

Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 2002: 2

Jarkko Niemi

KASVILLISUUDEN VAIKUTUS TIENVARSIEN ILMANLAATUUN

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)
Helsinki 2002

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)

Opastinsilta 6 A
00520 HELSINKI
Puh. 09 - 15 611
www.ytv.fi

Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD)

Semaförbron 6 A
00520 HELSINGFORS
Tfn 09 - 15 611
www.ytv.fi

ISSN 0357-5454
YTV:n monistamo
Helsinki 2002

ESIPUHE

Pääkaupunkiseudun ilmanlaatua heikentää erityisesti liikenteen päästöt. Katukuiluissa ja vilkasliikenteisten teiden lähistöllä ilmanlaadun ohjearvot ylittyvät toistuvasti. Pääväylien välittömään läheisyyteen ei suositella asuinrakentamista liikenteen ilmalaatu- ja meluhaittojen takia. Tällöin tienvarteen jää myös tarpeeksi tilaa meluvalleille ja epäpuhtauksia pidättävälle ja laimentavalle suojametsävyöhykkeelle.

Tässä kirjallisuuskatsauksessa pyritään tarkentamaan käsitystä siitä kuinka tehokkaasti kasvillisuus vaikuttaa tienvarsien ilmanlaatuun ja millaisen ilmanlaatua tehokkaasti parantavan suojametsävyöhykkeen tulisi olla. Selvityksen teki ympäristönsuojelutieteen opiskelija Jarkko Niemi Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitokselta.

Helsingissä 31.1.2002

PÄÄKAUPUNKISEUDUN YHTEISTYÖVALTUUSKUNTA (YTV)

YMPÄRISTÖTOIMISTO

Ympäristöpäällikkö

Kari Wallenius

Ilmansuojelusuunnittelija

Marjatta Malkki

KUVAILEHTI

<i>Julkaisija</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)	<i>Päivämäärä</i> 31.1.2002
<i>Rahoittaja/ Toimeksiantaja</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)	
<i>Tekijät</i>	Jarkko Niemi	
<i>Julkaisun nimi</i>	Kasvillisuuden vaikutus tienvarsien ilmanlaatuun	
<i>Julkaisusarjan nimi</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS C	<i>Nro</i> 2002: 2 <i>ISSN</i> 0357-5454 <i>Kieli</i> suomi
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Tässä kirjallisuusselvityksessä luodaan katsaus kasvillisuuden vaikutuksesta ilman epäpuhtauksien laskeumaan ja pitoisuuksiin vilkasliikenteisten teiden lähistöllä. Lisäksi selvitetään hiukan kasvillisuuden vaikutusta ilmanlaatuun kaupunkitasolla. Työn perusteella esitetään suosituksia tehokkaasti ilmanlaatua parantavasta tienvarsi- ja kaupunkikasvillisuudesta. Tärkeinä taustatietoina tarkastellaan mm. erilaisten ilman epäpuhtauksien pitoisuusgradientteja teiden varsilla, kasvillisuuden emittoimia hiukkasia ja kaasuja sekä kasvilajikohtaisia eroja hiukkasten pidättämistehossa.</p> <p>Kasvillisuus, erityisesti puusto, vaikuttaa ilmanlaatuun suoraan pidättämällä ja emittoimalla hiukkasia ja kaasuja sekä epäsuoraan muuttamalla meteorologisia olosuhteita. Meteorologisilla tekijöillä on vaikutusta epäpuhtauksien kulkeutumiseen sekä sen aikana tapahtuvaan epäpuhtauksien sekoittumiseen, laimenemiseen, depositioon ja muutuntaan.</p> <p>Tienvarrella oleva suojametsävyöhyke parantaa ilmanlaatua ja lisää viihtyisyyttä erityisesti pienentämällä karkeiden hiukkasten pitoisuuksia ilmassa. Pienhiukkasten (PM_{2,5}) ja monien kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin metsäkaistalla on ilmeisesti pienempi vaikutus, sillä kasvillisuus pidättää niitä heikommin. Puusto tehostaa kuitenkin ilmavirtojen sekoittumista ja laimentaa näin kaikkien liikenneperäisten epäpuhtauksien pitoisuuksia ilmassa. Metsäkaistan ilmanlaatua parantavan vaikutuksen voimakkuus ja vaikutusalueen laajuus tunnetaan puutteellisesti. Tiheät pensasaidat ja meluesteet vaikuttavat merkittävästi vain kaikkein karkeimpien hiukkasten pitoisuuksiin.</p> <p>Tehokkaasti ilmanlaatua parantavan suojametsävyöhykkeen tulisi sijaita niin lähellä tien laitaa kuin liikenneturvallisuuden puolesta on mahdollista. Metsävyöhykkeen reunan tulisi olla korkea, jyrkkä, epäsäännöllisen kiharainen, kasvillisuudeltaan monikerroksinen ja kohtuullisen tiheä. Kauempana kasvillisuuden tulisi olla rakenteeltaan epäsäännöllistä ja sisältää runsaasti korkeusvaihtelua. Monilajisuus, kasvutapojen erot, pensaskerros, eri-ikäinen puusto ja korkeat puut tehostavat pidättymistä. Havupuut ovat erityisen tehokkaita hiukkasmaisten epäpuhtauksien pidättäjiä ja niitä kannattaa suosia myös ympärivuotisen pidätyskyvyn vuoksi. Kuitenkin suojakaistan tienpuoleisen laidan on syytä olla lehtipuuvaltainen, sillä ne kestävät paremmin epäpuhtauksia. Lehdiltään karvaisia kasvilajeja kannattaa suosia, koska ne pidättävät yleensä tehokkaasti hiukkasia. Tarvittavan suojametsävyöhykkeen leveys riippuu liikennemäärästä ja sen tulisi olla vilkasliikenteisten teiden varsilla vähintään kymmeniä metrejä.</p>	
<i>Avainsanat</i>	Kasvillisuus, suojametsävyöhyke, ilmanlaatu, laskeuma, liikenne	
<i>Jakelu</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), ympäristötoimisto Opastinsilta 8 E, 00520 HELSINKI, p. 15 611, sähköposti: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi	

PRESENTATIONSBLAD

<i>Utgivare</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD)	<i>Datum</i>	31.1.2002
<i>Finansiär/ Uppdragsgivare</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD)		
<i>Författare</i>	Jarkko Niemi		
<i>Publikationens titel</i>	Växtlighetens inverkan på luftkvaliteten invid vägar		
<i>Publikationsserie</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS C	<i>Nr</i>	2002: 2
		<i>ISSN</i>	0357-5454
		<i>Språk</i>	Finska
<i>Sammandrag</i>	<p>Denna litteraturundersökning är en översikt över växtlighetens inverkan på nedfallet och koncentrationen av luftföroreningar i närheten av livligt trafikerade vägar. Dessutom utreds i viss mån växtlighetens inverkan på luftkvaliteten i städer. På basis av denna studie ges rekommendationer om vägomgivnings- och stadsvegetation som effektivt förbättrar luftkvaliteten. Som viktig bakgrundsinformation granskas bl.a. koncentrationsgradienten för olika luftföroreningar invid vägar, partiklar och gaser emitterade av växtligheten samt växtartsspecifika skillnader i förmågan att adsorbera partiklar.</p> <p>Växtligheten och speciellt trädbeståndet inverkar direkt på luftkvaliteten genom att adsorbera och emittera partiklar och gaser samt indirekt genom att modifiera meteorologiska förhållanden. De meteorologiska faktorerna inverkar på hur föroreningarna transporteras och på den blandning, utspädning, deposition och förändring av föroreningar, som sker under transporten.</p> <p>En zon av skyddande skog invid vägen förbättrar luftkvaliteten och ökar trivseln, speciellt därför att den minskar halten av större partiklar i luften. På koncentrationen av småpartiklar (PM_{2,5}) och många gasformiga föroreningar har en skogsremsa tydligen mindre inverkan, eftersom växtligheten är sämre på att adsorbera sådana. Ett trädbestånd gör dock blandningen av luftströmmarna effektivare och späder på detta sätt ut alla luftföroreningar som härstammar från trafiken. Effekten av den förbättrande inverkan en skogsremsa har på luftkvaliteten och influensområdets storlek är bristfälligt kända faktorer. Täta häckar och bullerskydd har betydelse endast för halten av de allra största partiklarna.</p> <p>En zon med skyddande skog, som effektivt förbättrar luftkvaliteten, bör vara belägen så nära vägen som det med tanke på trafiksäkerheten är möjligt. Kanten på skogszonen bör vara hög, brant, oregelbunden, ha vegetation på många nivåer och vara relativt tät. På längre avstånd från vägen bör vegetationen till sin struktur vara oregelbunden och innehålla många höjdvariationer. Diversitet, skillnader i tillväxtsätt, buskage, träd i olika åldrar och höga träd gör adsorptionen effektivare. Barrträd är speciellt effektiva när det gäller att adsorbera föroreningar i partikelform och kan prioriteras också för att adsorptionsförmågan är god året om. Det är dock skäl att skyddsremsan närmast vägkanten till största delen består av lövträd, eftersom dessa tål föroreningar bättre. Det lönar sig att prioritera växtarter med lurviga blad, därför att de normalt adsorberar partiklar effektivt. Bredden på den zon av skyddande skog som behövs, beror på trafikmängden. Zonen invid livligt trafikerade vägar bör vara minst ett tiotal meter.</p>		
<i>Nyckelord</i>	Växtlighet, luftkvalitet, deposition, trafik		
<i>Distribution</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD), miljöbyrå Semaforbron 8 E, 00520 HELSINGFORS, tfn 15 611, e-post: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi		

DOCUMENTION PAGE

<i>Publisher</i>	Helsinki Metropolitan Area Council	<i>Date</i>	31.1.2002
<i>Financier/ Comissioner</i>	Helsinki Metropolitan Area Council		
<i>Authors</i>	Jarkko Niemi		
<i>Title of Publication</i>	The Effect of Vegetation on Air Quality near Roads		
<i>Publication series</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS C	<i>Number</i>	2002: 2
		<i>ISSN</i>	0357-5454
		<i>Language</i>	finnish
<i>Abstract</i>	<p>This literature study forms a general review of the impacts of vegetation on deposition and concentrations of contaminants near busy roads. In addition, the impact of vegetation on urban air quality is examined to some extent. Recommendations are made for roadside and urban vegetation to improve air quality. E.g. air contaminant concentration gradients by roadsides, particles and gases emitted by vegetation, and the differences between plant species in adsorbing particles are also studied as an important background information.</p> <p>Vegetation, especially trees, affects air quality directly by adsorbing and emitting particles and gases, but also indirectly by changing meteorological conditions. Meteorological factors have impacts on dilution, deposition and transformation during the dispersion of contaminants.</p> <p>Wooded shelterbelt by roadside improves air quality and increases comfort especially by reducing concentrations of coarse particles in the air. For fine particles (PM_{2,5}) and several gaseous contaminants this effect is smaller since vegetation adsorb them more weakly. However, trees intensify the turbulence of airflows and so dilute the concentrations of all traffic originated contaminants in the air. The magnitude and scope of influence of wooded shelterbelt is not known sufficiently. Dense hedge rows and noise barriers affect significantly only the concentrations of the most coarse particles.</p> <p>Wooded shelterbelt, which effectively prevents air quality, should be located as close to roadside as it is possible keeping traffic safety in mind. The edge of shelterbelt should be high, steep, irregularly curly, and the vegetation quite dense and in multilayers. Moreover the structure of vegetation should be irregular and include plenty of height variations. Richness of species, differences between species, shrub layer, uneven-aged tree stand and high trees strengthen the adsorption. Coniferous trees are particularly effective to adsorb particulate contaminants, and they should be favoured also because of their all-year adsorption capabilities. But still, the border strip on the roadside should be deciduous forest dominated, since they tolerate contaminants better. Species with hairy leaves should be favoured, because they usually adsorb particles well. The width of the needed wooded shelterbelt depends on traffic density and it should be at least tens of meters by the busy roads.</p>		
<i>Keywords</i>	Vegetation, Wooded Shelterbelt, Air Quality, Deposition, Traffic		
<i>Distribution</i>	Helsinki Metropolitan Area (YTV), Environmental Office Opastinsilta 8 E, 00520 HELSINKI, tel. + 358 9 15 611, e-mail: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi		

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO.....	1
2. ILMAN EPÄPUHTAUKSIEN PAIKALLISET PITOISUUSEROT - TEORIATAUSTA	3
2.1 Ilman epäpuhtauksien poistuminen ilmakehästä.....	5
2.1.1 Kuivadepositio ja sen nopeuteen vaikuttavat tekijät	6
2.2 Metsävyöhykkeen vaikutus ilmavirtauksiin.....	10
3. TIENVARSIEN EPÄPUHTAUSPITOISUUS- JA LASKEUMAGRADIENTIT	12
3.1 Hiukkaspitoisuusgradientit	12
3.2 Laskeumagradietit.....	17
3.3 Typpidioksidigradietit.....	18
3.4 Yhteenveto tienvarsigradien-teista.....	20
4. KASVILLISUUS HIUKKASTEN JA KAASUJEN NIELUNA.....	22
4.1 Laskeuma- ja pitoisuuserot metsissä ja avoimessa ympäristössä.....	22
4.1.1 Laskeuma- ja pitoisuuserot vertikaalisesti metsien sisällä	22
4.1.2 Laskeuma- ja pitoisuuserot metsissä ja aukkopaikoissa.....	23
4.1.3 Laskeumagradietit metsien ja aukkojen reunoissa	24
4.2 Tienvarsikasvillisuuden ja melusteiden vaikutus hiukkasten leviämiseen	26
4.3 Kasvilajien ja kasvupaikkojen väliset erot hiukkasten pidättämisessä.....	30
4.4 Kasvosien erot hiukkasten pidättämisessä ja pidättyneiden hiukkasten laatu	33
4.5 Kasvillisuuden vaikutus re-emissioon ja pidättyneiden epäpuhtauksien kohtalo.....	34
5. KASVILLISUUS HIUKKASTEN JA KAASUJEN LÄHTEENÄ	36
5.1 Kasvillisuus siitepölyn lähteenä	36
6. KASVILLISUUDEN VAIKUTUS KAUPUNKIEN ILMANLAATUUN	38
6.1 Yhdysvaltalaisia tapaustutkimuksia kaupunkikasvillisuudesta.....	38
7. YHTEENVETO JA SUOSITUKSIA.....	42
7.1 Tehokkaasti ilmanlaatua parantava metsävyöhyke ja kaupunkikasvillisuus.....	45
7.2 Nykytietämyksen taso ja jatkotutkimustarpeita.....	48
KIITOKSET	48
LÄHDELUETTELO	49

1. JOHDANTO

Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla on keskimäärin tyydyttävä, ja monien epäpuhtauksien pitoisuudet ovat viime vuosina laskeneet. Kuitenkin vilkasliikenteisimpien teiden läheisyydessä ja katukuiluissa pitoisuudet ovat melko korkeita, ja ilmanlaadun enimmäisohjearvot ylittyvät toistuvasti. Useimmin ohjearvoylityksiä on hengitettävillä hiukkasilla (PM₁₀), kokonaisleijumalla (TSP) ja typpidioksidilla (NO₂). Ilmanlaatu on erityisen huonoa inversiotilanteissa ja keväisin, kun katujen kuivuessa niiden pinnalle kertynyt hiukkasmassa nousee ilmaan tuulen ja liikennevirran vaikutuksesta (ns. re-emissio). (Aarnio ym. 2001.)

Matalan päästökorkeuden vuoksi liikenteellä on suurin vaikutus kaupunki-ilman epäpuhtauspitoisuuksiin. Tieliikenteen pakokaasupäästöt kääntyivät laskuun 90-luvulla lukuun ottamatta kasvihuonekaasuja, ja myös keväisen katupölyn määrää on saatu vähennetyksi. Kuitenkaan typpidioksidin pitoisuus ilmassa ei ole laskenut yhtä nopeasti päästöjen vähenemisen suhteen muun muassa sen ilmakehämien takia. Lisäksi samanaikainen liikennemäärän kasvu on hidastanut tieliikenteen päästöjen pienenemistä, ja ne näyttävät säilyvän yhtenä keskeisimmistä kaupunki-ilman pilaajista myös tulevaisuudessa. (Aarnio ym. 2001; Liikenteen jäljet 2000.) Korkeille ilman epäpuhtauspitoisuuksille altistuvien ihmisten määrä voi pääväylien läheisyyden kasvaa entisestään, mikäli niiden välittömään läheisyyteen kaavoitetaan esimerkiksi uusia asuntoalueita.

Paikalliseen ilmanlaatuun vaikuttavat päästöjen määrän lisäksi niiden leviäminen ja poistuminen ilmakehästä. Leviämiseen ja poistumiseen puolestaan vaikuttavat meteorologiset tekijät ja ympäristön ominaisuudet. Kasvipeitteinen ympäristö ja erityisesti puusto tehostavat ilman epäpuhtauksien pidättymistä. Kasvillisuus muuttaa myös meteorologisia oloja lisäten ilmavirtojen pyörteisyyttä, mikä voimistaa epäpuhtauksien sekoittumista ja laimenemista. Onkin esitetty, että kasvillisuutta voitaisiin käyttää "biologisena suodattimena" heikon ilmanlaadun parantamisessa. (mm. Beckett ym. 1998.)

Kaupunkien liikenneväylät muodostavat viivamaisten päästölähteiden verkoston, jonka väleihin rajautuu runsaasti erilaisia, usein pieniä ja sirpaleisia viheralueita sekä suurempia metsiköitä. Ne muodostavat pinta-alansa nähden pitkän kasvillisuusvyöhykkeen teiden varsille, ja olisi tärkeää pystyä arvioimaan niiden ilmansuojelullista arvoa nykyistä paremmin. Tällöin pystyttäisiin vertailemaan erilaisten maankäyttöratkaisujen kauaskantoisia vaikutuksia paikalliseen ilmanlaatuun, ja erilaisten ilmansuojelullisten ratkaisumallien kustannustehokkuutta.

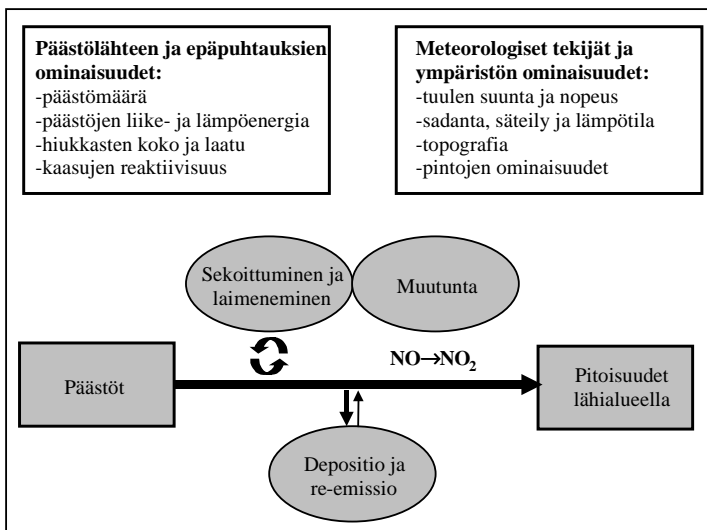
Tässä työssä keskitytään teiden varsilla olevan kasvillisuuden vaikutukseen paikalliseen ilmanlaatuun. Tavoitteena on pyrkiä selvittämään 1) *kuinka voimakkaita epäpuhtauksien pitoisuus- ja laskeumagradietteja (eli eroja etäisyyden suhteen) vilkasliikenteisten teiden varsilla on* ja 2) *kuinka voimakkaasti tienvarsikasvillisuus vaikuttaa paikallisiin epäpuhtauksien laskeuma- ja pitoisuuseroihin*. Työssä luodaan myös lyhyt katsaus yleisemmällä tasolla 3) *kasvillisuuden vaikutuksesta kaupunkien ilmanlaatuun*. Kirjallisuuskatsauksen pohjalta pyritään luomaan käsitys siitä, 4) *millaisen tehokkaasti ilmanlaatua parantavan tienvarsimetsäkaistan ja kaupunkikasvillisuuden tulisi olla*. Tienvarsien ja kaupunkien kasvillisuudella on myös monia muita vaikutuksia, jotka on rajattu tämän työn ulkopuolelle. Näitä ovat mm. kasvillisuuden toimiminen hiilinieluna, melun vaimentajana (verrattuna kovapintaiseen ympäristöön), pohjaveden puhtauden suojaajana, biodiversiteetin lisääjänä ja erityisesti viihtyisyyden parantajana. Edellä esitettyjä kirjallisuuskatsauksen tavoitteita lähestytään seuraavien tarkentavien taustakysymysten avulla:

- 1) Kuinka voimakkaita epäpuhtausgradientteja vilkasliikenteisten teiden varsilla on?
- 2) Kuinka voimakkaita paikallisia eroja epäpuhtauksien pitoisuuksissa ja kuivadeposition voimakkuudessa on riippuen ympäristön ja siinä olevan kasvillisuuden ominaisuuksista?
- 3) Mitkä ovat keskeisimmät selittävät tekijät eroihin deposition määrässä erilaisissa ympäristöissä ja kasvillisuustyypeissä?
- 4) Kuinka voimakkaasti eri epäpuhtauksien deposition tehokkuus vaihtelee kasvilajien välillä, ja mitkä ovat keskeisimmät syyt näihin eroihin?
- 5) Millaisia epäpuhtauksia kasvillisuus poistaa tehokkaimmin?
- 6) Miten kasvillisuus vaikuttaa paikalliseen mikrometeorologiaan ja näin esimerkiksi ilman epäpuhtauksien leviämiseen ja ilmakemiaan?
- 7) Miten kasvillisuus vaikuttaa hiukkasten re-emissioon?
- 8) Millaisia hiukkasia ja kaasuja kasvillisuus emittoi itse, ja kuinka haitallisia ne ovat?
- 9) Mihin kasvien lehdille pidättyneet epäpuhtaudet lopulta päätyvät?

Tässä kirjallisuuskatsauksessa kootaan yhteen, mitä kasvillisuuden vaikutuksesta paikalliseen ilmanlaatuun on saatu selville vuosikymmenien kuluessa Suomessa ja muualla maailmalla. Työssä esitellään teoriataustaa ja lukuisia tutkimuksia osin melko tarkasti, jotta työ voisi toimia hyödyllisenä taustakatsauksena mahdollisille jatkotutkimuksille.

2. ILMAN EPÄPUHTAUKSIEN PAIKALLISET PITOISUUSEROT - TEORIATAUSTA

Erilaisten päästölähteiden maantieteellinen jakautuminen ympäristössä on keskeisin ilman epäpuhtauksien paikallisia pitoisuuseroja aiheuttava tekijä. Ilmaan päästettyjen epäpuhtauksien määrän ohella niiden kulkeutuminen, sekä sen aikana tapahtuva epäpuhtauksien sekoittuminen, laimeneminen, muutonta ja poistuminen ilmakehästä (sekä re-emissio) määräävät lopulta paikallisen ilmanlaadun. Näihin prosesseihin vaikuttavat tekijät voidaan jaotella neljään luokkaan: päästölähteen ja epäpuhtauksien ominaisuudet, meteorologiset tekijät sekä ympäristön (pintojen) ominaisuudet (kuva 1).

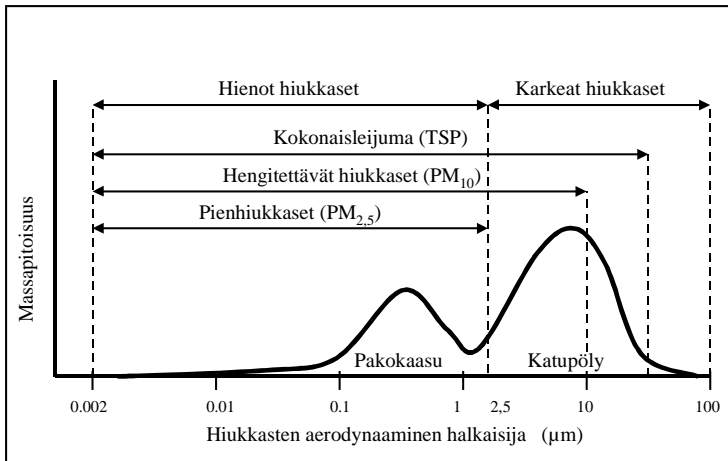


Kuva 1. Epäpuhtauksien paikallisiin pitoisuuseroihin vaikuttavia tekijöitä ja epäpuhtauksien kulkeutumisen aikana tapahtuvia prosesseja. Paikalliseen ilmalaatuun vaikuttavat päästöjen määrän ja laadun (vasen laatikko) lisäksi meteorologiset tekijät ja ympäristön ominaisuudet (oikea laatikko), sillä ne säätelevät kulkeutumisen aikaisten prosessien voimakkuutta (kaavio alhaalla).

Ilman epäpuhtauksien käyttäytymiseen liittyviä *päästölähteiden ominaisuuksia* ovat mm. päästökorkeus sekä päästöjen sisältämä liike- ja lämpöenergia. Esimerkiksi tieliikenteen päästöillä on usein keskeinen merkitys kaupunkien ilmanlaatuun johtuen sen matalasta päästökorkeudesta ja katupölyn re-emissioista. Päästölähteet voidaan jaotella ympäristöön sijoittumisensa perusteella piste-, viiva- ja aluelähteiksi.

Ilmaan päästettyjen *epäpuhtauksien fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien* kirjo on erittäin laaja. Primaariset epäpuhtaudet päästetään suoraan ilmaan, kun taas sekundaariset epäpuhtaudet syntyvät vasta ilmakehässä kemiallisissa prosesseissa (esim. otsoni, O₃). Epäpuhtaudet voivat esiintyä pelkästään hiukkas- tai kaasumuodossa, tai kaasuja voi siirtyä hiukkasfaasiin ja päinvastoin (ns. kaasuhiukkasmuuntuma). Eri epäpuhtauksien keskimääräiset eliniät ilmakehässä vaihtelevat alle sekunnista vuosiin, ja tämän vuoksi eri epäpuhtauksien kulkeutumismatkat myös vaihtelevat voimakkaasti, millimetreistä globaaliin. Kaasujen kemiallinen aktiivisuus vaikuttaa ratkaisevasti niiden elinikään, kun taas hiukkasten koko (kuva 2) vaikuttaa eniten hiukkasten viipymään ilmakehässä. Esimerkiksi kemiallisesti melko inaktiiviset kaasut (mm. hiilimonoksidi, CO) yksinkertaisesti leviävät ilmapirtojen mukana ja paikallistasolla pitoisuudet laskevat laimenemisen myötä päästölähteestä loitotessa. Erityisesti kooltaan kaikkein pienimmillä ja suurimmilla hiukkasilla (johtuen hiuk-

kasten koagulaatiosta ja sedimentaatiosta) sekä kemiallisesti reaktiivisilla kaasuilla (esim. typpi-monoksidi, NO) konsentraatiogradientit ovat puolestaan jyrkemmät ja paikallinen vaihtelu suurempaa verrattuna kertymämoodin hiukkasiin (aerodynaaminen halkaisija noin 0,1-2 μm) tai kemiallisesti inaktiivisiin kaasuihin. (Seinfeld ja Pandis 1998, 40-43; Monn 2001.)

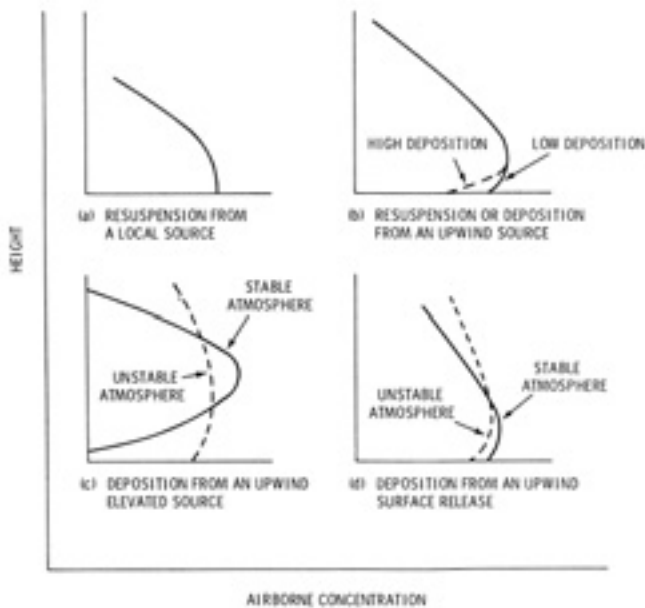


Kuva 2. Hiukkasten kokoon liittyviä termejä. Hienojen ja karkeiden hiukkasten tarkkana rajakokona pidetään yleensä 1-2 μm . Pienhiukkaset ovat kooltaan alle 2,5 μm . Hienot hiukkaset voidaan jakaa kertymämoodin hiukkasiin (koko 0,1-2 μm) ja nukleaatiomoodin hiukkasiin (koko alle 0,1 μm). Kuvan massapitoisuuskäyrän mittasuhteet ovat idealisoidut ja käyrän alla mainitaan tämän työn kannalta keskeiset liikenteeseen liittyvät päästöt, pakokaasun hiukkaset ja katupöly.

Meteorologisilla tekijöillä on erittäin suuri vaikutus ilmanlaadun paikallisiin eroihin. Ilmaan päästettyjen epäpuhtauksien pitoisuudet ja koostumus muuttuvat kulkeutumisensa aikana johtuen kemiallisesta ja fysikaalisesta muutunnasta, laimenemisesta sekä erilaisista poistumisprosesseista. Keskeisimpiä meteorologisia tekijöitä jotka vaikuttavat ilman epäpuhtauksien leviämiseen, muutuntaan ja poistumiseen ovat tuulen suunta, nopeus ja turbulentsisuus, lämpötila, auringon säteilyn voimakkuus, ilman suhteellinen kosteus, pilvisuus ja sadanta. Esimerkiksi ilmakehän alimman kerroksen eli maan pinnan rajakerroksen paksuudella ja stabiiliudella on suuri merkitys vertikaalisiin ilmavirtauksiin, ja näin aivan maan pinnan läheisten ilmakerrosten epäpuhtauspitoisuuksiin (kuva 3, alemmat kuvat). Erityisen heikkoa ilman epäpuhtauksien kulkeutuminen ja sekoittuminen on tyynellä ja kirkkaalla säällä ja etenkin inversiotilanteissa ilman vertikaalisen sekoittumisen estyessä lähes kokonaan.

Paikallisella ympäristöllä on merkitystä ilman epäpuhtauksien pitoisuuksiin johtuen sen välillisestä vaikutuksesta meteorologisiin tekijöihin sekä suorasta vaikutuksesta kuivadepositioon tarvittavien pintojen määrään ja laatuun. Ympäristön pintojen rosoisuus lisää maan pinnan läheisten ilmavirtojen turbulentsisuutta, mikä tehostaa ilman epäpuhtauksien sekoittumista ja laimenemista sekä kuivadepositiota (tarkemmin luvussa 2.1.1). Ilman epäpuhtauksien kuivadepositio on erityisen nopeaa sellaisissa ympäristöissä, joissa on runsaasti monitasoisesti rosoisia, kemiallisesti ja/tai fysikaalisesti aktiivisia pintoja. Tällaisessa ympäristöissä myös re-emissio on yleensä vähäistä. Ympäristön osat tai pinnat, jotka sekä sieppaavat että pidättävät tehokkaasti ilman epäpuhtauksia, poistavat tehokkaimmin epäpuhtauksia maan pinnan lähellä olevasta ilmakerroksesta (kuva 3, ylemmät kuvat). Esimerkiksi metsikköä ja asfalttikenttää voidaan pitää monessa suhteessa ympäristöinä toistensa vastakohtina paikalliseen ilmanlaatuun vaikuttavien tekijöiden kannalta. Täytyy kuitenkin muistaa, että ympäristön ominaisuudet vaikuttavat epäpuhtauksien poistumistehokkuuden ohella myös nii-

den leviämiseen ja muuttuun, joten vaikutus paikalliseen ilmanlaatuun on lopulta monien tekijöiden summa. Esimerkiksi tiivis puusto matalan päästölähteen ympärillä tehostaa kuivadepositiota, mutta heikentää samalla päästöjen laimenemista leviämiseen sisäpuolella.



Kuva 3. Deposition, re-emission ja ilmakehän stabiiliuden vaikutus maan pinnan läheisen ilmakehän epäpuhtauspitoisuuksiin (Sehmel 1980). Esimerkiksi matalasta päästölähteestä (mm. liikenne) peräisin olevien epäpuhtauksien paikallisia pitoisuuksia suurentavia tekijöitä ovat heikko deposiatio, voimakas re-emissio ja ilmakehän stabiilius.

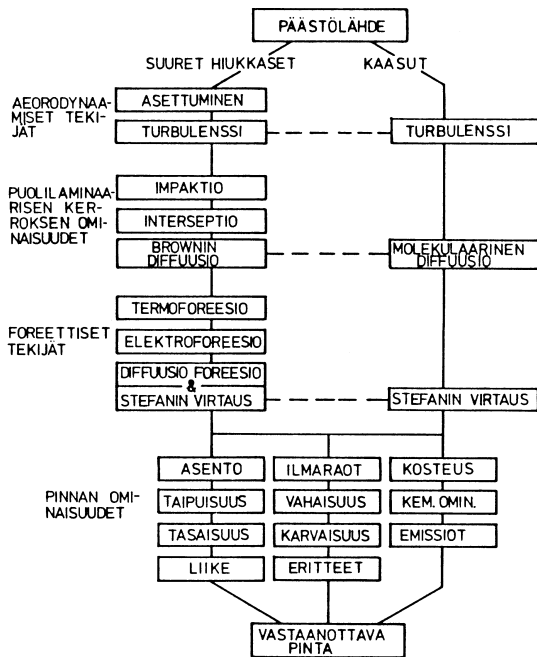
2.1 Ilman epäpuhtauksien poistuminen ilmakehästä

Joitain ilman epäpuhtauksia poistuu ilmakehästä kemiallisissa reaktioissa, mutta varsinainen aineiden poistuminen ilmakehästä maanpinnalle tapahtuu lopulta kuiva- tai märkädepositiossa. *Kuivadepositiossa* ilman epäpuhtaudet kulkeutuvat ja takertuvat maan pinnalle ilman sateen tai sumun vaikutusta. *Märkädepositiossa* epäpuhtaudet poistuvat puolestaan sateen mukana jouduttuaan sadepisaroihin (tai lumihitaleisiin) joko suoraan pilvissä (rainout) tai pilvien alapuolella sadepisaroiden osuessa niihin (washout). Märkädepositiota aiheutuu myös epäpuhtauksia sisältävien sumupisaroiden törmätessä erilaisiin pintoihin (occult deposition).

Kuiva- ja märkädeposition sekä ilmakehän kemiallisten reaktioiden osuudet eri epäpuhtauksien poistumisessa ilmakehästä vaihtelevat runsaasti riippuen päästölähteiden ja epäpuhtauksien ominaisuuksista, meteorologisista tekijöistä sekä ympäristön ominaisuuksista. Esimerkiksi otsonia syntyy ilmakehän kemiallisissa reaktioissa ja poistuu ilmakehän kemiallisten reaktioiden lisäksi kuivadepositiossa. Märkädepositio on puolestaan keskeinen kertymämoodin hiukkasten poistumisessa ilmakehästä, sillä niiden kuivadepositio on hyvin hidasta. Kuivissa ilmasto-oloissa märkädeposition merkitys epäpuhtauksien poistumisessa on luonnollisesti vähäistä. Märkädeposition voimakkuus ei kuitenkaan riipu suoraan maanpinnan ominaisuuksista, joten sitä ei käsitellä tässä työssä. Maan pinnan ominaisuuksilla on sitä vastoin suuri merkitys kuivadeposition tehokkuuteen. Kuivadepositiossa poistuu epäpuhtauksia jatkuvasti nimenomaan maanpinnan läheltä, eli ihmisen ja muun luonnon altistuskorkeudelta.

2.1.1 Kuivadepositio ja sen nopeuteen vaikuttavat tekijät

Ilmavirran mukana kulkevien epäpuhtauksien poistuminen ilmakehästä vaatii kuivalla säällä törmäyksen johonkin vastaanottavaan pintaan (esim. vesi, maa tai kasvi). Kuivadepositioprosessi jaetaan yleensä kolmeen vaiheeseen: (1) kulkeutumiseen *maan pinnan rajakerroksesta*¹ vastaanottavan pinnan puolilaminaariseen kerrokseen; (2) kulkeutumiseen *puolilaminaarisen kerroksen* läpi vastaanottavalle pinnalle; ja (3) *pidättymiseen pinnalle*. Kaikista näistä vaiheista aiheutuu vastusta eli resistanssia hiukkasten ja kaasujen depositiolle (aerodynaaminen resistanssi r_a , puolilaminaarisen kerroksen resistanssi r_b sekä pinnan resistanssi r_c), ja niiden yhteisvaikutus määrää depositionopeuden. (Davidson ja Wo 1990, 108-116; Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972.) Kuvaan 4 on koottu yhteen edellä mainitut kulkeutumisen vaiheet ja niihin liittyviä prosesseja, joita tarkastellaan seuraavaksi yksityiskohtaisemmin.



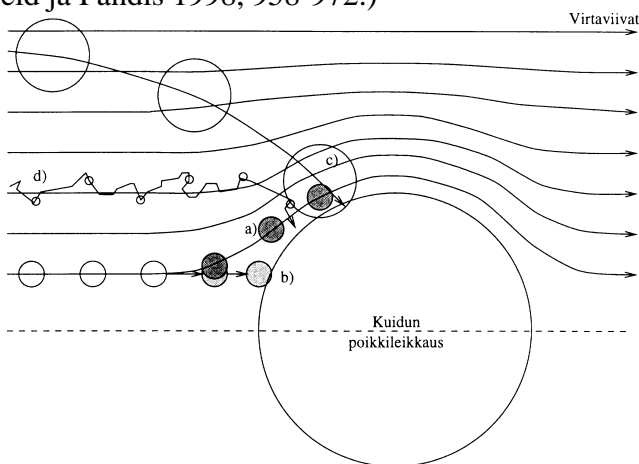
Kuva 4. Hiukkasten ja kaasujen kuivadepositioon vaikuttavia tekijöitä (Acid deposition... 1983 ref. Anttila ym. 1987).

Ilmakehässä (*maan pinnan rajakerroksessa*) leijuvat hiukkaset ja kaasut kulkeutuvat pintojen läheisyyteen eli puolilaminaariseen kerrokseen turbulentsien ilmavirtauksien mukana ja karkeat hiukkaset myös gravitaation seurauksena. Esimerkiksi pyöreän, halkaisijaltaan 100 μm vesipisaran vapaa putoamisnopeus on noin 25 cm/s, ja 10 μm pisaralla 0,31 cm/s ja 1 μm pisaralla vain 0,0035 cm/s normaalissa ilmanpaineessa lämpötilan ollessa 20°C. Turbulenttisen sekoittumisen ja kulkeu-

¹ Pintojen välittömässä läheisyydessä on lähes liikkumatonta ilmaa, ja ilman virtausnopeus kasvaa siirryttäessä kauemmas pinnasta kunnes saavutetaan päävirtauksen nopeus. Aivan pinnan (esim. kasvin lehti) lähellä olevassa korkeintaan muutaman millimetrin paksuisessa kerroksessa ilmavirtauksissa ei ole juurikaan turbulenssia, ja siksi sitä kutsutaan *puolilaminaariseksi kerrokseksi* (quasi-laminar sublayer). Suurempi tuulennopeuden gradientti ja turbulenssi on esimerkiksi kasvillisuuden yläpuolella, ja tämä *maan pinnan rajakerros* (atmospheric surface layer) voi ulottua muutamasta metristä kymmeneen metriin. Turbulenssia esiintyy toki ylempänäkin ilmakehässä, mutta kuivadepositioon liittyvän turbulentsin kuljetuksen kannalta tämä alin kerros on merkittävin. *Planetaarisella rajakerroksella* tarkoitetaan troposfäärin alaosaa, jossa maanpinnalla on merkitystä ilmavirtauksiin (paksuus yleensä n. 300-500 m). (Davidson ja Wo 1989, 149-150.)

tumisen tehokkuuteen eli aerodynaamisen resistanssin suuruuteen vaikuttavat ilmakehän alimman osan stabiilius ja pintojen rosoisuus. Aerodynaaminen resistanssi on pieni eli kulkeutuminen on voimakasta mm. kun tuulen nopeus on suuri, ympäristö rosoinen ja ilmakehän alaosa labiili. Esimerkiksi sileän jään aerodynaaminen resistanssi on moninkertainen verrattuna ruohikkoon ja ruohikon aerodynaaminen resistanssi puolestaan moninkertainen verrattuna metsään (Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972; Hosker ja Lindberg 1982; Davidson ja Wo 1990, 108-116; Hinds 1999.). Luonnollisesti epäpuhtauksia kulkeutuu runsaasti pinnan puolilaminaariseen kerrokseen, mikäli epäpuhtauspitoisuus pintojen lähellä on suuri.

Vastaanottavan pinnan puolilaminaarisessa kerroksessa ilman kaasumolekyylit törmäävät pinnalle molekylaarisen diffuusion seurauksena. Hiukkasten pinnalle törmäämiseen johtavia ns. depositiomekanismeja on useita (kuva 5). Interseptiossa hiukkanen seuraa ilman virtausviivoja, mutta törmää silti esteeseen johtuen sen suuresta koosta. Kaikissa muissa depositiomekanismeissa hiukkaset poikkeavat virtausviivoilta. Sedimentaatioon tämä johtuu gravitaatiosta, impaktiossa inertiasta eli massan hitaudesta (erityisesti 2 – 20 µm kokoiset hiukkaset) ja Brownin diffuusiosta (tehokas alle 0,05 µm kokoisille hiukkasille) niin sanotusta Brownin liikkeestä eli hiukkasten liikeradan mutkitelusta johtuen niiden törmäilystä ilman molekyyliden kanssa. (Davidson ja Wo 1990, 108-116; Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972.)



Kuva 5. Hiukkasten depositiomekanismeja: a) interseptio, b) impaktio, c) sedimentaatio ja d) Brownin diffuusio (Kulmala ym. 1999, 182).

Puolilaminaarisessa kerroksessa ns. *foreettiset tekijät* voivat vaikuttaa hiukkasten ja kaasujen poikkeamiseen ilmavirrasta ja törmäämiseen esteeseen. Nämä tekijät liittyvät läheisesti jo pinnan ominaisuuksiin eli pinnoista aiheutuviin lämpötilagradientteihin (termoforesio), elektrostaattisiin voimiin (elektroforeesio), eroihin molekyyliden pitoisuuksissa pinnan läheisyydessä (diffuusioforeesio) ja kaasujen haihtumisesta tai tiivistymisestä aiheutuviin molekyylivirtoihin (Stefanin virtaus). Foreettiset tekijät voivat edistää tai estää depositiota. Hiukkasmaisilla epäpuhtauksilla foreettiset voimat vaihtelevat hiukkaskoon funktiona, mutta yleisesti niiden vaikutusta hiukkasten kuivadepositioon pidetään pienenä. Stefanin virtauksella on merkitystä kaasujen depositiossa kasvipinnoille, ja esimerkiksi päivällä haihtuminen lehdistä on niin suuri, että se voi hidastaa kaasujen depositiota. (Davidson ja Wo 1990, 108-116; Anttila ym. 1987.)

Yleisesti voidaan sanoa, että puolilaminaarisen kerroksen resistanssi on pieni eli kuivadepositio on tehokasta kun tuuli on nopeaa ja turbulenttista, vastaanottavan pinnan halkaisija on pieni ja kun hiukkaset ovat hyvin pieniä tai suuria. Kertymämoodin hiukkasille (täsmällisemmin 0,05 – 2 µm)

puolilaminaarisen kerroksen resistanssi on erityisen suuri Ne ovat massaltaan niin pieniä, että im-paktio, interseptio ja sedimentaatio ovat tehottomia, mutta toisaalta niin suuria että Brownin diffuusio on heikkoa. (Davidson ja Wo 1990, 108-116; Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972; Anttila ym. 1987.)

Epäpuhtauksia vastaanottavan pinnan ominaisuudet vaikuttavat sekä ilman virtauskenttään sen lähistöllä että epäpuhtauksien kohtaloon niiden törmätessä esteen pintaan. Näitä (kasvien) pinnan ominaisuuksia on esitelty kuvassa 4. *Pinnan ja epäpuhtauksien ominaisuuksien yhteisvaikutus* määrää lopulta pinnalle törmänneen kaasun tai hiukkasen kohtalon. Vain osa pinnalle osuneista hiukkasista tai kaasumolekyyleistä pidättyy sille, ja osa kimpoaa heti takaisin ilmapinnan vietäväksi. Pintojen muodot sekä kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet voivat edistää tai estää törmänneiden hiukkasten tai kaasumolekyylien pidättymistä. Myös hiukkasten ja kaasujen omat ominaisuudet vaikuttavat kiinnittymiseen (mm. koko, muoto, tiheys, sähköinen varaus ja kemiallinen aktiivisuus, rasva- tai vesiliukoisuus). Kullakin epäpuhtaus-pintaparilla on sille tyypillinen depositionopeus kussakin meteorologisessa tilanteessa. Esimerkiksi kiinteät hiukkaset kimpoavat helposti sileiltä ja kuivilta pinnoilta, kun taas nestemäiset hiukkaset takertuvat helposti myös niille. (Davidson ja Wo 1990, 108-116; Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972.)

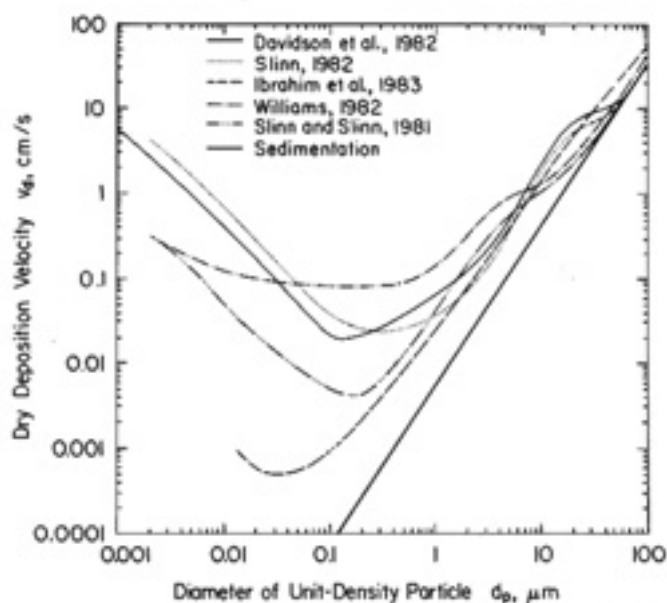
Tarkasteltaessa kaasujen kuivadepositiota lehdille pinnan resistanssi jaetaan yleensä kahteen osaan: *kutikulan resistanssiin ja ilmarakojen resistanssiin*. Lehtien ilmaraoilla on suuri merkitys kaasumolekyylien pidättymisessä, sillä lehtien pintoja peittävä vahainen kutikula estää tehokkaasti monien kaasujen pidättymistä. Ilmarakojen koolla ja määrällä sekä erityisesti avautuneisuusasteella on tämän vuoksi suuri vaikutus kaasujen deposition kasveille (esim. otsoni ja rikkidioksidi, SO₂). Jos kasvin pinta on märkä ja kaasun hyvin vesiliukoinen, voi kasvin ulkopinnoille pidättyminen olla voimakasta (esim. rikkidioksidi). Hyvin heikosti vesiliukoisten kaasujen pidättyminen kasvillisuuteen on yleensä vähäistä (esim. hiilimonoksidi). (Smith 1990, 161-163.) Kuitenkin orgaanisten kaasujen pidättymisen kasveihin on havaittu olevan tehokasta, kun ne ovat hyvin rasvaliukoisia (esim. monet polyaromaattiset hiilivedyt, PAH). Niillä lehtien korkean rasvapitoisuuden on havaittu tehostavan pidättymistä. (Simonich ja Hites 1995, kokooma-artikkeli.)

Kuivadeposition tehokkuutta kuvataan usein *kuivadepositionopeudella* (v_d), joka tarkoittaa pintaan kohdistuvan epäpuhtausvuon (F) ja pinnan lähellä vallitsevan pitoisuuden (C_0) suhdetta: $v_d = - F/C_0$ (yksikkö m/s). Pinnalle saapuvan epäpuhtausvuon (yksikkö esim. g/m²/a) määrä riippuu siis ilman epäpuhtauksien pitoisuuksista ja toisaalta niiden kulkeutumisenopeudesta pinnalle. Kulkeutumisenopeus riippuu sitä vastustavien resistanssitekijöiden voimakkuudesta ($v_d = 1/(r_a + r_b + r_c)$) kuten edellä kävi ilmi. Valittu referenssikorkeus ja erilaiset meteorologiset tekijät vaikuttavat siihen voimakkaasti, joten varsinkin luonnollisissa ympäristöissä sen määrittäminen ja tutkimustulosten vertaaminen on vaikeaa. Kuivadepositionopeudella tarkoitetaan yleensä epäpuhtauksien nettovuota pinnoille, eli pidättymisen ja re-emission erotuksesta riippuvaa nettovirtaa pinnalle. (Seinfeld ja Pandis 1998, 958-972.)

Kuivadepositionopeus tai sitä vastustavien resistanssitekijöiden suuruus ja suhteellinen merkitys vaihtelevat riippuen meteorologisista tekijöistä sekä epäpuhtauksien ja ympäristön ominaisuuksista, kuten edellä kävi ilmi. Yleisesti voidaan sanoa, että kuivadepositio on nopeaa kun ilmakehän alin kerros on labiili, tuulee voimakkaasti, ympäristön rosoisuus on suuri ja vastaanottavat pinnat ovat karkeita ja kemiallisesti aktiivisia. Kuitenkin kaasujen kemialliset ominaisuudet (taulukko 1) ja hiukkasten koko (kuva 6) vaikuttavat kaikkein voimakkaimmin niiden kuivadeposition tehokkuuteen.

Taulukko 1. Joidenkin kaasujen tyypillisiä kuivadepositionopeuksia (v_d , yksikkö cm/s) eri ympäristöissä (Seinfeld ja Pandis 1998, 969 ref. Hauglustaine ym. 1994).

	Mantereet	Meri	Jää / lumi
CO	0.03	0	0
N ₂ O	0	0	0
NO	0,016	0,003	0,002
NO ₂	0,1	0,002	0,01
HNO ₃	4	1	0,5
O ₃	0,4	0,07	0,07
H ₂ O ₂	0,5	1	0,32



Kuva 6. Kuivadepositiomalleilla laskettuja depositionopeuksia erilaisille pinnoille hiukkaskoon funktiona: Davidson ym. (1982) pitkä ruohikko, Slinn (1982) metsä, Ibrahim ym. (1983) lumi, Williams (1982) vesi, Slinn ja Slinn (1981) vesi ja alimmana käyränä pelkästä sedimentaatioista aiheutuva depositionoikeus. Mallilaskelmien tuloksia voidaan pitää vain suuntaa antavina, ja luonnollisissa ympäristöoloissa depositionopeudet vaihtelevat runsaasti esimerkiksi säätekijöiden mukaan. (Davidson ja Wu 1990, 153.)

Karkeiden hiukkasten *viipymäaika* ilmakehässä on yleensä vain minuuteista päiviin ja kulkeutumismatka tavallisesti korkeintaan kymmeniä kilometrejä. Satunnaisesti karkeat hiukkaset saattavat kuitenkin kulkeutua jopa tuhansia kilometrejä, ja esimerkiksi Saharasta peräisin olevaa pölyä on havaittu usein Atlantin länsipuolella (esim. Prospero ym. 2001). Kertymämoodin hiukkasten poistuminen ilmakehästä on erityisen hidasta, ja niiden viipymäaika saattaa olla useita päiviä tai jopa viikkoja, elleivät ne poistu sumun tai sateen mukana. Niiden kulkeutumismatka on yleensä kymmenistä tuhansiin kilometreihin. Monilla kaasulla ja myös nukleatiomoodin hiukkasilla ilmakehiälliset reaktiot ovat keskeisiä nieluja verrattuna kuivadepositioon. Esimerkiksi typen oksidien (NO_x) ja hiilimonoksidin ylivoimaisesti tärkein nielu on ilmakehiällinen hapettuminen, ja kuivadeposition merkitys on huomattavasti vähäisempi. Ilmasto-oloista riippuen typpidioksidin elinikä on ilmake-

hässä yleensä tunneista muutamiin päiviin ja hiilimonoksidin muutamia kuukausia. (Seinfeld ja Pandis 1998; Laukkanen ja Lahdes 1999.)

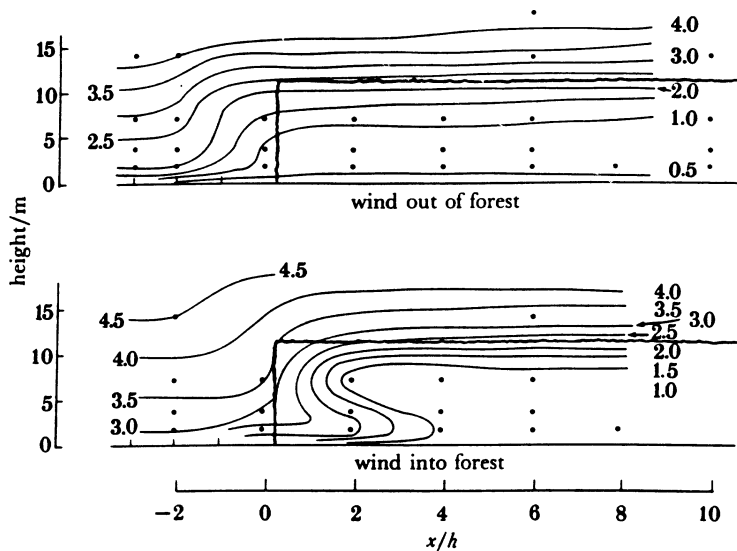
2.2 Metsävyöhykkeen vaikutus ilmavirtauksiin

Maan pinnan topografialla ja sillä sijaitsevilla erilaisilla fyysisillä esteillä on suuri merkitys paikallisiin mikrometeorologisiin tekijöihin. Maan pinnan rakenteen vaikutus esimerkiksi ilmavirtauksiin on erityisen suuri, kun ympäristössä on suuria topografiaeroja tai runsaasti muita erikorkuisia rakenteita (mm. korkea kasvillisuus tai kaupunkien rakennukset vs. maastoltaan tasainen ja avoin ympäristö). Tällaisessa rosoisessa ympäristössä tuulen kohtaama kitka on suuri, ja ilmavirtaan syntyy runsaasti turbulenssia². Kitkan seurauksena myös tuulen nopeus hidastuu lähellä pintoja, ja kasvaa siirryttäessä kauemmas (ylös päin) pinnasta. Seuraavana tarkastellaan metsän ja kapeamman metsäkaistan vaikutusta ilmavirtauksien käyttäytymiseen ja näin epäpuhtauksien leviämiseen ja depositionsioon.

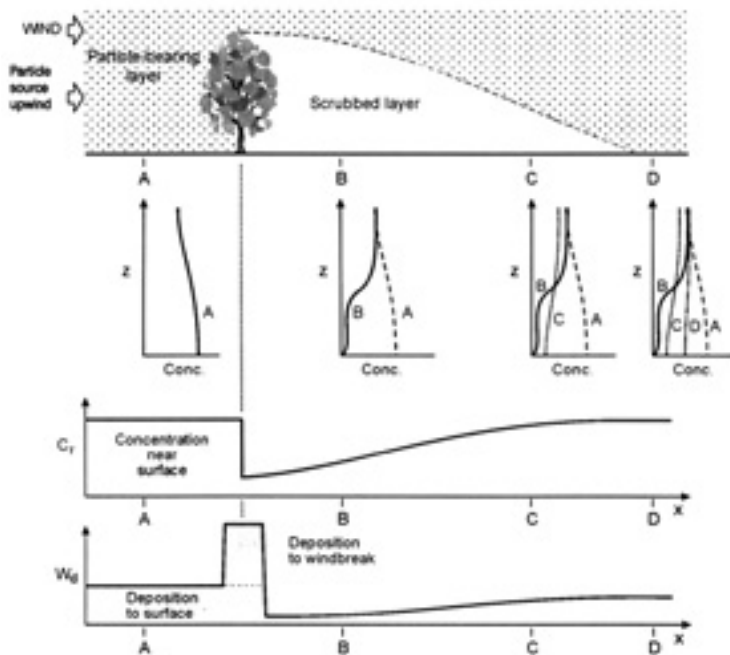
Aukean ja metsän reunassa ympäristön rosoisuus on erityisen suuri. Kun ilmavirtaus saapuu aukealta metsän reunaan, aiheutuu metsäkasvillisuuteen törmäämisestä voimakkaasti kitkaa. Tästä johtuen metsän reunassa ilmavirrat ovat erittäin turbulenttisia. Osa tästä turbulenttisesta ilmavirrasta kohoo metsän ylle, ja osa kulkeutuu metsän sisälle (kuva 7). Epäpuhtauksien laskeuma on suurin juuri metsän laidassa, kun ilmavirta törmää kasvillisuuteen (esimerkiksi hiukkasten impaktio ja interseptio tehostuu). Metsän sisällä tuulen nopeus hidastuu siirryttäessä kauemmaksi aukon reunasta tai lähemmäksi maanpintaa. Tällöin esimerkiksi metsän sisälle ilmavirran mukana kulkeutuneet karkeat hiukkaset ehtivät sedimentoitumaan tehokkaammin. Tarpeeksi kaukana metsän reunasta tuuliprofiili saavuttaa uuden tasapainon, johon ns. reunavaikutus ei enää ulotu. Siirryttäessä metsästä aukealle, muutokset ilmavirtauksissa ovat käänteiset verrattuna edellä kuvailtuun ja turbulenssi on vähäisempää. Tuulen nopeus maan pinnan lähellä alkaa kiihtyä vasta aivan aukon lähellä, ja maksiminopeuden saavuttaminen tapahtuu kauempana metsän reunasta. (McNaughton 1989.)

Kapeissa metsävyöhykkeissä tilanne on monimutkaisempi (kuva 8). Nytkin osa ilmavirroista kaartuu puuston yli, mutta osa pääsee tunkeutumaan suoraan vyöhykkeen läpi. Välittömästi (tiheän) suojavyöhykkeen takana on ”katvealue” (quiet zone), jossa ilmavirtojen turbulenttisuus sekä epäpuhtauksien pitoisuus on pieni ja depositio vähäistä. Katvealueen jälkeen (wake zone) turbulenttisuus, depositio ja pitoisuudet jälleen kasvavat, ja saavuttavat vähitellen uuden tasapainon. Suojavyöhykkeen vaikutus turbulenttisiin ilmavirtauksiin, depositionsioon ja epäpuhtauspitoisuuksiin sen lähellä on erittäin monimutkaista, ja siihen vaikuttavien tekijöiden tarkka laskeminen tai mallintaminen vaikeaa. (McNaughton 1989; Raupach ym. 2001; Faisal ja Abbasi 2001; Kapoor ja Gupta 1984.)

² Ilmakehän turbulenssi on isotrooppista (suunnasta riippumatonta) pyörteisyyttä, jonka mittakaava on millimetreistä satoihin metreihin. Maanpinnan lähellä syntyy maanpinnan lämpötilaeroista johtuvaa termistä turbulenssia. Mekaanista turbulenssia synnyttää tuuli kohdatessaan maanpinnan kitkaa (maanpinnan rosoisuus, ilma viskoosi aine).



Kuva 7. Tuulen nopeusprofiili havumetsän reunassa. Metsästä ulos tuleva tuuli kiihtyy vasta aivan aukon reunan lähellä. Kuvan esimerkkimetsässä puiden alimmat oksat ovat melko ylhäällä, ja näin aukosta metsään puhaltava tuuli pääsee tunkeutumaan melko syvälle metsän sisään maan pinnan lähelle. (Raynor 1971 ref. McNaughton 1989.)



Kuva 8. Kapean suojavyöhykkeen vaikutus epäpuhtauksien (esim. suuret hiukkaset) vertikaaliseen pitoisuusvaihteluun eri etäisyyksillä (A, B, C ja D, pienet kuvat ylhäällä) vyöhykkeestä sekä vaikutus epäpuhtauksien pitoisuuteen maan pinnan lähellä ja deposition voimakkuuteen (alemmat kuvat). (Raupach ym. 2001.)

3. TIENVARSIEN EPÄPUHTAUSPITOISUUS- JA LASKEUMA-GRADIENTIT

Tieliikenne on monien terveydelle haitallisten kaasumaisten ja hiukkasmaisten epäpuhtauksien tärkein lähde. Ajoneuvojen *pakokaasuissa* emittoituu lukuisia haitallisia kaasuja tai niiden esiasteita (mm. hiilimonoksidia, typpimonoksidia, typpidioksidia, rikkidioksidia, haihtuvia orgaanisia yhdisteitä eli VOC) sekä hiukkasia. Pakokaasun hiukkasista lähes kaikki kuuluvat kooltaan pienhiukkasiin ja koostuvat pääosin mustasta hiilestä (pääosin epäorgaanista, erityisesti dieselajoneuvoista peräisin olevaa hiiltä), lukuisista orgaanisista yhdisteistä, metallien oksideista, sulfaateista ja vedestä (Lighty ym. 2000; Kleeman ym. 2000). Haitallisia ovat myös liikennevirran tai tuulen tien pinnoilta nostattamat katupölyhiukkaset. *Katupölyn* hiukkasaines on mekaanisesti syntynyttä ja hiukkaset ovat kooltaan yleensä yli 1 µm. Se on peräisin mm. ajoneuvojen ja niiden renkaiden kulumisesta, hiekoitushiekasta, tien päällysteen kulumisesta, auraukalkuston teristä, teiden suolauksesta, luonnon materiaaleista (mm. kasvien osat ja mikrobit) sekä kadulle laskeutuneista pakokaasuhiukkasista ja kaukokulkeutuneista hiukkasista. Katupölyn kemiallinen koostumus heijastelee luonnollisesti sen lähteiden kemiallista koostumusta ja esimerkiksi alkuaineiden massapitoisuudesta suurimman osan muodostavat maaperän yleisimmät alkuaineet (mm. happea, piitä, alumiinia, rautaa ja kalsiumia).

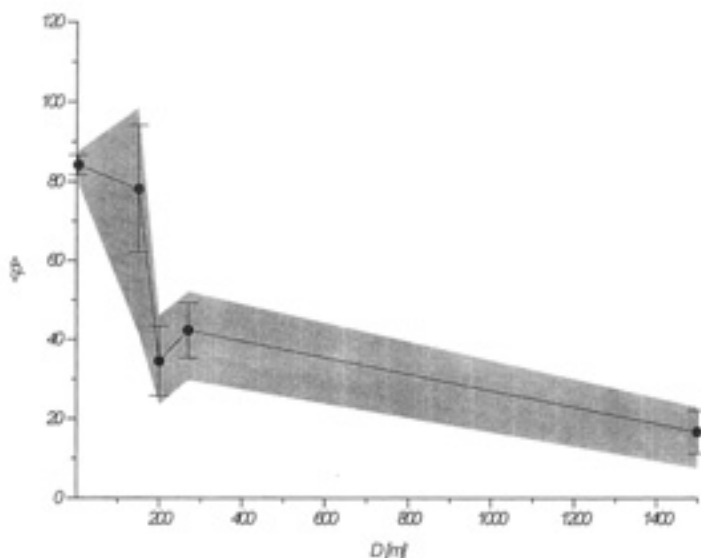
Tieliikenteen päästöjen määrä on tärkein teiden varsien epäpuhtauspitoisuus- ja laskeumagradientin voimakkuuteen vaikuttava tekijä. *Pakokaasuperäisten päästöjen määrään* vaikuttavat liikennemäärä ja ajoneuvojen ominaispäästöt, joiden suuruus vaihtelee runsaasti riippuen mm. ajoneuvon ja polttoaineen ominaisuuksista sekä ajo-olosuhteista. Yleisesti voidaan sanoa, että päästöt ovat erityisen suuret mm. dieselajoneuvoilla, katalysaattorittomissa ajoneuvoissa, vanhoissa ja huonokuntoisissa ajoneuvoissa, moottorin tai ulkoilman ollessa kylmä, ajonopeuden ollessa hyvin pieni tai suuri, ajoneuvon kuormituksen ollessa suuri ja ruuhkaisissa liikenneoloissa. (Kalenoja ja Kallberg 1998, 38-39.) *Re-emittoituvan hiukkasmassan määrään* vaikuttavat puolestaan mm. tien pintamateriaalin ja pientareen ominaisuudet, liikenteen määrä ja nopeus, ajoneuvojen koko, renkaiden ja nastojen ominaisuudet, käytetyn hiekoitusmateriaalin määrä ja laatu, suolauksen määrä ja kauempaa kulkeutuvan hiukkasmassan määrä. Olosuhteet ovat otolliset re-emissiolle, kun ajoradan pinta on sula ja kuiva sekä liikenteen aiheuttama ajoviima ja/tai tuuli on voimakas.

Seuraavaksi esitellään tutkimuksia, joissa on selvitetty tieliikenteen päästöjen vaikutusta lähialueen ilman epäpuhtauksien pitoisuus- ja laskeumagradienteihin. Päästöjen määrän lisäksi niihin vaikuttavat epäpuhtauksien kulkeutumiseen ja sen aikana tapahtuvaan laimenemiseen, depositioon ja muutuntaan vaikuttavat tekijät. Erilaiset ympäristö- ja sääolot vaikeuttavat tutkimusten vertailua. Eri epäpuhtauksien pitoisuusgradienttien voimakkuudesta ja eroista voi kuitenkin saada yleiskuvan näistä sekoittavista tekijöistä huolimatta. Aluksi käydään läpi hiukkaspitoisuustutkimuksia karkeista hiukkasista aina kaikkein pienimpiin hiukkasiin, ja sitten tarkastellaan hiukkasten laskeumaa. Tämän jälkeen esitellään kaasumaisista epäpuhtauksista typpidioksidin pitoisuusgradienttitutkimuksia, ja lopuksi esitetään yhteenveto. Tievarsiympäristön (kasvillisuus ja melusteet) vaikutusta hiukkasten laskeumaan ja pitoisuuksiin käsitellään vasta myöhemmin, luvussa 4.2.

3.1 Hiukkaspitoisuusgradientit

Wróbel ym. (2000) tutkivat Puolassa, Krakovassa vilkasliikenteisen tien (ruuhka-aikana 2500-3000 ja yöllä 200-500 ajoneuvoa/h) läheisyydessä rakennetussa ympäristössä tieliikenteen hiukkaspäästöjen leviämistä eri etäisyyksillä tiestä. Mittauslinja sijaitsi vähäliikenteisen tien varrella (alle 500 ajoneuvoa/h päivällä). Mittauksia tehtiin päivällä ja yöllä, ja niistä laskettujen erotusten ja vakioinnin avulla arvioitiin liikenteen osuus lähialueen ilman hiukkaspitoisuudesta. Liikenneperäisten hiukkasten osuuden karkeiden hiukkasten (halkaisija 1,9-72 µm) massapitoisuudesta arvioitiin ole-

van 150 metrin etäisyydelle saakka tiestä noin 80 %, 200-270 metrin etäisyydellä noin 40 % ja 1 500 metrin etäisyydellä noin 20 % (kuva 9). Hienojen hiukkasten (halkaisija alle 1,9 µm) massapitoisuudesta 50-70 % arvioitiin olevan liikenneperäistä viiden metrin etäisyydellä tiestä. Hienojen hiukkasten pääteltiin leviävän laajalti koko kaupungin alueelle johtuen niiden hitaasta poistumisesta ilmakehästä. Kooltaan suurista katupölyhiukkasista sitä vastoin suurempi osa tippuu maahan tai törmää muihin esteisiin melko nopeasti, jolloin paikalliset pitoisuuserot ovat voimakkaammat.



Kuva 9. Arvio liikenneperäisen hiukkasten osuudesta karkeiden hiukkasten (halkaisija 1,9-72 µm) pitoisuudessa etäisyyden suhteen vilkasliikenteisen tien vieressä Krakovassa (Wróbel ym. 2000). Osuudet on laskettu prosentteina päivä- ja yöpitoisuuksien erotuksen ja vakioinnin perusteella. Harmaa alue kuvaa laskettuja minimi- ja maksimiarvoja ja virhepalkit keskihajonnan arvoja.

Samanlaisiin johtopäätöksiin päätyivät myös Larssen ja Tønnesen (1984, 51) aivan tien välittömässä läheisyydessä tehdyssä tutkimuksessaan. He mittasivat erikokoisten hiukkasten pitoisuuksia Os- lon kehätien (35 000 ajoneuvoa/vrk) varrella. Mittausetäisyydet tien laidasta olivat 4 ja 12 metriä ja osalla hiukkasten kokoluokista myös 30 metriä. Hengitettävillä hiukkasilla havaittiin olevan jyrkempi massapitoisuusgradientti kuin pienhiukkasilla. Kokonaisleijumalla gradientti oli vieläkin jyrkempi ja kaikkein jyrkin gradientti havaittiin kokonaislaskeumalla.

Fukuzaki ym. (1986) pyrkivät arvioimaan nastarenkaiden käytön merkitystä hiukkaspitoisuuksiin. He tutkivat Japanissa kaupunkiympäristössä hiukkasten leviämistä vilkasliikenteisen tien varrella (25 000 ajoneuvoa/12h). Mittauksia tehtiin helmi-maaliskuussa, kun nastarenkaiden irrottamaa katupölyä oli runsaasti ilmassa. Näitä tuloksia verrattiin lokakuussa tehtyihin mittauksiin, jolloin autoissa oli kesärenkaat. Mittauksia suoritettiin neljällä eri etäisyydellä tiestä (7, 25, 45 ja 90 m) ja kaupungin ulkopuolella olevassa taustapaikassa. Kokonaisleijuman havaittiin olevan tien vieressä kolminkertainen kevättalvella verrattuna syksyyn. Myös hengitettävien hiukkasten pitoisuudet olivat kevättalvella huomattavasti korkeammat kuin syksyllä. Maaliskuussa ne olivat etäisyydestä riippuen keskimäärin 51, 48, 32 ja 16 µg/m³ (taustapitoisuus 17 µg/m³) ja lokakuussa 26, 34, 20 ja 17 µg/m³ ja (taustapitoisuus 21 µg/m³). Liikenteen vaikutus hengitettävien hiukkasten pitoisuuteen ulottui siis noin 45-90 metrin etäisyydelle tiestä katupölyaikaan tämän tutkimuksen olosuhteissa.

Myös Claiborn ym. (1995) havaitsivat re-emittoituvan hiukkasmassan määrällä olevan suuri vaikutus hengitettävien hiukkasten pitoisuusgradientteihin. He mittasivat Yhdysvalloissa moottoritien ja päällystämättömän tien läheisyydessä hengitettävien hiukkasten pitoisuutta kuuden tunnin jaksoissa. Hiukkaskeräimet sijoitettiin linjaan tuulen alapuolelle tietä (tuulen suuntaisesti eli ei suoraan kulmaan tiehen nähden). Päällystetyn moottoritien (425 ajoneuvoa/h) läheisyydessä havaittiin selkeä hiukkaspitoisuusgradientti: 20 metrin etäisyydellä tien keskipisteestä hiukkaspitoisuus oli noin $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ja 60 metrin etäisyydellä tiestä savutettiin 65 % pienempi taustapitoisuus (tuulen suunta tiehen nähden 34°). Päällystämättömällä tiellä mitattiin gradientit kahtena päivänä ja hiukkaspitoisuudet olivat erittäin korkeat pienestä liikennemäärästä (47 ajoneuvoa/h) huolimatta. Ensimmäisenä mittauspäivänä pitoisuus 15 metrin etäisyydellä oli noin $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja hiukkaspitoisuus laski jyrkästi 60 metrin päässä tiestä olevaan mittauslinjan päähän saakka ollen tällöin oli noin 70 % alempi kuin tien vieressä (tuulen suunta tiehen nähden ilmeisesti 109°). Toisena mittauspäivänä gradientti oli epäsäännöllisempi ja mittauslinjan päässä pitoisuus oli noin 50 % pienempi kuin tietä lähimpänä olleessa pisteessä.

Monn ym. (1997) tutkivat Zürichissä Sveitsissä hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia tien (8 800 ajoneuvoa/vrk) läheisyydessä rakennetussa ympäristössä kaupunkialueella. Mittaukset tehtiin välittömästi kadun vieressä sekä 15, 50 ja 80 metrin etäisyyksillä 2-3 vuorokauden mittaisissa jaksoissa. Pitoisuudet olivat korkeimpia talvella, sateettomina aikoina ja arkipäivinä, eli kun epäpuhtauksien päästöt olivat suurimmat ja niiden depositio tai laimeneminen hidasta. Kadun vieressä hiukkaspitoisuus oli keskimäärin noin $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ja voimakkain pitoisuuden lasku tapahtui ensimmäisen 15 metrin matkalla, jonka jälkeen pitoisuuslasku oli vain vähäistä. Koko mittauslinjan matkalla pitoisuus laski vain noin kymmenesosan. Koska viikonloppuisin hiukkasten pitoisuus oli noin kolmanneksen pienempi kuin arkipäivinä ja gradientit heikompia, oli liikenteellä kuitenkin suuri merkitys paikalliseen ilmanlaatuun. Tutkimuksessa mainitaan arvio, että hengitettävistä hiukkasista noin 80 % oli kooltaan alle $2,5 \mu\text{m}$ eli pienhiukkasia. Koska pienhiukkaset poistuvat hitaasti ilmakehästä, kulkeutuvat ne hyvin kauas ja havaitut pitoisuusgradientit ovat kaupunkialueella melko heikkoja ja pitoisuus kohoaa ilmeisesti koko vilkasliikenteisellä kaupunkialueella. Mikäli hengitettävien hiukkasten massasta suurempi osuus on karkeita katupölyhiukkasia, on myös paikallinen pitoisuusvaihtelu voimakkaampaa.

Tiitta ym. (2000) tutkivat kolmen kilometrin päässä Kuopion keskustasta pienhiukkasten leviämistä avoimessa ympäristössä vilkasliikenteisen tien (18 000 ajoneuvoa/vrk) läheisyydessä. Tutkimuksen lyhyessä yhteenvedossa todetaan pienhiukkasten pitoisuuden (mittausjaksot klo 6.00-22.00) olleen kauempana noin 30 % matalampi kuin tien vieressä (mittauslinja 10-85 m etäisyydellä tiestä). Pienhiukkasten massasta noin 50 % havaittiin olevan hiiltä. Orgaanisen hiilen määrässä ei ollut juurikaan eroa etäisyyden suhteen, mutta epäorgaanisen hiilen ("mustan hiilen") pitoisuus oli matalampi mittauslinjan päässä kuin tien vieressä.

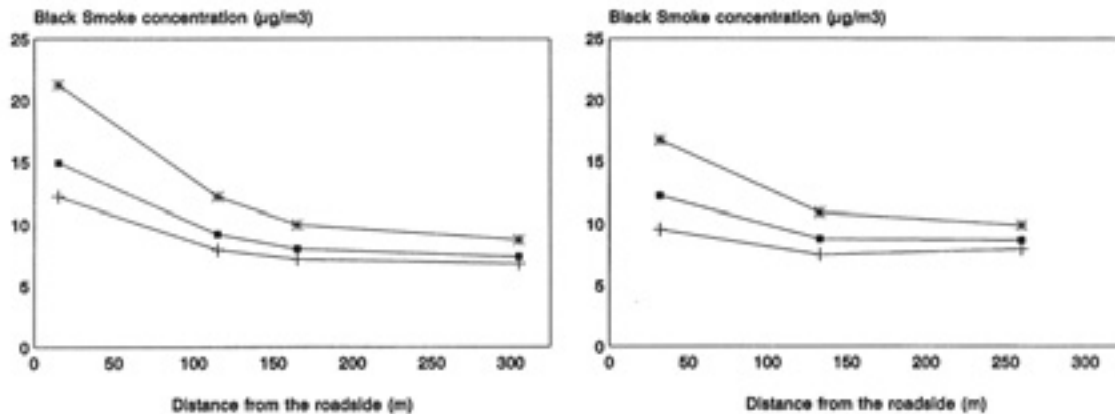
Edellisten tutkimusten perusteella voidaan päätellä, että hengitettävien hiukkasten pitoisuus voi nousta melko korkeaksi tuulen alapuolella tietä, jos re-emittoituvaa hiukkasmassaa on runsaasti (keväinen katupöly tai päällystämätön tie). Tällöin melko korkeita hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia havaitaan vielä useiden kymmenien metrien päässä tuulen alapuolella tiestä. Valitettavasti Suomessa ei ilmeisestikään ole mitattu (tai ainakaan tutkimuksia ei löydetty) pääväylien läheisyydessä katupölyaikaan erikokoisten hiukkasten pitoisuusgradientteja etäisyyden suhteen. Hiukkaskoon pienentyessä pitoisuusgradientit loivenevat, ja suurin osa pienhiukkasista kulkeutuu hyvin kauas päästölähteestä. Kaupunkialueella yksittäisen tien vaikutusta voi olla vaikea havaita, ja pitoisuudet nousevat koko vilkasliikenteisellä alueella. Tiitan ym. (2000) tutkimuksessa huomattiin koostumukseltaan erilaisilla hiukkasfraktioilla olevan eroja pitoisuusgradienteissa. Seuraavissa esi-

teltävissä tutkimuksissa vertaillaan edelleen pienhiukkasten ja hengitettävien hiukkasten pitoisuusgradientteja, mutta pääpaino on niiden tarkemman koostumuksen tarkastelussa. Lopuksi tarkastellaan kaikkein pienimpien hiukkasten gradientteja.

Janssen ym. (1997) vertasivat Hollannissa kahdessa kaupungissa (Arnhem ja Wageningen) vilkasliikenteisten katujen (8 900 ja 15 000 ajoneuvoa/vrk) hiukkaspitoisuuksia (etäisyys kadun laidasta 0,5 m) taustapitoisuuksiin kaupungissa ja maaseudulla. Sekä hengitettävien hiukkasten että pienhiukkasten pitoisuudet olivat noin 30 % suuremmat teiden lähellä kuin taustapaikoissa. Mustan hiilen pitoisuus oli peräti 2,6 kertaa suurempi teiden lähellä kuin taustapaikoissa. Teiden ja taustapaikojen välisestä erosta pienhiukkasten osalta selittyi noin 83 % mustan hiilen pitoisuuserolla ja hengitettävien hiukkasten osalta noin puolet. Moninkertaiset erot erityisesti hengitettävien hiukkasten rauta- ja piikonsentraatioissa tie- ja taustapaikkojen välillä indikoivat sitä, että re-emittoitunut katupöly selittää etenkin hengitettävien hiukkasten pitoisuuseroja. Musta hiili näyttää indikoivan paremmin liikenteestä peräisin olevia pienhiukkaspäästöjä, ja maaperän yleisimmät metallit paremmin karkeampia hiukkasia kuin pelkät massapitoisuudet. Pelkkien massapitoisuusgradienttien tarkastelu voi johtaa harhaan arvioitaessa tieliikenteen päästöjen merkitystä paikalliseen ilmanlaatuun, sillä tällöin terveydelle haitallisimpien kevyiden pakokaasuperäisten hiukkasten osuus tulee helposti aliarvioitua. Seuraavana esitettävä tutkimus on tästä hyvä esimerkki.

Roorda-Knape ym. (1998) tutkivat ilman epäpuhtauksien leviämistä moottoriteiltä rakennetussa ympäristössä Hollannissa. Mittauspaikat sijaitsivat 10-330 metrin etäisyydellä kahden erittäin vilkasliikenteisen moottoritien varrella (suunnilleen 140 000 ajoneuvoa/vrk) ja tulokset ilmoitettiin viikkopitoisuuksina. Hengitettävillä hiukkasilla, pienhiukkasilla ja bentseenillä gradientit olivat epäselvät ja heikot. Rakennetussa ympäristössä vilkasliikenteisen moottoritien vaikutus hiukkasten massapitoisuuksiin ilmeisesti sekoittuu korkean taustapitoisuuden alle varsinkin, jos tiellä on vähän re-emittoituvaa hiukkasmassaa. Hitaasti ilmasta poistuvia pienhiukkasia kulkeutuu monista lähteistä sekä läheltä että kaukaa, jolloin niiden pitoisuudet pysyvät korkeina, ja toisaalta myös tieliikenteestä emittoituvat pienhiukkaset kulkeutuvat kauas. Mahdollisten pitoisuusgradienttien havaitsemista heikentää myös tässä tutkimuksessa se, että mittausjaksot ovat pitkiä (viikkopitoisuudet). Tällöin lyhytaikaiset korkeat pitoisuushuiput ja vahvimmat gradientit (esimerkiksi kun ruuhka-aikana tuulee hitaasti tieltä päin) jäävät huomaamatta. Tutkimuksessa havaittiin kuitenkin pakokaasuperäisen mustan hiilen pitoisuusgradientin olevan voimakas. Mustan hiilen (ja typpidioksidin ks. luku 3.3) viikkopitoisuudet laskivat voimakkaasti etäisyyden kasvaessa aina 100-150 metriin asti, jonka jälkeen lasku oli vähäistä (kuva 10). Tuulen puhaltaessa tieltä päin pitoisuudet olivat suurempia ja gradientit voimakkaampia.

Morawska ym. (1999) tutkivat 0,016-0,623 μm kokoisten hiukkasten leviämistä vilkasliikenteisen tien varrella kaupunkialueella Brisbanessa Australiassa. Horisontaalisia tai vertikaalisia gradientteja etäisyyden suhteen ei havaittu. Kuitenkin tien lähellä rakennuksen vieressä havaittiin korkeampia pitoisuuksia, sillä rakennus heikensi epäpuhtauksien sekoittumista. Mittauksia päätettiin jatkaa avoimessa ympäristössä ja tutkimusryhmän jatkotutkimus (Hitchins ym. 2000) esitellään seuraavana.



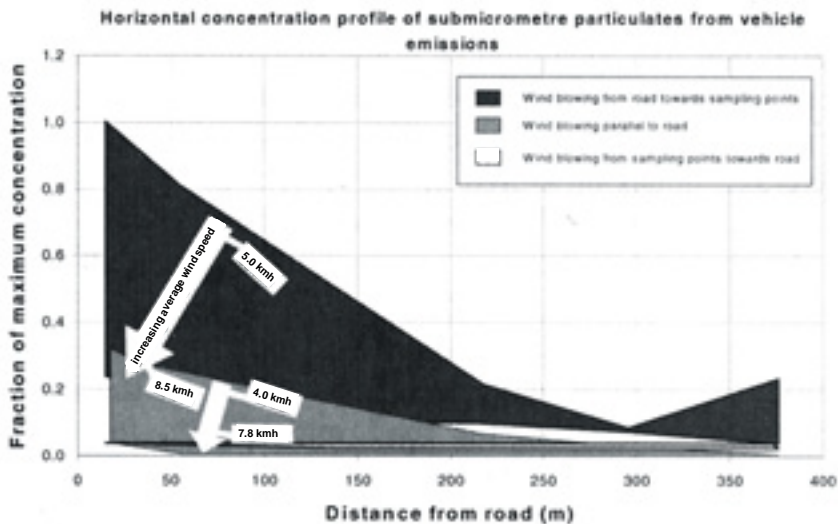
Kuva 10. Hollannissa kahden vilkasliikenteisen moottoritien läheisyydessä mitattuja mustan hiilen viikkopitoisuusgradientteja (Roorda-Knape ym. 1998). Ylimmät käyrät kuvaavat tilannetta, kun mittauslinja oli mittausviikon aikana yli 33 % tuulen alapuolella, ja alimmat käyrät viikkoja jolloin edellinen ehto ei täyttnyt. Keskimmäiset käyrät ovat kaikkien mittausten keskiarvoja.

Hitchins ym. (2000) tutkivat hienojen hiukkasten leviämistä kahden vilkasliikenteisen tien (3400 ja 2100 ajoneuvoa/h) varrella avoimessa ympäristössä. Mittauslinjoja oli kaksi, ja niillä oli useita mittauspisteitä 15-350 metrin välillä. Tutkimuksessa mitattiin hiukkasten lukumääräpitoisuuksia (0,015-0,7 ja 0,5-20 μm) ja pienhiukkasmassaa. Hiukkaskeräimet sijoitettiin autoon, ja mittaukset suoritettiin niin, että pitoisuuksia mitattiin kultakin etäisyydeltä ja referenssipisteestä (15 metrin etäisyys) vuorotellen. Toisin sanoen joka toinen mittaus tehtiin 15 metrin etäisyydeltä, jotta liikennemäärän vaihtelusta aiheutuva pitoisuusvaihtelu saatiin vakioitua. Kustakin mittauspisteestä mittaukset toistettiin viidesti ja yhteensä kultakin etäisyydeltä hiukkasia kerättiin neljä tuntia. Kaikilla kolmella mitatulla hiukkaspitoisuudella havaittiin gradientit etäisyyden suhteen. Pitoisuudet olivat suurimpia kuin tuulen nopeus oli pieni (laimeneminen heikkoa) ja tuulen suunta tieltä mittauspisteisiin päin.

Pienhiukkasten massapitoisuus laskee koko mittauslinjan matkalla noin 25 % tuulen puhaltaessa tieltä ja 35 % tuulen puhaltaessa tien suuntaisesti verrattuna tien laidan pitoisuuksiin. Tuulen nopeudesta ja suunnasta riippuen pienhiukkaspitoisuus oli tien laidassa noin 16-67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pienhiukkasten pitoisuusgradienteissa kuten myös mitatuissa lukumääräpitoisuusgradienteissa esiintyi jonkin verran epäsäännönmukaisuutta, joiden epäiltiin johtuvan ympäristön muodoista.

Pienhiukkasten massapitoisuutta selvästi voimakkaampi gradientti havaittiin kooltaan 0,5-20 μm suuruisilla hiukkasilla, ja niiden lukumääräpitoisuus oli suunnilleen 40 % pienempi 150 metrin päässä tiestä kuin tien laidassa. Tämän kokoluokan hiukkasten lukumääräpitoisuudet eivät kuitenkaan olleet erityisen korkeita, vaan lähellä ”tavallisia” kaupunkipitoisuuksia.

Kaikkein voimakkaimmat gradientit havaittiin alle 0,7 μm kokoisilla hiukkasilla. Tuulen suunta ja nopeus vaikuttivat voimakkaasti mitattuihin hiukkaspitoisuuksiin ja gradienttien voimakkuuteen (kuva 11). Keskimääräisiin tämän kokoluokan hiukkasten kaupunkipitoisuuksiin verrattuna pitoisuudet olivat 15-150 metrin matkalla merkittävästi suuremmat (15 metrin etäisyydellä keskimäärin 7-kertaiset ja 150 metrin etäisyydellä noin 3,5-kertaiset). Gradientti oli jopa voimakkaampi kuin typpidioksidilla havaitut gradientit muissa tutkimuksissa. Tutkimuksessa pääteltiin, että erittäin vilkasliikenteisten moottoritien lähellä asuvat tai työskentelevät ihmiset luultavasti altistuvat tavallista enemmän alle mikrometrin kokoisille hiukkasille.



Kuva 11. Tuulen suunnan ja nopeuden vaikutus 0,015-0,7 μm kokoisten hiukkasten suhteellisiin lukumääräpitoisuusgradientteihin (Hitchins ym. 2000). Eri väreillä on erotettu tuulen suunta ja nuollilla kuvataan tuulen nopeuden vaihteluväliä.

3.2 Laskeumagradietit

Viskari ym. (1997) mittasivat tiettyjen ionien ja polyaromaattisten hiilivetyjen laskeumaa lumeen ja sammalpalloihin (aktiivinen bioindikaatio, kuukauden jakso) 10, 30, 60 ja 100 metrin päässä tiestä (15 000 ajoneuvoa/vrk) avoimessa paikassa. Laskeuman havaittiin laskevan voimakkaasti tiestä loitonnuttaessa, ja yleensä taustapitoisuudet saavutettiin 60-100 metriin mennessä aineesta riippuen. Monien mitattujen ionien ja hiilivetyjen laskeuma oli moninkertainen tien vieressä verrattuna kaukaisimpiin mittauspisteisiin, ja erityisesti tuulen alapuolella laskeuma oli suuri. Laskeumagradietit vaikuttavat maan pinnan läheisen ilman epäpuhtauspitoisuudet ja kullekin epäpuhtaudelle ominainen depositionopeus eri sää- ja ympäristöoloissa. Tämän ja muiden laskeumagradietitutkimusten tulokset sopivatkin hyvin yhteen edellä esiteltyjen pitoisuusgradienttitutkimusten kanssa.

Kinnunen ym. (1985) mittasivat sammalpalloihin kertyneiden lyijyn ja kadmiumin määriä Espoossa Kehä I:n (mittauslinjojen kohdalla 15 000-20 000 ajoneuvoa/vrk) ja Länsiväylän varrella (42 000 ajoneuvoa/vrk). Metallien pitoisuudet putosivat erityisen voimakkaasti jo ensimmäisten metrien matkalla, ja loivempi kertymä lasku jatkui joissain koepaikoissa aina sadan metrin etäisyydelle eli mittauslinjan päähän asti. Myös Löfström (1986) havaitsi sammalpallojen metallipitoisuuksien laskevan rajuimmin jo ensimmäisen parin kymmenen metrin matkalla tiestä. Hänen tutkimuksessaan mittauslinjat (17 kpl aukko- ja metsissä) sijaitsivat pääkaupunkiseudulla liikennemäärältään hyvin erilaisten teiden varsilla (4 000-50 000 ajoneuvoa/vrk), ja liikennemäärillä havaittiin voimakas vaikutus metallikertymien suuruuteen. Mittauslinjat ulottuivat tien reunasta noin 75-85 metrin päähän, ja kaikkein vilkasliikenteisemmissä koepaikoissa metallikertymät sammalpalloihin olisivat mitä ilmeisemmin alentuneet vielä mittauslinjan päättymisen jälkeen. Kertymät tien laidassa olivat usein moninkertaisia verrattuna kaukaisimpiin mittauspisteisiin.

Laaksovirta ym. (1976) keräsivät vilkasliikenteisen moottoritien (8 000- 34 000 ajoneuvoa/vrk) varrelta (20, 100 ja 200 m etäisyydeltä) männyn kaarnaa, ja havaitsivat sen lyijypitoisuuden laskevan vielä 100 ja 200 metrin etäisyyksien välillä. Ylärinta (1995) tutki raskasmetallien leviämistä kahdelle tienvarsipellolle (5500 ja alle 9500 ajoneuvoa/vrk). Tutkimuksessa mitattiin laskeumaa ja ras-

kasmetallien kertymistä tiettyihin viljelykasveihin 22, 58 ja 200 metrin etäisyydellä tiestä. Raskasmetalleja havaittiin kertyvän erityisesti 22 metrin päässä tiestä olleisiin koeloihin. Esimerkiksi lyijyn kuivalaskeuman havaittiin olevan yli 50 % korkeampi 22 metrin päässä tiestä kuin 200 metrin etäisyydellä. 58 ja 200 metrin etäisyyksillä ei havaittu tilastollisesti merkittäviä eroja, joskin hyvin lievää laskua oli havaittavissa joidenkin kasvien raskasmetallipitoisuuksissa.

Little ja Wiffen (1978) mittasivat Englannissa vilkasliikenteisen moottoritien (90 000 ajoneuvoa/vrk) varrella eri etäisyyksillä lyijypitoisten hiukkasten pitoisuutta ja kokojakaumaa sekä laskeumaa maahan siirretyille ruohikkoalustoille. Ylivoimaisesti suurimman osan lyijypitoisten hiukkasten massasta muodostavat pienhiukkaset ja tyypillisesti ne ovat kooltaan alle 0,5 μm (havaittu lukuisissa tutkimuksissa ks. esim. Little ja Wiffen 1977 lähdeviitteet). Lyijyä voidaankin pitää hyvin liikenneperäisten pienten hiukkasten leviämisen merkkiaineena, joskin lyijyä kertyy myös tien pinnalta re-emittoituvien karkeampien hiukkasten mukaan. Lyijyttömään bensiiniin siirtyminen on luonnollisesti poistanut mahdollisuuden käyttää lyijyä pakokaasuperäisten hiukkasten merkkiaineena Suomessa ja monissa muissa maissa.

Eri etäisyyksillä mitattujen maaperän lyijypitoisuuksien perusteella arvioitiin liikenteestä emittoituvan lyijyn määrästä laskeutuvan noin 40 % alle 100 metrin etäisyydelle tiestä. Tien pinnalle tästä arvioitiin laskeutuvan noin puolet, ja näistä hiukkasista suurimman osan pääteltiin kulkeutuvan määrältä tien pinnalta lentävien vesipärskeiden tai kuivalta tieltä re-emittoituvien karkeampien hiukkasten mukana alle viiden metrin etäisyydelle tiestä. Kun tielle laskeutuneiden hiukkasten osuus poistettiin, pääteltiin suoraan pakokaasuista peräisin olevista pienhiukkasista laskeutuvan noin 20 % alle 100 metrin etäisyydelle tiestä.

Siirrettäville ruohikkoalustoille (kuuden tunnin altistusjaksoja) kertyneen lyijyn määrän perusteella arvioitiin liikenteestä emittoituvasta lyijystä laskeutuvan noin 10 % alle sadan metrin etäisyydelle tiestä. Edellä esitettyihin maaperämittauksiin nähden arvio on puolta pienempi, ja syynä tähän voi olla tutkimusmenetelmien ja –jaksojen väliset erot. Tulosten perusteella esitettiin arvio, että 10-30% liikenteen lyijypäästöistä laskeutuisi alle 100 metrin etäisyydelle moottoritiestä. Samansuuntaisen arvion esittivät myös Hewitt ja Rashed (1991). He päättelivät laskeumamittaustensa perusteella moottoritieltä (37 000 ajoneuvoa/vrk) leviävästä lyijystä päätyvän noin 14 % ja polyaromaattisista hiilivedyistä noin 5 % nurmivyöhykkeelle ajokaistojen väliin tai alle 50 metrin etäisyydelle tiestä.

Edellisten tutkimusten perusteella voidaan päätellä, että suurimmat tieliikenteen hiukkaspäästöjen laskeumamäärät rajoittuvat tien välittömään läheisyyteen muutaman kymmenen metrin etäisyydelle tiestä. Liikennemäärän ollessa suuri ja laskeuman kertymäjakson pitkä esimerkiksi puiden kaarnalle laskeuman määrä voi olla hiukan taustatasoa korkeampi jopa satojen metrien päässä tiestä. Kuitenkin tieliikenteen pienhiukkaspäästöistä vain melko pieni osa laskeutuu tien lähistölle. Ne voivat kulkeutua ilmavirtojen mukana hyvin kauas tiestä.

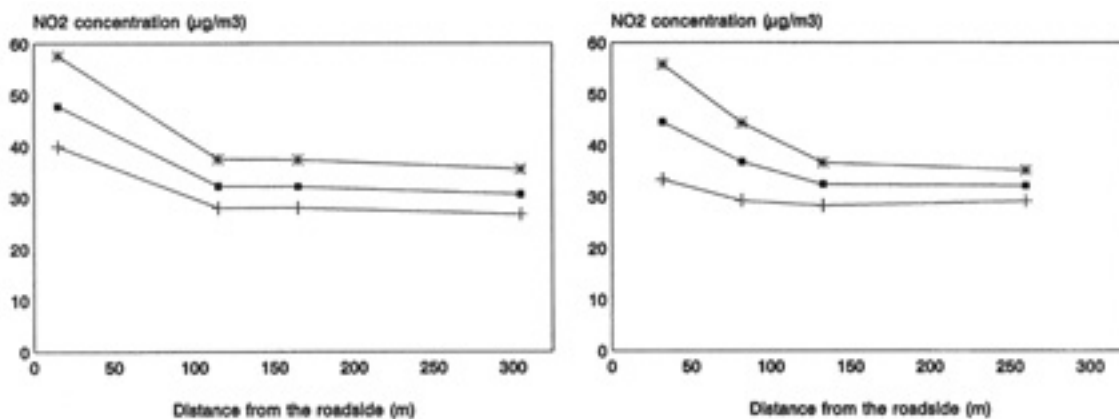
3.3 Typpidioksidigradientit

Monn ym. (1997) tutkivat Zürichissä Sveitsissä hengitettävien hiukkasten (tulokset edellisessä luvussa) ja typpidioksidin pitoisuuksia tien (8 800 ajoneuvoa/vrk) läheisyydessä kaupunkialueella. Typpidioksidipitoisuuksia mitattiin vain tien vieressä ja 80 metrin päästä tiestä. Talvella viikkopitoisuuksien (passiivikeräimet) gradientti etäisyyden suhteen oli hyvin heikko. Kesällä sitä vastoin gradientti oli melko voimakas: tien laidassa pitoisuus oli noin 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja 80 metrin päässä yli 30 %

pienempi. Vuodenaikaeron pääteltiin johtuvan siitä, että kesällä otsonia syntyy enemmän auringon säteilyn vaikutuksesta ja tällöin ajoneuvoista emittoituva typpimonoksidi hapettuu nopeasti typpidioksidiksi. Typpimonoksidin hapettumisnopeudella on suuri merkitys typpidioksidin pitoisuusgradienttiin tien läheisyydessä, sillä pakokaasuissa olevista typen oksideista (NO_x) vain pieni osa emittoituu suoraan typpidioksidina ja suurin osa typpimonoksidia (Kuhler ym. 1994). Kesän jyrkempää gradienttia selittää myös se, että kesällä ilmavirtojen turbulენტinen sekoittuminen on voimakkaampaa kuin talvella.

Myös Rodes ja Holland (1981) havaitsivat tutkimuksessaan Los Angelesin lähistöllä erittäin vilkasliikenteisen moottoritien (200 000 ajoneuvoa/vrk) varrella avoimessa ympäristössä otsonin taustapitoisuuden vaikuttavan merkittävästi tien lähistön typpidioksidipitoisuuteen. Otsonipitoisuuden ollessa tavallisella paikallisella tasolla olivat typpidioksidin pitoisuudet tuulen alapuolella 32 metrin päässä tiestä keskimäärin $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja noin 300 metrin päässä $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vähintään 27 tuntipitoisuuden keskiarvoja). Tuulen yläpuolella tieltä pitoisuus oli noin $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Näin suurilla liikennemäärillä typpidioksidin pitoisuus on taustapitoisuutta korkeampi vielä satojen metrien päässä tiestä.

Roorda-Knape ym. (1998) tutkivat ilman epäpuhtauksien leviämistä moottoriteiltä rakennetussa ympäristössä Hollannissa. Mittauspaikat sijaitsivat 10-330 metrin etäisyydellä kahden eri moottoritien varrella (suunnilleen 140 000 ajoneuvoa/vrk). Hiukkasten osalta tulokset esitettiin edellisessä luvussa, ja niillä ei havaittu selkeitä gradientteja lukuun ottamatta mustan hiilen pitoisuuksia. Myöskään bentseenillä ei havaittu selkeää gradienttia. Typpidioksidin pitoisuudet sitä vastoin laskivat voimakkaasti etäisyyden kasvaessa aina 100-150 metriin asti, jonka jälkeen pitoisuus ei enää juuri laskenut (kuva 12). Pitoisuudet olivat suurempia ja gradientit voimakkaampia, kun tuuli puhalsi tieltä päin. Roorda-Knape ym. (1998) referoimassa saksalaisessa tutkimuksessa (Kuhler ym. 1988) havaittiin moottoritien läheisyydessä, avoimessa ympäristössä tuulen yläpuolella ja alapuolella mitattujen pitoisuuksien erotuksen olevan 50 metrin päässä tiestä $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 100 metrin päässä $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja 600 metrin päässä $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Kuva 12. Hollannissa kahden vilkasliikenteisen moottoritien läheisyydessä mitattuja typpidioksidin pitoisuusgradientteja (Roorda-Knape ym. 1998). Ylimmät käyrät kuvaavat tilannetta, kun mittauslinja oli kahden viikon mittausjakson (passiivikeräimet) aikana yli 33 % tuulen alapuolella, ja alimmat käyrät niitä kahden viikon jaksoja jolloin edellinen ehto ei täyttynyt. Keskimmäiset käyrät ovat kaikkien mittausten keskiarvoja.

Helsingissä Kehä I:n varrella tutkittiin typpidioksidigradientteja kolmessa paikassa (47 000- 60 000 ajoneuvoa/vrk) vuonna 1993. Mittauslinjat olivat 5-150 metrin etäisyydellä tiestä ja mittaukset suo-

ritettiin kahdella kahden viikon pituisella jaksolla passiivikeräimillä. Tyypillisiä kahden viikon pitoisuuskeskiarvoja aivan tien vieressä olivat noin 60-90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja jyrkin pitoisuuden lasku tapahtui yleensä jo 15-30 metrin etäisyyteen mennessä (pitoisuus usein noin 40-50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Yleensä pitoisuudet laskivat hitaasti aivan mittalinjan päähän asti ollen siellä tyypillisesti noin 30-40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Eri mittausjaksojen välillä oli suuria pitoisuuseroja, mihin vaikuttivat ainakin erot sääoloissa. (Malkki 1994.)

Kukkonen ym. (2001) mittasivat puolentoista kuukauden koejakson aikana NO_2 -, NO - ja O_3 -pitoisuuksia suurella aukealla paikalla Elimäellä tien (7200 ajoneuvoa/vrk) lähistöllä ja vertasivat niitä leviämismallinsa tuloksiin. Tien keskipisteestä 34 metrin etäisyydellä (mittauskorkeus 3,5 m) typpidioksidipitoisuus oli keskimäärin 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja korkeimmillaan 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuudet olivat keskimäärin yli kaksinkertaisia verrattuna 57 metrin päässä tiestä (6-10 metrin korkeus) mitattuihin pitoisuuksiin. Kuitenkin näin pienillä liikennemäärillä pitoisuudet jäivät pieniksi.

3.4 Yhteenvedo tienvarsigradienteista

Teiden lähistöllä oleviin liikenneperäisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin vaikuttavat liikennemäärän lisäksi meteorologiset tekijät ja ympäristön ominaisuudet. Ne säätelevät epäpuhtauksien kulkeutumisen aikana tapahtuvia prosesseja, joita ovat epäpuhtauksien sekoittuminen ja laimeneminen, depositio sekä muutonta. Liikenneperäisten epäpuhtauksien pitoisuudet ovat korkeimmat aivan tien vieressä, ja voimakkain pitoisuuslasku tapahtuu jo ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla. Tuulen puhaltaessa heikosti tieltä päin voivat joidenkin epäpuhtauksien pitoisuudet olla melko korkeita vielä sadan metrin etäisyydellä vilkasliikenteisestä tiestä. Taustapitoisuudet saavutetaan viimeistään muutamien satojen metrien etäisyydellä tiestä. Pitoisuusgradienttien voimakkuus vaihtelee kuitenkin hyvin runsaasti eri epäpuhtauksilla.

Teiden lähistöllä *karkeiden hiukkasten* pitoisuudet ovat usein korkeat keväisin, kun talvella kertynyttä hiukkasmassaa re-emittoituu teiden pintojen kuivuessa. Karkeimmat näistä hiukkasista putoavat nopeasti maahan, ja niiden pitoisuus ilmassa laskee nopeasti jo ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla tiestä. Kuitenkin pienemmällä, alle 10 μm kokoisilla hengitettävillä hiukkasilla gravitaatiosta johtuva putoamisnopeus on jo melko hidas. Niillä ilmapurtojen sekoittumisesta johtuvan laimenemisen merkitys pitoisuuden laskijana korostuu verrattuna gravitaatioon. Hengitettävät hiukkaset voivat viipyä ilmassa useita tunteja ja kulkeutua kymmeniä kilometrejä, ennen kuin ne törmäävät johonkin pintaan (esim. maahan, kasveihin tai sadepisaroihin).

Pienhiukkaset kulkeutuvat ilmassa vieläkin pitempiä matkoja kuin hengitettävät hiukkaset, sillä ne ovat niin kevyitä että gravitaatio ei vaikuta niihin enää juuri lainkaan. Esimerkiksi kertymämoodin hiukkasten arvioidaan leijuvan ilmassa yleensä päivistä viikkoihin ja kulkeutuvan kuivalla säällä sadoista tuhansiin kilometreihin. Tämän vuoksi niiden taustapitoisuus ja kaukokulkeuman osuus ovat suuria ja pitoisuusgradientit melko loivia. Yksittäiseltä tieltä peräisin olevien pakokaasuperäisten pienhiukkasten vaikutus paikallisiin pitoisuuksiin tulee paremmin esiin, kun tarkastellaan liikenteelle tyypillisten pienhiukkasten (ns. merkkiaineet) pitoisuusgradientteja. Esimerkiksi pakokaasuperäisten lyijyhiukkasten (käytettäessä lyijyllistä bensiiniä) ja mustan hiilen massapitoisuusgradientit ovat voimakkaita. Koska polttoperäiset hiukkaset ovat hyvin pieniä, on pakokaasun hiukkasten *lukumääräpitoisuus* hyvin korkea. Tämä näkyy voimakkaina hiukkasten lukumääräpitoisuuksien gradientteina teiden lähetyvillä.

Ajoneuvojen *kaasumaisten* epäpuhtauksien päästöistä tässä työssä tarkastellaan *typpidioksidia*. Pakokaasusta emittoituvista typen oksideista (NO_x) suurin osa on typpimonoksidia ja vain pieni osa typpidioksidia. Typpimonoksidi hapettuu kuitenkin nopeasti typpidioksidiksi. Myös typpidioksidin, kuten muidenkin epäpuhtauksien pitoisuuksia pienentää ilmajirtojen sekoittumisesta johtuva laime-neminen. Typpidioksidin pitoisuusgradientit ovat voimakkaita teiden varsilla.

Epäpuhtauksien *laskeuma* on suurin tien välittömässä läheisyydessä, sillä tällöin epäpuhtauksien pitoisuudet ovat korkeimmat maan pinnan lähellä. Laskeuma pienenee nopeasti ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla, ja taustapitoisuus saavutetaan erittäin vilkasliikenteistenkin teiden varsilla viimeistään satojen metrien etäisyydellä tiestä. Kuitenkin ainoastaan kaikkein karkeimmista hiukkasista suurin osa laskeutuu teiden läheisyyteen. Pienhiukkaset ja typpidioksidi kulkeutuvat kauas ennen poistumistaan ilmasta depositiossa tai kemiallisissa reaktioissa. Esimerkiksi vain 10-30 % pakokaasuperäisistä lyijyhiukkasista arvioidaan laskeutuvan alle sadan metrin etäisyydelle tiestä.

4. KASVILLISUUS HIUKKASTEN JA KAASUJEN NIELUNA

Kaupunkiympäristön keskeisimpiä elementtejä ovat rakennukset, katuverkosto sekä erilaiset aukiot ja kasvipeitteiset alueet. Näiden elementtien pintojen ominaisuudet eroavat merkittävästi toisistaan. Päälystettyjen teiden ja rakennusten pinnat ovat kovia, sileitä ja inaktiivisia verrattuna viheralueiden kasvillisuuden muodostamiin rosoisuudeltaan ja pinta-alaltaan suuriin, kemiallisesti aktiivisiin pintoihin. Kasvillisuus nopeuttaa kuivadepositiota ja vähentää re-emissiota eli pienentää näin maan pintakerroksen epäpuhtauksien pitoisuuksia. Tällaisia ekosysteemin tai ympäristön osia, jotka poistavat ilmakehästä epäpuhtauksia ja varastoivat, metabolisoivat tai siirtävät niitä, kutsutaan nieluiksi. Toisaalta kasveista ja niistä peräisin olevasta kuolleesta biomassasta emittoituu ilmaan sekä hiukkasia että kaasuja, joista osa on ilman epäpuhtauksia tai toimivat niiden esiasteina. Epäpuhtauden sitoutumisen ja emittoitumisen suhteellinen osuus määrää sen, toimiiko kasvillisuus kyseisen epäpuhtauden nettonieluna vai –lähteenä.

Kasvillisuuden toimimista ilman epäpuhtauksien nieluna on selvitelty lukuisissa tutkimuksissa useiden vuosikymmenien aikana. Empiirisiä tutkimuksia on tehty luonnollisissa ympäristöissä ja laboratorioissa monilla erilaisilla mittausmenetelmillä ja koejärjestelyillä. Keskeisiä ovat olleet myös erilaiset teoreettiseen ja matemaattiseen deposition mallintamiseen perustuvat tutkimukset. Vain harvoissa tutkimuksissa kasvillisuuden vaikutusta deposition tai pitoisuuksiin on tutkittu suoraan teiden varsilla tai kaupunkiympäristöissä. Tämän vuoksi seuraavissa luvuissa tarkastellaan runsaasti myös esimerkiksi metsäympäristöissä tai laboratorioissa tehtyjä aihepiiriin liittyviä tutkimuksia. Aluksi luodaan katsaus ilman epäpuhtauksien pitoisuus- ja laskeumaeroihin metsissä ja niiden reunoissa verrattuna aukkopaikkoihin. Seuraavaksi esitellään tutkimuksiin, joka käsittelevät tievarsi-kasvillisuuden vaikutusta hiukkasten laskeumaan ja pitoisuuksiin. Tämän jälkeen selvitetään eroja hiukkasten pidätyksessä eri kasvilajien ja kasvinosien välillä ja tarkastellaan pidättyneiden hiukkasten laatua. Lopuksi pohditaan, millainen vaikutus kasvillisuudella on re-emissioon ja minne kasvillisuuteen pidättyneet epäpuhtaudet lopulta joutuvat.

4.1 Laskeuma- ja pitoisuuserot metsissä ja avoimessa ympäristössä

Puiden ja pensaiden epäpuhtausnielun tehokkuutta voidaan tutkia vertaamalla lähekkäin sijaitsevien metsä- ja aukkopaiikkojen maan pinnalle tulevan kokonaislaskeuman (kuiva- ja märkälasseuma sekä karike) määrää tai epäpuhtauksien pitoisuuseroja maaperässä. Tällaisia tutkimuksia mutkistavia tekijöitä ovat monien aineiden kulkeutuminen myös juuriston kautta lehtiin, lehdistöön pidättyneiden aineiden kulkeutuminen kasvin muihin osiin ja erot maaperän laadussa. Koepaiikkojen läheinen sijainti ja heikosti kasvissa kulkeutuvien aineiden valitseminen tarkastelun kohteeksi mahdollistaa kuitenkin melko luotettavan ilmaperäisen laskeuman arvioinnin.

4.1.1 Laskeuma- ja pitoisuuserot vertikaalisesti metsien sisällä

Lovett ja Lindberg (1992) mittasivat USA:ssa tiheässä lehtimetsässä muutamien hiukkasmaisten ja kaasumaisten aineiden (K^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ ja H^+ sekä HNO_3 -kaasu) laskeuman ja pitoisuuksien vertikaalisia profiileja. Kokeessa mitattiin eri korkeuksilla tiheää puustoa ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia sekä laskeumaa petrimaljoille ja suodatinpapereille. Valtaosa mittauksista tehtiin puiden ollessa lehdessä ja sateettomalla säällä, ja kokonaiskeräysaika oli suunnilleen 1000 tuntia.

Mittausten perusteella metsässä havaittiin joillakin aineilla olevan voimakkaita vertikaalisia pitoisuus- ja/tai laskeumagradientteja. Ca^{2+} ja HNO_3 -pitoisuudet laskivat voimakkaasti siirryttäessä puiden latvojen tasolta maanpintaa kohti. Eron pääteltiin johtuvan niiden tehokkaasta pidättymisestä kasvillisuuteen. Kalsiumin depositiota tehostaa sen liittyminen karkeisiin maaperähiukkasiin ja typpihappokaasulla puolestaan sen raju reaktiivisuus lehtien pintojen kanssa. Ca^{2+} -ionien pitoisuuden lasku näkyi myös niin, että sen petrialjoille sedimentoitunut määrä pieneni lähestyttäessä maan pintaa. K^+ -ionien määrä sitä vastoin oli suurempi petrialjoilla lähellä maan pintaa verrattuna latvusten yläosaan, ja tämän pääteltiin johtuvan paikallisen kasvillisuuden itse tuottamista kaliumsuolakiteistä ja orgaanisen aineksen jäänteistä. Hienoihin hiukkasiin yhdistettyjen aineiden pitoisuusgradientit olivat heikompia, eli puuston vaikutus niiden depositioon on vähäisempi. Erilaisilla laskeuman mittausten menetelmillä (petrialjat ja suodatinpaperi) depositiogradientit erosivat toisistaan.

Tästä tutkimuksesta voidaan päätellä puuston toimivan erityisesti karkeiden hiukkasten ja reaktiivisten kaasujen tehokkaana nieluna eli niiden pitoisuus ja kuivalaskeuma on pienempi lähellä maan pintaa. Toisaalta kasvillisuus emittoi tiettyjä epäpuhtauksia, mikä näkyy niiden korkeampina pitoisuuksina maanpinnan lähellä. Erilaisilla depositiokeräimillä mitatut gradientit erosivat toisistaan, joten eri epäpuhtauksien pidättymisteho vaihtelee pintojen laadun suhteen.

4.1.2 Laskeuma- ja pitoisuuserot metsissä ja aukkopaikoissa

Horstmann ja McLachlan (1998) mittasivat useiden kaasumaisten ja hiukkasmaisten orgaanisten yhdisteiden (mm. PAH, PCB, furaaneja ja dioksiineja) kokonaislaskeumaa vuoden ajan Saksassa vanhan kuusimetsän (*Picea abies*) ja lehtimetsän (pyökkejä *Fagus sylvatica* ja tammia *Quercus robur*) puiden alla sekä läheisessä aukkopaiassa. Lähes kaikkien mitattujen yhdisteiden laskeuman havaittiin olevan suurempi ja usein moninkertainen metsissä verrattuna aukkopaikaan johtuen metsäpuuston aiheuttamasta tehokkaasta kuivalaskeumasta. Koejakson aikana mitattiin myös näiden yhdisteiden hiukkasmaisten ja kaasumaisten muotojen pitoisuuksia ilmassa, ja niiden sekä depositiomittausten perusteella pystyttiin laskemaan kuivadepositionopeudet metsissä sekä kaasumaisille että hiukkasmaisille yhdisteille kyseisen kokeen olosuhteissa. Kaasujen kuivadepositionopeus oli 0,78 cm/s havumetsässä (vuoden painotettu keskiarvo) ja 3,6 cm/s lehtimetsässä (kuuden kesäkuukauden keskiarvo). Nämä depositionopeudet ovat suuria verrattuna tyyppillisiin epäorgaanisten kaasujen depositionopeuksiin metsissä. Tämän pääteltiin johtuvan mitattujen orgaanisten yhdisteiden lipofiilisyydestä, eli ne pidättyvät tehokkaasti myös suoraan lehtien ja neulasten pinnan rasvaiseen kutikulaan eikä ainoastaan ilmarakojen kautta.

Mitattujen orgaanisten yhdisteiden hiukkasmaisten muotojen kuivadepositionopeus oli havumetsässä 0,05 cm/s ja lehtimetsässä 0,73 cm/s. Koska kaasumaisten orgaanisten yhdisteiden depositionopeus oli huomattavasti nopeampaa kuin hiukkasmaisten yhdisteiden, pääteltiin puolihaihtuvien orgaanisten yhdisteiden (SOC) depositiossa kaasumaisten yhdisteiden olevan erityisen tärkeitä. Sekä kaasumaisten että hiukkasmaisten orgaanisten yhdisteiden depositionopeudet olivat suuremmat lehtimetsässä verrattuna havumetsiin kuten edellä käy ilmi. Erolle löydettiin monia mahdollisia selitysmalleja, mutta tuloksen validointi ja syiden selvittely jäi avoimeksi. Sen sijaan useissa muissa myöhemmin tässä kirjallisuuskatsauksessa esiteltävissä tutkimuksissa havupuiden on havaittu pidättävän tehokkaammin monia hiukkasmaisia (epäorgaanisia) epäpuhtauksia.

Edellisten ja muiden samankaltaisten tutkimusten (mm. Howsam ym. 1999, Horstman 1997) perusteella voidaan päätellä, että puut ja pensaat pidättävät todella tehokkaasti (usein moninkertaisesti)

ti) joitakin orgaanisia epäpuhtauksia ilmasta verrattuna avoimeen ympäristöön. Kasvillisuus pidättää sekä hiukkasmaisia että kaasumaisia orgaanisia yhdisteitä, ja sillä on havaittu olevan tärkeä rooli orgaanisten yhdisteiden poistumisessa ilmakehästä (perusteelliset kokooma-artikkelit Simonich ja Hites 1995 sekä Smith ja Jones 2000).

Dochinger (1980) vertasi hiukkasten kokonaislaskeumaa ja – leijumaa (TSP) lehti- ja havumetsissä sekä verranneaukoissa. Koepaikat olivat Ohiossa, USA:ssa ja kaksi metsistä oli kaupungissa ja kaksi maaseudulla. Kokonaislaskeumaa kerättiin kahdeksan kuukauden ajan ja kokonaisleijumaa (suurtehokeräin) samalla ajanjaksolla vähintään kaksi kertaa viikossa vuorokausi kerrallaan. Kokonaisleijuman havaittiin olevan keskimäärin pienempi metsissä kuin aukoissa koko mittausjakson aikana havumetsissä 13 % ja lehtimetsissä 9–11 %. Kokonaislaskeuma oli havumetsissä keskimäärin 38 – 40 % ja lehtimetsissä 27 – 30 % pienempi kuin aukoissa koko mittausjakson aikana.

Kokonaisleijuman- ja laskeuman pienempää määrää metsissä kasvuston alla pidettiin tutkimuksessa osoituksena metsien hiukkasia pidättävästä vaikutuksesta. Kokonaisleijuman osalta päättely tuntuu perustellulta ja yhteensopivalta muiden tutkimusten kanssa. Kokonaislaskeuman pieni määrä metsissä ja erityisesti metsien tehokkaan suodatusvaikutuksen perustelu tällä on kuitenkin ristiriidassa muiden tässä kirjallisuuskatsauksessa esiteltävien tutkimusten kanssa, joissa nimenomaan kokonaislaskeuman suurta määrää metsissä verrattuna aukkoihin pidetään osoituksena tehokkaasta pidättymisestä kasvillisuuteen. Valitettavasti Dochingerin (1980) tutkimuksesta ei käy kunnolla ilmi kokonaislaskeuman keräysmenetelmä, ja muutenkin aineisto ja menetelmät on kuvattu puutteellisesti (ei mm. säätietoja) ja syy ristiriitaan jää epäselväksi. On mahdollista että esimerkiksi maahan pudonneiden lehtien tai neulasten mukana siirtynyttä hiukkasmassaa ei ole mitattu ollenkaan, jolloin tulos olisi looginen. Tutkimuksen pitoisuusmittaukset kuitenkin osoittavat kokonaisleijuman olevan pienempi metsissä kuin aukoissa ja metsäkasvillisuuden näin sitovan ilmassa leijuvia hiukkasia.

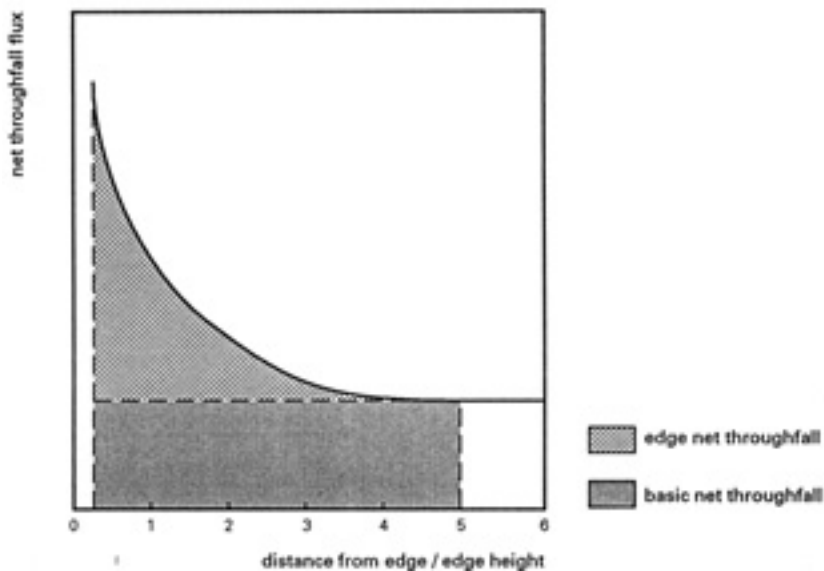
4.1.3 Laskeumagradientit metsien ja aukkojen reunoissa

Edellisistä tutkimuksista on käynyt ilmi metsäpuuston ilman epäpuhtauksien depositiota tehostava vaikutus verrattuna tasaisiin, rosoisuudeltaan vähäisiin aukkopaikkoihin. Kuitenkin tiheässä ja homogeenisessa metsikössä epäpuhtauksia pääsee tunkeutumaan kasvillisuuden sekaan ainoastaan lähinnä vertikaalisten ilmavirtauksien (pyörteiden) mukana. Pinnanmuodoiltaan tai kasvillisuudeltaan heterogeenisemmässä ja rosoisemmassa ympäristössä kuten esimerkiksi metsän reunassa suurempi osa horisontaalisesta ilmavirtauksesta pääsee tunkeutumaan kasvuston sisälle. Seuraavana tarkastellaan tutkimuksia, joissa on mitattu laskeumagradientteja juuri tällaisessa metsän ja aukon reunan luomassa erittäin rosoisessa rajapinnassa.

Beier ja Gundersen (1989) havaitsivat tutkimuksessaan tanskalaisen kuusimetsän reunassa monilla yleisillä ioneilla (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- ja SO_4^{2-}) olevan erittäin voimakas laskeumagradientti metsän laidassa. Kuusikon latvussadannan ionipitoisuudet aivan metsän reunassa olivat ionista riippuen 10 - 20-kertaisia verrattuna sadantaan aukossa ja 2 - 8-kertaisia verrattuna latvussadantaan metsän sisällä, 50 metrin päässä aukon laidasta. Ensimmäisen 15 metrin matkalla metsässä deposition määrä laski erittäin voimakkaasti ja tämän jälkeen (15 – 50 m) laskeuman pieneminen lähes pysähtyi jäädessä kuitenkin ionista riippuen noin 2 – 5 kertaa suuremmaksi kuin aukkopaiikassa. Selittäviksi tekijöiksi metsien reunojen suureen kokonaislaskeumaan on esitetty suurta kuivalaskeumaa (tehokas ilmavirtojen tunkeutuminen kasvillisuuteen ja korkea lehtialaindeksi koska paljon valoa), metsien laitojen hiukan korkeampaa sademäärää ja juuriston kautta kasveihin siirtyneiden aineiden suurempaa depositiota (esimerkiksi sadevesi liuottaa lehtien pinnoilta). Sadannan määrässä ei havaittu juurikaan gradienttia metsän reunassa, joten se ei selittänyt ionimää-

rien jyrkkiä gradientteja. Kaliumionin konsentraatiogradientti oli loivempi kuin muilla potentiaalisesti neulasista liukenevilla ioneilla. Koska sen gradientti muistutti lehtialaindeksin gradienttia, pääteltiin suuren osan siitä olevan peräisin puustosta. Lopuilla ioneilla selittäväksi tekijäksi jäi kuivalaskeuman tehostuminen johtuen osin korkeammasta metsän reunan lehtialaindeksistä ja erityisesti tehostuneesta horisontaalisten ilmajvirtausten tunkeutumisesta kasvustoon sekä rajusta turbulenssista.

Edellisen tutkimuksen kanssa samansuuntaisia tuloksia on saatu monissa muissakin tutkimuksissa (esim. Hasselrot ja Grennfelt 1987; Coenen ym. 1986). Reunavaikutuksen on havaittu ulottuvan olosuhteista riippuen noin 15 – 200 metrin etäisyydelle metsän sisälle (Beier 1991 koonnut tiedot monista tutkimuksista). Draaijers ym. (1994) tutkivat Hollannissa kahdeksan erilaisen metsän vaikutusta kuivadepositioon mittaamalla latvussadantaa ja läheisten aukkojen kokonaissadantaa (asetelma samanlainen kuin edellä esitellyssä tutkimuksessa). Depositiogradientin havaittiin ulottuvan korkeintaan noin viisi kertaa metsän reunan korkeuden verran (kuva 13). Karkeisiin hiukkasiin liitettyjä ioneja (Na^+ , Cl^- ja Mg^{2+}) oli metsän reunassa noin viisi kertaa enemmän kuin syvällä metsän sisällä. Hienoihin hiukkasiin ja kaasuihin liitetyillä ioneilla (NH_4^+ , NO_3^- ja SO_4^{2-}) ero oli keskimäärin vain kaksikertainen.



Kuva 13. Idealisoitu kuva metsän reunan vaikutuksesta latvussadannan mukana laskeutuvien epäpuhtauksien määrään etäisyyden suhteen. Etäisyys aukon laidasta on ilmoitettu suhteessa metsän reunan korkeuteen. (Draaijers ym.1994.)

Draaijers ym. (1994) tutkimuksessa kartoitettiin myös tarkkaan metsiköiden ja niiden reunojen rakennetta, ja niiden ominaisuuksien perusteella pyrittiin selittämään eroja depositiossa eri metsien välillä. Latvussadannassa mitatut ionien määrät korreloivat voimakkaasti positiivisesti monien metsikön ja sen reunan tiheyttä kuvaavien muuttujien kanssa, kuten esimerkiksi lehtialaindeksin ja puiden lukumäärän kanssa. Metsän reunan aukkoisuutta kuvaavalla muuttujalla oli puolestaan negatiivinen korrelaation kertyneen ionimäärän kanssa. Deposition määrä oli siis suuri, kun metsän ja sen reunan puusto oli melko tiheää. Tutkimuksessa pääteltiin lisäksi, että erityisesti hienojen hiukkasten depositiota edistää myös metsän ja sen reunan rakenteen sekä suuren että pienen mittakaavan rosoisuus, joka tehostaa ilmajvirtojen turbulentsisuutta.

Edellisissä tutkimuksissa käy erittäin selkeästi ilmi se, että epäpuhtauksien depositio tehostuu erityisen voimakkaasti ympäristön rosoisuuden ollessa suuri eli aivan metsän reunassa. Metsän reunassa deposition määrä on moninkertainen verrattuna deposition määrään metsän sisällä ja ero on vieläkin suurempi verrattuna avoimeen ympäristöön. Erityisen voimakkaasti tehostuu karkeiden hiukkasten depositio. Hienoilla hiukkasilla ja kaasuilla laskeumagradientti ei ole niin voimakas kuin karkeilla hiukkasilla. Deposition määrä on kaikkein suurin aivan metsän reunassa, noin 10-15 metrin matkalla ja gradientti jatkuu loivana suunnilleen 50 metriin saakka (korkeintaan noin viisinkertaisesti metsän korkeuden verran). Tämänkin jälkeen laskeuma jää metsässä suuremmaksi kuin aukeassa paikassa. Metsän ja erityisesti sen reunan kasvillisuuden rakenne vaikuttaa siihen kuinka tehokkaasti epäpuhtauksia poistuu ilmasta. Depositio on erityisen voimakasta melko tiheissä ja monitasoisesti rosoisissa metsien reunoissa.

4.2 Tienvarsikasvillisuuden ja melusteiden vaikutus hiukkasten leviämiseen

Lukuisissa tutkimuksissa on havaittu, että tienvarsien kasvillisuuteen pidättyy runsaasti liikenteestä emittoituneita epäpuhtauksia, ja kasvillisuuden on näin päätelty toimivan niiden nieluna (esim. Freer-Smith ym. 1997, Tong ja Farrel 1991, Matzka ja Maher 1999). Kuitenkin vain harvoissa tutkimuksissa on verrattu erilaisten tienvarsiympäristöjen vaikutusta pidättymisen määrään tai paikalliseen ilmanlaatuun. Tässä luvussa käydään läpi näitä erilaisissa tienvarsiympäristöissä tehtyjä tutkimuksia seuraavassa järjestyksessä: metsät, metsäkaistat, pensasaidat ja melusteet.

Löfström (1987) tutki pääkaupunkiseudulla rakenteeltaan ja puulajisuhteiltaan erilaisten tienvarsi-metsiköiden vaikutusta hiukkaspäästöjen leviämiseen. Hiukkasten leviämistä selvitettiin mittamalla kahden kuukauden aikana sammalpalloihin kertyneiden metallien (Pb, V, Zn, Cu, Cr, Ni, Fe ja Ti) määrää 18 metsään ja verranneaukkoihin perustetuilla linjoilla (mittauspisteet noin 5, 15, 30, 50 ja 75 metrin päässä tiestä). Lisäksi hiukkasia kerättiin 2-fraktiokeräimellä, mutta johtuen liian lyhyestä keräysajasta (9 h) selkeitä tuloksia ei tällä saatu. Sammalpalloihin havaittiin kertyneen yleensä aukoissa selvästi enemmän lyijyä ja muita metalleja kuin metsissä, ja näin metsien pääteltiin estävän tieliikenteen hiukkaspäästöjen leviämistä. Tiheimpien metsien epäiltiin toimivan tuuliesteinä, jolloin ilmavirtaus saattaa nousta niin nopeasti metsän ylle että epäpuhtauksien suodattuminen kasvillisuuden läpi vähenee. Joissain metsissä sammalpalloihin oli kertynyt enemmän metalleja kuin verranneaukoissa. Tämän pääteltiin johtuvan verranneaukkojen pienestä koosta ja aukoissa olleista tienvarsipensaistoista. Sammalpalloihin kertyneiden metallien määrät laskivat jyrkimmin ensimmäisen 15 metrin matkalla, ja useilla koealueilla metallien määrät pienenevät vielä 50 – 75 metrin päässä tiestä. Raportissa ei käsitelty kaikkea kerättyä aineistoa (maasta kerätyt sammalet), eikä tuloksia myöskään testattu tilastollisesti. Tarkempi aineiston analyysi tullaan julkaisemaan keväällä 2002 pro gradu -työnä.

Schauffler ym. (1996) tutkivat moottoritieltä suolauksesta peräisin olevien klooripitoisten hiukkasten leviämistä melko vähäpuisella suoalueella. Kokonaislaskeumaa mitattiin kahdeksassa aukkopuustoparissa eri etäisyyksiltä tiestä (73-1050 m). Puustopaikoissa oli yleensä vain yksi tai kaksi lehtikuusta (korkeus 5-10 m) ja sen ympärillä lyhyempiä puita (korkeus 1-3 m). Laskeumaa mitattiin aina lehtikuusen latvuksen alta. Puustopaikoissa kloorilaskeuman havaittiin olevan lähes aina suurempi kuin aukkopaikeissa. Suurin ero oli havaittavissa lähimmässä, 73 metrin päässä tiestä olevassa koepaikassa, jossa kloorin määrä puustopaikassa oli keskimäärin noin nelinkertainen verrattuna aukkopaiikkaan. Mittaukset tehtiin syksyn sekä talven aikana, ja erot olivat suuret myös talvela, vaikka lehtikuuset olivat lehdettömiä. Puuston pääteltiin tehostavan voimakkaasti kuivadepositiota verrattuna ympäristöltään avoimiin ja tasaisiin paikkoihin. Erityisesti puuston epä säännöllisen jakautumisen ja korkeusvaihtelun pääteltiin tehostavan laskeumaa puustoryhmien si-

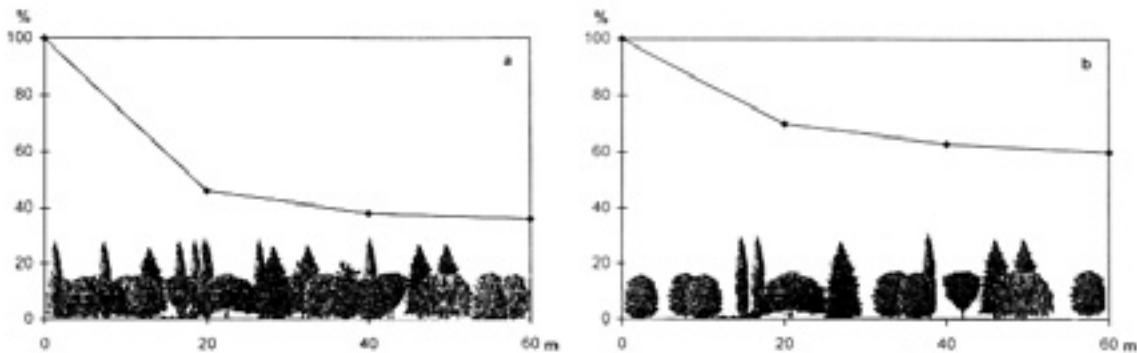
sällä, sillä tällöin kasvustossa on runsaasti reunoja joihin ilmavirrat osuvat. Puustoltaan tiheässä, säännöllisessä ja tasakorkuisessa metsikössä laskeuman voimakkaimman tehostumisen pääteltiin rajoittuvan aivan kasvuston tuulenpuoleiseen laitaan.

Nasrullah ym. (1994) tutkivat Japanissa hengitettävien hiukkasten pitoisuutta ja sen metallikoostumusta kahdessa tienvarsimetsiköissä (noin 60 000-80 000 ajoneuvoa/vrk) ja verranneaukossa. Hiukkasia kerättiin noin 1, 10, 30 ja 70 metrin päästä teistä kolmena vuorokauden mittaisella jaksolla. Lisäksi mitattiin eri kasvilajien lehdistä etanolihuuhtelussa irronneiden metallien määriä. Toisessa metsikössä hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien havaittiin olevan pienempiä 10, 30 ja 70 metrin päässä tiestä verrattuna aukkoon (ero keskimäärin 12, 18 ja 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Toisessa metsikössä tulokset olivat samansuuntaiset, mutta eivät kuitenkaan tilastollisesti merkittäviä. Tämän pääteltiin johtuvan siitä, että kahtena kolmesta hiukkasten keräysvuorokaudesta satoi vettä. Mittausjakson saateettomana päivänä hengitettävien hiukkasten pitoisuus oli selvästi pienempi kuin aukossa. Kerätyn hiukkasmassan metallimäärien (Ca, Fe ja Zn) erot aukossa ja metsässä vaihtelivat yleensä samansuuntaisesti kuin hiukkaspitoisuudet ilmassa. Yleisesti havaittiin, että hiukkaspitoisuudet ilmassa ja kasveilla laskivat voimakkaasti ensimmäisen 10 metrin matkalla, minkä jälkeen lasku oli hidasta. Tulosten perusteella pääteltiin, että metsiköiden pienemmät hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ja metallimäärät verrattuna aukkoihin johtuivat hiukkasten depositiosta metsikön kasvillisuuteen. Osan erosta arveltiin johtuvan myös siitä, että ilmavirtojen nouseminen metsikön ylle pienentää pitoisuutta aivan maanpinnan lähellä latvuston alla.

Heath ym. (1999) vertailivat maaperän raskasmetallipitoisuuksia (Cu, Pb ja Zn) Englannissa moottoritien vieressä olleissa kahdessa aukossa ja kolmessa suojakaistametsikössä. Maaperänäytteitä otettiin 8–100 metrin etäisyydeltä tiestä kahden metrin välein, ja lisäksi kerättiin lehti- ja neulänäytteitä suojavyöhykkeiden puista (rauduskoivu *Betula pendula*, tammi *Quercus robur* ja mänty *Pinus sylvestris*). Tuulen alapuolella olevan aukon maaperässä havaittiin olevan enemmän raskasmetalleja kuin aukossa tuulen yläpuolella. Kun tien eri puolilla (tuulen ylä- ja alapuolella) olleiden suojakaistakoivikoiden maan raskasmetalligradientteja verrattiin, ei tuulen suunnan vaikutusta voitu havaita. Suojakaistamännikössä oli tien lähellä maassa enemmän raskasmetalleja kuin suojakaistakoivikossa. Männyn neulasissa oli tien laidassa enemmän raskasmetalleja kuin kauempana suojavyöhykkeen sisällä tai puhtaassa kontrollipaikassa. Tulosten perusteella pääteltiin, että metsikösuojakaistat ja erityisesti havupuut tehostavat hiukkasmaisten epäpuhtauksien depositiota. Tähän on mitä ilmeisemmin syynä ainakin niiden ikivihreydestä johtuva tehokas ympärivuotinen epäpuhtauksien sidonta. Tarkemmissa puulajikohtaisissa vertaluissa (luku 4.3) on myös havaittu neulasten pienen koon ja suuren pinta-alan tehostavan depositioita.

Chronopoulos ym. (1997) tutkivat Ateenassa kahden katujen ympäröimän puiston lyijy- ja kadmiumpitoisuuksia maassa ja kahden kasvilajin (*Pittosporum sinensis* ja *Nerium oleander*) lehdissä. Puistot erosivat toisistaan voimakkaasti kasvillisuuden tiheyden ja ympäröivien katujen liikennemäärän suhteen. Puistoissa kerättiin lehti- ja maanäytteitä viideltä eri mittauslinjalta 0, 20, 40 ja 60 metrin etäisyydeltä puistojen laidoista. Lyijyn ja kadmiumin pitoisuuksien havaittiin olevan korkeita, kun liikennemäärä oli suuri, etäisyys puiston laidasta pieni tai lehtien pinta oli karkea. Metallipitoisuudet laskivat suunnilleen taustatasolle liikennemäärästä riippuen viimeistään 60 metrin päästä puiston laidasta. Kasvillisuudeltaan rehevässä ja tiheässä puiston laidassa lyijyn ja kadmiumin konsentraatio oli korkeampi aivan tien laidassa ja matalampi 20-40 metrin etäisyydellä sekä lehdillä että maassa verrattuna kasvillisuudeltaan harvempaan puistoon. 60 metrin etäisyydellä pitoisuudet olivat samat. Tiheän kasvillisuuden pääteltiin estävän tehokkaasti hiukkasten leviämistä ja aiheuttavan näin nopean pitoisuuslaskun. Tuulen nopeus oli hitaampi kasvillisuudeltaan rehevässä ja tiheässä puistossa, ja myös sen pääteltiin ehkäisevän epäpuhtauksien kulkeutumista (kuva 14). Aineiston pienuudesta johtuen päätelmät kasvillisuuden vaikutuksesta pitoisuusgradienttien eroihin

jäävät melko epävarmoiksi. Tulokset ovat kuitenkin samansuuntaisia kuin muissakin tutkimuksissa, eli tienvarsikasvillisuus lisää epäpuhtauksien depositiota.



Kuva 14. Keskimääräinen tuulen nopeuden lasku etäisyyden suhteen puiston reunasta kasvillisuudeltaan tiheässä (a) ja harvassa (b) puistossa (Chronopoulos ym. 1997).

Little ja Wiffen (1978) tekivät kenttätutkimuksiansa (ks. luku 3.2) ja tuulitunnelikokeidensa (Little ja Wiffen 1977) perusteella laskelman puustokaistan vaikutuksesta lyijyn depositioon. Laskelman kuvitteellinen puustokaista sijoitettiin 5-15 metrin etäisyydelle tiestä, ja puulajiksi valittiin voimakkaasti lyijyä sitova lehdiltään karvainen lehtipuu. Laskelman mukaan tähän kymmenen metrin levyiseen puustokaistaan pidättäisi korkeintaan noin 1,2-2,7 % liikenteen lyijypäästöistä, jolloin metsäkaista pidättäisi hiukan yli kaksinkertaisesti lyijyä verrattuna ruohikkoon. Myös Heicel ja Hankin (1976 ref. Little ja Wiffen 1978) arvioivat tutkimustensa perusteella tien vieressä olevien havupuuta sisältävien tuulensuojaistutuksien kaksinkertaistavan lyijyn laskeuman määrän.

Keller (1974) havaitsi, että tien varrella oleva puustokaista pienentää sammaleen ja lasivillaan kertyvän lyijylaskeuman määrää. Lyijylaskeumat olivat puustokaistan takana ainakin muutaman kymmenen metrin matkalla pienemmät kuin vastaavilla etäisyyksillä avoimessa ympäristössä. Syynä laskeuman vähenemiseen pääteltiin olevan lyijyn pidättäminen kasvillisuuteen ja erityisesti epäpuhtauksien sekoittumisen ja laimenemisen tehostuminen.

Edellä esitellyistä tutkimuksista käy ilmi, että tienvarsimetsän sisällä hengitettävien hiukkasten pitoisuus on pienempi kuin aukkopaikassa. Hiukkasten laskeuman määrä on puolestaan suurempi metsän tai metsäkaistan kohdalla ja pienempi niiden takana. Tienvarrella olevan puustovyöhykkeen vaikutusta sen takana oleviin hiukkaspitoisuuksiin ei kuitenkaan ilmeisesti ole tutkittu, tai ainakaan sellaisia tutkimuksia ei löytynyt. Myöskään muissa luonnollisissa olosuhteissa tehtyjä mittauksia metsäkaistan vaikutuksesta hiukkaspitoisuuteen ei löytynyt. Ainoa löydetty tutkimus, jossa selvitettiin puustokaistojen vaikutusta hiukkaspitoisuuksiin niiden takana, on Raupach ym. (2001) tekemä kokeellinen kenttätutkimus. Siinä mitattiin keinotekoisesti tuotettujen, noin 80 µm kokoisten nestemäisten hiukkasten pitoisuuksia tuulen ylä- ja alapuolella tiheää puuriviä. Hiukkasten pitoisuus oli välittömästi tuulen alapuolella puuriviä noin 80 % pienempi kuin yläpuolella. Latvusten yläpuolella pitoisuudet olivat usein korkeammat tuulen alapuolella kuin yläpuolella. Ainakin karkeimpien hiukkasten pitoisuuksiin metsäkaistalla on siis vaikutusta. Seuraavana tarkastellaan melusteiden ja pensasaitojen vaikutusta hiukkasten leviämiseen.

Kinnunen ym. (1985) tutkivat Espoossa lyijyn ja kadmiumin leviämistä teiden varsilla sammalpal-lomenetelmällä (etäisyydet tiestä noin 2, 7, 27, 50 ja 100 m) melusteiden (4 kpl) ja meluvallin takana sekä verranneaukoissa. Lisäksi perustettiin mittauslinjat neljään erilaiseen metsikköön. Me-

luesteiden ja –vallin sekä vertailuaukeiden välillä ei havaittu selviä eroja lyijyn ja kadmiumin leviämässä. Korkeimmat lyijypitoisuudet mitattiin sammalpalloista, jotka olivat lähimpänä tietä metsikköpaikoissa. Metsiköiden pääteltiin aiheuttavan ilmavirtoihin pyörteisyyttä, jonka seurauksena pöly jää leijumaan aivan tien lähistölle pidemmäksi aikaa kuin avoimilla paikoilla.

Larssen ja Tønnesen (1984) tutkivat Oslossa vilkasliiketeisen tien varrella pensasaidan (korkeus 2,5 m ja leveys 1,5 m) ja meluesteen (korkeus 3 m) vaikutusta hiukkasten leviämiseen verrattuna aukeaan paikkaan. Pensasaita ja meluseinä olivat viiden metrin päässä tiestä, ja kokonaislaskeumaa ja hiukkaspitoisuuksia (TSP, PM_{2,5-10}, PM_{2,5}) sekä hiukkasten lyijy- ja nokipitoisuuksia mitattiin 4, 12 ja 30 metrin etäisyyksillä tiestä. Sekä meluesteen että pensasaidan havaittiin pienentävän kokonaislaskeumaa niiden takana verrattuna aukeaan paikkaan. Ilman hiukkaspitoisuuksiin melusteella oli sitä vastoin pienempi vaikutus, ja esimerkiksi hengitettävien hiukkasten pitoisuus oli meluesteen takana kuuden metrin päässä enimmillään vain 15 – 20 % pienempi verrattuna aukeaan paikkaan. Pensasaidan vaikutus hengitettävien hiukkasten pitoisuuteen oli vain marginaalinen. Tulosten luotettavuutta ja yleistettävyyttä vähentää tilastollisen testaamisen puute ja se, että mittaukset tehtiin ainoastaan yhdessä koepaikassa.

Pensasaitojen on havaittu vähentävän kokonaislaskeumaa niiden takana muissakin tutkimuksissa (esim. Varshney ja Mitra 1993). Myös Keller (1974) havaitsi, että tienvarrella olevat pensasaidat pienentävät sammaleen ja lasivillaan kertyvän lyijylaskeuman määrää. Laskeuman määrää oli pienempi tuija-aidan (*Thuja sp.*) takana kuin lehtipensasaidan takana. Heikoimmin laskeumaa vähensi lehdetön pensasaita. Toisaalta joissain tutkimuksissa on päätelty tiiviin (pensas)aidan muuttavan ilmavirtojen pyörteisyyttä niin, että heti aidan takana on vähäisen laskeuman ”katvealue” ja sen jälkeen ilmavirtojen pyörteisyyden tehostumista johtuen erityisen voimakkaan laskeuman vyöhyke (mm. Hokkanen 1979).

Yhteenvedon tämän luvun tutkimuksista voidaan päätellä, että tienvarsimetsä tai -metsäkaista tehostavat varsinkin karkeiden hiukkasten depositiota ja jonkin verran myös hienojen hiukkasten depositiota. Hiukkasten depositio tehostuu voimakkaimmin metsän tai metsäkaistan tien puoleisella laidalla ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla. Tieliikenteen lyijypitoisten hienojen hiukkasten deposition on arvioitu kaksinkertaistuvan kymmenen metrin levyisessä suojakaistametsikössä verrattuna ruohikkoon. Kuitenkin näin kapeaan suojakaistaan on arvioitu pidättyvän laskelman perusteella korkeintaan 1,2-2,7 % tieliikenteen lyijypäästöistä. Karkeilla hiukkasilla deposition tehostuminen on mitä ilmeisemmin huomattavasti voimakkaampaa. Deposition tehostumisesta johtuen maaperään lopulta kertyvien epäpuhtauksien määrä on suurempi puu- ja pensasvyöhykkeiden alla verrattuna avoimeen paikkaan. Välittömästi kapean metsäkaistan takana laskeuman määrä on pienempi kuin avoimessa ympäristössä vastaavalla etäisyydellä. Kuitenkin etäisyyden kasvaessa ero ilmeisesti pienenee melko nopeasti. Myös pensasaitojen ja meluesteiden takana kokonaislaskeuman on havaittu olevan pienempi kuin avoimessa ympäristössä, ja ne toimivat karkeiden hiukkasten leviämiseen. Toisaalta ilmavirtojen pyörteisyys voimistuu tiheiden pensasaitojen ja meluesteiden takana, ja se saattaa jopa lisätä laskeuman määrää niiden takana sopivalla etäisyydellä.

Tiheä metsä tai metsäkaista saattaa heikentää ilman epäpuhtauksien sekoittumista ja laimenemista tiealueella, ja nostaa näin hieman ilman epäpuhtauspitoisuuksia tiellä ja sen pientareella (vrt. kuten katukuilu). Metsän sisällä ainakin karkeimpien hiukkasten ja hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ovat pienemmät kuin avoimessa ympäristössä. Tämän johtuu hiukkasten pidäytymisestä puiden lehdistöön ja myös siitä, että osa hiukkasista kohoaa ilmavirtojen mukana metsän päälle pienentäen hiukkaspitoisuutta näin metsän sisällä. Välittömästi kapean metsäkaistan takana ilman hiukkaspitoisuus on pienempi kuin vastaavalla etäisyydellä aukkopaikassa (vrt. kuva 8). Etäisyyden kasvaessa ero ilmeisesti pienenee metsän päälle nousseen hiukkaspitoisen ilmavirran painuessa osin takaisin

maan pinnan lähelle. Tällaisia tienvarsilla tehtyjä tutkimuksia ei kuitenkaan löytynyt. Melusteiden ja tiheiden pensasaitojen takana karkeimpien hiukkasten pitoisuus on pienempi kuin avoimessa ympäristössä. Hengitettävien hiukkasten (ja kaasujen) leviämiseen ja pitoisuuksiin pelkällä melusteella tai pensasaidalla ei ole juurikaan vaikutusta.

4.3 Kasvilajien ja kasvupaikkojen väliset erot hiukkasten pidättämisessä

Edellisissä luvuissa esiteltiin tutkimuksia, joiden perusteella havaittiin kasvillisuuden ja erityisesti puuston toimivan monien ilman epäpuhtauksien nieluna verrattuna avoimeen, tasaiseen ympäristöön. Tämä näkyi eroina vertikaalisissa ja horisontaalisissa laskeuma- ja pitoisuusgradien-teissa maankäyttömuodoiltaan erilaisissa ympäristöissä. Osasta tutkimuksista kävi jo ilmi, että kasvillisuuden rakenteen lisäksi deposition tehokkuuteen vaikuttavat kasvilaji ja erityisesti lehtien morfologiset ja fysiologiset erot. Esimerkiksi lehtien voimakasta kaasujen vaihtoa on pidetty indikaattorina voimakkaasta ilman epäpuhtauksien sidonnasta, ja onkin ehdotettu, että sellaisia kasveja kannattaisi istuttaa kaikkein saasteisimmille alueille (esim. Beckett ym. 1998). Lehtien korkea rasvapitoisuus puolestaan tehostaa rasvaliukoisten orgaanisten aineiden pidättymistä. Kaasumaisten epäpuhtauksien depositiota tienvarsikasvillisuuteen on kuitenkin tutkittu vain vähän. Tässä luvussa esitellään tutkimuksia, jotka käsittelevät kasvilajien ja kasvupaikkojen välisiä eroja hiukkasmaisten epäpuhtauksien sidonnassa.

Beckett ym. (2000a) mittasivat Englannissa eri puulajien lehdille kertyneiden hiukkasten määrää erilaisissa ympäristöissä ja erikokoisissa puissa. Kokeeseen valittiin yhteensä 12 yksittäin kasvavaa lehtipuuta (eri lajeja). Puiden lehtialaindeksi vaihteli 0,2-2,7 välillä olleen yleensä suurin nuorilla, tiheillä ja pienillä puilla. Latvuksen tilavuus ja lehdistön kokonaispinta-ala puuta kohden oli luonnollisesti suurin suurikokoisilla puilla, ja esimerkiksi vanhoilla plataanilla (*Platanus x hispanica*) se oli jopa yli 1 km², kun lehtien molemmat puolet laskettiin mukaan. Kustakin puusta kerättiin loka-kuussa lehtien koosta riippuen 5-10 lehteä, lehdet pestiin vedellä, imusuodatettiin (reikien halkaisija 0,45 µm) ja kuivatut suodattimet punnittiin. Elektronimikroskooppitarkastelussa hiukkasten keskimääräisen halkaisijan havaittiin olevan reilusti alle 10 µm. Hiukkasten alkuainepitoisuuksia tutkittiin pyyhkäisyelektronimikroskoopiin kytketyllä alkuaineanalyysaattorilla. Hiukkasten ylivoimaisesti yleisin alkuaine oli pii, minkä perusteella lehdille oli pidättynyt runsaasti maaperähiukkasia. Muita tavallisia alkuaineita olivat alumiini, fosfori, kalium ja rikki.

Suurimmat puuta kohden lasketut hiukkasmassat (noin 1 – 3 kg / puu) mitattiin suurilla plataanilla, jotka kasvoivat Lontoon saasteisella alueella. Pienemmillä, noin kymmenen metriä korkeilla puilla lehtien pinnoille kertynyt hiukkasmassa oli usein noin 40 – 150 g / puu. Kun hiukkasmassa suhteutettiin lehtipinta-alaan (lehtien molemmat puolet laskettu), oli se puusta riippuen 70 – 490 mg / m². Nuorten, vielä melko pienten puiden havaittiin olevan kokoonsa nähden melko tehokkaita hiukkasten pidättäjiä johtuen niiden tiheästä lehdistöstä verrattuna suuriin saman lajin yksilöihin. Tulosten perusteella pääteltiin, että puihin pidättyneeseen hiukkasmassan määrään vaikuttavat puulaji (teho- kas pidätys, kun latvus epäsäännöllisen rosainen sekä lehdet karheat ja karvaiset) ja ympäristö (paljon pidättyneitä hiukkasia, kun ilman hiukkaspitoisuus korkea ja sadanta vähäinen). Tämän tutkimuksen valossa on hankala tehdä puulajikohtaisia tarkempia johtopäätöksiä hiukkasten pidättymisen tehokkuudesta lehdille johtuen pienestä, heterogeenisestä aineistosta. Kuitenkin pääteltiin, että esimerkiksi lehmusten karvaiset ja tahmeat lehdet pidättävät tehokkaasti hiukkasia ja saarnen epäsäännöllisen rosainen kasvutapa voisi edistää depositiota.

Beckett ym. (2000b) vertailivat jatkotutkimuksessaan viiden puulajin lehdille kertyvien hiukkasten määrää. Kunkin puulajin taimia (pituus noin kaksi metriä) istutettiin huhtikuussa viisi kappaletta kahteen englantilaiseen puistoon puhtaalle tausta-alueelle ja saasteiselle alueelle vilkasliikenteisen tien lähetyville. Elokuussa, kymmenen sateettoman päivän jälkeen, taimista kerättiin lehtiä sekä neulasia, ja niiden pesuvesi imettiin kahden suodattimen läpi (reikien halkaisijat 20 ja 0,45 µm). Kuivatut suodattimet punnittiin ja elektronimikroskoopin avulla mitattiin hiukkasten keskimääräiset halkaisijat, jotka olivat karkeammalla suodattimella noin 15,2 – 17,5 µm ja hienommalla noin 2,0 – 2,1 µm. Suodatuksen jälkeen vedestä mitattiin useiden ionien pitoisuudet, joiden pääteltiin kuvaavan kaikkein pienimpien (PM_{0,1}) hiukkasten määriä lehdillä.

Saasteisella alueella lehdillä havaittiin olevan enemmän karkeita hiukkasia kuin puhtaalla alueella, ja kasvilajista riippuen ero oli suunnilleen 30 – 80 prosenttia. Hienommilla hiukkasilla erot olivat hyvin pieniä. Lehdille kertyneiden hiukkasten massat vaihtelivat kaikissa kokofraktioissa runsaasti kasvilajista riippuen. Kaikkien kolmen kokoluokan hiukkasia oli pidättynyt lehtien pinta-alaan suhteutettuna (mg / m²) selvästi eniten mustamännyn (*Pinus nigra var. maritima*) neulasille ja vähiten poppelin (*Populus deltoides x trichocarpa*) lehdille eron ollessa moninkertainen. Muiden kokeessa olleiden puulajien (eräs havukasvi *x Cupressocyparis leylandii*, saksanpihlaja *Sorbus aria* ja niverävaahtera *Acer campestre*) lehtien pinta-alaa kohden laskettu hiukkaskertymä sijoittui edellisten väliin. Havupuiden pääteltiin poistavan ilmasta tehokkaammin hiukkasia kuin lehtipuiden. Lehtipuilla lehtien karvaisuuden (esim. saksanpihlaja) havaittiin tehostavan hiukkasten pidättymistä.

Beckett ym. (2000c) jatkoivat edellä mainittujen puulajien vertailua vielä tarkemmissa tuulitunnelikokeissa. Tunneliin asetettiin pieniä puuntaimia, ja ilmavirran sekaan emittoitiin pieniä suolaliuos-pisararoita (NaCl, halkaisija noin 1 µm). Koetta toistettiin eri tuulen nopeuksilla ja puulajeilla, ja kunkin kokeen päätteeksi puiden versoille kertynyt suola huuhdottiin, ja huuhteluveteen kertynyt suolamäärä mitattiin. Tulokset olivat samankaltaiset kuin edellä esitellyssä kentäkokeessa. Mustamännyn hiukkastenpidätystehokkuus oli kertaluokkaa suurempi kuin poppelin. Myös toisen kokeessa olleen havukasvin (*x Cupressocyparis leylandii*) hiukkaspidätystehokkuus oli selvästi korkeampi kuin lehtipuiden. Havupuiden monimutkaisen ja pienipiirteisen neulasiston pääteltiin olevan syynä niihin kertyvän laskeuman suureen määrään. Lehtipuista pihlaja karkeine ja karvaisine lehtineen pidätti parhaiten hiukkasia. Samaan johtopäätökseen on päädytty monissa muissakin tutkimuksissa ja esimerkiksi Little ja Wiffen (1977) havaitsi, että karvaiset lehdet pidättävät moninkertaisesti enemmän pakokaasun lyijyperäisiä hiukkasia kuin karvattomat lehdet.

Jonas ja Heinemann (1985) tutkivat Saksassa erilaisten luonnollisten pintojen (mm. ruoho, eri puulajeja, paljas maa ja vesi) vaikutusta hiukkasten depositionopeuteen. Kentäkokeissa levitettiin testiaerosoleja (radioaktiivisesti merkittyä kuparisulfaattiliuosta, pisaroiden aerodynaaminen halkaisija 0,4 – 17 µm) 1,7 metrin korkeudelta, ja mitattiin niiden kertymistä maan pinnalle sijoitetuille erilaisille pinnoille ja puiden versoille. Deposition nopeuden ruohikolle (pituus 2 – 4 cm) havaittiin pienenevän nopeasti hiukkaskoon pienentyessä. 10, 4 ja 1 µm kokoisilla hiukkasilla depositionopeudet ruohikolle olivat keskimäärin 4,6, 0,14 ja 0,01 cm/s. Hiukkasten depositionopeus tasaisille pinnoille (vesi, paljas maa ja metallipinnat) oli suunnilleen 2-4 kertaa pienempi kuin ruohikolle ja apilakasvustoon noin kaksinkertainen verrattuna ruohikkoon.

Eri puulajeille laskettiin kokeen tulosten ja monien muiden kirjallisuudesta selvitettyjen tietojen perusteella depositionopeuksia suhteessa hiukkasten depositionopeuteen ruohikkoon. Suuntaa antavat tulokset laskettiin sekä yksittäin avoimessa ympäristössä kasvaville puille että metsikössä kasvaville puille. Metsikössä puuta kohden laskettu hiukkasten sitomisteho oli pienempi kuin avoimessa ympäristössä, sillä metsissä puut ovat osin toistensa suojassa. Depositionopeuksien laskettiin olevan

puustoon moninkertaisia verrattuna ruohikkoon ja havupuilla jopa kertaluokkaa suurempia. Havupuut pidättivät hiukkasia keskimäärin noin kaksi kertaa tehokkaammin kuin lehtipuut. Tämän arviointiin johtuvan havupuiden korkeasta lehtialaindeksistä ja neulasten mikrorakenteesta. Kokeiden tulosten perusteella pääteltiin, että puusto on tehokas hiukkasnielu verrattuna tasaisiin ympäristöihin, ja hiukkasten pidättyminen kasvillisuuteen on erityisen tehokasta karkeimmilla, yli 5 µm kokoisilla hiukkasilla.

Taulukkoon 2 on koottu kokeessa olleiden Suomessa kasvavien puulajien depositionopeuksia suhteessa depositionopeuteen ruohikossa. Tuloksia voidaan pitää vain suuntaa antavina, eikä tutkimuksessa edes esitetty arvioita tulosten virhemarginaaleista. Erityisen voimakkaasti hiukkasia pidätti kuusi, sillä sen lehtialaindeksi on hyvin suuri ja myös neulasten pieni koko ja mikrorakenne suosivat depositiota. Tammelle ja metsävaahteralle lasketut heikot hiukkaspidätyskyvyt arvioitiin selittävän niiden pienellä lehtialaindeksillä ja lehtien sileydellä. Koivun hiukkaspidätyskyvyn laskettiin olevan erittäin korkea, mutta tätä poikkeuksellisen suurta tulosta ei tutkimuksessa pohdittu. Koivun lehtien suhteellisen pienen koon (verrattuna esim. vaahteraan) voi päätellä suosivan hiukkasten pidätystä, mutta siitä huolimatta tulos vaikuttaa epäuskottavan suurelta. On myös syytä muistaa, että depositionopeuteen vaikuttavat lukuisat ympäristöön, hiukkasiin ja meteorologiisiin tekijöihin liittyvät muuttujat, joten yksittäisten kokeiden tuloksia on vaikea yleistää. Esimerkiksi Smith ja Jones (2000) kokosivat artikkelissaan erilaisia depositionopeustutkimusten tuloksia, ja havaitsivat nopeuksien vaihtelevan jopa useita kertaluokkia tutkimuksien erilaisista olosuhteista riippuen.

Taulukko 2. Hiukkasten depositionopeus eri puulajeille suhteutettuna depositionopeuteen ruohikkoon (depositionopeus puustoon/depositionopeus ruohikkoon). Suhteelliset depositionopeudet on laskettu sekä yksittäisille puille että metsiköissä kasvaville puille. (Jonas ja Heinemann 1985.) Taulukkoon on valittu tavallisia Suomessa kasvavia puulajeja. Tuloksia voidaan pitää vain suuntaa antavina.

	Lehtialaindeksi	Yksittäinen puu	Puuryhmä tai metsikkö
Metsätammi (<i>Quercus robur</i>)	3,7	4	3
Metsävaahtera (<i>Acer platanoides</i>)	5,0	3	2
Hevoskastanja (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	5,0	7	5
Rauduskoivu (<i>Betula pendula</i>)	5,3	24	17
Metsäkuusi (<i>Picea abies</i>)	11,0	40	20
Metsämänty (<i>Pinus sylvestris</i>)	3,9	10	5
Euroopanlehtikuusi (<i>Larix decidua</i>)	3,0	11	5

Neinhuis ja Barthlott (1998) tutkivat neidonhiuspuun (*Gingo biloba*), metsätammen (*Quercus robur*) ja pyökin (*Fagus sylvatica*) lehdille kertyvien hiukkasten määrää ja lehden pinnan ominaisuuksia kasvukauden ajan kymmenen päivän välein Saksassa Bonnin kasvitieteellisessä puutarhassa. Neidonhiuspuun lehtien yläpinnalla oli hiukkasia koko kasvukauden ajan yleensä satoja kpl / mm². Pyökin lehdillä hiukkasmäärä vaihteli yleensä noin 1000- 4000 kpl / mm² ja niiden määrä kasvoi heikosti kasvukauden aikana. Tammen lehdillä hiukkasten määrä kasvoi koko kasvukauden ajan ollen keväällä muutamia satoja ja syksyllä noin 7000 kpl / mm². Kaikilla puulajeilla ylivoimaisesti suurin osa kertyneistä hiukkasista oli kooltaan alle 10 µm (hiukkasten lasku ja kokojaottelu pyyhkäisyelektronimikroskoopin avulla) ja kasvukauden kuluessa erityisesti kaikkein pienimpien hiukkasten (halkaisijaltaan 1 – 2 µm ja alle 1 µm kokoluokat) määrä kasvoi.

Puulajien välisiä eroja hiukkasten pidätyskyvyssä selitettiin lehtien itsepuhdistuskyvyllä eli ns. ”Lotus efektilä”. Tällä tarkoitetaan sitä, että joidenkin kasvilajien lehtien pinnat hylkivät vettä, ja tällaisten lehtien pinnalta vettä (sade, sumu tai kaste) valuu ”pyörivinä” pisaroina poistaen samalla tehokkaasti hiukkasia lehtien pinnoilta. Tällaisten kasvien lehtien pinnan kaikkein hienoin mikrorakenne on karkea (poimuinen kutikula, vahakiteitä ja trikoomeja) ja lehden pinnan vahakerros voimakkaasti hydrofobinen. Lehtien pinnan mikrorakenteen karkeus heikentää hiukkasia pidättävää (adheesio)voimaa, jolloin hiukkasten pidättyminen on heikompaa ja ne myös takertuvat helposti vierivien (hydrofobinen vaha) vesipisaroiden mukaan. (Neinhuis ja Barthlott 1997.) Esimerkiksi neidonhiuspuun ja nuoren tammen lehdet hylkivät voimakkaasti vettä. Pyökin lehdet ja vanhat tammen lehdet sitä vastoin kostuvat helposti, ja hiukkasten poistuminen valuvan veden mukana on heikompaa, minkä vuoksi niihin pääteltiin kertyvän suurempia hiukkasmääriä.

Edellisestä tutkimuksesta käy ilmi se, että lehden pinnan hydrofobisuus saattaa indikoida heikkoa hiukkasten pidätyskykyä. Lehtien hydrofobisuutta voidaan mitata yksinkertaisesti tiputtamalla lehdelle vesipisara ja mittaamalla sen ja lehden pinnan välinen kosketuskulma (contact angle) mikroskoopin avulla. Heikosti hydrofobisilla lehdillä vesi(pisara) leviää helpommin lehden pinnalle ja lehti kostuu helpommin. Tämän kosketuskulman avulla voisikin olla mahdollista saada helposti lisätietoa eri kasvilajien välisistä eroista hiukkasten sidontakyvyssä. Toisaalta edellisestä tutkimuksesta käy hyvin myös ilmi se, että pelkkä lehdille pidättyneen hiukkasmassan mittaaminen luonnollisissa olosuhteissa ei välttämättä kerro kasvin todellista kykyä poistaa ilmasta hiukkasia.

Monissa muissakin tutkimuksissa eri kasvilajien lehdille on havaittu pidättyvän hyvin erilaisia määriä hiukkasia riippuen lehtien ominaisuuksista (esim. Little ja Wiffen 1977; Yunus ym. 1985; Kingston ym. 1988). Vanhoja ja kiinnostavia tutkimuksia hiukkasten (ja kaasujen) depositiosta ja re-emissoista on käyty läpi mm. seuraavissa kokooma-artikkeleissa: Chamberlain ja Little (1981); Chamberlain (1986); Smith (1990), Davidson ja Wu (1990) sekä Beckett ym. (1998). Näissä artikkeleissa esitellyt tutkimustulokset ovat hyvin samansuuntaisia kuin edellä esitellyissä tutkimuksissa.

Tässä luvussa esiteltyjen tutkimusten (ja edellä mainittujen kokooma-artikkeleiden) perusteella kasvilajien välillä on melko suuria, jopa moninkertaisia eroja hiukkasten pidätyskyvyssä. Erityisen tehokkaasti hiukkasia pidättyy havupuihin, sillä niiden suuri lehtialaindeksi ja neulasten pieni koko suosii depositiota ja ikivihreisiin neulasiin pidättyy hiukkasia myös talvella. Lehtipuilla lehtien karvaisuus ja karkeus tehostavat hiukkasten pidättymistä. Lehtien tahmeus tehostaa varsinkin suurten hiukkasten pidättymistä, sillä se vähentää niiden re-emissiota. Myös kasvutapa, koko ja kasvupaikka vaikuttavat hiukkasten pidättymiseen. Hiukkasia pidättyy eniten puuta kohden kooltaan suuriin puihin, ja puun kasvutavan epäsäännöllisyyden arveltiin tehostavan pidättymistä. Hiukkasia pidättyy enemmän yksittäin kasvaviin puihin kuin metsikössä, sillä tällöin suurempi pinta-ala niistä on alttiina epäpuhtauksia kuljettaville ilmavirtauksille ja myös suurempi tuulen nopeus suosii depositiota.

4.4 Kasvinosien erot hiukkasten pidättämisessä ja pidättyneiden hiukkasten laatu

Little ja Wiffen (1977) tutkivat tuulitunnelikokeissaan verson eri osiin kertyvien pakokaasun lyijypitoisten hiukkasten määriä. Kokoonsa nähden lehtiruodit ja ohuet versot pidättivät tehokkaasti hiukkasia, mutta yleensä 60-80 % pidättyneistä hiukkasista oli kuitenkin versojen pinta-alasta suurimman osan muodostavilla lehtilavoilla. Tästä voidaan päätellä, että hiukkaset törmäävät erityisen tehokkaasti pieniin kasvinosiin. Tutkimuksesta käy myös ilmi lehtien ratkaisevan suuri merkitys hiukkasten pidättämisessä. Lehtensä varistaneiden kasvien epäpuhtauksien sidontakyky on paljon pienempi kuin lehdessä olevien. Toisaalta lehdet suojaavat kasvien varsia, ja lehtien puuttuminen

ilmeisesti tehostaa hiukkasten depositiota oksille ja runkoon. Erityisesti tiheässä olevat pinnaltaan karkeat oksat voivat pidättää varsinkin kosteina ollessaan runsaasti epäpuhtauksia. Lehdettömien kasvien hiukkasten pidätyskyvystä on esitetty varsin epätarkkoja arvioita. Esimerkiksi Nowak (1994) arvioi mallilaskelmansa avulla hengitettävien hiukkasten ja monien muiden epäpuhtauksien pidättymisen olevan lehdettömiin puihin kertaluokkaa pienempi kuin lehdessä oleviin puihin (ks. luku 6.1).

Hiukkasten koko vaikuttaa siihen, mihin kohtaan lehteä ne pidättyvät. Rauret ym. (1994) tutkivat elektronimikroskoopilla Espanjassa erään ikivihreän kasvin (*Quercus ilex*) lehdille kertyneitä hiukkasia. He havaitsivat kooltaan 10-20 µm hiukkasten olevan lehtien päällä. 5 – 10 µm kokoisia hiukkasia oli 80 % enemmän lehtien päällä kuin alla ja alle 5µm kokoisia hiukkasia oli yhtä paljon molemmilla puolilla lehteä. Tämä on selvä osoitus siitä, että pienillä hiukkasilla gravitaatiosta johtuvan sedimentaation merkitys on vähäistä verrattuna muihin depositiomekanismeihin.

Lehtien pinnoille kertyneiden hiukkasten kokojakaumaa tarkasteltiin jo hiukan edellisessä luvussa. Kasvien lehdille havaittiin kertyneen lukumäärältään selvästi eniten halkaisijaltaan alle 10 µm kokoisia hiukkasia, ja suurin osa hiukkasista oli pyyhkäiselektronimikroskoopin erottelukyvyn rajamailla eli halkaisijaltaan lähellä yhden mikrometrin luokkaa. Kuitenkin suuret hiukkaset muodostavat usein suurimman osan kokonaismassasta. Esimerkiksi Coe ja Lindberg (1987) tutkivat USA:ssa elektronimikroskoopin avulla metsässä hevoskastanjan lehdille kertyneiden hiukkasten määrää ja kokoa. Kertyneiden hiukkasten halkaisijan lukumäärämediaani oli noin 2 µm, mutta massamediaani oli noin 10 µm. Pidättyneiden hiukkasten kokojakaumaan vaikuttaa ympäröivän ilman hiukkasten koko, deposition tehon erot eri kokofraktioissa (vrt. kuva 6) ja pinnoille pidättymisen voimakkuus.

Kasvien pinnoille pidättyvien hiukkasten koostumus heijastelee ympäröivän ilman hiukkasten laatua. Esimerkiksi Freer-Smith ym. (1997) tutkivat Englannissa moottoritien vieressä olevan kaupunkimetsän tammien lehdille pidättyneiden hiukkasten määrää ja laatua elektronimikroskoopilla ja siihen kytketyllä alkuaineanalyysointilaitteella (EPMA). Elektronimikroskoopin erottelukyky rajoittui kooltaan yli 1,4 µm hiukkasiin, ja mitattujen hiukkasten keskimääräinen läpimitta oli puusta ja keräysajasta riippuen 5,8 – 12,7 µm (57–89 % hiukkasista läpimitaltaan alle 10 µm). Havaittiin, että tammien lehtiin oli pidättynyt monenlaisia orgaanisia hiukkasia, mm. itiöitä, bakteerimassaa, siitepölyä, siemeniä, lehtien pinnan materiaaleja ja myös hiukan polttoperäisiä hiukkasia. Epäorgaanisten hiukkasten pääteltiin olevan lähinnä maaperähiukkasia. Orgaanisten hiukkasten osuus oli yllättäen merkittävästi suurempi kuin epäorgaanisten, ja tästä pääteltiin metsän toimivan itse orgaanisten hiukkasten lähteenä. Aivan tien vieressä tammien lehdillä olevien hiukkasten määrä ja maaperähiukkasten osuus (katupölystä) olivat suurempia verrattuna kauempaa tiestä kerättyihin lehtiin.

4.5 Kasvillisuuden vaikutus re-emissioon ja pidättyneiden epäpuhtauksien kohtalo

Osa erilaisille pinnoille pidättyneistä hiukkasista tai kaasusta voi re-emittoitua takaisin ilmaan johtuen mm. toisten hiukkasten törmäämisistä, pinnan mekaanisista liikkeistä, voimakkaista ilmavirroista tai muista meteorologisten tekijöiden muutoksista. Esimerkiksi karkeat, kiinteät hiukkaset re-emittoituvat helposti sileiltä pinnoilta, kun taas hiukkasten pieni koko ja pinnan tahmeus tehostavat pintaan pidättymistä. Jotkin pinnoille tarttuneet puoli haihtuvat orgaaniset yhdisteet (SOC) saattavat puolestaan haihtua pinnalta lämpötilan kohotessa, mutta kaasujen re-emissio rajataan tämän työn ulkopuolelle. Hiukkasten re-emission määrää erilaisilta pinnoilta on tutkittu erityisesti tuulitunnelikokeissa. Näitä tutkimuksia ei kuitenkaan esitellä tarkemmin tässä työssä, sillä jo edellisissä luvuissa esitellyistä tutkimuksista saa melko hyvän kuvan erilaisten pintojen vaikutuksesta nettode-

positioon. Tässä luvussa luodaan lyhyt yleiskatsaus kasvillisuuden vaikutuksesta re-emissioon ja siihen pidättyneiden epäpuhtauksien kohtalosta.

Ympäristön pintojen ominaisuuksilla on suuri merkitys hiukkasten re-emission voimakkuuteen. Esimerkiksi kerrostalojen ympäröimissä katukuiluissa keväiset katupölypitoisuudet ovat erityisen korkeita, sillä hiukkaset voivat re-emittoitua yhä uudelleen ja uudelleen sileiltä ja kuivilta katujen pinnoilta rakennusten estäessä hiukkasten leviämistä. Avoimemmassa ympäristössä teiden varsilla epäpuhtauksien sekoittuminen on tehokkaampaa, mutta myös siellä tienvarsiympäristöllä on merkitystä hiukkasten re-emissioon. Esimerkiksi pientareelta, jossa on runsaasti paljasta maata, voi re-emittoitua runsaasti karkeita hiukkasia (Moosmüller ym. 1998). Niiden pinnoille on usein takertunut runsaasti myös pakokaasuperäisiä pienhiukkasia (Al-Chalabi ja Hawker 1997).

Pinnoille osuvien ilmapvirtausten nopeudella on keskeinen merkitys re-emission määrään. Kasvi-
peitteinen ja erityisesti kasvillisuudeltaan monikerroksinen ympäristö (esim. metsä) hidastaa tehokkaasti tuulen nopeutta kasvuston sisällä ja maan pinnan lähellä (McNaughton 1989). Tämän vuoksi kasvuston sisälle tai alle pidättyneiden hiukkasten re-emissio on melko vähäistä. Kasvillisuuden tuulelle alttiina olevista osista re-emissio on voimakkaampaa ja varsinkin heikommin pidättyneitä karkeita hiukkasia re-emittoituu. (Ould-Dada ja Baghini 2001.) Re-emission määrän mittaaminen varsinkin luonnollisissa ympäristöissä on vaikeaa, ja näin ollen sen määristä on esitetty vain karkeita arvioita. Esimerkiksi Nowak (1994) käytti mallinnustutkimuksessaan Chicagon alueen puihin pidättyneiden hiukkasten re-emission määränä 50 prosenttia. Ould-Dada ja Baghini (2001) päättelivät tuulitunnelikokeidensa perusteella arvion olevan ainakin pienten hiukkasten osalta liian suuri.

Kasvien maanpäällisiin osiin ilmasta pysyvästi poistuneet epäpuhtaudet siirtyvät yleensä lopulta maahan joillain seuraavista tavoista:

- 1) siirtymällä johtosolukkoa pitkin juuristoon
- 2) sateen mukana huuhtoutumalla
- 3) tippumalla kasvinosien kulumistuotteiden mukana, erityisesti lehtien pinnan kutikulan kuluessa
- 4) lehtien ja muiden kasvinosien varistessa tai joutuessa eläinten tai ihmisten hyödyntämiksi (Chamberlain 1986, 203-204.)

Tehokkaasti ilman epäpuhtauksia sitovien kasvillisuusalueiden maaperään joutuu erityisen paljon epäpuhtauksia. Osa näistä pidättyy maaperään ja sen epäpuhtauspitoisuudet kohoavat vuosien kuluessa (esim. lyijy). Maaperä onkin tärkeä monien ilman epäpuhtauksien suhteellisen pysyvä nielu (Smith 1990, 113-114). Joidenkin epäpuhtauksien pidättyminen maahan on heikkoa, ja ne huuhtoutuvat helposti pinta- ja pohjavesiin tai saattavat sopivissa olosuhteissa haihtua takaisin ilmaan (esim. jotkin puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet). Monet epäpuhtaudet voivat myös muuntua tai hajota maaperän fysikaalisissa, kemiallisissa ja biologisissa prosesseissa. Myös näiden prosessien (haitalliset tai haitattomat) tuotteet voivat pidättyä, huuhtoutua tai haihtua maaperästä.

Kaupunkialueilla oman erityispiirteensä kasvillisuuteen pidättyneiden epäpuhtauksien kohtaloon luo katujen ja hoidettujen viheralueiden suuri osuus pinta-alasta. Suuri osa maahan varisseista lehdistä kerätään talteen ja kompostoidaan, mikä vähentää siivottujen alueiden maahan tulevan kuormituksen määrää. Toisaalta lehtikarikkeen poistaminen vähentää tärkeän humuksen muodostumista ja nykyiset koneistetut siivousmenetelmät myös aiheuttava päästöjä ilmaan (pakokaasut ja mahdollisesti puhaltimien aiheuttama re-emissio). Lehtikarikkeen siivous vähentää ajoradoille kulkeutuvan ja siellä renkaiden alla murskautuvan biomassan määrää. Osa tästä massasta voinee re-emittoitua karkeina hiukkasina takaisin ilmaan. Karikkeen poiston ja sen poistotapojen vaikutusta maaperään, vesiin ja ilmaan joutuvien epäpuhtauksien määrään ei ilmeisesti tunneta kovin hyvin.

5. KASVILLISUUS HIUKKASTEN JA KAASUJEN LÄHTEENÄ

Kasvillisuudella on globaalisti keskeinen merkitys ilmakehän kaasukoostumukseen. Sillä on suuri vaikutus mm. typen ja hiilen oksidien pitoisuuksiin ilmakehässä, ja kasvillisuus toimii esimerkiksi hiilen varastona ja nieluna hilliten näin ilmastonmuutosta. Kasvillisuudesta emittoituu myös suuria määriä haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (esimerkiksi monoterpeenejä ja isopreeniä). Osasta niistä muodostaa ilmakehässä kaasu-hiukkasmuuntumassa sekundaarista hiukkasmassaa, ja ne vaikuttavat myös troposfäärin otsonipitoisuuksiin. Kasvillisuuden emittoimilla kaasuilla ei kuitenkaan ole juurikaan suoraan merkitystä paikallisen ilmanlaadun kannalta, joten ne rajataan tämän työn ulkopuolella. Kuitenkin kasvillisuuden välillistä vaikutusta troposfäärin otsonipitoisuuksiin tarkastellen hiukan kaupunkimittakaavassa luvussa 6.1 (esimerkkinä muutamia yhdysvaltalaisia kaupunkeja).

Kasviperäisistä suorista hiukkaspäästöistä terveyden kannalta merkityksellisimmät ovat siitepölyhiukkaset johtuen niiden sisältämistä allergeeneista. Muita suoraan kasveista peräisin olevia hiukkasia ovat itiöt ja erilaiset kasvien pintamateriaalien eroosiotuotteet (esim. vahoja ja pieniä kasvin siruja). Lisäksi pudonneista kasvinosista voi re-emittoitua hiukkasia, kun ne esimerkiksi jauhautuvat teillä renkaiden alla. (Colbeck 1995, 12.) Erittäin keskeisiä kasviperäisiä hiukkasia ovat niiden poltosta syntyvät hiukkaset, mutta niitä ei tässä työssä käsitellä. Biologisen materiaalin hiukkasmassan määrästä ei ole kovin kattavia mittauksia (Monn 2001), ja tässä työssä tarkastellaankin ainoastaan kasvillisuuden merkitystä siitepölyn lähteenä.

5.1 Kasvillisuus siitepölyn lähteenä

Kukkivien putkilokasvien tuottama siitepöly on ilmakehän allergeenien päälähte. Jotta kasvin siitepölyllä olisi allergisia vaikutuksia, sen täytyy täyttää seuraavat ehdot:

1. Siitepölyn täytyy olla kyllin kevyttä, jotta se leviäisi ilmavirtojen mukana.
2. Siitepölyhiukkasten täytyy sisältää limakalvoilla nopeasti vapautuvia proteiineja, jotka aiheuttavat yliherkkyyttä.
3. Kasvin täytyy olla tuulipölytteinen.
4. Kasvin täytyy tuottaa siitepölyä runsaasti.
5. Kasvin täytyy olla yleinen ja laajalle levinnyt.

Pohjolassa tällaisia allergiakasveja on erityisesti koivukasveissa (*Betulaceae*, etenkin koivut ja lepät), ja ne ovat tärkeimpiä siitepölyallergian aiheuttajia. Suuri merkitys on myös joillakin ruohoilla, kuten esimerkiksi pujolla, ratamoilla ja suolaheinillä. Monien koristepuiden- ja pensaiden siitepölyt ovat allergisoivia, mutta yleensä niiden määrät jäävät vähäisiksi johtuen niiden pienistä istutusmääristä. Suomessa yleisesti kasvavia vahvasti allergisoivia puita tai pensaita koivujen ja leppien lisäksi ovat euroopanpähkinäpensas (*Corylus avellana*) ja raita (*Salix caprea*). Suomessa koristekasveina viljellyistä puista tai pensaista vahvasti allergisoivia ovat mm. aitalikusteri (*Ligustrum vulgare*), euroopanpyökki (*Fagus sylvatica*), palsamipoppeli (*Populus balsamifera*), punasaarni (*Fraxinus pennsylvanica*) ja saarnivaahtera (*Acer negundo*). Joidenkin kasvien tiedetään olevan muualla maailmalla merkittäviä allergiakasveja, mutta niiden merkitys Suomessa on vähäinen johtuen niiden harvinaisuudesta tai siitä, että mahdolliset oireet peittyvät tärkeämpien allergiakasvien aiheuttamiin oireisiin. Tällaisia ovat mm. jalavat (*Ulmus*), lehmukset (*Tilia*), lehtosaarni (*Fraxinus excelsior*) ja metsätammi (*Quercus robur*). (Haahtela ja Sorsa 1997,175-183.)

Siitepölyjen määrä ilmassa vaihtelee voimakkaasti riippuen mm. vuodenajasta ja säätekijöistä. Esimerkiksi Helsingissä koivujen kukintahuipun aikaan niiden siitepölyhiukkasia on ilmassa jopa tuhansia kuutiometrissä ilmaa ennätyksen ollessa yli 20 000 kpl / m³. Myös männyllä on usein tuhan-

sia siitepölyhiukkasia kuutiometrissä ilmaa, mutta ne eivät ole allergisoivia. Pähkinäpensaan kukintahuipun aikaan Helsingissä mitataan korkeintaan vain muutamia siitepölyhiukkasia kuutiometrissä ilmaa, joskin kasvustojen lähellä pitoisuudet ovat suurempia (Haahtela ja Sorsa 1997, 178, 196-237.).

Siitepölyn kulkeutumismatka vaihtelee runsaasti johtuen mm. siitepölyhiukkasten ominaisuuksista, kasvien korkeudesta, meteorologisista tekijöistä ja ympäristön ominaisuuksista. Tuulipölytteisten kasvien siitepölyhiukkaset ovat yleensä kooltaan 17-60 μm ja niiden massalla sekä muodolla on keskeinen merkitys niiden leviämismatkaan. Esimerkiksi männyn siitepölyhiukkanen on kooltaan siemenkasvien suurimpia, noin 100 μm . Kuitenkin kahden ilmarakkulansa ansioista sen leviämiskyky on siemenkasvien parhaimpia, ja satojen kilometrin päässä lähimmästä metsästä on tavattu suuria määriä männyn siitepölyä. Metsän sisällä männynkin siitepöly leviää huonosti, keskimäärin vain noin 50 metriä. Tämä johtuu heikosta tuulesta ja siitepölyhiukkasten depositioista puiden lehdistä ja neulasille. Yleensä kasvien siitepöly on massaltaan niin suuri, että paikallisten pitoisuuksien vaihtelu on melko voimakasta. Esimerkiksi tuhat männyn siitepölyhiukkasta kuutiometrissä ilmaa aiheuttaa noin $18 \mu\text{g} / \text{m}^3$ suuruisen massapitoisuuden, joten siitepölyllä on merkitystä ainakin karkeimpien hiukkasten paikallisiin massapitoisuuksiin. (Haahtela ja Sorsa 1997, 56-57, 178-237; Smith 1990, 89-94.) Jotkut siitepölyhiukkaset hajoavat pienempiin osiin joutuessaan veden kanssa kosketuksiin (osmoottinen repeäminen), joten siitepölyperäisiä allergeeneja on havaittu myös pienhiukkasissa. (Monn 2001 kokooma-artikeli).

6. KASVILLISUUDEN VAIKUTUS KAUPUNKIEN ILMANLAATUUN

Kaupunkien kasvillisuus ja erityisesti puusto vaikuttavat suoraan ja epäsuorasti ilmanlaatuun. Ne vaikuttavat säteilyn absorptioon ja lämmön varastoitumiseen, pinnan albedoon, ilman lämpötilaan, ilman suhteelliseen kosteuteen, ympäristön rosoisuuteen, tuulen nopeuteen ja turbulentsuuteen sekä maan pinnan rajakerroksen paksuuteen (Nowak ym. 2000 koonnut useista lähteistä). Näillä kaikilla tekijöillä on vaikutusta maanpinnan läheisen ilmakerroksen epäpuhtauspitoisuuksiin, sillä ne vaikuttavat kuivadeposition nopeuteen, re-emission voimakkuuteen, epäpuhtauksien kulkeutumiseen ja laimenemiseen sekä ilmakemiallisiin reaktioihin.

Useimmissa aiemmin esitellyissä tutkimuksissa on tyydytty arvioimaan pelkästään kasvillisuuden vaikutusta depositionopeuteen tai laskeuman määrään, ja päätelty nopean deposition tai suuren laskeuman parantavan ilmanlaatua. Jo pelkästään näiden suureiden määrittäminen luonnollisissa, pienpiirteisissä ympäristöissä on hankalaa ja epätarkkaa kuten on käynyt ilmi. Jotta kasvillisuuden nettovaikutus ilmanlaatuun pystyttäisiin määrittämään, pitäisi kuitenkin pystyä huomioimaan kaikki edellisessä kappaleessa mainitut tekijät. Lisäksi tulisi huomioida kasvien emittoimien hiukkasten ja kaasujen suora vaikutus epäpuhtauspitoisuuksiin ja epäsuora vaikutus ilmakemiallisiin reaktioihin.

Kasvillisuuden vaikutusta kaikkiin edellä mainittuihin tekijöihin tullaan tuskin koskaan hallitsemaan niin tarkkaan, että sen todellinen ja tarkka nettovaikutus ilmanlaatuun ajan ja paikan suhteen pystyttäisiin määrittämään tai ennustamaan. Kuitenkin viimeisen vuosikymmen kuluessa on tehty useita mallinnustutkimuksia kasvillisuuden vaikutuksesta kaupunkien ilmanlaatuun. Tietokoneiden kehittyminen on mahdollistanut hyvin monimutkaisten mallien tekemisen, joissa huomioidaan monia meteorologisia tekijöitä ja ympäristön ominaisuuksia. Esimerkiksi puuston vaikutusta kaupunkien ilmanlaatuun on arvioitu näiden mallien avulla Yhdysvalloissa. Saadut tulokset ovat luonnollisesti herkkiä sekä mallin puutteellisuudesta että lähtötiedoista aiheutuville virheille. Tulosten luotettavuutta ei myöskään pystytä testaamaan kunnolla reaalioloissa. Mallilaskelmat on lisäksi sidottu tiettyyn aikaan ja paikkaan, joten tuloksia ei voida yleistää muihin ajankohtiin tai kaupunkeihin. Kuitenkin ne ovat tällä hetkellä parhaita saatavilla olevia karkeita laskelmia kasvillisuuden vaikutuksesta kaupunkien ilmanlaatuun, ja niiden avulla voi hahmottaa kasvillisuuden keskeisimpiä vaikutuksia ja niiden suuruusluokkaa.

6.1 Yhdysvaltalaisia tapaustutkimuksia kaupunkikasvillisuudesta

Nowak (1994) laski matemaattisten mallien avulla Chicagon kaupungin ja sen lähistön (Cook County ja DuPage County, tutkimusalueen pinta-ala noin 3350 km²) puuston vuoden 1991 kuluessa poistamien ilman epäpuhtauksien määriä. Tutkimuksessa esitetään myös arvio poistuneiden epäpuhtausmäärien vaikutuksesta ilman epäpuhtauspitoisuuksiin ja muutoksen taloudellinen arvo. Eri epäpuhtauksille (CO, SO₂, NO₂, O₃ ja PM₁₀) pyrittiin laskemaan ja arvioimaan mahdollisimman tarkasti depositionopeuteen vaikuttavat resistanssitekijät ($v_d = 1/(r_a + r_b + r_c)$). Aerodynaaminen resistanssi (r_a) sekä puolilaminaarisen kerroksen resistanssit (r_b) laskettiin paikallisten meteorologisten mittausten perusteella. Epäpuhtauskohtaiset kasvipingojen resistanssit (r_c) arvioitiin karkeasti kirjallisuuden perusteella, ja niille määritettiin erikseen arvot yölle ja päivälle puiden ollessa lehdessä sekä puiden ollessa lehdettömiä. Pidättyneistä hiukkasista 50 % arvioitiin re-emittoituvan, joskin arvion epäiltiin olevan liian suuri. Tutkimuksessa ei huomioitu kasvillisuuden emittoimia ilman epäpuhtauksia tai kasvillisuuden epäsuoria vaikutuksia ilmanlaatuun muuttuneiden meteorologisten olojen vuoksi.

Puiden osuus maapinta-alasta oli noin 19 % ja havupuiden osuus puustosta oli noin 10 %. Lehdettömien lehtipuiden kaarnan pinta-alan arvioitiin olevan 1,7-kertainen latvuksen horisontaalisen poikkileikkauksen muodostamaan pinta-alaan nähden. Tutkimusalueen ilman epäpuhtauspitoisuudet arvioitiin paikallisten ilmanlaadun mittausasemien tuntikeskiarvotulosten perusteella. Ilman epäpuhtauspitoisuudet olivat tutkimusjakson aikana keskimäärin seuraavat: hiilimonoksidi 1030 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rikkidioksidi 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, typpidioksidi 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hengitettävät hiukkaset 34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja otsoni 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (otsonin keskiarvo kasvukauden ajalta). Malli sisältää runsaasti yksinkertaistuksia ja erittäin epävarmoja arvioita. Tämän vuoksi tuloksille ei pystytty esittämään virherajoja, ja niiden ilmoitetaan olevan ensimmäisen kertaluokan arvioita. On syytä pitää koko ajan mielessä, että laskelmat perustustuvat nimenomaan Chicagon vuoden 1991 tilanteeseen, eli silloisiin paikallisiin ilman epäpuhtauspitoisuuksiin, meteorologisiin tekijöihin sekä puuston määrään ja laatuun.

Tärkeimmät tulokset on esitetty taulukoissa 3, 4 ja 5. Taulukosta 3 käy selkeästi ilmi, että kasvillisuuden merkitys hiilimonoksidin deponitioon on vähäinen. Suurimmat laskeumamäärät kasvillisuuteen kasvukauden aikana laskettiin otsonille ja hengitettävälle hiukkasille. Talvella lehdettömien puiden vaikutus epäpuhtauksien deponitioon laskettiin olevan kertaluokkaa pienempi kuin kasvukaudella. Taulukossa 4 on arvioitu puiden koon vaikutusta deponitiomäärään, ja suuriin puuihin laskettiin pidättyvän jopa yli kahta kertaluokkaa enemmän epäpuhtauksia kuin puun taimiin. Beckett ym. (2000a) havaitsi tutkimuksessaan, että myös pienet puut sitovat tehokkaasti ilman epäpuhtauksia sillä niissä on suuri lehtialaindeksi. Voi olla, että erot eivät ole aivan yhtä suuria kuin mallilaskelmassa saatiin. Taulukossa 5 on erittäin karkea arvio puuston poistamien epäpuhtauksien vaikutuksesta ilman epäpuhtauksien tuntipitoisuuksiin. Tuntipitoisuudet laskivat mallin mukaan keskimäärin alle prosentin ja enimmillään suunnilleen prosentin. Hiilimonoksidin pitoisuuksiin kasvillisuudella oli vieläkin pienempi vaikutus. Laajat, puupeitteiset alueet vaikuttavat selvästi enemmän epäpuhtauspitoisuuksiin.

Taulukko 3. Arvioita puuston peittämien alueiden poistamista epäpuhtausmääristä hehtaaria kohden Chicagossa ja sen lähialueella 1991. Puista noin 10 % oli havupuita. (Nowak 1994.)

	Koko vuosi (kg/ha/a)	Puut lehdessä (g/ha/vrk)	Lehdettömät puut (g/ha/vrk)
CO	3,4	18	0,9
SO ₂	10,9	56	2,8
NO ₂	12,4	65	2,8
PM ₁₀	28,3	137	17,3
O ₃	30,7	166	Ei laskettu

Taulukko 4. Arvioita rinnankorkeushalkaisijaltaan erikokoisten puiden sitomista epäpuhtauksien määristä Chicagossa ja sen lähialueella vuonna 1991 (g/puu/a) (Nowak 1994).

Halkaisija (cm)	CO	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	O ₃	Yhteensä
0-7	1	3	3	7	8	21
16-30	7	21	24	55	60	166
47-61	33	104	118	270	294	819
77-	56	178	204	465	505	1400

Taulukko 5. Arvioita puuston vaikutuksesta ilman epäpuhtauspitoisuuksien tuntipitoisuuksiin (prosentteina) Chicagossa ja sen lähialueella 1991 puiden ollessa lehdessä. Tutkimusalueella puiden peittävyys maa-alasta oli noin 19 %, ja vertailun vuoksi on laskettu myös laajojen puupeitteisten alueiden vaikutus epäpuhtauspitoisuuksiin. (Nowak 1994.)

	Tutkimusalue		100 % puuston peittävyys	
	Maksimi	Keskiarvo	Maksimi	Keskiarvo
CO	0,007	0,002	0,03	0,01
SO ₂	1,3	0,3	6,7	1,6
NO ₂	0,8	0,2	4,2	1,1
PM ₁₀	0,5	0,4	2,5	2,1
O ₃	1,0	0,3	5,2	1,6

Scott ym. (1998) tutkivat puiden epäpuhtauksia (SO₂, NO₂, PM₁₀ ja O₃) pidättävää vaikutusta Sacramenton kaupungin lähistöllä Kaliforniassa vuoden 1990 ilman epäpuhtautasoilla. Tutkimus tehtiin hyvin samantapaisen kuivadepositiomallin avulla kuin edellä esitellyssä tutkimuksessa Chicagossa. Tulokset olivat samansuuntaisia verrattuna Chicagon tutkimukseen, ja tulosten poikkeavuudet pystyttiin selittämään melko hyvin kaupunkien puuston, meteorologisten tekijöiden ja epäpuhtauspitoisuuksien eroilla. Sacramenton puiden laskettiin pidättävän päivässä typpidioksidia noin 1 % päivittäisistä antropogeenisistä päästöistä (NO_x -päästöt muutettu NO₂ :ksi). Hengittävillä hiukkasilla vastaava pidättymissuhde oli 2 % ja rikkidioksidilla 3 %. Siirryttäessä kaupungista maaseudulle puiden tehokkuus epäpuhtauksien sidonnassa heikkeni, sillä tällöin ilman epäpuhtauspitoisuudet laskivat ja ympäristön rosoisuus väheni.

McPherson ym. (1998) tekivät mallinnustutkimuksen ja kustannus-hyötyanalyysin siitä, kuinka voimakkaasti 500 000 puun istuttaminen Sacramenton seudulle vaikuttaisi epäpuhtauksien deponoitioon ja puusta emittoituvien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden määrään. Tuloksia ei esitellä tässä kirjallisuuskatsauksessa, sillä niihin liittyy erittäin paljon epävarmuustekijöitä. Työ mainitaan siksi, että siinä ja varsinkin sen kritiikissä (Nowak ym. 1998) käy ilmi aihepiirin moniulotteisuus ja vaikeus.

Yksi perusteellisimmista tutkimuksista puuston vaikutuksista kaupunkien ja niiden lähistön ilmanlaatuun on Nowak ym. (2000) tekemä mallilaskelma otsonipitoisuuksista USA:n itärannikolla. Tämän kuten aikaisempienkaan tutkimusten tuloksia ei voida tietenkään yleistää esimerkiksi Suomen olosuhteisiin, mutta tutkimuksessa käy erityisen hyvin ilmi kasvillisuuden monimutkaiset suorat ja epäsuorat vaikutukset ilmanlaatuun. Tutkimusalue koostui useista osa-alueista, jotka muodostuivat kaupungeista (mm. New York, Philadelphia ja Baltimore) ja niiden ympäristöistä. Valitut alueet jaettiin 4 x 4 kilometrin kokoisiin ruutuihin, joita tuli yhteensä 16 983 kappaletta (271728 km²). Tutkimuksessa käytettiin apuna meteorologisia malleja, ilman epäpuhtauksien päästömalleja, ilmanlaatumalleja sekä kaupunkien kasvillisuuden kenttämittauksia. Näiden avulla pyrittiin testaamaan erilaisten kaupunkien puustopeittävyysvaikutuksia meteorologisiin tekijöihin, kuivadepositioon, kasviperäisten haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöihin ja antropogeenisiin päästöihin ja lopulta otsonipitoisuuden ajalliseen ja paikalliseen vaihteluun.

Laskelmat tehtiin kahden vuorokauden ajalle (13.6.1995 klo 11.00 – 15.6.1995 klo 14.00) kuudella erilaisella skenaariolla. Skenaarioissa testattiin seuraavia tekijöitä tai niiden yhdistelmiä: 1) puuston määrää lisätään (muutetaan kaupunkien puuston peittävyys luonnollisesta 20 prosentista 40 prosenttiin); 2) puuston jäähdyttävästä vaikutuksesta koitua energian säästö (5 %) ja antropogeenisten päästöjen väheneminen otetaan huomioon (esim. asuntojen jäähdyttämiseen tarvitaan vähemmän

energiaa, jolloin energiantuotannon päästöt pienenevät); 3) puulajit vaihdetaan vain vähän haihtuvia orgaanisia yhdisteitä emittoiviksi; 4) antropogeenisiä CO, NO_x ja VOC-päästöjä vähennetään 40 %; 5) otsonin depositionopeuden arvioitua arvoa suurennetaan ja arviota biogeenisistä VOC-emissioista pienennetään.

Eri skenaarioilla lasketut tulokset toivat selvästi esiin erilaisten tekijöiden mutkikkaan vaikutuksen otsonipitoisuuden ajalliseen ja paikalliseen vaihteluun, ja tässä työssä tyydytään kuvaamaan vain tulosten yleislinjoja. Yleisesti kaupunkien puuston lisäyksen havaittiin laskevan hiukan kaupunkien otsonipitoisuuksia (1 ppb), mutta nostavan samalla vähän alueellisia otsonipitoisuuksia (0,26 ppb). Puuston lisäämisen havaittiin laskevan otsonin tuntipitoisuuksia päivällä pari prosenttia, mutta lisäävän hiukan otsonipitoisuutta yöllä.

Keskeisimpinä tekijöinä näihin muutoksiin pidettiin tässä tutkimuksessa puuston vaikutusta meteorologisiin tekijöihin sekä kuivadepositioon. Puustolisäyksen havaittiin laskevan (erityisesti päivällä) lämpötilaa, horisontaalista tuulen nopeutta ja rajakerroksen paksuutta. Puuston havaittiin nopeuttavan kuivadepositiota, mutta toisaalta horisontaalisen tuulen hidastuminen heikensi otsonin sekoittumista sekä paikallisesti että alueellisesti. Puuston emittoimien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden vaikutus otsonipitoisuuksiin oli tässä tutkimuksessa pieni toisin kuin joissain muissa kaupungeissa tehdyissä tutkimuksissa (esim. Taha 1996). Tämän pääteltiin johtuvan tutkimusalueen NO_x- ja VOC-suhteista sekä siitä, että puiden VOC-emissiot olivat tutkimusalueella melko vähäiset suhteessa niiden muihin päästölähteisiin. Tutkimuksen tekijät mainitsevatkin, että niukasti haihtuvia orgaanisia hiilivetyjä emittoivat puut voivat laskea muissa kaupungeissa otsonin pitoisuuksia.

Suomen kaupunkien olosuhteet ovat niin poikkeavat verrattuna edellisiin tutkimuskaupunkeihin, että esiteltyjä tutkimustuloksia tai edes niiden kaikkia karkeita suuntaviivoja ei voi suoraan yleistää. Suomen kaupunkien tyypillisiä piirteitä ovat mm. kylmä ilmasto, vähäinen auringon säteilyn määrä, melko vähäiset ilman epäpuhtauksien päästöt, suuri kaukokulkeuman rooli, keväinen katupölyongelma ja kaupunkien pieni koko. Esimerkiksi meteorologiset tekijät vaikuttavat voimakkaasti ilmakeemiallisten reaktioiden voimakkuuteen, ja mm. alailmakehän otsonia pidetään Pohjois-Euroopassa lähinnä alueellisena ongelmana eikä niinkään kaupunki-tason ongelmana. Edellä esitellyistä tutkimuksista käy kuitenkin hyvin ilmi kaupunkikasvillisuuden suorien ja epäsuorien vaikutusten monimutkaisuus. Tutkimusten perusteella voidaan päätellä kasvillisuuden nettovaikutuksen olevan positiivinen kaupunkien ilmanlaatuun. Vaikutus ei kuitenkaan ole kovinkaan suuri, ja kasvillisuuden ilmansuojelullista merkitystä voidaan pitää täydentävänä, eikä missään tapauksessa päästövähennyksiä tai muita ilmansuojelullisia keinoja korvaavana.

7. YHTEENVETO JA SUOSITUKSIA

Tienvarsien epäpuhtauspitoisuus- ja laskeumagradietit

Teiden lähistöllä oleviin liikenneperäisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin vaikuttavat liikennemäärän lisäksi meteorologiset tekijät ja ympäristön ominaisuudet. Ne säätelevät epäpuhtauksien kulkeutumisen aikana tapahtuvia prosesseja, joita ovat epäpuhtauksien sekoittuminen ja laimeneminen, depositio sekä muutunta. Liikenneperäisten epäpuhtauksien pitoisuudet ovat korkeimmat aivan tien vieressä, ja voimakkain pitoisuuslasku tapahtuu jo ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla. Tuulen puhaltaessa heikosti tieltä päin voivat joidenkin epäpuhtauksien pitoisuudet olla melko korkeita vielä sadan metrin etäisyydellä vilkasliikenteisestä tiestä. Taustapitoisuudet saavutetaan viimeistään satojen metrien etäisyydellä tiestä. Pitoisuusgradienttien voimakkuus vaihtelee kuitenkin hyvin runsaasti eri epäpuhtauksilla.

Teiden lähistöllä *karkeiden hiukkasten* pitoisuudet ovat usein korkeat keväisin, kun talvella kertynyttä hiukkasmassaa re-emittoituu teiden pintojen kuivuessa. Karkeimmat näistä hiukkasista putoavat nopeasti maahan, ja niiden pitoisuus ilmassa laskee nopeasti jo ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla tiestä. Kuitenkin pienemmillä, alle 10 µm kokoisilla hengitettävillä hiukkasilla gravitaatiosta johtuva putoamisnopeus on jo melko hidas. Niillä ilmavirtojen sekoittumisesta johtuvan laimenemisen merkitys pitoisuuden laskijana korostuu verrattuna gravitaatioon. Hengitettävät hiukkaset voivat viipyä ilmassa useita tunteja ja kulkeutua kymmeniä kilometrejä, ennen kuin ne törmäävät johonkin pintaan (esim. maahan, kasveihin tai sadepisaroihin).

Pienhiukkaset kulkeutuvat ilmassa vieläkin pitempiä matkoja kuin hengitettävät hiukkaset, sillä ne ovat niin kevyitä että gravitaatio ei vaikuta niihin enää juuri lainkaan. Esimerkiksi kertymä moodin hiukkasten arvioidaan leijuvan ilmassa yleensä päivistä viikkoihin ja kulkeutuvan kuivalla säällä sadoista tuhansiin kilometreihin. Tämän vuoksi niiden taustapitoisuus ja kaukokulkeuman osuus ovat suuria ja pitoisuusgradientit melko loivia. Yksittäiseltä tieltä peräisin olevien pakokaasuperäisten pienhiukkasten vaikutus paikallisiin pitoisuuksiin tulee paremmin esiin, kun tarkastellaan liikenteelle tyypillisten pienhiukkasten (ns. merkkiaineet) pitoisuusgradientteja. Esimerkiksi pakokaasuperäisten lyijyhiukkasten (käytettäessä lyijyllistä bensiiniä) ja mustan hiilen massapitoisuusgradientit ovat voimakkaita. Koska polttoperäiset hiukkaset ovat hyvin pieniä, on pakokaasun hiukkasten *lukumääräpitoisuus* hyvin korkea. Tämä näkyy voimakkaina hiukkasten lukumääräpitoisuuksien gradientteina teiden lähetyvillä.

Ajoneuvojen *kaasumaisten* epäpuhtauksien päästöistä tässä työssä tarkastellaan *typpidioksidia*. Pakokaasusta emittoituvista typen oksideista (NO_x) suurin osa on typpimonoksidia ja vain pieni osa typpidioksidia. Typpimonoksidi hapettuu kuitenkin nopeasti typpidioksidiksi. Myös typpidioksidin, kuten muidenkin epäpuhtauksien pitoisuuksia pienentää ilmavirtojen sekoittumisesta johtuva laimeneminen. Typpidioksidin pitoisuusgradientit ovat voimakkaita teiden varsilla.

Epäpuhtauksien *laskeuma* on suurin tien välittömässä läheisyydessä, sillä tällöin epäpuhtauksien pitoisuudet ovat korkeimmat maan pinnan lähellä. Laskeuma pienenee nopeasti ensimmäisten metrien ja kymmenien metrien matkalla, ja taustapitoisuus saavutetaan erittäin vilkasliikenteistenkin teiden varsilla viimeistään satojen metrien etäisyydellä tiestä. Kuitenkin ainoastaan kaikkein karkeimmista hiukkasista suurin osa laskeutuu teiden läheisyyteen. Pienhiukkaset ja typpidioksidi kulkeutuvat kauas ennen poistumistaan ilmasta depositiossa tai kemiallisissa reaktioissa. Esimerkiksi

vain 10-30 % pakokaasuperäisistä lyijyhiukkasista arvioidaan laskeutuvan alle sadan metrin etäisyydelle tiestä.

Tienvarsikasvillisuuden ja melusteiden vaikutus epäpuhtauksien laskeumaan ja pitoisuuksiin

Kasvillisuus, ja erityisesti puusto pidättävät tehokkaasti monia epäpuhtauksia. Tämä johtuu erityisesti niiden pinta-alaltaan suuresta ja aktiivisesta lehdistöstä. Kuivadeposition tehostamisen lisäksi kasvillisuus vähentää re-emissiota ja tehostaa epäpuhtauksien sekoittumista pienentäen näin monien epäpuhtauksien pitoisuutta maan pinnan lähellä. Erityisen voimakkaasti kasvillisuus poistaa ilmasta karkeita hiukkasia. Se pidättää myös pienhiukkasia ja monia kaasumaisia epäpuhtauksia (esim. typidioksidi, otsoni ja monet haihtuvat orgaaniset yhdisteet), mutta niiden poistuminen ilmasta on yleensä heikompa.

Tienvarsikasvillisuuteen pidättyy runsaasti liikenteestä emittoituneita epäpuhtauksia. Epäpuhtauksien pidättyminen suojavyöhykemetsikköön on kaikkein voimakkainta aivan tien vieressä suunnilleen 10-15 metrin matkalla, ja tehostuneen laskeuman gradientti jatkuu loivempana suunnilleen 50 metriin saakka (korkeintaan noin viisi kertaa metsän korkeuden verran) metsän rakenteesta riippuen. Tämänkin jälkeen laskeuma jää suuremmaksi kuin aukeassa paikassa. Metsäkaistan reunan erittäin voimakas deposition tehostuminen johtuu epäpuhtauksien suuresta pitoisuudesta aivan tien vieressä ja toisaalta metsän muodostamasta jyrkän rosoisesta rajapinnasta, johon myös horisontaaliset ilmavirtaukset pääsevät osumaan. Lisäksi metsikkö ja sen reuna lisäävät ilmavirtojen pyörteisyyttä, jolloin suurempi osa epäpuhtauksista osuu kasvien pinnoille myös syvemmillä metsässä.

Tieliikenteen lyijypitoisten hienojen hiukkasten (käytettäessä lyijypitoista bensiiniä) deposition on arvioitu kaksinkertaistuvan kymmenen metrin levyisessä suojakaistametsikössä verrattuna ruohikkoon. Kuitenkin näin kapeaan suojakaistaan on arvioitu pidättyvän karkean laskelman perusteella korkeintaan 1,2-2,7 % tieliikenteen lyijypäästöistä. Karkeilla hiukkasilla deposition tehostuminen on moninkertainen metsän reunassa verrattuna aukkopaiikkaan. Välittömästi kapean metsäkaistan takana laskeuma on kuitenkin pienempi kuin avoimessa ympäristössä vastaavalla etäisyydellä. Etäisyyden kasvaessa ero ilmeisesti pienenee melko nopeasti. Myös pensasaitojen ja melusteiden takana kokonaislaskeuman on havaittu olevan pienempi kuin avoimessa ympäristössä, ja ne toimivat karkeimpien hiukkasten leviämisen esteenä. Toisaalta ilmavirtojen pyörteisyys voimistuu tiheiden pensasaitojen ja melusteiden takana, ja se saattaa jopa lisätä laskeuman määrää niiden takana sopivalla etäisyydellä.

Tiheä metsä tai metsäkaista saattaa heikentää ilman epäpuhtauksien sekoittumista ja laimenemista tiealueella, ja nostaa näin hieman ilman epäpuhtauspitoisuuksia tiellä ja sen pientareella (vrt. kuten katukuilu). Metsän sisällä erityisesti karkeimpien hiukkasten pitoisuudet, mutta myös hengitettävien hiukkasten ja joidenkin kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuudet ovat pienemmät kuin avoimessa ympäristössä. Tämä johtuu epäpuhtauksien pidättymisestä puiden lehdistöön ja myös siitä, että osa hiukkasista kohoaa ilmavirtojen mukana metsän päälle pienentäen epäpuhtauksien pitoisuutta näin metsän sisällä.

Välittömästi suojakaistan takana ilman epäpuhtauspitoisuus on pienempi kuin vastaavalla etäisyydellä aukkopaiikassa. Tämä pääteltiin tuulensuojaistutusten läheisyydessä tehtyjen tutkimusten perusteella, sillä tällaisia tienvarsilla tehtyjä tutkimuksia ei löytynyt. Kauempana suojavyöhykkeen takana osa metsikön päälle nousseista epäpuhtauksista sekoittuu maanläheiseen ilmakerrokseen. Tällöin epäpuhtauksien pitoisuus kohoaa varsinkin kapeiden metsäkaistojen takana jääden kuitenkin lopulta hieman matalammaksi kuin vastaavalla etäisyydellä avoimessa ympäristössä.

Suojakaista parantaa ilmanlaatua ja lisää viihtyvyyttä erityisesti pienentämällä karkeiden hiukkasten pitoisuuksia ilmassa. Pienhiukkasten ja monien kaasumaisten epäpuhtauksien pidättyminen on vähäisempää. Suojakaistan ilmanlaatua parantavan vaikutusalueen laajuus ja voimakkuus tunnetaan kuitenkin huonosti. Myös melusteiden ja tiheiden pensasaitojen takana karkeimpien hiukkasten pitoisuus on hiukan pienempi kuin avoimessa ympäristössä. Hengitettävien hiukkasten ja kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin pelkällä melusteella tai pensasaidalla ei ole juurikaan vaikutusta.

Kasvilajien väliset erot hiukkasten pidättämisessä

Kasvillisuuden rakenteen lisäksi deposition tehokkuuteen vaikuttavat kasvilaji ja erityisesti lehtien morfologiset ja fysiologiset erot. Kasvilajien välillä on suuria, jopa moninkertaisia eroja hiukkasten pidätyskyvyssä. Erityisen tehokkaasti hiukkasia pidättyy havupuihin, sillä niiden suuri lehtialaindeksi ja neulasten pieni koko suosii depositiota ja ikivihreisiin neulasiin pidättyy hiukkasia myös talvella. Toisaalta havupuut eivät menesty kaikkein saasteisimmissa ympäristöissä. Lehtipuilla lehtien karvaisuus ja karkeus tehostavat hiukkasten pidättymistä. Lehtien tahmeus tehostaa varsinkin suurten hiukkasten pidättymistä, sillä se vähentää niiden re-emissiota. Puiden suuri koko ja kasvutavan epäsäännöllisyys tehostavat myös hiukkasten pidättymistä. Hiukkasia pidättyy enemmän yksittäin kasvaviin puihin kuin puihin metsikössä. Tämä johtuu siitä, että avoimessa ympäristössä suurempi osa puiden pinta-alasta on alttiina epäpuhtauksia kuljettaville ilmavirtauksille ja myös suuri tuulen nopeus avoimessa ympäristössä suosii hiukkasten törmäämistä puihin.

Kasvillisuus ilman epäpuhtauksien lähteenä

Kasveista ja niistä peräisin olevasta kuolleesta biomassasta emittoituu ilmaan sekä hiukkasia että kaasuja, joista osa on ilman epäpuhtauksia tai toimivat niiden esiasteina. Epäpuhtauden sitoutumisen ja emittoitumisen suhteellinen osuus määrää sen, toimiiko kasvillisuus kyseisen epäpuhtauden nettonieluna vai –lähteenä.

Kasvillisuudella on globaalisti keskeinen merkitys ilmakehän kaasukoostumukseen. Sillä on suuri vaikutus mm. typen ja hiilen oksidien pitoisuuksiin ilmakehässä, ja kasvillisuus voi toimia esimerkiksi hiilinieluna hilliten näin ilmastonmuutosta. Kasvillisuudesta emittoituu suuria määriä haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (esimerkiksi monoterpeenejä ja isopreeniä). Osasta niistä muodostuu ilmakehässä sekundaarista hiukkasmassaa (ns. kaasu-hiukkasmuuntuma), ja ne vaikuttavat myös alailmakehän otsonipitoisuuksiin. Kasvillisuuden emittoimilla kaasuilla on kuitenkin ilmeisesti hyvin vähäinen välillinen merkitys paikallisiin ilmanlaatueroihin.

Kasviperäisistä suorista hiukkaspäästöistä terveyden kannalta merkityksellisimmät ovat siitepölyhiukkaset johtuen niiden sisältämistä allergeeneista. Muita suoraan kasveista peräisin olevia hiukkasia ovat itiöt ja erilaiset kasvien pintamateriaalien eroosiotuotteet (esim. vahoja ja pieniä kasvin siruja). Lisäksi pudonneista kasvinosista voi re-emittoitua hiukkasia, kun ne esimerkiksi jauhautuvat teillä renkaiden alla. Biologisen materiaalin hiukkasmassan määrästä ei ole kovin kattavia mitauksia, mutta niiden vaikutus paikalliseen ilmanlaatuun lienee pieni lukuun ottamatta siitepölyä.

Kasvillisuuden vaikutus kaupunkien ilmanlaatuun

Kaupunkien kasvillisuus ja erityisesti puusto vaikuttavat suoraan ja epäsuorasti ilmanlaatuun. Se vaikuttaa säteilyn absorptioon ja lämmön varastoitumiseen, pinnan albedoon, ilman lämpötilaan, ilman suhteelliseen kosteuteen, ympäristön rosoisuuteen, tuulen nopeuteen ja turbulentsuuteen sekä maan pinnan rajakerroksen paksuuteen. Näillä kaikilla tekijöillä on vaikutusta maanpinnan läheisen ilmakerroksen epäpuhtauspitoisuuksiin, sillä ne vaikuttavat epäpuhtauksien re-emissioon ja kulkeutumiseen sekä sen aikana tapahtuvaan laimenemiseen, depositioon ja muutuntaan.

Kasvillisuuden merkitystä kaupunkien ilmanlaatuun on selvitelty lähinnä yhdysvaltalaisissa kaupungeissa monimutkaisten mallilaskelmien avulla. Koska mallit sisältävät runsaasti epävarmuustekijöitä ja olosuhteet ovat hyvin erilaiset suomalaisissa kaupungeissa, on saatujen tulosten suora yleistettävyyden heikko. Tutkimusten perusteella voidaan kuitenkin päätellä kasvillisuuden nettovaiikutuksen olevan positiivinen kaupunkien ilmanlaatuun. Vaikutus ei kuitenkaan ole kovin suuri, ja kasvillisuuden ilmansuojelullista merkitystä voidaan pitää täydentävänä, eikä missään tapauksessa päästövähennyksiä tai muita ilmansuojelullisia keinoja korvaavana.

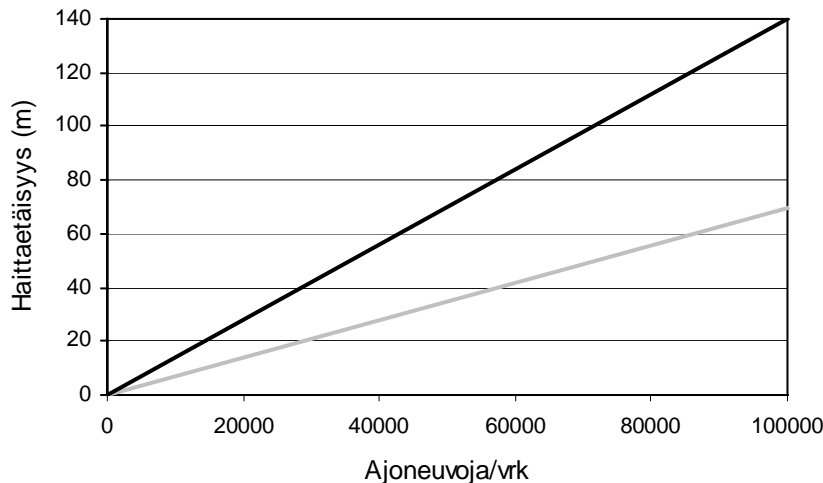
7.1 Tehokkaasti ilmanlaatua parantava metsävyöhyke ja kaupunkikasvillisuus

Suojametsävyöhyke

Tehokkaasti ilmanlaatua parantavan suojametsävyöhykkeen tulisi voimistaa epäpuhtauksien depositiota, ehkäistä re-emissiota ja lisätä niiden sekoittumista ja laimenemista. Keskeisiä suojavyöhykkeen tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat mm. sen sijainti päästölähteeseen nähden sekä vyöhykkeen korkeus, leveys, muoto, rakenne, tiheys ja kasvilajisto. Tutkimusten perusteella ei voida antaa tarkkoja ohjeita tällaisen suojakaistan perustamiseksi, mutta kuitenkin monia keskeisiä suuntaviivoja tunnetaan tai voidaan päätellä. Seuraavat suuntaa antavat ohjeet on luotu edellä esitellyjen tutkimusten perusteella ja osin myös vanhoihin suosituksiin perustuen (mm. Löfström 1987; Madders ja Lawrence 1982).

Liikennemäärä on tärkein tarvittavan suojavyöhykkeen leveyteen vaikuttavista tekijöistä. Liikenteestä aiheutuva haittaetäisyyden laajuus on esitetty liikennemäärän funktiona kuvassa 15. Tälle alueelle tulisi välttää asuinrakentamista ja erityisesti ns. herkkien toimintojen sijoittamista (päiväkodit, koulut, sairaalat ja vanhainkodit). Tällöin tienvarteen jää myös tarpeeksi tilaa meluvalleille ja suojakaistametsikölle, jonka *leveys saisi mahdollisuuksien mukaan olla kuvassa esitetyn haitta-alueen suuruinen tai ainakin minimietäisyyden suuruinen.*

Jotta epäpuhtauksien poistuminen ilmasta olisi tehokasta, pitäisi mahdollisimman suuren epäpuhtausmäärän osua suojavyöhykkeen kasvien lehdistöön. Tämän vuoksi suojakaistametsikön tulisi olla *niin lähellä tietä kuin liikenneturvallisuuden puolesta vain on mahdollista*, sillä epäpuhtauksien pidäytyminen on kaikkein voimakkainta, kun pitoisuudet ovat suuret. Tien pientareella ruohikko tai matala pensaikko ehkäisee tehokkaasti karkeiden hiukkasten re-emissioita säilyttäen kuitenkin näkyyden hyvänä.



Kuva 15. Tieliikenteen aiheuttaman haitta-alueen laajuus tien laidasta mitattuna liikennemäärän funktiona (Malkki 1998). Ylempi musta suora kuvaa suositusetäisyyttä ja alempi harmaa suora minimietäisyyttä.

Metsikkökaistan *reunan tulisi olla korkea, jyrkkä ja epäsäännöllisen kiharainen*, jotta mahdollisimman suuri osa epäpuhtauksista törmäisi siihen ja kulkeutuisi metsikön sisälle. Jos suojavyöhykkeen laita on erittäin tiheä, tasainen ja luiskamainen, suuri osa ilmvirrasta nousee nopeasti sen ylle ja epäpuhtauksien pidättyminen saattaa heikentyä. Reunakasvillisuuden tulisi olla riittävän tiheä ja monikerroksinen, jotta epäpuhtauksien pidättymien olisi tehokasta, mutta kuitenkin niin harva että optimaalinen osuus ilmvirrasta pääsisi siivilöitymään vyöhykkeen sisälle. Tämän optimaalisen tiheyden määrittely on ristiriitaista. Vanhemmissa suosituksissa on korostettu suojavyöhykkeen laidan harvuutta, jotta tuuli pääsisi tunkeutumaan esteettä metsän sisälle. Kuitenkin luvussa 4.1.3 esiteltyjen tutkimusten perusteella hiukkasten pidättyminen on tehokkainta, kun sekä metsä että sen reuna ovat melko tiheitä. Jos suojavyöhykkeen reuna on liian harva tai alkaa kaukana tiestä, ehtivät epäpuhtauspitoisuudet laimentua sekoittuessaan paksumpaan ilmakerrokseen ja tehokkain hiukkasten pidätysmahdollisuus saatetaan menettää. Metsäkaistan *reunan tulisi olla kasvillisuudeltaan monikerroksinen ja ilmeisesti kohtuullisen tiheä*.

Kauempana tiestä suojavyöhykkeen tulisi olla rakenteeltaan epäsäännöllinen ja sisältää runsaasti korkeusvaihtelua, jotta ilmvirtojen pyörteisyys tehostuisi ja epäpuhtaudet pääsisivät tunkeutumaan kasvuston sisälle. *Monilajisuus, kasvutapojen erot, pensaskerros, eri-ikäinen puusto ja korkeat puut tehostavat pidättymistä*. Leveiden suojavyöhykkeiden pidätystehon on arveltu paranevan, mikäli ne muodostuisivat esimerkiksi kahdesta rinnakkaisesta metsikkökaistasta. *Havupuut ovat erityisen tehokkaita hiukkasten pidättäjiä* verrattuna lehtipuihin, ja niitä kannattaa suosia myös tehokkaan ympärivuotisen pidätyskyvyn vuoksi. Kuitenkin *suojakaistan tienpuoleisen laidan on syytä olla lehtipuuvaltainen*, sillä ne kestävät havupuita paremmin epäpuhtauksia. *Lehdiltään karvaisia lehtipuita ja -pensaita kannattaa suosia*, sillä karvaisuus tehostaa hiukkasten pidättymistä. Myös lehtikuusen neulasmaiset lehdet ja tiheä oksisto viittaavat hyvään hiukkasten pidätyskykyyn. Perustettaessa uusia suojavyöhykkeitä kannattaa osan valituista kasvilajeista olla erityisen nopeakasvuisia. Kuvassa 16 on esitetty esimerkki tehokkaasti ilmanlaatua parantavasta suojametsävyöhykkeestä.



Kuva 16. Poikkileikkaus tehokkaasti ilmanlaatua parantavasta suojametsävyöhykkeestä (Löfström 1987; piirroksen tekijä Ilkka Taponen, METLA). Epäpuhtauksien pidätyminen saattaisi tehostua, jos suojametsikön tienpuoleinen laita olisi hieman tiheämpi ainakin kapeammissa suojavyöhykkeissä. Kevyen liikenteen väylän paras paikka on mahdollisen meluvallin ja metsävyöhykkeen suojan puolella.

Kaupunkikasvillisuus

Kirjallisuuskatsauksen ja muiden suositusten (mm. Givoni 1991) perusteella voidaan antaa seuraavia ohjeita tehokkaasti ilmanlaatua parantavan kaupunki-kasvillisuuden osalta:

Sijoittelu:

- säilytä olemassa olevat kasvipeitteiset alueet ja puut (ylläpitää epäpuhtauksien pidättymistä)
- lisää puupeitteisten alueiden määrää (lisää epäpuhtauksien pidättymistä)
- jätä tai istuta puita erityisesti ilmanlaadultaan huonoille alueille (tehokas pidättäminen)
- jätä tai istuta puita paikkoihin, joissa on paljon ihmisiä tai herkkiä väestöryhmiä (tehokas altistumisen vähentäminen)
- älä istuta huonosti tuulettuvaan paikkaan liian tiheään suuria puita (esimerkiksi kapeassa ja korkeassa katukuilussa ne saattavat nostaa pitoisuuksia latvusten alla)
- ilman epäpuhtauksia pidättyy puuta kohden eniten yksittäisiin puihin ja metsän reunoihin, joten myös pienten viheralueiden verkostolla on merkitystä ilmanlaatuun kaupunki-tasolla

Kasvivalinnat ja hoitotyöt:

- vältä huonosti ilmansaasteita kestäviä kasvilajeja
- hyödynnä hiukkasten sidonnassa havupuita (ympärivuotinen sidonta)
- istuta pitkäikäisiä kasveja (vähentää istutus- ja raivaustöistä aiheutuvia välillisiä päästöjä)
- istuta vähän hoitoa vaativia kasveja (vähentää hoitotöistä aiheutuvia välillisiä päästöjä)
- optimoi lannoitteiden käyttö (vähentää lannoitteiden tuotannon välillisiä päästöjä)
- vähennä fossiilisia polttoaineita käyttävien koneiden käyttöä viheralueiden hoitotöissä
- huolehdi kasvien riittävästä vedensaannista (tehostaa epäpuhtauksien pidättymistä lehtiin)

7.2 Nykytietämyksen taso ja jatkotutkimustarpeita

Tienvarsikasvillisuus pidättää ilman epäpuhtauksia ja tehostaa niiden laimenemista pienentäen näin lähialueiden epäpuhtauspitoisuuksia. Vaikutuksen voimakkuutta paikallisiin pitoisuuksiin ei kuitenkaan tunneta kunnolla. Myöskin erilaisten kaasumaisten epäpuhtauksien sekä kooltaan ja koostumukseltaan erilaisten hiukkasten pidättymistehon erot tienvarsikasvillisuuteen tunnetaan puutteellisesti. Näin ollen myös optimaalisen suojakaistan koon, rakenteen ja eri puulajien soveltuvuuden osalta tiedot ovat puutteelliset.

Kaupunkitasolla kasvillisuuden vaikutusta ilmanlaatuun ei ole tutkittu Suomessa. Eteläisemmissä suurissa kaupungeissa tehtyjä tutkimuksia ei voida suoraan yleistää tänne, joten kasvillisuuden vaikutusta suomalaisten kaupunkien ilmanlaatuun ei tunneta juurikaan. Kasvillisuuden merkityksen tutkiminen on erittäin hankaa, joten tällaisten tutkimusten tarve, toteuttamismahdollisuudet ja rajaus on syytä pohtia erityisen tarkasti. Erityisesti kasvilajivalintoihin, erilaisten viheralueiden perustamiseen, hoitoon ja hoitomenetelmiin liittyvät suorat ja epäsuorat vaikutukset ilmanlaatuun olisi syytä selvittää.

Tienvarsien ja kaupunkien kasvillisuuden merkitystä ja arvoa tarkasteltaessa tulee myös muistaa huomioida ne monet tekijät, joita ei tässä työssä käsitelty. Näitä ovat mm. kasvillisuuden toimiminen hiilinieluna, melun vaimentajana, pohjaveden puhtauden suojaajana, biodiversiteetin lisääjänä ja erityisesti viihtyisyyden parantajana. Toisaalta kasvillisuus vaikuttaa välillisesti monin tavoin ilman epäpuhtauksien päästöihin mm. väljentämällä kaupunkirakennetta ja lisäämällä näin mahdollisesti liikenteen päästömääriä. Nämä kaikki ovat tärkeitä tekijöitä, jotka tulisi ottaa huomioon maankäytön suunnittelussa.

Tienvarsien suojavyöhykkeisiin ja kaupunkikasvillisuuteen liittyviä jatkotutkimustarpeita:

- metsäkaistan vaikutuksen voimakkuus tien lähistöllä eri hiukkasfraktioiden ja kaasujen pitoisuuksiin
- vuodenajan merkitys metsäkaistan vaikutuksessa epäpuhtauspitoisuuksiin
- tehokkaasti ilman epäpuhtauspitoisuuksia pienentävän metsäkaistan ominaisuudet
- suojavyöhykkeiden muiden vaikutusten ja arvojen selvittäminen ja tietojen yhdistäminen niiden suunnitteluun

- suomalaisten kasvilajien väliset erot epäpuhtauksien sitomistehossa ja sietämisessä
- erilaisten viheraluetyyppien ja hoitotason merkitys suoriin ja välillisiin ilman epäpuhtauksien päästöihin
- erilaisten viheralueiden perustamis- ja hoitomenetelmien suorat ja välilliset vaikutukset ilman epäpuhtauksien päästöihin
- viheralueiden muiden vaikutusten ja arvojen selvittämien ja tietojen yhdistämien niiden suunnitteluun

KIITOKSET

Suuret kiitokset koko YTV:n ympäristötoimiston henkilökunnalle ja erityisesti työnohjaajalleni Marjatta Malkille siitä suuresta tuesta ja avusta mitä olen saanut tämän kirjallisuuskatsauksen tekemisen eri vaiheissa. Kiitokset myös Heikki Tervahatulle ja Kaarle Kupiaiselle työn kommentoinnista.

LÄHDELUETTELO

- Aarnio, P., Myllynen, M. & Koskentalo, T. 2001. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2000. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 2000:8. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV). 30 s. + 5 liitettä.
- Acid deposition, Atmospheric Processes in Eastern North America. A review to current understanding. 1983. National press, Washington DC.
- Al-Chalabi, A.S. & Hawker, D. 1997. Response of vehicular lead to presence of street dust in the atmospheric environment of major roads. *The Science of the Total Environment* 206: 195-202.
- Anttila, P., Kulmala, M. & Raunemaa, T. 1987. Ilman epäpuhtauksien kulkeutuminen puustoon. *Aquillo Ser. Botanica Tom. 25 Vol. 1*: 20-28.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99: 347-360.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. 2000a. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal* 24: 209-230.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. 2000b. Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture* 26 (1): 12-19.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. 2000c. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6: 995-1003.
- Beier, C. 1991. Separation of gaseous and particulate dry deposition of sulfur at a forest edge in Denmark. *Journal of Environmental Quality*. 20: 460-466.
- Beier, C. & Gundersen, P. 1989. Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution*. 257-271.
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lanb, B. & Westberg, H. 1995. Evaluation of PM₁₀ rates from paved and unpaved raods using tracer techniques. *Atmospheric Environment* 29 (10): 1075-1089.
- Chamberlain, A.C. & Little, P. 1981. Transport and capture of particles by vegetation. Teoksessa: Grace, J., Ford, E.D. & Jarvis, P.G. (toim.). *Plants and their atmospheric environment*. Blackwell Scientific publications, Oxford. Ss.147-174.
- Chamberlain, A.C. 1986. Deposition of gases and particles on vegetation and soils. Teoksessa: Legge, A.H. & Krupa, S.V. (toim.). *Air Pollutants and Their Effects on the Terrestrial Ecosystem*. *Advances in Environmental Scicence and Technology*, Volume 18. John Wilye & Sons, New York. Ss. 189-209.
- Chronopoulos, J., Haidouti, C., Chronopoulou-Sereli, A. & Massas, I. 1997. Variations in plant and soil lead and cadmium content in urban parks in Athens, Greece. *The Science of the Total Environment* 196: 91-98.
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lamb, B. & Westberg, H. 1995. Evaluation of PM₁₀ emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmospheric Environment* 29: 1075-1089.
- Coe, J.M. & Lindberg, S.E. 1987. The morphology and size distribution of atmospheric particles deposited on foliage and inert surfaces. *The International Journal of Air Pollution Control and Hazardous Waste Management (JAPCA)* 37: 237-243.
- Coenen, B., Ronneau, C. & Cara, J. 1987. Accumulation of air pollutants by a spruce forest in eastern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution* 36: 231-237.

- Colbeck, I. 1995. Particle emission from outdoor and indoor sources. Teoksessa: Kouimtzis, T. & Samara, C. (toim.) *The Handbook of Environmental Chemistry*. Volume 4. Part D. Airborne Particulate Matter. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. Ss. 1-33.
- Davidson, C.I. & Wu, Y.-L. 1990. Dry deposition of particles and vapors. Teoksessa: Lindberg, S.E., Page, A.L. & Norton, S.A. (toim.). *Acidic Precipitation*. Volume 3: Sources, Deposition, and Canopy Interactions. Springer-Verlag, New York. Ss. 103-216.
- Davidson, C.I., Miller, J.M., & Pleskow, M.A. 1982. *Water Air Soil Pollut* 18: 25-43.
- Dochinger, L.S. 1980. Interception of airborne particles by tree plantings. *Journal of Environmental Quality* 9: 265-268.
- Draaijers, G.P.J., Ek, R.van & Bleuten, W. 1994. Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology* 69: 343-366.
- Faisal, K.I. & Abbasi, S.A. 2001. Effective design of greenbelts using mathematical models. *Journal of Hazardous Materials B81*: 33-65.
- Freer-Smith, P.H., Holloway, S. & Goodman, A. 1997. The uptake of particulates by an urban woodland: site description and particulate composition. *Environmental Pollution* 95: 27-35.
- Fukuzaki, N. Yanaka, T. & Urushiyama, Y. 1986. Effects of studded tires on roadside airborne dust pollution in Niigata, Japan. *Atmospheric Environment* 20: 377-386.
- Givoni, B. 1991. Impact of planted areas on urban environmental quality: a review. *Atmospheric Environment* 25B: 289-299.
- Haahtela, T & Sorsa, P. 1997. Allergiakasvit jotka aiheuttavat nuhaa, astmaa, silmäoireita, ihottumaa ja ruokayliherkkyyttä. Kirjayhtymä Oy, Helsinki. 366 s.
- Hasselrot, B. & Grennfelt, P. 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. *Water, Air, and Soil Pollution* 34: 135-143.
- Hauglustaine, D.A., Granier, C., Brasseur, G.P & Megie, G. 1994. The importance of atmospheric chemistry in the calculation of radiative forcing on the climate system. *J. Geophys. Res.* 99: 1173-1186.
- Heath, B.A., Maughan, J.A., Morrison, A.A., Eastwood, I.W., Drew, I.B. & Lofkin, M. 1999. The influence of wooded shelterbelts on the deposition of copper, lead, zinc at Shakerley Mere, Cheshire, England. *The Science of the Total Environment* 235: 415-417.
- Heichel, G.H. & Hankin, L. 1976. Roadside coniferous windbreaks as sinks for vehicular lead emissions. *Journal of Air Pollution Control Association (JAPCA)* 26 (8): 767-770.
- Hewitt, C.N. & Rashed, M.B. 1991. Deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway. *Atmospheric Environment* 25A: 979-983.
- Hinds, W.C. 1999. *Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc. New York. 483 s.
- Hitchins, J., Morawska, L., Wolff, R. & Gilbert, D. 2000. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmospheric Environment* 34: 51-59.
- Hokkanen, P. 1979. Helsingin ryhmäpuutarhakasvillisuuden lyijypitoisuus. Pro gradu-tutkielma. Ympäristönsuojelun laitos. Helsingin yliopisto. 97 s. + lähdeluettelo 8 s.
- Horstmann, M., Bopp, U. & McLachlan, M.S. 1997. Comparison of the bulk deposition of PCDD/F in a spruce forest and an adjacent clearing. *Chemosphere* 34 (5-7): 1245-1254.
- Horstman, M. & McLachlan, M.S. 1998. Atmospheric deposition of semivolatile organic compounds to two forest canopies. *Atmospheric Environment* 32: 1799-1809.

- Hosker, R.P. Jr. & Lindberg, S.E. 1982. Review: Atmospheric deposition and plant assimilation of gases and particles. *Atmospheric Environment* 16: 889-910.
- Howsam, M., Jones, K.C. & Ineson, P. 1999. PAHs in the soils of a mature, mixed-deciduous (*Quercus-Fraxinus*) woodland and the surrounding pasture. *Water, Air, and Soil Pollution* 121: 379-398.
- Ibrahim, M., Barrie, L.A. & Fanaki, F. 1983. Atmos Environ 16: 889-910. pollutants in European region. *Atmospheric Environment* 31: 1011-1024.
- Janssen, N.A.H., Mansom, D.F.M.van, Jagt, K. van der, Harssema, H. & Hoek, G. 1997. Mass concentration and element composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmospheric Environment* 31 (8): 1185-1193.
- Jonas, R. & Heinemann, K. 1985. Studies on the dry deposition of aerosol particles on vegetation and plane surfaces. *Journal of Aerosol Science* 16: 463-471.
- Kalenoja, H. & Kalberg, H. 1998. Liikenteen energiankulutus, päästöt ja ympäristövaikutukset. Tampereen teknillinen korkeakoulu. Liikenne- ja kuljetustekniikka. Julkaisu 30. 216 s.
- Kapoor, R.K. & Gupta, V.K. 1984. A pollution attenuation coefficient concept for optimization of green belt. *Atmospheric Environment* 18: 1107-1113.
- Keller, T. 1974. Filtering effect of hedges on traffic induced airborne dust pollution – lead compounds. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen Journal forestier suisse* 125: 719-735.
- Kingston, L., Leharne, S. & McPhee, E. 1988. A survey of vehicular lead deposition in a woodland ecosystem. *Water, Air, and Soil Pollution* 38: 239-250.
- Kinnunen, J., Veijola, H., Seppänen, M.-T. & Holopainen, U. 1985. Lyijyn ja kadmiumin leviäminen Espoossa. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 6/1985. 45 s. + 2 liitettä.
- Kleeman, M.J., Schauer, J.J. & Cass, G.R. 2000. Size end composition of fine particulate matter emitted from motor vehicles. *Environmental Science & Technology* 34 (7): 1132-1142
- Kuhler, M., Krafr, J., Koch, W. & Windt, H. 1988. Dispersion of car emissions in the vicinity of a highway. *Environmental Meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Ss. 39-47.
- Kuhler, M., Kraft, J., Bess, H., Heeren, U. & Schürmann, D. 1994. Comparison between measured and calculated concentrations of nitrogen oxides and ozone in the vicinity of a motorway. *The Science of the Total Environment*: 387-394.
- Kukkonen, J., Härkönen, J., Walden, J., Karppinen, A. & Lusa, K. 2001. Evaluation of the CAR-FMI model against measurements near a major road. *Atmospheric Environment* 35: 949-960.
- Kulmala, M., Hienola, J., Hämeri, K., Pirjola, L. & Vesala, T. 1999. Fysiikka, kemia ja ympäristöongelmat. Report Series in Aerosol Science. Part B. Aerosolitutkimusseura r.y., Helsinki. 196 s.
- Laaksovirta, K., Olkkonen, H. & Alakuijala, P. 1976. Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. *Environmental Pollution* 11:247-255.
- Larssen, S. & Tønnesen, D.A. 1984. Støyskjermers og vegetasjonshekkers virkning på støvforurensningen langs veier. Målinger ved store ringwei i Oslo, sommeren 1984. Norsk institutt for luftforskning (NILU) 65/68. 78 s.
- Laukkanen, T. & Lahdes, R. 1999. Ilmansuojelu. Opetusmoniste, Yhd-102.114. Teknillinen korkeakoulu Ympäristönsuojelulaboratorio.
- Lighty, J.S., Veranth, J.M & Sarofim, A.F. 2000. Combustion aerosols: Factors governing their size and composition and implications to human health. Review. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50 (September): 1565-1618.

- Liikenteen jäljet. Tietoa liikenteen ilmanlaatu- ja meluvaikutuksista asuinympäristössä. 2000. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. 20 s.
- Little, P. & Wiffen, R.D. 1977. Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb – I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atmospheric Environment* 11: 437-447.
- Little, P. & Wiffen, R.D. 1978. Emission and deposition of lead from exhaust – II. Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. *Atmospheric Environment* 12: 1331-1341.
- Lovett, G.M. & Lindberg, S.E. 1992. Concentration and deposition of particles and vapors in a vertical profile through a forest canopy. *Atmospheric Environment* 26A: 1469-1476.
- Löfström, I. 1987. Metsä liikenteen hiukkasmaisten epäpuhtauksien sitojana. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta. Julkaisu 3/1987. Helsingin kaupunginkanslia, ympäristönsuojelutoimisto. 94 s. + 29 liitettä.
- Madders, M. & Lawrence, M.I.G. 1982. The role of woodland in air pollution control. *Quarterly Journal of Forestry* 76: 256-261.
- Malkki, M. 1994. Helsingin herkkien väestöryhmien toimipisteiden pihapiirin ilmanlaatu ja melutasot. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 14/94. 27s. + 3 liitettä. Tarkemmat pitoisuuksien lukuarvot on esitetty julkaisemattomassa taustamuistiossa, joka on saatavilla mm. YTV:n ympäristötoimistosta.
- Malkki, M. 1998. Kaavoitus ja ilmansuojelu –projekti. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV). Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1998:6. 13 s. + 2 liitettä.
- Matzka, J. & Maher, B.A. 1999. Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates. *Atmospheric environment* 33: 4565-4569.
- McNaughton, K.G. 1989. Micrometeorology of shelterbelts and forest edges. Review. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B* 324: 351-358.
- McPherson, E.G., Scott, K.I. & Simpson, J.R. 1998. Estimating cost effectiveness of residential yard trees for improving air quality in Sacramento, California, using existing models. *Atmospheric Environment* 32: 75-84.
- Monn, Ch., Carabias, V., Junker, M., Waeber, R., Karrer, M. & Wanner, H.U. 1997. Small-scale spatial variability of particulate matter <math><10\mu\text{m}</math> (PM_{10}) and nitrogen dioxide. *Atmospheric Environment* 31: 2243-2247.
- Monn, C. 2001. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment* 35: 1-32.
- Moosmüller, H., Gillies, J.A., Rogers, C.F., DuBois, D.W., Chow, J.C. & Watson, J.G. 1998. Particulate emissions rates for unpaved shoulders along a paved road. *Journal of the Air & Waste Management Association* 48: 398-407.
- Morawska, L., Thomas, S., Gilbert, D., Greenaway, C. & Rijnders, E. 1999. A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road. *Atmospheric Environment* 33: 1261-1274. yhteistyövaltuuskunta. Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 1984:19. 49 s.
- Nasrullah, N., Tatsumoto, H. & Misawa, A. 1994. Effect of roadside planting on suspended particulate matter concentration near road. *Environmental Technology* 15: 293-298.
- Neinhuis, C. & Barthlott, W. 1997. Characterization and distribution of water-repellent, self-cleaning plant surfaces. *Annals of Botany* 79: 667-677.
- Neinhuis, C. & Barthlott, W. 1998. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. *New Phytologist*: 138: 91-98.
- Nowak, D.J. 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. Teoksessa: McPherson, E.G., Nowak, D.J. & Rowntree, R.A. (toim.). Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, General Technical Report NE-186. Ss. 63-82.

- Nowak, D.J., Cardelino, C.A., Rao, S.T. & Taha, H. 1998. Estimating cost effectiveness of residential yard trees for improving air quality in Sacramento, California, using existing models. Discussion. *Atmospheric Environment* 32: 2709-2711.
- Nowak, D.J., Civerolo, K.L., Rao, S.T., Sistla, G., Luley, C.J. & Crane, D. 2000. A modelling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment* 34: 1601-1613.
- Ould-Dada, Z. & Baghini, N.M. 2001. Resuspension of small particles from tree surfaces. *Atmospheric Environment* 35: 3799-3809.
- Prospero, J.M., Olmez, I. & Ames, M. 2001. Al and Fe in PM 2.5 and PM 10 suspended particles in south-central Florida: The impact of the long range transport of African mineral dust. *Water, Air, & Soil Pollution*. 125(1-4): 291-317.
- Raupach, M.R., Woods, N., Dorr, G., Leys, J.F & Cleugh, H.A. 2001. The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35: 3373-3383.
- Rauret, G., Llauradó, M., Tent, J., Rigol, A., Alegre, L.H. & Utrillas, M.J. 1994. Deposition on holm oak leaf surfaces of accidentally released radionuclides. *The Science of the Total Environment* 157: 7-16.
- Rodes, C.E. & Holland, D.M. 1981. Variation of NO, NO₂ and O₃ concentrations downwind of a Los Angeles freeway. *Atmospheric Environment* 15: 243-250.
- Roorda-Knape, M.C., Janssen, N.A.H., Hartog, J.J.de, Vliet, P.H.N. van, Harssema, H. & Brunekreef, B. 1998. Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmospheric Environment* 32 (11): 1921-1930.
- Schauffler, M., Jacobson, G.L., Jr., Pugh, A.L. & Norton, S.A. 1996. Influence of vegetation structure on capture of salt and nutrient aerosols in a maine peatland. *Ecological Applications* 6: 263-268.
- Scott, K.I., McPherson, E.G. & Simpson, J.R. 1998. Air pollutant uptake by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 24 (4): 224-234.
- Sehmel, G.A. 1980. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment* 14: 983-1011.
- Seinfeld, J.H. & Pandis, S.N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, Inc., New York. 1326 s.
- Simonich, S.L. & Hites, R.A. 1995. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environmental Science & Technology*. 29: 2905-2914.
- Slinn, S.A. & Slinn, W.G.N. 1981. Teoksessa: Eisenreich, S.J. (toim.) *Atmospheric Pollutants in Natural Waters*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI. Ss. 23-53.
- Slinn, W.G.N. 1982. *Atmos Environ* 16:1785-1794.
- Smith, W.H. 1990. *Air pollution and forests: interaction between air contaminants and forest ecosystems*. Second edition. Springer-Verlag, New York. 618 s.
- Smith, K.E.C & Jones, K.C. 2000. Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation. *The Science of the Total Environment* 246: 207-236.
- Taha, H. 1996. Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the south coast air basin. *Atmospheric Environment* 30: 3423-3430.
- Tiitta, P., Tissari, J., Leskinen, A., Yli-Tuomi, T. & Raunemaa, T. 2000. Monitoring site effect near traffic lanes. Poster Session I. PM sampling and source apportionment. Abstracts of the 2000 European Aerosol Conference. *Journal of Aerosol Science* 31, Suppl. 1, pp. S514-S515.
- Tong, S.T.Y. & Farrel, P.M. 1991. The concentration profile of heavy metals in an urban forest. *Environmental technology* 12: 79-85.

Varshney, C.K. & Mitra, I. 1993. Importance of hedges in improving urban air quality. *Landscape and Urban planning* 25: 75-83.

Viskari, E.-L., Rekilä, R., Roy, S., Lehto, O., Ruuskanen, J. & Kärenlampi, L. 1997. Airborne pollutants along a roadside: Assessment using snow analyses and moss bags. *Environmental Pollution* 97 (1-2): 153-160.

Wagrowski, D.M. & Hites, R.A. 1997. Polycyclic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation. *Environmental Science & Technology* 31: 279-282.

Williams, R.M. 1982. *Atmos Environ* 16: 1933-1938.

Wróbel, A., Rokita, E. & Maenhaut, W. 2000. Transport of traffic related aerosols in urban areas. *The Science of the Total Environment* 257: 199-211.

Ylärinta, T. 1995. Effect of road traffic on heavy metal concentrations of plants. *Agricultural Science in Finland* 4 (1): 35-48.

Yunus, M., Dwivedi, A.K., Kulshreshtha & Ahmad, K.J. 1985. Dust loadings on some common plants near Lucknow city. *Environmental Pollution (Series B)* 9: 71-80.