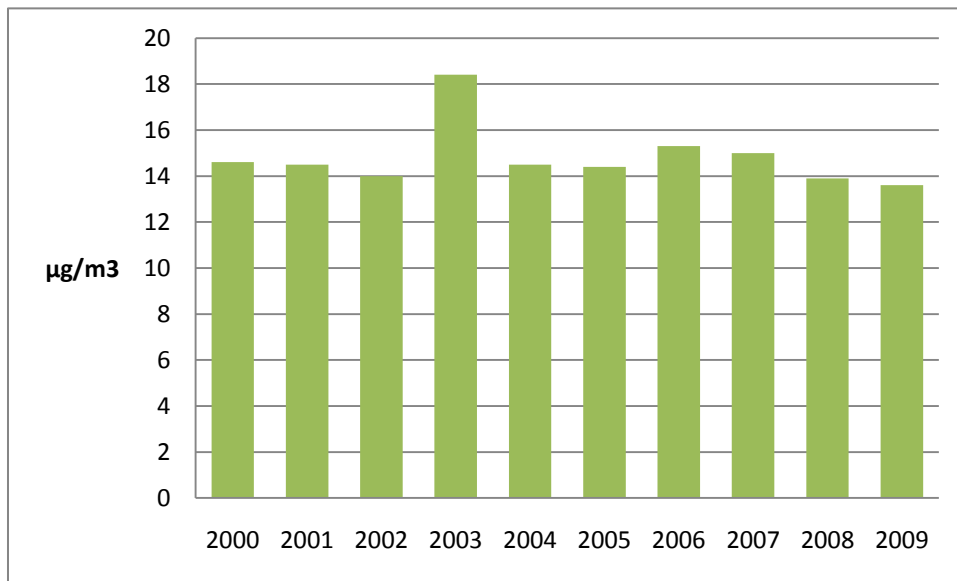
#### 2.1.1 Partiklar, PM10 och PM2,5

Partiklar är indelade i primära och sekundära utsläppskällor. Primära partiklar är de orsakade från ofullständigt förbränd bränsle, bromsning och slitage av däck (Bealey, o.a., 2007). Grova partiklar, PM10 är de partiklar som är minde än 10  $\mu\text{m}$  (Naturvårdsverket, 2011a). Den dominerande komponenten i PM10 är vägdamm som bildas av dubbdäck och sand/saltning vid vinterväglag (Andersson, Bergström, & Omstedt, 2010). Andra källor till partikelproduktion är avgaser från vägtrafik, vedeldning, energiproduktion och intertransport från kontinenten (Naturvårdsverket, 2011a). Partiklar kommer även från naturliga källor så som havssalt, vinddamm (McDonald, o.a., 2007) och dessutom biologiska partiklar som pollen, dessa partiklar är oftast större än 2,5  $\mu\text{m}$  (Bealey, o.a., 2007). De naturliga källorna är svåra att kontrollera därför är det bra att utreda alla möjliga sätt att sänka PM koncentrationerna i den urbana miljön (McDonald, o.a., 2007). De sekundära källorna är de partiklar som är skapade i atmosfären från kemiska reaktioner med sulfat och nitrataerosoler. Partiklar skapade i atmosfären är oftast mindre än 2,5  $\mu\text{m}$  (Bealey, o.a., 2007).

Partiklar är den luftförorening som orsakar flest hälsoeffekter i den svenska tätorten. Problem med lungorna är den främsta förekommande biverkningen. Delmålet för årsmedelvärdet för PM10 är 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket de flesta undersökta medelstora tätorterna klarar (Figur 1). De kommuner som däremot genomförde helårsmätningar i gatumiljöer klarade inte av delmålets dygnsmedelvärde (Naturvårdsverket, 2011a). PM2,5 är de partiklar som är minde än 2,5  $\mu\text{m}$ . De utgör huvuddelen av PM10 vilket bidrar till att utsläppen förekommer på samma ställen och följer samma trender. Ungefär hälften av utsläppen av PM2,5 kommer ifrån sjöfartstrafiken (Naturvårdsverket, 2011a). För partiklar mindre än 0,1  $\mu\text{m}$  är benämningen



ultrafina partiklar och de är särskilt farliga för människan. Det har visat sig att ju finare partiklarna är desto längre kan de transporteras (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005).



Figur 1. Årsmedelvärde PM10 i bakgrundsluft, i svensk medeltätort (Sveriges officiella statistik, 2010).

Luftkvaliteten gällande partiklar (PM10 respektive PM2,5), kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) och ozon(O<sub>3</sub>) har blivit bättre, men sedan år 2000 har kvalitén inte förbättrats trots minskade utsläpp. Det är främst vägtrafiken som bidragit till förhöjda halter av NO<sub>2</sub>. (Naturvårdsverket, 2011a)

### 2.1.2 Kvävedioxid och Ozon

Vid alla typer av förbränning bildas kvävedioxid. I de flesta tätorter är det vägtrafiken som är den största utsläppskällan. Andra utsläppskällor är energiproduktion, arbetsmaskiner och sjöfart. Uppmätta kvävedioxidhalter från biltrafik används ofta som indikator för hur stora mängder luftföroreningar som finns i området. De största uppmätta mängderna av kvävedioxid förekommer vid större trafikerade vägar (Naturvårdsverket, 2011a).

Under inverkan av solljus bildas ozon i troposfären från en reaktion mellan kväveoxider och lätt flyktiga organiska ämnen. Ozon påträffas oftast långt ifrån källan, från tiotals mil upp till hundra mil på grund av en lång kemisk process där solljus och meteorologi har betydelse för hur snabbt processen fortgår. Eftersom ozon inte bildas nära källan ger det att lägre halter återfinns i närheten av stora vägar. (Sjödén, Pihl-Karlsson, Johansson, Forsberg, Ahlvik, & Erlandsson, 2004)

## 2.2 Miljömål gällande luftkvalité

*I detta avsnitt ges en presentation av de nationella miljömålen i Sverige gällande luftkvalité.*

Miljömålen de upprättade av regeringen gällande luft kallas *frisk luft*. Definitionen för *frisk luft* är följande:

*”Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte ska skadas. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation”* (Miljömålsportalen, 2011).

Anledningen till att miljökvalitetsmål gällande luft behövs är framförallt för att luftföroreningar påverkar människors hälsa och bidrar till förkortad livslängd. Det är dock inte bara människor som påverkas av luftföroreningar utan material såsom gummi, plast, metall och kalksten bryts ner snabbare. (Miljömålsportalen, 2009a)

*Frisk luft* tar upp sex olika delmål:

- Svaveldioxid: Årsmedelvärdet ska vara uppnått 2005, med halten  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
  - Kvävedioxid: Årsmedelvärdet ska vara uppnått 2010 med halterna  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som timmedelvärde och  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde.
  - Marknära ozon: Årsmedelvärdet ska vara uppnått 2010 med halterna  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som timmedelvärde.
  - Flyktiga organiska ämnen: Halterna av flyktiga organiska ämnen fränsett metan ska ha minskat till 241 000 ton 2010.
  - Partiklar: År 2010 ska dygnsmedelvärdet på  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och årsmedelvärde på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för PM10 vara uppnått. För PM2,5 ska ett årsmedelvärde på  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vara uppnått.
  - Benso(a)pyren: År 2015 ska ett årsmedelvärde på  $0,3 \text{ ng}/\text{m}^3$  vara uppnått.
- (Miljömålsportalen, 2009b)

Regeringens bedömning gällande PM10 partiklar, är att dygnsmedelvärdet inte får överstiga  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  luft och årsmedelvärdet inte får överstiga  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  luft. Regeringen skriver att enligt Astma och Allergiförbundet bör miljökvalitetsmålen för PM10 i stort sett halveras eftersom känsliga människor kan ha problem även vid de tillåtna partikelmängderna. Regeringens bedömning är att inom en generation kan miljökvalitetsmålen för frisk luft vara uppfyllda om särskilda åtgärder vidtas. Bland dessa åtgärder är partikelutsläpp i synnerhet viktigt för människan. Det är emellertid osäkert om partikelhalten kan sänkas till oskadliga nivåer. Vedpannor, arbetsmaskiner och dieseldrivna fordon är de främsta utsläppskällorna för PM2,5. För att nivåerna för PM2,5 ska minska krävs reglerade utsläpp, men framförallt mindre barmarkkörning med dubbdäck. En åtgärd regeringen har utfört för att minskning av partiklar ska ske är en ändring i trafikförordningen så att kommuner kan förbjuda användningen av dubbdäck på vissa gator. (Regeringens proposition, 2010)

Åsikterna går isär mellan miljömålsrådet och regeringen gällande miljökvalitetsmålet *frisk luft*. Regeringen anser att målet kan uppnås inom en generation medan miljömålsrådet har en något mer negativ syn. Vägverket delar miljömålsrådet ståndpunkt att insatser behöver göras på internationell nivå för att utsläppen ska minska. (Regeringens proposition, 2010)

## 2.3 Partiklars påverkan på människan

*Avsnittet presenterar de negativa aspekterna med luftföroreningar ur ett hälsoperspektiv.*

WHO:s senaste granskning bekräftade att exponering av partiklar och ozon innebär en stor risk för mänskliga hälsan. Även på de ställen där EU:s gränsvärden är uppnådda angående partikel- och ozonutsläpp är det inte riskfritt att vistas ur hälsosynpunkt. Ännu är det inte helt utrett från vilka källor utsläppen är som farligast. Konstaterat är att partiklar med ursprung i förbränning är särskilt farliga för hälsan. (WHO, 2004)

Fina partiklar PM<sub>2,5</sub> orsakar enligt många studier seriösa hälsoeffekter såsom ökad dödlighet och ökade akuta sjukbesök av kardiovaskulära<sup>1</sup> och respiratoriska skäl. Mellangrova partiklar, partiklar mellan PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub> orsakar också ökade sjukhusvistelser gällande respiratoriska sjukdomar. Huruvida dödligheten ökar orsakade av mellangrova partiklar är inte säkerställt då det krävs mer forskning. Det finns ändå tillräckliga skäl att minska både mellangrova och fina partiklar (WHO, 2004). Större partiklar (>5 µm) stannar i de övre luftvägarna medan små partiklar kan tränga djupare ner i lungorna. Utrensningstiden för partiklar i kroppen är beroende på partikelstorlek och partikelkoncentration, därav har ultrafina partiklar en längre utrensningstid. Vid exponering av partiklar har det visat sig att partikelstorleken är omvänt proportionell mot frekvensen av tumörer och dödsfall. Det är inte bara lungor och luftvägar som påverkas av partiklar som fastnat i organ utan partiklarna påverkar även hjärtat och kan gå in i blodet (Gustafsson, o.a., 2005). Det tar årtionden innan effekterna av luftkvaliteten märks eftersom flertalet sjukdomar som är relaterade till luftkvalité kräver en lång tidsperiod innan de uppenbaras, såsom exempelvis cancer och hjärt-kärlsjukdomar (Regeringens proposition, 2010). De vanligaste hälsoeffekterna är summerade i Tabell 1. Vilka exakta kemiska beståndsdelar i partiklarna som orsakar vilka hälsoproblem är inte identifierat, trots flera studier. Hälsoeffekter är oberoende av partikelstorlek relaterade till sulfat, sot och syror. Motsägande detta resultat är experimentella undersökningar för substanser som nitrat och havsalt där det inte finns någon skadebild i realistiska koncentrationer (WHO, 2004).

**Tabell 1 Hälsoeffekter orsakade av partiklar efter kort- och långtid (WHO, 2004).**

<b>Hälsoeffekter under korttid</b>	<b>Hälsoeffekter under långtid</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Lunginflammation</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ökning av symptom i de nedre luftvägarna</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Andningssymptom</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Minskning av lungfunktion hos barn</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Ökning av medicin användning</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ökning av kronisk obstruktiv lungsjukdom</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Ökade sjukhusinläggningar</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Minskning av lungfunktion hos vuxna</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Ökad dödlighet</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Minskning av förväntad livslängd, där främsta orsak är dödlighet i hjärt- och antagligen lungcancer.</li></ul>
	<ul style="list-style-type: none"><li>• Minskad utveckling av lungfunktioner</li></ul>

<sup>1</sup> Kardiovaskulär är en medicinsk term som innefattar hjärta och blodkärl. (NE, 2011)

Partiklar från dubbdäck utgör minst lika potentiell stor hälsorisk som till exempel dieselpartiklar och kan inducera inflammation i luftvägarna. Frigöring av latex från däck, som påträffades i stora mängder i luftprover kan orsaka både latexallergi och astma. Pollen, bakterier, metalljoner samt polyaromatiska kolväten har stor benägenhet att binda nya föreningar med partiklar som frigjorts från trafiken genom sandning, slitage från däck och vägbeläggning. Tillsammans kan de framkalla sjukdomsrelaterade åkommor. (Gustafsson, o.a., 2005)

## 2.4 Depositionshastighet

*I detta avsnitt behandlas begreppet depositionshastighet och vilka faktorer som påverkar dess hastighet.*

Depositionshastigheten används som ett mått på upptag av partiklar oavsett partikelkoncentrationen. Depositionshastigheten ( $V_d$  mäts i m/s alternativt i cm/s) är kvoten av flödet av massan partiklar ( $F_p$  mäts i  $\mu\text{g/s} \times \text{m}^2$ ) mot bladytan och den atmosfäriska partikelkoncentrationen,  $C_p$ , mäts i  $\mu\text{g/s} \times \text{m}^3$ , (Ekvation 1). (Johansson, 2009)

$$V_d = \frac{F_p}{C_p} \quad \text{Ekvation 1}$$

Depositionshastigheten är dock inte en hastighet utan den visar istället hur effektivt en partikel kan deponeras (Johansson, 2009). Upptagseffektiviteten  $E$ , kan beräknas genom depositionshastigheten  $V_d$ , i relation till vindhastigheten  $u$ , (Ekvation 2) (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000).

$$E = \frac{V_d}{u} \quad \text{Ekvation 2}$$

Hur stor upptagseffektiviteten är beror på flera faktorer bland annat partiklarnas form, struktur och orientering. Löv och barr är en viktig faktor för att fånga upp partiklar från atmosfären. Växternas struktur är också av betydelse för depositionshastigheten. Depositionshastigheten på vegetation beror även på meteorologiska aspekter så som luftfuktighet, vindhastighet och turbulens. Partiklar som fastnar på växters yta bidrar till att koncentrationerna av luftföroreningar minskar, men däremot kan växter också ha en motsatt effekt på koncentrationerna. Växter kan vara ett hinder för luftflödet och även källor till produktion av luftföroreningar (Litschke & Kuttler, 2008). Hur mycket partiklar som fångas upp på grund av ett hinder beror på huruvida partikelbanan går igenom uppsamlaren men även vindhastigheten är av betydelse. På grund av gravitationskraften har en större partikel högre depositionshastighet. Vindens betydelse för depositionshastigheten är komplex, en horisontell vind har ingen betydelse för depositionshastigheten, däremot minskar uppfångnings-effektiviteten med minskad vindhastighet. Partiklarna påverkas genom sammanpressning av två krafter, vertikalkraft från gravitation och horisontell kraft från vinden. Vilket partikelupptag som sker genom sammanpressning beror på vindhastigheten och partikelstorleken, vilket indirekt är orsakad av gravitationskraften. Den relativa fuktigheten har betydelse för upptagseffektiviteten, eftersom partiklarna blir större vid fuktigare områden (Reinap, Wiman, Svenningsson, & Gunnarsson, 2009).

Enligt Pullman<sup>2</sup> börjar bladen vibrera och skaka när vinden ökar vilket bidrar till att partiklar avlägsnas som tidigare deponerat på bladet. Ju hårdare vind desto mer partiklar blir luftburna, vid kraftig vind hamnar partiklarna i ögonen och inte på blad och löv som det annars hade gjort. Vid låga vindhastigheter deponeras PM konstant hela tiden eftersom det bildas ett rum av luft kring bladen som är stilla. Enligt Litschke och Kuttler (2008) kan en trafikerad väg med vegetation i kanterna bidra till minskad luftomblandning, vilket orsakar högre koncentrationer av stoft. Depositionen som sker kan därför avräknas på grund av koncentrationernas motsatta effekt vid vegetation.

---

<sup>2</sup> Marcie Pullman, doktorand, Cornell University (2011-02-03)

### **2.4.1 Våt- och torrdeposition**

Depositionen är indelad i våt- och torrdeposition. Våtdeposition är atmosfäriska partiklar som förenas med gaser i molnen som sedan omvandlas till nederbörd i form av regn eller snö. Våtdeposition kan även bildas av lakvatten från sophantering som för med sig partiklar. Enstaka växter har liten effekt på våtdeposition, däremot kan landskapets utformning vara av betydelse för upptaget av partiklar. Höga träd innebär en snabbare upptorkning än ett lågt skikt av buskar och örter. Luftfuktighet och temperatur påverkar ytterligare upptorkningen. Det är högst koncentrationer av lösa och svävande partiklar i början av nederbörden. Vid nederbörd omfördelas de partiklar som tidigare var torrdeponerade i trädkronan. Intensiva regn kan föra med sig partiklar från bladen ner till jorden där de kan påverka biogeokemiska kretslopp för större och mindre spårämnen. Vid lågintensiva regn kan däremot depositionen av partiklar öka på bladytor genom uttorkning av vissa tidigare torrdeponerade partiklar. (EPA, 2009)

Torrdeposition är en komplex process och påverkas av faktorer som atmosfärisk stabilitet, makro- och mikroyråhet, partikelstorlek och ytegenskaper. För partiklar mellan 0,1-1,0  $\mu\text{m}$  är depositionshastigheten beroende på partikelstorleken och är kontrollerad av ytans grovhet och stabilitet och även turbulens i atmosfären. Det är impaktion och interception som är de dominerade processerna vid torrdeposition (EPA, 2009). När partiklarna fastnar på en yta på grund av att partikeln inte är helt klotformad, kallas det inteception. Impaktion är när luftströmmen viker av runt ett barr och vissa partiklar fastnar på barret på grund av sin tröghet (Johansson, 2009). Partiklar som fastnar på mark eller vegetation efter ha följt luftens rörelser gör det i regel som torrdeposition (SMHI, 2009).

### **2.4.2 Partikelstorlek**

Partiklar mellan 1  $\mu\text{m}$  och 10  $\mu\text{m}$  har den högsta depositionshastigheten och partiklar mindre än 0,1  $\mu\text{m}$  har den lägsta depositionshastigheten (Johansson, 2009). Huruvida depositionen sker för partiklar mellan 0,1  $\mu\text{m}$  och 1  $\mu\text{m}$  beror på impaktion- och interceptionsprocesser. För partiklar som är större än 10  $\mu\text{m}$  är sedimentationen den största depositionsprocessen (Litschke & Kuttler, 2008). Partikelstorleken följer depositionshastigheten förutom för de allra minsta partiklarna (Grantz, Garner, & Johnson, 2003).

Partiklar är hygroskopiska vilket bidrar till att storleken på partiklarna varierar beroende på vattentillgången i luften. Storleken på partiklarna ökar exponentiellt med luftfuktigheten med en faktor på 1,1 vid 60% luftfuktighet och 1,2 vid 80% och 1,7 nära mätnadspunkten. I dimma ökar depositionshastigheten och våta partiklar har en storleksökning med en faktor på 24,8 i jämförelse med torra partiklar som har en faktor på 16,6 (Litschke & Kuttler, 2008).

### **2.4.3 Löv och trädtak**

De delar av växten som är mest effektiv när det gäller partikelsamling är bladskaft, kvistar och bladytor (Litschke & Kuttler, 2008). Den kemiska kompositionen för en partikel är inte den primära betydelsen för depositionshastigheten, däremot har växtens lövyta betydelse för depositionshastigheten och därmed flödet för torrdepositionen mot jordytan. Faktorer som påverkar depositionshastigheten gällande lövens morfologi vid impaktion är klibbighet, mikroskalig grovhet, tvärsnittsarea (EPA, 2009) och fina hårstrån. Det är bladens adhesiva och elektrostatiska egenskaper som håller kvar partiklarna. En nackdel med håriga blad är att när det bildats ett tjockt lager partiklar på ytan kan det blåsas bort av en kraftig vind (Svensson & Eliasson, 1997). Med mikroskop har det demonstrerats att depositionen ökar på vissa delar av löven, karakteriserad av tredimensionella strukturer, ökningen beror på att bladytorna har en mikrogrovhet (Litschke & Kuttler, 2008). Depositionshastigheten är oftast

högre för skog än för åker, likaså större för fält än för vattenytor. Det primära området för partikeldeposition är på den vindutsatta sidan för skogar, häckar och enskilda anläggningar. På grund av impaktion har större partiklar en större benägenhet att deponera vid dessa områden vid hög vindhastighet. Det sker även en större mängd sedimentering av partiklar som följd av minskad vindhastighet. Luftrörelser är lägre vid växtytor och ett varierande trädtak i form av olika arter och ålder är i regel aerodynamiskt råare, vilket medför större mängd partiklar som deponerar än på ytor med slät-, låg- eller monokulturvegetation. Vegetation på sluttningar som vetter mot vindarna får en större tillförsel av partiklar än mer skyddade växter i inre regioner av växtområdet. De övre delarna av växttaget tenderar att få maximal exponering av grova och fina partiklar, medan de inre trädkronorna tar emot en större mängd aerosol. Det torra nedfallet av fina partiklar visar tendenser på att vara jämn fördelat över trädkronorna (EPA, 2009).

## 2.5 Växter och dess påverkan på partikelupptag

I detta avsnitt redovisas växternas betydelse för partikelkoncentrationerna i luften, samt växternas betydelse för luftcirkulation och därmed indirekt partikelkoncentrationerna.

Olika slags vegetation har olika slags förutsättningar att ta upp luftföroreningar. Generellt gäller att barr har bättre filtreringskapacitet än löv. Bladytor som är håriga och klibbiga har en hög förmåga att fånga upp partiklar och dessutom en hög kapacitet att hålla dem kvar. Bladens placering och riktning är av betydelse för uppfångningsförmågan (Svensson & Eliasson, 1997). Partikelupptaget beror också på storleken på växtområdet, det är stor skillnad mellan en trädrad och ett stort buskage (Litschke & Kuttler, 2008). Partiklar kan finnas på blad, kvist eller barkyta och kan tas upp genom bladytor. För de partiklar som inte tas upp av bladytorna sker återsuspension till atmosfären, eller överföring till marken (Grantz, Garner, & Johnson, 2003). De föroreningar som ackumuleras i marken under träden kan innebära konsekvenser för markanvändningen i framtiden (McDonald, o.a., 2007).

Vissa växter är källor till partikelproduktion. Under extrema blomningsförhållanden så uppgår pollenkoncentrationerna till  $14 \mu\text{m}/\text{m}^3$  luft. De flesta pollenpartiklarna är större än  $10 \mu\text{m}$  vilket gör att de inte faller in i kategorin PM10 och inte är lika farliga för människans hälsa. Vissa växter producerar biologiskt flyktigt organiska ämnen, BVOC, en studie i Fichtelgebirge Mountains i Tyskland har visat att en vind från en barrskog drog med sig en stor mängd partiklar. Storleken på partiklarna som påträffades var mellan  $0,8 \mu\text{m}$  och  $0,003 \mu\text{m}$ , och har därmed en hög depositionshastighet (Litschke & Kuttler, 2008). Enligt Gustafsson<sup>3</sup> har organiskt flyktiga partiklar en hög depositionshastighet då de snabbt försvinner ur systemet på grund av att partiklarna är på molekylnivå och snabbt bildar nya föreningar med andra molekyler.

### 2.5.1 Specifika växtarters betydelse för upptag av luftföroreningar

Träd tar upp mer luftföroreningar än lägre vegetation på grund av att turbulenta luftrörelser skapas i träden och att de dessutom har större bladmassa. Fältmätningar visar på att deponeringshastigheten är högre för barrväxter med kort och komplicerad barrstruktur (Freer-Smith, 2004). Enligt en studie är tall (*Pinus sp.*) det träd som har störst potential att ta upp partiklar på grund av barrens klibbiga yta (McDonald, o.a., 2007). Studier har visat att barrväxter som tall (*Pinus sp.*) och cypress (*Chamaecyparis sp.*) har en mer komplex rumslig struktur än lövträd som lönn (*Acer sp.*) och poppel (*Populus sp.*). Ännu en fördel med barrväxter är att de har filteregenskaper hela året. Dock har barrväxter nackdelar, de är känsliga för föroreningar, de skymmer vintersolen och de är dessutom svåra att beskära till frihöjd för fordon. Ibland 155 trädarter som testats och utvärderas till användning av gatuträd var det bara en barrväxt som testades. Den barrväxt som testades var kinesisk sekvoja (*Metasequoia glyptostroboides*) som dessutom tappar barren på vintern (Litschke & Kuttler, 2008).

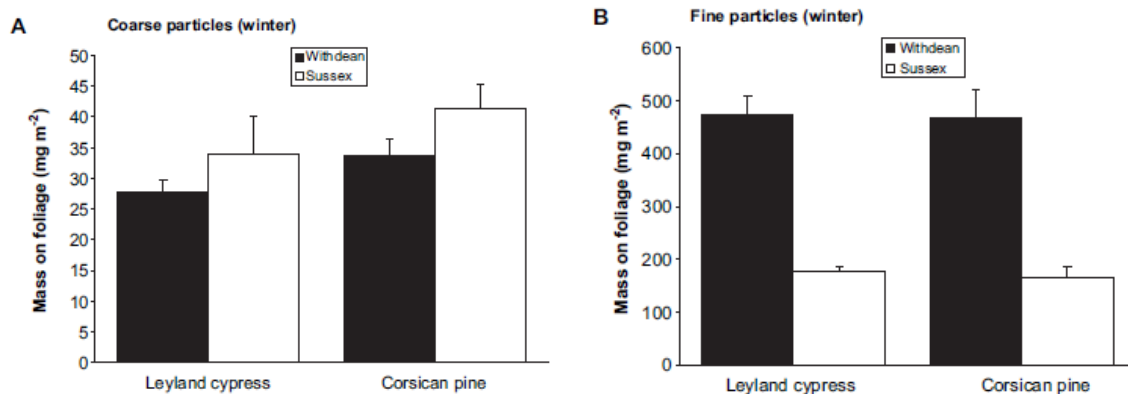
Naverlönn (*Acer campestre*), vitoxel (*Sorbus aria*), poppel (*Populus deltoides* × *trichocarpa* 'Beaupré'), svarttall (*Pinus nigra*) och leyland cypress (*Cupressosocyparis leylandii*) är de arter som Freer-Smith, Beckett & Taylor (2005) experimenterade med för att se hur mycket partiklar de tog upp. Experimentets syfte var att undersöka respektive trädarts förmåga att fånga upp partiklar, med ultrafina partiklar särskilt i beaktande. Undersökningen utfördes på två platser, en kraftigt trafikerad väg i Withdean och en väg på landsbygden i Sussex i England. Testerna utfördes vid fyra olika tidpunkter. Resultatet under vintern visade att det

---

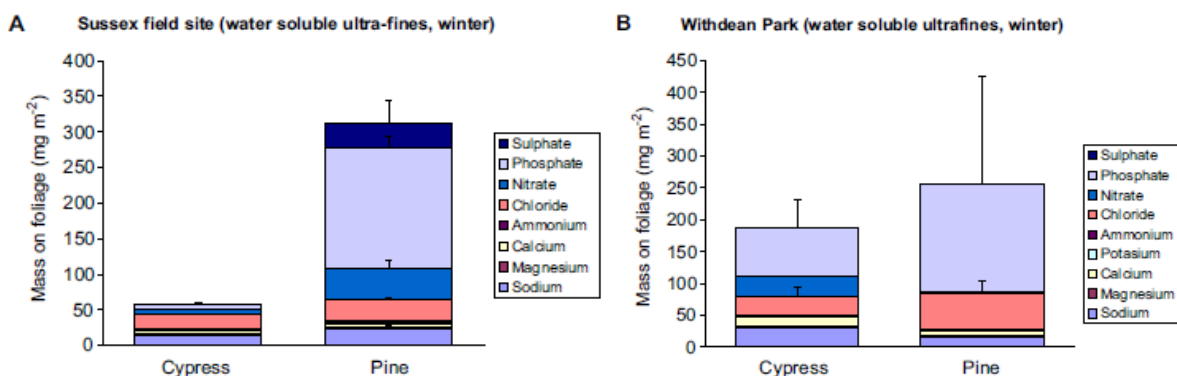
<sup>3</sup>Susanna Gustafsson, konsult Ramböll



inte var någon stor skillnad mellan de olika barrväxterna för upptaget av mellangrova och fina partiklar (Figur 2). Upptaget av ultrafina partiklar var däremot större för svarttall än för leyland cypress både på landsbygden och på den hårt trafikerade vägen i staden (Figur 3).

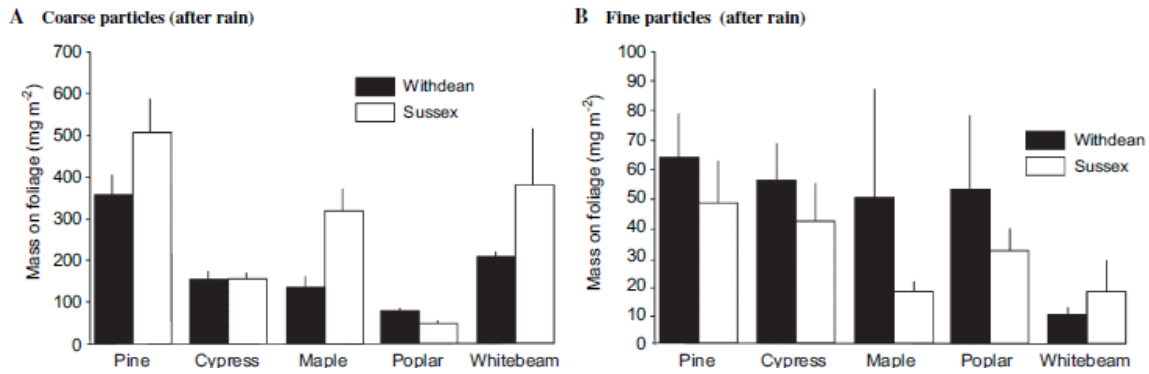


Figur 2 Massan av mellangrova (A) och fina (B) partiklar på bladverket på leyland cypress och svarttall på två ställen, Whitdean, trafikerad väg och Sussex, landsbygd. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)



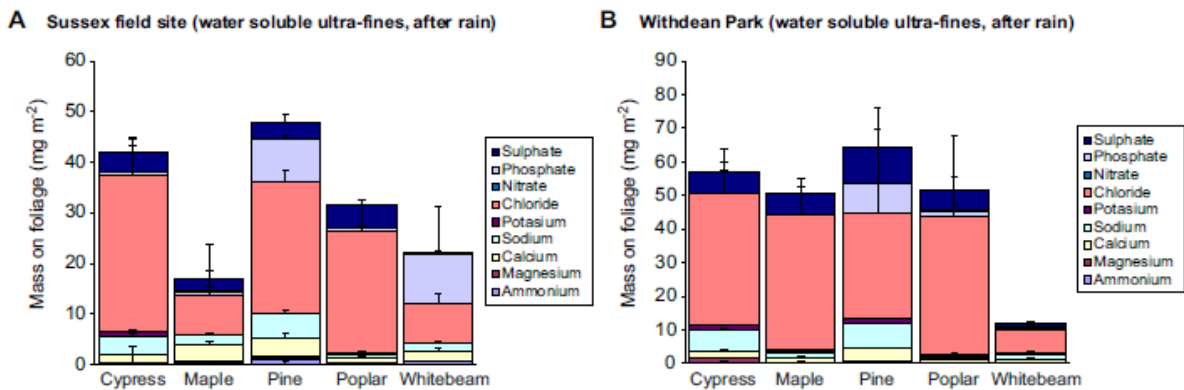
Figur 3 Uptag av ultrafina partiklar för leyland cypress och svarttall i Sussex, landsbygd (A) och Whitdean, trafikerad väg(B). (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)

Testerna utfördes även efter två dagar av regn i juli. De totala massorna för varje partikelstorlek var detsamma som tidigare undersökningar hade visats. Nederbörd har ingen större effekt för minskad andel mellangrova och fina partiklar (Figur 4) det sker däremot en minskning av vattenlösliga ultrafina partiklar efter regn (Figur 5). Mätningar av partiklar som utfördes under en veckas tid för de två platserna visade att det är två toppvärden under dagen, dels på morgonen mellan 8,00-9,00 och på eftermiddagen 15,00-18,00 och sedan lägre koncentrationer mellan 12,00 och 14,00 på dagen (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005).

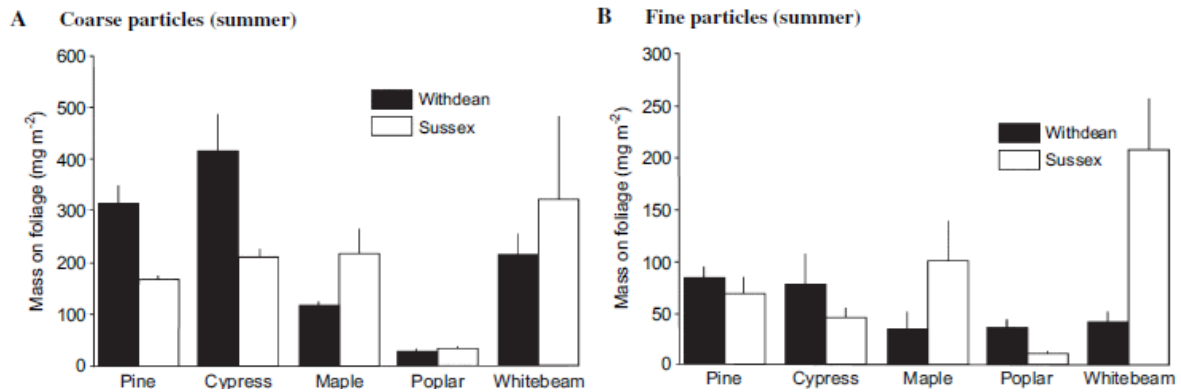


Figur 4 Massan mellangrova (A) och fina partiklar (B) på bladverket på svarttall, leyland cypress, naverlönn, jättepoppel och vitoxel i Whitdean, trafikerad väg och Sussex, landsbygd, efter två dagars regn. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)

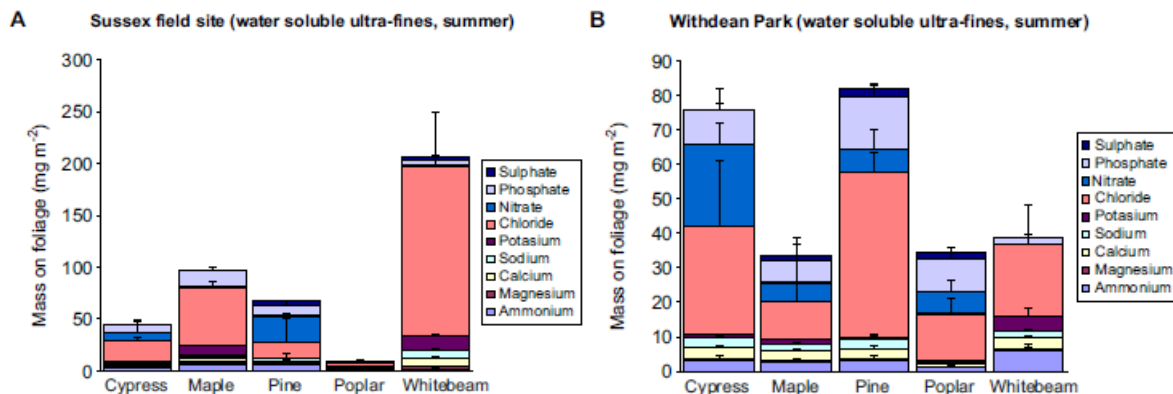
Resultatet av undersökningarna visar att det sker ett större upptag av partiklar för barrväxterna än för lövträden (Figur 6 och Figur 7). Skillnaderna mellan upptaget av partiklar för de olika arterna förhåller sig likvärdigt under de olika tidpunkterna för provtagningen. Genomgående under testerna för de olika lövträden är att det fastnar större mängd fina partiklar på vitoxel (Figur 6 och Figur 7). Vindhastighet, partikelkoncentration och växtens struktur har betydelse för vilket upptag av partiklar som sker. Ett större upptag av partiklar för barrväxterna beror på den komplexa barrstrukturen, och stämmer överens med andra resultat. Resultatet visade skillnad mellan upptaget av partiklar för barrväxter mellan hög och låg koncentration partiklar, där ett större upptag påvisades där koncentrationen var hög. Samma samband uppvisades dock inte för de andra växterna. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)



Figur 5 Massan ultrafina partiklar på bladverket på svarttall, leyland cypress, naverlönn, jättepoppel och vitoxel i Whitdean, trafikerad väg(A) och Sussex, landsbygd (B), efter två dagars regn. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)



Figur 6 Massan mellangrova (A) och fina partiklar (B) på bladverket på svarttall, leyland cypress, naverlönn, jättepoppel och vitoxel i Whitdean, trafikerad väg och Sussex, landsbygd, i perioden mellan 24-30 augusti. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)



Figur 7 Massan ultrafina partiklar på bladverket på svarttall, leyland cypress, naverlönn, jättepoppel och vitoxel i Whitdean, trafikerad väg(A) och Sussex, landsbygd (B), i perioden mellan 24-30 augusti. (Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005)

Pullman (2009) utförde experiment i upptaget av partiklar mindre än 3  $\mu\text{m}$ , PM<sub>3</sub>, för tre olika sorter av barrväxter, weymouthtall (*Pinus strobus*), japansk idegran (*Taxus cuspidata*) och hemlock (*Tsuga canadensis*). Dessa arter är enligt Pullman viktiga i nordöstra atlantregionen och har en varierande barrlängd, vilket var anledningen till att de valdes ut för experimentet. Det utfördes tre olika typer av experiment. I alla experiment behandlades växterna med kaliumnitrat. De tre experimenten var följande:

1. För att efterlikna verkliga trafikutsläpp, anpassades doserna till att vara 10-100 gånger högre än bakgrunds nivåerna för 6-36 s. Under 30 min injicerades 50 pulser där varje puls var 2 sekunder. Växterna behandlades med pulser på 50, 100 och 200 och därefter kunde depositions hastigheten beräknas.
2. Avrinningen av partiklar vid ett regn beräknades.
3. Växterna utsattes för en vind i en vindtunnel, och därefter beräknades partikelavskiljningen. (Pullman, 2009)

Lövarea bestämdes genom laborationsanalyser. Vid beräkning av totalytan för de flata barren, japansk idegran och hemlock, dubblades ytan. På weymouthtall sitter barren fem och fem, och barren är inte platta vilket orsakade att ytan beräknades genom geometri och vinklar av den ytan som syntes på skärmen. (Pullman, 2009)

Första experimentet visade att depositionen ökade linjärt med dosen. Vid jämförelse av skott och ungefär lika stora grenar mellan japansk idegran, hemlock och weymouthtall visade det sig att depositionen var liknande för de tre arterna. Vid analys av antal partiklar per kvadratmeter barr, så hade hemlock betydligt högre siffror. Depositionshastigheterna för de olika arterna följer samma mönster som resultaten innan, Tabell 2.(Pullman, 2009)

Tabell 2. Depositionshastighet för *weymouthtall*, *japansk idegran* och *hemlock* (Pullman, 2009).

Art	Depositionshastighet (cm/s)	Vindhastighet (m/s)
<i>Pinus strobus</i>	0,0108	1,2
<i>Taxus cuspidata</i>	0,0058	1,2
<i>Tsuga canadensis</i>	0,0193	1,2

Andra experimentets syfte var att ta reda på avrinningen av partiklar efter ett regn. Resultatet visade på ungefär samma antal partiklar efter två dagar av regn för weymouthtall, japansk idegran och hemlock. Hur mycket partiklar som rinner av beror på partikelmängden som finns på barren från början. Vid första regnfallet på 0,367 cm så försvinner 50% från hemlock, 55% från japansk idegran och 62% från weymouthtall. Slutsatsen för experimentet bekräftade att växtens morfologi inte har någon betydelse för avrinningen av partiklar. (Pullman, 2009)

Tredje undersökningens syfte var att utreda huruvida vindhastigheten påverkade flödet från barren, och därmed vilken återsuspension av partiklar som sker. Resultatet visade på stora skillnader mellan arterna. För weymouthtallen ökar flödet från barren vid ökad vindhastighet, medan för japansk idegran ökar inte flödet med vindhastigheten. För hemlock sker ingen förändring i flödet från barren överhuvudtaget. Återsuspension kan beskrivas i procent av den avlägsnade delen av det totala nedfallet. Andelen som avlägsnas ökar med tiden. Deposition är nettoskillnaden mellan de partiklar som deponeras och de som sedan återförs till luften igen. Återsuspension är starkt knuten till vind, men det finns tre mekaniska faktorer som återför partiklar till luften igen. (1) När vinden är så stark att partiklarna tas upp igen. (2) När vinden är turbulent och stör partiklar i gränssnittet och tar upp partiklar i luftflödet och (3) när partiklar skakas eller vibreras av från löv och barr. 85% av återsuspensionen för fina partiklar sker när ytor slås samman. (Pullman, 2009)

Tallen utsattes för en vind i 20 min på 10 m/s då skedde en återsuspension på 22% (+/- 9%), vid en vind på 13 m/s avsattes 47% (+/-6%) vid en vind på 6,5 m/s skedde ingen återsuspension. Samma tester för japansk idegran vid 10 m/s i 20 min visade på att 21% (+/-15%) avsattes vid en vindhastighet på 13 m/s avsattes 18% (+/-16%) och vid 6,5 m/s suspenderade 30% (+/-5%). Hemlock har negativa flödesvärden vid vindhastigheter på 10 m/s och 13 m/s, vilket indikerar på att ingen återsuspension sker. Weymouthtallens barr har ett längdbredd förhållande på 300, de kan dessutom röra sig fritt från basen vilket orsakar att barren slås samman, detta bidrar till en hög återsuspension (Pullman, 2009). Pullman menar att barren för japansk idegran har ett längdbreddförhållande på tio gånger längre än breda, barren rör sig i kraftig vind, men barren slås inte ihop. Hemlock har små barr som är tio gånger längre än breda som inte rör sig fritt i vinden. Vid en högre vindhastighet ökar flödet genom barr och löv, detta bidrar till högre depositionshastighet men också högre återsuspension, i Pullmans studie gäller detta främst för tallen.

Wang o.a, (2006) utförde tester i olika delar i Peking angående hur mycket partiklar som fastnar på blad för elva olika växter. Resultaten visar på att en större mängd partiklar deponeras vid gator med större mängd partiklar än vid gator med mindre trafik och indirekt vid

lägre koncentrationer av luftföroreningar, vilket överensstämmer med andra studier. Det visade sig att på de lägre arterna japansk benved (*Euonymus japonicus*) och vildvin (*Parthenocissus quinquefolia*) fastnade en större mängd partiklar än för de andra högre arterna. Enligt författaren kan en orsak till detta vara att växterna befinner sig på samma höjd som avgaserna vilket gör att partiklarna har närmare till lövytan.

I Tabell 3 är ett flertal depositionshastigheter för olika arter summerade. Försöken har utförts av sju olika författare under mer än 60 år.

**Tabell 3 Depositionshastighet, Vg och upptagseffektiviteten, E för olika arter, partiklarstorlek Dp och vindhastighet u, tagit från Freer-Smith, Beckett, & Taylor (2005), Pullman (2009) och Beckett, Freer-Smith, & Taylor, (2000)**

<b>Art</b>	<b>Dp (µm)</b>	<b>u (m/s)</b>	<b>Vd(cm/s)</b>	<b>E (%)</b>	<b>Författare</b>
<i>Picea abies</i>	Var.	Var.	0,55	-	Bunz o. a, 1989
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,1-20	2	6,8	3	White & Turner, 1970
<i>Quercus petraea</i>	0,1-20	2	3,2	1	
<i>Betula pubescens</i>	0,1-20	2	6,4	3	
<i>Corylus avellana</i>	0,1-20	2	20	1	
<i>Picea glehnii</i>	20	1,4	20	15	Hori, 1953
<i>Pinus nigra</i>	1,28	1,3,8,10	0,13-28,05	0,13-2,8	Beckett, Freer-Smith & Taylor, 2000
<i>Cupressocyparis leylandii</i>	1,28	1,3,8,10	0,08-12,2	0,08-12,2	
<i>Acer campestre</i>	1,28	1,3,8,10	0,03-0,57	0,02-0,06	Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005
<i>Populus deltoides</i>	1,28	1,3,8,10	0,03-1,18	0,03-0,12	
× <i>trichocarpa</i>					
<i>Sorbus intermedia</i>	1,28	1,3,8,10	0,04-2,11	0,04-0,21	
<i>Quercus petraea</i>	0,8	3-9	0,8-3,1	0,3	Freer-Smith, Beckett, & Taylor, 2005
<i>Alnus glutinosa</i>	0,8	3-9	0,1-0,8	0,04-0,09	
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,8	3-9	0,2-0,7	0,06-0,08	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,8	3-9	0,04-0,3	0,01-0,04	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,01-10	Var.	0,1-10	-	
<i>Pinus strobus</i>	3,0	1,2	0,0108	-	Pullman, 2008
<i>Taxus cuspidata</i>	3,0	1,2	0,0058	-	
<i>Tsuga canadensis</i>	3,0	1,2	0,0193	-	

### 2.5.2 Stora växtsystems påverkan på partikelkoncentrationen

I Storbritannien beräknas kostnaderna för hälsoeffekter orsakade av PM10 kosta mellan £9,1 och £21,4 miljarder per år. Detta har motiverat till ett flertal utredningar gällande minskande partikelkoncentrationer. För att studera vegetationspåverkan på PM10 har en fallstudie utförts i London. En UFORE modell användes för att kalkylera PM10 koncentrationen före och efter grönområden. För kalkylering av hur mycket vegetation som fanns i varje område användes GIS (Tiwary, o.a., 2009). UFORE står för "Urban Forest Effects" och är en datamodell som beräknar struktur och miljöeffekter för tätortsnära skogar. Modellen utvecklades vid United States Department of Agriculture i slutet av 1990-talet. Modellen hanterar vegetationsdata, lokala luftföroreningskoncentrationer och även meteorologiska rapporter. Modellen tar upp

strukturer för olika platser, där antal träd, artkomposition och LAI (Leaf Area Index) hanteras. Framförallt beräknas hur mycket föroreningar som försvinner tack vare den urbana skogen (UFORE, 2009).

Testerna utfördes i fem olika typer av modeller:

1. 100% gräs
2. 50% gräs 50 % *Acer pseudoplatanus*
3. 100% *Acer pseudoplatanus*
4. 75% gräs 20 % *Acer pseudoplatanus*, 5% *Pseudotsuga menziesii*
5. 100% *Pseudotsuga menziesii*

Resultatet visade att upptaget var störst för douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*) men för att få ett mer verklighetsanpassat resultat testades ett upplägg med främst gräs, tysklönn (*Acer pseudoplatanus*) och endast 5% douglasgran se Tabell 4. (Tiwary, o.a., 2009)

Tabell 4 Upptag partiklar i ton per hektar och år (Tiwary, o.a., 2009).

Yta	Upptag (ton/ha år)
100% gräs	0,003
50% gräs 50% <i>Acer pseudoplatanus</i>	-
100% <i>Acer pseudoplatanus</i>	0,11
75% gräs 20% <i>Acer pseudoplatanus</i> , 5% <i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,17
100% <i>Pseudotsuga menziesii</i>	2,33

Trädens kapacitet att ta upp partiklar varierar under trädens livstid, större träd har större yta att ta upp partiklar. Dock har yngre träd stor benägenhet att ta upp partiklar på grund av bladens täthet. (Tiwary, o.a., 2009)

I kommunerna Wolverhampton och Glasgow utfördes tester över partikelkoncentrationer och betydelsen av en storskalig trädplanterings effekt på koncentrationerna. Wolverhampton innefattar cirka 70 km<sup>2</sup> och inkluderar Birmingham med 2 miljoner människor och invånarna i Wolverhampton som är 240,000. Grönområdena i området inkluderar landsbygd, naturreservat, parker, trädgårdar och golfbana. Glasgow kommun är 100 km<sup>2</sup> till ytan och är Skottlands största stad och har ett invånarantal på 600 000. Grönområdena i Glasgow omfattar offentliga parker, rekreationsparkar, naturreservat, gröna bälten genom staden och landsbygd. 20 % av all yta i Glasgow är grönområden. (Bealey, o.a., 2007)

Testerna utfördes med luftkvalitetsmodell EISP som baserar resultat på en uppslagstabell för reduktion av PM10 för celler som är 1 km. De två städernas ytor delades upp i olika delar, rutnät, i dessa celler analyserades framtida planteringspotential, FPP och vilken inverkan träden kunde ha på koncentrationerna av PM10. Betydelsen för planterbar yta är den mark där det finns möjlighet att plantera växter. Planterbar yta dividerad med den totala ytan i cellen som analyserades ger framtida planteringspotential, FPP, Ekvation 3. (Bealey, o.a., 2007)

$$FPP(\%) = \frac{\text{Planterbar yta (km}^2\text{)}}{\text{Rutnätsyta (km}^2\text{)}} \times 100$$

Ekvation 3

Bealey med flera (2007) konstaterar att det är störst utsläpp i utkanterna av Wolverhampton, vilket beror på att ett flertal industrier och flera huvudvägars placering är i utkanten av staden. Områden med högst FPP-värde ligger i utkanten av staden. Resultatet visar att där det är störst FPP-värde, är det också ett högre upptag av PM10 koncentrationer. För områden med 30% tillgänglig yta för plantering sker en minskning av PM10 mellan 18-20 %. Dock kan ingen parallell dras mellan högt FPP-värde och minskning av PM10 eftersom upptaget inte bara beror på den specifika cellen utan också hur mycket som tas upp av träd i andra celler. Beroende på FPP100, 50 eller 25 så var reduktionen av PM10 varierande. Vid FPP100 var den maximala reduktionen 29% och den lägsta 18%. För FPP50 var den maximala reduktionen 19,6% och den minimala var 10,8% dock låg den genomsnittliga reduktionen mellan 10-15%. Vid FPP25 låg den genomsnittliga reduktionen för de olika ytorna mellan 0-10%, den maximala reduktionen var 12%.

Överlag är utsläppskoncentrationerna lägre i Glasgow än i Wolverhampton, vilket antagligen beror på ett längre avstånd från övriga Europa och andra större städer i Storbritannien. De högre koncentrationerna av PM10 finns i närheten av de större vägarna. Precis som i Wolverhampton är det störst potential till att plantera mycket träd i utkanten av staden. Förbättring av luftkvalitén är varierande mellan de olika cellerna från endast 1% till 30% förbättring. Områdena med låg reduktion av PM10 och lågt FPP värde låg kring stadens centrum där koncentrationer av PM10 också är hög. Det finns ett tydligt samband mellan hög koncentration av PM10 och låg reduktion för ytor med låg areal att plantera träd. Vid FPP50 var den maximala reduktionen 23% och den minimala reduktionen 4,6%. Vid FPP25 var den maximala reduktionen 18% och den minimala reduktionen 2,6%. (Bealey, o.a., 2007)

Bealey med flera (2007) menar att användning av vegetation som filter för att minska koncentrationerna av PM10 är inte ekonomiskt försvarbart, då det krävs stora ytor med vegetation för att reduktion av PM10 koncentrationerna ska ske. Att däremot plantera 25% av den befintliga marken, FPP25, kan vara genomförbart vilket ger en reduktion på 10-15% Ett problem är att där det oftast är höga koncentrationer av PM10 finns det ingen möjlighet att plantera några träd eller buskar. I studien i Wolverhampton och Glasgow har ingen hänsyn tagits till att primära och sekundära aerosoler kan uppträda olika. Stundtals omvandlas primära partiklar i lägre höjder medan sekundära partiklar formas högre upp i atmosfären. Detta kan göra att trädens upptag av partiklar överskattats. Trädens upptag av partiklar har beräknats vara detsamma om det står som en fristående häck, i en gatukanjon eller mitt i en urban skog. Författarnas slutsats är att trädplantering inte kan ses som en möjlighet till att inte behöva minska utsläppen, men däremot har det en viss effekt på luftkvalitén. McDonald med flera (2007) gjorde en liknande undersökning i Storbritannien, deras resultat stämde överens med Bealey med flera (2007) att trädplantering kan ha en betydande effekt på partikelkoncentrationerna.

Placeringen av träd är av betydelse för upptaget av partiklar, enstakta träd har en bättre förmåga än en skog, på grund av "kanteffekten" (McDonald, o.a., 2007). De träd som står i kanten av en plantering stoppar upp vinden och därmed fångas fler partiklar upp där än det gör i mitten av ett växtområde, vilket har fastställts i studier i Storbritannien, detta kallas för "kanteffekt" (Branford, Fowler, & Moghaddam, 2004). Enligt Baldauf<sup>4</sup> tyder deras forskning

<sup>4</sup> Richard Baldauf, doktor, EPA (2011-03-08)

på att den bästa användning av vegetation är ett ganska tjockt sammanhängande bestånd med träd och buskar med varierande ålder längs kanten på en väg. Porositeten är emellertid viktig för att fånga olika typer av luftföroreningar och partiklar. Dock poängterar Baldauf att området fortfarande är under utredning.

### **2.5.3 Växters påverkan på vindhastighet och omblandning och därmed partikelkoncentrationen**

Partikelkoncentrationerna är som störst vid utsläppskällan, med som utgångspunkt visar det sig att flödet till ytan med konstant depositions hastighet också är störst vid utsläppskällan, Ekvation 4. (Litschke & Kuttler, 2008)

$$F_p = V_d \times C_d \qquad \text{Ekvation 4}$$

Koncentrationen av partiklar sjunker med avståndet från utsläppskällan vilket bidrar till att växterna bör stå placerade så nära utsläppskällan som möjligt för att maximera filtrationen. Maximerad filtration uppstår när flödet mot ytorna är maximerad. Vegetationen ska helst ta upp så stor markyta som möjligt för maximerad rening. Vegetationen får däremot inte stoppa upp så ingen luftomblandning sker (Litschke & Kuttler, 2008). En lövträdsridå har samma inverkan på sänkt vindhastighet som en skärm med 70 % hållighet. Vindhastigheten kan däremot nedtill av träden förstärkas vid enradiga trädplanteringar (Johansson, 2009). Tät vegetation har liten filtreringseffekt medan mer genomsläpplig vegetation har en bättre filtreringseffekt. Luftens transporthastighet reduceras genom träd och buskar (Svensson & Eliasson, 1997).

Trädgårdar med varierande trädtag eller marknära planteringar med lämpliga avstånd mellan plantorna är ett bra alternativ för att minimera påverkan på luftflödet. Detta gäller förvisso bara för utsläpp skapade på plats (trafikrelaterade) medan för utsläpp orsakade av industrier så är ett hinder för luften en möjlighet att hålla lokala partikelföreningar låga. Ett hinder kan vara exempelvis ett växttak som håller ute partiklarna (Litschke & Kuttler, 2008). Bullerbarriär kan dämpa partikelkoncentrationer mellan 15-50%, då vinden kommer direkt från gatan. Det finns däremot tillfällen då koncentrationerna är högre än de skulle vara om det inte fanns något bullerbarriär. Orsaken till detta kan bero på hur trafiken rör sig på vägen. Stora träd som sattes som tillskott till bullerbarriären resulterade i konstant lägre koncentrationer av luftföroreningar (Baldauf, o.a., 2008).

Ett bullerskydd driver luften upp från barriären, den uppdrivna luften blandas med ren luft vilket medför att koncentrationerna av luftföroreningarna sjunker. Täta häckar vid motorvägar har samma effekt, luften tvingas uppåt och bakom ridån bildas en virvel som tar med sig ren luft uppifrån och en utspädning av den dåliga luften sker (Johansson, 2009). Koncentrationerna av luftföroreningar kan uppnå kritiska nivåer om det inte finns tillgång till ren luft. Därför är det viktigt att vegetationen är placerad så att luftombyte kan ske (Bruse, 2007).

#### **2.5.3.1 Experiment i gaturum**

Gromke och Ruck (2007) genomförde studier gällande effekten av träd i gaturum. De använde sig av en modell av en tredimensionell vindtunnel med modeller av träd av varierande kronstorlek och täthet i mitten samt en avancerad strömningsmodell. Svavelhexafluorid, SF<sub>6</sub>, användes som spårgas. Undersökningen utfördes i flera scenarior, både då trafiken var stillastående och i dubbelriktad trafik i rörelse. Försöket med dubbelriktad trafik med en hastighet på 40 km/h visade lägre koncentrationer som var mer homogent utspridda än vid samma försök med stillastående trafik. En anledning till de lägre



koncentrationerna tror författarna kan vara att fordonen sprider föroreningarna till mindre förorenade platser i vintunneln. Vidare gjordes undersökningar med träd i stillastående och dubbelriktad trafik med variation av kron diameter, stamhöjd, genomsläpplighet av krona och olika trädavstånd.

Gromke och Ruck (2007) testade modeller av träd med 9 m kron diameter i gaturummet. Träden upptog 8,5 % av gatvolymen. Resultaten vid stillastående trafik visade en ökning av koncentrationer av föroreningar i kanterna av gatan vilket kunde bero på att kantvindarna hindrades av träden. Däremot minskade koncentrationerna något på lovertssidan eftersom luftinflödet från ovan ökade något på grund av träden. Vid dubbelriktade trafik ökade koncentrationerna på lovertssidan, vilket indikerar på att träden hindrar luftföroreningarna att effektivt försvinna.

Trädmodeller med 15 m i kron diameter testades i gaturummet. Träden upptog 39,4 % av gaturummets volym och sträckte sig 1,5 m över toppen och 1,5 m tillgodo till kanterna av husen. Eftersom träden gick över hustaken så stoppades inflödet upp och koncentrationerna i gatan ökade speciellt på läsidan. På grund av träden stoppades kantvindarna upp ännu mer än innan, vilket orsakade ökade koncentrationer i kanterna av gatan. Resultaten var liknande för dubbelriktade gatan med träd, som utan träd, koncentrationerna blev mer homogena, dock hade träden en viss blockerande effekt (Gromke & Ruck, 2007).

Gromke och Ruck utförde även experiment med trädmodeller av varierande stamhöjd mellan 4,5 till 9 meter. Trädavståndet ändrades från 15 m till 20 m för träden med 15 m kron diameter, ändringen påvisade lägre koncentrationer på läsidan. Det ökade avstånden mellan träden gjorde det möjligt för större luftomblandning, men fortfarande stoppas en stor del av inströmningen upp på grund av de stora träden. De experiment som utförts har gjorts med solida kronor, för att få en mer sanningsenlig bild utfördes experiment med ett material som hade en porositet på 97%. Resultaten visade dock inga större skillnader från de övriga testerna. Johansson (2009) är kritisk till studien på grund av att trädens upptagning av föroreningar inte studerades, vilket ger relativa betydelser av de processer som egentligen händer. Kjellström (2008) menar att eftersom inte testerna utfördes med riktiga träd försvinner betydelsen av klubbiga löv och barr vilket ansamlar partiklar, stoft och föroreningar. Val av material har enligt Kjellström betydelse då det utvalda materialet innehåller håligheter vilket bildar ett motstånd för luftpartiklarna. Motståndet bidrar till att den håliga kronan nästan får samma effekt som om den vore solid.

#### **2.5.4 Gröna väggar och gröna tak ett sätt att förbättra luftkvalitén**

Gröna väggar av klätterväxter kan ha effekt på spridning och upptag av partiklar i gaturummet genom filtrering genom klätterväxterna (Bruse, Thönnessen, & Radtke, 1999). I Toronto har en studie gjorts gällande gröna tak och gröna väggars betydelse för förbättring av luftkvalitén. Studien genomfördes med hjälp av modellen Urban Forest Effects (UFORE), där en simulering utförs av områden med utgångspunkt i markanvändning, trädens täckningsgrad, markbeläggning samt material i väggar och tak och byggnaders höjd och konstruktion. Information togs även upp om buskar och träd, höjd, art, täckningsgrad, och utbredning. Modellen tar även hänsyn till meteorologiska data för varje timme och luftförorenings koncentrationer. Testerna utfördes i sju olika scenarier (Currie & Bass, 2008).

**Scenario 1:** Befintligt scenario, reduktionen av föroreningarna mättes av befintliga träd och buskar.

**Scenario 2:** Gröna väggar, befintliga träd och buskar ersattes av vertikala häckar eller väggar av en (*Juniperus sp.*) som sattes inom tre meter från byggnaderna. Anledningen till att inte klättrväxter valdes beror på att UFORE modellen inte kan hantera energikonsumtionen för dessa.

**Scenario 3 :** Inga stora träd, alla träd med en stamdiameter större än 22 cm togs bort.

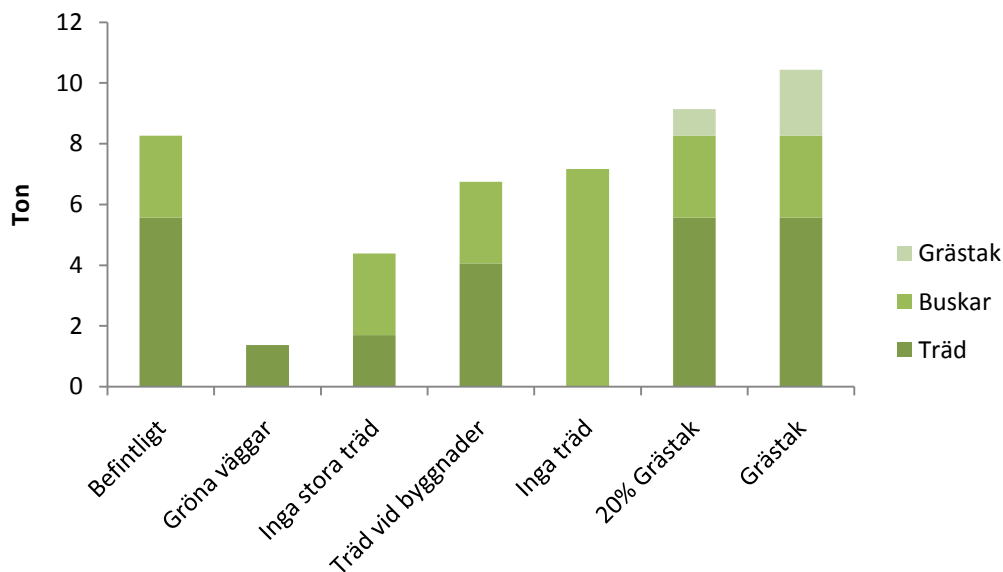
**Scenario 4:** Inga träd, alla träd togs bort, befintliga buskar utökades med buskar eller intensivt grönt tak på flata tak (Currie & Bass, 2008). Intensivt grönt tak är konstruerade för att människor ska kunna vistas på dem. De kan likna landskapet på marken och innehålla buskar, träd och gräs. (Rowe, 2010).

**Scenario 5:** Träd vid byggnader, alla större träd som skuggar byggnader togs bort.

**Scenario 6:** Gröna tak på 20% av ytorna, befintliga träd och buskar utökades med grästack på de flata ytorna.

**Scenario 7:** Grästack, befintliga träd och buskar utökades med grästack på alla byggnader (Currie & Bass, 2008).

Resultatet är presenterat i Figur 8 och visar på nästan samma reduktion av partiklar för träd och buskar som för inga träd, där buskarna är kompletterande med buskar på intensivt grönt tak.



Figur 8 Totala PM10 reduktionen (ton) av träd, buskar och gräs i Midtown i Toronto per år. (Currie & Bass, 2008)

Reduktionen av luftföroreningar minskar inte linjärt med ytan för grästack. Fördelarna med användning av gröna tak och gröna väggar är att de inte tar samma plats som träd i det redan trånga stadsrummet. Gröna väggar och gröna tak kan ses som ett starkt komplement till träd som ändå har den högsta reduktionen av partiklar (Currie & Bass, 2008). Enligt Baldauf<sup>5</sup> visar forskning i Europa på att gröna väggar eller solida väggar med vegetation inte tar upp

<sup>5</sup> Richard Baldauf, doktor, EPA (2011-03-08)

mer partiklar än en solid vägg utan vegetation. Enligt Sæbø<sup>6</sup> ska utredning i Norge påbörjas inom en snar framtid angående gröna väggars betydelse för partikelkoncentrationer.

Även om träd har bättre förmåga att rena luften så finns det oftast inte plats i staden att plantera träd på grund av vägar, parkeringsplatser och byggnader. Det är ungefärligt uppskattat att 2 000 m<sup>2</sup> oklippt gräs kan ta upp 4 000 kg partiklar på ett år. En bensindriven bil släpper ut ca 0,01 g partiklar för varje körd mil (1,6 km). Om ett fordon körs 10 000 miles (16 000 km) per år motsvarar det ett utsläpp på 0,1 kg partiklar som släpps direkt ut i atmosfären. Således så skulle en kvadratmeter gräs på ett tak ha förmåga att ta upp partiklar motsvara ett års utsläpp för en bil<sup>7</sup>. (Rowe, 2010)

En nackdel med ett extensivt grönt tak är kostnaden i förhållande till effektiviteten. Ett medelstort träd motsvarar reduktionen för 19 m<sup>2</sup> stor yta. Även om ett extensivt grönt tak inte alls har samma förmåga för upptag av luftföroreningar som träd och intensivt grönt tak så är det osannolikt att intensivt grönt tak ska anläggas i stor skala. Fördelarna med gröna tak är svåra att approximera till kostnader eftersom förbättrad luftkvalité är en fördel för människors hälsa, vilket är en fördel för samhället och inte för den enskilda fastighetsägaren. (Rowe, 2010)

### 2.5.5 Partiklars påverkan på vegetation

Växters betydelse för koncentrationerna av partiklar i luften är diskuterat, men vad händer egentligen med växterna?

Exponering av luftburna PM kan leda till olika effekter beroende den särskilda kombinationen av deponerande partiklar på vegetation. Partiklar är inte en enda förorening utan är en sammansättning av ämnen av varierande storlek, ursprung, kemisk sammansättning och struktur och är istället definierade efter storlek. Sulfater, nitrater, ammonium och salter är den stora delen partiklar i atmosfären. Partikeldeposition och effekter på vegetation inkluderar nitrat och sulfat och deras sammansättning i form av sura och försurande depositioner. Partiklar innehållande spårämnen och tungmetaller har också effekt på vegetation. Partikelstorleken har ingen betydelse för påverkan på vegetation, utan storleksklasserna är framtagna för medicinska ändamål. De flesta dokumenterande direkta effekterna av PM är i kraftigt förorenade områden, kring industrier till exempel kalkbrott och metallsmältverk. Dessa effekter domineras av grova partiklar. Majoriteten av de toxiska effekterna på bladverk återspeglar partiklarnas kemiska innehåll, så som syra/bas-, metallinnehåll, ytegenskaper eller saltinnehåll. Dock är det väldigt få identifierade effekter som kan härledas till partikeldeposition på växterna (Grantz, Garner, & Johnson, 2003). Skador orsakade av luftföroreningar kan uppenbaras med en gång, vilket ger akuta skador, dessa luftföroreningar är lättare att identifiera till källan. Vissa skador syns inte förrän efter lång tid, dessa växter har oftast utsatts för lägre koncentrationer under en lång tid. (Bramryd & Fransman, 1993). Atmosfärisk PM kan påverka växtligheten direkt genom deposition på bladytor eller indirekt genom förändrad markkemi eller mängden strålning som når jorden (Grantz, Garner, & Johnson, 2003).

Det är de indirekta effekterna som är de mest betydelsefulla eftersom de kan förändra näringsomsättningen och hämmar upptaget av växtnäring. Hela ekosystem som utsatts för partiklar både indirekt och direkt kan bidra till sänkning av tillväxt, avkastning och blomning

---

<sup>6</sup>Arne Sæbø, forskningsledare, Bioforsk (2011-02-04)

<sup>7</sup>Dessa utsläppsdata är tagna från Los Angeles. Partikelutsläpp kan skilja åt från land till land beroende på stenmaterial i asfalt, temperatur. Susanna Gustafsson, konsult, Ramböll

(Grantz, Garner, & Johnson, 2003). Eftersom barrväxter behåller sina barr flera år, ansamlas partiklarna och klyvöppningarna kan täppas igen, vilket inte uppstår på lövträd eftersom de tappar bladen varje år. Barrväxter som klarar av de tuffare förhållandena i staden och luftföroreningar är svarttall (*Pinus nigra*) ormskinnsall, (*Pinus leucodermis*) och ginkgo (*Ginkgo biloba*). Jätte thuja (*Thuja plicata*), kinesisk sekvoja (*Metasequoia glyptostroboides*) passar bra på fuktigare ståndorter (Sjöman & Lorentzon, 2005).

### 3 Fallstudie, uppskattning av deposition partiklar

I följande kapitel åskådliggörs vilken effekt vegetation kan ha på partikelkoncentrationerna från ett verkligt exempel i Malmö.

Varje dag passerar det i korsningen mellan Amiralsgatan och Scheelegatan (Figur 9) 29 400 stycken fordon. (Malmö stad, 2010b)



Figur 9 Kartan visar området kring Amiralsgatan/Scheelegatan. Figuren i rött avser området som ska bearbetas. (© Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2011/0096)



Figur 10 Flygfoto över området. Det markerade i gult avser platsen som ska fyllas med växter. (© Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2011/0096)

Upptagna partiklar,  $U$ , kan beräknas enligt Ekvation 5. Där depositionshastigheten betecknas som  $V_d$ , partikelkoncentration som  $C$  och tillgänglig blad/barryta som  $A$ .  $A$  fås ut av löv-areaindex, LAI (Johansson, 2009). LAI är förhållandet mellan ytan lövarea ( $m^2$ ) till jordarean ( $m^2$ ) (Pröhl, 2009).

$$U = V_d \times C \times A \quad \text{Ekvation 5}$$

Emissionsfaktorn för Amiralsgatan/Scheelegatan kan enligt Gustafsson<sup>8</sup> sättas till 120 mg/fordonskilometer som ett genomsnitt för ett år. Detta motsvarar 1,2 ton per år och kilometer. Sträckan är 345 m vilket resulterar i mängden 444 kg partiklar/år ( $120 \text{ mg} \times 29\,400 \text{ fordon} \times 365 \text{ dagar} \times 0,345 \text{ km}$ ).

Ekvationen ger en emissionsfaktor på 14 mg/s. LAI för douglasgran varierar mellan 9 – 11  $m^2$  per  $m^2$  markyta, dock är arten väldigt långsamväxande vilket gör att det tar ett par år innan den nått det höga värdet (Richardsson, 2000). Depositionshastigheten för douglasgran varierar mellan 0,1cm/s till 10 cm/s (Tabell 3 s16). För normal vegetation är depositionshastigheten 1 cm/s (Litschke & Kuttler, 2008). LAI varierar mycket beroende på typ av växt, ålder och täthet. Ett område med ek kan ha ett LAI på 1,7 medan ett tätt tak av tall kan ha LAI på över 20. För en urban plantering i England är ett LAI på 2,8 rimligt (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000).

Maxvärden för partikelkoncentrationerna på Amiralsgatan är  $23 \mu\text{g}/m^3$ , dessa värden är uppmätta vid Konserthuset (Malmö stad, 2011). Årsmedelvärdet för partikelkoncentrationen uppmätta på Dalaplan är  $18 \mu\text{g}/m^3$  och de uppmätta värdena vid Rådhuset är  $15 \mu\text{g}/m^3$  (Malmö Stad, 2010a). Bebyggelsen kring Amiralsgatan där mätstationen är belägen är tät, vilket medför en hög partikelkoncentration. En rimlig partikelkoncentration vid korsningen Amiralsgatan/Scheelegatan antas till  $20 \mu\text{g}/m^3$ .

Området är cirka 10 000  $m^2$  stort (Figur 10). Om granarna sätts på centrum/centrum 2 m ger det 2500 granar. För ett rimligare värde antas att 2000 granar planteras. I Sverige blir arten rimligtvis inte lika stor som i södra Europa därför antas det lägre värdet på LAI på 9. Markytan antas ta upp en diameter på  $2 m^2$ , vilket ger en faktor på  $11 \text{ mg}/s = 0,01 \text{ cm}/s \times 20 \mu\text{g}/m^3 \times (3,14 \times 9 \times 2000)$ .

I jämförelse med utsläppsemissionen som låg på 14 mg/s så är upptaget på 11 mg/s vilket är högt. För att ge mer rimliga siffror, så antas LAI 2,8, vilket ger ett upptag på  $3,5 \text{ mg}/s = 0,01 \times 20 \times (3,14 \times 2,8 \times 2000)$ .

Även om upptaget är mer rimligt så är det som mest partiklar i april och maj efter vintern, nackdelen är att under den tiden är de flesta växterna fortfarande avlödade, vilket ger lägre siffror. Men ett upptag som är 25% av utsläppsemissionen är bra. Hade istället en trädrad satts på den 350 m långa sträckan, med avstånd på 5 m, och ett LAI på 5 och att kronorna hade täckt en diameter på 5 m så hade upptaget varit 1,4 mg/s vilket är ett upptag på 10%. Det är mycket antagande och det är inte så enkelt i verkligheten. Att alla partiklar från biltrafiken från vägen i exemplet skulle hamna på ytan är heller inte rimligt.

---

<sup>8</sup>Sussanna Gustafsson, konsult, Ramböll

## 4 Diskussion

*I kapitlet diskuteras resultaten från litteraturstudien.*

Även om ämnet har studerats av flera forskare är det ännu ganska outforskat. Detta medför att det inte finns ett rakt svar för vilka växtarter som har den bästa förmågan att fånga upp partiklar. Den huvudsakliga delen av rapporten kommer från vetenskapliga artiklar. Artiklarna är tillförlitliga då de är innehållsmässigt granskade. De undersökningar som utförs genom datamodellering visar ofta ett bättre resultat på växters kapacitet att ta upp partiklar än vad som egentligen sker i verkligheten. Anledningen till att de ändå finns med i rapporten är för att de är vetenskapligt utförda och visar ett resonemang som är viktigt att få fram.

Det är många faktorer som spelar in för vilken partikeldeposition som sker. Det är meteorologiska aspekter, partikelkoncentration, vindhastighet med mera, vilket medför en stor bredd i depositionsastighet för samma typ av växt. En annan viktig aspekt är att partikelkoncentrationerna skiljer sig åt i olika länder beroende på vad för typ av stenmaterial som används i asfalten (vilket bland annat beror på plats och användningsområde). Rapportens resultat är främst tagna från studier utförda i USA och Storbritannien. Vissa studier är gjorda i laboratorium, vilket medför att förenklingar gjorts.

Enligt Rowe (2010) kan 1 m<sup>2</sup> grönt tak kan ta upp alla partiklar genererade från en bil under 10 000 miles körning fördelat över ett år. Resultatet låter orimligt, vilket sannolikt beror på att utsläppsnivån är lågt räknad och att gräsets kapacitet att ta upp partiklar är högt räknat.

Att fastställa vilka träd och buskar som klarar att utsättas för partiklar fysiologiskt är komplext. En viktig faktor som bidrar till hur växterna reagerar är vad för typ av ämnen partiklarna innehåller (ex. salt/syra innehåll). Sjöman och Lorentzon (2005) tar upp ett fåtal arter som klarar av partiklar såsom ormskinnstall, svarttall och kinesisk sekvoja. Huruvida dessa arter klarar av de olika ämnena som partiklarna innehåller tas inte upp, vilket medför ett frågetecken om de klarar av alla olika typer av ämnen, eller om de bara har förmågan att klara av att klyvöppningarna täpps igen.

Att bladens hårlighet och klibbighet har betydelse för partikelupptaget har fastställts från ett flertal olika källor, vilket ökar tillförlitligheten. Men ändå finns det inga belägg för vilka växtarter som tar upp partiklar effektivast. Många utredningar har utförts men det har studerats för olika arter. Depositionshastigheten för ask har fastställts två gånger, men resultaten för experimenten är varierande vilket antagligen beror på att partikelstorleken är mellan 0,1-20 µm för ena experimentet och 0,8 µm för det andra experimentet, depositionsastigheten är högre i det större intervallet. Anledningen till den högre depositionsastigheten beror antagligen på att ju större partikelstorlek desto högre depositionsastighet, vilket indikerar på att resultaten stämmer överens.

För att generera ett högt partikelupptag är utformningen av planteringen av betydelse, vilken utformning som ger bäst resultat varierar för olika författare. Litschke och Kuttler (2008) menar att vegetationen ska ha så stor anläggningsyta som möjligt för en maximerad rening, vilket kan tolkas som att ett stort fält med vegetation är det bästa ur luftreningssynpunkt. Men från andra författares synvinkel är det kanterna som är bäst, vilket ger ett tudelat resultat hur växterna ska vara placerade. Baldauf<sup>9</sup> menar att ett varierande bestånd av träd och buskar med

---

<sup>9</sup> Richard Baldauf, doktor, EPA (2011-03-08)

varierande ålder genererar högsta partikelupptaget vid en trafikerad väg. Baldaufs synsätt är lätt att anamma i stadens planteringar, där kontinuerlig förnygrig och återplantering är ett enkelt sätt att få fram ett flerskiktat bestånd med varierande ålder och karaktär.

Användning av vegetation som luftfilter har både för och nackdelar. Många gånger är det ont om utrymme att plantera träd och buskar där partikelkoncentrationerna är som högst. Även om bara ett träd planteras så har det betydelse för partikelkoncentrationen. Som Landskapsingenjör tror jag att det är viktigt att ha alla dessa aspekter i åtanke. Är det en trång plats mellan höga hus, välj bort stora träd och satsa istället på gröna tak och gröna väggar. Det är dock svårt att planera in ”gröna lungor” i ett redan uppbyggt område, för dessa miljöer är det viktigt att göra det bästa möjliga av situationen. Växter är ett bra alternativ till att sänka partikelkoncentrationerna i staden, men för att få en hållbar stad är det utsläppskällorna som måste begränsas. Även om det bara sker en liten förbättring av luftkvalitén så har vegetation flera andra positiva effekter som inte tas upp i rapporten.

För vidare studier är återsuspension en faktor som inte tagits upp i så hög grad i rapporten. Återsuspension är av stor betydelse för att partiklarna ska försvinna ur systemet. En jämförelse mellan samma typ av växtarter behöver utföras för att kunna få fram mer säkra resultat över depositionshastighet. Gröna tak och gröna väggar och dess effekt på partikelkoncentrationerna kräver mer studier.



## 5 Slutsatser

*Kapitlet sammanfattar de viktigaste slutsatserna som kan dras idag, utefter frågeställningen.*

Frågeställningen presenterad i rapportens inledning var följande:

- Vilka buskar och träd klarar av luftföroreningar fysiologiskt?
- Vad för typ av blad/barr bör växten ha för att ta upp luftföroreningar bäst?
- På vilka platser i landskapet skulle det kunna vara aktuellt att använda sig av vegetation som luftrensare?
- Vilken betydelse har utformningen av planteringen för bästa upptagning av luftföroreningar?

### ***5.1 Vilka buskar och träd klarar av luftföroreningar fysiologiskt?***

Partiklar är en blandning av olika ämnen, ursprung, storlek och är klassificerade efter partikelstorlek. Partikelstorleken saknar betydelse för påverkan av växter. De partiklar som innehåller nitrat, ammonium och sulfat har försurande effekter vilket påverkar växterna negativt. Partiklar innehållande tungmetaller och spårämnen har också en negativ effekt på vegetation. Det är främst indirekta effekter av partiklar som påverkar växter negativt, framförallt genom hämning av upptag av näringsämnen. Det finns få dokumenterade effekter för partikeldeposition på vegetation. Eftersom det är så stor skillnad mellan vilken effekt partiklarna har på vegetationen beroende på innehåll behöver frågan helt enkelt studeras mer.

### ***5.2 Vad för typ av blad/barr bör växten ha för att ta upp luftföroreningar bäst?***

Växtens morfologi, främst bladens morfologi är av betydelse för vilket partikelupptag som sker. Konstaterat är att träd har en bättre förmåga att fånga upp partiklar än buskar och örter på grund av dels en större bladmassa men även att turbulenta luftrörelser skapas i träden vilket medför sedimentation av partiklar. Faktorer som påverkar depositions hastigheten gällande lövens morfologi är klubbighet, mikroskalig grovhet, tvärsnittsarea och fina hårstrån. En viss återsuspension sker alltid, vilket gör att partiklar som deponerat ej kan räknas ur systemet. Återsuspensionen är i regel högre för håriga blad, när ett tjockt lager fastnat på bladen är det stor risk att en kraftig vind för med sig partiklarna. För barr som sitter på långa knippen, exempelvis tall, så sker stor återsuspension eftersom de långa barren rör sig i mot varandra vid stark vind och därmed lossnar partiklar. Dock har tall en bra förmåga att fånga upp partiklar, vilket medför att partikeldepositionen i slutändan ändå är bra.

### ***5.3 På vilka platser i landskapet skulle det kunna vara aktuellt att använda sig av vegetation som luftrensare?***

På de platser som luftkvalitén är som sämst är det också ofta väldigt trångt på grund av byggnader. Gröna tak, intensiva och extensiva gröna väggar är ett bra alternativ där det inte finns mycket plats. Hur mycket partiklar som gröna tak och väggar tar upp är inte helt klarlagt. En tät häck har liten filtreringseffekt medan mer genomsläpplig vegetation har bättre filtreringseffekt. Vid större motorvägar bidrar en tät häck till att luften drivs uppåt så att förorenade luften blandas med ren luft.

#### **5.4 Vilken betydelse har utformningen av planteringen för bästa upptagning av luftföroreningar?**

Förutom trädartens morfologi är utformningen av planteringen betydelsefull för vilket upptag av partiklar som sker. Flera studier visar på att partikeldepositionen är större i kanter på vindutsatta skogar, häckar och enskilda anläggningar. Detta har fått benämningen ”kanteffekt”. Kanteffekten beror på att luftrörelser stoppas upp av växter och partiklar faller därmed ner på blad och löv genom sedimentation eller fastnar genom impaktion. Vegetation på sluttningar som vetter mot vind får en bättre tillförsel av partiklar och därmed en högre partikelupptagning än träd och buskar längre in i planteringsområdet. Likaså exponeras de övre delarna i växttaket betydligt mer för partiklar.

Slutsatsen som sammanfattar läget idag är ett citat från en emailintervju med Richard Baldauf<sup>10</sup>:

*So overall, this is still a tricky issue, and design and placement of the vegetation barrier is likely the most important consideration. And unfortunately we're not at a point yet where we can make definitive suggestions or quantify impacts.*

---

<sup>10</sup> Richard Baldauf, doktor, EPA (2011-03-08)

## 6 Litteraturförteckning

- Andersson, S., Bergström, R., & Omstedt, G. (2010). *Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige*. Norrköping: SMHI.
- Baldauf, R., Thoma, E., Khlystov, A., Isakov, V., Bowker, G., Long, T., Snow, R. (2008). Impacts of noise barriers on near road air quality. *Atmospheric Environment*, 7502-7507.
- Bealey, W., McDonald, A., Nemitz, E., Donovan, R., Dragisits, U., Duffy, T., Fowler, D. (2007). Estimating the reduction of urban PM10 concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Environmental Management*, 45-58.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 995-1003.
- Bramryd, T., & Fransman, B. (1993). *Stadens lungor*. Alnarp: Movium.
- Branford, D., Fowler, D., & Moghaddam, M. (2004). Study of aerosol deposition at a wind exposed forest edge using 210Pb and 137Cs soil inventories. *Water, Air, and Soil Pollution*, 107-116.
- Bruse, M. (2007). Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach. *Berliner Geographische Arbeiten*, 61-70.
- Bruse, M., Thönnessen, M., & Radtke, U. (1999). *Practical and theoretical investigation of the influence of facade greening on the distribution of heavy metals in urban streets*. Tillgänglig: <http://www.envi-met.com/documents/papers/facade1999.pdf> den 23 02 2011
- Currie, B. A., & Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosyst*, 409-422.
- EPA. (2009). *Integrated science assessment for particulate matter*. Triangle Park, NC: United States Environmental Protection Agency.
- Ericsson, E., & Ahlström, P. (2010). *Trafiken i den hållbara staden*. C. Hydén, Red. Lund: Studentlitteratur.
- Freer-Smith, P. (2004). Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *eucalyptus globulus*) with european and north american species. *Water air and soil pollution*, 173-187.
- Freer-Smith, P., Beckett, K., & Taylor, G. (2005). Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichorpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and x *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution*, 157-167.
- Grantz, D., Garner, J., & Johnson, D. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environmental international*, 213-239.

Gromke, C., & Ruck, B. (2007). Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon - Experimental investigations of the flow and concentrations field. *Atmospheric environment*, 3287-3302.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Ljungman, A., Lindbom, J., Rudell, B.; Swietlicki, E. (2005). *Inandningsbara partiklar från dubbdäcksslitage av vägbana - egenskaper och inflammatoriska effekter i mänskliga luftvägsceller*. Linköping: VTI.

Johansson, C. (2009). *Påverkan på partikelhalter av trädplantering längs gator i Stockholm*. Stockholm: Miljöförvaltningen.

Kjellström, L. (2008). *Stadsklimat/gatuklimat*. Ultuna: Stad och Land.

Litschke, T., & Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation - a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17, 229-240.

Malmö stad. (2011). *Luftkvaliten bättre på Amiralsgatan*. Tillgänglig: <http://www.malmo.se/download/18.77b107c212e1f5a356a80009986/Uppf%C3%B6ljning+av+luft%C3%B6roreningsm%C3%A4tning+vid+Amiralsgatan+2009-2010.pdf> den 09 03 2011

Malmö Stad. (2010a). *Luftkvalitén i Malmö*. Tillgänglig: <http://www.malmo.se/download/18.4d147ba1286e5bcbb4800016804/03-2010+-+Luftkvaliteten+i+Malm%C3%B6+2009.pdf> den 09 03 2011

Malmö stad. (2010b). *Malmö stads trafikmängder*. Tillgänglig: [www.malmo.se/download](http://www.malmo.se/download) den 03 03 2011

McDonald, A., Bealey, W., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R., Donovan, R.G.; Brett, H.; Hewitt, C; Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41, ss. 8455-8467.

Miljömålsportalen. (2009a). *Beskrivning*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/2-Frisk-luft/Beskrivning/> den 03 03 2011

Miljömålsportalen. (2009b). *Delmål*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/2-Frisk-luft/Delmal/> den 03 03 2011

Miljömålsportalen. (2011). *Frisk luft*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/2-Frisk-luft/> den 03 03 2011

Naturvårdsverket. (2011a). *Partiklar*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/en/Start/Lagar-och-styrning/Miljokvalitetsnormer/Nuvarandenorner/Miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/Partiklar/> den 14 02 2011

Naturvårdsverket. (2011b). *Skadliga partiklar kostar miljarder*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/en/Start/Tillstandet-i-miljon/Halsa/Halsan-och-stadsluften/Skadliga-partiklar-kostar-miljarder/> den 09 03 2011

NE. (2011). *sökord: Kardiovaskulär*. Tillgänglig: <http://www.ne.se/kardiovaskul%C3%A4r> den 09 03 2011

Ning, Z., Hudda, N., Daher, N., Kam, W., Herner, J., Kozzawa, K., Mara, S; Sioutas, C. (2010). Impact of roadside noise barriers on particle size distributions. *Atmospheric Environment*, 3118-3127.

Nowak, D., Crane, D., & Stevens, J. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & Urban greening*, 115-123.

Pröhl, G. (2009). Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of Environmental Radioactivity*, 675-682.

Pullman, M. R. (2009). *Conifer PM<sub>2,5</sub> deposition and re-suspension in wind and rain events*. Cornell: Master of Science .

Regeringens proposition. (2010). *Svenska miljömål - för ett effektivare miljöarbete*. Stockholm: Regeringens proposition.

Reinap, A., Wiman, B. L., Svenningsson, B., & Gunnarsson, S. (2009). Oak leaves as aerosol collectors: relationships with wind velocity and particle size distribution. Experimental result and their implications. *Trees*, 1263-1274.

Richardsson, D. M. (2000). *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge: Cambridge University Press.

Rowe, B. D. (2010). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution* , 1-11.

Sjödin, Å., Pihl-Karlsson, G., Johansson, M., Forsberg, B., Ahlvik, P., & Erlandsson, L. (2004). *Vägförslagens utsläpp av kväveoxider- reglering, utsläpp och effekter*. Göteborg: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Sjöman, H., & Lorentzon, K. (2005). Barrväxter mer än bara vintergrönt. *Gröna fakta* .SLU: Alnarp

SKL. (2010). *Hållbar stadsutveckling*. Tillgänglig: [http://brs.skl.se/brsbibl/kata\\_documents/doc39877\\_1.pdf](http://brs.skl.se/brsbibl/kata_documents/doc39877_1.pdf) den 07 03 2011

SMHI. (2011). *Exponering, hälsoeffekter och kostnader*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/exponering-halsoeffekter-och-kostnader-1.625> den 08 03 2011

SMHI. (2009). *Global dimming*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/global-dimming-1.3928> den 04 03 2011

Svensson, M., & Eliasson, I. (1997). *Grönstrukturens betydelse för stadens ventilation*. Geovetenskaper, Naturgeografi. Göteborg: Naturvårdsverket.

Sveriges officiella statistik. (2010). *Partiklar PM10 i luft*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Forstoring-diagram/?iid=105&pl=1&t=Land&l=SE> den 31 01 2011

Tiwary, A., Sinnet, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vordoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G; Grundy, C; Azapagic, A; Hutchings, T. (2009). An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157, 2645-2653.

UFORE. (2009). *Background*. Tillgänglig: <http://www.ufore.org/about/index.html> den 03 03 2011

Wang, L., Liu, L., Gao, S., Hasi, E., & Wang, Z. (2006). Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*, 921-926.

WHO. (2004). *Health aspects of air pollution*. Köpenhamn: World health organization.