



ILMATIETEEN LAITOS

ILMANLAATUSELVITYS



Kuva: Pia Anttila

*Suurten polttolaitosten vetykloridin ja ammoniakkin
BAT-päästötasojen terveys- ja ympäristövaikutukset*

ILMANLAATU JA ENERGIA
ASiantuntijapalvelut 2015

**Suurten polttolaitosten vetykloridin (HCl) ja ammoniakkin (NH₃)
BAT-päästötasojen terveys- ja ympäristövaikutukset**

**Katja Lovén
Virpi Tarvainen
Birgitta Komppula
Hanna Hannuniemi
Ulla Makkonen
Hannele Hakola**

**ILMATIETEEN LAITOS – ASiantuntijapalvelut
ILMANLAATU JA ENERGIA
Helsinki 5.3.2015**

SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	3
2	TAUSTATIETOA ILMAN EPÄPUHTAUKSISTA	4
2.1	Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät	4
3	VETYKLORIDI (HCl)	5
3.1	Taustaa	5
3.2	Ilmakemia	7
3.3	Lainsäädäntö ja voimassa olevat pitoisuussuositukset	9
3.4	Ympäristö ja terveysvaikutukset	11
3.5	Päästöt Suomessa	12
3.6	Pitoisuustasot Suomessa	15
4	AMMONIAKKI (NH ₃)	18
4.1	Taustaa	18
4.2	Ilmakemia	19
4.3	Lainsäädäntö ja voimassa olevat pitoisuussuositukset	21
4.4	Ympäristö ja terveysvaikutukset	24
4.5	Päästöt Suomessa	25
4.6	Pitoisuustasot Suomessa	27
5	PÄÄSTÖVAIKUTUSARVIO LEVIÄMISMALLILASKELMIN	30
5.1	Leviämismallilaskelmien kuvaus	30
5.2	Leviämismallilaskelmien lähtötiedot	32
5.3	Eri päästötasojen ja piipun korkeuksien vaikutus pitoisuuksiin	34
5.4	Vetykloridipitoisuudet	35
5.5	Ammoniakkipitoisuudet	40
6	YHTEENVETO	45
7	JOHTOPÄÄTÖKSET	47
	VIITTELUETTELO	48
	LIITEKUVAT	

1 JOHDANTO

Työn tarkoituksena oli kartoittaa nykyinen ilmanlaatutilanne Suomessa vetykloridin (HCl) ja ammoniakkin (NH_3) osalta sekä arvioida suurten polttolaitosten BAT-päästötasojen (BAT = paras käyttökelpoinen tekniikka) vaikutusta päästöjen aiheuttamiin terveys- ja ympäristövaikutuksiin. Tällä hetkellä tavanomaisia polttoaineita polttaville laitoksille ei ole asetettu vetykloridi- eikä ammoniakkipäästörajoja teollisuuden päästödirektiivissä (*IED, 010/75/EU*) kuten ei myöskään sen pohjalta annetussa kansallisessa suurten polttolaitosten asetuksessa (*Vna 936/2014*).

Uusi ympäristönsuojelulaki (*527/2014*) on annettu 27.6.2014 ja se astui voimaan 1.9.2014. Uuden lain myötä BAT-määräyksistä tulee sitovia ja pääsääntöisesti laitosten päästötasot määräytyvät BREF-asiakirjan (BAT-vertailuasiakirja) päätelmien mukaisesti. Ympäristönsuojelulakiin sisältyy mahdollisuus poiketa BAT-päästötasosta, mikäli ne ”johtaisivat kohtuuttoman korkeisiin kustannuksiin verrattuna saavutettaviin ympäristöhyötyihin laitoksen maantieteellisen sijainnin tai teknisten ominaisuuksien taikka paikallisten ympäristöolojen vuoksi.”

Suurten polttolaitosten BREF-asiakirja on valmisteilla. Asiakirjaluonnoksessa on esitetty päästötasot vetykloridille ja ammoniakille, jotka ovat vetykloridin osalta huomattavasti nykyisiä BAT-tasoja matalampia.

Asiantuntijatyössä on kuvattu voimassa olevaa vetykloridi- ja ammoniakkilainsäädäntöä, yhdisteiden mitattuja pitoisuuksia Suomessa pääkaupunkiseudulla sekä puhtaalla tausta-alueella Hyytiälässä ja myös muissa maissa mm. Englannissa. Raportissa on kuvattu yhdisteiden ominaisuuksia, ilmakemiallisia prosesseja sekä terveys- ja ympäristövaikutuksia. Vetykloridi- ja ammoniakkipäästötasoja ja niiden kehitystä viime vuosina on tarkasteltu saatavissa olevien aineistojen pohjalta. Lisäksi on tehty arvioita nykyisten suurten polttolaitosten tämän hetkisten päästöjen pitoisuustasoista.

Tutkimuksessa on päästöjen leviämismallilaskelmien avulla verrattu nykyisten päästöpitoisuuksien sekä vuoden 2006 ja valmisteilla olevan BREF-asiakirjan päästötasojen vaikutuksia ilmanlaatuun. Mallitulosten perusteella on arvioitu BAT-päästötasoilla saavutettavia ympäristöhyötyjä ja terveysvaikutuksia suhteessa nykytilanteeseen.

Selvityksen tilasi Energiateollisuus ry:n Ympäristöpooli ja asiantuntijatyön laatimisesta vastasi Ilmatieteen laitoksen Asiantuntijapalvelut -yksikkö yhteistyössä muiden yksiköiden asiantuntijoiden kanssa.

2 TAUSTATIETOA ILMAN EPÄPUHTAUKSISTA

2.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät

Ilmanlaatua heikentävien ilmansaasteiden suurimpia antropogeenisiä päästölähteitä Suomessa ovat liikenne, energiantuotanto, teollisuus ja puun pienpoltto. Ilmansaasteita kulkeutuu Suomeen myös kaukokulkeumana maamme rajojen ulkopuolelta. Ilmansaasteiden päästöistä suurin osa vapautuu ilmakehän alimpaan kerrokseen, jota kutsutaan rajakerrokseksi. Rajakerroksessa päästöt sekoittuvat ympäröivään ilmaan ja ilmansaasteiden pitoisuudet laimenevat. Päästöt voivat levitä liikkuvien ilmamassojen mukana laajoille alueille. Tämän kulkeutumisen aikana ilmansaasteet voivat reagoida keskenään sekä muiden ilmassa olevien yhdisteiden kanssa muodostaen uusia yhdisteitä. Ilmansaasteet poistuvat ilmasta sateen huuhtomina (märkälaskeuma), kuivalaskeumana erilaisille pinnoille tai kemiallisen muutunnan kautta.

Ilmansaasteiden leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, rajakerroksessa. Sen korkeus vaihtelee säätilanteesta riippuen. Suomessa rajakerroksen korkeus on tyypillisesti alle kilometri, mutta varsinkin kesällä se voi nousta yli kahteen kilometriin. Matalimmat rajakerroksen korkeudet havaitaan yleensä talvella kovilla pakkasilla. Rajakerroksen korkeus määrää ilmatilavuuden, johon päästöt voivat välittömästi sekoittua. Rajakerroksen tuuliolosuhteet määräävät karkeasti ilmansaasteiden kulkeutumis suunnan, mutta rajakerroksen ilmapvirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi ilmansaasteiden sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. Mitä matalampi rajakerroksen korkeus on, sitä vähemmän päästöillä on tilaa laimentua ja sekoittua ja epäpuhtauspitoisuudet voivat kohota korkeiksi. Päästöjen leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia tekijöitä ovat tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoituskorkeus. Ilmakehän stabiilisuudella tarkoitetaan ilmakehän herkkyyttä pystysuuntaiseen sekoittumiseen. Stabiilisuuden määrää ilmakehän pystysuuntainen lämpötilarakenne sekä mekaaninen turbulenssi eli alustan kitkan synnyttämä ilman pyörteisyys.

Inversiolla tarkoitetaan tilannetta, jossa ilmakehän lämpötila nousee ylöspäin mentäessä. Erityisesti maanpintainversion aikana ilmanlaatu voi paikallisesti huonontua nopeasti. Maanpintainversiossa maanpinta ja sen lähellä oleva ilmakerros jäähtyy niin, että kylmempi ilma jää ylempänä olevan lämpimämmän ilman alle. Kylmä pintailma ei raskaampana pääse kohoamaan yläpuolellaan olevan lämpimän kerroksen läpi, ja ilmakehän pystysuuntainen liike estyy. Inversiokerroksessa tuuli on hyvin heikkoa ja ilmaa sekoittava pyörteisyys on vähäistä, minkä vuoksi ilmansaasteet laimenevat huonosti. Inversiotilanteissa pitoisuudet kohoavat taajamissa etenkin liikenneuuhkien aikana, koska ilmansaasteet kerääntyvät matalaan ilmakehän kerrokseen päästölähteiden lähelle.

3 VETYKLORIDI (HCl)

3.1 Taustaa

Alailmakehän reaktiiviset klooriyhdisteet ovat merkittäviä sateen happamoitumisen, korroosion ja kasvien lehtien vaurioitumisen aiheuttajia. Luonnon lähteet ovat merkittäviä niiden tuottajina. Monia klooria sisältäviä kaasumaisia yhdisteitä on kuitenkin vaikea mitata. Ilmakehän koko alaosan reaktiivisen kloorin pitoisuudeksi tausta-alueilla on arvioitu noin 1,5 ppb ($2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ppb on pienille pitoisuuksille käytetty pitoisuuden yksikkö, tilavuuden miljardisosa) (Graedel and Keene, 1995), ja tärkeimmiksi klooriyhdisteiksi metyylikloridi (CH_3Cl), metyylikloroformi (CH_3CCl_3), vetykloridi (HCl), klooridifluorimetaani (CHClF_2), Cl^*_2 (arvioidaan olevan HOCl ja Cl_2), tetrakloorietyleeni ($\text{CCl}_2=\text{CCl}_2$), dikloorimetaani (CH_2Cl_2), kobolttikloridi (COCl_2) ja kloroformi (CHCl_3), jotka kaikki vaikuttavat muutamia prosentteja kokonaisuuteen. Alailmakehässä suurin osa reaktiivisesta kloorista on metyylikloridia (CH_3Cl) ja metyylikloroformia (CH_3CCl_3).

Reaktiivisen kloorin (9 erilaista yhdistettä) tärkeitä luonnollisia lähteitä ovat merisuolasta haihtuminen, merilevät ja tulivuoret. Klooriyhdisteiden pitoisuuden on oletettu jatkuvasti kasvavan etenkin nopeasti kehittyvien maiden kaupunkialueilla (Graedel and Keene, 1995). Hydroksyyliiradikaalien (OH) tapaan myös ilmakehään tulevat klooriatomit ovat voimakkaita hapettimia erityisesti merellisessä rajakerroksessa. Saastuneemilla alueilla kloori hapettaa ilmaan päässeitä hiilivetyjä (VOC) ja johtaa niiden jatkoreaktioihin. Jos hapettimia vertaillaan, niin hiilivetyjen reaktiot kloorin kanssa ovat jopa nopeampia kuin reaktiot hydroksyyliiradikaalin kanssa, eli ne ovat hyvin tehokkaita hapettajia (Chang et al, 2004, ja sen lähdejulkaisut). Hapetusreaktiot riippuvat siitä, mitä muita aineita ilmassa on (vaikuttavat siihen, mitä reaktioita voi tapahtua) ja reaktionopeudet riippuvat olosuhteista. Yleisesti hapettumista voidaan pitää tärkeänä, koska se periaatteessa ”puhdistaa” ilmakehää sinne tulevia saasteita. Eli hapettuminen saattaa niitä toisiksi aineiksi tai muotoon, jossa ne voivat poistua ilmakehästä. Yläilmakehässä klooriyhdisteillä on merkitystä otsonille, koska ne voivat olla osa otsonia tuhoavia katalyyttisiä reaktiosyklejä.

Reaktiivisten klooriyhdisteiden globaaleja päästöjä on tarkasteltu Global Emissions Inventory Activity (GEIA) ohjelman osana hankkeessa Reactive Chlorine Emissions Inventory (RCEI). Tulokset on julkaistu kattavasti Journal of Geophysical Research aikakauslehdessä vuonna 1999 (Graedel and Keene, 1999, ja muut aiheeseen liittyvät artikkelit kyseisessä lehden numerossa), ja hankkeen tiedot ovat edelleen NASAn Global Change Master Directory-sivustossa (NASA, 2014).

Vetykloridi (HCl) on vesiliukoinen, väritön tai heikosti kellertävä syövyttävä kaasu, jolla on pistävä, ärsyttävä haju. Veteen liuetessaan se muodostaa suolahappoliuoksen. Vetykloridin päästölähteiden suhteellisesta voimakkuudesta on esitetty globaaleja arvioita. Maapallon mittakaavassa tärkeimmäksi lähteeksi alailmakehän vetykloridille on arvioitu merisuolasta haihtuminen, vähäisempiä päästölähteitä ovat fossiilisten polttoaineiden käyttö, jätteenpolto ja tulivuoret. Kaasumaisen vetykloridin budjetissa luonnon päästöt ovat siten varsin hallitsevia (esim. Jacobson, 2005).

Arvio vuosipäästöistä on esitetty taulukossa 1. Arviolta noin 70 % kaasumaisen vetykloridin päästöistä ilmakehään on peräisin merisuolasta. Vain alle 10 % vetykloridin päästöistä ilmakehään on arvioitu olevan peräisin hiilen tai jätteen poltosta eli ihmistoiminnasta.

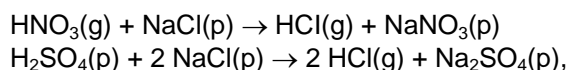
Taulukko 1. Vetykloridin globaalit päästöt eri lähteistä (Sanhueza, 2001).

Päästölähde	Globaali päästö (Mt Cl vuodessa*)
Merisuola, kloorin poisto**	50 ± 20
Merisuola, hapon korvaaminen**	7,6
Tulivuoret	0,4 – 11
Biomassan palaminen	< 6
Kulkeutuminen yläilmakehästä	0,3
Kloori-hiili-yhdisteiden hapettuminen ilmakehässä	~ 4,2
Hiilen poltto	4,6 ± 4,3
Jätteen poltto	2 ± 1,9

* Päästön yksikkö on Mt eli miljoona tonnia klooria vuodessa. Yhteensä noin 74,8Mt.

** Termit "kloorin poisto" ja "hapon korvaaminen" ovat käännöksiä Sanhuezan luokittelusta. Ne tarkoittavat lähes sama asiaa, mutta "hapon korvaaminen" tuottaa vähemmän reaktiivista klooria ja prosessin päärooleissa ovat antropogeeniset HNO₃ ja H₂SO₄.

Vetykloridi vapautuu merisuolasta (NaCl) mm. seuraavien prosessien kautta:



joissa (g) on kaasufaasissa oleva olio ja (p) hiukkasissa (*Graedel et al, 1995*).

Tärkeä ihmistoimien aiheuttama vetykloridin ilmakehäpäästöjen lähde on sen vapautuminen fossiilisista polttoaineista (*DEFRA, 2006*). Öljypohjaisissa polttoaineissa klooriyhdisteitä on niin vähän, että niitä ei juuri huomioida, mutta hiilen polttamisessa vetykloridia ja metyylikloridia sitä vastoin vapautuu paljon (*McCulloch et al, 1999*).

Savukaasupesureilla voidaan vähentää hiilen poltosta aiheutuvia vetykloridipäästöjä merkittävästi, jopa yli 90 %. Rikkidioksidin ja vetykloridin erotukseen pesurit ovat varsin tehokkaita. Erotusaste kasvaa savukaasun päästöpitouuden mukana. Esimerkiksi turpeenpolton rikkidioksidin erotusaste on tavallisesti 80–98 %. Myös vetykloridipäästöjen erotusaste on varsin korkea, useimmiten noin 70–95 % (*VTT, 2012*).

Myös joidenkin biomassaa-aineiden poltto (esim. neulaset ja puun kuoriosat, olki) ja jätteenpoltto aiheuttavat vetykloridin päästöjä (*McCulloch et al, 1999*). Klooripitoisuudet eri biomassaa-aineiden välillä voivat kuitenkin vaihdella merkittävästi (*Alakangas, 2000*). RES-direktiivin (2009/28/EY) määritelmän mukaan biomassalla tarkoitetaan maataloudesta (sekä kasvi- että eläinperäiset aineet mukaan lukien), metsätaloudesta ja niihin liittyviltä tuotannonaloilta, myös kalastuksesta ja vesiviljelystä, peräisin olevien biologista alkuperää olevien tuotteiden, jätteiden ja tähteiden biohajoavaa osaa sekä teollisuus- ja yhdyskuntajätteiden biohajoavaa osaa;

biomassa sisältää myös bionesteet ja biopolttoaineet. Kiinteästä rakettipolttoaineesta vapautuu pakokaasussa paljon vetykloridia (*NRC HCl, 2004*). Luontoperäisiä HCl-lähteitä ovat mm. meriveden pärskeet ja tulivuoret.

Ihmistoiminnassa vetykloridilla itsessään on useita käyttötarkoituksia. Sitä käytetään kloridien tuotantoon, tina- ja tantaalimalmin käsittelyyn, metallien etsaamiseen ja puhdistukseen, elektrolyysipinnoitukseen, höyrykattiloiden puhdistamiseen ja emäksisten tuotteiden neutralointiin. Laboratorioissa sitä käytetään reagenssina, katalyyttina ja orgaanisten synteisien liuottimena. Siitä myös valmistetaan lannoitteita ja väriaineita. Useiden ruoka-aineiden valmistuksessa vetykloridia voidaan käyttää hydrolysoimaan tärkkelystä ja proteiineja ja lisäksi vetykloridia tarvitaan valokuva-alan, tekstiilituotannon ja kumiteollisuuden laitoksissa (*EPA TTN, 2014*).

Syrjäisissä meriympäristöissä maanpinnan läheisessä ilmassa on mitattu 100–300 ppt (ppt on triljoonasosa, eli miljoonasosan miljoonasosa) HCl-pitoisuuksia. Syrjäisillä maa-alueilla pitoisuudet ovat ilmeisesti ainakin yhtä alhaisia, mahdollisesti alhaisempiakin, vaikka aineistoa on varsin puutteellisesti (*Graedel and Keene, 1996*). Kaupungistuneilla alueilla pienimmät pitoisuudet ovat niin ikään noin 100 ppt, mutta korkeimmillaan jo luokkaa 3 000 ppt (*Graedel and Keene, 1996*). Vetykloridin viipymisajan alailmakehässä on oletettu olevan noin 4 päivää (*Brimblecombe, 1986*).

Englannissa vetykloridin pitoisuuksia on mitattu maaseutua edustavilla mittausasemilla. Vuonna 2002 pitoisuuksien vuosikeskiarvot olivat välillä 0,08–0,27 ppb (0,12–0,42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, *DEFRA, 2006*). Vuonna 2013 kaasumaisen vetykloridin vuosikeskiarvot 30 eri asemalla ovat vaihdelleet välillä 0,09–0,35 ppb (0,14–0,53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (*DEFRA, 2014*). Vetykloridin päästöjen on arvioitu vähentyneen Englannissa vuosien 1970 ja 2000 välillä 75 % kun hiilen käyttö väheni ja koska voimalaitoksille asennettiin savukaasujen rikinpoisto vuoden 1993 jälkeen (*DEFRA, 2006*). Rikinpoiston on osoitettu vähentävän vetykloridin päästöjä jopa 90 % tai enemmänkin (*McCulloch et al., 1999*). Rikkidioksidipäästöjä vähennettiin Euroopassa ja Suomessa merkittävästi lainsäädännön tiukentuessa 90-luvulla, jolloin tehtiin huomattavia investointeja rikinpoistoon. Rikkidioksidipäästöt laskivat Suomessa noin 250 000 tonnista noin 100 000 tonniin.

3.2 Ilmakemia

Kaasumaisen vetykloridin tärkein poistumismekanismi alailmakehän ilmasta on pilvi-pisaroihin tai sadeveteen liukeneminen, ja se voi osallistua myös joihinkin kemiallisiin reaktioihin (*Jacobson, 2005*). Kaasufaasissa tapahtuvien reaktioiden lisäksi vetykloridi osallistuu myös aerosolihiukkasissa ja pilvipisaroissa (ilmakehän yläosissa etenkin Polar Stratospheric Clouds, PSC) tapahtuviin heterogeenisiin reaktioihin (esim. *Karamchandani et al., 2012*). Vetykloridin ominaisuuksia on lueteltu taulukossa 2.

Kaasufaasissa vetykloridi reagoi hydroksyyliiradikaalin (OH) kanssa, tuottaen vettä ja vapaata klooria. Se reagoi myös nitraattiradikaalin (NO_3) kanssa. Yläilmakehässä vetykloridi toimii kloorin varastoyhdisteenä ja saattaa muodostaa tärkeän lähteen otsonia tuhoavan kloorisyklin yhdisteille.

Vetykloridin kaasufaasireaktioita on lueteltu taulukossa 3. Poistumisreaktioista reaktio OH-radikaalin kanssa on suhteellisen hidas, ja reaktiosta NO₃-radikaalin kanssa lähde toteaa suosituksen mukaisen nopeuskertoimen arvon viittaavan siihen, että reaktio ei ole tärkeä ilmakehän kemiassa (IUPAC, 2014). Taulukkoon on lisätty myös eräitä vapaan kloorin reaktioita HO₂-radikaalin, formaldehydin (CH₂O) ja metaanin (CH₄) kanssa muistuttamassa siitä, että kloori reagoi näiden yhdisteiden ja useiden muidenkin hiilivetyjen kanssa palautuen hitaammin toimivaksi varastoyhdisteeksi (HCl). Tällä mekanismilla saattaa olla merkitystä alailmakehän merellisten tausta-alueiden tai ylempään ilmakehän kemiassa.

Taulukko 2. Vetykloridin ominaisuuksia (OVA-ohje, Kloorivety ja suolahappo).

Parametri	Arvo
Kemiallinen kaava	HCl
Molekyylin massa	36,5
CAS tunnistenumero	7647-01-0
Olomuoto	Väritön tai heikosti kellertävä, pistävän tukahduttavan hajuinen kaasu
Höyryn tiheys	1,3 (ilma = 1)
Kiehumispiste	- 85 °C
Vesiliukoisuus	Hyvin liukeneva
Muunnoskerroin höyrylle 20 °C	1 ppm = 1,52 mg/m ³ , 1 mg/m ³ = 0,66 ppm
Hajukynnys	1 ppm (1,5 mg/m ³), haju varoittaa melko hyvin terveysvaarasta

Taulukko 3. Vetykloridin kaasufaasireaktioita ilmakehässä

Reaktio	Nopeuskerroin (cm ³ mole ⁻¹ s ⁻¹)	Lämpötila-alue	Viite
OH + HCl → H ₂ O + Cl	1,7 x 10 ⁻¹² exp(-230/T)	200–300 K	(IUPAC, 2014)
NO ₃ + HCl → HNO ₃ + Cl	< 5 x 10 ⁻¹⁷	298 K	(IUPAC, 2014)
HCl + hν → H + Cl	fotolyttinen		(IUPAC, 2014)
Cl + HO ₂ → HCl + O ₂	3,5 x 10 ⁻¹¹	298 K	(IUPAC, 2014)
Cl + CH ₂ O → HCl + HCO	8,1 x 10 ⁻¹¹ exp(-34/T)	200–500 K	(IUPAC, 2014)
Cl + CH ₄ → HCl + CH ₃	6,6 x 10 ⁻¹² exp(-1240/T)	200–300 K	(IUPAC, 2014)

3.3 Lainsäädäntö ja voimassa olevat pitoisuussuositukset

Kaasumaiselle vetykloridille on asetettu työskentelyolosuhteisiin liittyviä pitoisuussuosituksia, jotka on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. Vetykloridin pitoisuussuosituksia työskentelyoloissa EU:n alueella, Englannissa ja Yhdysvalloissa.

Valtio/Elin	Vetykloridin pitoisuus		Altistusaika	Ohje
EU	5 ppm	8 mg/m ^{3*}	8 tunnin painotettu keskiarvo	Direktiivi 2000/39 ⁽¹⁾
	10 ppm	15 mg/m ^{3*}	lyhytaikainen (yl. 15 min)	
UK	1 ppm	2 mg/m ^{3**}	8 tunnin painotettu keskiarvo	EH40/2005 ⁽²⁾
	5 ppm	8 mg/m ^{3**}	lyhytaikainen (15 min)	
USA	5 ppm	7 mg/m ^{3***}	8 tunnin painotettu keskiarvo	OSHA ⁽³⁾ NIOSH ⁽⁴⁾
	5 ppm	7 mg/m ^{3***}	ei tulisi ylittää työaikana	
	3 ppm	-	ERPG-1	AIHA ⁽⁵⁾
	20 ppm	-	ERPG-2	
	150 ppm	-	ERPG-3	

* Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 20 °C ja 101,3 kPa olosuhteissa.

** Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 20 °C ja 101,3 kPa olosuhteissa.

*** Pitoisuus ppm-yksikössä on 25 °C ja 1 ilmakehän paineessa, pitoisuus milligrammaa kuutiossa on arvio.

**** Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 25 °C ja 1 ilmakehän paine olosuhteissa.

(1) Komission direktiivi 2000/39/EY ensimmäisen työperäisen altistumisen viiteraja-arvojen luettelon laatimisesta työntekijöiden terveyden ja turvallisuuden suojelemiseksi työpaikalla esiintyviin kemiallisiin tekijöihin liittyviltä riskeiltä annetun neuvoston direktiivin 98/24/EY täytäntöönpanemiseksi.

(2) EH40/2005 Workplace exposure limits 2nd edition, 2011. Health and Safety Executive, Crown copyright.

(3) OSHA, Occupational Safety & Health Administration, Permissible Exposure Limits – Annotated Tables web site (<https://www.osha.gov/dsg/annotated-pels/index.html>), käyty elokuu 2014.

(4) NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, Pocket Guide to Chemical Hazards web site (<http://www.cdc.gov/niosh/npg/>), käyty elokuu 2014.

(5) AIHA, American Industrial Hygiene Association, Emergency Response Planning Guidelines web site (<https://www.aiha.org/get-involved/aiha-guideline-foundation/emergency-response-planning-guidelines/Pages/default.aspx>), käyty elokuu 2014. AIHA antaa kolmentasoisia pitoisuussuosituksia:

- ERPG-1, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi ilman muita kuin lieviä ohi meneviä terveysvaikutuksia, ja jossa he eivät tunne selvää vastenmielistä hajua.
- ERPG-2, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi ilman peruuntumattomia tai muita haitallisia terveysvaikutuksia tai oireita, jotka estävät häntä suojautumasta.
- ERPG-3, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi niin, että he eivät koe tai heille ei kehity henkeä uhkaavia terveysvaikutuksia.

Suomessa Sosiaali- ja terveysministeriö arvioi työntekijöiden hengitysilman epäpuhtauksille pienimmät pitoisuudet (haitallisiksi tunnetut pitoisuudet, eli HTP-arvot), jotka voivat aiheuttaa haittaa tai vaaraa työntekijöiden turvallisuudelle tai terveydel-

le taikka lisääntymisterveydelle (*STM asetus, 2014*). Haittojen ilmaantuminen voi riippua myös altistusajasta ja siksi HTP-arvoja voidaan antaa epäpuhtauksien 8 tunnin, 15 minuutin tai hetkelliselle keskipitoisuudelle. Vetykloridille on annettu 15 minuutin työpaikan ilman haitalliseksi tunnettu keskipitoisuus. Taulukossa 5 on esitetty Sosiaali- ja terveysministeriön Suomessa antama HTP-pitoisuussuositus vetykloridille.

Taulukko 5. Sosiaali- ja terveysministeriön Suomessa antama HTP-pitoisuussuositus vetykloridille (*STM asetus, 2014*).

HTP-arvo	15 min keskipitoisuus	
Vetykloridi	5 ppm	7,6 mg/m ³

Yhdysvaltain haitallisten aineiden akuutteihin altistuksiin liitettäviä suojelevia pitoisuustasoa pohtiva kansallinen neuvoa antava komitea (National Advisory Committee for Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Substances, NAC) esittää kolmea pitoisuustasoa (Acute Exposure Guideline Levels, AEGL 1–3), joilla myrkyllisille kaasuille altistuvat ihmiset voivat luokitella altistuksensa. Tasot ovat:

- AEGL-1 on ilmassa oleva pitoisuustaso (yksikössä miljoonasosa, ppm, tai milligrammaa kuutiometrissä, mg/m³), jota korkeammilla pitoisuuksilla oletetaan väestön, herkkä väestönosa mukaan luettuna, yleisesti kokevan sen huomattavan epämukavaksi, ärsyttäväksi tai muuten oireettomia hankaluuksia aiheuttavaksi. Vaikutukset eivät kuitenkaan voi olla vammauttavia ja ne menevät ohi tai peruuntuvat kun altistus päättyy.
- AEGL-2 on ilmassa oleva pitoisuustaso (yksikkö ppm tai mg/m³), jota korkeammilla pitoisuuksilla oletetaan väestön, herkkä väestönosa mukaan luettuna, yleisesti kokevan peruuntumattomia tai muuten vakavia pitkään kestäviä haitallisia terveysvaikutuksia, tai ei kykene poistumaan paikalta.
- AEGL-3 on ilmassa oleva pitoisuustaso (yksikkö ppm tai mg/m³), jota korkeammilla pitoisuuksilla oletetaan väestön, herkkä väestönosa mukaan luettuna, kokevan henkeä uhkaavia vakavia terveysvaikutuksia tai kuolevan.

Yhdysvaltain koko väestöä koskevat akuutin altistuksen pitoisuustasot eli AEGL-altistustasot vetykloridille on esitetty taulukossa 6.

Taulukko 6. Koko väestöä koskevat vetykloridin altistustasot Yhdysvalloissa (NRC HCl, 2004).

Vetykloridin taso	Altistusaika ja pitoisuudet					Peruste
	10 min	30 min	1 h	4 h	8 h	
AEGL-1 ei haittaa	1,8 ppm (2,7 mg/m ³)	1,8 ppm (2,7 mg/m ³)	1,8 ppm (2,7 mg/m ³)	1,8 ppm (2,7 mg/m ³)	1,8 ppm (2,7 mg/m ³)	Ei havaittuja vaikutuksia astmaattisilla henkilöillä
AEGL-2 vammauttava	100 ppm (156 mg/m ³)	43 ppm (65 mg/m ³)	22 ppm (33 mg/m ³)	11 ppm (17 mg/m ³)	11 ppm (17 mg/m ³)	Hiirten ja rottien oireet
AEGL-3 kuolettava	620 ppm (937 mg/m ³)	210 ppm (313 mg/m ³)	100 ppm (155 mg/m ³)	26 ppm (39 mg/m ³)	26 ppm (39 mg/m ³)	Rottien kuolema (50 %)

Pitoisuusmuunnos yksiköstä ppm yksikköön mg/m³ on tehty käyttäen kerrointa 1 ppm = 1,49 mg/m³, joka vastaa 25 °C ja 101,3 kPa olosuhteita.

3.4 Ympäristö ja terveysvaikutukset

Vetykloridi on jo alhaisilla pitoisuuksilla ylähengitysteitä ärsyttävä kaasu ja voi suuremmilla pitoisuuksilla vahingoittaa myös alempia hengitysteitä. Veteen liuke-
nevan vetykloridin vesiliuos on erittäin syövyttävä.

Vetykloridikaasulle altistuminen voi aiheuttaa silmien, ihon ja limakalvojen syöpy-
mistä. Lyhytaikainen hengittäminen saattaa aiheuttaa silmien, nenän ja hengitystei-
den ärtymistä ja tulehtumista tai keuhkopöhöä. Altistuminen nielemällä voi syövyt-
tää limakalvoja, ruokatorvea tai vatsaa ja ihokosketus voi aiheuttaa vakavia palo-
vammoja, haavautumia tai arpeutumista. Kroonisen työperäisen vetykloridille
altistumisen on raportoitu aiheuttaneen työntekijöille mahakatarria, kroonista
keuhkoputken tulehdusta, ihotulehduksia ja valolle herkistymistä. Hyvin pitkäaikai-
nen altistus voi myös aiheuttaa hampaiden värjäytymistä ja murenemistä. Vetyklo-
ridia ei ole luokiteltu syöpää aiheuttavaksi (EPA TTN, 2014; DEFRA, 2006).

Ympäristössä vetykloridi voi olla osallisena happamoittamassa sekä maaperää että
pintavesiä. Suhteellisen uudessa tutkimuksessa todetaan, että Englannissa viime
vuosikymmeninä tapahtunut 95 % vetykloridipäästöjen vähentyminen yhdessä
rikkiin ja typpiyhdisteisiin kohdistuneiden vähennysten kanssa on parantanut
happamoituneita alueita sekä päästölähteen lähellä että kauempana siitä. Erityisen
hyviä vaikutuksia oli havaittu turvesoilla, jotka on yhdistetty juuri vetykloridin pääs-
töjen vähentymiseen (Evans et al., 2011).

Vetykloridin happamoittava vaikutus

Happamoittavien yhdisteiden ympäristövaikutuksia voidaan elinkaaritarkasteluissa arvioida niiden happamoittamispotentiaaleilla, joka perustuu pitoisuuksien sijaan päästömääriin. Globaalien päästömääräarvioiden suuruus puolestaan riippuu vahvasti päästöarvion tekijästä ja käytetystä menetelmästä. Happamoittamispotentiaaliarvio keskittyy yhdisteiden alitiuteen tuottaa ympäristöön vetyioneja (H⁺) verrattuna rikkidioksidin (SO₂) kykyyn. Happamoittamispotentiaalien avulla happamoittava vaikutus on muotoa:

$$\text{Happamoituminen} = \sum_i AP_i \times m_i$$

Missä m_i (kg) on ilmaan tuleva tarkasteltavan aineen i päästö ja AP_i sen happamoittamispotentiaali. Vetykloridin happamoittamispotentiaaliksi on arvioitu 0,88 kg SO₂-ekvivalenttia/kg (*Guinée et al., 2002*). Rikkidioksidille arvo olisi 1,0.

Globaali antropogeeninen rikkidioksidipäästö vuonna 2011 on GAINS-mallilla (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) saatujen tulosten mukaan 101 Mt (miljoona tonnia) SO₂ vuodessa (*Klimont et al. 2013*). Kloorivedyn globaali päästö jää arviosta riippuen noin 20 % tätä pienemmäksi (vrt. taulukko 1). Kun kloorivedyn happamoittamispotentiaali on rikkidioksidin arvoa alempi, myös sen happamoittamisvaikutuksen voidaan arvioida jäävän rikkidioksidia pienemmäksi. Vetykloridin ja rikkihapon happamoittavan vaikutuksen vertailua vaikeuttaa se, että rikkidioksidin päästöarvio perustuu lähes kokonaan antropogeenisten päästöjen arviointiin kun taas vetykloridin osalta luonnon päästölähteet, erityisesti meri, ovat antropogeenisiä lähteitä merkittävämpiä.

3.5 Päästöt Suomessa

Kansallinen päästötietokanta

Suomen ympäristökeskus (SYKE) ylläpitää kansallisia päästötietokantoja, tietoa kansallisista päästöjen arviointimenetelmistä sekä vastaa päästötietojen toimittamisesta tietoa hyödyntävien tahojen käyttöön. Kansallista toimialakohtaista aineistoa päästöjen määrittämiseen on tuotettu viidelle toimialalle: energiantuotannolle, metsäteollisuudelle, maataloudelle, kaatopaikoille sekä tuoteperäisille päästöille.

Suomi raportoi päästötiedot Euroopan ympäristökeskuksen (EEA, European Environment Agency) ylläpitämään Euroopan päästörekiisteriin (E-PRTR). Päästötietojen ilmoittaminen EU:n komissiolle perustuu IPPC-direktiivin (1996/61/EY) nojalla annettuun komission päätökseen, jonka mukaan EU:n jäsenmaiden tulee tehdä päästöinventaarioita E-PRTR-päätöksen toimialaluettelon mukaisista laitoksista ja raportoida ne EU:n komissiolle. Maiden ilmoittamat tiedot kootaan julkiseen E-PRTR-rekiisteriin, jota ylläpitää Euroopan ympäristökeskus (EEA). Ensimmäinen E-PRTR-raportointi tehtiin kesäkuussa 2009 vuoden 2007 tiedoista.

Päästörekiistereitä koskevia suosituksia, säädöksiä ja ohjeistuksia on mm. EU:lla, YK:n Euroopan talouskomissiolle (UNECE) ja OECD:lla. Useat maat ovat perustaneet omia kansallisia päästörekiistereitä (PRTR, Pollutant Release and Transfer

Registers). Euroopan maiden päästöreisteri (E-PRTR) perustuu YK:n Euroopan talouskomission suositukseen. YK:n Kaukokulkeutumissopimus (UNECE/CLRTAP, United Nations Economic Council for Europe, Convention on Long Range Transboundary Air Pollution) koskee ilman epäpuhtauksia SO₂, NO₂, CO, NMVOC, NH₃, hiukkaset, raskasmetallit ja pysyvät orgaaniset yhdisteet.

Päästötiedoissa ilmoitetaan ensisijaisesti laitoskohtaiset mittauksiin tai laskennalliseen tietoon perustuva päästötieto. Jos tällaista tietoa ei ole saatavilla, voidaan käyttää kansallisesti sovittuja menetelmiä ja oletuspäästökertoimia. Päästöjen määrittämisen tueksi löytyy myös kansainvälisiä malleja ja ohjeita (mm. OECD:n tietopankki ilmapäästöjen laskennalle; Pollutant Release and Transfer Register). Toiminnanharjoittajien ympäristöluvassa rajoitettujen päästöjen tiedot tuotetaan lupaan liittyvien ohjeiden mukaisesti. Päästöreisterien laitoskohtaiset päästötiedot perustuvat toiminnanharjoittajien omaan ilmoitukseen.

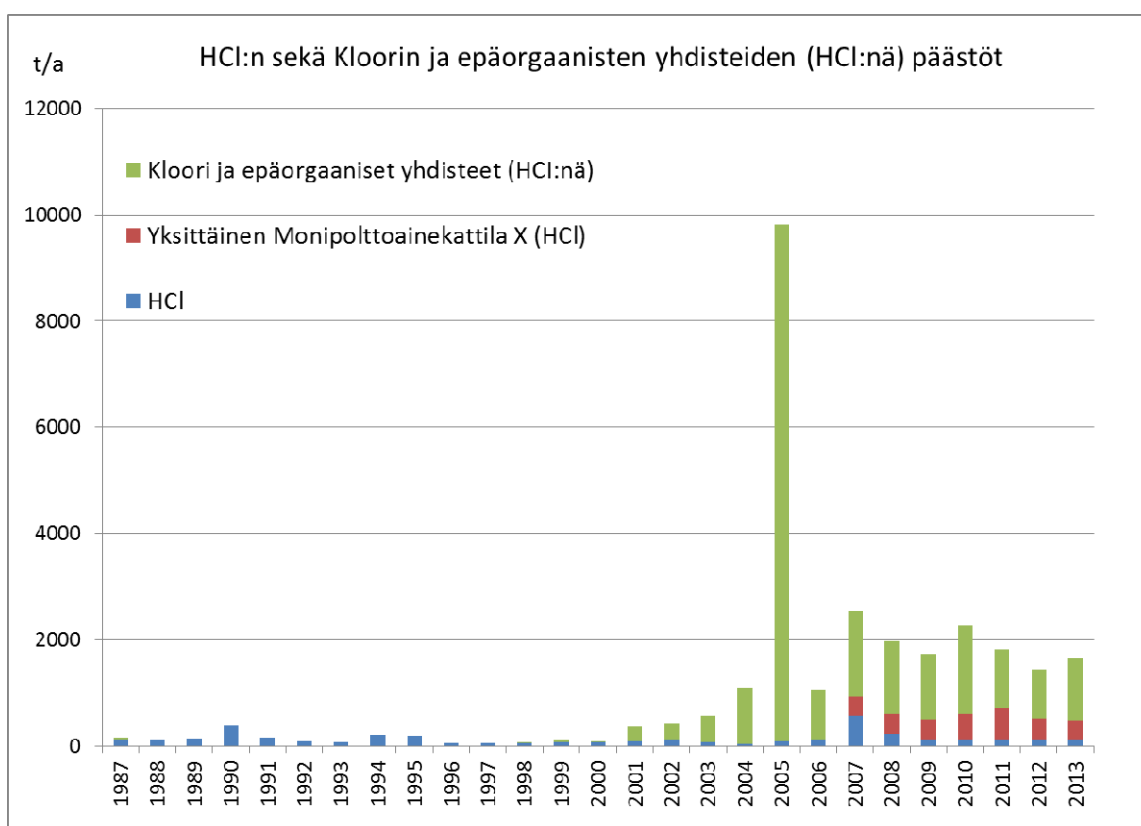
Suomen ympäristökeskus ylläpitää Suomen Ilmapäästötietojärjestelmää (IPTJ), joka sisältää tiedot eri lähteistä peräisin olevien ilman epäpuhtauksien päästötiedoista sekä energia- ja jätesektoreiden kasvihuonekaasupäästöistä Suomessa. Tietojärjestelmän päästölähdeluokittelut perustuvat YK:n ilmasto- ja kaukokulkeutumissopimusten luokitteluun. Järjestelmä sisältää tiedot pistemäisten päästölähteiden päästöistä, kuten suurten ympäristölupavelvollisten teollisuuslaitosten ja energiantuotantolaitosten päästöistä, kotitalouksien, palvelussektorin, liikenteen, maatalouden, pienteollisuuden ja jätteiden käsittelyn päästöistä sekä liuottimien ja tuotteiden aiheuttamista päästöistä.

Suomen ympäristökeskus pitää yllä myös Valvonta ja kuormitustietojärjestelmää (Vahti), johon tallennetaan tietoja mm. ympäristölupavelvollisten laitosten päästöistä vesiin ja ilmaan sekä jätteistä. Järjestelmä on osa ympäristösuojelulain (YSL 527/2014, 222§) mukaista ympäristönsuojelun tietojärjestelmää. Vahti-järjestelmään on tallennettu tietoja ympäristökuormituksesta 1970-luvulta lähtien, mutta niiden kattavuus ja luotettavuus vaihtelee. Tiedot ilmoitetaan yleensä vuosittaisina kokonaispäästöinä. Toiminnanharjoittajat raportoivat päästötiedot järjestelmään. Aineistoja käytetään pääasiassa lupakäsittelyssä ja -valvonnassa Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksissa. Aineistoa käytetään myös Suomen ympäristökuormituksen tarkasteluun.

Vetykloridipäästöt Suomessa

Vetykloridipäästöt eivät sisälly YK:n kaukokulkeutumissopimukseen tai muihin päästöjen raportointiin liittyviin kansainvälisiin sopimuksiin. Näin ollen toiminnanharjoittajilta ei ole edellytetty vetykloridipäästötietojen raportointia lukuun ottamatta laitoksia, joiden ympäristöluvassa vetykloridipäästöjen seuranta- ja raportointivelvoite on mainittu. Suomen ympäristökeskuksen Vahti-tietokantaan on vetykloridipäästöjä raportoitu vuodesta 1987 alkaen niiden laitosten osalta, joiden ympäristöluvassa raportointia on edellytetty. Kuvassa 1 on esitetty Vahti-tietokantaan raportoitujen päästöjen kehitys vuosina 1987–2013. Vahti-järjestelmään raportoidut vetykloridin vuosipäästöt ovat vaihdelleet välillä noin 50–10 000 tonnia vuodessa. Huomionarvoista on, että viimeisen viiden vuoden aikana (vuodesta 2009 eteenpäin) HCl-päästötietoja ovat raportoineet yhteensä noin 70–80 toiminnanharjoittajaa. Yksittäinen energiantuottaja (suuri polttolaitos, jonka polttoaineteho > 200 MW; monipolttolaitos) voi aiheuttaa 30 % (vuonna 2011) raportoiduista vetykloridin

vuosipäästöistä. Viimeisen viiden vuoden aikana vetykloridipäästöjä ovat raportoineet yhteensä noin 30–40 energiantuotantolaitosta. Energiantuotantolaitosten osuus kaikista raportoiduista vetykloridipäästöistä vuosina 2009–2013 on noin 80–90 %. Suomessa on Vahti-tiedoissa mukana olevien laitosten lisäksi myös lukuisia muita energiantuotantolaitoksia, joilla on vetykloridipäästöjä ilmaan. Näiden laitosten vetykloridipäästöjen määrää ei ole pidetty niin merkityksellisenä, että laitoksen lupaehtoisissa olisi edellytetty jatkuvatoimista vetykloridipäästöjen seuranta ja raportointia. Näin ollen Vahtitietoihin perustuva arvio Suomen teollisuuden ja energiantuotannon vetykloridipäästöistä todennäköisesti aliarvioi kokonaisvetykloridipäästöä ja Vahtitietoihin perustuvaa arvioita voidaan pitää vain suunta-antavana. Näin ollen myös energiantuotannon osuutta vetykloridin kokonaispäästöistä on hankalaa luotettavasti arvioida.



Kuva 1. Vetykloridin raportoidut päästöt vuosina 1987–2013. Kaikkien laitosten raportoidut HCl-kokonaispäästöt on merkitty kuvaan sinisellä pylväällä. Punainen pylväs kuvaa yksittäisen energiantuotantolaitoksen osuutta kokonaispäästöistä ja vihreä pylväs kuvaa kaikkia raportoituja Kloori ja epäorgaaniset yhdisteet (HCl:nä) päästöjä. (Aineiston lähde: VAHTI-tietokanta, SYKE)

Koska säännöllisiä vetykloridimittauksia polttolaitoksilla on tehty vähän, myöskään laitos- tai polttoainekohtaisia vetykloridipäästöjä on vaikea arvioida. Satunnaisesti tehtyjen mittausten perusteella ei voida tehdä luotettavia johtopäätöksiä pidemmän aikavälin päästötasoista ja päästövaihteluista. Tätä tutkimusta varten energian tuottajilta tiedusteltiin arvioita vetykloridipäästöistä. Useita hiilivoimalaitoksia omistavan ja operoivan yrityksen karkea arvio oli, että kivihiililaitoksilla vetykloridin

päästöpitoisuus olisi luokkaa 0–10 mg/m³n. Arvio perustuu yksittäisiin mittauksiin, pidempiaikaisia mittaustuloksia tai luotettavaa tietoa pitoisuuden vaihteluista ei ollut saatavilla. Toisen kyselyyn vastanneen toimijan näkemys monipolttoainevoimalaitoksien vetykloridipäästöistä jatkuvatoimisten mittausten perusteella on, että päästöpitoisuustasojen suurimmat arvot ovat useita kymmeniä milligrammoja kuutiometrissä ilmaa. Käytössä olevien mittaustietojen rajallisuudesta johtuen luotettavaa arvioita keskimääräisestä päästöpitoisuustasosta tai sen vaihteluvälistä ei voitu tehdä.

Esimerkkipäästömittaustietoja jatkuvatoimisesta vetykloridimittauksesta polttoaineteholtan noin 200 MW:n voimalaitos, joka käyttää kiertopetikattilan polttoaineena puuta (> 60 %), turvetta, hiiltä, kierrätyspolttoainetta (REF) ja öljyä. Laitokselta saatiin mitatut vetykloridin vuorokausikeskiarvopitoisuudet yhteensä yli 360 vuorokauden ajalta. Savukaasujen puhdistuksessa on käytössä letkusuodattimet. Ennen letkusuodattimia savukaasuvirtaan syötetään aktiivihiihtä (aina kun kierrätyspolttoainetta käytetään) sekä tarvittaessa kalsiumhydroksidia, mikäli vetykloridipitoisuus savukaasuissa nousee. Lisäksi rikinsidontaan on käytössä kalkkikiven syöttö tulipesään sekä typenoksidien hallintaan ammoniakkiveden syöttö kattilan tulipesän ja erottimen (syklonin) väliseen kanavaan. Ammoniakkiveden käyttö ollut erittäin harvinaista ja vähäistä. Vuorokausikeskiarvo vetykloridipäästöpitoisuudelle oli keskimäärin 35 mg/m³n (kuiva, redusoitu 6 %:n happitasoon) ja vetykloridimittauksen epävarmuudeksi on järjestelmässä arvioitu noin 40 %. Mittauksiin perustuva arvio laitoksen vetykloridin vuosipäästöstä on noin 45 tonnia vuodessa.

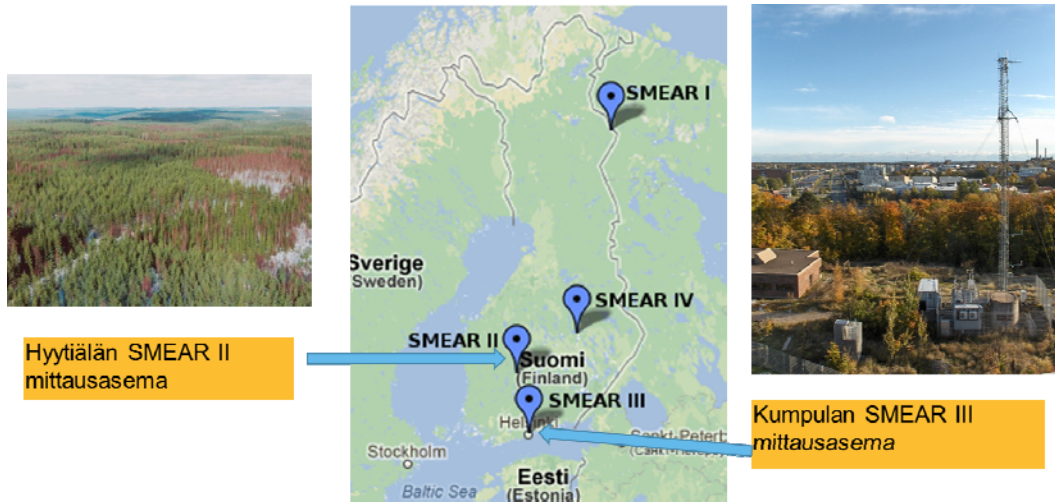
Suuri osa Suomessa käytettävistä polttoaineista (mm. puu, oljet, ruokohelpi, REF, RDF, turve, kivihiili, mustalipeä ja yhdyskuntajäte) sisältävät klooria. (*Alakangas, 2000*). Näin ollen em. polttoaineita käyttävien energiantuotantolaitosten päästöissä voidaan olettaa olevan jonkin verran myös vetykloridia.

Jätteenpolton päästöjä ja poltto-olosuhteita koskevat määräykset perustuvat valtioneuvoston jätteenpoltoasetukseen. Jätteenpoltoasetuksen (*Vna 151/2013*) mukaan suurin sallittu päästöpitoisuus vetykloridille (HCl, jätteenpoltoasetuksessa puhutaan suolahaposta) on 10 mg/m³n (vuorokausikeskiarvo). Yhdyskuntajätettä ja muita jätteitä pääpolttoaineenaan käyttäviä jätevoimalaitoksia on Suomessa seitsemän: Riihimäellä, Kotkassa, Lahdessa, Oulussa, Mustasaarella ja Vantaalla. Lahtea lukuun ottamatta, jätevoimalaitokset ovat arinalaitoksia. Lahdessa kaasutetaan ja poltetaan jätteistä valmistettua jättepoltoainetta. Lisäksi erilliskerätyistä jätteistä valmistettuja jättepoltoaineita (REF) poltetaan rinnakkaispoltona joissakin tavanomaisissa voimalaitoksissa (*Jätelaitosyhdistys, 2014*).

3.6 Pitoisuustasot Suomessa

Ilmatieteen laitos mittasi Helsingin Kumpulassa marraskuusta 2009 toukokuuhun 2010 ulkoilman epäorgaanisten kaasujen pitoisuuksia ja hiukkasten kemiallista koostumusta käyttäen MARGA-mittauslaitteistoa (Measurement of AeRosols and Gases in Air). Mittauslaitteistossa kaasut kerätään märkädenuderilla ja hiukkaset kondensatioon perustuvalla hiukkaskeräimellä (Steam Jet Aerosol Collector), mikä jälkeen veteen liuenneet ionit määritetään ionikromatografisesti yhden tunnin aikaresoluutiolla. Kaasuista mitattiin mm. vetykloridin, rikkihapon ja ammoniakkin pitoisuudet. Kaasujen ja hiukkasten mittauksia jatkettiin samalla laitteistolla Hyy-

tiälän taustailmanlaadun mittausasemalla kesäkuusta 2010 huhtikuuhun 2011. Hyytiälän mittausasema sijaitsee noin 50 km päässä Tampereelta koilliseen metsäisellä alueella kaukana ihmistoiminnan päästölähteistä.



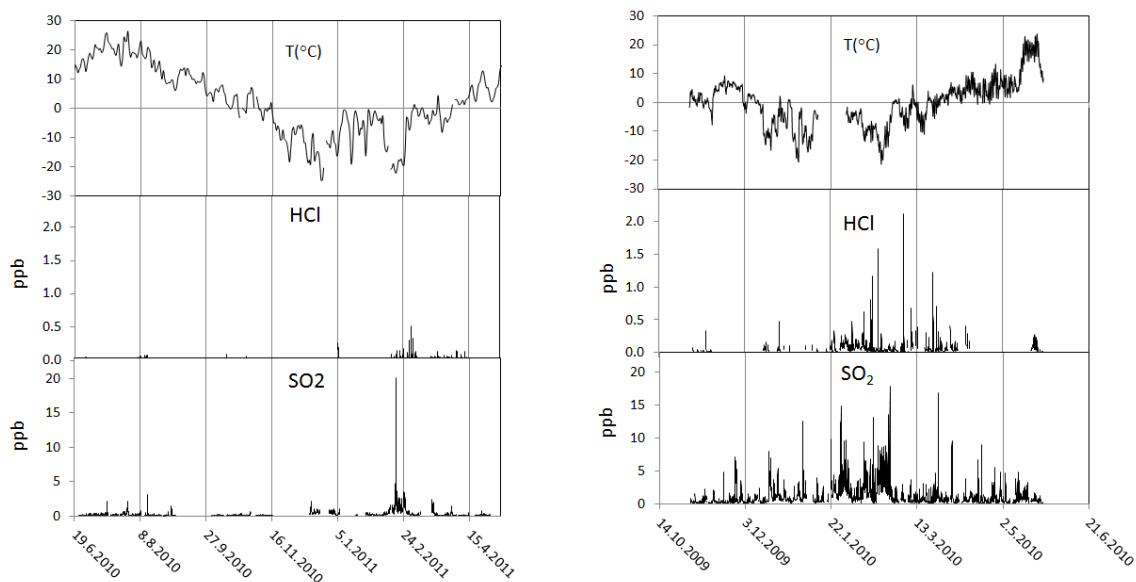
Kuva 2. Yllä: Hyytiälän SMEAR II mittausasema sijaitsee puhtaalla tausta-alueella etäällä asutuskeskittymistä ja Kumpulan SMEAR III mittausasema Helsingin keskustan läheisyydessä.

Hyytiälän taustailmanlaadun mittausasemalla ja Helsingin Kumpulan kaupunkitausta-aseamalla mitattujen vetykloridipitoisuuksien kuukausikeskiarvot ja keskihajonnat on esitetty taulukossa 7 ja tuntipitoisuudet kuvassa 3. Vetykloridipitoisuudet olivat Helsingissä (0,03 ppb, n. 0,046 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) eli keskimäärin kolme kertaa suurempia kuin Hyytiälässä (0,01 ppb, n. 0,015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), johtuen meren vaikutuksesta ja fossiilisia polttoaineita käyttävistä päästölähteistä. Kummassakin mittauspisteessä mitatut pitoisuudet ovat kuitenkin hyvin pieniä ja selvästi alhaisempia kuin Englannissa 30 mittausasemalla vuonna 2013 mitattujen vetykloridipitoisuuksien keskiarvot (0,14–0,53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Hyytiälässä mitatut pitoisuudet olivat hyvin pieniä niiden usein ollessa lähellä toteamisrajaa.

Rikkidioksidiin (SO_2) verrattuna vetykloridipitoisuudet olivat koko ajan suhteellisen pieniä (esim. meripäästöjä, jos tuulee enemmän) tai olemattomia lähellä toteamisrajaa. Rikkidioksidia on koko ajan ilmassa enemmän, koska SO_2 päästöt ovat suurempia ja sen viipymäaika ilmassa on vetykloridia pidempi. Rikkidioksidipitoisuus on suuri varsinkin kylmänä aikana kun ilmassa on lämmitykseen liittyviä päästöjä. Myös laivaliikenteen päästöillä voi olla vaikutusta Helsingissä tehtyihin rikkidioksidimittauksiin. Rikkidioksidin viipymäaika ilmassa on useita vuorokausia ennen kuin se hapettuu sulfaatiksi.

Taulukko 7. Hyytiälän taustailmanlaadun mittausasemalla ja Helsingin Kumpulassa mitattujen vetykloridipitoisuuksien (ppb) kuukausikeskiarvot ja keskihajonnat.

Hyytiälä 2010–2011	HCl ppb	Kumpula 2009–2010	HCl ppb
kesäkuu-huhtikuu	0,009±0,025	marras-toukokuu	0,034±0,094
kesäkuu	0,012±0,011	marraskuu	0,006±0,014
heinäkuu	0,008±0,007	joulukuu	0,013±0,033
elokuu	0,010±0,016	tammikuu	0,035±0,057
syyskuu	–	helmikuu	0,074±0,130
lokakuu	0,003±0,010	maaliskuu	0,061±0,165
marraskuu	0,001±0,002	huhtikuu	0,014±0,045
joulukuu	0,001±0,002	toukokuu	0,027±0,052
tammikuu	0,008±0,032		
helmikuu	0,015±0,031		
maaliskuu	0,014±0,043		
huhtikuu	0,009±0,020		



Kuva 3. Kuvassa vasemmalla Hyytiälässä vuosina 2010–2011 MARGA-laitteistolla 10 kk:n aikana mitattuja vetykloridipitoisuuksia (tuntikeskiarvoja) verrattuna rikki-dioksidipitoisuuksiin ja oikealla Helsingin Kumpulassa 8 kk:n aikana mitattuja pitoisuuksia. Kuvissa on esitetty myös ulkoilman lämpötilä.

4 AMMONIAKKI (NH₃)

4.1 Taustaa

Ilmakehän ammoniakki (NH₃) on rikkidioksidin (SO₂) ja typen oksidien (NO_x) ohella yksi niistä kolmesta merkittävästä ilmansaasteesta, jotka ovat olleet happamoittavan laskeuman tärkeimpiä aiheuttajia. Aiemmin rikki ja typen oksidit ovat olleet keskeisimmät säädösten, pitoisuuksien seurannan ja päästövähennystoimien kohteet. Vasta nyt rikkipäästöjen vähentyminen mm. Euroopassa on nostanut ammoniakkin ja typen oksidit keskeisiksi happamoitumista aiheuttaviksi yhdisteiksi. Tämä ja lisääntyvä huomio niiden rehevöittämisvaikutuksille ekosysteemeissä ovat tuoneet myös ammoniakkin tieteellisen keskustelun ja huomion kohteeksi (*Sutton et al., 1998; EEA, 2010*).

Reaktiivisten typpiyhdisteiden heikko saatavuus on historian aikana asettanut suuria rajoituksia ihmisyyshyönteiden hyvinvoinnin, etenkin ruokavarojen, lisäämiselle. Vaikka typpeä on ilmakehässä runsaasti (78 %), se esiintyy epäreaktiivisena kaksiatomisena typpikaasuna (N₂). Reaktiivisia kaasumaisia typpiyhdisteitä ovat ammoniakkin lisäksi mm. NH₄, NO, NO₂, HNO₃, N₂O, HONO sekä PAN ja muut orgaaniset typpiyhdisteet (*Fowler et al., 2013*). Ammoniakkia voidaan pitää reaktiivisen typen ensisijaisena muotona ympäristövaikutuksia ajatellen (*Sutton et al., 2013*). Kun ihminen keksi menetelmän reaktiivisen typen tuottamiseksi maanviljelyksen, teollisuusprosessien ja sotatarvikkeiden tarpeisiin, tämä ja fossiilisten polttoaineiden käyttö lisäsivät reaktiivisen typen määrän kaksin- tai kolminkertaiseksi luonnon lähteisiin verrattuna (*Galloway et al., 2013*). Typpiyhdisteiden yhteiskunnallisiksi uhkiksi on Euroopan typpitilanteen kattavassa arvioissa nimetty vaikutukset veden laatuun, ilmanlaatuun, kasvihuonekaasupäästöjen tasapainoon, ekosysteemeihin ja elollisen luonnon monimuotoisuuteen sekä maa-aineksen laatuun (*Sutton et al., 2011*).

Ammoniakkipäästöjen lähteet ovat kotieläinten ja villieläinten eritteet, typpeä sisältävien lannoitteiden käyttö, valtameret, biomassan poltto, viljely, ihmiset ja lemmikkieläimet, luonnontilassa olevat maa-alueet, teolliset prosessit ja fossiiliset polttoaineet (*Bouwman et al., 1997*). Myös biomassan palamisessa vapautuu ammoniakkaa (*Hegg et al., 1990*). Noin puolet koko maailman ammoniakkipäästöistä tulee Aasiasta, ja noin 70 % päästöistä liittyy ruoan tuottamiseen (*Bouwman et al., 1997*). Päästötiheydeltään suuria alueita on Euroopassa, Intian niemimaalla ja Kiinassa ja ne heijastavat kotieläinten lukumääriä sekä synteettisten lannoitteiden laatua ja käyttötapoja (*Bouwman et al., 1997*).

Euroopassa ammoniakkipäästöjen tärkein lähde on maatalous, sisältäen sekä karjanhoidon, että viljelykseen käytetyt ammoniakkipohjaiset lannoitteet. Vuonna 1990 maatalouden osuus päästöistä oli 96 % ja vuonna 2011 94 % (*EEA, 2014*). Suomessa valtioneuvoston v. 2002 hyväksymässä ilmansuojeluohjelmassa arvioitiin, että 85 % Suomen ammoniakkipäästöistä on peräisin kotieläintaloudesta, 8 % turkistarhauksesta, 5 % väkilannoitteiden käytöstä ja noin 1 % metsäteollisuuden prosesseista. Suomen ammoniakkipäästöiksi arvioitiin 33 tuhatta tonnia (*Ilmansuojeluohjelma 2010, 2002*). Euroopan ammoniakkipäästöt vuonna 2011 olivat laskentatavasta riippuen noin 4 miljoonaa tonnia (*EEA, 2014*). Koko maapallon yhteisiksi ammoniakkipäästöiksi ilmakehään on eri julkaisuissa arvioitu 45–75 miljoonaa tonnia (*Bouwman et al., 1997*).

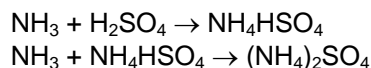
Ammoniakin viipymisajaksi alailmakehässä arvioidaan noin 10 päivää ja tyypilliset ammoniakin pitoisuudet mantereilla ovat luokkaa 0,1–10 ppb (0,071–7,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, *Seinfeld and Pandis, 2006*). Englannissa ammoniakin pitoisuuksia on mitattu vuoden 1996 jälkeen. 2000-luvun alussa pitoisuuksien vuosikeskiarvot olivat välillä 0,003–63 ppb (0,002–45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (*DEFRA, 2014*).

Vaikka ammoniakin merkitys ilmakehässä ja ekosysteemeissä on jo kauan tunnus-tettu, viimeaikaiset tieteelliset pyrkimykset ja poliittiset päätökset ovat antaneet sille vähemmän huomiota kuin muille reaktiivisen typen muodoille. Esimerkiksi UNECE:n Göteborgin vuoden 1999 pöytäkirjan tarkistuksessa vuonna 2012 am-moniakille esitetyt rajoitukset olivat vähemmän kunnianhimoisia kuin muille ilman-saasteille asetetut (*Sutton et al., 2013*).

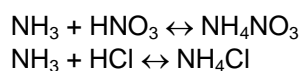
4.2 Ilmakemia

Ammoniakki on ilmakehän tärkein emäksinen kaasu. Typen ja typpioksiduulin jälkeen se on myös yleisin typpeä sisältävä kaasu (*Seinfeld and Pandis, 2006*). Kaasumainen ammoniakki on veteen liukeneva ja reaktiivinen. Reaktiivisuutensa vuoksi suuri osa ammoniakista muuntuu muiksi yhdisteiksi tai laskeutuu lähelle päästöalueitaan, mutta se voi myös kulkeutua ilmapvirtausten mukana pitkiä matkoja ennen poistumistaan ilmasta sateen mukana. Ilmassa kulkeutuva ammoniakki, palamis päästöinä tulevat typen oksidit (NO_x) ja rikkiyhdisteet tuottavat reagoides-saan muita ilmansaasteita ja aerosolihiukkasia. Ammoniakin tyypilliset pitoisuudet mantereiden tausta-alueilla ovat alhaisia, jopa < 50 ppt, kun taas maanviljelys- tai karjanhoitoalueilla ne voivat olla jopa kolme kertaluokkaa korkeampia (*Finlayson-Pitts and Pitts, 2000*).

Ilmakehässä kaasumaisena oleva ammoniakki neutraloi ilmassa olevia happoja muodostaen aerosolihiukkasia, jotka ovat kiinteitä tai nestemäisiä. Ammoniakki voi myös tiivistyä ilmassa jo olevien hiukkasten pinnalle. Jos läsnä on rikkihappoa, kaasumaisena oleva ammoniakki reagoi välittömästi sen kanssa, jolloin muodostuu ammoniumbisulfaattia (NH_4HSO_4) ja ammoniumsulfaattia ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Reaktioita pidetään yleensä palautumattomina (*Hertel et al., 2011*):



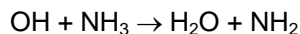
Muiden happojen, esimerkiksi typpihapon ja vetykloridin (suolahapon) kanssa tapahtuvat reaktiot johtavat yleensä tasapainoon. Reaktioissa muodostuu ammoni-umnitraattia ja ammoniumkloridia (*Hertel et al., 2011*). Nämä reaktiot voivat olosuh-teista riippuen palautua, eli tuotteet muuntuvat takaisin lähtöyhdisteiksi, ja tästä syystä reaktioyhtälöihin merkitty nuoli on kaksisuuntainen:



Hiukkaset ovat yleensä hienojakoiseen kokoluokkaan kuuluvia (pienhiukkaset $\text{PM}_{2.5}$, hiukkasten halkaisija alle 2,5 μm) ja niillä on vaikutusta esimerkiksi näkyvyy-

teen ja alueelliseen utuun (*Battye et al., 2003*). Osallisuutta hiukkasten muodostukseen voidaan pitää yhtenä ammoniakkin vakavista terveyshaitoista, koska hiukkaset ovat yhdessä otsonin kanssa suurimmat ihmisten terveyteen vaikuttavat tekijät Euroopan ilmassa (esim. *Moldanova et al., 2011*).

Muista kaasufaasireaktioista on esimerkkinä reaktio OH-radikaalin kanssa, jossa syntyy kaasumaiset tuotteet



$$k = 3.5 \cdot 10^{-12} \cdot \exp\left(-\frac{425}{T}\right) \quad (\text{IUPAC, 2014})$$

Reaktio on kuitenkin hyvin hidas, ja ammoniakkin elinaika tämän hapettumisen suhteen voi olla muutamia kuukausia (*Finlayson-Pitts and Pitts, 2000*). Reaktiossa syntyvä NH_2 -radikaali reagoi nopeasti edelleen muodostaen vapaata typpeä tai typpioksiduulia (*Finlayson-Pitts and Pitts, 2000*). Ammoniakkin ominaisuuksia on lueteltu taulukossa 8.

Taulukko 8. Ammoniakkin ominaisuuksia (OVA-ohje, Ammoniikki).

Parametri	Arvo
Kemiallinen kaava	NH_3
Molekyylin massa	17,0
CAS tunnistenumero	7664-41-7
Olomuoto	Väritön, voimakkaasti pistävän hajuinen, erittäin ärsyttävä kaasu
Höyryn tiheys	0,6 (ilma = 1)
Kiehumispiste	-33 °C
Vesiliukoisuus	Hyvin liukeneva
Muunnoskerroin höyrylle 20 °C	1 ppm = 0,71 mg/m ³ , 1 mg/m ³ = 1,41 ppm
Hajukynnys	5 – 50 ppm (3,6 – 36 mg/m ³), haju ei ole hyvä varoitusmerkki

4.3 Lainsäädäntö ja voimassa olevat pitoisuussuositukset

Ammoniakin päästöihin vaikuttavat Euroopassa useat säädökset, jotka pyrkivät joko suoraan tai epäsuorasti alentamaan niitä.

Päästökattodirektiivi, eli Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2001/81/EY tiettyjen ilman epäpuhtauksien kansallisista päästörajoista

Päästökattodirektiivi (*Direktiivi 2001/81/EY*) asettaa kansalliset päästöjen enimmäismäärät neljälle tärkeälle ilmansaasteelle, eli rikkidioksidille (SO₂), typen oksideille (NO_x, tarkoittaa typpioksidia NO ja typpidioksidia NO₂), ammoniakille (NH₃) ja haihtuville orgaanisille yhdisteille (VOC, ei koske metaania). Päästökattot on tarkoitettu jäsenvaltioiden saavutettaviksi eikä niiden tulisi ylittyä vuodesta 2010 alkaen. Päästökattodirektiivissä määritellyt päästörajat on suunniteltu parantamaan Euroopan ympäristönsuojelua ja ihmisten terveyttä happamoitumisen, rehevöitymisen ja alailmakehän otsonin aiheuttamia haittoja vastaan. Direktiiviä ei sovelleta kansainvälisen meriliikenteen päästöihin eikä ilma-alusten muihin kuin lentoon lähtiessä ja laskeutuessa tapahtuviin päästöihin.

Päästökattodirektiivin mukainen ammoniakin päästöraja Suomelle on 31 000 tonnia. Vuoteen 2010 mennessä tähän tavoitteeseen ei päästy, sillä ammoniakkipäästöt olivat noin 38 000 tonnia (*Putkuri ym., 2013*). Päästökaton saavuttamisen epäonnistumisen arvioitiin johtuvan pääosin siitä, että helposti toteutettavia teknisiä ratkaisuja päästöjen vähentämiseksi ei ole löytynyt, ja Suomen ammoniakkipäästöjen arvioidaan pysyvän 35 000–37 000 tonnin tasolla vuoteen 2050 saakka (*Putkuri ym., 2013*).

EU ehdottaa päästökattodirektiivin muuttamista, jolloin säädellyksi tulisivat edellä mainittujen neljän saasteen lisäksi myös pienhiukkaspäästöt (PM_{2.5}) ja metaanipäästöt (CH₄). Lisäksi vuodesta 2010 alkaen sovellettavia päästörajoja sovellettaisiin vuoteen 2020 asti ja päästöille vahvistettaisiin uudet vuosista 2020 ja 2030 alkaen sovellettavat uudet kansalliset vähennysvelvoitteet (*EU Ehdotus, 2013*).

Göteborgin vuoden 1999 pöytäkirja (moniaine-monivaikutuspöytäkirja)

EU:n jäsenvaltiot, useat itäisen Euroopan valtiot, Yhdysvallat ja Kanada neuvottelivat YK:n kansainvälisen kaukokulkeutumissopimuksen (CLRTAP) alaisesta Göteborgin pöytäkirjasta, joka valmistui marraskuussa 1999 ja tuli voimaan toukokuussa vuonna 2005 (*Göteborgin pöytäkirja 1999*). Pöytäkirjalla pyrittiin vähentämään happamoitumista, rehevöitymistä ja alailmakehän otsonipitoisuuden kohoamista. Pöytäkirjassa asetetaan päästörajat neljälle ilmansaasteelle, rikille, typen oksideille, ammoniakille ja haihtuville orgaanisille yhdisteille. Pöytäkirjan täytäntöön panosta huolehtii Euroopan talouskomission UNECE:n ilmansaasteiden kaukokulkeutusohjelma EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) ja sitä ohjaa talouskomissio.

Göteborgin pöytäkirjassa määritellyt päästörajat ovat osin samoja kuin päästökattodirektiivissä asetetut, mutta ne voivat olla myös sitä lievempiä. Suomelle määritellyt päästöraja ammoniakille vuoteen 2010 mennessä on 31 000 tonnia vuodessa.

Göteborgin pöytäkirja on ollut tarkistettavana, ja siihen tulee muutoksia ja lisäyksiä (*Göteborgin pöytäkirja 2012*). Vuodelle 2010 määritetyissä päästörajoissa tulisi pitäytyä vuosien 2010–2020 välillä ja uusia rajoja määritettäisiin tästä eteenpäin käyttäen vertailuarvona vuoden 2005 päästötasoa. Lisäksi päästörajat määritettäisiin myös pienhiukkasille (PM_{2.5}). Suomen ammoniakkipäästö vuonna 2005 oli 39 000 tonnia ja ehdotettu alenema vuodelle 2020 on 20 %. Koko EU:n jäsenvaltioiden ilmoittama päästö vuonna 2005 oli 3.8 miljoonaa tonnia ja ehdotettu alenema vuodelle 2020 6 %.

Yhtenäistetty ympäristön pilaantumisen ehkäiseminen ja vähentäminen, eli Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2010/75/EU teollisuuden päästöistä

Direktiivissä EU määrittelee velvoitteet, joita paljon saastuttavien teollisuudenalojen on noudatettava, jotta ilman, vesien tai maaperän saastumiselta vältyttäisiin (*Direktiivi 2010/75/EU*). Direktiiviin periytyy jo vuonna 1999 voimaan tullut EU:n säädös ja sen myöhemmät versiot, joissa laitokset tarvitsivat toiminnalleen viranomaisten luvat. Paljon saastuttavia teollisuuden aloja ovat energian tuotanto (mm. ≥ 50 MW polttolaitokset), metallien tuotanto ja jalostus, mineraaliteollisuus, kemian teollisuus, jätehuolto, karjankasvatus jne. Säädös kohdistaa myös parhaat käyttökelpoiset tekniikat (BAT) estämään siipikarjan tai sikojen tehokasvatuslaitosten saastepäästöjä, mutta ei kiinnitä huomiota muuhun karjanhoitoon (*Direktiivi 2010/75/EU*).

Lisäksi EU:ssa on muita säädöksiä, jotka vaikuttavat ammoniakin päästöihin lähinnä maanviljelykseen liittyvissä toiminnoissa.

Kaasumaiselle ammoniakille on asetettu työskentelyolosuhteisiin liittyviä pitoisuus-suosituksia, joita on lueteltu taulukossa 9.

Taulukko 9. Ammoniakin pitoisuussuosituksia työskentelyoloissa EU:n alueella, Englannissa ja Yhdysvalloissa.

Valtio/Elin	Ammoniakin pitoisuus	Altistusaika	Ohje	
EU	20 ppm	14 mg/m ^{3*}	8 tunnin painotettu keskiarvo	Direktiivi 2000/39 ⁽¹⁾
	50 ppm	36 mg/m ^{3*}	lyhytaikainen (yl. 15 min)	
UK	25 ppm	18 mg/m ^{3**}	8 tunnin painotettu keskiarvo	EH40/2005 ⁽²⁾
	35 ppm	25 mg/m ^{3**}	lyhytaikainen (15 min)	
USA	50 ppm	35 mg/m ^{3***}	8 tunnin painotettu keskiarvo	OSHA ⁽³⁾ NIOSH ⁽⁴⁾ AIHA ⁽⁵⁾
	25 ppm	18 mg/m ^{3****}	ei tulisi ylittää työaikana	
	25 ppm	-	ERPG-1	
	150 ppm	-	ERPG-2	
	750 ppm	-	ERPG-3	

* Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 20 °C ja 101,3 kPa olosuhteissa.

** Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 20 °C ja 101,3 kPa olosuhteissa.

*** Pitoisuus ppm-yksikössä on 25 °C ja 1 ilmakehän paineessa, pitoisuus milligrammaa kuutiossa on arvio.

**** Pitoisuus milligrammaa kuutiometrissä on laskettu 25 °C ja 1 ilmakehän paine olosuhteissa.

- (1) Komission direktiivi 2000/39/EY ensimmäisen työperäisen altistumisen viiteraja-arvojen luettelon laatimisesta työntekijöiden terveyden ja turvallisuuden suojelemisesta työpaikalla esiintyviin kemiallisiin tekijöihin liittyviltä riskeiltä annetun neuvoston direktiivin 98/24/EY täytäntöönpanemiseksi.
- (2) EH40/2005 Workplace exposure limits 2nd edition, 2011. Health and Safety Executive, Crown copyright.
- (3) OSHA, Occupational Safety & Health Administration, Permissible Exposure Limits – Annotated Tables web site (<https://www.osha.gov/dsg/annotated-pels/index.html>), käyty elokuu 2014.
- (4) NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, Pocket Guide to Chemical Hazards web site (<http://www.cdc.gov/niosh/npg/>), käyty elokuu 2014.
- (5) AIHA, American Industrial Hygiene Association, Emergency Response Planning Guidelines web site (<https://www.aiha.org/get-involved/aiha-guideline-foundation/emergency-response-planning-guidelines/Pages/default.aspx>), käyty elokuu 2014. AIHA antaa kolmentasoisia pitoisuussuosituksia:
 - ERPG-1, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi ilman muita kuin lieviä ohi meneviä terveysvaikutuksia, ja jossa he eivät tunne selvää vastenmielistä hajua.
 - ERPG-2, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi ilman peruuntumattomia tai muita haitallisia terveysvaikutuksia tai oireita, jotka estävät häntä suojautumasta.
 - ERPG-3, maksimipitoisuus, jolle lähes kaikkien ihmisten uskotaan voivan altistua enimmillään 1 tunnin ajaksi niin, että he eivät koe tai heille ei kehity henkeä uhkaavia terveysvaikutuksia.

Sosiaali- ja terveysministeriön Suomessa työntekijöiden hengitysilman epäpuhtauksille antamat pienimmät pitoisuudet (HTP-arvot) ammoniakille on esitetty taulukossa 10.

Taulukko 10. Sosiaali- ja terveysministeriön Suomessa antamat HTP-pitoisuussuositukset ammoniakille (*STM asetus, 2014*).

HTP-arvo	Pitoisuus		Altistusaika
Ammoniakki	20 ppm	14 mg/m ³	8 tunnin keskipitoisuus
	50 ppm	36 mg/m ³	15 minuutin keskipitoisuus

HTP-arvon massapitoisuus on laskettu tilavuusosuudesta 20°C lämpötilassa ja yhden ilmakehän (101,3 kPa) paineessa.

Yhdysvalloissa määritellyt koko väestöä koskevat akuutin altistuksen pitoisuustasot eli AEGL-altistustasot ammoniakille on esitetty taulukossa 11. AEGL-tasojen määritelmät on selitetty raportin vetykloridia koskevassa kappaleessa 3.3.

Taulukko 11. Koko väestöä koskevat ammoniakkin altistustasot Yhdysvalloissa (*NRC NH₃, 2004*).

Ammoniakin taso	Altistusaika ja pitoisuudet					Peruste
	10 min	30 min	1 h	4 h	8 h	
AEGL-1 ei haittaa	30 ppm (21 mg/m ³)	30 ppm (21 mg/m ³)	30 ppm (21 mg/m ³)	30 ppm (21 mg/m ³)	30 ppm (21 mg/m ³)	Lievää ärsytystä
AEGL-2 vammuttava	220 ppm (154 mg/m ³)	220 ppm (154 mg/m ³)	160 ppm (112 mg/m ³)	110 ppm (77 mg/m ³)	110 ppm (77 mg/m ³)	Ärsytystä silmissä ja kurkussa, tarveyskiä
AEGL-3 kuolettava	2700 ppm (1888 mg/m ³)	1600 ppm (1119 mg/m ³)	1100 ppm (769 mg/m ³)	550 ppm (385 mg/m ³)	390 ppm (273 mg/m ³)	Kuolemat

Pitoisuusmuunnos yksiköstä ppm yksikköön mg/m³ on tehty käyttäen kerrointa 1 ppm = 0.7 mg/m³, joka vastaa 25 °C ja 101.3 kPa olosuhteita.

4.4 Ympäristö ja terveysvaikutukset

Ilmassa normaalisti esiintyviä kaasumaisia ammoniakkipitoisuuksia ei yleensä pidetä terveysuhkana (esim. *Moldanova et al., 2011*). Terveysvaikutusten voidaan sanoa olevan epäsuoria, koska niitä aiheuttavat todennäköisimmin muodostuneet hiukkaset.

Altistuminen suurille ammoniakkipitoisuuksille aiheuttaa kuitenkin ärsytystä hengitysteissä, silmissä ja mahdollisesti myös iholla. Altistunut henkilö voi saada hengenahdistusta, kyynelvuotoa ja yskimistä. Hengitysteiden ärsytys ja haittavaikutus voi alkaa jo 20–25 ppm (14–18 mg/m³) pitoisuuksista. Välittömästi voimakkaasti ärsyttävä pitoisuus on 400–700 ppm (280–500 mg/m³). Altistuminen yli 5 000 ppm (3 600 mg/m³) pitoisuuksille lyhytaikaisesti voi aiheuttaa kuoleman kurkunpään turvotuksen tai keuhkopöhön vuoksi. (*OVA-ohje, AMMONIAKKI*)

Ympäristöön joutuva ammoniakki voi vaikuttaa metsien hyvinvointiin, happamoittaa pintavesiä, lisätä merien ekosysteemien tuottavuutta, vaikuttaa rehevöitymiseen ja jopa lisätä ilmakehän kasvihuonevaikutusta muodostamalla typpioksiduulia (*Galloway et al., 2004*). Ammoniakilla on myös verrattain suuri kuivalaskeumanopeus, joten se voi jo päästöalueen lähellä vaikuttaa ekosysteemeihin tätä kautta (*Hertel et al., 2011*).

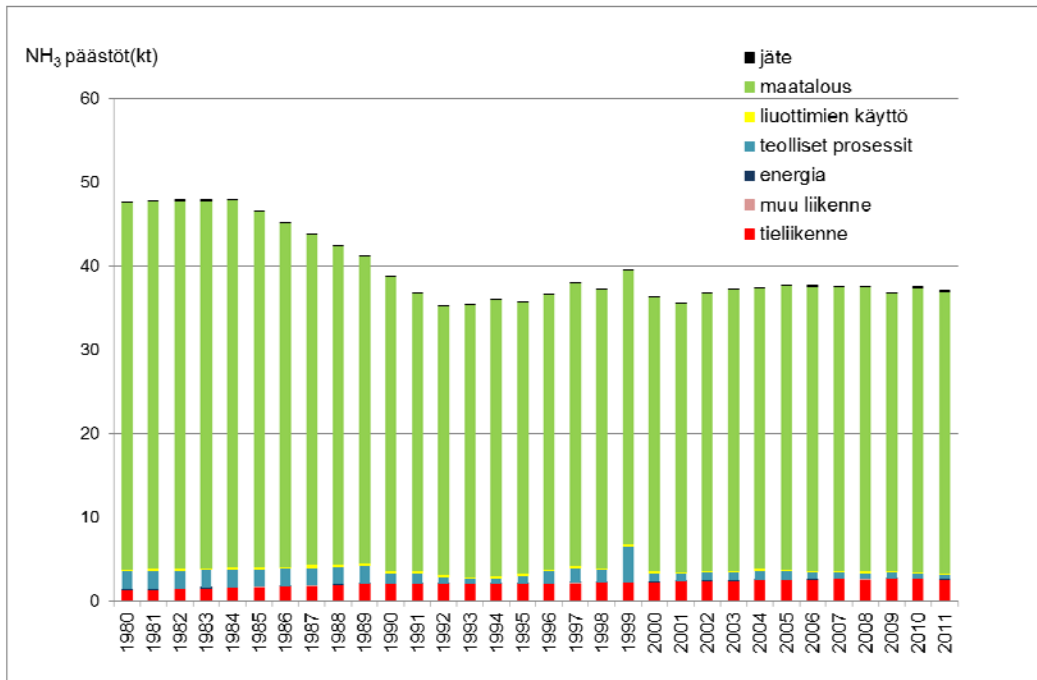
4.5 Päästöt Suomessa

Raportin kappaleessa 3.5 on kuvattu kansallista päästötietokantaa ja kansainvälisiä päästötietojen raportointisopimuksia.

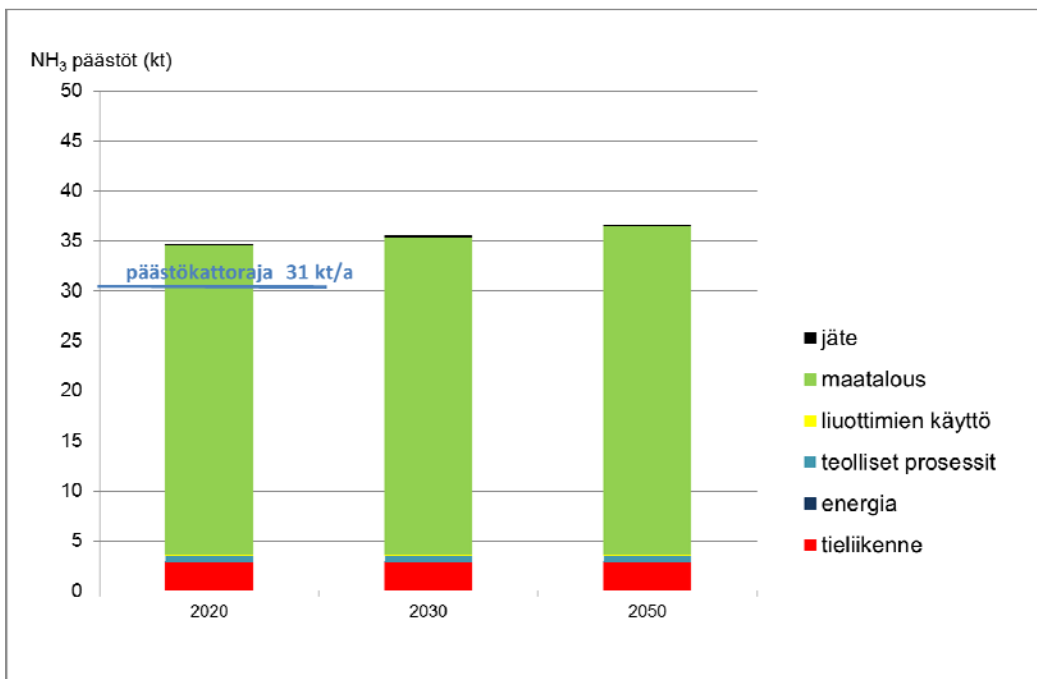
EU:n päästökattodirektiivin 2001/81/EC mukaisesti EU komissiolle toimitetaan vuosittain tiedot rikkidioksidin, typen oksidien, haihtuvien orgaanisten yhdisteiden ja ammoniakkin päästöistä. Raportointi sisältää raportointivuotta edeltävän vuoden alustavat tiedot ja sitä edeltävän vuoden lopulliset tiedot. Esimerkiksi vuonna 2013 on raportoitu vuoden 2011 lopulliset tiedot ja vuoden 2012 alustavat tiedot. Päästö-laskennan mukaan Suomi on alittanut rikin- ja typenoksidien sekä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden vuodelle 2010 asetetut päästökattot. Ammoniakille asetetua päästökattoa 31 kilotonnia vuodessa ei saavutettu. Vuonna 2010 ammoniakkipäästöt olivat 38 kilotonnia ja vuonna 2011 37 kilotonnia. Päästöjen on arvioitu pysyvän 35–37 kilotonnin tasolla vuoteen 2050 saakka.

Ammoniakkipäästöt arvioidaan EMEP/EEA päästöinventaario-ohjeistuksen (EEA, 2013) mukaisesti. Tarkka kuvaus maatalouden päästöjen laskennasta löytyy vuosittain julkaistavasta IIR-raportista (Informative Inventory report , SYKE 2014). Vahti-järjestelmää käytetään päästöinventaariossa apuna huomioimalla sieltä teollisuuden ja energiantuotannon päästöt, jotka toiminnanharjoittajat raportoivat Vahtiin ympäristöluvan mukaisesti.

Ammoniakkipäästöistä (NH₃) suurin osa on peräisin maataloudesta. Energia-alan osuus ammoniakkin kokonaispäästöistä vuonna 1990 oli 0,002 % ja vuonna 2010 0,007 %. Päästöarvion epävarmuudeksi on arvioitu 80 %. Dieselvoimalaitokset ja SCR (selective catalytic reduction)- ja SNCR (selective non catalytic reduction)-tekniikoilla (jossa typenoksidipäästöjä vähennetään ammoniakkin avulla) varustetut kattilat on sisällytetty nykyiseen energia-alan päästöarvioon. Tosin SCR ja SNCR-tekniikoilla varustettuja kattiloita on Suomessa vasta muutamia. Ammoniakkipäästöt ovat pysyneet samalla tasolla jo lähes 20 vuoden ajan. Maatalous on merkittävin ammoniakkin päästölähde, yli 90 % ammoniakkin kokonaispäästöistä on peräisin maataloudesta (Kuva 4).



Kuva 4. Vuosittaiset ammoniakkipäästöt (yksikössä kt, kilotonnia) Suomessa päästölähderyhmittäin vuosina 1980–2011.



Kuva 5. Ennustettu ammoniakkipäästöjen (yksikössä kt, kilotonnia) kehitys Suomessa vuosina 2020, 2030 ja 2050 päästösektoreittain.

Ammoniakkipäästöjen ei ole ennustettu laskevan tulevaisuudessa ja on arvioitu, että ammoniakin päästökattoraja 31 kt vuodessa ylittyisi edelleen vuonna 2050 (kuva 5). Vahti-järjestelmään teollisuuden raportoimat ammoniakin vuosipäästöt

vuonna 2011 olivat noin 0,4 kt, joka oli noin 1 % kaikista ammoniakkipäästöistä yhteensä. Ammoniakkipäästöjä raportoi Vahti-järjestelmään vuonna 2011 yhteensä 17 toiminnanharjoittajaa, joista kaksi oli energiantuotantolaitoksia. Niiden osuus teollisuuden kokonaisammoniakkipäästöistä vuonna 2011 oli noin 30 %. SYKE:n arvion mukaan energiantuotannon ammoniakkipäästöietoihin sisältyy kuitenkin merkittävää epävarmuutta. Näin ollen Vahtitietoja myös energiantuotannon aiheuttamista ammoniakkin kokonaispäästöistä voidaan pitää epävarmoina ja vain viitteellisinä.

Koska säännöllisiä ammoniakkimittauksia ei suurimmassa osassa polttolaitoksia ole tehty, laitos- tai kattilakohtaisia ammoniakkipäästötasoja on vaikea luotettavasti arvioida. Satunnaisesti tehtyjen mittausten perusteella ei voida tehdä luotettavia johtopäätöksiä pidemmän aikavälin päästötasosta ja päästövaihteluista. Tutkimusta varten energian tuottajilta tiedusteltiin arvioita ammoniakkipäästöistä. Kivihillilaitoksien osalta arvioitiin, että mikäli käytössä ei ole SNCR tai SCR menetelmää, pitäisi päästöissä olla ammoniakkia. Valmetin CFB (circulating fluidised bed, kiertopeti- tai kiertoleijukattila) ja BFB (bubbling fluidized bed, kerrosleijukattila) kattiloille tekemien mittaustutkimusten mukaan myös muista Suomessa yleisesti käytössä olevista polttoaineista, kuten turpeesta, biomassasta ja kierrätyspuusta hiilen lisäksi syntyy ammoniakkipäästöjä, jotka voivat lisääntyä ammoniakkiruiskutuksen seurauksena.

Muutama energiantuotantolaitos toimitti tutkimusta varten tietoja muutamien suurten voimalaitoksen ammoniakkipäästöpitouksista. Erään voimalaitoksen jatkuvatoimisten mittausten korkeimmat ammoniakkitasot ovat olleet 30–40 mg/n³m. Esimerkkimittaustietoja jatkuvatoimisesta ammoniakkimittauksesta toimitti polttoaineteholtaan noin 200 MW'n voimalaitos, joka käyttää kiertopetikattilan polttoaineena puuta (>60 %), turvetta, hiiltä, kierrätyspolttoainetta (REF) ja öljyä. Savukaasujen puhdistuksessa on käytössä letkusuodattimet. Lisäksi rikinsidontaan on käytössä kalkkikiven syöttö tulipesään sekä typenoksidien hallintaan ammoniakiveden syöttö kattilan tulipesän ja erottimen (syklonin) väliseen kanaavaan. Ammoniakiveden käyttö ollut erittäin harvinaista ja vähäistä. Vuorokausikeskiarvo ammoniakkipäästöpitouudelle oli keskimäärin 1 mg/m³n (todellisiin mittaolosuhteisiin perustuva arvo), korkeimman vuorokausipäästöpitouuden ollessa noin 2,8 mg/m³n. Mittauksiin perustuva arvio ammoniakkin laitoksen vuosipäästöstä on noin 900 kg vuodessa.

Kolmannen esimerkkilaitoksen, polttoaineteholtaan yli 300MW'n puupolttoaineita (n. 85 %) ja turvetta (n.15 %) käyttävän voimalaitoksen ammoniakkipäästöpitouudet jatkuvatoimisten mittausten mukaan olivat n. 5,5 mg/m³n, korkeimpien tuntipitouuksien ollessa n. 48 mg/m³n. Voimalaitoksen savukaasujen hiukkaspäästöä vähennetään sähkösuodattimella. Laitoksen rikkipäästöjä voidaan vähentää tarvittaessa kalkki-injektiolla sekä typenoksidien päästöjä ammoniakiveden (24,5 %) injektiolla.

4.6 Pitoisuustasot Suomessa

Ilmatieteen laitos mittasi Helsingin Kumpulassa marraskuusta 2009 toukokuuhun 2010 ulkoilman epäorgaanisten kaasujen pitoisuuksia ja hiukkasten kemiallista

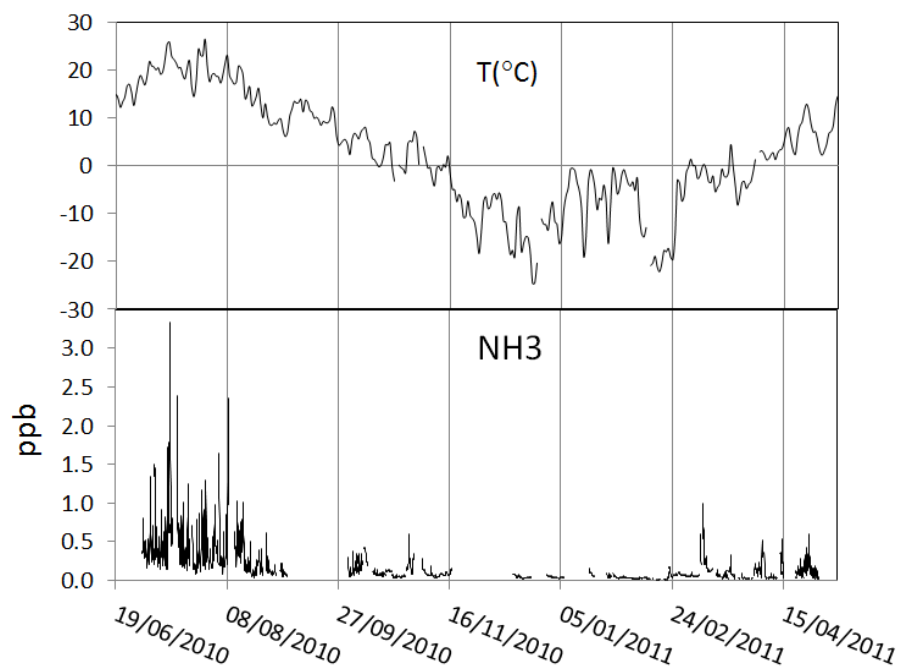
koostumusta käyttäen MARGA-mittauslaitteistoa (Measurement of AeRosols and Gases in Air). Mittausmenetelmä on kuvattu kappaleessa 3.6.

Ammoniakkipitoisuudet olivat Helsingissä (0,26 ppb, 0,18 µg/m³) samaa luokkaa kuin Hyytiälässä (0,18 ppb, 0,13 µg/m³). Pitoisuudet ovat varsin alhaisia verrattuna Englannissa 2000-luvun alkupuolella mitattuihin pitoisuuksiin (0,002–45 µg/m³). Hengitysteiden ärsytys ja haittavaikutus voi alkaa pitoisuuden ollessa 14–18 mg/m³.

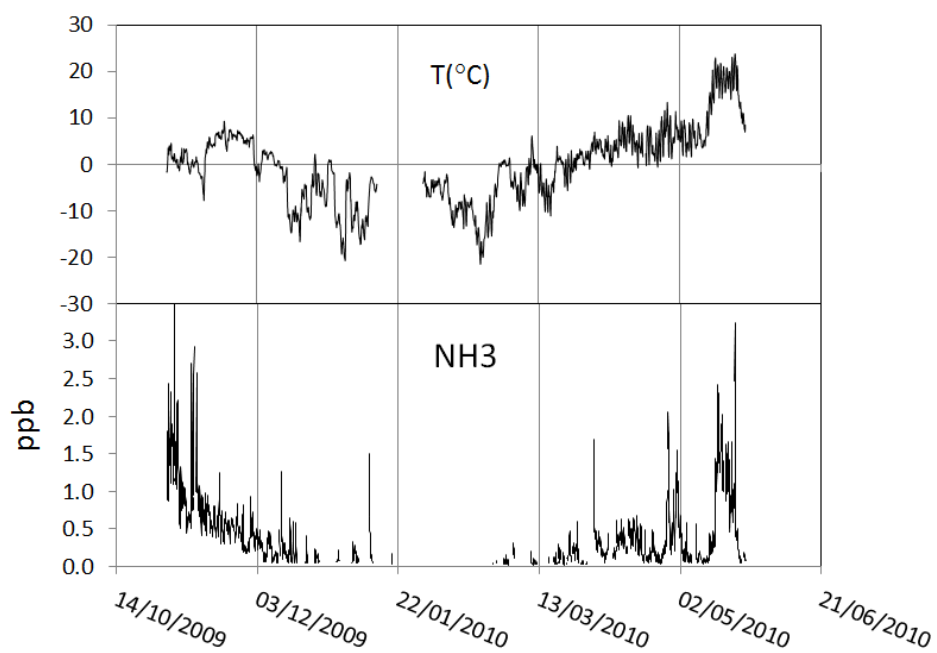
Ammoniakin kuukausikeskiarvot hajontoineen on esitetty taulukossa 12 ja tuntiarvot kuvissa 6 ja 7. Kummassakin mittauspisteessä ammoniakkipitoisuudet olivat yleensä hyvin matalia talven kylmimpään aikaan ja pitoisuudet nousivat kesällä maan sulaessa ja lämpötilan kohotessa. Ammoniakki on pääasiassa peräisin maataloudesta ja pitoisuudet kohoavat, kun ilmat lämpenevät ja maanviljely maanmuokkauksineen ja kevtlannoituksineen alkaa. Talvella pelkistynyt tyyppi on Suomessa pääasiassa hiukkasmuodossa ammoniumsulfaattina tai -nitraattina. Ammoniumnitraatti hajoaa helposti lämpötilan noustessa ammoniakiksi ja typpiha-poksi, mikä myös vaikuttaa siihen, että lämpimänä aikana ammoniakkipitoisuudet kohoavat. Ammoniakkiemissiot luonnosta ja maataloudesta kasvavat myös lämpötilan funktiona. Eli esim. lannoitekasoista pääsee ilmaan enemmän ammoniakkia kuumina päivinä, maaperästä emittoituu eniten ammoniakkia lämpiminä päivinä sateen jälkeen ja monet kasvit emittoivat ammoniakkia korkeassa lämpötilassa. Ammoniakkipitoisuuksien lämpötilariippuvuus näkyi Helsingin ja Hyytiälän mittauksissa. Ammoniakki poistuu helposti varsinkin märkälasseumana sateen mukana ja kesällä yökasteeseen sekä haihtuu maan kuivuessa ja lämmitessä. Ammoniakilla oli mittauksissa selkeä vuorokausivaihtelu: pitoisuudet olivat yöllä pienempiä ja korkeimmat pitoisuudet mitattiin keskipäivän jälkeen.

Taulukko 12. Hyytiälän taustailmanlaadun mittausasemalla ja Helsingin Kumpulan mittausasemalla mitattujen ammoniakkipitoisuuksien kuukausikeskiarvot ja keskihajonnat.

Hyytiälä 2010–2011	NH ₃ ppb	Kumpula 2009–2010	NH ₃ ppb
kesäkuu-huhtikuu	0.176±0.242	marras-toukokuu	0.259±0.399
kesäkuu	-	marraskuu	0.747±0.454
heinäkuu	0.471±0.365	joulukuu	0.137±0.165
elokuu	0.305±0.292	tammikuu	0.048±0.140
syyskuu	0.091±0.038	helmikuu	0.016±0.010
lokakuu	0.130±0.099	maaliskuu	0.064±0.085
marraskuu	0.081±0.035	huhtikuu	0.337±0.304
joulukuu	0.045±0.017	toukokuu	0.561±0.618
tammikuu	0.048±0.021		
helmikuu	0.043±0.030		
maaliskuu	0.100±0.121		
huhtikuu	0.118±0.099		



Kuva 6. Kuvassa Hyytiälässä vuosina 2010–2011 MARGA-laitteistolla mitattuja ammoniakkipitoisuuksia (tuntikeskiarvoja). Kuvassa on esitetty myös ulkoilman lämpötilä.



Kuva 7. Kuvassa Helsingissä 2009–2010 MARGA-laitteistolla mitattuja ammoniakkipitoisuuksia (tuntikeskiarvoja). Kuvassa on esitetty myös ulkoilman lämpötilä.

5 PÄÄSTÖVAIKUTUSARVIO LEVIÄMISMALLILASKELMIN

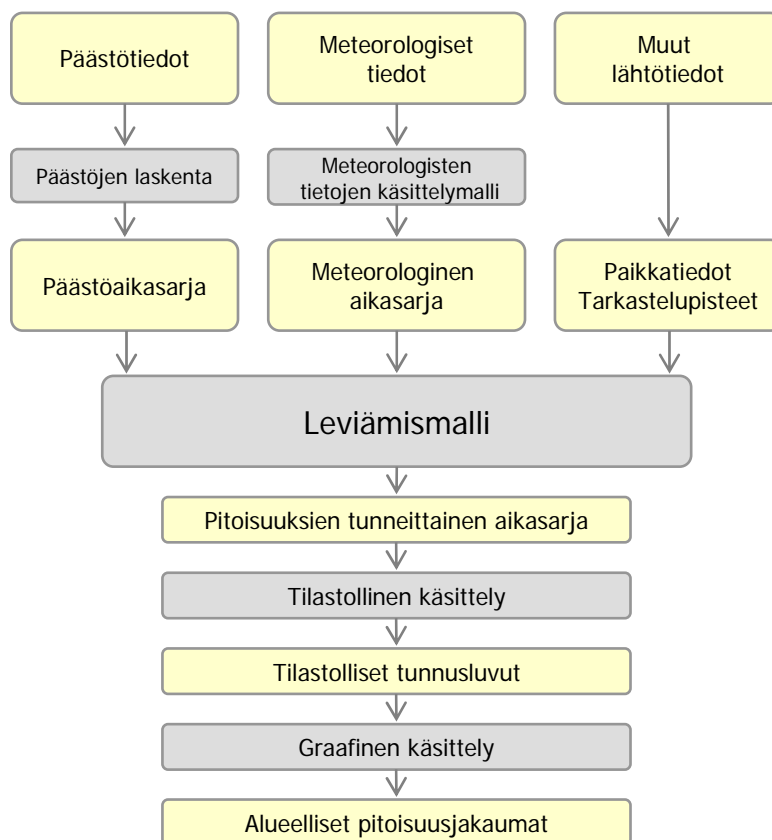
5.1 Leviämismallilaskelmien kuvaus

Ilman epäpuhtauksien leviämismalleilla tutkitaan eri epäpuhtauksien kulkeutumista ilmakehässä ja niiden pitoisuuksien muodostumista tutkimusalueelle. Malleihin sisältyy usein laskentamenetelmiä, joiden avulla voidaan tarkastella epäpuhtauksien muuntumista, kemiallisia reaktioita ja poistumista ilmakehästä laskeutuneena sekä ilman epäpuhtauspitoisuuksien muodostumista. Tässä tutkimuksessa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä leviämismallia polttolaitosten päästöjen leviämisen kuvaamiseen ja niiden ilmanlaatuvaikutusten arvioimiseen. Tässä selvityksessä käytetyllä leviämismallilla voidaan arvioida ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia päästölähteen lähialueilla. Kaupunkimallia (UDM-FMI, Urban Dispersion Modelling system) käytetään pistemäisten päästölähteiden (esim. piippujen) ilmanlaatuvaikutusten arviointiin. Kaavio leviämismallin toiminnasta on esitetty kuvassa 8.

Ilmatieteen laitoksen leviämismalleja on kehitetty pitkäjänteisesti useita vuosikymmeniä tavoitteena tuottaa luotettavaa tietoa ilmanlaadusta mm. kaupunki- ja liikennesuunnittelun sekä ilmansuojelutoimenpiteiden suunnittelun tueksi sekä pitoisuuksien ja väestön altistumisen arvioimiseksi. Mallien toimintaa on kehitetty lukuisissa tutkimusprojekteissa ja verifointitutkimusten mukaan mallinnusten tulokset on todettu Suomen taajamien ja teollisuusympäristöjen ilmanlaadun mittaustulosten kanssa hyvin yhteensopiviksi. Leviämismalleilla saatujen tulosten on osoitettu täyttävän hyvin ilmanlaatuasetuksessa (*Vna 38/2001*) annetut laatutavoitteet mallintamiselle sallituista epävarmuuksista.

Nykyisissä Ilmatieteen laitoksen leviämismalleissa kuvataan tarkasti päästökohdassa tapahtuvaa mekaanista ja lämpötilaeroista johtuvaa nousulisää, lähimpien esteiden aiheuttamaa savupainumaa, ilmassa tapahtuvia päästöaineiden kemiallisia prosesseja sekä epäpuhtauksien poistumamekanismeja.

Leviämismallien lähtötiedoiksi tarvitaan tietoja päästöistä ja niiden lähteistä, mitaamalla ja mallittamalla saatuja tietoja ilmakehän tilasta sekä tietoja epäpuhtauksien taustapitoisuuksista. Lisäksi lähtötiedoiksi tarvitaan erilaisia paikkatietoja, kuten tietoja maanpinnan muodoista ja laadusta sekä päästölähteiden sijainnista. Pistemäisten lähteiden päästöjen laskennassa huomioidaan lähdekohtaiset päästöt, savukaasujen ominaisuudet ja laitoksen tekniset tiedot. Leviämislaskelmia varten muodostetaan kaikille päästölähteille päästöaikasarjat, joissa on jokaiselle tarkastelujakson tunnille (1–3 vuotta, 8 760–26 280 tuntia) laskettu päästömäärä erikseen eri ilman epäpuhtauksille.



Kuva 8. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksella kehitetyn paikallisen skaalan leviämismallin, kaupunkimallin (UDM-FMI), toiminnasta.

Leviämismallin tarvitseman meteorologisen aikasarjan muodostuksessa käytetään Ilmatieteen laitoksella kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia, joka perustuu ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmään (*Rantakrans, 1990; Karppinen, 2001*). Menetelmän avulla voidaan meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat, joita tarvitaan ilmansaasteiden leviämismallilaskelmissa. Tarvitavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan tallennetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista. Tutkimuksessa käytetyt säähavainto- ja luotausaineistot täyttävät WMO:n ja ICAO:n laatuvaatimukset. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikalliset tekijät, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (maanpinnan kyky heijastaa auringon säteilyä) eri maanpinnan laaduille. Laskelmissa käytetään yleensä 1–3 vuoden pituista tutkimusalueen sääolosuhteita edustavaa meteorologista aineistoa. Laskelmissa käytettäväksi sääasemiksi valitaan tutkimusaluetta lähimpänä sijaitsevat sääasemat, joilla mitataan kaikkia mallin tarvitsemia suureita. Tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan kahden tai useamman sääaseman havaintojen etäisyyspainotettuna tilastollisena yhdistelmänä. Lopputuloksena saadaan tutkimusaluetta parhaiten edustavat leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten tietojen tunneittaiset aikasarjat. Tuloksien kannalta on tärkeää, että mallilaskelmissa käytetty meteorologinen aineisto edustaa tutkimusaluetta hyvin, aineistoa on riittävän pitkältä aikaväliltä ja että sen laatu on tarkastettu.

Leviämismallit laskevat epäpuhtauspitoisuuksia tarkastelujakson jokaiselle tunnille laskentapisteikköön, joka muodostetaan kullekin tutkimusalueelle sopivaksi. Laskentapisteitä on yleensä useita tuhansia ja niiden etäisyys toisistaan vaihtelee muutamasta kymmenestä metrillä satoihin metreihin riippuen tutkimusalueen koosta ja tarkasteltavista kohteista. Mallin tuottamasta pitoisuusajasarjasta laskeaan tilastollisia ilmanlaadun raja- ja ohjearvoihin verrannollisia suureita (mm. vuorokausikeskiarvo, vuosikeskiarvo), jotka esitetään raportissa pitoisuuksien aluejakaumakuvina ja taulukkoina.

5.2 Leviämismallilaskelmien lähtötiedot

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin keskiuurten (50–200 MW) ja suurten (> 200 MW) polttolaitosten päästöjen aiheuttamia vetykloridi- ja ammoniakkipitoisuuksia päästölähteiden ympäristössä. Mallilaskelmat tehtiin keskiuurelle (50–200 MW) laitokselle piipunkorkeuksilla 80 m ja 100 m ja suurelle (200–300 MW) laitokselle piipunkorkeuksilla 100 m ja 120 m. Kummallekin laitosvaihtoehdolle mallinnettiin kaksi eri savukaasujen lämpötilaa (55 ja 150 °C) sekä kolme eri päästötasoa vetykloridi ja ammoniakkipäästöille: arvio nykyisestä päästötasosta, BAT BREF 2006 –päästötaso (BAT1) ja BAT BREF 2013 –päästötaso (BAT2). BAT BREF 2013 päästötaso pohjautuu BREF-luonnokseen. Mallilaskelmien avulla tarkasteltiin eri päästötasojen erojen vaikutusta ympäristön epäpuhtauspitoisuuksiin pidemmän ja lyhyemmän ajan pitoisuuskeskiarvoina.

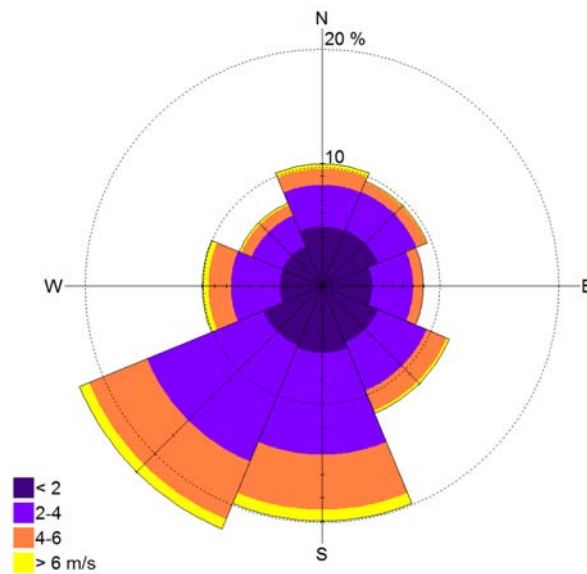
Tarkastelu tehtiin teoreettisena maksimipäästötarkasteluna, jossa mallinnettävien polttolaitosten oletettiin olevan käynnissä täydellä teholla jokaisena vuoden tuntina (8 760 tuntia). Maksimipäästötarkastelun avulla pyritään arvioimaan laitoksen aiheuttamia suurimpia hetkellisiä pitoisuustasoja erilaisissa meteorologisissa tilanteissa. Tällaisella tarkastelulla voidaan selvittää kuinka suuriksi pitoisuudet enimmillään voivat kohota epäedullisissa leviämis- ja laimenemisolosuhteissa. Laitoksen todellisen käytön aiheuttamat pitoisuustasot ovat todennäköisesti suurimman osan ajasta pienempiä kuin maksimipäästötarkastelussa saadut pitoisuudet. Taulukossa 13 on kuvattu mallilaskelmissa käytettyjä lähtötietoja.

Laskentapisteikkö oli kooltaan 38 × 30 km. Tarkasteltavien teoreettisten laitosten päästöjen aiheuttamat pitoisuudet laskettiin maanpintatasolle yli 25 000 laskentapisteeseen. Laskentapisteikössä pisteiden väliset etäisyydet olivat tiheimmillään (hilaväli 50 metriä) pitoisuuksien muodostumisen kannalta merkittävimmällä alueella eli päästölähteen lähiympäristössä. Maanpinnan korkeuseroja ei laskennassa huomioitu, koska mallinnus tehtiin teoreettisille laitoskohteille ja ympäristön, kuten maastonmuotojen vaikutuksia ei ollut tarpeen huomioida mallinnuksessa. Tavoitteena oli, että mallituloksia voitaisiin soveltaa useiden eri laitosten päästövaikutusten arviointiin sijainnista riippumatta.

Taulukko 13. Leviämismallilaskelmissa käytettyjä lähtötietoja

	Keskisuuri- polttolaitos (50–200 MW)	Suuri polttolaitos (200–300 MW)
Savukaasuvirtaus (Nm ³ /h)	130 000	468 000
Savukaasujen lämpötila (°C)	55/150	55/150
Savukaasun nopeus (m/s)	15/20	15/20
Kattilarakennuksen korkeus (m)	30	60
Hormin halkaisija (m)	n.1,9	n. 3,6
Piipun korkeus (m)	80/100	100/120
HCl-päästö nykytilanne (mg/Nm ³)	50	50
HCl-päästö nykytilanne (g/s)	1,81	6,5
HCl-päästö BREF2006 (mg/Nm ³)	25	25
HCl-päästö BREF2006 (g/s)	0,9	3,25
HCl-päästö BREF2013 (mg/Nm ³)	8	8
HCl-päästö BREF2013 (g/s)	0,29	1,04
NH ₃ nykytilanne (mg/Nm ³)	40	40
NH ₃ nykytilanne (g/s)	1,44	5,20
NH ₃ BREF2006 (mg/Nm ³)	25	25
NH ₃ BREF2006 (g/s)	0,9	3,25
NH ₃ BREF2013 (mg/Nm ³)	5	5
NH ₃ BREF2013 (g/s)	0,18	0,65

Mallilaskelmissa käytetyn meteorologisen aikasarjan lähtöaineisto valittiin ja aikasarja muodostettiin siten, että se soveltuu useiden laitosten päästövaikutusarviointiin laitosten sijainnista riippumatta. Meteorologisen aineiston muodostamiseen käytettiin Ilmatieteen laitoksen Kauhajoen Kuja-Kokon ja Tampereen Siilinkarin sääasemien havaintotietoja vuosilta 2011–2013. Sekoituskorkeuden määrittämiseen käytettiin Jokioisten observatorion radioluotaushavaintoja. Kuvassa 9 on esitetty käytetyn meteorologisen aineiston tuulen suunta- ja nopeusjakauma tuuliruusun muodossa. Aineistossa ovat vallitsevia lounais- ja etelätuulet.



Kuva 9. Mallinnusta varten muodostetun meteorologisen aineiston tuulen suunta- ja nopeusjakauma vuosina 2011–2013. Lasketut tuulitiedot kuvaavat olosuhteita 10 metrin korkeudella maanpinnasta.

5.3 Eri päästötasojen ja piipun korkeuksien vaikutus pitoisuuksiin

Mallinnetut pitoisuusarvot on esitetty pitkäaikaiselle keskiarvolle vuosikeskiarvopitoisuutena, joka kuvaa vuoden kaikkien tuntien keskiarvopitoisuutta. Myös lyhytaikaisempia korkeimpia vuorokausi- ja tuntipitoisuuksia on mallilaskelmin tarkasteltu. Pitoisuudet on esitetty ilman alueellista taustapitoisuutta. Laskelmissa ei ole huomioitu päästöjen ilmakeiällistä muutunutta kulkeutumisen aikana. Huomionarvoista on, että mallinnetut pitoisuustasot ovat mallilaskelmissa käytettyyn laskentapisteikköön saatuja korkeimpia arvoja ja muualla tutkimusalueella pitoisuustasot ovat alhaisempia kuin nämä korkeimmat arvot.

Suurten polttolaitosten aiheuttamat korkeimmat vetykloridin ja ammoniakkin pitoisuudet muodostuivat hieman keskisuurten polttolaitosten aiheuttamia pitoisuuksia korkeammiksi. Suurten polttolaitosten päästöt ovat keskisuuria polttolaitoksia suuremmat, mutta piipun korkeudet ovat osassa mallinnustarkasteluja keskisuures- sa voimalaitoksessa suurta voimalaitosta pienemmät. Piipun korkeus, savukaasujen lämpötila ja savukaasujen virtausnopeus vaikuttavat päästöjen laimenemis- ja leviämisolosuhteisiin. Mallilaskelmin vertailtiin piipun korkeuksien ja savukaasun lämpötilan vaikutuksia pitoisuustasoihin keskisuuren ja suuren polttolaitoksen tarkasteluissa. Korkeampi piippu ja savukaasujen korkeampi lämpötila takaavat päästöille paremmat laimenemis- ja leviämisolosuhteet. Korkeampi piippu ja korkeampi savukaasujen lämpötila ovat maanpintatason epäpuhtauspitoisuuksia tarkasteltaessa aina lyhyempää piippua ja matalampaa savukaasun lämpötilaa parempia vaihtoehtoja. Mallilaskelmien tulosten mukaan piipun korkeudella ja savukaasun lämpötilalla on merkittävä vaikutus vuosikeskiarvopitoisuustasoihin (kuvat 10, 12, 14, ja 16).

Mallinnetuilla päästötasoilla oli myös vaikutusta pitoisuustasoihin. Nykytilannetta edustavat päästöt olivat suuremmat ja ne pienenevät asteittain BAT1 (BREF 2006) ja BAT2 (BREF 2013) tarkasteluissa taulukon 13 mukaisesti. Korkeimmat mallilaskelmin saadut pitoisuudet pienenevät myös päästöjen vähentyessä kaikissa tarkasteluvaihtoehdoissa.

5.4 Vetykloridipitoisuudet

Leviämislaskelmien tuloksina saadut keskisuuria polttolaitoksia edustavat päästöjen aiheuttamat ulkoilman vetykloridin (HCl) suurimmat pitoisuusarvot tutkimusalueella on esitetty taulukoissa 14–15 ja kuvissa 10–11. Keskisuurelle polttolaitokselle pitoisuuksia on tarkasteltu kahdella eri piipun korkeudella 80 ja 100 metriä sekä kahdella eri poistokaasujen lämpötilalla 55 ja 150 °C. Suuria polttolaitoksia on tarkasteltu piipun korkeuksilla 100 ja 120 metriä ja samoilla poistokaasujen lämpötiloilla 55 ja 150 °C. Suuria polttolaitoksia edustavat ulkoilman vetykloridin pitoisuusarvot on esitetty taulukoissa 16–17 ja kuvissa 12–13.

Mallilaskelmien tuloksena saadut nykytilannetta edustavat korkeimmat vetykloridin vuosikeskiarvopitoisuudet olivat keskisuurilla polttolaitoksilla 0,03–0,08 µg/m³ ja suurilla polttolaitoksilla 0,03–0,1 µg/m³ riippuen piipun korkeudesta ja savukaasujen lämpötilasta. Puhdasta tausta-aluetta edustavalla Hyytiälän ilmanlaadun mittausasemalla vuonna 2009–2010 mitattu vetykloridipitoisuus oli keskimäärin noin 0,02 µg/m³ (0,01 ppb) ja Helsingin Kumpulassa vuonna 2010–2011 mitattu pitoisuustaso keskimäärin noin 0,05 µg/m³ (0,03 ppb). Helsingissä mitattu pitoisuustaso on suurempi meren vaikutuksesta ja fossiilisia polttoaineita käyttävistä päästölähteistä johtuen. Mallilaskelmin saadut nykytilannetta edustavat vetykloridin vuosikeskiarvopitoisuustasot ovat korkeimmillaan (keskisuuri voimalaitos, 80 metrin piippu ja savukaasun lämpötila 55 astetta) samaa suuruusluokkaa Kumpulassa mitattuun pitoisuustasoon nähden. Suuri polttolaitos aiheutti korkeimmillaan hieman keskisuurta voimalaitosta korkeamman pitoisuustason, joka on Kumpulassa mitattua keskiarvoa noin kaksi kertaa suurempi. Muissa tarkasteluvaihtoehdoissa, joissa piipun korkeus oli suurempi tai savukaasun lämpötila korkeampi, pitoisuustasot olivat alhaisempia.

Raportin taulukoissa 4–6 on esitetty eri maiden (EU, UK, USA, Suomi) terveysvaikutusperusteisia ohje- tai raja-arvotasoja vetykloridipitoisuuksille. Nämä terveydelle haitalliseksi tunnetut pitoisuustasot on määritelty varsin lyhytkestoiselle (10 minuuttia – 8 tunnin painotettu keskiarvo) pitoisuuksille altistumiselle. Alin em. pitoisuusrajoista on Yhdysvalloissa voimassa oleva AEGL-1 pitoisuustaso (2,7 mg/m³, 10 min), jota korkeammilla pitoisuuksilla oletetaan väestön, herkkä väestönosa mukaan luettuna, yleisesti kokevan sen huomattavan epämukavaksi, ärsyttäväksi tai muuten oireettomia hankaluuksia aiheuttavaksi. Vaikutukset eivät kuitenkaan voi olla vammauttavia ja ne menevät ohi tai palautuvat kun altistus päättyy. Suomessa voimassa oleva vetykloridin haitallinen pitoisuustaso (HTP-arvo) on 7,6 mg/m³. Mallilaskelmien tulosten mukaan nykytilannetta edustavat polttolaitosten korkeimmat vetykloridipitoisuuksien tuntikeskiarvot ovat 24 µg/m³ (keskisuuri laitos) ja 72 µg/m³ (suuri laitos), joka on noin sadasosa yhdisteen AEGL-1 arvosta. Näin ollen voidaan arvioida, etteivät mallilaskelmin saadut polttolaitosten nykytilannetta edustavien päästöjen aiheuttamat korkeimmat vetykloridipi-

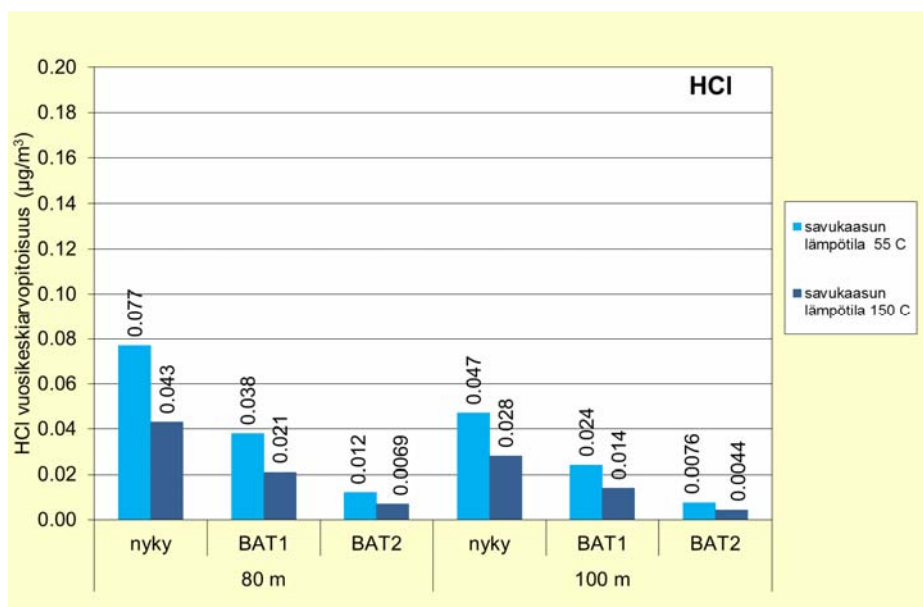
toisuudet aiheuttaisi nykytietämyksen valossa terveys- tai ympäristöhaittoja. Huomionarvoista on, että HTP- ja AEGl-arvoja käytetään tyypillisesti työsuojeluun liittyvissä arvioinneissa ja niiden rajat ovat tyypillisesti moninkertaiset verrattuna epäpuhtauksille taustailmassa asetettuihin raja- ja ohjearvoihin. Näin ollen ne eivät sellaisenaan suoraan sovellu taustailmapitoisuuksien arviointiin.

Taulukko 14. Mallilaskelmin arvioidut keskiuuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat HCl-pitoisuudet 80 metrin ja 100 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 55 °C.

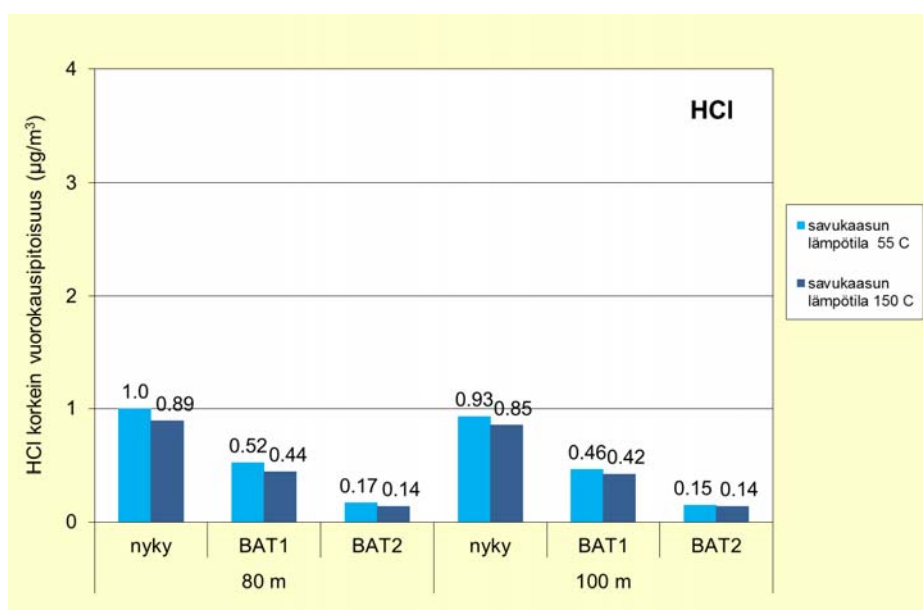
HCl-pitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nyky ($50 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT1 ($25 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT2 ($8 \text{ mg}/\text{m}^3$)	
	80 m	100 m	80 m	100 m	80 m	100 m
Korkein vuosipitoisuus	0,08	0,05	0,04	0,02	0,01	0,008
2. korkein vrk-pitoisuus	0,9	0,51	0,43	0,26	0,14	0,082
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	1,9	1,40	0,95	0,72	0,31	0,23

Taulukko 15. Mallilaskelmin arvioidut keskiuuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat HCl-pitoisuudet 80 metrin ja 100 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 150 °C.

HCl-pitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nyky ($50 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT1 ($25 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT2 ($8 \text{ mg}/\text{m}^3$)	
	80 m	100 m	80 m	100 m	80 m	100 m
Korkein vuosipitoisuus	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	0,004
2. korkein vrk-pitoisuus	0,5	0,34	0,26	0,17	0,08	0,055
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	1,5	0,94	0,73	0,47	0,24	0,15



Kuva 10. Mallilaskelmin arvioidut keskisuuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat kloorivedyn vuosikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.



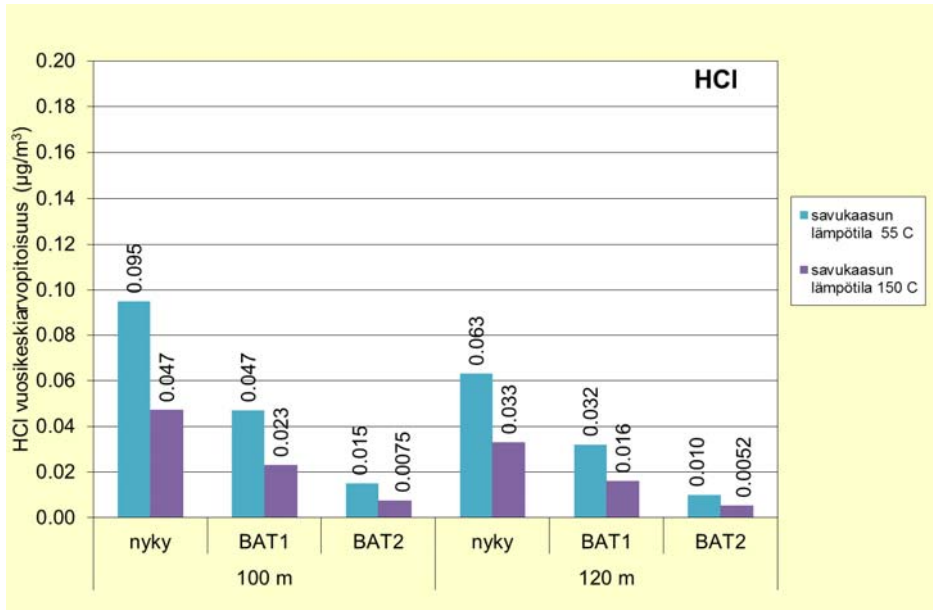
Kuva 11. Mallilaskelmin arvioidut keskisuuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat kloorivedyn vuorokausikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.

Taulukko 16. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat HCl-pitoisuudet 100 metrin ja 120 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 55 °C.

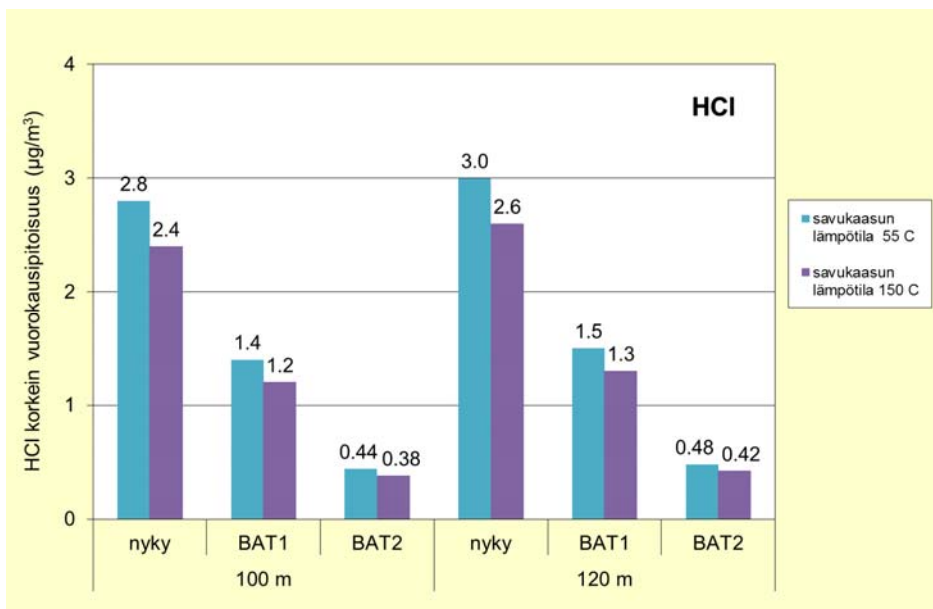
HCl-pitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nyky ($50 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT1 ($25 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT2 ($8 \text{ mg}/\text{m}^3$)	
	100 m	120 m	100 m	120 m	100 m	120 m
Korkein vuosipitoisuus	0,10	0,06	0,05	0,03	0,02	0,01
2. korkein vrk-pitoisuus	1,5	0,83	0,77	0,41	0,25	0,13
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	3,9	2,60	1,90	1,30	0,62	0,41

Taulukko 17. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat HCl-pitoisuudet 100 metrin ja 120 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 150 °C.

HCl-pitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nyky ($50 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT1 ($25 \text{ mg}/\text{m}^3$)		BAT2 ($8 \text{ mg}/\text{m}^3$)	
	100 m	120 m	100 m	120 m	100 m	120 m
Korkein vuosipitoisuus	0,05	0,03	0,02	0,02	0,01	0,005
2. korkein vrk-pitoisuus	0,8	0,66	0,39	0,33	0,12	0,11
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	2,5	2,10	1,20	1,10	0,39	0,34



Kuva 12. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat kloorivedyn vuosikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.



Kuva 13. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat kloorivedyn vuorokausikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.

5.5 Ammoniakkipitoisuudet

Ammoniakin (NH_3) vastaavat suurimmat pitoisuusarvot on keskisuuren polttolaitoksen osalta esitetty taulukoissa 18–19 ja kuvissa 14–15 ja suuren polttolaitoksen osalta taulukoissa 20–21 ja kuvissa 16–17.

Mallilaskelmien tuloksena saadut nykytilannetta edustavat korkeimmat ammoniakin vuosikeskiarvopitoisuudet olivat keskisuurilla polttolaitoksilla $0,02\text{--}0,06\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja suurilla polttolaitoksilla $0,03\text{--}0,08\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ riippuen piipun korkeudesta ja savukaasujen lämpötilasta. Mallilaskelmin saadut korkeimmat ammoniakkipitoisuuksien vuosikeskiarvot ovat Helsingissä ja Hyytiälän tausta-aseamalla mitattuja pitkän ajan keskiarvoja pienempiä. Muissa tarkasteluvaihtoehdoissa, joissa piipun korkeus oli suurempi tai savukaasun lämpötila korkeampi, mallinnetut pitoisuustasot olivat alhaisempia ja olivat silloin selvästi matalampia kuin mitatut pitoisuustasot.

Puhdasta tausta-aluetta edustavalla Hyytiälän mittausasemalla vuonna 2009–2010 mitattu ammoniakkipitoisuus oli keskimäärin $0,13\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,18 ppb), joka oli samaa luokkaa kuin Helsingin Kumpulassa vuonna 2010–2011 mitattu pitoisuustaso $0,18\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,26 ppb). Ammoniakki on pääasiassa peräisin maataloudesta ja pitoisuudet kohoavat, kun ilmat lämpenevät ja maanviljely maanmuokkauksineen ja kevtälannoituksineen alkaa. Polttolaitosten aiheuttamilla päästöillä on vain hyvin pieni vaikutus ammoniakkipitoisuuksiin.

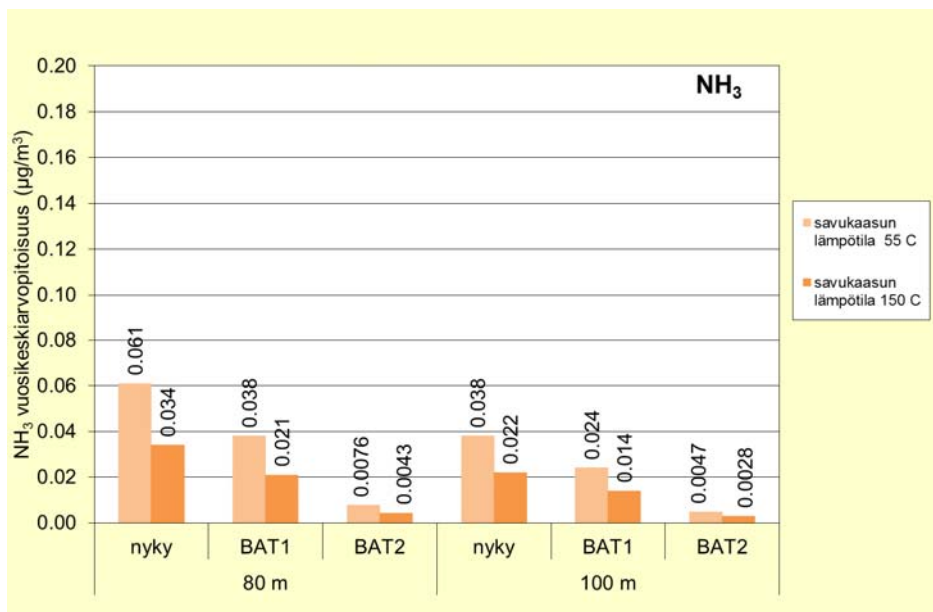
Raportin taulukoissa 9–11 on esitetty eri maiden (EU, UK, USA, Suomi) terveysvaikutusperusteisia ohje- tai raja-arvotasoja ammoniakkipitoisuuksille. Nämä terveydelle haitalliseksi tunnetut pitoisuustasot on määritelty varsin lyhytkestoiselle (10 minuuttia – 8 tunnin painotettu keskiarvo) pitoisuuksille altistumiselle. Alin em. pitoisuusrajoista on EU:n pitoisuussuositus työskentelyolosuhteille ($14\ \text{mg}/\text{m}^3$, 8 tunnin painotettu keskiarvo), joka on myös Suomessa voimassa oleva ammoniakin haitallinen pitoisuustaso (HTP-arvo). Mallilaskelmien tulosten mukaan nykytilannetta edustavat polttolaitosten korkeimmat ammoniakin tuntikeskiarvopitoisuudet ovat $19\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (keskisuuri laitos) ja $58\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (suuri laitos), jotka ovat noin tuhannesosa ammoniakin HTP-arvo pitoisuudesta. Tämän perusteella voidaan arvioida, etteivät mallilaskelmin saadut polttolaitosten nykytilannetta edustavien päästöjen aiheuttamat korkeimmat ammoniakkipitoisuudet aiheuttaisi nykytietämyksen ja nykyisen lainsäädännön valossa terveys- tai ympäristöhaittoja. Huomionarvoista on, että HTP- ja AEGL-arvoja käytetään tyypillisesti työsuojeluun liittyvissä arvioinneissa ja niiden rajat ovat tyypillisesti moninkertaiset verrattuna epäpuhtauksille taustailmassa asetettuihin raja- ja ohjearvoihin. Näin ollen ne eivät sellaisenaan suoraan sovellu taustailmapitoisuuksien arviointiin.

Taulukko 18. Mallilaskelmin arvioidut keskisuuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat NH₃ pitoisuudet 80 metrin ja 100 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 55 °C.

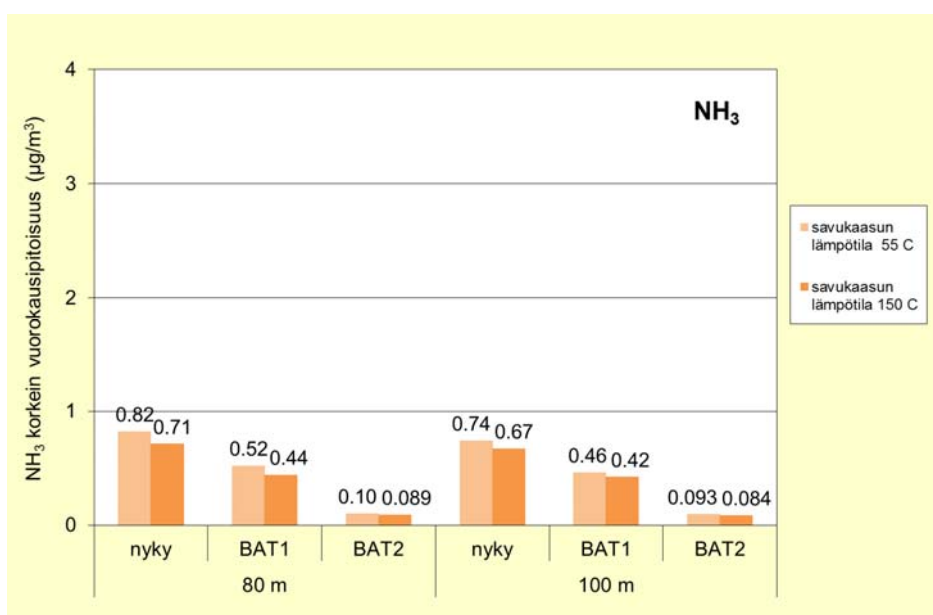
NH ₃ -pitoisuus (µg/m ³)	Nyky (40 mg/m ³)		BAT1 (25 mg/m ³)		BAT2 (5 mg/m ³)	
	80 m	100 m	80 m	100 m	80 m	100 m
Korkein vuosipitoisuus	0,06	0,04	0,04	0,02	0,01	0,005
2. korkein vrk-pitoisuus	0,7	0,4	0,4	0,3	0,1	0,1
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	1,5	1,1	1,0	0,7	0,2	0,1

Taulukko 19. Mallilaskelmin arvioidut keskisuuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat NH₃ pitoisuudet 80 metrin ja 100 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 150 °C.

NH ₃ -pitoisuus (µg/m ³)	Nyky (40 mg/m ³)		BAT1 (25 mg/m ³)		BAT2 (5 mg/m ³)	
	80 m	100 m	80 m	100 m	80 m	100 m
Korkein vuosipitoisuus	0,03	0,02	0,02	0,01	0,004	0,003
2. korkein vrk-pitoisuus	0,4	0,3	0,3	0,2	0,1	0,0
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	1,2	0,8	0,7	0,5	0,2	0,1



Kuva 14. Mallilaskelmin arvioidut keskiuuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat ammoniakkin vuosikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.



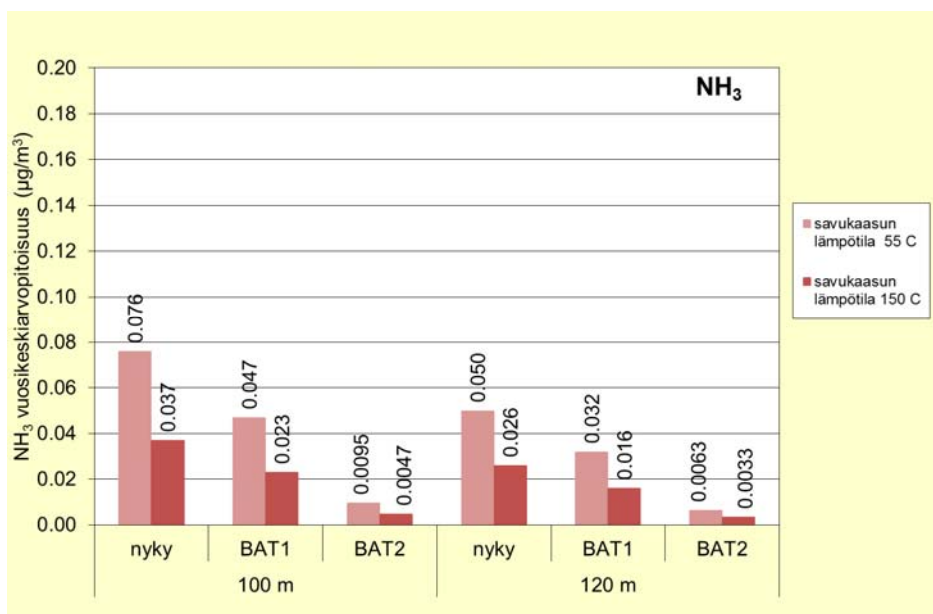
Kuva 15. Mallilaskelmin arvioidut keskiuuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat ammoniakkin vuosikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.

Taulukko 20. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat NH₃ pitoisuudet 100 metrin ja 120 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 55 °C.

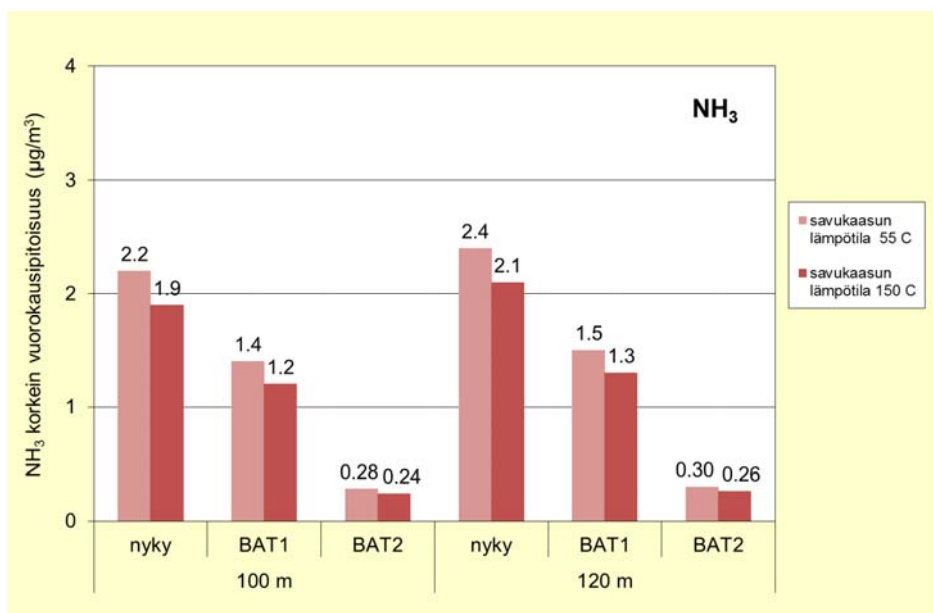
NH ₃ -pitoisuus (µg/m ³)	Nyky (40 mg/m ³)		BAT1 (25 mg/m ³)		BAT2 (5 mg/m ³)	
	100 m	120 m	100 m	120 m	100 m	120 m
Korkein vuosipitoisuus	0,08	0,05	0,05	0,03	0,01	0,006
2. korkein vrk-pitoisuus	1,2	0,7	0,8	0,4	0,2	0,1
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	3,1	2,0	1,9	1,3	0,4	0,3

Taulukko 21. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat korkeimmat NH₃ pitoisuudet 100 metrin ja 120 metrin piipun korkeuksilla, kolmella eri päästötasolla. Savukaasun lämpötila 150 °C.

NH ₃ -pitoisuus (µg/m ³)	Nyky (40 mg/m ³)		BAT1 (25 mg/m ³)		BAT2 (5 mg/m ³)	
	100 m	120 m	100 m	120 m	100 m	120 m
Korkein vuosipitoisuus	0,04	0,03	0,02	0,02	0,005	0,003
2. korkein vuorokausipitoisuus	0,6	0,5	0,4	0,3	0,1	0,1
Tuntipitoisuuden 99 %-piste	2,0	1,7	1,2	1,1	0,3	0,2



Kuva 16. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat ammoniakkin vuosikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.



Kuva 17. Mallilaskelmin arvioidut suuren polttolaitoksen aiheuttamat kolmen erilaisen päästötason korkeimmat ammoniakkin vuorokausikeskiarvopitoisuudet kahdella erilaisella savukaasun lämpötilalla ja piipun korkeudella laskettuna.

Leviämismallilaskelmilla saatavien tulosten luotettavuuteen vaikuttavat malliin syötettävät lähtötiedot sekä itse mallin toiminta. Mallilaskelmilla kuvataan ilmiöiden tavanomaista kehittymistä pitkällä aikavälillä yksinkertaistaen jossain määrin todellisuutta. Malliin sisältyy oletuksia ja yksinkertaistuksia, jotka ovat välttämättömiä mallin toiminnan ja lähtötietojen puutteellisen saatavuuden vuoksi. Vuosikeskiarvopitoisuudet edustavat vallitsevaa pitoisuustilannetta pitkällä ajanjaksolla ja vuorokausi- ja tuntikeskiarvopitoisuudet edustavat lyhytkestoisempia episoditilanteita, jolloin meteorologinen tilanne on paikallisesti päästöjen laimenemisen ja sekoittumisen kannalta epäedullinen. Huomionarvoista on, että suurimman osan ajasta epäpuhtauspitoisuudet ovat pienempiä kuin mallinnetut korkeimmat hetkelliset pitoisuudet. Yleensä leviämismallilaskelmien tuloksiin liittyy epävarmuutta sitä enemmän mitä lyhyemmän jakson pitoisuusarvoista on kyse. Mallitulosten epävarmuuden pienentämiseksi laskennassa tarkastellaan pitkiä kolmen vuoden aikasarjoja (yli 26 000 tarkastelutuntia), jolloin tilastolliset raja- ja ohjearvoihin verrannolliset pitoisuudet ovat mahdollisimman edustavia.

6 YHTEENVETO

Työssä kartoitettiin Suomen nykyinen ilmanlautilanne vetykloridin (HCl) ja ammoniakkin (NH_3) osalta sekä arvioitiin keskisuurten (50–200 MW) ja suurten (>200 MW) polttolaitosten BAT päästötasojen (BAT = paras käyttökelpoinen tekniikka) vaikutusta em. päästöjen aiheuttamiin terveys- ja ympäristövaikutuksiin.

Nykyään vain osa energiantuotantolaitoksista raportoi Vahti-päästötietojärjestelmään vetykloridi- tai ammoniakkipäästöjä. Useimpien energiantuotantolaitosten vetykloridi- ja ammoniakkipäästöt on arvioitu sen verran pieniksi, ettei niille ole annettu mittaus- tai seurantavelvoitteita ympäristöluvassa. Vain harvoilla laitoksilla on käytössään jatkuvatoimisia mittauksia ammoniakki- tai vetykloridipäästöille. Tähän perustuen voidaan olettaa, että Vahti-tietoihin perustuva arvio Suomen teollisuuden ja energiantuotannon ammoniakkin ja vetykloridin kokonaispäästöistä on vain suuntaa-antava, koska se perustuu vain niiden laitosten päästötietoihin, joiden ympäristölupa edellyttää em. päästöjen mittausta ja raportointia. Vetykloridipitoisuuksille taustailmassa ei ole asetettu ohje- tai raja-arvoja Euroopassa tai Yhdysvalloissa. Vetykloridipitoisuuksia ei ole myöskään laajamittaisesti seurattu taustailmassa samaan tapaan kuin muita epäpuhtausyhdisteitä, mutta joitakin mittaustuloksia on olemassa mm. Englannista ja Suomesta.

Vetykloridin päästölähteiden suhteellisesta voimakkuudesta on esitetty globaaleja arvioita. Maapallon mittakaavassa tärkeimmäksi lähteeksi alailmakehän vetykloridille on arvioitu merisuolasta haihtuminen (noin 70 % osuus kaikista lähteistä), vähäisempiä päästölähteitä ovat fossiilisten polttoaineiden käyttö, jätteenpolto ja tulivuorten purkaukset. Kaasumaisen vetykloridin budjetissa luonnon päästöt ovat siten varsin hallitsevia. Suurin osa perinteisistä polttoaineista kuten puu, oljet, ruokohelpi, REF, RDF, turve, kivihiili, mustalipeä ja yhdyskuntajäte sisältävät klooria. Näin ollen em. polttoaineita käyttävien energiantuotantolaitosten päästöissä voidaan olettaa olevan jonkin verran myös vetykloridia.

Alailmakehän reaktiiviset klooriyhdisteet ovat merkittäviä sateen happamoitumisen, korroosion ja kasvien lehtien vaurioitumisen aiheuttajia. Vetykloridi on jo alhaisilla

pitoisuuksilla ylähengitysteitä ärsyttävä kaasu ja voi suuremmilla pitoisuuksilla vahingoittaa myös alempia hengitysteitä. Vetykloridia ei ole luokiteltu karsinogeeniseksi. Veteen liukenevan vetykloridin vesiliuos on erittäin syövyttävä. Rikkidioksidin verrattuna kloorivedyn happamoittamisvaikutuksen voidaan arvioida jäävän rikkidioksidia pienemmäksi. Myös rikkidioksidin pitoisuudet ilmassa ovat vetykloridia suurempia. Happamoittavan vaikutuksen vertailua vaikeuttaa se, että rikkidioksidin päästöarvio perustuu lähes kokonaan antropogeenisten päästöjen arvioon kun taas vetykloridin osalta luonnon päästölähteet, erityisesti meri, ovat antropogeenisiä lähteitä merkittävämpiä. Yläilmakehässä klooriyhdisteillä on merkitystä otsonille, koska ne voivat olla osa otsonia tuhoavia katalyyttisiä reaktiosyklejä.

Suomessa mitatut vetykloridipitoisuudet puhtaalla tausta-alueella Hyytiälässä olivat keskimäärin $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,01 ppb) ja Helsingissä Kumpulassa mitattu pitoisuustaso keskimäärin $0,046 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,03 ppb). Molemmat mittaustulokset ovat hyvin pieniä esimerkiksi Englannissa mitattuihin pitoisuustasoihin verrattuna. Helsingin pitoisuustaso on suurempi meren vaikutuksesta ja fossiilisia polttoaineita käyttävistä päästölähteistä johtuen. Mallilaskelmin saadut korkeimmat nykytilannetta edustavat vetykloridin vuosipitoisuustasot ovat korkeimmillaan keskisuurilla polttolaitoksilla $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja suurilla polttolaitoksilla $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, noin kaksi kertaa suurempia Helsingissä mitattuun vuosikeskiarvoon nähden. Muissa tarkasteluvaihtoehdoissa, joissa piipun korkeus oli suurempi tai savukaasun lämpötila korkeampi, pitoisuustasot olivat alhaisempia.

Ilmakehän ammoniakki (NH_3) on rikkidioksidin (SO_2) ja typen oksidien (NO_x) ohella yksi niistä kolmesta merkittävästä ilmansaasteesta, jotka ovat olleet happamoittavan laskeuman tärkeimpiä aiheuttajia. Ilmassa kulkeutuva ammoniakki, palamis- ja tuotantopäästöinä tulevat typen oksidit (NO_x) ja rikkidyhdisteet tuottavat reagoidessaan muita ilmansaasteita ja aerosolihiukkasia. Ammoniakkipäästöjen merkittävimpiä lähteitä ovat kotieläinten ja villieläinten eritteet ja typpeä sisältävien lannoitteiden käyttö. Ammoniakilla on korkea hajukynnys ($3,6\text{--}36 \text{ mg}/\text{m}^3$), joten se ei ole aistittavissa pienissä pitoisuuksissa. Suomen ammoniakkipäästöt ovat pysyneet samalla tasolla jo lähes 20 vuoden ajan. Ammoniakille asetettua päästökattoa (vuodesta 2010 alkaen) 31 kilotonnia vuodessa ei ole saavutettu ja ammoniakin päästöt ovat jatkuvasti noin 6 kilotonnia päästökaton yläpuolella. Päästöjen on arvioitu pysyvän 35–37 kilotonnin tasolla vuoteen 2050 saakka. Suomessa maatalous on merkittävin ammoniakin päästölähde, yli 90 % ammoniakin kokonaispäästöistä on peräisin maataloudesta. Noin 1 % on peräisin teollisuudesta ja energiantuotannosta. Energia-alan osuus ammoniakin kokonaispäästöistä on arvioitu hyvin pieneksi, joskin energia-alan kokonaispäästöä ei ole pystytty täysin luotettavasti arvioimaan.

Suomessa puhdasta tausta-aluetta edustavalla Hyytiälän mittausasemalla mitattu ammoniakkipitoisuus oli keskimäärin $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,18 ppb), joka oli samaa luokkaa kuin Helsingissä Kumpulassa mitattu pitoisuustaso $0,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,26 ppb). Ammoniakki on pääasiassa peräisin maataloudesta ja pitoisuudet kohoavat, kun ilmat lämpenevät ja maanviljely maanmuokkauksineen ja kevtlannoituksineen alkaa. Mallilaskelmien tuloksena saadut nykytilannetta edustavat korkeimmat ammoniakin vuosikeskiarvopitoisuudet olivat keskisuurilla polttolaitoksilla korkeimmillaan $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja suurilla polttolaitoksilla $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, joten korkeimmillaan ne olivat hieman Kumpulassa ja Hyytiälässä mitattuja pitoisuuksia alhaisempia.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän asiantuntijatyön tarkoituksena oli tarkastella suurten polttolaitosten nykyisten vetykloridi- ja ammoniakkipäästötasojen aiheuttamia ympäristö- ja terveysvaikutuksia sekä arvioida em. yhdisteiden BAT-päästötasojen ympäristöhyötyjä nykytilanteeseen verrattuna.

Suomessa, kuten muuallakaan Euroopassa, ei ole lainsäädäntöä joka säätelisi vetykloridin ja ammoniakkin pitoisuuksia taustailmassa. Tästä johtuen yhdisteet eivät ole olleet mukana muuten varsin kattavassa ilmanlaadun seurannassa Suomessa. Ilmatieteen laitos on mitannut sekä vetykloridin ja ammoniakkin pitoisuuksia vajaan kahden vuoden ajan Helsingissä ja puhtaalla tausta-alueella Hyytiälässä. Mittaustulosten perusteella voidaan arvioida yhdisteiden pitoisuustasoja pääkaupunkiseudulla ja puhtaalla tausta-alueella Suomessa. Vetykloridin ja ammoniakkin mittauksiin perustuvia pitoisuustietoja löytyy myös Englannista.

Teollisuudella ja energiantuotannolla ei ole velvoitetta raportoida vuosittain vetykloridi- tai ammoniakkipäästöjä, mikäli laitoksen ympäristölupa ei siihen velvoita. Tästä johtuen kansallinen Vahti-tietokanta kattaa vain osan koko energiantuotannon ja teollisuuden vetykloridi- ja ammoniakkipäästöistä. Tietokannan tietojen perusteella tehtyjä kokonaispäästöarvioita energiantuotannon vetykloridi- ja ammoniakkipäästöistä voidaan pitää vain suuntaa-antavana.

Useat polttolaitosten käyttämistä tavallisista polttoaineista kuten hiili, turve sekä biopolttoaineet voivat palaessaan tuottaa vetykloridi- ja/tai ammoniakkipäästöjä. Em. yhdisteiden pitoisuuksista voimalaitosten savukaasuissa ei ole kuitenkaan saatavilla kattavia tietoja. Vain harvoilla laitoksilla on käytössään jatkuvatoimista päästömittaussurainta vetykloridille tai ammoniakille.

Tehtyihin mallilaskelmiin ja saatavilla oleviin vetykloridin ja ammoniakkin mittaustietoihin perustuen voidaan arvioida, että energiantuotantolaitosten nykyiset päästöpitoisuustasot aiheuttavat korkeimmillaankin vain taustapitoisuustasoja vastaavan lisän em. yhdisteiden pitoisuustasoihin Suomessa. Suomessa mitatut vetykloridi- ja ammoniakkipitoisuudet ovat varsin matalia esimerkiksi Englannissa mitattuihin pitoisuuksiin verrattuna. Tutkimuksessa tehtyihin päästöpitoisuusarvioihin perustuvien mallinnustulosten mukaan keskisuurten ja suurten polttolaitosten vetykloridi- ja ammoniakkipäästöt eivät Suomessa nykyisellään aiheuta merkittävää ympäristö- ja terveyshaittaa. Suositeltavaa olisi kuitenkin kerätä lisää mittauksiin perustuvaa tietoa erilaisten energiantuotantolaitosten todellisista vetykloridi- ja ammoniakkipäästötasoista.

Energiantuotannon päästöpitoisuuksia rajoittavilla BAT-päästötasoilla on päästöjen aiheuttamia vetykloridi- ja ammoniakkipitoisuuksia pienentävä vaikutus, joskin BAT-päästötasojen avulla saavutettavat ympäristö- ja terveyshyödyt jäävät varsin vähäisiksi. Pääkaupunkiseudulla energiantuotannon vetykloridipäästöjen vaikutus mitattuihin pitoisuuksiin on nähtävissä etenkin lämmityskautena Helsingissä tehdystä mittauksista. Energiantuotannon ammoniakkipäästöjen vaikutusta mitattuihin pitoisuuksiin ei havaittu.

VIITELUETTELO

- Alakangas, E., 2000. Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia. VTT Tiedotteita 2045. VTT Energia Espoo. ISBN 951-38-5699-2
- Battye W., Aneja V. P., and Roelle P. A., 2003. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories. *Atmospheric Environment* 37, 3873–3883.
- Bouwman A. F., Lee D. S., Asman W. A. H., Dentener F. J., Van Der Hoek K. W., and Olivier J. G. J., 1997. *Global Biogeochemical Cycles* 11(4), 561–587.
- Brimblecombe P., 1986. *Air composition & chemistry* 2nd edition. Cambridge environmental chemistry series 6. Cambridge University Press, 253 p.
- Chang C.T., Liu T.-H., and Jeng F.-T., 2004. Atmospheric concentrations of the Cl atom, ClO radical, and HO radical in the coastal marine boundary layer. *Environmental Research* 94, 67–74.
- DEFRA, 2002. Ammonia in the UK. DEFRA Publications, London. 89 p.
- DEFRA, 2006. Guidelines for Halogens and Hydrogen Halides in Ambient Air for Protecting Human Health against Acute Irritancy Effects, Expert Panel on Air Quality Standards (EPAQS), Department for Environment, Food and Rural Affairs. Defra Publications, London, 89 p.
- DEFRA, 2014. Department for Environment and Food & Rural Affairs, Data Archive (<http://uk-air.defra.gov.uk/data/>), viitattu elokuu 2014.
- Direktiivi 1996/61/EY. Neuvoston direktiivi ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi. Käyttönimi IPPC-direktiivi. Annettu 24.9.1996.
- Direktiivi 2010/75/EU. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi, annettu 24 päivänä marraskuuta 2010, teollisuuden päästöistä (yhtenäistetty ympäristön pilaantumisen ehkäiseminen ja vähentäminen), (uudelleenlaadittu toisinto).
- Direktiivi 2001/81/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi, annettu 23 päivänä lokakuuta 2001, tiettyjen ilman epäpuhtauksien kansallisista päästörajoista.
- Direktiivi 2009/28/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi, annettu 23 päivänä huhtikuuta 2009, uusiutuvista lähteistä peräisin olevan energian käytön edistämisestä sekä direktiivien 2001/77/EY ja 2003/30/EY muuttamisesta ja myöhemmästä kumoamisesta.
- EEA, 2010. The European environment: State and outlook 2010, Air Pollution. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical report No. 12/2013. ISSN 1725-2237.
- EEA, 2014. Ammonia (NH₃) emissions (APE 003), EEA web site (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-ammonia-nh3-emissions-1/assessment-4>), viitattu elokuu 2014.
- EU Ehdotus, 2013. Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi tiettyjen ilman epäpuhtauksien kansallisten päästöjen vähentämisestä sekä direktiivin 2003/35/EY muuttamisesta. COM(2013) 920 final.

EPA TTN, 2014. United States Environmental Protection Agency, Technology Transfer Network, Air Toxics Web Site, Health Effects Notebook for Hazardous Air Pollutants (<http://www.epa.gov/ttnatw01/hlthef/hapindex.html>), viitattu elokuu 2014.

Evans C. D., Monteith D. T., Fowler D., Cape J. N. and Brayshaw S., 2011. Hydrochloric acid: An overlooked driver of environmental change- *Environmental Science and Technology* 45(5), 1887–1894.

Finlayson-Pitts B. J. and Pitts J. N., 2000. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications*. Academic Press, San Diego, CA, 969 p.

Fowler D., Coyle M., Skiba U., Sutton M. A., Cape J. N., Reis S., Sheppard L. J., Jenkins A., Grizzetti B., Galloway J. N., Vitousek P., Leach A., Bouwman A. F., Butterbach-Bahl K., Dentener F., Stevenson D., Amann M., and Voss M., 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368.

Galloway J. N., Dentener F. J., Capone D. G., Boyer E. W., Howarth R. W., Seitzinger S. P., Asner G. P., Cleveland C. C., Green P. A., Holland E. A., Karl D. M., Michaels A. F., Porter J. H., Townsend A. R., and Vörösmarty C. J., 2004. Nitrogen cycles: past, present and future, *Biogeochemistry* 70, 153–226.

Galloway J. N., Leach A. M., Bleeker A., and Erisman J. W., 2013. A chronology of human understanding of the nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368.

Graedel T. E. and Keene W. C., 1995. Tropospheric budget of reactive chlorine. *Global biogeochemical cycles*, 9(1), 47–77.

Graedel T. E. and Keene W. C., 1996. The budget and cycle of Earth's natural chlorine. *Pure and Applied Chemistry*, 68(9), 1689–1697.

Graedel T. E. and Keene W. C., 1999. Preface. *Journal of Geophysical Research*, 104(D7), 8331–8332.

Guinée J.B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., 2002. *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background*. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

Göteborgin pöytäkirja 1999, Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone.

Göteborgin pöytäkirja 2012, 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Longrange Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012.

Hegg D. A., Radke L. F., and Hobbs P. V., 1990. Emissions of some trace gases from biomass fires, *Journal of Geophysical Research* 95(D5), 5669–5675.

Hertel O., Reis S., Skjøth C. A., Bleeker A., Harrison R., Cape J. N., Fowler D., Skiba U., Simpson D., Jickells T., Baker A., Kulmala M., Gyldenkerne S., Sørensen L. L., and Erisman J. W., 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti (eds.). Cambridge University Press, 612 p.

Ilmansuojeluohjelma 2010, 2002. Valtioneuvoston 26.9.2002 hyväksymä ohjelma direktiivin (2001/81/EY) toimeenpanemiseksi. Suomen ympäristö 588, Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. 38 p.

IUPAC, 2014. Evaluated Kinetic Data, IUPAC Web site (<http://iupac.pole-ether.fr/>), Inorganic halogens, viitattu elokuu 2014.

Jacobson M. Z., 2005. Fundamentals of Atmospheric Modeling, 2nd Edition. Cambridge University Press, 828 p.

Jätelaitosyhdistys, 2014. [<http://www.jly.fi/energia5.php?order=kunta.nimi>, viitattu lokakuu 2014]

Karamchandani P., Zhang Y., Chen S.-Y., and Balmori-Bronson R., 2012. Development of an extended chemical mechanism for global-through-urban applications. Atmospheric Pollution Research 3, 1–24.

Klimont Z., Smith S.J., and Cofala J., 2013. The last decade of global anthropogenic sulfur dioxide: 2000-2011 emissions. Environmental Research Letters 8 014003.

McCulloch A., Aucott M. L., Bencovitz, C. M., Graedel T. E., Kleiman G., Midgley P. M., and Li Y-F, 1999. Global emissions of hydrogen chloride and chloromethane from coal combustion, Incineration and industrial activities: Reactive chlorine emissions inventory. Journal of Geophysical Research, 104(D7), 8391–8403.

Moldanova J., Grennfelt P., Jonsson Å., Simpson D., Spranger T., Aas W. Munthe J., and Rabl A., 2011. Nitrogen as a threat to European air quality. In: The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives, Sutton M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti (eds.). Cambridge University Press, 612 p.

NASA, 2014. Global Change Master Directory-sivusto <http://gcmd.gsfc.nasa.gov/index.html>, ja RCEI-hankkeen alisivu http://gcmd.nasa.gov/records/GCMD_GEIA_RCE.html, viitattu elokuu 2014.

NRC HCl, 2004. Acute exposure guideline levels for selected airborne chemicals: Volume 4. National Research Council of the National Academies, The National Academies Press, Washington, D.C., 310 p.

NRC NH₃, 2004. Acute exposure guideline levels for selected airborne chemicals: Volume 6. National Research Council of the National Academies, The National Academies Press, Washington, D.C., 321 p.

OVA-ohje, AMMONIAKKI. Työterveyslaitos (<http://www.ttl.fi/ova/index.html>). Viitattu elokuu 2014.

OVA-ohje, KLOORIVETY JA SUOLAHAPPO. Työterveyslaitos (<http://www.ttl.fi/ova/index.html>). Viitattu elokuu 2014.

Putkuri E., Lindholm M. ja Peltonen A., 2013. Ympäristön tila Suomessa 2013. SYKE:n julkaisuja 1, Suomen ympäristökeskus. 112 p.

Sanhueza E., 2001. Hydrochloric acid from chlorocarbons: a significant global source of background rain acidity. Tellus 53B, 122–132.

Seinfeld J. H. and Pandis S. N., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics; From Air Pollution to Climate Change, 2nd ed., 1203 p.

STM asetus, 2014. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista, 268/2014.

Sutton M. A., Lee D. S., Dollard G. J., and Fowler D., 1998. Introduction - Atmospheric ammonia: emission, deposition and environmental impacts. *Atmospheric Environment* 32(3), 269–271.

Sutton M. A., Howard C. M., Erisman J. W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., and Grizzetti B., 2011. Assessing our nitrogen inheritance. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti (eds.). Cambridge University Press, 612 p.

Sutton M. A., van Grinsven H., Billen G., Bleeker A., Bouwman A. F., Bull K., Erisman J. W., Grennfelt P., Grizzetti B., Howard C. M., Oenema O., Spranger T., and Winiwarter W., 2011. Summary for policy makers. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti (eds.). Cambridge University Press, 612 p.

Sutton M. A., Reis S., Riddick S. N., Dragosits U., Nemitz E., Theobald M. R., Sim Tang Y., Braban C. F., Vieno M., Dore A. J., Mitchell R. F., Wanless S., Daunt F., Fowler D., Blackall T. D., Milford C., Flechard C. R., Loubet B., Massad R., Cellier P., Personne E., Coheur P. F., Clarisse L., Van Damme M., Ngadi Y., Clerbaux C., Skjøth C. A., Geels C., Hertel O., Wichink Kruit R. J., Pinder R. W., Bash J. O., Walker J. T., Simpson D., Horváth L., Misselbrook T. H., Bleeker A., Dentener F., and de Vries W., 2013. Towards a climate-dependent paradigm of ammonia emission and deposition, *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368.


SYKE, 2014., AIR Pollutant Emissions in Finland 1980–2012. Informative Inventory Report to UNECE CLRTAP. Finnish Environment Institute. Centre for Sustainable Consumption and Production, Environmental Management in Industry – Air Emissions Team. 14 March 2014.

Vna 936/2014. Valtioneuvoston asetus suurten polttolaitosten päästöjen rajoittamisesta. Annettu 13.11.2014.

Vna 151/2013. Valtioneuvoston asetus jätteen polttamisesta. Annettu 14.2.2013.

VTT, 2012. Kotimaista polttoainetta käyttävien 0,5...30 MW kattilalaitosten tekniset ratkaisut sekä palamisen hallinta. Jyväskylässä 10.5.2012

Warneck P., 2000. *Chemistry of the natural atmosphere*, 2nd edition. Academic Press, 927

A decorative graphic consisting of a solid blue wave shape that curves across the bottom half of the page. On the left side, a series of thin, light blue lines radiate from the wave, curving upwards and outwards towards the left edge of the page.

Ilmatieteen laitos
Erik Palménin aukio 1
PL 503, 00101 Helsinki
Puh. 029 539 1000
ilmatieteenlaitos.fi