

atskaite

Rīgas Vides fonda projektam

**„Pētījums par tehnoloģijām ielu apstrādei ar
daļiņu (PM₁₀) saistošiem šķīdumiem un
iespējām šīs tehnoloģijas ieviest Rīgā”**

līgums Nr. DMV-12-393-lī (13.12.2012.)

Rīga, 2012.gada decembris

SATURS

Pētījumā izmantotie apzīmējumi un saīsinājumi	3
Ievads	4
1. Putekļu/cieto daļiņu definīcija un skaidrojums	6
2. Ietekme uz veselību	8
3. Klimatisko un vides apstākļu ietekme	9
4. Putekļu piesārņojuma samazināšanas pasākumi	12
5. Cieto daļiņu piesārņojuma samazināšanas pasākumu raksturojums	14
5.1. Mehāniskā tīrīšana	14
5.2. Slaucīšana un mitrināšana	16
5.3. Cieto daļiņu supresentu izmantošana	19
6. Ķīmisko supresentu ietekme uz vidi, efektivitātes rādītāji un lietojums	28
7. Augšņu un veģetācijas stāvokļa novērtējums pēc ceļu apstrādes ar $MgCl_2$ Supresentu	34
8. Pilotpētījuma „Putekļu supresentu izmantošanas novērtējums Londonā” kopsavilkums	34
Secinājumi	37
Izmantotā literatūra	39

PĒTĪJUMĀ IZMANTOTIE APZĪMĒJUMI UN SAĪSINĀJUMI

CMA	Kalcija/ magnija acetāts ($\text{CaMg}_2(\text{CH}_3\text{COO})_6$)
EC	Elementārais ogleklis
VKT	Transporta līdzekļu, kas nobrauc kilometru, skaits
OC	Organiskais ogleklis
PAH	Policikliskie aromātiskie ogļūdeņraži
PCB	Polihlorētie bifenili
PM	Cietās daļiņas
PM _x	Cietās daļiņas, kā aerodinamiskais diametrs nepārsniedz $x \mu\text{m}$
PM _{2,5-10}	Cieto daļiņu frakcija ar izmēriem robežās no 2,5 līdz 10 μm
SIA	Sekundārie neorganiskie aerosoli
TSP	Kopējās suspendētās daļiņas

IEVADS

Kā zināms, cieto daļiņu sastāvs atmosfērā ir mainīgs un atkarīgs no vairākiem faktoriem – emisiju avota veida (antropogēns, biogēns), atmosfērā notiekošajiem procesiem (nosaka sekundāro aerosolu veidošanos) un virknes citām ietekmēm. Putekļu piesārņojuma pamatkomponente ir minerālas izceslmes.

Minerālās izceslmes PM_{10} ir labi zināmas un to dzīves cikls ir aprakstīts vairākās zinātniskajās publikācijās (piem., *Querol et al., 2001, 2004 a, b, 2008; Hueglin et al., 2005; Putaud et al., 2004*). Kā arī, ir zināms, ka to sastāvā ir galvenokārt tādas minerālās daļiņas kā silikāti, karbonāti, oksīdi, fosfāti, savukārt pēc to frakcionārā izmēra, tās galvenokārt ietilpst $PM_{2,5-10}$ frakcijā nevis $PM_{2,5}$. Svarīgi atcerēties, ka $PM_{2,5}$ frakcijā novērojamās minerālās daļiņas vairāk ir saistītas tieši ar virsmas materiāla nodilumu berzes rezultātā (*Querol et al., 2001; Sillanpää et al., 2006; Pennanen et al., 2007*).

Minerālas izceslmes daļiņas parasti ir tās, kas nosaka PM_{10} variabilitāti. Apjomīgā pētījumā (21 monitoringa vieta) Spānijā tika konstatēts, ka tieši minerālas izceslmes cietās daļiņas ir tās, kam ir lielākā ietekme uz PM_{10} gada vidējām koncentrācijām, kas izpaužas kā augstas PM_{10} koncentrācijas kopumā, un parasti koncentrāciju pieaugums novērojams šādā secīgā „ķēdītē”: lauku stacija → priekšpilsētas stacija → pilsētas fona stacija → rūpnieciskā piesārņojuma stacija → transporta radītā piesārņojuma stacija (*Querol et al., 2008*).

Minerālās izceslmes daļiņu īpatsvars ir līdzvērtīgs (dažkārt pat augstāks) ar organiskā oglekļa (OC), elementārā oglekļa (EC) un sekundāro neorganisko aerosolu (SIA) summu. *Putaud et al. (2004)* savos pētījumos, analizējot PM ķīmisko sastāvu 24 Eiropas pilsētās, konstatējis, ka augstākais minerālās izceslmes daļiņu (gan lielo, gan sīko) īpatsvars novērojams ietves līmenī. Spānijā konstatēts, ka minerālas izceslmes daļiņu īpatsvars PM_{10} frakcijā ir:

- lauku fona stacijās – mazāk par $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- priekšpilsētas stacijās – 6 - $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- pilsētas un transporta ietekmes novērtējuma stacijās – vairāk par $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Savukārt, analizējot $PM_{2,5}$ daļiņu sastāvu, konstatēts, ka atsevišķos gadījumos minerālas izceslmes daļiņas šajā frakcijā var sasniegt pat 4 - $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (*Querol et al., 2008*). Līdz ar to, tiek uzskatīts, ka ir pietiekami daudz pierādījumu tam, ka liela daļa PM emisiju saistāma ar transportu, bet šo emisiju avots nebūt nav auto izplūdes gāzes.

Pētījumos Berlīnē konstatēts, ka aptuveni puse no visa PM piesārņojuma ietves līmenī ir saistāma ar resuspendēto materiālu (*Lenschow et al., 2001*). *Ketzel et al. (2007)* savos pētījumos konstatējis, ka vairākās Eiropas valstīs lielākās daļas (atkarībā no novietojuma aptuveni 50 - 85%) kopējo transporta PM_{10} emisiju izcelsme nav saistāma ar auto izplūdes gāzēm. Tas nozīmē, ka tehnoloģiskie uzlabojumi, lai samazinātu PM īpatsvaru auto izplūdes gāzēs, tikai nedaudz samazinās PM_{10} piesārņojuma līmeni apkārtējā vidē. Līdzīgi secinājumi izdarīti pēc *Harrison et al. (2001)* pētījumiem 5 pilsētvides teritorijās Apvienotajā Karalistē.

Pilsētās parasti resuspendēto daļiņu sastāvā ir minerālā daļa (vietējs vai pārrobežu transports, ceļa seguma nodilums, u.c.) ar augstu dažādu metālu (Cu, Sb, Fe, Mn, Mo,

Zn, Sn), kas rodas (bremžu, riepu, rotoru, disku, katalizatoru) nodiluma rezultātā, īpatsvaru.

Jau izsenis resuspendēto cieto daļiņu piesārņojuma mazināšanai tiek izmantotas vairākas metodes – seguma maiņa, regulāra uzkopšana (gan sausā, gan mitrā), virsmas mitrināšana un laistīšana, ierobežojumi transporta līdzekļu kustībā un dažādu ķīmisko vielu lietošana, lai nomāktu resuspensijas procesus (supresentu lietošana). Vismazāk informācijas ir par ķīmisko supresentu lietošanu, jo lielā daļā materiālu nav pietiekoši detalizēti izklāstīta lietošanas metodoloģija un ieguvumi, kā arī tie plašāk tiek lietoti zemes seguma ceļiem, bet ne asfaltētiem posmiem.

1. PUTEKĻU/ CIETO DAĻIŅU DEFINĪCIJA UN SKAIDROJUMS

Šī pētījuma ietvaros ar terminu „putekļi/ cietās daļiņas” tiek saprastas daļiņas, ko iespējams re-emitēt atmosfērā. Galvenie faktori, kas šo re-emisiju jeb resuspensiju nosaka, ir vēja ātrums (parasti lielāks par 5,3 m/s) un kustībā esoši transporta līdzekļi, kā arī virsmas tips. Visaptverošs dažāda putekļu piesārņojuma skaidrojums dots 1.1.tabulā.

1.1.tabula

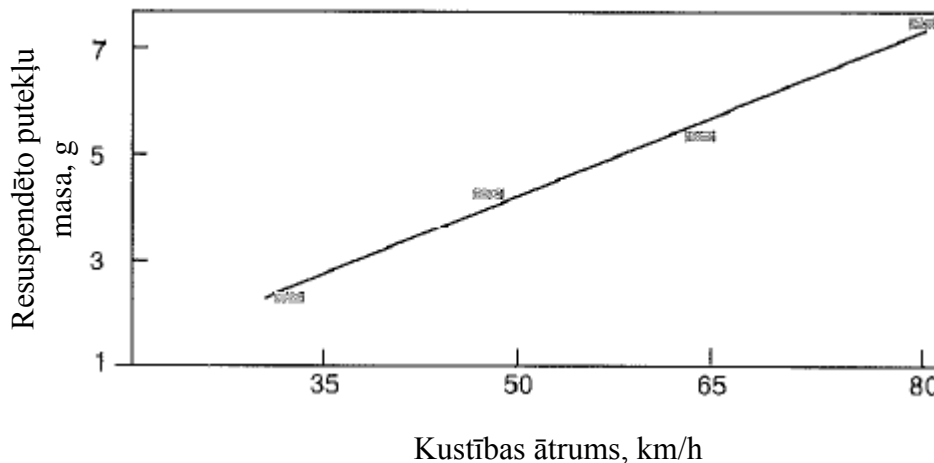
Putekļu/ cieto daļiņu terminoloģija un skaidrojums
(adaptēts pēc *Coppin & Montgomery, 1996*)

Termins angļu valodā	Termins latviešu valodā	Definīcijas skaidrojums	Izmēri, μm
<i>Dust</i>	Putekļi	Cietās daļiņas (minerālas, bioloģiskas), spējīgas īslaicīgi suspendēties gaisā.	0,1 - 75,0 (100)
<i>Fugitive dust</i>	Difūzie putekļi	Putekļu daļiņas, kas atmosfērā nonāk no difūziem avotiem, disperģējas netālu no avota.	< 30
<i>TSP (total Suspended Particulate)</i>	Kopējās suspendētās daļiņas	Kopējā cieto daļiņu koncentrācija gaisā, parasti izsaka μg/m ³ vai mg/m ³ .	< 100
<i>Deposited dust</i>	Deponētie putekļi	Putekļu daļiņas, kas deponētas uz virsmas gravitācijas spēka, slapjās izkrišanas vai mitruma ietekmē. Parasti izsaka mg/m ² vai mg/(m ² ×dienā).	< 100
<i>Inhalable dust</i>	Ieelpojamie putekļi	Putekļi, kas tiek ieelpoti caur degunu vai muti un nosēžas augšējos elpošanas ceļos.	< 100
<i>Respirable dust</i>		Putekļi, kas tiek ieelpoti un nonāk plaušās/alveolās.	< 9
<i>PM₁₀</i>	PM ₁₀	Cietās daļiņas, kā aerodinamiskais diametrs nepārsniedz 10 mikronus, bieži vien šīs daļiņas ir sinonīms ieelpojamiem putekļiem (angļu valodā – <i>respirable dust</i>).	< 10

Galvenie faktori un procesi, kas nosaka putekļu nonākšanu atmosfērā, t.sk. kvantitatīvos rādītājus, ir:

- (1) vēja ātrums virsmas slānī (ģenerēto putekļu daudzums ir lineāri atkarīgs no transporta līdzekļu kustības ātruma, ietekme ir arī transporta līdzekļa aerodinamiskajai formai un meteoroloģiskajiem faktoriem);
- (2) transporta līdzekļu skaits;
- (3) sedimentētā materiāla gravimetriskais sastāvs (lielu un smagu daļiņu resuspensija ir mazāk iespējama, salīdzinot ar sīkām daļiņām);
- (4) sīko putekļu daļiņu noturība (ceļa virsmas tehniskais stāvoklis, daļiņu saķere ar virsmas materiālu, materiāla noturība);
- (5) klimatiskie apstākļi (īpaši mitrums, kā arī nokrišņi, iztvaikošanas intensitāte).

Vispārīga sakarība starp resuspendētā materiāla apjomu un transporta līdzekļu ātrumu attēlota 1.1.attēlā.



1.1.attēls. Resuspendēto putekļu daudzuma saikne ar transporta līdzekļu kustības ātrumu (adaptēts pēc *Addo & Sanders, 1995*)

Putekļu piesārņojuma mazināšanai parasti iesaka vairākas metodes:

- 1) virsmas tehniskā stāvokļa uzlabošana (asfaltēšana, bruģēšana);
- 2) labas apsaimniekošanas prakses ieviešana (bieža uzkopšana, notekūdeņu sistēmu tīrīšana);
- 3) dažādu ķīmisko suprezentū (PM resuspensiju nomācošo vielu) izmantošana;
- 4) regulāra virsmas mitrināšana;
- 5) transporta kustības ātruma samazināšana (*Foley et al., 1996*).

Putekļu emisijas ierobežošanas metožu prognozējamā efektivitāte dota 1.2.tabulā, tomēr šie rādītāji ir teorētiski un katrai vietai var atšķirties.

1.2.tabula

Dažādu putekļu piesārņojuma samazināšanas metožu efektivitātes novērtējums (*Foley et al., 1996*)

Metode	Putekļu samazinājums, %
Ceļa seguma maiņa (asfaltēšana, bruģēšana)	95, dažkārt pat 100 %
Virsmas apstrāde ar naftas produktus saturošām saistvielām	50 - 98
Ķīmiskie putekļu suprezentī	40 - 98
Laistīšana	40
Transporta līdzekļu ātruma samazināšana:	
- no 75 km/h → 50 km/h	40 - 75
- no 65 km/h → 30 km/h	50 - 85

2. IETEKME UZ VESELĪBU

Apzinoties PM piesārņojuma nelabvēlīgo ietekmi uz cilvēku veselību un PM piesārņojuma izcelsmi, parasti sākotnējā un lielākā uzmanība, lai samazinātu veselības risku, tiek pievērsta transporta sektoram. Ja auto izplūdes gāzu sastāva uzlabošana ir vieglāk risināms jautājums, tad resuspendēto PM samazināšana ir sarežģītāk risināma problēma.

Brunekreed un Forsberg (2005), analizējot vairākus epidemioloģiskos pētījumus, konstatējuši, ka lielāko PM daļiņu ietekme uz cilvēku mirstību ir skaidri pierādīta, jo īpaši sausākos reģionos. Tādi metāli kā Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Ti, V nosaka PM oksidatīvo kapacitāti (*Prahalad et al., 1999; Clarke et al., 2000*). *Valavanidis et al. (2005)* savos pētījumos konstatējis, ka red-oks aktīvi pārejas metāli kopā ar nepiesātinātiem cikliskiem ogļūdeņražiem un PAH uzvedas sinerģiski, kā rezultātā rodas reaktīvā skābekļa savienojumi. Īpaši svarīga nozīme ir dzelzs joniem, kas veicina hidroksilradikāļu rašanos. *Schlesinger et al. (2006)* savos pētījumos pierādījis, ka tādi metāli kā Cu, Zn, Fe, Ni, Cr un Mn, kas var darboties kā red-oks savienojumi, ir galvenie, kas nosaka PM toksiskumu.

Lielākās daļiņas var veicināt iekaisuma procesus (*Schins et al., 2004; Schwarze et al., 2007*), saistība starp lielāko cieto daļiņu piesārņojuma līmeņiem un mirstības rādītājiem Barselonā pierādīta *Perez et al. (2008)* pētījumos. Vēlākos pētījumos *Perez et al. (2009)* konstatējis saistību starp mirstību sirds/ asinsvadu saslīmšanu rezultātā un paaugstinātu PM₁ un PM_{2,5-10} piesārņojuma līmeni.

Pētījumos Zviedrijā konstatēts, ka PM₁₀, kas radušās ceļa seguma erozijas rezultātā (izmantojot riepas ar radzēm), provocē iekaisuma procesus šūnās un to ietekme ir tikpat spēcīga, kā PM, kas atmosfērā nonāk no dīzeļdzinējiem (*Gustaffson et al., 2008*). Salīdzinošā pētījumā sešās Eiropas pilsētās (*Jalava et al., 2007, 2008; Happonen et al., 2007*) novērtēta PM piesārņojuma citotoksiskā un iekaisumus veicinošā ietekme, un konstatēts, ka tieši lielajām daļiņām šī ietekme ir visspēcīgākā, jo īpaši Dienvideiropā, kur piesārņojuma pastiprinātā iedarbība skaidrota ar beznokrišņu epizodēm.

3. KLIMATISKO UN VIDES APSTĀKĻU IETEKME

Atmosfēras apstākļi, nokrišņu daudzums un biežums, kā arī brauktuves mitrums ir nozīmīgi faktori, kas ietekmē PM piesārņojuma līmeni. Negatīva korelācija starp brauktuves mitrumu un putekļu emisiju faktoriem konstatēta *Kantamaneni et al. (1996)* pētījumos.

Salīdzinājumā ar Centrāleiropu, Dienvideiropas pilsētās novērojams augstāks minerālās daļas īpatsvars suspendēto PM₁₀ sastāvā (*Querol et al., 1998, 2001, 2004b; Perez et al., 2008; Ariola et al., 2006; Rodriguez et al., 2007; Putaud et al., 2004; Marelli et al., 2006*). Salīdzinošos pētījumos Centrāleiropas valstīs *Querol et al. (2004b)* konstatēts, ka minerālās izcelsmes daļiņu ieguldījums pilsētas fona monitoringa stacijās ir 3 - 5 μg/m³ robežās, bet ietves līmenī – 4 - 7 μg/m³ robežās. Savukārt Spānijā konstatēts, ka transporta radītās resuspensijas rezultātā PM₁₀ piesārņojuma līmeņa pieaugums ir robežās no 10 līdz 16 μg/m³, kamēr, piemēram, Zviedrijā aerosolu minerālās daļas īpatsvars ir robežās no 7 - 9 μg/m³ pilsētas fona stacijā (gada vidējo vērtību griezumā), un šī vērtība būtiski palielinās (pat par 17 - 36 μg/m³) transporta ietekmes novērtējuma stacijās, kas saistāms ar ceļu kaisīšanu ar smiltis un smiltis/ sāls maisījumiem ziemas periodā, kā arī riepu ar radzēm izmantošanu pavasara periodā.

Nemot vērā analizēto pētījumu rezultātus, iespējams secināt, ka lokālu apstākļu dēļ transporta radītā resuspensija atmosfērā PM₁₀ piesārņojumu gada vidējo vērtību griezumā palielina:

- Ziemeļeiropas reģionā (kā piemērs Zviedrija) par 9 - 24 μg/m³;
- Dienvideiropas reģionā (kā piemērs Spānija) par 6 μg/m³;
- Centrāleiropas reģionā (kā piemērs Šveice, Vācija, Austrija) par 1 - 5 μg/m³.

Konstatētās atšķirības minerālās izcelsmes PM daudzumos starp valstīm skaidrojamas ar augstāku PM akumulācijas pakāpi un resuspensiju (jo īpaši beznokrišņu laika apstākļos).

Interesanti rezultāti iegūti, analizējot PM ķīmisko sastāvu. *Hueglin et al. (2005)* savos pētījumos Šveicē konstatējis paaugstinātas t.s. automašīnu riepu nodiluma indikatormetālu (Ba, Cu, Fe, Mo, Mn, Sb) koncentrācijas salīdzinājumā ar citiem elementiem. Minēto metālu koncentrācijas samazinās virzienā transporta ietekmes novērtējuma stacija → pilsētas fona monitoringa stacija → priekšpilsētas monitoringa stacija → lauku fona piesārņojuma monitoringa stacija. Tajā pašā laikā tādi tipiski minerālās izcelsmes PM komponenti kā alumīnijs un kālijs neparāda šādu tendenci.

Kamēr transporta ietekmes novērtējuma stacijās riepu nodiluma efekts skaidri vērojams paaugstinātās metālu emisijās, ne tik izteikta tendence vērojama, novērtējot resuspensijas procesus, kas, iespējams, skaidrojams ar atšķirīgām meteoroloģisko apstākļu situācijām (spēcīgām nokrišņu epizodēm) un ielu uzkošanas tehnoloģiju izmantošanu. Izteiktas variabilitātes starp darba dienām un brīvdienām vērojamas arī minerāla sastāva daļiņām, līdzīgi arī riepu nodiluma indikatormetālu gadījumā, kas vēlreiz skaidri norāda uz transporta radīto ietekmi (*Hueglin et al., 2005*).

Skandināvijā augsts minerālo PM₁₀ daļiņu saturs konstatēts ceļu kaisīšanas ar smiltīm, smiltis/ sāls maisījumiem un riepu ar radzēm lietošanas gadījumos (*Norman and Johansson, 2006; Tervahattu et al., 2006; Areskoug et al., 2004*). Šādu darbību rezultātā atmosfērā nonāk liels daudzums t.s. rupjo (angļu valodā – *coarse*) daļiņu, kā sastāvā ir virsmas abrazijas daļiņas, smilšu graudiņu mehāniskās fragmentācijas frakcijas (*Kupinainen et al., 2003, 2005*). Līdzīgi secinājumi iegūti pētījumos Nevadas, Kolorado un Ņujorkas štatos ASV, kur arī tiek izmantoti abrazīvie pretslīdzes materiāli un riepas ar radzēm (*Wittorff et al., 1996*).

Pētījumos secināts, ka PM emisijas potenciāls pēc sausu ceļu kaisīšanas ar smiltīm palielinās par 75%, kas parādās kā 75%-tīgs PM₁₀ koncentrāciju palielinājums pēc aptuveni 2,5 stundām. Šī ietekme ir īstermiņa un PM₁₀ emisijas potenciāls pirmskaisīšanas stadijā atgriežas aptuveni 8 stundas pēc kaisīšanas operāciju izpildes (*Kuhns et al., 2003*). *Zhu et al. (2009)* savos pētījumos konstatējis, ka PM emisijas var palielināties pat 10 reizes, ja pēc snigšanas epizodēm tiek lietoti tradicionālie pretslīdes materiāli. Bez tam, samazinoties automašīnu kustības ātrumam, konstatēts PM emisiju samazinājums.

Hussein et al. (2008) pētījumos secinājis, ka riepu ar radzēm lietošana salīdzinājumā ar parastām riepām, resuspensijas faktoru palielina 2,0 - 6,4 reizes, bet *Kantamaneni et al. (1996)* - ka frakcionāro pretslīdes materiālu izmantošana emisijas faktoru palielina no 1,04 uz 1,45 g/VKT. Pat vairāk, gadījumos, kad ceļi tiek kaisīti ar smiltīm, netika konstatēta korelācija starp emisijas faktoriem un relatīvo mitrumu.

PM ierobežošanas iespējas ir dažādas – izmantot citus ceļa segumus (t.s. poraino asfaltu) vai ierobežot riepu ar radzēm izmantošanu, lai samazinātu abraziju un resuspensiju (*BASt report 02.273/2006/LRB; Johansson, 2006, 2010; Gustafsson et al., 2009*), kā arī aplidojuma veidošanās mazināšanai izmantot citus ķīmiskos pretslīdes materiālus, lai līdz ar to mazinātu vajadzību pēc abrazīviem materiāliem (*Amato et al., 2010*).

Iepriekš aprakstīto pētījumu rezultāti saskan ar citiem līdzīgiem šajā jomā veiktiem pētījumiem, kā pamatā ir modelēšana, piemēram, receptortipa modeļu izmantošana, ķīmisko marķieru metodes izmantošana un emisiju faktoru metodes izmantošana (piem., *Hueglin et al., 2000; Gehrig et al., 2001; Amato et al., 2009a*). Šobrīd tiek lietots vispārināts pieņēmums, ka PM₁₀ piesārņojuma līmenis resuspensijas rezultātā ir līdzvērtīgs auto izplūdes gāzu radītajam piesārņojumam. Pirms tam, balstoties uz pētījumiem ASV, auto izplūdes gāzu un ceļa PM (angļu valodā - *road dust*) attiecības tika saistītas attiecīgi ar 4 - 40% un 30 - 50% PM₁₀ piesārņojuma līmeņa (*Chow et al., 1992; Kim et al., 1992; Watson et al., 1989*).

Pamatojoties uz faktoranalīzes rezultātiem, *Amato et al. (2009a)* konstatējis, ka Barselonā pilsētas fona līmenī automašīnu izplūdes gāzu un resuspensijas procesu attiecība PM₁₀ piesārņojumā ir tikai 1,2 faktora līmenī, savukārt PM_{2,5} gadījumā šīs attiecības faktors kļūst vienāds ar 4.

Thorpe et al (2007), pētījumos analizējot PM resuspensiju vairākjoslu autoceļu ietekmes zonā Londonā, konstatējis, ka dominē galvenokārt lielākās (rupjās) cietās daļiņas, kā arī konstatēja, ka resuspendētā PM daļa kopējā PM₁₀ piesārņojuma līmenī sastāda 20 - 22%. Līdzīgos pētījumos (*Charron & Harrison, 2005*) secināts, ka

augstais rupjo daļiņu piesārņojums saistāms galvenokārt ar smagā autotransporta kustību un intensīvāku resuspensijas procesu norisi.

Zināmi vairāki pētījumi saistībā ar PM īpašībām un tās ietekmējošiem faktoriem, pētījumu rezultāti apkopoti *Thorpe & Harrison (2008)* un *Schauer et al. (2006)* darbos. Pētījumos Kopenhāgenā iegūta laba sakritība starp novērojumiem un *COPREM* receptormodelēšanas rezultātiem, kas parāda, ka resuspensijas procesi atbildīgi par aptuveni $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no kopējā PM_{10} piesārņojuma ietves līmenī, savukārt automašīnu izplūdes gāzu ietekme vērtējama aptuveni $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ apjomā. Atšķirība palielinās rupjo daļiņu frakcionārajā zonā (*Wahlin et al., 2006*). Savukārt Štutgartē veiktajos pētījumos konstatēts, ka resuspensijas ietekme uz PM_{10} piesārņojuma līmeni ir 2-kārt lielāka, salīdzinot ar auto izplūdes gāzu radīto PM piesārņojumu (*Regierungspräsidium Stuttgart, 2005*).

Skandināvijā veiktajos pētījumos secināts, ka auto izplūdes gāzes nosaka tikai 10% transporta radītā PM_{10} piesārņojuma, pārējā daļa attiecināma uz resuspensiju (*Forsberg et al., 2005; Omstedt et al., 2005*).

4. PUTEKĻU PIESĀRŅOJUMA SAMAZINĀŠANAS PASĀKUMI

Apzinoties PM nelabvēlīgo ietekmi uz cilvēku veselību, kā arī to izcelsmi un piesārņojuma avotus, tiek rekomendēts piesārņojuma līmeni samazināt, cik vien iespējams. *Lenschow et al.* (2001) savos pētījumos aptuveni novērtējis, ka efektīvu PM rašanās kontroles mehānismu ieviešana piesārņojumu pilsētas fona līmenī samazinātu par 5% un par 15% ielu līmenī. Tajā pašā laikā pētnieks norādījis uz nepietiekamo zināšanu līmeni dažādu kontroles mehānismu izmantošanā.

Lai PM piesārņojuma līmeni samazinātu, tiek rekomendēti gan piesārņojuma līmeni mazinoši pasākumi, gan preventīvi pasākumi. Preventīvo stratēģisko pasākumu mērķis ir izvairīties no PM emisiju rašanās (piemēram, mainot ceļa segumu no grantēta uz asfaltētu, ierobežojot transporta kustību u.c.), savukārt mazinošie pasākumi tiek saistīti ar deponēto PM savākšanu vai aglomerēšanu. Ielu slaucīšana, mitrināšana ar ūdeni un dažādu ķīmisko supresentu izmantošana ir visbiežāk lietojamie PM piesārņojuma mazināšanas pasākumi, diemžēl to efektivitātes novērtējums ir salīdzinoši sarežģīti realizējams - visbiežāk, veicot eksperimentus vidē.

Izplatītāko PM piesārņojuma samazināšanas instrumentu raksturojums:

- 1) Ielu tīrīšana – gan manuāla, gan izmantojot mehāniskos palīglīdzekļus, ir normāla prakse lielākajā daļā pašvaldību pat vairāku simtu gadu garumā. Parasti notīrītais materiāls sastāv no atkritumiem, smiltīm un veģetācijas materiāla, līdz ar to ielu tīrīšana uzlabo gan estētisko, gan sanitāro stāvokli. Lielākais vides ieguvums saistībā ar mehānisko ielu tīrīšanas mašīnu izmantošanu ir apstākļi, ka šādi tiek samazināts piesārņojošo vielu (PAH, metāli) transports (notece ar notekūdeņiem). Ielu tīrīšanas iekārtas dalās 3 pamatkategorijās:
 - a. mehāniskās tīrīšanas iekārtas;
 - b. vakuuma tīrīšanas iekārtas;
 - c. reģeneratīvās tīrīšanas iekārtas.

Vakuuma un reģeneratīvās tīrīšanas iekārtas, salīdzinot ar mehāniskām tīrīšanas iekārtām, ir efektīvākas sīku sedimentu gadījumā. Savukārt lielāku sanesu gadījumā tiek rekomendēts izmantot mehāniskās tīrīšanas iekārtas (*FHWA, 2007*).

- 2) Ķīmiskie supresenti biežāk tiek izmantoti, lai samazinātu resuspendēto materiālu. Supresenti atkarībā no to ķīmiskā sastāva un darbības mehānisma tiek iedalīti vairākās kategorijās: virsmas saistvielas (angļu valodā – *surfactants*), sāļi, polimēri, sveķu materiāli un bitumena produkti u.c. Ķīmisko supresentu efektivitāte ir atkarīga no ceļa virsmas stāvokļa, pielietojuma veida un intensitātes, transporta plūsmas, transporta līdzekļa svara un vides faktoriem (nokrišņiem un temperatūras). Lielākā daļa no šīm vielām tiek izkliedēta dispersā stāvoklī, izmantojot speciālas transporta iekārtas, kas aprīkotas ar tvertnēm, sprauslām un plūsmas kontroles iekārtām (dažos gadījumos). Daži no supresentiem samazina berzi starp ceļa virsmu un automašīnas riepām, līdz ar to pārlieka izmantošana samazina drošību uz ceļa.
- 3) Lai ierobežotu deponētā PM resuspensiju un piesārņojuma nonākšanu notekūdeņos, salīdzinoši bieži tiek pielietota mitrināšana ar ūdeni. Šī metode ir efektīva tikai tandēmā ar mehānisko ielu tīrīšanu (*Amato et al., 2009b; Chang et al., 2005; Bris et al., 1999; Gromaire et al., 2000;*

Dobroff, 1999). Ielu tīrīšanā parasti tiek izmantotas augstspiediena ūdens tīrīšanas iekārtas, kur, pateicoties spiedienam, cietās daļiņas tiek izspiestas no asfalta porām/ plaisām un pēc tam nonāk notekūdeņos. Nereti tiek izmantotas integrētās ūdens tīrīšanas un mehāniskās iekārtas. *Gromaire et al. (2000)* pētījumos konstatējis, ka cieto sedimentu un šķīstošo organisko vielu gadījumā slapjā ielu uzkopšana ir līdzvērtīga nokrišņu epizodei, diemžēl novērtētā ietekme ir 5-kārt zemāka smago metālu gadījumā

Salīdzinoši neliels skaits pašvaldību, lai sasniegtu labu gaisa kvalitāti, ielu tīrīšanas pasākumus ir ieviesušas kā obligātus. Pēc vairākkārtējiem Eiropas Komisijas brīdinājumiem (*Vixseboxse & Leeuw, 2007*) attiecībā uz PM₁₀ gaisa kvalitātes normatīva ilggadējiem pārsniegumiem, pašvaldības Austrijā, Vācijā, Ungārijā, Polijā, Slovākijā un Apvienotajā Karalistē ielu tīrīšanas aktivitātes ir iekļāvušas gaisa kvalitātes uzlabošanas programmās kā obligātus.

Lai mazinātu ar transportu saistīto PM piesārņojuma līmeni, arī Katalonijā ielu tīrīšana tiek izmantota kā gaisa kvalitāti uzlabojošs instruments. Gaisa kvalitātes uzlabošanas programmā teikts, ka pašvaldībai jāievieš periodiska asfaltēto ceļa segumu tīrīšana, jo īpaši vietās, kur sagaidāma liela PM uzkrāšanās. Ielu tīrīšanai tiek izmantoti gan mehāniskie līdzekļi, gan slapjā uzkopšana. Tiek lēsts, ka mehānisko līdzekļu efektivitāte mērojama 30 - 75% apmērā, savukārt, apvienojot mehānisko un slapjo uzkopšanu, tās efektivitāte varētu sasniegt pat 50 - 95% (http://www.mediambient.gencat.net/cat/el_medi/atmosfera/pla_pdf/documents/73_m_esures.pdf). Līdzīgi arī Taivānā mehāniskā tīrīšanas metode tiek izmantota kā galvenais instruments PM₁₀ un TSP piesārņojuma mazināšanā (*Taiwan National Science Council, 2002; Chang et al., 2005; Chou et al., 2007*).

PM piesārņojuma mazināšanai Vīnē kā galvenie pasākumi tiek izmantoti ielu tīrīšana un ielu uzturēšanas pasākumi ziemas periodā (*Sima & Schicker, 2005*). Svarīgākie no tiem: (1) uzturēšanas pasākumi – pēc iespējas ātrāk novākt no ielām kūstošo materiālu; (2) obligāti izmantot maz abrazīvu klājuma materiālu (piem., bazaltu); (3) māju īpašniekiem pēc iespējas biežāk veikt ietvju tīrīšanu un novākt kūstošo materiālu cik vien iespējams ātri. Arī citās pilsētās (Stūrijā, Bratislavā, Stokholmā) ielu tīrīšana ir iekļauta gaisa kvalitātes uzlabošanas plānos (*Umweltbundesamt, 2006*).

5. CIETO DAĻIŅU PIESĀRŅOJUMA SAMAZINĀŠANAS PASĀKUMU RAKSTUROJUMS

Lai metodoloģiski pareizi novērtētu dažādu PM pasākumu efektivitāti, pētījumiem jāsniedz atbilde uz vairākiem jautājumiem:

- 1) ielu tīrīšanas tehnoloģijas raksturojums un gaisa kvalitātes kontrole;
- 2) tehnoloģisko risinājumu pielietošana un piesārņojošo vielu raksturojums (smagie metāli, PAH, frakcionārais raksturojums u.c. rādītāji);
- 3) sausās tīrīšanas tehnoloģijas efektivitāte un izmaiņas PM_x koncentrācijās un emisijās;
- 4) mazgāšanas/ laistīšanas tehnoloģijas efektivitāte un izmaiņas PM_x koncentrācijās un emisijās;
- 5) apvienoto tīrīšanas tehnoloģiju izmantošana un to efektivitāte;
- 6) PM supresenti un to efektivitāte;
- 7) ielu uzkopšanas aktivitāšu ietekmes modelēšana;
- 8) lokālo faktoru (laika apstākļi, sezonālās ietekmes, abrazīvo vielu un pretapledošanas aģentu izmantošana) ietekmes novērtējums.

Kompleksu pētījumu, kuros būtu atbildēti uz visiem iepriekš minētajiem jautājumiem praktiski nav. Tā kā ielu uzkopšana un tīrīšana ir pašvaldību kompetence, tad ziņojumi lielākoties ir ļoti konspektīvi, uzrakstīti nacionālajās valodās un līdz ar to nav plašākai publikai saprotami, bez tam, zinātnisko publikāciju par šo tēmu nav īpaši daudz.

5.1. Mehāniskā tīrīšana

Šī metode, kas tiek izmantota, lai samazinātu resuspendēto PM daudzumu, ir vislabāk zināma. Sedimentētā materiāla savākšanas efektivitāti bieži vien raksturo procentuāli attiecībā pret sākotnējo cieta daļiņu slodzi. Tīrīšanas metode jāpielieto bieži, aizvācot rupjo sedimentēto materiālu, lai izvairītos no papildus sīko daļiņu ($PM_{2,5}$) slodzes, jo šīs sīkās daļiņas var rasties, rupjajām daļiņām sadaloties. Šo metodi ievieša ASV Vides aizsardzības aģentūra 20.gs. 50-tajos gados.

Mūsdienās biežāk izmantotās mehāniskās tīrīšanas iekārtas ir:

- mehāniskie birstes tipa tīrītāji, aprīkoti ar sanesu pacēlājmehānismu, parasti efektīvi lielu ($> 75 \mu m$) daļiņu savākšanai;
- reģeneratīvās gaisa tipa slaucīšanas iekārtas lielu un arī resuspendējamu materiālu savākšanai. Izmantojot gaisa strūklu, daļiņas tiek izpūstas no bedrītēm un plaisām, pēc tam saslaucītas un savāktas, izmantojot pacēlājmehānismu;
- vakuuma slaucīšanas iekārtas (sāktas lietot tikai pēdējo 20 gadu laikā), kas papildus var būt aprīkotas ar ūdens mitrināšanas sistēmām PM emisiju nomākšanai.

Kalifornijas universitāte ir viena no pirmajām, kur tika testētas dažādas putekļu savākšanas mehāniskās iekārtas, kā arī novērtēta to efektivitāte. Testēšana veikta dažāda lietojuma ielu posmiem un vides apstākļiem (*Pitt, 1979*). Analogisks pētījums veikts nedaudz vēlāk (*Pitt & Shawley, 1982*), kur ņemts vērā arī ceļa posmu

ģeometriskais novietojums (piem., kritums). Abos pētījumos iegūtie rezultāti neatšķiras.

Mehānisko tīršanas iekārtu efektivitāte parasti tiek vērtēta pēc to spējas savākt sedimentēto materiālu. Attiecībā uz PM₁₀ piesārņojumu, par atbilstošām tiek uzskatītas iekārtas, kā savākšanas efektivitāte ir 80% (kas gan nenozīmē, ka sagaidāms PM piesārņojuma līmeņa samazinājums par 80%). Praktiski visas gan Eiropā, gan ASV izmantotās mehāniskās ielu tīršanas iekārtas ir izgājušas atbilstības novērtēšanu (*Schilling, 2005*). Diemžēl lielā daļā publikāciju, kā arī tehnisko ziņojumu efektivitātes rādītāji netiek iekļauti.

Zinātniskās literatūras datu bāzēs (piem., *ScienceDirect, Scopus* u.c.) tika atrastas 30 publikācijas par mehānisko tīršanas iekārtu izmantošanu, bet tikai 1/3 no tām bija ziņas (lai arī fragmentāras) par iekārtu efektivitāti un ietekmi uz sedimentētā PM frakcionāro sadalījumu. 5.1.1.tabulā apkopots dažādu mehānisko tīršanas iekārtu efektivitātes vērtējums dažāda izmēra sedimentiem, mainīgais daļiņu izmērs saistīts ar atšķirīgām studijām. Iekārtas, kā efektivitāte ir augstāka par 50%, īpaši izceltas (zaļā krāsā).

5.1.1.tabula

Mehānisko tīršanas iekārtu efektivitātes kvantitatīvais novērtējums dažāda izmēra daļiņām

Daļiņu izmērs, μm	Mehāniskās birstes	Vakuuma slaucīšanas iekārtas	Rēģeneratīvās gaisa tipa iekārtas			Mehāniskās + vakuuma iekārtas	Augstfrekvences mehāniskās birstes
0 - 10	55 ^a	>90 ^c					
0 - 40/63	15 ^b 57 ^a	10 ^d	- 50 ^d	10-98 ^f	32 ^e	16 ^g	- 25 ^d
40/63 – 100/125	20 ^b	18 ^d	- 8 ^d			24 ^g	- 15 ^d
100/125 – 250	50 ^b	28 ^d	10 ^d			29 ^g	- 5 ^d
250 – 500/600	60 ^b	30 ^d	20 ^d		94 ^e	32 ^g	5 ^d
500/600 – 850/1000		38 ^d	34 ^d			34 ^g	10 ^d
850/1000 – 2000	65 ^b	40 ^d	38 ^d			34 ^g	15 ^d
> 2000	80 ^b	50 ^d	35 ^d			43 ^g	18 ^d
Kopējie sedimenti	19-37 ^{g, h}	14-47 ^{g, h}	25 ^d	52-100 ^f		31 ^g	
	13-53 ^{g, h}	45-60 ^{g, h}	50-75 ^j				
	54 ⁱ	30 ^d					
	5-45 ^j	31-48 ⁱ					
	60 ^a						

- mehāniskās birstes, aprīkotas ar mazgāšanas funkciju un smalko daļiņu filtru iekrāvējā (*Ang et al., 2008*);
- efektivitāte palielinās līdz ar iekārtas braucienu skaitu (*Sartor & Boyd, 1972*);
- tandēmā ar mazgāšanas funkciju (*Amato et al., 2009b*);
- vērtības nolasītas no grafika (*Selbing & Bannerman, 2007*);
- (*Minton et al., 1998*);
- tandēmā ar mazgāšanas funkciju (*Chang et al., 2005*);
- (*Pitt, 1979*);
- atkarībā no ceļa tipa;
- (*Clark & Cobbins, 1963; Sartor & Boyd, 1972; Pitt & Amy, 1973*);
- vērtības ir atkarīgas no sākotnējās slodzes (*Duncan et al., 1985*).

Zināmas vairākas likumsakarības - mehānisko iekārtu tīrīšanas efektivitāti iespējams uzlabot, palielinot braucienu skaitu, kā arī jāņem vērā vairāki citi ietekmējošie faktori – ceļa tehniskais stāvoklis, smilts/ sāls kaisīšanas faktors, automašīnu stāvēšana, citi PM avoti (t.sk. ceļu remontdarbi), atklātās (neasfaltētās) teritorijas, akumulācijas pakāpe un sedimentu granulometriskais sastāvs (*Pitt, 1979; Marais & Armitage, 2003, 2004; Armitage, 2001; Bannerman, 1999; Grottker, 1987; Duncan et al., 1985*). Ņemot vērā iepriekš minēto, katrai konkrētai teritorijai būtu jāizstrādā savs konkrēts ielu apstrādes grafiks, lai šī mehāniskā putekļu savākšanas metode būtu pietiekami efektīva.

5.2. Slaucīšana un mitrināšana

Nereti, izmantojot tikai t.s. „ielu mazgāšanu”, pilsētas notekūdeņu sistēmās nonāk liels daudzums smilts daļiņu, kas rada tām papildus slodzi. Ceļa virsmu vienkāršu mitrināšanu (laistīšanu) biežāk izmanto zemes ceļiem (*Watson et al., 2000*). Asfaltētiem ceļiem mazgāšana, izmantojot ūdens strūklu, tiek pielietota Francijā (Parīzē), arī Vācijā un dažās Skandināvijas valstīs, kur tā pierādījusi savu efektivitāti (*Bris et al., 1999; Gromaire et al., 2000; Düring et al., 2004, 2005; John et al., 2006; Norman and Johansson, 2006; Aldrin et al., 2008*).

Parīzē izvestos pētījumos, analizējot sauso un slapjo vakuuma tīrīšanas iekārtu efektivitāti, iegūti ļoti mainīgi rezultāti - cieto daļiņu savākšanas efektivitāte bija robežās no 20 - 65% (augstākā efektivitāte vērojama daļiņām ar izmēru > 100 μm), metālisko daļiņu savākšanas efektivitāte bija robežās no 0 – 75%, savukārt neefektīva šī metode izrādījās PAH gadījumā (*Bris et al., 1999*).

Berlīnē galveno ceļu laistīšana tiek veikta divas reizes darba dienās un vienu reizi sestdienās, ziemā nekādas būtiskas atšķirības PM₁₀ koncentrācijās arī t.s. „sausajās dienās”, t.i. ar vai bez tīrīšanas, netika konstatētas (*Düring et al., 2004*). Līdzīgi rezultāti iegūti pilotpētījumā Brēmenē (*Düring et al., 2005*). Diseldorfā veiktā pētījumā, kur lielas noslodzes ielas laistīšana tika veikta divas reizes nedēļā, konstatēts, ka diennakts vidējās PM koncentrācijas iespējams samazināt par 2 μg/m³ (*John et al., 2006*).

Stokholmā ielu laistīšana (galvenokārt tiek laistītas neasfaltētās ceļu malas) tiek veikta, vadoties no meteoroloģiskajiem apstākļiem. Saskaņā ar tikai atsevišķās dienās (8 no 21) veiktu pētījumu rezultātiem, novērots PM₁₀ koncentrāciju samazinājums. Lielākais PM₁₀ samazinājums konstatēts rīta stundās un tas nepārsniedz 6% (*Normal & Johansson, 2006*).

Lielākajā daļā pētījumu konstatēts, ka ielu mehāniska tīrīšana bez sedimentētā materiāla savākšanas var būt pat nelabvēlīga. Tāpēc tiek rekomendēts apvienot mitrināšanu, tīrīšanu un savākšanu. Pētījumā Barselonas pilsētas centrā, kur pēc vakuumbūtīšanas veikta manuāla mazgāšana, konstatēts, ka vidējais PM₁₀ samazinājums ir pat 8,8 μg/m³ (*Amato et al., 2009b*). Zinātniskajā literatūrā pieejamo pilotteritoriju raksturojums un pētījumu rezultāti apkopoti 5.2.1.tabulā.

Ielu tīrīšanas, mazgāšanas un kombinēto metožu efektivitātes novērtējums

Pētījuma atsauce	Metode	Vieta	Efektivitāte	Pētījuma detaļas	Papildus ziņas
<i>Chow et al., 1990</i>	Mehāniskā tīrīšana	Nevada, ASV		Nav konstatētas izmaiņas PM ₁₀ piesārņojuma līmenī	
<i>Kantamaneni et al., 1996</i>	Reģeneratīvā gaisa/ vakuuma tīrīšana	Vašingtona, ASV		Neliels PM ₁₀ piesārņojuma samazinājums	
<i>Dobroff, 1999</i>	Kombinētā mehāniskā/ vakuuma tīrīšana un mazgāšana	Hamiltona, Kanāda	☺	Tikai kombinētā metode sniedza izmērāmu rezultātu, PM ₁₀ koncentrācijas samazinājās par 2- μg/m ³	
<i>EC, 2004</i>	Mazgāšana/ mehāniskā tīrīšana	Milāna, Itālija		Detektējams PM ₁₀ koncentrāciju samazinājums netika konstatēts	Pētīta 1 km ² teritorija pilsētas centrā ziemas periodā
<i>Kuhns et al., 2003</i>	Mehāniskā/ vakuuma tīrīšana	Aidaho, ASV		PM ₁₀ emisiju potenciāls praktiski nemainījās	
<i>Düring et al., 2004</i>	Laistīšana	Berlīne, Vācija		Būtiskas izmaiņas PM ₁₀ koncentrācijās netika konstatētas	22 nedēļu ilga kampaņa
<i>Düring et al., 2005</i>	Laistīšana	Berlīne, Vācija		Būtiskas izmaiņas PM ₁₀ koncentrācijās netika konstatētas	105 dienu periodā ielu laistīšana veikta 45 dienas
<i>Norman & Johansson, 2006</i>	Mehāniskā tīrīšana	Stokholma, Zviedrija	☺	Īstermiņa PM ₁₀ samazinājums netika konstatēts	Dienās, kad tika veikta sausā tīrīšana, novērots PM ₁₀ koncentrāciju palielinājums
	Laistīšana			6% PM ₁₀ koncentrāciju samazinājums	Laistītas tika ielu nomales
<i>Chang et al., 2005</i>	Modificēta reģeneratīvā gaisa/ vakuuma tīrīšana un laistīšana	Taipeja, Taivāna	☺	Putekļu samazinājums 52 - 100%, sanesu samazinājums 10 - 98%. Izmērāms TSP emisiju potenciāls līdz pat 30%.	

5.2.1.tabulas turpinājums

Pētījuma atsauce	Metode	Vieta	Efektivitāte	Pētījuma detaļas	Papildus ziņas
<i>Ang et al., 2008</i>	Mehāniskā tīrīšana, mazgāšana un putekļu filtrācija	Štutgarte, Vācija	☺	Ļoti efektīva atsevišķām frakcijām, PM ₁₀ koncentrāciju samazinājums.	Kvantitatīvs novērtējums nav veikts.
<i>John et al., 2006</i>	Laistīšana	Diseldorfa, Vācija	☺	Diennakts vidējo PM ₁₀ samazinājums par 2 µg/m ³	Laistīšana veikta vairākas nedēļas, mainot laistīšanas intensitāti
<i>Yu et al., 2006</i>	Mehāniskā tīrīšana, mazgāšana	Kaosiunga, Taivāna	☺	TSP un PM ₁₀ samazinājums	
<i>Gertler et al., 2006</i>	Mitrā un sausā mehāniskā uzkopšana	Nevada, ASV		Tīrīšana samazināja PM ₁₀ resuspensijas pakāpi	
<i>Düring et al., 2007</i>	Vakuuma tīrīšana	Berlīne, Vācija		Būtiskas izmaiņas PM ₁₀ koncentrācijās netika konstatētas	157 dienu periodā ielu tīrīšana veikta 87 dienas
<i>Chou et al., 2007</i>	Modificēta reģeneratīvā gaisa/vakuuma tīrīšana un laistīšana	Taipeja, Taivāna	☺	Putekļu samazinājums 52 - 100%, sanesu samazinājums 10 - 98%. Izmērāms TSP emisiju potenciāls līdz pat 24%.	
<i>Baumbach et al., 2007</i>	Vakuuma tīrīšana	Štutgarte, Vācija		Būtiskas izmaiņas PM ₁₀ koncentrācijās netika konstatētas	
<i>Aldrin et al., 2008</i>	Mehāniskā tīrīšana Laistīšana	Drammena, Norvēģija		Būtiskas izmaiņas PM ₁₀ un PM _{2,5} koncentrācijās netika konstatētas	
<i>Amato et al., 2009b</i>	Vakuuma tīrīšana ar sekojošu manuālu mazgāšanu	Barselona, Spānija	☺	Ļoti efektīva PM ₁₀ sedimentiem. PM ₁₀ koncentrāciju samazinājums 7 - 10%.	Putekļu paraugi ņemti nākamajā rītā pēc tīrīšanas

5.3. Cieto daļiņu supresantu izmantošana

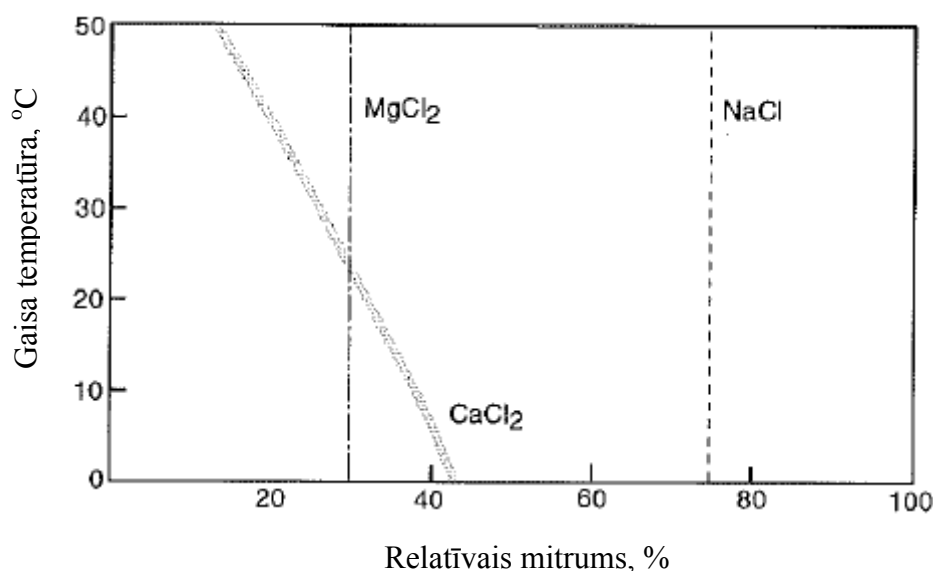
Supresanti atkarībā no to ķīmiskā sastāva un darbības mehānisma tiek iedalīti vairākās kategorijās: virsmas saistvielas, sāļi, polimēri, sveķu materiāli un bitumena produkti. Ķīmiskie supresanti tiek iedalīti šādos ģenētiskos tipos:

- 1) ūdeni piesaistošas ķīmiskas vielas;
- 2) organiskās vielas, kas nesatur bitumenu;
- 3) elektroķīmiskie stabilizētāji;
- 4) saistvielas, kā sastāvā ir naftas produkti;
- 5) mikrobioloģiskās saistvielas;
- 6) polimēri (*Foley et al., 1996*).

Ūdeni piesaistošas ķīmiskas vielas (higroskopiskas un ūdenī šķīstošas, piem., hlorīdi, sāļi). Virsmas saistvielas ir spējīgas mazināt ūdens virsmas spraigumu, līdz ar to ļaujot efektīvāk daļiņas samitrināt un agregēt virsmas slānī.

Tādi sāļi kā magnija hlorīds ($MgCl_2$) un kalcija hlorīds ($CaCl_2$) ir higroskopiski un spējīgi absorbēt ūdeni līdz ko apkārtējās vides relatīvais mitrums pārsniedz 50% (dažos literatūras avotos minēts 40%). Un, tā kā tie ($MgCl_2$, $CaCl_2$) ir ūdenī šķīstoši, pateicoties nokrišņiem tie tiek deponēti. Minētie ķīmiskie supresanti zemes ceļu posmiem tiek izmantoti jau pietiekami sen, asfaltētiem ceļiem to lietošana uzsākta 20.gadsimta 90-tajos gados Norvēģijā gan slēgtiem ceļu posmiem (tuneļos), gan atklāta tipa ceļu posmiem.

5.3.1.attēlā parādīta $CaCl_2$, $MgCl_2$ un nātrija hlorīda ($NaCl$) efektivitāte atkarībā no relatīvā mitruma un temperatūras.



5.3.1.attēls. Sakarība starp gaisa relatīvo mitrumu, temperatūru un ķīmisko supresantu ($CaCl_2$, $MgCl_2$, $NaCl$) spēju absorbēt mitrumu un izšķīst (adaptēts pēc *Foley et al., 1996*)

Efektivitātes rādītāji noteikti tūrām vielām un sakarība var mainīties, ja tiek izmantoti vielu maisījumi. Pie gaisa temperatūras virs 30°C, $CaCl_2$ zaudē savu spēju absorbēt mitrumu, savukārt $MgCl_2$ šādos apstākļos vēl arvien ir higroskopisks, līdz ar to labāk

piemērots sausiem klimatiskajiem apstākļiem. NaCl savu spēju sorbēt zaudē, ja relatīvais mitrums samazinās zem 75%, bez tam, NaCl ir koroziju (rūsēšanu) veicinoša viela. Savukārt CaCl₂ un MgCl₂ ūdeni saista ilgāku periodu, līdz ar to arī veicina korozijas procesus, jo īpaši, ja tie ir nosēdušies uz metālu virsmām (piem., automašīnu virsbūves) (Amato et al., 2010; Foley et al., 1996).

Organiskās vielas, kas nesatur bitumenu (lignīna sulfanāti, sulfītus saturoši šķīdumi, darva, melase). Lielākā daļa šīs grupas vielu ir dažādu rūpniecisko ražotņu (visbiežāk celulozes ražošanas) atkritumprodukti. To iedarbības mehānisms izpaužas kā putekļu salīpināšana. Šajā grupā iekļaujami arī tādi produkti kā dzīvnieku taukvielas, augu eļļas, tomēr to izmantošana ir reta un pielietojama vienīgi specifiskās situācijās, jo taukvielas samazina saķeri ar ceļa segumu un līdz ar to rada apdraudējumu satiksmes drošībai (Foley et al., 1996.).

Elektroķīmiskie stabilizētāji (enzīmi, sulfītus saturoši naftas produkti). Darbības mehānisms – saista augsnes materiālā esošo ūdeni veicinot materiāla sablīvēšanos. Šo stabilizētāju pielietošana izvērtējama kontekstā ar virsmas segumu (Foley et al., 1996).

Saistvielas, kā sastāvā ir naftas produkti. Parasti to sastāvā ir bitumena emulsijas, darvas, pārstrādātas atkritumeļļas. To iedarbība izpaužas kā smalko daļiņu aglomerātu veidošana. Šo vielu iedarbība parasti ir ilgtermiņa, diemžēl cita veida ietekme uz vidi arī ir viena no lielākajām un nelabvēlīgākajām (Foley et al., 1996).

Mikrobioloģiskās saistvielas. Salīdzinoši nesen sākts izmantot (uz 2000.gadu pasaulē bija tikai 1 kompānija, kas piedāvāja šādu produktu), darbības mehānisms – zemes seguma ceļi tiek apstrādāti ar tādu mikrobioloģisko materiālu, kas pārstrādā virskārtā esošo māla frakciju polimērā, kas darbojas kā sīko daļiņu saistviela (Foley et al., 1996).

Polimēri (PVC, PVA). Polimēri ir lielmolekulāri savienojumi un darbojas kā adhezīvi materiāli, lai cietās daļiņas salīpinātu. Dažāda veida sveķu vai petrolejas emulsijas ir ūdenī nešķīstoši oglekli saturoši savienojumi, kas tiek izmantoti ūdens suspensijas vai emulsijas veidā. Izsmidzinot šādu emulsiju, cietās daļiņas tiek salīpinātas, dažkārt tās sāk sacietēt un veidot cietu masu. Šo vielu lietošana parasti ir efektīva smilšainiem zemes ceļiem un sausiem klimatiskiem apstākļiem, tomēr to lietošana ir stipri ierobežota augsto izmaksu dēļ (Foley et al., 1996, Amato et al., 2010)

Citi supresenti. Iepazīstoties ar citu valstu pieredzi, zinātniskajā literatūrā iespējams atrast ziņas par supresentiem, kas neietilpst nevienā no iepriekš minētajām kategorijām, piemēram, kaļķakmens virsmu apstrādei tiek piedāvāts lipīgs koloidāls bentonīta šķīdums, sagaidāmā efektivitāte 70% (Bergenson & Brocka, 1995).

Lielākā daļa supresentu jālieto atkārtoti, parasti pirms supresentu lietošanas nepieciešams virsmu nogreiderēt vai mitrināt (tas atkarīgs no virsmas tipa un tehiskā stāvokļa, kā arī izmantojamā materiāla).

Dažādu supresentu lietošana lielākoties attaisnojas, tomēr šie materiāli galvenokārt tiek lietoti zemes ceļiem (Watson et al., 1996, 2000). Norman & Johanson (2006),

testējot kalcija/ magnija acetātu (CMA) ($\text{CaMg}_2(\text{CH}_3\text{COO})_6$) asfaltētiem ceļu posmiem Zviedrijā, konstatēja PM_{10} piesārņojuma līmeņa samazinājumu par 35%. Iepriekš veiktie pētījumi tuneļos pierādīja pat 50%-tīgu CMA efektivitāti - Trondheimā (*Værnes, 2003*), Oslo (*Tønnesen, 2006*). Vērā ņemami PM_{10} piesārņojuma samazinājuma (25%) rezultāti sasniegti atklāta tipa ielu posmos Trondheimā (*Berthelsen, 2003*), kamēr *Aldrin & Steinbakk (2003)* savos pētījumos ceļa posmos pie Oslo, kur transporta kustības ātrums ir 80 km/h, nekonstatēja praktiski nekādu ietekmi.

Gillies et al. (1999) pētījis 4 dažādu supresentu (biokatalītisks stabilizators, polimēru emulsija, petrolejas emulsija ar polimēru, maz bīstams jēlnaftu saturošs materiāls) ilgtermiņa ietekmi un izmaiņas PM_{10} emisijas faktoros. Emisijas faktori tika novērtēti katram supresentam, kā arī neapstrādātai references vietai. Vidēji 1 nedēļu pēc virsmas apstrādes supresenta efektivitāte bija no 33% līdz 100% visiem 4 tipiem. Pēc 8 – 12 mēnešu perioda supresentu efektivitāte bija robežās no 0% līdz 95%. Secināts, ka supresentu, kas rada virsmu, kas ir noturīgāka pret nelieliem bojājumiem un mazāk trausla, līdz ar to lēnāk nodils, darbības efektivitāte PM_{10} emisiju samazināšanā zemes ceļiem būs novērojama ilgākā termiņā.

Nedaudz vēlāk *Aldrin et al. (2008)*, testējot MgCl_2 šķīdumu slēgtam ceļa posmam (tunelī Norvēģijā), konstatēja, ka, supresentu dozējot robežās no 20 – 40 mg/m^2 , tā efektivitāte pēc 10 dienu perioda sasniedz 56% PM_{10} piesārņojuma gadījumā un 70% $\text{PM}_{10-2.5}$ gadījumā. Tomēr jāpiebilst, ka rezultātu nenoteiktība ir salīdzinoši liela. Līdzīgs atklāta tipa eksperiments realizēts ar CMA šķīdumu, sasniedzot 29 – 43% PM_{10} koncentrāciju samazinājumu Klāgenfurtē, Austrijā (*Hafner, 2007*).

Boulter et al. (2006) analizējis supresentu ietekmi no vides bīstamības viedokļa, nonākot pie secinājuma, ka daži no šiem produktiem ir pat desmitkārt bīstamāki par resuspendēto PM_{10} , savukārt atsevišķu produktu ietekme tā arī nav pilnīgi izpētīta un zināma.

6. ĶĪMISKO SUPRESENTU IETEKME UZ VIDĪ, EFEKTIVITĀTES RĀDĪTĀJI UN LIETOJUMS

Ne visu ķīmisko supresentu potenciālā bīstamība un ietekme uz vidi ir skaidri zināma, visvairāk pētītas ir ūdeni piesaistošās ķīmiskās vielas ($MgCl_2$, $CaCl_2$), arī to maisījumi. Atsevišķām specifiskām vielām ietekme novērtēta teorētiski un ļoti vispārīgi, tādēļ šo vielu izvēlei jābūt ļoti argumentētai.

Tiek uzskatīts, ka ūdeni piesaistošās ķīmiskās vielas nav toksiskas dēļ spējas ātri disperģēties apkārtējā vidē. Tomēr jāņem vērā, ka šī spēja ir atkarīga no vides pH, vielas koncentrācijas un emitētā apjoma. Salīdzinot ar tiem daudzumiem, kas tiek izmantoti ielu kaisīšanai, lai mazinātu apledošanu, šie apjomi (putekļu emisiju nomāšanai) ir nelieli. *Kuula-Vaisanen et al. (1995)* pētījumā par $NaCl$ ietekmi uz augiem konstatējis, ka tā ir vērā ņemama. $MgCl_2$ tiešā saskarē cilvēkam var izraisīt ādas kairinājumu, augstas sāļu koncentrācijas var negatīvi ietekmēt augu augšanu, bet automašīnām palielinās to metālisko daļu rūšēšanas risks (*Foley et al., 1996*).

Organiskās vielas, kas nesatur bitumenu, ir tipiski rūpnieciskie atkritumprodukti ar ļoti mainīgu ķīmisko sastāvu. Lignosulfonāts biodegradējas ļoti lēni un ir vidēji toksisks zivīm (jo īpaši forelēm), tomēr kopējā ietekme uz vidi vērtējama kā maznozīmīga. Tajā pašā laikā jāņem vērā, ka, lielos apmēros nonākot ūdenstilpēs, tie samazina skābekļa daudzumu ūdenī (*Foley et al., 1996; UMA Engineering Ltd, 1987; Adams, 1988*).

Saistvielas, kā sastāvā ir naftas produkti, satur potenciāli toksiskus oglekļaūdeņražus, vidēji 1 litrs oglekļaūdeņražu maisījuma piesārņo 1600 litru pazemes ūdeņu, bez tam šīs saistvielas satur darvu, kas ir kancerogēna. Šīs grupas supresentu lietošanai jābūt ļoti argumentētai, jo naftas pārstrādes atkritumi parasti satur arī polihlorētos bifenilus (PCB) (*Foley et al., 1996*).

Elektroķīmiskie stabilizētāji parasti tiek lietoti ļoti atšķaidītā formā ($0,01 - 0,03 \text{ l/m}^3$) un nerada videi būtisku kaitējumu, tomēr neatšķaidīti tie ir ar ļoti zemu pH, kas nozīmē, ka jāizvairās no tieša kontakta ar ādu (*Foley et al., 1996; Paige-Green & Coester, 1995*).

Labā prakse ķīmisko supresentu lietošanā, lai nodarītu mazāko iespējamo kaitējumu videi, ietver šādus pamatprincipus:

- 1) pārlicinieties, ka piegādātais supresents ir ar atbilstošu toksicitāti, stiprumu vai/ un pH;
- 2) lietojiet to taupīgi, atbilstošā atšķaidījuma pakāpē un apjomā;
- 3) pielietot tikai nepieciešamajiem areāliem, apstrādes teritorijas paplašināšana bez vajadzības var būtiski palielināt noteci un līdz ar to augsnes un ūdeņu piesārņojumu;
- 4) virsmas apstrādei labāk ir izvēlēties 2 mazāk toksiskus supresentus nekā vienu ļoti toksisku;
- 5) centieties pirms supresenta lietošanas apstrādājamo virsmu samitrināt, tas attiecināms arī uz greiderēšanu;
- 6) sablīvējiet virsmas materiālu, lai samazinātu supresenta iztvaikošanu;

- 7) izvairieties supresentu lietot laika apstākļos, kuros tas tiek atšķaidīts, iespējama tā notece no apstrādājamās virsmas. Arī stipra vēja apstākļos, vielai nokļūstot uz veģetācijas, tā var tikt būtiski bojāta (Foley et al., 1996).

Putekļu supresentu pielietojuma apmērs parasti ir robežās no 1,4 - 4,5 l/m². Intensitāte ir atkarīga no augsnes tipa, zemes lietojuma, laika apstākļiem izsmidzināšanas brīdī un pēc tam (Potential Environmental Impacts of Dust Suppressants: „Avoiding Another Times Beach”, 2004). Iepriekš minētie patēriņa rādītāji attiecināmi uz zemes seguma ceļiem.

Ķīmisko supresentu efektivitātes raksturojums dots 6.1.tabulā, lietojuma apjomi un biežums – 6.2.tabulā, priekšrocības un trūkumi – 6.3.tabulā.

6.1.tabula

Supresentu efektivitātes raksturojums (kopsavilkums)

Supresents	Efektivitāte	Atsauce
Kalcija hlorīds (CaCl ₂)	55% no putekļiem, salīdzinot ar kontroles teritoriju, ir agregētā stāvoklī	Sanders & Addo, 1993
Magnija hlorīds (MgCl ₂)	77% no putekļiem, salīdzinot ar kontroles teritoriju, ir agregētā stāvoklī	Sanders & Addo, 1993
MgCl ₂ izsmidzināšana ielas mehāniskās tīrīšanas laikā	26% MgCl ₂ samazina putekļus par 92%, savukārt 60% MgCl ₂ - par 58%.	Satterfield & Ono, 1996.
CaCl ₂ , MgCl ₂ , lignīna sulfonāts	Samazina putekļus par 50 - 70%, 42 - 61% no putekļiem ir agregētā stāvoklī. Zema mitruma un augstas temperatūras apstākļos lignīna sulfonāts ir efektīvāks.	Sanders et al., 1997
Petro-tac, Coherex, Soil-Sement Generic Petroleum Resin ¹ , CaCl ₂	Efektivitāte 95% daļiņām ar izmēru < 15, 10 un 2,5 μm. 30 dienu periodā efektivitāte samazinājās līdz 10 - 50%.	Muleski & Cowherd, 1987
Lignīna lietošana uz zemes seguma ceļa	63% no putekļiem ir agregētā stāvoklī	Sanders & Addo, 1993
Polimēru emulsija (PE)	Sākotnēji 94%, pēc 3 mēnešiem – 96%, pēc 11 mēnešiem – 85%	Gillies et al., 1997
Polimēru emulsija (PEP)	Sākotnēji 94%, pēc 3 mēnešiem – 96%, pēc 11 mēnešiem – 85%	Gillies et al., 1997
Polimēru emulsija (PE)	Sākotnēji 99%, pēc 3 mēnešiem – 72%, pēc 11 mēnešiem – 49%	Gillies et al., 1997
Biokatalītiskais stabilizators (BS)	Sākotnēji 33 - 5%, pēc 3 mēnešiem – 0%, pēc 11 mēnešiem – 0%	Gillies et al., 1997
Ūdens (2,4 l/m ²), naftas sveķi (4,6 l/m ²) un asfalta emulsija (3,9 l/m ²)	50% PM samazinājums vismaz 1 mēnesi, lietojuma ilgums samazinās, ja daļiņu izmēri ir sīki	Muleski et al., 1983

¹ Supresentu komerciālie nosaukumi

Cieto daļiņu supresentu lietojuma apjomi un biežums (kopsavilkums)

Viela	Lietošanas pakāpe	Lietošanas biežums	Atsauces
CaCl ₂	0,11 – 1,1 kg/m ² (sausā veidā) 1,1 - 2,7 l/m ² (šķīdumā)	1 - 2 reizes gadā	<i>Hoover, 1981;</i> <i>Bolander, 1999a;</i> <i>Heffner, 1997;</i> <i>DeCastro et al., 1996;</i> <i>Sanders & Addo, 1993</i>
MgCl ₂	1,6 – 2,7 l/m ²	1 - 2 reizes gadā	<i>Bolander, 1999a;</i> <i>Heffner, 1997;</i> <i>DeCastro et al., 1996;</i> <i>Sanders & Addo, 1993</i>
Lignīna sulfonāts	0,5 – 1,1 kg/m ² (pulveris) 1,1 - 8,7 l/m ² (šķīdums)	1 - 2 reizes gadā	<i>Langdon & Williamson, 1983;</i> <i>Hoover, 1981;</i> <i>Bolander, 1999a;</i> <i>Sanders & Addo, 1993</i>
	40 - 50% koncentrāts atšķaidīts ar ūdeni attiecībā 1:4; 27,7 l/m ²	1 reizi 2 gados	<i>Bolander, 1999a</i>
Sintētisko polimēru atvasinājumi	40 - 50% koncentrāts atšķaidīts ar ūdeni attiecībā 1:9; 2,7 l/m ²	1 reizi 2 gados	<i>Bolander, 1999a</i>

Cieto daļiņu supresentu priekšrocības un trūkumi (kopsavilkums)

Viela	Komercnosaukums (piemēri)	Priekšrocības	Atsauce	Trūkumi	Atsauce
Magnija hlorīds	<i>DustGard, Dust-off, Chlor-tex</i>	Efektīvs, jo agregāts ir stabils	<i>Sanders et al., 1994</i>	Ūdenī šķīstošs, līdz ar to nepieciešama atkārtota apstrāde	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Ļoti efektīvs putekļu samazināšanas instruments	<i>Edvardsson, 2010</i> <i>Sanders et al., 1994</i>	Bieži vērojama notece	<i>Goodrich et al., 2009</i>
		Salīdzinot ar CaCl ₂ , efektīvāks ilgstoša sausuma perioda laikā	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>	Var būt korozīvs tēraudam	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Viens no lētākajiem putekļu supresentiem	<i>Edvardsson, 2010</i> <i>Sanders et al., 1994</i>	Nepieciešams kaut neliels (30 %) relatīvā mitruma līmenis, lai absorbētu mitrumu	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Salīdzinot ar lignīnu saturošiem materiāliem, garāks iedarbības laiks	<i>Edvardsson, 2010</i>	Virsmas ar lielu smalko daļiņu īpatsvaru var kļūt slidenas	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Ietekme uz ūdens kvalitāti un jutīgiem bioloģiskiem organismiem nav būtiska	<i>Goodrich et al., 2009</i> <i>Shi et al., 2009</i> <i>Edvardsson, 2010</i>		
		Salīdzinot ar lignosulfonātu, naftas produktus saturošiem supresentiem vai akrilpolimēriem, mazāk toksisks	<i>Piechota et al., 2004</i>		
		Samazina turbiditāti	<i>Edvardsson, 2010</i>		
		Augstāks virsmas spraigums, salīdzinot ar kalcija hlorīdu	<i>Piechota et al., 2004</i>		
		Atšķirībā no kalcija hlorīda saglabā savu higroskopitāti arī augstās temperatūrās	<i>Piechota et al., 2004</i>		

6.3.tabulas turpinājums

Viela	Komercnosaukums (piemēri)	Priekšrocības	Atsauce	Trūkumi	Atsauce
Kalcija hlorīds	<i>Calcium Chloride Flakes, Downflake, Liquidow</i>	Ļoti efektīvs putekļu samazināšanas instruments	<i>Edvardsson, 2010 Sanders et al., 1994</i>	Veido mazāk stabilus agregātus ar īsāku noturības laiku, salīdzinot ar lignosulfonātu un $MgCl_2$	<i>Sanders et al., 1994</i>
		Viens no lētākajiem putekļu supresentiem	<i>Edvardsson, 2010</i>	Ūdenī šķīstošs, līdz ar to nepieciešama atkārtota apstrāde	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Salīdzinot ar lignosulfonātu, naftas produktus saturošiem supresentiem vai akrilpolimēriem, mazāk toksisks	<i>Piechota et al., 2004</i>	Virsmas ar lielu smalko daļiņu īpatsvaru var kļūt slidenas	<i>Bolander & Yamada, 1999 Lohnes & Coree, 2002</i>
		Samazina turbiditāti	<i>Edvardsson, 2010</i>	Ļoti korozivs alumīnijam un tā sakausējumiem	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Augsta relatīvā mitruma apstākļos efektīvāks nekā $MgCl_2$	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>		
		Salīdzinot ar lignīnu saturošiem materiāliem, garāks iedarbības laiks	<i>Edvardsson, 2010</i>		
Nātrija hlorīds		Zemākās izmaksas salīdzinājumā ar citiem hlorīdiem	<i>CPWA, 2005</i>	Nepieciešams augsts (75%) relatīvais mitrums, lai sāktu absorbēt mitrumu no atmosfēras	<i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Piemērojams ceļa virsmu stabilizēšanai	<i>CPWA, 2005</i>	Izžūstot, daļiņas atkal pakļaujas vēja inducētai erozijai	<i>CPWA, 2005</i>
		Uzlabo mitruma aizturi, drošības apstākļus atkušņa laikā, ierobežo eroziju	<i>Lohnes & Coree, 2002</i>	Bieži vien lietus notekūdeņos tiek konstatētas augstas koncentrācijas	<i>Goodrich et al., 2009</i>

6.3.tabulas turpinājums

Viela	Komercnosaukums (piemēri)	Priekšrocības	Atsauce	Trūkumi	Atsauce
Ligno-sulfonāts	DC-22, Dustac, CalBinder, Polybinder, Lignin Sulfonate, RB Ultra Plus	Efektīvs putekļu piesārņojuma samazināšanas instruments	<i>Sanders & Addo, 1993</i>	Negatīvi ietekmē izķīdušā skābekļa daudzumu ūdenī	<i>CPWA, 2005</i> <i>Bolander & Yamada, 1999</i>
		Efektīvs, jo agregāts ir stabils	<i>Sanders et al., 1994</i>	Mitros apstākļos kļūst slidens	<i>WTIC, 1997</i>
		Lētāks par CaCl ₂	<i>Sanders et al., 1994</i>	Sausos apstākļos trausls	<i>Edvardsson, 2010</i> <i>WTIC, 1997</i>
		Augstāka efektivitāte sausos apstākļos	<i>WTIC, 1997</i>	Ilgtermiņā nav tik efektīvs kā CaCl ₂ vai MgCl ₂	<i>Edvardsson, 2010</i> <i>Sanders & Addo, 1993</i>
				Var būt korozīvs alumīnijam un tā sakausējumiem	<i>Withycombe & Dulla, 2006</i>
				Nokļūstot ūdenī, ietekmē tā krāsu, samazina bioloģisko aktivitāti, kavē zivju augšanu	<i>Piechota et al., 2004</i>
				Ilgstošas lietavas var izmainīt produkta sastāvu	<i>WTIC, 1997</i>
				Var ietekmēt transporta līdzekļu krāsu (izbalēšana)	<i>WTIC, 1997</i>
				Ja iepriekš virsma apstrādāta ar hloru saturošiem supresentiem, saķere ar virsmu nav augsta	<i>Withycombe & Dulla, 2006</i>

7. AUGŠŅU UN VEGETĀCIJAS STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS PĒC CEĻU APSTRĀDES AR $MgCl_2$ SUPRESENTU

Magnija hlorīda ($MgCl_2$) šķīdums nereti tiek izmantots (zemes) ceļa segumiem pavasara un vasaras mēnešos, lai mazinātu resuspensiju, kā arī ceļa seguma stabilizācijai. Tieši zemes ceļi uzskatāmi par vienu no galvenajiem ar cilvēka darbību saistītajiem PM emisiju avotiem (*Sanders et al., 1997*). Higroskopiskie sāļi, tādi kā $MgCl_2$, stabilizē ceļa materiālu un kontrolē PM re-emisijas (resuspensijas) procesu, saistot putekļus ar gaisā esošo relatīvo mitrumu, līdz ar to ceļa segums ir mitrs un iztvaikošana tiek ierobežota (*Addo et al., 2004*). Bez tam, PM supresenti nereti tiek izmantoti, lai samazinātu apkalpošanas izmaksas, ierobežotu vēja radīto eroziju, kā arī dažkārt drošības apsvērumu dēļ. Jo īpaši ASV sausajos reģionos ķīmisko supresentu izmantošana palielinās, palielinoties pieprasījumam pēc transporta (*Piechota et al., 2004*).

Zināmi tikai daži pētījumi, kuros supresentu lietošana apskatīta plašāk, novērtējot kopējo ietekmi uz vidi (piem., *Hagle, 2002; Piechota et al., 2004*).

Tāda ielu apstrādes materiāla kā sāls ($NaCl$) izmantošana un tā ietekme uz augiem Minesotā aprakstīta jau 20. gs. 50-tajos gados, kad tika novērota koku brūnēšana un gar ceļa malām augošo koku bojāeja (*French, 1959*). Augstas jonu koncentrācijas augsnē izmaina augu augšanu un spēju izdzīvot gan tieši, gan netieši, pateicoties osmotiskajai ietekmei. Nelielu $NaCl$ koncentrāciju gadījumā augu augšanas bremsēšanās notiek, izmainoties ūdens un līdz ar to arī barības vielu uzņemšanas režīmam (*Kramer & Boyer 1995; White & Broadley 2001; Raveh & Levy 2005*). Bez tam, joni var akumulēties lapu šūnās, tad toksiskā ietekme izpaudīsies metabolisku procesu rezultātā vai jonu disbalansa šūnās dēļ (*White & Broadley 2001; Yokio et al. 2002; Raveh & Levy 2005*). Tipiskie bojājumu simptomi izpaužas kā lapu galu vai malu brūnēšana, kas progresē uz centru, un, jo lielāka sāls koncentrācija, jo lielāks lapas projektīvais segums tiek bojāts (*Raveh & Levy 2005; Trahan & Peterson 2007*). Līdzko parādās šādi bojājumi, samazinās fotosintēzes procesu intensitāte, kas noved pie priekšlaicīga lapu zuduma (*Kayama et al. 2003; Trahan & Peterson 2007*). Parasti koku lapās akumulējas hlora un nātrija joni, savukārt koku mizā raksturīga nātrija jonu akumulēšanās (*Raveh & Levy 2005*). Pētījumos noskaidrots, ka lapu bojājumi parādās līdzko hlora jonu koncentrācija lapās/ skujās sasniedz 10 000 ppm (1% sausās masas) lapu kokiem un 5000 ppm (0,5% sausās masas) skuju kokiem. Protams, iespējamās salīdzinoši lielas jonu koncentrāciju variācijas un attiecīgi arī ietekmes atkarībā no koku sugas, eksperimenta apstākļiem, $NaCl$ pielietojuma metodes (*Czerniawska-Kusza et al. 2004; Trahan & Peterson 2007*).

Par spīti zināmajai $NaCl$ negatīvajai ietekmei, tikpat kā nav pētījumu par $MgCl_2$ saturošu supresentu ietekmi uz vidi, lielākajā daļā pētījumu tiek vērtēta tikai supresentu efektivitāte PM piesārņojuma līmeņa samazināšanā. Viens no apjomīgākajiem pētījumiem veikts 2004. – 2006. gadā ASV Kolorado štata ziemeļos. Ietekme pētīta, ceļa segumu apstrādājot ar $MgCl_2$ un lignīna sulfonāta maisījumu attiecībā 50:50 (*Goodrich et al., 2009*). Pētījumā izmantoto apstrādes materiālu sastāvs parādīts 7.1.tabulā.

Lignīna sulfonāta un magnija hlorīda raksturojums (*Goodrich et al., 2009*)

	Lignīna sulfonāta šķīdums			Magnija hlorīda šķīdums		
	Vidējā vērtība	StDev (n = 3)	Diapazons	Vidējā vērtība	StDev (n = 4)	Diapazons
pH	4,17	0,06	4,1 - 4,2	8,8	0,05	8,8 - 8,9
EVS	1,84	0,005	1,83 - 1,84	6,7	0,16	6,5 - 6,8
Magnijs	2100	100	2000 - 2200	95 000	1730	93 000 - 97 000
Hlors	9820	85	9740 - 9910	252 000	4240	249 000 – 258 000
Bors	16,7	5,7	10 - 20	190	14,1	180 - 210
Nātrijs	200	0	200 - 200	1325	50	1300 - 1400
Kālijs	700	0	700	1150	370	900 - 1700
Kalcijs	933	57,7	900 - 1000	150	57,7	100 - 200
Fosfāti	63,3	5,7	60 - 70	72,5	20,6	50 - 100
Sulfāti	130 000	4120	126 000- 134 200	8000	424	7600 - 8600
Amonjaks	45 000	551	44 000 - 45 500	126,45	51,6	86,8 - 202
Nitrāti	460	13,6	445 - 469	1,18	0,37	1,0 - 1,7
Dzelzs	30	0	30 - 30	7,75	4,5	1 - 10
Mangāns	<0,1	-	-	<0,1	-	-
Varš	<0,1	-	-	<0,1	-	-
Alumīnijs	0,12	0,03	0,1 - 0,15	<0,1	-	-
Cinks	<0,1	-	-	<0,1	-	-

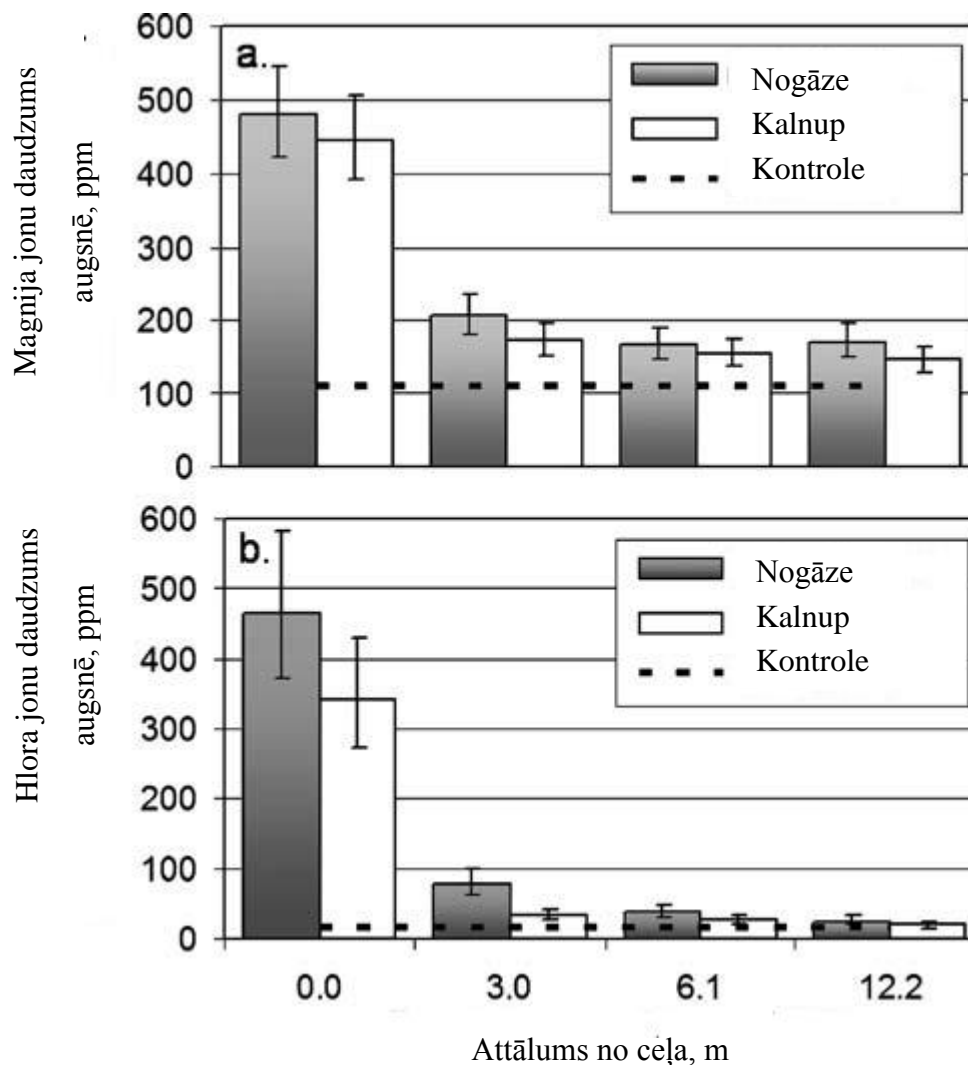
Paskaidrojumi:

EVS – elektrovadītspēja, mmhos/cm

Visu jonu koncentrācijas dotas mg/l (ppm)

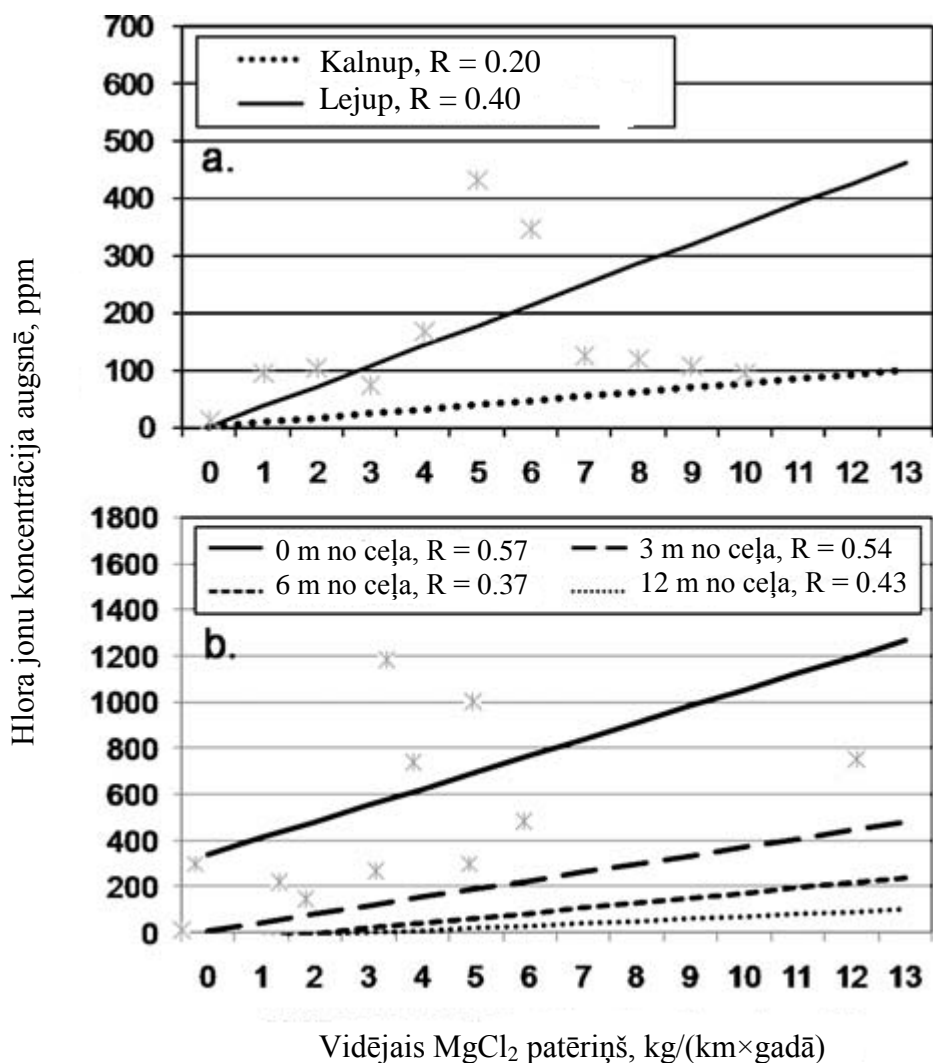
StDev (n = 3) – standartnovirze, paraugu skaits (n) norāda atkārtojumu biežumu

Pētījumu rezultātos konstatēts, ka hlora un magnija koncentrācijas augsnē pēc ceļu apstrādes ar supresentiem ir būtiski ($p < 0,0001$) augstākas. Augstākās jonu koncentrācijas konstatētas tiešā ceļu tuvumā un samazinās, attālinoties no apstrādātā ceļa posma (skat. 7.1.attēlu).



7.1.attēls. Vidējās hlora jonu (a) un magnija jonu (b) koncentrācijas augsnes materiālā pēc ceļa posma apstrādes ar $MgCl_2$ (Goodrich et al., 2009)

Izvērtējot hlora un magnija jonu koncentrācijas, konstatēta līdzīga to izkliede neatkarīgi no augšņu horizonta (0 - 30,5 cm vai 30,5 - 61,0 cm). Galvenie faktori, kas nosaka hlora jonu koncentrācijas ir: (1) $MgCl_2$ lietošana, (2) attālums un noliece attiecībā pret ceļa posmu (reljefs). Augsni raksturojošie rādītāji (māla saturs u.c.) nav tik nozīmīgi un nav saistāmi ar hlora jonu izkliedi ap ceļa posmu, kā arī netika konstatēta sakarība ar nokrišņiem. Skaidri novērojama sakarība starp supresenta lietošanas apjomiem un hlorīdu piesārņojumu augsnē, bez tam augstākas koncentrācijas augsnē novērojamas, ja ceļa virsma ir augstāka attiecībā pret ceļmalām un tālākām teritorijām (skat. 7.2.attēlu).



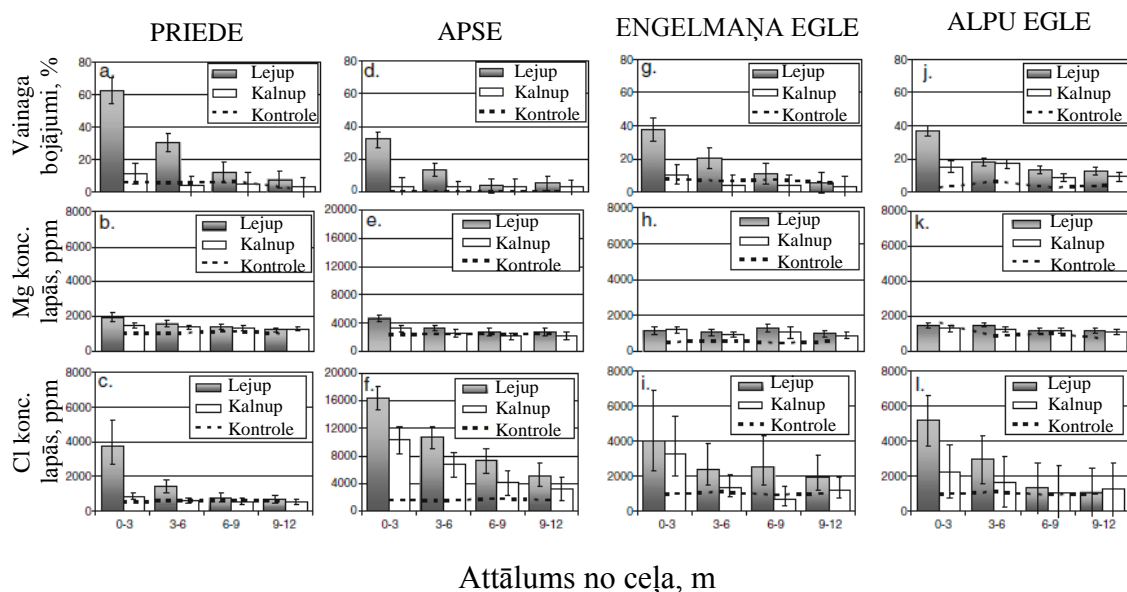
7.2.attēls. MgCl₂ pielietošanas apjomi un hlora jonu koncentrācijas augsnē dažādos apstākļos (Goodrich et al., 2009)

Izvērtējot citu fizikālo un ķīmisko rādītāju izmaiņas, konstatēts, ka augstākā elektrovadītspēja augsnes šķīdumam ir tiešā ceļa tuvumā un sasniedz 2,02 mmhos/cm (salīdzinājumam kontroles objektā tā bija 0,25 mmhos/cm), aptuveni 6,1 m attālumā EVS līmenis nepārsniedz kontroles objektā noteikto. MgCl₂ lietošana būtiski neizmaina pH, kontroles objektam tā bija robežās no 5,5 - 6,5, savukārt apstrādātā ceļa posma ietekmes zonā 6,4 - 6,8.

Sakarā ar to, ka Ca²⁺ un K⁺ joni ir viegli aizvietojami ar Mg²⁺ joniem, tad apstrādāto ceļa posmu tuvumā novērojamas augstas magnija jonu koncentrācijas augsnē, kas nozīmē samazinātu katjonu attiecību. Neapstrādātā ceļa posma tuvumā novērojamā attiecība Ca:Mg = 10,94, K:Mg = 1,0, apstrādātu ceļa posmu tiešā tuvumā (0,0 m attālumā) attiecība būtiski izmainās – Ca:Mg = 3,5 un K:Mg = 0,3. Palielinoties MgCl₂ patēriņam, augsnē palielinās arī Na, S un B koncentrācijas. Būtiskas izmaiņas Zn, Fe un Mn koncentrācijās netika konstatētas.

Novērtējot izmaiņas gar ceļa posmiem esošo koku augšanā, lielākie bojājumi konstatēti skujkokiem (priedēm), kas izpaudās kā skuju nekroze, hloroze. Vainaga bojājumi (līdz pat 60%), hlora uzkrāšanās lapās (3700 ppm) un magnija uzkrāšanās lapās (2000 ppm) visos gadījumos konstatēta koku stādījumiem, kas izvietoti tuvāk ceļa posmam. Novērtējot koku veselības risku, konstatēts, ka lielākiem bojājumiem pakļautie priežu stādījumi ir ar zemāko veselību un klasificējami kā „būtiski bojāti”.

Novērtējot izmaiņas pēc 2 secīgiem paraugošanas gadiem, secināts, ka novērojama būtiska ($p = 0,01$) hlora uzkrāšanās skujās un būtiski ($p = 0,003$) vainaga bojājumi, kam ir tendence ar laiku palielināties (skat. 7.3.attēlu).



7.3.attēls. Koku bojājumu novērtējums pēc $MgCl_2$ lietošanas (monitorēto koku skaits: a) priede ($n = 2024$ ap apstrādātiem ceļa posmiem un $n = 487$ kontroles ceļa posmam); b) apse ($n = 2851$ ap apstrādātiem ceļa posmiem un $n = 521$ kontroles ceļa posmam); c) Engelmaņa egle ($n = 1748$ ap apstrādātiem ceļa posmiem un $n = 55$ kontroles ceļa posmam); d) alpu egle ($n = 431$ ap apstrādātiem ceļa posmiem un $n = 96$ kontroles ceļa posmam))

Pēc $MgCl_2$ lietošanas, apsēm konstatēti salīdzinoši nelielāki (5 - 35%) vainagu bojājumi, savukārt hlora koncentrācijas lapās ir augstākas (7000 – 17 000 ppm), kopējais veselības stāvoklis novērtēts kā vidējs/ ar būtiskiem bojājumiem.

Priedēm reģistrētie bojājumi ir vismazākie – vainaga bojājumi (11 - 17% Engelmaņa priedēm un 14 - 32% alpu priedēm), savukārt hlora uzkrāšanās ir atkarīga no augsnes drenāžas pakāpes.

Dažādu elementu jonu koncentrācijas koku lapotnē/ skujās apkopota 7.2.tabulā.

Elementu koncentrācijas 4 koku sugu lapotnēs/ skujās (Goodrich et al., 2009)

		Vidēja koncentrācija, ppm											
		K	Ca	P	Na	S	N(%)	B	Cu	Mn	Zn	Fe	Mo
Priede	Kontrole (n = 141)	2710	3840	772	99,8	544	0,8	8,8	2,3	365	43,0	198	1,2
	SE	260	220	40,0	1,1	37	0,0	4,3	0,5	87,3	3,0	51,2	1,5
	MgCl ₂ ietekme (n = 471)	4540	4360	986	102	797	1,0	32,3	4,3	632	42,5	241	3,5
	SE	156	132	24,9	0,6	22,3	0,0	2,6	0,3	52,7	1,7	24,5	0,9
	*<0,05, **p<0,0001	**	**	**		**	**	--	**	**			
Apse	Kontrole (n = 42)	18 600	7570	4940	100	2060	3,3	3,8	7,5	56,5	108	201	1,6
	SE	2200	2070	319	7,0	223	0,3	14,6	1,5	615	19,4	116	3,2
	MgCl ₂ ietekme (n = 420)	11 100	11 400	1780	107	1650	2,2	65,5	7,4	335	84,3	133	6,0
	SE	768	718	113	2,6	78,4	0,1	5,4	0,7	300	7,2	56,8	1,2
	*<0,05, **p<0,0001	*		**			*	**					
Engelmaņa egle	Kontrole (n = 27)	3500	10 150	888	103	355	0,7	4,5	1,5	837	29,2	28,3	6,9
	SE	240	1496	55	7,6	43,5	0,1	10,1	0,6	468	8,6	26,9	4,7
	MgCl ₂ ietekme (n = 68)	4390	13 060	1080	105	656	0,9	26,1	3,5	2090	59,8	117	6,8
	SE	135	920	30,4	4,1	24,9	0,0	5,2	0,3	252	4,7	13,8	2,5
	*<0,05, **p<0,0001	*		*		**	*			*	*	*	
Alpu egle	Kontrole (n = 13)	4100	10 600	1100	101	536	1,0	9,4	1,7	1390	31,7	63,9	5,2
	SE	254	1059	100	6,14	68,0	0,1	6,0	0,6	309	4,9	17,5	3,0
	MgCl ₂ ietekme (n = 270)	4 170 249	11 000	1180	104	776	1,1	21,9	3,9	1570	42,5	166	7,1
	SE		493	47,4	2,0	33,7	0,04	2,6	0,3	139,5	2,2	5,7	1,1
	*<0,05, **p<0,0001					*					*	**	

8. PILOTPĒTĪJUMA „PUTEKĻU SUPRESENTU IZMANTOŠANAS NOVĒRTĒJUMS LONDONĀ” KOPSAVILKUMS

Kalcija/ magnija acetāta lietošana Londonā uzsākta 2011.gada 18.novembrī. Viela izvēlēta, pamatojoties uz Eiropas Kopienā veiktā projekta CLM+ pētījuma rezultātiem. CMA ietekmes novērtējums veikts gan intensīvas apstrādes gadījumā (01.01.2011. - 10.03.2011.), gan zemas apstrādes (12.01.2011. - 31.01.2011.) apstākļos. Saskaņā ar literatūrā rakstīto, zemas intensitātes apstrādes apstākļos jāparādās izmērāmajam PM_{10} diennakts vērtību samazinājumam. Aprēķinātais ieguvums sasniedza 10%, bet samazinājums smalko daļiņu frakcijā bija lielāks nekā tika sagaidīts.

Putekļu supresentu ieviešanas sākotnējais galvenais mērķis bija PM_{10} , kā izcelsme ir resuspensijas procesi, diennakts koncentrāciju samazināšana. Intensīvas apstrādes apstākļos 24 stundu PM_{10} samazinājums sasniedza 14%, kā arī būtiskas izmaiņas 3% apmērā konstatētas $PM_{2,5}$ un PM_1 koncentrācijā (24 stundu periodam).

CMA ir daļēji biodegradējams, tas ir netoksisks un ne bīstamāks par galda sāli, mazāk kaitīgs augiem un ūdensobjektiem, kā arī CMA nerada tērauda, alumīnija un betona korozijas risku. CMA nevar lietot kā pretslīdes materiālu, šajā jomā tas ir neefektīvs.

CMA šķīdums tika izsmidzināts laika periodā no 23:00 - 5:00 vai arī starp pīķa stundām, brīvdienās CMA izsmidzināšana nenotika. Šāda izvēle pamatota ar to, lai samazinātu CMA izžūšanu un rīta stundās, cilvēkiem braucot uz darbu, ceļa segums jau būtu apsmidzināts. Tā kā nav skaidru norāžu par CMA lietošanu, bet atsevišķos pētījumos konstatēts, ka efektivitāte palielinās CMA lietojot regulāri, tad lietošanas biežums bija šāds:

- novembrī un decembrī apstrāde tika veikta 2 - 3 reizes nedēļā, dažkārt apstrādi nācās pārtraukt lietus/ sniega dēļ;
- janvārī pētāmais posms tika notīrīts;
- janvāra beigās, februārī, martā apstrādes biežums palielinājās (bez nakts apstrādes, iela tika apstrādāta arī starp sastrēguma stundām);
- aprīlī (līdz 18.aprīlim) apstrāde tikai veikta retāk, dienas laikā tikai 2 reizes.

Pētījuma laikā apstrāde ar CMA netika veikta lietus un sniega laikā. CMA šķīdums sastāvēja no 25% CMA un 75% ūdens. Patēriņa pakāpe 10 g/m^2 . Apstrāde tika veikta ar diskveida izsmidzinātājiem (skat. 8.1.attēlu).



8.1.attēls. Diskveida izsmidzināšanas iekārta virsmas apstrādei ar CMA (labajā pusē); kreisajā pusē redzama automašīna, kas aprīkota ar CMA šķīduma tvertnēm

CMA efektivitātes rezultāti doti 8.1.tabulā.

8.1.tabula

CMA efektivitātes novērtējums (kopsavilkums)

Pilotpētījuma raksturojums	Procentuālās izmaiņas			Absolūtā starpība 24 stundu periodam, $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁
Bez apstrādes	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zemas intensitātes apstrāde	- 10,3	- 3,2	- 6,1	- 3,2	- 0,4	- 0,1
Augstas intensitātes apstrāde	- 18,6	- 16,7	- 17,8	- 8,2	-3,5	- 1,0
Augstas intensitātes apstrāde (bez 3.epizodes)	- 15,9	- 9,3	- 10,8	- 6,0	- 1,4	-0,4
Augstas intensitātes apstrāde (bez 3. un 4.epizodes)	- 13,6	- 3,3	- 3,4	- 5,0	- 0,4	- 0,1

Piezīmes:

3.epizode. 18.11. - 23.02.2011. (izslēgtas ekstrēmi augstas PM koncentrācijas).

4.epizode. 02.03. - 09.03.2011. (izslēgtas ekstrēmi zemas PM koncentrācijas).

Saskaņā ar pētījuma rezultātiem, intensīvi apstrādājot ceļa virsmu ar CMA, samazinājums sīko daļiņu frakcijā sasniedz pat 17,8%. Norādīts, ka augstāku

efektivitāti, visticamāk, sasniegt vairs nav iespējams, jo CMA ir efektīvs tieši lielāko daļiņu piesārņojuma mazināšanai.

Pētījuma autori arī min, ka sasniegtie efektivitātes rādītāji uzskatāmi par ļoti augstiem un, pielietojot CMA citās vietās, efektivitāte var nebūt tik augsta. Šie labie rezultāti daļēji tiek skaidroti ar specifiskiem meteoroloģiskiem apstākļiem un pētāmo ielu posmu izvietojumu (pētāmā iela ir tipisks ielu kanjons, kurā novērojama pastiprināta putekļu recirkulācija). Autori atzīst, ka šī bija pirmā CMA pielietošanas kampaņa Londonā un nepieciešami papildus pētījumi atklāta tipa ceļa posmiem (*Targeted application of calcium magnesium acetate pilot study monitoring report, 2011*).

SECINĀJUMI

1. Resuspendēto cieto daļiņu īpatsvars aptver būtisku (līdz pat 85%) piesārņojuma daļu, kas ir ļoti mainīga un bieži vien atkarīga no ģeogrāfiskā reģiona, ceļu posma apsaimniekošanas prakses un virknes citiem vides faktoriem.
2. Resuspendēto cieto daļiņu frakcionārais sastāvs parasti ir robežās no 2,5 līdz 10 μm , tomēr arī šajā gadījumā iespējamās variācijas un nobīdes no šī rādītāja, savukārt ķīmiskā sastāva ziņā liels īpatsvars ir minerālas izcelsmes daļiņām, kas arī nosaka dažādu piesārņojuma mazināšanas pasākumu izvēli.
3. Resuspensijas radītā PM_{10} piesārņojuma līmenis salīdzinoši augstāks ir Ziemeļeiropas valstīs (salīdzinot ar Dienvid- un Centrāleiropu, dažkārt pat 4 - 5 reizes), kas saistīts ar abraziālo pretslīdes materiālu pastiprinātu lietošanu ziemas sezonā, kā arī riepu ar radzēm izmantošana ziemas/ pavasara sezonās.
4. Efektīvu cieto daļiņu piesārņojuma samazināšanas mehānismu ieviešana par 5% samazinātu piesārņojumu pilsētas fona līmenī un par 15% ielu līmenī, diemžēl zināšanu līmenis par dažādu šādu mehānismu izmantošanu pašlaik ir nepietiekams un fragmentārs.
5. Sausās ielu uzkopšanas metodes PM_{10} atmosfēras piesārņojuma mazināšanā ir salīdzinoši neefektīvas, dažas no tām (piemēram, mehāniskā slaucīšana) netiek rekomendētas, jo piesārņojuma līmeni pat paaugstina. Tādēļ tiek ieteikts pielietot kombinētās metodes, apvienojot vakuuma tīrīšanas un mitrināšanas metodi (to efektivitāte dažos gadījumos sasniedz pat 30 %-tuālu cieto daļiņu koncentrāciju samazinājumu).
6. Kā alternatīva moderna metode cieto daļiņu piesārņojuma samazināšanai tiek izmantota ķīmisko supresentu metode. Gadījumā, kad supresentu izvēle argumentēti pamatota, ir zināšanas par reģiona klimatiskajām iezīmēm, ceļa posma noslodzi, seguma veidu, metode sevi attaisno un ir efektīva.
7. Biežāk tiek izmantoti tādi supresenti kā kalcija hlorīds (CaCl_2), magnija hlorīds (MgCl_2), lignīna sulfonāts, kalcija/ magnija acetāts (CMA) un šo vielu dažādi maisījumi. Diemžēl supresentu efektivitātes pētījumi galvenokārt ir veikti zemes seguma ceļiem, asfaltētiem ceļu posmiem parasti ir pieejami kampaņveida pilotpētījumi, kā ilgums parasti nepārsniedz dažus mēnešus. Atkarībā no pielietošanas metodoloģijas un vides apstākļiem efektivitāte ir salīdzinoši augsta – cieto daļiņu piesārņojuma līmenis var samazināties līdz pat 95% (šādi augsti rādītāji gan sasniegti tuneļa pētījumos un realitātē efektivitāte ir 50 - 70% apmērā).
8. Diemžēl liela daļa biežāk lietojamo ķīmisko supresentu ir korozīvi alumīnijam un tā sakausējumiem, tēraudam.
9. Ķīmisko supresentu kompleksa ietekme uz vidi ir pētīta nedaudz. Viena no apjomīgākajām studijām veikta ASV, kur divu gadu periodā pētīta MgCl_2 ietekme uz augsni un koku stādījumiem, konstatējot, ka tiešā ceļu tuvumā statistiski būtiski izmainās magnija un hlora jonu koncentrācijas augsnē (līdz ar to pieejamība augiem), izmainās kalcija un magnija jonu (arī kālija un magnija) attiecība, kā arī tika novērota koku lapu/ skuju nekroze (augstākā jutība pret šī piesārņojuma veidu konstatēta priedēm).
10. Pilotpētījumā Londonā ar CMA sasniegtie efektivitātes rādītāji uzrādīja 18% īpaši smalko (PM_1) daļiņu frakcijai, neskatoties uz to, ka, saskaņā ar teorētiskām atziņām, šīs vielas lietošana ir efektīva tieši lielajām cietajām daļiņām. Augstie efektivitātes rādītāji skaidroti ar specifiskiem vides

(pētāmais ielas posms ir tipisks ielas kanjons) un meteoroloģiskiem apstākļiem.

11. Praktiski visos ģīmisko supresentu pētījumos norādīts, ka tie ir katrai vietai specifiski un, izvēloties kādu no supresentiem pielietot savā teritorijā, iespējamās būtiskas atšķirības. Bez tam, daļā pašvaldību, kur šīs vielas tiek izmantotas, tehniskie ziņojumi ir vispārīgi, dažkārt publicēti tikai nacionālajās valodās, tādēļ ne visiem saprotami un pieejami.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

Adams JW. Environmental effects of applying lignosulfonate to roads. Daishowa Chemicals Internal Report, 1988.

Addo JQ, Chenard M, Sanders TG. Road dust suppression: Effect on maintenance, stability, safety and the environment (phases 1–3). Mountain Plains Consortium, Report Number: MPC-04-156, 2004.

Addo JQ, Sanders TG. Effectiveness and Environmental Impact of road dust Suppressants. MPC Report 94-28A. (Mountain plains consortium: Fargo, North Dakota), 1995.

Aldrin M, Steinbakk GH. Effect of salting to particular matter. An analysis on data from the winters 2001/2002 and 2002/2003 (only in Norwegian). Technical Report SAMBA/19/2003, Norwegian Computing Center, Oslo, Norway. BAST report 02.273/2006/LRB, 2003.

Aldrin M, Hobæk Haff I, Rosland P. The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particulate matter in a road tunnel. *Atmos Environ* 2008;42:1762–76.

Amato F, Pandolfi M, Escrig A, Querol X, Alastuey A, Pey J, et al. Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: a comparison with PMF2. *Atmos Environ* 2009a;43:2770–80.

Amato F, Querol X, Alastuey A, Pandolfi M, Moreno T, Gracia J, et al. Evaluating urban PM10 pollution benefit induced by street cleaning activities. *Atmos Environ* 2009b;43:4472–80.

Ang KB, Baumbach G, Vogt U, Reiser M, Dreher W, Pesch P, et al. Street cleaning as PM control method. Poster presentation, better air quality, Bangkok; 2008.

Areskoug H, Johansson C, Alesand T, Hedberg E, Ekengren T, Vesely V, et al. Concentrations and sources of PM10 and PM2.5 in Sweden. ITM-Report No. 110, Stockholm, Sweden, 2004.

Ariola V, D'Alessandro A, Lucarelli F, Marcazzan G, Mazzei F, Nava S, et al. Elemental characterization of PM10, PM2.5 and PM1 in the town of Genoa (Italy). *Chemosphere* 2006;62(2):226–32.

Armitage N. The removal of urban solid waste from stormwater drains; 2001. www.unix.eng.ua.edu.

Bannerman R. Sweeping Water Clean. *American Sweeper Magazine*. Huntsville, Al. 7(1). South Coast Air Quality Management District, California. (1999). Rule 1186: APPENDIX A. South Coast Air Quality Management District test protocol, Rule 1186 — certified street sweeper compliance testing. 5 pp. September 1999.

Baumbach G, Ang KB, Hu L, Dreher W, Warres C, Pesch P. Ermittlung des Einflusses von Straßenreinigungsmaßnahmen auf die PM10-Immissionskonzentrationen am Stuttgarter Neckartor, Stuttgart; 2007.

Bergenson KL, Brocka SG. Bentonite treatment for fugitive dust control. In: Sixt International Conference on Low-Volume Roads, Minneapolis, Minnesota, June 25-29, 1995. Conference Proceedings No.6, Vol. 2, pp. 261-271, 1995.

Berthelsen BO. The use of magnesium chloride as dust reducer at E6 through Trondheim (only in Norwegian). Report No. TM2003/2, Trondheim Municipality, Environment Division, Trondheim, Norway, ISBN:82-7727-087-9, 2003.

Bolander. Dust Palliative Selection Application Guide, United States Department of Agriculture, 1999a.

Bolander P. & Yamada A. Dust palliative selection and application guide. San Dimas, CA. San Dimas Technology and Development Center, 1997.

Boulter PG, Wayman M, Mc Rae IS, Harrison R. A review of abatement measure for nonexhaust particulate matter from road vehicles. . Project Report PPR230TRL Limited; 2006.

Bris FJ, Garnuad S, Apperry N, Gonzalez A, Mouchel JM, Chebbo G, et al. A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. *Sci Total Environ* 1999;235:211–20.

Brunekreef B, Forsberg B. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 2005;26:309–18.

Chang YM, Chou CM, Su KT, Tseng CH. Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP. *Atmos Environ* 2005;39:1891–902.

Charron A, Harrison R. Fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{2.5–10}) particulate matter on a heavily trafficked London highway: sources and processes. *Environ Sci Technol* 2005;39:7768–76.

Chou C, Chang Y, Lin W, Tseng C. Evaluation of street sweeping and washing to reduce ambient PM₁₀. *Int J Environ Pollut* 2007;31(3/4):431–48.

Chow JC, Watson JC, Egami RT, Frazier CA, Lu Z. Evaluation of regenerative air vacuum street sweeping on geological contributions to PM₁₀. *J Air Waste Manage* 1990;40: 1134–42.

Chow JC, Watson JG, Lowenthal DH, Frazier CA, Hinsvark BA, Pritchett LC, et al. Wintertime PM₁₀ and PM_{2.5} chemical compositions and source contributions in Tucson, Arizona. In: Chow JC, Ono DM, editors. *Transactions, PM₁₀ Standards and Nontraditional Particulate Controls*. Pittsburgh, Pennsylvania: Air Waste Management Assoc.; 1992. p. 311–23.

Clark DE, Cobbins WC. Removal effectiveness of simulated dry fallout from paved areas by motorized vacuumized street sweepers. Report prepared by US Naval Radiological Defense Laboratory, USNRDL-TR-745, 1963.

Clarke RW, Coull B, Reinisch U, Catalano P, Killingsworth CR, Koutrakis P, et al. Inhaled concentrated ambient particles are associated with hematologic and bronchoalveolar lavage changes in canines. *Environ Health Perspect* 2000;108:1179–87.

Coppin N, Montgomery A. Dust – understanding the solution. *Quarry Management*, 1996, 23 (3), 29-35.

Canadian Public Works Association (CPWA). Dust control for unpaved roads, 2005.

Czerniawska-Kusza I, Kusza G, Duzynski M. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environmental Toxicology* 2004; 19, 296–301.

DeCastro A, Edgar TV, Foster DH, Borese AP. Physical and Chemical Stability of Admixtures in Unpaved Road Soils. North Dakota State University, Bismarck, North Dakota, 1996.

Dobroff F. Region of Hamilton–Wentworth Air Quality Program. Street cleaning initiative, 1999.

Duncan M, Jain R, Yung SC, Patterson R. Performance evaluation of an improved street sweeper'. US Environmental Protection Agency (US EPA-600/7-85-008) Research Triangle Park, NC 27711: Government Printing Office; 1985. p. 40–74.

Düring I, Zippack L, Bächlin W, Lohmeyer A. Auswertung der Messungen des BLUME während der Abspülmaßnahme am Abschnitt Frankfurter Allee 86, 2004.

Düring I, Zippack L, Bächlin W, Lohmeyer A. Auswertung der Messungen des BLUES während der Abspülmaßnahme im Bereich der Messstation Neuenlander Strasse in Bremen; 2005.

Düring I, Hoffman T, Nitzsche E, Lohmeyer A. Auswertung der Messungen des BLUME während der verbesserten Straßenreinigung am Abschnitt Frankfurter Allee 86, 2007.

EC, Second position paper on particulate matter—CAFE Working Group on Particulate Matter, April 2004.

Edvardsson K. Evaluation of dust suppressants for gravel roads: Methods development and efficiency studies. Stockholm, Sweden. Royal Institute of Technology, 2010.

FHWA. Storm water best management practices in an ultra-urban setting: selection and monitoring fact sheet—street sweepers United States. Department of

Transportation, Federal Highway Administration; 2007.
www.fhwa.dot.gov/environment/ultraurb/3fs16.htm.

Foley G, Cropley S., Giummarra G. Road dust control techniques. AROB special report 54, 1996.

Forsberg B, Hansson HC, Johansson C, Areskoug H, Persson K, Jarvholm B. Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 2005;34:11–9.

French DW. Boulevard trees are damaged by salt applied to streets. *Minnesota Farm and Home Science* 1959; 16, 9–11.

Gehrig R, Hueglin C, Devos W, Hofer P, Kobler J, Stahel WA, et al. Contribution of road traffic to ambient fine particle concentrations (PM10) in Switzerland. *Int J Vehicle Des* 2001;27(1–4):55–64.

Gertler A, Kuhns H, Abu-Allaban M, Damm CR, Gillies J, Etyemezian V, et al. A case study of the impact of winter road sand/salt and street sweeping on road dust reentrainment. *Atmos Environ* 2006;40:5976–85.

Gilles JA, Watson JG, Rogers CF, Chow HC. PM10 Emissions and Dust Suppressants Efficiencies on an Unpaved Road, Merced County, CA. In: Proceedings of the Air and Waste Management Association's 90th Annual Meeting and Exhibition, June 8-13, Toronto, Ontario, Canada, 1997.

Gillies JA, Watson JG, Rogers CF, DuBois D, Chow JC, Langston R, et al. Long-term efficiencies of dust suppressants to reduce PM10 emissions from unpaved roads. *J Air Waste Manage* 1999;49(1):3-16.

Goodrich BA, Koski RD, Jacobi WR. Condition of soils and vegetation along roads treated with magnesium chlorides for dust suppression. *Water Air Soil Pollut* 2009; 198:165-188.

Gromaire MC, Garnaud S, Ahyerre M, Chebbo G. The quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in a Parisian combined sewer system. *Urban Water* 2000;2:39–46.

Grottker M. Runoff quality from a street with medium traffic loading. *Sci Total Environ* 1987;59:457–66.

Gustafsson M, Blomqvist G, Gudmundsson A, Dahl A, Swietlicki E, Bohgard M, et al. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Sci Total Environ* 2008;393(2–3): 226–40.

Gustafsson M, Blomqvist G, Gudmundsson A, Dahl A, Jonsson P, Swietlicki E. Factors influencing PM10 emissions from road pavement wear. *Atmos Environ* 2009;43: 4699–702.

Hafner W. SPAS Project Manager, Department of Environmental Protection of the City of Klagenfurt on Lake Wörthersee, 2007.

Hagle SK. An assessment of chloride-associated, and other roadside tree damage, on the Selway Road, Nez Perce National Forest. Forest Health Protection Report 02- 7. USDA Forest Service, Northern Region, 2002.

Heffner K. Water Quality Effects of Three Dust-Abatement Compounds, Washington Forest Service, United States Department of Agriculture, 1997.

Happo MS, Salonen RO, Hälinen AI, Jalava PI, Pennanen AS, Kosma VM, et al. Dose and time dependency of inflammatory responses in the mouse lung to urban air coarse, fine, and ultrafine particles from six European cities. *Inhal Toxicol* 2007;19(3): 227–46

Harrison RM, Yin J, Mark D, Stedman J, Appleby RS, Booker J, et al. Studies of the coarse particle (2.5–10 μm) component in UK urban atmospheres. *Atmos Environ* 2001;35(21):3667–79.

Hoover JM. Mission-Oriented Dust Control and Surface Improvement Processes for Unpaved Roads, Final Report, Iowa Highway Research Board Project, H-194, 1981.

Hueglin C, Devos W, Gehrig R, Hofer P, Kobler J, Stahel WA, et al. Source apportionment of PM₁₀ in Switzerland by application of a multivariate receptor model. *J Aerosol Sci* 2000;31(SUPPL.1).

Hueglin C, Gehrig R, Baltensperger U, Gysel M, Monn C, Vonmont H. Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmos Environ* 2005;39:637–51.

Hussein T, Johansson C, Karlsson H, Hansson HC. Factors affecting non tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: on-road measurements in Stockholm, Sweden. *Atmos Environ* 2008;42(4):688–702.

Jalava PI, Salonen RO, Pennanen AS, Sillanpää M, Hälinen AI, Happo MS, et al. Heterogeneities in inflammatory and cytotoxic responses of RAW 264.7 macrophage cell line to urban air coarse, fine, and ultrafine particles from six European sampling campaigns. *Inhal Toxicol* 2007;19(3):213–25.

Jalava PI, Salonen RO, Pennanen AS, Happo MS, Penttinen P, Hälinen AI, et al. Effects of solubility of urban air fine and coarse particles on cytotoxic and inflammatory responses in RAW 264.7 macrophage cell line. *Toxicol Appl Pharm* 2008;229: 146–60.

Johansson C. The effect of a porous asphalt on PM₁₀. SLB report 2006:3 Stockholm, Sweden: Environment and Health Administration; 2006. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2006_003.pdf.

Johansson C. Measurements of the emissions of particulate matter (PM₁₀) from a concrete compared to a stone mastic asphalt highway. 11th international symposium on "Concrete roads", 13–15 October 2010, Seville, Spain.

John A, Hugo A, Kaminski H, Kuhlbusch T. Untersuchung zur Abschätzung der Wirksamkeit von Nassreinigungsverfahren zur Minderung der PM₁₀-Immissionen am Beispiel der Corneliusstraße, Düsseldorf. IUTA-Bericht Nr. LP 26/2005. Duisburg, 2006.

Kantamaneni R, Adams G, Bamesberger L, Allwine E, Westberg H, Lamb B, et al. The measurement of roadway PM₁₀ emission rates using atmospheric tracer ratio techniques. *Atmos Environ* 1996;30(24):4209–23.

Kayama M, Quoreshi AM, Kitaoka S, Kitahashi Y, Sakamoto Y, Maruyama Y, et al. Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* (Karst.) and *Picea glehnii* (Masters) planted along roadsides in northern Japan. *Environmental Pollution* 2003; 124, 127–137.

Ketzel M, Omstedt G, Johansson C, During I, Pohjola M, Oetl D, et al. Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modeling. *Atmos Environ* 2007;41(40):9370–85.

Kim BM, Lewis R, Hogo H, Chow JC. Source apportionment by chemical mass balance: a comparison between measured source profiles and SAFER model estimated source profiles. In: Chow JC, Ono DM, editors. *Transactions, PM₁₀ standards and nontraditional particulate controls*. Pittsburgh, Pennsylvania: Air Waste Management Assoc.; 1992. p. 311–23.

Kramer PJ & Boyer JS. *Water relations of plants and soils*. New York: Academic, 1995.

Kuhns H, Etyemezian V, Green M, Hendrickson K, McGrown M, Barton K, et al. Vehicle based road dust emissions measurements—Part II: effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmos Environ* 2003;37:4573–82.

Kupiainen K, Tervahattu H, Raisanen M. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Sci Total Environ* 2003;308:175–84.

Kupiainen K, Tervahattu H, Raisanen M, Makela T, Aurela M, Hillamo R. Size and composition of airborne particles from pavement wear, tires, and traction sanding. *Environ Sci Technol* 2005;39:699–706.

Kuula-Vaisanen P, Jarvinen HL, Nieminen P. Calcium chloride in road construction. In: *Sixth International Conference on Low-Volume Roads*, Minneapolis, Minnesota, June 25-29, 1995. Conference Proceedings No. 6, Vol. 2, pp.225-233.

Langdon B, Williamson RK. Dust Abatement Material: Validation and Selection, *Transportation Research Record*, 1983, 898, 250-257.

Lenschow P, Abraham HJ, Kutzner K, Lutz M, Preu JD, Reichenbacher W. Some ideas about the sources of PM₁₀. 2001. *Atmos Environ* 2001;35(SUPPL.1):S23–33.

Lohnes RA & Coree BJ. Determination and evaluation of alternate methods for managing and controlling highway-related dust. Iowa State University, 2002.

Marais M, Armitage N. The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 2—strategies for reducing the litter in the stormwater drainage system. *Water SA* 2004;30(4):483–92.

Marelli L, Lagler F, Borowiak A, Drossinos Y, Gerboles M, Buzica D, et al. Pmmeasurements in Krakow during a winter campaign. JRC Enlargement and Integration Workshop, “Outcome of the Krakow Integrated Project”: Particulate Matter: From Emissions to Health Effects, Krakow Municipal Office, 15–16 May; 2006.

Minton GR, Lief B, Sutherland R. High efficiency sweeping or clean a street, save a Salmon! *Stormwater Treatment Northwest*, Vol. 4, No. 4, 1998.

Muleski GE, Cuscino Jr TA, Cowherd Jr C. Definition on the Long-term Control Efficiency of Chemical Dust Suppressants Applied to Unpaved Roads. In: *Proceedings of the Air pollution Association 76th APCA Annual Meeting*, June 19–24, Atlanta, Georgia, 1983.

Muleski GE, Cowherd Jr C. Evaluation of the Effectiveness of Chemical Dust Suppressants on Unpaved Roads, Document No. EPA-600/2-87-102, Air and Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, 1987.

Norman M, Johansson C. Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmos Environ* 2006;40:6154–64.

Omstedt G, Bringfelt B, Johansson C. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmos Environ* 2005;39(33):6088–97.

Paige-Green P. The influence of geotechnical properties on the performance of gravel wearing course materials. PhD thesis, University of Pretoria, 1989.

Pennanen AS, Sillanpää M, Hillamo R, Quass U, John AC, Branis M, et al. Performance of a high-volume cascade impactor in six European urban environments: mass measurement and chemical characterization of size-segregated particulate samples. *Sci Total Environ* 2007;374(2–3):297–310.

Perez L, Tobias A, Künzli N, Pey J, Querol X, Alastuey A, et al. Coarse particles from Saharan dust and daily mortality. *Epidemiology* 2008;19(6):800–7.

Perez L, Medina-Ramón M, Künzli N, Alastuey A, Pey J, Perez N, et al. Size fractionated particulate matter, vehicle traffic, and case-specific daily mortality in Barcelona (Spain). *Environ Sci Technol* 2009;43:4707–14.

Piechota T, van Ea J, Batista J, Stave K, James D. Potential environmental impacts of dust suppressants: avoiding another times beach: an expert panel summary, Las Vegas, NV. May 30–31, 2002. USEPA. EPA 600/R-04/031, 2004.

Pitt RE. Demonstration of Nonpoint Pollution Abatement Through Improved street Cleaning Practices, EPA 600/2-79-161, 270 pp. 1979.

Pitt R, Amy G. Toxic Materials Analysis of Street Surface Contaminants: EPA-R⁷³-73-283, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., November 1973.

Pitt R, Shawley G. A Demonstration of Non-Point Source Pollution Management on Castro Valley Creek. Alameda County Flood Control and Water Conservation District (Hayward, CA) for the Nationwide Urban Runoff Program. U.S. Environmental Protection Agency. Water Planning Division. Washington, D.C., June 1982.

Potential Environmental Impacts of Dust Suppressants: „Avoiding Another Times Beach”, USA EPA/600/R-04/031, 2004

Prahalad AK, Soukup JM, Inmon J, Willis R, Ghio AJ, Becker S, et al. Ambient air particles: effects on cellular oxidant radical generation in relation to particulate elemental chemistry. *Toxicol Appl Pharm* 1999;158:81–91.

Putaud JP, Raes F, Van Dingenen R, Brüggemann E, Facchini MC, Decesari S, et al. A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos Environ* 2004;38(16):2579–95.

Querol X, Alastuey A, Puigercus JA, Mantilla E, Ruiz CR, Soler AL, et al. Seasonal evolution of suspended particles around a large coal-fired power station: chemical characterization. *Atmos Environ* 1998;32:719–31.

Querol X, Alastuey A, Rodriguez S, Plana F, Ruiz CR, Cots N, et al. PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmos Environ* 2001;35:6407–19.

Querol X, Alastuey A, Ruiz CR, Artiñano B, Hansson HC, Harrison RM, et al. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmos Environ* 2004a;38: 6547–55.

Querol X, Alastuey A, Viana MM, Rodriguez S, Artiñano B, Salvador P, et al. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Spain. *J Aerosol Sci* 2004b;35(9):1151–72.

Querol X, Alastuey A, Moreno T, Viana MM, Castillo S, Pey J, et al. Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) across Spain 1999–2005. *Atmos Environ* 2008;42(17):3964–79.

Raveh E & Levy Y. Analysis of xylem water as an indicator of current chloride uptake status in citrus tree. *Scientia Horticulturae* 2005; 103, 317–327.

Regierungspräsidium Stuttgart, 2005.

Rodriguez S, Querol X, Alastuey A, de la Rosa J. Atmospheric particulate matter and air quality in the Mediterranean: a review. *Environ Chem Lett* 2007;5:1–7.

Sanders TG, Addo JQ, Ariniello A, Heiden WF. Relative effectiveness of road dust suppressants. *Journal of Transportation Engineering* 1997; 123, 393–398.

Sanders, T.G., Addo, J. Q., Ariniello, A., & Heiden, W.E. (1994). Relative effectiveness of road dust suppressants. Ft Collins, CO. Colorado State University.

Sanders TG., Addo JQ. Effectiveness and Environmental Impact of Road Dust Suppressants, Mountain-Plains Consortium, MPC-94-28, 1993.

Sartor JD, Boyd GB. Water pollution aspects of street surface contaminants. . EPA-R2-72-081, U.S Environmental Protection Agency; 1972.

Satterfield CG, Ono D. Using Magnesium Chloride in Street Sweepers to Control PM-10 Emissions from Winter-Time Sanding of Roadways, Air and Waste Management Association, In: Proceedings of the 89th Annual Meeting and Exhibition, June 23-28, Nashville, Tennessee, 1996.

Schauer JJ, Lough GC, Shafer MM, Christensen WF, Arndt MF, DeMinter JT, et al. Characterization of metals emitted from motor vehicles. Health Effect Institute; 2006.

Shi X, Fay L, Gallaway C, Volkening K, Peterson MP, Pan T, Creighton A, Lawlor C, Mumma S, Liu Y, Nguyen TA. Evaluation of alternative anti-icing and deicing compounds using sodium chloride and magnesium chloride as baseline deicers-phase 1. Colorado Department of Transportation, 2009.

Schins RP, Lightbody JH, Borm PJA, Shi T, Donaldson K, Stone V. Inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in relation to chemical and biological constituents. *Toxicol Appl Pharm* 2004;195(1):1-11.

Schlesinger RB, Kunzli N, Hidy GM, Gotschi T, Jerrett M. The health relevance of ambient particulate matter characteristics: coherence of toxicological and epidemiological inferences. *Inhal Toxicol* 2006;18(2):95-125.

Schwarze PE, Øvrevik J, Hetland RB, Becher R, Cassee FR, Låg M, et al. Importance of size and composition of particles for effects on cells in vitro. *Inhal Toxicol* 2007;19(1):17–22.

Schilling JG. Street Sweeping — Report No. 1, State of the Practice. Prepared for Ramsey–Washington Metro Watershed District (<http://www.rwmwd.org>). North St. Paul, Minnesota, 2005.

Selbig WR, Bannerman RT. Evaluation of Street Sweeping as a Stormwater-Quality-Management Tool in Three Residential Basins in Madison, Wisconsin, U.S. Geological Survey, Middleton, Wisconsin, Water Resource Investigations Report 2007-5156, 2007.

Sillanpää M, Hillamo R, Saarikoski S, Frey A, Pennanen A, Makkonen U, et al. Chemical composition and mass closure of particulate matter at six urban sites in Europe. *Atmos Environ* 2006;40(SUPPL. 2):212–23.

Sima U, Schicker R. 45-Punkte-Maßnahmenpaket der Stadt Wien gegen Feinstaub. Wien: Büro Umweltstadträtin; 2005.

Taiwan National Science Council. Assessment and Improvement of Washing/Sweeping Efficiency of Road Dust, NSC91-EPA-Z-110-001, pp. 79–90, 2002.

Targeted application of calcium magnesium acetate pilot study monitoring report, 49306764/LEP0002. Transport for London, 2011.

Tervahattu H, Kupiainen KJ, Räisänen M, Mäkelä T, Hillamo R. Generation of urban road dust from anti-skid and asphalt concrete aggregates. *J Hazard Mater* 2006;132: 39–46.

Thorpe AJ, Harrison RM. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Sci Total Environ* 2008;400:270–82.

Thorpe AJ, Harrison RM, Boulter PG, McCrae IS. Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road. *Atmos Environ* 2007;41:8007–20.

Tønnesen D. Dust measurement in Festningstunnelen (Støvma'ling i Festningstunnelen). Technical Report, Note 104020, Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, Norway, 2006.

Trahan NA & Peterson CM. Factors Impacting the Health of Roadside Vegetation. Colorado Department of Transportation Research Branch Final Report No., CDOTDTD- R-2005-12, 2007.

UMA Engineering Ltd. Guidelines for Cost Effective Use and Application of Dust Paliatives, 1987.

Umweltbundesamt. Nagl C, Moosmann L, Schneider J. Assessment of plans and programs reported under 1996/62/ec — final report. Service contract to the European Commission, DG Environment Contract No. 070402/2005/421167/MAR/C1. REPORT REP-0079. Vienna, Umweltbundesamt GmbH, <http://ec.europa.eu/environment/air/ambient.htm>, ISBN 3-85457-876-8, 139 pp., 2006.

Valavanidis A, Fiotakis K, Bakeas E, Vlahogianni T. Electron paramagnetic resonance study of the generation of reactive oxygen species catalysed by transition metals and quinoid redox cycling by inhalable ambient particulate matter. *Redox Rep* 2005;10:37–51.

Værnes E. Measurements of particular matter in the Hell Tunnel late autumn 2002 (only in Norwegian). Technical Report, Project No. 223181, Sintef, Trondheim, Norway, 2003.

Wahlin P, Berkowicz R, Palmgren F. Characterization of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmos Environ* 2006;40:2151–9.

Watson JG, Chow JC, Mathai CV. Receptor models in air resources management: a summary of the APCA international speciality conference. *J Air Waste Assoc* 1989;39:419–26.

Watson JG, Chow JC, Pace TG. Fugitive dust emissions. In: Davis WT, editor. *Air pollution engineering manual*. second ed. New York: JohnWiley & Sons, Inc.; 2000. p. 117–35.

White PJ & Broadley MR. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of Botany* 2001; 88, 967–988.

Wisconsin Transportation Information Center (WTIC). Dust control on unpaved roads. *Wisconsin Transportation Bulletin*. Madison, WI, 1997.

Withycombe E Dulla R. Alaska rural dust control alternatives. Sacramento, CA. Sierra Research, Inc. Report prepared for Alaska Department of Environmental Conservation, 2006.

Wittorff DN, Gertler AW, Chow JC, Barnard WR, Jongedyk HA. The contribution of road sanding and salting material on ambient PM10 concentrations. *Proceedings of the A&WMA conference on the emission inventory: applications and improvement*, 1– 3 November 1994, Raleigh, NC. Pittsburgh, PA: Air & Waste Management Association; 1996.

Vixseboxse E, de Leeuw FAAM. 2005 Annual Member States reporting on ambient air quality assessment — The Questionnaire. http://air-climate.eionet.europa.eu/reports/ETCACC_TP2007_4_AQQ2005, 2007.

Yokoi S, Bressnan RA, Hasegawa PM. Salt stress tolerance in plants. *Japan International Research Center for Agricultural Sciences Working Report*, pp. 25–33, 2002.

Yu T, Chiang Y, Yuan C, Hung C. Estimation of enhancing improvement for ambient air quality during street flushing and sweeping. *Aerosol Air Qual Res* 2006;6(4): 380–96.