



ROCKING MOTION

---

## **Piano Strategico di Riduzione delle Polveri Sottili**

**Parte I - Le Green Wall**

**Parte II - Il PM10 a Treviso e le proposte di Rocking Motion**

Treviso, Italia

### **Predisposto da:**

DIEGO GANEO

Tel: +39 337503799

[diego.ganeo@gmail.com](mailto:diego.ganeo@gmail.com)

### **Promosso da:**

DIEGO GANEO

PER ASSOCIAZIONE ROCKING MOTION

Diego Ganeo, 2016 - Tutti i diritti riservati

*ultimo aggiornamento febbraio 2018*



## Sommario

1.	Premesse .....	1
2.	L'assorbimento degli inquinanti da parte delle piante .....	1
3.	Le possibili applicazioni in ambiente pubblico .....	12
4.	Quali piante utilizzare .....	18
5.	Il particolato a Treviso .....	21
6.	La proposta di Rocking Motion .....	35
	Nota dell'autore / Chi siamo / Ringraziamenti .....	44
	Bibliografia .....	45

## 1. Premesse

Il presente piano strategico (“**Memorandum**”) rappresenta una proposta rivolta al pubblico ed alla Pubblica Amministrazione (“**PA**”) volta a supportare ed integrare le azioni, già poste in essere dalla PA, che mirano a contrastare il problema dell'inquinamento da polveri sottili nella città di Treviso e provincia. In particolare, il Memorandum raccoglie differenti contributi resi dalla comunità scientifica internazionale negli ultimi quarant'anni e si prefigge di educare il pubblico illustrando la capacità delle piante di trattenere le polveri sottili ed assorbire i gas inquinanti.

Il Memorandum non intende affrontare, invece, se non sommariamente, le tematiche inerenti alle conseguenze dell'inalazione del particolato sulla salute umana<sup>1</sup>.

Per dovere di precisione si rammenta che, citando nel presente Memorandum il PM10, questo include implicitamente anche la frazione più piccola di PM2,5, che costituisce infatti circa il 60/90% del PM10<sup>2</sup>.

## 2. L'assorbimento degli inquinanti da parte delle piante

### 2.1. La capacità delle piante di filtrare l'aria

L'inquinamento atmosferico può essere ridotto parzialmente attraverso la piantumazione di piante in luoghi sensibili. Il fogliame delle piante, infatti, è in grado di assorbire i gas inquinanti e catturare le particelle di particolato sulla sua superficie.

Per meglio comprendere ed appurare il tenore scientifico di tale assunto, può risultare utile richiamare gli studi principali che hanno dimostrato la correlazione tra incremento delle superfici verdi e diminuzione dell'inquinamento atmosferico.

Tra i pionieri di tali ricerche, negli anni '80, il dott. B. C. Wolverton, insieme ad altri scienziati della NASA, pubblicava il NASA Clean Air Study, dove si dimostrava che le piante potevano eccellentemente fungere da veri e propri “strumenti” di ossigenazione per gli ambienti chiusi<sup>3</sup>.

---

1 E' qui dato per scontato che l'inquinamento atmosferico, in particolare l'inalazione prolungata di polveri sottili, rappresenti una minaccia per la salute umana. Senza alcuna pretesa di esaustività, si citano D. Loomis, Y. Grosse, B. Lauby-Secretan, F. El Ghissassi, V. Bouvard, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, R. Baan, H. Mattock, K. Straif, *The carcinogenicity of outdoor air pollution*, in *The Lancet, Oncology*, 14, 2013, pp. 1262 - 1263: "*The Working Group concluded that there is strong evidence that real-world exposure to outdoor air pollution, in several species, are associated with increases in genetic damage, including cytogenetic abnormalities, mutations in both somatic and germ cells, and altered gene expression, which have been linked to increased cancer risk in humans*"; D. M. De Marini, *Genotoxicity biomarkers associated with exposure to traffic and near-road atmosphere: a review*, in *Mutagenesis*, 28, 5, 2013, pp. 485 - 505; P. Vineis, F. Forastiere, G. Hoek, M. Lipsett, *Outdoor air pollution and lung cancer: recent epidemiologic evidence*, in *International Journal of Cancer*, 111, 5, 2004, pp. 647 - 652: "*Although many pollutants have been linked with adverse health impacts, the component with the greatest public health impact is probably PM...*"

2 *A proposito di... polveri atmosferiche*, Arpav, settembre 2016.

3 B.C. Wolverton, et al., *A study of interior landscape plants for indoor air pollution abatement*, 1989, NASA-TM-108061. Già con *Foliage plants for removing indoor air pollutants from energy-efficient homes*, in *Economic Botany*, 38, vol. II, 1984, pp. 224 - 228.

Pochi anni dopo, lo USDA Forest Service dava avvio al Chicago Urban Forest Climate Project, uno studio triennale volto a quantificare gli effetti filtranti della vegetazione urbana sull'aria locale. Tale studio dimostrava che gli alberi nella città di Chicago avevano rimosso, nell'anno 1991, circa 15 tonnellate (t) di monossido di carbonio, 84 t di anidride solforosa, 89 t di diossido di azoto, 191 t di ozono e 212 t di PM10, recando un miglioramento orario della qualità dell'aria pari al 0,002% per il monossido di carbonio e allo 0,4% per il PM10<sup>4</sup>.

Dalla metà degli anni '90 ai primi anni del 2000, poi, innumerevoli nuovi contributi scientifici ponevano ulteriori basi per confermare, indiscutibilmente, che la vegetazione è in grado di rimuovere il particolato dall'atmosfera e, quindi, migliorare la qualità dell'aria nelle aree urbane e nei pressi delle strade<sup>5</sup>.

Uno studio inglese del 2003, in particolare, ha dimostrato come gli alberi delle foreste della Gran Bretagna siano in grado di assorbire PM10 e anidride solforosa, così incrementando l'aspettativa di vita della popolazione e la riduzione dei ricoveri ospedalieri. Segnatamente, tale ricerca ha stimato che i boschi inglesi siano in grado, nel raggio di 1 km quadrato, di salvare da 5 a 7 vite umane ed evitare da 4 a 6 ricoveri ospedalieri all'anno. Il valore economico di tale beneficio è stato quantificato in un risparmio in termini sanitari di almeno £ 900,000 annue<sup>6</sup>.

Sempre nel Regno Unito, nel 2007, un team di ricercatori ha simulato gli effetti della piantumazione di alberi nelle aree urbane di West Midlands e Glasgow. I risultati raggiunti hanno mostrato che, aumentando la piantumazione di alberi nel West Midlands dal 3,7% al 16,5%, si sarebbe ottenuta una riduzione della media di concentrazioni di PM10 di circa il 10%, rimuovendo una quantità di 110 t di PM10 dall'atmosfera. Incrementando la piantumazione fino al 54%, la riduzione delle concentrazioni di PM10 sarebbe aumentata al 26%, rimuovendo una quantità di 200 t di PM10 dall'atmosfera all'anno. Lo stesso modello è stato utilizzato per la città di Glasgow, dimostrando che l'incremento della piantumazione di

---

4 D. J. Nowak et al., *Chicago Urban's Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, 1994, III e IV, consultabile in [http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr\\_ne186.pdf](http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_ne186.pdf). Lo studio è poi stato esaminato e sviluppato ulteriormente dall'autore in *Air pollution removal by trees and shrubs in the United States*, in *Urban Forest Urban Green*, 4 (3 - 4), 2006, pp. 115-123: "In 1991, trees in Chicago removed an estimated 15 metric tons (t) (17 tons) of carbon monoxide (CO), 84 t (93 tons) of sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), 89 t (98 tons) of nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>), 191 t (210 tons) of ozone (O<sub>3</sub>), and 212 t (234 tons) of particulate matter less than 10 microns (PM<sub>10</sub>). Across the Chicago area, trees (in-leaf season) removed an average of 1.2 t/day (1.3 tons/day) of CO, 3.7 t/day (4.0 tons/day) of SO<sub>2</sub>, 4.2 t/day (4.6 tons/day) of NO<sub>2</sub>, 8.9 t/day (9.8 tons/day) of PM<sub>10</sub> and 10.8 t/day (11.9 tons/day) of O<sub>3</sub>. The estimated value of pollution removal in 1991 was \$1 million for trees in Chicago and \$9.2 million for trees across the Chicago area. Average hourly improvement (in-leaf season) in air quality due to all trees in the Chicago area ranged from 0.002 percent for CO to 0.4 percent for PM<sub>10</sub>".

5 Tra i vari studi, si citano: K. P. Beckett, P. H. Freer Smith, G. Taylor, *Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution*, in *Environmental Pollution*, 99, 1998, pp. 347 - 360; *Id.*, *Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed*, in *Global Change Biology*, 6, 2000, pp. 995 - 1003; *Id.*, *Deposition velocities to Sorbus aria, Acer campestre, Populus deltoides, Trichocarpa beaupre, Pinus nigra and Cupressocyparises leylandii for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment*, in *Environment Pollution*, 133, 2005, pp. 157 - 167.

6 N. A. Powe, K. G. Willis, *Mortality and morbidity benefits or air pollution (SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>) absorption attributable to woodland in Britain*, in *Journal of Environmental Management*, 70, 2, 2004, pp. 119 - 128: "Working at a resolution of 1 km<sup>2</sup> with woodland over 2 ha, it is estimated that, for Britain as a whole, woodland saves between 5 and 7 deaths, that would otherwise have been brought forward, and between 4 and 6 hospital admissions each year. The economic value of the health effect of woodland is estimated to be at least £ 900,000 per year. Smaller areas of woodland, often located closer to population, sometimes strategically planted close to pollution sources, will generate additional air pollution absorption benefits to those estimated here".

alberi dal 3,6% all'8%, avrebbe recato una diminuzione delle concentrazioni di PM10 del 2%, rimuovendo 4 t di PM10 all'anno. Incrementando invece la superficie di verde del 21%, si sarebbe ottenuta una riduzione di concentrazioni di PM10 del 7%, rimuovendo 13 t di PM10 all'anno<sup>7</sup>.

In tal senso, uno studio svolto da ricercatori indiani nel 2010 ha osservato che gli alberi rimuovono una significativa parte di inquinamento dall'atmosfera, respirando e scambiando gas attraverso gli stomi presenti sul fogliame ovvero intercettando le particelle solide aeree e trattenendole sulla superficie fogliare. Alcune di queste particelle solide possono essere assorbite dalla foglia, sebbene la maggior parte resti sulla superficie<sup>8</sup>.

Ancora, nel 2011, nuovamente nel Regno Unito, un team di ricercatori ha studiato l'impatto filtrante della canopea sull'inquinamento da PM10 nell'area metropolitana londinese. Le conclusioni raggiunte hanno stimato che la canopea urbana presente nell'area della Greater London Authority (GLA) (1579km quadrati) sia in grado di rimuovere tra le 852 e le 2121 t di PM10 all'anno. Inoltre, l'incremento del verde pubblico dal 20% al 30% della superficie complessiva della GLA si stima possa rimuovere tra le 1109 e 2379 t annue di PM10, entro l'anno 2050. Tali risultati confermano ulteriormente che la piantumazione di alberi rappresenta un'efficace strategia nella riduzione delle polveri sottili in ambienti urbani<sup>9</sup>.

## 2.2 Green roof e Green wall

Nell'ultima decade, svariati studi hanno iniziato a promuovere l'utilizzo di *green roof* (installazioni di verde piantate sui tetti delle abitazioni) e *green wall* quali strumenti volti a contrastare l'inquinamento atmosferico.

- 
- 7 Mc Donald A.G. et al., *Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations*, in *Atmospheric Environment*, 41, 38, 2007, p. 8455 – 8467: “Increasing total tree cover in West Midlands from 3.7% to 16.5% reduces average primary PM10 concentrations by 10% from 2.3 to 2.1  $\mu\text{g m}^{-3}$  removing 110 ton per year of primary PM10 from the atmosphere. Increasing tree cover of the West Midlands to a theoretical maximum of 54% by planting all available green space would reduce the average PM10 concentration by 26%, removing 200 ton of primary PM10 per year. Similarly, for Glasgow, increasing tree cover from 3.6% to 8% reduces primary PM10 concentrations by 2%, removing 4 ton of primary PM10 per year. Increasing tree cover to 21% would reduce primary PM10 air concentrations by 7%, removing 13 ton of primary PM10 per year”.
- 8 A. Begum, S. Harikrishna, *Evaluation of some tree species to absorb air pollutants in three industrial locations of South Bengaluru, India*, in *Journal of Chemistry*, 7, 1, 2010, pp. 151 - 156: “Trees remove a significant amount of pollution from the atmosphere as part of their normal functioning. They directly increase the quality of the air in the city and its surrounding area and should be considered an integral part of any comprehensive plan aimed at improving overall air quality. (...) Trees respire and exchange gases through stomates, or holes, on their leaves; these gases include those necessary for the tree's functioning as well as other gaseous air pollutants. Once inside the leaf, gases diffuse into the spaces between the cells of the leaf to be absorbed by water films or chemically altered by plant tissues. Trees also reduce air pollution by intercepting airborne particles and retaining them on the leaf surface, called dry deposition. Some can be absorbed by the leaf surface itself, although most remain on the plant surface”.
- 9 M. Tallis et al., *Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments*, in *Land Urban Plan* 103, 2, 2011, pp. 129 – 138: “Depending on the modelling approach, the urban canopy of the Great London Authority (GLA) is currently estimated to remove between 852 and 2121 tonnes of PM10 annually; representing between 0.7% and 1.4% of PM10 from the urban boundary layer. Estimates of PM10 removal which take into account a planned increase in tree cover, from the current 20% to 30% of the GLA land area, suggest deposition of 1109–2379 tonnes (1.1–2.6% removal) by the year 2050. The evidence provided here suggests that the targeting of tree planting in the most polluted areas of the GLA and particularly the use of street trees which have the greatest exposure to PM10, would have the greatest benefit to future air quality. The increased deposition would be greatest if a larger proportion of coniferous to broadleaved trees were used at such sites”.



Nel 2008, uno studio svolto a Toronto ha indicato che anche una semplice piantumazione di erba sui tetti delle abitazioni può contribuire ad accrescere l'effetto di mitigazione del PM10 già offerto da alberi e arbusti. Si è concluso, quindi, che sarebbe sufficiente rendere verdi i tetti di solo il 10%-20% degli edifici urbani per conseguire un significativo miglioramento delle condizioni di vita sociali ed economiche dei cittadini<sup>10</sup>.

Sempre nel 2008, di nuovo a Chicago, uno studio volto a confermare gli effetti filtranti dei *green roof* ha dimostrato che un totale di 1675kg di inquinanti atmosferici è stato rimosso dalla superficie di 19,8 ettari di *green roof* nell'arco temporale di un anno. In particolare, il 52% si è rilevato essere costituito da ozono, il 27% da diossido di azoto, il 14% da PM10 e il 7% da anidride solforosa<sup>11</sup>.

A conclusioni analoghe, ancora in tema di *green roof*, è poi giunto uno studio condotto a Manchester, nel 2012, che ha evidenziato la capacità di determinate specie di piante di trattenere il PM10 e la convenienza di predisporre *green roof* in ambienti urbani piuttosto che piantare alberi. Specificatamente, lo studio ha affermato che, sebbene i *green roof* non risultino efficaci nel trattenere il particolato sottile quanto gli alberi, a causa della minore superficie fogliare e della maggiore distanza dalle fonti inquinanti, possono ugualmente essere considerati un valido rimedio, posto che l'installazione non presenta quegli ostacoli tecnici che la piantumazione di alberi in un ambiente urbano presenterebbe<sup>12</sup>.

E' interessante, a tal proposito, comprendere il *modus operandi* sotteso alle valutazioni contenute in tale studio. Fondamentalmente, i ricercatori hanno messo a confronto due *green roof*, uno adiacente ad una sorgente di traffico e l'altro nei pressi di un'area più periferica. Dall'esame chimico del verde presente nei due diversi *green roof*, si è potuto osservare che le piante site nei pressi della sorgente di traffico presentavano una concentrazione più elevata di PM10 contenente metalli rispetto a quella contenuta sulla superficie fogliare delle piante site nell'area più periferica<sup>13</sup>. Nello stesso senso, uno studio posteriore, pubblicato nel 2015, ha voluto mettere a confronto le quantità di polveri sottili accumulate in piante collocate a 3 ovvero 500 metri di distanza dalla strada dimostrando la presenza di accumuli di PM10 più significativi nel verde situato lungo la strada e confermando, ancora una volta, quanto la distanza dalla fonte emissiva rappresenti una variabile cruciale nella quantificazione delle concentrazioni di particolato<sup>14</sup>.

---

10 B. A. Currie & Bass, *Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model*, in *Urban Ecosystem*, 11, 2008, p. 409: “Results of the study indicate that grass on roofs (extensive green roofs) could augment the effect of trees and shrubs in air pollution mitigation, placing shrubs on a roof (intensive green roofs) would have a more significant impact. By extension, a 10-20% increase in the surface area for green roofs on downtown buildings would contribute significantly to the social, financial and environmental health of all citizens”.

11 Yang J. et al., *Quantifying air pollution removal by green roof in Chicago*, in *Atmospheric Environment*, 2008, p. 7266 – 7273: “The result showed that a total of 1675 kg of air pollutants was removed by 19.8 ha of green roof in one year with O3 accounting for 52% of the total, NO2 (27%), PM10 (14%), and SO2 (7%)”.

12 A.F. Speak, J.J. Rothwell, S.J. Lindley, C.L. Smith, *Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 283 - 293: “Green roofs act as passive filters of airbourne particulate matter. While not as effective as street trees, due to lower surface roughness lengths and increased distance from sources, they can be considered for remediation of urban air pollution because their construction does not require major upheaval of the urban built environment, as tree-planting schemes often do”.

13 *Id.*: “One roof is adjacent to a major traffic source and one roof is characterised more by urban background inputs. Significant differences in metal containing PM10 capture were found between sites and between species”.





Ancora, attraverso l'esame chimico della superficie fogliare, è stato possibile constatare che le concentrazioni di polveri sottili contenenti metalli pesanti, come ad esempio piombo e ferro, risultano maggiori ad un'altezza compresa tra 30 centimetri e 2 metri dal suolo, rispetto ai valori misurabili dai rilevatori posti ad una altezza di tre metri<sup>15</sup>.

Sempre nell'ultimo decennio, ispirate da sempre più approfonditi studi scientifici, le PA hanno iniziato a focalizzare l'attenzione anche sull'utilità delle *green wall*, pareti verticali di verde volte non solo ad impreziosire esteticamente l'ambiente urbano ma, soprattutto, a filtrare gli inquinanti presenti nell'atmosfera.

In merito, il prof. Rob MacKenzie della School of Geography, Earth and Environmental Sciences dell'Università di Birmingham, riconoscendo la funzione strategica delle *green wall* nelle città, ha dichiarato che le tipiche iniziative quali gli incentivi alla rottamazione dei veicoli meno moderni, le marmitte catalitiche ovvero l'imposizione di pedaggi urbani non sono sufficienti a risolvere la piaga dell'inquinamento atmosferico. Le *green wall*, invece,

- 
- 14 R. Popek, H. Gawronska, S. W. Gawronski, *The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission*, in International Journal of Phytoremediation, 17, 12, 2015, pp. 1262 - 1268: "Significant differences between individual trees growing at a distance of between 3 m and 500 m from the road edge were found in the mass of PM that accumulated on the leaves and the amount of waxes deposited on leaves". Tali conclusioni confermano quanto già affermato in K. P. Beckett, P. Freer-Smith, G. Taylor, *Effective tree species for local air-quality management*, in Journal of Arboriculture, 26, 1, 2000, pp. 12 - 19: "As would be expected because of the proximity to a rich particle source, more coarse particulate material was captured by trees at the polluted, rather than at the background site" e in M. Szonyi, L. Sagnotti, A. M. Hirt, *A refined biomonitoring study of airborne particulate matter pollution in Rome, with magnetic measurements on Quercus Ilex tree leaves*, in Geophysical Journal International, 173, 1, 2008, pp. 127 - 141: "The data show that distance dependence from the source is the most significant factor for the concentration of magnetic PM (...)". Nel 2004, ancora, con riferimento all'area dei Paesi Bassi: E. P. Weijers, A. Y. Khlystov, G. P. A. Kos, J. W. Erisman, *Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit*, in Atmospheric Environment, 38, 2004, pp. 2993 - 3002: "Aerosol concentration decrease exponentially with increasing distance from the road. The distances along which the traffic contribution is reduced by 90% are 75m for PM>1, 120m for PM1 and 210m for the number concentration. It is further shown that people residing at some 100m downwind a major traffic source are exposed to (still) 40% more particles than those living in the urban background areas". Già nel 2002, con riferimento al particolato ultra fine, vedasi: Y. Zhu, W. C. Hinds, S. Kim, C. Sioutas, *Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway*, in Journal of the Air & Waste Management Association, 52, 9, 2002, pp. 1032 - 1042: "Particle number concentration (6–220 nm) decreased exponentially with downwind distance from the freeway. Data showed that both atmospheric dispersion and coagulation contributed to the rapid decrease in particle number concentration and change in particle size distribution with increasing distance from the freeway. (...) Ultrafine particle number concentration measured 300 m downwind from the freeway was indistinguishable from upwind background concentration. These data may be used to estimate exposure to ultrafine particles in the vicinity of major highways".
- 15 B. A. Maher, C. Moore, J. Matzka, *Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves*, in Atmospheric Environment, 42, 2, 2008, pp. 364 - 373: "Analysis of leaves at different heights showed that leaf particulate lead and iron concentrations are highest at > 0.3 m (i.e. small child height) and at 1.5–2 m (adult head height) above ground level; monitoring station collectors placed at 3 m above the surface thus significantly under-estimate kerbside, near-surface lead concentrations. These results indicate that vulnerable groups, especially young children, continue to be exposed to fine, lead and iron-rich, vehicle-derived particulates." Risultati analoghi sono stati raggiunti da Z. Shen, J. Cao, S. Liu, C. Zhu, X Wang, T. Zhang, H Xu, T. Hu, *Chemical composition of PM10 and PM2,5 collected at ground level and 100 meters during a strong winter-time pollution episode in Xi'an, China*, in Journal of Air Waste Management Association, 61, 2011, pp. 1150 - 1159. In tale studio si è rilevato come, confrontando le emissioni di polveri sottili all'altezza del suolo e ad un'altezza di 100 metri, "motor vehicle exhaust had a greater influence on the ground PM".



possono costituire uno strumento semplice ed agevole per contribuire a risolvere il problema<sup>16</sup>.

Innumerevoli possono essere gli esempi di *green wall* rinvenibili in ambiente urbano. Le più significative ed apprezzabili iniziative pubbliche, peraltro, sono probabilmente quelle poste in essere dalla PA londinese, a partire dal 2010. In tal data, infatti, il Sindaco di Londra ha emanato l'Air Quality Report, dove si è proposto un incremento del verde pubblico nell'ottica di ottenere locali riduzioni di concentrazione del particolato sottile. A seguito di tale suggerimento, la PA londinese ha varato un programma di piantumazione di *green wall* e *green towers* in varie aree di Londra<sup>17</sup>. In tale contesto, inoltre, è stato commissionato uno studio al Centre for Environmental Policy dell'Imperial College di Londra, nell'ottica di quantificare l'efficienza di assorbimento di PM10 e PM2,5 di sedici differenti piante e definire le linee guida per qualsiasi pubblica amministrazione interessata a perseguire una simile strategia di contrasto al particolato sottile<sup>18</sup>.

### 2.3. *Street canyon* e PM derivante da traffico su strada

Crescendo l'interesse per *green roof* e *green wall*, si sono sempre più diffusi studi volti a comprendere come tali installazioni interagissero con l'ambiente e le strutture urbane circostanti. In particolare, si è rilevato che l'aria inquinata si concentra maggiormente nei c.d. canyon di case e strade, meglio definiti appunto come *street canyon*, dove è più difficile una circolazione dell'aria tale da permettere un ricambio tra i vari livelli di altezza<sup>19</sup> e dove, a causa dello stagnamento dell'aria, può misurarsi un incremento della concentrazione di PM10 fino al 30%<sup>20</sup>.

In simili ambienti, si è osservato che la piantumazione di alberi rischia di ottenere l'effetto opposto desiderato, cioè di "imprigionare" l'aria inquinata ad un livello di altezza-uomo, occludendo la circolazione a livelli superiori. La soluzione individuata, invece, capace di garantire contemporaneamente un adeguato filtraggio degli inquinanti ed una corretta circolazione dell'aria è l'installazione di *green wall* sulle strutture artificiali già presenti nell'ambiente circostante. Ciò può tradursi, come dimostra un recentissimo studio inglese,

---

16 R. MacKenzie: "Big initiatives to fight air pollution, such as car-scrap bonuses, catalytic converters, or the introduction of a city toll, are not sufficient. Green walls may be an additional help. They are capable of cleaning the air that enters and remains in the city. When positioned strategically, they are comparably simple means to locally solve problems"

17 Con riferimento alle *green wall* piantumate nei pressi di Marylebone Road, il Sindaco di Londra, Boris Johnson, ha dichiarato: "Delivering cleaner air for London is a top priority for me; this ingenious green wall traps harmful pollution on one of our busiest roads, helping to cleanse the air at this popular spot, as well as helping to soften and beautify the local environment".

18 Shackleton K. et al., *The role of shrubs and perennials in the capture and mitigation of particulate air pollution in London*, Imperial College of London, 2011, consultabile in <http://content.tfl.gov.uk/role-gi-pmpollution.pdf>

19 W. C. Cheng et al., *On the correlation of air pollutant exchange for street canyons in combined wind-buoyancy-driven flow*, in *Atmospheric Environment*, 43, 2009, pp. 3682 – 3690 e J. Baker et al., *A study of the dispersion and transport of reactive pollutants in and above street canyons – a large eddy simulation*, in *Atmospheric Environment*, 38, 2004, pp. 6883 – 6892.

20 S. Weber, K. Weber, *Coupling of urban street canyon and backyard particle concentrations*, in *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 17, No. 3, 2008, pp. 251 - 261: "Differences in particle mass and number concentrations between a busy urban street canyon (north-south orientation, about 50,000 vehicles 24 h-1) and an adjacent backyard were measured with optical particle counters. (...) Particle mass concentrations PM10 and PM1 were consistently larger within the street canyon due to enhanced emission and resuspension. For the study period this resulted in higher concentrations in the canyon of on average 30 % (PM10) and 22 % (PM1)".



anche semplicemente nella piantumazione di siepi nei pressi della fonte inquinante<sup>21</sup>. In tali contesti di *street canyon*, è stato dimostrato che simili soluzioni sono in grado di ridurre le concentrazioni di due tra i più pericolosi inquinanti presenti nell'atmosfera, il PM10 e il diossido di azoto, rispettivamente fino al 40% e 60%<sup>22</sup>.

Le ricerche sugli *street canyon* hanno poi portato a nuove conclusioni. In merito, può essere utile considerare uno studio svizzero che ha messo a confronto le emissioni di PM10 in una superstrada con le emissioni rilevate in uno *street canyon*. Tale studio ha osservato che, negli *street canyon*, le emissioni di PM10 rilevate sono costituite per il 21% dalla consunzione dei freni, per il 38% dalle polveri sollevate nella strada dal transito dei veicoli, per il 41% dalla combustione del carburante. Lungo una superstrada, invece, le emissioni di PM10 riscontrate sono costituite per il 3% dal logorio dei freni, per il 56% dalle polveri sollevate nella strada dal transito dei veicoli, per il 41% dalla combustione del carburante<sup>23</sup>.

Ancora, un dettagliato dossier predisposto nel 2012 dall'AIRPARIF, l'ente francese per la sorveglianza della qualità dell'aria nell'Ile-de-France, ha esaminato le emissioni di PM10 in due siti nel centro di Parigi: una rotonda ed una strada, la Boulevard Haussmann. I risultati hanno indicato che le emissioni di PM2,5 derivanti dalla combustione del carburante sono pari all'85% presso la rotonda e al 65% presso la Boulevard Haussmann, mentre le emissioni di PM2,5 derivanti dall'usura di freni e pneumatici corrispondono al 6% presso la rotonda e al 24% presso la Boulevard. Con riferimento a queste ultime emissioni, lo studio francese giustifica una simile differenza sottolineando che lungo la Boulevard Haussmann sono collocati numerosi semafori e, pertanto, i veicoli sono costretti a frenare ed accelerare più frequentemente, così aumentando la frequenza dell'abrasione di freni, pneumatici e asfalto. In aggiunta, si è rilevato che la Boulevard Haussmann è costeggiata da edifici che favoriscono la risospensione in aria delle polveri sottili, così integrando le caratteristiche tipiche dello *street canyon*<sup>24</sup>.

- 
- 21 K. V. Abhijith, P. Kumar, J. Gallagher, A. McNabola, R. Baldauf, F. Pilla, B. Broderick, S. Di Sabatino, B. Pulvirenti, *Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environment – A review*, in *Atmospheric Environment*, 162, 2017, pp. 71 – 86: “In a “street canyon” environment, where buildings like skyscrapers are close together on either side of the street, high-level green infrastructure (such as trees) generally have a negative impact on air quality. Instead, low-level hedges reduce air pollution exposure in such places. In a similar way, green walls and roofs act as a sink to effectively reduce pollution.”
- 22 Pugh Tam et al., *Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons*, in *Environment Science Technology*, 46, 14, 2012, pp. 7692 – 7699: “Street-canyon vegetation may reduce concentrations of two of the most harmful urban air pollutants, nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and coarse particulate matter (PM<sub>10</sub>), by as much as 40% and 60% respectively, although average reductions over a year were in the range of 7–30%”.
- 23 N. Bukowiecki, P. Lienemann, M. Hill, M. Furger, A. Richard, F. Amato, A.S.H. Prevot, U. Baltensperger, B. Buchmann, R. Gehrig, *PM<sub>10</sub> emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland*, in *Atmospheric Environment*, Vol. 44, Issue 19, 2010, pp. 2330 - 2340: “In the street canyon, the traffic related PM<sub>10</sub> emissions (LDV: 24 ± 8 mg km<sup>-1</sup> vehicle<sup>-1</sup>, HDV: 498 ± 86 mg km<sup>-1</sup> vehicle<sup>-1</sup>) were assigned to 21% brake wear, 38% resuspended road dust and 41% exhaust emissions. Along the freeway (LDV: 50 ± 13 mg km<sup>-1</sup> vehicle<sup>-1</sup>, HDV: 288 ± 72 mg km<sup>-1</sup> vehicle<sup>-1</sup>), respective contributions were 3% brake wear, 56% resuspended road dust and 41% exhaust emissions”.
- 24 *Source apportionment of airborne particles in the Ile-de-France region*, Airparif, 2012, <http://airparif.asso.fr>, p. 71: “Fraction of the PM from abrasion or resuspension is far more important at the Boulevard Haussmann than at the Boulevard périphérique porte d’Auteuil (respectively 25 and 6 % of the average concentrations). This can be the numerous red lights on the Boulevard Haussmann which induced some start and stop and so more abrasion (brakes, tires and road) than at the Boulevard périphérique porte d’Auteuil where there are no red lights. Street typology, at the Boulevard Haussmann, could also explain the large ratio of PM from resuspension; in fact the buildings on each side of the road as well as the subway access



Alla luce di tali dati, emerge in modo inequivocabile che il traffico veicolare a scorrimento veloce, tipico delle tangenziali e delle autostrade, produce particolato sottile derivante dalle emissioni della combustione del carburante e dalla movimentazione delle polveri sottili presenti sulla superficie stradale, mentre il particolato derivante dall'usura di freni e pneumatici è minore a causa della minore frequenza delle frenate<sup>25</sup>. Il traffico veicolare a scorrimento lento, invece, tipico delle strade urbane, e tipico in particolare degli *street canyon*, produce particolato sottile derivante dalle emissioni della combustione del carburante, dalla movimentazione delle polveri lungo la strada e dall'usura dei freni ovvero degli pneumatici<sup>26</sup>.

Sul punto, appare doveroso svolgere una distinzione, comunemente accettata dalla comunità scientifica internazionale, tra emissioni derivanti dagli scarichi di veicoli, meglio note come *exhaust emission*, ed emissioni derivanti da altre fonti differenti dagli scarichi ma pur sempre associate al traffico veicolare, note come *non-exhaust emission*. Si stima che le due fonti di inquinamento contribuiscano alle emissioni di PM10 in quantità pressoché uguali. Le *non-exhaust emission*, in particolare, possono derivare, come sopra accennato, dal logorio dei freni (per circa il 55%)<sup>27</sup>, dalla consunzione degli pneumatici e della frizione ovvero dalla polvere già esistente sulla strada che, come anticipato, è portata in sospensione nell'aria dalla turbolenza creata dal traffico dei veicoli (c.d. risospensione delle polveri)<sup>28</sup>.

In verità, è doveroso sottolineare come, in tema di *exhaust emission*, siano misurabili emissioni di polveri sottili sempre minori grazie al miglioramento della qualità dei carburanti e dell'efficienza dei motori. A riguardo, è curioso confrontare la quantità di PM10 misurato nel Regno Unito a distanza di un decennio, scaturito rispettivamente dalle *exhaust emission* e dalle *non-exhaust emission* legate all'abrasione di freni e pneumatici. Nel 1990, il PM10 prodotto dalle prime era pari a 58,8mila tonnellate mentre, nel 1999, la quantità di PM10 scendeva drasticamente a 31,5mila tonnellate. Al contrario, con riferimento alla quantità di PM10 generato dall'abrasione di freni e pneumatici, è possibile registrare un incremento: nel 1990 il valore era pari a 4,2mila tonnellate che, nel 1999, salivano a 4,8mila tonnellate<sup>29</sup>. La

---

*could be some sources of PM deposition on the road”.*

25 T. Grigoratos, G. Martini, *Brake wear particle emissions: a review*, in *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 4, 2015, pp. 2491 - 2504: si afferma che il contributo di emissioni di PM10 derivanti dall'usura dei freni *“in freeways is lower due to lower braking frequency”*.

26 *Gruppo di lavoro per l'individuazione delle misure per la riduzione dell'inquinamento atmosferico*, Ministero dell'Ambiente, 2012: *“il traffico veicolare è responsabile dell'introduzione in atmosfera di particelle generate da processi non combustivi, come l'abrasione meccanica dei freni, copertoni e asfalto e il risollevarimento di polveri precedentemente depositate in strade”*.

27 T. Grigoratos, G. Martini, *Id.*: *“Studies mention that in urban environments, brake wear can contribute up to 55% by mass to total non-exhaust traffic related PM10 emissions (...)”*.

28 *Id.*: *“Exhaust and non-exhaust traffic-related sources are estimated to contribute almost equally to traffic-related PM10 emissions. Non-exhaust particles can be generated either from non-exhaust sources such as brake, tyre, clutch and road surface wear or already exist in the form of deposited material at the roadside and become resuspended due to traffic-induced turbulence”*. Con riferimento specifico alla risospensione delle polveri, si veda T. M. Young, D. A. Heeraman, G. Sirin, L. L. Ashbaugh, *Resuspension of soil as source of airborne lead near industrial facilities and highways*, in *Environment Science Technology*, 36, 2002, pp. 2484 - 2490, dove si evidenzia come la presenza di metalli pesanti, nel caso di specie piombo, sulla pavimentazione stradale sia strettamente connessa alla contaminazione dell'aria da polveri sottili, a causa della risospensione del particolato.

29 *Department of Transport, UK, Sources of particulate matter in urban areas: TRAMAQ Project UG 250*, 2002, in <http://dapple.org.uk>



tendenza peggiorativa delle *non-exhaust emission*, contrariamente al trend positivo delle *exhaust emission*, è generalmente riconosciuta in tutta Europa<sup>30</sup>.

E' proprio l'usura dei freni e degli pneumatici, inoltre, a costituire forse la più grave minaccia negli *street canyon* urbani ed in prossimità di stop e precedenze dove i conducenti, dovendo rallentare, si trovano costretti a frenare ripetutamente e con maggiore vigore<sup>31</sup>.

Con riferimento a tali fattispecie, più studi hanno affermato che l'usura dei freni può contribuire addirittura fino al 20% delle emissioni del traffico totale, producendo particolato sottile contenente metalli pesanti<sup>32</sup>. Sul punto, si è dimostrato che una percentuale compresa tra il 35 - 50% di perdita della massa delle pastiglie dei freni viene disperso nell'aria sotto forma di particolato sottile<sup>33</sup> mentre, per quanto concerne gli pneumatici, la percentuale dispersa nell'aria a seguito di abrasione ammonta a circa il 5 - 10%<sup>34</sup>. Precisamente, è stato stimato che tale particolato sia all'86% costituito da PM10 e al 63% costituito da PM2,5<sup>35</sup>.

---

30 D. Van der Gon et al., *The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future - an international workshop report and consensus statement*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63, 2013, pp. 136 - 149: "While engine exhaust emissions have been strongly reduced by EU emission standards in the past decades, wear emissions are unaffected by such measures. Recent studies have identified a significant contribution of non exhaust emissions to the traffic related PM10 load of the ambient air". L'autore, in merito, nel rappresentare i quantitativi di PM10 derivanti da *exhaust emission* e *non exhaust emission* misurati dal 1990 al 2009 nei Paesi Bassi, osserva che i dati ricalcano la stessa tendenza registrata nel Regno Unito.

31 M. Gasser, M. Riediker, L. Mueller, A. Perrenoud, F. Blank, P. Geher, B. Rothen-Rutishauser, *Toxic effects of brake wear particles on epithelial lung cells in vitro*, in *Particle and Fibre Toxicology*, 6, 30, 2009: "Concentrations of the measured brake emission components in the air (metals and carbons) were increasing with more repetitions and for the more vigorous full stop". Lo stesso è confermato da M. Mathissen, V. Scheer, R. Vogt, T. Benter, *Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface*, in *Atmospheric Environment*, 45, 2011, pp. 6172 - 6179: l'autore non riscontra un aumento di concentrazione delle particelle nanometre emanate dagli pneumatici durante la guida normale ma in manovre che presentino significativi "tire slip"; in tale contesto, sono generate particelle del range di 30 - 60 nm.

32 *Id.*: "Fine particulate matter originating from traffic correlates with increased morbidity and mortality. An important source of traffic particles is brake wear of cars which contributes up to 20% of the total traffic emissions. The aim of this study was to evaluate potential toxicological effects of human epithelial lung cells exposed to freshly generated brake wear particles" e T. Grigoratos, G. Martini, *Id.*: "(...) brake wear can contribute up to 21% by mass to total traffic-related PM10 emissions (...)". Vedasi, anche: A. Rauterberg-Wulff, *Beitrag des reifen und bremsabriebs zur russemission an strassen*, in *Dusseldorf VDIVerlag, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe, 15, 1998, p. 202*: si calcola come le emissioni derivanti dalla consumazione dei freni rappresentano circa il 12,5% - 21% del particolato sottile totale derivante dalle emissioni legate al traffico di veicoli in Germania.

33 B. D. Garg, S. H. Cadle, P. A. Mulawa, P. J. Groblicki, C. Laroo, G. A. Parr, *Brake wear particulate matter emissions*, in *Environmental Science & Technology*, 34, 21, 2000, pp. 4463 - 4469: "On average, 35% of the brake pad mass loss was emitted as airborne PM.". Una quantificazione differente è fornita da P. G. Sanders, N. Xu, T. M. Dalka, M. Maricq, *Airborne brake wear debris, size distributions, composition and a comparison of dynamometer and vehicle tests*, in *Environmental Science Technology*, 37, 2003, pp. 4060 - 4069: l'autore afferma che circa il 50% del logorio degli pneumatici libera particolato mentre il restante 50% si deposita sulla superficie stradale oppure viene attratto dalla superficie dell'automobile.

34 EEA 2009, EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook, Technical report no. 9/2009, European Environment Agency, Copenhagen: si quantifica la percentuale degli pneumatici che diventa particolato nel range del 5 - 10%.

35 B. D. Garg, S. H. Cadle, et al., *Id.*: "The observed wear rates correspond to vehicle emission rates of 5.1-14.1 mg/mi. On average, 86 and 63% of the airborne PM was smaller than 10 µm in diameter (PM10) or 2.5 µm in diameter (PM2.5), respectively". Vedasi anche: J. Wahlstrom, L. Olander, U. Olofsson, *Size, shape, and elemental composition of airborne wear particles from disc brake materials*, in *Tribology Letters*, 38, 1, 2010, pp. 15 - 24, che evidenzia, contrariamente a B. D. Garg et al., che "most of the airborne particles generated have a diameter smaller than 2.5 µm".



Quanto alla natura chimica delle *non-exhaust emission*, si può osservare che sono costituite da particelle di metalli pesanti quali rame, antimonio<sup>36</sup>, ferro, manganese<sup>37</sup>, cromo<sup>38</sup>, cadmio, piombo<sup>39</sup>, zinco, bario<sup>40</sup>, vetro, talco, grafite e ottone<sup>41</sup>. Tra questi, composti di zinco e rame sono aggiunti agli olii motore per ridurre usura e ossidazione; composti di zinco sono utilizzati anche come catalizzatore negli pneumatici e come sigillanti nei freni, insieme al rame, pure presente nelle fibre dei freni. Il bario è poi presente sia nel carburante diesel sia nel materiale di cui sono composte le guarnizioni dei freni<sup>42</sup>, mentre un composto dell'antimonio è usato come lubrificante<sup>43</sup>.

- 
- 36 A. Thorpe, R. M. Harrison, *Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review*, in *Science of the Total Environment*, 400, 1-3, 2008, pp. 270 - 282: "(...) *brake dust particles which may be identified from their copper (Cu) and antimony (Sb) content* (...)". Si veda, anche: D. R. Gomez, M. F. Giné, A. C. Sanchez Bellato, P. Smichowski, *Antimony: a traffic-related element in the atmosphere of Buenos Aires, Argentina*, in *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 2005, pp. 1162 - 1168: "*Vehicular traffic is one of the main sources of antimony in highly populated urban areas*". Curioso osservare, con specifico riferimento al rame, le osservazioni di D. Van der Gon et., *Id.*: le concentrazioni medie riscontrate in Europa derivanti dall'abrasione dei freni sono pari al 5% mentre le concentrazioni medie misurate negli Stati Uniti ammontano al 10%.
- 37 M. Gasser et al., *Id.*: "*Iron was found at the highest concentrations (mean values in a range from 1020 µg/m<sup>3</sup> to 3770 µg/m<sup>3</sup>), followed by copper (33 µg/m<sup>3</sup> to 163 µg/m<sup>3</sup>), and manganese (9 µg/m<sup>3</sup> to 28 µg/m<sup>3</sup>)*".
- 38 R. J. Leonard, C. McArthur, D. F. Hochuli, *Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations*, in *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 2016, pp. 249 - 253: "*we found metal associated with vehicle use including copper, chromium and manganese in collected particulate matter*".
- 39 J. Sternbeck, A. Sjodin, K. Adréasson, *Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies*, in *Atmospheric Environment*, 36, 30, 2002, pp. 4735 - 4744: "*The vehicle-derived metals (Cu, Zn, Cd, Sb, Ba and Pb) mainly derive from wear rather than from combustion*".
- 40 F. Amato, A. Karanasiou, T. Moreno, A. Alastuey, J. A. G. Orza, J. Lumbreras, R. Borge, E. Boldo, C. Linares, X. Querol, *Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 580 - 587: "*The unusual chemistry of many road dust particles is also relevant for their potential health risk: brake-tire-road abraded particles are embedded in the road dust reservoir and contain high concentrations of heavy metals such as Fe, Cu, Zn, Sb, Ba and other toxic elements*". A conferma di quanto già dimostrato da T. A. Cahill, D. E. Barnes, N. J. Spada, J. A. Lawton, T. M. Cahill, *Very fine and ultrafine metals and ischemic heart disease in the California central valley*, in *Aerosol Science and Technology*, 45, 9, 2011, pp. 1123 - 1134, da B. Ostro, A. Tobias, X. Querol, A. Alastuey, F. Amato, J. Pey, N. Perez, J. Sunyer, *The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case crossover study of Barcelona, Spain*, in *Environmental Health Perspectives*, 119, 12, 2011, pp. 1781 - 1787, e da P. Pengchai, H. Furumai, F. Nakajima, *Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust in Tokyo*, in *Polycyclic Aromatic Compounds*, 24, 4-5, 2004, pp. 773 - 789. Si veda anche, in merito: J. K. Gietl, R. Lawrence, A. Thorpe, R. M. Harrison, *Identification of brake wear particles and derivation of quantitative tracer for brake dust at a major road*, in *Atmospheric Environment*, 44, 2, 2010, pp. 141- 146.
- 41 D. Chan, G. W. Stachowiak, *Review of automotive brake friction materials*, in *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering*, 218, 9, 2004, pp. 953 - 966.
- 42 S. Chellam, P. Kulkarni, M. P. Fraser, *Emissions of organic compounds and trace metals in fine particulate matter from motor vehicles: a tunnel study in Houston, Texas*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55, 1, 2005, pp. 60 - 72: "*Zn and Cu compounds are added to engine oils to reduce wear and oxidation. Further, Zn is used as an activator in tires. Brakes also contain Zn as a filler material and Cu in fibers. Ba is used as barium sulfate (BaSO<sub>4</sub>) in diesel fuel to suppress smoke generation and also as filler material in brake linings*". Vedasi, inoltre: D. Chan, G. W. Stachowiak, *Id.*: "*One of the more commonly used fillers is barium sulphate. It imparts heat stability to the brake friction material, at the same time aiding the friction characteristic of the brake friction material*".
- 43 O. Von Uexkull, S. Skerfving, R. Doyle, M. Braungart, *Antimony in brake pads-a carcinogenic component?*, in *Journal of Cleaner Production*, 13, 1, 2005, pp. 19 - 31: "*Antimony trisulfide (Sb<sub>2</sub>S<sub>3</sub>) is used as a*





E' evidente che le citate particelle sottili di metalli pesanti, combinate agli idrocarburi aromatici ed ai solfuri presenti nel particolato in sospensione nell'aria, costituiscono una combinazione particolarmente tossica e cancerogena<sup>44</sup>.

La stessa UE, consapevole che il continuo miglioramento della qualità delle benzine e del funzionamento dei motori ha diminuito l'incidenza delle polveri sottili derivanti dalla combustione del carburante sull'inquinamento urbano, ritiene oggi prioritario risolvere il problema delle emissioni di particolato derivanti dall'usura dei sistema frenante. E' in questo ambito che si inserisce il "Progetto Rebrake", finanziato dall'UE con 2 milioni di Euro, e volto a ridurre entro il 2020 le emissioni di PM10 derivanti dall'usura dei freni di almeno il 50%<sup>45</sup>.

Sulla scorta di quanto finora esposto, è possibile concludere con certezza che l'installazione di *green wall* assume una funzione particolarmente strategica se la piantumazione avviene nei pressi di luoghi sensibili quali *street canyon* urbani, rotonde e viadotti, così offrendo una parziale riduzione delle più dannose e cancerogene polveri sottili in sospensione nell'aria.

---

*lubrificant in friction material. X-ray diffraction analysis revealed Sb in 3/3 disc brake pads (range 41,000–46,000 mg/kg) and in 2/2 disc brake dust samples (21,000 and 17,000 mg/kg) from trucks*". Si veda, anche: J. Sternbeck, *Id.*: "Cu, Ba and Sb are probably dominated by brake wear".

- 44 A. F. Speak et al., *Id.*: "The environmental burden from component wear such as brakes, and resuspended road dust particles, is high because the particles are more likely to contain metals, polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and sulphides which are toxic or carcinogenic". Con riferimento specifico agli effetti che metalli pesanti quali cromo, nichel, ferro e rame possono provocare, si veda M. K. Verma, L. K. Singh Chauhan, S. Sultana, S. Kumar, *The traffic linked urban ambient air superfine and ultrafine PM1 mass concentration, contents of pro-oxidant chemicals, and their seasonal drifts in Lucknow, India*, in *Atmospheric Pollution Research*, 5, 4, 2014, pp. 677 - 685: "These toxicants can enter lung alveoli through inhalation of the smudged PM0.56 and PM0.32 (the agglomerated fraction) and access target cells. These low-mass particles are reported to disable natural scavenging mechanisms locally at the particulate deposited site". Vedasi anche D. M. De Marini, *Genotoxicity biomarkers associated with exposure to traffic and near-road atmosphere: a review*, *id.*: "Diesel and gasoline emissions, which are the primary components of traffic exhaust, are known or possible human carcinogens, respectively, and working or living near high-traffic roads is associated with various health effects, including cancer. To help understand the mechanistic basis for this observation, the present article reviews 63 studies on genotoxicity biomarkers in traffic-exposed subjects, with office workers being the typical control subjects. The six primary biomarkers used in these studies were the traditional cytogenetic end points, chromosome aberrations (CAs), micronucleus (MN) and sister chromatid exchange, and the standard molecular end points for DNA damage, (32)P-postlabeling, the comet assay and urinary 8-hydroxydeoxyguanosine. These six assays accounted for 74 of the 87 biomarker assessments reported in the studies; all six effectively distinguished traffic-exposed from control populations, giving an average 89% positive results among exposed versus control subjects. In addition, three genomic biomarkers effectively distinguished between the exposed and control populations; these assays measured changes in gene expression, leukocyte telomere length and DNA methylation. Nearly half of all of the studies included exposure assessments involving blood (primarily protein adducts), urine (primarily 1-hydroxypyrene) or air (primarily polycyclic aromatic hydrocarbons); these assays distinguished the exposed from the control subjects for the vast majority of the studies. All but three of the 63 reports were environmental studies that investigated 18 general exposure categories, such as traffic police and automobile/bus mechanics. The studies were performed in 20 countries; however, nearly all of the environmental studies were performed in Europe and Asia, with only one each from Africa, North America and South America. Given that several of the biomarkers are associated with increased cancer risk, including CAs, MNs and altered telomere length, the data reviewed here provide strong mechanistic support for the ability of chronic exposure to traffic exhaust to increase cancer risk.". Con particolare riferimento alle emissioni derivanti da veicoli a diesel, si legga infine P. Vineis et al., *id.*: "These studies indicate that diesel exhaust contributes to the human lung cancer burden".

45 <http://www.rebrake-project.eu>

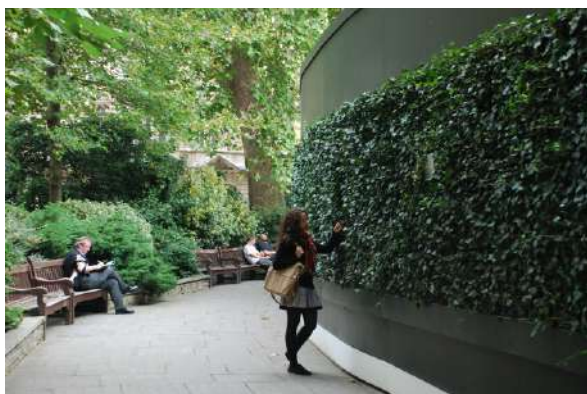


### 3. Le possibili applicazioni in ambito pubblico

Le iniziative che la Pubblica Amministrazione può porre in essere sono molteplici.

Già negli anni '80, si ricordano esempi di amministrazioni locali che incentivavano i privati cittadini affinché piantassero nei propri giardini piante rampicanti, capaci di crescere velocemente e sviluppare una massiccia superficie fogliare filtrante. In tal senso, il ricercatore tedesco M. Köhler afferma che in molte città in Germania i cittadini hanno ricevuto incentivi economici dalla PA a supporto delle iniziative private di piantumazione e mantenimento di piante rampicanti nei cortili o sulle facciate delle proprie abitazioni. Tali pratiche, tuttavia - continua Köhler - non hanno evidentemente preso piede al di fuori del territorio tedesco, stante l'assenza di linee guida o incentivi forniti dalle PA, ovvero per mera ignoranza circa il potenziale delle piante rampicanti<sup>46</sup>.

Ciò premesso, al di là degli incentivi delle PA alle iniziative private, un esempio tipico di applicazione di verde ad opera delle PA nell'ottica di filtrare gli inquinanti atmosferici è riconducibile all'iniziativa del 2010, già sopra menzionata, del Sindaco di Londra. Questi riconoscendo che le *green wall* contribuiscono alla riduzione delle polveri sottili in misura compresa tra il 10-20%, ha ordinato la piantumazione di edere presso Hannover Square, Park Lane e Finsbury Cross.



Ancora, a Città del Messico, la PA ha autorizzato, nel 2012, la ONG VerdMX a realizzare numerose installazioni di *green wall* al fine di utilizzarle come “ossigenatori” cittadini. Qui, gli stessi piloni di un viadotto siano divenuti perfetti sostegni per far crescere *green wall*.

<sup>46</sup> M. Köhler, *Green facades – a view back and some visions*, in *Urban Ecosystems*, 11, 2008, p. 423: “In many German cities incentive programmes were developed, including some that supported tenant initiatives for planting and maintaining climbers in their backyards and facades. (...) The potential of green facades to improve urban microclimate and buildings’ ecological footprint is high, but they have not developed a widespread presence outside of Germany because they are not as well known as green roof and there is a lack of implementation guidelines and incentive programs in other countries.”



ROCKING MOTION



Strada analoga è stata intrapresa a Bangalore, in India, nel marzo 2017, dove intorno ai piloni di un viadotto sono state realizzate delle strutture che ospitano *green wall*. Le installazioni, così come dichiarato dall'associazione promotrice SayTrees, si prefiggono di trattenere le polveri sottili, assorbire i gas inquinanti, ridurre l'inquinamento acustico, ridurre il riscaldamento urbano, favorire la biodiversità, incentivare la pedonalizzazione nelle aree limitrofe ed incrementare il valore economico degli immobili circostanti.



I citati esempi di *green wall* in Messico e in India consistono in installazioni verticali, in materiale plastico, riempite di terra e piante, dietro le quali è predisposto un impianto di irrigazione a gocciolamento. Queste installazioni - è opportuno precisare - pur essendo



esteticamente gradevoli e decisamente utili dal punto di vista dell'assorbimento degli inquinanti, richiedono un minimo investimento economico per la realizzazione tecnica della struttura e per la successiva gestione dell'impianto.

Di più agevole ed economica realizzazione sono, invece, le *green wall* costituite da piante rampicanti che, sfruttando la naturale predisposizione delle stesse ad una crescita veloce e vigorosa, possono svilupparsi ovunque vi sia un minimo supporto a cui la pianta possa ancorarsi.

Spesso, il supporto è costituito da una semplice rete metallica e l'intervento manutentivo si limita semplicemente a condurre i giovani fusti volubili dentro le trame della rete, indirizzando la crescita là dove si preferisce ottenere un effetto di copertura.



Le reti metalliche, peraltro, sono solo una tra le possibili strutture utilizzabili. Anche pareti dotate di semplici fili metallici orizzontali o verticali possono agevolmente fungere da tutori a cui la pianta rampicante andrà ad ancorarsi.



Ugualmente, si potrà fruire di semplici fili metallici aerei di raccordo, senza che necessariamente vi sia una parete retrostante da coprire. In tal senso, le *green wall* fungeranno perfettamente da “parete” naturale.



ROCKING MOTION



Tale tecnica di sviluppo aereo, invero, finisce per divenire una vera e propria espressione artistica.



Ma non solo. Le *green wall*, infatti, si prestano perfettamente a crescere anche su terrapieni o pannelli fonoisolanti al bordo delle strade. Diverse simili *green wall* si trovano, ad esempio, lungo il passante autostradale E70, nei pressi dello svincolo Martellago-Scorzé.



Ulteriore eccellente soluzione è far crescere le *green wall* in corrispondenza dei sottopassi, dove, come precedentemente evidenziato, si verifica una situazione di scarsa ventilazione



tipica degli *street canyon*. Si riporta, a titolo esemplificativo, l'intervento rivegetativo realizzato sui piloni del sottopasso presso l'aeroporto Marco Polo di Venezia.



E' inoltre opportuno rilevare che i piloni non costituiscono di per sé il solo elemento strutturale intorno al quale le *green wall* andrebbero a svilupparsi. I piloni rappresentano, infatti, solo il “ponte” a terra della pianta che, nell'arco temporale di un paio d'anni, può liberamente svilupparsi sulle travature orizzontali di acciaio o cemento armato, così creando un'imponente superficie filtrante. In tal senso, è interessante osservare un cavalcavia in provincia di Mantova, oggetto dell'iniziativa della pubblica amministrazione volta a realizzare giardini e verde verticale sulle pareti di 36 grandi infrastrutture viarie cittadine<sup>47</sup>.



Infine, non ci si può esimere dal citare un'ulteriore soluzione che, pur non essendo strettamente incentrata sull'utilizzo di *green wall*, reca un beneficio parimenti utile favorendo l'incremento di superficie fogliare volta a trattenere il particolato ed assorbire i gas inquinanti. Trattasi delle c.d. *vertical forest*, ossia di palazzi e grattacieli progettati secondo schemi architettonici che prevedono l'inserimento di alberi e arbusti a vari livelli di altezza da terra.

47 *Cavalcavia e tangenziali in verde. L'edera si mangia il cemento*, in Repubblica di Parma, 9 marzo 2010: “Il progetto, elaborato da Luigi Massolo e coordinato dall'Agenzia per la Qualità Urbana e dall'assessorato ai Lavori pubblici punta a riqualificare da un punto di vista estetico l'attuale impatto visivo delle grandi infrastrutture viarie (viadotti, cavalcavia, tangenziali) e al contempo migliorare l'ecosistema urbano attraverso l'assorbimento di anidride carbonica, la produzione di ossigeno, il fissaggio e l'assorbimento polveri e di sostanze inquinanti, la fonoassorbenza e la riduzione delle isole di calore. I grandi manufatti in cemento saranno ricoperti di vegetali rampicanti come vite americana, edera, bignonia, caprifoglio, falso gelsomino con l'obiettivo di mascherarli e integrarli nel paesaggio, ridurre l'impatto sul paesaggio e apportare i benefici offerti dalla copertura vegetale. Un approccio che potrà rivelarsi utile anche per i fronti ciechi degli edifici e per i capannoni in aree industriali o ad uso agricolo”.





ROCKING MOTION

Pioniere di tale progettazione è indubbiamente il geniale architetto italiano Stefano Boeri, che ha progettato realtà come il Bosco Verticale di Milano



oppure la Vertical Forest di Nanjing, in Cina,



o la Torre dei Biancospini, a Utrecht, in Olanda,



o il Ravel Plaza, ad Amsterdam



Fino all'ambiziosa Liuzhou Forest City, in Cina, che, ospitando 30.000 abitanti, si stima sarà in grado di assorbire fino a 100.000 tonnellate di CO<sub>2</sub>, 57 tonnellate di polveri sottili e produrrà circa 900 tonnellate di ossigeno.



#### 4. Quali piante utilizzare

Ogni pianta è capace di assorbire i gas inquinanti e trattenere le polveri sottili<sup>48</sup>, con risultati peraltro differenti a seconda delle caratteristiche fisiche del fogliame<sup>49</sup>, per poi rilasciarle e depositarle nel terreno con il dilavamento piovano<sup>50</sup>.

48 Y. J. Liu, H. Ding, *Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: implications for landscape-plant species selection for industrial area*, in WSEAS Transactions on Environment Development, 4, 2008, pp. 24 - 32.

49 In merito, esistono innumerevoli studi che mettono a confronto differenti tipologie di piante, evidenziando le differenze tra le rispettive capacità di assorbimento dei gas inquinanti ovvero la capacità di trattenere il particolato sottile. Tra i molteplici studi, si cita S. S. Ram, S. Majumder, P. Chaudhuri, S. Chanda, S. C. Santra, P. K. Maiti, M. Sudarshan, A. Chakraborty, *Plant canopies: bio-monitor and trap for re-suspended dust particulates contaminated with heavy metals*, in Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 19, 5, 2014, pp. 499 - 508, dove afferma che “*Leaf surface characters such as roughness, length, frequency of trichomes and frequency of stomata played a significant role in capturing re-suspended dust*”.

50 B. Keane, M. H. Collier, J. R. Shann, S. H. Rogstad, *Metal content of dandelion (Taraxacum officinale) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter*, in Science of the Total Environment, 281, 1-3, 2001, pp. 63 - 78: “*A positive, significant correlation was detected between soil concentrations of each metal and measures of PM10 at a site, signifying that airborne particulate matter is a*



Nel 2013, un team di scienziati cinesi ha esaminato le rispettive capacità di assorbimento fogliare di differenti piante, con lo scopo di evidenziare quali possono essere le più adatte da piantare nella realizzazione di *green wall*. I ricercatori, in merito, hanno concluso che le specie con un'ampia superficie fogliare ed un'elevata aspettativa di vita, come le conifere o gli alberi sempreverdi, sono particolarmente efficienti nel catturare le polveri sottili<sup>51</sup>. Un recente studio italiano, inoltre, è arrivato a quantificare la migliore resa delle sempreverdi rispetto alle decidue, affermando che le prime sono in grado di rimuovere il PM10 con un'efficienza maggiore del 15%-22%<sup>52</sup>. Scontato aggiungere che, tra le sempreverdi, le specie più efficaci sono quelle le cui foglie presentano una minima "ruvidità"<sup>53</sup>, "peluria"<sup>54</sup>, copertura di cera<sup>55</sup> e, in particolar modo tra queste, le conifere<sup>56</sup>. Inoltre, nella scelta delle possibili piante, è importante rammentare quanto dimostrato dai vari studi scientifici: spesso, in condizioni di *street canyon*, l'alta vegetazione tipica, ad esempio, di un viale alberato rischia di imprigionare l'inquinamento sottostante, impedendo un'adeguata ventilazione. Per ovviare a tale inconveniente, risulta invece utile installare *green wall*, che possono consistere in strutture su cui crescere piante rampicanti oppure, più semplicemente, in siepi<sup>57</sup>.

In merito alle *green wall*, la ricercatrice italiana Katia Perini, nel suo studio "Progettare il verde in città", datato 2013, focalizzandosi sulle piante rampicanti, ha evidenziato che:

*"Le piante rampicanti sono in grado di intrappolare e concentrare, all'interno della trama delle foglie, le polveri sottili e alcuni inquinanti da esse derivanti (Dunnet e Kingsbury, 2008). Ottel  et al. (2010) hanno concluso, nel loro studio sulla quantificazione del particolato rilevabile sull'Hedera helix, che una*

---

*good indicator of soil metal contamination."*

- 51 H. Wang, *Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species*, *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 7, 4, 2013, pp. 579 – 588: "Vegetation leaves can act as biological accumulator of PM, and species with large surface areas and/or long life spans, like conifer needles or evergreen tree leaves are especially effective in capturing PM. The ability of leaves to act as PM receptors depends upon their surface geometry, phyllotaxy, leaf pubescence, height and canopy structure, as well as prevailing meteorological conditions. Several studies have shown that different tree species have different PM retention amounts in particle accumulation processes".
- 52 F. Marando, E. Salvatori, L. Fusaro, F. Manes, *Removal of PM10 by forests as a nature-based solution for air quality improvement in the metropolitan city of Rome*, in *Forests*, 7, 150, 2016: "PM10 removal efficiency (Mg ha<sup>-1</sup>) was 15%-22% higher in evergreen than in deciduous species." In merito, si veda anche L. Tyrva inen, S. Pauleit, K. Seeland, S. de Vries, *Urban forests and trees, a reference book*, a cura di C. C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. B. Randrup, J. Schipperijn, 2005, p. 93: "evergreen tree species, and in particular conifers, filter more dust than deciduous species".
- 53 K. P. Beckett, P. Freer-Smith, G. Taylor, *Id.*: "Among the broad-leaved species studied, those with rough leaf surface are most effective at capturing particles."
- 54 K. Dzierzanowski, S. W. Gawronski, "Use of trees for reducing particulate matter pollution in air", in *Challenges of Modern Technology*, 2, 1, 2011, p. 69 - 73: "Leaves of some species are equipped with specific morphological features like trichomes (leaf hair) that may increase the number of captured particles."
- 55 A. S eb , R. Popek, B. Nawrot, H. M. Hanslin, H. Gawronska, S. W. Gawronski, *Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surface*, in *Science of the Total Environment*, 427 - 428, 2012, pp. 347 - 354: si osserva che specie quali pino mugo, pino silvestre, tasso e betulla risultano particolarmente efficienti nel trattenere il particolato: "Pinus mugo and Pinus sylvestris, Taxus media and Taxus baccata, Stephanandra incisa and Betula pendula were efficient species in capturing PM.(...) Important traits for PM accumulation were leaf properties such as hair and wax cover."
- 56 Nota *Supra*, L. Tyrva inen, et al.
- 57 K. V. Abhijith, et al., *Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environment – A review*, *Id.*: "In a street canyon environment, high-level vegetation canopies (trees) led to a deterioration in air quality, while low-level green infrastructure (hedges) improved air quality conditions."





facciata rivestita da questo rampicante è in grado di raccogliere particelle PM10 e PM2,5 a diverse altezze. Molte piante rampicanti, oltre all'*Hedera helix*, possono costituire una perfetta superficie di ancoraggio per le particelle aeree. Kohler (1993) ha mostrato che la capacità di intrappolare le polveri sottili è proporzionale alla superficie delle foglie rispetto alla superficie del muro. Questo rapporto può essere espresso tramite l'indice di superficie della foglia. Per esempio, considerando il suo studio sull'*Hedera helix* e sul *Parthenocissus Tricuspidata* (n.d.r.: vite americana), queste specie risultano più efficaci del *Parthenocissus quinquefolia*. Dunque, in presenza di una facciata verde, le polveri sottili che aderiscono alla superficie delle foglie non restano sospese in aria e quindi non sono inalate dai cittadini. Vengono, invece, immagazzinate per essere poi dilavate dagli eventi atmosferici”<sup>58</sup>.

Ciò premesso, anche le piante utilizzate negli esempi citati nel capitolo precedente appartengono spesso al genere comunemente noto come edera.

Nello specifico, considerando il territorio della pianura Padana, si ritiene che la pianta ideale debba rispondere ai seguenti requisiti:

- sempreverde, con ottima rusticità;
- vigorosità;
- fitta superficie fogliare.

Con riferimento al primo requisito, vengono meno già molte piante candidate. La menzionata *Parthenocissus Tricuspidata* (Vite americana), ad esempio, è una pianta decidua. E' incapace, pertanto, di offrire utilità durante la stagione invernale, momento dell'anno più critico per l'inquinamento da polveri sottili. Vi sono, poi, piante definite semi-decidue, dotate di una non elevata rusticità. Un esempio è *Lonicera Caprifolium* o *Trachelospermum jasminoides* (rispettivamente Caprifoglio comune e falso Caprifoglio), che mal sopportano le intense gelate invernali, presentando sulle foglie piccole e diffuse bruciature o perdendo parzialmente le foglie. Così anche *Akebia Quinata*, pianta di grande vigore che tende, però, a perdere le foglie nei periodi più freddi dell'anno.

La vigorosità della pianta è un altro elemento fondamentale. Questa, infatti, deve essere in grado di crescere velocemente, nell'ottica di rivestire in un tempo relativamente breve ampie superfici.

Infine, risulta essenziale che la pianta presenti una fitta superficie fogliare. Piante come *Clematis Armandii* (Clematide Armandii) sempreverde rustica dall'incredibile vigore, presenta una rada presenza di foglie, collocate ad una distanza media di circa 20 cm l'una dall'altra.

L'edera, al contrario, soddisfa tutti i citati requisiti. Pianta sempreverde dall'estrema rusticità (sopporta gelate fino a - 25°C), presenta una fitta superficie fogliare e, a seconda della specie, una considerevole dimensione della singola foglia. In un paio d'anni, inoltre, è capace di tappezzare agevolmente fino a 2mq di superficie. Le specie possono essere differenti, dall'*Hedera Helix* all'*Hedera Colchica*, all'*Hedera Ibernica*. In linea di massima, rusticità e vigore accomunano le specie citate. La sola distinzione si presenta nel colore del fogliame e, con variazioni non rilevanti, nella dimensione della foglia.

---

58 K. Perini, *Progettare il verde in città*, 2003, p. 123, Milano.

Già diversi studi, peraltro, hanno preso in considerazione l'edera quale specie ideale per filtrare gli inquinanti presenti nell'aria. In merito, uno studio posto in essere dalla società tedesca Helix-Pflanzen GmbH in collaborazione con l'Università di Wuppertal, pubblicato nel 2008, ha determinato la capacità di filtraggio dell'*Hedera Helix* "Wörner". I risultati dello studio hanno confermato che tale specie è infatti capace di trattenere significativamente il particolato sottile sulla superficie delle foglie, per poi rilasciarlo, diluito, con il dilavamento piovano<sup>59</sup>.

Ancora, nel 2010, un ulteriore studio ha concluso affermando che l'edera agisce quale filtro del particolato sottile trattenendo con efficacia anche particelle fini di PM<sub>2,5</sub> e ultra fini di PM<sub>1</sub>; riduce, quindi, l'esposizione umana a sindromi respiratorie causate dall'inquinamento prodotto dai veicoli e, nel contempo, è capace di proteggere l'integrità di antichi manufatti su cui sviluppa i suoi steli<sup>60</sup>.

L'edera, peraltro, non solo si presta perfettamente ad una crescita verticale, tipica delle *green wall*, ma funge parimenti da eccellente pianta tappezzante a crescita orizzontale, così divenendo una candidata ideale per la creazione di *green roof*.

Da ultimo, pare conveniente rammentare che l'edera già cresce spontaneamente nel nord Italia e, qualora sia acquistata, è per certo una delle piante più economiche sul mercato.

Alla luce di quanto esposto, è possibile concludere che, tra le possibili piante rampicanti, l'edera rappresenta la soluzione più conveniente per la piantumazione di *green wall* e *green roof* nel territorio trevigiano.

## 5. Il particolato a Treviso

Il presente capitolo si prefigge, a conclusione del Memorandum, di esaminare le criticità relative alla concentrazione di polveri sottili nell'atmosfera della regione Veneto e, nello specifico, nel capoluogo trevigiano.

E' ormai da anni che la città di Treviso, così come altri comuni della Pianura padana<sup>61</sup>, sfiora regolarmente il valore limite giornaliero per la salute umana di 50 µg/m<sup>3</sup> di PM<sub>10</sub>, da non superare più di 35 volte all'anno, come prescritto dal D.Lgs. 155/2010. Nel perdurare di tale situazione di illegalità, la Commissione europea ha avviato una procedura di infrazione ai danni dell'Italia<sup>62</sup>, concernente la cattiva applicazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria. La gravità di tale situazione è peraltro un dato ben noto da ormai più di un

59 Reznik, G. and Schmidt, *Reduction of emissions by vegetation – dry collection and wet resuspension of fine dust particles on ivy*. GRdL 69, 10, 2009, p. 434 – 438: "*Hedera helix* 'Wörner' contributes to the particulate matter separation. This is characterised by a rain-induced leaf cleaning. *Hedera helix* 'Wörner' can significantly collect fine dust on its leaf surface. Particles < 5µm were deposited during low water flow velocity. If there is enough rain water and drop energy, particles > 5µm will be washed off the leaf surface".

60 T. Stenberg, H. Viles, A. Cathersides, M. Edwards, *Dust particulate absorption by ivy (hedera helix l.) on historic walls in urban environments*, in Science of the Total Environment, 409, 1, 2010, pp. 162 - 168: "*Results showed that ivy acts as a 'particle sink', absorbing particulate matter, particularly in high-traffic areas. It was effective in adhering fine (< 2.5 µm) and ultra-fine (< 1 µm) particles at densities of up to 2.9 × 10<sup>10</sup> per m<sup>2</sup>. Our findings suggest that through absorbing pollutant particles ivy can retard bio-deteriorative processes on historic walls and reduce human exposure to respiratory problems caused by vehicle pollutants*".

61 Nel 2015, il 100% dell'aree urbane situate in Veneto (Padova, Vicenza, Verona, Venezia, Treviso, Rovigo) hanno superato il valore limite giornaliero. In <http://arpa.veneto.it>



decennio: già nel 2004, i telerilevamenti svolti dall'Agenzia Spaziale Europea, ESA, evidenziavano come l'inquinamento della Pianura padana fosse il più importante d'Europa ed il quarto al mondo per estensione<sup>63</sup>.

Prima di svolgere qualsiasi considerazione inerente alle concentrazioni di polveri sottili sul territorio locale, è doveroso rammentare che il Veneto è una delle regioni più densamente popolate d'Italia e, invero, d'Europa, con poco meno di 5 milioni di abitanti residenti e una densità abitativa pari a 267 abitanti per chilometro quadrato. La provincia di Treviso, in particolare, è la seconda provincia più popolosa del Veneto, dopo quella di Padova, con una popolazione di 885.972 residenti ed una densità abitativa di 357 abitanti per chilometro quadrato<sup>64</sup>. E' poi fondamentale osservare che, a differenza di altre grandi pianure europee, fatta eccezione per la provincia di Belluno, il Veneto risulta quasi completamente coltivato, così come l'intera Pianura padana, lasciando ben pochi spazi a boschi e foreste. Le due citate condizioni ambientali di fondo, già da sole, creano a ben vedere premesse favorevoli alla concentrazione di inquinanti derivanti dall'attività umana.

Delineato lo scenario di riferimento, esaminando ora i dati quotidianamente registrati dalle stazioni di rilevamento dell'Arpav, si può agevolmente osservare che gli sforamenti del valore limite giornaliero di PM10 poc'anzi menzionato si verificano specialmente nella stagione autunnale - invernale. Le ragioni di tale tendenza sono molteplici.

Innanzitutto, l'incremento delle concentrazioni di polveri sottili nei mesi più freddi dell'anno può essere imputato ad una causa meteorologica. Come osservato in diversi studi, infatti, in estate l'atmosfera tende ad essere particolarmente instabile a causa dell'aumento delle radiazioni solari<sup>65</sup> e della variabilità dei venti; ciò favorisce un rimescolamento delle correnti ad un'altitudine elevata con conseguente dispersione delle polveri sottili. In inverno, di contro, il riscaldamento della superficie terrestre è minore e le turbolenze in atmosfera tendono a diminuire, creando condizioni di maggiore stabilità che impediscono la dispersione del particolato negli strati superiori della troposfera<sup>66</sup>. In tale situazione di "quiete

62 Procedura di infrazione n. 2014/2147 dell'11 luglio 2014, recepita in Senato con la Procedura di infrazione n. 94.

63 ESA, *Observing the Earth, Air Pollution Map*, in <http://esa.int>

64 Dati Istat 01/01/2017

65 Il fenomeno è strettamente legato alle dimensioni del c.d. *planet boundary layer* (PBL), lo strato di troposfera a contatto con la superficie terrestre che subisce l'influenza delle immissioni terrestri nel termine temporale di un'ora dall'immissione. In estate, a causa del riscaldamento della superficie terrestre e della ventilazione, il PBL aumenta di altezza, favorendo il rimescolamento degli inquinanti che sono poi dispersi nella troposfera. In inverno, invece, a causa del minore irraggiamento solare e della presenza di venti sono i 2m/s, lo strato di PBL diventa molto più basso e compatto, rimbalzando le emissioni di inquinanti verso la terra ed impedendo il rimescolamento degli stessi verso la troposfera. Si veda, in merito, I. Barnpadimos, C. Hueglin, J. Keller, S. Henne, A. S. H. Prevot, *Influence of meteorology on PM10 trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008*, in *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11, pp. 1813 - 1835: "A possible explanation is that strong net irradiance contributes to large sensible heat flux which in turn drives the formation of deeper atmospheric boundary layers."

66 S. Bathmanabhan, S. Nagendra, S. Madanayak, *Analysis and interpretation of particulate matter - PM10, PM2,5 and PM1 emissions from the heterogeneous traffic near an urban roadway*, in *Atmospheric Pollution Research*, 1, 3, 2010, pp. 184 - 194: lo studio, svolto nella città di Chennai, India, conclude affermando che: "During summer, the atmosphere is highly unstable (turbulent) because of increased solar radiation, wind speed and frequent changes in wind directions. This also results in an increase in mixing height and so enhances the dispersion of PM emissions. (...) Further, in winter months, winds are relatively calm (wind speed is less than 0.27 m/s). These prevailing calm conditions favoured more stable atmospheric conditions, consequently reducing the dispersion of particulate matter. Thus, meteorological conditions in winter months resulted in higher PM levels in Chennai. In summer months, the increase in wind speed and temperature bring down PM concentrations remarkably."

meteorologica", le concentrazioni di polveri sottili possono drasticamente aumentare rispetto ai livelli standard<sup>67</sup>. Sulla scorta di tale principio, è anche possibile giustificare il fatto che i picchi di concentrazioni di polveri sottili "ad altezza uomo" si registrano tendenzialmente nelle ore serali della giornata, quando appunto il riscaldamento della superficie terrestre è minore e minori sono quindi le turbolenze che scaturiscono e permetterebbero il rimescolamento degli inquinanti nell'atmosfera. Il fenomeno è anche stato dimostrato *a contrario*, svolgendo misurazioni aeree e constatando che ad un'altitudine compresa tra i 300 e i 1000m. di altezza dal suolo si misurano concentrazioni di polveri sottili più elevate nelle ore del pomeriggio rispetto alle ore mattutine, a causa dell'incremento delle turbolenze atmosferiche<sup>68</sup>.

Il minore rimescolamento degli inquinanti nel primo strato di atmosfera, inoltre, di per sé tipico della stagione fredda, risulta poi accentuato in Pianura padana, dove le Alpi rappresentano un ostacolo all'entrata dei venti settentrionali. In Veneto, in particolare, le uniche circostanze capaci di alterare la situazione di stasi meteorologica invernale sono l'ingresso di venti di bora da nord-est ovvero le precipitazioni, spesso associate all'entrata di venti di scirocco.

Veniamo, quindi, all'analisi delle fonti di emissione del particolato.

Secondo i dati presentati nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (INEMAR 2013)<sup>69</sup>, le emissioni di polveri nell'atmosfera veneta derivanti da combustione non industriale sono pari al 68% per il PM10 e 73% per il PM2,5. Le emissioni derivanti da trasporto su strada, invece, si collocano al secondo posto per rilevanza, con un contributo pari al 13% per PM10 e 12% per PM2,5<sup>70</sup>. A mero titolo comparativo, nella regione Lombardia il 44% delle emissioni di PM10 è imputabile a combustione non industriale mentre il 25% deriva da traffico su strada<sup>71</sup>. Trattasi di dati medi relativi all'intero territorio delle regioni. E' chiaro che, considerando nello specifico i grandi agglomerati urbani, le percentuali possano discostarsi

---

67 H. K. Elminir, *Dependence of urban air pollutants on meteorology*, in *Science of the Total Environment*, 350, 2005, pp. 225 - 237.

68 L. Si-Jia, W. Dongsheng, L. Xiao-Bing, W. Zhanyong, G. Ya, P. Zhong-Ren, *Three-dimensional distribution of fine particulate matter concentrations and synchronous meteorological data measured by an unmanned aerial vehicle (UAV) in Yangtze River Delta, China*, in *Atmospheric Measurement Techniques*, 2016, 10.5194/amt-2016-57, pp. 1 - 19: svolgendo diverse misurazione con un dispositivo aereo (UAV, unmanned aerial vehicle), si è concluso che: "*The PBL height is relatively low at night and in the early morning. (...) This leads to a fact that the PM2.5 near the ground cannot be transported to the high altitude. (...) With the PBL height increasing rapidly in the morning and reaching its peak value in the afternoon, atmosphere convection is strengthened. Thus, PM2.5 near the ground and in the high altitude is mixed and its concentration vertical distribution in afternoon flights tends to be homogeneous. (...) The PM2.5 concentration average at 300-1000 m altitude in the afternoon is higher than in the morning, likely reflecting atmospheric turbulence contribution to particulate matter concentration in the afternoon*".

69 *Inventario regionale delle emissioni in atmosfera INEMAR Veneto 2013*, Arpav, consultabile in [http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/file-e-allegati/relazione-inemar-veneto-2013-re/RELAZIONE%20GENERALE%20-%20INEMAR%20Veneto%202013\\_RE.pdf](http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/file-e-allegati/relazione-inemar-veneto-2013-re/RELAZIONE%20GENERALE%20-%20INEMAR%20Veneto%202013_RE.pdf)

70 Tali dati sono indicativamente in linea con quelli registrati in tutto il territorio nazionale. In merito, si veda *Emissioni di particolato (PM10): trend e disaggregazione settoriale - Edizione 2016*, ISPRA AMBIENTE, in <http://annuario.isprambiente.it>, dove si evidenzia come il settore del trasporto su strada contribuisce alle emissioni totali con una quota emissiva del 13,1% nel 2014.

71 INEMAR - ARPA Lombardia, *INEMAR, Inventario Emissioni in Atmosfera: emissioni in Regione Lombardia nell'anno 2014 - revisione pubblica*. ARPA Lombardia Settore Monitoraggi Ambientali, 2017.



dal trend presentato. A Londra, ad esempio, si stima che più dell'80% delle emissioni di PM derivi dal traffico su strada<sup>72</sup> mentre ad Atene la percentuale equivale a circa il 66,5%<sup>73</sup>.

Tornando alla regione Veneto, il rapporto INEMAR 2013 specifica che, nel macrosettore delle emissioni di PM10 derivante da traffico su strada, come sopra quantificato, il 46% delle emissioni è attribuito alle automobili, il 23% ai mezzi leggeri ed il 24% ai mezzi pesanti. Le strade extraurbane, per i motivi già enunciati, contribuiscono al 43% delle emissioni di PM10, rispetto al 28% delle autostrade ed al 29% delle strade urbane.

Nel macrosettore delle combustioni non industriali, il bilancio regionale delle emissioni di PM in atmosfera è fortemente influenzato dal contributo della combustione in ambito residenziale di biomasse legnose, che da sole contribuiscono al 99% delle emissioni di polveri sottili. In dettaglio, l'INEMAR afferma che il 46% delle emissioni di PM10 nell'ambito delle combustioni non industriali deriva dall'uso della stufa tradizionale a legna, mentre il 21% deriva da stufa o caldaia innovativa. Tale circostanza giustifica ulteriormente il fatto che gli sforamenti del valore giornaliero limite di PM10 siano concentrati nel periodo autunnale - invernale, in presenza, quindi, della combinazione riscaldamento urbano - minore rimescolamento degli inquinanti nel primo strato atmosferico a causa della diffusa stabilità meteorologica.

Le percentuali sopra menzionate appaiono, peraltro, tendenzialmente superiori alla media dei paesi industrializzati; negli Stati Uniti, ad esempio, solo il 20%-30% circa delle concentrazioni di particolato sottile presente nell'atmosfera deriva da combustione di legna<sup>74</sup>.

Sul punto, un'indagine a campione CATI/CAWI<sup>75</sup> ha svelato che il 34% degli intervistati in Veneto utilizza biomassa legnosa come combustibile. Segnatamente, il 29% degli intervistati utilizza legna per riscaldare l'abitazione, il 2% per cucinare ed il 3% per uso misto.

Si prenda ora in considerazione il domicilio degli intervistati.

	Utilizzatori frequenti legna	Campione totale	% ut freq legna	Famiglie utilizzatrici	Universo famiglie
Verona	395	1,802	22%	81,130	370,118
Vicenza	569	1,699	33%	115,161	343,864
Belluno	454	700	65%	60,846	93,816
Treviso	547	1,698	32%	112,100	347,980
Venezia	302	1,601	19%	68,065	360,834
Padova	477	1,802	26%	98,203	370,990
Rovigo	158	702	23%	22,600	100,411
<b>Totale</b>	<b>2,902</b>	<b>10,004</b>		<b>558,105</b>	<b>1,988,013</b>

72 Department of Transport, UK, Sources of particulate matter in urban areas: TRAMAQ Project UG 250, Id., p. 2: "In London, it is estimated that 80% of primary PM10 emitted is from road transport".

73 A. A. Economopoulou, A. P. Economopoulos, Air pollution in Athens basin and health risk assessment, in Environmental Monitoring and Assessment, 80, 2002, pp. 227 - 299.

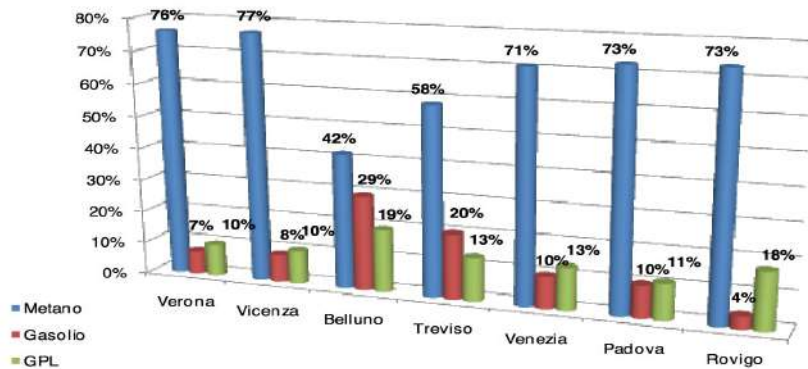
74 P. M. Fine, G. R. Cass, B. R. T. Simoneit, Organic compounds in biomass smoke from residential wood combustion: emissions characterization at a continental scale, in Journal of Geophysical Research, 107, D21, 2002, pp. 11-1 - 11-9: "Wood smoke in the atmosphere often accounts for 20-30% of the ambient fine-particle concentrations (...) According to the U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) 34% of the total nonfugitive dust PM2.5 emissions in the United States during calendar year 1995 came from biomass combustion sources, with 36% of that figure coming from residential wood combustion".

75 "Realizzazione di uno studio conoscitivo sul consumo di legna nel settore domestico mediante indagine di mercato telefonica", tecnica CATI/CAWI, realizzata da A.T.I. Mediacom S.p.A. e Focus Marketing S.r.l., 2013.

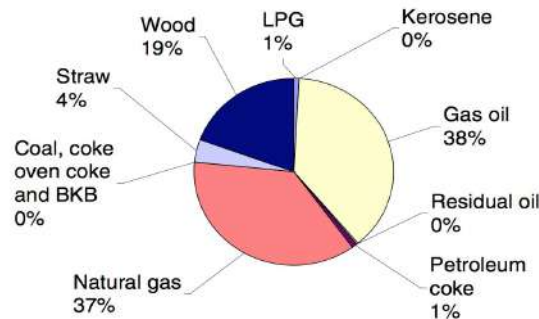


Escludendo la città di Belluno, che verosimilmente presenta un'elevata percentuale di famiglie utilizzatrici di legna a causa delle caratteristiche territoriali, storiche ed economiche del sito, Treviso risulta tra le città venete dove si consuma più legna da ardere per uso domestico, a pari merito con Vicenza.

Sempre sulla scorta dei dati dell'indagine CATI/CAWI, osservando la seguente figura, si può desumere come Treviso sia la città veneta con il minore utilizzo di metano, dopo Belluno.



Sulla base dei dati menzionati, può essere curioso svolgere un paragone tra la regione Veneto, dove vivono poco più di 4,9 milioni di residenti e lo stato della Danimarca che ospita 5,6 milioni di residenti. Come appare dalla seguente figura, il consumo di biomassa legnosa per uso domestico in Danimarca ammontava, nel 2002, al 19%<sup>76</sup>.



Risulta singolare che la Danimarca, nazione notoriamente caratterizzata da temperature più rigide rispetto a quelle della regione Veneto, abbia un consumo di biomassa legnosa ad uso domestico pari solo al 19%, rispetto al 34% relativo alla regione Veneto.

Ancora, esaminando i dati raccolti nel Bilancio Energetico Nazionale<sup>77</sup>, si evince chiaramente che i consumi domestici e civili di biomasse<sup>78</sup> in Italia sono incrementati di circa sette volte, dal 1998 al 2013, con una netta ascesa negli ultimi anni.

76 J. B. Illerup, M. Nielsen, *Improved PM emission inventory for residential wood combustion*, presentato in occasione del "PM Emission Inventories Scientific Workshop", Lago Maggiore, 18 ottobre 2004.

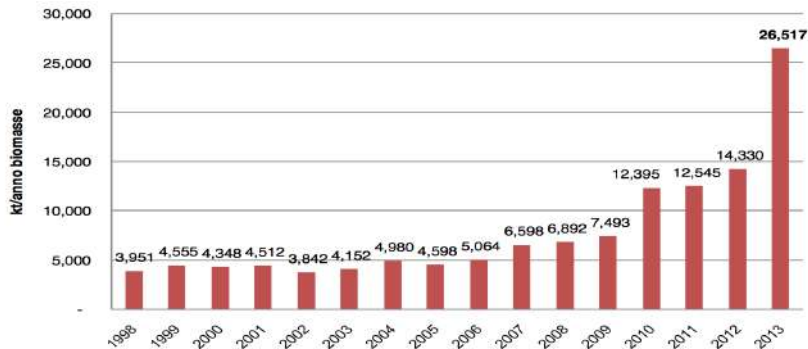
77 MSE, 2014

78 Con il termine "biomasse legnose" si allude, in tale documento, alla legna contabilizzata da raccolta da bosco e fuori bosco, alle biomasse utilizzate per la produzione termoelettrica e il biodiesel.





ROCKING MOTION



Ciò posto, è opportuno sottolineare che il 71% delle emissioni di particolato derivanti dalla combustione di biomassa legnosa è costituito da benzo(a)pirene<sup>79</sup>, composto classificato come cancerogeno di classe 1<sup>80</sup>.

A conferma che il benzo(a)pirene è strettamente legato alla combustione residenziale, si prenda in considerazione la seguente figura, dove si pongono a confronto i dati relativi alle concentrazioni di benzo(a)pirene nel PM10, espresse in ng/m<sup>3</sup>, nel corso degli anni 2010, 2011, 2012<sup>81</sup>.

<sup>79</sup> Indagine sul consumo domestico di biomasse legnose in Veneto, Risultati dell'indagine campionaria e stima delle emissioni in atmosfera, Arpav, ottobre 2016.

<sup>80</sup> L'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) di Lione ha stilato dei criteri di classificazione condivisi dalla comunità scientifica internazionale. Rientrano nella classe 1 gli agenti che presentano sufficiente evidenza di elevata cancerogenicità nell'uomo.

<sup>81</sup> Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), dati consultabili su [www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)



ROCKING MOTION

2010

2011

2012

Data	Valore
03/01/2010 00:00	38
06/01/2010 00:00	17
09/01/2010 00:00	17
12/01/2010 00:00	17
15/01/2010 00:00	34
18/01/2010 00:00	34
21/01/2010 00:00	37
24/01/2010 00:00	37
27/01/2010 00:00	35
30/01/2010 00:00	35
02/02/2010 00:00	35
05/02/2010 00:00	27
08/02/2010 00:00	27
11/02/2010 00:00	16
14/02/2010 00:00	16
17/02/2010 00:00	12
20/02/2010 00:00	12
23/02/2010 00:00	07
26/02/2010 00:00	07
01/03/2010 00:00	12
04/03/2010 00:00	12
07/03/2010 00:00	12
10/03/2010 00:00	2,00
13/03/2010 00:00	12
16/03/2010 00:00	11
19/03/2010 00:00	11
22/03/2010 00:00	03
25/03/2010 00:00	03
28/03/2010 00:00	03
31/03/2010 00:00	04
03/04/2010 00:00	04
06/04/2010 00:00	04
09/04/2010 00:00	04
12/04/2010 00:00	04
15/04/2010 00:00	02
18/04/2010 00:00	02
21/04/2010 00:00	01
24/04/2010 00:00	01
27/04/2010 00:00	01
03/05/2010 00:00	01
06/05/2010 00:00	01
09/05/2010 00:00	01
12/05/2010 00:00	01
15/05/2010 00:00	01
18/05/2010 00:00	01
21/05/2010 00:00	01
24/05/2010 00:00	01
27/05/2010 00:00	01
30/05/2010 00:00	01
01/06/2010 00:00	01
02/06/2010 00:00	01
05/06/2010 00:00	01
08/06/2010 00:00	01
11/06/2010 00:00	01
14/06/2010 00:00	01
17/06/2010 00:00	01
19/06/2010 00:00	01
20/06/2010 00:00	01
23/06/2010 00:00	01
26/06/2010 00:00	01
29/06/2010 00:00	01
02/07/2010 00:00	01
05/07/2010 00:00	01
08/07/2010 00:00	01
11/07/2010 00:00	01
14/07/2010 00:00	01
17/07/2010 00:00	01
20/07/2010 00:00	01
23/07/2010 00:00	01
26/07/2010 00:00	01
29/07/2010 00:00	01
01/08/2010 00:00	01
04/08/2010 00:00	01
07/08/2010 00:00	01
09/08/2010 00:00	01
10/08/2010 00:00	04
13/08/2010 00:00	01
16/08/2010 00:00	01
19/08/2010 00:00	01
22/08/2010 00:00	01
31/08/2010 00:00	01
01/09/2010 00:00	01
03/09/2010 00:00	01
06/09/2010 00:00	01
09/09/2010 00:00	01
12/09/2010 00:00	01
15/09/2010 00:00	01
18/09/2010 00:00	01
21/09/2010 00:00	02
24/09/2010 00:00	02
27/09/2010 00:00	02
30/09/2010 00:00	02
03/10/2010 00:00	02
06/10/2010 00:00	02
09/10/2010 00:00	02
12/10/2010 00:00	05
15/10/2010 00:00	05
18/10/2010 00:00	18
21/10/2010 00:00	18
24/10/2010 00:00	18
27/10/2010 00:00	18
30/10/2010 00:00	18
01/11/2010 00:00	18
02/11/2010 00:00	19
05/11/2010 00:00	19
08/11/2010 00:00	19
11/11/2010 00:00	28
14/11/2010 00:00	28
17/11/2010 00:00	13
20/11/2010 00:00	13
23/11/2010 00:00	25
26/11/2010 00:00	25
29/11/2010 00:00	24
02/12/2010 00:00	24
05/12/2010 00:00	24
08/12/2010 00:00	47
11/12/2010 00:00	47
14/12/2010 00:00	47
17/12/2010 00:00	47
20/12/2010 00:00	47
23/12/2010 00:00	06
26/12/2010 00:00	06
29/12/2010 00:00	92

Data	Valore
01/01/2011 00:00	92
04/01/2011 00:00	4,76
05/01/2011 00:00	4,76
06/01/2011 00:00	13,54
07/01/2011 00:00	13,54
10/01/2011 00:00	2,71
13/01/2011 00:00	2,71
16/01/2011 00:00	2,71
19/01/2011 00:00	2,32
22/01/2011 00:00	2,32
25/01/2011 00:00	2,61
28/01/2011 00:00	2,61
03/02/2011 00:00	5,99
06/02/2011 00:00	5,99
09/02/2011 00:00	3,72
12/02/2011 00:00	3,72
15/02/2011 00:00	2,27
18/02/2011 00:00	2,27
21/02/2011 00:00	2,27
24/02/2011 00:00	1,67
27/02/2011 00:00	1,67
02/03/2011 00:00	1,67
08/03/2011 00:00	1,72
11/03/2011 00:00	1,72
14/03/2011 00:00	0,44
17/03/2011 00:00	0,44
20/03/2011 00:00	0,44
23/03/2011 00:00	0,76
26/03/2011 00:00	0,76
29/03/2011 00:00	0,27
01/04/2011 00:00	0,27
04/04/2011 00:00	0,14
07/04/2011 00:00	0,14
10/04/2011 00:00	0,14
13/04/2011 00:00	0,22
16/04/2011 00:00	0,22
19/04/2011 00:00	0,22
22/04/2011 00:00	0,09
25/04/2011 00:00	0,09
28/04/2011 00:00	0,07
01/05/2011 00:00	0,07
04/05/2011 00:00	0,06
07/05/2011 00:00	0,06
10/05/2011 00:00	0,04
13/05/2011 00:00	0,04
16/05/2011 00:00	0,04
19/05/2011 00:00	0,03
22/05/2011 00:00	0,03
25/05/2011 00:00	0,02
28/05/2011 00:00	0,02
31/05/2011 00:00	0,02
03/06/2011 00:00	0,02
06/06/2011 00:00	0,02
09/06/2011 00:00	0,02
12/06/2011 00:00	0,02
15/06/2011 00:00	0,01
18/06/2011 00:00	0,01
21/06/2011 00:00	0,01
24/06/2011 00:00	0,01
27/06/2011 00:00	0,01
30/06/2011 00:00	0,01
03/07/2011 00:00	0,01
06/07/2011 00:00	0,01
09/07/2011 00:00	0,01
12/07/2011 00:00	0,01
15/07/2011 00:00	0,01
18/07/2011 00:00	0,01
21/07/2011 00:00	0,01
24/07/2011 00:00	0,01
27/07/2011 00:00	0,02
30/07/2011 00:00	0,02
01/08/2011 00:00	0,02
02/08/2011 00:00	0,02
05/08/2011 00:00	0,03
08/08/2011 00:00	0,03
11/08/2011 00:00	0,01
14/08/2011 00:00	0,01
17/08/2011 00:00	0,01
20/08/2011 00:00	0,01
23/08/2011 00:00	0,01
26/08/2011 00:00	0,01
29/08/2011 00:00	0,01
01/09/2011 00:00	0,02
03/09/2011 00:00	0,02
06/09/2011 00:00	0,02
09/09/2011 00:00	0,01
12/09/2011 00:00	0,01
15/09/2011 00:00	0,01
18/09/2011 00:00	0,09
21/09/2011 00:00	0,09
24/09/2011 00:00	0,09
27/09/2011 00:00	0,12
30/09/2011 00:00	0,12
03/10/2011 00:00	0,01
06/10/2011 00:00	0,13
09/10/2011 00:00	0,13
12/10/2011 00:00	0,65
15/10/2011 00:00	0,65
18/10/2011 00:00	0,65
21/10/2011 00:00	1,03
24/10/2011 00:00	1,03
27/10/2011 00:00	1,15
30/10/2011 00:00	1,15
01/11/2011 00:00	3,23
03/11/2011 00:00	3,23
06/11/2011 00:00	2,47
09/11/2011 00:00	2,47
12/11/2011 00:00	2,32
15/11/2011 00:00	2,32
18/11/2011 00:00	6,31
21/11/2011 00:00	6,31
24/11/2011 00:00	4,4
27/11/2011 00:00	4,4
30/11/2011 00:00	7,93
01/12/2011 00:00	7,93
03/12/2011 00:00	7,93
06/12/2011 00:00	6,13
09/12/2011 00:00	6,13
12/12/2011 00:00	4,71
15/12/2011 00:00	4,71
18/12/2011 00:00	4,71
21/12/2011 00:00	9,56
24/12/2011 00:00	9,56
27/12/2011 00:00	9,56

Data	Valore
02/01/2012 00:00	5,95
05/01/2012 00:00	6,36
06/01/2012 00:00	6,36
08/01/2012 00:00	6,36
11/01/2012 00:00	6,22
14/01/2012 00:00	6,22
17/01/2012 00:00	11,65
20/01/2012 00:00	11,65
23/01/2012 00:00	11,65
26/01/2012 00:00	5,54
28/01/2012 00:00	5,54
31/01/2012 00:00	0,9
01/02/2012 00:00	0,9
04/02/2012 00:00	0,9
07/02/2012 00:00	1,78
10/02/2012 00:00	1,78
13/02/2012 00:00	3,71
16/02/2012 00:00	3,71
19/02/2012 00:00	3,71
22/02/2012 00:00	3,46
25/02/2012 00:00	3,46
28/02/2012 00:00	2,2
02/03/2012 00:00	2,2
05/03/2012 00:00	2,7
08/03/2012 00:00	3,36
11/03/2012 00:00	3,36
14/03/2012 00:00	0,79
17/03/2012 00:00	0,79
20/03/2012 00:00	0,63
29/03/2012 00:00	0,18
01/04/2012 00:00	0,18
04/04/2012 00:00	0,1
07/04/2012 00:00	0,1
10/04/2012 00:00	0,39
13/04/2012 00:00	0,39
16/04/2012 00:00	0,39
19/04/2012 00:00	0,19
22/04/2012 00:00	0,19
25/04/2012 00:00	0,19
28/04/2012 00:00	0,19
01/05/2012 00:00	0,03
04/05/2012 00:00	0,03
07/05/2012 00:00	0,06
10/05/2012 00:00	0,06
13/05/2012 00:00	0,06
16/05/2012 00:00	0,06
19/05/2012 00:00	0,06
22/05/2012 00:00	0,04
25/05/2012 00:00	0,04
28/05/2012 00:00	0,04
31/05/2012 00:00	0,04
01/06/2012 00:00	0,01
03/06/2012 00:00	0,01
06/06/2012 00:00	0,02
09/06/2012 00:00	0,02
12/06/2012 00:00	0,02
15/06/2012 00:00	0,02
18/06/2012 00:00	0,02
24/06/2012 00:00	0,02
27/06/2012 00:00	0,01
30/06/2012 00:00	0,01
02/07/2012 00:00	0,01
03/07/2012 00:00	0,01
06/07/2012 00:00	0,01
09/07/2012 00:00	0,01
12/07/2012 00:00	0,01
15/07/2012 00:00	0,01
18/07/2012 00:00	0,03
21/07/2012 00:00	0,03
24/07/2012 00:00	0,03
27/07/2012 00:00	0,01
30/07/2012 00:00	0,01
02/08/2012 00:00	0,01
05/08/2012 00:00	0,01
08/08/2012 00:00	0,01
11/08/2012 00:00	0,01
14/08/2012 00:00	0,01
17/08/2012 00:00	0,01
20/08/2012 00:00	0,01
23/08/2012 00:00	0,03
26/08/2012 00:00	0,03
29/08/2012 00:00	0,02
31/08/2012 00:00	0,02
01/09/2012 00:00	0,02
04/09/2012 00:00	0,04
07/09/2012 00:00	0,04
10/09/2012 00:00	0,04
13/09/2012 00:00	0,04
16/09/2012 00:00	0,04
19/09/2012 00:00	0,07
22/09/2012 00:00	0,07
25/09/2012 00:00	0,07
28/09/2012 00:00	0,11
01/10/2012 00:00	0,11
03/10/2012 00:00	0,06
04/10/2012 00:00	0,06
07/10/2012 00:00	0,12
08/10/2012 00:00	0,12
13/10/2012 00:00	0,45
15/10/2012 00:00	0,45
16/10/2012 00:00	0,45
19/10/2012 00:00	0,37
22	

Come si evince dal confronto, è manifesto che i valori di benzo(a)pirene nel PM10 sono tendenzialmente superiori al valore obiettivo medio annuo imposto dall'UE, pari a 1 ng/m<sup>3</sup>, nei mesi di gennaio, febbraio e marzo, per poi scendere durante i mesi centrali dell'anno e nuovamente risalire in autunno. Appare agevole, quindi, ipotizzare una correlazione tra emissioni di benzo(a)pirene nel particolato e riscaldamento domestico; in particolare, l'INEMAR afferma che il 98% delle emissioni regionali venete di benzo(a)pirene è attribuibile alla combustione non industriale e, nello specifico, alla combustione di impianti residenziali a legna<sup>82</sup>.

Ulteriore microinquinante presente nel particolato e derivante prevalentemente dalla combustione non industriale è il cadmio. Segnatamente, l'INEMAR afferma che il 55% delle emissioni totali regionali venete di cadmio è attribuibile alla fonte della combustione non industriale, mentre il 5% al traffico su strada<sup>83</sup>.

Alla luce di quanto sopra, pertanto, è possibile concludere che il riscaldamento domestico derivante dalla combustione di biomassa legnosa rappresenta nella città di Treviso una delle primarie fonti di emissioni di particolato e, quindi, deve essere considerato non meno pericoloso delle comunemente note fonti di emissioni quali, ad esempio, il traffico su strada<sup>84</sup>.

In tale ottica, solo l'intervento della PA può risultare risolutore del problema dell'inquinamento da polveri sottili nella città di Treviso<sup>85</sup>. Appare quindi fondamentale che la PA legiferi in merito, imponendo ai cittadini trevigiani delle precise linee guida volte a disciplinare il fenomeno del riscaldamento domestico derivante da combustione di biomassa legnosa. Tali provvedimenti - si sottolinea - non sono rivolti ad imporre una restrizione del consumo di legna da ardere ma, piuttosto, mirano ad educare il cittadino sulle corrette modalità di combustione della biomassa legnosa.

Sul tema, può essere utile e curioso trarre ispirazione dal seguente passo dell'autore Lars Mytting, in *Norwegian Wood*, che narra come la Norvegia, uno degli stati con il più elevato consumo pro capite di legna destinata al riscaldamento domestico, abbia affrontato il problema relativo alle emissioni di polveri sottili:

*“Il vero problema ambientale del fuoco a legna, soprattutto, nelle aree urbane, è ciò che esce dai comignoli. C'è chi crede che da una casa riscaldata debba salire del fumo, ma non è proprio così. Come vedremo in seguito, il fumo è il gas ricco di energia che si trovava dentro al legno, quindi vedere un pennacchio salire da*

---

82 INEMAR, *Id.*: “Il benzo(a)pirene (BaP) è quasi totalmente emesso dal comparto della combustione non industriale”.

83 *Id.*, si veda Figura 16.

84 B. C. Boman, A. B. Forsberg, B. G. Jarvholm, *Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society*, in *Scandinavian Journal of Work, Environmental & Health*, 29, 4, 2003: pp. 251 - 260: “In comparison with the present general estimations for ambient particulate matter and adverse health effects, the relative risks were even stronger in the studies in which residential wood combustion was considered a major source of particulate matter. Thus there seems to be no reason to assume that the effects of particulate matter in areas polluted by wood smoke are weaker than elsewhere”.

85 Si considerino, in merito, le conclusioni a cui si è giunti in C. Borrego, J. Valente, A. Carvalho, E. Sà, M. Lopes, A. I. Miranda, *Contribution of residential wood combustion to PM10 levels in Portugal*, in *Atmospheric Environment*, 44, 5, 2010, pp. 642 - 651: “In summary, the regulation of the residential wood combustion sector is as an effective way to reduce the PM10 levels in the atmosphere as regards air quality plans and programs”.



*un comignolo equivale a veder sgorgare benzina incombusta dal tubo di scappamento di un'automobile.*

*In termini di emissioni, la differenza tra una combustione corretta ed una scorretta è colossale. Con una stufa a combustione pulita, alimentata con legna di qualità, è quasi impossibile capire dall'esterno se in casa c'è un fuoco acceso. Anzi, se la combustione è ottimale, per sentire odore di fumo bisogna letteralmente arrampicarsi sul tetto e cacciare la testa dentro il comignolo. Ogni potenziale inquinamento viene bruciato e convertito in calore. Se invece la combustione avviene nel modo sbagliato, può portare a una quantità sterminata di fumo e fuliggine, in grado di ammorbare un intero quartiere. Ma bastano pochi accorgimenti per ridurre drasticamente le emissioni di qualunque tipo di stufa o caminetto: è sufficiente acquistare legna di buona qualità e conoscerne i processi di combustione.*

*Nel 1982 è stato pubblicato un rapporto che ha sconvolto la Norvegia: nella cittadina di Elverum - che si trova in una delle contee a più alto consumo di legna, il Hedmark, ricco di pinete e con temperature che per lunghi periodi scendono fino a - 30°C - una misurazione della qualità dell'aria aveva dimostrato che le stufe, in termini di polveri sottili, inquinavano tanto quanto l'intero traffico automobilistico del centro di Oslo, che all'epoca girava su pneumatici chiodati, con benzina a piombo e senza marmitte catalitiche, o con motori diesel senza filtri antiparticolato.*

*L'origine del problema è stata presto scoperta: l'inquinamento era più alto nei periodi di clima mite, perché all'epoca vigeva l'usanza di caricare le stufe al massimo e stringere la valvola dell'aria, in modo che la brace continuasse ad ardere per tutta la notte, dando un tepore costante. Qualcuno, addirittura, aveva l'abitudine di aggiungere un po' di legna verde, per ritardare la combustione. Questo generava una quantità enorme di polveri sottili e gas incombusti. Invece, durante i picchi di gelo, quando le stufe andavano a pieno ritmo, il fumo veniva consumato fino in fondo.*

*I norvegesi, allarmatissimi da questo rapporto, si sono sentiti in dovere di correre ai ripari. Gli enti statali per la ricerca hanno avviato una collaborazione con le industrie di stufe, progettandone di più efficienti, con un livello di emissioni molto più basso. La ditta Jøtul, che vende in tutto il mondo, già negli anni sessanta aveva sviluppato un prototipo a "combustione pulita"; ora, grazie all'intervento dello Stato, i progressi si sono accelerati, e dal 1998 è vietato installare nuove stufe che non siano ecologiche. Tuttora, la Norvegia ha una delle normative antiemissioni più severe del mondo. In più, sono state avviate campagne per spingere la gente a bruciare legna nel modo corretto.*

*La ricerca dimostra che in Norvegia il riscaldamento a legna è molto più pulito rispetto a trent'anni fa. Nelle moderne stufe a combustione pulita, la legna di buona qualità dà meno del 5% di emissioni di una vecchia stufa utilizzata in modo scorretto (mediamente, quattro grammi per chilogrammo di legna bruciata). Le migliori stufe norvegesi e danesi hanno un livello di emissioni di 1,25 g/kg, mentre quelle vecchie ne danno 40 o 50 g/kg, o anche più, perfino quando vengono utilizzate nel modo corretto. Di pari passo, aumenta anche l'efficienza: oggi esistono stufe che sfruttano fino al 92% dell'energia del legno.*

*Eppure in Norvegia metà del particolato proviene dal riscaldamento a legna, e questo è il motivo per cui vengono continuamente varate campagne di sensibilizzazione e molti comuni erogano incentivi finanziari per chi vuole passare a una stufa di combustione pulita.*





*In questo, la Norvegia non è sola: gran parte delle ricerche sugli effetti nocivi del riscaldamento a legna nelle città proviene da Cristchurch, una delle prime città della Nuova Zelanda. Nei quartieri più vecchi, la legna è ancora un'importante fonte di riscaldamento. La conformazione urbana espone la città allo smog, e buona parte dell'inquinamento atmosferico, che sta causando un aumento dei problemi respiratori, è imputabili ai riscaldamenti a legna. A Cristchurch è obbligatorio installare stufe a combustione pulita, e se la legna contiene umidità per più del 25% il rivenditore viene multato*<sup>86</sup>.

### **5.1. Focus: l'aeroporto internazionale A. Canova**

A tre km dal centro della città di Treviso sorge l'aeroporto internazionale A. Canova.

La presenza di tale infrastruttura, così vicina al centro abitato, è attualmente oggetto di aspri dibattiti in merito ai rischi per la popolazione derivanti dalle emissioni di inquinanti.

Per meglio comprendere - e quantificare - l'impatto ambientale dell'aeroporto trevigiano, è utile esaminare gli innumerevoli studi volti a determinare le emissioni inquinanti di vari aeroporti internazionali.

Tali studi confermano, innanzitutto, un primo dato scontato: i motori degli aeromobili producono emissioni di differenti inquinanti atmosferici<sup>87</sup>, con picchi di emissione misurabili soprattutto in fase di accelerazione e decollo<sup>88</sup>. Tale dato può desumersi osservando gli standard previsti dall'ICAO (International Civil Aviation Organization), come si evince dalla seguente figura, che disciplinano le modalità di decollo ed atterraggio, determinando l'indicativa potenza di propulsione dei motori<sup>89</sup>.

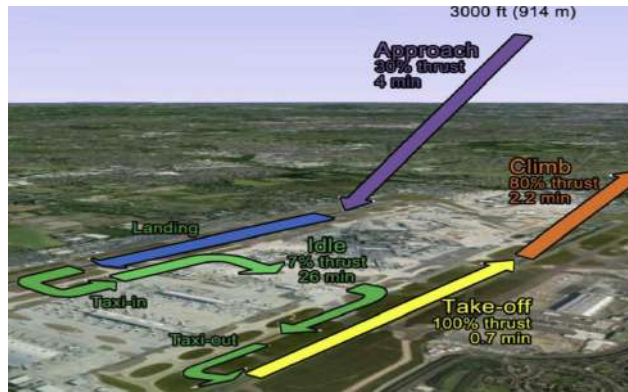
---

86 L. Mytting, *Norwegian Wood - Il metodo scandinavo per tagliare, accatastare & scaldarsi con la legna*, Utet, 2016, pp. 33 - 35.

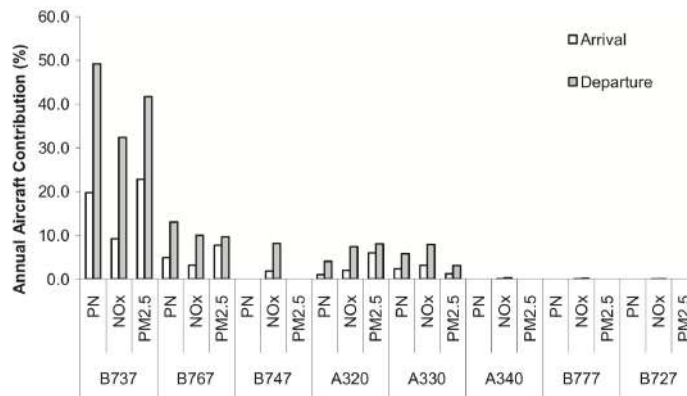
87 H. Agrawal, A. A. Sawant, K. Jansen, J. Wayne Miller, D. R. Cocker, *Characterization of chemical and particulate emissions from aircraft engines*, 2008, in *Atmospheric Environment*, 42, pp. 4380 - 4392; J. S. Kinsey, Y. Dong, D. C. Williams, R. Logan, *Physical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the Aircraft Particle Emissions, eXperiment (APEX)*, 1-3, in *Atmospheric Environment*, 44, 2010, pp. 2147 - 2156; C. C. Wey, B. E. Anderson, C. Wey, R. C. Miake-Lye, P. Whitefield, R. Howard, *Overview on the aircraft particle emissions, Experiment*, in *Journal of Propulsion and Power*, 23, 2007, pp. 898 - 905.

88 M. Mazaheri, G. R. Johnson, L. Morawska, *An inventory of particle and gaseous emissions from large aircraft thrust engine operations at an airport*, in *Atmospheric Environment*, 45, 2011, pp. 3500 - 3507: "Analysis of the landing and takeoff cycle contribution to the daily emission at Brisbane Airport showed that the contribution of the climbout mode is considerably higher than for other individual landing and takeoff operational mode. Emissions during aircraft departures were significantly higher than those during arrival operations, due to the higher aircraft engine emissions rates during takeoff and climbout".

89 Le modalità standard di decollo ed atterraggio sono descritte da M. Masiol, R. H. Harrison, *Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: a review*, in *Atmospheric Environment*, 95, 2014, pp. 409 - 455: "In the first LTO phase the aircraft descends from cruising altitude toward the runway and lands at the airport. This phase is named "approach" and is estimated as lasting for 4 min with engines at 30% F00. After landing, the aircraft enters in the "idle" phase which includes all the ground-based operations: it proceeds at a low speed to the gate (taxi-in), remains on stand-by for the loading and unloading operations and again prepares for take-off proceeding towards the runway (taxi-out). Idle lasts 26 min and the engines are required to be at 7% F00. The subsequent operating modes include the "take-off" with engines stressed to the full thrust (100% F00) for 0.7 min, and the "climb" (85% F00 for 2.2 min) up to 3000 ft height."



Ciò può ulteriormente confermarsi osservando la comparazione delle emissioni di PM2,5, misurate presso l'aeroporto di Brisbane (BNE), tra la fase di decollo e la fase di atterraggio degli aeromobili.



Dall'esame di tale figura, inoltre, si evince chiaramente come la quantità di emissioni di particolato sia variabile a seconda del tipo di aeromobile e del tipo di motore utilizzato<sup>90</sup>. Per quanto qui rileva, l'aeroporto A. Canova opera prevalentemente voli della compagnia aerea Ryanair e Wizz Air che, rispettivamente, impiegano una flotta di aerei Boeing 737<sup>91</sup> e Airbus A320<sup>92</sup>.

A prescindere da tali distinzioni, si è osservato che, in linea generale, l'insieme di tutte le manovre dell'aeromobile, ivi compreso il riscaldamento dei motori e le manovre di rullaggio, producono inquinanti quali polveri ultrafini<sup>93</sup>, carbone, monossido di carbonio, acido

90 Un confronto tra le emissioni di PM di differenti motori montati su differenti aeromobili è svolto da P. Lobo, D. E. Hagen, P. D. Whitefield, *Measurement and analysis of aircraft engine PM emissions downwind of an active runway at the Oakland International Airport*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 114 - 123: "The airframe engine combinations studied included B737-300 with CFM56-3B engines, B737-700/800 with CFM56-7B engines, A320 with V2500-A5 engines, MD-80 with JT- 8D engines, A300 with CF6-80 engines, DC-10 with CF6-50 engines, and CRJ-100/200 with CF34-3B engines".

91 Tale informazione è contenuta nel sito della compagnia aerea Ryanair, che recita: "Ryanair operates a fleet of 400 Boeing 737-800 series aircraft, with orders for 115 new Boeing 737 aircraft and 110 new Boeing 737 MAX 200s, and options for 100 more MAX 200s, which will enable Ryanair to grow its fleet to 585 by 2024, further lower its fares and grow traffic from 120m customers last year to 200m p.a. in 2024".

92 Tale informazione è contenuta nel sito della compagnia aerea Wizz Air, che recita: "Wizz Air impiega una flotta di recenti Airbus di un'unica categoria della famiglia A320, tra cui A320 e A321ceo. Wizz Air ha acquistato il primo A321ceo a novembre 2015 e ne acquisterà oltre 20 entro il 2018".

93 E' stato dimostrato che le polveri sottili emesse dai motori degli aeromobili sono caratterizzate da diametro inferiore a 100 nm (polveri ultrafini). Si veda, in merito, H. Agrawal, *Id.* e H. Hsiao-Hsien, G. Adamkiewicz, E. A. Houseman, J. Vallarino, S. J. Melly, R. L. Wayson, J. D. Spengler, J. I. Levy, *The relationship between*



solforico, composti organici volatili<sup>94</sup> e ossidi di azoto<sup>95</sup>. Tra le polveri sottili, metalli quali bario, zinco, molibdeno, rame, antimonio e alluminio sono stati rinvenuti nei pressi degli aeroporti: tali emissioni derivano, come già osservato per le automobili, dall'abrasione degli pneumatici e dei freni<sup>96</sup>, mentre tracce di alluminio sono verosimilmente da ricondurre alla corrosione di fusoliera ed ali dell'aeromobile<sup>97</sup>.

Inoltre, non sarebbe corretto identificare nella movimentazione dell'aeromobile la sola fonte emissiva di inquinanti. Le emissioni derivanti dai veicoli che transitano all'interno del perimetro aeroportuale contribuiscono, infatti, al complesso delle emissioni aeroportuali<sup>98</sup>.

Vi è, di contro, un ulteriore dato da considerare, non altrettanto scontato: isolare l'obiettivo contribuito derivante dal traffico degli aeromobili è spesso opera assai ardua. La difficoltà, nello specifico, consiste nel distinguere le emissioni degli aeromobili dalle emissioni di altre fonti locali quali, ad esempio, le emissioni derivanti da traffico su strada<sup>99</sup>.

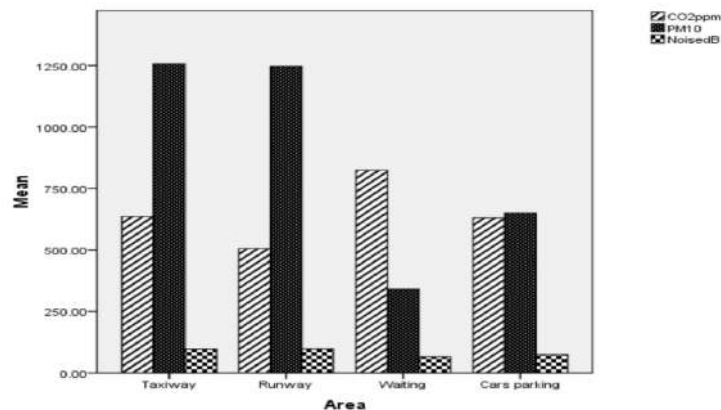
---

*aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport*, in *Atmospheric Environment*, 50, 2012, pp. 328 - 337.

- 94 Con specifico riferimento alle emissioni di composti organici volatili, si veda G. Schurmann, K. Schafer, C. Jahn, H. Hoffmann, M. Bauerfeind, E. Fleuti, *The impact of NOx, CO and VOC emissions on the air quality of Zurich airport*, in *Atmospheric Environment*, 41, 2007, pp. 103 - 118 e I. A. Waitz, J. Townsend, J. Cutcher-Gershenfeld, E. M. Greitzer, J. L. Kerrebrock, *Aviation and the environment: a national vision statement framework for goals and recommended actions*, Report to the United States Congress, on behalf of the U.S. DOT, FAA and NASA, 2004, dove si precisa che tali emissioni sono causate prevalentemente dalla non completa combustione del cherosene ovvero da perdite ed esalazioni dello stesso in fase di rifornimento. In tal senso, anche I. Ionel, D. Nicolae, F. Popescu, C. Talianu, L. Belegante, G. Apostol, *Measuring air pollutants in an international Romania airport with point and open path instruments*, in *Romanian Journal of Physics*, 56 (3), 2011, pp. 507 - 519: "*The high values [of pollutants] have been recorded mostly when the airplanes are fueling*".
- 95 D. Westerdahl, S. A. Fruin, P. L. Fine, C. Sioutas, *The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities*, in *Atmospheric Environment*, 42, 2008, pp. 3143 - 3155: "*Jet engines combust considerable amounts of fuel while on the ground, during takeoffs, and landings. This combustion releases many pollutants including UFP, carbon, CO, sulfuric acid, volatile organic compounds (VOCs), and NOx*".
- 96 M. Masiol, R. M. Harrison, *Id.*: "*Tyre, brake and asphalt wear and the re-suspension of particles due to the turbulence created by the aircraft movements can account for large fractions of total particulate matter mass*".
- 97 F. Amato, T. Moreno, M. Pandolfi, X. Querol, A. Alastuey, A. Delgado, M. Pedrero, N. Cots, *Concentrations, sources and geochemistry of airborne particulate matter at a major European airport*, in *Journal of Environmental Monitoring*, 4, 2010, pp. 854 - 862: "*Whereas most of the atmospheric contamination concerning ambient air PM10 levels at El Prat is not attributable directly to aircraft movement, levels of carbon are unusually high (especially organic carbon), as are metals possibly sourced from tyre detritus/smoke in runway dust (Ba, Zn, Mo) and from brake dust in ambient PM10 (Cu, Sb), especially when the airport is at its most busy. We identify microflakes of aluminous alloys in ambient PM10 filters derived from corroded fuselage and wings as an unequivocal and highly distinctive tracer for aircraft movement*".
- 98 I. Ionel, *Id.*: "*Whilst the operation of aircraft is the most obvious source of emissions to air other key sources include the operation of cars, vans and buses to service the aircraft and those journeys, primarily by car, to and from the airport site made by passengers and staff*". Vedasi anche M. Masiol *et al.*, *Id.*: "*Sources relevant to air quality include not only engine exhaust and non-exhaust emissions from aircraft, but also emissions from the units providing power to the aircraft on the ground, the traffic due to the airport ground service, maintenance work, heating facilities, fugitive vapours from refuelling operations, kitchens and restaurants for passengers and operators, intermodal transportation systems, and road traffic for transporting people and goods in and out to the airport*".
- 99 H. Hsiao-Hsien, *et al.*, *id.*: "*it can be difficult to quantitatively separate the contributions of aviation from other local sources and background concentrations. This is in part because distinguishing aircraft emissions from other local combustion sources such as roadway traffic during monitoring studies is difficult and requires correlation over time and space with aviation activity*". Vedasi anche M. Masiol *et al.*: "*Quantification of the impact of airport emissions on local air quality is very difficult due to the complexity*".



Ferma restando tale difficoltà, è comunque possibile localizzare con precisione le aree, all'interno del perimetro di un aeroporto, maggiormente interessate dall'emissione di polveri sottili. Come ad esempio si evince da un recente studio svolto presso l'aeroporto King Fahad della città di Damman, in Arabia Saudita, è emerso che le concentrazioni di PM10 incrementano drasticamente nell'area della pista di decollo (*runaway*) e nell'area di rullaggio (*taxiway*), rispetto alle più modeste concentrazioni misurate nei pressi dell'area di attesa passeggeri e nell'area di parcheggio delle automobili<sup>100</sup>.



Sulla scorta di tali osservazioni, si è evidenziato come la vicinanza dell'area di parcheggio e rifornimento dell'aeromobile con l'area di check-in possa rappresentare potenzialmente un rischio per i passeggeri a causa dell'esposizione alle alte concentrazioni di composti organici volatili. Un simile rischio è stato rilevato, ad esempio, presso un aeroporto rumeno, dove la distanza tra l'area di rifornimento e quella di rasferimento dei passeggeri dal gate di imbarco era di circa 80 metri<sup>101</sup>.

Le sopra esposte considerazioni, peraltro, non possono prescindere da un'attenta valutazione delle condizioni atmosferiche presenti presso l'aeroporto. E' stato infatti dimostrato come le concentrazioni di inquinanti siano fortemente variabili a seconda della ventilazione *in loco*. Nello specifico, analogamente a quanto rilevato per le emissioni derivanti da traffico su strada<sup>102</sup>, si è riscontrato come i livelli registrati sopravvento siano spesso particolarmente inferiori rispetto ai livelli misurabili sottovento<sup>103</sup>.

Ancora, un ulteriore elemento da tenere a mente pertiene alla rotta dell'aeromobile in fase di decollo o atterraggio. Le emissioni generate dall'aeromobile, infatti, possono estendersi ben

*of airport emissions and the presence of substantial levels of pollution from other sources, with many airports being located near to urban settlements, major highways and roads or industrial installations. This makes the signal of the AEs and, in particular, of aircraft emissions very hard to distinguish."*

100K. F. Salama, A. A. Obireed, A. A. Qarni, M. A. Bagawi, K. A. Namsha, *Study of air quality and noise levels in King Fahad International airport in Damman, Saudi Arabia*, in *International Journal of Community Medicine and Public Health*, 3 (4), 2016, pp. 912 - 918.

101I. Ionel, *Id.*: "A matter of concern is the fact that the airplane parking/fueling area is near (~ 80 meters) the airport facilities, and that between "check in" location and departure by the special cars the passengers might be thus exposed to high concentrations of VOC".

102 Y. Zhu, W. C. Hinds, S. Kim, C. Sioutas, *Id.*

103 Con riferimento all'aeroporto di Los Angeles, vedasi: D. Westerdahl *et al.*, *Id.*: "Pollutant levels were low at a coastal site upwind of the airport, with UFP ranging between 580 and 3800 counts cm<sup>3</sup>, oxides of nitrogen (NOx) from 4 to 22ppb, black carbon from 0.2 to 0.6mgm<sup>3</sup>, and PM-PAH ranged from 18 to 36 ng m<sup>3</sup>. Markedly higher UFP counts, with average counts of approximately 50,000 cm<sup>3</sup>, were observed at a site 500 m downwind of the airport, which was strongly influenced by aircraft landings and where the community interfaced with airport facilities. Black carbon, PM-PAH, and NOx levels were elevated to a lesser extent at downwind locations".



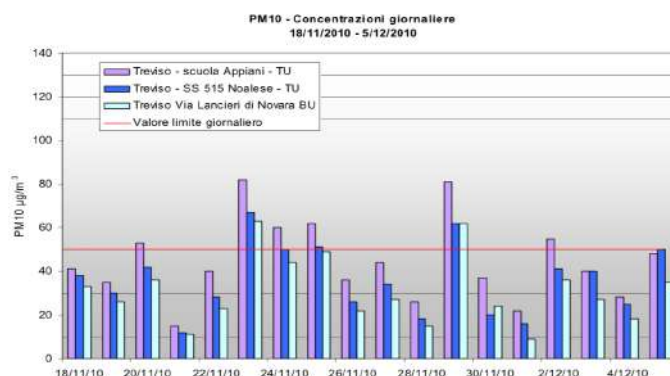


oltre il perimetro dell'aeroporto; a seconda della direzione percorsa dall'aeromobile ed in base alle condizioni di ventilazione, gli inquinanti possono "ricadare" anche fino a quasi un chilometro dalla pista di atterraggio<sup>104</sup>.

Tutto ciò premesso, le misurazioni svolte nei vari studi esaminati, pur confermando all'unanimità che gli aeroporti costituiscono una fonte emissiva di polveri sottili, non hanno riscontrato concentrazioni di particolato superiori alla norma né, tantomeno, superiori alle concentrazioni derivanti da diverse fonti emissive<sup>105</sup>. Esemplare, in tal senso, lo studio svolto presso l'aeroporto El Prat di Barcellona, dove si è constatato che i livelli di PM erano simili ai valori rilevati nei vari snodi stradali critici nelle vicinanze di Barcellona<sup>106</sup>. Pertanto, risulta difficile stabilire con certezza se le emissioni di particolato associate al traffico aeroportuale possano effettivamente costituire un potenziale pericolo per la salute degli operatori e dei cittadini che vivono in prossimità dell'aeroporto<sup>107</sup>.

Ad analoghi risultati ha condotto anche la campagna di monitoraggio della qualità dell'aria svolta presso l'aeroporto A. Canova nel novembre 2010. Tre siti sono stati oggetto di indagine: una stazione di background posizionata in via Lancieri di Novara, una stazione di traffico posizionata nei pressi della scuola Appiani "Turazza" ed una stazione di traffico localizzata a pochi metri dall'aeroporto A. Canova, lungo la strada Noalese SS 515.

Ecco, a seguire, i valori a confronto per quanto concerne le concentrazioni di PM10.



Comparando i valori medi giornalieri di PM10 registrati presso le due stazioni di traffico, è possibile rilevare come i valori misurati in prossimità della scuola Appiani siano sempre sensibilmente maggiori rispetto ai valori registrati nei pressi dell'aeroporto. Tale dato

104 D. Westerdahl et al., Id.: "Prior studies performed downwind of freeways suggest that air quality impacts of UFP [ultra fine particles] from traffic and potentially other sources might be localized, with UFP diminishing to urban background levels within 300m of the source. However, this study demonstrates that plumes from aircraft operations extend far beyond this distance, with aircraft-related elevated levels observed at the "fence line" boundary of the LAX airport (approximately 500 m from a runway used for landings) and at a site 900m downwind of a runway used for takeoffs. At this second site there was a 10-fold increase above local background UFP levels, with one peak approaching a 20-fold increase. Somewhat smaller increases were found 500m downwind of the runway employed for landings".

105 Tra i vari studi finora menzionati, si veda tra tutti: I. Lionel, Id.: "Still the levels of monitored concentrations for NOx, PM10, PM2,5, benzene were relatively modest".

106 F. Amato, T. Moreno, M. Pandolfi, et al., Id.: "Concentrations of airborne PM at the airport were close to those at road traffic hotspots in the nearby Barcelona city, with means measuring 48 µg PM10/m3, 21 µg PM2.5/m3 and 17 µg PM1/m3."

107 A tal conclusione, perviene anche D. Westerdahl et al., Id.: "it is unclear whether exposures specific to aircraft or airport operations pose a potential risk to the health of people who live and work in areas proximate to airports".



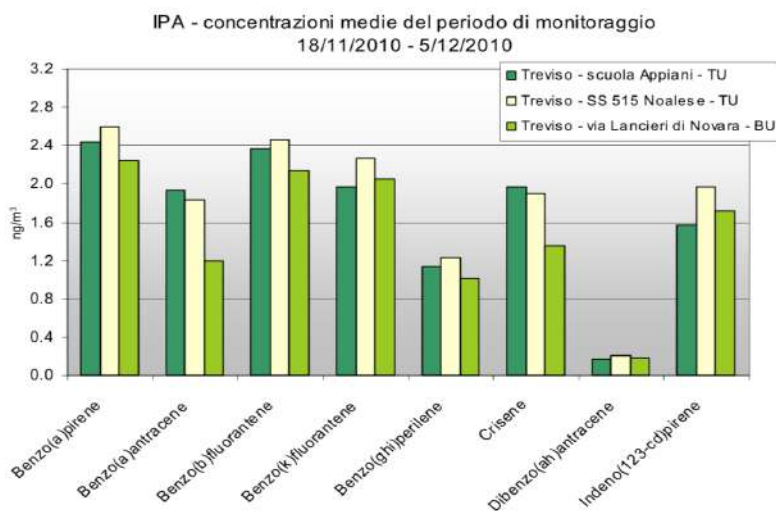
conferma quanto esposto sino ad ora: il contributo di inquinamento da polveri sottili di un aeroporto non è elevato se paragonato al contributo di altre fonti quali, ad esempio, il traffico su strada.

Si osservi, ora, la presenza di metalli pesanti nelle polveri sottili rilevate presso i tre siti.

Metallo (ng/m <sup>3</sup> )	Treviso – scuola Appiani	Treviso – SS 515 Noalese	Treviso - Via Lancieri di Novara		Valore di rif. D.Lgs. 155/2010
			Valore medio campagna	Valore medio anno 2010	
Arsenico	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	6.0
Cadmio	0.7	0.7	0.4	0.8	5.0
Nickel	2.5	3.2	3.9	3.5	20.0
Mercurio	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	n.d
Piombo	13.3	11.5	13.7	12	500

Quanto al cadmio, i valori sono pressoché identici. Con riferimento, invece, al nichel, è possibile osservare come le concentrazioni più elevate siano state misurate nella stazione di background, a circa tre chilometri dall'aeroporto A. Canova. Lo stesso dicasi per il piombo che, nuovamente, risulta presente in concentrazioni maggiori presso la stazione di background e presso la scuola Appiani. Pertanto, tali risultati confermano come le emissioni aeroportuali di PM10 contenenti metalli pesanti non presentino un contributo particolarmente significativo se paragonate ad emissioni di altre fonti.

Infine, quanto agli idrocarburi policiclici aromatici, si consideri la seguente figura.



In tal caso, le concentrazioni medie rilevate dal 18 novembre al 5 dicembre 2010 mostrano come alcuni idrocarburi poliaromatici siano sensibilmente più elevati presso il sito dell'aeroporto. Si tratta, tuttavia, di uno scarto troppo modesto per ipotizzare un nesso di causalità con la fonte emissiva dell'aeroporto.

## 6. La proposta di Rocking Motion

L'associazione trevigiana Rocking Motion ha studiato alcune possibili applicazioni di *green wall* presso determinati siti sensibili.

Le seguenti criticità sono state considerate:

- la necessità che la base della parete acceda direttamente a terra;
- la possibilità che la parete sia suscettibile di essere forata per l'installazione dei fili strutturali sui quali le piante rampicanti dei *green wall* si ancoreranno

*oppure*

- la possibilità di installare una rete metallica flessibile e a maglie larghe (es. rete da recinzione per giardini) davanti alla parete, così lasciando uno spazio di almeno 50 cm tra rete e parete, nell'ottica di agevolare eventuali interventi di manutenzione o controllo della parete.

Inoltre, si è tenuto a mente che, pur essendo le *green wall* adatte a trattenere il particolato sottile e ad assorbire i gas inquinanti derivanti indiscriminatamente sia dalle emissioni del riscaldamento domestico sia dalle emissioni delle auto, l'intervento in esame può concretamente recare i maggiori benefici con riferimento alla seconda fattispecie. Nello specifico, quindi, sono stati identificati siti soggetti a intenso traffico automobilistico e, tendenzialmente, si è preferito ipotizzare piantumazioni a pochi metri dalle fonti emissive, così cercando un più efficiente filtraggio degli inquinanti<sup>108</sup>.

Non da meno, inoltre, ha influito il requisito della visibilità dell'installazione da parte del pubblico. Le *green wall*, infatti, necessitano di essere poste in luoghi di frequente passaggio sia al fine di garantire un positivo ritorno di immagine in favore dell'ente patrocinatore, del vivaista sponsor e dell'associazione promotrice Rocking Motion, sia al fine di educare il pubblico sulla capacità delle piante di purificare l'aria.

Pertanto, sono stati selezionati i seguenti siti.

### **6.1 Pareti fonoisolanti della tangenziale**

Lungo la tangenziale SR53, da località Sant'Agnese a Silea, vi sono diverse pareti fonoisolanti che costeggiano la strada su entrambi i lati.



---

<sup>108</sup>Vedasi nota 12 e 13, dove si confronta il beneficio arrecato da green wall site a pochi metri di distanza dalla fonte emissiva rispetto a green wall site a poche centinaia di metri di distanza.



ROCKING MOTION



Tali siti appaiono particolarmente adatti alla piantumazione di *green wall* per duplice motivo: la base della parete è priva di copertura d'asfalto e il materiale della parete ben si presta all'installazione dei fili strutturali. Ancora, le *green wall*, oltre a decorare esteticamente le pareti, incrementano ulteriormente la capacità fonoisolante delle stesse.

Trattasi, inoltre, di una delle arterie di maggior traffico automobilistico della città che, a sua volta, incrocia ulteriori strade di importante transito come, ad esempio, strada Terraglio, via Treviso Mare, via Noalese, strada Sant'Angelo; area, quindi, particolarmente inquinata per emissioni di particolato delle vetture che assolve, parimenti, il requisito della visibilità.

Si considerino, nello specifico, i pannelli fonoisolanti adiacenti all'uscita della tangenziale in direzione della rotatoria da cui si dirama strada Terraglio, meglio nota come Porta della Pace. In tale sito, Rocking Motion ha ottenuto autorizzazione da Veneto Strade per procedere all'installazione di *green wall* per una lunghezza di 100 metri. Tale intervento sarà completato entro ottobre 2017 grazie alla collaborazione con Vivai Van Den Borre Francesco<sup>109</sup>, che ha donato le edere e provvederà ad installarle a proprie spese.

Dopo la piantumazione di *green wall*, potrebbero apparire come da figura a seguire<sup>110</sup>.



<sup>109</sup>Vivai Van Den Borre Francesco, via Boccaccio n. 1, 31050, Ponzano Veneto (TV), info@vandenborre.it  
<sup>110</sup>Rendering realizzati da Riccardo Cendron.





Ecco i primi interventi di piantumazione realizzati a titolo gratuito nel mese di dicembre 2017 dai Vivai Francesco e Nicola Van den Borre di Ponzano Veneto.



## 6.2 Piloni di supporto di viadotti

Sulla scorta delle soluzioni realizzate a Città del Messico e Bangalore, i piloni dei viadotti appaiono certamente strutture ideali su cui realizzare impianti di *green wall*. Inoltre, trattasi di siti di particolare criticità che portano al verificarsi delle condizioni già evidenziate tipiche degli *street canyon*.

In centro a Treviso, in particolare, nei pressi della stazione ferroviaria, il cavalcavia offre numerosi piloni che potrebbero prestarsi all'installazione.





ROCKING MOTION



Indicativamente, metà del colonnato preso in considerazione accede al suolo asfaltato. L'intervento su tali piloni, pertanto, implicherebbe la rimozione di una piccola porzione di asfalto per permettere la piantumazione delle piante rampicanti. Talvolta, invece, i piloni accedono direttamente a terra, come si può constatare dalle immagini a seguire.



L'effetto finale sarebbe tendenzialmente simile a quello che si può osservare presso la rotonda Porta della Pace, dove un'edera spontanea ha abbellito i piloni di supporto della tangenziale.





Più precisamente, in un primo momento le *green wall* andrebbero a coprire i soli piloni della struttura.



Successivamente, le *green wall* si espanderebbero sulle arcate del viadotto e sulla ringhiera.



Come già evidenziato, in simili ipotesi, le *green wall* possono essere installate direttamente sui piloni oppure, qualora si voglia preservare la possibilità di svolgere eventuali interventi tecnici di manutenzione e controlli strutturali, su una rete metallica flessibile a maglie larghe che circonda il perimetro del pilone.

### 6.3 La cinta muraria della caserma De Dominicis

In viale Luzzatti, la cinta muraria della caserma De Dominicis si estende per circa trecento metri, parallela alla strada. Il sito risulterebbe di particolare interesse sia per la possibilità di accedere direttamente alla terra, sia perché la via risulta abbastanza trafficata e, nel contempo, particolarmente pedonalizzata.





Ecco come apparirebbe:



#### 6.4 La ferrovia di Treviso

All'entrata nei centri abitati, in prossimità della stazione di fermata, i treni rallentano drasticamente. Si è osservato che, in fase di rallentamento, i dischi d'acciaio delle ruote e le pastiglie dei freni si usurano, generando particolato che può creare danni alla salute umana<sup>111</sup>. Nello specifico, è stato dimostrato che l'86% del particolato rilasciato è inferiore a 10  $\mu\text{m}$  (PM10), mentre il 63% è inferiore a 2,5  $\mu\text{m}$  (PM2,5)<sup>112</sup>. Quanto alla natura del particolato,

---

111S. Abbasi, J. Wahlstrom, L. Olander, C. Larsson, U. Olofsson, U. Sellgren, *A study of airborne wear particles generated from organic railway brake pads and brake discs*, in *Wear*, 273, 2011, pp. 93 - 99: "During brake, both the disc and the pads are worn. This wear process generates particles that may become airborne and thus affect human health." e E. Fridell, M. Ferm, A. Bjork, A. Ekber, *On-board measurements of particulate matter emission from a passenger train*, in *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F, Journal of Rail and Rapid Transit*, 1:1-8, 2010: "It is suggest that the observed peaks [ndr: of particle concentrations] coincide with the use of the mechanical breaks."

112B. D. Garg, S. H. Cadle, P. A. Mulawa, P. J. Groblik, C. Laroo, G. A. Parr, *Brake Wear Particulate Matter Emissions*, in *Environmental Science Technology*, 34, 21, 2000, pp. 4463 - 4469: "On average, 86 and 63% of the airborne PM was smaller than 10  $\mu\text{m}$  in diameter (PM10) or 2.5  $\mu\text{m}$  in diameter (PM2.5), respectively."



l'abrasione sprigiona nell'aria nano particelle contenenti metalli pesanti quali ferro, rame, alluminio, cromo, cobalto, antimonio e zinco<sup>113</sup>.

Nel chilometro di ferrovia che precede la stazione centrale di Treviso, pertanto, a partire da Via Orleans, potrebbe risultare conveniente installare *green wall* sulla recinzione di muratura, piantando i rampicanti sul lato della ferrovia, che accede direttamente a terra.



L'estensione di tali *green wall* andrebbe naturalmente a variare a seconda della lunghezza dei tratti di recinzione disponibili.

### 6.5 Boschi sempreverdi

Le proposte finora presentate si limitano a considerare la realizzazione di *green wall* presso strutture architettoniche già esistenti. L'originalità della soluzione presentata non deve, tuttavia, porre in secondo piano una soluzione altrettanto efficace quanto semplice: piantare alberi sempreverdi.

Le sempreverdi, infatti, come già accennato sopra, sono in grado di trattenere le polveri sottili nel quadrimestre novembre - febbraio, periodo più critico per le elevate concentrazioni di PM10, laddove le piante a foglia caduca non risulterebbero utili allo scopo.

Simili interventi, è scontato, non solo permettono una parziale riduzione delle concentrazioni di polveri sottili ma incrementano indiscutibilmente il valore estetico del paesaggio oltre a svolgere, come dimostrano ormai numerosi studi, una positiva influenza nei confronti del corpo umano<sup>114</sup>.

In tal senso, Rocking Motion si è già attivata, operando una raccolta fondi tra il pubblico volta all'acquisto di alberi sempreverdi. Nello specifico, nel mese di aprile 2017, sono stati donati al Comune di Treviso 27 alberi sempreverdi (ligustri, lecci, fotinie, tassi), piantati poi nell'area adiacente a via Nicola di Fulvio, a Treviso.

113S. Abbasi et al., *Id.*: "Materials such as iron, copper, aluminium, chromium, cobalt, antimony, and zinc have been detected in the nano-sized particles."

114Tra i tanti studi, è curioso citare Q. Li, M. Kobayashi, Y. Wakayama, H. Inagaki, M. Katsumata, Y. Hirata, K. Hirata, T. Shimizu, T. Kawada, B. J. Park, T. Ohira, T. Kagawa, Y. Miyazaki, *Effect of phytoncide from trees on human natural killer cell function*, in International Journal of Immunopathology and Pharmacology, 2009, 22, 4, pp. 951 - 959, dove si dimostra come l'esposizione a olii essenziali naturali volatili (fitoncidi) incrementano la produzione e l'attività di cellule c.d. *natural killer*.



ROCKING MOTION





ROCKING MOTION

## Nota dell'autore:

Come anticipato nel corso della trattazione il presente Memorandum prende in considerazione l'inquinamento atmosferico da polveri sottili causato dalle emissioni del traffico stradale e della combustione non industriale. Le prime costituiscono una relativamente piccola percentuale delle emissioni totali di particolato sottile se paragonate alle emissioni derivanti dalla combustione non industriale. D'altro canto, come si è osservato negli studi sopra citati, la vicinanza delle *green wall* alla fonte inquinante risulta fondamentale per garantire un risultato efficace. Se da una parte, quindi, risulta agevole intraprendere iniziative volte a piantumare *green wall* presso luoghi pubblici quali *street canyon*, viadotti o rotatorie, dall'altra, appare particolarmente complessa la realizzazione di *green roof* nei pressi dei camini da cui escono le emissioni del riscaldamento domestico. Inoltre, considerando la tipologia dei tetti presenti nella città di Treviso, la soluzione di piantare *green roof* risulterebbe oltremodo ostica e costosa. E' per questo motivo che il presente Memorandum contempla quale soluzione efficace e di pronta messa in opera la piantumazione di *green wall*, senza invece considerare nello specifico le innumerevoli iniziative che potrebbero porsi in essere per ridurre le emissioni derivanti dalla combustione non industriale.

## Rocking Motion: chi siamo

L'associazione trevigiana Rocking Motion è un movimento di pensiero e progettualità. Lavoriamo per favorire l'interconnessione e creare sinergie virtuose tra diversi soggetti e realtà. L'apertura, insieme all'intraprendenza e determinazione, costituiscono il nostro approccio nell'affrontare ogni percorso, ogni sfida. Cultura, Scienza, Arte, Educazione, Solidarietà, dimensioni diverse di un unico disegno che Rocking Motion intende reinterpretare con i propri strumenti. Le attività a cui ci dedichiamo sono molteplici, dal *fund-raising*, alla ricerca e sviluppo, dal *networking* fino all'implementazione di progetti, volti sempre a favorire la creazione di spazi di possibilità e progressione evolutiva.

## Ringraziamenti

L'associazione Rocking Motion ringrazia i **Vivai Van Den Borre Francesco**, per la donazione della *green wall* sui pannelli fonoisolanti della tangenziale presso Porta della Pace, per la collaborazione nel promuovere il presente piano strategico di riduzione delle polveri sottili e per aver fin da subito dato fiducia allo scrivente e creduto nel progetto presentato



31100 Treviso Via del Mozzato, 8 P.I. 00833970262 C.F. VNFNC51S22L407X

Garden center e Vivai a Ponzano V.to (TV) Via Boccaccio, 1

Tel./Fax 0422.967696 cell. 335.5963640

www.vandenborre.it info@vandenborre.it

Negoziò on line: [www.vandenborreshop.it](http://www.vandenborreshop.it)

AIAPP 143 - AIPIN 6 - SOA: OG13; OG3; OS24



**Veneto Strade S.p.A.**, per aver accolto con interesse e dato autorizzazione al progetto pilota di *green wall* sui pannelli fonoisolanti della tangenziale; il **Comune di Zero Branco**, per aver dato un seguito concreto agli incontri conoscitivi, mettendo realmente a progetto l'installazione di *green wall* in vari siti del Comune; l'**Arch. Rossella Sanfilippo** del Comune di Treviso, per aver sin da subito creduto nelle nostre proposte ed aver perorato la nostra causa; **Riccardo Cendron**, per la disponibilità nella realizzazione dei *rendering*; il bar **Giardino Bistrot** e la sala da té **Ar-Tea**, per aver ospitato le esposizioni temporanee a tema; **Paolo Cunial** e **Ventilazione Casa**, **Sara Conte**, **Valentina Sanfilippo**, **Maddalena Spigariol** per il supporto e la condivisione dell'obiettivo comune.



## Bibliografia

In ordine di citazione:

- D. Loomis, Y. Grosse, B. Lauby-Secretan, F. El Ghissassi, V. Bouvard, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, R. Baan, H. Mattock, K. Straif, *The carcinogenicity of outdoor air pollution*, in *The Lancet, Oncology*, 14, 2013, pp. 1262 - 1263
- D. M. De Marini, *Genotoxicity biomarkers associated with exposure to traffic and near-road atmosphere: a review*, in *Mutagenesis*, 28, 5, 2013, pp. 485 - 505
- P. Vineis, F. Forastiere, G. Hoek, M. Lipsett, *Outdoor air pollution and lung cancer: recent epidemiologic evidence*, in *International Journal of Cancer*, 111, 5, 2004, pp. 647 - 652
- B.C. Wolverton, *et al.*, *A study of interior landscape plants for indoor air pollution abatement*, 1989, NASA-TM-108061
- B.C. Wolverton, *et al.*, *Foliage plants for removing indoor air pollutants from energy-efficient homes*, in *Economic Botany*, 38, vol. II, 1984, pp. 224 - 228
- D. J. Nowak, *et al.*, *Chicago Urban's Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, 1994, III e IV
- D.J. Nowak, *Air pollution removal by trees and shrubs in the United States*, in *Urban Forest Urban Green*, 4 (3 - 4), 2006, pp. 115-123
- K. P. Beckett, P. H. Freer Smith, G. Taylor, *Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution*, in *Environmental Pollution*, 99, 1998, pp. 347 - 360
- K. P. Beckett, P. H. Freer Smith, G. Taylor, *Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed*, in *Global Change Biology*, 6, 2000, pp. 995 - 1003
- K. P. Beckett, P. H. Freer Smith, G. Taylor, *Deposition velocities to Sorbus aria, Acer campestre, Populus deltoides, Trichocarpa beaupre, Pinus nigra and Cupressocyparises leylandii for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment*, in *Environment Pollution*, 133, 2005, pp. 157 - 167
- N. A. Powe, K. G. Willis, *Mortality and morbidity benefits or air pollution (SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>) absorption attributable to woodland in Britain*, in *Journal of Environmental Management*, 70, 2, 2004, pp. 119 - 128
- Mc Donald A.G. *et al.*, *Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM<sub>10</sub> in two UK conurbations*, in *Atmospheric Environment*, 41, 38, 2007, p. 8455 - 8467
- A. Begum, S. Harikrishna, *Evaluation of some tree species to absorb air pollutants in three industrial locations of South Bengaluru, India*, in *Journal of Chemistry*, 7, 1, 2010, pp. 151 - 156
- M. Tallis *et al.*, *Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments*, in *Land Urban Plan* 103, 2, 2011, pp. 129 - 138
- B. A. Currie & Bass, *Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model*, in *Urban Ecosystem*, 11, 2008, p. 409
- Yang J. *et al.*, *Quantifying air pollution removal by green roof in Chicago*, in *Atmospheric Environment*, 2008, p. 7266 - 7273





- A.F. Speak, J.J. Rothwell, S.J. Lindley, C.L. Smith, *Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 283 - 293
- R. Popek, H. Gawronska, S. W. Gawronski, *The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission*, in *International Journal of Phytoremediation*, 17, 12, 2015, pp. 1262 - 1268
- K. P. Beckett, P. Freer-Smith, G. Taylor, *Effective tree species for local air-quality management*, in *Journal of Arboriculture*, 26, 1, 2000, pp. 12 - 19
- Szonyi, L. Sagnotti, A. M. Hirt, *A refined biomonitoring study of airborne particulate matter pollution in Rome, with magnetic measurements on Quercus Ilex tree leaves*, in *Geophysical Journal International*, 173, 1, 2008, pp. 127 - 141
- E. P. Weijers, A. Y. Khlystov, G. P. A. Kos, J. W. Erisman, *Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit*, in *Atmospheric Environment*, 38, 2004, pp. 2993 - 3002
- Y. Zhu, W. C. Hinds, S. Kim, C. Sioutas, *Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52, 9, 2002, pp. 1032 - 1042
- B. A. Maher, C. Moore, J. Matzka, *Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves*, in *Atmospheric Environment*, 42, 2, 2008, pp. 364 - 373
- Z. Shen, J. Cao, S. Liu, C. Zhu, X Wang, T. Zhang, H Xu, T. Hu, *Chemical composition of PM10 and PM2,5 collected at ground level and 100 meters during a strong winter-time pollution episode in Xi'an, China*, in *Journal of Air Waste Management Association*, 61, 2011, pp. 1150 - 1159.
- Shackleton K., et al., *The role of shrubs and perennials in the capture and mitigation of particulate air pollution in London*, Imperial College of London, 2011
- Pugh Tam, et al., *Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons*, in *Environment Science Technology*, 46, 14, 2012, pp. 7692 – 7699
- W. C. Cheng, et al., *On the correlation of air pollutant exchange for street canyons in combined wind- buoyancy-driven flow*, in *Atmospheric Environment*, 43, 2009, pp. 3682 – 3690
- J. Baker et al., *A study of the dispersion and transport of reactive pollutants in and above street canyons – a large eddy simulation*, in *Atmospheric Environment*, 38, 2004, pp. 6883 – 6892
- S. Weber, K. Weber, *Coupling of urban street canyon and backyard particle concentrations*, in *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 17, No. 3, 2008, pp. 251 - 261
- K. V. Abhijith, P. Kumar, J. Gallagher, A. McNabola, R. Baldauf, F. Pilla, B. Broderick, S. Di Sabatino, B. Pulvirenti, *Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environment – A review*, in *Atmospheric Environment*, 162, 2017, pp. 71 – 86
- N. Bukowiecki, P. Lienemann, M. Hill, M. Furger, A. Richard, F. Amato, A.S.H. Prevot, U. Baltensperger, B. Buchmann, R. Gehrig, *PM10 emission factors for non-exhaust particles*



generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland, in *Atmospheric Environment*, Vol. 44, Issue 19, 2010, pp. 2330 - 2340

Source apportionment of airborne particles in the Ile-de-France region, Airparif, 2012

T. Grigoratos, G. Martini, *Brake wear particle emissions: a review*, in *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 4, 2015, pp. 2491 - 2504

T. M. Young, D. A. Heeraman, G. Sirin, L. L. Ashbaugh, *Resuspension of soil as source of airborne lead near industrial facilities and highways*, in *Environment Science Technology*, 36, 2002, pp. 2484 - 2490

*Department of Transport, UK, Sources of particulate matter in urban areas: TRAMAQ Project UG 250*, 2002, in <http://dapple.org.uk>

D. Van der Gon et al., *The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future - an international workshop report and consensus statement*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63, 2013, pp. 136 - 149

M. Gasser, M. Riediker, L. Mueller, A. Perrenoud, F. Blank, P. Geher, B. Rothen-Rutishauser, *Toxic effects of brake wear particles on epithelial lung cells in vitro*, in *Particle and Fibre Toxicology*, 6, 30, 2009

M. Mathissen, V. Scheer, R. Vogt, T. Benter, *Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface*, in *Atmospheric Environment*, 45, 2011, pp. 6172 - 6179

A. Rauterberg-Wulff, *Beitrag des reifen und bremsabriebs zur russemission an strassen*, in Dusseldorf VDI Verlag, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe, 15, 1998, p. 202

B. D. Garg, S. H. Cadle, P. A. Mulawa, P. J. Groblicki, C. Laroo, G. A. Parr, *Brake wear particulate matter emissions*, in *Environmental Science & Technology*, 34, 21, 2000, pp. 4463 - 4469

P. G. Sanders, N. Xu, T. M. Dalka, M. Maricq, *Airborne brake wear debris, size distributions, composition and a comparison of dynamometer and vehicle tests*, in *Environmental Science Technology*, 37, 2003, pp. 4060 - 4069.

EEA 2009, EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook, Technical report no. 9/2009, European Environment Agency, Copenhagen

J. Wahlstrom, L. Olander, U. Olofsson, *Size, shape, and elemental composition of airborne wear particles from disc brake materials*, in *Tribology Letters*, 38, 1, 2010, pp. 15 - 24

A. Thorpe, R. M. Harrison, *Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review*, in *Science of the Total Environment*, 400, 1-3, 2008, pp. 270 - 282:

D. R. Gomez, M. F. Giné, A. C. Sanchez Bellato, P. Smichowski, *Antimony: a traffic-related element in the atmosphere of Buenos Aires, Argentina*, in *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 2005, pp. 1162 - 1168

R. J. Leonard, C. McArthur, D. F. Hochuli, *Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations*, in *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 2016, pp. 249 - 253

J. Sternbeck, A. Sjodin, K. Adréasson, *Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies*, in *Atmospheric Environment*, 36, 30, 2002, pp. 4735 - 4744



- F. Amato, A. Karanasiou, T. Moreno, A. Alastuey, J. A. G. Orza, J. Lumbreras, R. Borge, E. Boldo, C. Linares, X. Querol, *Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 580 - 587
- T. A. Cahill, D. E. Barnes, N. J. Spada, J. A. Lawton, T. M. Cahill, *Very fine and ultrafine metals and ischemic heart disease in the California central valley*, in *Aerosol Science and Technology*, 45, 9, 2011, pp. 1123 - 1134
- B. Ostro, A. Tobias, X. Querol, A. Alastuey, F. Amato, J. Pey, N. Perez, J. Sunyer, *The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case crossover study of Barcelona, Spain*, in *Environmental Health Perspectives*, 119, 12, 2011, pp. 1781 - 1787
- P. Pengchai, H. Furumai, F. Nakajima, *Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust in Tokyo*, in *Polycyclic Aromatic Compounds*, 24, 4-5, 2004, pp. 773 - 789
- J. K. Gietl, R. Lawrence, A. Thorpe, R. M. Harrison, *Identification of brake wear particles and derivation of quantitative tracer for brake dust at a major road*, in *Atmospheric Environment*, 44, 2, 2010, pp. 141- 146
- S. Chellam, P. Kulkarni, M. P. Fraser, *Emissions of organic compounds and trace metals in fine particulate matter from motor vehicles: a tunnel study in Houston, Texas*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55, 1, 2005, pp. 60 - 72
- D. Chan, G. W. Stachowiak, *Review of automotive brake friction materials*, in *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering*, 218, 9, 2004, pp. 953 - 966
- M. K. Verma, L. K. Singh Chauhan, S. Sultana, S. Kumar, *The traffic linked urban ambient air superfine and ultrafine PM1 mass concentration, contents of pro-oxidant chemicals, and their seasonal drifts in Lucknow, India*, in *Atmospheric Pollution Research*, 5, 4, 2014, pp. 677 - 685
- O. Von Uexkull, S. Skerfving, R. Doyle, M. Braungart, *Antimony in brake pads - a carcinogenic component?*, in *Journal of Cleaner Production*, 13, 1, 2005, pp. 19 - 31
- M. Köhler, *Green facades – a view back and some visions*, in *Urban Ecosystems*, 11, 2008, p. 423
- Y. J. Liu, H. Ding, *Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: implications for landscape-plant species selection for industrial area*, in *WSEAS Transactions on Environment Development*, 4, 2008, pp. 24 - 32
- S. S. Ram, S. Majumder, P. Chaudhuri, S. Chanda, S. C. Santra, P. K. Maiti, M. Sudarshan, A. Chakraborty, *Plant canopies: bio-monitor and trap for re-suspended dust particulates contaminated with heavy metals*, in *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19, 5, 2014, pp. 499 - 508
- B. Keane, M. H. Collier, J. R. Shann, S. H. Rogstad, *Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter*, in *Science of the Total Environment*, 281, 1-3, 2001, pp. 63 - 78
- H. Wang, *Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species*, in *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 7, 4, 2013, pp. 579 – 588
- F. Marando, E. Salvatori, L. Fusaro, F. Manes, *Removal of PM10 by forests as a nature-based solution for air quality improvement in the metropolitan city of Rome*, in *Forests*, 7, 150, 2016



K. Dzierzanowski, S. W. Gawronski, “*Use of trees for reducing particulate matter pollution in air*”, in Challenges of Modern Technology, 2, 1, 2011, p. 69 - 73

A. Sæbø, R. Popek, B. Nawrot, H. M. Hanslin, H. Gawronska, S. W. Gawronski, *Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surface*, in Science of the Total Environment, 427 - 428, 2012, pp. 347 - 354

L. Tyrvaïnen, S. Pauleit, K. Seeland, S. de Vries, *Urban forests and trees, a reference book*, a cura di C. C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. B. Randrup, J. Schipperijn, 2005, p. 93

K. Perini, *Progettare il verde in città*, 2003, p. 123, Milano

Reznik, G. and Schmidt, *Reduction of emissions by vegetation – dry collection and wet resuspension of fine dust particles on ivy*, in GRdL 69, 10, 2009, p. 434 – 438

T. Stenberg, H. Viles, A. Cathersides, M. Edwards, *Dust particulate absorption by ivy (hedera helix l.) on historic walls in urban environments*, in Science of the Total Environment, 409, 1, 2010, pp. 162 - 168

*Inventario regionale delle emissioni in atmosfera INEMAR Veneto 2013*, Arpav

I. Barmapadimos, C. Hueglin, J. Keller, S. Henne, A. S. H. Prevot, *Influence of meteorology on PM10 trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008*, in Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11, pp. 1813 - 1835

S. Bathmanabhan, S. Nagendra, S. Madanayak, *Analysis and interpretation of particulate matter - PM10, PM2,5 and PM1 emissions from the heterogeneous traffic near an urban roadway*, in Atmospheric Pollution Research, 1, 3, 2010, pp. 184 - 194

H. K. Elminir, *Dependence of urban air pollutants on meteorology*, in Science of the Total Environment, 350, 2005, pp. 225 - 237

L. Si-Jia, W. Dongsheng, L. Xiao-Bing, W. Zhanyong, G. Ya, P. Zhong-Ren, *Three-dimensional distribution of fine particulate matter concentrations and synchronous meteorological data measured by an unmanned aerial vehicle (UAV) in Yangtze River Delta, China*, in Atmospheric Measurement Techniques, 2016, 10.5194/amt-2016-57, pp. 1 - 19

A. A. Economopoulou, A. P. Economopoulos, *Air pollution in Athens basin and health risk assessment*, in Environmental Monitoring and Assessment, 80, 2002, pp. 227 - 299

P. M. Fine, G. R. Cass, B. R. T. Simoneit, *Organic compounds in biomass smoke from residential wood combustion: emissions characterization at a continental scale*, in Journal of Geophysical Research, 107, D21, 2002, pp. 11-1 - 11-9

J. B. Illerup, M. Nielsen, *Improved PM emission inventory for residential wood combustion*, presentato in occasione del “PM Emission Inventories Scientific Workshop”, Lago Maggiore, 18 ottobre 2004

*Indagine sul consumo domestico di biomasse legnose in Veneto*, Risultati dell'indagine campionaria e stima delle emissioni in atmosfera, Arpav, ottobre 2016

B. C. Boman, A. B. Forsberg, B. G. Jarvholm, *Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society*, in Scandinavian Journal of Work, Environmental & Health, 29, 4, 2003: pp. 251 - 260

C. Borrego, J. Valente, A. Carvalho, E. Sà, M. Lopes, A. I. Miranda, *Contribution of residential wood combustion to PM10 levels in Portugal*, in Atmospheric Environment, 44, 5, 2010, pp. 642 - 651





L. Mytting, *Norwegian Wood - Il metodo scandinavo per tagliare, accatastare & scaldarsi con la legna*, Utet, 2016, pp. 33 - 35

H. Agrawal, A. A. Sawant, K. Jansen, J. Wayne Miller, D. R. Cocker, *Characterization of chemical and particulate emissions from aircraft engines*, 2008, in *Atmospheric Environment*, 42, pp. 4380 - 4392

J. S. Kinsey, Y. Dong, D. C. Williams, R. Logan, *Physical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the Aircraft Particle Emissions, eXperiment (APEX)*, 1-3, in *Atmospheric Environment*, 44, 2010, pp- 2147 - 2156

C. C. Wey, B. E. Anderson, C. Wey, R. C. Miake-Lye, P. Whitefield, R. Howard, *Overview on the aircraft particle emissions, Experiment*, in *Journal of Propulsion and Power*, 23, 2007, pp. 898 - 905

M. Mazaheri, G. R. Johnson, L. Morawska, *An inventory of particle and gaseous emissions from large aircraft thrust engine operations at an airport*, in *Atmospheric Environment*, 45, 2011, pp. 3500 - 3507

M. Masiol, R. H. Harrison, *Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: a review*, in *Atmospheric Environment*, 95, 2014, pp. 409 - 455

P. Lobo, D. E. Hagen, P. D. Whitefield, *Measurement and analysis of aircraft engine PM emissions downwind of an active runway at the Oakland International Airport*, in *Atmospheric Environment*, 61, 2012, pp. 114 - 123

H. Hsiao-Hsien, G. Adamkiewicz, E. A. Houseman, J. Vallarino, S. J. Melly, R. L. Wayson, J. D. Spengler, J. I. Levy, *The relationship between aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport*, in *Atmospheric Environment*, 50, 2012, pp. 328 - 337

G. Schurmann, K. Schafer, C. Jahn, H. Hoffmann, M. Bauerfeind, E. Fleuti, *The impact of NO<sub>x</sub>, CO and VOC emissions on the air quality of Zurich airport*, in *Atmospheric Environment*, 41, 2007, pp. 103 - 118

I. A. Waitz, J. Townsend, J. Cutcher-Gershenfeld, E. M. Greitzer, J. L. Kerrebrock, *Aviation and the environment: a national vision statement framework for goals and recommended actions*, Report to the United States Congress, on behalf of the U.S. DOT, FAA and NASA, 2004

I. Ionel, D. Nicolae, F. Popescu, C. Talianu, L. Belegante, G. Apostol, *Measuring air pollutants in an international Romania airport with point and open path instruments*, in *Romanian Journal of Physics*, 56 (3), 2011, pp. 507 - 519

D. Westerdahl, S. A. Fruin, P. L. Fine, C. Sioutas, *The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities*, in *Atmospheric Environment*, 42, 2008, pp. 3143 - 3155

F. Amato, T. Moreno, M. Pandolfi, X. Querol, A. Alastuey, A. Delgado, M. Pedrero, N. Cots, *Concentrations, sources and geochemistry of airborne particulate matter at a major European airport*, in *Journal of Environmental Monitoring*, 4, 2010, pp. 854 - 862

K. F. Salama, A. A. Obireed, A. A. Qarni, M. A. Bagawi, K. A. Namsha, *Study of air quality and noise levels in King Fahad International airport in Dammam, Saudi Arabia*, in *International Journal of Community Medicine and Public Health*, 3 (4), 2016, pp. 912 - 918



S. Abbasi, J. Wahlstrom, L. Olander, C. Larsson, U. Olofsson, U. Sellgren, *A study of airborne wear particles generated from organic railway brake pads and brake discs*, in *Wear*, 273, 2011, pp. 93 - 99

E. Fridell, M. Ferm, A. Bjork, A. Ekber, *On-board measurements of particulate matter emission from a passenger train*, in *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F, in Journal of Rail and Rapid Transit*, 1, 1-8, 2010

B. D. Garg, S. H. Cadle, P. A. Mulawa, P. J. Groblikli, C. Laroo, G. A. Parr, *Brake Wear Particulate Matter Emissions*, in *Environmental Science Technology*, 34, 21, 2000, pp. 4463 - 4469

Q. Li, M. Kobayashi, Y. Wakayama, H. Inagaki, M. Katsumata, Y. Hirata, K. Hirata, T. Shimizu, T. Kawada, B. J. Park, T. Ohira, T. Kagawa, Y. Miyazaki, *Effect of phytoncide from trees on human natural killer cell function*, in *International Journal of Immunopathology and Pharmacology*, 2009, 22, 4, pp. 951 - 959