

PUBLICATIONS OF
THE UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND

**Reports and Studies in
Science, Forestry and
Technology**



UNIVERSITY OF
EASTERN FINLAND

**KAISU LUKKARINEN, HANNA KOPONEN,
ANTTI KARJALAINEN, MARKO HYTTINEN,
PERTTI PASANEN & OLLI SIPPULA**

**Työperäinen altistuminen
dieselnoelle, kiteiselle kvartsille
ja pölylle kaivosympäristöissä**

Kirjallisuuskatsaus osana TASK-hanketta

**Työperäinen altistuminen dieselnoelle,
kiteiselle kvartsille ja pölylle
kaivosympäristöissä**

Kirjallisuuskatsaus osana TASK-hanketta

Kaisu Lukkarinen, Hanna Koponen, Antti Karjalainen, Marko
Hyttinen, Pertti Pasanen ja Olli Sippula

**Työperäinen altistuminen dieselnoelle,
kiteiselle kvartsille ja pölylle
kaivosympäristöissä**

Kirjallisuuskatsaus osana TASK-hanketta



Työsuojelurahasto
Arbetarskyddsfonden
The Finnish Work Environment Fund

Publications of the University of Eastern Finland
Reports and Studies in Science, Forestry and Technology
No 2

University of Eastern Finland
Kuopio
2023

Punamusta Oy
Joensuu, 2023

Sarjan toimittaja: Raine Kortet

ISBN: 978-952-61-4973-8 (PDF)

ISSN: 2954-1956 (PDF)

Lukkarinen Kaisu, Koponen Hanna, Karjalainen Antti, Hyttinen Marko, Pasanen Pertti, Sippula Olli

Työperäinen altistuminen dieselnoelle, kiteiselle kvartsille ja pölylle kaivosympäristöissä. Kirjallisuuskatsaus osana TASK-hanketta.

Kuopio: Itä-Suomen yliopisto, 2023

Publications of the University of Eastern Finland

Reports and Studies in Science, Forestry and Technology 2023; 2

ISBN: 978-952-61-4973-8 (PDF)

ISSN: 2954-1956 (PDF)

TIIVISTELMÄ

Tämän kirjallisuuskatsauksen tarkoituksena on tarkastella kaivosympäristössä esiintyvien karsinogeenisten ja muiden terveydelle vaarallisten yhdisteiden pitoisuuksia. Työ tehtiin osana hanketta "Työntekijöiden Altistumisen vähentäminen syöpävaarallisille ilman epäpuhtauksille Kaivosympäristöissä" (TASK), jossa selvitettiin kaivostyöntekijöiden altistumista syöpävaarallisille ja muille terveydelle haitallisille altisteille, testattiin ja kehitettiin menetelmiä lainsäädännön mukaisten altisteiden seurantaan kaivostyöpaikoissa, sekä laadittiin tulosten pohjalta suosituksia altistumisen vähentämiseksi.

Maanalaisisten kaivosten suljetussa ympäristössä eri lähteistä peräisin olevien terveydelle haitallisten yhdisteiden pitoisuudet voivat nousta korkeiksi. Syöpävaarallisille yhdisteille, kuten dieselpakokaasuille ja kiteiselle kvartsille altistumista on rajoitettu EU-direktiivissä 2019/130 ja valtioneuvoston asetuksessa (Vna) 1267/2019. Lisäksi näille yhdisteille ja pölypitoisuuksille on Suomessa määritetty haitalliseksi tunnettuja pitoisuuksia (HTP) ja asetettu tavoitetasoja Työterveyslaitoksen (TTL) toimesta.

Dieselpakokaasuja muodostuu maanalaisissa kaivoksissa dieselkäyttöisistä koneista ja ajoneuvoista. Dieselpakokaasuja mitataan keräinmenetelmällä mittaamalla alkuainehiilen (EC) pitoisuutta

suodattimelle kerätystä näytteestä, mutta suoraan osoittavat mittalaitteet on havaittu myös hyödyllisiksi ja niillä on mahdollista havaita pitoisuusvaihteluita reaaliaikaisesti. Ajoneuvojen dieselhiukkassuodattimet vähentävät EC-päästöjä tehokkaasti, jolloin tulevaisuudessa dieselpakokaasujen mittaaminen EC:hen perustuen ei välttämättä anna todellista kuvaa altistumisesta muille dieselpakokaasujen sisältämille yhdisteille, ja EC:n rinnalle on ehdotettu esimerkiksi typen oksidien mittaamista.

Kiteistä kvartsipölyä sekä hengittyvää ja alveolijakeista pölyä muodostuu kaivoksissa eri tavoin kiveä työstettäessä, kuten porauksessa ja malmin lastaustoiminnassa. Kiteisen kvartsin pitoisuuden määrittämisessä käytetään yleisesti joko infrapuna- (IR) tai röntgendiffratioanalyysiin (XRD) perustuvaa menetelmää, mutta myös suoraan osoittavia mittalaitteita on kehitetty. Hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn mittaukset perustuvat gravimetriin analyysihin, mutta myös niille on olemassa suoraan osoittavia mittalaitteita.

Dieselpakokaasuille altistuvat eniten tuotannon työntekijät, kuten lastaajat ja kuorma-auton kuljettajat, mutta kaikissa tässä katsauksessa tarkastelluissa työtehtävissä raportoitiin eri tutkimuksissa monikertaisia dieselpakokaasupitoisuuksia tulevaan Vna:n raja-arvoon nähden. Eri tutkimusten välillä oli suuria eroja ja erityisesti vanhemmissa tutkimuksissa raportoidut pitoisuudet olivat korkeita.

Kiteisen kvartsin osalta kirjallisuudessa esitettiin vain muutamia Vna:n raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia porareilla, mutta HTP-arvo ylittyi lähes kaikissa tutkimuksissa eri työtehtävissä. Hengittyvän pölyn osalta kirjallisuudesta löytyi vähän tietoa ja tässä katsauksessa tarkastellut pitoisuudet ovat yksittäisistä tutkimuksista saatuja pitoisuuksia eri työtehtävissä. Suurin osa pitoisuuksista jäi alle HTP-arvon ja TTL:n asettaman tavoitetason. Alveolijakeisen pölyn osalta TTL:n asettama tavoitetaso ylittyi suurimmassa osassa tutkimuksista, välillä moninkertaisesti.

Toimiva ilmanvaihto on tärkeässä osassa, kun pyritään parantamaan maanalaisten kaivosten ilmanlaatua. Dieselpakokaasupäästöjen

vähentämisessä tehokkaita toimenpiteitä ovat siirtyminen sähkökäyttöisiin koneisiin ja ajoneuvoihin sekä ajoneuvojen ja työkoneiden pakokaasujen käsittelyjärjestelmien parannus, erityisesti hiukkassuodattimien käyttö. Pakokaasupäästöihin vaikuttavat lisäksi ajoneuvon tai työkoneen moottorin tekniikka ja ikä, ajotapa sekä käytettävä polttoaine. Kiteiselle kvartsille sekä hengittyvälle ja alveolijakeiselle pölylle altistumista voidaan vähentää teiden, lastausalueen ja porauksen yhteydessä tapahtuvalla kastelulla, kuorma-autojen pienemmillä ajonopeuksilla ja välttämällä liian suuria malmikuormia. Työkoneiden suljetut, riittävän tehokkailla sisäilmasuodattimilla varustetut hytit vähentävät työntekijöiden altistumista. Jos pitoisuuksia ei saada muilla toimenpiteillä riittävälle tasolle, on tärkeää käyttää henkilökohtaisia hengityssuojaimia. Altistumista voi myös vähentää huolehtimalla riittävästä puhdistautumisesta ennen taukoja ja työpäivän päätyttyä.

Avainsanat: dieselpakokaasu, kiteinen kvartsipöly, hengittyvä pöly, alveolijakeinen pöly, työperäinen altistuminen, kaivostoiminta

Lukkarinen Kaisu, Koponen Hanna, Karjalainen Antti, Hyttinen Marko, Pasanen Pertti, Sippula Olli

Occupational exposure to diesel exhaust, crystalline silica and dust in underground mines. Literature review as part of the TASK project.

Kuopio: Itä-Suomen yliopisto, 2023.

Publications of the University of Eastern Finland

Reports and Studies in Science and, Forestry and Technology 2023; 2

ISBN: 978-952-61-4973-8 (PDF)

ISSN: 2954-1956 (PDF)

ABSTRACT

This review examined the concentrations of carcinogenic and other hazardous compounds in mining environments. The review was done as part of the project "Reducing workers' exposure to carcinogenic air pollutants in mining environments" (TASK). In the project, mine workers' exposure to carcinogenic pollutants was investigated and methods of exposure monitoring were developed.

In the underground mines, high concentrations of different hazardous compounds may exist because of closed surrounding areas. Exposure to carcinogenic compounds, such as diesel exhaust or crystalline silica, is restricted by legislation (European Union Directive 2004/37/EC and in Governmental Decree 1267/2019 in Finland). In addition, occupational exposure limits (OELs) and target values have been set for the carcinogenic compounds and dust concentrations.

In underground mines, diesel exhaust emissions are produced by diesel-powered equipment and vehicles. Analysis method used for diesel exhaust is to collect the sample on the filter and analyse the concentration of elemental carbon, but real-time monitoring methods have also been developed.

Respirable crystalline silica as well as inhalable and respirable dust are formed during working with ore, for example, in drilling and load haul dumping. The concentration of respirable crystalline silica is usually

analyzed using methods based on infrared or x-ray diffraction, but real-time analyzers have also been developed. Inhalable and respirable dust are determined gravimetrically, but there are also real-time monitoring methods for them.

The highest exposure levels to diesel exhaust were reported for mine production workers, such as load haul dump operators and truck operators, but concentrations exceeding the exposure limit value were reported for all work tasks. Concentrations exceeding the limit value multiple times were reported, especially in the older studies. Respirable crystalline silica concentrations exceeded OELs in several studies, but the concentrations exceeded the legislation exposure limit only in a few studies. Inhalable dust concentrations were mainly below the OELs and target levels, whereas respirable dust concentrations exceeded recommended target levels in several studies.

Effective ventilation is necessary to improve air quality in underground mines. Electrically operated equipment, vehicles, and particulate filters play a significant role in controlling diesel exhaust concentrations. The technology and age of the vehicles' engine, driving style and the fuel used also affect the emissions. Watering ore properly before moving or handling as well as avoiding excessive ore loads and high driving speed with the ore loads can reduce exposure to crystalline quartz and to inhalable and respirable dust. Closed cabins equipped with effective air filters also reduce exposure of the workers.

In addition, it is important that the workers use personal respiratory protective equipment and clean working clothes properly before breaks and at the end of the working days.

Key words: diesel exhaust, respirable silica, inhalable dust, respirable dust, occupational exposure, mining

Esipuhe

Tämä kirjallisuuskatsaus tehtiin osana hanketta ”Työntekijöiden Altistumisen vähentäminen Syöpävaarallisille ilman epäpuhtauksille Kaivosympäristöissä” (TASK), joka toteutettiin vuosina 2021–2023 yhteistyössä Itä-Suomen yliopiston Pienhiukkas- ja aerosolitekniiikan laboratorion ja Sisäympäristön ja työhygienian tutkimusryhmän sekä kaivosyriyten Outokumpu Chrome Oy:n ja Agnico Eagle Finland Oy:n kanssa. Kirjallisuuskatsauksen tarkoituksena oli selvittää, millä tasolla on kaivostyöntekijöiden altistuminen dieselnoelle, kiteiselle kvartsille sekä hengittyvälle ja alveolijakeiselle pölylle, ja millaisia mittausmenetelmiä näille altisteille on käytössä.

Kiitämme Työsuojelurahastoa, Outokumpu Chrome Oy:tä, Agnico Eagle Finland Oy:tä, Kaivosteollisuus ry:tä, Sitowise Oy:tä ja Sirate Group Oy:tä hankkeen rahoittamisesta, tukemisesta ja hyvästä yhteistyöstä.

Kuopio, elokuu 2023

Tekijät

Lyhenteet

BC	Musta hiili (Black Carbon)
BD	Biodiesel
D	Diesel
DOC	Hapettava katalyytti (Diesel Oxidative Catalyst)
DPF	Hiukkassuodatin (Diesel Particulate Filter)
DPM	Dieselpakokaasun hiukkaset (Diesel Particle Matter)
EC	Alkuainehiili (Elemental Carbon)
EC ₁	EC:n <1 µm jae
EGR	Pakokaasujen takaisinkierätyjärjestelmä (Exhaust Gas Recirculation)
FAME	Rasvahappojen metyyliesteri (Fatty Acid Methyl Ester)
GD	Maakaasun ja dieselin yhdistelmäpolttoaine
HTP	Haitalliseksi tunnettu pitoisuus
HTP _{8h}	8 tunnin altistumista vastaava haitalliseksi tunnettu pitoisuus
HVO	Vetykäsitelty kasviöljypohjainen diesel (Hydrotreated Vegetable Oil)
IHD	Hengittävä pöly (< 100 µm) (Inhalable Dust)
OC	Orgaaninen hiili (Organic Carbon)
OC ₁	OC:n < 1 µm jae
PAH	Polyaromaattiset sykliset hiilivedyt
RCS	Alveolijakeinen kvartsi (Respirable Crystallinen Silica)
RD	Alveolijakeinen pöly (< 4 µm) (Respirable Dust)
rEC	EC:n alveolijae (< 4 µm)
rOC	OC:n alveolijae (< 4 µm)
SCR	Selektiivinen katalyyttinen pelkistin (Selective Catalytic Reduction)
TC	Kokonaishiilipitoisuus (Total Carbon)

Sisällysluettelo

Esipuhe	10
1 Johdanto	13
2 Dieselpakokaasut ja hiukkaset.....	14
2.1 Dieselpakokaasujen koostumus.....	14
2.2 Dieselpakokaasujen terveysvaikutukset	15
2.3 Dieselpakokaasujen raja-arvot	15
2.4 Dieselpakokaasupäästöjen muodostumiseen vaikuttavat tekijät	16
2.5 Dieselpakokaasujen nanohiukkaset	16
2.6 Dieselukäyttöisten ajoneuvojen ja työkonoiden päästönormit	17
2.6.1 EURO-päästöluokat raskaille ajoneuvoille.....	17
2.6.2 Stage-päästöluokat työkoneille.....	19
2.7 Dieselpakokaasujen analyysi- ja mittausmenetelmät	20
2.7.1 Analyysit suodattimelle kerätyistä näytteistä	20
2.7.2 Suoraan osoittavat mittalaitteet	21
2.8 Dieselpakokaasujen pitoisuudet kaivoksissa	22
3 Kiteinen kvartsi sekä hengittyvä ja alveolijakeinen pöly	30
3.1 Kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn määritelmä .	30
3.2 Kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn terveysvaikutukset	30
3.3 Kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn raja-arvot	31
3.4 Kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn päästöjen muodostuminen.....	32
3.5 Kiteisen kvartsin mittausmenetelmät.....	32
3.6 Kiteisen kvartsin pitoisuudet kaivoksissa.....	34
3.7 Hengittyvän pölyn mittausmenetelmät.....	37
3.8 Hengittyvän pölyn pitoisuudet kaivoksissa.....	38
3.9 Alveolijakeisen pölyn mittausmenetelmät.....	41
3.10 Alveolijakeisen pölyn pitoisuudet kaivoksissa.....	42
4 Altistumisen vähentäminen kaivosympäristöissä	47
5 Johtopäätökset	49

1 Johdanto

Kaivosympäristössä esiintyviä syöpävaarallisia yhdisteitä ovat esimerkiksi dieselpakokaasut, asbesti, raskasmetallit (esim. kuudenarvoinen kromi, arseeni, koboltti) ja alveolijakeinen kiteinen kvartsi. Maanalaisissa kaivosympäristöissä suljettu ympäristö ja rajoittunut ilmanvaihto aiheuttavat haasteita näiden ja muiden terveydelle vaarallisten yhdisteiden hallintaan. Suljetussa ympäristössä eri lähteistä peräisin olevien yhdisteiden pitoisuudet voivat nousta korkeiksi ja ylittää niille asetetut raja-arvot ja haitalliseksi tunnetut pitoisuudet (HTP) (STM 2020), mikä aiheuttaa riskin kaivoksissa työskentelevien työntekijöiden terveydelle.

Tämän kirjallisuuskatsauksen tavoitteena on selvittää karsinogeenisiksi tiedettyjen dieselpakokaasupäästöjen ja alveolijakeisen kiteisen kvartsin sekä terveydelle haitallisten hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn pitoisuuksien tasoa kaivosympäristöissä sekä työntekijöiden altistumista niille. Karsinogeenisten yhdisteiden lisäksi hengittyvä ja alveolijakeinen pöly otettiin mukaan tarkasteluun, sillä epäorgaaninen pöly on keskeinen kaivosympäristön altiste (Kaivosturvallisuusopas 2019), joka voi sisältää kallioperästä riippuen terveydelle vaarallisia yhdisteitä. Hengittyvällä ja alveolijakeisella pölyllä on myös omat terveydelle haitalliset vaikutuksensa, kuten keuhkohtaumataudin syntymisen edistäminen (TTL 2016). Tämä kirjallisuuskatsaus on tehty osana hanketta ”Työntekijöiden altistumisen vähentäminen syöpävaarallisille ilman epäpuhtauksille kaivosympäristössä” (TASK), jonka tavoitteena oli selvittää maanalaisissa kaivoksissa esiintyvien karsinogeenisten yhdisteiden pitoisuuksia sekä kehittää ja testata menetelmiä kyseisten yhdisteiden seuraamiseksi ja pitoisuuksien vähentämiseksi.

2 Dieselpakokaasut ja hiukkaset

2.1 Dieselpakokaasujen koostumus

Dieselpakokaasupäästöt koostuvat sekä kaasumaisista että hiukkasmaisista yhdisteistä. Kaasufaasi koostuu pääosin palamisessa muodostuneesta hiilidioksidista ja vesihöyrystä sekä reagoimattomasta palamisilmasta (tipestä ja hapestä). Pakokaasut sisältävät myös merkittäviä määriä monia terveydelle haitallisia yhdisteitä: typen ja rikin oksideja, hiilidioksidia, hiilimonoksidia ja erilaisia hiilivetyjä, kuten formaldehydiä ja polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä (PAH-yhdisteitä). Hiukkasmaiset yhdisteet sisältävät pääosin orgaanisia aineita ja alkuainehiiltä (EC) sekä pieniä pitoisuuksia sulfaatteja ja metalleja. Orgaaninen hiukkasmassa sisältää terveysvaikutusten kannalta merkittäviä PAH-yhdisteitä ja muita karsinogeenisiä hiilivetyjä. Polttoaine, palamisolosuhteet ja pakokaasujen jälkikäsittelytekniikat vaikuttavat merkittävästi päästöjen ominaisuuksiin. (Hinds 1999, EPA 2002, Taxell ja Santonen 2016)

Nokihiukkaset esiintyvät dieselpakokaasuissa yleensä agglomeraatteina, joissa toisiinsa kiinnittyneet alkuainehiilihiukkaset muodostavat agglomeraatin ytimen. Alkuainehiilihiukkasten pinnalla on kerros tiivistynyttä tai adsorboitunutta orgaanista hiiltä ja lisäksi polttoaineesta riippuen epäorgaanisia ioneja kuten sulfaatteja. (Ålander ym. 2003). Dieselhiukkaset esiintyvät pääosin pienhiukkasina eli niiden halkaisija on alle 2,5 µm, mutta ne voivat olla kooltaan myös ultrapieniä hiukkasia eli halkaisijaltaan alle 0,1 µm. (Hinds 1999, EPA 2002). Yleensä suurin osa pakokaasuhiukkasista on halkaisijaltaan alle 1 µm kokoisia (Hinds 1999) ja maanalaisia kaivoksia koskevissa tutkimuksissa hengitysvyöhykkeen EC-hiukkasmassasta 93–96 % on havaittu olevan alle 1 µm kokoluokkaa (Debia et al. 2017, Fleck ym. 2019).

2.2 Dieselpakokaasujen terveysvaikutukset

Dieselpakokaasupäästöjen on havaittu aiheuttavan keuhkosityöpää mm. kaivostyöntekijöillä ja raidetyöntekijöillä, ja tutkimuksissa on havaittu yhteys myös virtsarakon syöpään. Kansainvälinen syöväntutkimuslaitos (IARC) on tämän perusteella luokitellut dieselpakokaasupäästöt syöpää aiheuttaviksi eli syöpävaarallisiksi luokkaan 1. (IARC 2014). Australialaisia kaivoksia koskevassa tutkimuksessa on havaittu, että pitkäaikainen altistuminen dieselhiukkasille nostaa merkittävästi keuhkosityöpään kuolleiden määrää (Peters ym. 2017a).

Dieselpakokaasuilla on havaittu olevan myös muita terveysvaikutuksia. Välittömiä vaikutuksia ovat hengitysteiden ja silmien ärsytys, joita voivat aiheuttaa mm. dieselpakokaasuissa esiintyvät ärsyttävät yhdisteet, kuten typpidioksidi. Pitkäaikainen altistuminen voi aiheuttaa mm. keuhkojen toiminnan heikkenemistä. (Taxell ja Santonen 2016). Pakokaasupäästöillä on havaittu olevan myös neurotoksisia vaikutuksia. Ultrapienet hiukkaset voivat läpäistä veriaivonesteen ja kulkeutua keskushermostoon asti. Alle 2,5 µm:n kokoisilla hiukkasilla sekä typpidioksidilla on havaittu yhteys dementiaan, ja vilkkaiden teiden varrella asuvilla on todettu olevan kohonnut riski sairastua siihen. (Happo ym. 2020)

2.3 Dieselpakokaasujen raja-arvot

Dieselpakokaasupäästöjen kahdeksan tunnin raja-arvo alkuainehiilenä (EC) mitattuna on työpaikoilla 21.2.2023 alkaen 0,05 mg/m³ EU-direktiivin (2019/130) ja Suomen valtioneuvoston asetuksen (Vna) 1267/2019 mukaisesti. Raja-arvo koskee alveolijakeista (aerodynaaminen halkaisija < 4 µm) EC:tä. Maanalaisissa kaivoksissa ja tunnelirakentamisessa raja-arvo astuu voimaan 21.2.2026.

2.4 Dieselpakokaasupäästöjen muodostumiseen vaikuttavat tekijät

Dieselpakokaasujen koostumukseen ja määrään vaikuttavat monet tekijät. Dieselpakokaasupäästöjä voidaan tehokkaasti vähentää käyttämällä päästöjen vähentämistekniikoita, joita ovat esimerkiksi pakokaasujen takaisinkierrätysjärjestelmä (EGR), pakokaasujen hapetuskatalyytti (DOC, kaasumaisten yhdisteiden muuttaminen vaarattomampaan muotoon), selektiivinen katalyyttinen pelkistin (SCR, typen oksidien pelkistäminen) ja hiukkassuodatin (DPF, nokihiukkasten suodatus). Kaivosympäristöissä dieselpakokaasujen säätelyn on arveltu laskeneen pidemmällä aikavälillä myös kaivostyöntekijöiden hengitysvyöhykkeen EC-pitoisuuksia (Rumchev ym. 2020). Ajoneuvojen ja koneiden tyyppi ja sitä kautta käytössä oleva moottoritekniikka sekä käytettävä polttoaine vaikuttaa päästöihin. Biopolttoaineiden (esimerkiksi rasvahappojen metyyliestereistä valmistettu ensimmäisen sukupolven biodieselin (FAME) ja vetykäsitellyn kasviöljypohjaisen dieselin (HVO) on havaittu joissain tutkimuksissa vähentävän EC-päästöjä, mutta niiden käyttö voi kuitenkin lisätä muita päästöjä (Heikkilä ym. 2009, Bugarski ym. 2010, Lutz ym. 2015, Ashraful ym. 2015, How ym. 2019, Pirjola ym. 2019). Lisäksi ajoneuvon ajotapa vaikuttaa päästöihin ja esimerkiksi moottorin kuorman kasvattaminen tyypillisesti nostaa hiukkas- ja EC-päästöjä (Lim ym. 2008, Bugarski ym. 2010, Cheng ym. 2015).

2.5 Dieselpakokaasujen nanohiukkaset

Nanohiukkasilla tarkoitetaan alle 100 nm kokoisia hiukkasia. Dieselpakokaasujen nanohiukkaset ovat peräisin muun muassa alkuainehiilihiukkasista, voiteluöljyjen metallijäämistä, palamisessa muodostuvasta tuhkasta, kondensoituneesta orgaanisesta jakeesta, moottorin kulumisesta ja pääosin voiteluöljyistä peräisin olevista rikin yhdisteistä. Dieselpakokaasuissa nanohiukkaset jaetaan usein noki- ja

nukleaatiohiukkasiin. Nokihiuksat muodostuvat polttoprosessissa epätäydellisen palamisen seurauksena ja nukleaatiohiuksat pakokaasujen laimentuessa polttoprosessin jälkeen, jolloin pakokaasujen puolihaihtuvat yhdisteet tiivistyvät hiukkasiksi. Puolihaihtuvien hiukkasten alkuperäksi epäillään polttoaineen rikkiyhdisteitä tai voiteluöljyjen hiilivetyjä. Nukleaatiohiuksat voivat muodostua myös kiinteiden ytimien ympärille, joiden muodostumisen epäillään tapahtuvan moottorin sylintereissä. Nukleaatiohiuksat ovat yleisesti alle 30 nm kokoisia ja nokihiuksat noin 40–100 nm kokoisia. (dieselnet 11, EPA 2002, Rönkkö ym. 2014, Pirjola ym. 2017, Sirignano ym. 2018, Wihersaari ym. 2020).

2.6 Dieselkäyttöisten ajoneuvojen ja työkoneiden päästönormit

2.6.1 EURO-päästöluokat raskaille ajoneuvoille

Dieselkäyttöisten raskaiden ajoneuvojen päästöjä säädellään EURO-päästöluokalla (Taulukko 1). Ensimmäinen EURO-päästöluokka EURO I säädettiin EU-direktiivillä 88/77/ETY vuonna 1987 ja raskailla ajoneuvoilla se astui voimaan 1992. Päästöluokissa EURO I, EURO II (1996) ja EURO III (2000) ei ollut vielä välttämätöntä käyttää jälkipuhdistustekniikkaa, vaan päästöjä alennettiin pääasiassa tekemällä muutoksia moottoritekniikkaan.

EURO IV astui voimaan vuonna 2005. Tällöin moottoritekniikassa otettiin yleisesti käyttöön pakokaasujen takaisinkierätyjärjestelmä (EGR), jonka avulla vähennetään typen oksidipäästöjä. EGR:n sijaan joissakin koneissa käytettiin samaan tarkoitukseen ureaan perustuvaa selektiivistä katalyyttistä pelkistintä (urea-SCR). Jossain koneissa otettiin myös käyttöön hiukkasia hapettava katalyytti, jolla vähennettiin hiukkaspitoisuuksia. Koneissa, joissa oli käytössä EGR, hyödynnettiin pakokaasujen jälkipuhdistustekniikkana myös pakokaasuja hapettavaa katalyyttiä (DOC). DOC:ia käytettiin varhaisemmissa vaiheissa pääasiassa hiilivetyjen ja hiilimonoksidin hapettamiseen vähemmän haitallisiksi yhdisteiksi, kuten hiilidioksidiksi, mutta uudemmissa koneissa DOC:n pääasiallinen tehtävä on helpottaa SCR:n ja hiukkassuodattimien (DPF) toimintaa toimimalla apukatalyyttinä. DOC hapettaa pakokaasuissa olevan typpioksidin

typpidioksidiksi, mikä auttaa SCR:n ja DPF:n toimintaa typen oksidien poistamisessa. (dieselnet 4).

EURO V tuli voimaan vuonna 2008 ja tällöin koneissa alettiin yleisesti hyödyntää urea-SCR:ää tai EGR:n ja urea-SCR:n yhdistelmää poistamaan pakokaasuista typen oksideja. EURO VI astui voimaan vuonna 2013, jolloin koneisiin tuli pakolliseksi hiukkaspäästöjä vähentävät hiukkassuodattimet. (dieselnet 2, 3, 5, 7)

EURO-päästöluokassa raskaiden ajoneuvojen päästöjä säännellään sekä vakio-tilaisella että muuttuvatilaisella testisyklillä. Vakio-tilaisessa testisyklissä EURO I - ja II -päästöluokissa säänneltäviä päästöjä ovat häkä (g/kWh), hiilivedyt (g/kWh), hiukkasmassa (g/kWh) sekä typen oksidit (g/kWh). EURO III -päästöluokassa säänneltäviin päästöihin lisättiin myös savun opasiteettina määritettävä savu-arvo (1/m) ja EURO VI -luokassa hiukkasten lukumäärä (1/kWh). Muuttuvatilainen testisykli otettiin käyttöön vasta EURO III -luokan myötä ja siinä päästöjä tarkkaillaan erilaisissa olosuhteissa, kuten kylmä- ja kuumakäynnistyssykleissä. Muuttuvatilaisessa testisyklissä säännellään hiilimonoksidin (g/kWh), hiilivetyjen (pois lukien metaani, g/kWh), metaanin (g/kWh), typen oksidien (g/kWh) ja hiukkasmassan pitoisuuksia (g/kWh). EURO VI -luokan myötä säännellään myös hiukkaslukumääräpitoisuuksia (1/kWh) sekä ammoniakkipitoisuutta (ppm). (dieselnet 3)

Taulukko 1. Raskaiden ajoneuvojen EURO-päästöluokkien voimaantulo- ja voimantulo- ja/tai moottoritekniikat

Päästöluokka	Vuosi	Jälkipuhdistustekniikka ja/tai moottoritekniikka
EURO I	1992	Parannuksia moottoritekniikassa
EURO II	1996	Parannuksia moottoritekniikassa
EURO III	2000	Parannuksia moottoritekniikassa
EURO IV	2005	EGR tai urea-SCR tai EGR + DOC
EURO V	2008	Urea-SCR tai urea-SCR + EGR (+DOC)
EURO VI	2013	Urea-SCR + DPF tai urea-SCR + EGR (+DOC) + DPF

2.6.2 Stage-päästöluokat työkoneille

Työkoneiden päästöjä alettiin säädellä EU-direktiivillä 97/68/EY vuonna 1997. Stage I tuli voimaan 1999 ja Stage II vuosien 2001–2004 välillä riippuen koneen tehosta (Taulukko 2). Stage I:n ja II:n päästörajoissa säädeltyjä päästöjä olivat hiilimonoksidi (g/kWh), hiilivedyt (g/kWh), typen oksidit (g/kWh) sekä hiukkasmassa (g/kWh). Päästöluokka Stage III A tuli voimaan vuosina 2006–2008 ja Stage III B vuosina 2011–2013 eri teholuokkien koneille. Stage III B:n mukaisesti koneissa hyödynnettiin myös päästöjä hapettavaa katalyyttiä ja typen oksidien vähentämisessä käytettiin yleensä joko EGR:ää tai urea-SCR:ää (Taulukko 2). (dieselnet 5, 6, 7).

Stage IV tuli voimaan vuonna 2014 ja sen myötä erityisesti typen oksidien päästörajat tiukentuivat merkittävästi Stage III -luokkaan verrattuna. Stage III- ja IV-luokissa säädeltiin muuten samoja päästöjä kuin Stage I- ja II-luokissa, mutta lisäksi niissä on määritelty päästöraja ammoniakkipäästöille (ppm). Stage V otettiin käyttöön porrastetusti vuosina 2019 ja 2020. Tällöin DPF tuli tärkeäksi jälkipuhdistustekniikaksi hiukkaspäästöjen vähentämiseksi. Stage V -luokassa säädeltäviin päästöihin lisättiin myös hiukkasten lukumäärä (1/kWh). (dieselnet 8).

Taulukko 2. Raskaiden työkoneiden Stage-päästöluokkien voimaantulovuodet ja yleisimmät käytetyt jälkipuhdistus- ja/tai moottoritekniikat

Päästöluokka	Vuosi	Jälkipuhdistustekniikka ja/tai moottoritekniikka
Stage I	1999	Parannuksia moottoritekniikassa
Stage II	2001–2004	Parannuksia moottoritekniikassa
Stage III A	2006–2008	Parannuksia moottoritekniikassa
Stage III B	2011–2013	EGR + DOC tai urea-SCR + DOC
Stage IV	2014	EGR + DOC tai urea-SCR + DOC
Stage V	2019–2020	EGR + DOC + DPF tai urea-SCR + DOC + DPF

2.7 Dieselpakokaasujen analyysi- ja mittausmenetelmät

2.7.1 Analyysit suodattimelle kerätyistä näytteistä

Työhygieenisissä mittauksissa dieselpakokaasupitoisuuksia määritetään yleensä hiukkasjakeen hiilipitoisuudesta, koska suurin osa pakokaasuhiukkasista (n. 80 %) koostuu hiilen eri muodoista (NIOSH 2016). Määrittämisessä käytetään yleensä joko kokonaishiilipitoisuutta (TC), joka muodostuu alkuainehiilestä (EC) ja orgaanisesta hiilestä (OC), tai pelkkää EC-pitoisuutta. Maanalaisissa kaivoksissa Suomessa ja muualla Euroopassa dieselpakokaasupäästöt tulee mitata alveolijakeisena EC:nä viimeistään vuonna 2026 EU-direktiivin (2019/130) ja Vna:n 1267/2019 mukaisen raja-arvon tullessa voimaan.

Analyysiä varten näyte kerätään suodattimelle hiukkaskeräimellä, esimerkiksi syklonikeräimellä. EC:n ja TC:n määrittämisessä käytetään yleisesti NIOSH 5040 -menetelmää, joka on termis-optinen analyysimenetelmä EC-, OC- ja TC-pitoisuuden määrittämiseen kvartsisuodattimelta. Erityisesti kaivosympäristössä näytteiden keräysvaiheessa tulisi käyttää joko impaktoria, syklonia tai näiden yhdistelmää rajaamaan kerätyt hiukkaset alle 4 µm kokoluokan hiukkasiksi. Tällöin muiden hiilen lähteiden, pölyjen tai aerosolien vaikutus mittaustuloksiin on mahdollisimman vähäinen ja mittaus on lainsäädännön mukainen. (NIOSH 2016).

TC:n heikkoutena on, että hiukkaskeräimet keräävät kaikkia TC:n lähteitä ja kaivosympäristöissä ilmassa voi esiintyä esimerkiksi öljysumua ja tupakan savua. Hiukkaskokoa rajaavat impaktorit eivät poista tupakan savun ja öljysumun vaikutusta, koska kyseiset yhdisteet esiintyvät samassa kokoluokassa kuin dieselpakokaasuhiukkaset. EC:n etuna TC:hen nähden on, että nämä lähteet eivät vaikuta merkittävästi mittaustulokseen, koska ne koostuvat suurimmaksi osaksi OC:sta ja EC:tä on niissä vain noin 1 %. TC ei sen sijaan ole niin herkkä ajo-olosuhteiden aiheuttamille muutoksille. Ajo-olosuhteet, kuten kuorma, voivat vaikuttaa merkittävästi EC:n osuuteen pakokaasupäästöissä, mikä vaikuttaa mittaustuloksiin, jos pakokaasupitoisuutta määritetään EC:nä. (NIOSH 2011, NIOSH 2016).

Dieselpakokaasujen mittaamista EC:nä on myös kritisoitu. Uudet tiukentuneet päästörajat ja niiden myötä kehittyneet moottori- sekä jälkipuhdistustekniikat ovat vaikuttaneet pakokaasupäästöjen koostumukseen, mikä aiheuttaa haasteita dieselpakokaasualtistumisen arviointiin EC-pitoisuutta hyödyntäen. DPF:t vähentävät pakokaasuista erityisesti EC-pitoisuutta suhteessa muihin pakokaasujen komponentteihin, jolloin EC ei anna todellista kuvaa altistumisesta ja dieselpakokaasupäästöihin liittyvistä terveysvaikutuksista (Cauda ym. 2012, Hawley ym. 2014, Khalek ym. 2015, Landwehr ym. 2021). Joissakin tutkimuksissa onkin esitetty, ettei mikään yksittäinen parametri ole riittävä määrittämään dieselpakokaasujen terveysvaikutuksia, ja dieselpakokaasujen haitallisuutta arvioitaessa tulisi ottaa mukaan myös pakokaasujen kaasumaiset ja puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet (Hawley ym. 2014). Dieselpakokaasuille on myös esitetty matalampia EC:n raja-arvoja, tai vaihtoehtoisesti raja-arvo voitaisiin asettaa hiukkaslukumääräpitoisuutena tai typen oksideina (Hedmer ym. 2017, Berlinger ym. 2019, Landwehr ym. 2021). Maanalaisissa kaivoksissa typen oksideja muodostuu kuitenkin dieselpakokaasujen lisäksi myös räjähdysaineista.

Dieselpakokaasujen määrittämisessä käytetään myös palamisen tuotteena syntyvän hengittävän pölyn (respirable combustible dust) määrittäystä, jossa suodattimelta määritetään ilmassa esiintyvä palava jae (Khan ym. 2020). Menetelmä ei ole yhtä tarkka kuin EC:n mittaus, eikä myöskään spesifi dieselpakokaasuille.

2.7.2 Suoraan osoittavat mittalaitteet

Suoraan osoittavien mittalaitteiden etuna keräinmenetelmiin verrattuna on, että niillä voidaan mitata pitoisuuksia reaaliajassa, jolloin korkeat pitoisuudet saadaan nopeasti selville. Näin on mahdollista estää työntekijöitä altistumasta liian suurille pitoisuuksille. Myös pitoisuusvaihtelut voidaan havaita nopeasti ja esimerkiksi kaivoksen ilmanvaihdon muutosten vaikutukset dieselpäästöihin on mahdollista saada heti selville ilman mahdollista usean päivän tai viikon viivettä, joka

keräinmenetelmässä näytteiden analysoinnista voi koitua. (Noll ym. 2013, Khan ym. 2020)

Dieselpakokaasuille on erilaisia suoraan osoittavia mittaussuomenetelmiä, jotka perustuvat mm. valon sirontaan, valon absorptioon, fotoakustiikkaan tai gravimetriaan (Khan ym. 2020). Gravimetriaan ja valon sirontaan perustuvissa mittalaitteissa ongelmana voi olla muun muassa muiden aerosolien, öljysumun ja kosteuden vaikutukset mittaustuloksiin.

Etalometrin toiminta perustuu näytteen keräämiseen suodattimelle ja suodattimelta mitattavaan valon absorptioon. Etalometrit mittaavat absorptiota useilla aallonpituuksilla ja mustan hiilen (BC) mittaukseen käytetään aallonpituutta 880 nm (infrapuna, IR). Etalometreissa on myös hengitysvyöhykenäytteiden ottoon sopivia malleja, kuten Aethlabs:n mikroetalometrit AE51 ja edistyneemmät, pitoisuuskorjausta käyttävät mallit MA200, MA300 ja MA350. Mikroetalometreja on testattu useissa erilaisissa ympäristöissä (Alas ym. 2020, Chakraborty 2023), mutta kaivosympäristöissä asiasta tarvitaan vielä lisätietoa (Geitner et al. 2021).

Etalometrien lisäksi toinen optiseen havainnointiin perustuva dieselnoen jatkuvatoimiseen mittaamiseen soveltuva laite on FLIR Airtec. Sen toiminta perustuu suodattimelta mitattavan valon sirontaan ja absorptioon. Sekä etalometreja ja FLIR Airtec:ia voivat soveltua hyvin EC:n arviointiin työperäisessä altistusmittauksessa, mutta mm. muu pöly ja tupakansavu voivat häiritä vaikuttavat mittausta. (Noll ym. 2013, Gaillard ym. 2019).

2.8 Dieselpakokaasujen pitoisuudet kaivoksissa

Kirjallisuudessa esitetyt kaivoksissa työskentelevien työntekijöiden hengitysvyöhykkeeltä mitatut alveolijakeisen EC:n (rEC) geometriset keskiarvopitoisuudet (GM) vaihtelevat eri tutkimuksissa 19–347 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä ja aritmeettiset keskiarvopitoisuudet (AM) 40–384 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä (Taulukko 3, Kuva 1). Osa pitoisuuksista ylittää tulevan EC:n 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ raja-arvon. Alle 1 μm jakeen EC-pitoisuuden (EC_1) osalta tulos on esitetty ainoastaan yhdessä tutkimuksessa, jossa GM-pitoisuus oli 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fleck ym. 2019).

Alveolijakeisen OC:n (rOC) GM-pitoisuudet vaihtelivat 58–137 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä ja AM-pitoisuudet 64–195 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä.

Suurimmat pitoisuudet on raportoitu vanhemmissa tutkimuksissa (Coble ym. 2010), jolloin päästörajat olivat löyhempiä, eikä käytössä ollut niin tehokasta päästörajoitustekniikkaa kuin 2010- ja 2020-lukujen koneissa. Myös ilmastoitujen hyttien puuttumisen on raportoitu aiheuttavan korkeita pitoisuuksia (Debia ym. 2017). Kun eri kaivoksia on verrattu, korkeimpia pitoisuuksia on mitattu mm. kalkkivikaivoksista (Coble ym. 2010) ja nikkeli-kaivoksista (Peters ym. 2017a). Pitoisuudet ovat olleet pienempiä, jos käytössä on sähkökäyttöisiä työkoneita (Coble ym. 2010).

Taulukko 3. Hengitysvyöhykkeeltä mitattuja keskiarvopitoisuuksia (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) alveolijakeiselle orgaaniselle hiilelle (rOC), alveolijakeiselle alkuainehiilelle (rEC) ja alle 1 μm jakeesta mitatulle EC-pitoisuudelle (EC_1) eri tutkimuksista.

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	rOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		rEC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		EC_1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
				AM	GM	AM	GM	AM	GM
Fleck ym.	2018	Au 1	122				68		
Fleck ym.	2018	Au 2	94				103		
Peters ym.	2017a	Au	2 509			76	40		
Fleck ym.	2019	Au	20				58		54
Peters ym.	2016	Cu, Pb, Zn	488			79	41		
Coble ym.	2010	K 1, 1)	124	195	99	191	88		
Coble ym.	2010	K 2, 1)	84	101	87	94	68		
Coble ym.	2010	Kalkkikivi, 1)	108	167	137	384	347		
Peters ym.	2017a	Ni	1 087			89	48		
Peters ym.	2017a	Fe	11			80	38		
Coble ym.	2010	Suola, 1)	118	128	114	82	53		
Coble ym.	2010	Trona 1, 1)	126	64	58	40	27		
Coble ym.	2010	Trona 2, 1)	116	110	89	84	53		
Coble ym.	2010	Trona 3, 1)	103	89	76	71	54		
Ädelroth ym.	2006	Fe, *	27			27			
Debia ym.	2017	Kaivos 1	64				67		
Debia ym.	2017	Kaivos 2	56				110		
Peters ym.	2016	2)	4 043			80	42		
Berlinger ym.	2019	Useita	87				19		

1) = aineisto 1998–2001

n = mittausten lukumäärä

2) = eri työntekijöitä (review-artikkeli)

* rEC oletus

Au=kulta, Cu=kupari, Pb=lyijy, Zn=sinkki, K=kalium, Ni=nikkeli, Fe=rauta

Kiinteissä mittauspisteissä rEC:n GM-pitoisuuksien keskiarvot vaihtelivat 94–150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä eri tutkimuksissa (Taulukko 4, Kuva 1). AM-pitoisuus on esitetty ainoastaan yhdessä tutkimuksessa (Debia ym. 2017), jossa pitoisuus oli 193 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kaivostunnelista on mitattu korkeampia pitoisuuksia kuin pöytätasolta ja avolouhoksista pienempiä pitoisuuksia kuin maanalaisista kaivoksista (Linnainmaa ym. 2016). Joissakin tutkimuksissa on mitattu dieselnokea myös BC:nä (Saarikoski ym. 2019).

Taulukko 4. Kiinteistä mittauspisteistä mitattuja keskiarvopitoisuuksia (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) alveolijakeiselle orgaaniselle hiilelle (rOC), alveolijakeiselle alkuainehiilelle (rEC) ja alle 1 µm jakeesta mitatulle EC-pitoisuudelle (EC₁).

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	rOC (µg/m ³)		rEC (µg/m ³)		EC ₁ (µg/m ³)	
				AM	GM	AM	GM	AM	GM
Linnainmaa ym.	2016	Cr 1	-			16			
Linnainmaa ym.	2016	Cr 2	-			53			
Fleck ym.	2018	Au 1	23				94		133
Fleck ym.	2018	Au 2	22				107		87
Coble ym.	2010	K 1, 1)	6	230	226				
Coble ym.	2010	K 2, 1)	14	111	97				
Coble ym.	2010	Kalkkikivi,1)	14	661	69				
Coble ym.	2010	Suola, 1)	19	145	106				
Coble ym.	2010	Trona 1, 1)	12	50	42				
Coble ym.	2010	Trona 2, 1)	17	138	68				
Coble ym.	2010	Trona 3, 1)	3	98	94				
Debia ym.	2017	Au	17/13*			193	150	191	160
Bertolatti ym.	2011	-, **,+	1			30			
Bertolatti ym.	2011	-, **,+	1			90			
Bertolatti ym.	2011	-, **,+	1			130			
Bertolatti ym.	2011	-, **,+	1			100			
Gren ym.	2022	Fe,+, BC	1						72
Saarikoski ym.	2019	Cr,+, BC	1						4
Saarikoski ym.	2019	Cr,+, BC	1						13
Saarikoski ym.	2019	Cr,+, BC	1						12
Saarikoski ym.	2019	Cr,+, BC	1						7
Saarikoski ym.	2019	Cr,+, BC	1						7

** rEC oletus

1) = aineisto 1998–2001

+ = ei keskiarvo

Cr=kromi, Au=kulta, K=kalium, Fe=rauta

n = mittausten lukumäärä

BC = musta hiili

- = ei tiedossa

* = rEC/EC₁

Yleisesti eri tutkimuksissa on havaittu, että eniten altistuvat työntekijät kuuluvat tuotannon työntekijöihin eli lastaajiin ja malmia kuljettavien kuorma-autojen kuljettajiin, mutta myös muut työntekijät voivat altistua korkeille pitoisuuksille (Coble ym. 2010, Peters ym. 2016, Debia ym. 2017). Taulukoissa 5 ja 6 on tarkasteltu kirjallisuudessa esitettyjä eri työntekijäryhmien (lastaajat, kuorma-auton kuljettajat, työnjohtajat,

rusnarit, ruiskubetonoijat ja porarit) hengitysvyöhykkeeltä mitattuja EC-pitoisuuksia.

Tutkimuksissa raportoidut kuorma-autonkuljettajilta mitattujen pitoisuuksien keskiarvot (Taulukko 5, Kuva 1) olivat korkeimmillaan useita satoja mikrogrammoja (Coble ym. 2010, Debia ym. 2017, Fleck ym. 2018) ja pienimmillään muutamia kymmeniä mikrogrammoja (Coble ym. 2010, Linnainmaa ym. 2016, Lukkarinen 2021). Työnjohtajien osalta keskiarvopitoisuuksissa oli suurta vaihtelua (30–131 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) eri tutkimusten välillä (Taulukko 5, Kuva 1). Porarien hengitysvyöhykkeellä keskiarvopitoisuudet vaihtelivat 91–270 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä (Taulukko 5, Kuva 1). Ruiskubetonoijien ja rusnarien kohdalla mittaustuloksia on vain vähän. Pitoisuudet vaihtelevat ruiskubetonoijilla välillä 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC₁, Lukkarinen 2021) ja 66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fleck ym. 2018) (Taulukko 6, Kuva 1). Rusnarien pitoisuudet vaihtelevat välillä 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC₁, Lukkarinen 2021) ja 362 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Coble ym. 2010) (Taulukko 6, Kuva 1). Lastaajien keskiarvopitoisuudet vaihtelivat välillä 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC₁) ja 129–426 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (rEC), ja yksittäisten mittausten pitoisuudet välillä 25–110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC₁) ja 22–92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (rEC) (Taulukko 6, Kuva 1).

Taulukko 5. Kuorma-autonkuljettajien, työnjohtajien ja porarien hengitysvyöhykkeeltä mitattuja keskiarvopitoisuuksia (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) alveolijakeiselle alkuainehiilelle (rEC) ja alle 1 µm jakeesta mitatulle EC-pitoisuudelle (EC₁).

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	Huom	n	rEC (µg/m ³)		EC ₁ (µg/m ³)	
					AM	GM	AM	GM
Kuorma-auton kuljettajat								
Fleck ym.	2018	Au		30		139		
Debia ym.	2017	-		24		140		
Coble ym.	2010	Kalkki	1)	15	412	344		
Coble ym.	2010	Suola	1)	5	29	26		
Lukkarinen	2021	Au		14			25	20
Linnainmaa ym.	2016	Cr			25			
Bertolatti ym.	2011	-	*,**,+	1	30			
Fleck ym.	2019	Au	+	1	52		53	
Fleck ym.	2019	Au	+	1	32		28	
Fleck ym.	2019	Au	+	1	41		14	
Fleck ym.	2019	Au	+	1	55		51	
Gren ym.	2022	Fe	BC	1			50	
Työnjohtajat								
Fleck ym.	2018	Au		14		86		
Debia ym.	2017	-		7		51		
Coble ym.	2010	K	Ryhmä 1, 1)	5	128	116		
Coble ym.	2010	K	Ryhmä 2, 1)	6	170	131		
Coble ym.	2010	K 2	1)	7	48	47		
Coble ym.	2010	Suola	1)	7	116	110		
Coble ym.	2010	Trona 2	Ryhmä 1, 1)	5	72	30		
Coble ym.	2010	Trona 2	Ryhmä 2, 1)	7	62	34		
Coble ym.	2010	Trona 3	1)	5	56	47		
Porarit								
Fleck ym.	2018	Au	Diamond	4		91		
Fleck ym.	2018	Au	Jumbo	9		108		
Debia ym.	2017	-	Jumbo	8		130		
Coble ym.	2010	Kalkki	1)	15	313	270		
Bertolatti ym.	2011	-	*,**,+	1	30			

1) = aineisto 1998-2001

+ = ei keskiarvo

** rEC oletus

n = mittausten lukumäärä

* = muutettu mg/m³ → µg/m³

Au=kulta, Cr=kromi, Fe=rauta, K=kalium

Taulukko 6. Lastaajien hengitysvyöhykkeeltä mitattuja keskiarvopitoisuuksia (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) alveolijakeiselle orgaaniselle hiilelle (rOC), alveolijakeiselle alkuainehiilelle (rEC) ja alle 1 µm jakeesta mitatulle EC-pitoisuudelle (EC₁).

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	Huom	n	rOC (µg/m ³)		rEC (µg/m ³)		EC ₁ (µg/m ³)	
					AM	GM	AM	GM	AM	GM
Lastaajat										
Fleck ym.	2018	Au		30				146		
Lutz ym.	2015	-	D	23	159		147			
Lutz ym.	2015	-	BD75	22	158		99			
Lutz ym.	2015	-	GD	12	54		52			
Debia ym.	2017	-		18				150		
Coble ym.	2010	Kalkki	1)	6			488	426		
Coble ym.	2010	K 2	1)	5			216	196		
Coble ym.	2010	Trona ³	1)	7			146	129		
Lukkarinen	2021	Au		11					23	18
Linnainmaa ym.	2016	Cr		2			49			
Bertolatti ym.	2011	-	*,**	1			60			
Fleck ym.	2019	Au	+	1			74		68	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			73		66	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			39		32	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			92		110	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			22		25	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			72		64	
Fleck ym.	2019	Au	+	1			37		45	
Gren ym.	2022	Fe	BC	1					64	
Gren ym.	2022	Fe	BC	1					46*	
Gren ym.	2022	Fe	BC	1					5*	
Ruiskubetonoijat										
Fleck ym.	2018	Au		5				66		
Lukkarinen	2021	Au		3					58	41
Rusnarit										
Coble ym.	2010	Kalkki	1)	18			388	362		
Lukkarinen	2021	Au		6					70	56

* = muutettu mg/m³ → µg/m³

** rEC oletus

+ = ei keskiarvo

BD75=biodiesel 75 %

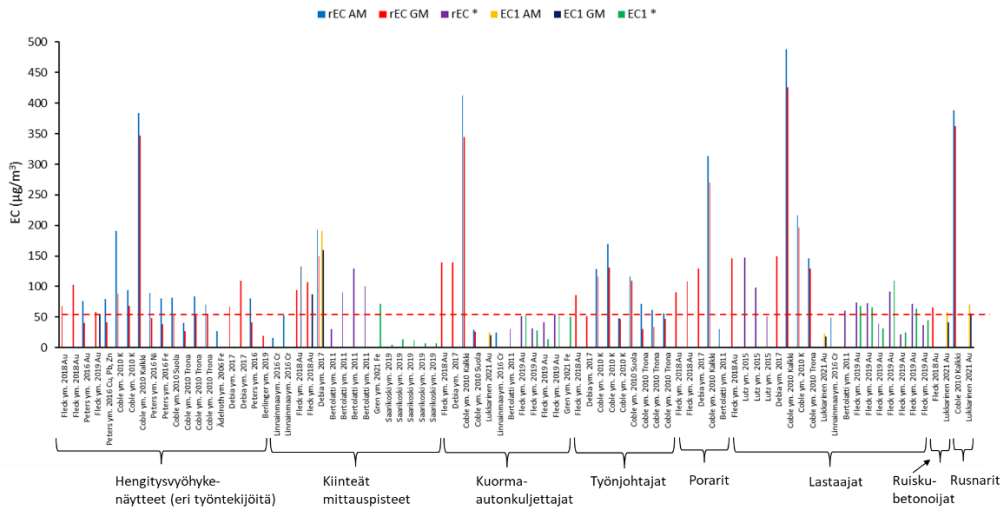
Au=kulta, K=kalium, Cr=kromi, Fe=rauta

n = mittausten lukumäärä

1) = aineisto 1998-2001

D = diesel

GD = maakaasun ja dieselin yhdistelmäpolttoaine



Kuva 1. Hengitysvyöhykkeeltä ja kiinteistä mittauspisteistä mitattuja keskiarvopitoisuuksia (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) alveolijakeiselle alkuainehiilelle (rEC) ja alle 1 µm jakeesta mitatulle EC-pitoisuudelle (EC₁). Raja-arvopitoisuus (50 µg/m³) on merkitty kuvaan punaisella katkoviivalla. Au=kulta, Cu=kupari, Pb=lyijy, Zn=sinkki, K=kalium, Ni=nikkeli, Fe=rauta, Cr=kromi.

3 Kiteinen kvartsi sekä hengittävä ja alveolijakeinen pöly

3.1 Kiteisen kvartsin sekä hengittävän ja alveolijakeisen pölyn määritelmä

Kiteinen kvartsi on kiteisen piidioksidin yleisin esiintymismuoto Suomessa. Muita Suomessa tavattavia esiintymismuotoja ovat tridymiitti ja kristoballiitti. Kvartsia esiintyy luonnostaan maa-aineksissa, kuten hiekassa ja kivissä, joista erityisesti hiekkakivestä ja kvartsiitista suurin osa on kvartsia. Kiteistä piidioksidia syntyy myös erilaisissa teollisuuden prosesseissa, joissa käytetään korkeita lämpötiloja, kuten valimoissa sekä keramiikkateollisuudessa. (KETSU 2007) Lainsäädännön mukainen raja-arvo koskee kaikkia kiteisen piidioksidin muotoja, mutta tässä kirjallisuuskatsauksessa käytetään termiä kiteinen kvartsi, sillä se on yleisin piidioksidin muoto ja termi on yleisesti käytössä (NIOSH 2002).

Hengittäväksi pölyksi kutsutaan kaikkia aerodynaamiselta halkaisijaltaan $\leq 100 \mu\text{m}$ kokoisia hiukkasia. Hengittävän pölyn suurimmat hiukkaset (halkaisija yli $30 \mu\text{m}$) jäävät hengitysteissä nenä-nielualueelle, eivätkä kulkeudu syvemmälle keuhkoihin. Sen sijaan alle $10 \mu\text{m}$ hiukkaset (keuhkojakeinen pöly) kulkeutuu keuhkoputkistoon asti. Alle $4 \mu\text{m}$ hiukkaset kulkeutuvat keuhkorakkuloihin asti ja tätä hiukkasjajetta kutsutaan alveolijakeiseksi pölyksi. (TTL 2016)

3.2 Kiteisen kvartsin sekä hengittävän ja alveolijakeisen pölyn terveysvaikutukset

Kiteisen kvartsipölyn on havaittu kertyvän keuhkoihin ja se voi aiheuttaa silikoosia ja keuhkosityöpää sekä muita keuhkosairauksia, kuten keuhkohtaumatautia. Kiteisen kvartsin toksisuus johtuu siitä, että kvartsin kiteinen pinta reagoi solunesteiden ja -kalvojen kanssa. Eri lähteistä peräisin

olevilla kvartsipölyillä voi olla erilaisia vaikutuksia, koska niiden pintaominaisuudet voivat erota toisistaan. Lisäksi kiteisen kvartsin kuumentaminen ja käsittely korrodoivilla yhdisteillä vaikuttavat sen pinnan ominaisuuksiin ja näin ollen toksisuuteen. (KETSU 2007) Altistuminen 45 vuoden ajan $0,05 \text{ mg/m}^3$ pitoisuudelle alveolijakeista kvartsia on arvioitu suurentavan silikoosiriskin 1,5-kertaiseksi ja keuhkosityövän riskin 1,5–2-kertaiseksi. Vähäisellä altistumisella esimerkiksi silikoosin kehittyminen vie tavallisesti vuosikymmeniä. (TTL 2022)

Hengittyvän pölyn karkeampi hiukkasjake ärsyttää ylähengitysteitä ja voi vaikuttaa kroonisen keuhkoputkentulehduksen syntymiseen. Hengittyvän pölyn pienemmät jakeet (esim. alveolijake) voivat heikentää keuhkojen puhdistumistehokkuutta ainakin korkeilla altistumistasoilla. Hiukkasten poistuminen keuhkoista riippuu niiden liukoisuudesta ja määrästä. Jos altistuminen liukenemattomille hiukkasille (esim. kivipöly) on suurta, voi keuhkojen kapasiteetti poistaa pölyä olla riittämätön, mistä voi aiheutua pysyvää räsitusta keuhkoille ja niiden toimintakapasiteetti voi heikentyä. Liukenevat hiukkaset voivat poistua keuhkoista verenkierron mukana muualle elimistöön ja niiden haittavaikutukset riippuvat niiden toksisista ominaisuuksista. Altistuminen korkeille pölypitoisuuksille voi aiheuttaa keuhkojen tulehdusta ja pahimmillaan keuhkohtaumatautia. Työperäisessä pölyaltistumisessa keuhkoja ahtauttavien kroonisten tautien riski työntekijöillä on 1,5–3-kertainen altistumattomiin työntekijöihin verrattuna. (TTL 2016)

3.3 Kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn raja-arvot

Kiteiselle kvartsille (yleisesti kiteiselle piidioksidille) on annettu sitovaksi 8 tunnin altistumisen raja-arvoksi $0,1 \text{ mg/m}^3$ kiteisenä alveolijakeisena piidioksidipölynä määritettynä (Vna 1267/2019). Lisäksi kiteiselle kvartsille on määritetty 8 h altistumisen HTP-arvo eli $\text{HTP}_{8\text{h}}$ -arvo, joka on $0,05 \text{ mg/m}^3$ kiteisenä alveolijakeisena piidioksidina mitattuna. (STM 2020). Hengittyvälle

pölylle on asetettu HTP_{8h} -arvo 10 mg/m^3 epäorgaanisena pölynä mitattuna (STM 2020), mikä koskee muun muassa kaivosteollisuuden kivipölypäästöjä. Koska tässä pitoisuudessa työntekijöillä ilmenee jo haitallisia terveysvaikutuksia, Työterveyslaitos (TTL) on ehdottanut hengittävälle pölylle tavoitetasoksi pitoisuutta 2 mg/m^3 (TTL 2016), sillä se suojelisi työntekijöitä paremmin. Koska keuhkorakkuloihin päätyvällä pölyllä on merkittävämmät terveysvaikutukset kuin suuremmilla hiukkasilla, TTL on asettanut alveolijakeisen pölyn tavoitetasoksi $0,5 \text{ mg/m}^3$. TTL:n mukaan alveolijakeisen pölyn pitoisuus työpaikoilla tulisi selvittää hengittävän pölyn pitoisuuden lisäksi. (TTL 2016)

3.4 Kiteisen kvartsin sekä hengittävän ja alveolijakeisen pölyn päästöjen muodostuminen

Kaivostoiminnassa hengittävää ja alveolijakeista pölyä voi vapautua ilmaan kaikissa työvaiheissa, joissa kiviainesta työstetään mekaanisesti (esimerkiksi poraus ja murskaus). Muita pölylle altistavia työvaiheita ovat esimerkiksi kiven ja malmin lastaus ja kuljetus. Kiteisen kvartsipölyn muodostumiseen vaikuttavat samat tekijät kuin pölyn muodostumiseen, mutta pitoisuudet riippuvat kiviaineksen sisältämästä kvartsin määrästä. Kvartsipölyä voi vapautua myös esimerkiksi betonin valmistuksesta ja käsittelyssä, esimerkiksi kaivoksissa muuan muassa ruiskubetonoinnissa. (KETSU 2007, Kaivosturvallisuusopas 2019)

3.5 Kiteisen kvartsin mittausmenetelmät

Kiteisen kvartsin määrittämisessä käytetään NIOSH 7602 ja 7500-menetelmiä. 7602-menetelmässä kiteinen kvartsi määritetään käyttäen infrapunaspektrometriaa (IR) ja 7500-menetelmä perustuu röntgendiffraktioon (XRD). Molemmissa menetelmissä näyte kerätään PVC-suodattimelle ja syklonikeräintä käytetään rajaamaan hiukkaskoko alle $4 \mu\text{m}$.

7602-menetelmässä näyte tuhkataan joko radiotaajuisella plasmatuhkaajalla tai muhveliuunissa. Tuhkattu näyte sekoitetaan kaliumbromidin kanssa ja näytteestä puristetaan kirkas pelletti. Pelletti analysoidaan infrapunaspektrometrillä (esimerkiksi Fourier-muunnos infrapunaspektrometri, FTIR) jossa kvartsiipiikki havaitaan noin 800 cm^{-1} kohdalla. Jos näytteessä on yli 20 % kalsiittia, muhveliuunituhkausta käytettäessä näyte esikäsitellään suolahapolla, sillä kalsiitti voi muuten reagoida kvartsin kanssa. NIOSH 7500 -menetelmässä näytteet tuhkataan, hajotetaan ultraäänihauteessa ja kiinnitetään hopeasuodattimelle, josta määritetään kvartsiipitoisuus röntgensäteilyn sironnan avulla.

XRD:llä ja IR:llä on mahdollista erottaa toisistaan kiteisen piidioksidin yleisimmät muodot (kvartsi, tridymiitti ja kristoballiitti). Erilaiset mineraalit, kuten maasälvät, kiilteet, grafiitti, alumiinisilikaatit ja zirkon voivat kuitenkin häiritä kvartsimääritystä XRD:llä. IR-analyysin onnistumiseen vaikuttavat näytteessä kvartsin kanssa samassa kohtaa IR-spektriä (noin 800 cm^{-1}) esiintyvät muut mineraalit, kuten talkki, muskoviitti, amorfinen piidioksidi ja kaoliniitti. Molemmissa menetelmissä analyysiä häiritsevien mineraalien vaikutusta on mahdollista estää fosforihappokäsittelyllä. Jos näytteessä on useampia piidioksidin muotoja, XRD pystyy tyypillisesti erottamaan ne tarkemmin toisistaan kuin IR. (NIOSH 7602 ja 7500)

Työpaikoille on kehitetty kenttämittauksiin erilaisia suoraan osoittavia mittalaitteita kiteisen kvartsiipitoisuuden määrittämiseksi. Niiden tarkoituksena on lyhentää analysointiin kuluva aikaa. Mittaus voidaan tehdä suoraan suodattimelta (Hart ym. 2018) ja myös kannettavia laitteita on kehitetty. Suoraan suodattimelta FTIR-menetelmällä mittaavien kannettavien laitteiden on havaittu toimivan hyvin laboratorio-olosuhteissa (Ashley ym. 2020), mutta kenttämittauksissa niissä on havaittu olevan epätarkkuutta (Cauda ym. 2018, Hart ym. 2018). Tulosten tarkkuutta on yritetty lisätä määrittämällä korjauskertoimia (Cauda ym. 2018, Hart ym. 2018).

FTIR:ään ja XRD:hen perustuvien menetelmien lisäksi kiteisen kvartsin analysointiin on kokeiltu myös muita menetelmiä. Kvanttikaskadilaseriin (QCL) perustuvalla IR-spektroskopiolla on pystytty määrittämään pieniä

kvartsipitoisuuksia (Wei ym. 2017). Raman-spektroskopiaa on testattu eri menetelmillä, joissa analyysi on tehty joko aerosolisoidusta näytteestä tai suspensiosta (Zheng ym. 2018, Stacey ym. 2021). On havaittu, että sillä on mahdollista päästä alhaisiin määritysrajoihin (Zheng ym. 2018, Stacey ym. 2021).

3.6 Kiteisen kvartsin pitoisuudet kaivoksissa

Alveolijakeisen kiteisen kvartsin (RCS) keskiarvopitoisuudet hengitysvyöhykemittauksissa vaihtelivat kaivoksissa välillä 0,02–0,14 mg/m³ (Taulukko 7, Kuva 2). Korkeimpia pitoisuuksia on mitattu sambialaisesta kuparikaivoksesta (Hayumbu ym. 2008), mutta myös Etelä-Afrikassa, Malesiassa, Italiassa, Iranissa ja Tanskassa maanalaisissa kaivoksissa ja avolouhoksissa tehdyissä mittauksissa mitatut pitoisuudet ylittivät ajoittain Vna:n raja-arvon (0,1 mg/m³) ja usein HTP-arvon (0,05 mg/m³) (Ehrlich ym. 2010, Naghizadeh ym. 2011, Scarselli ym. 2014, Amran ym. 2017, Boudigaard ym. 2022). RCS:n pitoisuudet olivat tyypillisesti matalampia kiinteissä mittauspisteissä tehdyissä mittauksissa kuin hengitysvyöhykemittauksissa (Linnainmaa ym. 2016, Sepadi ym. 2020).

Taulukko 7. Alveolijakeisen kiteisen kvartsin (RCS) (mg/m³) keskiarvopitoisuudet (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) hengitysvyöhykkeellä eri kaivoksissa.

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	RCS AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)	Aineisto vuosilta
Naghizadeh ym.	2011	Fe	48		0,01–1,5	
Hayumbu ym.	2008	Cu 1	101	0,143	0–1,302	
Hayumbu ym.	2008	Cu 2	102	0,060	0–0,317	
Ehrlich ym.	2010	Au	520	0,053	0–0,096	2000–2001
Scarselli ym.	2014	Avo ja maka	238	0,048/0,046		1996–2012
Boudigaard ym.	2022	Avo ja maka	14	0,041/0,022		
Amran ym.	2017	Avo	70	0,091/0,066	0,006–0,511	

n = hengitysvyöhykenäytteiden lukumäärä
maka = maanalainen kaivos

avo = avolouhos
Fe=rauta, Cu=kupari, Au=kulta

Kirjallisuudessa on esitetty RCS-pitoisuuksia muutamille eri kaivostyöntekijäryhmille (porarit, lastaajat, kiviautonkuljettajat ja ruiskubetonijat) (Taulukko 8, Kuva 2). Lastaajilla RCS:n keskiarvopitoisuudet vaihtelivat välillä 0,07–0,035 mg/m³ (Mensah ym. 2020, Prajapati ym. 2021). Porareilla RCS:n keskiarvopitoisuudet vaihtelivat välillä 0,007–0,111 mg/m³. Osassa tutkimuksista Vna:n raja-arvo ylittyi (Mensah ym. 2020, Armah ym. 2021). Työntekijöitä verrattaessa porarit ja ruiskubetonijat altistuivat enemmän kuin kuorma-autonkuljettajat (Mensah ym. 2020, Armah ym. 2021). Pitkällä aikavälillä tehdyissä tutkimuksissa RCS-pitoisuuksien on havaittu laskeneen, johtuen todennäköisesti pölynhallinnan parantumisesta, kaivoskäytäntöjen muuttamisesta sekä RCS:n vaarallisuuteen liittyvän tietoisuuden lisääntymisestä (Peters ym. 2017b).

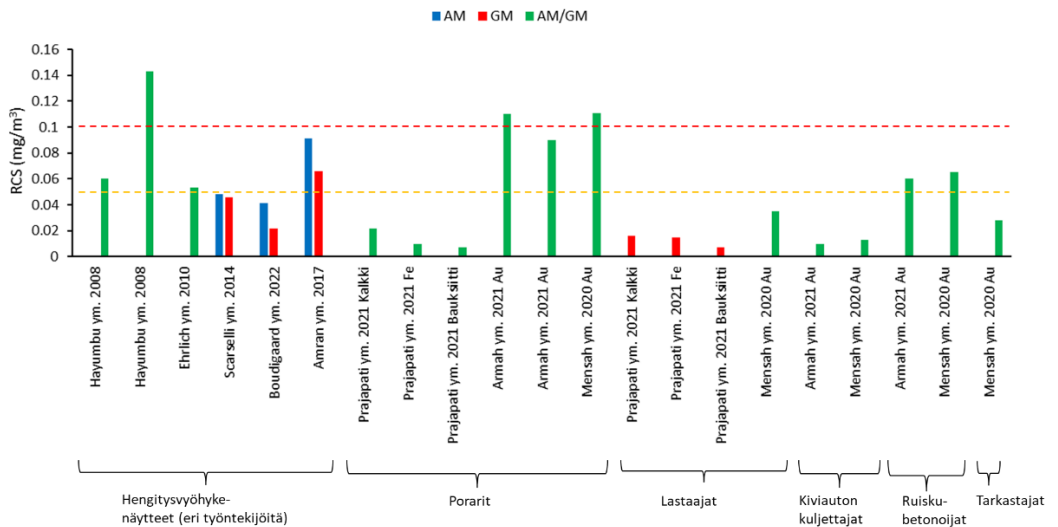
Taulukko 8. Alveolijakeisen kiteisen kvartsin (RCS) pitoisuudet (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) (mg/m³) työntekijöiden hengitysvyöhykkeellä.

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	Työtehtävä	RCS AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)
Porarit						
Prajapati ym.	2021	Kalkkikivi	10	Porari	0,022 GM	0,012–0,042
Prajapati ym.	2021	Fe	10	Porari	0,010 GM	0,004–0,025
Prajapati ym.	2021	Bauksiitti	8	Porari	0,007 GM	0,002–0,021
Armah ym.	2021	Au	-	Jumbo-porari	0,11	
Armah ym.	2021		-	Cubex-porari	0,09	
Mensah ym.	2020		14	Jumbo-porari	0,111	
Mensah ym.	2020		22	Muut porarit		0,043–0,095
Lastaajat						
Prajapati ym.	2021	Fe	10	Lastaaja	0,015 GM	0,004–0,111
Prajapati ym.	2021	Kalkkikivi	10	Lastaaja	0,016 GM	0,005–0,064
Prajapati ym.	2021	Bauksiitti	10	Lastaaja,	0,007 GM	0,003–0,014
Mensah ym.	2020		10	Lastaaja (bogger)	0,035	
Muut						
Mensah ym.	2020		16	Kiviautonkuljettaja	0,013	
Armah ym.	2021		-	Kiviautonkuljettaja	0,01	
Armah ym.	2021		-	Ruiskubetonoiija	0,06	
Mensah ym.	2020		4	Ruiskubetonoiija	0,065	

n = hengitysvyöhykenäytteiden lukumäärä

Fe=rauta, Au=kulta

- = keskiarvo, lukumäärä ei tiedossa



Kuva 2. Alveolijakeisen kiteisen kvartsin (RCS) (mg/m^3) keskiarvopitoisuudet hengitysvyöhykkeellä. Raja-arvopitoisuus ($0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$) on merkitty kuvaan punaisella katkoviivalla ja haitalliseksi tunnettu pitoisuus ($0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$) oranssilla katkoviivalla. AM=aritmeettinen keskiarvo, GM=geometrinen keskiarvo, AM/GM=keskiarvo (ei tiedossa, onko GM vai AM). Au=kulta, Fe=rauta.

3.7 Hengittävän pölyn mittausmenetelmät

Hengittävän pölyn määrittämisessä noudatetaan standardia EN 481 (TTL 2016). Määrittäminen perustuu gravimetrisen menetelmään, jossa näytteet kerätään suodattimille, ja massapitoisuus laskentaa varten suodattimet vakioidaan ja punnitaan ennen ja jälkeen näytteen keräyksen.

IOM- ja Button-keräimet ovat yleisimmin käytettyjä keräimiä hengittävän pölyn pitoisuuksien määrittämisessä. IOM-keräimiä käytetään myös verrokkina muiden keräimien ja mittalaitteiden toimintaa arvioitaessa (Hanlon ym. 2021). Yleisesti IOM-keräimellä on saatu luotettavimmat mittaustulokset eri olosuhteissa (Linnainmaa ym. 2008, Görner ym. 2010, Sleeth ja Vincent 2012), mutta myös Button-keräimellä saadut tulokset ovat olleet lähellä IOM-keräimillä saatuja tuloksia (Linnainmaa ym. 2008, Görner ym. 2010). Joissakin tapauksissa IOM-keräinten on havaittu keräävän liikaa

pölyä ilmvirtausten vuoksi ja Button-keräinten toimivan paremmin (Linnainmaa ym. 2008). Tuulennopeus voi vaikuttaa sekä IOM- että Button-keräimiin (Görner ym. 2010, Sleeth ym. 2012). IOM-Multidust-keräimiä polyuretaanivaahtopohjalla tai vaahtomuovilisäkkeellä on myös testattu ja niiden on havaittu joissakin tapauksissa imevän itseensä kosteutta (Linnainmaa ym. 2008, Sleeth ym. 2016). Muiden keräinten (kaskadi-impaktori, suljettu kasettikeräin, CIP 10-I) on havaittu vertautuvan IOM-keräimiin vaihtelevasti (Linnainmaa ym. 2008, Görner ym. 2010, Sleeth ym. 2012). Joissakin tutkimuksissa on myös testattu keräimiä, joilla saadaan eroteltua ja mitattua vain isommat, nenänielualueelle (30–100 µm) jäävät hiukkaset (Anderson ym. 2015, Sleeth ym. 2016).

Erilaisten suoraan osoittavien mittalaitteiden soveltuvuutta hengittyvän pölyn määrittämiseen on testattu eri tutkimuksissa. Grimm-aerosolimittalaitteen on todettu soveltuvan hengittyvän pölyn mittaukseen (Linnainmaa ym. 2008). Muita eri tutkimuksissa testattuja laitteita ovat mm. TEOM (tapered element oscillating microbalance), Thermo Fisher 3600, muokattu mittaamaan alveolijakeisen pölyn sijasta hengittyvää pölyä), Hund Respicon TM, SKC Split 2, Respicon TM, Sibata PDS-2, Split 2, Respicon sekä fotometriaan perustuvat laitteet Thermo Fisher DataRam pDR-1000, TSI Sidepak AM510 ja Casella Microdust Pro (Thorpe 2007, Thorpe ja Walsh 2013). Näistä osa on tarkoitettu alveolijakeisen pölyn mittaamiseen. Useimpien laitteiden on todettu aliavioivan hengittyvän pölyn pitoisuutta IOM-keräimeen verrattuna, mutta TEOM- ja Respicon-laitteilla mitattujen pitoisuuksien on havaittu olevan suoraan verrannollisia IOM-keräimellä saatujen pitoisuuksien kanssa (Thorpe 2007, Thorpe ja Walsh 2013).

3.8 Hengittyvän pölyn pitoisuudet kaivoksissa

Kaivosilmasta mitatuissa hengittyvän pölyn (IHD) pitoisuuksissa on paljon vaihtelua ja myös yksittäisiä korkeita pitoisuuksia on raportoitu (Linnainmaa ym. 2016, TTL 2016, Sepadi ym. 2020) (Taulukko 9, Kuva 3). Kaikissa tässä kirjallisuuskatsauksessa tarkastelluissa tutkimuksissa keskiarvopitoisuudet jäivät kuitenkin alle epäorgaanisen pölyn HTP-arvon (10 mg/m³). TTL:n

mittauksissa (v. 2004–2011) keskiarvopitoisuus ylitti suositellun tavoitetason 2 mg/m³ (TTL 2016).

Taulukko 9. Hengittävän pölyn (IHD) keskiarvopitoisuudet (mg/m³) kaivoksissa kiinteissä mittauspisteissä.

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	IHD AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)	Huom
Linnainmaa ym.	2016	Cr 1*	-	< 0,2		
Linnainmaa ym.	2016	Cr 1*	-	0,05		DRI
Linnainmaa ym.	2016	Cr 2*	-		0,13–1,1	
Linnainmaa ym.	2016	Cr 2*	-	1,5		DRI
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu 3*	-		0,08–4	Avo
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu 3*	-	0,1		DRI avo
TTL	2016		651**	5,3	< 0,1–180	Aineisto vuosilta 2004-2011

Sepadi ym.

2020

Pt

-

0,6'

< 1,0–2,17

- = keskiarvo, ei tietoa lukumäärästä

* = sama kaivos, 1 = päätaso, 2 = tunnelit, 3 = avolouhos

' = 8 h aikapainotettu

** Ei tietoa, onko kiinteä mittauspiste vai hengitysvyöhykenäyte

Cr=kromi, Ni=nikkeli, Cu=kupari, Pt=platina

n = mittausten lukumäärä

avo = avolouhos

DRI = suoraan osoittava mittalaite

Työntekijöiden hengitysvyöhykkeeltä mitattuja IHD:n pitoisuuksia on raportoitu mm. lastaajille, kuorma-autonkuljettajille ja työnjohtajille (Ädelroth ym. 2006, Linnainmaa ym. 2016, Gholami ym. 2020) (Taulukko 10, Kuva 3). Maanalaisissa kaivoksissa pitoisuudet ovat olleet pääosin pieniä kaikilla työntekijöillä ja vain yhdessä tutkimuksessa (Ädelroth ym. 2006) HTP-arvo (10 mg/m³) ylittyi. Avolouhoksilla tehdyissä tutkimuksissa on ollut paljon vaihtelua. Suomalaisella avolouhoksella (Linnainmaa ym. 2016) korkeimmat pitoisuudet mitattiin lastaajalta, mutta kaikki pitoisuudet olivat selvästi viitearvon 10 mg/m³ alapuolella. Iranilaisella rautamalmilouhoksella (Gholami ym. 2020) keskimääräinen altistuminen puolestaan ylitti HTP-arvon.

Taulukko 10. Hengittävän pölyn (IHD) keskiarvopitoisuudet (mg/m³) eri työntekijöiden hengitysvyöhykenäytteissä.

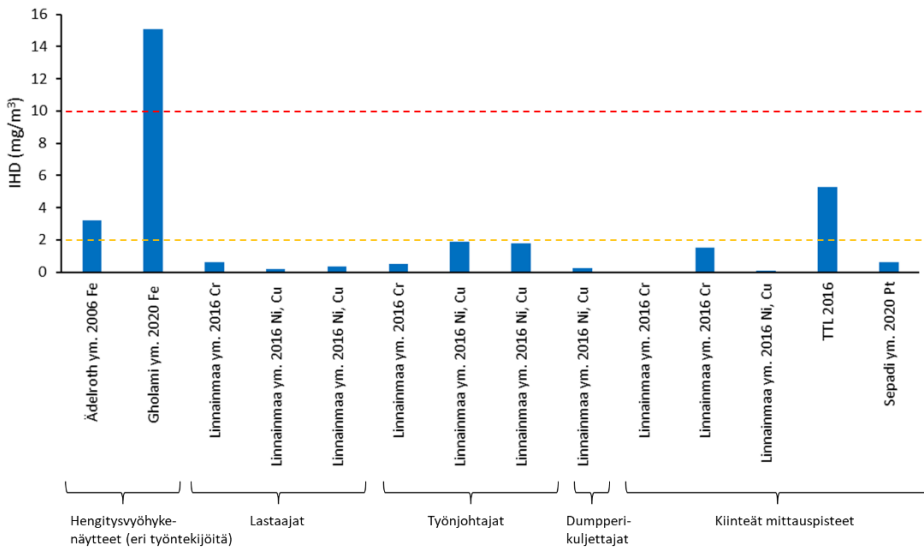
Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	Työtehtävä	IHD AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)
Linnainmaa ym.	2016	Cr	2	Lastaaja	0,6	0,38–0,82
Linnainmaa ym.	2016	Cr	3	Työnjohtaja	0,49	0,28–0,76
Linnainmaa ym.	2016	Cr	4	Kuorma-auto		< 0,26–0,29
Ädelroth ym.	2006	Fe	-	Kaivos-työntekijä	3,2	0,1–35
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Työnjohtaja	1,9	
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Työnjohtaja	1,8	
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Lastaaja	0,18	
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Lastaaja	0,36	
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Dumpperi-kuljettaja	< 0,14	
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu, avo	1	Dumpperi-kuljettaja	0,23	
Gholami ym.	2020	Fe, avo	174		15,09 ± 2,34	

- = keskiarvo, ei tietoa lukumäärästä

avo = avolouhos

n = mittauksen lukumäärä

Cr=kromi, Fe=rauta, Ni=nikkeli, Cu=kupari



Kuva 3. Hengittyvän pölyn (IHD) keskiarvopitoisuudet (mg/m³) kaivoksissa hengitysvyöhykenäytteissä ja kiinteissä mittauspisteissä. Haitalliseksi tunnettu pitoisuus (10 mg/m³) on merkitty kuvaan punaisella katkoviivalla ja tavoitetaso (2 mg/m³) oranssilla katkoviivalla. Fe=rauta, Cr=kromi, Cu=kupari, Pt=platina.

3.9 Alveolijakeisen pölyn mittausmenetelmät

Alveolijakeisen pölyn keräyksessä käytetään yleisesti erilaisia sykloneita (esim. SKC:n alumiini- tai nylonsykloni ja Higgins-Dewell sykloni) ja mittaus tehdään esimerkiksi NIOSH 0600-menetelmän mukaisesti. Lisäksi on olemassa muitakin sykloneja (mm. IOSH-sykloni) ja perinteisten sykloneiden lisäksi on kehitetty ns. virtuaalisykloneita (virtual cyclone). Niissä hiukkasia ei pääse kertymään syklonin seinämille niin paljon kuin kartiomallisissa sykloneissa, jolloin keräystehokkuus pysyy parempana (Huang ym. 2019, Hanlon ym. 2021). Hiukkasmittauksiin on kehitetty myös useampaa hiukkasjätettä keräviä keräimiä, kuten IOM dual -keräin, jossa alveolijakeen kanssa samanaikaisesti kerätään hengittyvää jätettä (Hanlon ym. 2021). Keräimissä käytettävän vaahtomuovilisäkkeen on kuitenkin havaittu joissakin tapauksissa imevän kosteutta ja korkeilla hiukkaspitoisuuksilla

kerääntyneet hiukkaset voivat tukkia sovittimen osittain, jolloin lisäkkeen läpäisevyys laskee (Thorpe ja Walsh 2007, Linnainmaa ym. 2008, Hanlon ym. 2021). Lisäkkeellä varustettu IOM-keräin voi kuitenkin toimia, jos suodattimella ei ole liikaa hiukkaskuormaa (Linnainmaa ym. 2008). Yksi keräintyyppi on myös UPAS (Ultasonic Personal Aerosol Sampler) -hengitysvyöhykemittalaite, jonka on havaittu korreloivan hyvin NIOSH 0600 -menetelmän kanssa, mutta ei kuitenkaan vastaavan sitä riittävän tarkasti (Afshar-Mohajer ym. 2021).

Keräinten lisäksi alveolijakeisen pölyn mittaukseen on saatavilla erilaisia suoraan osoittavia mittalaitteita, joita ovat mm. Grimm, Personal DataRam pDR-1000 ja pDR-1500, AM520, MicroDust Pro, Split 2 sekä Personal Dust Monitor 3700 (Linnainmaa ym. 2008, Patts ym. 2019, Thorpe ja Walsh 2007, Halterman ym. 2018). Useiden suoraan osoittavien mittalaitteiden (DataRam pDR-1000 ja pDR-1500, Split 2) on raportoitu aliarvioivan alveolijakeisen pölyn pitoisuuksia (Thorpe ja Walsh 2007, Halterman ym. 2018, Patts ym. 2019). Lisäksi pölyn koostumus vaikuttaa tulosten luotettavuuteen ainakin pDataRAM-1500 ja AM520-mittalaitteilla, ja korjauskertoimen käyttö voi olla tarpeen eri aerosoleille (Halterman ym. 2018, Patts ym. 2019).

3.10 Alveolijakeisen pölyn pitoisuudet kaivoksissa

Alveolijakeisen pölyn (RD) pitoisuuksia on mitattu sekä kiinteistä mittauspisteistä että hengitysvyöhykkeeltä eri tutkimuksissa (Taulukko 11, Kuva 4). Suomalaiselta maanalaiselta kaivokselta ja avolouhokselta kiinteistä mittauspisteistä mitattujen pitoisuuksien on raportoitu jäävän alle TTL:n asettaman tavoitetason ($0,5 \text{ mg/m}^3$) (Linnainmaa ym. 2016). Muissa tutkimuksissa hengitysvyöhykenäytteiden keskiarvopitoisuudet ja yksittäisten mittausten pitoisuudet vaihtelivat paljon, ja osa yksittäisten mittausten pitoisuuksista ylitti TTL:n tavoitetason. Korkeimmat pitoisuudet raportoitiin iranilaisista rautamalmilouhoksilla (Naghizadeh ym. 2011, Gholami ym. 2020).

Taulukko 11. Alveolijakeisen pölyn (RD) keskiarvopitoisuudet (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) (mg/m³) kaivoksissa hengitysvyöhykkeellä ja kiinteissä pisteissä

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	RD AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)	Huom
Kiinteä mittauspiste						
Linnainmaa ym.	2016	Cr	-	< 0,2		1*
Linnainmaa ym.	2016	Cr	-	0,02		DRI 1*
Linnainmaa ym.	2016	Cr	-		0,12-0,76	2*
Linnainmaa ym.	2016	Cr	-	0,46		DRI 2*
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu	-		0,11-0,3	Avo 3*
Linnainmaa ym.	2016	Ni, Cu	-	0,03		DRI avo 3*
Hengitysvyöhykenäyte						
Naghizadeh ym.	2011	-	48		5,3-66	
Hayumbu ym.	2008	Cu 1	101	0,99	0-7,67	
Hayumbu ym.	2008	Cu 2	102	0,87	0-6,94	
Ehrlich ym.	2010	Au	520	0,38	0-0,71	Aineisto 2000-2001
Boudigaard ym.	2022	-	14	0,34/0,21		Avo, maka
Amran ym.	2017		70	0,43/0,34	0,07-2,75	Malesia avo
Gholami ym.	2020	Fe	174	3,45 ± 2,75		Iran avo
Prajapati ym.	2021	Kalkkikivi	30	0,92 GM		
Prajapati ym.	2021	Bauksiitti	26	1,07 GM		
Prajapati ym.	2021	Fe	30	1,08 GM		

- = keskiarvo, ei tietoa lukumäärästä

DRI = suoraan osoittava mittalaite

* = sama kaivos, 1 = päätaso, 2 = tunnelit, 3 = avolouhos

avo = avolouhos

maka = maanalainen kaivos

Cr=kromi, Ni=nikkeli, Cu=kupari, Au=kulta, Fe=rauta

Kun tarkastellaan lastaajien, työnjohtajien ja porarien hengitysvyöhykkeeltä mitattuja RD-pitoisuuksia, suuressa osassa tutkimuksista tavoitetaso ylittyi (Taulukko 12, Kuva 4). Kiviautonkuljettajilta, ruiskubetonoijilta ja pyöräkoneen kuljettajilta mitattuja RD-pitoisuuksia on esitetty taulukossa 12. Keskimäärin pitoisuudet jäivät alle tavoitetason, mutta yksittäisillä kiviautonkuljettajilla tavoitetaso ylittyi (Rusibamayila ym. 2018).

Kun tutkimuksissa on mitattu useampia työntekijöitä samaan aikaan, porarien, ruiskubetonoijien ja lastaustöissä työskentelevien työntekijöiden

on raportoitu altistuvan RD:lle eniten (Rusibamayila ym. 2018, Mensah ym. 2020, Armah ym. 2021). Maanalaisten kaivosten työntekijöiltä on mitattu korkeampia pitoisuuksia kuin avolouhosten työntekijöiltä, ja ilmastoiduissa hyteissä työskentelevien työntekijöiden altistuminen on ollut vähäisempää kuin työntekijöillä, joiden koneiden hyteistä on puuttunut ilmanvaihto (Rusibamayila ym. 2018).

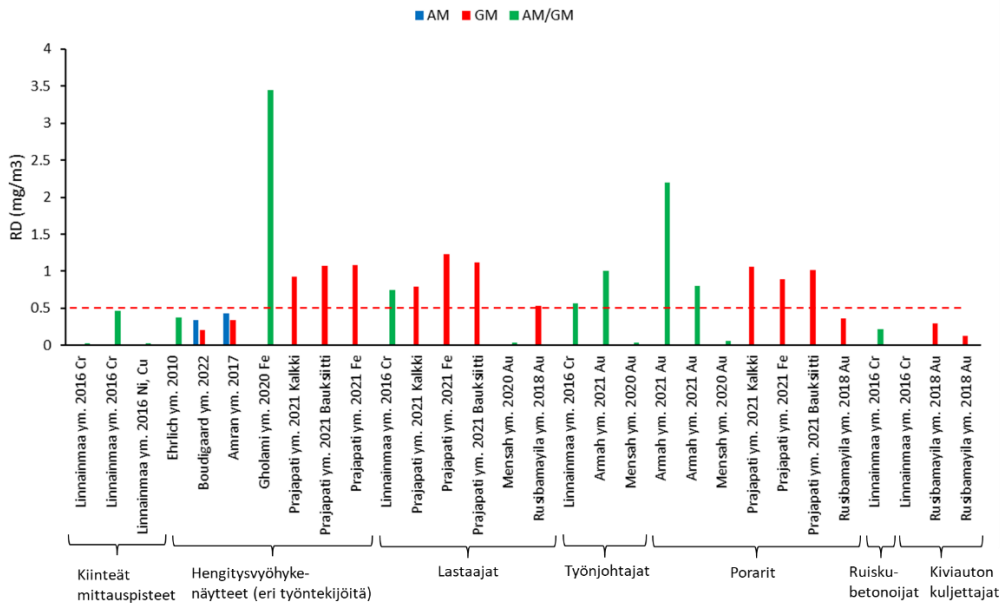
Taulukko 12. Alveolijakeisen pölyn (RD) keskiarvopitoisuudet (aritmeettinen keskiarvo (AM) ja geometrinen keskiarvo (GM)) (mg/m³) hengitysvyöhykkeellä eri työtehtävissä.

Artikkeli	Vuosi	Kaivos	n	Työtehtävä	RD AM/GM (mg/m ³)	Vaihteluväli (mg/m ³)
Lastaajat						
Linnainmaa ym.	2016		6	Lastaaja	0,74	0,25–1,3
Prajapati ym.	2021	Kalkkikivi	10	Lastaaja	0,79 GM	0,51–1,28
Prajapati ym.	2021	Fe	10	Lastaaja	1,23	0,49–2,23
Prajapati ym.	2021	Bauksiitti	10	Lastaaja	1,12	0,74–1,7
Mensah ym.	2020	Au	10	Lastaaja	0,039	
Rusibamayila ym.	2018	Au	18	Lastaaja	0,65/0,53	0,17–2,11
Työnjohtajat						
Linnainmaa ym.	2016		5	Työnjohtaja	0,57	0,15–1,1
Armah ym.	2021	Au	-	Tarkastaja	1,00	
Mensah ym.	2020	Au	6	Tarkastaja	0,03	
Porarit						
Prajapati ym.	2021	Kalkkikivi	10	Porari	1,06	0,58–2,53
Prajapati ym.	2021	Fe	10	Porari	0,89	0,38–3,39
Prajapati ym.	2021	Bauksiitti	8	Porari	1,02	0,65–1,48
Armah ym.	2021	Au	ka	Jumbo porari		2,8–3,2
Armah ym.	2021	Au	ka	Cubex-porari	2,20	
Armah ym.	2021	Au	ka	Solo-porari	0,80	
Mensah ym.	2020	Au	14	Jumbo-porari	0,06	
Mensah ym.	2020	Au	22	Muut porarit		0,04–0,08
Rusibamayila ym.	2018	Au	15	Porarit	0,39/0,36	0,17–0,75
Muut työtehtävät						
Mensah ym.	2020	Au	4	Ruiskubetonoija	0,22	
Mensah ym.	2020	Au	16	Kiviauton kuljettaja	0,01	
Rusibamayila ym.	2018	Au	19	Kiviauton kuljettaja	0,38/0,29	0,08–0,8
Rusibamayila ym.	2018	Au avolouhos	27	Kiviauton kuljettaja	0,14/0,13	0,09–0,27
Rusibamayila ym.	2018	Au avolouhos	16	Pyöräkone	0,18/0,16	0,10–0,33

n = näytteiden lukumäärä

Fe=rauta, Au=kulta

- =lukumäärä ei tiedossa



Kuva 4. Alveolijakeisen pölyn (RD) keskiarvopitoisuudet (mg/m³) kaivoksissa hengitysvyöhykkeellä ja kiinteissä pisteissä. Tavoitetaso (0,5 mg/m³) on merkitty kuvaan punaisella katkoviivalla. AM=aritmeettinen keskiarvo, GM=geometrinen keskiarvo, AM/GM=keskiarvo (ei tiedossa, onko GM vai AM). Cr=kromi, Cu=kupari, Fe=rauta, Au=kulta.

4 Altistumisen vähentäminen kaivosympäristöissä

Korkeimmat pölypitoisuudet muodostuvat kaivoksissa mm. lastauksessa, kuljetuksessa, porauksessa, pulttauksessa, rusnauksessa sekä räjäytystöissä ja räjäytysreikien puhdistamisessa paineilman avulla. Työympäristöissä pitoisuuksien alentamisen tulisi ensisijaisesti perustua altisteiden muodostumisen ehkäisemiseen ja altisteen poistamiseen työkohteista. (TTK 2019) Kaivosolosuhteet muuttuvat jatkuvasti haastavammiksi mm. kaivosten syvyyden kasvaessa, ja työntekijöiden altistuminen on todennäköisesti ongelma myös tulevaisuudessa (Khan ym. 2020).

Kaivoksissa ilmanvaihto on tärkeässä osassa työntekijöiden altistumisen vähentämisessä. Ilmanvaihdon avulla laimennetaan ja kuljetetaan pois esimerkiksi pölyä, dieselpakokaasua ja muita altisteita. (Peters ym. 2017a)

Kivipölyn, kvartsipölyn ja muun mineraalipölyn pitoisuuksia voidaan vähentää sitomalla pölyä kastelun avulla. Kiviaineksen lastaustoiminnassa pölyn syntymistä voidaan estää kastelemalla lastausalueen seinämät ja louhekasojen kiviaines ennen lastausta ja tarpeen mukaan lastauksen aikana. Räjäytystöissä pölyämistä voidaan lisäksi vähentää räjäytyksen aikaisella vesisumutuksella sekä käyttämällä vesipatruunoita räjäytysrei'issä räjähteiden lisäksi. Porauksessa poraan voidaan johtaa vettä, mikä sitoo syntyvää kivipölyä ja estää sen vapautumista ilmaan. Yleisesti kohteisiin, joissa muodostuu paljon kivipölyä, (esim. murskalla ja kaatonousuilla) voidaan asentaa vesisumuttimet laskemaan pitoisuuksia. Myös liikenneväylien asfaltoinnilla tai teiden kastelulla voidaan estää pölypitoisuuksien kohoamista. (TTK 2019, Paluchamy ym. 2021)

Pienemmät ajonopeudet ja malmikuormat voivat vähentää pölyämistä. Liian kova vauhti malmikuormaa kuljettaessa voi aiheuttaa kuorman pölyämistä, samoin kuin liian suuri määrä kiviainesta lastauskoneen

kauhassa tai kiviauton lavalla, jolloin sitä voi päästä tippumaan. (TTK 2019, Paluchamy ym. 2021)

Työkoneiden hytit vähentävät merkittävästi altistumista ja suojaavat työntekijöitä mm. hiukkasilta, kaasuilta ja melulta. Hyteissä tulisi kuitenkin olla käytössä suodattimet, jotka suodattavat hienojakeisen pölyn pois. Hyttien ovet tulisi pitää kiinni ja hyttien tiiveydestä tulisi huolehtia. (Peters ym. 2017a, TTK 2019, Paluchamy ym. 2021).

Dieselpakokaasupitoisuuksia on mahdollista vähentää pakokaasujen jälkikäsitteilytekniikoiden avulla (Cheng ym. 2015). Tärkeä osa altistumisen vähentämistä on myös riittävä ilmanvaihto työkohteissa, jolloin pitoisuudet saadaan laimenemaan. Tehokas keino estää dieselpakokaasualtistumista on siirtyä käyttämään sähkökäyttöisiä työkoneita, jolloin dieselpakokaasupäästöjä ei synny (Halim ym. 2021).

Viimeinen vaihtoehto työntekijöiden altistumisen vähentämiseksi ovat henkilökohtaiset hengityssuojaimet, jos pitoisuuksia ei saada vähennettyä turvalliselle tasolle muilla toimenpiteillä. Hengityssuojaimia on olemassa erilaisille altisteille ja ne voivat olla joko eristäviä suojaimia (esim. raitisilmapuhaltimet) tai suodattimiin perustuvia suojaimia (TTK 2019).

Kaivosympäristöissä työntekijät voivat vaikuttaa altistumiseensa myös henkilökohtaisen hygienian avulla. Altistumista voidaan vähentää pesemällä kädet ennen ruokailua ja tupakointia sekä puhdistamalla työvaatteet ja kengät kaivospölystä ennen ruokailua ja kaivoksesta poistumista. (NIOSH 2011, Peters ym. 2017a, Kaivosturvallisuusopas 2019)

5 Johtopäätökset

Dieselpakokaasujen, kiteisen kvartsin sekä hengittyvän ja alveolijakeisen pölyn yleisesti käytössä olevien keräysmenetelmien rinnalle on kehitetty jatkuvatoimisia, suoraan osoittavia mittalaitteita. Jatkuvatoimisten mittalaitteiden etuna on se, että työntekijöiden altistumista voidaan seurata reaaliajassa ja tarvittaessa korkeisiin pitoisuuksiin voidaan reagoida nopeasti. Kaikkien tarkasteltujen altisteiden osalta jatkuvatoimisissa mittalaitteissa on kuitenkin vielä kehitettävää, jotta ne vastaisivat riittävän tarkasti keräinmenetelmillä saatavia tuloksia.

Kaikkien tarkasteltujen altisteiden (dieselpakokaasut, kiteinen kvartsi, hengittyvä ja alveolijakeinen pöly) osalta raportoiduissa pitoisuuksissa oli paljon vaihtelua sekä eri tutkimusten välillä että tutkimusten sisällä. Dieselpakokaasupäästöjen osalta tuleva lainsäädännöllinen raja-arvo ylittyi usein, samoin alveolijakeisen pölyn osalta sille asetettu tavoitetaso. Kiteisen kvartsin osalta raportoidut tulokset ylittivät usein haitalliseksi tunnetun pitoisuuden, mutta eivät lainsäädännöllistä raja-arvoa. Eniten altistuvat työntekijät olivat dieselpakokaasujen osalta tuotannon työntekijät, kuten lastaajat, ja kiteisen kvartsin osalta porarit.

Työntekijöiden altistumisen vähentämiseen tarvitaan monia eri keinoja. Kaivosten riittävä ilmanvaihto on tärkeässä osassa. Lastauksessa, kuljetuksessa ja räjäytyksessä syntyvää pölyä voidaan vähentää kiviaineksen kastelulla sekä pitämällä kiviautojen ajonopeudet ja malmikuormat maltillisina. Dieselpakokaasupäästöille altistumista voidaan vähentää pakokaasujen jälkikäsitteilytekniikoilla, kuten hiukkassuodattimilla sekä ottamalla käyttöön sähköisiä koneita ja ajoneuvoja. Työntekijöiden altistumista voidaan myös vähentää käyttämällä koneissa suljettuja, riittävän tiiviitä ja oikeanlaisilla suodattimilla varustettuja hyttejä. Lisäksi työntekijöiden tulee käyttää hengityssuojaimia, jos pitoisuuksia ei saada muilla toimenpiteillä turvalliselle tasolle.

Lähteet

- Afshar-Mohajer N., Foos R., Ramachandran G. ja Volckens J. 2021. Field Evaluation of the Ultrasonic Personal Aerosol Sampler (UPAS) for Respirable Dust Exposure in a Taconite Mine. *Annals of Work Exposure and Health* 65: 127–135.
- Alas, H. D. C., Müller, T., Weinhold, K., Pfeifer, S., Glojek, K., Gregorič, A., ... Wiedensohler, A. (2020). Performance of microaethalometers: Real-world field intercomparisons from multiple mobile measurement campaigns in different atmospheric environments. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(12), 2640-2653.
- Anderson K.R., Leith D., Ndonga M. ja Volckens J. 2015. Novel Instrument to Separate Large Inhalable Particles. *Aerosol Science and Technology* 49: 1195–1209.
- Amran S., Latif M.T., Khan M.F., Goh E., Leman A.M. ja Jaafar S.J. 2017. Underestimation of respirable crystalline silica (RCS) compliance status among the granite crusher operators in Malaysian quarries. *Air Qual Atmos Health* 10: 371–379.
- Armah E.K., Adedeji J.A., Boafu B.B ja Opoku A.A. 2021. Underground gold miner exposure to noise, diesel particulate matter and crystalline silica dust. *Journal of Health and Pollution* 11: 1–10.
- Ashley E.L., Cauda E., Chubb L.G., Tuchman D.P. ja Rubinstein E.N. 2020. Performance Comparison of Four Portable FTIR Instruments for Direct-on-Filter Measurement of Respirable Crystalline Silica. *Annals of Work Exposure and Health* 5: 536–546.
- Ashraful A.M., Masjuki H.H. ja Kalam M.A. 2015. Particulate matter, carbon emissions and elemental compositions from a diesel engine exhaust fuelled with diesel-biodiesel blends. *Atmospheric Environment* 120: 463–474.
- Berlinger B., Ellingsen D.G., Romanova N., Friisk G., Daae H.L., Weinbruch S., Skaugset N.P. ja Thomassen Y. 2019. Elemental carbon and

- nitrogen dioxide as markers of exposure to diesel exhaust in selected Norwegian industries. *Annals of Work Exposures and Health* 63: 349–358.
- Bertolatti D., Rumchev K. ja Mullins B. 2011. Assessment of diesel particulate matter exposure among underground mine workers. *Environmental Health and Biomedicine*.
- Boudigaard S.H., Hansen K.K., Kolstad H., Kromhout H. ja Schlünssen V. 2022. Determinants of Respirable Quartz Exposure Concentrations Across Occupations in Denmark, 2018. *Annals of Work Exposure and Health* 66: 472–480.
- Bugarski A.D., Cauda E.G., Janisko S.J., Hummer J.A. ja Patts L.D. 2010. Aerosols Emitted in Underground Mine Air by Diesel Engine Fueled with Biodiesel. *Journal of the Air and Waste Management Association* 60: 237–244.
- Cauda E., Chubb L., Reed R. ja Stepp R. 2018. Evaluating the use of a field-based silica monitoring approach with dust from copper mines. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15: 732–742.
- Cauda E. G., Ku B. K., Miller A. L. ja Barone T. L. 2012. Toward Developing a New Occupational Exposure Metric Approach for Characterization of Diesel Aerosols. *Aerosol Science and Technology* 46: 1370–1381.
- Chakraborty, M., Giang, A. ja Zimmerman, N. 2023. Performance evaluation of portable dual-spot micro-aethalometers for source identification of black carbon aerosols: Application to wildfire smoke and traffic emissions in the Pacific Northwest. *Atmospheric Measurement Techniques*, vol. 16, no. 9, pp. 2333–2352.
- Cheng M.-T., Chen H.-J., Young L.-H., Yang H.-H., Tsai Y. I., Wang L.-C., Lu J.-H. ja Chen C.-B. 2015. Carbonaceous composition changes of heavy-duty diesel engine particles in relation to biodiesels, aftertreatments and engine loads. *Journal of Hazardous materials* 297: 234–240.
- Coble J.B., Stewart P.A., Vermeulen R., Yereb D., Stanevich R., Blair A., Silverman D.T. ja Attfield M. 2010. The diesel exhaust in miners study: II. Exposure monitoring surveys and development of exposure groups. *Annals of Occupational Hygiene* 7: 747–761.

Debia M., Couture C., Njanga P.-E., Neesham-Grenon E., Lachapelle G., Coulombe H., Hallé S. ja Aubin S. 2017. Diesel engine exhaust exposures in two underground mines. *International Journal of Mining Science and Technology* 27: 641–645.

dieselnet 2 https://dieselnet.com/tech/engine_emission-control.php, luettu 11.1.2022

dieselnet 3 <https://dieselnet.com/standards/eu/hd.php>, luettu 11.1.2022

dieselnet 4 https://dieselnet.com/tech/cat_doc.php, luettu 11.1.2022

dieselnet 5 https://dieselnet.com/tech/cat_doc_app.php, luettu 11.1.2022

dieselnet 6 https://dieselnet.com/tech/cat_scr.php, luettu 11.1.2022

dieselnet 7 https://dieselnet.com/tech/engine_egr.php, luettu 11.1.2022

dieselnet 8 <https://dieselnet.com/standards/eu/nonroad.php>, luettu 11.1.2022

dieselnet 11 https://dieselnet.com/tech/dpm_size.php, luettu 8.8.2022

Ehrlich R.I., Meyers J.E., Te Water Naude J.M., Thompson M.L ja Churchyard G.J. 2010. Lung function loss in relation to silica dust exposure in South African gold miners. *Occupational Environmental Medicine* 68: 96–101.

EU-direktiivi (97/68/EY) liikkuviin työkoneisiin asennettavien polttomoottoreiden kaasu- ja hiukkaspäästöjen torjuntatoimenpiteitä koskevan jäsenvaltioiden lainsäädännön lähentämisestä. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:627e7161-857d-4af7-9403-865acdbc95a5.0001.02/DOC_3&format=PDF. Luettu 11.1.2022

EU-direktiivi (88/77/ETY) ajoneuvojen dieselmoottoreiden ilman pilaantumista aiheuttavien kaasupäästöjen vähentämistä koskevan jäsenvaltioiden lainsäädännön lähentämisestä. <https://eurlex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31988L0077&from=FI> luettu 10.1.2022.

EU-direktiivi (2019/130) työntekijöiden suojelemisesta syöpäsairauden vaaraa aiheuttaville tekijöille tai perimän muutoksia aiheuttaville aineille altistumiseen työssä liittyviltä vaaroilta annetun direktiivin 2004/37/EY muuttamisesta. <https://eur-lex.europa.eu/legal->

[content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0130&from=IT](https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=29060). Luettu
7.1.2022.

- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2002. Health assessment document for diesel engine exhaust.
<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=29060>. Luettu
10.1.2022
- Fleck A.S., Couture C., Sauvé J.-F., Njanga P.-E., Neesham-Grenon E., Lachapelle G., Coulombe H., Hallé S., Aubin S., Lavoué J. ja Debia M. 2018. Diesel engine exhaust exposure in underground mines: Comparison between different surrogates of particulate exposure. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15: 549–558
- Fleck A., Cabelguen V., Couture C., Lachapelle G., Ryan P., Thuot R. ja Debia M. 2019. Comparison between personal sampling methodologies for evaluating diesel particulate matter exposures in mines: submicron total carbon corrected for the adsorption of vapor-phase organic carbon vs. respirable total carbon. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 16: 1–5.
- Gaillard S., Sarver E. ja Cauda E. 2019. A field study on the possible attachment of DPM and respirable dust in mining environments. *Journal of Sustainable Mining* 18: 100–108.
- Geitner, V., Orasche, J., Dragan, G.C., Jakobi, G., Schnelle-Kreis, J., Geldenhuys, G.-., Forbes, P.B.C., Karg, E.W., Breuer, D. ja Zimmermann, R. 2021. Feasibility study of portable sampling techniques for combustion related airborne particulates in a platinum mine. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, 81(9-10):386–396.
- Gholami, A., Tajik, R., Atif, K., Zarei, A. A., Abbaspour, S., Teimori-Boghsani, G. ja Attar M. 2020. Respiratory Symptoms and Diminished Lung Functions Associated with Occupational Dust Exposure Among Iron Ore Mine Workers in Iran. *The Open Respiratory Medicine Journal* 14: 1-7
- Gren, L., Kraus, A. M., Assarsson, E., Broberg, K., Engfeldt, M., Lindh, C., Strandberg, B., Pagels, J. ja Maria Hedmer 2022. Underground emissions and miners' personal exposure to diesel and renewable

- diesel exhaust in a Swedish iron ore mine. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 95: 1369 - 1388
- Görner P., Simon X., Wrobel R., Kauffer E. ja Witschger O. 2010. Laboratory Study of Selected Personal Inhalable Aerosol Samplers. *Annals of Occupational Hygiene* 54: 165–187.
- Halim A., Löow J., Johansson J., Gustafsson J., van Wageningen A. ja Kocsis K. 2021. Improvement of Working Conditions and Opinions of Mine Workers When Battery Electric Vehicles (BEVs) Are Used Instead of Diesel Machines — Results of Field Trial at the Kittilä Mine, Finland. *Mining, Metallurgy and Exploration*. <https://doi.org/10.1007/s42461-021-00506-8>.
- Halterman A., Sousan S. ja Peters T.M. 2018. Comparison of Respirable Mass Concentrations Measured by a Personal Dust Monitor and a Personal DataRAM to Gravimetric Measurements. *Annals of Work Exposures and Health* 62: 62–71.
- Hanlon J., Galea K.S. ja Verpaele S. 2021. Review of Workplace Based Aerosol Sampler Comparison Studies, 2004–2020. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18: 6819. <https://doi.org/10.3390/ijerph18136819>
- Happo M., Hosiokangas J. ja Keskitalo T. 2020. Tieliikenteen eri käyttövoimien ja polttoaineiden lähipäästöt ja niiden haitalliset vaikutukset. Vaihe 2: Henkilöautojen muuttuvien lähipäästöjen terveyshaitat. *Traficom* 11/2020: <https://www.traficom.fi/sites/default/files/media/publication/Tieliikenteen%20eri%20k%C3%A4ytt%C3%B6voimien%20ja%20polttoaineiden%20l%C3%A4hip%C3%A4st%C3%B6t%20ja%20niiden%20haitalliset%20vaikutukset%20Vaihe%202022%20final.pdf> , luettu 20.4.2022.
- Hawley B., L'Orange C., Olsen D. B., Marchese A. J. ja Volckens J. 2014. Oxidative Stress and Aromatic Hydrocarbon Response of Human Bronchial Epithelial Cells Exposed to Petro- or Biodiesel Exhaust Treated with a Diesel Particulate Filter. *Toxicological Sciences* 141: 505–514.

- Hayumbu P., Robbins T.G. ja Key-Schwartz R. 2008. Cross-Sectional Silica Exposure Measurements at Two Zambian Copper Mines of Nkana and Mufulira. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 5: 86–90.
- Hart, J., Autenrietha D. A., Caudab E., Chubbb L., Speara T. M., Wocka, S., ja Rosenthal, S. 2018. A comparison of respirable crystalline silica concentration measurements using a direct-on-filter Fourier transform infrared (FT-IR) transmission method vs. a traditional laboratory X-ray diffraction method. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15: 743 - 754
- Hedmer M., Wierzbicka A., Li H., Albin M., Tinnerberg H. ja Broberg K. 2017. Diesel exhaust exposure assessment among tunnel construction workers - correlations between nitrogen dioxide, 64 respirable elemental carbon, and particle number. *Annals of Work Exposures and Health* 61: 539–553.
- Heikkilä J., Virtanen A., Rönkkö T., Keskinen J., Aakko-Saksa P. ja Murtonen T. 2009. Nanoparticle Emissions from a Heavy-Duty Engine Running on Alternative Diesel Fuels. *Environmental Science and Technology* 43: 9501–9506.
- Hinds W.C. 1999. *Aerosol Technology. Properties, behavior and measurements of airborne particles*, 2. painos, s. 5, 9. John Wiley & Sons, Inc, Yhdysvallat.
- How C. B., Taib N. M. ja Mansor M. R. A. 2019. Performance and Exhaust Gas Emission of Biodiesel Fuel with Palm Oil Based Additive in Direct Injection Compression Ignition Engine. *International Journal of Automotive and Mechanical Engineering* 16: 6173–6187.
- Huang S.-H., Kuo Y.-M., Lin C.-W., Chen T.-J., Liu J., Gui H. ja Chen C.-C. 2019. Development of respirable virtual-cyclone samplers. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 16: 785–792.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 2014. Diesel and gasoline engine exhausts and some nitroarenes. <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono105.pdf>. luettu 5.1.2022

- Kaivosturvallisuusopas 2019. Työturvallisuuskeskus TTK, metallialan työalatoimikunta. Otavan Kirjapaino Oy.
- KETSU. 2007. Esitys kiteisen piidioksidin HTP-arvoksi, 2007: <https://www.tyosuojelu.fi/documents/14660/6121627/Kvartsi2007.pdf/7c73b31e-42b3-8311-c76b-f6c62464343e>. Luettu 5.4.2022.
- Khalek I.A., Blanks M.G., Merritt P.M. ja Zielinska B. 2015. Regulated and unregulated emissions from modern 2010 emissions-compliant heavy-duty on-highway diesel engines. *Journal of the Air and Waste Management Association* 65: 987–1001.
- Khan M.U., Homan K.O., Saki S.A., Emad M.Z. ja Raza M.A. 2020. Real-time diesel particulate matter monitoring in underground mines: evolution and applications. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. <https://doi.org/10.1080/17480930.2020.1818937>
- Landwehr K. R., Larcombe A. N., Reid A. ja Mullins B. J. 2021. Critical Review of Diesel Exhaust Exposure Health Impact Research Relevant to Occupational Settings: Are We Controlling the Wrong Pollutants? *Exposure and Health* 13: 141–171.
- Lim J., Yu L.E., Kostetski Y.Y., Lim C., Ryu J. ja Kim J. 2008. Effects of driving conditions on diesel exhaust particulates. *Journal of Air and Waste Management Association* 58: 1077–1085.
- Linnainmaa M., Kanerva, T., Törmänen S., Taxell P., Santonen T., Hyytinen E.-R., Hyvärinen V. ja Oksa P. 2016. Hiukkaset ja melu kestävässä kaivosympäristössä (HIME). Helsinki: Työterveyslaitos.
- Linnainmaa M., Laitinen J., Leskinen A., Sippula O. ja Kalliokoski P. 2008. Laboratory and Field Testing of Sampling Methods for Inhalable and Respirable Dust. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 5: 28–35.
- Lukkarinen K. 2021. Dieselpakokaasupäästöt maanalaisessa kultakaivoksessa. Itä-Suomen yliopisto. https://erepo.uef.fi/bitstream/handle/123456789/25780/urn_nbn_fi_uef-20211107.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Luettu 1.4.2022.
- Lutz E.A., Reed R.J., Lee V.S.T. ja Burgess J.L. 2015. Occupational exposures to emissions from combustion of diesel and alternative fuels in

- underground mining - a simulated pilot study. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 12: D18–D25.
- Mensah, M. K., Mensah-Darkwa, K., Drebenstedt, C., Annam, B. V. ja Armah, E. K. 2020. Occupational Respirable Mine Dust and Diesel Particulate Matter Hazard Assessment in an Underground Gold Mine in Ghana. *Journal of Health and Pollution* 10: 1-9.
- Naghizadeh A., Mahvi A.H., Jabbari H., Derakhshani E. ja Amini H. 2011. Exposure Assessment to Dust and Free Silica for Workers of Sangan Iron Ore Mine in Khaf, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87: 531–538.
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 2011. Diesel aerosols and gases in underground mines: Guide to exposure assessment and control. <https://www.cdc.gov/niosh/mining/UserFiles/works/pdfs/2012-101.pdf>. Luettu 23.2.2022
- NIOSH 5040 (National Institute for Occupational Safety and Health). 2016. Diesel particulate matter. Manual of Analytical Methods 5040 (NMAM 5040). <https://www.cdc.gov/niosh/docs/2014-151/pdfs/methods/5040.pdf>. Luettu 23.2.2022.
- NIOSH 0600 (National Institute for Occupational Safety and Health). Particulates not otherwise regulated, respirable. <https://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/pdfs/0600.pdf>. Luettu 1.7.2022.
- NIOSH 7500 (National Institute for Occupational Safety and Health). Silica, Crystalline by XRD. <https://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/pdfs/7500.pdf>. Luettu 20.5.2022.
- NIOSH 7602 (National Institute for Occupational Safety and Health). Silica, respirable crystalline, by IR. <https://www.cdc.gov/niosh/nmam/pdf/7602.pdf>. Luettu 20.5.2022.
- NIOSH 2002 (National Institute for Occupational Safety and Health). DETERMINATION OF AIRBORNE CRYSTALLINE SILICA by Rosa J. Key-Schwartz, Ph.D., NIOSH/DART; Paul A. Baron, Ph.D., NIOSH/DART; David L. Bartley, Ph.D., NIOSH/DART; Faye L. Rice, NIOSH/EID, and

- Paul C. Schlecht, NIOSH/DART. Portions of this chapter were adapted from: NIOSH [2002]. Hazard Review: Health effects of occupational exposure to respirable crystalline silica.
- Noll J., Janisko S. ja Mischler S. E. 2013. Real-time diesel particulate monitor for underground mines. *Analytical Methods* 5: 2954–2963.
- Paluchamy B., Mishra D.P. ja Panigrahi D.C. 2021. Airborne respirable dust in fully mechanised underground metalliferous mines e Generation, health impacts and control measures for cleaner production. *Journal of Cleaner Production*.
- Patts J., Tuchman D.P., Rubinstein E.N., Cauda E.G. ja Cecala A.B. 2019. Performance Comparison of Real-Time Light Scattering Dust Monitors Across Dust Types and Humidity Levels. *Mining, Metallurgy and Exploration* 36: 741–749.
- Peters S., Klerk N., Reid A., Fritschi L., Musk B. ja Vermeulen R. 2017a. Estimation of quantitative levels of diesel exhaust exposure and the health impact in the contemporary Australian mining industry. *Occupational and Environmental Medicine* 74: 282–289.
- Peters S., Vermeulen R., Fritschi L., Musk A.W., Reid A. ja de Klerk N. 2017b. Trends in exposure to respirable crystalline silica (1986-2014) in Australian mining. *American Journal of Industrial Medicine* 60: 673–678.
- Pirjola L., Rönkkö T., Saukko E., Parviainen H., Malinen A., Alanen J. ja Saveljeff H. 2017. Exhaust emissions of non-road mobile machine: Real-world and laboratory studies with diesel and HVO fuels. *Fuel* 202: 154–164.
- Pirjola L., Kuuluvainen H., Timonen H., Saarikoski S., Teinilä K., Salo L., Datta A., Simonen P., Karjalainen P., Kulmala K. ja Rönkkö T. 2019. Potential of renewable fuel to reduce diesel exhaust particle emissions. *Applied Energy* 254.
- Prajapati S.S., Mishra R.A., Jhariya B. ja Dhattrak S.V. 2021. Respirable dust and crystalline silica exposure among different mining sectors in India. *Archives of Environmental and Occupational Health* 76: 455–461.

- Rumchev K., Van Hoang D. ja Lee A. 2020. Trends in exposure to diesel particulate matter and prevalence of respiratory symptoms in Western Australian miners. *Internal Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 1–12.
- Rusibamayila M., Meshi E. ja Mamuya S. 2018. Respiratory Impairment and Personal Respirable Dust Exposure among the Underground and Open Cast Gold Miners in Tanzania. *Annals of Global Health* 84: 419–428.
- Rönkkö T., Pirjola L., Ntziachristos L., Heikkilä J., Karjalainen P., Hillamo R. ja Keskinen J. 2014. Vehicle Engines Produce Exhaust Nanoparticles Even When Not Fueled. *Environmental Science and Technology* 48: 2043–2050.
- Saarikoski, S., Salo, L., Bloss, M., Alanen, J., Teinilä, K., Reyes, F., . . . Timonen, H. (2019). Sources and characteristics of particulate matter at five locations in an underground mine. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(12), 2613-2624.
- Scarselli A., Corfiati M., Di Marzio D. ja Iavicoli S. 2014. Evaluation of workplace exposure to respirable crystalline silica in Italy. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 20: 301–307.
- Sepadi M.M., Chadyiwa M. ja Nkosi V. 2020. Platinum Mine Workers' Exposure to Dust Particles Emitted at Mine Waste Rock Crusher Plants in Limpopo, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
- Sirignano M., Conturso M., Magno A., Di Iorio S., Mancaruso E., Vaglieco B. M. ja D'Anna A. 2018. Evidence of sub-10 nm particles emitted from a small-size diesel engine. *Experimental Thermal and Fluid Science* 95: 60–64.
- Sleeth D.K. ja Vincent J.H. 2012. Performance Study of Personal Inhalable Aerosol Samplers at Ultra-Low Wind Speeds. *Annals of Occupational Hygiene* 56: 207–220.
- Sleeth D.K., Balthaser S.A., Collingwood S. ja Larson R.R. 2016. Estimation of the Human Extrathoracic Deposition Fraction of Inhaled Particles

- Using a Polyurethane Foam Collection Substrate in an IOM Sampler. International Journal of Environmental Research and Public Health 13: 1–14.
- Stacey P., Hall S., Stagg S., Clegg F. ja Sammon C. 2021. Raman spectroscopy and X-ray diffraction responses when measuring health-related micrometre and nanometre particle size fractions of crystalline quartz and the measurement of quartz in dust samples from the cutting and polishing of natural and artificial stones. Journal of Raman Spectroscopy 52: 1095–1107
- STM. HTP-arvot 2020. Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet. Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskuksen julkaisuja 2020:24, Helsinki 2020
- Taxell P. ja Santonen T. 2016. Diesel engine exhaust. https://gupea.ub.gu.se/bitstream/2077/44340/1/gupea_2077_44340_1.pdf Luettu 7.1.2022
- Thorpe A. 2007, Assessment of Personal Direct-Reading Dust Monitors for the Measurement of Airborne Inhalable Dust. Annals of Occupational Hygiene 51: 97-112
- Thorpe A. ja Walsh P.T. 2007. Comparison of Portable, Real-Time Dust Monitors Sampling Actively, with Size-Selective Adaptors, and Passively. Annals of Occupational Hygiene 51: 679–691.
- Thorpe A. ja Walsh P.T. 2013. Direct-Reading Inhalable Dust Monitoring—An Assessment of Current Measurement Methods. Annals of Occupational Hygiene 57: 824–841.
- TTK (Työturvallisuuskeskus). 2019. Kaivosturvallisuusopas. Markprint Oy.
- TTL (Työterveyslaitos). 2016. Hengittävän ja alveolijakeisen pölyn tavoitetasoperustelumuistio. <https://www.ttl.fi/teemat/tyoturvallisuus/altistuminen-tyoympariston-haittatekijoille/tyoympariston-tavoitetasot>. Luettu 5.4.2022
- TTL (Työterveyslaitos). 2022. Kvartsi (kiteinen piidioksidi). <https://www.ttl.fi/teemat/tyoturvallisuus/altistuminen-tyoympariston-haittatekijoille/kemiallisten-tekijoiden-hallinta-tyopaikalla/kemikaalit-ja-tyo-altistumistietosivusto/kvartsi-kiteinen-piidioksidi>. Luettu 21.4.2022.

Vna 1267/2019. Valtioneuvoston asetus työhön liittyvän syöpävaaran torjunnasta

Ålander T., Leskinen A., Turrek T., Willman P. ja Raunemaa T. 2003. Nykyaikaisen ajoneuvomoottorin pakokaasun hiukkasmittaus. Hiukkaskoko ja hiilen laatu. <https://docplayer.fi/32995338-Nykyaikaisen-ajoneuvomoottorin-pakokaasun-hiukkasmittaushiukkaskoko-ja-hiilen-laatu-kuopion-yliopiston-projektiosuus.html>. Luettu 10.1.2022.

Ädelroth E., Hedlund U., Blomberg A., Helleday R., Ledin M.-C., Levin J. O., Pourazar J., Sandström T. ja Järholm B. 2006. Airway inflammation in iron ore miners exposed to dust and diesel exhaust. *European Respiratory Journal* 27: 714–719.

Wei S., Kulkarni P., Ashley K. ja Zheng L. 2017. Measurement of Crystalline Silica Aerosol Using Quantum Cascade Laser–Based Infrared Spectroscopy. *Scientific Reports* 7:13860.

Wihersaari H., Pirjola L., Karjalainen P., Saukko E., Kuuluvainen H., Kulmala K., Keskinen J. ja Rönkkö T. 2020. Particulate emissions of a modern diesel passenger car under laboratory and real-world transient driving conditions. *Environmental Pollution* 265:

Zheng, L., Kulkarni, P. Birch, M. E., Ashley, K. ja Wei S. 2018. Analysis of Crystalline Silica Aerosol Using Portable Raman Spectrometry: Feasibility of Near Real-Time Measurement. *Analytical Chemistry* 90: 6229-6239.

**KAISU LUKKARINEN, HANNA KOPONEN,
ANTTI KARJALAINEN, MARKO HYTTINEN,
PERTTI PASANEN & OLLI SIPPULA**



UNIVERSITY OF
EASTERN FINLAND

uef.fi

**PUBLICATIONS OF
THE UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND**
Reports and Studies in Science, Forestry and Technology

ISBN 978-952-61-4973-8
ISSN 2954-1956