

Hur gröna tak och gatuträd påverkar luftkvalitet i staden

The way green roof and street trees affects urban air
quality

Linnéa Åström



Självständigt arbete • 15 hp

Landskapsingenjörsprogrammet

Alnarp 2017

Hur gröna tak och gatuträd påverkar luftkvaliteten i staden

The way green roof and street trees affects urban air quality

Linnéa Åström

Handledare: Tobias Emilsson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Bitr handledare: Frida Andreasson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Examinator: Johan Östberg, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Examensarbete i landskapsarkitektur för landskapsingenjörer

Kurskod: EX0793

Program: Landskapsingenjörsprogrammet

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2017

Omslagsbild: Linnéa Åström

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

Nyckelord: Luftföroreningar, luftkvalitet, vegetation, gröna tak, deposition, spridning, luftflöde, partiklar

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

SAMMANFATTNING

Syftet med examensarbetet har varit att studera om gröna tak och gatuträd kan påverka luftkvaliteten i urbana miljöer.

Resultatet från litteraturstudien visar ett samband mellan luftkvalitet och vegetation, där både gatuträd och gröna tak i urbana miljöer ingår. I gaturum är trafiken en stor utsläppskälla och bidragande faktor till ökade koncentrationer av luftföroreningar. Det är främst kvävedioxid, partiklar och marknära ozon som resulterar i skadliga nivåer. Vegetation i stadsmiljö kan ha både positiv och negativ inverkan på luftkvalitet. Fördelen med att införa mer grönt i urbana miljöer är dess egenskaper som gör att partiklar deponerar på vegetationsytan. När partiklar deponerar på vegetationen minskar partikelhalten i atmosfären. Nackdelen är när träd i gaturum begränsar vinden genom att vara ett hinder för luftflödet. Det är problematiskt att plantera träd i urbana miljöer där det redan är trånga och hårdgjorda utrymmen. Tak utgör upp mot halva stadens hårdgjorda ytor, ett alternativ är att anlägga gröna tak för att få in mer grönt i staden. Gröna tak hindrar inte luftflödet och bidrar till ökad deposition av luftföroreningar i urbana miljöer.

Slutligen krävs planering redan vid projektering för att undvika höga koncentrationer av partiklar i gaturum. Gröna tak kan anläggas i syftet att öka depositionsytan i staden och bidra med luftflöde i gaturum. Intensiva gröna tak anläggs med fördel nära en stark källa medan extensiva gröna tak anläggs i syftet att minska bakgrundsluften av partiklar.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.2 Syfte	1
1.3 Avgränsning.....	2
1.4 Material och Metod.....	2
2 LITTERATURSTUDIE	3
2.1 Luftföroreningar.....	3
2.1.1 Partiklar.....	3
2.1.2 Kolmonoxid, CO.....	5
2.1.3 Kolväten, CH	5
2.1.4 Kvävedioxid, NO ₂	5
2.1.5 Marknära ozon, O ₃	6
2.2 Spridning av luftföroreningar	7
2.2.1 Gatuträds inverkan på spridning av luftflödet.....	7
2.3 Deposition till vegetation.....	8
2.3.1 Depositionshastighet.....	8
2.3.2 Torr- och våtdeposition.....	9
2.3.3 Partiklars inverkan på deposition till vegetation.....	9
2.3.4 Växters fysiologiska egenskaper påverkar depositionen	10
2.3.5 Vindrörelser i vegetation påverkar depositionen	10
2.4 Gaturumsmodellen.....	11
2.5 Gröna tak.....	13
2.5.1 Intensiva gröna tak	14
2.5.2 Semi intensiva gröna tak	14
2.5.3 Extensiva gröna tak.....	14
2.5.4 Vegetation på gröna tak	15
2.6 Gröna tak och dess inverkan på luftkvalitet.....	16
2.6.1 Gröna tak i gaturum.....	17
2.6.2 Gröna taks påverkan på koldioxid	18
2.6.3 en jämförelse mellan fyra växtarter	19
2.6.4 Specifika växtarters förmåga att uppta luftföroreningar på gröna tak	20
3 DISKUSSION	21
4 SLUTSATS	24
5 LITTERATURFÖRTECKNING	25

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Trots en förbättring sedan 70-talet har Sverige en väg kvar för att uppnå miljö kvalitetsnormen inom luftkvalitet i tätorter. 2005 gjordes en undersökning som visade att luftföroreningar orsakar tusentals dödsfall och hälsoproblem i Sverige varje år (Sjöberg, Persson & Brodin, 2005). Vid naturvårdsverkets uppföljning av miljömålen 2017 konstaterades att miljö kvalitetsmålet fortfarande inte är uppnått. Utvecklingen har gått i positiv riktning men med dagens styrmedel och åtgärder så kommer inte målen kunna nås, det krävs drastiska förändringar (Naturvårdsverket, 2017b). Undersökningar har genomförts i syftet att finna strategier för att mildra problemet, där det har bevisats att vegetation kan rena luften genom att uppta gaser och partiklar (Vos et al., 2013). Andra studier visar att vegetation i tätorter inte enbart har positiv verkan på luftkvaliteten. Träd kan begränsa luftflödet i gatunivå vilket leder till en ökad risk för spridningen av luftföroreningar som förhindras nära källan (Janhäll, 2015b). Det är även problematiskt att plantera gatuträd i urbana miljöer eftersom tätorter består av ytor där hårdgjorda miljöer såsom gator och tak är dominerande. Taken tar upp hälften av stadens hårdgjorda ytor – det finns en chans att ersätta dessa med vegetation (Rowe, 2011). Gröna tak bidrar med tilltagna depositionsytor i staden som inte är ett märkbart hinder för luftflödet. Genom att öka depositionsytorna kan luftföroreningarna minska med en tiondel (Janhäll, 2015b).

Genom denna undersökning vill jag utforska möjligheten att planera en stad där luftkvalitet kan samverka med både gatuträd och gröna tak. Vegetation och dess egenskaper för att optimera luftkvalitet undersöks, men även möjligheten där gröna element kan ersätta eller påverka de negativa effekter som träd i gatumiljö kan ge.

1.2 SYFTE

Syftet med arbetet är att studera luftkvalitet, gatuträd och gröna tak i urbana miljöer, för att med hjälp av litteraturstudier ta reda på om gröna tak och gatuträd kan påverka luftkvaliteten i staden.

Frågeställningar:

- Vad är luftföroreningar och vad beror de på?
- Hur kan man anpassa vegetationssystemets utseende, struktur och växtmaterial för att förbättra dess påverkan på luftkvalitet?
- Vad har gatuträd och gröna tak för roll i den luftförorenade staden?

1.3 AVGRÄNSNING

Jag väljer att avgränsa mig till gatuträd och vegetation på tak i urban miljö, samt dess påverkan på luftkvaliteten. Föroreningars påverkan på vegetation är utesluten från rapporten.

1.4 MATERIAL OCH METOD

Examensarbetet har genomförts med hjälp av litteraturstudier. Vetenskapliga artiklar och böcker på SLU:s databas Primo har använts. Sökorden har varit bland annat; ”air pollution”, ”air quality”, ”deposition”, ”dispersion”, ”urban”, ”vegetation” och ”green roof”.

Litteraturstudien består främst av engelska vetenskapliga artiklar och böcker. Sökorden valdes utifrån frågeställningarna. Många källor har ett bredare perspektiv än min avgränsning. För att åtskilja den relevanta informationen användes sökord i artikeln eller sakregister så att den berörda delen kunde definieras. Det finns även ett begränsat antal artiklar som berör ämnesområdet specifikt.

Många av de vetenskapliga artiklar är hämtade från ScienceDirekt, som är Elseviers ledande plattform. Elsevier är ett internationellt bokförlag som publicerar vetenskaplig litteratur (Elsevier, 2017). De vetenskapliga artiklarna granskas och godkänns av experter innan publicering. Det är enbart de artiklar som håller en hög vetenskaplig kvalitet som publiceras (Jönköping universitet, 2015). I och med att den vetenskapliga artikeln återfinns i databasen kan det utläsas att den gått igenom en granskning. Trots detta har materialet vidare bedömts kritiskt. Exempelvis återfinns i diskussionen en kritisk granskning av diverse undersökningar.

2 LITTERATURSTUDIE

2.1 LUFTFÖRORENINGAR

Luften vi andas är sällan fullständigt ren, däremot behöver den inte heller vara förorenad. Luftkvalitet grundar sig i stora drag på gaser och ångor i luften. Naturlig luft kan innehålla damm från öknen, aska från vulkaner och brinnande skogar, illaluktande organiska ångor och pollen från träd, tillsammans med friskhet från havet. Alla dessa komponenter bidrar till den naturliga luften och lokala luftkvaliteten (Treshow, 1984).

Luftföroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika ämnen som påverkar hälsa, miljö, material och klimat. I ett lokalt perspektiv, såsom urban miljö, förekommer luftföroreningarna nära utsläppskällan (Hydén, 2008). Halterna överskrider oftast gränsen för vad som är acceptabelt, vilket drabbar flera tusentals människor i Sverige varje år. Om du redan lider av åkommor i lunga, hjärta eller kärl har du större risk att drabbas. Det är vanligt att föroreningarna orsakar problem i luftvägarna, ger allergier och astma. I värsta fall kan halterna ge en förhöjd risk att drabbas av cancer. Partiklar och ozon är föroreningar som antas ge upphov till flest hälsoproblem i Sverige (Sjöberg, Persson & Brodin, 2005). Kemiska föreningar, såsom ozon och kvävedioxid, bildas då luftföroreningarna transporteras med vinden till olika delar av regionen (Hydén, 2008).

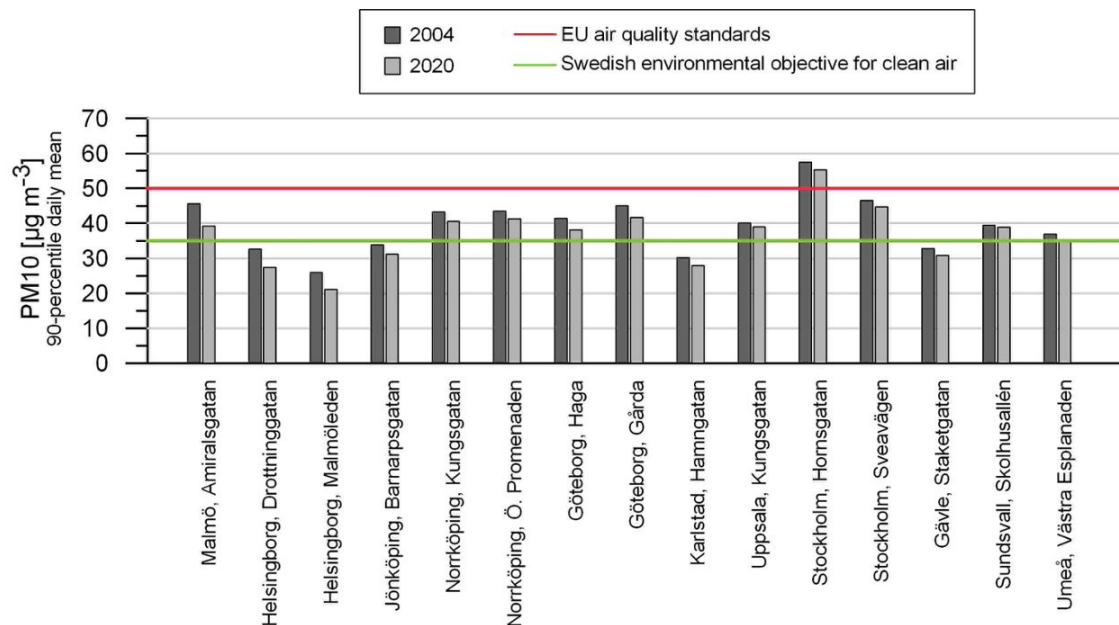
Det finns ett flertal källor som bidrar till dålig luftkvalitet i tätorter. Biltrafik och uppvärmning av bostäder ger störst problem på lokal skala. Utsläppen från industrier kan också vara en betydelsefull källa (Sjöberg, Persson & Brodin, 2005). Vägtrafiken orsakar inte minst sämre luftkvalitet via avgaser, under vinterhalvåret krävs även halkbekämpning såsom sandning, saltning och nyttjande av dubbdäck. Detta resulterar i att vägar och däck slits och partiklar frigörs och virvlar upp, vilket leder till en förhöjd halt av partiklar i luften. Vedeldning i bostäder skapar miljöproblem i tätorter, speciellt om anläggningen varken är modern eller effektiv. Det är ofta gamla vedpannor som ger dessa problem genom att släppa ut oförbrända kolväten och partiklar (SMHI, 2017a)

2.1.1 PARTIKLAR

I atmosfären förekommer både primära och sekundära partiklar. Primära partiklar bildas vid förbränning eller mekaniska processer, medan sekundära partiklar bildas genom kemiska processer (Areskoug et al. 2000). Partiklar uppträder i olika storlekar och delas in i fraktionerna PM₁₀, där partiklarna är mindre än 10 µm (mikrometer) i diameter, och PM_{2,5}, där partiklarna är mindre än 2,5 µm i diameter (Hydén, 2008). Fina partiklar lämnar källan via

antropogena processer och grova partiklar via naturliga processer (Areskoug et al. 2000). I fråga om människors hälsa är partiklar den luftförorening som vi bör vara mest oroad över (Pleijel, 2009). Partiklar kan ge varierande hälsoeffekter beroende på dess storlek och innehåll av skadliga ämnen. Genom andningen kan partiklar under 20 μm ta sig in i lungorna och skada förgreningar och lungblåsor, vilket kan leda till cancer (Hydén, 2008).

I luften förekommer primära partiklar ofta till följd av transporter där slitage på däck, vägar och bromsar är vanligt (Naturvårdsverket, 2017a). I stadsmiljö är halten av PM10 som orsakas av dubbdäck hög, prognoserna visar ingen minskning av utsläppen (SMHI, 2017b). Figur 1 (SMHI, 2017b) visar att halten av PM10 på flertalet utvalda gator i svenska tätorter överstiger miljömålet Frisk luft (SMHI, 2017b). Vedeldning i bostäder är också en stor källa till grova partiklar (Naturvårdsverket, 2017a). Partiklarna som bildats från mekaniska processer är många gånger större än 2,5 μm (Areskoug et al. 2000).



Figur 1. Beräknade halter av PM10 för gator i olika tätorter, år 2004 och 2020. Grön linje visar miljömålet Frisk luft i Sverige medan röd linje visar miljö kvalitetsnormen för Europa (SMHI, 2017b) | Medgivande från Ingrid Gudmundsson 2017-05-02

Sekundära partiklar är ofta mindre än 2,5 μm . Mänskliga processer är en bidragande faktor till bildningen av sekundära partiklar. Bildningen sker via kemiska processer i luften där oxidation av svaveldioxid, kvävedioxid eller flyktiga organiska kolväten med efterföljande reaktioner äger rum (Areskoug et al. 2000). Partiklarna kan också skapas av kondenserade gaser. Sekundära partiklar kan bildas i samband med högt trafikerade vägar, kraftverk, gruvdrift och industrier där antropogena processer är dominerande. Partiklar från

antropogena processer kan färdas långa sträckor, upp till tusentals kilometer (Areskoug et al. 2000).

Från ett globalt perspektiv är partiklar från naturliga källor, såsom jorddamm, havssalt och vulkaniska aktiviteter betydande för den totala massan. Verkan av vinden på torra lösa underlag resulterar i ett stort antal partiklar i atmosfären. Detta fenomen är betydande vid sandstormar i världens största öknar, då sand kan spridas till andra världsdelar. Vulkaniska utbrott är en källa som periodvis lämnar partiklar i atmosfären. En annan betydande källa är havet som lämnar ifrån sig saltpartiklar till atmosfären (Areskoug et al. 2000).

2.1.2 KOLMONOXID, CO

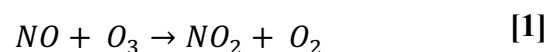
Kolmonoxid är en giftig gas som bildas vid ofullständig värmeavgivande oxidation. Vid låga doser kan yrsel och illamående uppstå, medan höga doser kan orsaka medvetslöshet och andningssvikt. Då gasen saknar färg och lukt är den svårupptäckt (Elding & Persson, 2017). För 50 år sedan var kolmonoxidhalterna vid stora trafikerade vägar höga. I och med införandet av katalysatorer i bilar ligger kolmonoxidhalten i dagens Sverige inom gränsen för miljö kvalitetsnormen (Hydén, 2008).

2.1.3 KOLVÄTEN, CH

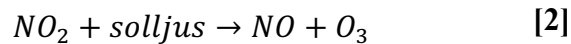
Kolväten är en grupp kemiska föreningar som är uppbyggd av kol och väte (Naturvårdsverket, 2016b). Bensen, fenol, alkoholer och pyren är exempel på kolväten som bildas vid ofullständig förbränning (Hydén, 2008). Vedeldning och elproduktion är två stora källor, men även förbränning av bensen och diesel (Naturvårdsverket, 2016b). Kolväten kan orsaka irritation i hals och ögon. Vissa kolväten, såsom bensen och PAH (Polycykliska aromatiska kolväten), är cancerframkallande (Hydén, 2008).

2.1.4 KVÄVEDIOXID, NO₂

Människan har en betydande påverkan på jordens kvävecykel, en stor del genom jordbruk men även genom förbränning av fossila bränslen (Pleijel, 2009). Vid vägtrafikens utsläpp bildas både kvävedioxid och kvävemonoxid, NO, som tillsammans nämns som NO_x. Vid utsläppen består avgaserna till 85-92% (Hydén, 2008) av kvävemonoxid som därefter reagerar med marknära ozon, O₃, vilket vidare oxideras till NO₂, se ekvation [1]. Med tillräckligt mycket ozon går reaktionen på någon minut (Johansson & Forsberg, 2005):



Med solljus kan kväveoxid åter bildas (ekvation [2]):

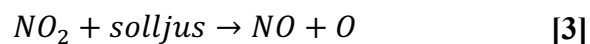


En fotokemisk balans uppstår mellan kvävedioxid och kväveoxid. Från ett lokalt perspektiv är NO och NO₂ beroende av mängden urbana utsläpp, solljus och tillgången av marknära ozon (Johansson & Forsberg, 2005).

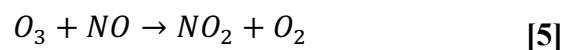
Genom åren har kvävedioxid haft svårt att klara miljö kvalitetsnormen i svenska tätorter. Under senare tid är risken att flera tusen människor i urbana miljöer utsätts för halter av kvävedioxid som inte skulle godkännas av miljö kvalitetsnormen (Sjöberg, Persson & Brodin, 2015). Kvävedioxid kan ge negativa effekter på hälsan, såsom irritation i luftvägarna och nedsatt lungfunktion (Hydén, 2008).

2.1.5 MARKNÄRA OZON, O₃

I stratosfären finns ozonlagret som skyddar oss mot solens skadliga strålar. Ozonlagret går inte att jämföra med marknära ozon då de har olika funktioner för oss på jorden. Marknära ozon förekommer i troposfären i förorenad luft och är skadlig för människan (SMHI, 2014). Den största källan till ozon i troposfären är fotolys av kvävedioxid, vilket kan ses i ekvation [3] och ekvation [4] (Wellburn, 1994);



Ozon kan sedan brytas ner i olika reaktioner. Ekvation [5] är i reaktion med kväveoxid (Wellburn, 1994);



Reaktionerna är reversibla och man kan beskriva det som en reaktionscykel där jämvikterna förskjuts beroende på ljus och ingående ämnes koncentrationer (Wellburn, 1994). Vid trafikerande vägar där det är hög halt kväveoxid är ozonhalten ofta lägre, eftersom kväveoxid bryter ner ozon. Därför kan det vara högre halter av ozon på landsbygden jämfört med i tätorter (Sjöberg, Persson & Brodin, 2015).

Ozon har en livslängd på flera veckor och kan därmed transporteras långa sträckor från ursprungskällan. Ozon kan föras med vindar från tätbefolkade områden i Europa och påverka ozonhalten i Sverige (Naturvårdsverket, 2016a). Marknära ozon kan därmed ses som både ett lokalt och regionalt problem (Sjöberg, Persson & Brodin, 2015). Markozon utgör stora hälsorisker där lungkapaciteten påverkas och astmabesvärerna ökar. Växter påverkas av ozonet genom att åldras för tidigt, med nedsatt tillväxt och minskad fotosyntes (Hydén, 2008).

2.2 SPRIDNING AV LUFTFÖRORENINGAR

När luftföroreningen lämnat sin källa sprids den i atmosfären (Treshow, 1984), i majoriteten av fallen befinner sig källan på gatunivå (Wellburn, 1994). En förorenings koncentration i atmosfären minskar med ökat avstånd från källan där lokal meteorologi påverkar spridningen genom vind och turbulens. Vinden väljer även olika riktningar beroende på hur jordens yta ser ut. Turbulens kan uppstå där jordens yta är ojämn. Byggnader, berg, träd och kullar kan ses som ojämn yta och bidra till att virvlar uppstår. Det är ofta högre turbulens där ytorna är mycket ojämna (Treshow, 1984). I dessa områden, till exempel stadsmiljö, är koncentrationerna ofta mycket höga för den begränsade ytan (Wellburn, 1994).

2.2.1 GATUTRÄDS INVERKAN PÅ SPRIDNING AV LUFTFLÖDET

Gatuträd kan öka partikelkoncentrationerna i den lokala luften genom att vara ett hinder för luftflödet (Janhäll, 2015b). Trädfria gator påverkar inte luftflödet och partikelkoncentrationen på samma sätt som en gata med träd (Gromke & Ruck, 2012). Halten av förorenade ämnen i gatunivå påverkas av trädets krona, dess placering i förhållande till omgivningen och trädens placering i förhållande till varandra (Buccolieri et al., 2009). För att beräkna vegetationens påverkan på spridning kan tryckfallet, porositeten och dragkraften mätas (Janhäll, 2015a). Trädkronan är porös och kan vara genomsläpplig för vind (Raupach et al., 2001). Vid plantering av träd i gatumiljö där trädkronorna är mycket täta kan dock höga koncentrationer av föroreningar uppstå under träden, vilket kan leda till att luften på gatan inte blandas med luften över trädkronorna, se figur 2 (Givoni, 1991). Träden bör planteras nära källan med ett sådant avstånd att inte luftflödet hindras. Vertikala trädgårdar kan vara en lösning på detta problem (Litschke & Kuttler, 2008). Träd med hög stam utspridda på ett område ger även ett bra luftflöde på marknivå och kan därmed bidra till bättre ventilation (Givoni, 1991).



Figur 2. Täta trädskronor förhindrar luftflödet i vertikalled (Givoni, 1991).
Illustration av Linnéa Åström.

2.3 DEPOSITION TILL VEGETATION

2.3.1 DEPOSITIONSHASTIGHET

Depositionshastigheten är ett mått på hur mycket partiklar en yta kan uppta eller fastlägga per tidsenhet. Det definieras som upptagna mikrogram partiklar på en kvadratmeter per sekund ($(\mu\text{m}^2)/\text{s}$) per partikelkoncentrationen i luften (μm^3). Måttet mäts ofta i centimeter per sekund (hastighet) men är ingen klassisk hastighet man kan mäta med en hastighetsmätare. Depositionshastigheten är oberoende av partikelkoncentrationen i luften (Johansson, 2009). Detta kan beskrivas med ekvation [6] där V_d står för depositionshastighet, C för partikelkoncentrationen (\approx en meter från deponeringen) och D för partikelflödet (Treshow, 1984);

$$V_d = \frac{D}{C} \quad [6]$$

Genom form och storlek kan partiklar påverka depositionshastigheten. När partikeln når vegetationen är växtens struktur och bladnya en betydande faktor för upptaget av partikeln, tillsammans med vind, turbulens och luftfuktighet (Johansson, 2009).

2.3.2 TORR- OCH VÅTDEPOSITION

Luftföroreningar lämnar atmosfären och deponerar på olika ytor - processen kallas torrdeposition eller våtdeposition (Treshow, 1984). Luftföroreningarna kan ha ursprung från den aktuella regionen, men kan också transporterats hit från andra länder (Hydén, 2008). Partikelns eller gasens källa spelar en stor roll när den upptas av en yta. Om källan ligger i ett luftförorenat område är sannolikheten större att partikeln deponeras via torrdeposition (Treshow, 1984). Torrdeposition innebär att föroreningen deponeras direkt på ytor såsom mark, vegetation eller vatten (Jansson & Hanson, 2005). Föroreningar kan deponera på vegetation genom en vattendroppe eller fukt på bladet, genom klyvöppningar eller direkt på bladytan. Föroreningen kan även deponera till jorden intill växten och tas upp av dess rötter (Jansson & Hanson, 2005). Lösliga ämnen, såsom gasen SO₂, kommer istället in genom att den dras in i bladet genom stomatan (klyvöppningarna). Interna processer i växten bidrar till att SO₂ avlägsnas. Mindre lösliga ämnen, såsom CO, deponerar på bladet yta (Treshow, 1984). Vid torrdeposition kan depositionshastigheten mätas (Wellburn, 1994). Upptaget av lösliga ämnen ökar vid fuktiga ytor, såsom fuktig vegetation eller över en vattenyta, och minskar vid öken och andra torra ytor (Treshow, 1984).

Vid nederbörd i glesbebyggda områden är sannolikheten större att föroreningen deponeras via våtdeposition (Treshow, 1984). Vid våtdeposition deponeras föroreningarna till vattendroppar eller moln i atmosfären. En förutsättning för att partiklarna ska falla ner till marken är att dropparna bildar regn, snö eller hagel och därmed är tillräckligt stora för att lämna molnet via nederbörd (Jansson & Hanson, 2005). Vid våtdeposition deponeras gaser och partiklar på olika sätt. Partiklar deponerar genom att kollidera med droppar (vid dropparnas bildning) eller genom att vattenånga kondenserar på dem. Gaser har olika egenskaper och beroende på dess vattenlöslighet och reaktiva förmåga med vatten kan de tas upp av droppen (Jansson & Hanson, 2005).

2.3.3 PARTIKLARS INVERKAN PÅ DEPOSITION TILL VEGETATION

När föroreningar passerar nära en yta är partikelns storlek en betydande faktor för deponeringen (Janhäll, 2015b). Stora partiklar, med en diameter på minst 10 µm, deponerar ofta via sedimentation (Litschke & Kuttler, 2008). Sedimentation innebär att partikeln upptas av vegetation med inverkan från gravitationen. Det finns tre processer som kan visa på hur en partikel kan deponera på vegetation; sedimentation, impaktion och torrdeposition (Treshow, 1984). Deponering via impaktion visar på partiklens tröghet. Partikelns bana i vinden fortsätter rakt fram när vinden viker av vid ett blad, vilket leder till att partikeln deponerar på

bladet (Janhäll, 2015b). Impaktion är en process som är närvarande vid deposition för luftburna partiklar med storleken 0,1-1 μm . Under 0,1 μm sker depositionen via diffusion (Litschke & Kuttler, 2008). Effektiv depositionshastighet förekommer hos partiklar där diametern är under 0,1 μm i diameter, tillsammans med partiklar vars diameter är mellan 1-10 μm . Vid storleken 0,1-1 μm sker depositionshastigheten mindre effektivt (Janhäll, 2015b).

2.3.4 VÄXTERS FYSIOLOGISKA EGENSKAPER PÅVERKAR DEPOSITIONEN

Deponering till vegetation mäts framförallt på stora enhetliga områden såsom skog eller fält. Det är mer avancerat att beräkna deposition på vegetation i staden där det ofta är enskilda växter såsom träd och buskar. Istället för att beräkna depositionen för en hel skog är vindrörelserna kring bladytan desto mer intressanta i urbana miljöer (Janhäll, 2015a). Depositionshastigheten till vegetation påverkas av dess yta (Janhäll, 2015b), där bladnervor och bladhår är exempel på vanliga ytstrukturer (Treshow, 1984).

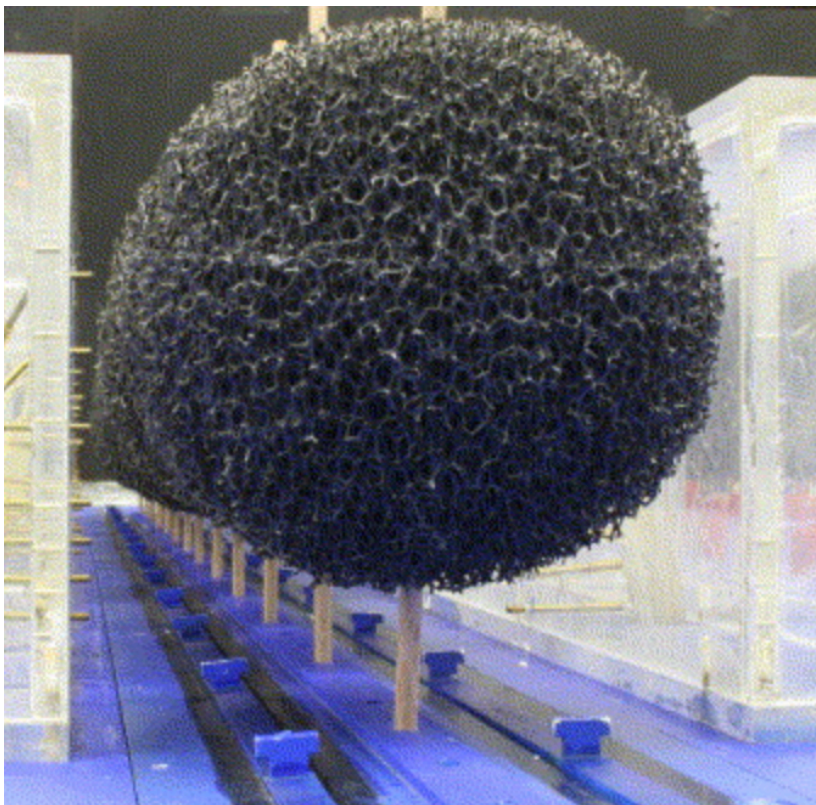
Partiklars deponering till vegetation tycks vara mer påtaglig på små blad, jämfört med stora blad. Depositionen tycks även öka på sammansatta blad, där bladets omkrets är större i förhållande till dess area. Lignoser framstår som mer effektiva vid upptag av föroreningar än örtartade perenner (Rowe, 2011). Tydliga ytstrukturer på bladytor kan även ha positiv verkan på depositionen för partiklar med diametern 5 μm och mindre, medan växter med släta bladytor är mindre effektiva vid upptaget av partiklar. Depositionshastigheten är större på stam och bladskåft än bladets lameller. Deposition har olika effektivitet beroende på växtart; barrträd är till exempel mer effektiva att uppta partiklar än lövfällande träd (Treshow, 1984).

2.3.5 VINDRÖRELSER I VEGETATION PÅVERKAR DEPOSITIONEN

Deponeringen av partiklar till vegetation är som mest påtaglig nära utsläppskällan, där partikelkoncentrationerna är som högst (Litschke & Kuttler, 2008). Detta kan i sin tur skapa problem i och med att träd i gatumiljöer hindrar luftflödet och därmed minskar depositionen (Wania et al. 2012). Vid ett givet antal träd i urban miljö är det fördelaktigt att plantera de med ett avstånd från varandra. En trädunge bidrar inte till optimerad luftrening eftersom partikelupptaget endast är aktuell på de yttre träden på vindsidan. Träden bör vara smala och avlånga för effektiv deposition (Givoni, 1991). Ett blads ytstruktur medför en luftrörelse i trädkronan vilket bidrar till ökat partikeluppfång (Speak et al., 2012).

2.4 GATURUMSMODELLEN

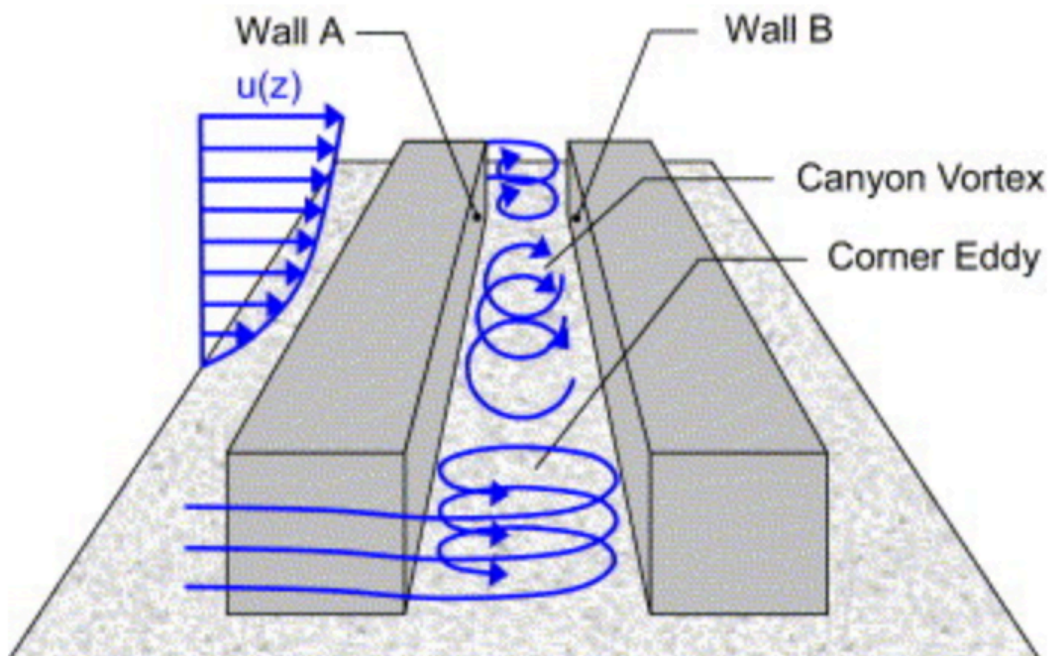
Gromke och Ruck (2007) har genomfört en studie där de visar vad träd har för inverkan på spridningen i ett gaturum. De har använt en tredimensionell modell i skalan 1:150 där träden har olika kronstorlekar (diameter 9-15 meter). Trädens kronor är modellerade av frigolit och placerades längs med gaturummets centrala axel (figur 3). Träden har ett avstånd på 10-15 meter ifrån varandra och trädkronan började 4,5-9 meter över marken. Fordon med en hastighet på 40 km/h är inräknade i modellen. I undersökningen använde Gromke och Ruck (2007) en spårgas (Svavelhexafluorid (SF₆)) som släpptes ut längs hela gatan, för att ge liknelsen av avgaser från bilar. Undersökningarna visade att dubbelriktad trafik kan bidra till en mer homogen luft i gaturummet. Trädkronorna är sfäriskt ogenomträngliga och avståndet mellan träden är 15 meter. Träden är placerade mellan två trafikfiler. Figur 4 visar vindens rörelse i gaturummet. Vägg A beskrivs som läsidan och vägg B som vindsidan. Fyra undersökningar gjordes.



Figur 3. Uppställning av träd i en tredimensionell modell som ska liknas vid ett garurum (Gromke & Ruck, 2007). (©Elsevier (2007) | Medgivande 2017-05-09)

Krondiameter 9 meter, träd Kronorna tar upp 8,5% av gatans volym:

- Vid stillastående trafik ökar koncentrationerna på gatans ändar vilket kan förklaras av att träd stoppar vindflödet utifrån. Utrymmet mellan träden och mellan träden och väggen skapar små virvlar som resulterar i minskad koncentration i gatans mitt. På vindsidan bidrar frisk luft från taknivå till minskade koncentrationer. (Gromke & Ruck, 2007).
- Dubbelriktad trafik bidrar till en jämn koncentration längs gatan. Träd Kronorna hindrar vinden och föroreningarna att avlägsnas effektivt, vilket bidrar till en ökad koncentration på vindsidan. Det är lägre koncentrationer i gatans ändar, vilken kan förklaras av trafiken som blandar luften under träd Kronorna och bidrar till ett in- och utflöde (Gromke & Ruck, 2007).



Figur 4. Modell som visar vindflödet i gaturummet (Gromke & Ruck, 2007). (©Elsevier (2007) | Medgivande 2017-05-09)

Krondiameter 15 meter, träd Kronor tar upp 39,4% av gatans volym, träd Kronorna vidrör varandra och befinner sig 1,5 meter över takhöjd:

- Vid stillastående trafik minskar vinden vilket bidrar till en högre koncentration på läsidan. En ökad koncentration i gatans ändrar har uppstått där träden hindrar vindflödet. Vindsidan har lägre koncentration i den övre delen av väggen. Beroende på trädens höjd så ändras vindfältet på taknivå. Nedvindsidan har högre vindhastigheter än upströmssidan, vilket bidrar till höga koncentrationer på läsidan i förhållande till vindsidan (Gromke & Ruck, 2007).
- Dubbelriktad trafik ökar även här koncentrationen på vindsidan. Läsidan har minskade koncentrationer eftersom trafiken blandar luften under träd Kronorna, vilket leder till en homogen koncentration.

Ytterligare undersökningar gjordes med en mer porös träd Krona. Enligt Gromke och Ruck (2007) borde inte porositeten innebära en stor förändring då vindfältet ofta är orsaken till förhöjda koncentrationer i gaturum. Resultatet visade ingen märkbar skillnad. Undersökningar visade även att stammens höjd, vid 12 meters krondiameter, hade en betydelse för koncentrationen. När träd Kronorna var över taknivån ökade koncentrationerna på läsidan. Gromke och Ruck gjorde även ett experiment där mellanrummen mellan träd ökade på 15 till 20 meter, vilket resulterade i mer naturligt luftflöde och mindre koncentrationer på läsidan och i gatans ändrar (Gromke & Ruck, 2007).

2.5 GRÖNA TAK

Dagens städer har begränsade utrymmen som domineras av gator, hustak och andra kompakta ytor vilket bidrar till minskade utrymmen för vegetation (Rowe, 2011). Gatuträd kräver plats från redan använda ytor vilket vid plantering kan komma till att innebära en betydande förändring av stadsmiljöerna (Speak et al., 2012). Taken upptar hälften av stadens hårdgjorda ytor, en möjlig åtgärd är att ersätta dessa med vegetation (Rowe, 2011).

Gröna tak består bland annat av växter, substrat och membran som tillsammans bidrar till effektivare dagvattenhantering i urbana miljöer. Substratet lagrar nederbörden medan membranet hindrar läckage. Dagvattenhantering är viktigt för att förhindra översvämningar i hårdgjorda miljöer (Oberndorfer et al., 2007). Vid anläggning av gröna tak förlängs även det ursprungliga takets livslängd med minst 20 år. Vanliga tak kan nå en temperatur på 70 grader

under de varmaste dagarna, medan gröna tak når högst 30 grader. Tack vare vegetationen bidrar taken med ett rikare djurliv där insekter och fåglar kan bibehålla den lokala livsmiljön. Människan har även visat ett förbättrat mående och hälsa av gröna inslag i den hårdgjorda stadsmiljön, där gröna tak visuellt skapar avslappning och minskar ljudnivåerna. Gröna tak kan även förbättra luftkvaliteten genom att fungera som en sänka för koldioxid och partiklar (Oberndorfer et al., 2007).

2.5.1 INTENSIVA GRÖNA TAK

Intensiva gröna tak liknar vegetationen på marknivå (Rowe, 2011) och är ofta tillgängliga för offentligheten (Peck, 2008). Taken förväntas ofta vara estetiskt tilltalande (Rowe, 2011) och har vid många tillfällen hög skötsel och anläggningskostnad (Peck, 2008), tillsammans med minst 15 cm överbyggnad (Rowe, 2011). Den djupa överbyggnaden gör det möjligt med ett brett växtval (Peck, 2008) där bland annat träd och buskar ingår (Rowe, 2011). En överbyggnad bestående av organiskt material är mer framstående vid intensiva tak än extensiva (Snodgrass & Snodgrass, 2006). Intensiva tak kräver vattning, därför är bevattningssystem en betydelsefull del av att fullgöra den fortlöpande skötseln. Här trivs intensiva växter tillsammans med lågväxta extensiva (Peck, 2008).

2.5.2 SEMI INTENSIVA GRÖNA TAK

Semi intensiva gröna tak har en överbyggnad på minst 15 centimeter där djupet kan variera på ett och samma tak. Både extensiva och intensiva system är aktuella, vilket medför att växtvalet är brett. Kostnaden och skötseln varierar beroende på tillfälle. Taken är ofta tillgängliga för besökare (Peck, 2008).

2.5.3 EXTENSIVA GRÖNA TAK

Extensiva gröna tak är sällan tillgängliga (Peck, 2008) eller sedda av offentligheten. Taken har låg skötsel, lågt substratdjup (Rowe, 2011) och låg kostnad. Växtvalet är begränsade till det låga substratdjupet vilket medför att lågväxta och härdiga växter trivs på platsen (Peck, 2008), såsom gräs, Sedum, örtartade perenner och ettåriga örtartade växter, se figur 5 (Rowe, 2011). Ungefär två år efter anläggningen är extensiva gröna tak mycket lättskötta, endast två besök per år är nödvändiga för att växterna ska trivas. Besöken bör innehålla kontroller av vattentäthet, dränering och ogrärensning vid behov (Peck, 2008).



Figur 5. Extensivt grönt tak på Emporia i Malmö. Foto: Linnéa Åström

2.5.4 VEGETATION PÅ GRÖNA TAK

Förhållandena på marken är annorlunda än på tak. Taken utsätts flitigt för hög solexponering, vind, torka och höga temperaturer. För att gröna tak ska överleva de extrema förhållandena är växtvalen viktiga. Växterna bör vara stress- och torktåliga för att undvika uttorkning och skador. Djupt substrat ökar mångfalden bland växter medan lågt substratdjup ökar risken för uttorkning. Om vegetationen på gröna tak drabbas av torka kan ogräs ta över och växa på takets växtfria ytor (Oberndorfer et al., 2007). För att undvika uppkomsten av ogräs är jorden näringsfattig, vilket medför ännu mer krav på växten (Vijayaraghavan, 2016). Lågväxande och marktäckande vegetation med köttiga blad som kan lagra vatten är egenskaper som kan vara betydande för växtens överlevnad på taket. Växtarten *Sedum spp.* är vanlig på gröna tak med dess tålighet för solstrålning och kapacitet att överleva på ett 2-3 cm substratdjup (Oberndorfer et al., 2007). Undersökningar har visat att *Sedum spp.* kan överleva långa perioder utan nederbörd eller bevattning, upp till flera månader och i vissa fall år (Vijayaraghavan, 2016). *Sedum spp.* är känslig för skuggiga och fuktiga miljöer och bör inte planteras med gräsarter som skapar skuggiga förhållanden (Oberndorfer et al., 2007). Andra

släkten som liknar Sedum med dess förmåga att lagra vatten är Euphorbia, Delosperma och Sempervivum (Bradley & Getter, 2016). Vegetationen bör även ha mjuka rötter som inte tränger igenom membranet (Vijayaraghavan, 2016).

Växter är under ständig påverkan av klimatet, framförallt det lokala klimatet, vilket uppmuntrar valet av inhemska växter där förmågan till anpassning är goda. Alla inhemska växter är dock inte optimala för de svåra förhållandena på gröna tak. Bevattning, klimat och substratdjup tillsammans med vindens påverkan och därmed byggnadens höjd är faktorer som har verkan på vegetationen på gröna tak (Oberndorfer et al., 2007). Figur 6 visar olika slags vegetation som kan förekomma på gröna tak.



Figur 6. Grönt tak på Emporia i Malmö med varierad vegetation. Foto: Linnéa Åström

2.6 GRÖNA TAK OCH DESS INVERKAN PÅ LUFTKVALITET

Rowe har utfört en beräkning som visar att 20% av byggnaderna i Washington (där gröna tak kan installeras) är likvärdiga att ta upp samma mängd partiklar som 17000 av stadens träd, samtidigt som ett 2000 m² stort grästak upptar 4000 kg partiklar. Fördelarna med förbättrad luftkvalitet och hälsa mäts ofta med den dyra anläggningskostnaden (Rowe, 2011). Gröna tak har i olika grad potentialen att påverka koldioxidhalten i urbana miljöer. Extensiva tak har

inverkan på bakgrundsnivån av föroreningar och intensiva tak kan ha en betydande effekt på luftkvaliteten (Oberndorfer et al., 2007).

2.6.1 GRÖNA TAK I GATURUM

Forskarna Baik med flera (2012) har genomfört en studie där syftet var att studera gröna tak och dess påverkan på luftkvalitet. För att uppnå ett resultat används beräkningsströmningsdynamik (computational fluid dynamics (CFD)) där gröna tak utgör en kylning av taket och luften alldeles ovanför. Undersökningen utfördes i en enkel gaturumsmodell där det bevisades att den kalla luften från gröna tak strömmar ner i gaturummet, vilket bidrar till ett starkare luftflöde i gatan. Undersökningen visar att luftflödet blir starkare ju mer intensiv den kalla luften är. Luftkvaliteten förbättras vid marken när luftflödet förstärks, vilket leder till att luftföroreningarna sprids ut från gatan (se figur 7). Ett experiment genomfördes även i en verklig urban miljö där det visade sig att flera gator i närheten fick förbättrad luftkvalitet. Luftkvaliteten varierade beroende på vindens riktning. För att få en bättre bild av hur luftkvaliteten kan se ut i andra typer av urbana miljöer krävs fler tester.

I studien var inte föroreningens reaktioner inräknade. Effekten av kall luft som bildas av gröna tak kan möjligtvis öka reaktionerna då sekundära föreningar bildas. I framtiden är en undersökning där kombinationen av en CFD-modell och en fotokemisk modell aktuell (Baik et al., 2012)



Figur 7. Gröna tak kylvärmer taket och luften ovanför. Den kalla luften strömmar ner i gatan och bidrar till ökat luftflöde i gaturummet. Luftföroreningar sprids ut från gatan när luftflödet ökar (Baik et al., 2012). Illustration av Linnéa Åström.

2.6.2 GRÖNA TAKS PÅVERKAN PÅ KOLDIOXID

Li med flera (2010) har genomfört en studie för att undersöka om gröna tak påverkar koldioxidhalten. Undersökningen är indelad i tre delar:

1. Koldioxidhalten mättes mitt bland vegetationen på det gröna taket och på 2 meters avstånd för att se om omgivningens koldioxidhalt påverkas av gröna tak.

Resultatet av koldioxidhalterna visade högre koncentrationer utanför vegetationen på dagtid, och lägre koncentrationer på natten. Mitt bland vegetationen är koncentrationerna lägre under dagtid, i och med växternas fotosyntes då koldioxid deponeras till vegetationen. När solen försvunnit minskar fotosyntesen vid växterna och därmed ökar koncentrationerna av koldioxid. Solljuset påverkar fotosyntesen och koldioxidhalterna och bidrar till en lägre koncentration i vegetationen. Vid höga vindhastigheter är skillnaden i koldioxidhalt minimala (Li et al., 2010).

2. Det gröna takets depositionshastighet av koldioxid mäts tillsammans med utsläppens hastighet. En försluten glaskammare används vid försöket.

Den totala bladarean var $0,32 \text{ m}^2$ och glaskammarens volym var $0,119 \text{ m}^3$. Temperaturen under augusti månad var på dagtid 30 grader utomhus och 26 grader i boxen. Koldioxidhalten minskar på morgonen vid 06.30, minskningen kvarstår till kl.18 på kvällen då koldioxidhalten ökar igen. Experimentet visar att koldioxidhalten sjunker med 50% under 20 minuter kl. 07.45 en morgon med sol. Under en solig dag sker fotosyntesen effektivt vilken medför att växtens användning av koldioxid är högre än dess utsläppsnivå. Depositionshastigheten är effektivare vid hög intensitet av solljus, medan den sjunker vid en molnig dag. Växtens användning av koldioxid var under en solig dag ca 9 gånger högre än dess utsläpp på natten (Li et al., 2010).

3. En datorsimulation av koldioxidskoncentrationsfördelningen runt gröna tak använder den uppmätta koldioxidsabsorptions- och utsläppshastigheten och kan därmed kvantifiera effekten av gröna tak på den omgivande koldioxidkoncentrationen

Koldioxid deponerar på det gröna taket, vilket medför en minskad koldioxidhalt i dess omgivning. Koldioxidkoncentrationerna ökar med ökat avstånd från taket. Luftutbytet på taket sker oftast via konvektion, då varm och kall luft rör sig i vertikalled. Vid låg vindhastighet är halterna av koldioxid mer påtagliga, vilket leder till skillnader i koncentration på det gröna taket och dess omgivningen. Vid det gröna taket är koncentrationerna tydligt

lägre, minskningen har uppgått till 9,3% på gröna taket medan omgivande regioner har en minskning på högst 2%. Hög vindhastighet tillsammans med solsken däremot, minskar skillnaderna i koldioxidhalterna. Vegetationens påverkan på vinden var i detta fallet försummad, eftersom vegetation på gröna tak brukar vara låga och inte påverka vindhastigheten märkbart (Li et al., 2010).

Sammanfattningsvis är depositionen av koldioxid till gröna tak effektivare under dagen, främst vid solljus. Samt, depositionen av koldioxid till gröna tak påverkas av vinden, växternas skick och takets läge i förhållande till dess omgivning (Li et al., 2010).

2.6.3 EN JÄMFÖRELSE MELLAN FYRA VÄXTARTER

Speak med flera (2012) har genomfört ett experiment där dem undersöker specifika arter på gröna tak och dess påverkan på mängden luftburna PM10 partiklar från avgaser. Arterna är *Plantago lanceolata*, *Sedum album*, *Agrostis stolonifera* och *Festuca rubra*. Gräsarterna *A. stolonifera* och *F. rubra* är vanliga på torvtak. *P. lanceolata* är en invasiv art som förekommer på gröna tak medan *Sedum spp.* är mycket vanligt. Växterna planterades på två olika tak centralt i Manchester där det ena taket befann sig nära en upphöjd motorväg (tak1), medan det andra taket låg där urban bakgrundsluft förekommer (tak 2). Tak 1 resulterade i ett effektivt partikeluppfång på grund av vindar som förde med sig partiklar från den närliggande motorvägen. Beroende på tak och växtart kan mängden upptagna partiklar skilja sig. Undersökningen resulterade i ett effektivt partikelupptag för gräs (*A. stolonifera* och *F. rubra*), medan depositionen till *P. lanceolata* och *S. album* visade sig vara mindre effektiv (Speak et al., 2012).

Speak med flera (2012) beskriver effektiviteten i ordningen;

1. *A. stolonifera*
2. *F. rubra*
3. *P. lanceolata*
4. *S. album*

Gräsets parallella bladnervor kan vara en god förutsättning för effektiv deposition. Även bladytans små hullingar på *A. stolonifera* kan förklara dess goda upptagning av partiklar. De djupa parallella bladnervorna tillsammans med den vaxartade bladytan är troligen orsaken till varför *P. lanceolata* har bättre partikelupptagningsförmåga än *S. album*. När gröna tak anläggs i syftet att förbättra luftkvaliteten bör hänsyn till växtarters benägenhet att deponera

partiklar tas. Gräsarter har långa och tunna blad som kan öka depositionen när luft strömmar genom bladen, till skillnad från exempelvis *S. album* som är lågväxt och har mindre påverkan på luftflödet på marknivå (Speak et al., 2012).

För att öka depositionen är intensiva gröna tak bättre än extensiva tak. Nackdelen med intensiva tak är den dyra anläggningskostnaden. Speak med flera (2012) föreslår att plantera extensiva gröna tak för att reducera bakgrundsivån, medan intensiva gröna tak kan planteras nära starka källor där en reducering av PM10 partiklar är nödvändig (Speak et al., 2012).

2.6.4 SPECIFIKA VÄXTARTERS FÖRMÅGA ATT UPPTA LUFTFÖRORENINGAR PÅ GRÖNA TAK

För att förbättra luftkvaliteten är intensiva tak med buskar och träd effektivare än extensiva tak. Växtvalet kan spela en stor roll för att optimera luftkvaliteten på gröna tak. Vintergröna växter kan uppta luftföroreningar i högre grad än lövträd eftersom de är vegeterade även under vintern. När vegetation aktivt växer och erhåller sina blad är den som mest effektiv för att uppta luftföroreningar (Rowe, 2011). Morikawa med flera (1998) har gjort en undersökning för att se vilka växter som upptar NO₂ mest effektivt. 217 stycken växtgrupper studerades inom odlade och vilda örtarter, samt vedartade växter. Upptaget av NO₂ var mer påtagligt hos växter där NO₂ har en betydande roll för växten. Depositionen av NO₂ visade sig vara tydligt märkbar för *Eucalyptus viminalis*, *Erechtites hieracifolia*, *Nicotiana tabacu*, *Populus nigra* och *Magnolia kobus*. *Kalanchoe blossfeldiana* ingick också i undersökningen men hamnade längre ner på listan (Morikawa et al., 1998). *K. blossfeldiana* kan liknas med *Sedum* eftersom de tillhör samma familj. *Sedum* är en vanligt förekommande växt på gröna tak (Rowe, 2011). En annan undersökning jämför upptaget av NO₂ mellan tre växter; *Kalanchoe blossfeldiana*, *Nicotiana tabacum* och *Eucalyptus viminalis*. Den *Sedum*liknande växten *Kalanchoe blossfeldiana* hade 30 gånger sämre deposition än *Nicotiana tabacum*. Resultatet visar att *Sedum* inte är det ultimata valet av vegetation när ett grönt tak anläggs i syftet att förbättra luftkvaliteten (Rowe, 2011).

3 DISKUSSION

Enligt Janhäll (2015b) kan vegetation i gaturum påverka både luftflöde och deposition. Vid projektering av gaturum i urbana miljöer bör därför en varsamhet tas i samband med val av träd. Träd i gaturum kan påverka spridning och bidra till försämrade luftkvalitet (Gromke & Ruck, 2007) och således bör rätt träd väljas på rätt plats. När träd har täta kronor och står tätt intill varandra kan luftflödet begränsas och partikelkoncentrationen öka på den lokala platsen (Givoni, 1991). Enligt Gromke och Ruck (2007) kan förhöjda partikelhalter orsakade av träd i gatumiljö undvikas om träden planteras med större mellanrum. Av detta kan utläsas att träd med bred och tät trädskrona som bildar ett tak inte bör planteras i ett gaturum där föroreningar förekommer på gatunivå. En matematisk modell hade kunnat förenkla valet av träd i stadsmiljö för att undvika att vindflödet begränsas. En extensiv matematisk modell hade kunnat optimera luftrening i stadsmiljön och ta med faktorer såsom trafik, vind och trädets porositet. Beroende på vilken utsläppskälla som är aktuell i området bör även det tas med i beräkningarna. Modellen skulle kunna förhindra problemen med höga halter av luftföroreningar i gaturum redan vid projektering. Sammanfattningsvis kan gatuträd påverka luftkvaliteten i både positiv och negativ riktning. Vid rätt omständigheter kan det bidra till minskade koncentrationer av luftföroreningar. Därför är trädens roll viktig för optimerad luftrening i gaturum. Hänsyn bör även tas till vad för slags luftföroreningar som förekommer på platsen och vad som orsakar den huvudsakliga utsläppskällan.

I flertalet experiment har växtarters förmåga att uppta partiklar undersökts. Resultatet visar att det förekommer växtarter som har bättre upptagningsförmåga av partiklar än andra. Enligt Treshow (1984) kan till exempel bladets ytstruktur påverka depositionen. Samtidigt som Rowe (2011) menar att vintergröna växter är benägna att uppta partiklar. Det saknas dock tillräckligt omfattande studier för att det ska kunna utläsas vilken växtart som är mest lämplig i var situation. Det förekommer många yttre omständigheter som kan påverka vilket val som är lämpligast. Det saknas även resultat som visar växterarters egenskaper för optimerat partikeluppfång på en viss ståndort. I nuläget kan du välja en växt med egenskaper som ökar depositionen och därefter kontrollera om den är tillräckligt tålig för förhållanden på tak eller exempelvis gaturum. Sammanfattningsvis är det viktigt att först konstatera de lokala utgångspunkterna och sedan välja den mest optimerade vegetationen efter dessa förutsättningar.

I undersökningen där Gromke och Ruck (2007) testar om träd i gaturum påverkar spridningen är partiklarnas deposition till träden utesluten, vilket är en viktig faktor för det

slutgiltiga resultatet. I undersökningen består trädskronorna av frigolit, vilket inte speglar trädskronor i en realistisk situation. Enligt Givoni (1991) är trädskronans porositet betydande för trädens potential att påverka partiklars spridning (Givoni, 1991), och därmed deposition (Wania et al. 2012). Undersökningen hade förmodligen visat ett annat resultat i ett verkligt scenario.

Enligt Li med flera (2010) brukar gröna tak vara låga och inte påverka vindhastigheten märkbart, vilket framgår i en undersökning som testar gröna taks inverkan på koldioxidhalten. Undersökningen har därför försummat vegetationens inverkan på vinden. I en annan undersökning som genomförts av Speak med flera (2012) är vegetation som tillåter vinden att strömma genom bladen nämnvärt mer påtagliga för partikelupptag. Undersökningen visar att gräsarter är mer benägna att uppta partiklar i och med dess påverkan på vindflödet. Sedum som är lågväxande påverkar inte vinden avsevärt vilket medför en mindre effektiv deposition (Speak et al., 2012). Om Li med flera (2010) hade räknat med vindflödet på gröna tak kan vegetationen haft större inverkan på koldioxidhalten än vad som framgick i undersökningen.

I studien där forskarna Baik med flera (2012) gjorde ett experiment för att se om gröna tak kan påverka luftkvaliteten på gatunivå var föroreningarnas reaktioner uteslutna. Enligt Baik med flera (2012) kan den kalla luften från taket som strömmar ner till gaturummet öka bildningen av sekundära reaktioner. Detta kan resultera i att experimentets gatumiljö visade en lägre partikelhalt än det skulle gjort i en verklig situation. Eftersom undersökningen är genomförd på en specifik plats kan resultatet variera från ett gaturum till ett annat. För att kunna ge ett rättvist resultat bör en kombination av matematiska och fotokemiska modeller användas.

Enligt Speak med flera (2012) är intensiva gröna tak effektivare på att uppta partiklar än extensiva tak. Extensiva tak bör anläggas för att förbättra bakgrundsnivån medan intensiva tak kan anläggas i närheten av stora källor (Speak et al., 2012). Gröna tak anläggs inte enbart i syftet att förbättra den rådande luftkvaliteten (Oberndorfer et al., 2007). Eftersom gröna tak har flera effekter på stadsmiljön kan det vara svårt att välja växtmaterial enbart utefter dess förmåga att uppta partiklar. Om ett intensivt grönt tak anläggs för att sänka temperaturen i staden behöver taket nödvändigtvis inte placeras när en stark källa, exempelvis en motorväg. Detta medför att gröna tak inte alltid är optimerade för att förbättra stadens luftkvalitet. Sammanfattningsvis bör syftet för anläggandet av gröna tak klargöras innan val av växtmaterial.

Träd i gaturum ger precis som gröna tak, olika effekter på stadsmiljön. Vid tillfällen då det varken är positivt eller negativt för luftkvaliteten att plantera träd kan andra effekter för

stadsmiljön spela in, till exempel trädens potential att fånga upp dagvatten. Träd planteras även för att kunna bidra med andra ekosystemtjänster. Det som inte tagits upp i denna rapporten är att träd påverkar allt från dagvattenavrinning, temperatur och luftfuktighet. För att inte tala om den estetiska aspekten. I de fall träd i gaturum utgör en negativ effekt på luftkvaliteten kan det finnas anledning att ersätta träden med annan vegetation för att skapa depositionsytor. Det krävs mer forskning inom detta område för att specifikt kunna avgöra vilken slags vegetation som är att föredra i olika situationer.

Majoriteten av källorna består av böcker och vetenskapliga artiklar. Fördelen med böcker är att du får ett brett perspektiv, medan vetenskapliga artiklar är mer fokuserat på en specifik undersökning eller ämne. Kombinationen av dessa källor är att föredra för att få en rättvis och bred kunskap. Vetenskapliga artiklar anses som säkra källor eftersom de har referensgranskats. Hemsidor kan vara en säker källa, sannolikheten är troligtvis större om den är tillhörande en väletablerad organisation och/eller publicerats av en erkänd person.

I det framtida yrket som landskapsingenjör är det viktigt att ha faktabaserad kunskap kring de verkliga effekterna av vegetation, som i detta fall luftkvalitet. All vegetation och dess effekter på människor och stadsmiljö klumpas ofta ihop och man differentierar inte mellan buskar, träd, andra element eller dess dimensioner.

4 SLUTSATS

Resultatet ökar förståelsen kring vegetationens fördelar och nackdelar gällande luftkvalitet i tätorter. Vegetationens kapacitet att uppta partiklar är komplex och var situation unik. Det är svårt att generalisera kring vegetationens kapacitet att uppta luftföroreningar. Gröna tak och gatuträd ger olika påverkan på luftkvaliteten beroende på exempelvis dess porositet, var de befinner sig i förhållande till en stark källa och ett flertal andra omständigheter. För optimerad luftrening bör intensiva gröna tak anläggas nära en stark källa medan extensiva gröna tak kan anläggas för att reducera bakgrundsivån.

Framtida forskning krävs för att fastställa vilken slags vegetation som är mest gynnsam i olika situationer i staden. För att optimera luftrening i staden hade en matematisk modell kunnat ta med faktorer såsom vind, trafik och trädets eller vegetationens porositet. Modellen skulle kunna förutse vegetationens påverkan på vind och deposition för att förhindra förhöjda partikelhalter i gaturum.

Det är enkelt att säga att grönytor löser problem, men det verkliga problemet ligger i utsläppen som måste reduceras.

5 LITTERATURFÖRTECKNING

Areskoug H., Camner P., Dahlén S. E., Låstbom L., Nyberg F., Pershagen G. & Sydbom A. Particles in ambient air – a health risk assessment. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, Vol. 26, Supplement 1 (2000), pp. 1-96.

Baik, J.-J., Kwak, K.-H., Park, S.-B., Ryu, Y.-H. (2012) Effects of building roof greening on air quality in street canyons. *Atmospheric Environment*, vol. 61, ss. 48–55. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.06.076.

Bradley, R.D., Getter, K. L. (2016). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, vol. 41 (5), ss. 1276-1285.

Buccolieri, R., Gromke, C., Di Sabatino, S., Ruck, B. (2009). Aerodynamic effects of trees on pollutant concentration in street canyons. *Science of The Total Environment*, vol. 407, ss. 5247-5256.

Elding L. I., Persson, H. (2017) Kolmonoxid. I: Nationalencyklopedin. Tillgänglig: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/kolmonoxid> (2017-05-10)

Elsevier (2017). *Our business*. Tillgänglig: <https://www.elsevier.com/about/our-business> (2017-06-01)

Givoni, B. (1991). Impact of planted areas on urban environmental quality: A review. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, vol. 25, ss. 289-299.

Gromke, C., Ruck, B. (2007). Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon—Experimental investigation of the flow and concentration field. *Atmospheric Environment*, vol. 41, ss. 3287-3302.

Gromke, C., Ruck, B. (2012). Pollutant Concentrations in Street Canyons of Different Aspect Ratio with Avenues of Trees for Various Wind Directions. *Boundary-Layer Meteorology*, vol. 144, ss. 41-64.

Hydén, C. (red.) (2008). *Trafiken i den hållbara staden*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur

Janhäll, S. (2015a). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric environment*. vol. 105, ss. 130–137.

Janhäll, S. (2015b). *Vegetationens inverkan på luftmiljö*. Linköping: VTI, Statens väg och transportforskningsinstitut (VTI rapport, 876) Tillgänglig: <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:885285/FULLTEXT01.pdf>

Janson, R., Hanson, H. C. (2005). *Luftföroreningar: Från utsläpp till effekt*. Opublicerat manuskript. Stockholm: Stockholms universitet. Tillgänglig: <http://www.fysik.su.se/~milstead/teaching/2014/fk4024/Luftföroreningar%20JoH.pdf> (2017-03-01)

Johansson, C. (2009). *Påverkan på partikelhalter av trädplantering längs gator i Stockholm*. Stockholm: SLB analys, Miljöförvaltningen (Rapportserie 2:2009). Tillgänglig: http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2009_002.pdf (2017-03-01)

Johansson, C. & Forsberg, B. (2005). *Kvävedioxid och ozon i tätortsluften: Halternas samspel samt kosekvenser för hälsan*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5519). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5519-4.pdf> (2017-03-01)

Jönköping universitet (2015). *Vad är en vetenskaplig artikel?*. Tillgänglig: <http://ju.se/bibliotek/sok---skrivhjalp/vetenskapliga-publikationer---en-introduktion/vad-ar-en-vetenskaplig-artikel.html> (2017-06-01)

Li, J.-F., Wai, O.W.H., Li, Y.S., Zhan, J.-M., Ho, Y. A., Li, J., Lam, E. (2010). Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. *Building and Environment*, vol. 45, ss. 2644-2651.

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

Morikawa, H., Higaki, A., Nohno, M., Takahashi, M., Kamada, M., Nakata, N., Toyohara, G., Okamura, Y., Matsui, K., Kitani, S., Fujita, K., Irifune, K., Goshima, N. (1998). More than a

600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant, Cell & Environment*, vol. 21 (2), ss. 127–251.

Naturvårdsverket (2016a). *Marknära ozon*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Marknara-ozon/> (2017-03-01)

Naturvårdsverket (2016b). *Fakta om kolväten i luft*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Kolvaten/> (2017-03-01)

Naturvårdsverket (2017a). *Utsläpp av grova partiklar (PM10) till luft*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Partiklar-PM10-utslapp-till-luft/> (2017-05-10)

Naturvårdsverket (2017b). *Uppföljning 2017*. Tillgänglig: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/2-Frisk-luft/Nas-malet/au2017/> (2017-06-01)

Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R.R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K.K.Y., Rowe, B. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience*, vol. 57, ss. 823-833.

Peck, S. W. (2008). *Award winning green roof designs: green roofs for healthy cities*. Atglen: Schiffer Publishing Ltd

Pleijel, H. (red.) (2009). *Air pollution and climate change: two sides of the same coin?*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency

Raupach, M.R., Woods, N., Dorr, G., Leys, J.F., Cleugh, H.A. (2001). The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment*, vol. 35, ss. 3373-3383.

Rowe, B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, vol. 159, ss. 2100-2110.

Sjöberg, K., Persson, K. & Brodin, Y. (2005). *Luftkvalitet i tätorter 2004*. Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet. Tillgänglig på Internet: <http://www3.ivl.se/rapporter/pdf/B1607.pdf>

SMHI (2014-04-23). *Ozon*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/ozon-1.19670> (2017-03-01)

SMHI (2017a) *Luftkvalitet på lokal och urban skala*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/luftkvalitet-pa-lokal-och-urban-skala-1.617> (2017-04-27)

SMHI (2017b). *Ny rapport om hälsofarliga partiklar*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsnyheter/ny-rapport-om-halsofarliga-partiklar-1.14508#contactForm> (2017-05-13)

Snodgrass, E. C & Snodgrass, L. L (2006). *Green roof plants: a resource and planting guide*. Portland: Timber Press.

Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, vol. 61, ss. 283-293.

Treshow, Michael (red.) (1984). *Air pollution and plant life*. Chichester: Wiley

Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 57, ss. 740-752.

Vos, P. E.J., Maiheu, B., Vankerkom, J., Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree?. *Environmental Pollution*, vol. 183, ss. 113-122.

Wania, A., Bruse, M., Blond, N., Weber, C. (2012). Analysing the influence of different street vegetation on traffic-induced particle dispersion using microscale simulations. *Journal of Environmental Management*, vol. 94, ss. 91-101.

Wellburn, A. (1994). *Air pollution and climate change: the biological impact*. 2. ed. New York: Wiley