European Commission

JRC SCIENCE FOR POLICY REPORT

Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire kohta

Tööstusheidete direktiiv 2010/75/EL (Saastuse kompleksne vältimine ja kontroll)

Thomas Brinkmann, Ralf Both, Bianca Maria Scalet, Serge Roudier, Luis Delgado Sancho

2018

29261 EUROT

Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire kohta

Tööstusheidete direktiiv 2010/75/EL saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta

Autorid:

Thomas Brinkmann
Ralf Both
Bianca Maria Scalet
Serge Roudier
Luis Delgado Sancho

2018

29261 EUR ET

Käesolev väljaanne on Euroopa Komisjoni teadus- ja teabeteenistuse Teadusuuringute Ühiskeskuse (JRC) teadus- ja poliitikaaruanne. Selle eesmärk on pakkuda tõenduspõhist teaduslikku tuge Euroopa poliitikakujundamise protsessile. Väljendatud teadusväljund ei tähenda Euroopa Komisjoni poliitilist seisukohta. Ei Euroopa Komisjon ega ükski Komisjoni nimel tegutsev isik ei vastuta selle väljaande võimaliku kasutamise eest.

Kontaktandmed
Nimi: Euroopa SKVK büroo
Aadress: Teadusuuringute Ühiskeskus, Edificio Expo c/Inca Garcilaso 3, E-41092 Sevilla, Hispaania
E-post: JRC-B5-EIPPCB@ec.europa.eu
Tel: + 34 9 5448 8284

Teadusuuringute Ühiskeskuse teaduskeskus
https://ec.europa.eu/jrc

Juriidiline märkus

Vastavalt komisjoni 12. detsembri 2011. aasta otsusele komisjoni dokumentide taaskasutamise kohta (2011/833/EL) kohaldatakse käesolevat PVT-viitedokumenti tasuta taaskasutamiseks, välja arvatud osad, mis on hõlmatud mis tahes kolmandate isikute õigustega, mis võivad dokumendis esineda (nt pildid, tabelid, andmed, kirjalikud materjalid jms, mille edasised kasutusõigused tuleb omandada eraldi vastavatest õiguste valdajate käest). Euroopa Komisjon ei vastuta käesoleva väljaande taaskasutamisest tulenevate mis tahes tagajärgede eest. Taaskasutamine tähendab allika tuvastamist ja algse tähenduse või sõnumi mittemoonutamist.

JRC112164

EUR 29261 ET

PDF ISBN 978–92–79–86853–5 ISSN 1831–9424 doi:10.2760/344197

Luksemburg: Euroopa Liidu Väljaannete Talitus, 2018

© Euroopa Liit, 2018

Kuidas seda aruannet tsiteerida: Thomas Brinkmann, Ralf Both, Bianca Maria Scalet, Serge Roudier, Luis Delgado Sancho; *Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärneva õhku- ja vetteheite seire kohta*; EUR 29261 ET; doi: 10.2760/344197

Kõik pildid © Euroopa Liit, 2018, välja arvatud juhul, kui viidatakse muule allikale. Kaanepiltide tiitrid, vasakult paremale ja ülevalt alla: 1. Veeproovide võtmine: © Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen – Klaus Selent; 2. Töötaja, kes vaatab gaasikäiku: © EL; 3. Ioonkromatograaf: © JRC; 4. Analüüsilabor – teadlane pipeti ja kolviga: © fotolia.com – Romolo Tavani; 5. Automaatne mitme kolonniga proovide puhastamise süsteem keskkonnast saadud ekstraktide puhastamiseks dioksiinide, polüklooritud bifenüülide (PCB) ja muude orgaaniliste püsisaasteainete (POP) analüüsimiseks: © TEADUSUURINGUTE ÜHISKESKUS.

Pealkiri Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärneva õhku- ja vette heite seire kohta

Lühikokkuvõte

Õhku ja vette suunatava heite seire on oluline element tööstuskäitistest lähtuva reostuse vältimisel ja vähendamisel ning keskkonnakaitse kõrge taseme tagamisel tervikuna. Seepärast käsitletakse tööstusheidete direktiivis 2010/75/EL mitmel juhul heiteseiret.

Käesolevas Teadusuuringute Ühiskeskuse seiret puudutavas viitedokumendis (ROM) võetakse kokku teave tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärit õhku ja vette suunatava heite seire kohta, andes selliselt praktilised suunised seirega seotud parimal võimalikul tehnikal (PVT) põhinevate järelduste rakendamiseks, et aidata pädevatel asutustel määrata kindlaks seirenõuded tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistele lubade väljastamisel.

Lisaks võivad käesolevas dokumendis toodud teave ja soovitused aidata tehnilistel töörühmadel PVT- viitedokumentide koostamisel ja läbivaatamisel tuletada PVT-l põhinevaid järeldusi.

Tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire

Tänuavaldused

Käesolev Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire kohta (ROM) on koostatud Euroopa Komisjoni Teadusuuringute Ühiskeskuse (JRC) juures tegutsev Euroopa saaste komplekssе vältimise ja kontrolli büroo (EIPPCB) Serge Roudier' (EIPPCB juht) ja Luis Delgado (ringmajanduse ja tööstuse juhtimise üksuse juhataja) järelevalve all.

ROMi EIPPCB poolsed autorid olid Thomas Brinkmann, Ralf Both ja Bianca-Maria Scalet.

EIPPCB koostas selle dokumendi järgmistel alustel:

1. viitedokument „Monitooringu üldpõhimõtted" (MON REF [3, COM 2003]), mida käesolev dokument asendab;
2. üldine kättesaadav teave heiteseire kohta, eelkõige EN standardid;
3. liikmesriikide, asjaomaste tööstusharude, keskkonnakaitset edendavate valitsusväliste organisatsioonide ja komisjoni vahelisest teabevahetusest tulenevad kogemused tööstusheidete direktiivi [24, EL 2010] artikli 13 alusel ja
4. teabevahetus seire eksperdirühma (MEG) vahel, mis loodi käesoleva dokumendi koostamise eesmärgil.

Teabevahetuses etendasid eriti aktiivset rolli järgmised MEG liikmed:

- ELi liikmesriigid: Austria, Belgia, Tšehhi Vabariik, Taani, Soome, Prantsusmaa, Saksamaa, Kreeka, Iirimaa, Madalmaad, Hispaania, Rootsi ja Ühendkuningriik;
- Tööstusettevõtete liidud: British Glass, Cefic, CEMBUREAU, Cerame-Unie, CEWEP, CONCAWE, ESWET, EuLA, EURELECTRIC, EUROFER, Eurometaux, ECGA/EUROMINES;
- keskkonnakaitset edendav valitsusväline organisatsioon EEB;
- Euroopa Standardikomitee (CEN): tehnilised komiteed CEN/TC 230 „Veeanalüüs" ja CEN/TC 264 „Õhukvaliteet".

Käesoleva dokumendi koostamisele ja vastastikusele hindamisele aitas kaasa kogu EIPPCB meeskond .

Käesolev dokument on üks allpool loetletud kavandatud dokumentide seeriast (kirjastamise ajal on koostatud järgmised dokumendid):

Parimat võimalikku tehnikat käsitlev viitedokument	**Kood**
Keraamikatööstus	CER
Reovee ja jääkgaaside ühised puhastus- ja käitlussüsteemid keemiatööstuses	CWW
Ladustamisel tekkiv heide	EFS
Energiatõhusus	ENE
Raudmetallide tööstuslik töötlemine	FMP
Toiduaine-, joogi- ja piimatööstus	FDM
Tööstuslikud jahutussüsteemid	ICS
Kodulindude või sigade intensiivkasvatus	IRPP
Raua ja terase tootmine	IS
Suured põletusseadmed	LCP
Anorgaanilise suurkeemia saadused – ammoniaagi, hapete ja väetiste tootmine	LVIC-AAF
Tahkete ja muude anorgaanilise suurkeemia saaduste tootmine	LVIC-S
Kaevandamisel tekkivate rikastamisjäätmete ja aherainete käitlemine	MTWR
Klaasi tootmine	GLS
Orgaaniliste peenkemikaalide tootmine	OFC
Värviliste metallide tööstus	NFM
Tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmine	CLM
Kloorleeliste tootmine	CAK
Orgaaniliste kemikaalide suuremahuline tootmine	LVOC
Polümeeride tootmine	POL
Puitmassi, paberi ja papi tootmine	PP
Anorgaaniliste erikemikaalide tootmine	SIC
Puitpaneelide tootmine	WBP
Mineraalõli ja gaasi rafineerimine	REF
Tapamajad ja loomsete kõrvalsaaduste tööstus	SA
Sepikojad ja valukojad	SF
Metallide ja plastide pinnatöötlemine	STMI
Pinnatöötlus orgaaniliste lahustitega	STS
Nahaparkimine	TAN
Tekstiilitööstus	TXT
Jäätmete põletamine	WI
Jäätmekäitlus	WT
Viitedokument	
Majanduse ja üldised keskkonnamõjud	ECM
Viitedokument, milles käsitletakse direktiiviga hõlmatud käitiste tööstusheidete õhku- ja vetteheite seiret	*ROM*

Kavandite ja lõplike dokumentide elektroonilised versioonid on avalikult kättesaadavad ja neid saab alla laadida aadressilt http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/.

Tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire

EESSÕNA

2012. aastal otsustas Euroopa Komisjon töötada tööstusheidete direktiivi [24, EL 2010] alusel välja Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument seire kohta (ROM). ROM-i aluseks on üldpõhimõtteid käsitleva viitedokumendi (MON REF [3, COM 2003]) ülevaatamine, mille komisjon võttis vastu 2003. aasta juulis saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli (IPPC) direktiivi (96/61/EÜ) alusel (hiljem kehtetuks tunnistatud ja asendatud direktiiviga 2008/1/EÜ).

ROM asendab dokumendi MON REF, kuid ei hõlma kõiki selles olevaid teemasid, eelkõige vastavushindamist.

ROM võtab kokku üldise ja vabalt kättesaadava teabe, mille Euroopa IPPC büroo on kogunud erinevatest allikatest, näiteks rahvusvahelistest ja riiklikest standarditest, aga ka teaduslikest väljaannetest. Seiretavade kokkuvõtte heaks andsid oma spetsiaalse panuse ka mõned liikmesriigid. Kogu kogutud teave, välja arvatud juhul, kui see on kaitstud autoriõigusega, tehti kättesaadavaks seire ekspertrühmale (MEG), kes korraldas arvamuste vahetuse. Kõiki panuseid on tänutundega tunnustatud.

ROM ei tõlgenda tööstusheidete direktiivi [24, EL 2010]. Tööstusheidete direktiivi artikli 16 lõike 1 kohaselt peavad lubades sisalduvad seirenõuded põhinema PVT-järeldustes kirjeldatud seiret käsitlevatel kokkuvõtetel. Selles raamistikus võib ROM olla aluseks PVT-järelduste ja direktiivi järjepidevale kohaldamisele, andes täiendavaid suuniseid seirestandardite, -strateegiate ja -tavade kohta.

Käesoleva dokumendi eesmärk on teavitada direktiivi rakendamisega seotud isikuid heiteseire üldistest aspektidest ning samuti koondada seiret käsitlev teave, mida võib kasutada PVT-viitedokumentide ja nende PVT-järelduste koostamisel või läbivaatamisel.

Kuna seiretavad aja jooksul muutuvad, vaadatakse käesolev dokument vajaduse korral uuesti läbi ja ajakohastatakse seda. Kõik märkused ja ettepanekud tuleb esitada IPPC Euroopa büroole järgmisel aadressil:

Euroopa Komisjoni
Teadusuuringute Ühiskeskus
Direktoraat B: kasv ja innovatsioon
Ringmajanduse ja tööstuse juhtimise üksus
Euroopa IPPC büroo
Edificio Expo
C/Inca Garcilaso, 3
E-41092 Sevilla, Hispaania
Tel: + 34 9 5448 8284
Faks: + 34 9 5448 8426
E-post: jrc-b5-eippcb@ec.europa.eu
Internet: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu

Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokument tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire kohta

EESSÕNA **1**

1 SISSEJUHATUS **10**

2 EESMÄRK JA KOHALDAMISALA **3**

3 SEIRE ÜLDISED ASPEKTID **5**

3.1 MÕISTED 5

3.2 SEIRE VÕIMALIKUD EESMÄRGID 6

3.3 ÜLDISED LÄHENEMISVIISID NÕUETEKOHASE SEIREREŽIIMI VALIMISEKS 7

3.3.1 Ülevaade 7

3.3.2 Riskipõhine lähenemisviis 7

3.3.3 Otsesed mõõtmised ja kaudsed meetodid 10

3.3.3.1 Ülevaade 10

3.3.3.2 Otsesed mõõtmised 11

3.3.3.2.1 Korrapärased mõõtmised 11

3.3.3.2.1.1 Pidevad mõõtmised 11

3.3.3.2.1.2 Perioodilised mõõtmised 11

3.3.3.2.1.3 Pidevad vs. perioodilised mõõtmised 12

3.3.3.2.2 Saasteainete inventuur 12

3.3.3.3 Kaudsed meetodid 12

3.3.3.3.1 Asendusparameetrid 12

3.3.3.3.2 Massibilansid 14

3.3.3.3.3 Eriheited 15

3.3.3.3.4 Muud arvutused 16

3.4 KVALITEEDIKONTROLL 17

3.4.1 Ülevaade 17

3.4.2 Töötajad ja laboratooriumi kvalifikatsioon 17

3.4.3 Standardmeetodid 19

3.4.4 Andmetöötlus 21

3.4.4.1 Ülevaade 21

3.4.4.2 Mõõtmistulemuste keskmistamine 21

3.4.4.3 Mõõtemääramatus 23

3.4.4.4 Avastamispiir ja määramispiir **26**

3.4.4.5 Kõrvalekalded **28**

3.5 TAVAPÄRASTELE JA MUUDELE KUI TAVAPÄRASTELE KÄITAMISTINGIMUSTELE VASTAVAD MÕÕTMISTINGIMUSED 30

4 ÕHKUHEITE SEIRE **33**

4.1 ÜLEVAADE 33

4.2 ÕHUSAASTEAINED 34
4.3 PIDEVAD/PERIOODILISED MÕÕTMISED 35
4.3.1 Pidevad *vs.* perioodilised mõõtmised 35
4.3.2 Pidevad mõõtmised 37
4.3.2.1 Üldised EN standardid 37
4.3.2.2 Kvaliteedikontroll 38
4.3.2.2.1 Sertifitseerimine 38
4.3.2.2.2 Kvaliteedikontroll käitamise ajal 39
4.3.2.3 Mõõtmis-/proovivõtukoht, lõik, tasapind ja punkt 40
4.3.2.4 Analüüs 41
4.3.2.4.1 Ekstraktiivne ja mitteekstraktiivne AMS 41
4.3.2.4.2 Sertifitseeritud AMSi meetodid 42
4.3.2.4.3 Elavhõbeda pidev mõõtmine 43
4.3.2.5 Võrdlus-/standardtingimused 43
4.3.2.5.1 Ülevaade 43
4.3.2.5.1 Erikaalutlused pideval mõõtmisel 44
4.3.2.6 Andmetöötlus 44
4.3.2.7 Aruandlus 45
4.3.2.8 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 45
4.3.3 Perioodilised mõõtmised 46
4.3.3.1 Üldised EN standardid 46
4.3.3.2 Kvaliteedikontroll 47
4.3.3.2.1 Sertifitseerimine 47
4.3.3.2.2 Kvaliteedikontroll käitamise ajal 47
4.3.3.3 Mõõtmiseesmärk ja mõõtmiskava 47
4.3.3.4 Käitamistingimused 48
4.3.3.5 Mõõtmiskoht/proovivõtukoht, -lõik ja -tasapind 48
4.3.3.6 Mõõtmis-/proovivõtupunkt 49
4.3.3.7 Üksikmõõtmiste arv 50
4.3.3.8 Üksikmõõtmiste ajastus ja kestus 50
4.3.3.9 Mõõtmissagedus 51
4.3.3.10 Analüüs 52
4.3.3.10.1 Ülevaade 52
4.3.3.10.2 Ammoniaak 52
4.3.3.10.3 Süsinikmonooksiid 52
4.3.3.10.4 Tolm 53
4.3.3.10.5 Formaldehüüd 53
4.3.3.10.6 Gaasilised kloriidid/fluoriidid ja HCl/HF 53
4.3.3.10.7 Muud orgaanilised gaasilised ühendid 54
4.3.3.10.8 Elavhõbe ja selle ühendid 54
4.3.3.10.9 Metallid ja nende ühendid 55
4.3.3.10.10 Metaan 55
4.3.3.10.11 Lämmastikoksiidid 55
4.3.3.10.12 Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH) 55
4.3.3.10.13 PCDDd/PCDFid ja dioksiinitaolised PCBd 56
4.3.3.10.14 Vääveloksiidid 57

4.3.3.10.15 Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TVOC) 57
4.3.3.11 Võrdlus-/standardtingimused 59
4.3.3.12 Andmetöötlus 59
4.3.3.13 Aruandlus 59
4.3.3.14 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 60
4.4 KAUDSED MEETODID 62
4.4.1 Näited asendusparameetrite kohta 62
4.4.1.1 Ülevaade 62
4.4.1.2 Ennustavad heiteseiresüsteemid (PEMS) 62
4.4.2 Kütuse analüüs 63
4.4.3 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 63
4.5 HAJUSHEIDE 65
4.5.1 Ülevaade 65
4.5.2 Mõisted 65
4.5.3 EN standardid 66
4.5.4 Muud meetodid 67
4.5.4.1 Mõõtmised esinemiskohas 67
4.5.4.2 Kaugmõõtmismeetodid 67
4.5.4.2.1 Optiline kaugseire 67
4.5.4.2.2 Muud kaugmõõtmismeetodid 68
4.5.4.3 Arvutused ja hinnangud 69
4.5.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 69
4.6 LÕHN 70
4.6.1 Ülevaade 70
4.6.2 Mõisted 70
4.6.3 EN standardid 71
4.6.3.1 Ülevaade 71
4.6.3.2 Dünaamiline olfaktomeetria 72
4.6.3.3 Rastermeetod 73
4.6.3.4 Hajumissuuna meetod 73
4.6.4 Muud meetodid 73
4.6.4.1 Ülevaade 73
4.6.4.2 Näiteid lõhnaseire tavade kohta liikmesriikides 74
4.6.4.3 Lõhna seire ekspertrühmade abil 74
4.6.4.4 Lõhnauuringud 75
4.6.4.5 Elektrooniliste sensorite süsteemid 75
4.6.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 76
4.7 BIOSEIRE 77
4.7.1 Ülevaade 77
4.7.2 Mõisted 77
4.7.3 EN standardid 77

4.7.4 Muud meetodid 78
4.7.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 78
4.8 KULUD 79
5 VETTEHEITE SEIRE 81
5.1 ÜLEVAADE 81
5.2 VEESAASTEAINED 82
5.3 PIDEV/PERIOODILINE MÕÕTMINE 83
5.3.1 Üldised EN standardid 83
5.3.2 Seirerežiimid 84
5.3.3 Pidevad *vs.* perioodilised mõõtmised 85
5.3.4 Pidevad mõõtmised 87
5.3.4.1 Vee parameetrid, v.a reoveevoog 87
5.3.4.2 Reoveevoog 88
5.3.5 Perioodilised mõõtmised 89
5.3.5.1 Ülevaade 89
5.3.5.2 Mõõtmiseesmärk ja mõõtmiskava 89
5.3.5.3 Mõõtmiskoht/proovivõtukoht ja -punkt 91
5.3.5.4 Proovide liigid 91
5.3.5.4.1 Koondproovid 91
5.3.5.4.2 Pistelised proovid 92
5.3.5.5 Proovivõtuvahendid 93
5.3.5.5.1 Proovivõtuanum 93
5.3.5.5.2 Mehaanilised proovivõtuvahendid 94
5.3.5.5.3 Automaatsed proovivõtuvahendid 94
5.3.5.6 Mõõtmis-/proovivõtusagedus 95
5.3.5.7 Proovide käitlemine ja hoiustamine 96
5.3.5.8 Analüüs 97
5.3.5.8.1 Ülevaade 97
5.3.5.8.2 Adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid (AOX) 98
5.3.5.8.3 Ammooniumlämmastik (NH_4-N) 99
5.3.5.8.4 Biokeemiline hapnikutarve (BHT_n) 99
5.3.5.8.5 Keemiline hapnikutarve (KHT)/orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC) 100
5.3.5.8.6 Kroom (VI) 101
5.3.5.8.7 Tsüaniid 101
5.3.5.8.8 Nafta süsivesinike indeks (HOI) 102
5.3.5.8.9. Elavhõbe 102
5.3.5.8.10 Metallid ja muud elemendid 103
5.3.5.8.11 Fenooliindeks 104
5.3.5.8.12 Sulfiid 104
5.3.5.8.13 Lämmastiku üldsisaldus (TN) / anorgaaniline lämmastiku üldsisaldus (N_{anorg})/ lämmastiku üldsisaldus Kjeldahli järgi (TKN) 105
5.3.5.8.14 Fosfori üldsisaldus (TP) 105
5.3.5.8.15 Hõljuvaine üldsisaldus (TSS) 106
5.3.5.8.16 Katsekomplektid 107

5.3.6 Andmetöötlus 108
5.3.7 Aruandlus 109
5.3.8 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 110
5.4 ASENDUSPARAMEETRID 112
5.4.1 Asendusparameetrite näited 112
5.4.2 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 113
5.5 TOKSILISUSE KATSED JA KOGU HEITVEE HINDAMINE 114
5.5.1 Toksilisuse katsed 114
5.5.1.1 Ülevaade 114
5.5.1.2 EN standardid 115
5.5.1.3 Andmetöötlus ja aruandlus 119
5.5.2 Kogu heitvee hindamine (WEA) 120
5.5.3 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine 121
5.6 KULUD 123
6 LÕPPSÕNA JA SOOVITUSED EDASISEKS TÖÖKS 125
7 LISAD 128
A.1. ÕHKUHEITE MÕÕTMISE STANDARDID JA MEETODID 128
A.2. STANDARDID VETTEHEITE MÕÕTMISE 136
A.3. NÄITEID MASSIVOOLU LÄVIVÄÄRTUSTE KOHTA ÕHKUHEITE PIDEVAL MÕÕTMISEL 140
A.4. PCDDde/PCDFide TOKSILISUSE EKVIVALENTFAKTORID 141
A.5. KULUNÄITEID ÕHKUHEITE SEIRE KOHTA 143
A.6. NÄITED VOOLUHULGAGA KAALUTUD KESKMISTE KONTSENTRATSIOONIDE JA KESKMISE ERIKOORMUSE ARVUTAMISE KOHTA HEITVEES 151
SELETUSSÕNASTIK 155
I RIIGIKOODID 155
II RAHAÜHIKUD 155
III ÜHIKUTE EESLIITED 156
IV ÜHIKUD 156
V KEEMILISED ELEMENDID 157
VI SELLES DOKUMENDIS ENAM KASUTATUD KEEMILISED VALEMID 158
VII AKRONÜÜMID 160
VIITED 165

Jooniste loetelu

Joonis 3.1. Seirerežiim olenevalt heite piirväärtuse ületamise ohust 9
Joonis 3.2. Näited heitetasemete võimaliku muutumise kohta ajas 31
Joonis 4.1. Ekstraktiivse proovivõtuseadme näidis 41
Joonis 4.2. Standardis EN 15259:2007 kirjeldatud proovivõtustrateegia 49
Joonis 4.3. Näide AMSi kliimaseadmega korpusest 80
Joonis 5.1. Proovivõtuanumate näidised 93
Joonis 5.2. Näide proovivõtukulbi ja käepideme kohta 94
Joonis 5.3. Näide automaatse proovivõtuseadme kohta 95
Joonis 5.4. Näide proovide säilitamise kohta 96
Joonis 5.5. Näide AOX-analüsaatori kohta 98
Joonis 5.6: Näide induktiivsidestatud plasma optilise emissiooni spektromeetri kohta 103
Joonis 5.7. Näide spektrofotomeetriga katsekomplekti kohta 107
Joonis 5.8. Lemlega läbiviidud toksilisuse katse 117
Joonis 5.9. Toksilisuse katse vesikirbuga 118
Joonis 5.10. Toksilisuse katse sebrakala marjaga 118

Tabelite loetelu

Tabel 3.1. Näide riskitegurite kohta, mis mõjutavad heite piirväärtuse ületamise tõenäosust. Heite piirväärtuse ületamise tagajärjed vetteheite korral 8
Tabel 3.2. Näited PVT-järeldustes määratletud keskmistamise perioodide kohta 22
Tabel 3.3. Maksimaalne lubatud laiendatud mõõtemääramatus SRMide puhul 24
Tabel 3.4. AMSi maksimaalne lubatud laiendatud mõõtemääramatus suurtes põletusseadmetes ja jäätme(koos)põletustehaste vastavalt tööstusheidete direktiivi lisadele V ja VI 25
Tabel 4.1. Näited õhusaasteainete määratluste kohta 34
Tabel 4.2. Pidevate ja perioodiliste mõõtmiste olulised omadused 35
Tabel 4.3. Õhkuheite pidevaks mõõtmiseks asjakohased üldised EN standardid 37
Tabel 4.4. Sertifitseeritud AMSi meetodid levinumate õhusaasteainete jaoks 42
Tabel 4.5. Üldised ET standardid ja tehnilised kirjeldused, mis on asjakohased õhkuheite perioodiliseks mõõtmiseks 46
Tabel 4.6. Standardid hajus- ja kontrollimatu heite seireks 66
Tabel 4.7. EN standardid lõhnaheite mõõtmiseks 71
Tabel 4.8. EN standardid, mis käsitlevad bioseiret taimede abil 77
Tabel 5.1. Näiteid veesaasteainete määratluste kohta 82
Tabel 5.2. Üldised vetteheite seirega seotud EN standardid ja tehniline kirjeldus 83
Tabel 5.3. Ülevaade vetteheite seire seisukohast olulistest erinevatest mõõtmis- ja proovivõtutüüpidest 84
Tabel 5.4. Pidevate ja perioodiliste mõõtmistega seotud olulised omadused 86
Tabel 5.5. Toksilisuse katseid käsitlevad standardid 116
Tabel 6.1. Tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärit õhku ja vette suunatava heite seiret käsitleva Teadusuuringute Ühiskeskuse viitedokumendi koostamisprotsessi peamised vahe-eesmärgid 125
Tabel 7.1. Õhkuheite perioodilise mõõtmise standardid ja meetodid 127
Tabel 7.2. Sertifitseeritud AMSi meetodid õhkuheite määramiseks 131
Tabel 7.3. Eristandardid vetteheite mõõtmiseks 133
Tabel 7.4. Näiteid massivoolu läviväärtuste kohta õhkuheite pideval mõõtmisel 140
Tabel 7.5. PCDDde/PCDFide PCDDde/PCDFide toksilisuse ekvivalentfaktorid 141
Tabel 7.6. Käitiste esitatud kulunäited gaasikäigust pärit heite seirel Ühendkuningriigi erinevates tööstusharudes 143
Tabel 7.7. Seadmete tootjate ja tarnijate esitatud kulunäited gaasikäigust pärit heite pidevaks mõõtmiseks Ühendkuningriigis 146
Tabel 7.8. Kulunäited gaasikäigust pärit heite perioodiliste mõõtmiste puhul Ühendkuningriigis, andmed on esitanud katselaborid 150
Tabel 7.9. Kuu keskmiste väärtuste arvutamine iga päev mõõdetava parameetri puhul - vooluhulgaga kaalutud KHT keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus kuus suhteliselt stabiilse vooluhulga puhul 151
Tabel 7.10. Kuu keskmiste väärtuste arvutamine iga päev mõõdetava parameetri puhul - vooluhulgaga kaalutud KHT keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus kuus muutuva vooluhulga korral 152
Tabel 7.11. Ühe aasta jooksul võetud proovidest perioodiliselt mõõdetud parameetri keskmise väärtuse arvutamine. AOXi vooluhulgaga kaalutud keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus suhteliselt stabiilse vooluhulga korral 153

1 SISSEJUHATUS

Õhku- ja vetteheite seire on oluline element tööstuskäitistest pärit reostuse vältimisel ja vähendamisel ning keskkonnakaitse kõrge taseme tagamisel tervikuna. Seetõttu käsitletakse tööstusheidete direktiivis [24, EL 2010] heitkoguste seiret mitmel juhul, sealhulgas järgmistel juhtudel:

- PVT-järeldused sisaldavad parima võimaliku tehnikaga (PVT) saavutatavaid heitetasemeid ja sellega seotud seiret (tööstusheidete direktiivi artikkel 3 lõige 12).
- Parimaid võimalikke tehnikaid puudutava teabe vahetamisel PVT-viitedokumentide koostamiseks ja läbivaatamiseks käsitletakse kasutatavaid tehnikaid ja nendega seotud seiret (tööstusheidete direktiivi artikli 13 lõike 2 punkt b).
- Load peavad sisaldama sobivaid heiteseire nõudeid (tööstusheidete direktiivi artikli 14 lõike 1 punktid c ja d).
- Lubades sätestatud seirenõuded põhinevad vajaduse korral PVT-järeldustes kirjeldatud seiret käsitlevatel kokkuvõtetel (tööstusheidete direktiivi artikli 16 lõige 1).
- Pädev asutus teeb üldsusele kättesaadavaks loatingimustes nõutud ja pädeva asutuse valduses olevad heiteseire tulemused (tööstusheidete direktiivi artikli 24 lõike 3 punkt b).

Käesolevas Teadusuuringute Ühiskeskuse seirearuandes (ROM) võetakse kokku teave tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärit õhku ja vette suunatava heite seire kohta, andes seeläbi praktilised suunised seiret käsitlevate PVT-järelduste kohaldamiseks ja aidates pädevatel asutustel määrata kindlaks tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistele lubade väljastamiseks vajalikud seirenõuded. Lisaks aitavad käesolevas dokumendis toodud teave ja soovitused teha tehnilistel töörühmadel PVT-järeldusi, kui nad PVT-viitedokumente koostavad ja läbi vaatavad

2 EESMÄRK JA KOHALDAMISALA

Teadusuuringute Ühiskeskuse võrdlusaruandel (ROM) on kaks eesmärki:

- teavitada pädevaid asutusi ja käitajaid tööstusheidete direktiivi kohaldamisalasse kuuluvatest käitistest pärit õhku- ja vetteheite seire üldistest aspektidest;
- koondada heitkoguste seirega seotud teave, millest võib olla kasu tehnilise töörühma liikmetele, sealhulgas IPPC Euroopa büroole PVT-viitedokumentide ja nende PVT-järelduste väljatöötamisel.

Eelkõige käsitletakse käesolevas dokumendis teemasid, mis on seotud heitkoguste seirega tööstusheidete direktiivi artikli 14 lõike 1 punkti c ja artikli 16 alusel.
Käesolevas dokumendis käsitletakse heitkoguste ja nendega seotud parameetrite seire üldpõhimõtteid ning muid asjakohaseid aspekte, mis on aluseks seire meetodite ja sageduse, aga ka seireandmete kogumise, töötlemise ja nendega seotud aruandluse üle otsustamisel. Selle dokumendi eesmärk on parandada tööstuskäitiste seireandmete täpsust, usaldusväärsust, esindatust ja võrreldavust.

Käesolev dokument hõlmab järgmisi teemasid:

- seire üldised aspektid, nagu näiteks:
  - seire eesmärgid;
  - seiremeetodid, sealhulgas otsesed mõõtmised ja kaudsed meetodid;
  - kvaliteedi tagamine, sealhulgas personali ja labori kvalifikatsioon, EN, ISO ja muude standardite kasutamine, aga ka mõõtemääramatus;
  - muude kui tavapäraste käitamistingimuste seiremeetodid;
- õhkuheite (sealhulgas lõhnade, hajus- ja kontrollimatu heite, bioseire) ja veeheite seire (sealhulgas mürgisuse katsed), mis hõlmab järgmist:
  - mõõtmiste kavandamine;
  - mõõtmissagedus;
  - pidevad ja perioodilised mõõtmismeetodid;
  - perifeersete parameetrite/võrdluskoguste mõõtmine, väljendamine ja dokumenteerimine;
  - andmetöötlus;
  - aruandlus;
  - seirekulud;
  - seire, mille käigus kasutatakse kaudseid meetodeid, nagu näiteks asendusparameetrid, massibilanss ja ennustavad seiresüsteemid (PEMS).

Selles dokumendis **ei käsitleta** järgmisi teemasid:

- Protsessi seire: protsessiparameetrite seire tootmisprotsessi kontrollimiseks. Kui seda peetakse asjakohaseks, on see hõlmatud valdkondlike PVT-viitedokumentidega.
- Jäätmete seire, välja arvatud reovesi ja heitgaas.
- Üksikasjalik teave seiremeetodite kohta.
- Konkreetsete tööstussektorite seirekaalutlused. Kui seda peetakse asjakohaseks, käsitletakse tööstusharupõhiseid aspekte valdkondlikes PVT-viitedokumentides.
- Kasvuhoonegaaside seire ELi heitkogustega kauplemise süsteemi (HKS) raames. See on hõlmatud komisjoni määrusega (EL) nr 601/2012 kasvuhoonegaaside heite seire ja aruandluse kohta vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2003/87/EÜ [130, EL 2012].
- Aruandlus vastavalt Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegistrile (E-PRTR). Seda käsitletakse Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegistri rakendamise juhenddokumendis [131, KOM 2006].
- Tarbimise seire (nt energia, vee või tooraine tarbimine).

- Keskkonnakvaliteedi seire, näiteks välisõhu või pinnavee kvaliteet.
- Käitiste inspekteerimine.
- Heite piirväärtustele (HPV) vastavuse hindamine.

3 SEIRE ÜLDISED ASPEKTID

3.1 MÕISTED

Seire käesoleva dokumendi kontekstis tähendab heite teatavate keemiliste või füüsikaliste omaduste muutuste süstemaatilist jälgimist. Seire põhineb korduvatel mõõtmistel või vaatlustel asjakohase sagedusega vastavalt dokumenteeritud ja kokkulepitud korrale kavandatud teabe saamiseks heitkoguste kohta. See teave võib ulatuda lihtsatest visuaalsetest vaatlustest (nt ustest, äärikutest või ventiilidest pärit nähtav õhkuheide või värvimuutused tühjenemisel) kuni täpsete arvandmeteni (nt saasteaine kontsentratsioon või koormus).

Seire ei tähenda tingimata mõõtmist, kuigi need terminid asendavad tavakasutuses sageli üksteist. Selles dokumendis on nendel terminitel alljärgnevalt toodud tähendused.

- Mõõtmine kujutab endast koguse väärtuse kindlaksmääramistoimingute kogumit ja tähendab seega, et saadakse individuaalne kvantitatiivne tulemus.
- Seire võib hõlmata konkreetse parameetri väärtuse mõõtmist ja ka selle väärtuse muutuste jälgimist (nii et parameetri tegelikku väärtust saaks kontrollida nõutavas vahemikus). Mõnikord võib seire tähendada kvalitatiivse parameetri lihtsat jälgimist ilma arvuliste väärtuste saamiseta, st ilma mõõtmiseta. Seire võib hõlmata ka mõõtmiste ja arvutuste kombinatsiooni (vt punkt 3.3.3.3).

3.2 SEIRE VÕIMALIKUD EESMÄRGID

Seirel on palju mitmesuguseid eesmärke. Näiteks võib seiret kohaldada järgmistel juhtudel:

- loanõuete täitmise hindamine;
- optimaalse tasakaalu leidmine töötlemise tootlikkuse, energiatõhususe, ressursisisendi ja heitetaseme vahel;
- heidete teatavat tüüpi põhjuste analüüsimine (nt selleks, et teha kindlaks heite kõikumise põhjused tavapärastes käitamistingimustes või muudel kui tavapärastel käitamistingimustel);
- käitise heite prognoosimine, nt pärast käitamise muutmist, tegevuse katkemist või võimsuse suurenemist;
- püüdeseadmete toimimise kontrollimine;
- eri allikatest pärit heite suhtelise osakaalu määramine koguheites;
- ohutuskontrolliga seotud mõõtmise tagamine;
- heitearuannete koostamine konkreetsete aruannete jaoks (nt kohalikud, riiklikud ja rahvusvahelised, näiteks Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegister);
- andmete esitamine keskkonnamõju hindamiseks (nt sisendid mudelite jaoks, saastekoormuse kaardid, kaebuste hindamine);
- keskkonnatasude ja/või maksude kehtestamine.

Käitajatel ja pädevatel asutustel peab enne seire alustamist olema selge arusaam seire eesmärkidest. Seire eesmärgid ja -süsteem peavad olema selged ka kõigile asjaomastele kolmandatele isikutele, sealhulgas töövõtjatele (nt akrediteeritud katselaborid) ja teistele seireandmete võimalikele kasutajatele (nt maakasutuse planeerijad, ühiskondlikud huvirühmad ja keskvalitsus). Eesmärgid tuleb selgelt kindlaks määrata ning neid tuleb seirekavas ja seiretulemuste aruandluses arvestada (vt punktid 4.3 ja 5.3).

Selgelt määratletud seire-eesmärk, standardiseeritud meetoditel (nt EN standardid) põhinev asjakohane seirekava ja kvaliteedi tagamise süsteem, nt vastavalt standardile EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017], aitavad tagada täpsed, usaldusväärsed, esinduslikud ja võrreldavad seireandmed.

Sellist seireteavet võib seejärel kasutada PVT-viitedokumentide koostamisel ja läbivaatamisel ning eelkõige PVT ja PVT-kohase keskkonnatoime tasemete (PVT-KT, ingl.k BAT-AEPL), sealhulgas PVTga seotud heitetasemete (PVT-SHT, ingl.k BAT-AEL), kindlaksmääramisel. Tehnikate tulemuslikkuse nõuetekohaseks hindamiseks ja kogutud andmete esinduslikkuse tagamiseks on üldiselt vaja suurt hulka andmeid, mis on kogutud pika aja jooksul (nt ühe või mitme aasta vältel).

3.3 ÜLDISED LÄHENEMISVIISID NÕUETEKOHASE SEIREREŽIIMI VALIMISEKS

3.3.1 Ülevaade

Põhimõtteliselt võib konkreetse parameetri jälgimiseks kasutada erinevaid lähenemisviise, kuigi mõned neist ei pruugi konkreetsete rakenduste puhul olla asjakohased. Üldiselt võib meetodid jagada kahte põhirühma: otsesed mõõtmised (vt punkt 3.3.3.2) ja kaudsed meetodid (vt punkt 3.3.3.3).

Ühe või mitme seiremeetodi valimisel tuleb püüda leida tasakaal meetodi kättesaadavuse, tulemuste täpsuse, usaldusväärsuse, esinduslikkuse ja võrreldavuse, usaldusvahemiku, kulude ja keskkonnakasu vahel.

Jälgitava(te) parameetri(te) valik sõltub protsessidest, toorainest, kütusest ja muudest kasutatavatest ainetest, peamistest keskkonnaprobleemidest ning heidete vältimiseks või vähendamiseks kasutatavatest meetoditest. Tõhususe tagab variant, et seireks valitud parameeter aitab kontrollida ka tehase tööd. Konkreetse parameetri seire sagedus on väga erinev, olenedes vajadustest, keskkonnariskidest ja kasutatud seiremeetodist [139, Saarinen 1999].

Heiteseire peab andma piisavat teavet heite muutuse kohta ajas. Sellel eesmärgil ei jälgita mitte ainult konkreetseid saasteaineid, vaid ka muid parameetreid, mis võivad heitkoguseid kvalifitseerida, näiteks võrdlustingimused (nt temperatuur, rõhk (vt punktid 4.3.2.5 ja 4.3.3.11), õhu- ja veevool, toorainest tulenev sisend ja tootmiskoormus. Tavaliselt ületab jälgitavate parameetrite arv konkreetse tööstussektori jaoks väljastatud loal või PVT-järeldustes märgitud arvu. Kõigi heidete ja nendega seotud asjaolude kirjeldamiseks vajalikud parameetrid tuleb esitada mõõtmis- või proovivõtukavas ning need peavad olema mõõtmisaruande osa.

Asjakohase seirekorra üle otsustamiseks võib kohaldada järgmises punktis kirjeldatud riskipõhist lähenemisviisi, eriti juhtudel, kui seirerežiimi ei ole kehtivates õigusnormides määratletud.

3.3.2 Riskipõhine lähenemisviis

Parim tava on hinnata käitisest pärit (potentsiaalse) heite üldist ohtu keskkonnale ning viia seirekorra sagedus ja ulatus selle ohuga vastavusse. Seirekava sellised aspektid saab kindlaks määrata mitut individuaalset riskitegurit kaaludes ja kombineerides. Neid võib pidada näiteks tavaliseks, oluliseks või kriitiliseks. Seejärel võib hinnata seirenõudeid vahemikus minimaalsest tavaliste juhtumite puhul kuni kõikehõlmavateni kriitiliste juhtumite korral. Arvesse võetavate riskitegurite näited on järgmised [2, IMPEL 2001]:

- käitise suurus ja tüüp, mis võivad määratleda käitise keskkonnamõju;
- allikate keerukus (hulk ja mitmekesisus, allika omadused (nt pindallikad, suunatud heide, maksimaalne heide));
- protsessi keerukus, mis võib suurendada võimalike talitlushäirete arvu;
- protsessi vahetamissagedus, eelkõige mitmeotstarbelistes keemiatehastes;
- kasutatud sisendist ning kütuste liigist ja kogusest tulenevad võimalikud ohud;
- heitest tulenev võimalik mõju keskkonnale ja inimeste tervisele, võttes arvesse saasteainete liike ja nende eraldumise määra, sealhulgas heite vähendamise seadmete (püüdeseadmete) võimalik rike;
- heite stabiilsus;

- heiteallika lähedus tundlikele keskkonnaretseptoritele;
- looduslike ohtude, näiteks geoloogiliste, hüdroloogiliste, meteoroloogiliste või mereliste tegurite olemasolu;
- käitise varasem keskkonnaalane käitumine tootlikkus ja selle juhtimine;
- üldsuse muretase, eriti vaidlusaluste käitiste puhul.

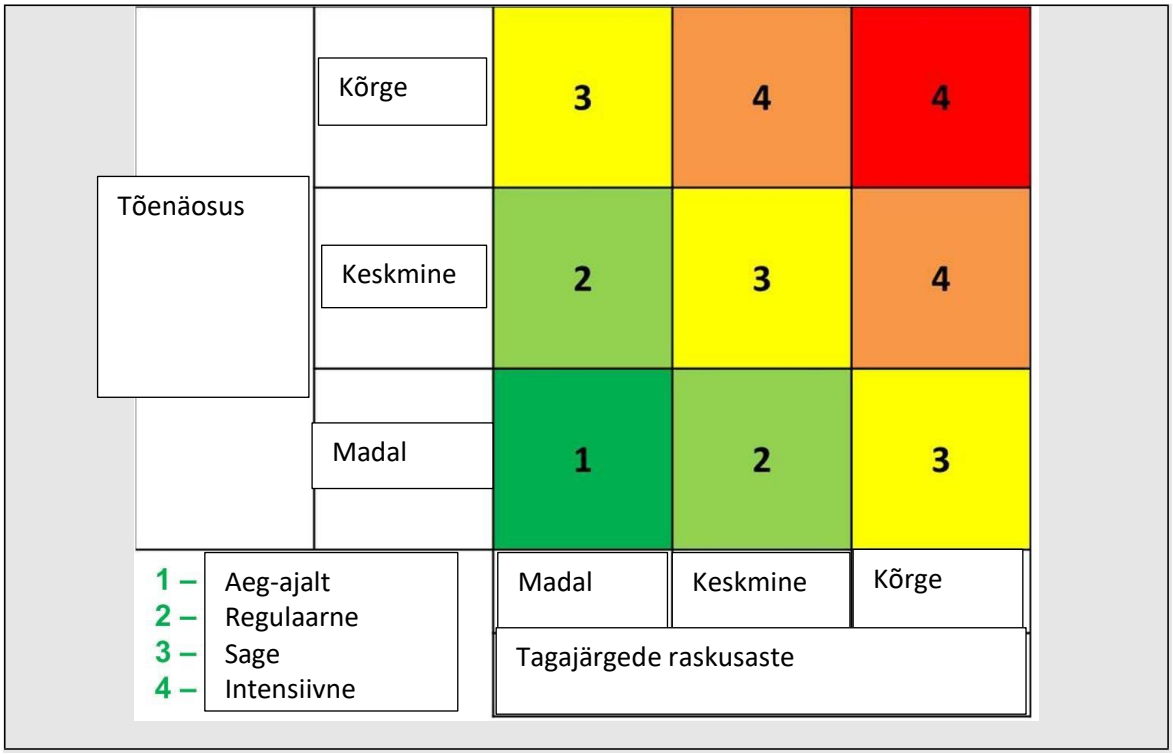
Tabelis 3.1 on toodud näide selle kohta, kuidas mõnda nendest riskiteguritest saab liigitada vastavalt erinevatele ohutasemetele. Üksikud riskitegurid liigitatakse kahte rühma vastavalt sündmuse tõenäosusele ja selle mõjule.

Tabel 3.1. Näide riskitegurite kohta, mis mõjutavad heite piirväärtuse ületamise tõenäosust. Heite piirväärtuse ületamise tagajärjed vetteheite korral

Riskitegur	Riskitase		
	Madal	**Keskmine**	**Kõrge**
Piirväärtuse ületamise tõenäosust mõjutavad riskitegurid			
Heidet suurendavate üksikute allikate arv	Üksik	Mitu (2–5)	Palju (> 5)
Töötingimuste stabiilsus	Stabiilne	Mõnikord ebastabiilne	Ebastabiilne
Reoveepuhastuse puhverdusvõime	Piisav, et häiringutega toime tulla	Piiratud	Puudub
Allika võimekus töödelda lisanduvat heidet	Võimeline taluma tipphetki (stöhhiomeetrilise reaktsiooni, liigsuuruse, varutöötluse teel)	Piiratud suutlikkus	Suutlikkus puudub
Korrosioonist tingitud mehaaniline rike	Korrosioon puudub või on piiratud	Tavaline korrosioon, mida katab konstruktsioon	Korrodeerivad tingimused on endiselt olemas
Tooteväljundi paindlikkus	Üks sihtotstarbeline tootmisüksus	Piiratud arv tooteklasse	Paljud tooteklassid, mitmeotstarbeline käitis
Ohtlike ainete loend	Ei esine ega sõltu tootmisest	Märkimisväärne (võrreldes heite piirväärtusega)	Lai skaala
Maksimaalne võimalik heitekoormus (st kontsentratsioon × voolukiirus)	Oluliselt väiksem kui heite piirväärtus	Ligikaudu võrdne heite piirväärtusega	Oluliselt kõrgem kui heite piirväärtus
Piirväärtuse ületamise tagajärgi mõjutavad riskitegurid			
Võimaliku rikke kestus	Lühike (alla 1 h)	Keskmine (1 tund kuni 1 päev)	Pikk (> 1 päev)
Aine(te) akuutne mõju	Ei	Võimalik	Tõenäoline
Käitise asukoht	Tööstuspiirkond	Ohutu kaugus tööstus- ja elamupiirkondade vahel	Lähedal asuv elamurajoon
Lahjendusaste suublas	Kõrge (nt üle 1000)	Normaalne	Madal (nt vähem kui 10)
Allikas: [3, KOM 2003]			

Igal riskihindamisel tuleb arvestada kohalikke tingimusi, sealhulgas riskitegureid, mis ei pruugi kajastuda tabelis 3.1. Tõenäosuse või tagajärgede lõplik hindamine peab põhinema kõigi tegurite kombinatsioonil, mitte ainult ühel teguril, võttes arvesse liikmesriigi või piirkonna konkreetseid õiguslikke nõudeid.

Seejärel saab nende tegurite hindamistulemused liita ja esitada lihtsa diagrammina, millel on kujutatud heite piirväärtuse ületamise tõenäosus võrreldes selle piirväärtuse ületamise tagajärgedega (joonis 3.1). Nende tegurite kombinatsioonid saab otsustada iga juhtumi puhul eraldi ja sellisel viisil, et kõige asjakohasematele teguritele saaks omistada rohkem kaalu. Tulemuste asukoht riskipõhises ruudustikus (nagu on näidatud joonisel 3.1) määrab kindlaks asjakohased seiretingimused tavapärase protsessi puhul [3, KOM 2003].



Joonis 3.1. Seirerežiim olenevalt heite piirväärtuse ületamise ohust

Antud (veega seotud) näite puhul põhinevad vastavad seirerežiimid voolukiirusega proportsionaalselt kogutud 24 tunni koondproovil või pistelisel proovil (vastavalt vajadusele, vt punkt 5.3.5) ja on järgmised [3, KOM 2003]:

1. **Aeg-ajalt** – neli korda aastas kuni üks kord kuus.
2. **Regulaarne (kuni sage)** – üks kord kuus kuni üks kord nädalas ja/või erijuhtudel pistelised proovid.
3. **(Regulaarne kuni) sage –** üks kord nädalas kuni üks kord päevas ja/või erijuhtudel pistelised proovid.
4. **Intensiivne** – üks kord päevas või pidev või suure sagedusega (3–24 pistelist proovi päevas, kui see on asjakohane).

Õhkuheite puhul tuleb tabelis 3.1 esitatud lähenemisviisi kohandada, võttes arvesse tüüpilisi tegureid, nagu näiteks püüdeseadme võimsus ja toimimine, hajusheite võimalus või ootamatuid heiteid põhjustavate õnnetuste oht. Samuti tuleb kohandada vastavaid õhuheite seirerežiime ning neid võiks eristada järgmiselt:

1. **Aeg-ajalt** tehtavad perioodilised mõõtmised üks kord kolme aasta jooksul kuni üks kord aastas, võimaluse korral koos mõõtmistevahelise indikatiivse seirega.
2. **Regulaarne (kuni sage)** - perioodilised mõõtmised üks kord aastas kuni kaks korda aastas, võimaluse korral koos mõõtmistevahelise indikatiivse seirega.
3. **(Regulaarne kuni) sage** - pidevad või perioodilised mõõtmised (mitu korda aastas).
4. **Intensiivne** – pidev mõõtmine, kui automaatne mõõtmissüsteem (AMS) on saadaval.

Punktis 4.3 kirjeldatakse üksikasjalikult õhkuheite pidevat ja perioodilist mõõtmist ning sellega seotud soovituslikku seiret.

Näite olemasoleva riskipõhise lähenemisviisi kohta leiab Madalmaade õhkuheite suunistest. See põhineb heitkoguste suurenemisel heite vähendamise tehnika või protsessisisese meetme talitlushäire korral ning seda väljendatakse rikkest tuleneva heitena. Heite kahjulikkust, mis tekib täiendavalt heite vähendamise tehnika või protsessisisese meetme talitlushäire korral, väljendatakse massivoolu kontrollväärtusena. See väärtus põhineb klassifitseerimissüsteemil ja erineb erinevate ainete puhul vastavalt nende keskkonnakahjulikule mõjule. Rikkest tuleneva heite (g/h) jagamisel massivoolu kontrollväärtusega (g/h) määratakse rikketegur *F*. Rikketegur *F* on protsessisisese meetme talitlushäie raskusastme näitaja ning seega saab rikketeguri *F* arvutamisel määrata kindlaks seirerežiimi ja selle rangusastme. Kohaldada võib erinevaid suureneva rangusastmega seiresüsteeme, sealhulgas järgmised [4, NL 2012]:

- heitega seotud parameetrid, mis on hinnatava heitega otseselt või kaudselt seotud mõõdetavad kogused;
- perioodilised mõõtmised ja
- pidevad mõõtmised.

3.3.3 Otsesed mõõtmised ja kaudsed meetodid

3.3.3.1 Ülevaade

Konkreetse parameetri jälgimiseks võib kasutada mitut erinevat lähenemisviisi, sealhulgas [2, IMPEL 2001]:

- otsesed mõõtmised (vt punkt 3.3.3.2);
  - pidevad mõõtmised (vt punkt 3.3.3.2.1.1);
  - perioodilised mõõtmised (vt punkt 3.3.3.2.1.2);
  - saasteainete inventuur (vt punkt 3.3.3.2.2);
- kaudsed meetodid (vt punkt 3.3.3.3):
  - asendusparameetrid (vt punkt 3.3.3.3.1);
  - massibilansi meetod (vt punkt 3.3.3.3.2);
  - heitekoefitsiendid (vt punkt 3.3.3.3.3);
  - muud arvutused (vt punkt 3.3.3.3.4).

Põhimõtteliselt eelistatakse otseseid mõõtmisi (heites sisalduvate ühendite kvantitatiivne määramine), enamasti seetõttu, et need on lihtsamad, kuid need ei pruugi alati olla täpsemad. Kui otsesed mõõtmised on keerulised, kulukad ja/või ebapraktilised, võivad olla asjakohasemad muud meetodid. Näiteks kui asendusparameetrite kasutamine annab tegelikule heitele võrreldes otsese mõõtmisega sama hea hinnangu, võib eelistada neid meetodeid tänu nende lihtsusele ja ökonoomsusele. Alati tuleb kaaluda otseste mõõtmiste vajalikkust ja lisandväärtust võrreldes lihtsamate võimalustega, nt asendusparameetrite kasutamine või muud meetodid (nt massibilansi meetod).

Kui kasutatakse muid meetodeid kui otsesed mõõtmised, tuleb kindlaks teha kasutatava meetodi ja huvipakkuva parameetri vaheline seos, seda tõendada ja regulaarselt dokumenteerida.

Paljudel juhtudel on tööstusheidete direktiiviga ja riiklike eeskirjadega kehtestatud nõuded seiremeetodile, mida konkreetse käitise puhul kasutada tuleb, nt tuleb rakendada kohustuslikus korras asjakohaseid standardeid või viia läbi pidevaid mõõtmisi. Lisaks on seiret käsitlevad sätted üldjuhul osa PVT-järeldustest, mis tööstusheidete direktiivi artikli 14 lõike 3 kohaselt on aluseks loatingimuste kehtestamisel.

Seirel kasutatava lähenemisviisi valimisel on olulised alljärgnevalt loetletud kaalutlused.

- Eesmärgipärasus, st kas meetod sobib eesmärkide saavutamiseks (vt punkt 3.2)?
- Õiguslikud nõuded, st kas meetod on kooskõlas ELi või riiklike õigusaktidega?
- Vahendid ja eriteadmised, st kas on olemas vahendid ja eriteadmised meetodi rakendamiseks, nt kvalifitseeritud labor, kus on sobivad tehnilised seadmed ja kogenud töötajad (vt punkt 3.4.2)?

Mõnel juhul ei pruugi huvipakkuva parameetri puhul olla konkreetne seiremeetod kättesaadav. Valik sõltub mitmest tegurist, sealhulgas heite olemusest ja kogusest, heite piirväärtuse ületamise tõenäosusest ja tagajärgedest (nagu on selgitatud punktis 3.3.2), nõutavast täpsusest, kuludest, lihtsusest, kiirusest ja usaldusväärsusest.

3.3.3.2 Otsesed mõõtmised

3.3.3.2.1 Korrapärased mõõtmised

3.3.3.2.1.1 Pidevad mõõtmised

Pideva mõõtmise puhul kaalutakse üldiselt kahte tüüpi mõõtmistehnikat (üksikasjalikum teave on toodud punktides 4.3.2 ja 5.3.4) [3, COM 2003]:

- Fikseeritud *in situ* (ehk gaasivoolus asetsevad sensorid pidevaks mõõtmiseks sobivad mõõteriistad. Need vahendid ei pea analüüsimiseks võtma ühtegi proovi ja on tavaliselt heaks kiidetud konkreetsete rakenduste jaoks. On kaks võimalikku konstruktsiooni: mõõteküvett asetatakse kas kanalisse, torusse või voolu enda sisse või paigutatakse saatja ja vastuvõtja gaasikäigust väljapoole üksteise vastu. Oluline on nende instrumentide korrapärane hooldus ja kalibreerimine.
- Fikseeritud (või nn ekstraktiivsed) pidevaks reaalajas mõõtmiseks sobivad mõõteriistad. Need mõõtevahendid võtavad pidevalt proovivõtuliinil voolust proove ja transpordivad need reaalajas toimivasse seirejaama, kus proove pidevalt analüüsitakse. Seirejaam võib asetseda voolust kaugel ja seepärast tuleb jälgida, et proovi terviklikkus oleks kogu proovivõtuliini ulatuses tagatud. Seda tüüpi seadmed nõuavad sageli proovi eeltöötlemist.

3.3.3.2.1.2 Perioodilised mõõtmised

Üldiselt kaalutakse järgmisi perioodilise mõõtmise meetodeid (üksikasjalikum teave on toodud punktides 4.3.3 ja 5.3.5) [3, KOM 2003]:

- Kaasaskantavad mõõteriistad, mida kasutatakse mõõtmisseeriate jaoks. Need mõõtevahendid viiakse mõõtmiskohta ja paigaldatakse sinna. Tavaliselt viiakse sond sobivasse mõõteavasse, et mõõta *in situ* või võtta proove voolust ja seda reaalajas analüüsida. Need mõõteriistad sobivad saasteaine kontsentratsiooni kontrollimiseks ja ka muude seireseadmete kalibreerimiseks.
- Fikseeritud reaalajas toimiva proovivõtuseadmetega võetud proovide laboratoorne analüüs. Need proovivõtuvahendid võtavad proove pidevalt ja koguvad need proovivõtuanumasse. Sellest proovivõtuanumast võetakse laboris analüüsimiseks üks kogus, mis annab proovivõtuanumasse kogutud kogumahu keskmise kontsentratsiooni. Võetud proovi kogus võib olla proportsionaalne aja või vooluhulgaga ning peab olema kasutatava mõõtmistehnika jaoks piisav.
- Pisteliste proovide laboratoorne analüüs. Pisteline proov on proov, mis on võetud proovivõtukohast konkreetsel ajal teatava ajavahemiku jooksul. Seejärel analüüsitakse proovi laboris ja saadakse proovivõtuperioodi keskmine tulemus, mis esindab seda ajahetke, mil proov võeti. Võetud proovi kogus peab olema kasutatava mõõtmistehnika jaoks piisav.

3.3.3.2.1.3 Pidevad *vs*. perioodilised mõõtmised

Pideva mõõtmise jaoks kasutatavatel mõõtmistehnikatel on eelised võrreldes perioodilise mõõtmise meetoditega, kuna need annavad suurema hulga andmeid, hõlbustades statistilise analüüsi koostamist ja tuues paremini esile erinevate töötingimustega perioodid. Siiski on pideva mõõtmise jaoks kasutatavatel meetoditel ka mõningad puudused, näiteks tuleb neid regulaarselt kalibreerida perioodiliste standardsete võrdlusmeetodite abil. Pidevate ja perioodiliste mõõtmiste eeliseid ja puudusi käsitletakse üksikasjalikumalt punktides 4.3 ja 5.3 koos soovitustega nende kasutamise kohta.

3.3.3.2.2 Saasteainete inventuur

Üks mõõtmiste eriliik on saasteainete inventuur, mida viiakse läbi lähtuvalt vajadusest või huvist saada põhjalikumat teavet kui annab üldiselt rutiinne seire, mille eesmärk on peamiselt vastavushindamine. Saasteainete inventuur hõlmab tavaliselt suhteliselt üksikasjalikke ning mõnikord ka ulatuslikke ja kulukaid mõõtmisi, mida ei ole reeglina põhjust regulaarselt läbi viia [2, IMPEL 2001].

Olukorrad, kus võidakse teha saasteainete inventuuri, on järgmised [2, IMPEL 2001], [3, KOM 2003]:

- kasutusele tuleb võtta uus mõõtmismeetod, mis on vaja valideerida;
- vaja on uurida kõikuvat parameetrit, et teha kindlaks kõikumise algpõhjused või hinnata võimalusi kõikumisvahemiku vähendamiseks;
- tuleb kindlaks määrata asendusparameeter, mis on korrelatsioonis protsessi parameetrite või muude heiteväärtustega;
- heite tegelikud ühendid/ained tuleb kindlaks määrata või hinnata lisaks summaarse parameetri korrapärasele mõõtmisele;
- heite ökoloogilist mõju hinnatakse ökotoksikoloogiliste analüüside abil;
- lõhna esinemise hindamiseks määratakse lenduvaid orgaanilisi ühendeid;
- hinnata tuleb mõõtemääramatust;
- uut protsessi tuleb alustada ilma, et oleks eelnevalt teada heitemustreid;
- heite vältimise või vähendamise tehnikate (töötlussüsteemid) kavandamiseks või täiustamiseks on vaja eeluuringut;
- tuleb kindlaks määrata mitmest allikast (tüübid ja omadused) pärit (aine) koguheide;
- tuleb kindlaks teha saasteallika suhteline heite osa koguheites (astmelised heiteallikad);
- uurida tuleb põhjuse-tagajärje suhet.

3.3.3.3 Kaudsed meetodid

3.3.3.3.1 Asendusparameetrid

Asendusparameetrid on mõõdetavad või kalkuleeritavad suurused, mis võivad olla tihedalt (otseselt või kaudselt) seotud saasteainete tavapäraste otseste mõõtmistega ning mida saab seetõttu jälgida ja kasutada mõnel praktilisel eesmärgil saasteainete vahetult mõõdetavate väärtuste asemel [2, IMPEL 2001]. Asendusparameetrite kasutamine eraldi või koos, aga ka koos otseste mõõtmistulemustega võib anda piisavalt usaldusväärse pildi heite olemusest ja kogusest [3, KOM 2003].

Asendusparameeter on tavaliselt lihtsalt ja usaldusväärselt mõõdetud või arvutatud parameeter, mis võib viidata protsessi mitmesugustele aspektidele, nagu tootlikkus, energiatarbimine, temperatuurid, jääkide (vesi, õhk, tahked jäätmed) hulk või heitkoguste kontsentratsioonid (nt lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus orgaaniliste lahustite asendusparameetrina). Asendusparameeter võib osutada sellele, kas mõni teine parameeter jääb soovitud vahemikku eeldusel, et asendusparameeter jääb teatavasse vahemikku [3, KOM 2003]. Erijuhtudel on

võimalik saavutada usaldusväärsemaid tulemusi, kui asendusparameetrit kombineeritakse otseste mõõtmistega.

Kui asendusparameetrit kasutatakse teise huvipakkuva parameetri väärtuse kindlaksmääramiseks, tuleb selgelt määratleda asendusparameetri ja huvipakkuva parameetri vaheline seos ning see tõendada ja dokumenteerida (nt punktis 3.3.3.2.2 kirjeldatud saasteainete inventuuri abil). Lisaks peab olema võimalik jälgida parameetri hindamist asendusparameetri alusel [3, KOM 2003].

Asendusparameeter on seire seisukohast tõenäoliselt kasulik ainult siis, kui [2, IMPEL 2001], [3, KOM 2003]:

- see on tihedalt ja järjepidevalt seotud mõõdetava saasteainega;
- see on ökonoomsem või lihtsamini jälgitav kui otseste mõõtmiste läbiviimine või see võib anda sagedasemat teavet;
- see võib olla seotud kindlaksmääratud piirmääradega;
- käitamistingimused asendusparameetrite seirel vastavad vajalikele otsese mõõtmisega seotud tingimustele;
- selle kasutamine on üldiselt põhjendatud ja heakskiidetud piisavate andmete abil; see eeldab, et asendusparameetrist tulenev mis tahes täiendav määramatus on regulatiivsete otsuste puhul ebaoluline;
- seda kirjeldatakse nõuetekohaselt, sealhulgas selle korrapärane hindamine ja järelmeetmed.

Asendusparameetrite kasutamise peamised **eelised** võivad olla järgmised [2, IMPEL 2001], [3, KOM 2003]:

- mõõtmiste või arvutuste lihtsus ja usaldusväärsus;
- väiksemad kulud;
- suurem seiresagedus samade või madalamate kulude puhul;
- suurem arv mõõtmis-/proovivõtupunkte samade või madalamate kulude puhul;
- teatavatel juhtudel suurem täpsus võrreldes otseste mõõtmistega;
- võimalus avastada muid kui tavapäraseid käitamistingimusi, nt põlemistemperatuuri muutusi, et hoiatada dioksiinide heitkoguste võimaliku suurenemise korral;
- tootmisprotsessi häiritakse väiksemal määral kui otseste mõõtmiste korral;
- mitmekülgne kasutatavus, nt temperatuuri mõõtmine tuleb kasuks mitme asjaolu hindamise korral, nagu näiteks energiatõhusus, saasteainete heide, tootmisprotsess ja tooraine kontroll;
- rikutud heiteseireandmete taastamine.

Asendusparameetrite kasutamise peamised **puudused** võivad olla järgmised [2, IMPEL 2001], [3, KOM 2003]:

- potentsiaalselt nõudlikum kalibreerimine kui otseste mõõtmiste puhul;
- piirdumine pigem suhtelise kui absoluutväärtusega;
- tõelevastavus võib olla piiratud kindlate käitamistingimustega;
- üldsuse usaldus võib otseste mõõtmistega võrreldes olla väiksem;
- teatud juhtudel väiksem täpsus võrreldes otseste mõõtmistega;
- võimalik ebasobivus õiguslikel eesmärkidel.

Asendusparameetrite puhul võib eristada erinevaid kategooriaid vastavalt huvipakkuva heiteparameetri ja asendusparameetri vahelise seose tugevusele (vt punktid 4.4 ja 5.4) [3, KOM 2003]:

- Kvantitatiivsed asendusparameetrid annavad usaldusväärset kvantitatiivset teavet heite kohta ja võivad asendada otseseid mõõtmisi.

- Kvalitatiivsed asendusparameetrid annavad usaldusväärset kvalitatiivset teavet heite koostise kohta.
- Osundavad asendusparameetrid annavad teavet käitise või protsessi toimimise kohta, andes seega osundava ettekujutuse heitest.

Nende eri kategooriate vaheline piir on teatud mõttes mitmeti mõistetav.
Asendusparameetreid võib jälgida perioodiliselt või pidevalt.
Asendusparameetrite eri kategooriate näited on esitatud punktis 4.4.1 ja 5.4.1. Bioloogilised katsemeetodid on spetsiaalsed asendusparameetrid. Need hõlmavad bioseiret, mille abil tehakse kindlaks õhus levivate saasteainete mõju organismidele, sealhulgas tööstustegevusest tulenev mõju (vt punkt 4.7), ning mürgisuse katseid reovee võimaliku ohtlikkuse hindamiseks (vt punkt 5.5).

3.3.3.3.2 Massibilansid

Käitisest, protsessist või seadmest keskkonda sattuva heite hindamiseks saab kasutada massibilansi meetodid. Selle meetodi korral võetakse tavaliselt arvesse sisendeid, akumulatsioone, väljundeid ja kõnealuse aine teket või hävinemist ning arvutatakse erinevus keskkonda vabanemise suhtes [141, AU 1999].

Massibilansi kasutamisel on suurim potentsiaal juhul, kui:
- heitkogused on samas suurusjärgus kui sisendid või väljundid;
- ainekoguseid (sisend, väljund, ülekanne, akumulatsioon) on määratud aja jooksul kerge kindlaks määrata.

Kui osa sisendist (nt lähteaine keemilises protsessis) muundatakse või kui heide tulenebki muundamisest, võib massibilansi meetodit olla raskem kasutada; sellistel juhtudel tuleb hoopis tasakaalustada keemilisi elemente [141, AU 1999].

Kui massibilansse kasutatakse PVT-AEPL-ga seotud seires või on need seotud loa jaoks vajaliku heite piirväärtusega, peab olema saadaval piisavalt andmeid, mis näitavad väljapakutud andmetaseme kohaldatavust.

Dokumendi [141, AU 1999] põhjal võib heitkoguste hindamiseks massibilansi abil kasutada järgmist lihtsat võrrandit:

Protsessi kogumass = akumulatsioonid + protsessist väljuva kogumass

Seda võrrandit käitise, protsessi või seadme jaoks kasutades võib selle ümber sõnastada järgmiselt:

Sisendid = tooted + ülekanded + akumulatsioonid + heide

kus

sisendid	=	protsessis kasutatav kogu sissetulev materjal;
tooted	=	käitisest eksporditavad tooted ja materjalid (nt kõrvalsaadused);
jäägid	=	siia hulka kuuluvad ained, mis juhitakse kanalisatsiooni ja ladestatakse prügilasse ning käitisest hävitamiseks, töötlemiseks, ümbertöötlemiseks, taaskasutamiseks või puhastamiseks viidavad ained;
akumulatsioonid	=	protsessi käigus kogunenud materjal;
heide	=	heide õhku, vette, pinnasesse ja põhjavette; heide hõlmab nii plaanipärast kui ka juhuslikku heidet, samuti lekkeid.

Kuigi massibilansi meetod tundub olevat lihtne heite hindamise meetod, tuleb teada sellega seotud ebamäärasusi. Sellest tulenevalt on massibilansi meetod kohaldatav praktikas ainult siis, kui saab kindlaks määrata täpseid sisend- ja väljundkoguseid. Üksikute materjalide jälgimisega seotud ebatäpsused või iga materjali käitlemisetapiga seotud muud toimingud võivad põhjustada suuri kõrvalekaldeid käitise koguheites. Üks väike viga käitamise mis tahes etapis võib mõjutada oluliselt heite hindamist. Näiteks võivad väikesed vead andmetes või arvutusparameetrites, sealhulgas need, mida kasutatakse massibilansi võrrandis massielementide arvutamiseks, põhjustada potentsiaalselt suuri vigu lõpphinnangutes. Lisaks aitab ebamäärasusele kaasa sisend- ja/või väljundmaterjalidest proove võttes esinduslike proovide kasutamata jätmine. Mõnel juhul võib määramatus olla mõõdetav. Sellisel juhul aitab see määrata kindlaks, kas väärtused sobivad kavandatud kasutusotstarbeks [3, KOM 2003].

Massibilansi meetodi kasutusnäideteks on kütuseanalüüs (vt punkt 4.4.2) ja lahustikasutuskavad (vt punkt 4.5.4.3).

Isegi kui massibilansi meetodit ei saa kasutada heite hindamiseks, võib see mõnedel juhtudel olla kasulik vahend heite- ja tarbimistasemete paremaks mõistmiseks, nt elavhõbeda tase elektrokeemilist elavhõbeelementi kasutavates kloorleeliste tehastes [140, COM 2014].

3.3.3.3.3 Eriheited

Eriheited on arvud, mida saab käitise heite hindamiseks korrutada aktiivsuse määraga (nt toodang, veetarbimine, loomade arv). Eriheide kohaldatakse eeldusel, et kõigil sama tootesarja (põllumajanduslikel) tootmisüksustel on samasugused heidete mudelid. Neid tegureid kasutatakse laialdaselt heite kindlaksmääramiseks väikestes käitistes, näiteks loomakasvatuses. Üldiselt kasutatakse neid ka hajusheite määramiseks (vt nt raua- ja terasetootmise [142, COM 2012] ning mineraalõli ja gaasi rafineerimisega seotud (REF BREF) [143, COM 2015] PVT-viitedokumendid).

Eriheited saadakse üldjuhul sarnaste protsessiseadmete (nt teatavat kütust kasutavad katlad) või konkreetse (põllumajandusliku) tootmise protsessietappide katsetamise teel. Seda teavet saab kasutada heidete koguse seostamiseks tootmismahu teatud üldnäitajaga (nt katelde puhul põhinevad eriheited üldiselt tarbitud kütuse kogusel või katla soojusvõimsusel) [141, AU 1999]. Muu teabe puudumisel võib heite hindamiseks kasutada eriheidete vaikeväärtusi (nt kirjanduses esinevaid väärtusi) (nt erinevate loomadetõugude puhul on olemas erinevad eriheited ammoniaagi või lõhnaühikute jaoks).

Eriheite jaoks on nõutavad aktiivsuse määrasid, mis kombineeritakse heitkoguse kindlaksmääramiseks eriheite abil. Üldvalem on:

Heitkogus = *eriheide* × *aktiivsuse määr*
(mass ajaühiku kohta) (mass toodanguühiku kohta) (tootlikkus ajaühiku kohta)

Ühikute puhul võib osutuda vajalikuks kohaldada asjakohaseid teisendustegureid. Näiteks kui eriheidet väljendatakse kütuse põlemisel eralduva saasteainena kg/m^3, tuleb esitada nõutavad tegevusandmed põlenud kütuse mahuna m^3 tunni kohta, mis annab saasteaine heitkoguse kg/h.

Dokument EN ISO 11771:2010 [5, CEN 2010] sätestab üldmeetodi konkreetse käitise või käitiserühma (või ühtse allikatüübi) aegkeskmise massi (st heitkoguse määramiseks ja aruandluseks, kasutades mõõtmiste teel kogutud andmeid ja tehes kindlaks:

- heitkogused kontsentratsiooni ja gaasivoolu samaaegsel mõõtmisel standardseid manuaalseid või automatiseeritud meetodeid kasutades, samuti mõõtemääramatuse hindamine;
- aegkeskmised heitkogused, kasutades heitkoguse väärtuste aegridasid ja nende mõõtemääramatuse karakteristikuid ning määrates kindlaks keskmise laiendatud mõõtemääramatuse;
- konkreetse käitise või käitiserühma aegkeskmised eriheited ja nendega seotud mõõtemääramatuse näitajad;
- kvaliteedijuhtimise süsteemi, mis aitab kaasa varude kvaliteedi tagamisele ja kontrollimisele.

Eriheiteid luuakse sageli heiteandmestiku saamise eesmärgil ja neid saab mitmest allikast (nt EMEP/EEA [6, EEA 2013], US EPA AP 42 [7, US EPA 2013] või VDI 3790 osa 3:2010 [8, VDI 2010]). Tegureid väljendatakse tavaliselt heitena eralduva aine massina, mis on jagatud massi, mahu, vahemaa, kütuse küttevääртuse või aine heite kestusega (nt kütuse põletamisel eralduv vääveldioksiidi hulk kilogrammides ühe tonni kütuse kohta).

Peamine eriheite valimist mõjutav kriteerium on sarnasuse aste selle teguri kohaldamisel valitud seadme või protsessi ja seadme või protsessi vahel, millest tegur tuletati.

Konkreetse protsessi mõõtmisel saadud eriheiteid võib mõnikord kasutada ka teiste käitiste heite hindamiseks. Kui ettevõte viib läbi mitut sama laadi ja suurusega tootmisprotsessi ning heiteid mõõdetakse ühest tootmisallikast, võib eriheite välja töötada ja kohaldada seda sarnaste võrreldavat olukorda kujutavate tootmisallikate puhul.

3.3.3.3.4 Muud arvutused

Tööstusprotsessidest tuleneva heite hindamiseks võib kasutada teoreetilisi ja keerukaid võrrandeid või mudeleid. Hinnata saab arvutuste põhjal, mis põhinevad aine füüsikalis-keemilistel omadustel (nt aururõhk) ja füüsikalis-keemilistel suhetel (nt ideaalse gaasi seadus).

Mudelite ja nendega seotud arvutuste kasutamine eeldab, et kättesaadavad on kõik vajalikud vastavad sisendandmed. Tavaliselt annavad mudelid mõistliku hinnangu siis, kui:

- need põhinevad kehtivatel eeldustel vastavalt varasematele valideerimistele;
- nende iseloomulik määramatus on piisavalt väike;
- koos nendega esitatakse asjakohased tundlikkusanalüüsi tulemused;
- mudeli kohaldamisala vastab uuritud juhtumile;
- sisendandmed on usaldusväärsed ja vastavad käitises olevatele tingimustele.

Sellise arvutuse näiteks on prügilate metaaniheite hindamine, mis põhineb orgaanilise materjali esimese astme lagunemisel anaeroobsetes tingimustes [266, IPCC 2006].

3.4 KVALITEEDIKONTROLL

3.4.1 Ülevaade

Seire kõige olulisem aspekt on andmete kvaliteet. Usaldusväärseid andmeid on vaja heitkoguste kontrollimise tehnikate tulemuslikkuse hindamiseks ja võrdlemiseks, lubatud heitetasemetega seotud otsuste tegemiseks, õnnetuste ärahoidmiseks jne. Seega on kvaliteedi tagamine oluline kogu andmetootmisahela ja igat laadi seire jaoks.

Alates 2005. aastast on õigusraamistikus ja mõõtmismeetodite standardimises tehtud mitmeid muudatusi, mis on oluliselt mõjutanud mõõtmiskvaliteedi tagamist ja saadud andmete kvaliteeti. 2009. aasta aprillis loodi määruse nr 756/2008 [10, EÜ 2008] alusel Euroopa akrediteerimiskoostöö organisatsioon [9, EA 2013] ning pandi liikmesriikidele kohustus võtta 1. jaanuariks 2010 kasutusele ühtsed akrediteerimisasutuste süsteemi, kui seda veel ei ole. Akrediteerimine tagab standardite ühtse tõlgendamise ja hõlmab muu hulgas laboreid, mis teostavad katseid (mõõtmisi) ja kalibreerimist õhus ja vees. Laboreid võivad juhtida rajatiste käitajad, ametiasutused või kolmandad isikud (nt konsultandid, eksperdid), kuid need peavad vastama samadele nõuetele.

Katselaborite akrediteerimiseks kasutatakse EN standardit EN ISO/IEC 17025:2017 ja see näeb ette, et iga labor rakendab tõestatud kvaliteedijuhtimissüsteemi. See hõlmab ka meetodite valideerimist, andmete töötlemist, mõõtemääramatuse hindamist ja tulemuste esitamist. Standardis EN ISO/IEC 17025:2017 esitatud eeskirjade kohaldamine kindlustab, et akrediteeritud laborites on kindlal tasemel tagatud kvaliteet ja tulemuste esitamine [1, CEN 2017].

Mõõtemääramatuse osas viitab EN ISO/IEC 17025:2017 mõõtemääramatuse väljendamise juhendile [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. Olemas on sellele juhendile tuginev Euroopa standard mõõtemääramatuse hindamiseks õhukvaliteedi mõõtmisel, sealhulgas paiksetest allikatest pärit heitkoguste mõõtmiseks (EN ISO 20988:2007 [12, CEN 2007]).

Järgmistes punktides kirjeldatakse olulisemaid kvaliteedi tagamise põhimõtteid.

3.4.2 Töötajad ja laboratooriumi kvalifikatsioon

Dokument EN ISO/IEC 17025:2017 sätestab pädevuse üldnõuded katse- ja kalibreerimislaboritele, kus kasutatakse standardmeetodeid, mittestandardseid meetodeid ja laboris väljatöötatud meetodeid. Standardile vastavad laborid peavad mõõtmistulemuste kvaliteedi tagamiseks seadma sisse juhtimissüsteemi. Standard sisaldab ka tehnilisi nõudeid töötajatele, laboriruumidele ja -seadmetele, mõõtmis- ja kalibreerimismeetoditele, mõõtmise jälgitavusele, proovide võtmisele ja aruandlusele [1, CEN 2017].

Standard EN ISO/IEC 17025:2017 nõuab, et kõik laboritöötajad tegutseksid erapooletult ja oleksid pädevad [1, CEN 2017]. Mõnedes liikmesriigides (nt Belgia (Flaamimaa) [14, BE (Flandria) 2010]) on kasutusel täiendavad suunised või standardid, mis annavad üksikasjalikumat teavet ja kriteeriume standardi EN ISO/IEC 17025 kohaldamiseks. Need dokumendid hõlmavad ka töötajate kvalifikatsiooni ja standardi EN ISO/IEC 17024:2012 [15, CEN 2012] kasutamist. Heite määramiseks tuleb tunda erinevaid meetodeid, sealhulgas heidet põhjustavaid tööprotsesse ja heitevähendusmeetodeid. Muu hulgas kasutatakse erinevates tehnilistes valdkondades vajalike teadmiste tõendamiseks auditeid ja mõõtmisaruandeid.

Mõnes liikmesriigis on määratletud töötajate jaoks erinevad kvalifikatsioonitasemed, mis on seotud nõutavate kogemuste ja oskustega. Näiteks Ühendkuningriigis kasutatakse termineid praktikant (algtase), tehnik (1. tase) ja meeskonnajuht (2. aste). Iga tase nõuab suuremat

teadmiste ja kogemuste taset. 1. ja 2. taseme jaoks on määratud ametlikud eksamid ja asjaomastele töötajatele väljastatakse tunnistus [17, MCERTS 2011], [18, MCERTS 2016].

Teistes liikmesriikides on kehtestatud nõuded laborite mehitamise kohta. Näiteks Saksamaal peab paiksetest allikatest pärit õhusaasteainete määramist teostavatel laboritel olema vähemalt üks tehniline valvaja, vähemalt üks tehnilise valvaja asetäitja ja pädev, veel vähemalt kahest isikust koosnev laboratooriumipersonal. Nende isikute kvalifikatsiooni hindab akrediteerimisasutus (taas)akrediteerimise ja korrapäraste auditite käigus [19, VDI 2011].

Standard EN ISO/IEC 17025:2017 nõuab laboritelt ka osalemist laborite vahelistes võrdlustes või tasemekatsetes [1, CEN 2017]. Tasemekatsete kavade väljatöötamise ja toimimise ning nende pakkujate pädevuse üldnõuded on esitatud standardis EN ISO/IEC 17043:2010 [20, CEN 2010].

Akrediteerimismenetluse järgimine ja selle nõuete täitmine on keeruline ning nõuab märkimisväärseid jõupingutusi. Nende nõuete täitmist hinnatakse põhjaliku menetluse käigus esmase akrediteerimise ajal ja uuesti iga nelja kuni viie aasta tagant. Taasakrediteerimiste vahel kohaldatakse range ajakavaga auditeerimiskava, mis hõlmab kontrollkäike igal aastal või iga kahe aasta järel kuni kolm korda kindlaksmääratud ajavahemike järel [21, UKAS 2013], [22, DAkkS 2015].

Akrediteerimata labor võib saavutada sama kvaliteetseid mõõtmistulemusi kui akrediteeritud labor. Kuid kui tulemused on küsitavad, peab akrediteerimata labor tõendama kasutatavate meetodite võrreldavust ja usaldusväärsust isegi EN standardite kohaldamise korral. Akrediteeritud laborite puhul toimub see süstemaatiliselt ja läbipaistvalt juba akrediteerimise ajal ning seda on võimalik igal ajal tõendada. Seega aktsepteerib enamik liikmesriike eelkõige vastavushindamise puhul ainult akrediteeritud laboratooriumides läbiviidud mõõtmiste tulemusi.

Standardi EN ISO/IEC 17025:2017 kohaselt võivad akrediteeritud laboratooriume juhtida rajatise käitajad, ametiasutused või kolmandad isikud (nt konsultandid, eksperdid), kuid need peavad olema erapooletud [1, CEN 2017].

Üldiselt mõõdavad õhkuheidet kolmandatest isikutest laborid, samas kui vetteheiteid mõõdavad suures osas rajatiste käitajad. See on seotud mitme allpool kirjeldatud teguriga.

Vetteheite korral on mõõdetavad peamised keskkonnaparameetrid sageli samad, mis heite vähendusseadmete kontrollimise põhiparameetrid. Oluline on mõõta reoveepuhasti optimaalset käitamist ning selleks on rajatiste käitajatel üldiselt oma analüüsilabor. Lisaks on reoveeproovide võtmine võrreldes heitgaaside proovivõtuga suhteliselt lihtne ning tulemusi saab kasutada ka keskkonda eralduvate saasteainete koguse näitamiseks.

Õhkuheite puhul erinevad protsessi ja/või heite vähendusseadme kontrollimise eesmärgil mõõdetavad põhiparameetrid üldiselt peamistest keskkonnaparameetritest (v.a CO põlemisprotsesside ja NO_x valikulise katalüütilise redutseerimise (SCR) või valikulise mittekatalüütilise redutseerimise (SNCR) puhul). Lisaks on õhkuheite mõõtmine, sealhulgas proovide võtmine ja perifeersete näitajate/võrdluskoguste määramine, palju keerulisem. Üldjuhul on vaja kohapealseks mõõtmiseks kasutatavatest analüüsiseadmetest sõltumatuid keerukaid ja kulukaid proovivõtuseadmeid. Nimetatud põhjustel ongi üldine tava, et õhkuheiteid mõõdavad peamiselt (akrediteeritud) kolmandad isikud, eelkõige teostavad nad perioodilisi mõõtmisi ja pideva mõõtmise seadmete kalibreerimist.

Käitiste enesekontrollikorra auditeerimise parendamiseks on Ühendkuningriigis kehtestatud käitaja seire hindamise (Operator Monitoring Assessment, OMA) kava keskkonnalubade väljaandmise määruse kohaldamisalasse kuuluvate tööstuskäitiste õhku- [23, MCERTS 2013] ja vetteheite [132, MCERTS 2013] jaoks. Keskkonnaamet kasutab OMA kava muu hulgas selleks, et hinnata käitajate enesekontrolli kvaliteeti ja usaldusväärsust (sealhulgas käitaja nimel teostatav seire töövõtjate poolt) vastavalt neile väljastatud loa nõuetele ning teha kindlaks potentsiaalset parandamist vajavad puudujäägid ja valdkonnad.

Akrediteeritud laboritest saadud andmed on olulised ka PVT-viitedokumentide koostamisel või läbivaatamisel, kui on esitatud palju andmekogumeid, kus võib mõnikord esineda erinevusi, mida ei ole lihtne selgitada. Seetõttu võib akrediteerimine olla lisakriteeriumiks andmete kvaliteedi hindamisel. Sisuliselt on andmed akrediteeritud laboritest, mida korrapäraselt auditeeritakse ja mis osalevad tasemekatsete programmides, lõppkokkuvõttes usaldusväärsemad kui akrediteerimata laborite andmed.

3.4.3 Standardmeetodid

Direktiivi 98/34/EÜ kohaselt on Euroopa standardiorganisatsioonid CEN (Euroopa Standardikomitee), CENELEC (Euroopa Elektrotehnika Standardikomitee) ja ETSI (Euroopa Telekommunikatsioonistandardite Instituut) [25, EÜ 1998]. Euroopa standardite (EN standardite) ettevalmistamine ja muutmine hõlmab 33 liikmesriigi, sealhulgas kõigi ELi liikmesriikide, riiklikke standardiasutusi.

Kõik Euroopa Standardikomitee välja töötatud Euroopa standardid tuleb teisendada riiklikeks standarditeks ilma muudatusteta. Lisaks tuleb tühistada kõik vastuolulised riiklikud standardid. See loob ühtlustatud aluse mõõtmismeetoditele kogu Euroopas. Nende standardite kasutamine laborite akrediteerimisel tagab laborite töö vastavalt nendele standarditele ja selle, et laborid kohaldavad neid ühtlustatud viisil.
Õhku- ja vetteheite mõõtmise standardid on loetletud vastavalt lisades A.1 ja A.2.

Tööstusheidete direktiivi alla kuuluvate heite seiret käsitlevate EN standardite ülimuslikkus kajastub artiklis 70, milles käsitletakse titaandioksiidi tootvaid käitisi, lisa V osas 3 seoses suurte jäätmepõletusettevõtetega ja lisa VI osas 6, milles käsitletakse jäätme(koos)põletustehaseid: „Seiret teostatakse vastavalt CENi standarditele või nende puudumisel vastavalt ISO, liikmesriigi või muudele rahvusvahelistele standarditele, mis tagavad samaväärse teadusliku tasemega andmete saamise.“

Seda standardite hierarhiat kasutati seirega seotud parima võimaliku tehnika sõnastamiseks paljudes vastuvõetud PVT-järeldustes: „PVT on jälgida heidet (...) vastavalt EN- standarditele. EN standardite puudumise korral on PVT selliste ISO, riiklike või muude rahvusvaheliste standardite kohaldamine, mis tagavad samaväärse teadusliku tasemega andmete saamise.“

EN standardite väljatöötamine nõuab standardimisprotsessi käigus valideerimist, nagu on kirjeldatud Euroopa Standardikomitee juhendis nr 13 keskkonnakatsemeetodite kohta [26, CEN 2008]. Valideerimine on mõõtmispõhimõtte sobivuse tõendamine kavandatud mõõtmiseesmärgi jaoks. See hõlmab selliste toimivusnäitajate kindlaksmääramist ja täpsustamist, millele meetodi kasutaja peab vastama. Valideerimisprotsess hõlmab labori- ja välikatseid, mida teevad erinevad Euroopa katselaborid Euroopa eri osades asuvates tööstusettevõtetes.

Tööstusheidete direktiiviga antakse teine prioriteet ISO, siseriiklikele või muudele rahvusvahelistele standarditele. ISO standardite väljatöötamise protsess ei ole alati sama mis EN standardite puhul, kuid paljudel juhtudel, eelkõige veeanalüüside puhul, võetakse ISO standardid vastu EN standarditena ilma ühegi

muudatuseta. ISO ja CENi vaheline tehniline koostöö, sealhulgas sätted standardite paralleelseks kehtestamiseks, vormistati 1999. aastal Viini lepinguga [144, ISO ja CEN 2016]. Riiklike või muude rahvusvaheliste standardite väljatöötamisprotsess võib samuti erineda EN standardite puhul kasutatavast protsessist. Erinevalt EN standarditest ei pruugi need standardid hõlmata mõnede liikmesriikide kogemusi ja kvaliteedinõudeid.

Juhul kui mittestandardseid meetodeid, laboris välja töötatud meetodeid ja standardmeetodeid kasutatakse väljaspool ettenähtud kohaldusala või on neid muul viisil muudetud, nõuab EN ISO/IEC 17025:2017 nende meetodite valideerimist. Valideerimise ajal tuleb hinnata toimivusnäitajaid (näiteks mõõtevahemikku) ning tulemuste õigsust ja täpsust. See hõlmab tavaliselt mõõtemääramatuse, avastamispiiri, meetodi selektiivsuse, lineaarsuse, korratavuse ja/või reprodutseeritavuse, välismõjudele vastupidavuse ja/või risttundlikkuse kindlaksmääramist proovi/katseobjekti maatriksi interferentsi suhtes [1, CEN 2017]. Hinnangud mõõtmistulemuste teadusliku kvaliteedi kohta tuginevad nende toimivusnäitajate analüüsile.

Meetodite valideerimise suunised on toodud osades EN standardites, nt CEN/TS 15674:2007 õhkuheite mõõtmise kohta (vt punkt 4.3.3.1) [76, CEN 2007] ja CEN/TS 16800:2015 vetteheite mõõtmise kohta (vt punkt 5.3.1) [264, CEN 2015].

Õhkuheite mõõtmiseks on standardis EN 14793:2017 määratletud valideerimismenetlus, et näidata, kas standardiseeritud võrdlusmeetodi (SRM) asemel saab kasutada alternatiivset meetodit [27, CEN 2017]. Veeanalüüsi jaoks ei olnud 2017. aastal samasugust EN standardit saadaval. Siiski kirjeldatakse dokumentides ISO/TS 16489:2006 ja DIN 38402–71:2002 statistilisi meetodeid kahe erineva analüüsimeetodiga [263, ISO 2006] [43, DIN 2002] saadud tulemuste samaväärsuse kontrollimiseks.

Mitmes liikmesriigis, nt Saksamaal [28, DE UBA 2008], [29, DE 2014], Iirimaal [16, IE EPA 2017], Madalmaades [30, NL InfoMil 2012], Poolas [31, PL 2012] ja Ühendkuningriigis [32, MCERTS 2016], [33, SEPA 2011], [34, MCERTS 2017], tuginevad vastavushindamise nõuded suures osas standardiseeritud meetodite, eelkõige EN standardite, kasutamisele.

Indikatiivseid või lihtsustatud katsemeetodeid vastavushindamisel tavaliselt ei kasutata. Siiski võib esineda juhtumeid, kus soovitatakse lisaks standardiseeritud meetoditele kasutada ka neid. Samuti võivad need olla asjakohased siis, kui heiteandmed on piisavad, näiteks vastavushindamiseks tehtavate perioodiliste mõõtmiste vahel.

Teine standardiseeritud meetodite kasutamist mõjutav oluline tegur on saasteainega seotud võimalik keskkonnarisk kombineerituna käitise asukohaga. Kui oht keskkonnale on suur, sest ümbruskonnas on tundlikke retseptoreid, on soovitatav alati kasutada standardiseeritud meetodeid. See tagab suurema läbipaistvuse ja usaldusväärsuse ning aitab tõenäoliselt saavutada tulemuste parema aktsepteerimise ühiskonnas või ka kohtumenetlustes, kui standardiseeritud meetodite kasutamine ei ole eelnevalt juba seaduste, määruste ja lubadega nõutud.

Praktikas ei ole kõik mõõtmised seotud vastavushindamisega. Näiteks protsessi põhiparameetrite mõõtmise puhul ei ole vaja kasutada standardiseeritud meetodeid. Käitaja otsustab ise, millist täpsust, korratavust ja reprodutseeritavust on vaja (kui konkreetses õigusaktis ei ole sätestatud teisiti).

Kokkuvõttes tagab EN standardite ühesugune kasutamine võrreldavad, usaldusväärsed ja korratavad mõõtmistulemused kogu Euroopas, eelkõige juhul kui EN standardeid kohaldavad akrediteeritud laborid, mida korrapäraselt kontrollitakse ja mis osalevad tasemekatsete programmides. Kasutada võib ISO või riiklikke standardeid, kui on tagatud nendega samaväärse teadusliku kvaliteediga andmete esitamine. Lihtsustatud indikatiivsete meetodite kasutatavus on väga piiratud.

3.4.4 Andmetöötlus

3.4.4.1 Ülevaade

Seireandmete hindamisel ja võrdlemisel on oluline saada teavet mõõtmistulemuste töötlemise kohta. Äärmiselt oluline on teave mõõtmistulemuste keskmistamise kohta (vt punkt 3.4.4.2) ja nende tulemustega seotud mõõtemääramatuse kohta (vt punkt 3.4.4.3). Lisaks tuleb andmete, aga ka kõrvalekallete, nende tuvastamise ja töötlemise hindamisel (vt punkt 3.4.4.5) arvesse võtta analüüsimeetodi mõningaid toimivusnäitajaid, nagu näiteks avastamispiir ja määramispiir (vt punkt 3.4.4.4).

3.4.4.2 Mõõtmistulemuste keskmistamine

Pärast iga mõõtmisseeriat kerkib üles küsimus mõõtmistulemuste keskmistamise või andmete koondamise kohta. Valik sõltub suurel määral mõõtmissagedusest (pidev-perioodiline) ja kohaldatavast vastavushindamise korrast.

Pidevate mõõtmiste puhul on ilmne, et tulemuste kokkuvõtmiseks on vaja leida keskmine. Sõltuvalt ajavahemikust ja valideeritud väärtuste arvust võib mõõtmistulemus olla näiteks poole tunni, tunni, päeva, kuu või aasta keskmine. Mõnel juhul viiakse valideerimine läbi enne mõõtmistulemuste keskmistamist (nt võttes arvesse mõõtemääramatust (vt punkt 3.4.4.3) või eemaldades kõrvalekalded (vt punkt 3.4.4.5)). Kui valideeritud tulemuste arv on piisav, loetakse tulemus seotud käitamistingimuste suhtes esindatuks.

Perioodiliste mõõtmiste puhul on mõõtmistulemus proovivõtuperioodi keskmine, mis võib olla näiteks 30 minuti jooksul mõõdetud õhkuheide (vt punkt 4.3.3.8) või 24 tundi jooksul mõõdetud veeheide (vt punkt 5.3.5.4.1). Päeva, kuu või aasta keskmise esindatuse määramiseks vajalike proovide kindlaksmääramine on väga keeruline ülesanne, mis nõuab mitme kriteeriumi arvesse võtmist.

Sõltuvalt perioodiliste mõõtmiste eesmärgist tasub ilmselt mitte keskmistada (nt püsivalt paigaldatud süsteemide kalibreerimiseks või protsessi kontrolli hindamiseks) kaasaskantavate analüsaatorite abil saadud andmeid reaalajas.

Enamikul juhtudel ei ole võimalik tagada esinduslikkust üksnes võetud proovide arvuga. Tuleb teha muid oletusi (vt punktid 4.3.3 ja 5.3.5). Kui proovid võetakse täpselt määratletud ja kontrollitud tavapärastes käitamistingimustes, eeldatakse üldiselt, et mõõtmistulemused on nende tingimuste suhtes esinduslikud.

Pidevate ja perioodiliste mõõtmiste tulemuste keskmistamiseks kasutatakse erinevaid lähenemisviise olenevalt õigusaktidest ja keskkonnaelemendist. Keskmistamise perioodid on vahemikus 10 minutit, 30 minutit, üks tund ja 24 tundi kuni üks aasta. Konkreetsemalt öeldes võivad õhkuheite pideva mõõtmise puhul põhineda kuu või aasta keskmised 10 minuti, poole tunni, tunni või päeva keskmistel väärtustel.

Seiretulemuste väärtõlgendamise vältimiseks tuleks kasutada selgeid ja ühemõttelisi määratlusi. Tabelis 3.2 on toodud näited keskmistamise perioodide kohta, mida kasutatakse või võidakse kasutada PVT-järeldustes või antavates lubades. Määratlusi muudetakse vastavalt koostatava/läbivaadatava PVT-viitedokumendi eripäradele või nõutavatele loatingimustele.

Tabel 3.2. Näited PVT-järeldustes määratletud keskmistamise perioodide kohta

	Keskmistamise periood	Määratlus
Õhkuheide		
a	Päeva keskmine	Pideva mõõtmisega saadud 24 tunni keskmine vastuvõetavaks tunnistatud poole tunni või tunni keskmise alusel (1)
b	Kuu/aasta keskmine	Pideva mõõtmisega ühe kuu/aasta vältel 10 minuti, poole tunni, tunni või päeva keskmiste põhjal arvutatud keskmine (1)
C	Proovivõtu kestuse keskmine	Perioodiliste mõõtmiste käigus saadud keskmine vähemalt 30 minuti jooksul (2)
d	Päeva/kuu/aasta keskmine (3) erikoormusena	Ühe päeva/kuu/aasta keskmine, väljendatuna eralduvate ainete massina toodetud või töödeldud toodete/materjalide massiühiku kohta
Vetteheide		
e	Päeva keskmine	Vooluhulgaga võrdelisest koondproovist saadud 24tunnise proovivõtuperioodi keskmine
F	Kuu/aasta keskmine	Kõigi päevade keskmiste väärtuste põhjal arvutatud keskmine (4)
g	Ühe kuu jooksul võetud proovide keskmine	Ühe kuu jooksul saadud vähemalt nelja (st vähemalt üks proov nädalas) 24 tunnise perioodi jooksul võetud vooluhulgaga võrdelise koondproovi keskmine (4)
h	Ühe aasta jooksul võetud proovide keskmine	Ühe aasta jooksul saadud vähemalt 12 (st vähemalt üks proov kuus) 24 tunnise perioodi jooksul võetud vooluhulgaga võrdelise koondproovi keskmine (4)
i	Päeva/kuu/aasta keskmine (3) erikoormusena	Ühe päeva/kuu/aasta keskmine, väljendatuna eralduvate ainete massina toodetud või töödeldud toodete/materjalide massiühiku kohta

(1) Pidev mõõtmine tähendab standardi EN 14181:2014 kohaselt mõõtmist automatiseeritud mõõtmissüsteemiga (AMS), mis on püsipaigaldatud kohapeale heite pidevaks seireks või perifeersete näitajate mõõtmiseks [36, CEN 2014].
(2) Perioodiline mõõtmine tähendab vastavalt standardile EN 15259:2007 mõõtesuuruse kindlakstegemist konkreetsete ajavahemike järel [45, CEN 2007].
(3) Erikoormuse keskmistamise periood ja minimaalne seiresagedus tuleb määratleda vastavalt konkreetse tööstussektori nõuetele.
(4) Kaalutud keskmine päevast voolu arvestades.

Praktikas on perioodiliste mõõtmiste tulemuste hindamiseks kaks ühist lähenemisviisi.

Mõnes liikmesriigis (nt Saksamaal, Ühendkuningriigis) hinnatakse iga mõõtmistulemust eraldi. Seda menetlust kasutatakse ka tööstusheidete direktiivi lisa VI osas 8 raskmetallide ning polüklooritud dibenso-*p*-dioksiinide ja dibensofuraanide (PCDDd/PCDFid) õhkuheite puhul jäätme(koos)põletustehastest [24, EL 2010]. Seda 24-tunnistel koondproovidel põhinevat lähenemisviisi kasutatakse ka direktiivis 91/271/EMÜ asulareovee puhastamise kohta, lisaks on määratletud „nõuetele mittevastavate proovide lubatud maksimaalne arv“ [35, EMÜ 1991].

Teised liikmesriigid (nt Itaalia, Madalmaad) kasutavad kõikide perioodiliselt tehtavate üksikmõõtmiste keskmist (nt kolm järjestikust õhkuheite mõõtmist). Kõigi üksikute mõõtmiste tulemuste keskmistamist kasutatakse ka tööstusheidete direktiivi lisa VII osas 8 toodud orgaaniliste ühendite õhkuheite puhul, mis on pärit orgaanilisi lahusteid kasutavatest käitistest ja tegevustest [24, EL 2010].

Üksikute mõõtmiste tulemuste keskmistamine nõuab tõenäoliselt mõningaid lisasätteid, näiteks seda, kuidas käsitleda avastamispiirist/määramispiirist madalamaid väärtusi (vt punkt 3.4.4.4) või kuidas võtta arvesse mõõtemääramatust (vt punkt 3.4.4.3).

Näiteks Madalmaades jagatakse kogu mõõtemääramatus enne selle lahutamisest mõõtmiste arvutatud keskmisest *n* väärtusega √*n* [4, NL 2012].

3.4.4.3 Mõõtemääramatus

Metroloogiaalaste juhendite ühiskomitee avaldatud mõõtemääramatuse väljendamise juhend (GUM) kehtestab mõõtemääramatuse hindamise ja väljendamise üldeeskirjad, mis on mõeldud kohaldamiseks paljude mõõtmiste puhul [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. Standardis EN ISO/IEC 17025:2017 kasutatakse GUMile [1, CEN 2017] viitavat mõõtemääramatuse mõistet järgmise määratlusena: „mõõtmistulemusega seotud parameeter, mis iseloomustab nende väärtuste hajumist, mida võib põhjendatult mõõtesuurusele omistada“ [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. Standard EN ISO 20988:2007 kohaldab GUMi üldised soovitused õhukvaliteedi mõõtmise tingimustele, sealhulgas paiksetest allikatest pärit heite mõõtmisele [12, CEN 2007]. Veeanalüüsi valdkonnas kasutatakse sageli Eurachemi/CITACi juhendit mõõtemääramatuse hindamiseks GUMi alusel [269, Eurachem/CITAC 2012].

Erinevad standardid eristavad üldjuhul kolme tüüpi määramatust [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008], [12, CEN 2007], [265, INERIS 2016], [269; Eurachem/CITAC 2012]:

- **Standardmääramatus** on mõõtmistulemuse mõõtemääramatus, mida väljendatakse standardhälbena.
- **Kombineeritud standardmääramatus** on mõõtmistulemuse standardmääramatus, kui see tulemus saadakse mitme muu sisendkoguse väärtuse alusel. See võrdub tegurite summa positiivse ruutjuurega, kusjuures need tegurid on muude koguste variatsioonid või kaasvariatsioonid, mida kaalutakse vastavalt sellele, kuidas muutub mõõtmistulemus vastavalt nende koguste muutustele.
- **Laiendatud määramatus**, tuntud ka üldise määramatusena, on intervall, mille piires on mõõtesuuruse väärtus arvatavalt usaldusväärsem. Laiendatud mõõtemääramatus saadakse kombineeritud standardmääramatuse korrutamisel katteteguriga. Paljudel juhtudel valitakse kattetegur k = 1,96 usaldusnivooga 95%.

Iga (uue) mõõtmismeetodeid käsitleva EN standardi puhul esineb nõue võtta arvesse mõõtemääramatust [26, CEN 2008]. Iga neid standardeid kohaldav akrediteeritud labor peab määrama kindlaks menetluse, milles kirjeldatakse mõõtemääramatuse käsitsemist, ning peab kohaldama seda menetlust mõõtmistulemuste esitamisel alati [1, CEN 2017].

Seetõttu peab iga (akrediteeritud) labor olema võimeline esitama iga mõõtetulemuse kohta hinnangulise mõõtemääramatuse vastavalt seotud standarditele (nt EN standardid) või seonduvale direktiivile. Vastavushindamiseks on sageli vaja teada hinnangulist määramatust.

Mõõtemääramatusele tervikuna aitavad kaasa mitmed tegurid, näiteks:

- töötajate kvalifikatsioon ja inimtegurid;
- laborirajatised ja keskkonnatingimused;
- katse- ja kalibreerimismeetodid ning meetodi valideerimine;
- kasutatavad seadmed ja tarkvara;
- mõõtmise jälgitavus;
- proovivõtmise kava, kord ja protsess;
- katse- ja kalibreerimisseadmete transport ja käsitlemine.

Nende tegurite arvesse võtmiseks mõõtemääramatuse määratlemisel on mitu erinevat võimalust.

Vastavalt standardile EN ISO 20988:2007 saab õhkuheite mõõtemääramatuse määrata kindlaks kas otselähenemist kasutades ühe katseprojekti abil või kaudselt, kombineerides selleks erinevaid katsemudeleid. Otsese lähenemisviisi puhul uuritakse üheainsa katsega kõiki

mõjutavaid tegureid, mis võivad põhjustada mõõtetulemuse variatsioone, sealhulgas kogu andmetootmisahela ulatuses koos kõigi vaheetappidega. See viib otseselt laiendatud mõõtemääramatuseni, mis määrab mõõtmise tulemuste vahele jääva intervalli. Ühtne otsene lähenemisviis on sõltumatute paarismõõtmiste kasutamine kahe eraldi proovivõtu- ja analüüsisüsteemiga. Kaudse lähenemisviisi puhul hinnatakse saadud erinevusi kasutatud mõõtmismeetodi üksikute vaheetappide puhul eraldi (vt ka eespool nimetatud tegurid). Mõõtemääramatuse arvutamiseks on vaja analüütilist võrrandit („meetodi mudelvõrrand"), mis ühendab kõik kaasatud vaheetapid. Lõpuks toob kaudne lähenemisviis kaasa kombineeritud määramatuse, mis tuleb laiendatud määramatuse saamiseks korrutada katteteguriga. GUM keskendub kaudsele lähenemisviisile, kuid ei välista otsest lähenemisviisi [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008], [12, CEN 2007], [37, VDI 2009].

Otsese lähenemisviisi näited on laborite vahelised võrdlused, kus töötajad erinevates laboratooriumides ja erinevate seadmetega mõõdavad samal ajal sama ainet/parameetrit. Võrreldes GUMiga hõlmab selline korraldus ka proovide võtmisest, seadmetest (nt DAHS (Data Acquisition and Handling System)) ja inimteguritest tulenevat määramatust. Sellele vaatamata ei erine mõjutegurid üldse või erinevad vähe. Õhkuheite puhul on tehtud selliseid laborite vahelisi võrdlusi spetsiaalselt kavandatud katsestendidel. Kogemused näitavad, et sellistest laborite vahelistest võrdlustest saadud mõõtemääramatus on üldiselt suurem kui GUMis [265, INERIS 2016] toodud lähenemisviisi kasutamisel saadud mõõtemääramatus.

Nõuded seoses maksimaalse lubatud mõõtemääramatusega on toodud standardites või õigusaktides. Sel eesmärgil antakse standardis EN ISO 14956:2002 juhised mõõtmisprotseduuri sobivuse hindamiseks välisõhu ja gaasikäigust pärit heite mõõtmiseks võrreldes nõutava mõõtemääramatusega [268, CEN 2002].

Õhkuheite perioodiliseks mõõtmiseks on mõne standardiseeritud võrdlusmeetodi (SRM)jaoks kehtestatud maksimaalne lubatud mõõtemääramatus (tabel 3.3).

Tabel 3.3. Maksimaalne lubatud laiendatud mõõtemääramatus SRMide puhul

Parameeter/aine(d)	Standard	SRMi maksimaalne lubatud laiendatud mõõtemääramatus (1)
Süsinikmonooksiid (CO)	EN 15058:2017	±6,0%
Tolm	EN 13284–1:2017	±20%
Gaasilised kloriidid	EN 1911:2010	±30,0%
Lämmastikoksiidid (NO_x)	EN 14792:2017	±10,0%
Hapnik (O_2)	EN 14789:2017	±6,0% (2)
Vääveloksiidid (SO_x)	EN 14791:2017	±20,0%
Veeaur	EN 14790:2017	±20,0%

(1) Laiendatud määramatus viitab katteteguriile k = 1,96 ja usaldusvahemikule 95%. See arvutatakse kuivas heitgaasis (v.a veeaur) ja enne hapniku võrdlustaseme korrigeerimist. Hapniku ja vee puhul kehtib see mõõdetud väärtuse suhtes ja väljendatakse protsendina sellest väärtusest; vastasel juhul kohaldatakse seda heite piirväärtuse suhtes ja väljendatakse protsendina kõnealusest piirväärtusest.
(2) Või 0,3% mahukontsentratsioonina.
NB! NS = täpsustamata.
Allikas: [71, CEN 2010], [72, CEN 2017], [73, CEN 2017], [74, CEN 2017], [75, CEN 2017], [181, CEN 2017], [193, CEN 2017], [265, INERIS 2016]

Õhkuheite pidevaks mõõtmiseks määratakse mõõtemääramatus kindlaks kahes etapis. Seadmete sertifitseerimise puhul nõuab standard EN 15267–3:2007, et automatiseeritud mõõtesüsteemide (AMS) kogumääramatus oleks vähemalt 25% väiksem maksimaalsest lubatud mõõtemääramatusest, nii et võimaldada AMSi üksikpaigaldusest tulenevat piisavat mõõtemääramatus marginaali (vt ka punkt 4.3.2.2.1 kvaliteeditagamise 1. taseme kohta (QAL1)) [66, CEN 2007]. Kui seade töötab, määratakse mõõtemääramatus vastavalt standardile EN 14181:2014 varieeruvuse abil, st SRMi ja AMSi vahelistel paralleelsetel mõõtmistel saadud

erinevuste standardhälbe abil (vt QAL2 punkt 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014].

Näited õigusaktidega lubatud suurima mõõtemääramatuse kohta on leitavad tööstusheidete direktiivis, milles on sätestatud nõuded AMSile õhkuheite mõõtmiseks suurtes põletusseadmetes (lisa V osa 3 punkt 9) ja jäätme(koos)põletustehastes (lisa VI osa 6 punkt 1.3) (tabel 3.4) [24, EU 2010]. Tööstusheidete direktiiv viitab usaldusvahemike väärtustele 95%, mis standardi EN 14181:2014 kohaselt vastavad laiendatud mõõtemääramatusele [36, CEN 2014].

Tabel 3.4. AMSi maksimaalne lubatud laiendatud mõõtemääramatus suurtes põletusseadmetes ja jäätme(koos)põletustehaste vastavalt tööstusheidete direktiivi lisadele V ja VI

Parameeter/aine(d)	AMSi suurim lubatud laiendatud mõõtemääramatus ([1])	
	Suured põletusseadmed	Jäätmepõletustehased
Süsinikmonooksiid (CO)	10%	10%
Tolm	30%	30%
Vesinikkloriid (HCl)	Ei	40%
Vesinikfluoriid (HF)	Ei	40%
Lämmastikoksiidid (NO_x)	20%	20%
Vääveldioksiid (SO_2)	20%	20%
TVOC	Ei	30%

([1]) Laiendatud määramatus viitab kattetegurile *k* = 1,96 ja usaldusvahemikule 95%. Kehtib heite piirväärtsutele, mis on toodud tööstusheidete direktiivi lisas V (igakuised heite piirväärtused) ja lisas VI (päevased heite piirväärtused) ning on esitatud heite piirväärtusena, mis on väljendatud protsendina kõnealusest piirväärtusest.

NB! Ei = ei kohaldata.

Allikas: [24, EL 2010]

Vastavushindamisel võib laiendatud mõõtemääramatust arvesse võtta iga mõõtetulemuse või keskmise puhul enne väärtuse (väärtuste) võrdlemist loal toodud heite piirväärtustega. Võrdluseks võib öelda, et liikmesriikides on erinevad lähenemisviisid. Õhkuheite puhul on kõige levinum lähenemisviis mõõtemääramatuse lahutamine tulemusest ja saadud väärtuse kasutamine edasiseks hindamiseks. Üldiselt on hea tava kirjeldada, kas ja kuidas mõõtemääramatust arvesse võetakse.

Tööstusheidete direktiivis arvestatakse mõõtemääramatust õhkuheite puhul suurtest põletusseadmetest (lisa V osa 3 punkt 10) ja jäätme(koos)põletustehastest (lisa VI osa 8 punkt 1.2). Mõlemal juhul arvutatakse valideeritud keskmised väärtused nii, et lahutatakse mõõdetud keskmistest väärtustest 95% usaldusvahemik (st laiendatud mõõtemääramatus) [24, EL 2010].

Mõõtemääramatuse lahutamine võib anda negatiivse tulemuse. Seetõttu on hea tava kirjeldada, kuidas selliseid andmeid käsitseda. Näiteks vastavalt Austria määrusele kateldest ja gaasiturbiinidest õhku eralduva heite mõõtmise kohta tuleb negatiivsed valideeritud keskmised väärtused (st poole tunni keskmised väärtused pärast mõõtemääramatuse lahutamist) pidada nulliks [42, AT 2011].

Üldiselt suureneb **suhteline** mõõtemääramatus (väljendatakse protsendina mõõdetud väärtusest) võrdeliselt heitetasemete vähenemisega [265, INERIS 2016].

Komisjoni rakendusotsuses 2012/119/EL andmete kogumise ja PVT-viitedokumentide koostamise kohta on punktis 5.4.7.2 sätestatud, et andmete kogumise käigus tuleb heiteandmete esitamisel märkida vajaduse korral ära mõõtemääramatus. Lisaks on punktis 3.3 sätestatud, et PVTga saavutatavate keskkonnamõju tasemete, sealhulgas PVTga saavutatavate heitetase, kindlaksmääramiseks võib kasutada ümardatud väärtusi, et oleks võetud arvesse ka sellised tehnilised küsimused nagu mõõtemääramatus [39, EL 2012]. PVT-ga saavutatavaid keskkonnamõju tasemeid väljendatakse siiski üldjuhul ilma mõõtemääramatust mainimata. Sellele vaatamata võib PVT-viitedokumendis tuua välja andmete kogumisel saadud teabe mõõtemääramatuse kohta (vt näiteks suurte põletusseadmete PVT-viitedokument [277, COM 2017]).

3.4.4.4 Avastamispiir ja määramispiir

Standardile EN ISO/IEC 17025:2017 vastavad laborid peavad valideerima mittestandardsed meetodid, laboris väljatöötatud meetodid ja standardmeetodid, mida kasutatakse väljaspool ettenähtud kohaldamisala või mida on muul viisil muudetud, aga ka määrama kindlaks nende toimivusnäitajad [1, CEN 2017]. Valideerimine hõlmab tavaliselt avastamispiiri (LoD) ja määramispiiri (LoQ) kindlaksmääramist.
Veeanalüüside valdkonnas ei olnud 2017. aastal üldist EN standardit ega spetsifikatsiooni, mis määratleb avastamispiiri või määramispiiri. Ent need määratlused on toodud direktiivis 2009/90/EÜ, millega kehtestatakse vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad vastavalt vee raamdirektiivile [40, EÜ 2009].

- **Avastamispiir** on väljundsignaali või kontsentratsiooni väärtus, millest suuremate väärtuste puhul on kindlaksmääratud usaldusnivool võimalik tõendada, et proov erineb nullproovist, mis ei sisalda määratavat ainet.
- **Määramispiir** on avastamispiiri kindlaksmääratud kordne määratava aine sellise sisalduse korral, mida on võimalik kindlaks määrata piisava täpsusega. Määramispiiri on võimalik arvutada, kasutades asjakohast standardit või proovi ja selle võib saada kalibreerimiskõvera madalaimast kalibreerimispunktist; nullproovi seejuures ei arvestata.

Kuigi direktiiv 2009/90/EÜ ei hõlma tööstusreovee seiret, võib eespool nimetatud määratlusi kasutada selles kontekstis.
Õhkuheite mõõtmiseks on standardis EN 14793:2017 esitatud sarnane, kuigi üldisem määratlus [27, CEN 2017].

- **Avastamispiir** on madalaim kontsentratsioon, mille olemasolu on võimalik avastada, kuid mille kogust ei saa kindlaks määrata selle meetodi puhul kirjeldatud katsetingimustes.
- **Määramispiir** on madalaim kontsentratsioon, mida on võimalik määrata selle meetodi puhul kirjeldatud katsetingimustes.

Täiendavad spetsifikatsioonid on esitatud mõnes üksikus standardis (nt standardis EN 1948–3:2006, mis käsitleb PCDD/PCDFi õhkuheite mõõtmist paiksetest allikatest [41, CEN 2006]).

Kasutusel on mitu muudki terminit, näiteks kvantifitseerimispiir, kasutuspiir, praktiline teatamiskünnis või tõendatavuse piir, kuid paistab, et neid kasutatakse enamasti määramispiiri (LoQ) tähenduses.

Iga kasutatava mõõtmismeetodi puhul peab LoD/LoQ olema mõõdetud heitetaseme suhtes asjakohane. Paljudel juhtudel peab LoD olema väiksem kui 10% heite piirväärtusest tagamaks, et LoQ on selgelt väiksem kui heite piirväärtus. Mõned liikmesriigid on kehtestanud rangemad toimivusnõuded, nt Prantsusmaal peab LoQ olema alla 10% piirväärtusest [133, FR 2013].

Direktiiv 2009/90/EÜ, milles käsitletakse vee seisundi keemilist analüüsi ja seiret vastavalt vee raamdirektiivile, on näide ELi nõuete kohta veeanalüüsi valdkonnas, kuid see ei ole asjakohane tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärit heite puhul. Direktiivis on nõutud, et kõigi analüüsimeetodite puhul peab LoQ olema võrdne või suurem kui 30% vastava keskkonnakvaliteedi standardi väärtusest [40, EÜ 2009].

LoD ja LoQ olenevad suuresti labori tööst ja võimalikest muudatustest või kohandustest seoses konkreetsete asjaoludega. Näiteks perioodiliste mõõtmiste puhul võib vastuvõetava LoQ saavutamiseks kohandada proovivõtuaega ja/või valida analüüsimeetodit. Seetõttu on oluline, et koos mõõtmistulemustega registreeritakse LoD ja eelistatavalt ka LoQ. See võimaldab mõõtmistulemuste hindamisel andmeid paremini kasutada.

Sellega seoses on komisjoni rakendusotsuses 2012/119/EL andmete kogumise ja PVT-viitedokumentide koostamise kohta punktis 5.4.7.2 täpsustatud, et kui andmete kogumisel saadakse LoD ja LoQ väärtused, tuleb need esitada võrdlusteabena koos heidet puudutavate andmetega. Lisaks on eespool nimetatud otsuse punktis 3.3 sätestatud, et kui vahemiku alumist osa ei ole võimalik täpselt määratleda, on lubatud kasutada väljendust stiilis „< X-Y“, nt siis, kui esitatud andmed on LoD-le ligilähedased [39, EL 2012].

Kui LoQ ei ole teada või seda ei ole esitatud, võib seda hinnata LoD kordsena, näiteks korrutades asjakohases (EN) standardis esitatud LoD väärtust kolmega. Siiski on soovitatav kasutada meetodi laboripõhiseid toimivusnäitajaid.
Mõõtmistulemuste keskmistamiseks tuleb kindlaks määrata viis, kuidas võtta arvesse LoD või LoQ väärtustest madalamaid väärtusi. See eeldab ka hindamist, kas mõõdetud saasteaine on uuritava käitise puhul asjakohane ja kas seda võib seetõttu heites esineda. Kui parim kättesaadav teave näitab, et saasteainet heitena ei eraldu, ei pea seda saasteainet mõõtma ega selle kohta andmeid esitama. Kui esineb märke, et saasteainet võib heitena eralduda, isegi kui see ei ole hetkel tuvastatav, tuleb andmed esitada ning väljendada nii LoD kui ka LoQ.

LoD või LoQ väärtustest allapoole jäävate väärtuste selgeks käsitlemiseks on erinevaid viise, näiteks alljärgnevalt kirjeldatud moodused.

- Direktiivis 2009/90/EÜ, mis käsitleb vee seisundi keemilist analüüsi ja seiret vastavalt vee raamdirektiivile, artiklis 5 on keskmiste väärtuste arvutamiseks määratletud järgmised eeskirjad [40, EÜ 2009]:
  - kui füüsikalis-keemiliste või keemiliste mõõteparameetrite kogus konkreetses proovis on väiksem kui määramispiir, seatakse mõõtetulemused keskmiste väärtuste arvutamiseks poole peale asjaomase määramispiiri väärtusest.
  - Kui lõikes 1 osutatud mõõtmistulemuste arvutatud keskmine väärtus on allpool määramispiire, nimetatakse seda väärtust „määramispiirist väiksemaks“.
  - Lõiget 1 ei kohaldata mõõtmistulemuste suhtes, mis on teatava füüsikalis-keemiliste parameetrite rühma või keemiliste mõõtesuuruste kogusummad, sealhulgas nende asjakohased metaboliidid, lagunemis- ja reaktsioonisaadused. Sellistel juhtudel loetakse allapoole üksikute ainete määramispiiri jäävad tulemused nulliks.
- Selleks et mitte kaotada olulist teavet väga madala kontsentratsiooniga saasteainete kohta (nt orgaanilised mikrosaasteained) on Taanis kohandatud direktiivi 2009/90/EÜ lähenemisviisi tööstusreovee seire jaoks [38, DK EPA 2012]:
  - kui kõigist proovidest vähem kui 10% proovides on kontsentratsioonid suuremad kui LoD, siis keskmist väärtust ei arvutata.
  - Kui kõigist proovidest rohkem 10%, kuid vähem kui 50% proovides on kontsentratsioonid suuremad kui LoD, loetakse keskmise arvutamisel kõigi avastamispiirist allapoole jäävate väärtuste mõõtmistulemus nulliks.
  - Kui kõigist proovidest 50% või rohkem proovides on kontsentratsioonid suuremad kui LoD, loetakse keskmise arvutamiseks kõigi avastamispiirist allapoole jäävate väärtuste mõõtmistulemus vastama poolele avastamispiiri väärtusele.
- Šotimaa saasteainete heite registrile aruannete esitamisel tuleb mõõtmistulemused lugeda nulliks siis, kui mitu saasteaine kohta saadud tulemust on kõik alla LoD väärtust ja puudub muu põhjus arvata, et saasteainet esineb. Kui on alust arvata, et saasteainet esineb, tuleb mõõtmistulemused lugeda poole võrra LoD väärtusest. Kui mõned väärtused on LoD väärtusest kõrgemad ja mõned madalamad, tuleb LoD väärtusest kõrgemad väärtused arvesse võtta mõõdetud väärtustena, välja arvatud juhul, kui on võimalik tõendada, et mõõtmised on valed, ning LoD väärtusest madalamad näidud tuleb lugeda poole võrra LoD väärtusest [33, SEPA 2011].
- Prantsusmaal loetakse õhkuheite mõõtmistulemuste summeerimisel ja keskmistamisel üksiktulemuse väärtuseks pool LoQ-st sellest väiksemate kontsentratsioonide puhul ja nulliks siis, kui kontsentratsioon jääb alla LoD väätust [133, FR 2013].

Teistes liikmesriikides võidakse mõõtetulemuste keskmistamisel LoD ja/või LoQ arvestamiseks kasutada teistsuguseid lähenemisviise. Seetõttu on hea tava teavitada tulemuste esitamisel alati ka lähenemisviisist. See kehtib ka PVT-viitedokumentide koostamiseks või läbivaatamiseks esitatud keskmiste heiteandmete kohta.

Kui seda ei ole muudes riiklikes õigusaktides sätestatud ja kui see on asjakohane, tasub sätestada loal selgelt LoDst või LoQst madalamate väärtuste käsitlemiseks vajalikud korraldused. See on eriti oluline juhul, kui heite piirväärtused on esitatud arvutatud keskmistena ja kui LoQ ei ole kuigi palju väiksem heite piirväärtusest, sest selline lähenemisviis võib mõjutada lõpptulemust ja sellele järgnevat vastavushindamist.

3.4.4.5 Kõrvalekalded

Standardis ISO 5725–1:1994 määratletakse kõrvalekalle väärtuste kogumi liikmena, mis ei ole kooskõlas teiste selle kogumi liikmetega [271, ISO 1994]. Dokumendis CEN/TR 15983:2010 antakse õhkuheite mõõtmise jaoks sarnane määratlus, kusjuures kõrvalekalle, mida nimetatakse ka vigaseks andmepunktiks, on jälgitav näitaja, mis paikneb ebatavalisel kaugusel andmekogumi muudest väärtustest ning seetõttu on vähetõenäoline, et tegu on tõese andmepunkt. CEN/TR 15983:2010 on tunnistatud kehtetuks [272, CEN 2010].

Käesolevas dokumendis (st ROM) peetakse kõrvalekallete all silmas vigaseid andmepunkte, mille puhul tekib viga mõõtmisel.

Õhku- ja vetteheite seire kontekstis tuleb eristada kahte juhtumit. Kahe erineva mõõtmismeetodi tulemuste võrdlemisel võivad kõrvalekalded esineda andmepaaride seerias, aga ka mõõtmisandmete seerias, kui kasutatakse sama mõõtmismeetodit [273, CEWEP ja ESWET 2016].

Kahe erineva meetodi tulemuste võrdlemisel kasutatakse kõrvalekallete statistiliseks määramiseks tavaliselt Grubbsi katset (nt õhkuheite puhul vastavalt standardile EN 14793:2017 [27, CEN 2017] ja vetteheite puhul vastavalt standardile DIN 38402–71:2002 [43, DIN 2002]). Standardi EN 14181:2014 kohaselt on QAL2 menetluse (vt punkt 4.3.2.2.2) ajal nõutav ka v kõrvalekalde kontroll [36, CEN 2014]. Juhised kõrvalekallete määramiseks vastavalt standardi EN 14181:2014 nõuetele on toodud näiteks seire kiirjuhendis 14 [44, MCERTS 2012]. Grubbsi katse põhineb eeldusel, et andmekogum jaguneb normaalselt. Seega tuleb seda eeldust kontrollida enne katse läbiviimist [274, NIST/SEMATECH 2017].

Mõõtmisandmete seeria puhul tekib küsimus, kas ebatavaline väärtus on tingitud erandlikust heitest või tuleb kõrvalekalle mõõtmisest [273, CEWEP ja ESWET 2016]. Kuna tehase käitamistingimused ei allu normaaljaotusele [273, CEWEP ja ESWET 2016], ei piisa seega kõrvalekallete kindlakstegemiseks ainult statistilistest katsetest.

Kõrvalekalde kindlakstegemisel on oluline samm töötingimuste põhjalik analüüs. Muud meetmed võimalike kõrvalekallete kindlakstegemiseks võivad hõlmata kõigi kontsentratsioonide kontrollimist eelnevate ja järgnevate vaatluste ja lubade põhjal ning võimaluse korral eelmiste seireperioodide kõrvalekaldeid arvesse võttes [3, KOM 2003].

Sellist kontrolli peavad üldjuhul teostama kvalifitseeritud töötajad, kuigi võib selleks seada sisse ka automaatmenetlused. Siiski peab vaatlustel saadud suuri erinevusi analüüsima oskustöötajast andmebaasi käitaja [3, KOM 2003].
Kui ebatavalise väärtuse põhjust ei ole võimalik kindlaks teha, on tulemuste kõikumise tavapärane põhjust vead proovide võtmisel või analüüsimisel. Sellisel juhul võib kõnealust laborit teavitada viitega labori töö ja seireandmete kriitilisele läbivaatamisele [3, KOM 2003].

Kui ebatavaline väärtus tuleneb mõõtmisest (st tegemist on eespool kirjeldatud kõrvalekaldega), võib selle keskmiste kontsentratsioonide arvutamisel välja jätta ning lõppkokkuvõttes tuleb see selgelt eristada tavapäraste või muude kui tavapäraste käitamistingimustega seotud andmetest.

Pädevatele asutustele tuleb alati esitada kõrvalekallete kindlakstegemise alus, samuti kõik tegelikud andmed. Samuti tuleb seda teha PVT-viitedokumentide koostamiseks või läbivaatamiseks andmete kogumise ajal.

3.5 TAVAPÄRASTELE JA MUUDELE KUI TAVAPÄRASTELE KÄITAMISTINGIMUSTELE VASTAVAD MÕÕTMISTINGIMUSED

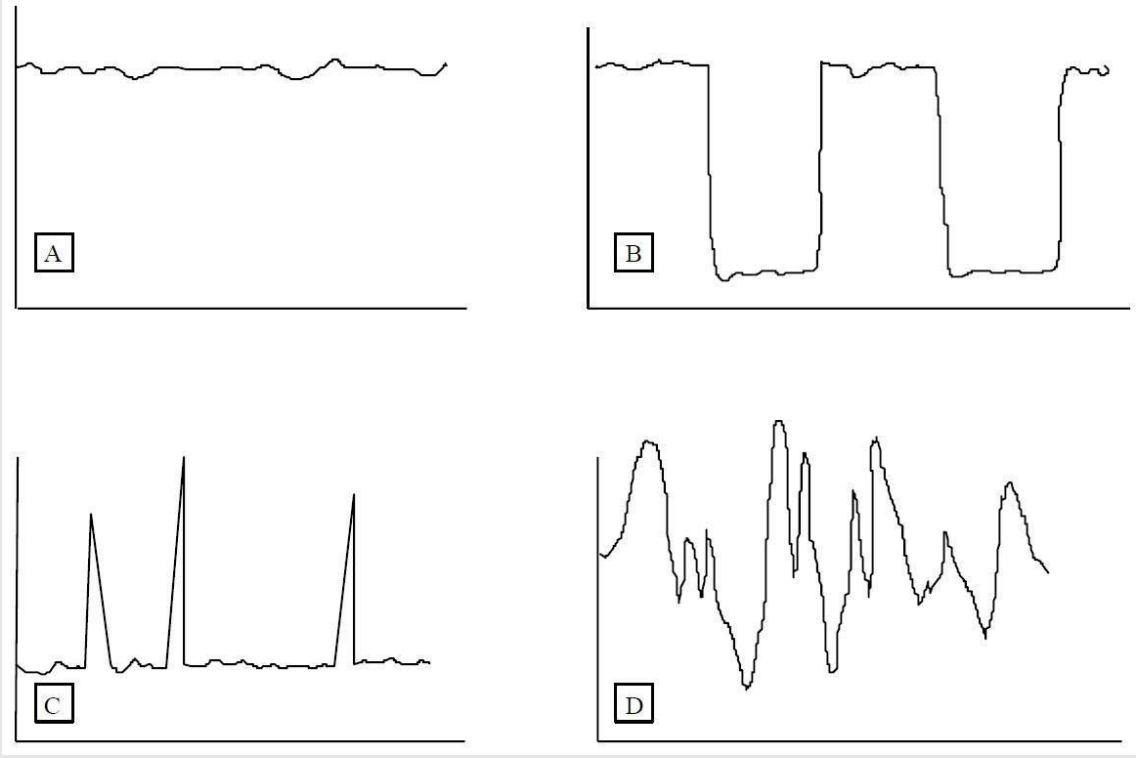
Tööstusheidete direktiivi artikli 3 punktis 13 on määratletud parima võimaliku tehnikaga seotud heitetasemed (PVT-SHT) heitetasemete vahemikuna, mis on saadud tavapärastes käitamistingimustes, kasutades parimat võimalikku tehnikat või parima võimaliku tehnika kombinatsiooni, mida on kirjeldatud PVT-järeldustes ja mida väljendatakse teatava ajavahemiku keskmisena kindlaksmääratud võrdlustingimustel. Lisaks on artikli 15 lõikes 3 sätestatud, et pädev asutus kehtestab heite piirväärtused tagamaks, et tavapärastes käitamistingimustes ei ületa heide asjakohaseid PVTga saavutatavaid heitetasemeid. Artikli 14 lõike 1 punktis f on toodud näited muude kui tavapäraste käitamistingimuste kohta, nagu töö käivitamine ja seiskamine, lekked, talitlushäired, ajutised seisakud ja tegevuse täielik lõpetamine [24, EL 2010]. Eespool nimetatud näidistingimuste põhjuseks võivad olla korrapärased ja ebakorrapärased juhtumid, aga ka planeeritud ja planeerimata sündmused.
Seetõttu tuleb lubade andmisel või uuendamisel võtta hoolikalt arvesse käitamistingimusi. Lisaks on komisjoni rakendusotsuse 2012/119/EL punktis 2.3.7.2.4 sätestatud, et PVT-viitedokumentide koostamisel või läbivaatamisel kasutatavaid heite- ja tarbimisalaseid andmeid täiendatakse võimalikult täpsete üksikasjadega käitamistingimuste kohta [39, EL 2012].

PVTga saavutatavate heitetasemete sidumine tavapäraste käitamistingimustega (NOC) ei tähenda, et tööstusheidete direktiivis, lubades ja PVT-järeldustes ei saanud määrata kindlaks sätteid seoses heitega muudes kui tavapärastest käitamistingimustest (OTNOC). Tööstusheidete direktiivi artikli 14 lõike 1 punkt f nõuab, et luba peab sisaldama OTNOCiga seotud meetmeid. Veel üks näide on tööstusheidete direktiivi lisa VI osa 3 punkt 2 (mis käsitleb jäätmepõletustehaseid), kus on sätestatud, et tolmu kogusisaldust teatud heidetes „ei või mingil juhul ületada“ ning see hõlmab kõiki käitamistingimusi [24, EL 2010]. Lisaks on komisjoni rakendusotsuse 2012/119/EL punktis 3.1 sätestatud, et PVT-järeldused peavad käsitlema ka muid kui tavapäraseid käitamistingimusi, kui neid peetakse keskkonnakaitse seisukohast murettekitavaks [39, EL 2012]. OTNOCi tuleb käsitleda eelkõige juhul, kui on ilmne, et on oodata olulist mõju keskkonnale, nt võimalik mürgiseid aineid sisaldav heide või suur lõhnahäiringut põhjustavate ainete kontsentratsioon elurajoonide lähedal.

NOCi või OTNOCiga seotud mõõtmistulemuste liigitamiseks tuleb mõõtmisaruandes dokumenteerida käitamistingimused koos taustteabega heite kohta (nt võrdlustingimused) ja siduda need selgelt konkreetsete väärtustega, kui uuritava(te) allika(te) keerukus seda võimaldab. See tähendab, et tuleb kindlaks teha erinevad võimalikud heidet mõjutavad NOCid, nt erinevad käitlusrežiimid tootmise ajal, erinevad toorained või kütused, kindlaksmääratud tehase käitamise konkreetsel koormusel või võimsusel, partiidena töötlemine või tootmine.
Kui vajalik on väärtuste keskmistamine, tuleb arvutamisel arvesse võtta ainult neid väärtuseid, mis on üheselt seotud võrreldavate NOC- või OTNOC-tingimustega.
Pidevate mõõtmiste puhul hõlmavad seiretulemused nii NOC kui ka OTNOCi. Seepärast tuleks eelnevalt kindlaks määrata käitise erinevate käitamistingimuste klassifitseerimiskriteeriumid, et saaks NOCi ja vajaduse korral ka OTNOCi väärtusi eraldi keskmistada siis, kui tulemused jäävad määratletud (kalibreerimis)vahemikku. See tagab esitatud keskmiste näitajate seotuse ainult võrreldavate käitamistingimustega.

Perioodiliste mõõtmiste puhul tuleb seirekava [45, CEN 2007], [46, CEN 2006] kindlaksmääramisel võtta arvesse käitamistingimusi. Kui erinevates tavapärastes käitamistingimustes esinevad märkimisväärsed erinevused heites, on soovitatav viia läbi perioodilisi mõõtmisi, mis on esinduslikud iga eristatava NOC osas või vähemalt kõige suurema eeldatava heite puhul (vt ka punktid 4.3.3.4 ja 5.3.5.2). See, kas perioodilisi mõõtmisi peetakse vajalikuks ka OTNOCi puhul, sõltub konkreetsest olukorrast ja prognoositavast heitest. Esinduslike perioodiliste mõõtmiste tagamine OTNOCi raames võib osutuda keeruliseks ülesandeks, eelkõige mitterutiinsete juhtumite puhul.

Joonisel 3.2 on toodud mõned näited (A, B, C ja D) heitkoguste muutumise kohta ajas. Joonise horisontaaltelg (x-telg) tähistab aega ja vertikaaltelg (y-telg) heitetaset.



Allikas: [3, KOM 2003]

Joonis 3.2. Näited heitetasemete võimaliku muutumise kohta ajas

Joonisel 3.2 toodud näidete alusel võib NOCi ja OTNOCi ning seotud seirekorra kokku võtta järgmiselt:

- **Protsess A** on väga stabiilne protsess. Võib eeldada, et ülekaalus on NOC. Mõõtmistulemused on sarnased, olenemata nende läbiviimise ajast. Minimaalse sagedusega perioodilised mõõtmised võivad olla piisavad. Kui eeldatav väärtus on heite piirväärtuse lähedal, on soovitatav teha pidevaid mõõtmisi, kui see ei ole juba nõutav tööstusheidete direktiivi või siseriiklike õigusaktidega.

- **Protsess B** on näide vahelduvate, kuid stabiilselt suurte ja madalate heitetasemete kohta, mis on tüüpiline tsüklilise või partiidena töötlemise puhul. Võib arvata, et kogu protsess kujutab endast kahe erineva heitetasemega tavapäraseid käitamistingimusi.
  Valitud seiremeetod sõltub eristatavate heiteetappide kestusest ja loa erinõuetest.
  Pidevate heitemõõtmiste korral on lihtne määrata iga eristatava etapi üldist keskmist heitetaset või heitetaset.
  Perioodiliste mõõtmiste korral tuleb eelnevalt välja selgitada, kas kindlaks tuleb määrata üldine keskmine heitetase (nt koormuse hindamiseks) või iga eristatava etapi heitetase. Soovitatav on teostada mõõtmisi kahe erineva heiteetapi ajal või teha mõõtmisi juhtumist olenevalt ainult suurima eeldatava heitega etapis.
  Sellest tulenevalt võivad ka PVT heitetasemed olla määratud vastavalt ning valida tuleb asjakohane seire viis.

- **Protsess C** on suhteliselt stabiilne protsess, millel on juhuslikud lühikesed, kuid kõrged tipud. Samasugune olukord võib koosneda regulaarsetest tippudest, mis tekivad alati pärast teatavat meedet, näiteks tootmise käivitamisel pärast nädalavahetust.
  Sellistel juhtudel tuleb hinnata, kas tippude põhjus on NOC või OTNOC. Samuti tuleb seirenõuete kindlaksmääramisel võtta arvesse tipptasemete osakaalu koguheites ja nende võimalikku keskkonnamõju.
  Pidevad mõõtmised hõlmavad nii tippe kui ka vaheperioode ning võimaldavad eristada NOC- ja OTNOC-tingimusi. Olenevalt tippude kestusest võib olla piisav, kui viiakse läbi perioodilisi mõõtmisi stabiilsetes tingimustes ja mõõdetakse neil tiputundidel ainult aeg-ajalt. See võib nõuda proovivõtu kestuse lühendamist. See, kas tipuheidet on vaja kajastada PVT-järeldustes ja/või lubades, sõltub heite olulisusest ja sellest, kas käitamistingimuste puhul on tegemist NOCi või OTNOCiga.

- **Protsess D** kujutab endast väga muutuvat protsessi, mis on siiski tõenäoliselt NOC. Tundub, et NOCi ja OTNOCi eristamine on keeruline, kuigi pärast tootmisprotsessi uurimist võib tuvastada ka OTNOCi.

Kui kogu heide tekib NOCi ajal, tuleb hinnata selle osakaalu käitise koguheites ning kui osakaal on märkimisväärne, on kõigi heite kõikumiste katmiseks ilmselt ainus võimalik seirelahendus pidevad mõõtmised.

On ebatõenäoline, et sellist tüüpi heite puhul kasutatakse perioodilisi mõõtmisi. Ainult siis, kui käitise osa koguheites on väga väike või kui heitetasemed on hoolimata kõikumistest eeldatavasti püsivalt heite piirväärtusest madalamad, on ilmselt asjakohane töötada välja mõõtmiskava, millega tagatakse mõõtmiste läbiviimine kõrgeima heitetasemega perioodidel.

PVTga saavutatava keskkonnatoime tase ja/või heite piirväärtus peaksid sellise protsessi puhul kajastama eritingimusi ja olema seotud asjakohase seirekorraga.

Nagu eespool kirjeldatud, mõjutavad seirerežiimi erinevad käitamistingimused või heitemudelid. Seda käsitletakse üksikasjalikumalt 4. osas õhkuheite puhul ja 5. osas vetteheite kohta.

4 ÕHKUHEITE SEIRE

4.1 ÜLEVAADE

Käesolevas peatükis käsitletakse õhkuheite seiret, sealhulgas teavet järgmiste aspektide kohta:

- õhusaasteained (vt punkt 4.2);
- pidevad/perioodilised mõõtmised (vt punkt 4.3);
- asendusparameetrid (vt punkt 4.4);
- hajusheide (vt punkt 4.5);
- lõhn (vt lõik 4.6);
- bioseire (vt punkt 4.7);
- kulud (vt punkt 4.8).

Seire üldiseid aspekte kirjeldatakse 3. peatükis.

4.2 ÕHUSAASTEAINED

Tabelis 4.1 on toodud mõned näited õhusaasteainete määratluste kohta, mida kasutatakse või võidakse kasutada PVT-järeldustes või lubades. Määratlusi muudetakse vastavalt koostatava/läbivaadatava PVT-viitedokumendi eripäradele või nõutavatele loatingimustele.

Tabel 4.1. Näited õhusaasteainete määratluste kohta

Parameeter/aine(d)	Määratlus
CO	Süsinikmonooksiid
Tolm	Õhus esinevate osakeste kogusisaldus
Gaasilised kloriidid	Gaasilised kloriidid, väljendatud HCl-na
Gaasilised fluoriidid	Gaasilised fluoriidid, väljendatud HF-na
H_2S	Vesiniksulfiid
Elavhõbe ja selle ühendid	Elavhõbeda ja selle ühendite summa, väljendatud Hg-na
NH_3	Ammoniaak
NO	Lämmastikmonooksiid
NR_2	Lämmastikdioksiid
NR_X	Lämmastikmonooksiidi (NO) ja lämmastikdioksiidi (NO_2) summa, väljendatud NO_2-na
Lõhna aine kontsentratsioon	(ou_E) lõhnaühikute arv ühes kuupmeetris tavatingimustel ja mõõdetuna dünaamilise olfaktomeetriaga standardi EN 13725 kohaselt [52, CEN 2003]
PCBd	Polüklooritud bifenüülid
PCDDd/PCDFid	Polüklooritud dibenso-*p*-dioksiinid/dibensofuraanid
NO_2	Vääveldioksiid
NO_X	Vääveldioksiidi (SO_2), vääveltrioksiidi (SO_3) ja väävelhappe aerosoolide summa, väljendatud SO_2-na
TVOC	Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus, väljendatud C-na
LENDUVAD ORGAANILISED ÜHENDID	Lenduv orgaaniline ühend; määratletud direktiivis 2010/75/EL [24, EL 2010] kui mis tahes orgaaniline ühend ja kreosoodi fraktsioon aururõhuga vähemalt 0,01 kPa temperatuuril 293,15 K või analoogse lenduvusega konkreetsetes kasutustingimustes

Teave kõige levinumate õhusaasteainete konkreetsete seireaspektide kohta, sealhulgas mõõtmispõhimõtete kohta, on pidevate mõõtmiste puhul toodud punktis 4.3.2.4 ja perioodiliste mõõtmiste puhul punktis 4.3.3.10.

4.3 PIDEVAD/PERIOODILISED MÕÕTMISED

4.3.1 Pidevad *vs*. perioodilised mõõtmised

Pidevad mõõtmised viiakse läbi automatiseeritud mõõtesüsteemiga (AMS), mis on heite pidevaks seireks püsipaigaldatud kohapeale ([36, CEN 2014]). Perioodiline mõõtmine on määratletud mõõteväärtuste määramisena kindlaksmääratud ajavahemike järel ([45, CEN 2007]).

Tabelis 4.2 on antud ülevaade pidevate ja perioodiliste mõõtmiste olulistest omadustest, sealhulgas esitatud nende eelised ja puudused.

Tabel 4.2. Pidevate ja perioodiliste mõõtmiste olulised omadused

Omadus	Pidev mõõtmine	Perioodiline mõõtmine
Proovivõtuperiood	Mõõtmine hõlmab kogu aega või suuremat osa ajast, mille jooksul ained heitena eralduvad	Hetkepildid pikaajalise heiteprofiili kohta
Kiirus	Peaaegu alati reaalajas tulemused	Reaalajas saadud tulemused analüsaatoreid kasutades; hilinenud tulemused manuaalset meetodit ja laboratoorset lõppmeetodit kasutades
Tulemuste keskmistamine	Pidevalt kogutud tulemused, mida saab keskmistada teatava ajavahemiku jaoks, nt 30 minutit, 1 tund või 24 tundi	Tulemused proovivõtuperioodi vältel, tavaliselt alates 30 minutist kuni mitme tunnini
Kalibreerimine ja jälgitavus	AMS vajab kalibreerimist standardse standardmeetodiga (SRM) ([2]) ja korrigeerimist sertifitseeritud etalonainetega hooldusintervalli ajal	Perioodilistel mõõtmistel saab kasutada standardseid võrdlusmeetodeid; need võivad olla manuaalsed või automatiseeritud
Akrediteerimine	AMSi kalibreerimise ja hoolduse kvaliteedikontroll vastavalt standarditele EN 14181:2014 [36, CEN 2014] ja EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]	Perioodiliste mõõtmiste kvaliteedikontroll vastavalt standardile EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]
Seadmete sertifitseerimine	Saadaolevate seadmete sertifitseerimine (vt punkt 4.3.2.2.1)	Saadaolevate kaasaskantavate seadmete sertifitseerimine
Investeerimiskulud ([1])	Suuremad kulud kui perioodilise seire seadmete puhul	Madalamad kulud kui AMSi puhul
Tegevuskulud ([1])	Tavaliselt suuremad kui perioodiliste mõõtmiste kulud, eriti kui need hõlmavad QAL2, QAL3, AST jne (vt punkt 4.3.2.2.2)	Tavaliselt madalamad kulud kui AMSi puhul

([1]) Üksikasjalikku teavet kulude kohta vt punkt 4.8 ja lisa A.5.
([2]) Kalibreerimiseks võib kasutada alternatiivset meetodit (AM), kui on tõendatud samaväärsus vastavalt standardile EN 14793:2017 [27, CEN 2017].
Allikas: [34, MCERTS 2017].

Lisaks tabelis 4.2 toodule võib pidevate või perioodiliste mõõtmiste kasutamise üle otsustamisel võtta arvesse järgmisi aspekte [3, KOM 2003]:

- heite keskkonnaalane tähtsus;
- heite piirväärtuse ületamisega seotud keskkonnarisk (vt punkt 3.3.1);
- heitetasemete varieeruvus, eelkõige juhul, kui need on heite piirväärtuse lähedal (vt punkt 3.5);
- õigusnõuded (nt riiklikes õigusaktides, tööstusheidete direktiivis, PVT-järeldustes);
- kohalikud tingimused (nt õhukvaliteedi normid);
- seadmete kättesaadavus ja töökindlus (nt pidevad mõõtmised ei pruugi teatavatel tingimustel olla teostatavad, nt suur veeaur või tolmusisaldus heitgaasis);
- nõutav mõõtemääramatus;
- vajadus pidevalt jälgida ja/või kontrollida käitamistingimusi, sealhulgas saastevähendussüsteemi;
- avalik arusaam.

Tööstusheidete direktiiv nõuab pidevat mõõtmist mõne tegevuse puhul suurtes põletusseadmetes (nt lisa V osa 3), mille summaarne nimisoojusvõimsus on 100 MW või rohkem (nt SO_2, NO_x ja tolm) ning lisas VI osas 6 märgitud jäätmepõletustehastes (nt NO_x puhul eeldusel, et heite piirväärtused on kehtestatud, ning CO, kogutolmu, orgaanilise süsiniku, HCl, HF ja SO_2 puhul). Mõlema juhu jaoks on tööstusheidete direktiivis sätted, milles täpsustatakse, millistel tingimustel võib pidevaid mõõtmisi asendada perioodiliste mõõtmistega [24, EL 2010].

Mõnes liikmesriigis (nt Belgias (Flandrias) [57, BE (Flandria) 2014], Taanis [58, DK 2002], Prantsusmaal [60, FR 2016], Saksamaal [61, DE 2002]) ja Portugalis [137, PT 1993] kasutatakse pideva mõõtmise vajalikkuse üle otsustamiseks üldisi massivoolu piirmäärasid. Üldiselt eeldatakse, et allpool neid künniseid piisab perioodilistest mõõtmistest, välja arvatud juhul, kui konkreetse juhtumi tingimused nõuavad teistsugust lähenemist. Mõned näited selliste massivoolu piirväärtuste kohta kõige levinumate saasteainete puhul on esitatud lisa A.3 tabelis 7.4.

Teistes liikmesriikides (nt Madalmaades ja Ühendkuningriigis) kasutatakse riskipõhist lähenemisviisi, mille kohaselt on heitkoguste suurenemine saastevähendusseadmete rikke korral aluseks pideva mõõtmise või filtri lekke seire nõudele [4, NL 2012].

Orgaanilisi lahusteid kasutavate käitiste ja tegevuste massivoolu piirmäär on määratletud ka tööstusheidete direktiivi lisa VII osas 6: „Gaasikäike, mille külge on kinnitatud saasteainete püüdeseadmed ning mille lõpp-punkti kaudu väljub orgaanilist süsinikku kokku keskmiselt üle10 kg/h, kontrollitakse pidevalt nõuete täitmise suhtes“ [24, EL 2010].

Otsused PVT-järelduste kohta seoses PVT-viitedokumentides käsitletava seirega tuginevad asjaomas(t)e tööstussektori(te) praktikale ja esitatud teabele. Eespool nimetatud aspektid ja näited aitavad otsustada, kas asjakohasem on pidev või perioodiline seire.

4.3.2 Pidevad mõõtmised

4.3.2.1 Üldised EN standardid

Tabelis 4.3 on loetletud üldised EN standardid, mis on asjakohased õhkuheite pideval mõõtmisel. Üks neist on seotud ka välisõhu mõõtmistega.

EN standardite ja muude standardmeetodite üldine kasutamine on toodud punktis 3.4.3.

Tabel 4.3. Õhkuheite pidevaks mõõtmiseks asjakohased üldised EN standardid

Standard	Pealkiri
EN ISO 9169:2006	Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide toimeparameetrite määratlus ja määratlemine (ISO 9169:2006)
EN 14181:2014	Paiksete saasteallikate heide. Automatiseeritud mõõtesüsteemide kvaliteedikontroll
EN 15259:2007	Õhukvaliteet. Paiksetest allikatest pärit heitkoguste mõõtmine. Mõõtealade ja -kohtade ning mõõtmise eesmärgi, kava ja aruande nõuded
EN 15267–1:2009	Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 1: Üldpõhimõtted
EN 15267–2:2009	Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 2: AMSi tootja kvaliteedijuhtimissüsteemi esialgne hindamine ja tootmisprotsessi sertifitseerimisjärgne järelevalve
EN 15267–3:2007	Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 3: Paiksetest allikatest pärit heitkoguste seire automatiseeritud mõõtesüsteemide tulemuskriteeriumid ja katsemenetlused

Standardis **EN ISO 9169:2006** antakse määratlused ja täpsustatakse meetodid AMSi toimeparameetrite määramiseks välisõhu ja gaasikäigu heite mõõtmisel. Katsed viiakse läbi stabiilsetes laboritingimustes või välitingimustes. Standard kehtib mõõtesüsteemidele, mille puhul on võimalik kasutada rakendusvahemikus mitut tunnustatud väärtustega etalonainet, mille mõõtemääramatus on teada [267, CEN 2006].

Standardis **EN 14181:2014** määratletakse kasutatava AMSi kvaliteedikontrolli kord, nimelt kalibreerimine ja valideerimine, mis vastab kvaliteedikontrolli tasemele 2 (QAL2), pidevale kvaliteedikontrollile käitamise ajal (QAL3) ja iga-aastasele automaatsete mõõdistussüsteemide kontrollimisele ja kalibreerimisele (AST) (vt punkt 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014]. Koos selle standardiga on mõnede saasteainete/parameetrite, näiteks tolmu [62, CEN 2017], elavhõbeda [232, CEN 2005] ja metaani [233, CEN 2010], aga ka kiiruse ja voolu mahtkiiruse [234, CEN 2013] jaoks saadaval täpsemad EN standardid.

Standardit **EN 15259:2007** kohaldatakse peamiselt heite perioodilisel mõõtmisel, kuid selles täpsustatakse ka AMSi jaoks parima võimaliku proovivõtukoha leidmise kord (vt punkt 4.3.2.3) [45, CEN 2007].

Standardi **EN 15267 osades 1-3** kirjeldatakse AMSi sertifitseerimist, mida nimetatakse ka sobivuse hindamiseks ja mis kujutab endast kvaliteedikontrolli 1. taset (QAL1). Sertifitseerimismenetlus viiakse läbi enne AMSi paigaldamist heiteallikasse (vt punkt 4.3.2.2.1) [64, CEN 2009] [65, CEN 2009] [66, CEN 2007].

2017. aastal töötas tehnilise komitee CEN/TC 264 töörühm „Õhukvaliteet“ välja mitu uut EN standardit AMSi andmekogumise ja -töötlemise süsteemilt (DAHS) saadud andmete kvaliteedikontrolli kohta, mida kasutatakse paiksetest allikatest pärit heite seireks. Selles EN standardiseerias täpsustatakse eeldatavasti nõuded andmete käitlemisele ja esitamisele (osa 1) DAHSile (osa 2) ning DAHSi toimivuskatsetele ja sertifitseerimisele (osa 3) [78, CEN 2017].

4.3.2.2 Kvaliteedikontroll

4.3.2.2.1 Sertifitseerimine

QAL1 on menetlus, mis on määratletud standardi EN 15267 osades 1-3 ja millele viidatakse standardis EN 14181:2014 ning millega tõendatakse AMSi sobivus ettenähtud otstarbeks **enne** selle paigaldamist kohapeale [36, CEN 2014]:

- Standardis EN 15267–1:2009 täpsustatakse üldpõhimõtted, sealhulgas sertifitseerimise ühised menetlused ja nõuded [64, CEN 2009].
- Standardis EN 15267–2:2009 sätestatakse nõuded tootja kvaliteedijuhtimissüsteemile, tootja tootmiskontrolli esialgsele hindamisele ja jätkuvale järelevalvele edasiste konstruktsioonimuudatuste mõju osas sertifitseeritud AMSi toimimisele [65, CEN 2009].
- Standardis EN 15267–3:2007 täpsustatakse AMSi tulemuskriteeriumid ja katsemenetlused [66, CEN 2007].

QAL1 sobivuskatse on keerukas menetlus, mis on jagatud labori- ja välikatse etapiks [28, DE UBA 2008], [66, CEN 2007]. Mõõteriistade tootjad tellivad sobivuskatsete läbiviimise sertifitseerimise saamiseks tavaliselt kolmandatelt isikutelt. 2017. aastal viisid läbi või koordineerisid sobivuskatseid Euroopas järgmised organisatsioonid:

- Inglismaa Keskkonnaameti seire sertifitseerimissüsteem (MCERTS);
- TÜV Reinimaa ja Saksamaa Riiklik Keskkonnaamet (UBA).

Sobivuskatsed hõlmavad **sertifitseerimisvahemikku,** mis on vahemik, mille ulatuses AMS on sertifitseeritud. Sertifitseerimisvahemik on seotud heite piirväärtusega, mis on toodud asjakohastes ELi direktiivides protsesside kohta, milles AMSi kasutatakse. Näiteks standardis EN 15267–3:2007 on sätestatud, et sertifitseerimisvahemik ei tohi olla suurem kui 1,5 kordne päevane heite piirväärtus jäätmepõletustehaste puhul ja 2,5 kordne päevane heite piirväärtus suurte põletusseadmete puhul [66, CEN 2007], [67, MCERTS 2015]. Kui heite piirväärtus muutub, ei pruugi olemasolev AMS enam sertifitseerimisvahemiku nõuetele vastata. Üldiselt nõuab see hindamist, et teha kindlaks, kas AMS sobib endiselt selleks otstarbeks.

Sertifitseeritud AMS vastab mitmele toimivusstandardile, sealhulgas maksimaalne laiendatud mõõtemääramatus vastavalt tööstusheidete direktiivi lisades V ja VI esitatud nõuetele. Standardis EN 15267–3:2007 on nõutud, et kogu mõõtemääramatus oleks vähemalt 25% väiksem maksimaalsest lubatud mõõtemääramatusest. See tagab AMSi üksikpaigaldise mõõtemääramatusele piisava varu, et vastata edukalt standardis EN 14181:2014 toodud QAL2 ja QAL3 nõuetele (vt punkt 4.3.2.2.2). Samuti nõuab standard, et laborikatsetega kindlaks määratavad tolmu ja gaasiliste ühendite (v.a hapnik) määramispiirid oleksid ≤8% sertifitseerimisvahemiku ülempiirist [66, CEN 2007].

Vanem AMS (st enne 2007. aastat toodetud) ei pruugi vastata standardi EN 15267 [256, CONCAWE 2013] kriteeriumidele.

Õhkuheite mõõtmiseks saadaolevad sertifitseeritud AMSid saasteainete ja perifeersete parameetrite jaoks on loetletud lisa A.1 tabelis 7.2.

Pideval mõõtmisel saadud heiteandmed tuleb säilitada ja täiendavalt töödelda. Selleks kasutatakse mitmesuguseid süsteeme, eelistades selgelt automaatseid andmelogereid, mis suudavad suhelda ka eemal oleva keskprotsessoriga. Olemas on ka sertifitseeritud digitaalsed andmeedastus- ja hindamissüsteemid [129, DE UBA ja TÜV 2018], [138, MCERTS 2018], mida tabel 7.2 ei hõlma.

Standardis EN 15859:2010 sätestatud toimivuskriteeriumid ja katsemenetlused pidevate tolmuvähendussüsteemide seireseadmete sertifitseerimiseks. Käesolev standard hõlmab kahte tüüpi tolmuvähendussüsteemide seireseadmeid [63, CEN 2010]:

- filtriga tolmuseireseade, mida saab kalibreerida massikontsentratsiooni ühikutes (nt mg/m³) ja mida kasutatakse tolmusisalduse vähendamise kontrollimiseks;
- filtriga lekkeseireseade, mis näitab puhastusprotsessiga saavutatud muutust heitetasemes või tolmuimpulsside ulatuses.

Standardi EN 15859:2010 kohaselt sertifitseeritud pidevaid tolmumõõtmisi võib kasutada juhtudel, kui tõkestusseadmed vajavad kvalitatiivset seiret alternatiivina kallimale kvantitatiivsele AMSile, isegi kui nende tolmuseireseadmete tehtud mõõtmised ei pruugi tingimata vastata kõigile standardi EN 14181:2014 nõuetele.

Indikatiivse asendusparameetrina võib kasutada filtriga lekkeseireseadme väljundsignaali, nagu eespool osutatud (vt punkt 4.4.1.1).

4.3.2.2.2 Kvaliteedikontroll käitamise ajal

Standardis EN 14181:2014 kirjeldatakse kvaliteedikontrolli menetlusi tasemete QAL2 ja QAL3, aga ka kasutatava AMSi iga-aastase automaatsete mõõdistussüsteemide kontrollimise ja kalibreerimise jaoks [36, CEN 2014].

Standardis EN 14181:2014 määratletud **QAL2** puudutab katselaboreid, mis on akrediteeritud (vt punktid 3.4.1 ja 3.4.2) või mille asjaomane pädev asutus on otse heaks kiitnud. QAL2 katsed viiakse läbi **pärast** AMSi paigaldamist. Kalibreerimisfunktsioon määratakse kindlaks mitme tegeliku heite mõõtmistulemuste põhjal, mis on teostatud paralleelselt AMSi ja standardse võrdlusmeetodiga (SRM). Seejärel hinnatakse AMSiga mõõdetud väärtuste varieeruvust maksimaalse lubatud mõõtemääramatuse suhtes [36, CEN 2014].

Ühtsed standardsed võrdlusmeetodid (SRM) on määratletud konkreetsetes EN standardites (vt lisa A.1 tabel 7.2). Alternatiivset meetodit võib kasutada siis, kui on tõendatud samaväärsus vastavalt standardile EN 14793:2017 [27, CEN 2017].

QAL2 protseduuri tuleb korrata regulaarselt vähemalt iga viie aasta järel. Sagedasemate korduste nõudmise aluseks võivad olla õigusaktid, pädevad asutused või on see vajalik pärast olulisi muudatusi AMSis või protsessis/käitamistingimustes. QAL2 koosneb vähemalt 15 paralleelsest mõõtmisest AMSi ja SRMi (või AM) suhtes tavapärastes töötingimustes. Standard EN 14181:2014 ei luba kasutada kalibreerimisfunktsiooni saavutamiseks üksnes etalonaineid, sest need ei jäljenda piisavalt heitgaaside maatriksit. Mõõtmised viiakse läbi nelja nädala jooksul, jaotatakse ühtlaselt vähemalt kolmele päevale, kusjuures jaotatakse ka ühtlaselt iga mõõtepäeva lõikes. Üldiselt peaksid kontsentratsioonid kalibreerimise ajal seadme tavapärastes käitamistingimustes varieeruma nii palju kui võimalik. Kui tavapärased käitamistingimused hõlmavad erinevaid töörežiime (nt erinevate kütuste kasutamine, erinevate toodete tootmine), tuleb kontrollida vajadust täiendava kalibreerimise järele [36, CEN 2014].

Kuna QAL2 menetlus põhineb tegelike heitkoguste mõõtmisel, erineb saadud **kalibreerimisvahemik** sertifitseerimisvahemikust (nt võib see olla väiksem või suurem). Standardis EN 14181:2014 olevad sätted täpsustavad, millisel määral võib laiendada kehtivat kalibreerimisvahemikku kalibreerimise käigus saadud suurimast mõõdetud väärtusest kõrgemale. **Mõõtepiirkond** on vahemik, millele AMS on seadistatud töötama kasutamise ajal. Üldjuhul nõuavad riikide pädevad asutused, et mõõtepiirkond hõlmaks maksimaalset lühiajalist heite piirväärtust. Mõõtepiirkond võib sertifitseerimisvahemikust erineda (nt võib see olla väiksem või suurem). Väljaspool kehtivat kalibreerimispiirkonda läbi viidavate mõõtmiste puhul sätestab standard EN 14181:2014, et kalibreerimiskõver tuleb ekstrapoleerida. Kui vajalik on AMSi suurem töökindlus heite piirväärtuse juures, kui käitises toimub heide tasemega väljaspool

kalibreerimispiirkonda, tuleb kalibreerimisel kasutada lineaarse ekstrapoleerimise sobivuse kinnitamiseks etalonmaterjale [36, CEN 2014].
Kui heitetase läheneb määramispiirile, on AMSi kalibreerimine üldiselt keeruline. 2016. aastal teatas INERIS juhtumitest, kus andmepunktide pilved tõid kaasa halva regressioonikoefitsiendiga kalibreerimisjooned või isegi negatiivsed kalded [265, INERIS 2016]. Kuna käitise käitamistingimuste muutmisvõimalused on sageli piiratud, nähakse standardis EN 14181:2014 ette võimalus kasutada etalonaineid juhul, kui paralleelsete mõõtmistulemuste erinevused on piiratud ja mõõdetud kontsentratsioonid on oluliselt väiksemad heite piirväärtusest [36, CEN 2014]. Selliseid etalonaineid tolmu mõõtmiseks siiski ei ole [265, INERIS 2016]. Viise, kuidas sellistel juhtudel toimida, on kirjeldatud Inglismaa keskkonnaameti tehnilistes juhistes [67, MCERTS 2015].

QAL3, nagu on määratletud dokumendis 14181:2014, kirjeldab sagedast kvaliteedikontrolli korda, et säilitada ja tõendada AMSi nõutavat kvaliteeti selle tavapärase käitamise ajal. QAL3 protseduuri rakendamise ja läbiviimise eest vastutab seadme/tehase käitaja. Erinevalt QAL1 ja QAL2-st ei nõuta QAL3 protseduuride läbiviimiseks akrediteeritud või heakskiidetud laboratooriumi. QAL3 menetluse eesmärk on tagada, et AMSi hoitakse samasuguses töökorras ja töötingimustel, nagu see oli paigaldamisel ja QAL2 protseduuri käigus kalibreerimisel. Selle saavutamiseks kinnitatakse, et sertifitseerimise käigus kindlaks määratud triiv ja täpsus (st QAL1) jäävad kontrolli alla [36, CEN 2014].

QAL3 menetlus nõuab regulaarseid ja ideaaljuhul sagedasi mõõtmisi nullpunktides ja võrdluspunktides teadaoleva koguse ja kvaliteediga etalonaineid kasutades. Kasutatakse kontrolldiagramme, kuhu on joonistatud null- ja võrdlusnäidud aja suhtes. Sõltuvalt kontrolldiagrammi tüübist määratakse AMSi triiv ja täpsus kas koos või eraldi. See võimaldab kindlaks teha, millal tuleb seadet reguleerida või hooldada (nt tootja poolt) [36, CEN 2014].

QAL3 menetluse nõutav sagedus on vähemalt üks kord sertifitseerimise ajal (st QAL1) kindlaks määratud hooldusperioodi jooksul, tavaliselt jääb see kaheksa päeva ja ühe kuu vahele. Mõnel AMSil on palju pikemad hooldusintervallid (nt kolm kuni kuus kuud), mis tagab tõestatud pikaajalise stabiilsuse ja seire parema kättesaadavuse, kuna ulatuse mõõtmine võib olla aeganõudev [36, CEN 2014].

AST (iga-aastane automaatsete mõõdistussüsteemide kontrollimine ja kalibreerimine) kaasab katselaborid, mis on akrediteeritud (vt punktid 3.4.1 ja 3.4.2) või mille asjaomane pädev asutus on otse heaks kiitnud. See on iga-aastane menetlus AMSi testimiseks, et hinnata, a) kas see toimib õigesti ja toimib endiselt ning b) selle kalibreerimisparameetrid jäävad samaks nagu eelnevalt määratletud (st QAL2 ajal). Üldiselt koosneb AST funktsionaalsustestist ja vähemalt viiest paralleelsest mõõtmisest AMSi ja SRM (või AM) vahel. Mõõdetud andmeid kasutatakse AMSi varieeruvuse ja kalibreerimisfunktsiooni katsetamisel [36, CEN 2014].

4.3.2.3 Mõõtmis-/proovivõtukoht, lõik, tasapind ja punkt

Sageli kasutatakse järgmisi mõisteid [45, CEN 2007], [102, MCERTS 2016]:

- **Mõõtmis-/proovivõtukoht (nimetatakse ka mõõtmise/proovivõtu asukohaks):** koht heitgaasi gaasikäigus mõõtmistasandi(te) piirkonnas, kus tehakse mõõtmisi või võetakse proove. See koosneb struktuuridest ja tehnilistest seadmetest, näiteks tööplatvormidest, mõõtmise sisendavadest ja energiavarustusest.
- **Mõõtmis-/proovivõtulõik:** heitgaasikanali piirkond, mis hõlmab mõõtetasandeid ning sisse- ja väljalaskeavasid.
- **Mõõtmis-/proovivõtutasand:** proovivõtuasendis kanali keskjoone suhtes normaalne tasapind.
- **Mõõtmis-/proovivõtupunkt:** koht heitgaasikanali mõõtetasapinnal, kust saadakse mõõteandmed otse või ekstraheeritakse gaasivoost proov.

Standardis EN 14181:2014 on nõutud, et AMSi tööplatvorm oleks kergesti juurdepääsetav, puhas, hästi ventileeritud, hästi valgustatud ja kooskõlas standardiga EN 15259:2007. Kui tööplatvorm on avatud ilmastikuoludele, peab töötajatel ja seadmetel olema asjakohane kaitse [36, CEN 2014]. Standardi EN 15259:2007 kohaselt peab tööplatvormil olema piisav kandevõime ja piisav tööruum (st pindala ja kõrgus), et AMSi käsitseda [45, CEN 2007].

Pidevad mõõtmised piirduvad tavaliselt mõõtmise/proovivõtuga ühes punktis või ühel vaatejoonel. Standardi EN 15259:2007 kohaselt peavad need mõõtmis--/proovivõtupunktid asuma asukohas, mis võimaldab heite **esinduslikku** mõõtmist/proovivõttu. Sel eesmärgil nähakse standardiga ette parima võimaliku mõõtmis-/proovivõtupunkti kindlaksmääramise kord võremõõtmisepõhjal (vt ka punkt 4.3.3.6) [45, CEN 2007].

4.3.2.4 Analüüs

4.3.2.4.1 Ekstraktiivne ja mitteekstraktiivne AMS

Üldiselt on heitkoguste pidevaks mõõtmiseks saadaval kaks erinevat AMSi liiki: ekstraktiivne ja mitteekstraktiivne AMS. Enamiku tabelis 7.2 loetletud parameetrite puhul on olemas mõlemad AMSi liiki.

Ekstraktiivse AMSi puhul võetakse põhigaasivoost proovivõtusüsteemi abil gaasiproov ja saadetakse see mõõteseadmesse, mis on proovivõtukohast füüsiliselt eraldatud (joonis 4.1). See nõuab sobivaid proovivõtuseadmeid, kuid võimaldab vajaduse korral selle gaasivoo eritöötlust, kust proov võetakse. Üldiselt tuleb proovivõturada hoida võimalikult lühikesena, et võimaldada lühikesi reageerimisaegu ja vältida võimalikke proovide kadusid. Kõik gaasiproovi võtu torud ja mõõteseadme osad on valmistatud sobivast materjalist - ühest küljest korrosiooni ennetamiseks ning teisest küljest nende materjalide ja mõõdetud komponendi vaheliste reaktsioonide vältimiseks. Sonde, filtreid ja gaasiproovitorusid kuni gaasiproovijahutini (kui seda kasutatakse kondensaadi eraldamiseks) kuumutatakse üle kondenseerumistemperatuuri [28, DE UBA 2008].

Allikas: [253, INERCO 2012]

Joonis 4.1. Ekstraktiivse proovivõtuseadme näidis

Mitteekstraktiivse AMSi puhul paigaldatakse mõõteseade gaasivoo gaasikäiku või selle osa kohale (*in situ* mõõtmine). Seetõttu ei ole ekstraktiivne proovivõtt vajalik. Põhimõtteliselt on mitteekstraktiivne AMS muudest heitgaaside komponentidest tuleva häiringu suhtes tundlikum kui ekstraktiivne AMS, sest proovi eeltöötlus on tavaliselt vähene või puudub üldse. Näiteks võib osutuda vajalikuks kasutada heitgaasivoo kõrge õhuniiskuse tõttu ekstraktiivset AMSi. Kuna mõõtmised viiakse läbi niisketes tingimustes ja töötemperatuuril gaasikäigus, tuleb seda andmete töötlemisel arvesse võtta.

4.3.2.4.2 Sertifitseeritud AMSi meetodid

Sertifitseeritud AMSi meetodid levinumate õhusaasteainete jaoks on esitatud kokkuvõtlikult tabelis 4.4. Üksikasjalikum teave on esitatud lisa A.1 tabelis 7.2.

Tabel 4.4. Sertifitseeritud AMSi meetodid levinumate õhusaasteainete jaoks

Saasteaine	Seiremeetodid	Märkused
Ammoniaak (NH_3)	FTIR, NDIR koos GFC, TDL	ISO 17179:2016 määratleb automatiseeritud mõõtesüsteemide (AMS) põhistruktuuri ja tähtsaimad jõudlusnäitajad ammoniaagi jaoks [262, ISO 2016].
Süsinik monooksiid (CO)	FTIR, NDIR	–
Tolm	Valguse sumbumine või hajumine, triboelektriline efekt (st tolmuosakestest tulenev sondi elektrifitseerimine)	Standardis EN 13284–2:2017 on määratletud konkreetsed kvaliteedikontrolli nõuded tolmuga seotud AMSile [62, CEN 2017]. 2017. aastal ei olnud osakeste suurusega seotud jaotumise pidevaks mõõtmiseks saadaval ühtegi sertifitseeritud AMSi.
Vesinik kloriid (HCl)	FTIR, NDIR koos GFC, TDL	2012. aastal andis Euroopa Komisjon Euroopa Standardikomiteele volituse valmistada ette uus Euroopa standard gaasilise vesinikkloriidi mõõtmiseks automaatse meetodi abil, sealhulgas koos konkreetsete kvaliteedikontrolli nõuetega [250, COM 2012].
Vesinik fluoriid (HF)	FTIR, TDL	–
Metaan (CH_4)	FID, FTIR, NDIR	EN ISO 25140:2010 määratleb metaani mõõtmiseks mõeldud AMSi põhimõtte, olulised toimivuskriteeriumid ja konkreetsed kvaliteedikontrolli nõuded [233, CEN 2010].
Elavhõbe (Hg)	AAS, DOAS	Standardis EN 14884:2000 on määratletud konkreetsed kvaliteedikontrolli nõuded AMSile gaasilise elavhõbeda koguhulga mõõtmiseks [232, CEN 2005]. Üksikasjalikumat teavet elavhõbeda pideva mõõtmise kohta vt p 4.3.2.4.3.
Metallid ja nende ühendid	–	Sertifitseeritud AMS oli saadaval ainult elavhõbeda (Hg) jaoks.
Lämmastikoksiidid (NO_x)	Kemoluminestsents, FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Saadaval olid ka eraldi AMSid NO ja NO_2 mõõtmiseks.
Polütsüklilised arom. süsivesinikud (PAH)	–	2017. aastal ei olnud sertifitseeritud AMSi saadaval.
PCDDd/PCDFid ja dioksiinitaolised PCBd	–	2017. aastal olid olemas sertifitseeritud süsteemid ainult pidevaks isokineetiliseks proovivõtuks.
Vääveldioksiid (SO_2)	FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	–
Vääveloksiidid (SO_x)	–	2017. aastal ei olnud sertifitseeritud AMSi saadaval. Tüüpvõimalus on mõõta pidevalt SO_2 ja kohaldada parandustegurit, et võtta arvesse vääveltrioksiidi ja väävelhappe aerosoolide osakaalu. Parandusteguri võib määrata SO_x perioodilise mõõtmisega, nt pideva mõõtmise seadme kalibreerimise ajal.
Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TVOC)	FID	PIDd ei kasutata pidevaks mõõtmiseks reageerimistegurite suure varieeruvuse ja proovide konditsioneerimise raskuste tõttu [231, MCERTS 2016].

NB! AAS = aatomabsorptsioonspektromeetria; DOAS = diferentsiaalne optiline neeldumisspektroskoopia; FID = leekionisatsioondetektor; FTIR = Fourier' teisenduse infrapunaspektroskoopia; GFC = gaasifiltri korrelatsioon; NDIR = mittedispersiivne infrapunaspektromeetria; NDUV = mittedispersiivne UV-spektromeetria; PID = fotoionisatsioondetektor; TDL = häälestatava dioodlaseri neeldumisspektromeetria.

Allikas: [104, MCERTS 2018], [129, DE UBA ja TÜV 2018]

4.3.2.4.3 Elavhõbeda pidev mõõtmine

Gaasilise elavhõbeda koguhulga pidev mõõtmine põhineb gaasist ekstraheerimise teel proovi võtmisel, filtreerimisel, muundamisel, võimalikul amalgaamimisel ja mõõtmisel (nt aatomabsorptsioonspektromeetria (AAS) või aatomifluorestsentsspektromeetria (AFS) abil). Erilist rolli mängib siis gaasiproovide konditsioneerimine, kuna AAS ja AFS tuvastavad ainult metallilist elavhõbedat. Seega redutseeritakse muud lenduvad elavhõbedaühendid, peamiselt elavhõbekloriidid (Hg_2Cl_2/HgCl 2), enne analüüsimist metalliliseks elavhõbedaks. See saavutatakse kas märja keemilise redutseerimisega (nt tinakloriidi lahusega) või muunduritega kuivredutseerimisel madalatel (~250 °C) või kõrgetel (~700 °C) temperatuuril. Mis tahes osakestega seotud elavhõbe tulemuses ei sisaldu [198, Boneß ja Greiter 2011], [199, UNEP 2015], [220, Laudal 2015].

Arvestades, et elavhõbeda mõõtmised heitgaasides nõuavad proovide täpsemat konditsioneerimist ja neid võib osutuda vajalikuks teha kontsentratsioonivahemikes <1 µg/m_3 kuni 10 µg/m_3, on nõuded AMSile suhteliselt kõrged [198, Boneß ja Greiter 2011].

4.3.2.5 Võrdlus-/standardtingimused

4.3.2.5.1 Ülevaade

PVTga saavutatavad heitetasemed, nagu on määratletud tööstusheidete direktiivi artikli 3 punktis 13, viitavad kindlaksmääratud võrdlustingimustele, kuid tööstusheidete direktiivis ei ole terminit „võrdlustingimused“ määratletud [24, EL 2010]. Standardis EN 14181:2014 on standardtingimused määratletud tingimustena, mille suhtes tuleb mõõdetud väärtused standardida, et kontrollida vastavust heite piirväärtustele [36, CEN 2014].

Tööstusheidete direktiivi ja PVT-viitedokumentide kontekstis kasutatakse termineid „võrdlustingimused“ ja „standardtingimused“ sageli samas tähenduses ning need on seega vastastikku asendatavad. Üldjuhul tähendab see, et mõõdetud heitekontsentratsioonid teisendatakse pärast veeaurusisalduse mahaarvamist (viidates kuivale gaasile) vastavalt temperatuurile 273,15 K ja rõhule 101,3 kPa. Paljudel juhtudel hõlmavad standardtingimused ka hapniku võrdlustaset (nt põlemisel või põletamisel tekkiva suitsugaasi puhul).

Tööstusheidete direktiiviga mitteseotud kontekstis võidakse kasutada terminite „võrdlustingimused“ ja „standardtingimused“ muidki määratlusi. Näiteks IUPACi määratletud standardtingimused käsitlevad üksnes temperatuuri (273,15 K) ja rõhku (100 kPa) [275, IUPAC 2017].

Heitetasemete võrdlemiseks õhuga on üldiselt vaja teisendada need vastavalt standardtingimustele. Enamikul juhtudel hõlmab see temperatuuri, rõhu ja veeaurusisalduse korrigeerimist.

Hapnikusisaldust korrigeeritakse tavaliselt põlemisprotsesside ja põletamise korral, et võtta arvesse põletusõhust tuleneva heitgaasi lahjenemist. Hapniku võrdlustasemed on protsessi/sektori lõikes erinevad. Teisest küljest ei korrigeerita üldiselt mittepõlemisprotsessides tekkivate heitgaaside heitetaset hapniku võrdlustasemega. Viimaste näidete hulka kuuluvad PVT-SHTd kloori ja kloorioksiidi heitele kloorleeliste tootmise PVT-viitedokumendis (CAK BREF) [140, COM 2014], muu kui põletusahjuga seotud tegevusest pärit heitele tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokumendis (CLM BREF) [183, COM 2013], muust kui sulamistegevusest tulenevale heitele klaasi tootmise PVT-viitedokumendis (GLS BREF) [182; COM 2013] ning muudest allikatest kui puitlaastplaadid ja suundorienteeritud struktuuriga kuivatid pärit heitele puitpaneelide tootmise PVT-viitedokumendis [195, COM 2016]).

Kuigi hapnikuvabasid heitgaasivooge töötlevate termiliste oksüdeerijate heitetasemed võivad olla mõistlikul määral seotud hapniku võrdlustasemega, ei ole see praktika suure hapnikusisaldusega või õhurikaste voolude puhul tavaliselt asjakohane. Viimasel juhul on täiendava kütuse kogus, mis lisatakse selleks, et tagada minimaalne reaktsioonitemperatuur

saasteainete usaldusväärseks hävitamiseks, väga väike. Sõltuvalt heitgaasi eelkuumutamise tasemest toob see kaasa hapniku jääksisalduse, mis on nii suur, et tuleb kohaldada suuri parandustegureid (nt >10) isegi siis, kui on kehtestatud hapniku kõrge võrdlustase (nt 11 mahuprotsenti) [276, VDI 2014].

Mitmes dokumendis on toodud teave arvutuste kohta, mis on vajalikud mõõdetud massikontsentratsiooni ja mõõdetud suitsugaasi mahu teisendamiseks standardtingimustesse [30, NL InfoMil 2012], [34, MCERTS 2017], [45, CEN 2007]. Võrrand heite kontsentratsiooni arvutamiseks hapniku võrdlustasemel on toodud tööstusheidete direktiivis ja paljudes PVT-järeldustes [24, EL 2010]:

Võrrand 4.1

$$E_R = \frac{21 - O_R}{21 - O_M} \times E_M$$

kus E_R = heite kontsentratsioon hapniku võrdlustasemel O_R;
O_R = hapniku võrdlustase (mahu %);
E_M = mõõdetud heite kontsentratsioon;
O_M = mõõdetud hapnikutase (mahu%).

Võrrand näitab, et mõõdetud hapnikutaseme O_M vigadel on heite kontsentratsioonile hapniku võrdlustasemel E_R suurem mõju, kui mõõdetud hapnikutase O_M on kõrgem.

Heitetasemete (nt kg/h) arvutamisel ei mõjuta arvutatud tulemust erinevad temperatuuri-, rõhu-, hapniku- ja veeaurutasemed eeldusel, et massikontsentratsiooni (nt mg/m3) ja voolu mahtkiirust (nt m3/h) väljendatakse samadel tingimustel. Seepärast ei pea heitkoguste arvutamiseks muutma standardtingimusi [34, MCERTS 2017], [45, CEN 2007] .

4.3.2.5.1 Erikaalutlused pideval mõõtmisel

Nagu eespool punktis 4.3.2.5.1 märgitud, nõuab saasteaine pidev mõõtmine sageli samaaegset perifeersete parameetrite (mida nimetatakse ka võrdluskogusteks), nagu temperatuur, rõhk, hapnikutase ja veeaurusisaldus, pidevat mõõtmist (vt näiteks tööstusheidete direktiivi lisad V ja VI [24, EL 2010]). Standard EN 14181:2014 määratleb perifeersete saasteainete mõõtmise AMSi kui AMSi, mida kasutatakse selliste andmete kogumiseks, mis on vajalikud AMSi mõõdetud väärtuse teisendamiseks standardtingimustesse. Perifeerse AMSi mõõtemääramatus annab oma panuse selle AMSi abil mõõdetud saasteaine mõõtemääramatusele [36, CEN 2014].

4.3.2.6 Andmetöötlus

AMS esitab lühiajalisi andmeid. Tahkete osakeste ja gaasiliste ühendite puhul on reaktsiooniaeg umbes 5 sekundit, maksimaalselt kuni 200 sekundit, välja arvatud NH_3, HCl ja HF puhul, mille reageerimisaeg võib olla kuni 400 sekundit [66, CEN 2007]. Standard EN 14181:2014 määratleb reageerimisaega ajavahemikuna, mis jääb AMSi sisendkoguse väärtuse äkilise muutumise hetke ja aja vahele, millest alates on väljundkoguse väärtus usaldusväärsel moel üle 90% sisendkoguse õigest väärtusest [36, CEN 2014].

Keskmistamise perioodid on olenevalt loanõuetest tavaliselt 10 kuni 60 minutit. Kõige sagedamini arvutatakse poole tunni või tunni keskmised väärtused. Samal viisil keskmistatakse perifeersete mõõtmiste andmed (nt hapnik, veeaur) ja saasteainete kontsentratsioonide poole tunni või tunni keskmised teisendatakse vastavatele standardtingimustele (vt punkt 4.3.2.5).

Mõnel juhul lahutatakse kehtiva keskmise väärtuse saamiseks mõõtemääramatus standardiseeritud poole tunni jooksul saadud tulemustest. Negatiivsed kehtivad keskmised loetakse tavaliselt võrdseks nulliga (vt punkt 3.4.4.3). Valideeritud ehk kehtivate keskmiste põhjal saab arvutada muidki keskmisi, näiteks päeva, kuu või aasta keskmisi, et kasutada saadud väärtusi edasiseks hindamiseks.

4.3.2.7 Aruandlus

Mõõtmisaruanne sisaldab tavaliselt järgmisi punkte:

- AMSi kalibreerimise (aruanne QAL2) ja iga-aastase automaatsete mõõdistussüsteemide kontrollimise ja kalibreerimise (ASTi aruanne) tulemused vastavalt standardis EN 14181:2014 kirjeldatule (vt punkt 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014];
- mõõtmistulemused, sealhulgas võrdlustingimused (temperatuur, hapnik, veeaur, rõhk) ja töötingimused.

Hea tava on esitada mõõtmistulemusi sõltuvalt loas sätestatud erinõuetest iga päev, kord kuus ja/või kord aastas. Igapäevased ja/või igakuised aruanded peaksid sisaldama piisavalt andmeid, et need annaks taustteavet aastaaruande koostamiseks. Konkreetsemalt öeldes on heitkoguste täielikuks hindamiseks soovitatav, et päeva-/kuu-/aasta-aruanded sisaldaksid vähemalt järgmisi andmeid:

- igapäevaste töötingimuste ja tundidega seotud andmed, mis viitavad tavapärastele ja muudele kui tavapärastele käitamistingimustele;
- poole tunni/tunni keskmised väärtused, standardiseeritud keskmised väärtused poole tunni/tunni kohta ja konkreetse päeva (või mis tahes muu nõutava keskmistamise perioodi) valideeritud keskmised poole tunni/tunni kohta;
- poole tunni/tunni, päeva ja/või kuu keskmise väärtuse sagedusjaotus kalendriaasta kohta;
- eriliste (käitamis)tingimustega seotud mõõtmistulemuste aruanne koos märkega sündmuse kohta;
- andmed mõõtmistulemuste kohta väljaspool kehtivat kalibreerimisvahemikku, samuti kalibreerimisfunktsiooni kehtivusega seotud andmed;
- AMSi elektrikatkestuse kuupäev ja kestus;
- AMSi katsetamise ja hooldamise kuupäev ja kestus.

Teatavatel tingimustel tehakse mõõtmistulemused/aruanded kättesaadavaks ka üldsusele, näiteks tööstusheidete direktiivi artikli 24 lõike 3 punkti b kohaselt [24, EL 2010].

4.3.2.8 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Andmete kogumisel PVT-viitedokumentide koostamiseks või läbivaatamiseks ei esitata tavaliselt täielikke andmekogumeid (nt kõik poole tunni või tunni keskmised väärtused). Pigem hõlmab andmete kogumine tavaliselt asjaomaseid keskmisi (nt päeva, kuu ja/või aasta keskmine väärtus), mõõtemääramatust (vt punkt 3.4.4.3), miinimum- ja maksimumväärtusi ning võimaluse korral 95/97 protsentiili koos üheselt mõistetava teabega käitamistingimuste kohta, et eristada tavapäraseid ja muid kui tavapäraseid käitamistingimusi.

Lisateavet andmete kogumise ja heiteandmetele lisatud viiteteabe kohta leiate PVT-viitedokumendi juhistest [39, EL 2012].

4.3.3 Perioodilised mõõtmised

4.3.3.1 Üldised EN standardid

Tabelis 4.5 on loetletud mõned üldised EN standardid ja tehnilised kirjeldused, mis on asjakohased õhkuheite perioodiliseks mõõtmiseks. Mõned neist on seotud ka välisõhu mõõtmistega. Õhuheite mõõtmise eristandardid on loetletud lisa A.1 tabelis 7.1.

EN standardite ja muude standardmeetodite üldist kasutamist on kirjeldatud punktis 3.4.3.

Tabel 4.5. Üldised EN standardid ja tehnilised kirjeldused, mis on asjakohased õhkuheite perioodiliseks mõõtmiseks

Standard	Pealkiri
EN 14793:2017	Paiksete saasteallikate heide. Alternatiiv- ja võrdlusmeetodi samaväärsuse tõendamine
EN 15259:2007	Õhukvaliteet. Paiksetest allikatest pärit heitkoguste mõõtmine. Mõõtealade ja -kohtade ning mõõtmise eesmärgi, kava ja aruande nõuded
EN 15267–4:2017	Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 4: Paiksetest allikatest pärit heitkoguste perioodiliseks mõõtmiseks kasutatavate automatiseeritud mõõtesüsteemide toimivuskriteeriumid ja katsemenetlused
CEN/TS 15674:2007	Õhukvaliteet. Paiksetest allikatest pärit heitkoguste mõõtmine. Standardmeetodite väljatöötamise juhend

Standardis **EN 14793:2017** on sätestatud valideerimise kord näitamaks, kas standardse võrdlusmeetodi (SRM) asemel saab rakendada alternatiivmeetodit; mõlemaid meetodeid kasutatakse sama mõõtesuuruse määramiseks. Antakse alternatiivmeetodi hindamiseks vajalikud statistilised vahendid ja erinevad kriteeriumid [27, CEN 2017].

Standardit **EN 15259:2007** kohaldatakse heite korrapärastel mõõtmistel manuaalseid või automatiseeritud standardmeetodeid kasutades. Eesmärk on saavutada heite osas esinduslikud usaldusväärsed ja võrreldavad tulemused. Standardis on sätestatud nõuded mõõtmiseesmärgile ja mõõtekavale (vt punkt 4.3.3.3), mõõtmiskohtadele, -lõikudele, -tasapindadele ja -punktidele (vt punktid 4.3.3.5 ja 4.3.3.6), üksikmõõtmiste arvule, ajastusele ja kestusele (vt punktid 4.3.3.7 ja 4.3.3.8) ning aruandlusele (vt punkt 4.3.3.13) [45, CEN 2007].

Standardis **EN 15267–4:2017** on sätestatud kaasaskantavate automatiseeritud mõõtesüsteemide (P-AMS) üldised toimivuskriteeriumid ja katsemenetlused (vt punkt 4.3.3.2.1) [257, CEN 2017].

Dokument **CEN/TS 15674:2007** annab soovitusi ja täpsustab nõudeid paiksetest allikatest pärit heite mõõtmise standardmeetodite väljatöötamiseks [76, CEN 2007].

4.3.3.2 Kvaliteedikontroll

4.3.3.2.1 Sertifitseerimine

2017. aastal oli seadmete sertifitseerimine võimalik ainult kaasaskantavate automatiseeritud mõõtesüsteemide (P-AMS) puhul. Standardit EN 15267–4:2017 kehtib P-AMSile mida kasutatakse paiksetest saasteallikatest pärit heitkoguste perioodiliseks mõõtmiseks. P-AMS põhineb standardse võrdlusmeetodi (SRM) või alternatiivse meetodiga (AM) määratletud mõõtmistehnikatel. P-AMSi toimivuskatsed viiakse läbi sarnaselt statsionaarsele AMSile vastavalt standardile EN 15267-3:2007 (vt punkt 4.3.2.2.1). Kui AMS on mõeldud nii statsionaarseks kui ka kaasaskantavaks kasutamiseks, võib neid katseid kombineerida [257, CEN 2017].

4.3.3.2.2 Kvaliteedikontroll käitamise ajal

Asjakohane kvaliteedikontrolli standard käitamise ajal on EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017].

4.3.3.3 Mõõtmiseesmärk ja mõõtmiskava

Mõõtmiseesmärgi määrab kindlaks klient ning sellega määratakse kindlaks tehtava töö ulatus. Standardi EN 15259:2007 kohaselt on mõõtmiseesmärgis täpsustatud vähemalt järgmised punktid [45, CEN 2007]:

- mõõtmise eesmärk;
- mõõtmiste kuupäevad ja kellaajad;
- käitamistingimused, milles mõõtmised teostatakse (tavapärased käitamistingimused (NOC) ja/või muud kui tavapärased käitamistingimused (OTNOC), kui need on eelnevalt teada);
- mõõtmiskoht;
- mõõtesuurused (st saasteained ja kvoodid) ja eeldatavad väärtused;
- katselabori pädevus.

Mõõtmiseesmärgis võib täpsustada ka kasutatavad mõõtmismeetodid ja nõuded mõõtemääramatusele [45, CEN 2007].

Katselabori koostatud mõõtmiskavas arvestatakse neid kaalutlusi ja kirjeldatakse mõõtmiseesmärgi saavutamise korda. Standardi EN 15259:2007 kohaselt on mõõtmiskavas määratletud mitu teemat, millest mõned on ka mõõtmiseesmärgi osa [45, CEN 2007]:

- mõõtmiste kuupäevad ja kellaajad;
- käitamistingimused, milles mõõtmisi teostatakse (vt punkt 4.3.3.4);
- mõõtmiskohad ja -lõigud (vt punkt 4.3.3.5);
- mõõtmispunktid (vt punkt 4.3.3.6);
- üksikmõõtmiste arv (vt punkt 4.3.3.7);
- üksikute mõõtmiste ajastus ja kestus (vt punkt 4.3.3.8);
- mõõtesuurused (st saasteained ja kvoodid);
- mõõtmismeetodid (vt punkt 4.3.3.10);
- tehniline valvaja, vajalikud töötajad ja abitöötajad mõõtmiste läbiviimiseks;
- aruandlus (vt punkt 4.3.3.13).

Samuti on hea tava hinnata mõõtmiseesmärgi teostatavust, võttes vajaduse korral arvesse tavapäraseid käitamistingimusi ja võimalikke muid kui tavapäraseid käitamistingimusi. Mõõtmiskavaga tuleb tagada, et käitamistingimused, st NOC või OTNOC, oleksid sõltuvalt mõõtmiseesmärgist selgelt määratletud ja võetakse meetmed nende tingimuste olemasoluks mõõtmiste ajal.

4.3.3.4 Käitamistingimused

Vastavushindamise eesmärgil teostatakse mõõtmisi sageli uuritavate käitamistingimuste (tavaliselt NOC) kõrgeima heitetaseme juures. Suurimat heitetaset iseloomustab suurim heite massivool, mis ei pruugi tingimata vastata saasteaine suurimale heitekontsentratsioonile. Olenevalt loa tingimustest võib mõõtmiseesmärk viidata kontsentratsioonile või massivoolule või mõlemale. Suurim heitetase vastab tavaliselt tehase maksimaalsele (lubatud) väljundile. Siiski võivad eeldatavat heidet mõjutada ka toormaterjali liik ja koostis. Lisaks võib saasteainete individuaalne heide toimuda sõltuvalt tingimustest (nt CO ja NO_x põlemisprotsessides) vastupidises suunas [45, CEN 2007].

Kõrgeima heitetasemega seotud tingimuste kindlakstegemiseks on soovitatav kasutada järgmisi tegevusi [45, CEN 2007]:

- viia läbi spetsiaalsed arutelud tehase käitaja ja vajaduse korral pädevate asutustega;
- külastada käitist ja mõõtmiskohti;
- omandada teadmised käitise tüübist ja sellega seotud heitest vastavalt kõnealuses käitises või sellega võrreldavates käitistes juba teostatud mõõtmistele;
- tutvuda asjaomase kirjandusega (nt heitekoefitsiendid).

Mõnel juhul ei pruugi tehnilised piirangud võimaldada käitisel töötada suurima heitetasemega (nt võrguettevõtja poolt kombineeritud tsükliga põletusseadmetele kehtestatud piirangute tõttu) [255, EURELECTRIC 2013].

4.3.3.5 Mõõtmiskoht/proovivõtukoht, -lõik ja -tasapind

Mõõtmis-/proovivõtukohtade, -lõikude, -pindade ja -punktide määratlused on toodud punktis 4.3.2.3.

Vastavalt standardile EN 15259:2007 tuleb mõõtekohad ja -lõigud kavandada nii, et need võimaldaksid saada heitgaasist esindusliku proovi ning mõõta saasteainete jaotust ja võrdluskoguseid. Viimaseid nimetatakse ka perifeerseteks parameetriteks. Mõõtmiskoht peaks võimaldama lihtsat juurdepääsu proovivõtukohtadele tüüpiliste proovivõtuseadmetega, nt platvormi kaudu, mis võimaldab mõõtmist teostavatel töötajatel töötada ohutult ja tõhusalt [45, CEN 2007].

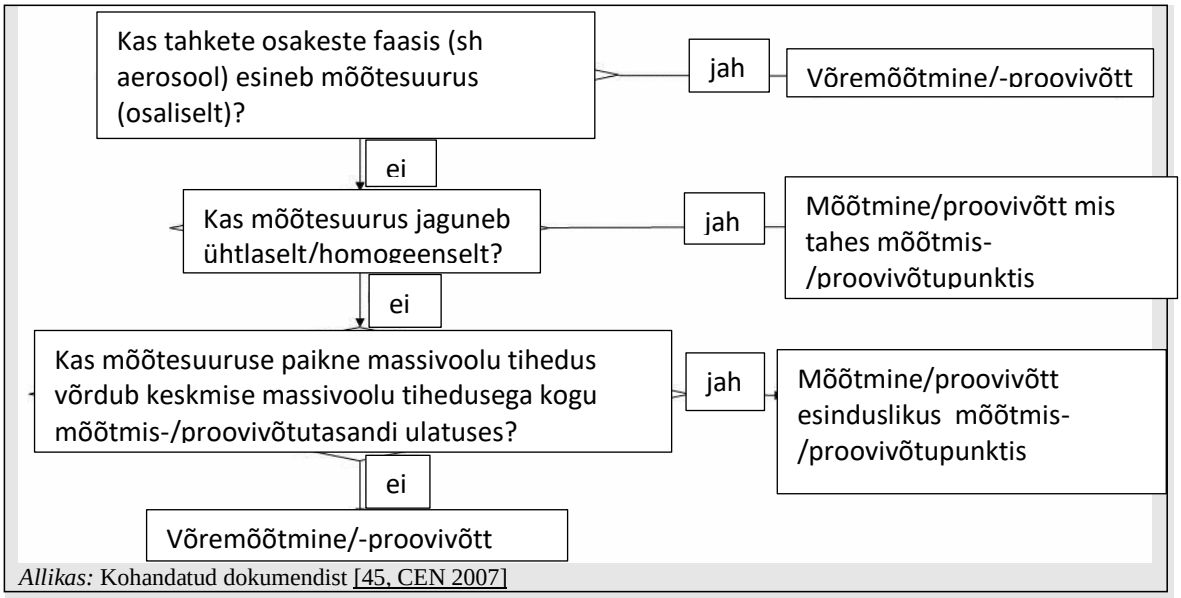
Lisaks on mõõtetasapinnal nõutavad kindlaksmääratud voolutingimused, st korrastatud ja stabiilne vooluprofiil ilma keeriste ja tagasivooluta, nii et heitgaasi kiirust ja mõõtealuse massikontsentratsiooni saab kindlaks määrata esinduslikult. Standardi EN 15259:2007 kohaselt peab mõõtepind asuma heitgaasikanali selles osas, kus on eeldatavalt homogeensed voolutingimused ja kontsentratsioonid. Ühtlase vooluhulga nõue on üldiselt täidetud siis, kui mõõtepind on [45, CEN 2007]:

- võimalikult kaugel alla- ja ülesvoolu kõikidest häiretest, mis võivad põhjustada voolusuuna muutust (nt häiringud võivad olla põhjustatud loogetest, ventilaatoritest või osaliselt suletud siibritest);

- kanali osas, millel on vähemalt viis hüdraulilist läbimõõtu proovivõtupinnast mööda otsetoru ülesvoolu ja kaks hüdraulilist läbimõõtu allavoolu ning lisaks viis hüdraulilist läbimõõtu gaasikäigu ülaosast (hüdrauliline läbimõõt: mõõtetasapinna pindala ja ümbermõõdu neljakordse suhe) ja
- konstantse kuju ja ristlõikepindalaga kanaliosas.

4.3.3.6 Mõõtmis-/proovivõtupunkt

Esindusliku mõõtmise/proovivõtu tagamiseks nõuab standard EN 15259:2007, et mõõtetasandit käsitlevaid sätteid (vt eelmine punkt 4.3.3.5) oleksid täiendatud proovivõtustrateegiaga. Proovivõtustrateegia koosneb otsustamisskeemist, mis aitab otsustada a) esindusliku/(-e) mõõtmis-/proovivõtukoha(de) üle (joonis 4.2) [45, CEN 2007]:



Allikas: Kohandatud dokumendist [45, CEN 2007]

Joonis 4.2. Standardis EN 15259:2007 kirjeldatud proovivõtustrateegia

Võremõõtmine/-proovivõtt toimub etteantud mõõtmis-/proovivõtupunktide ruudustikus mõõtmis-/proovivõtutasandil. See on nõutav saasteainete puhul, mis esinevad nii tahkete osakeste kui ka gaasilises faasis (nt metallid ja PCDDd/PCDFid). See hõlmab ka saasteaineid, mis esinevad nii aerosoolina kui ka gaasilises faasis (nt vesinikkloriid) [45, CEN 2007].

Gaasiliste ühendite ja voolukiiruse puhul on standardi EN 15259:2007 kohaselt nõutav homogeensuse katse, mille käigus kontrollitakse kontsentratsiooni/voolukiiruse profiili kogu heitgaasi mõõtmistasapinnal. Selline katse viiakse tavaliselt läbi ainult üks kord, määrates mõõtesuuruse antud mõõtmis-/proovivõtupunktide ruudustikus ja samal ajal ka ühes mõõtmis-/proovivõtupunktis. Võremõõtmise/-proovivõtu puhuks kirjeldatakse standardis EN 15259:2007 mõõtmis-/proovivõtukohtade arvu, paigutust ja proovivõtu kestust igas mõõtmis-/proovivõtupunktis. Sõltuvalt homogeensuse katse tulemusest teostatakse järgmine mõõtmine/proovivõtt mis tahes mõõtmis-/proovivõtupunktis, esinduslikus mõõtmis-/proovivõtupunktis või mõõtmis-/proovivõtupunktide ruudustikus (joonis 4.2) [45, CEN 2007].

Võremõõtmised on nõutavad ka AMSi esindusliku mõõtmis-/proovivõtupunkti määramiseks (vt punkt 4.3.2.3) [45, CEN 2007].

Tahkete osakeste ja aerosoolide esinduslikuks mõõtmiseks/proovivõtuks on vajalik isokineetiline proovivõtt, mis tähendab, et proovivõtuavasse siseneva gaasi kiirus ja suund on samasugune nagu heitgaasi kiirus ja suund proovivõtukohas [45, CEN 2007], [75, CEN 2017]. Kui voolukiirus proovivõtul on liiga madal, siis väiksematest osakestest proove ei võeta, kuna proovivõtuavasse siseneb rohkem suuremaid osakesi. See võib põhjustada tolmu kontsentratsiooni ülehindamist. Kui voolukiirus proovivõtul on liiga suur, kogutakse rohkem väiksemaid osakesi võrreldes algse osakeste suuruse jaotusega. See võib viia tolmu kontsentratsiooni alahindamiseni [30, NL InfoMil 2012], [34, MCERTS 2017].

Reeglina tuleb proove võtta heitgaasi koostist muutmata (nt vältides vee kondenseerumist või tahkete osakeste filtreerimist) ja/või proov tuleb teisendada stabiilsemasse vormi. Muu hulgas tähendab see, et proovivõtuseade peaks olema konstrueeritud nii, et:

- seda saab kondenseerumise vältimiseks kuumutada;
- seda saab imendumise soodustamiseks jahutada;
- see võimaldab erinevaid voolukiirusi proovivõtul;
- ekstraheeritud gaasi mahtu saab mõõta kas kuivalt või märjalt (nt lõhna mõõtmiseks).

Samuti tuleb vältida muutusi proovi koostises transportimise ja ladustamise ajal.

4.3.3.7 Üksikmõõtmiste arv

Järjestikuste üksikmõõtmiste arv ühes mõõteseerias määratakse kindlaks vastavalt mõõtmiseesmärgile ja heite stabiilsusele. Stabiilse heite mõõtmisel on parim tava võtta ühes mõõtmisseerias järjest vähemalt kolm proovi. Ebastabiilse heite korral võib mõõtmiseesmärgi saavutamiseks proovide arvu suurendada [45, CEN 2007]. Sõltuvalt loa tingimustest ja sellega seotud keskmisest väärtusest (vt punkt 3.4.4.2) võib ebastabiilse heite esindusliku keskmise väärtuse mõõtmiseks olla piisav, kui teostatakse kolm pikema proovivõtuajaga mõõtmist (nt kaks kuni kolm tundi).

Üksikmõõtmiste minimaalne arv ühes mõõteseerias on tavaliselt sätestatud asjaomastes õigusaktides või loal.

Mõnes liikmesriigis sõltub üksikmõõtmiste minimaalne arv mõõtetulemuse ja heite piirväärtuse vahelisest lõhest. Näiteks Prantsusmaal võib üksikmõõtmiste miinimumarvu ühes mõõteseerias vähendada kolmelt ühele, kui kolme eelmise mõõtmisseeria tulemused olid väiksemad kui 20% heite piirväärtusest [133, FR 2013].

4.3.3.8 Üksikmõõtmiste ajastus ja kestus

Heite mõõtmise ajastus ja kestus määrata mõõtekavas kindlaks vastavalt mõõtmiseesmärgile [45, CEN 2007]. Kõige tavalisem proovivõtu kestus on 30 minutit, kuid kasutatakse ka aega 60 minutit; see oleneb aga protsessi käigus tekkivast saasteainest ja heiteprofiilist.

Proovivõtu kestus sõltub järgnevaks mõõtmiseks vajalikust saasteaine massist. Seetõttu on mõnes EN standardis täpsustatud, et proovivõtu kestus sõltub saasteaine eeldatavast kontsentratsioonist heitgaasis ja laboris kasutatava analüüsimeetodi mõõtevahemikust, sealhulgas avastamispiirist (vt punkt 3.4.4.4). Seetõttu on väga oluline, et proovivõtu sobiva

kestuse üle otsustamisel võetakse arvesse analüüsimeetodi toimivust. Seetõttu võib proovivõtu kestus olla tavapärasest pikem.

Standardis EN 15259:2007 eristatakse proovivõtuks kõige asjakohasema ajastuse ja kestuse valimisel järgmist kolme protsessikategooriat [45, CEN 2007]:

- pidevad protsessid, millel on;
- pidevad protsessid, millel on muutuv heiteprofiil;
- tsüklilised protsessid, näiteks partii kaupa töötlemine või täitmisprotsessid.

Konstantse heiteprofiiliga pidevaid protsesse iseloomustavad kasutatavate kütuste ja toorainete suures osas püsivad omadused, aga ka suuresti püsivad käitamistingimused. Seetõttu püsib heiteprofiil pikema aja jooksul suhteliselt konstantsena. Sellepärast saab heidet mõõta mis tahes ajahetkel. Tüüpilised pidevad protsessid on mittemuutuva(te) kütuse(te)ga põletusseadmed, kuivatusseadmed, pindamisseadmed, pöördahjud ning purustamis- ja liigitamisseadmed [45, CEN 2007].

Muutuva heiteprofiiliga pidevaid protsesse võib iseloomustada suures osas püsiva materjali etteandega, kuid ajast sõltuvate protsessietappidega, mis võivad mõjutada heiteprofiili. Heite mõõtmise ajastusel tuleb neid tingimusi vastavalt arvesse võtta, samuti arvestada piisaval määral heiteprofiili muutumist aja jooksul. Tüüpilised aja jooksul varieeruvad pidevad protsessid on näiteks põletamine telliste tootmisel (nt käru laadimine tunnelahjudes) ja klaasitootmine regeneratiivsetes paakahjudes [45, CEN 2007].

Tsüklilisi protsesse iseloomustab peamiselt asjaolu, et heiteprofiili kontrollitakse või saab kontrollida käitamisprotseduuride abil, mis võivad varieeruda olenevalt kasutatavast materjalist ja/või ajast. Heite mõõtmise ajastamisel tuleb neid asjaolusid arvesse võtta. Toimimisoleku hindamiseks tuleb eelkõige väga lühiajaliste heitejuhtumite puhul kontrollida, kas mitu sarnast heitejuhtumit saab ehk ühendada ühte proovi/mõõtmisse. Tüüpilised partiide kaupa töötlemised esinevad näiteks keemiatööstuses, värviliste metallide sulatamise tehastes, terasetootmises ja tekstiilitööstuses [45, CEN 2007].

4.3.3.9 Mõõtmissagedus

Üldiselt viitab eespool kirjeldatud mõõtmiskava ühele või mitmele mõõtmisseeriale, millest igaüks koosneb vähemalt kolmest järjestikusest mõõtmisest kindlal kuupäeval ja kellaajal. Lisaks on soovitatav määrata kindlaks ajavahemikud, mille jooksul tuleb perioodilised mõõtmised läbi viia (mõõtmissagedus). Praktikas kasutatakse üldjuhul järgmisi, vähemalt kolme järjestikuse mõõtmisega seotud sagedusi, võttes arvesse ka kuludega seotud küsimusi ja võimalikku keskkonnamõju (vt punkt 3.3.1):

- **Üks või kaks korda aastas:** üldjuhul on see tüüpiline sagedus NOC puhul, võttes arvesse ka seda, et tööstusheidete direktiivi kohane aruandlus pädevatele asutustele peaks toimuma igal aastal. Lisaks on soovitatav rakendada mõõtmiste vahel kaudseid meetodeid tagamaks, et otseste mõõtmiste vahel ei toimuks heitkogustes tõsiseid muutusi.
- **Üks kord kolme aasta jooksul:** see võib olla asjakohane sagedus siis, kui mitme aasta (nt viie aasta) jooksul on võimalik näidata, et NOC heitetase on selgelt väiksem kui heite piirväärtus või kui mõõtmine toimub muudel eesmärkidel (nt heitekoormuse kindlaksmääramiseks aruandluse jaoks). Kohaldatakse väiksemat sagedust, välja arvatud juhul, kui eeldatakse heite suurenemist tootmisprotsessi tavapäraste käitamistingimuste muutumise tõttu. Sellistel juhtudel on soovitatav kasutada kaudseid meetodeid tagamaks, et otseste mõõtmiste vahel ei toimu õhkuheites olulisi muutusi.

- **Suuremad sagedused** (nt kord nädalas, kord kuus, iga kahe kuu järel, kord kvartalis): vajalik juhtudel, kui eeldatav heide on suurem kui NOC puhul, näiteks OTNOC tõttu või kasutuselevõtu või kasutuselt kõrvaldamise ajal. Sellistel juhtudel tuleks säilitada suurem seiresagedus seniks, kuni saavutatakse vastuvõetav heitetase tavapärastes käitamistingimustes.

Perioodiliste mõõtmiste kavandamine on keeruline käitiste puhul, kus esineb sageli kavandamata käivitamisi ja seiskamisi (nt elektrijaamad, mille aastane töötundide arv on sõltuvalt elektrivajadusest piiratud) [255, EURELECTRIC 2013]. Sellega seoses on suurte põletusseadmete PVT-viitedokumendis sätestatud, et antud seiresagedust ei kohaldata, kui käitist tuleb käitada üksnes heitkoguste mõõtmise eesmärgil [277, COM 2017].

4.3.3.10 Analüüs

4.3.3.10.1 Ülevaade

Perioodiliste mõõtmiste puhul võetakse heitgaasiproov heiteallikast ja saasteainet analüüsitakse reaalajas kas elektrooniliselt kaasaskantavate seireseadmete abil või pannakse see absorbeerivasse vedelikku, filtrile või adsorbendile. Seejärel analüüsitakse seda vedelat või tahket proovi laboris. Seega on proovide kogumine, ladustamine ja transport usaldusväärse mõõtmistulemuse saavutamiseks kriitilise tähtsusega.

Järgmistes osades on toodud teave kõige levinumate õhusaasteainete seire eriaspektide kohta, sealhulgas mõõtmispõhimõtete kohta. Õhkuheite mõõtmise konkreetsete standardite ja meetodite loetelu ning teave mõõtevahemike ja piirväärtuste kohta on esitatud lisa A.1 tabelis 7.1.

4.3.3.10.2 Ammoniaak

Ammoniaagi õhkuheite PVT-SHT on määratletud mitmes PVT-järelduses (nt tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokumentides (CLM BREF) [183, COM 2013], klaasitootmise PVT-viitedokumentides (GLS BREF) [182, COM 2013], värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumentides (NFM BREF) [229, COM 2017], tselluloosi, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokumentides (PP BREF) [160, COM 2015] ning mineraalõli ja gaasi töötlemise PVT-viitedokumentides (REF BREF) [143, COM 2015]). Siiski puudus 2017. aastal EN standard ammoniaagi mõõtmise kohta gaasikäigust pärit heitest [59, CEN 2018]. Euroopa Komisjon määras sellise standardi väljatöötamise uue tegevusena Euroopa standardiseerimises Liidu 2018. aasta tööprogrammi [293, COM 2017] .

Näited kasutatavate riiklike või tööstusharu standardite kohta on toodud lisa A.1 tabelis 7.1. Lisaks avaldati 2018. aastal rahvusvahelise standardi eelnõu ISO/DIS 21877. Määramiseks ekstraheeritakse teadaolev kogus heitgaasi, filtreeritakse see ja juhitakse läbi lahjendatud väävelhapet sisaldava absorptsioonilahuse. Isokineetiline proov võetakse siis, kui heitgaasis on veetilgad. Absorptsioonilahuses moodustunud ammoonium määratakse veeanalüüsiga. Selle meetodiga mõõdetakse kõik ühendid, mis on proovivõtutemperatuuril lenduvad ja tekitavad absorptsioonilahuses toimuval dissotsiatsioonil ammooniumi [270, ISO 2018].

4.3.3.10.3 Süsinikmonooksiid

Standard EN 15058:2017 on standardne võrdlusmeetod süsinikmonooksiidi mõõtmiseks mittedispersiivse infrapunaspektromeetria (NDIR) abil. Kui näiteks mõõdetakse konkreetsel lainepikkusel, kasutades kahekambrilisi seireseadmeid ja/või gaasifiltri korrelatsiooni (GFC), on muudest absorbeerivatest gaasidest, eelkõige veest ja süsinikdioksiidist, tulenevad häired, samuti detektori ebastabiilsus ja triiv pärsitud [72, CEN 2017].

4.3.3.10.4 Tolm

Tolmusisalduse mõõtmise standardne võrdlusmeetod on toodud standardis EN 13284–1:2017. See põhineb isokineetilisel proovivõtul (vt punkt 4.3.3.6), filtreerimisel tasapinna filtriga ja gravimeetrial. Samuti kogutakse kokku ja kaalutakse proovivõtuseadme filtrist ülespoole jäävad ladestused. Termiliselt ebastabiilsete tolmude mõju vähendamiseks võetakse proovid sobival temperatuuril (nt gaasikäigu temperatuuril või vähemalt soovitataval temperatuuril 160 °C). Tolmu mõõtmine veeauruga küllastunud heitgaasides on raskem kui kuivades heitgaasides ja toob kaasa suuremad jäätmekogused [75, CEN 2017].

Tolmu koguheite keskkonnamõju paremaks määratlemiseks on soovitatav või isegi vajalik määrata tolmuosakeste suurusjaotus ,eelkõige PM_{10} ja $PM_{2,5}$. Sellist tüüpi kirjeldust võib olla vaja korrata iga kord pärast tolmuheidet põhjustavas protsessis toimunud olulisi muutusi (nt kasutatavates kütustes, toorainetes, katalüsaatorites).

Standard EN ISO 23210:2009 võimaldab määrata PM_{10} ja $PM_{2,5}$ kontsentratsioone heitgaasides samal ajal. Meetod põhineb kaheastmelise kaskaadimpaktori kasutamisel. See seade eraldab osakesed kolme rühma vastavalt aerodünaamilisele läbimõõdule: suurem kui 10 µm, suurusega 10-2,5 µm ja väiksemad kui 2,5 µm. Eraldatud osakesed sadestatakse kogumisplaatidele ja varufiltritele ning mõõdetakse seejärel gravimeetria abil. Kui heitgaas on veeauruga küllastunud veetilkade esinemise tõttu, ei ole osakeste suuruse jaotust võimalik kindlaks määrata [69, CEN 2009].

4.3.3.10.5 Formaldehüüd

Parimate võimalike tehnikatega saavutatav formaldehüüdi õhkuheite tase on määratletud mitmes PVT-järelduses (nt klaasitootmise PVT-viitedokumentides (GLS BREF) [182, COM 2013] ja puidupaneelide tootmise PVT-viitedokumentides (WBP BREF) [195, COM 2016]). 2017. aastal puudusid aga EN või ISO standardid formaldehüüdi mõõtmiseks gaasikäigust pärit heites [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Seepärast määras Euroopa Komisjon sellise standardi väljatöötamise uue tegevusena Euroopa standardiseerimises Liidu 2016. aasta tööprogrammi [222, COM 2016].

Näited kasutatavate riiklike või tööstusharu standardite kohta on toodud lisa A.1 tabelis 7.1 ja PVT-viitedokumendis WBP BREF [195, COM 2016]. Proovi võtmise ja analüütiliste mõõtmiste osas erinevad need märkimisväärselt. 2014. aastal näitas Eurofins Italy poolt Euroopa puitpaneelide föderatsioonile tehtud uuring, et metodoloogiliste erinevuste tulemuseks võivad olla oluliselt erinevad mõõtmistulemused. Formaldehüüdil on tugev kalduvus veepiiskades lahustuda ja tekitada sidemeid osakestega. Aerosoole või tolmu sisaldavate heitgaaside puhul mõjutab proovivõtumeetod (st isokineetiline või mitteisokineetiline) mõõtmistulemust oluliselt. Lisaks sellele võivad mängu tulla ka muud tegurid, nagu näiteks filtri/sondi kuumutamine ja sondi pesemine [196, EPF ja Eurofins Italy 2014]. Nendel põhjustel on PVT-viitedokumendis WBP BREF toodud välja mitmed proovivõtuga seotud üksikasjad formaldehüüdi mõõtmiseks [195, COM 2016].

4.3.3.10.6 Gaasilised kloriidid/fluoriidid ja HCl/HF

Dokumentides EN 1911:2010 ja ISO 15713:2006 on ühtsed standardsed võrdlusmeetodid, mida kasutatakse vastavalt gaasiliste kloriidide ja fluoriidide mõõtmiseks. Mõlemal juhul ekstraheeritakse teadaolev kogus heitgaasi, filtreeritakse see ja juhitakse läbi absorptsioonilahuste (st vee). Saadud kloriid/fluoriid määratakse veeanalüüsiga. Nende meetoditega mõõdetakse kõiki kloori/fluori sisaldavaid ühendeid, mis on filtreerimistemperatuuril lenduvad ja tekitavad veega reageerimisel lahustuvaid kloriidi-/fluoriidühendeid [71, CEN 2010], [180, ISO 2006]. Üldjuhul pärineb peaaegu kogu moodustunud kloriid/fluoriid vastavalt HClst või HF-st. Ent erijuhtudel võivad mõõtmistulemusi mõjutada ka muud gaasilised halogeenühendid, näiteks elementaarne kloor (Cl_2).

Euroopa Komisjon märkis, et standardi väljatöötamine vesinikfluoriidi või gaasiliste fluoriidide üldsisalduse mõõtmise on uus tegevuses seoses Euroopa standardiseerimisega Liidu 2018. aasta tööprogrammis [293, COM 2017]. Olenevalt heitgaasi olemusest, õigusaktist või loast võib osutuda vajalikuks mõõta HCl/HF või gaasilisi kloriide/fluoriide. Näiteks tööstusheidete direktiivi lisas VI jäätmepõletustehaste kohta viidatakse HCl/HF-le [24, EL 2010]. Teisest küljest viitavad mitmetes PVT-järeldustes määratletud parimate võimalike tehnikatega saavutatavad heitetasemed gaasilistele kloriididele/fluoriididele (nt raua ja terase tootmise PVT-viitedokumentides (IS BREF) [142, COM 2013], klaasitootmise PVT-viitedokumentides (GLS BREF) [182, COM 2013], värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumentides (NFM BREF) [229, COM 2017] ning tsemendi-, lubja- ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokumentides (CLM BREF) [183, COM 2013]).

4.3.3.10.7 Muud orgaanilised gaasilised ühendid

Dokumendis CEN/TS 13649:2014 kirjeldatakse üksikute orgaaniliste gaasiliste ühendite määramist. Dokumendis on määratletud menetlused proovi võtmiseks adsorptsiooni teel sorbentidel, proovi ettevalmistamine lahustiga ekstraheerimise või termodesorptsiooni teel, samuti analüüs gaasikromatograafiaga [283, CEN 2014].

4.3.3.10.8 Elavhõbe ja selle ühendid

Elavhõbeda koguhulga mõõtmiseks kasutatav standardne võrdlusmeetod on toodud standardis EN 13211:2001. Teadaolev heitgaasi kogus ekstraheeritakse isokineetiliselt (või mitte-isokineetiliselt, kui elavhõbedasisaldus tolmus ja piiskades on <1 µg/m^3), filtreeritakse ja juhitakse läbi absorptsioonilahuse. Filter on lagundatav. Filtri lagundusjääki ja absorptsioonilahust analüüsitakse aatomiabsorptsioonspektromeetriliselt (AAS) (vt punkt 5.3.5.8.9). Tulemus näitab elavhõbeda ja selle ühendite kontsentratsiooni, olenemata nende olekust (gaasiline, tilgas lahustunud, tahke, osakestele adsorbeerunud) [197, CEN 2001].

Elavhõbeda pideva mõõtmisega seotud probleemide tõttu (vt punkt 4.3.2.4.3) on viimastel aastatel kerkinud pinnale alternatiivmeetod: proovivõtt sorbentpüünisega. Teadaolevad heitgaasikogused ekstraheeritakse asjakohase voolukiirusega läbi sorbenti sisaldavate püüniste. Tavaliselt ekstraheeritakse dublikaatproovid paralleelselt gaasivoogu sisestatud proovivõttureid kasutades. Kasutatav sorbent koosneb peamiselt halogeenitud süsinikust. Proovivõtuperioodi lõpus vahetatakse sorbentpüünised käsitsi ja analüüsitakse kasutatud püüniseid kas traditsiooniliste veeanalüüsimeetodite või väikeste termodesorptsiooni süsteemide abil. Standardsed sorbendipüünised on küll ette nähtud gaasilise elavhõbeda mõõtmiseks, kuid nendesse saab tõmmata ka elavhõbedat sisaldavaid tahkeid osakesi. Neid tahkeid osakesi analüüsitakse ja elavhõbeda koguhulga määramiseks lisatakse mõõdetud elavhõbedakogus süsinikukihiga seotud elavhõbedakogusele. Ent proove ei võeta isokineetiliselt ja seetõttu ei anna see tahkete osakestega seotud elavhõbeda mõõtmisel täpset tulemust. Pideva mõõtmisega võrreldes on sorbentpüünist proovi võtmiseks lihtsam paigaldada ja kasutada. Kui mõõtmissagedus ei ole liiga kõrge, on see meetod ka odavam. Sorbentpüünised tagavad pideva proovivõtu, kindlustades samal ajal suure tundlikkuse ja täpsuse paljude kontsentratsioonide puhul [199, UNEP 2015], [221, Senior 2015].

Suurte põletusseadmete PVT-viitedokumendis (LCP BREF) on sätestatud, et pideva mõõtmise alternatiivina võib kasutada pidevat proovivõttu koos ajas integreeritud proovide sagedase analüüsiga, nt standardse sorbentpüünise seiremeetodi abil [277, COM 2017].

Ent 2017. aastal puudusid EN või ISO standardid elavhõbeda mõõtmiseks sorbentpüünistega [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Euroopa Komisjon määras sellise standardi väljatöötamise uueks tegevuseks Euroopa standardiseerimisel Liidu 2016. aasta tööprogrammis [222, COM 2016]. Ameerika Ühendriikides määratleb meetod 30B sorbentpüüniste kasutamise kivisöepõhistest põlemisallikatest pärit elavhõbeda heite mõõtmiseks [223, US EPA 2014]. Seotud jõudluse võrdlusaluseid kirjeldatakse teostuse kirjelduses 12B [224, US EPA 2014].

4.3.3.10.9 Metallid ja nende ühendid

Standard EN 14385:2004 määrab kindlaks järgmiste elementide massikontsentratsiooni: poolmetallid antimon (Sb) ja arseen (As), aga ka metallid kaadmium (Cd), kroom (Cr), koobalt (Co), vask (Cu), plii (Pb), mangaan (Mn), nikkel (Ni), tallium (Tl) ja vanaadium (V). Teadaolev kogus heitgaasi ekstraheeritakse isokineetiliselt, filtreeritakse ja juhitakse läbi absorptsioonilahuse. Filter, absorptsioonilahus ja loputuslahused hoitakse analüüsiks alles. Filter on lagundatav. Lõpuks analüüsitakse vedelaid proove, nt induktiivsidestatud plasma massispektromeetria (ICP-MS), induktiivsidestatud plasma optilise emissioonspektromeetria (ICP-OES) või aatomiabsorptsioonspektromeetria (AAS) abil (vt punkt 5.3.5.8.10). Tulemus hõlmab kõiki metalliühendeid, olenemata sellest, kas need on gaasilised, tilkades lahustunud, tahked või osakestele adsorbeerunud [47, CEN 2004].

4.3.3.10.10 Metaan

Standardis EN ISO 25139:2011 on sätestatud metaani mõõtmise standardne võrdlusmeetod. Gaasiproov ekstraheeritakse heitgaasikanalist, filtreeritakse ja sisestatakse gaasikromatograafi (GC). Pärast eraldamist täidetud või kapillaarkolonni määratakse metaani sisaldus leekionisatsioondetektori (FID) abil [217, CEN 2011].

4.3.3.10.11 Lämmastikoksiidid

NO_X määratletakse lämmastikmonooksiidi (NO) ja lämmastikdioksiidi (NO_2) summana, mida väljendatakse valemiga NO_2. Tavapäraste põlemissüsteemide suitsugaaside puhul sisaldavad lämmastikoksiidid üle 95% NOd. Ülejäänud lämmastikoksiidid koosnevad peamiselt NO_2-st. NO ja NO_X suhe võib olla muudes protsessides erinev ja esineda võib muidki lämmastikoksiide [193, CEN 2017].

NO_X mõõtmise standardne võrdlusmeetod on toodud standardis EN 14792:2017 ja see põhineb tuvastamisel kemoluminestsentsiga. Analüsaatori reaktsioonikambris segatakse proovigaas osooniga, mis reageerib NOga ja muundab selle NO_2. Mõned selle reaktsiooni käigus tekkinud NO_2 kiirgavad valgust, mille intensiivsus on proportsionaalne NO sisaldusega. Kiirgus filtreeritakse selektiivse optilise filtri abil ja muudetakse fotokordistitoru abil elektrisignaaliks. NO_X määramiseks juhitakse gaasist võetud proov läbi konverteri, kus NO_2 redutseeritakse NO-ks, viimast analüüsitakse eespool kirjeldatud viisil. Seejärel saab arvutada NO_2 kontsentratsiooni NO_X kontsentratsiooni ja ainult NO puhul saadud kontsentratsiooni erinevuse põhjal (kui gaasist võetud proov ei ole läbinud konverterit). Kahetüüpilise analüsaatori kasutamisel määratakse samaaegselt nii NO kui ka NO_X. Ühetüübilise analüsaatori puhul sisestatakse reaktsioonikambrisse vaheldumisi toorgaasi ja konverteri läbinud gaasi, mis redutseerib NO_2 NO-ks. Seega määratakse NO ja NO_X vaheldumisi [193, CEN 2017].

4.3.3.10.12 Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH)

2017. aastal oli polütsükliliste aromaatsete süsivesinike mõõtmiseks olemas kaks ISO standardit, kuid ei olnud EN standardit [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Dokumendis ISO 11338–1:2003 kirjeldatakse proovide võtmist kuumutatud filtri/kondensaatori/adsorbendi meetodil, lahjendusmeetodil või jahutatud proovivõtturi/adsorbendi meetodil. Kõik kolm meetodit põhinevad isokineetilisel proovivõtul [218, ISO 2003]. Dokumendis ISO 11338–2:2003 kirjeldatakse proovi ettevalmistamist, puhastamist ja määramist, kasutades selleks kõrgefektiivset vedelikkromatograafiat (HPLC), spektrofotomeetrilist ja fluorestsentsdetektorit või gaasikromatograafia massispektromeetriat (GC-MS) [219, ISO 2003].

Atmosfääris kipuvad nelja või enama tsükliga polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud adsorbeeruma osakestele, samas kui kahte kuni nelja rõngast sisaldavad polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud esinevad tavaliselt gaasilisel kujul. Heitgaaside puhul oleneb

polütsükliliste aromaatsete süsivesinike jaotumine gaasilise ja tahke faasi vahel mitmest tegurist, nagu näiteks temperatuur, eralduvate osakeste mass, osakeste suurus ja veeaur, samuti polütsükliliste aromaatsete süsivesinike liik ja kontsentratsioon [219, ISO 2003].

Mürgisus, eelkõige polütsükliliste aromaatsete süsivesinike kantserogeensus, varieerub vastavalt ainele märkimisväärselt. Benso[*a*]püreeni peetakse üheks kõige mürgisemaks polütsüklilisteks aromaatseteks süsivesinikuks ja seda kasutatakse mõnikord polütsükliliste aromaatsete süsivesinike kogusisalduse näitajana heitgaasis. Sellist lähenemisviisi kasutatakse näiteks värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumendis [229, COM 2017] ja Saksamaal [61, DE 2002]. Teise võimalusena võib kasutada toksilisuse ekvivalentfaktorite kontseptsiooni, nagu PCDDde/PCDFide puhul (vt punkt 4.3.3.10.13) [225, Safe 1998], [226, Jung et al. 2010], [227, MDH 2016]. Seda lähenemisviisi kasutatakse näiteks Taanis [58, DK 2002].

4.3.3.10.13 PCDDd/PCDFid ja dioksiinitaolised PCBd

PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde mõõtmist käsitletakse mitmes EN standardiseerias. Standardis EN 1948–1:2006 kirjeldatakse isokineetilist proovivõttu filtri/kondensaatori meetodil, lahjendusmeetodil või jahutatud sondi meetodil [49, CEN 2006]. Sellele järgnevalt katab standard EN 1948–2:2006 ekstraheerimist ja puhastamist [70, CEN 2006]. Lõpuks käsitlevad standardid EN 1948–3:2006 ja EN 1948–4:2010 vastavalt PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde tuvastamist ja määramist, kusjuures mõlemad kasutavad isotoopide lahjendamist GC-MS [41, CEN 2006], [51, CEN 2010].

Lisaks nendele standarditele iseloomustatakse tehnilises kirjelduses CEN/TS 1948–5:2015 PCDDde/PCDFide ja PCBde pikaajalist proovivõttu. Sarnaselt sorbentpüüniste kasutamisele elavhõbeda mõõtmiseks (vt punkt 4.3.3.10.8) on sellegi pikaajalise proovivõtu eesmärk määrata kindlaks keskmised kontsentratsioonitasemed pikema perioodi, tavaliselt nelja nädala jooksul. Dokument CEN/TS 1948-5 tugineb samadele proovivõtmise põhimõtetele nagu standard EN 1948-1 [216, CEN 2015]. Euroopa Komisjon märkis, et selle tehnilise kirjelduse valideerimine on uus meede Euroopa standardiseerimiseks Liidu 2015. aasta tööprogrammis [222, COM 2016].

PCDDde/PCDFide proovide võtmise aeg on tavaliselt kuus kuni kaheksa tundi [24, EL 2010], [49, CEN 2006].

Vastavalt tööstusheidete direktiivi lisale VI jäätmepõletustehaste kohta ja standardile EN 1948-1:2006 väljendatakse PCDDde/PCDFide mõõtmistulemusi ühikuna ng I-TEQ/m^3, kus I-TEQ on rahvusvaheline toksilisuse ekvivalent, mis on tuletatud rahvusvaheliste toksilisuse ekvivalentfaktoreid (I-TEF; nimetatakse ka rahvusvaheliseks toksilisuse ekvivalentfaktoriks) kasutades. Need tegurid näitavad ühe PCDD või PCDF analoogi toksilist potentsiaali võrreldes suurima toksilisusega analoogi 2,3,7,8-TCDD toksilise toimega. Tööstusheidete direktiiviga kehtestatakse I-TEFid 17 PCDD/PCDF analoogi jaoks, sealhulgas 2,3,7,8-TCDD [24, EL 2010], [49, CEN 2006].

Kui on vaja hõlmata ka dioksiinitaolisi PCBsid, on soovitatav kasutada ühikut ng WHO-TEQ/m^3, kohaldades Maailma Terviseorganisatsiooni (WHO) toksilisuse ekvivalentfaktoreid (WHO-TEF, nimetatakse ka WHO toksilisuse ekvivalentfaktoriteks), mis lisaks I-TEF-dele sisaldavad 12 dioksiinitaolise PCB toksilisuse ekvivalentfaktorit. Teine erinevus nende kahe mõiste vahel on see, et WHO-TEFid erinevad mõnede PCDD/PCDFide I-TEFist [50, Van den Berg et al. 2006], [51, CEN 2010].

Toksilisuse ekvivalentfaktorid on loetletud lisa A.4 tabelis 7.5.

4.3.3.10.14 Vääveloksiidid

SO_x on vääveldioksiidi (SO_2), vääveltrioksiidi (SO_3) ja väävelhappe aerosoolide (H_2SO_4) summa, väljendatud sümboliga SO_2. Enamiku tööstuslike heiteallikate puhul on domineeriv vääveloksiidi liik SO_2 (st tavaliselt >90%).
SO_2 mõõtmise standardne võrdlusmeetod on toodud standardis EN 14791:2017. Teadaolev kogus heitgaasi ekstraheeritakse, filtreeritakse ja juhitakse läbi vesinikperoksiidi sisaldava absorptsioonilahuse, mis oksüdeerib SO_2 sulfaadiks. Viimane määratakse ioonkromatograafia või tiitrimise teel. SO_3 sisaldub mõõtmistulemuses, kuna see imendub ja oksüdeerub sulfaadiks [181, CEN 2017]. Seega mõõdab standard tegelikult SO_X -i.

Alates 2017. aasta algusest on olemas tehniline kirjeldus gaasikäikudest pärit gaasilise vääveldioksiidi heite kontsentratsiooni määramiseks kasutatavate mõõtevahendite kohta. Dokument CEN/TS 17021:2017 kehtib nii perioodiliste mõõtmiste kui ka püsivalt gaasikäikudele paigaldatud AMSi kalibreerimisele regulatiivsetel või muudel eesmärkidel. Tehnilises kirjelduses ei ole ette nähtud spetsiifilist tehnikat, vaid on kehtestatud analüsaatori ja sellega seotud proovivõtusüsteemi toimivuskriteeriumid - seega kogu mõõtmissüsteem, mis on kaasaskantav automatiseeritud mõõtesüsteem (P-AMS). Tegelik mõõtmine võib põhineda erinevatel meetoditel, sealhulgas infrapuna- või UV-absorptsioon, UV-fluorestsents või elektrokeemilised elemendid [211, CEN 2017].

Olenevalt heitgaasi olemusest, õigusaktist või loast võib osutuda vajalikuks mõõta SO_2 või SO_X. Näiteks tööstusheidete direktiivi lisas V suurte põletusseadmete kohta ja IED lisas VI jäätmepõletustehaste kohta viidatakse ühendile SO_2 [24, EL 2010]. Mõned PVT-järeldustes määratletud PVTga saavutatavad heitetasemed viitavad samuti SO_2-le (nt värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumendid (NFL BREF) [229, COM 2017], puitmassi, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokumendid (PP BREF) [160, COM 2015] ning mineraalõli ja gaasi rafineerimise PVT-viitedokumendid (REF BREF) [143, COM 2015]). Teised dokumendid viitavad aga SO_X-le (nt raua ja terase tootmise PVT-viitedokumendid (IS BREF) [142, COM 2013], klaasitootmise PVT-viitedokumendid (GLS BREF) [182, COM 2013] ning tsemendi-, lubja- ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokumendid (CLM BREF) [183, COM 2013]).

Mõnel juhul võib SO_x heite kindlaks määrata kütuseanalüüsiga (vt punkt 4.4.2).

4.3.3.10.15 Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TVOC)

Standard EN 12619:2013 määratleb TVOC kõigi gaasiliste ja aurustunud orgaaniliste ühendite summana, väljendatuna süsiniku üldsisaldusena. Mõõtmine põhineb FID-l, millel on gaasiproovi puhastussüsteem, mis hoiab ära saastumise tahkete osakestega ja/või kondenseerumise mõõteriista sees. Kõrgema järgu süsivesinikud, mis sisenevad analüsaatorisse tahke ainena, filtreeritakse ja seetõttu neid ei mõõdeta. Kuigi tööstusheidete direktiivi lisa VI jäätmepõletustehaste kohta ja tööstusheidete direktiivi lisa VII orgaanilisi lahusteid kasutavate käitiste ja tegevuste kohta viitavad orgaanilise süsiniku üldisalduse (TOC) mõõtmisele, ei mõõda FID-analüsaator tegelikult tahkete osakestega seotud orgaanilisi ühendeid. Standardi EN 12619:2013 kohaselt on see tööstuses ja pädevate asutuste poolt üldiselt heaks kiidetud [48, CEN 2013].

FID ioniseerib vesinikuleegis orgaaniliselt seotud süsinikuaatomid ja nii mõõdetakse ionisatsioonivoolu. FID üks eelis on, et see näitab mitme anorgaanilise ühendi (nt CO, CO_2, NO ja H_2O) ebaolulist häiremõju. Kuid signaali mõjutab hapnikutase ja kalibreerimine viiakse läbi hapnikutasemete juures, mis sarnanevad heitgaasis leiduvale hapnikutasemele. FID tundlikkus sõltub peamiselt süsinikuaatomite arvust, aga ka molekulaarsest struktuurist (st üksik- või kaksiksidemed, heteroaatomite arv ja olemus, ahela pikkus ja tsükli struktuur). Näiteks on FID hapnikku sisaldavate orgaaniliste ühendite suhtes tavaliselt vähem tundlik kui puhaste süsivesinike suhtes, millel on sama arv süsinikuaatomeid molekuli kohta [48, CEN 2013], [231, MCERTS 2016].

Kalibreerimistegur on detektori konkreetse konstruktsiooni ja kohandatud käitamistingimuste funktsioon. Standard EN 12619:2013 näeb kalibreerimiseks ette propaani (C_3H_8) kasutamise, seades selle kalibreerimisteguriks 1,00, võttes samal ajal arvesse süsinikuaatomite arvu (st kolm). Stabiilses proportsioonis üht või piiratud arvu orgaanilisi ühendeid sisaldavate heitgaaside puhul võib üksiku(te) ühendi(te) kontsentratsiooni(d) määrata tingimusel, et kalibreerimistegurid on eelnevalt kindlaks määratud [48, CEN 2013].

Mittepõletusprotsessides eralduvate heitgaaside puhul (nt orgaaniliste lahustite kasutamisel) võib TVOC-i mõõta vastavalt standardile EN ISO 13199:2012. Ekstraheeritud heitgaas filtreeritakse ja jagatakse kaheks vooks. Esimene voog läbib katalüüsmuunduri orgaaniliste ühendite täielikuks oksüdeerimiseks CO_2-ks, mida seejärel mõõdetakse NDIR-ga. Teine voog juhitakse CO_2 mõõtmiseks otse NDIR-analüsaatorisse. CO_2 kontsentratsioonide erinevus kahe voo vahel võrdub orgaanilistest ühenditest tuleneva CO_2 kontsentratsiooniga. FID-ga võrreldes on eeliseks suurem ohutus (ei ole leeki ega vesinikku), ühe ja sama süsinikuaatomite arvuga orgaaniliste ühendite võrdsed kalibreerimistegurid ja hapnikust tingitud häirete puudumine [194, CEN 2012]. Teisest küljest on katalüütilisel oksüdatsioonil põhinevatel TVOC mõõtmistel kaks puudust: katalüsaatoreid võib mürgitada ja orgaaniliste ühendite teisendamine CO2-ks ei pruugi alati olla täielik [231, MCERTS 2016].

Orgaaniliste ühendite mõõtmiseks võib kasutada fotoionisatsioonidetektoreid (PID). PIDd toimivad sarnaselt FIDle, välja arvatud UV-valguse kasutamine ionisatsiooniks. FID puhul sõltub tundlikkus süsinikuaatomite arvust ja molekulaarstruktuurist. PID tundlikkus sõltub ka kasutatava UV-lambi tüübist. Näiteks butanooli puhul on lampide 9,8 eV, 10,6 eV ja 11,7 eV puhul suhtelised kalibreerimistegurid vastavalt 1, 15 ja 50 [192, Honeywell 2004].

FID ja PID tundlikkus on erinev ja neid kalibreeritakse erinevate gaasidega. Seetõttu **ei ole analüüsitulemused võrreldavad**. Laias laastus reageerib FID rohkem süsinikuahela pikkusele, samal ajal reageerib PID rohkem funktsionaalrühmadele. Näiteks FID näitab suhteliselt sarnast reaktsiooni propaanile, isopropanoolile ja atsetoonile (väheneb veidi selles järjekorras [230, Dietz 1967]), sest kõigil neil ühenditel on kolm süsinikuaatomit, samas kui PID ei ole propaani suhtes väga tundlik, on isopropanooli suhtes mõõdukalt tundlik ja atsetooni suhtes väga tundlik. Tundlikkuse suhteline järjekord on järgmine [192, Honeywell 2004]:

- FID: aromaatsed ühendid, pikaahelalised ühendid > lühiahelalised ühendid (metaan) > halogeenitud ühendid.
- PID: aromaatsed ühendid, joodiühendid > olefiinid, ketoonid, eetrid, amiinid, väävliühendid > estrid, aldehüüdid, alkoholid, alifaadid > klooritud alifaadid, etaan > metaan (reaktsioon puudub).

PID ei reageeri üldiselt metaanile ja seega mõõdetakse tegelikult lenduvat orgaanilist süsinikku, mis ei ole metaan. Kuigi FID mõõdab TVOCi, sealhulgas metaani, võib seda metaani lõikamise katalüsaatorit lisades muuta nii, et mõõta metaanivaba LOÜd [190, Wilford 2006].

FIDega võrreldes on PIDd lihtsamad ja oma olemuselt plahvatuskindlad (mitte vesinikleek) ning seetõttu kasutatakse neid sageli kaasaskantavates mõõteriistades (vt punkt 4.5.3). PID tuvastavad palju madalamaid orgaaniliste ühendite tasemeid kui FID, samas on FID suuremates kontsentratsioonivahemikes lineaarsem. Lisaks ei mõjuta FIDid üldiselt niiskus [190, Wilford 2006], [192, Honeywell 2004].

2017. aastal puudusid gaasikäigust pärit heites sisalduvate orgaaniliste ühendite mõõtmiseks PIDga EN või ISO standardid [59, CEN 2018] [112, ISO 2018].

Olenevalt heitgaasi olemusest (nt kui heitgaas sisaldab metaani), õigusaktist või loast võib osutuda vajalikuks mõõta TVOCi või metaanivaba metaani. Nagu eespool mainitud, viidatakse tööstusheidete direktiivi lisades V I ja VII TOC-le ja seega ka TVOC-le [24, EL 2010]. Lisaks sellele

viitavad mõned PVT-järeldustes määratletud parima võimaliku tehnikaga saavutatavad heitetasemed orgaanilise süsiniku sisaldusele või TVOC-le (nt värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumendid NFM BREF) [229, COM 2017] ning tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokumendid (CLM BREF) [183, COM 2013]). Mineraalõli ja gaasi rafineerimist käsitleva PVT-viitedokumendi PVT-järeldustes toodud parima võimaliku tehnikaga saavutatavad heitetasemed viitavad siiski metaanivabale süsinikule [143, COM 2015]. Erijuhtum on toodud välja puitpaneelide tootmise PVT-viitedokumendi PVT-järeldustes, kus parima võimaliku tehnikaga saavutatavad heitetasemed viitavad üldiselt TVOC-le, kuid metaanisisaldus lahutatakse (osaliselt) kuivatist pärineva heite puhul, kui on kasutatud selliseid kütuseid nagu maagaas ja veeldatud naftagaas. Selle lahutamise eesmärk on eristada heiteallikaid (st kuivatamisprotsessist või kütteseadmest) [195, COM 2016]. Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegister viitab metaanivabale LOÜ- le [147, EÜ 2006]).

4.3.3.11 Võrdlus-/standardtingimused

Üldteave võrdlus-/standardtingimuste kohta on toodud punktis 4.3.2.5.1.

Saasteaine perioodiline mõõtmine nõuab sageli võrdluskoguste, mida nimetatakse ka perifeerseteks parameetriteks, samaaegset mõõtmist. Hapniku ja veeauru perioodilise mõõtmise standardid on olemas [73, CEN 2017], [74, CEN 2017]. Lisaks sellele on võrdluskoguste mõõtmine vajalik ka AMSi kalibreerimiseks standardse võrdlusmeetodiga QAL2 menetluse käigus (vt punkt 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014].

Lõhna kontsentratsiooni mõõtmiseks dünaamilise olfaktomeetria abil (st temperatuuri 293,15 K ilma veeaurusisaldust korrigeerimata) kohaldatakse konkreetseid standardtingimusi (vt punkt 4.6.3.2).

4.3.3.12 Andmetöötlus

Mõõtmistulemused teisendatakse vastavate standardtingimuste kohaselt (vt punktid 4.3.2.5 ja 4.3.3.11) [45, CEN 2007].

Perioodiliste mõõtmiste mõõtmistulemuste keskmine väärtus oleneb oluliselt üksikute mõõtmiste arvust mõõtmisseeria kohta, mõõtmissagedusest ja vastavuse hindamise korrast (vt punkt 3.4.4.2).

Mõnel juhul lahutatakse mõõdetud väärtustest mõõtemääramatus (vt punkt 3.4.4.3).

4.3.3.13 Aruandlus

Mõõtmisaruandes tuleb kirjeldada läbipaistval ja jälgitaval viisil, kus ja kuidas mõõtmised teostati, ning aruanne peab olema piisavalt üksikasjalik, et võimaldada tulemuste jälitamist arvutuste abil kuni kogutud toorandmete ja käitamistingimusteni [45, CEN 2007]. Mitmes liikmesriigis on regulatiivsetel eesmärkidel määratletud standardsed aruandevormid, kuid neil ei pruugi olla võrreldavat sisu ja üksikasjalikkuse taset. Mõõtmistulemuste üleeuroopalise võrdlemise võimaldamiseks on soovitatav võtta arvesse vähemalt standardis EN 15259:2007 esitatud nõudeid, mis on toodud allpool.

Standardi EN 15259:2007 kohaselt sisaldab heite mõõtmise aruanne vähemalt järgmist teavet [45, CEN 2007]:

- üldteave, näiteks käitaja nimi, käitise aadress, katselabori nimi ja aadress;
- projekti määratlemine mõõtmiseesmärgi või -märkide täpsustamise teel;
- rajatise ja käideldud materjalide kirjeldus;

- mõõtmiskoha ja -lõigu identifitseerimisandmed;
- mõõtmismeetodite ja -seadmete identifitseerimisandmed vastavalt mõõdetud saasteainete ja võrdluskoguste individuaalsetele standarditele;
- tootmisprotsessi käitamistingimused mõõtmise ajal, sealhulgas heitgaaside töötlemise seadmed;
- mõõtmiskavast kõrvalekaldumiste kirjeldus;
- viide sellele, kuidas pääseda kontrollimiseks juurde algandmetele ja neid kasutada saab;
- mõõtmistulemused ja muud tulemuste tõlgendamiseks vajalikud asjakohased andmed, sealhulgas proovivõtu kuupäev (tund, päev, kuu ja aasta) ning mõõtemääramatus;
- arvutusmeetodid, näiteks andmete teisendamine konkreetseteks standardtingimusteks;
- tulemuste esitlemine.

Lisaks tuleb mõõtmisaruandes põhjendada ja dokumenteerida mis tahes kõrvalekaldeid EN standarditest (nt EN 15259:2007) ja mõõtmiskavast [45, CEN 2007].

Samuti sisaldab iga EN standard jaotist selle kohta, kuidas tuleb igas aruandes täpsustada mõõtmismeetodit ja tulemusnäitajaid ning kuidas tuleb saavutatud tulemusi esitada [76, CEN 2007].

Lisaks kasutab iga katselabor spetsiaalseid mõõtmis- või tööfaile, kus on palju üksikasjalikum teave sisedokumentide jaoks. Need failid peavad muu hulgas võimaldama jälgida iga proovi säilitamist ja käitlemist mõõtmispunktist proovi analüüsini, sealhulgas andmete töötlemist ja tulemuste dokumenteerimist.

Teatavatel tingimustel tehakse mõõtmistulemused/-aruanded kättesaadavaks ka üldsusele, näiteks tööstusheidete direktiivi artikli 24 lõike 3 punkti b [24, EL 2010] kohaselt.

4.3.3.14 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Andmete kogumisel PVT-viitedokumentide koostamiseks või läbivaatamiseks ei esitata tavaliselt perioodiliste mõõtmiste täielikke mõõtmisaruandeid. Pigem hõlmab tavaliselt andmete kogumine individuaalseid mõõtmistulemusi, mõõtemääramatust, proovivõtu kestust, võrdlustingimusi, järjestikuste mõõtmiste arvu ühes mõõteseerias ja mõõtmissagedust koos üheselt mõistetava teabega käitamistingimuste kohta tavapäraste ja muude kui tavapäraste käitamistingimuste eristamiseks.

Kui esitatakse lisaks keskmised väärtused, on andmete hindamiseks asjakohased ka üksikute mõõtmiste arv, miinimum- ja maksimumväärtused ning LoD/LoQ arvesse võtmise viis.
Esitatud andmed on aluseks PVT ja PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemisel, kui see on asjakohane. PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete puhul tuleb kindlaks määrata sellega seotud seirerežiim. 2017. aastal kasutati PVT-järeldustes laialdaselt järgmisi perioodiliste mõõtmiste üldtingimusi:

- võrdlustingimused (temperatuur 273,15 K, rõhk 101,3 kPa, kuiv gaas, kindlaksmääratud hapnikusisaldus);
- proovide võtmise kestus vähemalt 30 minutit;
- vähemalt kolm järjestikust mõõtmist ühes mõõteseerias;
- mõõtmissagedus vähemalt üks (või kaks) korda aastas, kui see on asjakohane;
- mõõtmised kõrgeima heitetaseme ajal tavapärastes käitamistingimustes, kui see on asjakohane.

Sõltuvalt tööstusharust ja saasteainest võib perioodiliste mõõtmiste seirerežiimi kohandada. Asjakohaste näidete hulka kuuluvad konkreetsed standardtingimused

lõhna kontsentratsiooni mõõtmiseks dünaamilise olfaktomeetriaga temperatuuril 293,15 K ilma veeaurusisaldust korrigeerimata (vt punkt 4.6.3.2) või pikem proovivõtuaeg PCDDde/PCDFide sisalduse mõõtmiseks (vt punkt 4.3.3.10.13). Samuti võib mõnel puhul olla asjakohane rohkem kui kolm järjestikust mõõtmist ja suurem või väiksem mõõtmissagedus.

Lisateavet andmete kogumise ja heiteandmetele lisatud viiteteabe kohta vt PVT-viitedokumendi juhisest [39, EL 2012].

4.4 KAUDSED MEETODID

4.4.1 Näited asendusparameetrite kohta

4.4.1.1 Ülevaade

Asendusparameetritega seotud üldiseid aspekte, sealhulgas kvantitatiivsete, kvalitatiivsete ja indikatiivsete asendusparameetrite eristamist, kirjeldatakse punktis 3.3.3.3.1.

Näited **kvantitatiivsete asendusparameetrite** kohta on järgmised [3, KOM 2003]:

- TVOC üksikute orgaaniliste ühendite asemel (vt punkt 4.3.3.10.15);
- kütuse voolukiirus ja koostis ahju suitsugaasi vooluhulga määramiseks (nt vastavalt standardile EN ISO 16911-1:2013 [254, CEN 2013]);
- ennustavad heiteseiresüsteemid (PEMS), mis põhinevad asendusparameetrite kombinatsioonil (vt punkt 4.4.1.2).

Näited **asendusparameetrite** kohta on järgmised [3, KOM 2003]:

- tolm üksikute metallide ja nende ühendite asemel;
- tolm PM_{10} või $PM_{2,5}$ asemel.

Näited **indikatiivsete asendusparameetrite** kohta on järgmised [3, KOM 2003]:

- TVOC asemel kondensaatori heitgaasi temperatuur;
- lõhna asemel biofiltri rõhulangus, voolukiirus, pH ja niiskus;
- oksüdeeritavate ühendite asemel termilise oksüdeerija põlemistemperatuur ja viivitusaeg (või voolukiirus);
- oksüdeeritavate ühendite asemel katalüütilise oksüdeerimise seadmes oleva katalüsaatori temperatuur ja viivitusaeg (või voolukiirus);
- tolmukontsentratsiooni asemel elektrifiltri läbilaskevõime, pinge ja sealt eemaldatud tolmu kogus;
- puhastatavate ühendite asemel heitgaasi vooluhulk ja temperatuur, skraberivedeliku vool ja rõhk ning märgskraberi rõhulangus;
- tolmu asemel filtri lekkemonitori väljundsignaal (nt vastavalt standardile EN 15859:2010 [64, CEN 2009]) tekstiilfiltrile (vt punkt 4.3.2.2.1).

4.4.1.2 Ennustavad heiteseiresüsteemid (PEMS)

Ennustavad heiteseiresüsteemid (PEMS) on süsteemid, millega määratakse saasteaine heitekontsentratsioonid, võttes aluseks nende seose heiteallika mitmete iseloomulike pidevalt jälgitavate protsessiparameetritega (nt kütusekulu, õhu ja kütuse suhe) ning kütuse või etteantava materjali kvaliteediandmetega (nt väävlisisaldus).

Saasteaine vastavate heitekontsentratsioonide arvutamiseks kombineerib PEMS kuni 25 parameetrit. Nimetatud süsteemi kalibreerimine otseste mõõtmiste abil on keeruline, sest see tuleb viia läbi ja valideerida mitmesugustes käitamistingimustes, kuid süsteemi eeliseks on võimalus määrata tekkivaid heitekontsentratsioone pidevalt ilma AMSita. Igal juhul tuleb tõendada, et PEMSi saab konkreetse protsessi puhul rakendada.
2017. aastal avaldas CEN paiksetest allikatest pärit heite määramiseks kasutatavate PEMSide rakendatavuse, kasutamise ja kvaliteedikontrolli tehnilise kirjelduse lõpliku kavandi [292, CEN 2017]. Tehniline kirjeldus avaldatakse eeldatavasti 2018. aasta jooksul.

Madalmaades annab suunised PEMSi rakendamiseks ja kvaliteedikontrolliks dokument NTA 7379:2014 [77, NEN 2014].

4.4.2 Kütuse analüüs

Kütuseanalüüs on näide massibilansi kohta (vt punkt 3.3.3.3.2). Olenevalt tööstusharust saab seda kasutada vääveldioksiidi, metallide ja muude ainete heite prognoosimiseks jäävusseadusi rakendades, kui kütuse massivoog on teada. Kütuseanalüüsi heitkoguste arvutamisel kasutatav põhivalem on järgmine [13, AU 2012]:

Võrrand 4.2 $E = Q \times c / 100 \times (M_W / M_{WE}) \times t \times (100 - R)$

kus
- E = õhku paisatud saasteaine aastane heitkogus (kg aastas);
- Q = kütuse massivoog (kg/h);
- C = saasteaine elemendi kontsentratsioon kütuses (massiprotsent);
- M_W = eraldunud saasteaine molekulmass (g/mol);
- M_{ME} = saasteaine elemendi kaal kütuses (g/mol);
- T = tööaeg (tundi aastas);
- R = kütuses sisalduva elemendi mittepõlev osa (massiprotsent), mis ei välju suitsugaasidega

4.4.3 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Õhkuheidet käsitlevates PVT-järeldustes kasutatakse kaudseid meetodeid harvemini kui vetteheidet käsitlevates PVT-järeldustes (vt punkt 5.4.2). Erandiks on kvantitatiivne asendusparameeter TVOC (vt punkt 5.4.2). Näited on järgmised:

- Klaasitootmise PVT-viitedokument (GLS BREF): PVT 7(iii) ja PVT 7(viii) kohaselt tähendab PVT asendusparameetrite kasutamist, et tagada töötlemissüsteemi nõuetekohane toimimine perioodiliste mõõtmiste vahel, sealhulgas tolmu, NO_x ja SO_2 heite puhul. Asendusparameetrite näidetena on loetletud reaktiivi etteanne, temperatuur, veega varustamine, pinge, tolmu eemaldamine ja ventilaatori kiirus [182, COM 2013].
- Kodulindude või sigade intensiivkasvatuse PVT-viitedokument (IRPP BREF): dokumendis PVT 25 mainitakse massibilanssi ühe võimalusena ammoniaagi õhkuheite jälgimiseks [284, COM 2017].
- Raua- ja terasetootmise PVT-viitedokument (IS BREF): koksiahjuseadmete hajusheite vähendamist käsitlev PVT 46 tugineb asendusparameetrina kõigist ustest lähtuva nähtava heite kontrollimisele [142, COM 2013].
- Mineraalõli ja gaasi rafineerimise PVT-viitedokument (REF BREF): kaudseid meetodeid mainitakse õhkuheite seiret käsitlevas dokumendis PVT 4. Need hõlmavad hindamist asendusparameetrite (näiteks O_2 sisaldus, väävli- või lämmastikusisaldus etteandes/kütuses) asjakohase kombinatsiooni abil, arvutusi ja gaasikäigust pärit heite perioodilisi mõõtmisi. Välja on toodud ka kütuseanalüüsid ja PEMSid. Põletusseadmete puhul, mille nimisoojusvõimsus on >50 MWth ja kus toimub katalüütiline krakkimine, võib SO_2 pideva mõõtmise asendada arvutustega, mis põhinevad kütuse või etteantava materjali väävlisisalduse mõõtmisel (st kütuseanalüüsi abil), kui on võimalik tõendada, et see tagab samaväärse täpsuse. Lisaks sellele võib väävli taaskasutusüksuste (SRU) pidevad SO_2 mõõtmised asendada pideva materjalibilansi või muu asjakohase protsessiparameetrite seirega eeldusel, et SRU tõhususe asjakohased mõõtmised põhinevad seadmete perioodilistel (nt iga kahe aasta tagant) toimivuskatsetel [143, COM 2015].
- Puitpaneelide tootmise PVT-viitedokument (WBP BREF): PVT 15 sätestab, et parim võimalik tehnika on asjakohaste asendusparameetrite seire. Skraberite puhul võivad need hõlmata heitgaasi voolu ja temperatuuri, heieete visuaalset välimust, samuti veevoolu ja temperatuuri, samas kui elektrifiltrite puhul võivad need hõlmata pingelangust [195, COM 2016].

Mitmesugustes PVT-viitedokumentides (nt värviliste metallide tööstuse PVT-viitedokumendid (NFM BREF) [229, COM 2014]), nahaparkimise PVT-viitedokumendid (TAN BREF) [179, COM 2013] ja puitpaneelide tootmise PVT-viitedokumendid (WBP BREF) [195, COM 2016] osutatud rõhulanguse mõõtmine läbi tekstiilfiltri annab teavet selle kohta, kas puhastusmehhanism toimib nõuetekohaselt (st kas filtrid puhastatud ja mitte pimestavad, mis omakorda mõjutab energiakasutust). Siiski ei toimu filtri rikke korral rõhulanguse mõõdetavat suurenemist ja seega puudub märk suurenenud heitkogustest [246, UK 2013].

4.5 HAJUSHEIDE

4.5.1 Ülevaade

Käitise koguheite kvantifitseerimiseks on sageli vaja hinnata hajusheidet, sealhulgas kontrollimatut heidet (vt määratlusi punktis 4.5.2), kuna see heide võib moodustada märkimisväärse osa koguheitest ja sel võib olla keskkonnale oluline mõju. Mõnikord võib hajusheitel olla käitise jaoks ka majanduslik tähtsus. Neil põhjustel sisaldavad load ja PVT-järeldused, kui see on asjakohane ja otstarbekas, sätteid, milles täpsustatakse, kuidas neid heitkoguseid nõuetekohaselt jälgida ja vähendada [3, KOM 2003].

Hajusheite kvantifitseerimine ei pruugi olla lihtne ning on üldiselt tööjõu- ja kulumahukas. Mõõtmismeetodid on olemas, kuid mõõtemääramatus võib olla suhteliselt suur ja seetõttu võib tulemuste usaldusväärsuse tase olla madal. Lisaks võib hajusheite koguhulga hindamine võimalike allikate arvu suurenemise tõttu olla kulukam kui punktallikate heitkoguste mõõtmine [3, KOM 2003].

Lisaks järgmistele punktidele sisaldab mineraalõli ja gaasi rafineerimist käsitlev PVT-viitedokument (REF-viitedokument) üksikasjalikku teavet rafineerimistehaste hajusate lenduvate orgaaniliste ühendite heite seire kohta [143, COM 2015].

4.5.2 Mõisted

Hajus- ja kontrollimatu heite määratlused on erinevates allikates erinevad, näiteks:

- tööstusheidete direktiivi 5. peatükis on orgaanilisi lahusteid kasutavate käitiste ja tegevuste puhul määratletud kontrollimatu heide kui „kõigi heitgaasis mittesisalduvate lenduvate orgaaniliste ühendite ja ka mis tahes toodetes sisalduvate lahustite heide õhku, pinnasesse ja vette“. Heitgaasid on määratletud kui „lenduvate orgaaniliste ühendite või muude saasteainete lõplik gaasiline õhkuheide gaasikäikudest või saasteainete püüdeseadmetest“ [24, EL 2010].
- Standardi EN 15445:2008 määratluse kohaselt on kontrollimatu tolmuheide „hajureostusallikast atmosfääri heidetav kontrollimatu tolmuheide“ ning standardis on toodud näidetena ladustuskohtadest tuulega edasi kanduv tolm, töökojahoonetest ja kuivpuistlasti käitlemisest pärinev tolm ning liikluses liivatamisest tekkiv tolm. Hajusheidet ei ole määratletud [247, CEN 2008].
- Standardis EN 15446:2008 on kontrollimatu heide määratletud kui „heide atmosfääri, mis pärineb tihedaks kavandatud toote tiheduse kadumisest“.

Käesolevas dokumendis mõistetakse hajus- ja kontrollimatut heidet järgmiselt [3, COM 2003], [143, COM 2015], [154, COM 2016]:

- **Hajusheide:** suunamata heide keskkonda.
  Heide on tavaliselt seotud lenduvate või tolmuste ainetega. Hajureostusallikad võivad olla punkt-, lineaar-, pinna- või mahuallikad. Näiteks ladustamisrajatised peale- ja mahalaadimise ajal, tahke aine ladustamine vabas õhus, naftatöötlemistehaste kogumisbasseinid, koksistamistehaste uksed ja kloorleeliste tehaste elektrolüüsikambrid. Mitut hoonesisest heidet peetakse tavaliselt hajusheiteks.
- **Kontrollimatu heide:** punktallikatest pärit hajusheide.
  Kontrollimatu heide on hajusheite alamliik ja pärineb tavaliselt lekkivatest seadmetest.

4.5.3 EN standardid

Tabelis 4.6 on loetletud Euroopa standardid hajus- ja kontrollimatu heite seireks.

Tabel 4.6. Standardid hajus- ja kontrollimatu heite seireks

Standard	Pealkiri
EN 15445:2008	Tööstusharude ühist huvi pakkuvad kontrollimatu ja hajusheide. Kontrollimatu tolmuheite allikate kvalifitseerimine hajumise pöördmodelleerimise abil
EN 15446:2008	Tööstusharude ühist huvi pakkuvad kontrollimatu ja hajusheide. Seadmetest ja torustike lekkest eralduvate aurude kontrollimatu heite mõõtmine
EN 16253:2013	Õhukvaliteet. Atmosfääri mõõtmised maapinna lähedal aktiivse diferentsiaalse optilise absorptsioonispektroskoopiaga (DOAS). Välisõhu ja hajusheite mõõtmine

Standard **EN 15445:2008** määratleb hajumise pöördmodelleerimise meetodi tööstuskäitiste või tootmiskohtade hajustolmu heitkoguste määratlemiseks. Meetod põhineb levikumudelil põhinevatel arvutustel ja proovivõtu skeemi määratlemisel. Selles võetakse arvesse väliandmeid, nagu tolmu hajusheiteallikate arv, kõrgus ja laius, välisõhu tolmu mõõtmise tulemused, heiteallikate ja proovivõtukohtade vahelised proovivõtukaugused ning meteoroloogiline teave. Standard ei võimalda tolmu heitkoguste kvantifitseerimist absoluutarvudes, vaid on vahend asjakohaste heiteallikate kindlakstegemiseks ning ennetus- ja vähendamismeetodite rakendamiseks. Standardis EN 15445:2008 on sätestatud, et seda ei tohi kasutada vastavushindamiseks ega erinevate samasse tööstusharusse kuuluvate käitiste võrdlemiseks [247, CEN 2008].

Standardi **EN 15446:2008** kohaldusala on protsessiseadmetest pärit lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) kontrollimatu heite mõõtmine. Lenduvate orgaaniliste ühendite määratlus hõlmab kõiki tooteid, mille aururõhk on vähemalt 20 massiprotsendi juures temperatuuril 20 °C kõrgem kui 0,3 kPa. Lubatud on mis tahes detektori tüüp (nt katalüütilisel oksüdatsioonil, infrapuna neeldumisel, leekionisatsioonil või fotoionisatsioonil põhinev detektor) eeldusel, et see vastab standardi spetsifikatsioonidele ja toimivuskriteeriumidele. Lisaks kirjeldatakse standardis EN 15446:2008 menetlust, mille abil hinnatakse üksikutest allikatest pärit heite määra ja käitise koguheidet antud aruandeperioodil (tavaliselt aasta) korrelatsiooni abil [248, CEN 2008]. Sageli kasutatakse pihkumise avastamise ja kõrvaldamise (LDAR) programmides nuusutamist [143, COM 2015], [154, COM 2016].

Standardis **EN 16253:2013** kirjeldatakse aktiivse diferentsiaalse optilise absorptsioonispektromeetri (DOAS) kasutamist koos pideva kiirgusallikaga gaasiliste ühendite (nt NO_2, SO_2, O_3, Hg, benseeni, tolueeni, ksüleeni ja muude lenduvate orgaaniliste ühendite) määramiseks välisõhus või hajusheites. DOAS-süsteemid toetavad otseseid mitmekomponendilisi mõõtmisi. Seadme töö põhineb lähedalasuva ultraviolettkiirguse, nähtava ja/või infrapunavalguse absorptsioonil gaasiliste ühendite poolt piki avatud seireteed kiirgusallika ja spektromeetri vahel. Mõõtmine toimub tavaliselt lainepikkustel vahemikus 250 nm kuni 2500 nm ja mille kõrge spektraalne eraldusvõime on 0,1–1 nm. Kuna meetod kasutab absoluutse absorptsiooni asemel diferentseeritud neeldumist, ei mõjuta tulemusi neeldumine ja hajumine kübemete või veetilkade tõttu. DOAS-meetodit võib kasutada alternatiivse mõõtmismeetodina heite hindamiseks juhtudel, kui hajusheite seireks ei saa adekvaatselt kasutada otseseid mõõtmisi, näiteks pindallikatest, reoveepuhastitest ja tootmispiirkondade või torujuhtmesüsteemide leketest tulenev heide [249, CEN 2013].

Olenemata eespool nimetatud EN standarditest võib heite otseseks mõõtmiseks hajureostusallikatest kasutada ka standardit EN 15259:2007, eelkõige selles toodud nõudeid kavandamisele ja aruandlusele [45, CEN 2007].

2012. aastal andis Euroopa Komisjon Euroopa Standardikomiteele (CEN) volituse valmistada ette uus Euroopa standard LOÜde hajus- ja kontrollimatu õhkuheite määramiseks, eelkõige selliste ühendite ladustamisel, transpordil ja käitlemisel (laadimine/mahalaadimine) [251, COM 2012]. 2017. aastal töötas tehniline komitee CEN/TC 264 „Õhukvaliteet“ välja standardi, mis hõlmab optilist gaasikuvamismeetodit (vt punkt 4.5.4.1), selektiivset neeldumist LIDAR (DIAL) ja valgusvoo-varjutuse meetodit (SOF) (vt punkt 4.5.4.2.1), aga ka arvutus-/hindamismeetodeid (vt punkt 4.5.4.3) [78, CEN 2017].

4.5.4 Muud meetodid

4.5.4.1 Mõõtmised esinemiskohas

Otsesed mõõtmised

Otsesed mõõtmised põhinevad mahuvoolu ja kontsentratsiooni mõõtmisel heiteallika kindlaksmääratud esinduslikes osades, näiteks katte all, tuuletunnelis või esikuavades (aknad, väravad, katuseharjad) [235, VDI 2005], [236, VDI 2011].

Nuusutamine

Nuusutamist on kirjeldatud standardis EN 15446:2008 [248, CEN 2008] (vt punkt 4.5.3).

Optiline gaasikuvamismeetod

Optiline gaasikuvamismeetodi (OGI) puhul kasutatakse väikeseid kergeid käeshoitavaid infrapunakaameraid, mis võimaldavad näha gaasilekkeid reaalajas, nii et need ilmuvad videosalvestisele „suitsuna“ koos kõnealuse seadme tavakujutisega. Seda tehnikat kasutatakse peamiselt lenduvate orgaaniliste ühendite märkimisväärsete lekete hõlpsaks ja kiireks tuvastamiseks, nt protsessiseadmetest, proovivõtuanumate kinnituskohtadest, torustiku äärikutest või ventilatsiooniavadest. Aktiivsed OGI-süsteemid põhinevad infrapuna-laserkiire tagasihajumisel seadmelt ja selle ümbrusest, samas kui passiivsed OGI-süsteemid põhinevad seadmest ja selle ümbrusest eralduval loomulikul infrapunakiirgusel [143, COM 2015].

OGI eelis on võimalus avastada isolatsioonis olevaid lekkeid ja viia sõeluuring läbi eemalt, nii et saaks tuvastada lenduvate orgaaniliste ühendite heidet seadmetest, millele nuusutamiseks juurdepääs puudub. Siiski märgiti, et OGI-süsteemide tundlikkus on väiksem kui traditsiooniliste nuusutamisseadmete tundlikkus. OGI toimib eriti hästi alkaanide puhul, kuid tulemus on kehvem aromaatsete ühendite korral. OGId kasutatakse sageli pihkumise avastamise ja kõrvaldamise programmides [143, COM 2015], [154, COM 2016]. Hiljutised uuringud näitavad, et OGId võib teatud tingimustel kasutada ka süsivesinike heitkoguste määramiseks [237, CONCAWE 2017].

Madalmaades on suunised lenduvate orgaaniliste ühendite hajusheite avastamiseks passiivsete OGI süsteemide abil antud dokumendis NTA 8399:2015 [134, NEN 2015].

OGIt saab kasutada ka selliste anorgaaniliste ühendite nagu ammoniaagi, klooridioksiidi, dilämmastikoksiidi, vääveldioksiidi ja väävelheksafluoriidi kontrollimatu heite avastamiseks.

4.5.4.2 Kaugmõõtmismeetodid

4.5.4.2.1 Optiline kaugseire

Optilise kaugseire (ORS) meetodid on konkreetset tüüpi kaugmõõtmismeetodid, mida rakendatakse saasteaine eraldumise punktist või piirkonnast eemal. ORS meetodi puhul mõõdetakse õhusaasteainete kontsentratsiooni vastavalt nende koostoimele elektromagnetkiirgusega (st UV-kiirgus, nähtav või infrapunakiirgus). Mõned meetodid suudavad mõõta ühte või kahte ühendit (nt TDL), teised on võimelised mõõtma korraga mitut ühendit (nt UV-DOAS), osad aga suudavad mõõta samal ajal suurt hulka ühendeid (nt FTIR). Meteoroloogiliste andmetega kombineerides võimaldavad ORS-meetodid arvutada

Hajusheiteallikatest pärit saasteainete heitkogused allatuulega [136, US EPA 2011].

Kasutusel on mitu ORS-meetodit [136, US EPA 2011], [143, COM 2015], [154, COM 2016]:

- DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy (diferentsiaalne optiline absorptsioonspektroskoopia)), mida kirjeldatakse standardis EN 16253:2013 [249, CEN 2013] (vt punkt 4.5.3).
- FTIR-spektromeetrid ja reguleeritavad dioodilaserid (TDL) sarnanevad DOAS-ile, kuna needki sõltuvad valguse neeldumisest saasteaine(te) poolt. Erinevus seisneb selles, et FTIR-spektromeetrid registreerivad valguse intensiivsuse Fourier' teisendust kasutades laias spektraalses infrapunavahemikus, samas TDL-is reguleeritakse laseri lainepikkust vastavalt saasteainele valitud neeldumisribale [136, US EPA 2011].
- DIAL (diferentsiaalne imendumine LIDAR): DIALi puhul kasutatakse aerosoolide, tolmu või gaasiliste ühendite mõõtmiseks atmosfääri suunatud lasereid. Ruumilised kontsentratsioonid saadakse peegeldunud või tagasihajutatud valgusest kahel lainepikkusel: üks saasteaine(te) neeldumisvahemikus ja teine vahetult väljaspool seda. Viimast kasutatakse taustavalguse hajumise mõõtmiseks. Mõõdetakse tagasihajutatud valguse intensiivsuse suhet kahel lainepikkusel ja kombineeritakse see vastusignaali ajanihkega. See suhtarv võimaldab kindlaks määrata saasteaine(te) kontsentratsiooni, ajanihet kasutatakse aga asukoha määramiseks. Tagasihajutud valgust allikast erineva nurga all mõõtes saab andmeid töödelda ja näidata kiirguse kahemõõtmelist pilv-lehviku kuju [136, US EPA 2011].
  DIAL-i peamine eelis võrreldes teiste ORS-meetoditega on selle võime määrata kindlaks saasteaine(te) kontsentratsioonid ruumiliselt [136, US EPA 2011]. Lisaks võimaldab DIAL mõõta põhjalikumalt hajusheidet, mis võib teiste meetodite kasutamisel jääda alahinnatuks [135, Chambers et al. 2008], [252, Robinson et al. 2011]. Lasertehnoloogia abil genereeritavate lainepikkuste arv on siiski piiratud ja seega ka jälgitavate saasteainete arv. Lisaks on teavitatud DIAL-i kasutamise suurtest kuludest [136, US EPA 2011].
- SOF (valgusvoo-varjutuse meetod): SOF on passiivne ORS-meetod, milles kasutatakse lairiba valgusallikana päikest. SOF-süsteem sisaldab kolme komponenti: spektromeeter päikesekiirguse mõõtmiseks (tavaliselt FTIR spektromeeter), päikese jälgimise seade mõõteriista suuna säilitamiseks päikese seniidis ja GPS asukohta täpseks mõõtmiseks gaasivoolu suhtes. SOF-süsteem on paigaldatud liikuvale sõidukile, mis liigub mööda geograafilist liikumisteed, tuulesuunaga risti ja lõikab läbi heitevoo [136, US EPA 2011].

4.5.4.2.2 Muud kaugmõõtmismeetodid

Märgistusgaasid

See meetod seisneb märgistusgaasi vabastamises erinevates kindlaksmääratud punktides või piirkondades ning erinevatel kõrgustel paigaldise pinnast. Seejärel mõõdetakse saasteaine (nt lenduvate orgaaniliste ühendite) ja märgistusgaasi kontsentratsioonid käitisest allatuult teisaldatavate seadmete abil, mis võivad tugineda ORS-meetodile. Heitkoguseid saab hinnata lihtsa vooeeldusega seoses paiksete oludega ja eeldades, et lekkekohtade ja proovivõtukohtade vahel ei ole olulisi atmosfäärireaktsioone ega gaaside ladestumist [3, KOM 2003], [136, US EPA 2011].

Välisõhu kvaliteedi mõõtmised

Hajusheite kvalitatiivset seiret võib teostada välisõhu kvaliteedi mõõtmisega käitisest allatuult (nt difuusse proovivõtu või märgade ja kuivade ladestumiste analüüsi abil). See võimaldab hinnata hajusheite muutumist aja jooksul eeldusel, et seda on võimalik eristada taustkontsentratsioonidest ja muudest allikatest [3, KOM 2003].

Hajumise pöördmodelleerimine (RDM)
RDM võimaldab hinnata allika või käitise heidet allatuult mõõdetud õhukvaliteedi ja meteoroloogiliste andmete põhjal. Kõigi võimalike heiteallikate hõlmamiseks on tavapraktika teostada seiret mitmes punktis. See lähenemisviis ei pruugi hõlmata suuri heitvooge. Lekke (täpse) asukoha määramine võib olla selle meetodiga keeruline [3, KOM 2003]. Tolmu RDM-meetodit on kirjeldatud standardis EN 15445:2008 [247, CEN 2008] (vt punkt 4.5.3).

Bioseire
Bioseiret kirjeldatakse punktis 4.7.

4.5.4.3 Arvutused ja hinnangud

Massibilansid
Massibilansse on kirjeldatud punktis 3.3.3.3.2. Näide massibilansi rakendamisest orgaaniliste ühendite hajusheite määramise kohta on tööstusheidete direktiivi lisa VIII osa 7 toodud lahustikasutuskava (käitiste ja tegevuste puhul, kus kasutatakse orgaanilisi lahusteid) [24, EL 2010].

Eriheited ja/või korrelatsioonid
Mahutitest, laadimis-/mahalaadimistoimingutest, reoveepuhastus- ja jahutussüsteemidest tulenevad heitkogused arvutatakse sageli üldiste eriheidete ja/või korrelatsioonide alusel [3, KOM 2003]. Eriheiteid on kirjeldatud punktis 3.3.3.3.3.

4.5.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

2017. aastal sisaldasid mitmed PVT-viitedokumendid hajusheite seire parimat võimalikku tehnikat, sealhulgas järgmisi punkte:

- Raua- ja terasetootmise PVT-viitedokument (IS BREF): PVT 16 täpsustab, et parim võimalik tehnika on asjaomastest allikatest pärit hajusheite suurusjärgu kindlaksmääramine. Kaudsetele meetoditele või eriheite arvutustel põhinevatele hinnangutele eelistatakse otseseid mõõtmisi [142, COM 2013].
- Mineraalõli ja gaasi rafineerimise PVT-viitedokument (REF BREF): PVT 6 sätestab, et parim võimalik tehnika on kogu tegevuskohast õhku eralduvate lenduvate orgaaniliste ühendite hajusheite seire kolme järgmist meetodit kasutades: nuusutamine, OGI ja eriheitel põhinevad heite arvutused. Lisaks peetakse täiendavaks kasulikuks meetodiks kohapealse heite sõeluuringut ja heitekoguste määramist perioodilise saasteainete inventuuri abil optilisel neeldumisel põhinevate meetoditega, nagu näiteks DIAL või SOF [143, COM 2015].
- Heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW BREF): PVT 5 sätestab, et parim võimalik tehnika on asjakohastest allikatest pärit lenduvate orgaaniliste ühendite hajusa õhkuheite korrapärane seire, kasutades sobivat kombinatsiooni nuusutamisest, OGI-st ja heitekoefitsientidel põhinevatest arvutustest. Suurtes kogustes LOÜsid käideldes peetakse täiendavaks kasulikuks meetodiks käitise heite sõeluuringut ja määramist perioodilise saasteainete inventuuri abil optilisel neeldumisel põhinevate meetoditega, nagu näiteks DIAL või SOF [154, COM 2016].

Hajus- ja kontrollimatu heite käsitlemisel PVT-viitedokumentides on nõuetekohane need mõisted selgelt määratleda (vt punkt 4.5.2).

4.6 LÕHN

4.6.1 Ülevaade

Lõhnaheidet esineb mitmes (põllu)majandusharus, näiteks loomade intensiivkasvatuses, toiduainetööstuses, raua- ja terasetööstuses, keemiatööstuses ning reoveepuhastusjaamades. Heidet põhjustavad suunatud allikad või sagedamini hajusallikad. Gaasilised heited võivad sisaldada sellised lõhnaaineid, mida tajub inimese haistmissüsteem. Need ained võivad olla anorgaanilised, näiteks vesiniksulfiid või ammoniaak, või orgaanilised, näiteks süsivesinikud, väävliühendid (nt merkaptaanid) või amiinid.

Sõltuvalt käitise asukohast võivad lõhnaaine eraldumist tajuda käitise läheduses elavad inimesed ning see põhjustab lõhnahäiringuid ja kaebusi. Seetõttu võib tekkida vajadus lõhnaheite seire järele ja võtta meetmeid heitekoguse vähendamiseks, kui on võimalik kindlaks teha selle allikat.

Lõhna tajumisel on neli peamist mõõdet [52, CEN 2003]:

- tuvastatavus: minimaalne avastamiseks vajalik kontsentratsioon;
- intensiivsus: lõhna tajutav tugevus;
- kvaliteet: kuidas see lõhnab;
- nn hedonistlik toon: lõhna tajutav meeldivus või ebameeldivus.

Üldjuhul koosneb heite lõhn mitmest keemilisest ainest. Enamikul juhtudel ei piisa lõhnaheite kirjeldamiseks ja määramiseks ühe keemilise aine analüüsist ning see võib põhjustada lõhnaheite olulist alahindamist. Selle tulemusena mõõdetakse lõhna inimese aistingute abil.

Siiski võib lõhnaheite vältimiseks või vähendamiseks sobivate meetodite valimiseks osutuda vajalikuks määrata kindlaks peamised lõhnavad ained [133, FR 2013].

Lõhna kvantitatiivseks või kvalitatiivseks seireks on olemas mitu viisi otseste või kaudsete meetodite abil. Järgmistes osades käsitletakse lõhnade (nt lõhna kontsentratsioon, lõhna intensiivsus ja nn hedonistlik toon) kirjeldamise parameetreid ning mõningaid Euroopas lõhnaheite mõõtmiseks kasutatavaid ühiseid meetodeid.

4.6.2 Mõisted

Vastavalt asjakohastele Euroopa standarditele kasutatakse järgmisi mõisteid:

- **Lõhna avastamine:** haistmissüsteemi piisavast stimuleerimisest tulenev aistingust teadasaamine [52, CEN 2003], [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].
- **Tuvastuslävi:** lõhnaaine kontsentratsioon, mille kindlakstegemise tõenäosus katsetingimustes on 50% [52, CEN 2003]. Tuvastusläve puhul inimesed tajuvad lõhna, kuid ei tunne seda ära [85, CEN 2016]. Tuvastuslävi on iseloomulik igale keemilisele ainele. Keemiliste ainete segude puhul ei saa tuvastusläve hinnata üksikute ainete tuvastusläve alusel [246, UK 2013].
- **Lõhna tüüp:** lõhn, mille saab ära tunda ja omistada kindlale käitisele või allikale. Lõhna tüübid on uuringu jaoks spetsiaalselt määratletud. Üks käitis võib tekitada rohkem kui ühte tüüpi lõhna ja mitu käitist võivad tekitada sama tüüpi lõhna [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].
- **Lõhna äratundmine:** lõhnaaisting, mis võimaldab määratleda positiivselt lõhna tüübi [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].

- **Tundmiskünnis:** lõhnaaine kontsentratsioon, mille tuvastamise tõenäosus katsetingimustes on 50% [52, CEN 2003].
- **Euroopa lõhnaühik (ou_E):** lõhnaaine(te)kogus, mis aurustudes 1 m^3 neutraalsesse gaasi standardtingimustel kutsub esile ekspertrühma liikmete füsioloogilise reageeringu (tuvastuslävi) ja on võrdne Euroopa etalonlõhnamassi (EROM) esilekutsutuga, mis on aurustunud 1 m^3 neutraalsesse gaasi standardtingimustel [52, CEN 2003].
- **Euroopa etalonlõhnamass (EROM):** Euroopa lõhnaühiku tunnustatud etalonväärtus, mis on võrdne sertifitseeritud etalonaine määratletud massiga. Üks EROM võrdub 123 µg *n*-butanooliga, mille kontsentratsioon aurustununa 1 m^3 neutraalsesse gaasi on 0,040 µmol/mol [52, CEN 2003].
- **Lõhna kontsentratsioon:** Euroopa lõhnaühikute (ou_E) arv ühes kuupmeetris standardtingimustes, mõõdetuna dünaamilise olfaktomeetriaga vastavalt standardile EN 13725 [52, CEN 2003].
- **Lõhna intensiivsus:** haistmisstiimuli põhjustatud lõhnatundlikkuse tugevus. Lõhna intensiivsust võib kirjeldada ordinaalskaalal 0 (lõhn puudub) kuni 6 (väga tugev lõhn) [56, UK 2011], [80, VDI 1992]. Stiimuli ja tajutava lõhna intensiivsuse suhe on logaritmiline. Seetõttu ei ole lõhna kontsentratsiooni ja lõhna intensiivsuse suhe lineaarne ning see võib erinevate lõhnaainete (segude) puhul olla erinev. Lisaks lõhna kontsentratsioonile mõjutab lõhna intensiivsust nii lõhna kvaliteet kui ka hedonistlik toon [52, CEN 2003].
- **Hedonistlik toon:** määr, milleni lõhna peetakse meeldivaks või ebameeldivaks [85, CEN 2016], [86, CEN 2016]. Hedonistlike toonide mõõteskaala on tavaliselt alates väga meeldivatest lõhnadest (nt pagaritöökojad) + 4 kuni vastikute lõhnadeni (nt roiskuv liha) -4 [56, UK 2011], [81, VDI 1994]. Väljaspool laboriseadet võib hedonistlik toon individuaalselt oluliselt erineda [93, DEFRA 2010].
- **Kokkupuude lõhnaga:** inimese kokkupuude kindlaksmääratud lõhnatüübiga, mida mõõdetakse sissehingatava(te) lõhnaaine(te) kogusena igal konkreetsel hetkel. Kuna tuvastuslävest allapoole jäädes lõhnadel mõju puudub, võib kokkupuudet äratuntavate lõhnadega kirjeldada kui kontsentratsioonide esinemissagedust kindla lõhnakontsentratsiooni (tundmiskünnis) ületamisel [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].

4.6.3 EN standardid

4.6.3.1 Ülevaade

Tabelis 4.7 on loetletud EN standardid lõhnaheite mõõtmiseks.

Tabel 4.7. EN standardid lõhnaheite mõõtmiseks

Standard	Pealkiri
EN 13725:2003	Õhukvaliteet. Lõhna kontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria abil
EN 16841–1:2016	Välisõhk. Välisõhus esineva lõhna määramine kohapealsel uurimisel. Osa 1: Rastermeetod
EN 16841–2:2016	Välisõhk. Välisõhus esineva lõhna määramine kohapealsel uurimisel. Osa 2: Hajumissuuna meetod

Dünaamilist olfaktomeetriat saab kasutada ülevaatusteks esinemiskohas ja see võimaldab määrata heite määra [52, CEN 2003]. Rastermeetod võimaldab mõõta lõhnaga kokkupuutumist (lõhnatundide sagedusena) [85, CEN 2016] ja hajumissuuna meetod võimaldab määrata voo [86, CEN 2016] ulatust. Meetodeid kirjeldatakse üksikasjalikumalt järgmistes punktides.

4.6.3.2 Dünaamiline olfaktomeetria

Standardis **EN 13725:2003** on sätestatud meetod gaasiproovi lõhnakontsentratsiooni objektiivseks määramiseks dünaamilis olfaktomeetria abil koos inimestest hindajatega. Mõõtmistulemusi väljendatakse Euroopa lõhnaühikutes kuupmeetri kohta (ou_E/m^3). Standard sisaldab metoodikat punktallikatest ja väljavooluga või väljavooluta pindallikatest pärit heite määramiseks [52, CEN 2003].

Standardit kasutatakse Euroopas laialdaselt (nt Belgias (Flandrias) [14, BE (Flandria) 2010], Prantsusmaal [53, INERIS 2013], Saksamaal [54, DE 2008], [89, VDI 2015], Madalmaades [55, NEN 2012] ja Ühendkuningriigis [56, UK 2011], [87, MCERTS 2015]) ning see moodustab ühe osa katselaborite akrediteerimisel.

Üldiselt on lõhnakontsentratsioonide mõõtmise puhul tegu heite perioodilise mõõtmise erijuhtumiga. Seetõttu on siin asjakohased üldised perioodilisi mõõtmisi käsitlevad EN standardid, eelkõige standard EN 15259:2007 [45, CEN 2007] (vt punkt 4.3.3.1).

Võib võtta kahte liiki proove: üks võimalus on võtta dünaamiline proov otsese olfaktomeetria jaoks (proov suunatakse otse olfaktomeetrisse), kuid sagedamini võetakse proov viivitusega olfaktomeetria jaoks (proov kogutakse ja pannakse ja proovivõtuanumasse, et viia see analüüsimisele). Dünaamilise proovivõtu eeliseks on lühike ajavahemik proovivõtu ja mõõtmise vahel, mis vähendab proovi muutumise riski aja jooksul. Meetodi puuduseks on, et see nõuab ekspertrühma liikmete tavapärastest ümbritsevatest lõhnadest eraldamiseks ventileeritavate ruumide kasutamist. Seda on keeruline rakendada ja sageli on vaja väga pikki proovivõtutorusid, mis võivad viia proovi muutumiseni (nt kondenseerumine, adsorptsioon või õhu sissevool). Seevastu viivitusega olfaktomeetria vähendab mõõtemääramatust, asetades ekspertrühma parimatesse võimalikesse tingimustesse [52, CEN 2003], [87, MCERTS 2015].

Viivitusega olfaktomeetria korral sarnaneb proovivõtt muudele õhusaasteainete perioodilistele mõõtmistele (vt punkt 4.3.3), hõlmates näiteks soovitatavat proovivõtukestust 30 minutit ja vähemalt kolme järjestikust mõõtmist. Kõige tavalisem proovivõtusüsteem järgib „kopsude põhimõtet“, kus proovikott asetatakse jäika proovivõtuanumasse. Seejärel eemaldatakse õhk proovivõtuanumast vaakumpumba abil. Proovivõtuanumas olev alarõhk põhjustab koti täitumise kogusega, mis on võrdne anumast eemaldatud proovi kogusega. Sellega välditakse proovi kokkupuudet mis tahes pumbaga [52, CEN 2003], [87, MCERTS 2015], [90, VDI 2011].

Otsustava tähtsusega on proovide rikkumatuse säilitamine käitlemisel, ladustamisel ja transportimisel. See hõlmab järgmisi toiminguid [52, CEN 2003]:

- lõhnatute materjalide kasutamine kokkupuutel prooviga;
- vajaduse korral proovi eellahjendamine lämmastikuga kondenseerumise, adsorptsiooni ja keemilise muundumise vältimiseks;
- proovikoti konditsioneerimine, täites selle proovigaasiga ja seejärel tühjendades uuesti.

Standard EN 13725:2003 sätestab maksimaalseks säilitusajaks 30 tundi. Praktikas on soovitatav viia olfaktomeetriga mõõtmine läbi võimalikult kiiresti [52, CEN 2003]. Saksamaal tuleb tõendada, et lõhnasisaldus proovides ei ole muutunud, kui säilitusaeg on pikem kui kuus tundi [90, VDI 2011]. Ühendkuningriigis [87, MCERTS 2015] ja Saksamaal [90, VDI 2011] on saadaval täiendavad juhised proovivõtuks olfaktomeetrilise mõõtmise jaoks vastavalt standardile EN 13725:2003.
Tegelikul mõõtmisel kasutatakse olfaktomeetrit proovi lahjendamiseks neutraalse gaasiga kindlaksmääratud vahekorras ja lahjendatud gaasivoo esitamiseks ekspertrühmale, mis koosneb vähemalt neljast valitud ja koolitatud liikmest. Lõhna kontsentratsiooni mõõtmiseks määratakse kindlaks tuvastusläve saavutamiseks vajalik lahjendustegur, mille juures lõhnasisaldus on määratluse järgi 1 ou_E/m^3. Seega väljendatakse proovi lõhnasisaldust standardtingimustes 1 ou_E/m^3. Erinevalt muudest perioodilistest mõõtmistest tähendavad standardtingimused

olfaktomeetria jaoks toatemperatuuri (293,15 K), normaalset atmosfäärirõhku (101,3 kPa) ja niisket alust. See kehtib nii olfaktomeetriliste mõõtmiste, aga ka heite voolu mahtkiiruse kohta. Tingimused on lõhna tajumise tüüptingimuste kajastamiseks valitud kokkuleppe alusel [52, CEN 2003].

Lisaks proovide võtmisele ja mõõtmisele on standardis EN 13725:2003 määratletud ka andmete salvestamise, arvutamise, aruandluse ja kvaliteedikontrolli nõuded [52, CEN 2003].

4.6.3.3 Rastermeetod

Standardis **EN 16841–1:2016** kirjeldatakse rastermeetodit välisõhus esineva lõhnaga kokkupuutetaseme määramiseks konkreetses hindamispiirkonnas. Meetod põhineb kvalifitseeritud ekspertrühma liikmete kasutamisel ja selle abil määratakse kindlaks lõhnaga kokkupuutumise sageduse jaotus piisavalt pika aja jooksul (6 või 12 kuud), et saada selle asukoha jaoks esinduslikud ilmastikutingimused. Uuritava lõhnaaine allikad võivad asuda hindamispiirkonnas või väljaspool seda. [85, CEN 2016].

Ekspertrühma liikmete poolt mõõdetud parameeter on „lõhnatundide sagedus“, mis on positiivsete katsetulemuste (lõhnatundide arv) ja hindamisruudu (või erijuhtudel mõõtepunkti puhul) katsetulemuste koguarvu suhe. Lõhnatundide sagedus on lõhnaga kokkupuute näitaja ja seda saab kasutada kokkupuute hindamiseks äratuntava lõhnaga, mis pärineb ühest või mitmest konkreetsest lõhnaallikast (-allikatest), mis eraldavad heidet konkreetses uurimispiirkonnas, sõltumata sellest, kas lõhnaheide on suunatud või hajunud [85, CEN 2016].

Kui lõhnatüübid registreeritakse eraldi, on võimalik mitme eri lõhnatüübiga käitise puhul teha kindlaks lõhna allikas. Kui aga tekitavad sama tüüpi lõhna mitu käitist, võib saastaja kindlakstegemine olla oluliselt keerulisem ja nõuab tuulemõõtmiste tulemuste analüüsi [85, CEN 2016].

4.6.3.4 Hajumissuuna meetod

Standardis **EN 16841–2:2016** kirjeldatakse konkreetsest allikast pärit äratuntavate lõhnade ulatuse kindlaksmääramise meetodit, kasutades ekspertrühma liikmete poolt kohapeal tehtavaid otseseid vaatlusi konkreetsetes ilmastikutingimustes (st tuule suund, tuule kiirus ja piirkihi turbulents) [86, CEN 2016].

Lõhnavoo ulatust kirjeldatakse punktidega, kus toimub üleminek uuritava lõhna puudumiselt selle esinemisele. Voo kuju piiritletakse sujuva interpolatsiooni kompleksjoonega läbi üleminekupunktide, allika asukoha ja maksimaalse vooluulatuse hinnangu alusel määratletud asukoha [86, CEN 2016].

Tulemusi kasutatakse üldjuhul äratuntavate lõhnadega võimaliku kokkupuute tõenäolise ulatuse määramiseks või kogu heitkoguse hindamiseks hajumise pöördmodelleerimise abil. Voo ulatuse mõõtmine on eriti kasulik lähtepunkti saamiseks hajusate lõhnaallikate heitetasemete hindamiseks, kui proovivõtt esinemiskohas ei ole teostatav [86, CEN 2016].

4.6.4 Muud meetodid

4.6.4.1 Ülevaade

Lõhnaseire tavad on liikmesriigiti väga erinevad. Punktis 4.6.4.2 kirjeldatakse kahte sellekohast näidet. Lisaks on mitmed seiremeetodid standarditud riiklikul tasandil. Need meetodid põhinevad paneelaruteludel (vt punkt 4.6.4.3) või uuringutel (vt punkt 4.6.4.4). Elektrooniliste andurite süsteemide kasutamise põhimõtteid ja piiranguid on kirjeldatud punktis 4.6.4.5.

4.6.4.2 Näiteid lõhnaseire tavade kohta liikmesriikides

Iirimaal on kehtestatud kord, mis annab järjepideva ja süstemaatilise lähenemisviisi lõhnade hindamiseks Iirimaa Keskkonnakaitseagentuurilt loa saanud käitistes kohapeal ja nende läheduses, kasutades spetsiaalset „Odour Investigation Field Record Sheet (Lõhnade registreerimisvorm väliuuringutel)“ [124, IE EPA 2010].

Inglismaal võib lõhnade hindamiseks kasutada mitut erinevat seiremeetodit: nuusutamine (välisõhu kontrollimiseks kohapeal või ümbruses), meteoroloogiline seire, kaebused, lõhnapäevikud, asenduskemikaalid või protsessi parameetrid, heitkoguste seire ja pistelised proovid, millele järgnevad olfaktomeetrilised mõõtmised vastavalt standardile EN 13725:2003 [56, UK 2011], [93, DEFRA 2010].

4.6.4.3 Lõhna seire ekspertrühmade abil

Näited riiklikest standarditest, mis käsitlevad lõhnaseiret ekspertrühma abil, on toodud alljärgnevalt.

- Dokumendis **NF X43–103:1996** kirjeldatakse meetodit, mille abil määratakse konkreetse proovi lõhna intensiivsus vastavalt võrdlusskaalale, mis on määratletud puhta aine, näiteks *n*-butanooli, kontsentratsioonide korrapärase jada abil. Mõõtmine põhineb kuuest kuni kaheksast liikmest koosneval ekspertrühmal. (Põllu)majandusrajatiste läheduses tehtavate välimõõtmiste puhul määratakse kindlaks mõõtmispunktid vastavalt rajatise mõjukaugusele ning valitsevate tuulte suunale ja kiirusele. Mõõtmiste ajal registreeritakse ilmastikutingimused. Seejärel saab lõhna intensiivsuse tajumist seostada uuritud rajatisega (lõhnade intensiivsuse kaardistamine) [82, AFNOR 1996], [123, ADEME 2009].
- Dokumendi **VDI 3882 osas 1:1992** ja **VDI 3882 osas 2:1994** kirjeldatakse vastavalt dünaamilise olfaktomeetria kasutamist lõhna intensiivsuse ja hedonistliku tooni määramiseks [80, VDI 1992], [81, VDI 1994]. Võrreldes lõhnakontsentratsiooni mõõtmisega nõuavad need meetodid suuremaid ekspertrühmi ja suurema hulga erinevate lõhnakontsentratsioonide esitamist ekspertrühma liikmetele. Viimane võib põhjustada tõsiseid saasteprobleeme olfaktomeetri lahjendussüsteemis. Samuti tuleb olla ettevaatlik, sest ülemisel piiril olevad kontsentratsioonid võivad põhjustada kohanemist. Seetõttu on kulud suuremad kui lõhnasisalduse mõõtmisel ja praktikas kasutatakse neid meetodeid harva [91, Both 2013], [246, UK 2013].
- Dokumendi **VDI 3940 osa 3:2010** võimaldab määrata kindlaks lõhna intensiivsuse ja hedonistliku tooni kohapeal. Seda kasutatakse peamiselt koos võre- või voomõõtmisega (vt punktid 4.6.3.3 ja 4.6.3.4). Meetodis kasutatakse valitud ja koolitatud ekspertrühma liikmeid [83, VDI 2010].
- Dokumendi **VDI 3940 osas 4:2010** kirjeldatakse polaarsusprofiili meetodit, millega määratakse kindlaks ümbritsevas õhus tajutavate lõhnade või lõhnanäidiste hedonistlik toon vastandite paaride alusel. Seda tehes on võimalik selgelt kindlaks teha meeldivaid lõhnu („lõhnaaine“) või ebameeldivaid lõhnu („hais“). Meetodi puhul kasutatakse valitud ja koolitatud ekspertrühma liikmeid [84, VDI 2010].
- Dokumendi **VDI 3940 osa 5:2013** annab täiendavaid juhiseid ja näiteid VDI 3940 osa 3:2010 ja VDI 3940 osa 4:2010 kasutamiseks [92, VDI 2013].

4.6.4.4 Lõhnauuringud

Näited lõhnauuringuid käsitlevate riiklike standardite kohta on järgmised:

- Dokumendi **VDI 3883 osa 1:2015** kirjeldab uuringumeetodit, mille puhul kasutatakse küsimustikke, et teha kindlaks tegelik või võimalik lõhnaärritus, mida põhjustab kokkupuude lõhnaga elurajoonis. Igas vaatluspiirkonnas tuleb sõltuvalt uuringu eesmärgist analüüsida leibkondade miinimumarvu ja küsitleda ühte isikut leibkonna kohta. Tulemuste eesmärk on teha objektiivselt ja kvantitatiivselt kindlaks elanike lõhnaärrituse tase [238, VDI 2015].
- Dokumendi **VDI 3883 osa 2:1993** kirjeldab uuringumeetodit olemasoleva lõhnaärrituse määramiseks kohalike vabatahtlike abil. Neid küsitletakse korduvalt, et teha kindlaks nende hetkeline lõhnatajumine ja hinnata nende pahameele astet. Seda saab teha postkaartide või telefoni teel. Pikema ajavahemiku vältel saadud tulemusi kasutatakse lõhnade põhjustatud häiringu määramiseks kindlaksmääratud vaatluspiirkonnas [239, VDI 1993].

Dokumendis VDI 3883 kirjeldatud kahe meetodi eesmärk on hinnata elanike häiritust tulenevalt välisõhus esinevast lõhnast. Nende meetodite eesmärk ei ole hinnata lõhnaheidet. Mõningaid seoseid aitab hiljem leida võrdlus võremõõtmistel ja hajumise modelleerimisel saadud tulemustega.
Muud liiki lõhnauuringud, näiteks lõhnapäevikud, registreerivad ja analüüsivad konkreetse piirkonna elanike lõhnakaebusi koos lisateabega tajutava lõhna kohta [56, UK 2011], [93, DEFRA 2010]. Lõhnakaebustest saadud teave võib olla otsene märk lõhnahäiringust, kuid kogutud teavet tuleks tõlgendada hoolikalt, sest lõhnakaebuste edasiviiv jõud ei pruugi olla tajutav lõhn, vaid hoopis mõni muu põhjus. Teiselt poolt ei tähenda lõhnakaebuste puudumine tingimata seda, et lõhnahäiringuid ei esine [238, VDI 2015].

4.6.4.5 Elektrooniliste sensorite süsteemid

Elektrooniliste sensorite süsteemid, mida nimetatakse ka „elektroonseteks ninadeks“ ehk „e-ninadeks“, on mitme gaasianduriga süsteemid, mis on ette nähtud gaasiliste ainete avastamiseks [55, NEN 2012]. Kuna andurid ei suuda tajuda lõhna samamoodi nagu inimese haistmissüsteem, võivad nendeks aineteks olla nii lõhnavad kui ka mittelõhnalised gaasid. Elektroonilistel anduritel on seega laiem tundlikkusspekter kui inimese ninal; spektri ulatus sõltub kasutatavast anduri tüübist.
Elektroonilised sensorid koosnevad kolmest põhiosast: prooviedastamise süsteem, tuvastussüsteem ja andmetöötlussüsteem. **Prooviedastamise süsteem** loob proovi vabaruumi (lenduvad ühendid), moodustades tuvastussüsteemi siseneva fraktsioon**i. Tuvastussüsteemis** on mitu andurit, tavaliselt kuus. Iga andur on enam-vähem tundlik kõigi lenduvate molekulide suhtes, kuid igal on oma spetsiifiline tundlikkus. Enamasti kasutatakse kokkupuutele reageerivat anduririvistust: lenduvate ühendite adsorptsioon anduri pinnal põhjustab anduris füüsikalise muutuse. Tavaliselt kasutatavad andurid on metalloksiidist pooljuhid, elektrit juhtivad polümeerid, kvartskristallist mikrokaalud ja pinnalained. **Andmetöötlussüsteem** registreerib andurite vastused, mis ongi andmetöötluse sisendid. Andurite signaalid ühendatakse ja tehakse statistilistel mudelitel põhinev globaalne sõrmejälgede analüüs [126, INERIS 2009], [127, Peris et al. 2009].

Elektrooniliste andurisüsteemide suunamiseks analüüsitakse proove paralleelselt olfaktomeetria ja elektroonilise andurisüsteemiga. See on vajalik selleks, et (a) luua kvalitatiivse sõrmejälgede andmebaas gaasi koostise (st lõhna) äratundmiseks ja (b) töötada välja matemaatiline mudel, mis suudab teisendada anduri toorandmed lõhnakontsentratsioonideks. See nõuab tavaliselt mõistlikul määral paralleelseid mõõtmisi. Konkreetsete kiirgusallikate jaoks koolitatud elektroonilist andurisüsteemi ei saa kasutada muude allikate või muude seadmete seireks ilma uue kohandatud koolituseta.

Sõltuvalt uuritavatest lõhnaühenditest võib andurisignaali ja lõhnaheite võimaliku seose määratlemiseks „koolitussüsteemi“ loomine olla väga keeruline või saab selle luua väga ebatäpsena [126, INERIS 2009].

Elektrooniliste andurisüsteemide tüüpilised rakendusalad on materjali või toote kvaliteedi, aga ka protsesside, poolkvalitatiivne või poolkvantitatiivne kontroll, mille puhul tuleb tuvastada muutused gaasi koostises. Siia hulka kuulub ka protsessisiseste seadmete kvalitatiivne kontroll.

2017. aastal puudus EN või ISO standard, mis kirjeldaks elektrooniliste andurisüsteemide rakendamist [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Madalmaades on Madalmaade tehnilises kokkuleppes (Netherlands Technical Agreement (NTA)) 9055 sätestatud nõuded välisõhu elektroonilise seire kohta [125, NEN 2012].

4.6.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Lõhnaheite mõju sõltub mitmest tegurist, sealhulgas kaugus vastuvõtjast, kohalikud ilmastikutingimused, allika tüüp, lõhna tüüp, individuaalne tajumine, hedonistlik toon ja heitekogus.

Nende tegurite tõttu keskenduvad PVT-järeldused üldiselt meetoditele, mille abil vältida või vähendada lõhnaheidet (nt heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW BREF) [154, COM 2016], puitmass, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokument (PP BREF) [160, COM 2015], puitpaneelide tootmise PVT-viitedokument (WBP BREF) [195, COM 2016] ning nahaparkimise PVT-viitedokument (TAN BREF) [179, COM 2013]).

Mõnel juhul on määratletud ka lõhnaseire parimad võimalikud tehnikad (nt heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW BREF) [154, COM 2016] ja puitpaneelide tootmise PVT-viitedokument (WBP BREF) [195, COM 2016]).

2017. aastal otsustas jäätmekäitlusealase PVT-viitedokumendi (WT BREF) läbivaatamise tehniline töörühm kehtestada jäätmete bioloogilisel töötlemisel tekkiva lõhnaheite PVTga saavutatava heitetaseme alternatiivina ammoniaagiheite PVTga saavutatavale heitetasemele [280, COM 2017].

4.7 BIOSEIRE

4.7.1 Ülevaade

Bioseire on bioloogiliste süsteemide kasutamine keskkonnamuutuste jälgimiseks ruumis ja ajas. Bioseire võib täiendada heite otsest mõõtmist ja/või hajumise modelleerimist, näidates ära selle võimaliku bioloogilise mõju, eelkõige juhul, kui esineb hajusheide, mis ei võimalda heite otsest mõõtmist. Tööstusheidete direktiivi kontekstis võib bioseiret kasutada tööstusheidete mõju hindamiseks, nt loa- või järelevalvemenetluse raames [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].

4.7.2 Mõisted

Vastavalt asjakohastele Euroopa standarditele kasutatakse järgmisi mõisteid:

- **Bioindikaator** on organism, selle osa või organismide kogum (biotsönoos), mis dokumenteerib keskkonnamõju. Bionäitajad hõlmavad bioakumulaatoreid ja reaktsiooni näitajaid [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Bioakumulaator** on organism, mis võib viidata keskkonnatingimustele ja nende muutumisele, kogunedes keskkonnas (õhk, vesi või pinnas) esinevatele pindadele ja/või sisemiselt [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Reaktsiooni näitaja**, mida nimetatakse ka mõjuindikaatoriks, on organism, mis võib viidata keskkonnatingimustele ja nende muutumisele, kas näidates konkreetseid sümptomeid (molekulaarsed, biokeemilised, rakulised, füsioloogilised, anatoomilised või morfoloogilised) või ökosüsteemis esinedes/sealt puududes [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Aktiivne bioseire** tähendab tahtlikku kokkupuuteuuringut standardmeetodit kasutades [242, CEN 2016].
- **Passiivne bioseire** tähendab praegu või varem keskkonnas esinenud/esinevate valitud bioindikaatoritest *in situ* proovivõtmist ja/või nende jälgimist [242, CEN 2016].

4.7.3 EN standardid

Tabelis 4.8 on loetletud EN standardid, mis käsitlevad bioseiret taimede abil.

Tabel 4.8. EN standardid, mis käsitlevad bioseiret taimede abil

Standard	Pealkiri
EN 16413:2014	Välisõhk. Bioseire samblike abil. Epifüütilise samblike mitmekesisuse hindamine
EN 16414:2014	Välisõhk. Bioseire sammalde abil. Sammaldesse kogunenud atmosfääris esineva saasteainete kogumine *in situ*: alates proovide kogumisest kuni nende ettevalmistamiseni
EN 16789:2016	Välisõhk. Bioseire kõrgemate taimede abil. Tubaka kokkupuutel põhinev standardmeetod

Standardis **EN 16413:2014** kirjeldatakse epifüütilise samblike mitmekesisuse hindamise meetodit. Dokument annab raamistiku inimtegevusest tingitud sekkumise mõju hindamiseks, eelkõige õhusaastest tuleneva mõju hindamiseks. Kuna kasutatakse olemasolevat epifüütiliste samblike populatsiooni, võib osutuda vajalikuks võtta arvesse nii samblike piirkondlikke iseärasusi kui ka kohalikke tingimusi. Meetodi eesmärk ei ole hinnata konkreetsest allikast või käitisest õhku eralduva heite mõju; siiski võib see anda ülevaate välisõhu üldisest kvaliteedist [240, CEN 2014].

Standardis **EN 16414:2014** kirjeldatakse proovivõtuprotokolli ja *in situ* kogutud samblaproovide ettevalmistamist õhusaasteainete bioakumulatsiooni seireks. Kaetud on kõik vajalikud sammud alates samblaproovide võtmisest kuni nende lõpliku ettevalmistamiseni enne analüüsi tegemist. Standardit saab kasutada ühe või mitme heiteallika kindlakstegemiseks ja lokaliseerimiseks ning taustareostuse taseme seireks [241, CEN 2014].

Standardis **EN 16789:2016** kirjeldatakse troposfääriosooni mõju määramist tubakaliikidele antud keskkonnas. Dokumendis ääratakse kindlaks nende taimede välisõhku viimise süsteemi loomise ja kasutamise kord. Kirjeldatud on ka lehevigastuste hindamise korda. Tubaka korduv kokkupuude mitmes kohas võimaldab määrata osooniefekti ajalist ja ruumilist jaotust [242, CEN 2016].

2017. aastal töötas tehnilise komitee CEN/TC 264 „Õhukvaliteet“ töörühm välja uue EN standardi, mis käsitleb õhukvaliteedi kindlaksmääramist standarditud heina kokkupuute põhjal [78, CEN 2017].

4.7.4 Muud meetodid

Mõnes liikmesriigis kasutatakse muid bioseiremeetodeid, mille puhul kasutatakse erinevaid taimi aktiivseks bioseireks (nt gladiool, kuusk, kähar lehtkapsas) või passiivset bioseiret (näiteks *in situ* proovivõtt karjamaade rohust, maisitaimedelt, aiaköögiviljadelt ja okastelt). Mõned neist meetoditest võimaldavad määrata välisõhu kvaliteeti seoses konkreetsete tööstuslike allikatega (nt [94, VDI 2004], [95, VDI 2014]), kuid nagu kõigi nimetatud bioseiremeetodite puhul, tuleb siiski viia läbi uuringud esinemiskohas (nt heitkoguste mõõtmine) ja/või kasutada hajumise modelleerimist.

4.7.5 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Kuna bioseiremeetodid ei võimalda heidet otseselt määrata, on neist PVT-viitedokumentide koostamisel või läbivaatamisel vähe kasu.

4.8 KULUD

Õhkuheite seire kuludega seotud kvalitatiivne teave on toodud käesoleva peatüki mitmes erinevas osas, näiteks seoses erinevate seirerežiimidega (vt punkt 4.3.1) ja erinevate sagedustega perioodiliste mõõtmiste puhul (vt punkt 4.3.3.9).
Lisaks korraldas Ühendkuningriigi allikate katsetamise ühing (UK Source Testing Association), mille liikmete hulka kuuluvad katselaborid, rajatiste käitajad, mõõteriistade tootjad ja regulatiivsed asutused, 2012. aasta detsembris uuringu, et koguda teavet Ühendkuningriigi tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitiste gaasikäigust pärit heite seirekulude kohta. Teave on jagatud kolme tabelisse, mis on esitatud lisas A.5.

Tabelis 7.6 esitatud kulud on näited eri tööstusharude (nt söeküttel töötavad põletusseadmed, jäätmepõletustehased, tsementitehased) käitajate esitatud näidetest ning need hõlmavad nii perioodilisi mõõtmisi kui ka pidevaid mõõtmisi AMSiga (kui see on asjakohane). Perioodiliste mõõtmiste puhul katavad kulud kogu protsessi ja hõlmavad seega mõõtmiste kavandamist, kohapealset ohutuse tutvustamisele kulutatud aega ja aruannete kirjutamist. Pideva mõõtmise kulud jaotatakse investeerimiskuludeks (st ostu-, paigaldus- ja muud kulud) ja tegevuskuludeks (st hooldus, teenindus ja kalibreerimine, QAL2 ja AST) [68, UK STA 2012]. Tabel ei hõlma ehitustööde (nt platvormi paigaldamise) kulusid [245, Cefic ja CONCAWE 2013].

Tabelis 7.7 esitatud kulud kajastavad kulusid, mille esitasid paljud mõõteriistade tootjad ja tarnijad, kes tegutsevad nii Euroopas kui ka väljaspool Euroopat. Kuigi toodud kulud on näited Ühendkuningriigi kohta, eeldatakse, et need on sarnased kogu Euroopas. Tabelis 7.8 toodud kulud on esitanud katselaborid, kus tehakse perioodilisi mõõtmisi võrdlusmeetodeid kasutades. Tabelis on toodud ühekordsete testide, kolmekordsete testide ja QAL2 täitmise kulud [68, UK STA 2012].

Kulud ühe gaasikäigu või seiretegevuse kohta erinevad tavaliselt kohtade lõikes mitme teguri tõttu, sealhulgas järgmised tegurid [68, UK STA 2012]:

- Parameetrite olemus:
  - Kulud AMSile olenevad suurel määral mõõdetavatest parameetritest. Näiteks on jäätmepõletustehastes nõutavad parameetrid analüsaatorite arvu ja keerukuse tõttu kallimad kui enamiku teiste käitiste puhul.
  - Protsessi eriomadused võivad nõuda täiendavate parameetrite mõõtmist, näiteks ammoniaagi selektiivset katalüütilist redutseerimist (SCR) ja/või selektiivse mittekatalüütilist redutseerimist (SNCR) kasutades. See võib tähendada vajadust hankida mitu gaasianalüsaatorit, mis on ilmselt kallim kui muud võimalused.
- Mastaabisääst:
  - Katselaborid ja rajatiste käitajad ühendavad sageli AMSi (QAL2/AST) kalibreerimise korrapäraste vastavushindamise mõõtmistega.
  - AMSi tarnijad võivad pakkuda allahindlusi, kui paigaldatakse mitu süsteemi.
  - Perioodiliste mõõtmiste puhul võib lisaks heitkoguste mõõtmisele või AMSi kalibreerimisele viia läbi ka muid seiretoiminguid. Näiteks suitsugaasi väävlitustamise süsteemiga söeküttel töötavate põletusseadmete käitajatel on ilmselt vaja mõõta väävliärastuse efektiivsust, mis tähendab mõõtmisi nii sisselaskeava kui ka väljalaskeava juures.
- Mõõtmis-/proovivõtukoht:
  - Liftiga siseruumides on seire korraldamine tavaliselt odavam kui välitingimustes, kuhu pääseb vertikaalsete redelite kaudu.
  - Ekstraktiivse AMSi puhul on analüsaatorite majutamiseks vaja sageli kliimaseadmega ruumi (joonis 4.3).
  - Mida suurem on proovivõtukoha ja analüsaatori vaheline kaugus, seda suuremad on kulud materjalidele ja paigaldamisele toruliinide pikkuse tõttu, eriti kui neid on vaja kuumutada. Seega kui on tegu käitisega, kus on mitu sarnast

proovivõtukohta (nt põletusseadmel on mitu gaasikäiku), aitab kulusid vähendada see, kui proovivõtukohad asuvad üksteise lähedal.

- suuri lisakulusid võib põhjustada vajadus paigaldada suurele gaasikäigule platvorm [245, Cefic ja CONCAWE 2013].

Allikas: [253, INERCO 2012]

Joonis 4.3. Näide AMSi kliimaseadmega korpusest

Punktis 4.6 kirjeldatud lõhna mõõtmiskulusid mõjutab märkimisväärselt „anduritena“ inimeste kasutamine ja nende palgad. Lõhna kontsentratsiooni mõõtmiseks dünaamilise olfaktomeetria abil on vaja vähemalt nelja ekspertrühma liiget (vt punkt 4.6.3.2). Saksamaa kogemused näitavad, et sõltuvalt proovide võtmisest ning ekspertrühma liikmete töövõimest ja suutlikkusest jääda keskendunuks, on umbes 10-20 prooviga mõõtmispäeva kulu hinnanguliselt 2500–5000 eurot. Punktis 4.6.3.3 kirjeldatud rastermeetodi kasutamisel sõltuvad kulud suurel määral hindamisala suurusest ja mõõtmiskohtade arvust. Saksamaa kogemused näitavad, et kuuekuulise mõõtmisperioodi jooksul algavad kulud ligikaudu 10 000- 15 000 eurost [91, Both 2013].

5 VETTEHEITE SEIRE

5.1 ÜLEVAADE

Käesolev peatükk hõlmab vetteheite seiret, sealhulgas teavet järgmiste teemade kohta:

- veesaasteained (vt punkt 5.2);
- pidevad/perioodilised mõõtmised (vt punkt 5.3);
- asendusparameetrid (vt punkt 5.4);
- toksilisuse katsed ja kogu heitvee hindamine (vt punkt 5.5);
- kulud (vt punkt 5.6).

Järelevalve üldiseid aspekte on kirjeldatud 3. peatükis.

5.2 VEESAASTEAINED

Tabelis 5.1 on toodud mõned näited määratluste kohta veesaasteainete puhul, mida kasutatakse või võidakse kasutada PVT-järeldustes või lubadel. Määratlusi muudetakse vastavalt koostatava/läbivaadatava PVT-viitedokumendi eripäradele või nõutavatele loatingimustele.

Tabel 5.1. Näiteid veesaasteainete määratluste kohta

Parameeter/aine(d)	Määratlus
Adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid (AOX)	Adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid, tähis Cl, sisaldavad adsorbeeritavt orgaaniliselt seotud kloori, broomi ja joodi
Ammooniumlämmastik (NH_4-N)	Ammooniumlämmastik, tähis N, sisaldab vaba ammoniaaki ja ammooniumit (NH_4-N)
Biokeemiline hapnikutarve (BHT_n)	Hapniku kogus, mis on vajalik orgaanilise aine biokeemiliseks oksüdeerimiseks süsinikdioksiidiks n päeva pärast. BHT on biolagunevate orgaaniliste ühendite massikontsentratsiooni näitaja.
Keemiline hapnikutarve (KHT)	Hapniku kogus, mis on vajalik orgaanilise aine täielikuks oksüdeerumiseks süsinikdioksiidiks. KHT on orgaaniliste ühendite massikontsentratsiooni näitaja.
Vaba kloor	Vaba kloor, tähis Cl_2, sisaldab lahustunud elementaarset kloori, hüpokloriiti, hüpokloorhapet, lahustunud elementaarset broomi, hüpobromiidi ja hüpobroomhapet
Nafta süsivesinike indeks (HOI)	Nafta süsivesinike indeks hõlmab kõiki süsivesiniklahustiga (sh pikaahelalised või hargnenud ahelaga alifaatsed, alitsüül-, aromaatsed või alküülasendatud aromaatsed süsivesinikud) ekstraheeritavaid ühendeid, mis on mõõdetud vastavalt standardile EN 9377–2:2000 [97, CEN 2000]
Elavhõbe	Elavhõbeda ja selle ühendite summa, tähis Hg
Fenooliindeks	Fenoolina väljendatud fenoolühendite summa, mõõdetuna vastavalt standardile EN ISO 14402:1999 [98, CEN 1999]
Kergesti vabanev sulfiid	Lahustunud sulfiidi ja hapestumisel kergesti vabanevate lahustumata sulfiidide summa, tähis S^{2-}
Anorgaanilise lämmastiku üldsisaldus (N_{anorg})	Anorgaanilise lämmastiku üldsisaldus, tähis N, sisaldab vaba ammoniaaki ja ammooniumi (NH_4-N), nitritit (NO_2-N) ja nitraati (NO_3-N)
Lämmastiku üldsisaldus Kjeldahli järgi (TKN)	Lämmastiku üldsisaldus Kjeldahli järgi, tähis N, sisaldab vaba ammoniaaki ja ammooniumit (NH_4-N) ning orgaanilisi lämmastikuühendeid
Lämmastiku üldsisaldus (TN)	Lämmastiku üldsisaldus, tähis N, sisaldab vaba ammoniaaki ja ammooniumit (NH_4-N), nitritit (NO_2-N), nitraati (NO_3-N) ja orgaanilisi lämmastikuühendeid
Orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC)	Orgaanilise süsiniku üldsisaldus, tähis C, hõlmab kõiki orgaanilisi ühendeid
Fosfori üldsisaldus (TP)	Fosfori üldsisaldus, tähis P, hõlmab kõiki orgaanilisi ja anorgaanilisi fosforiühendeid, mis on lahustunud või tahkete osakestega seotud
Hõljuvaine üldsisaldus (TSS)	Kõigi hõljuvainete massikontsentratsioon, mõõdetuna filtreerimise teel klaaskiudfiltrite ja gravimeetria abil

Vetteheite määramine hõlmab üksikute ainete mõõtmist ning suures osas ka summaarsete parameetrite mõõtmist. Summaarsed parameetrid on kvantitatiivsed asendusparameetrid (vt punktid 3.3.3.3.1 ja 5.4).
Mõnel juhul võib osutuda vajalikuks kaasata konkreetse tööstusharu jaoks olulisi üksikuid aineid, nt konkreetseid metalle või muid ohtlikke aineid. Sellise vajaduse võivad tingida muude õigusaktide, näiteks vee raamdirektiivi kontekstis saadud seiretulemused.
Punktis 5.3.5.8 on toodud teave kõige levinumate veesaasteainete seire eriaspektide kohta, sealhulgas mõõtmispõhimõtted.

5.3 PIDEV/PERIOODILINE MÕÕTMINE

5.3.1 Üldised EN standardid

Tabelis 5.2 on loetletud mõned vetteheite seire seisukohalt olulised üldised EN standardid ja tehniline kirjeldus. Enamik neist on seotud perioodiliste mõõtmistega ja neid võidakse osaliselt rakendada vetteheite pidevaks mõõtmiseks (nt standardit EN ISO 5667–1:2006), samas standard EN ISO 15839:2006 käsitleb eelkõige pidevat seiret reaalajas. Veeheite mõõtmise eristandardid on loetletud lisas A.2.

EN standardite ja muude standardmeetodite üldist kasutamist on kirjeldatud punktis 3.4.3.

Tabel 5.2. Üldised vetteheite seirega seotud EN standardid ja tehniline kirjeldus

Standard	Pealkiri
EN 1085:2007	Heitveekäitlus. Sõnastik
EN ISO 5667–1:2006	Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 1: Proovivõtuplaanide koostamisjuhendid ja proovivõtumeetodid (ISO 5667–1:2006)
EN ISO 5667–3:2012	Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 3: Veeproovide konserveerimine ja käitlemine (ISO 5667–3:2012)
EN ISO 5667–14:2016	Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 14: Juhised kvaliteedi tagamiseks ja kvaliteedi kontrolliks loodusliku vee proovivõtmisel ja käitlemisel
EN ISO 5667–16:2017	Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 16: Proovide biotestimise juhend (ISO 5667–16:2017)
EN ISO 15839:2006	Vee kvaliteet. Reaalajas andurid/veeanalüüsiseadmed. Spetsifikatsioonid ja toimuvuskatsed (ISO 15839:2003)
EN 16479:2014	Vee kvaliteet. Veeseireseadmete toimimise nõuded ja vastavuse katsetamise protseduurid. Vee ja reovee automatiseeritud proovivõtuvahendid (proovivõtjad)
CEN/TS 16800:2015	Füüsikalis-keemiliste analüüsimeetodite valideerimise juhend

Standard EN 1085:2007 kehtestab heitveekäitlusalase standardse terminoloogia kolmes CENi ametlikus keeles (saksa, inglise ja prantsuse keel). Selles keskendutakse heitveekäitlusele ja seetõttu ei ole lisatud kõiki veeanalüüsiga seotud määratlusi, kuid see on kasulik heitveekäitlusalaste terminite ühiseks mõistmiseks [149, CEN 2007].

Standardis **EN ISO 5667–1:2006** on toodud proovivõtuplaanide koostamise ja proovivõtumeetodite üldpõhimõtted ning juhised veeproovi võtmise kõigi aspektide jaoks (sealhulgas heitvesi, reoveesetted ja põhjasetted). Lisaks käsitletakse selles standardis proovivõtu aega ja sagedust ning esitatakse ristviited voolu mõõtmiseks [46, CEN 2006].

Standardiga **EN ISO 5667–3:2012** kehtestatakse kõikide veeproovide, sealhulgas bioloogiliste analüüside, proovivõtu, eeltöötluse, säilitamise, käitlemise, transpordi ja ladustamise üldnõuded. See osa standardiseeriast EN ISO 5667 osa on eriti asjakohane juhul, kui üksikuid või koondproove ei ole võimalik kohapeal analüüsida ning need tuleb transportida analüüsimiseks laborisse; tavaliselt see nii ongi. Dokument annab detailse ülevaate proovide säilitamise meetoditest, proovivõtuanumate tüüpidest, ladustamistingimustest ja maksimaalsest ladustamisajast iga parameetri/aine kohta. Standard EN ISO 5667–3:2012 täiendab muid täpsemaid mõõtmisstandardeid [128, CEN 2012].

Standard **EN ISO 5667–14:2016** määratleb kvaliteedikontrolli/ülevaatustega seotud protseduurid ja annab täiendavaid juhiseid proovide võtmiseks käsitsi. Standardis kirjeldatakse proovivõtul tekkinud vigade võimalikke põhjuseid (nt materjalid, meetodid, töötajad, keskkond, aga ka proovide säilitamine ja transport) ja antakse juhised nende vigade minimeerimiseks [285, CEN 2016].

Standardis **EN ISO 5667–16:2017** kirjeldatakse toksilisuse katsete seisukohalt asjakohaseid erisätteid proovide võtmiseks ja eeltöötluseks [150, CEN 2017].

Standardis **EN ISO 15839:2006** on sätestatud vee kvaliteedi pidevaks mõõtmiseks kasutatavate reaalajas toimivate andurite/analüüsiseadmete katsemenetlused, mida rakendatakse laboris ja välitöödel [106, CEN 2006]. Standard nõuab katsestendide ehitamist ja seega ei ole see suunatud seadmete lõppkasutajatele.

Standardis **EN 16479:2014** on määratletud üldnõuded, toimivusnõuded ja vastavuskatsetega seotud kord vee ja reovee automatiseeritud proovivõtuseadmetele (proovivõtjatele), mis võtavad proove survestamata (st atmosfäärile avatud) kanalitest või anumatest ning pikema aja jooksul, et koguda pistelisi või koondproove, mis põhinevad aja, sündmuse või vooluga proportsionaalsel proovivõtul [151, CEN 2014].

Tehnilises kirjelduses **CEN/TS 16800:2015** kirjeldab keskkonnamaatriksite füüsikalis-keemiliste analüüsimeetodite valideerimisel kasutatavat lähenemisviisi. Juhendis käsitletakse nii meetodi väljatöötamist ja valideerimist üksiklaborite tasandil (laborisisene valideerimine) kui ka meetodi valideerimist mitme labori tasandil (laborite vaheline valideerimine). Spetsifikatsiooni kohaldatakse mitmesuguste kvantitatiivsete füüsikalis-keemiliste analüüsimeetodite valideerimiseks vee (sealhulgas pinnavee, põhjavee, reovee ja sette) analüüsimiseks. Muude keskkonnamaatriksite, nagu muld, muda, jäätmed ja elustik, analüüsimeetodeid saab valideerida samal viisil [264, CEN 2015].

2017. aastal puudus üldine EN standard reoveeproovide võtmiseks, kuid üks ISO standard ja mõned riiklikud standardid olid olemas. Dokument **ISO 5667–10:1992** sisaldab üksikasju olme- ja tööstusreovee proovide võtmise kohta, st proovide võtmise kavade väljatöötamist ja meetodite kavandamist, sealhulgas ohutusega seotud aspektid. Standard hõlmab heitvett kõigis selle vormides. Juhuslikest leketest proovide võtmist selles dokumendis ei käsitleta, kuigi kirjeldatud meetodeid võivad teatavatel juhtudel kasutada ka lekete puhul [152, ISO 1992].

5.3.2 Seirerežiimid

Standardis EN ISO 5667–1:2006 on toodud mõned juhised mõõtmise ja proovide võtmise kohta, eristades pidevaid ja perioodilisi mõõtmisi, pidevat ja perioodilist proovivõttu ning koond- ja pistelisi proove [46, CEN 2006].

Ülevaade erinevatest mõõtmis- ja proovivõtutüüpidest on toodud tabelis 5.3.

Tabel 5.3. Ülevaade vetteheite seire seisukohast olulistest erinevatest mõõtmis- ja proovivõtutüüpidest

<table>
<tr><td colspan="3">Pidev (reaalajas) mõõtmine</td></tr>
<tr><td colspan="2">Proovivõtu tüüp</td><td>Proovi tüüp</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Pidev</td><td>Otsene mõõtmine heitvee voolus ilma ekstraheerimata</td><td rowspan="3">Pistelisi proove ei ole</td></tr>
<tr><td>Ajaga proportsionaalne ekstraheerimine (APE)</td></tr>
<tr><td>Vooluga proportsionaalne ekstraheerimine (VPE)</td></tr>
<tr><td colspan="3">Perioodiline mõõtmine (iga eraldi proovi analüüs)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Proovivõtu liik</td><td>Proovi tüüp</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Pidev</td><td>APE</td><td rowspan="4">Pistelised proovid lühikeste intervallidega või koondproovid pikemate ajavahemike jooksul (nt 24 tundi)</td></tr>
<tr><td>VPE</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Perioodiline</td><td>APE</td></tr>
<tr><td>VPE</td></tr>
<tr><td></td><td>Kohene ekstraheerimine</td><td>Pistelised proovid</td></tr>
</table>

Pidevate (reaalajas) mõõtmiste korral pistelisi proove ei võeta. Mõõteseadmed asetatakse otse heitvee voolu sisse või paigutatakse eraldi; nõue on, et proovi võetakse pidevalt (ajaga või vooluga proportsionaalne **pidev proovivõtt**) ja pumbatakse seadmesse.

Perioodiliste mõõtmiste korral võib proove võtta pidevalt või perioodiliselt.

- **Pideva proovivõtu** puhul võetakse proove pidevalt fikseeritud või muutuva voolukiirusega. Kui voolukiirust proovivõtul korrigeeritakse pidevalt vastavalt reovee voolukiirusele (vooluga proportsionaalne), on proovid esinduslikud kogu vee kvaliteedi suhtes. Selleks on vaja voolukiirust pidevalt reaalajas mõõta või võtta piisaval määral pistelisi proove asjakohase ajavahemiku jooksul, et saaks kindlaks teha muutusi reovee koostises.
  See meetod sobib kõige paremini esinduslike proovide võtmiseks heitveest, kui voolukiirus ja huvipakkuva parameetri kontsentratsioon on märkimisväärselt erinevad. Selle meetodiga kaasnevad siiski suuremad kulud, peamiselt olenevalt analüüsitavate proovide arvust, seetõttu kohaldatakse seda ainult erakorralistel juhtudel.
- **Perioodilise proovivõtu** puhul võetakse proove eri ajavahemike järel, tavaliselt sõltuvalt ajast või reovee mahust. Üks näide on **vooluga proportsionaalne proovivõtt**, mille puhul võetakse eelnevalt kindlaksmääratud kogus proove iga eelnevalt kindlaksmääratud heitvee koguse kohta.

Perioodiliste mõõtmiste puhul eristatakse järgmisi peamisi proovivõtu tüüpe [152, ISO 1992]:

- **Koondproovid** on ülekaalukalt kõige sagedamini kasutatavad proovid. Need saadakse perioodiliselt (või pidevalt) võetud proovide segamisel asjakohases vahekorras. Koondproovid annavad koostisega seotud keskmisi andmeid. Seega tuleks enne proovide koondamist kontrollida, kas selliseid andmeid soovitakse ja et huvipakkuvad parameetrid ei erineks proovivõtuperioodi jooksul märkimisväärselt. Eeldatakse, et see kehtib üldiselt tööstusreovee puhul. Koondproove võetakse peamiselt analüütilise tööhulga vähendamiseks.
- **Pistelised proovid** on üksikproovid, mida võetakse juhuslike ajavahemike järel. Need ei ole üldiselt seotud väljutatava reovee kogusega. Kasutamine sõltub parameetrist, selle variatsioonidest ja reovee maatriksist tööstusharus.

Täpsemat teavet pidevate (reaalajas) mõõtmiste kohta vt punkt 5.3.4. Perioodiliste mõõtmiste kohta koond- ja pisteliste proovidega vt lisateavet punktis 5.3.5.

5.3.3 Pidevad *vs.* perioodilised mõõtmised

Mitut veega seotud parameetrit saab mõõta nii pidevalt kui ka perioodiliselt. Mitmeid parameetreid, nagu pH, temperatuur ja hägusus, mõõdetakse üldjuhul pidevalt, sest tulemusi kasutatakse protsessi kontrollimiseks ja need on olulised reoveepuhasti nõuetekohaseks käitamiseks. Tabelis 5.4 on toodud ülevaade pidevate ja perioodiliste mõõtmistega seotud olulistest omadustest, sealhulgas eelistest ja puudustest.

Tabel 5.4. Pidevate ja perioodiliste mõõtmistega seotud olulised omadused

Omadused	Pidev mõõtmine	Perioodiline mõõtmine
Proovivõtu-periood	Mõõtmine hõlmab kogu või suurema osa ajast, mille jooksul ained eralduvad	Katvus sõltub proovivõtukavast (üksikasjalikum teave punktis 5.3.5.2)
Kiirus	Peaaegu alati reaalajas saadud tulemused	Kaasaskantavate analüsaatoritega tulemused reaalajas, viivitusega tulemused analüüsimisel laboris
Stabiilsus	Andurid võivad olla vastuvõtlikud saastumisele (välja arvatud juhul, kui on paigaldatud automaatpuhastus)	Enne analüüsi tuleb säilitada proovi rikkumatus
Kättesaadavus	Saadaval ainult piiratud arvu mõõtesuuruste puhul	Saadaval on lai valik meetodeid
Standardimine	Standardmeetodite piiratud kättesaadavus	On olemas määratletud toimivusnõuetega standardmeetodid
Tulemuste keskmistamine	Tulemusi kogutakse pidevalt ja neid saab keskmistada näiteks ühe tunni või 24 tunni jooksul.	Tulemused esitatakse teatava proovivõtuperioodi kohta, nt 24-tunniste koondproovidena (päeva keskmine) või pisteliste proovidena
Akrediteerimine	Ei kohaldata standardmeetodite puudumise tõttu	Akrediteerimine vastavalt standardile EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]
Seadmete sertifitseerimine	Mõõteseadmete sertifitseerimine on võimalik ainult Ühendkuningriigis (MCERTS) ja ainult piiratud arvu mõõtesuuruste puhul	Proovivõtuseadmete sertifitseerimine on võimalik ainult Ühendkuningriigis (MCERTS). 2017. aastal ei olnud laboriseadmete sertifitseerimine kättesaadav
Investeerimis-kulud	Kipuvad olema suuremad kui samaväärse perioodilise mõõtmismeetodi puhul	Kipuvad olema madalamad kui samaväärse pideva mõõtmismeetodi puhul
Allikas: [103, MEERTS 2017]		

Nagu tabelis 5.4 märgitud, annavad pidevad (reaalajas) mõõtmised peaaegu alati tulemuste reaalajas ja seega tuleb määratleda keskmistamise periood. Tavaliselt on keskmistamise perioodi kestus näiteks üks tund, kaks tundi või 24 tundi (päeva keskmised).

Perioodiliste mõõtmiste eesmärk on ka esinduslike tulemuste saavutamine kindlaksmääratud ajavahemiku, nt ühe päeva, jooksul. Proove võetakse perioodiliselt või pidevalt, hoitakse neid eraldi või segatuna eelnevalt kindlaksmääratud ajavahemiku, nt terve päeva jooksul, ning seejärel analüüsitakse neid. Perioodiliste mõõtmiste tüüpiline näide on 24-tunnise vooluga proportsionaalsete koondproovide kogumine, mis annab ühe päeva keskmise väärtuse. Vooluga proportsionaalne proovivõtt nõuab veevoolu pidevat mõõtmist proovivõtupunktis (voolu mõõtmise üksikasjad on toodud punktis 5.3.4.2).

Mõõtmiseks valitava veeparameetri valik sõltub suuresti järgmistest aspektidest:

- vajadus kontrollida väga muutuvat ja/või liigse koguse heitvee ärajuhtimist;
- parameetri ebastabiilsus proovivõtmisel, transportimisel ja ladustamisel (nt lenduvad ühendid);
- heitvee ärajuhtimise eeldatav mõju keskkonnale kohalikke tingimusi arvestades;
- vajadus jälgida ja kontrollida reoveepuhasti toimimist ning vajadusel vastavalt saadud andmetele kiiresti reageerida (nt füüsikalis-keemilised parameetrid);
- mõõteseadmete kättesaadavus ja usaldusväärsus olenevalt tööstusharust ja heitvee ärajuhtimisest;
- tööstusharu erinõuded ja/või konkreetsed asjaolud käitises;
- kulud pidevate mõõtmiste puhul (majanduslik elujõulisus).

Parameeter, mida mõõdetakse peaaegu alati pidevalt, on voolu mahtkiirus reovee ärajuhtimisel (vt punkt 5.3.4.2).

Mõnes liikmesriigis kasutatakse seirerežiimi üle otsustamiseks massivoolu lävendit. Näiteks Prantsusmaal tuleb ööpäevaringselt mõõta vooluga proportsionaalseid koondproove mitme veeparameetri puhul, sealhulgas KHT, TSS, BHT_5, AOX, elavhõbe, kaadmium ja mitu orgaanilist ainet, kui teatavad massivoolu piirmäärad on ületatud [60, FR 2016, artikkel 60]. Ka Madalmaades kasutatakse piiratud arvu lubade puhul massivoolu lävendeid. Valik sõltub konkreetsest äravooluga seotud olukorrast (st lühikesed tippkoormused, jahutusveega lahjendatud reovesi) [105, NL 2013]. Üldiselt eeldatakse, et allpool selliseid massivoolu lävendeid piisab väiksemast mõõtmissagedusest, välja arvatud juhul, kui konkreetse juhtumi tingimused nõuavad teistsugust lähenemist.

Nagu tabelis 5.4 toodud, on mõõteseadmete sertifitseerimine võimalik ainult Ühendkuningriigis. Teistes liikmesriikides, nt Madalmaades ja Prantsusmaal, peavad proovivõtuvahendid vastama riiklikes standardites kehtestatud nõuetele ning standardite järgimise üle teostavad järelevalvet pädevad asutused.

5.3.4 Pidevad mõõtmised

5.3.4.1 Vee parameetrid, v.a reoveevoog

Praktikas teostatakse pidevaid mõõtmisi peamiselt anduritega, mis paiknevad otse reoveevoos või mis paigutatakse eraldi ja millesse proov pumbatakse. Mõne parameetri, näiteks TOC, puhul toimivad instrumendid pideva partiiprotsessina: reoveest võetakse pisteline proov, mida analüüsitakse ja kui protsess on lõpetatud, algab see uuesti.

Standard EN ISO 15839:2006 määratleb reaalajas toimivad andurid ja reaalajas analüüsiseadmed automatiseeritud mõõteseadmetena, mis annavad pidevalt (või teataval sagedusel) väljundsignaali, mis on proportsionaalne ühe või mitme mõõtühiku väärtusega mõõdetavas lahuses [106, CEN 2006].

Veeparameetrid, mida saab pidevalt mõõta, on järgmised [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992], [296, Genthe and Pliner 2015], [297, ASTM 2017]:

- pH, lahustunud hapnik ja juhtivus otseste elektrokeemiliste mõõtmiste abil;
- nitraat ja ammoniaak spetsiifiliste ioonelektroodide abil;
- metallid inversioonvoltamperomeetria abil;
- ammoniaak, fosfaat, fosfori üldsisaldus (TP) ja raud spektrofotomeetria abil;
- orgaanilise süsiniku üldsisaldus põlemisel ja infrapuna-spektromeetria abil;
- üldine hapnikutarve (TOD) põlemise ja sellele järgneva hapnikutarbe mõõtmise teel;
- hägusus.

Standardis EN ISO 15839:2006 kirjeldatakse reaalajas toimivaid andurite/analüüsiseadmete puhul järgmisi punkte [106, CEN 2006]:

- toimivusparameetrite, nagu lineaarsus, avastamis- ja määramispiirid, korratavus, määramine laboris;
- toimivusparameetrite, nagu reageerimisaeg, viivitusaeg, tõusuaeg ja kukkumisaeg, määramine kohapeal.

Selleks et saada sobiva kvaliteediga mõõtmistulemused ning minimeerida andmekadu katkestuste tõttu on üldiselt oluline pidevaks mõõtmiseks mõeldud seadmete korrapärane kalibreerimine ja hooldamine. Kehtestatud peab olema hooldus- ja kalibreerimiskord

ja neid teostatakse läbi regulaarselt. Olenevalt reovee omadustest võib hästitoimiva süsteemi tagamiseks osutuda vajalikuks igapäevane või iganädalane hooldus ja kalibreerimine.

Kirjalikus ajakavas kirjeldatakse hoolduse ja kalibreerimisega seotud ülesandeid, sealhulgas märgitakse, kes selle ülesande täitmise eest vastutab, nt käitaja, tootja või akrediteeritud laboratoorium. Kvaliteedikontrolli süsteemi osana tuleb pidada arvestust kõigi hooldus- ja kalibreerimistoimingute kohta.

Enamiku pidevaks mõõtmiseks mõeldud seadmete puhul on hooldus- ja kalibreerimiskord olemas tootja juhistes ning sageli soovitatakse, et tootjad ise paigaldaksid, võtaksid kasutusse, hooldaksid ja kalibreeriksid oma valmistatud seadmeid.

Nagu tabelis 5.4 juba märgitud, on Ühendkuningriigis olemas sertifitseerimissüsteem, mis hõlmab ka pideva veeseire seadmete toimivusstandardeid ja katsemenetlusi [107, MCERTS 2010].

5.3.4.2 Reoveevoog

Heitvee tõhusaks seireks on vaja teadmisi üksikute ainete massivoolukiiruse ja summaarsete parameetrite kohta. Selleks ühendatakse voolu mõõtmisel saadud andmed (maht/aeg) saasteaine kontsentratsiooniga (mass/maht). Heitekoormuse arvutamist võib oluliselt mõjutada vooluhulga mõõtmisega seotud määramatus. Lisaks on voolu mõõtmisel saadud andmeid vaja ka automaatsete proovivõtuseadmete käitamiseks. Seetõttu mõõdetakse reoveevooge sageli pidevalt.

Kasutusel on lai valik voolumõõteseadmeid ja mõõteriistade paigutusvõimalusi. Saadaval on mitu EN, ISO ja riiklikku standardit, mis käsitlevad voolu mõõtmist kanalites ja torudes. Põhimõtteliselt võib seadmed jagada kolme rühma [38, DK EPA 2012]:

- voolumõõturid avatud kanalitele;
- torude voolumõõturid osaliselt täidetud torudele;
- torude voolumõõturid täielikult täidetud ja sageli survestatud torudele.

Voolu avatud kanalis määratletakse vooluna torukanalis, kus vedeliku ülemine pind puutub kokku atmosfääriga (vaba pind). Kanali kuju ja vedeliku tase määravad ära voolu ristlõike. Vooluhulka avatud kanalis saab mõõta kombineerides esmast seadet (voolu piirav struktuur, mis põhjustab vedelikutaseme muutuse võrdeliselt vooluhulgaga) ja teisest seadet (mis mõõdab esmase seadme põhjustatud vedelikutaseme muutumist). Vedelikutaseme ja voolukiiruse suhe sõltub esmase seadme kujust ja mõõtmetest ning see arvutatakse teadaoleva võrrandi abil. Tüüpilised esmased seadmed on tammid ja veerennid. Tamm on kalibreeritud takistus või pais, mis on ehitatud avatud kanali kohale, kus vedelik voolab, sageli läbi spetsiaalse kujuga ava või vahe. Veerenn on spetsiaalselt kujundatud kanalipiire, mis muudab kanali pindala ja kallet. Tüüpilised teisesed mõõteseadmed on ujukid, mahtuvusandurid, ultraheliseadmed ja barbotöörid [153, British Columbia 2003].

Osaliselt täidetud torudes tuleb mõõta voolu ristlõike pindala ja keskmist voolukiirust. Reovee vool (nt m^3/h) arvutatakse läbilõike pindala ja voolukiirust omavahel korrutades. Selliseid pindalal ja kiirusel põhinevaid meetodeid saab kasutada ka avatud kanalite puhul. Ristlõikepindala määramiseks mõõdetakse vedeliku taset (nt kasutades rõhuandurit) ja arvutatakse seejärel toru läbimõõdu alusel pindala. Voolukiiruse saab kindlaks määrata mitme tehnika abil, näiteks Doppleri voolumõõturi abil, mis kiirgab kõrgsageduslikke helilaineid, mida peegeldavad õhumullid ja heitvee hõljuvad osakesed. Peegeldunud helilainete sageduse muutust kasutatakse seejärel voolukiiruse arvutamiseks [38, DK EPA 2012], [153, British Columbia 2003].

Suletud torude puhul enim kasutatavad reovee voolumõõturid on elektromagnetilised voolumõõturid ja Doppleri voolumõõturid. Voolu mõõtmine suletud torudes on tavaliselt täpsem kui avatud kanalites. Mõõteseadmeid saab üldiselt paigaldada mis tahes suunas, kuid parim tava on paigaldada need torule, kus reovesi voolab ülesvoolu. See ettevaatusabinõu hoiab ära osaliselt täidetud torude ja hajutatud õhu kinnijäämise torudesse. Kui Doppleri voolumõõturit kasutatakse suletud torude voolusüsteemis, paigaldatakse andur tavaliselt toru seina välisküljele. Elektromagnetiliste voolumõõturite puhul läbib reovesi magnetvälja ristisuunaliselt ning tekitab torusse paigutatud elektroodide ja magnetvälja vahelise pinge, mis on proportsionaalne voolukiirusega torus. Reovee vooluhulga arvutamiseks korrutatakse survestatud toru keskmine vooluhulk ja ristlõikepindala. Paljud elektromagnetiliste vooluhulgamõõturite kategooriad ja suurused on kaubanduslikult kättesaadavad [38, DK EPA 2012].

Nagu tabelis 5.4 toodud, on Ühendkuningriigis olemas sertifitseerimissüsteem, mis hõlmab ka veevoolumõõturite toimivusstandardeid ja katsemenetlusi [108, MCERTS 2013]. Samuti on Ühendkuningriigis kehtestatud standard vooluseire struktuuride kontrollimiseks [109, MCERTS 2014].

5.3.5 Perioodilised mõõtmised

5.3.5.1 Ülevaade

Perioodilisi mõõtmisi määratletakse mõõtesuuruse määramisena kindlaksmääratud ajavahemike jooksul. Üldiselt põhinevad need mõõtmised perioodilisel proovivõtul kindlaksmääratud ajavahemike järel, mis võivad sõltuda ajast, mahust või voolust, ning seejärel analüüsitakse laboris (käitisesiseselt või -väliselt) uuritavaid parameetreid. See hõlmab proovide käitlemist, ladustamist ja transporti järgneva analüüsi nõudeid arvestades.

Vetteheite seire puhul ei ole proovide võtmise eest vastutav töötaja sageli sama, kes vastutab analüüsi läbiviimise eest, kuid usaldusväärsete ja võrreldavate tulemuste saamiseks peavad mõlemal olema usaldusväärsed teadmised ja kogemused oma vastutusalas. Proovivõtmist käsitlevad sätted on osa standardist EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017].

Üldised EN-standardid vetteheite seire kohta on toodud punktis 5.3.1. Konkreetsete saasteainete ja summaarsete parameetrite analüüsi käsitlevad EN standardid on loetletud lisa A punktis 2 koos lisateabega. EN standardid ei ole kättesaadavad kõigi parameetrite (nt KHT) või igat liiki (heit)vee kohta. Seetõttu on kasutusel suur hulk muid standardeid, näiteks ISO standardid, riiklikud standardid, mittestandardsed meetodid ja laboris välja töötatud meetodid (vt punkt 3.4.3).

5.3.5.2 Mõõtmiseesmärk ja mõõtmiskava

Mõõtmiskava eesmärk on tagada, et heite mõõtmised on piisavad konkreetse mõõtmiseesmärgi saavutamiseks (nt keskmise kontsentratsiooni määramiseks kindlaksmääratud ajavahemiku jooksul või suurima heitekontsentratsiooni määramiseks tavapärastes käitamistingimustes). Selleks on vaja eelkõige esinduslikku proovivõttu heitveest, mille kvaliteet aja jooksul tavaliselt muutub. Proovivõtukava võib olla mõõtmiskava osa ja seda nimetatakse mõnikord ka proovivõtuprogrammiks (nt standardis EN ISO 5667-1). See võtab arvesse kõikumisi, mis võivad esineda tavapärastes ja muudes kui tavapärastes käitamistingimustes ning hõlmata hooajalisi ja ööpäevaseid tsükleid, töönädala pikkuseid tsükleid, juhuslikke või lühiajalisi sündmusi ning pikaajalist püsivust või suundumusi [46, CEN 2006].

Mõõtmiskava sisaldab muu hulgas järgmiste teemade selget kirjeldust:

- mõõtmiseesmärk, sealhulgas mõõtesuuruste kirjeldus;
- andmete kogumine käitamistingimuste selgeks kirjeldamiseks;
- proovivõtukoht ja proovivõtupunkt (vt punkt 5.3.5.3);
- proovivõtumeetod, sealhulgas proovivõtuvahendid (vt punktid 5.3.5.4 ja 5.3.5.5);
- reovee kogus, mida proov peab esindama;
- reoveevoolu ja vajaduse korral muude parameetritega, näiteks temperatuur, pH, seotud andmete kogumine;
- proovivõtmise aeg ja sagedus (vt punkt 5.3.5.6);
- proovide eeltöötlemine ja säilitamine (vt punkt 5.3.5.7);
- proovide käitlemine ja hoiustamine (vt punkt 5.3.5.7);
- laboratoorsed mõõtmised (vt punkt 5.3.5.8);
- andmetöötlus (vt punkt 5.3.6);
- kvaliteedikontrolli meetmed;
- dokumentatsioon ja aruandlus (vt punkt 5.3.7).

Mõõtmiskava võib jagada proovivõtmis- ja analüüsikavaks, näiteks juhul, kui proovivõttu ja analüüsi ei teosta sama labor. Igal juhul tuleb arvesse võtta kasutatava analüüsimeetodiga kehtestatud proovivõtunõudeid ja proovivõtust tulenevaid piiranguid.

Püsivalt paigaldatud automatiseeritud proovivõtuseadmete puhul võib piisata sellest, kui enne seadme paigaldamist koostatakse üks mõõtmis- (ja proovivõtu)kava ning ajakohastatakse seda seejärel vastavalt alles pärast asjakohaseid muudatusi reoveepuhastis või mõõtesüsteemis. Pisteliste proovide puhul võib osutuda vajalikuks ajakohastada kava iga saasteainete inventuuri puhul.

Järgmistes punktides on toodud mõned näited eritingimuste kohta, mis võivad mõjutada heitvee lõplikku ärajuhtimist ja mida tuleb seetõttu mõõtmiskavas kajastada [38, DK EPA 2012].

Muutused tootmises või **uute käitiste käivitamine** võivad kaasa tuua heitkoguste lühiajalise suurenemise või vähenemise. Kaasaskantavate proovivõtuseadmete abil saab hõlpsasti korraldada ajutise proovivõtu ja heited dokumenteerida.

Heide suureneb sageli konkreetsete **tootmiskampaaniate ajal**, näiteks köögivilju kasvatavates ja nendest saadud tooteid valmistatavates ettevõtetes saagikoristushooajal. Sellisel juhul võib osutuda vajalikuks sagedasem proovivõtmine (nt üks kord päevas või üks kord nädalas, mitte üks kord kuus) ja tegelikul reoveevoolul põhineva koormus hindamine.

Partiitootmisel võib osutuda vajalikuks (pisteliste) proovide võtmine reovee lõppäravoolust või pärast seda, kui partii on läbinud tasandamismahuti juhul, kui heiteprofiili määravad kindlaks needsamad partiid. Kui proov võetakse paagist, tuleb kogu ruumala ühtlustamise tagamiseks vedelikku korralikult segada. Kui segamine on keeruline ja segunemata tsoonid on vältimatud (näiteks kui paak on väga suur), on soovitatav võtta mitu osaproovi ja need enne analüüsi omavahel segada.

Tootmisüksuse tegevuse lõpetamine võib nõuda spetsiaalselt kavandatud mõõtmiskava, milles võetakse arvesse erinevaid ja potentsiaalselt uusi reoveevooge.

Vabaõhualad ja ladustuskohad, kus ladustatud kaubad ei pruugi olla kaetud (nt metalli- või puitpaneelide tööstuses), võivad põhjustada saastunud äravoolu, eelkõige erandlikes ilmastikutingimustes (nt tugevate sademete puhul). Vooluhulgaga proportsionaalseid proove äravoolust on küll raske võtta, kuid need võimaldavad määrata kindlaks nendest piirkondadest tuleneva koormuse.

Ettenägematute saasteainete heitega seotud **õnnetuste või rikete** puhuks tasub koostada situatsiooniplaan kontsentratsiooni ja koormuse mõõtmise ja dokumenteerimise kohta, et oleks võimalik hinnata võimalikku mõju suublale. Mõõtmiskava on oluline ka siis, kui keskkonnakahju vähendamiseks tuleb kiiresti võtta meetmeid (nt sulgemine, ladustatud reovee ajutine puhastamine, mahavoolanud saasteainete kogumine).

5.3.5.3 Mõõtmiskoht/proovivõtukoht ja -punkt

Mõõtmis-/proovivõtukoht, mida nimetatakse ka mõõtmis-/proovivõtupaigaks, on reoveevoos olev koht, kus tehakse mõõtmisi või võetakse proove. **Mõõtmis-/proovivõtupunkt** on siis täpne asukoht reoveevoos, kust saadakse mõõtmisandmed kas otse või ekstraheeritakse sellest proov [152, ISO 1992].

Proovivõtupunkti(de) asukoht peab tagama proovi esinduslikkuse heitvee suhtes. Proovivõtupunkti täpse asukoha kindlakstegemise hõlbustamiseks on soovitatav seda töövoolehel täpselt kirjeldada ja märgistada, võimaluse korral koos fotodega.

Proovivõtupunkti valimisel on ehk abiks järgmised soovitused [38, DK EPA 2012], [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992]:

- kahe voo täieliku segunemise tagamiseks peab proovivõtupunkt torus või kanalis olema piisavalt kaugel viimasest sissevoolust allavoolu;
- tahkete osakeste kihistumise ja settimise vältimiseks peab proovivõtupunkti reovesi olema hästi segatud (turbulentne vool);
- proovi saastumise vältimiseks setete või biokilega tuleb valida proovivõtupunkt külgedest ja põhjast kaugemal;
- proovivõtupunkti ei tohi mõjutada ringlev sisevood;
- proovivõtupunkt ei tohi olla enne tammi, sest seal võib esineda vahelduvaid koormusi;
- automaatsete proovivõtuseadmete puhul peab veetase proovivõtupunktis olema kõrgem kui 50 mm ja imiotsak tuleb kuivade ilmastikutingimuste korral asetada umbes ühe kolmandiku kõrgusele veetasemest.

5.3.5.4 Proovide liigid

5.3.5.4.1 Koondproovid

On kahte liiki koondproove, mille puhul võetakse äravoolust kindlaksmääratud reoveekogusega osaproovid: vooluga proportsionaalsed ja ajaga proportsionaalsed koondproovid. Vooluga proportsionaalse koondproovi puhul võetakse fikseeritud mahuga proov iga eelnevalt kindlaksmääratud mahu kohta (nt iga 10 m^3 kohta), ajaga proportsionaalsete koondproovide puhul aga võetakse fikseeritud mahuga proov iga ajaühiku kohta (nt iga 5 minuti järel) [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992].

Ajaga proportsionaalsed koondproovid on esinduslikud keskmise heite suhtes juhul, kui nii vool kui ka kontsentratsioon on konstantsed, kui vooluhulk on konstantne ja kontsentratsioon muutub või kui vooluhulk muutub ja kontsentratsioon on konstantne. Kui aga muutuvad nii vooluhulk kui ka kontsentratsioon, ei ole ajaga proportsionaalsed koondproovid esinduslikud [38, DK EPA 2012]. Seetõttu eelistatakse üldiselt esinduslike tulemuste määramiseks vooluga proportsionaalseid koondproove ja seda varianti kasutataksegi kõige sagedamini. Sellest tulenevalt põhineb PVT-järeldustega seotud seire tavaliselt voolukiirusel põhinevatel koondproovidel. Siiski võivad ajaga proportsionaalsed koondproovid anda sama esinduslikke tulemusi eeldusel, et kontsentratsiooni või voolu kõikumised on väikesed. See kajastub ka mõnedes PVT-järeldustes.

Esinduslike koondproovide saamiseks ei tohi osaproovide vaheline ajavahemik olla liiga pikk. Ajaga proportsionaalsete koondproovide puhul soovitab üks allikas ajavahemikku 3 minutit (minimaalne aeg, mida proovivõtuseade tsükli täielikuks läbimiseks vajab) kuni 10-12 minutit. Maksimaalne soovitatav ajavahemik kahe osaproovi vahel on 20 minutit, nii et koondproov oleks vaadeldava ajavahemiku suhtes esinduslik [38, DK EPA 2012].

Järgnev koondproovi analüüs annab parameetri keskmise väärtuse ajavahemikul, mil proov koguti. Tavapraktika on koguda päeva keskmise väärtuse saamiseks koondproove 24 tunni jooksul [103, MCERTS 2017]. Mõnikord kasutatakse ka lühemaid proovivõtuperioode, näiteks kaks tundi või pool tundi. See võib olla tingitud praktilistest põhjustest (nt väliseid kontrolle võib teha tavalisel tööajal) või proovi ebastabiilsusest (vt allpool).

Koondproove võetakse 24 tunni jooksul tavaliselt automaatselt; mõõteriistad võtavad prooviportsjoni automaatselt sobivas mahus või sobival ajal. Soovitatav proovi kogumaht on nii suur, et seda oleks võimalik mõistlikult mahutada. Lisaks tuleb kogu proovivõtmise aja jooksul võtta arvesse sihtparameetri stabiilsust, kuna proovid võivad automatiseeritud proovivõtuseadmes hoidmise ajal halveneda. Koondproovi säilitamiseks jahutatakse seda sageli ja lisatakse sellele kemikaale. Proovi ebastabiilsus võib lühendada proovivõtuks kuluvat aega või viia isegi pisteliste proovide võtmiseni (vt punkt 5.3.5.7).

Seetõttu ei pruugi olla asjakohane koguda automaatselt võetud koondproove kauem kui 24 tundi, sest jälgitavate parameetrite (nt BHT_n, pH, KHT ja ammoniaak) stabiilsusega võivad kaasneda probleemid isegi siis, kui automaatseid proovivõtuseadmeid jahutatakse [103, MCERTS 2017].

Nädala, kuu või aasta keskmiste näitajate saamiseks on hea tava koguda mõistlik arv 24-tunniseid vooluga proportsionaalseid koondproove (vt punkt 5.3.5.6), analüüsida neid eraldi ja mõõtmistulemused seejärel keskmistada (vt punkt 5.3.6). Üldiselt ei ole keskmiste kontsentratsioonide saamiseks pikema perioodi vältel (nt nädala ja kuu keskmised kontsentratsioonid) soovitatav selliseid koondproove enne analüüsi segada, sest teave parameetrite päevaste kõikumiste kohta läheb kaduma. Proovide segamist vajalike analüüside arvu vähendamiseks tuleks kasutada ainult üksikjuhtudel, kui kontsentratsioon heitvees jääb stabiilseks ja pikemad säilitusajad ei põhjusta muutusi proovi koostises.

Nagu tabelis 5.4 toodud, on Ühendkuningriigis olemas sertifitseerimissüsteem, mis hõlmab ka automaatsete proovivõtuseadmete toimivusstandardeid ja katsemenetlusi [111, MCERTS 2017].

5.3.5.4.2 Pistelised proovid

Pistelised proovid, mida nimetatakse ka üksikproovideks, on juhusliku valikuga proovid, mis võetakse suvalistel aegadel ega ole seotud äravoolu mahuga [152, ISO 1992]. Pisteliste proovide võtmist võib kasutada näiteks siis, kui [103, MCERTS 2017]:

- reovee koostis on suhteliselt püsiv;
- heitvee kvaliteeti tuleb kontrollida konkreetsel hetkel, nt inspekteerimise eesmärgil;
- heites on eraldi faasid (nt vee peal ujuv õlikiht) ja seega ei kohaldata automaatset proovivõttu;
- sihtainete kontsentratsioonid ei ole proovis stabiilsed, näiteks lagunemise (nt kloor), aurustumise (nt lenduvad orgaanilised ühendid, kloor) või sademete (nt lahustunud silikaadid) tõttu;

- äravool ei ole pidev (nt partiitootmise või puhverpaakide tõttu või teatavatel ilmastikutingimustel); eeldusel, et heitvesi on hästi segunenud;
- tuleb hinnata käitise rikkest või juhuslikust keskkonda sattumisest põhjustatud heidet.

Pistelised proovid ei ole üldjuhul sobivad siis, kui veevoolud ja/või aine kontsentratsioonid erinevad märkimisväärselt. Siiski saab konkreetseid parameetreid määrata ainult pisteliste proovidega, näiteks õlikomponentides, rasvas, lenduvates ühendites, lahustunud hapnikus, bakterioloogilistes parameetrites, klooris ja sulfiidis [38, DK EPA 2012] või pideva reaalajas mõõtmisega, kui see võimalus on selle parameetri jaoks olemas.

5.3.5.5 Proovivõtuvahendid

5.3.5.5.1 Proovivõtuanum

Proovivõtuanuma valimik on väga oluline proovide rikkumatuse säilitamiseks (nt proovide saastumise või adsorptsioonist või lendumisest tingitud kadude vältimiseks). Proovide võtmiseks reoveest soovitatakse enamiku parameetrite puhul kasutada üldjuhul plastmahuteid. Klaasmahuteid kasutatakse tavaliselt õli, rasva, süsivesinike, detergentide ja pestitsiidide mõõtmiseks [152, ISO 1992].

Standardis EN ISO 5667–3:2012 on sätestatud üksikasjalikult olenevalt parameetrist kasutatavate proovivõtuanumate liigid [128, CEN 2012]. See standard täiendab muid konkreetsemaid mõõtmisstandardeid, mis annavad üksikasjalikumat teavet nõutava proovivõtuanuma tüübi ja selle eeltöötluse kohta (vt standardite loetelu lisa A punktis 2).

Lisaks tuleb proovivõtuanumate valimisel võtta arvesse järgmisi tegureid [152, ISO 1992]:

- mehaaniline ja soojustakistus;
- tihenduse tõhusus;
- lihtsus taasavamisel, puhastamisel ja taaskasutamisel;
- praktiline suurus, kuju ja mass;
- kulud.

Näidised proovivõtuanumate kohta on toodud joonisel 5.1.

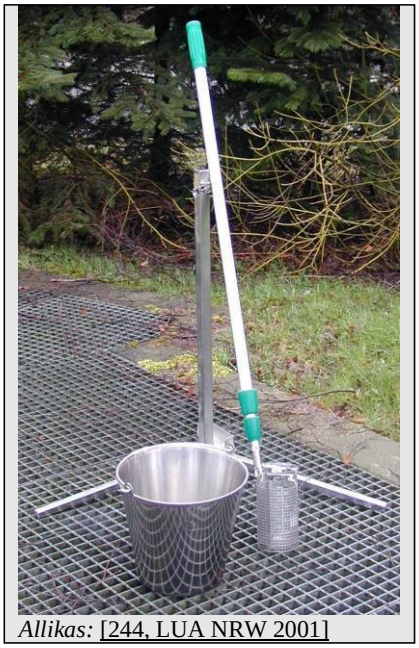
Allikas: [244, LUA NRW 2001]

Joonis 5.1. Proovivõtuanumate näidised

5.3.5.5.2 Mehaanilised proovivõtuvahendid

Tüüpilised lihtsad käsitsi proovivõtuks kasutatavad seadmed on ämbrid, kulbid või laia suuga pudelid, mida saab paigaldada sobiva pikkusega käepideme külge. Veel üks võimalus on kasutada Ruttneri või Kemmereri proovivõtuvahendeid, mis koosnevad torust, mille mõlemas otsas on hingedega kaas.

Näide proovivõtukulbi ja käepideme kohta on toodud joonisel 5.2.



Allikas: [244, LUA NRW 2001]

Joonis 5.2. Näide proovivõtukulbi ja käepideme kohta

Üldiselt puhastatakse proovivõtuseadmeid enne kasutamist pesuaine ja veega ning pärast loputatakse veega. Kui uuritavad analüüdid on detergendid, pööratakse erilist tähelepanu loputamisele. Sageli võib saastumisohu vähendamiseks loputada proovivõtuseadmeid enne kasutamist reoveevoos, millest proov võetakse. See protseduur ei ole siiski piisav juhul, kui see mõjutab mõõtmist (nt õlide ja rasvade analüüs ning mikrobioloogiline analüüs) [152, ISO 1992].

5.3.5.5.3 Automaatsed proovivõtuvahendid

Automaatset proovivõttu voolu või ajaga proportsionaalsete proovide saamiseks võib teostada mitme erineva seadmega, millel on ketiga toimiv pump (tõstepump), peristaltiline pump või mis toimivad suruõhu ja/või vaakumi abil. Proovivõtuvahendid on sageli kaasaskantavad. Olenevalt eesmärgist võetakse sobiva seadme valimisel tavaliselt arvesse mitut tegurit, sealhulgas [152, ISO 1992]:

- võimalus võtta voolu ja/või ajaga proportsionaalseid koondproove;
- konstruktsiooni tugevus;
- kasutusmugavus ja lihtne hooldada;
- võimalus tõsta proove nõutavale kõrgusele;
- võimalus töötada järelevalveta pika aja jooksul;
- proovimahtude täpsus ja õigsus;
- võimalus reguleerida erinevate proovivõttude vahelisi ajavahemikke;
- võimalus võtta proove survestatud keskkondadest;
- võimalus proove jahutada ja/või neile säilitusaineid lisada;
- kulud.

Näide automaatse proovivõtuseadme kohta on toodud joonisel 5.3.

Allikas: [244, LUA NRW 2001]

Joonis 5.3. Näide automaatse proovivõtuseadme kohta

5.3.5.6 Mõõtmis-/proovivõtusagedus

Sõltuvalt võetud osaproovide arvust võimaldavad 24-tunnised vooluga proportsionaalsed koondproovid üldjuhul kirjeldada esinduslikult pikaajalist heitemudelit.

24-tunnise vooluga proportsionaalse koondprooviga seotud tüüpilised mõõtmis-/proovivõtusagedused on järgmised:

- üks kord päevas (iga päev);
- üks kord nädalas (igal nädalal);
- üks kord kahe nädala jooksul (iga kahe nädala tagant);
- üks kord kuus (igakuiselt);
- üks kord kahe kuu jooksul (iga kahe kuu tagant);
- üks kord kolme kuu jooksul (kvartaalselt).

Igapäevane mõõtmine võimaldab arvutada esindusliku aasta keskmise (vt punkt 5.3.6), samas kui muude sageduste puhul saadakse arvutatud keskmine põhimõtteliselt ainult proovipäevade arvu kohta. Seetõttu on täpsem nimetada seda „ühe aasta jooksul võetud proovide keskmiseks“ (vt punktid 3.4.4.2 ja 5.3.6) kui aasta keskmiseks. Pisteliste proovide puhul võivad sagedused olla samad, kuid proovid esindavad ainult lühikest proovivõtuperioodi.

Suuremad sagedused tähendavad suuremat töökoormust ja suuremaid kulusid. Automatiseeritud proovivõtuseadmete puhul ei pruugi proovivõtuga seotud töökoormus olla nii asjakohane teema, kuid lisaanalüüsid toovad kaasa märkimisväärse täiendava töökoormuse ja -kulud. Seetõttu peab mõõtmis-/proovivõtusagedus kajastama selliseid kriteeriume nagu (vt ka punkt 3.3.2):

- heiteprofiil;
- vabanenud saasteaine kogus;
- saasteaine kontsentratsiooni varieeruvus;
- võimalus hinnata reoveepuhasti toimimist, eelkõige summaarseid parameetreid mõõtes;
- saasteaine eeldatav mõju keskkonnale.

Vaja võib olla suurendada proovivõtu sagedust muudes kui tavapärastes käitamistingimustes, nt protsessi/käitise käivitamisel või ootamatult väikese või suure sissevoolu korral reoveepuhastisse. Kui keskmiste väärtuste arvutamiseks kasutatakse suuremate proovivõtusageduste ajal saadud tulemusi, tuleb mõõtetulemusi asjakohaselt kaaluda.

Hea tava on mõõta pidevalt reoveevoolu suublasse (vt punkt 5.3.3). See võimaldab arvutada heitekoormust igal ajal.

Erinevalt 24-tunnistest vooluga proportsionaalsetest koondproovidest annavad pistelised proovid ainult hetkepildi pikaajalisest heiteprofiilist. Üksikjuhtudel võib see olla piisav, kuid vajadusel esitada esinduslikke andmeid pikemate ajavahemike kohta tuleb võtta rohkem pistelisi proove või on soovitatav võtta 24-tunniseid vooluga proportsionaalseid koondproove.

5.3.5.7 Proovide käitlemine ja hoiustamine

Standardis EN ISO 5667–3:2012 on toodud üldine teave veeproovide säilitamise ja käitlemise kohta, sealhulgas maksimaalse säilitamisaja kohta [128, CEN 2012]. Nimetatud standard täiendab muid konkreetsemaid mõõtmisstandardeid, mis annavad üksikasjalikumat teavet soovitatavate säilitusmeetodite ja säilitustemperatuuri ning proovi kestuse kohta (vt standardite loetelu lisas A.2).

Proovide hoiustamise ajal muutuda võivate saasteainekontsentratsioonide säilitamiseks võivad sõltuvalt reovee koostisest ja asjaomasest saasteainest olla vajalikud järgmised meetmed:

- proovi säilitamine pimedas;
- proovi jahutamine;
- proovi filtreerimine;
- proovi stabiliseerimine hapete, leeliste või muude kemikaalidega;
- sademete taaslahustumine.

Näide proovide säilitamise kohta on toodud joonisel 5.4.

Allikas: [244, LUA NRW 2001]

Joonis 5.4. Näide proovide säilitamise kohta

Maksimaalne säilitusaeg sõltub mõõdetavast saasteainest/parameetrist, aga ka reovee maatriksist. Peamine soovitus on hoida transpordi- ja ladustamisaeg võimalikult lühike. Tuleb teha kõik, et saaks alustada analüüsimist 24 tunni jooksul pärast proovide kogumist. Kui logistika seda ei võimalda, võib proove analüüsida kuni 48 tundi pärast kogumist või tuleb need külmutada [38, DK EPA 2012]. Maksimaalne säilitusaeg sõltub ka eeldatavast kontsentratsioonist. Madala kontsentratsiooni eeldamisel tuleb analüüs teostada koheselt.

Üldjuhul on lihtne leida proovivõtukoha lähedal asuvat (akrediteeritud) laborit, mis suudab analüüsida kõige levinumaid reovee parameetreid (nt TSS, TOC või KHT, toiteelemendid, metallid). Kuid konkreetsete orgaaniliste saasteainete analüüsimine võib olla võimalik ainult sellele spetsialiseerunud laborites. Seega on oluline korraldada proovide transport nii, et proovivõtu ja analüüsi vaheline aeg oleks minimaalne [38, DK EPA 2012].

Oluline on võtta arvesse labori korraldusi proovivõtuanumate kasutamise ja proovide säilitamise kohta enne proovivõtmist ja proovivõtmise ajal. Näiteks nõuavad mõned mõõtmismenetlused lenduvate komponentide kao vältimiseks, et pärast proovivõtuanuma täitmist ei jääks sellesse õhuruumi, samal ajal kui mõned muud analüüsiprotseduurid vajavad proovivõtuanumate saabumisel laborisse, et neis oleks ruumi ekstrahentide lisamiseks. Samuti võib osutuda vajalikuks p proovivõtuanumaid eelnevalt töödelda, nt lisades sinna enne saatmist säilitusaineid [103, MCERTS 2017].

Labori korralduste eiramine proovivõtmisel võib põhjustada kehtetuid analüüsitulemusi. Eriti siis, kui proovivõtt ja analüüs toimuvad erinevates laborites, tuleb kehtestada kord mõõtmistulemuste kvaliteedi tagamiseks [103, MCERTS 2017]. Sellise korra auditeerimine on akrediteerimise osa vastavalt standardile EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017] (vt ka punktid 3.4.1 ja 3.4.2).

5.3.5.8 Analüüs

5.3.5.8.1 Ülevaade

Veeanalüüsi üldised soovitused on järgmised [103, MCERTS 2017]:

- mõõteriista kasutusjuhendid, kalibreerimismenetlused ja toimivuskontrollid peavad olema täielikult dokumenteeritud ja töötajatele kättesaadavad;
- mõõteriistade kalibreerimismenetlused ja toimivuskontrollid tuleb läbi viia asjakohaste ajavahemike järel ning säilitada vastavad andmed, mis näitavad, et kalibreerimine on läbi viidud;
- kõiki mõõteriistu tuleb nõuetekohaselt hooldada ja pidada hoolduste kohta arvestust, olenemata sellest, kas seda teostab kolmas isik, näiteks mõõteriista tootja või mitte;
- eeltingimus on seadmete, näiteks kaalude, termomeetrite, taimerite, automaatpipettide, kalibreerimise jälgitavus vastavalt EN-standarditele või kui neid ei ole saadaval, siis ISO või siseriiklikele standarditele ning kõik vastavad sertifikaadid või muud dokumendid peavad olema kättesaadavad;
- kalibreeritud seadmed peavad olema selgelt märgistatud ja töötajate poolt tuvastatavad.

Eespool loetletud punkte kontrollitakse akrediteeritud laboratooriumi puhul korrapäraselt vastavalt standardile EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017].

Järgmistes punktides on toodud teave levinuimate veeparameetrite seire eriaspektide, sealhulgas mõõtmispõhimõtted, kohta. Lisas A.2 on toodud põhjalikum, kuid siiski mitte ammendav loetelu vetteheite mõõtmise konkreetsetest standarditest koos teabega mõõtevahemike ja piirväärtuste kohta. Toksilisuse katseid ja heitvee üldhindamist kirjeldatakse punktis 5.5.

5.3.5.8.2 Adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid (AOX)

Parameeter AOX määratakse tavaliselt vastavalt standardile EN ISO 9562:2004. Hapestatud veeproovis sisalduvad orgaanilised ühendid adsorbeeritakse aktiivsöele loksutades, segades või kolonnides. Seejärel eemaldatakse anorgaanilised halogeniidid koormatud aktiivsöest loputamise teel. Lõpuks aktiivsüsi põletatakse ja suitsugaas liigub läbi absorptsioonilahuse. Saadud halogeniidiioonid määratakse argentomeetrilise tiitrimise (nt mikrokulonmeetria) abil. Meetodit kasutatakse uuritavate proovide puhul, mille AOX kontsentratsioon on üle 10 µg/l ja kloriidisisaldus alla 1 g/l. Alkoholid, aromaatsed ühendid või karboksüülhapped võivad põhjustada negatiivse nihke (nt kui lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) kontsentratsioon üle 100 mg/l) [96, CEN 2004].

Näide AOX-analüsaatori kohta on toodud joonisel 5.5.

Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.5. Näide AOX-analüsaatori kohta

AOX näitab halogeenorgaaniliste ühendite üldist sisaldust veeproovis (orgaaniliste kloori-, broomi- ja joodiühendid). Meetod ei hõlma orgaanilisi fluoriühendeid. Lisaks on lenduvate ühendite ning mõnede polaarsete ja hüdrofiilsete ühendite (nt kloroäädikhapped) taastamine puudulik. Orgaaniliste ühendite või kloriidi suur kontsentratsioon võib mõjutada AOX mõõtmist ja seetõttu tuleb proove lahjendada või kasutada alternatiivset meetodit [96, CEN 2004].

Üks alternatiivne parameeter on EOX (ekstraheeritavad halogeenorgaanilised ühendid), mille määramine põhineb halogeenorgaaniliste ühendite vedelik-vedelik ekstraktsioonil mittepolaarse lahustiga, näiteks heksaaniga. Pärast faaside eraldamist lahusti põletatakse ja suitsugaas liigub läbi absorptsioonilahuse. Seejärel määratakse saadud halogeniidiioonid argentomeetrilise tiitrimise (nt mikrokulonmeetria) abil [281, Analytik Jena 2007]. Parameetri EOX puudus on, et see hõlmab ainult mittepolaarseid orgaanilisi ühendeid ja seetõttu on AOX väärtused üldiselt kõrgemad kui EOX väärtused. 2017. aastal ei olnud EOX mõõtmiseks saadaval EN ega ISO standardit, kuid olid olemas mõned riiklikud standardid (vt lisa A.2) [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

Teine võimalus on kasutada modifitseeritud AOX parameetrit SPE-AOX (lahustunud adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid pärast tahke faasi ekstraktsiooni), mida kirjeldatakse standardi EN ISO 9562:2004 teatmelisas A. Selle meetodi puhul uuritav proov filtreeritakse ja eraldatakse seejärel halogeenorgaanilised ühendid anorgaanilistest halogeniididest, kasutades selleks

tahke faasiline ekstraktsiooni stüreeni ja divinüülbenseeni kopolümeeridega. Seejärel analüüsitakse saadud ekstrakti traditsioonilise AOX-meetodiga. SPE-AOX-meetod talub kloriidi kontsentratsioone kuni 100 g/l ja DOC kontsentratsioone kuni 1 g/l. Traditsioonilise AOX-meetodiga võrreldes ei hõlma SPE-AOX meetod halogeenorgaanilisi ühendeid, mis on seotud tahkete osakestega ja mille puhul on polaarsete halogeenorgaaniliste ühendite saagise määr väiksem. Seega ei saa SPE-AOX-meetodil saadud tulemuste võrreldavust traditsioonilise AOX-meetodi tulemustega pidada iseenesestmõistetavaks [96, CEN 2004], [282, Wasserchemische Gesellschaft 1999]. Siiski võib eeldada, et SPE-AOX-meetod annab halogeenorgaaniliste ühendite puhul suurema saagise kui EOX-meetod. Selline tulemus saadi näiteks kloorleeliste tehase suure kloorisisaldusega reovee puhul [140, COM 2014].

Kui eespool nimetatud absorptsioonilahust analüüsitakse argentomeetrilis tiitrimise asemel ioonkromatograafia ja juhtivuse määramise abil, võib AOX puhul eristada adsorbeeritavat orgaaniliselt seotud kloriidi, bromiidi ja jodiidi [287, Oleksy-Frenzel et al. 2000], [288, Kinani et al. 2018]. Siiski ei olnud 2017. aastal vastavaid EN ega ISO standardeid saadaval [121; CEN 2018], [122, ISO 2018].

Polü- ja perfluoritud orgaaniliste ühendite keskkonnamõju tõttu on viimastel aastatel välja töötatud modifitseeritud AOX-meetodid adsorbeeritava halogeenorgaanilise fluoriidi määramiseks [289, Wagner et al. 2013], [290, Willach et al. 2016]. Siiski ei olnud 2017. aastal vastavaid EN ega ISO standardeid saadaval [121; CEN 2018], [122, ISO 2018].

5.3.5.8.3 Ammooniumlämmastik (NH_4-N)

Ammooniumlämmastik (NH_4-N) sisaldab vaba ammoniaaki (NH_3) ja ammooniumi (NH_4^+) NH_4-N mõõdetakse tavaliselt bioloogilise reoveepuhasti nitrifikatsiooniastme või heitvee mürgisuse kontrollimiseks, kuna vaba ammoniaagi kontsentratsioon ligikaudu 0,2 mg/l võib põhjustada mitme kalaliigi surma [200, Sawyer et al. 2003]. Ammoniaagi osakaal NH_4-N-s sõltub pH-st: kui pH väärtus on alla 8, on ammoniaagisisaldus alla 10%, kui pH väärtus on alla 7, on see sisaldus alla 1%.

2017. aastal oli ammooniumlämmastiku mõõtmiseks olemas kaks EN standardit: EN ISO 11732:2005, mis põhineb vooluanalüüsil [201, CEN 2005] ja EN ISO 14911:1999, mis põhineb ioonkromatograafial [210, CEN 1999]. Lisaks olid olemas mitmed ISO ja riiklikud standardid (vt lisa A.2).

PVT-viitedokumentide läbivaatamiseks ja hindamiseks andmeid kogudes on oluline, et need oleksid samas vormingus, kuna kontsentratsioone saab väljendada ioonide kontsentratsioonina (nt NH_4^+ ioonide kontsentratsioon) või ammoniaagi või ammooniumi kujul esineva lämmastiku kontsentratsioonina (nt NH_4-N).

Käesoleva dokumendi koostamise ajal (2018) oli kalduvus mitte määratleda PVTga saavutatavaid NH_4-N heitetasemeid, vaid pigem kirjeldada bioloogilise reoveepuhasti toimimist. Pigem määratleti PVTga saavutatavad heitetasemed lämmastiku üldsisalduse (TN) või üldise anorgaanilise lämmastiku (N_{anorg}) puhul, kuna need parameetrid kajastavad paremini potentsiaalset eutrofeerumist (vt punkt 5.3.5.8.13).

5.3.5.8.4 Biokeemiline hapnikutarve (BHT_n)

Parameeter BHT_n mõõdab orgaanilise ja/või anorgaanilise aine biokeemilise oksüdeerimise teel tarbitud lahustunud hapniku kogust kindlaksmääratud tingimustel *n* päeva pärast, tavaliselt viie või seitsme päeva pärast (BHT_5 või BHT_7). 2017. aastal oli saadaval kaks EN standardit. Standardi EN 1899-1 alusel veeproovid lahjendatakse ja lisatakse nitrifikatsiooni pärssimiseks aeroobseid mikroorganisme koos allüültiokarbamiidiga. Standardi EN 1899-2 alusel analüüsitakse lahjendamata proove ja nitrifikatsiooni ei takistata. Mõlemal juhul järgneb sellele inkubeerimine

täielikult täidetud ja korgiga suletud pudelites 20 °C juures pimedas. BHT_n määramiseks mõõdetakse lahustunud hapniku kontsentratsiooni enne ja pärast inkubeerimist. Paljudes Euroopa riikides kasutatakse viiepäevast inkubatsiooniaega, samas on see aeg mitmes Põhjamaade riigis 7 päeva, mis aitab kaasa töötamise vältimisele nädalavahetusel. BHT_7 väärtused on tavaliselt suuremad kui BHT_5 väärtused [145, CEN 1998], [146, CEN 1998].

Näitajat BHT_n on kasutatud juba pikka aega ja kasutatakse jätkuvalt bioloogilistest reoveepuhastitest pärit heitvee seireks. Käesoleva dokumendi koostamise ajal (2018) oli aga suundumus mitte määratleda PVTga saavutatavaid heitetasemeid BHT_n jaoks, vaid pigem kirjeldada bioloogilise reoveepuhasti toimimist, kuna BHT_n puhul esineb mõningaid puudusi:

- mõõtmistulemus sõltub kohalikest tingimustest (nt inokulaadist);
- BHT_n mõõtemääramatus on suurem kui TOC/KHT puhul;
- mõõtmistulemus on kättesaadav alles mõne päeva pärast ja seetõttu ei saa seda kasutada bioloogilise reoveepuhasti kontrollimiseks.

BHT_n asemel võib kasutada parameetrit TOC, sest selle määramine on kiirem, kuigi parameeter TOC näitab tegelikult orgaaniliselt seotud süsiniku kogust proovis, mitte tegelikku hapnikutarvet.

5.3.5.8.5 Keemiline hapnikutarve (KHT)/orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC)

Parameetrit KHT kasutatakse üldjuhul orgaaniliste ühendite sisalduse kaudseks mõõtmiseks vees. Mõõdetakse hapniku massi, mis on vajalik nende täielikuks oksüdeerumiseks süsinikdioksiidiks. Kõige levinumate KHT-meetodite puhul kasutatakse oksüdeeriva ainena kromaati ja anorgaanilise kloriidi mõju pärssimiseks elavhõbedasoola. 2017. aastal puudus KHT mõõtmiseks EN standard, kuid olid olemas mõned ISO ja riiklikud standardid (vt lisa A.2).

Muude ainete põhjustatud võimalikud häired ja orgaaniliste ühendite oksüdeerumise ulatus sõltuvad oksüdeerivast ainest ja reaktsioonitingimustest [278, Janicke 1983]. Seetõttu ei saa erinevate KHT-meetoditega saadud tulemuste võrreldavust pidada iseenesestmõistetavaks. Näiteks ei soovitata kasutada orgaaniliste ühendite määramiseks heitvees permanganaati (permanganaadi indeks, mida mõnikord tähistatakse ka KHT_{Mn}), sest oksüdatsioon on üldjuhul mittetäielik [279, CEN 1995], [295, Kolb et al. 2017].

Parameetrit TOC kasutatakse orgaaniliste ühendite sisalduse otseseks mõõtmiseks vees. Kõige levinumad meetodid kasutavad põlemiskambrit, kus toimub orgaaniliste ainete täielik oksüdeerumine süsinikdioksiidiks, mida seejärel mõõdetakse infrapuna-spektromeetria abil. Orgaanilise süsiniku üldsisaldus ei hõlma anorgaanilist süsinikku, näiteks karbonaati ja vesinikkarbonaati, kuid hõlmab elementaarset süsinikku, tsüanaati ja tiotsüanaati. Standardis EN 1484:1997 on määratletud otsene ja diferentsiaalmeetod orgaanilise süsiniku üldsisalduse mõõtmiseks. Otsese meetodi puhul proovid hapestatakse ja puhastatakse enne analüüsimist anorgaanilisest süsinikust. Tulemust nimetatakse mõnikord mittepuhastatavaks orgaaniliseks süsinikuks (NPOC). Selle meetodi puudus on, et ka LOÜsid võib (osaliselt) puhastada. Diferentsiaalmeetodi puhul mõõdetakse süsiniku üldsisaldust (TC) ja anorgaanilist süsinikku eraldi ning TOC arvutatakse nii, et lahutades süsiniku üldsisaldusest anorgaanilise süsiniku sisaldus. Diferentsiaalmeetodi kasutamine eeldab, et TOC on suurem kui anorgaanilise süsiniku sisaldus või sama suur, sest vastasel juhul on mõõtemääramatus suur [110, CEN 1997].

KHT/TOC suhe on tavaliselt taime- või kohaspetsiifiline. Üldiselt on KHT väärtused suuremad kui TOC väärtused. Orgaaniliste ühendite KHT/TOC suhe on teoreetiliselt vahemikus 0,67 (oksaalhape) kuni 5,3 (metaan). Kui reovesi sisaldab anorgaanilisi oksüdeerivaid ühendeid (nt sulfit, Fe^{2+}), võib KHT/TOC suhe olla suurem. Praktikas jäävad KHT/TOC suhtarvud tavaliselt vahemikku 2,0–4,0. 1990. aastate lõpus uuriti Saksamaal KHT/TOC suhet mitmete tööstusharude lõppheitvees [88, Braun et al. 1999]. Paljudel juhtudel peetakse suhtarvuks 3,0 (nt kasutatakse seda Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegistris [147, EÜ 2006]).

Mõnes liikmesriigis kaldutakse majanduslikel ja keskkonnast tulenevatel põhjustel asendama KHT väärtust orgaanilise süsiniku üldsisaldusega (TOC). KHT määramiseks vajaliku kromaadi ja elavhõbeda kasutamist saab vältida orgaanilise süsiniku üldsisalduse määramisega, mida on ka lihtsam automatiseerida. Mõlemal meetodil on piirangud, mis võivad mõjutada nende kohaldatavust.

Käesoleva dokumendi (2018) koostamise ajal kiputi PVT-järeldustes eelistama orgaanilise süsiniku üldsisalduse mõõtmist, sest see ei tugine väga mürgiste ühendite kasutamisele. Mõnel juhul kehtestati PVTga saavutatavad heitetasemed nii orgaanilise süsiniku üldsisaldusele kui ka KHTle, et neid saaks kasutada alternatiividena (nt heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW_BREF) [154, COM 2016], suurte põletusseadmete PVT-viitedokument (LCP BREF) [277, COM 2017] ja jäätmekäitluse PVT-viitedokument (WT BREF) [280, COM 2017]. Siiski ei ole piisavate andmete puudumine orgaanilise süsiniku üldsisalduse kohta heites võimaldanud mõnel juhul kehtestada PVTga saavutatavaid heitetasemeid seoses orgaanilise süsiniku üldsisaldusega, mistõttu lisati üksnes üldine märkus KHT võimaliku asendamise kohta (nt mineraalõli ja gaasi rafineerimise PVT-viitedokumendid (REF BREF) [143, COM 2015] ja puitpaneelide tootmise PVT-viitedokumendid (WBP BREF) [195, COM 2016]).

5.3.5.8.6 Kroom (VI)

Kantserogeensuse tõttu mõõdetakse lisaks kroomi kogusisaldusele mõnikord ka kroomi (VI), mida nimetatakse kuuevalentseks kroomiks (vt punkt 5.3.5.8.10. Lahustunud kroom (VI) koosneb üldjuhul kromaadist (CrO_4^{2-}), vesinikkromaadist ($HCrO_4^-$) ja dikromaadist ($Cr_2O_7^{2-}$). Nende omavaheline tasakaal oleneb pHst ja kroom (VI) üldkontsentratsioonist.

2017. aastal oli saadaval kaks EN standardit kroom (VI) mõõtmiseks vooluanalüüsi abil, kuid ainult ühte neist (EN ISO 23913:2009) saab kasutada reovee puhul. Mõõtmiseks proov vajaduse korral filtreeritakse ja juhitakse kandevoogu nii, et kroom (VI) reageerib 1,5-difenüülkarbasiidiga, moodustades punavioletse ühendi, mida mõõdetakse spektrofotomeetriliselt 544 nm juures [212, CEN 2009]. Alternatiivina võib kromaati mõõta ka ioonkromatograafiaga vastavalt standardile EN ISO 10304–3:1997 [258, CEN 1997].

5.3.5.8.7 Tsüaniid

2017. aastal oli tsüaniidi mõõtmiseks olemas kaks EN standardit: EN ISO 14403–1:2012, mis põhineb voo sissepritse analüüsil (FIA) [260, CEN 2012] ja EN ISO 14403–2:2012, mis põhineb pideval vooanalüüsil (CFA) [261, CEN 2012]. Mõlemad nimetatud EN-standardid eristavad vaba tsüaniidi (kergesti vabanev tsüaniid) ja tsüaniidi üldsisaldust. Vaba tsüaniid koosneb tsüaniidiioonidest (st CN-ioone) ja tsüaniidist, mis on seotud nõrkade metalli-tsüaniidi ühenditega, mis vabastavad vesiniktsüaniidi (HCN) pH 3,8 juures. Tsüaniid üldsisalduses on ka tugevamaid metalli-tsüaniidi ühendeid, välja arvatud tsüaniid, mis on seotud koobalti, kulla, plaatina, roodiumi ja ruteeniumi kompleksidega, millest taastumine võib olla osaline [260, CEN 2012], [261, CEN 2012].

Tsüaniidi üldsisalduse määramiseks lagundatakse ühendis olev tsüaniidi UV-valgusega pH 3,8 juures. Standardi EN ISO 14403–1:2012 puhul eraldatakse saadud vesiniktsüaniid difusiooni teel läbi hüdrofoobse membraani temperatuuril 30–40 °C ja see imendub naatriumhüdroksiidi lahuses. Standardi EN ISO 14403–2:2012 puhul võib vesiniktsüaniidi ülekande teostada ka destilleerimise teel 125 °C juures. Seejärel reageerib naatriumhüdroksiidi lahusesse imendunud tsüaniid kloramiin-Tga tsüanogenkloriidiks, mis reageerib omakorda püridiin-4-karboksüülhappe ja 1,3-dimetüülbarbituurhappega. Saadakse spektrofotomeetriliselt mõõdetav punane värvaine. Vaba tsüaniidi määramine toimub praktiliselt samasuguse meetodiga, kusjuures põhierinevus seisneb selles, et UV-valguse puhul lagunemisetappi ei ole [260, CEN 2012], [261, CEN 2012].

Lisaks kahele EN standardile kehtisid 2017. aastal mitmed ISO standardid (vt lisa A.2). Eri standardites sisalduvate tsüaniidide määratluste toimivusomaduste ja võimalike häirete tõttu ei saa erinevate meetoditega saadud tulemuste võrreldavust pidada iseenesestmõistetavaks.

5.3.5.8.8 Nafta süsivesinike indeks (HOI)

Standard EN ISO 9377–2:2000 määratleb nafta süsivesinike indeksi (HOI) määramise meetodi kindlaksmääratud meetodi kohaselt ekstraheeritud ja analüüsitud ühendite kontsentratsioonide summana. HOI sisaldab pikaahelalisi või hargnenud ahelaga alifaatseid, alitsüül-, aromaatseid või alküülasendatud aromaatseid süsivesinikke ning seda saab mõõta kontsentratsioonis üle 0,1 mg/l. Lenduva mineraalõli sisaldust ei saa kvantitatiivselt kindlaks määrata. Mõõtmiseks ekstraheeritakse veeproov ühe süsivesiniklahustiga, mille keemistemperatuur on vahemikus 36-69 °C. Seejärel eemaldatakse polaarained ekstraktist puhastamise teel Florisil®iga (kõva pulbristatud sünteetiline magneesiumoksiid-silikageel). Seejärel analüüsitakse puhastatud ekstrakti gaasikromatograafia abil leekionisatsioonidetektoriga (FID). Mõõdetakse piikide kogupindala *n*-dekaani ($C_{10}H_{22}$) ja *n*-tetrakontaani ($C_{40}H_{82}$) vahel. Mineraalõli kontsentratsioon arvutatakse kahest määratletud mineraalõlist koosneva välise etaloni alusel ja arvutatakse nafta süsivesinike indeks [97, CEN 2000].

Varem määrati HOI sageli halogeenitud lahustiga ekstraheerimise teel, millele järgnes Fourier' teisenduse infrapunaspektromeetria (FTIR). Nende meetodite kasutamine lõpetati kasutatud lahustite osoonikihi kahandamise potentsiaali tõttu. Teine HOI-meetod, mis on toodud dokumendis prEN ISO 9377–1:2000 (ISO/DIS 9377–1:2000), põhines lahusti ekstraheerimisel, puhastamisel Florisil®iga, lahusti aurustamisel ja gravimeetrial, kuid tundlikkus oli võrreldes standardiga EN ISO 9377–2madal, sest sai määrata ainult HOI kontsentratsioonil üle 5 mg/l [202, Põhjamaade Nõukogu 2003]. Standardi prEN ISO 9377–1:2000 (ISO/DIS 9377–1:2000) kavand tühistati 2003. aastal.

Standardis EN ISO 9377–2:2000 toodud HOI määratluse toimivusomadusi arvesse võttes ei saa pidada enesestmõistetavaks tulemuste võrreldavust muude meetoditega saadud tulemustega.

Lisaks HOI määramisele käsitleb mitu saadaval olevat EN standardit üksikute süsivesinikühendite mõõtmist, nt monotsükliliste aromaatsete süsivesinike, polütsükliliste aromaatsete süsivesinike ja lenduvate halogeenitud süsivesinike mõõtmist [121, CEN 2018].

5.3.5.8.9. Elavhõbe

2017. aastal oli olemas kaks konkreetset EN standardit elavhõbeda mõõtmiseks. Standardis EN ISO 12846:2012 kirjeldatakse meetodit, kus kasutatakse aatomabsorptsioonspektromeetriat (AAS) koos rikastamisega või ilma (külmauru meetod). Rikastamiseta mõõtmisel muundatakse mono- ja divalentsed elavhõbedaliigid, sealhulgas elavhõbeorgaanilised ühendid, oksüdeerimisel kaaliumbromaadiga/kaaliumbromiidiga kahevalentseks elavhõbedaks ja redutseeritakse seejärel tina(II)kloriidiga elementaarseks elavhõbedaks. Seejärel eemaldatakse elementaarne elavhõbe lahusest ja mõõdetakse AASiga. Rikastamisetapi kasutamisel kontsentreeritakse eemaldatud elementaarne elavhõbe adsorbendile, mis sobib amalgaamimiseks (nt kulla ja plaatinaga gaasriie) ja desorbeeritakse seejärel kiire kuumutamise teel, enne kui seda mõõdetakse AASi abil [206, CEN 2012]. Standard EN ISO 17852:2008 põhineb aatom-fluorestsentsspektromeetrial (AFS). Sarnaselt standardile EN ISO 12846:2012 oksüdeeritakse elavhõbedaühendid kõigepealt kaaliumbromaadi/kaaliumbromiidiga ja redutseeritakse seejärel tina(II)kloriidiga, millele järgneb tekkiva elementaarse elavhõbeda eemaldamine. Seejärel ergastatakse viimast UV-valgusega ja mõõdetakse tekkivat kiirgust [207, CEN 2008].

Elavhõbedat saab mõõta ka induktiivsidestatud plasma massispektromeetriaga (ICP-MS) vastavalt standardile EN ISO 17294–2:2016 (vt punkt 5.3.5.8.10) [208, CEN 2016].

5.3.5.8.10 Metallid ja muud elemendid

2017. aastal olid saadaval mitmed EN-standardid metallide ja muude elementide mõõtmiseks [121, CEN 2018].

Standardis EN ISO 17294–2:2016 kirjeldatakse valitud elementide määramist induktiivsidestatud plasma massispektromeetriaga (ICP-MS). Mõõtmisel viiakse proov raadiosagedusplasmasse, kus energiaülekanne plasmast tekitab elementide lahustumist, lagunemist, pihustumist ja ioniseerumist. Seejärel ekstraheeritakse tekitatud ioonid läbi diferentsiaalselt pumbatud vaakumliidese (millele on paigaldatud ioonoptika), kus need eraldatakse massispektromeetriga massi ja laengu suhte alusel ja tuvastatakse, tavaliselt pideva dünoodiga elektronkordistiga [208, CEN 2016]. Üldiselt on ICP-MS kõige mitmekülgsem ja tundlikum mitmeelemendiline mõõtmismeetod, kuid ühtlasi ka kõige kallim.

Standardit EN ISO 11885:2009 saab kasutada elementide mõõtmiseks induktiivsidestatud plasma optilise emissioonispektromeetriaga (ICP-OES). ICP-MS-i puhul viiakse proovid raadiosageduslikku plasmasse, kus tekkinud aatomid ja ioonid ergastatakse. Tekkivad iseloomulikud emissioonispektrid hajuvad võrespektromeetri abil ja valguse intensiivsust konkreetsetel lainepikkustel mõõdetakse detektoriga [187, CEN 2009]. Elavhõbedat üldjuhul ICP-OESiga ei mõõdeta, sest see ei ole tavaliselt piisavalt tundlik (vt punkt 5.3.5.8.9).

Näide induktiivsidestatud plasma optilise emissioonispektromeetri kohta on toodud joonisel 5.6.

Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.6. Näide induktiivsidestatud plasma optilise emissioonispektromeetri kohta

Standardis EN ISO 15586:2003 kirjeldatakse meetodit 17 mikroelemendi mõõtmiseks, kasutades selleks aatomabsorptsioonspektromeetriat (AAS) koos elektrotermilise atomiseerimisega grafiitahju abil. Mõõtmiseks süstitakse proovilahus elektriliselt kuumutatud grafiitahju, kus see kuivatatakse, pürolüüsitakse ja lõhustatakse aatomiteks. Sellisel viisil tekkivaid aatomeid mõõdetakse spektrofotomeetriliselt teatud elemendile (või elementidele) spetsiifilisi valgusallikaid kasutades [209, CEN 2003]. Saadaval on ka muud leegiga atomiseerimisel või elektrotermilisel atomiseerimisel põhinevad AASi käsitlevad standardid konkreetsete elementide, nt Al, Ca, Cd, Cr ja Mg, mõõtmiseks [121, CEN 2018]. Varem oli AASi puudus võrreldes ICP-MSi ja ICP-OESiga see, et korraga sai mõõta ainult ühte elementi. Kuid mõni aasta tagasi muutusid kõrge eraldusvõimega pidevallikaga AAS-mõõteriistad kaubandusvõrgus kättesaadavaks (2003. aastal leegiga atomiseerimiseks ja 2007. aastal elektrotermiliseks atomiseerimiseks). Need võimaldavad määrata ka mitut elementi järjestikku ja olenevalt tingimustest ka korraga [213, Resano et al. 2013].

Hariliku leelise ja leeliselise muldmetalli katioone (st Li^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Sr^{2+} ja Ba^{2+}) võib mõõta ka ioonkromatograafiaga vastavalt standardile EN ISO 14911:1999 [210, CEN 1999].

Eespool nimetatud meetodid mõõdavad üldjuhul elementide lahustunud fraktsiooni. Kui on vaja määrata elemendi kogukontsentratsioon, viiakse enne analüüsi läbi proovi lagundamisetapp, kasutades selleks tavaliselt vastavalt standardile EN ISO 15587–1:2002 *agua regia*'t (kuningvett) või vastavalt standardile EN ISO 15587–2:2002 lämmastikhapet. Need lagundamismeetodid on empiirilised ega pruugi vabastada kõiki elemente täielikult. Enamiku keskkonnarakenduste puhul on tulemused siiski eesmärgipärased [214, CEN 2002], [215, CEN 2002]. Standardites EN ISO 11885:2009 ja EN ISO 17294–2:2016 kirjeldatakse teatud elementide (nt Sn, Ti) mõnesid konkreetseid lagundamismeetodeid [187, CEN 2009], [208, CEN 2016].

5.3.5.8.11 Fenooliindeks

Fenooliindeksit võib määrata vastavalt standardile EN ISO 14402:1999. Tegu on tavapärase analüüsimeetodiga, mille puhul kasutatakse aromaatsete ühendite rühma, mis moodustavad konkreetsetes reaktsioonitingimustes värvilisi kondenseerimissaadusi. Analüüsitulemus väljendatakse fenooli kontsentratsioonina. Standardis EN ISO 14402:1999 kirjeldatakse kahte meetodit, mis mõlemad põhinevad vooanalüüsil: fenooliindeksi (ilma destilleerimiseta) määramine pärast ekstraktsiooni ja fenooliindeksi (ilma ekstraktsioonita) määramine pärast destilleerimist. Esimese meetodi puhul juhitakse proov kandevoogu, kus fenooliühendeid oksüdeeritakse kaaliumpermanganaadiga ja saadud kinoonid reageerivad 4-aminoantipüriiniga, moodustades värvilisi kondenseerimissaadusi. Need ekstraheeritakse kloroformi ja mõõdetakse spektrofotomeetriliselt 470–475 nm juures. Ka aromaatsed amiinid moodustavad kondenseerimissaadusi, mis mõjuvad positiivselt. Teise meetodi puhul juhitakse proov kandevoogu, hapestatakse fosforhappega pH 1,4-ni ja destilleeritakse. Destillaat sisaldab fenoolühendite fraktsiooni, mida saab puhastada auruga. Fenoolühendeid oksüdeeritakse kaaliumheksatsüanoferraadiga (III) ja saadud kinoonid reageerivad 4-aminoantipüriiniga, moodustades kollase kondenseerimissaaduse, mida mõõdetakse spektrofotomeetriliselt 505–515 nm juures [98, CEN 1999].

Dokumendis ISO 6439:1990 kirjeldatakse sarnast manuaalset meetodit fenooliindeksi määramiseks samadel keemilise reaktsiooni põhimõtetel [203, ISO 1990].

Fenooliindeksi mõõtmisel varieerub üksikute fenoolühendite saagis märkimisväärselt [154, COM 2016]. Näiteks standardis ISO 6439:1990 on sätestatud, et mõned pära-asendis alküül-, arüül- või nitroasendajatega fenoolühendid ei tooda värvust ja neid ei mõõdeta [203, ISO 1990]. Seetõttu ei saa standardi EN ISO 14402:1999 tulemuste võrreldavust muude meetoditega saadud tulemustega pidada enesestmõistetavaks.

Lisaks fenooliindeksi määramist käsitlevale standardile on olemas mitu EN standardit üksikute fenoolühendite mõõtmiseks, nt mõnede klorofenoolide, nitrofenoolide ja alküülfenoolide mõõtmiseks [121, CEN 2018].

5.3.5.8.12 Sulfiid

PVTga saavutatav sulfiidi vetteheite tase on määratletud mõnes PVT-järelduses (nt seoses kergesti vabaneva sulfiidiga raua ja terase tootmise PVT-viitedokumendis (IS BREF) [142, COM 2013] ja seoses sulfiidiga nahaparkimist käsitlevas PVT-viitedokumendis (TAN BREF) [179, COM 2013]. 2017. aastal oli olemas ainult kaks ISO standardit, kuid puudus EN standardit [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

Standardis ISO 10530:1992 kirjeldatakse lahustunud sulfiidi määramist. Mõõtmiseks proov filtreeritakse, järgneb sulfiidi eemaldamine ja absorptsioon tsinkatsetaadi lahuses. Seejärel lisatakse reaktiive, millega sulfiid reageerib, et saada metüleensinine, mida

mõõdetakse spektrofotomeetriliselt 665 nm juures [204, ISO 1992]. Kergesti vabaneva sulfiidi määramisel standardi ISO 13358:1997 kohaselt järgitakse sama põhimõtet, välja arvatud juhul, kui eemaldamine toimub pH 4 juures. Kergesti vabanev sulfiid sisaldab lahustunud sulfiidi ja erineval määral lahustumata sulfiide, sõltuvalt nende lahustuvusastmest ja vananemisega seotud omadustest. Viimaste kohta võib tuua näitena tsingi-, raua- ja mangaanisulfiidid. Siia hulka ei kuulu muud lahustumatud sulfiidid, näiteks elavhõbesulfiid [205, ISO 1997].

5.3.5.8.13 Lämmastiku üldsisaldus (TN) / anorgaaniline lämmastiku üldsisaldus (N_{anorg})/ lämmastiku üldsisaldus Kjeldahli järgi (TKN)

EN standardeid kasutades on lämmastiku üldsisalduse määramiseks kolm üldist lähenemisviisi:

- Lämmastiku üldsisalduse mõõtmine seotud lämmastiku üldsisaldusena (TN_b) termilise oksüdeerimise käigus, järgneb lämmastikoksiidide kemoluminestsentsdetekteerimine vastavalt standardile EN 12260:2003 [99, CEN 2003].
- Lämmastiku üldsisalduse mõõtmine keemilisel märgoksüdatsioonil perokodisulfaadiga, järgneb nitraadi sisalduse mõõtmine vastavalt standardile EN ISO 11905–1:1998 (Koroleffi meetod) [100, CEN 1998].
- Lämmastiku üldsisalduse mõõtmine Kjeldahli järgi määratud lämmastik üldsisalduse [101, CEN 1993], nitraatlämmastiku (NO_3–N) ja nitritilämmastiku (NO_2–N) summana (olemasolevad standardid) [121, CEN 2018].

Olenevalt proovi omadustest võivad need kolm lämmastiku üldsisalduse määramise meetodit anda erinevaid tulemusi, kuna mõnesid orgaanilisi ühendeid oksüdeeritakse erineval määral. Lahustunud lämmastikugaas ei ole kaetud ühegi sellise meetodiga.
TN asemel kasutatakse mõnikord õigusaktides või lubades parameetreid N_{anorg} või TKN. Eespool nimetatud määratlustest (vt punkt 5.2) ilmneb, et parameetrid ei ole samaväärsed - **seetõttu ei ole analüüsitulemused võrreldavad**. Määratluse kohaselt kehtib järgmine: TN ≥ N_{anorg} ja TN ≥ TKN.

PVT-viitedokumentide läbivaatuse jaoks andmete kogumisel ja hindamisel on oluline, et need oleksid samas vormingus, kuna anorgaaniliste lämmastikuühendite kontsentratsioone võib väljendada vastavalt ioonide kontsentratsioonile (nt ioonide NH_4^+, NO_2^- või NO_3^- kontsentratsioonina) või nende ioonide kujul (st NH_4-N, NO_2-N või NO_3- N) esineva lämmastiku kontsentratsioonina.

TN-i peetakse sageli asjakohasemaks parameetriks, sest kõik orgaanilise ja anorgaanilise lämmastiku vormid võivad eutrofeeruda. TN peegeldab kogu reovee puhastamise tulemuslikkust, sealhulgas halvasti biolagunevate orgaaniliste lämmastikuühendite eeltöötlust ja lämmastikku sisaldavate tahkete ainete eemaldamist. TN-i saab mõõta samaaegselt TOC-ga. Seevastu parameeter N_{anorg} kajastab bioloogilise nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni tulemuslikkust. Kirjanduse põhjal võib öelda, et TN puhul on bioloogiliselt kättesaadava lämmastiku hulk potentsiaalselt ülehinnatud, samas näitaja N_{anorg} puhul võib see olla alahinnatud. [148, Seitzinger et al. 1997].

Eespool juba mainitud KHT/TOC-uuringus, mis viidi läbi Saksamaal 1990. aastate lõpus, vaadeldi ka N_{anorg}/TN suhtarvu mitmete tööstusharude lõppheitvees. Keskmiselt ligikaudu 20% TN-ist koosnes orgaaniliselt seotud lämmastikust [88, Braun et al. 1999].

5.3.5.8.14 Fosfori üldsisaldus (TP)

Fosfori üldsisalduse parameeter hõlmab kõiki orgaanilisi ja anorgaanilisi fosforiühendeid, mis on lahustunud või tahkete osakestega seotud. Fosfori anorgaaniliste vormide hulka kuuluvad ortofosfaat (nt HPO_4^{2-}/$H_2PO_4^-$), difosfaat (nt $HP_2O_7^{3-}$/ $H_2P_2O_7^{2-}$) ja oligo- ja polüfosfaadid. Orgaaniliselt seotud fosforit võib leida näiteks biomassist (nt adenosiintrifosfaat) või fosfonaatidest (nt kasutatakse katlakivieemaldajatena jahutusvee töötlemisel).

TP määramiseks on olemas mitu EN standardit.

- Standard EN ISO 6878:2004 sätestab meetodid erinevat tüüpi fosfaatide määramiseks spektrofotomeetria abil ammooniummolübdaati kasutades. TP mõõtmiseks tuleb proovi eelnevat lagundada peroksosulfaadi või lämmastikhappega. Lagundamine perokodisulfaadiga ei ole efektiivne suurte TOC/KHT kontsentratsioonide korral (nt KHT > 270 mg/l) [184, CEN 2004], [189, Kullwatz et al. 2008].
- Standardites EN ISO 15681–1:2004 ja EN ISO 15681–2:2004 on täpsustatud vooanalüüsi meetodeid (st voo sissepritse analüüs (FIA) või pidevvooanalüüs (CFA)) [185, CEN 2004], [186, CEN 2004].
- Teine võimalus on kasutada induktiivsidestatud plasma optilist emissioonspektromeetriat (ICP-OES) vastavalt standardile EN ISO 11885:2009 (vt punkt 5.3.5.8.10) [187, CEN 2009].

Standardis EN ISO 6878:2004 kirjeldatud spektrofotomeetrilise meetodiga võrreldes võimaldab standardis EN ISO 11885:2009 kirjeldatud ICP-OES meetodi kasutamine suuremat automatiseerimist ja teiste elementide (nt metallide) samaaegset mõõtmist, kuid sel juhul nõuavad seadmed suuremaid investeeringuid. Eespool juba mainitud KHT/TOC uuringus Saksamaal võrreldi ka spektrofotomeetrilise meetodi ja ICP-OESi tulemusi mitme tööstusharu lõppheidete puhul. Keskmiselt oli TP (spektrofotomeetria)/TP (ICP-OES) tulemuse suhe 0,96, mis näitab, et need kaks meetodit annavad suures osas võrreldavaid tulemusi [88, Braun et al. 1999].

5.3.5.8.15 Hõljuvaine üldsisaldus (TSS)

Parameeter TSS hõlmab nii orgaanilisi kui ka anorgaanilisi hõljuvaineid. Tavaliselt mõõdetakse seda parameetrit vastavalt standardile EN 872:2005, mis põhineb proovi filtreerimisel läbi klaaskiust filtri vaakumi või rõhu abil. Kasutatakse borosilikaat-klaaskiudfiltrit massiga 50–100 g/m^2 pindalaühiku kohta. Seejärel kuivatatakse filter temperatuuril 105 °C ± 2 °C ja filtrile jääva jäägi mass määratakse kaalumise teel [188, CEN 2005]. Selle spetsifikatsiooniga on klaaskiust filtrite pooride suurus ligikaudu 1 µm [286, Sterlitech 2017].

TSS-i võib kasutada tahkete ainete eemaldamise tehnikate kirjeldamiseks reovee puhastamise ajal. Mõnel juhul on TSS-tasemed korrelatsioonis teiste parameetrite, nimelt BHT, KHT/TOC, üldfosfori, üldlämmastiku ja metallide tasemega [154, COM 2016].

Settiv tahkaine tuleb TSSist eristada, sest see kujutab endast TSS-i alafraktsiooni, mis settib kindlaksmääratud tingimustel (nt pärast teatavat settimisaega). Lahustuvaid tahkeid aineid võib määrata mahuliselt Imhoff'i koonusega või gravimeetriliselt [149, CEN 2007] [259, APHA 1999].

Hõljuvaine kvalitatiivse asendusparameetrina võib mõõta hägusust (vt punkt 5.4.1). Standardis EN ISO 7027–1:2016 kirjeldatakse kahte kvantitatiivset meetodit, mis põhinevad osakeste poolt indutseeritud monokromaatilise infrapunavalguse hajumise või sumbumise mõõtmisel. Mõõteriistad kalibreeritakse formasiini standardlahustega, mis hangitakse eelistatavalt kaubandusvõrgust või valmistatakse heksametüleentetramiini ja hüdrasiini lahuste segamisel. Madala hägususega (nt joogivesi) veeproovide puhul mõõdetakse valguse hajumist (st nefelomeetria), samas suure hägususega veeproovide puhul (nt heitvesi) mõõdetakse kerget sumbumist (st turbidimeetria). Hägususe mõõtmist on lihtsam automatiseerida kui TSS-mõõtmisi, kuid tulemus sõltub ka osakeste suurusest ja kujust, mitte ainult nende massikontsentratsioonist [191, CEN 2016]. 2017. aastal koostati hägususe mõõtmiseks veel üks poolkvantitatiivseid meetodeid käsitlev standard (st ISO 7027–2 [122, ISO 2018]).

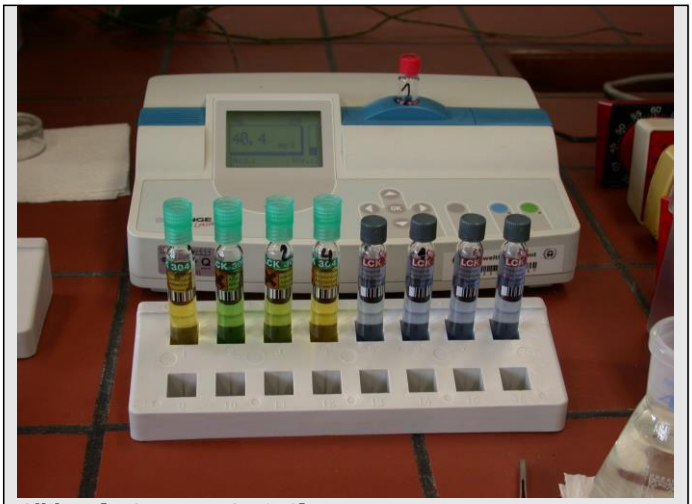
5.3.5.8.16 Katsekomplektid

Katsekomplektid või kiirtestid on alternatiiv tavapärasematele analüüsimeetoditele saasteainete mõõtmiseks ja reovee parameetrite koondamiseks. Enamik katsekomplekte põhineb kolorimeetrilisel meetodil. Saadaval on kaks põhitüüpi: sellised, mis kasutavad visuaalseid võrdlusseadmeid, ja sellised, mille puhul kasutatakse kaasaskantavaid või töölauale paigutatavaid spektrofotomeetreid [103, MCERTS 2017].

Üldiselt ei ole visuaalsete võrdlusseadmete kasutamine soovitatav, sest need süsteemid sõltuvad suuresti kasutajast ja keskkonnatingimustest [103, MCERTS 2017]. Sageli puudub neil täpsus, mida on vaja loatingimuste täitmise hindamiseks ja PVT-AEPL-de määratlemiseks, kuid need võivad aidata reoveepuhasti käitajal koguda andmeid tegeliku tulemuslikkuse kohta.

Viimastel aastatel on paranenud spektrofotomeetritega katsekomplektide keerukus ja kvaliteet ning paljud neist põhinevad laborite standardmeetoditel. Jälgitavuse tagamiseks saab mõõtmistulemusi salvestada elektrooniliselt. Testkomplektid on saadaval paljude parameetrite jaoks, nagu KHT, ammoniaak, fosfaat ja raud [103, MCERTS 2017].

Näide spektrofotomeetriga katsekomplekti kohta on toodud joonisel 5.7.



Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.7. Näide spektrofotomeetriga katsekomplekti kohta

Testkomplektide eelised on kasutusmugavus (nt tootja pakendatud reaktiivid, sisseehitatud kalibreerimine) ja madalad kulud, kui tehakse vähe analüüse [88, Braun et al. 1999], [103, MCERTS 2017]. Siiski tuleks neid enne kasutamist asjakohaste toimivusnäitajate ja maatriksi sobivuse tagamiseks täienisti hinnata ning kasutada sarnaselt standardmeetodile dokumenteerimise ja kvaliteedikontrolli/ülevaatuskorra osas [103, MCERTS 2017].

Enne kui katsekomplekte saab kasutada loatingimustele vastavuse hindamiseks või viidetena PVT-järeldustes, on üldiselt vaja tõendeid näitamaks, et nende abil saadud analüüsitulemused on samaväärse teadusliku kvaliteediga kui need, mis on saadud EN standardite või (kui EN standardid ei ole kättesaadavad) ISO, riiklike või muude rahvusvaheliste standarditega. Lisaks tuleb korrapäraselt kontrollida nende samaväärset teaduslikku kvaliteeti.

5.3.6 Andmetöötlus

Mõõtmistulemusi saadakse pidevate või perioodiliste mõõtmiste abil ja nendega kaasnevad erinevad andmetöötlusetapid.

Pidevate mõõtmiste puhul võivad keskmised tasemed viidata erinevatele ajavahemikele. Tavalised keskmistamise perioodid on olenevalt mõõtmiseesmärgist üks tund, kaks tundi või 24 tundi. Kui eesmärk on tuletada päeva keskmine, on õige keskmistamise periood ilmselt 24 tundi. Kui huvi pakub käitise töövõime päeva jooksul, võib arvutada lühemate perioodide (nt ühe tunni) keskmised näitajad. Vooluhulga mõõtmise tulemuste keskmistamiseks kasutatakse sama ajavahemikku.

Perioodiliste mõõtmiste puhul vooluga proportsionaalsete koondproovide kujul ei ole esinduslike keskmiste saamiseks vaja täiendavaid arvutusi, kuna proovivõtumeetodis on reoveevoogu juba arvestatud. Muud proovid, näiteks ajaga proportsionaalsed koondproovid, võivad saasteaine heite kajastamiseks kogu päeva jooksul vajada täiendavaid arvutusi.

Esinduslikku keskmise kontsentratsiooni arvutamiseks pikema ajavahemiku jooksul tuleb individuaalsed mõõtmistulemused keskmistada ja kaaluda neid vastavalt reoveevoole, nagu toodud alljärgnevas võrrandis.

Võrrand 5.1

$$C_W = \frac{\sum_{i=l}^{n} ciqi}{\sum_{i=l}^{n} qi}$$

kus c_w = asjaomase näitaja vooluhulgaga kaalutud keskmine kontsentratsioon;
n = mõõtmisperioodide arv;
ci = parameetri keskmine kontsentratsioon mõõtmisperioodil i;
qi = keskmine vooluhulk mõõtmisperioodil i.

Kui PVT-AEPL või heite piirväärtus on antud 24-tunnise vooluga proportsionaalse koondproovil põhineva aasta keskmise kontsentratsioonina, korrutatakse **päevase koormuse** arvutamiseks iga vaadeldaval aastal saadud 24-tunnise vooluga proportsionaalse koondproovi mõõtmistulemus vastava päeva keskmise vooluhulgaga. **Vooluhulgaga kaalutud aasta keskmine kontsentratsiooni** arvutamiseks liidetakse päevased koormused kokku ja jagatakse kõigi päevade keskmiste voogude summaga. Mõned näited arvutuste kohta on toodud lisas A.6.

Keskmise erikoormuse (nt kuu või aasta keskmisena) võib arvutada vastavalt võrrandile 5.2:

Võrrand 5.2

$$I\,(eri) = \frac{\sum_{i=l}^{n} ciqi\,pi}{n}$$

Kus $I\,(eri)$ = parameetri keskmine erikoormus;
N = mõõtmisperioodide arv;
C_i = parameetri keskmine kontsentratsioon mõõtmisperioodil i;
Q_i = keskmine vooluhulk mõõtmisperioodil i;
P_i = toodang mõõtmisperioodil i.

Olenevalt tööstusharust võib osutuda asjakohaseks kasutada näiteks toodangu asemel toormekulu.

Kui PVT-AEPL või heite piirväärtus on esitatud 24-tunnise vooluga proportsionaalsel koondproovil põhineva aasta keskmise erikoormusena, korrutatakse iga vaadeldaval aastal saadud 24-tunnise vooluga proportsionaalse koondproovi mõõtmistulemus vastava päeva keskmise vooluhulgaga ning jagatakse **päevase erikoormuse** arvutamiseks päevatoodanguga. **Aasta keskmine erikoormuse** arvutamiseks liidetakse päevased erikoormused kokku ja jagatakse mõõtmisperioodide arvuga**.** Mõned näited arvutuste kohta on toodud lisas A.6.

Kui päevatoodang on aasta lõikes enam-vähem stabiilne, võib aasta keskmise erikoormuse arvutada nii, et liidetakse kokku kõik päevased erikoormused ja jagatakse need aastatoodanguga.

Erikoormuste arvutamine igapäevasest harvema mõõtesageduse alusel võib toimuda samamoodi, kuid tuleb tagada, et mõõtmistulemused oleksid vaadeldava ajavahemiku suhtes esinduslikud. Sellisel juhul tundub asjakohasem viidata teatava ajavahemiku keskmisele (nt ühe aasta või ühe kuu keskmisele), et vältida segiajamist igapäevasel mõõtmissagedusel põhinevate keskmistega (vt punkt 3.4.4.2).

Kui parameetri mõned kontsentratsiooniväärtused on allpool määramispiiri, on vaja eeldusi nende andmete töötlemise ja koormuse arvutamise kohta. Lisateave on toodud punktis 3.4.4.4.

Võib ette tulla, et igapäevased mõõtmistulemused ei ole kättesaadavad (nt partii- või hooajalise tootmise puhul). Koormuse hindamiseks võib konkreetse perioodi suhtes pidada esinduslikuks konkreetset päeva või päevade arvu ning arvutus võibki põhineda sellel päeval/nendel päevadel.

5.3.7 Aruandlus

Iga standard, milles täpsustatakse ühe aine või summaarse parameetri kindlaksmääramist, sisaldab sätteid aruandluse ja tulemuste esitamise kohta (vt standardite loetelu lisas A.2). Mõõtmisaruandes kirjeldatakse läbipaistvalt, kus ja kuidas mõõtmised tehti, ning esitatakse piisavalt üksikasjalikud andmed, et saadud tulemusi saaks jälitada arvutuste kaudu kuni kogutud toorandmete ja käitamistingimusteni. Üldiselt sisaldab mõõtmisaruanne teavet vähemalt järgmiste punktide kohta:

- kohaldatav(ad) EN standard(id);
- proovi identifitseerimisandmed;
- tulemused, mis on esitatud vastavalt EN standardi(te)le;
- proovivõtumeetod ja vajaduse korral proovi eeltöötlus;
- kõik kõrvalekalded standardmeetodist;
- kõik üksikasjad kõigi asjaolude kohta, mis võisid tulemusi mõjutada.

Tulemuste usaldusväärse tõlgendamise tagamiseks võidakse vajada näiteks alljärgnevalt loetletud lisaandmeid. Seda on vaja eelkõige loatingimustele vastavust hindamiseks või PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemiseks.

- proove ja analüüse tegeva labori nimi ja aadress;
- viide proovivõtukavale, kus tuuakse välja kõrvalekaldeid, kui neid on esinenud;
- proovivõtukoh(t)a(de) ja proovivõtupunkti(de) identifitseerimisandmed;
- proovivõtu kuupäev ja kellaaeg (koondproovide algus- ja lõppkuupäevad ja -ajad);
- teave käitamistingimuste kohta enne proovide võtmist ja proovivõtu ajal;

- täiendavad proovivõtuga seotud üksikasjad ja tähelepanekud, mis on vajalikud mõõtmistulemuste hindamiseks;
- proovide säilitamine;
- reoveevoog vähemalt proovivõtuperioodil, kui see ei ole nõutav pidevalt;
- proovivõtu ja analüüside kvaliteedikontrolli tulemused;
- proovivõtmiseks ja analüüsimiseks kasutatava järelevalveahela kirjeldus;
- avastamispiir ja/või määramispiir;
- mõõtemääramatus.

Teatud tingimustel tehakse mõõtmistulemused/-aruanded kättesaadavaks üldsusele, näiteks tööstusheidete direktiivi artikli 24 lõike 3 punkti b [24, EL 2010] kohaselt.

5.3.8 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Kui see on asjakohane, on esitatud andmed aluseks PVT ja PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemisel. Seoses PVT-AEPL-dega tuleb kehtestada seirerežiim. Euroopas enamasti võetavad reoveeproovid on **24-tunnised vooluga proportsionaalsed koondproovid.** Need proovid tagavad olulisel määral esinduslikud igapäevased mõõtmistulemused isegi siis, kui kontsentratsioonid ja vood on erinevad. Seetõttu viitavad PVT-järeldused üldiselt sellele prooviliigile, kuigi teatavatel eritingimustel võivad ka teised prooviliigid olla asjakohased või isegi sobivamad (vt punkt 5.3.5.4).
Parima võimaliku tehnika ja sellega saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemiseks on sageli kasulik esitada heiteprofiili mõistmiseks ka mõõtmistulemuste aegread, mitte ainult keskmised mõõtmistulemused. Lisaks tuleb esitada kõik asjakohased **võrdlustingimused**, nagu proovivõtu- ja mõõtmismeetodid, mõõtmissagedused, määramis- ja avastamispiirid, mõõtemääramatus, täiendavad parameetrid (nt vooluhulk, temperatuur, pH) ja käitamistingimused (nt tavapärased või muud kui tavapärased käitamistingimused). Tavaliselt ei esitata täielikke mõõtmisaruandeid, kuid need võivad teatud juhtudel kasuks tulla.

PVT-järeldustes toodud **mõõtmissagedused** põhinevad esitatud andmetel ja parameetri asjakohasusel konkreetse tööstusharu puhul. Mõõtmissagedus kujutab endast parameetri määramiseks piisavat miinimumsagedust, kuigi erijuhtudel, võttes arvesse näiteks kohalikke tingimusi, võidakse kasutada muidki, näiteks väiksemaid või suuremaid sagedusi. Selguse huvides on soovitatav kasutada punktis 5.3.5.6 nimetatud mõisteid, näiteks kord nädalas, kuus või aastas.
Andmed reoveevoogude kohta on väga olulised PVT ja PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemiseks, sõltumata sellest, kas neid väljendatakse kontsentratsiooni või koormusena.
Nagu juba mainitud, põhinevad PVTga saavutatavad keskkonnatoime tasemed üldjuhul 24-tunnisel vooluga proportsionaalsel koondproovil, mida esitatakse sageli päevaste, kaalutud kuu või kaalutud aasta keskmiste **kontsentratsioonidena** või päeva, kuu või aasta keskmiste **erikoormustena** nt tooteühiku kohta.

Üldiselt tundub olevat asjakohane väljendada PVTga saavutatavaid keskkonnatoime tasemeid **kontsentratsioonina**, kui:

- heitetasemeid saab tõhusalt kontrollida reoveepuhasti projekteerimise ja käitamise abil;
- vee- või energiasäästumeetodid ei mõjuta oluliselt heitkoguste taset.

Näiteks parameetrite TSS, BHT_n ja TP saavutatud heitetase sõltub peamiselt lõpliku reoveepuhasti projekteerimisest ja käitamisest. PVT-AEPL-ide väljendamine sellistel juhtudel erikoormusena võib põhjustada erivoogude tõttu väga suuri vahemikke, kuigi kontsentratsiooni väärtused on sarnased.

PVT-AEPL-id esitatakse kõige sagedamini kontsentratsioonina [39, EL 2012]. Erijuhtudel võib neid kombineerida heitkoguste vähendamise tõhususe või minimaalse massivooluga (nt heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW BREF) [154, COM 2016]).

Vaieldamatult võib olla asjakohane väljendada PVTga saavutatavaid keskkonnatoime tasemeid erikoormustena siis**,** kui:

- heitetasemed sõltuvad peamiselt tootmisprotsessist ja protsessi integreeritud meetodite kasutamisest;
- heitetasemed on seotud tootmisspetsiifilise parameetriga (nt valmistatud toote mass või kasutatud tooraine);
- vee- või energiasäästutehnoloogiad suurendavad heidet (nt KHT ja AOX).

Mõnes tööstussektoris väljendatakse teatavaid PVTga saavutatavaid keskkonnatoime tasemeid erikoormustena (nt puitmassi, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokumendid [160, COM 2015]).

Lisateavet andmete kogumise ja heiteandmetele lisatud viiteteabe kohta leiate PVT-viitedokumendi juhisest [39, EL 2012].

5.4 ASENDUSPARAMEETRID

5.4.1 Asendusparameetrite näited

Asendusparameetrite üldiseid aspekte, sealhulgas kvantitatiivsete, kvalitatiivsete ja soovituslike asendusparameetrite eristamist, kirjeldatakse punktis 3.3.3.3.1.

Vetteheite määramine on suures osas kaetud **kvantitatiivsete asendusparameetrite** summaarsete parameetrite mõõtmisega**.** Need esindavad selliste ainete rühmi [3, KOM 2003], mis:

1. sisaldavad sama keemilist elementi või sama keemilist elementi teatud liiki sidemetes;
2. on sarnaste omadustega.

Esimest tüüpi koondparameetreid iseloomustavad järgmised näited:

- orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC) üksikute orgaaniliste ühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.5);
- lämmastiku üldsisaldus (TN) üksikute lämmastikuühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.13);
- adsorbeeruvad halogeenorgaanilised ühendid (AOX) üksikute halogeenorgaaniliste ühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.2);
- nafta süsivesinike indeks (HOI) üksikute süsivesinikuühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.8);
- fenooliindeks üksikute fenoolühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.11). T

Teist tüüpi koondparameetreid iseloomustavad järgmised näited:

- keemilise hapnikutarbe (KHT) puhul oksüdeeritavus dikromaadiga üksikute orgaaniliste ühendite asemel (vt punkt 5.3.5.8.5);
- biokeemilise hapnikutarbe (BHT_n) puhul aeroobsete mikroorganismide tarbitud hapniku mass (vt punkt 5.3.5.8.4);
- toksilisuse katsete puhul kõikide proovis sisalduvate ainete mõju konkreetsele organismile (vt punkt 5.5).

Kvalitatiivseid asendusparameetreid iseloomustavad järgmised näited [3, KOM 2003]:

- juhtivus sademetes ja settimisprotsessides üksikute metalliühendite asemel;
- hägusus sademetes, settes ja flotatsioonis üksikute metalliühendite või hõljuvaine asemel.

Indikatiivseid asendusparameetreid iseloomustavad järgmised näited [3, KOM 2003]:

- pH, sademete ja settimisprotsesside puhul;
- pH happelistest või leeliselistest ainetest koosnevate heidete puhul;
- muutused tajutavates lõhnades kohapeal; võib viidata ootamatutele eraldumisprotsessidele.

Asendusparameetrite kombinatsioonid võivad suurendada kontrollitud parameetrite ja eeldatavate heitkoguste vahelist korrelatsiooni.

5.4.2 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Kui PVT-järeldustes käsitletakse vetteheidet ja määratakse kindlaks PVTga saavutatavad keskkonnatoime tasemed, kasutatakse heitekoguste määramiseks sageli summeeritud parameetreid, sest sageli ei ole võimalik määrata kindlaks kõiki kogu tööstusharus reovee ärajuhtimisel tekkivaid aineid.

Lisateavet andmete kogumise ja heiteandmetele lisatava viiteteabe kohta leiate PVT-viitedokumendi juhisest [39, EL 2012].

5.5 TOKSILISUSE KATSED JA KOGU HEITVEE HINDAMINE

5.5.1 Toksilisuse katsed

5.5.1.1 Ülevaade

Toksilisuse katsed, mida nimetatakse ka biotestideks või bioanalüüsideks, käsitlevad katseorganismide kokkupuudet keskkonnaga (nt algses või lahjendatud reoveeproovis). Katsete eesmärk on teha kindlaks mõju nende füsioloogilistele omadustele, ellujäämisele, arengule või paljunemisele. Kasutatakse erinevaid mitmesuguse troofilisi tasemega organisme, sealhulgas bakterid, vetikad, kõrgemad taimed, selgrootud, kalamari ja kala. Uuritava organismi valik sõltub suubla tüübist (mage või soolane vesi). Toksilisuse katsed kujutavad endast kvantitatiivseid asendusparameetreid (vt punkt 5.4.1) ja on kogu heitvee hindamise lahutamatu osa (vt punkt 5.5.2).
Akuutse toksilisuse katsed mõõdavad aine või reovee kahjulikku mõju lühiajalise kokkupuute puhul. Kroonilise toksilisuse katsetega mõõdetakse kahjulikku mõju, mis tuleneb pikemast kokkupuutest organismi elutsükli vältel [173, EÜ 2008]. Kroonilise toksilisuse katseid tehakse harvemini kui ägeda toksilisuse katseid ning lühiajalisi kroonilise toksilisuse katseid tuleb eelistada siis, kui on vaja vältida mis tahes võimalikke muutusi heitvee omadustes katse ajal [116, TOTAL 2009].

Toksilisuse katseid teostavad (akrediteeritud) laborid, kus katseorganismid (peamiselt standarditud kultuuridest) puutuvad kokku katselaborisse viidud heitveega. Toksilisuse katseid tehakse harva reaalajas. Tulemuste saavutamiseks kuluv aeg (tavaliselt 24–96 tundi) ei võimalda reovee puhastamist otseselt kontrollida. Toksilisuse katsete tegemiseks on vaja erioskusi, mis erinevad punktides 5.3 ja 5.4 kirjeldatud füüsikalis-keemiliste analüüside tegemiseks vajalikest oskustest. Kogemustega katselaborid ei olnud käesoleva dokumendi koostamise ajal (2018) kõigis ELi liikmesriikides tingimata saadaval.

Toksilisuse katsete kasutamine pakub mitmeid alljärgnevalt loetletud (potentsiaalseid) eeliseid [113, OSPAR 2007] [154, COM 2016].

- Toksilisuse katsed võimaldavad hinnata kõikehõlmavalt reoveevoo võimalikku keskkonnamõju (sealhulgas ühendite sünergilist/antagonistlikku mõju), mida ei ole võimalik mõõta üksikute ainete või muude keemiliste summaarsete parameetrite analüüsimisega.
- Katsetulemused kajastavad kõigi reovees sisalduvate ühendite mõju, olenemata nende päritolust ja olemusest (nt kõrvalsaadused ja metaboliidid). Ühendeid ei pea tingimata identifitseerima.
- Ohtlike heidete allikaid (tootmisetapid või tööpunktid) tööstuspiirkondades saab sageli tagurpidi jälitamise abil kindlaks teha eeldusel, et saasteainete tundmatu kombineeritud või sünergiline mõju on ebaoluline.
- Toksilisuse katsed on enamasti kiiremad ja odavamad kui toksiliste omadustega (mitme) üksikaine määramine.

Toksilisuse katsed on eriti kasulikud heitvee puhul, mis sisaldab teadaolevate ja tundmatute ainete keerulisi segusid ja kohtades, kus tootmistegevus võib põhjustada toksiliste ainete heidet [113, OSPAR 2007].

Toksilisuse katseid kasutatakse lubade väljastamisega seoses sageli vähemalt viies ELi liikmesriigis:

- Austrias on kehtestatud heite piirmäärad mitmes tööstusharus. Kombineeritult kasutatakse kuni nelja toksilisuse katset (kalad, vesikirbud, vetikad ja bioluminestseeruvad bakterid), nt mõne keemiatööstuse heitvee puhul [170, AT 2015].
- Saksamaal on kasutusel kohustuslikud heite piirmäärad mitmes tööstusharus. Kõige põhjalikumaid toksilisuse katseid on keemiatööstuse heitvee puhul kasutatud alates 1999. aastast.

See hõlmab viit troofilist taset (st kalamari, vesikirbud, vetikad, bioluminestseeruvad bakterid ja genotoksilisus). Toksilisuse katseid kaladega hakati tegema 1980. aastate lõpus [29, DE 2014].

- Iirimaal on kehtestatud heite piirväärtused mittelihtsateks (keerulisteks) peetava heidete jaoks. Toksilisuse katseid on seoses lubadega kasutatud alates 1993. aastast. Esialgne sõeluuring viiakse läbi vähemalt nelja erineva troofilise tasemega veeliigiga (kalad, koorikloomad, vetikad ja bioluminestseeruvad bakterid) ning seejärel viiakse läbi nõuetele vastav järelevalvetegevuse kahe kõige tundlikuma liigi puhul [171, Enterprise Ireland 2012].
- Itaalias on kohustuslik viia läbi akuutse toksilisuse katseid äravooluga pinnavette ja kanalisatsiooni (nt kasutades vesikirpe, vetikais või bioluminestseeruvaid baktereid). Piirväärtuse ületamise õiguslikud tagajärjed on siiski leebemad kui muude parameetrite puhul [172, IT 2006].
- Leedu nõuab, et pinnavette sisenevad heitveed läbiksid akuutse toksilisuse katse vesikirpudega [117, COHIBA 2010].

Lisaks kasutavad muud ELi liikmesriigid toksilisuse katseid mõnikord seoses lubadega, nt Belgia (Flandria), Taani, Soome ja Rootsi [117, COHIBA 2010], [154, COM 2016].

Toksilisuse katseid võib kasutada ka reoveevoogude mõju hindamiseks bioloogilistele reoveepuhastitele, kuid sel eesmärgil kasutatavad katsed/organismid erinevad tavaliselt lõppheitvees kasutatavatest katsetest/organismidest (nt mõõdetakse aktiivmuda pärssimist [174, CEN 2007], [175, CEN 2006]).

Kasutades katseorganisme, mis kuuluvad direktiivi 2010/63/EL (teaduslikel eesmärkidel kasutatavate loomade kaitse kohta) kohaldamisalasse (nt elus selgroogsed (v.a inimesed), sealhulgas iseseisvalt toituvad vastsevormid), tuleb tagada „kolme R“ põhimõtte järgimine (replacement, reduction, refinement (asendamine, vähendamine, puhastamine) [114, EL 2010].

5.5.1.2 EN standardid

Reovee toksilisuse katsete kohta on saadaval suur hulk EN, ISO ja riiklikke standardeid (vt lisa A.2) [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]. OECD annab oma kemikaalide uurimist käsitlevates OECD katsejuhendites ka suunised **üksikainete** mõju hindamiseks biootilistes süsteemides, sealhulgas toksilisuse katsed [118, OECD 2013].

Tabelis 5.5 on loetletud toksilisuse katseid käsitlevad Euroopa standardid troofiliste tasemete tõusvas järjestuses.

Tabel 5.5. Toksilisuse katseid käsitlevad standardid

Standard	Pealkiri
EN ISO 5667–16:2017	Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 16: Proovide bioloogilise testimise juhend (ISO 5667–16:2017)
EN ISO 21427–2:2009	Vee kvaliteet. Genotoksilisuse hindamine mikrotuumade tekkimise induktsiooni mõõtmise teel. Osa 2: Segapopulatsiooni meetod, kasutades rakuliini V79 (ISO 21427–2:2006)
EN ISO 11348:2008, Osad 1–3	Vee kvaliteet. Veeproovide inhibeeriva mõju määramine *Vibrio fischeri* valguse eraldumisele (katse bioluminestseeruvate bakteritega) Osa 1: Meetod värskelt ettevalmistatud baktereid kasutades (ISO 11348–1:2007) Osa 2: Meetod vedelikkuivatatud baktereid kasutades (ISO 11348–2:2007) Osa 3: Meetod külmkuivatatud baktereid kasutades (ISO 11348–3:2007)
EN ISO 10712:1995	Vee kvaliteet. *Pseudomonas putida* kasvu pidurdamise katse (Pseudomonase raku paljunemise pidurdamise test) (ISO 10712:1995)
EN ISO 8692:2012	Vee kvaliteet. Mageveevetikate kasvu pärssimise katse üherakuliste roheliste vetikatega (ISO 8692:2012)
EN ISO 10253:2016	Vee kvaliteet. Merevetikate kasvu pärssimise katse liikidega *Skeletonema sp. ja Phaeodactylum tricornutum* (ISO 10253:2016)
EN ISO 10710:2013	Vee kvaliteet. Kasvu pärssimise katse mere- ja riimvee makrovetikaga *Ceramium tenuicorne (* ISO 10710:2010)
EN ISO 20079:2006	Vee kvaliteet. Vee koostisosade ja heitvee toksilise mõju määramine lemleliigile *Lemna minor.* Lemleliigi kasvu pärssimise katse (ISO 20079:2005)
EN ISO 20227:2017	Vee kvaliteet. Reovee, loodusliku vee ja kemikaalide kasvu pärssiva mõju kindlaksmääramine lemleliigile *Spirodela polyrhiza.* Meetod varukultuurist sõltumatut mikrobioloogilist testi kasutades (ISO 20227:2017)
EN ISO 6341:2012	Vee kvaliteet. *Daphnia magna* Strausi (Cladocera, Crustacea) liikuvuse pidurdamise määramine. Ägeda toksilisuse test (ISO 6341:2012) (ISO 6341:2012)
EN ISO 15088:2008	Vee kvaliteet. Reovee ägeda toksilise mõju kindlaksmääramine sebrakala marjale (*Danio rerio*) (ISO 15088:2007)
EN ISO 7346:1997, Osad 1–3	Vee kvaliteet. Ainete poolt mageveekaladele (Brachydanio rerio Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)) avaldatava ägeda letaalse toksilisuse määramiseks. Osa 1: Staatiline meetod (ISO 7346–1:1996) Osa 2: Poolstaatiline meetod (ISO 7346–2:1996) Osa 3: Läbivoolumeetod (ISO 7346–3:1996)

Standardis **EN ISO 5667–16:2017** kirjeldatakse toksilisuse katsete jaoks asjakohaseid proovide võtmise ja eeltöötlemise erisätteid [150, CEN 2017].

Standardis **EN ISO 21427–2:2009** on kindlaks määratud meetod vee ja reovee **genotoksilisuse** määramiseks imetajate *in vitro* katse abil, millega tehakse kindlaks vees lahustuvatest ainetest põhjustatud kahjustused hiina hamstri V79 rakkude kromosoomidele või mitootilisele mehhanismile. V79 rakke hoitakse 24 tundi (4 tundi S9 segus) uuritava proovi kontsentratsioonivahemikus. Seejärel valmistatakse ette lõiked ning rakud värvitakse ja hinnatakse mikrotuumadega rakkude olemasolu. Mikrotuumadega rakkude suurem esinemissagedus võrreldes kontrollproovidega näitab, et katsekeha võib põhjustada kromosoomimurde või värtnahäireid V79 rakkudes *in vitro* [163, CEN 2009].

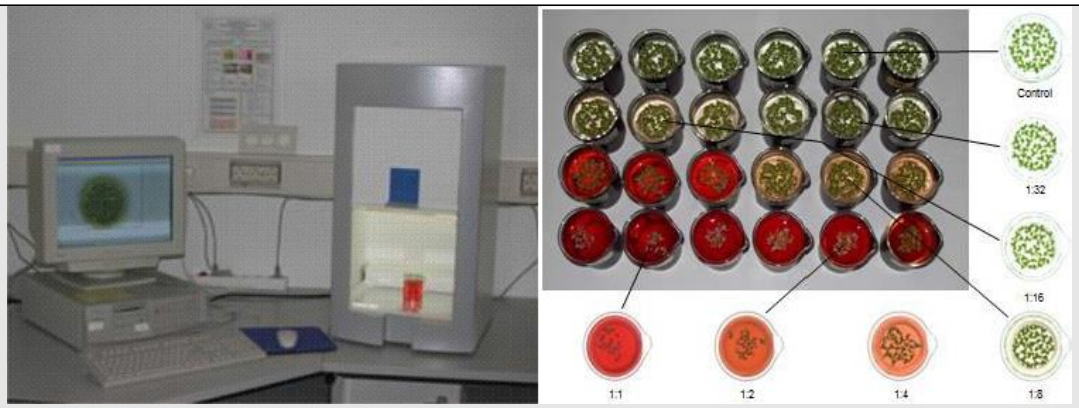
Standardi **EN ISO 11348:2008 osades 1–3** määratletakse meetodid veeproovide pärssiva mõju määramiseks **merebakteri** valguskiirgusele (katse bioluminestseeruvate bakteritega). (Lahjendatud) proovi teatud kogused segatakse katseklaasis bioluminestseeruvate bakterite suspensiooniga. Katsekriteerium on luminestsents, mida mõõdetakse pärast kindlaksmääratud kokkupuuteaega (st 5, 15 või 30 minutit), võttes arvesse kontrollproovide intensiivsuse muutuste parandustegurit kokkupuute ajal. Standardis EN ISO 11348–1:2008 kasutatakse värskelt ettevalmistatud baktereid, standardis EN ISO 11348–2:2008 vedelikkuivatatud baktereid ja standardis EN ISO 11348–3:2008 külmkuivatatud baktereid [155, CEN 2008], [156, CEN 2008], [157, CEN 2008].

Standardis **EN ISO 10712:1995** kasutatakse katseorganismina ka bakterit, kuid kasvu pärssimise katse viiakse läbi hägusust hinnates [158, CEN 1995].

Standardites **EN ISO 8692:2012** ja **EN ISO 10253:2016** määratletakse kasvu pärssivad katsed magevees või meres elavate **üherakuliste vetikatega**. Eksponentsiaalselt kasvavate monoliigi vetikatüvede inokulaati kasvatatakse mitu põlvkonda määratletud keskkonnas, mis sisaldab uuritava proovi kontsentratsioone. Inhibitsiooni mõõdetakse kolme päeva jooksul kasvu erikiiruse vähenemisena samades tingimustes kasvatatud kontrollkultuuride suhtes. Mõõtmine toimub tavaliselt osakeste loenduri või mikroskoobi ja loenduriga [159, CEN 2012], [161, CEN 2016].

Standard **EN ISO 10710:2013** määratleb meres ja riimvees elava **makrovetika** kasvu pärssimise meetodi**.** Vetikaotsi kasvatatakse kindlaksmääratud katsetingimustes ja kindlaksmääratud söötmes, mis sisaldab erinevaid uuritava proovi kontsentratsioone. Seitsme päeva pärast mõõdetakse kasvu pikkusesse ja kasvu pärssimine määratakse kasvukiiruse vähenemisena võrreldes kontrollkultuuridega, mida kasvatatakse samades tingimustes [162, CEN 2013].

Standardis **EN ISO 20079:2006** kasutatakse näidisorganismina magevees kasvavate **kõrgemate taimede** jaoks lemleliiki *Lemna minor*. Standardis on sätestatud meetod, mille abil määratakse kindlaks lemle kasvu pärssiv reaktsioon reovees sisalduvatele ainetele ja segudele. Taimedel lastakse kasvada seitsme päeva jooksul monokultuuridena uuritava proovi erinevates kontsentratsioonides. Ainega seotud mõju määramiseks arvutatakse uuritavates lahustes kasvukiirus vaatlusparameetrite (tallusjate võsude arv, tallusjate võsude pindala, klorofüll, kuivkaal) alusel ja võrreldakse vastavate näitajatega kontrollproovides (joonis 5.8) [164, CEN 2006].



NB! Vasakul: lemlega tehtud toksilisuse katse analüsaator; paremal: lemle proovid pärast seitsmepäevast inkubeerimist erinevatel lahjendustasemetel.
Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.8. Lemlega läbiviidud toksilisuse katse

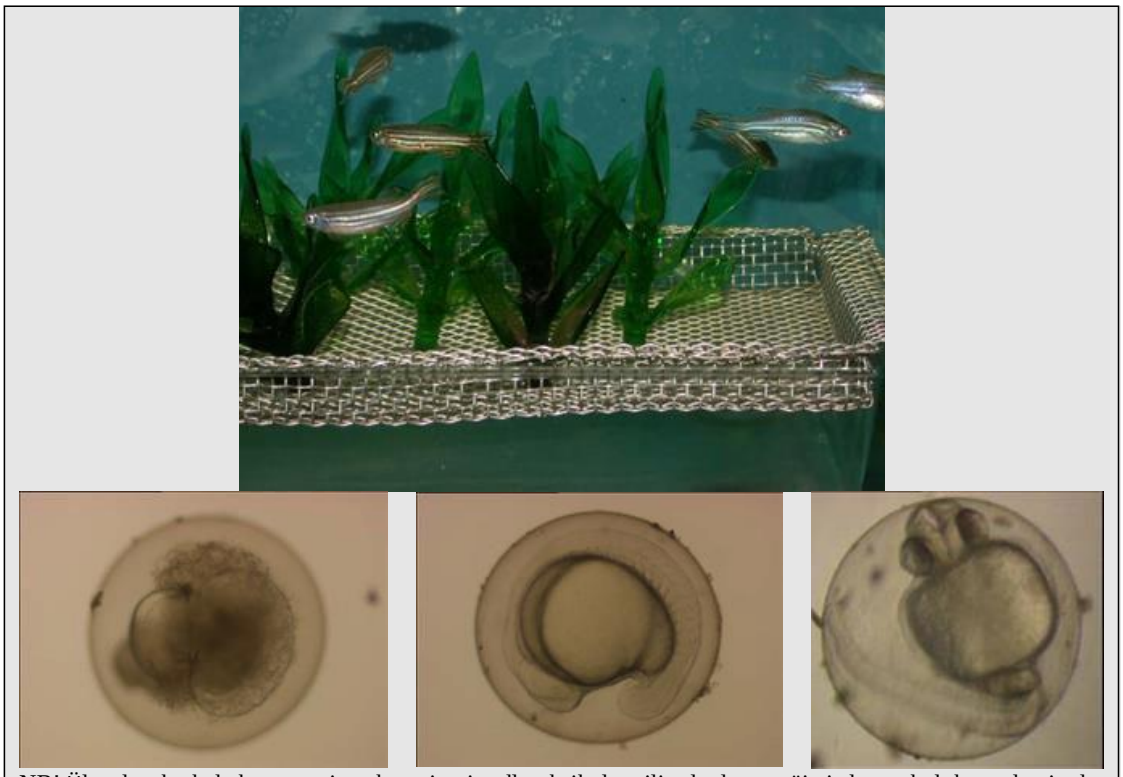
Standard **EN ISO 20227:2017** määratleb veel ühe lemleliigiga seotud toksilisuse katse, mis põhineb *turionist* idandatud *Spirodela polyrhiza* esimeste tallusjate võsude kasvu pärssimisel vees või reovees, sealhulgas puhastatud olmereovees ja tööstuslikus heitvees sisalduvate ainete ja segude abil. Katset kohaldatakse ka puhaste kemikaalide, eelkõige taimekaitsevahendite ja pestitsiidide suhtes [291, CEN 2017].

Standardis **EN ISO 6341:2012** kasutatakse vesikirpu *Daphnia magna* Straus, kes esindab peamist tarbijat**, selgrootuid** ja loomhõljumi põhikomponenti veeökosüsteemides. Katses määratakse kindlaks vesikirbu liikumatus pärast 24 tunni või 48 tunni möödumist uuritava prooviga kokkupuutumisest kindlaksmääratud tingimustel (joonis 5.9) [165, CEN 2012].

NB! Vasakul: lihtne vesikribu haudeseade; paremal: *Daphnia magna* Straus.
Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.9. Toksilisuse katse vesikirbuga

Standardis **EN ISO 15088:2008** kasutatakse katseorganismina sebrakala (*Danio rerio* Hamilton-Buchanan, varem *Brachydanio rerio*) marja. Standardiga määratakse kindlaks lahjendus- või kontsentratsiooniastmete määramise meetod, et mõõta heitvee akuutset toksilist mõju **kalamarjale** 48 tunni jooksul. Toksikoloogilise tulemusnäitaja (st marja koagulatsioon, saba eraldumine või südamelöögid) määramiseks kasutatakse mikroskoopi või binoklit (joonis 5.10). Standard EN ISO 15088:2008 töötati välja kaladega läbiviidud akuutse toksilisuse katse asemele. Reovee puhul annab see samad või sarnased tulemused, mis saadi kaladega läbiviidud akuutse toksilisuse katsel vastavalt standardi EN ISO 7346 osadele 1 või 2 [166, CEN 2008].



NB! Üleval: sebrakala kasvatamine akvaariumis; all: toksikoloogilised tulemusnäitajad: vasakul: koaguleeritud mari, keskel: ilma saba eraldumiseta, paremal: südamelöögid puuduvad.
Allikas: [243, DE UBA 2016]

Joonis 5.10. Toksilisuse katse sebrakala marjaga

Standardi **EN ISO 7346:1997 osas 1–3** kirjeldatakse ainete akuutse surmava toksilise mõju määramist konkreetsetes tingimustes **mageveekaladele** (sebrakala, *Danio rerio* Hamilton-Buchanan). Kalad puutuvad uuritava ainega kokku 96 tunni jooksul läbi lahjendusseeria. 24, 48, 72 ja 96 tunni pärast registreeritakse suremus ja katsetingimused (temperatuur, pH ja hapnikusisaldus). LC_{50} (surmav kontsentratsioon katsekaladele on 50%) arvutatakse kontsentratsiooni ja mõju suhte põhjal. Standardis EN ISO 7346–1:1997 kirjeldatakse staatilist meetodit, standardis EN ISO 7346–2:1997 poolstaatilist meetodit ja standardis EN ISO 7346–3:1997 läbivoolumeetodit [167, CEN 1997], [168, CEN 1997], [169, CEN 1997]. Kuigi standardid käsitlevad üksikuid aineid, on neid kasutatud ka reovee toksilisuse hindamiseks [166, CEN 2008]. Mõnes liikmesriigis on katsed kaladega eetilistel põhjustel asendatud muude meetoditega (nt vastavalt standardile EN ISO 15088:2008).

5.5.1.3 Andmetöötlus ja aruandlus

Toksilisuse katsete tulemusi võib väljendada erineval viisil, kõige tavalisemad on alljärgnevalt loetletud viisid [117, COHIBA 2010].

- **Efektiivne kontsentratsioon (EC_x):** EC_X puhul tähistab x nende katseorganismide teatavat osa, millel on kõnealune lõpp-punkt. Arvessevõetav lõpp-punkt sõltub katsest. Näiteks tähendab EC_{50} = 20%, et 50% katseorganismidest mõjutas kontsentratsioon väärtusega 20%. Mida väiksem on efektiivne kontsentratsioon, seda mürgisem on aine. EÜ väärtused on punkthinnangud ning põhinevad kontsentratsiooni ja reaktsiooni suhetel. Neid saab määrata statistiliselt (kontsentratsiooni-reaktsiooni modelleerimine) või graafiliselt vähemalt viie kontsentratsiooni-vastuse andmepaari ja vahemiku 0–100% vahel. EÜ andmete põhjal saab arvutada veanäitajad, kuid mõõdukalt toksiliste proovide puhul ei ole statistilised nõuded EÜ väärtuste arvutamiseks sageli täidetud. Surmav kontsentratsioon (LC_X) ja inhibeerimiskontsentratsioon (IC_X) järgivad sama loogikat.
  EÜ väärtused on kõige sagedamini kasutatavad toksilisuse ühikud ning kõikides lisas A.2 esitatud EN standardites kasutatakse seda ühikut.
  EC_X metoodikat kasutatakse tavaliselt üksikute ainete puhul ja tulemused väljendatakse kontsentratsiooni väärtustena (nt mg/l). Reoveeproovi puhul võib siiski kasutada ka lahjendusseeriaid, et määrata $EÜ_{50}$ väärtused reovee protsentidena (vt allpool LID).

- **Täheldatavat toimet mitteavaldav kontsentratsioon (NOEC):** NOEC on aine suurim kontsentratsioon, mille puhul täheldatavat kahjulikku mõju ei tuvastata. NOECd kasutatakse paljudes riikides, eriti kroonilise toksilisuse määramisel. NOEC põhineb hüpoteesi testimisel ja seda on kritiseeritud mitmel põhjusel. Esiteks on ebausaldusväärne idee mõõta midagi, mis ei ole jälgitav. Teiseks võib kontsentratsioonijada valimine mõjutada NOEC väärtusi, mis vähendab nende võrreldavust. Kolmandaks ei saa NOECi andmete põhjal arvutada veatingimusi.

- **Madalaim ebaefektiivne lahjendus (LID):** LID-meetodit kasutatakse reovee toksilisuse mõõtmiseks lahjendusseeriate abil. Proovi lahjendatakse veega kindlaksmääratud lahjendussuhtega, kuni määratletud mõju enam ei täheldata. Kontsentratsiooni ja toime vahelise seose statistiline hindamine ei ole vajalik, sest vastavas standardis kirjeldatud kindlaksmääratud mõjutaseme (tavaliselt on mõju kontrollproovidega võrreldes 10% või 20%) kohta tehakse otsus jah/ei.
  LID väärtuste arvutamise kord on toodud kõigis lisa A punktis 2 loetletud EN standardites.
  LID väärtus annab lahjendatud proovi mahu ja algse proovi suhte; mida suurem on LID väärtus ja seega vajalik lahjendus, seda suurem on algse proovi toksilisus.

- **Toksilisuse ühik (TU):** TU on mõne eespool mainitud ühiku põhjal tehtud erinevate arvutuste tulemus. TUd kasutatakse sellepärast, et seda on kogu heitvee puhul lihtsam mõista kui EÜ väärtusi: mida kõrgem on TU, seda mürgisem on heitvesi. Akuutse ja kroonilise toksilisuse jaoks on olemas eraldi TUd: akuutne toksilisus $TU_A = 100/EC_{50}$ ja krooniline toksilisus $TU_C = 100/NOEC$. Siiski kasutatakse ka muid TU määratlusi (nt $TU_C = EC_{10}$ [113, OSPAR 2007]), mis muudab TUde võrdlemise keeruliseks.

Andmetöötluse ja statistiliste analüüside tähtsust arvestades on hea tava lisada nende kirjeldus mõõtmisaruandesse (vt punkt 5.3.7).

5.5.2 Kogu heitvee hindamine (WEA)

Lisaks toksilisuse katsetamisele on kogu heitvee hindamise eesmärk hinnata ka püsivust (lagunevust) ja bioakumulatsiooni näitajaid. Nn püsivate, bioakumuleeruvate ja toksiliste kriteeriumide (**P**üsivus, **B**ioakumulatsioon ja **T**oksilisus) kohaldamisel hinnatakse heitvee võimalikku ohtlikkust, mida muidu, tuginedes üksnes füüsikalis-keemilistele reovee parameetritele, ei oleks võimalik piisavalt ohjata [115, OSPAR 2005].

WEA viitab küll püsivusele, kuid tegelikult mõõdetakse biolagunevust. Bioloogiliselt puhastatud reovee puhul annavad biolagunevuse katsed teavet selle kohta, kas reovee puhastamine on piisav. Puhastamata reovee puhul näitavad sellised katsed, kas tuleks kaaluda bioloogilist töötlemist. Kui biolagunevuse katsetele järgnevad toksilisuse katsed, saab aimu toksilisuse võimaliku vähenemise kohta. Biolagunevust saab mõõta näiteks lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) vähenemist või CO_2 arengut mõõtes [115, OSPAR 2005]. Saadaval on mitu sellekohast EN ja ISO standardit [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]. Dokument CEN ISO/TR 15462:2009 annab juhiseid biolagunevuse katsete valimiseks [176, CEN 2009].

Bioakumulatsiooni mõõdetakse (nii enne kui ka pärast biolagunemist) proovi otsese ekstraheerimise teel tahkefaasilise polümeeriga (tahkefaasi mikroekstraheerimine, SPME) või teise võimalusena vedelik-vedelik ekstraktsiooniga. Koguse määramine toimub gaasi- või vedelikkromatograafiaga [115, OSPAR 2005].

WEA toksilisust mõõdetakse standardse toksilisuse katsega (vt punkt 5.5.1). Lisaks võib genotoksilisust ja sisesekretsioonisüsteemi häireid uurida WEA protokollide abil, kuid seni on neid kasutatud vähem [115, OSPAR 2005].

WEA eelised on põhimõtteliselt samad kui toksilisuse katsetel, nimelt heitvee võimaliku keskkonnamõju kompleksne hindamine kõiki heitvees sisalduvaid ühendeid arvestades, võimalus määratleda saasteallikaid ning analüüsimisega seotud pingutuste ja kulude võimalik vähendamine (vt punkt 5.5.1.1).

Sarnaselt toksilisuse katsetega on WEA eriti kasulik heitvee puhul, mis sisaldab teadaolevate ja tundmatute ainete komplekseid segusid [113, OSPAR 2007].

WEA kohaldamine tekitab siiski mõningaid raskusi, sealhulgas järgmisi:

- 2017. aastal puudusid bioakumulatsiooni käsitlevad EN ja ISO standardid [121; CEN 2018], [122, ISO 2018].
- Võib olla keeruline leida pädevaid laboreid WEA katsete rutiinseks teostamiseks. Probleem võib olla ka labori kättesaadavus, sest 24 tunni jooksul jahutatud heitvee proove tuleks kontrollida kohe pärast laborisse jõudmist [116, TOTAL 2009].

Näited WEA või toksilisuse katsete kohaldamise kohta, kui neid kasutatakse üksi, on toodud alljärgnevalt.

- reovee ärajuhtimisega seotud keskkonnariskide pingerida;
- toksilisuse kindlakstegemise/vähendamisvõimaluste hindamised;
- reoveepuhastusmeetodite tähtsuse järjekorda seadmine;
- töötlemise parandamise tõhususe hindamine;
- suublates täheldatud mõjuallikate kindlakstegemine.

5.5.3 PVT-viitedokumentide koostamine või läbivaatamine

Toksilisuse katsed on väärtuslik vahend heitvee (eelkõige keerulise koostisega heitvete) võimaliku keskkonnamõju hindamisel. Kui on olemas piisavalt andmeid, võivad need olla aluseks ka saaste kontrollmeetodite kavandamisele ja toimimisele ning nende tulemuslikkuse hindamisele. PVT ja PVTga saavutatavad keskkonnatoime tasemed käsitlevad tavaliselt konkreetseid aineid ja summaarseid parameetreid. Konkreetsetes tööstusharudes, kus võib eeldada keerulise koostisega heitvett ja kus saaste kontrollimiseks ei piisa konkreetsete ainete või koondparameetrite üksikus analüüsist, on ilmselt asjakohane tuletada PVT ja PVTga saavutatavad keskkonnatoime piirväärtused toksilisuse ja potentsiaalselt ka WEA osas. 2005. aastal väitis OSPAR, et kuna heitvees sisalduvad järjest keerulisema koostisega ained ja samal ajal mõju hindamise meetodid paranevad, näib ilmselge, et WEA parameetreid kasutatakse korrapäraselt PVT tulemuslikkuse võrdlemiseks [115, OSPAR 2005].

2017. aastal käsitleti toksilisuse katseid ja WEAd mitmes PVT-viitedokumendis, sealhulgas järgmistes:

- Heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument (CWW BREF): PVT-viitedokumendis kirjeldatakse üksikasjalikult toksilisuse katseid ja WEAd. Täiendavalt on lisatud andmeid toksilisuse kohta mitme käitise puhul. PVT-järeldustes on sätestatud, et parim võimalik tehnika on kasutada vetteheite seireks sobivat kombinatsiooni toksilisuse katsetest erinevatel troofilistel tasemetel (nt kalamari, vesikirp, lemleliigid, vetikad, bioluminestseeruvad bakterid). Seire sagedus otsustatakse riskihindamise põhjal pärast esialgset kirjeldust. Toksilisuse suhtes ei ole kehtestatud PVTga saavutatavaid keskkonnatoime tasemeid [154, COM 2016].
- Rafineeritud orgaaniliste kemikaalide tootmise PVT-viitedokument (OFC BREF): Selles 2006. aastal vastu võetud PVT-viitedokumendis kirjeldatakse heitvee toksilisusee vähendamise tehnikaid ja esitatakse toksilisusega seotud andmed mitme käitise kohta. PVT peatükis on sätestatud, et kui käideldakse või toodetakse tahtlikult või tahtmatult ökotoksikoloogilise potentsiaaliga aineid, on parim võimalik tehnika korrapärane kogu heitvee toksilisuse katsetamine bioloogilise reoveepuhasti järel. Samuti on PVT kasutada reaalajas toksilisuse katseid, mille puhul tehakse kindlaks akuutse jääktoksilisuse probleemsus. PVTga saavutatavad heitetasemed pärast bioloogilist reoveepuhastust on kehtestatud ja väljendatud kalade, vesikirpude, vetikate, bioluminestseeruvate bakterite ja genotoksilisuse LID väärtustena [119, KOM 2006].
- Puitmassi, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokument (PP BREF): 2015. aastal läbivaadatud PVT-viitedokumendis on märgitud, et paberitööstuses on seoses heitvee keerulise koostisega kasutatud toksilisuse katseid reovee iseloomustamiseks (nt Saksamaal: toksilisus lemleliikidele) ja loatingimuste kehtestamisel (nt Austrias: toksilisus kaladele) [160, COM 2015].
- Tööstuslike jahutussüsteemide PVT-viitedokument (ICS BREF) [178, KOM 2001], raua- ja terasetootmise PVT-viitedokument (IS BREF) [142, COM 2013] ja suuremahulise orgaaniliste kemikaalide tootmise PVT-viitedokument (LVOC BREF) [177, COM 2017]: koguti andmeid toksilisuse kohta mõnes allsektori kohta ja lisati need vastavatesse jaotistesse.
- Toornahkade parkimise PVT-viitedokument (TAN BREF): 2013. aasta läbivaadatud PVT-viitedokument annab soovituse, et toksilisust ja WEAd käsitleva teabe vahetamine tuleks kasuks PVT-viitedokumendi järgmiseks läbivaatamiseks ja ka kõigile reguleerivatele asutustele [179, COM 2013].

Toksilisusega seotud andmete kogumine ja analüüs PVT ja PVTga saavutatavate keskkonnatoime tasemete määratlemiseks nõuab lisaks füüsikalis-keemilistele mõõtmistele ka mõningaid erikaalutlusi (vt punkt 5.3.8). Need on loetletud alljärgnevalt.

- Andmetöötlus mõjutab lõpptulemust (vt punkt 5.5.1.3).
- Teatud kontsentratsiooni ületavad anorgaanilised ioonid avaldavad sõltuvalt organismist (nt kloriid ja sulfaat) toksilist mõju [29, DE 2014]. Kui eesmärk on vähendada orgaaniliste ühendite mürgisust, tuleb seda mõju arvesse võtta.

5.6 KULUD

Kvalitatiivne teave vetteheite seire kulude kohta on toodo käesoleva peatüki mitmes osas, näiteks seoses erinevate seirerežiimide (vt punktid 5.3.2 ja 5.3.3) ja erinevate proovivõtusagedustega (vt punkt 5.3.5.6). Käesoleva dokumendi koostamise ajal ei esitatud siiski mingeid kuluandmeid. Seetõttu ei ole võimalik esitada kvantitatiivset teavet proovide võtmise või analüüsi kohta.

Mõningane väga üldine teave on kättesaadav CONCAWE esitatud aruandes, mis on mõeldud nende liikmetele juhiseks analüüsimeetodite kohta, mida saaks kasutada nafta rafineerimistehaste heidete seirel. Selles aruandes esitletakse meetodi hindamise programmi, mille kohaselt saab analüüsimeetodite tulemuslikkust võrrelda ja prioriseerida vastavalt nende analüüsijõudlusele ja üldisele kvaliteedile. Aruandes võetakse arvesse ka indikatiivseid kulusid ja asetatakse need ühte kolmest kategooriast vastavalt proovide ettevalmistamisele, eeltöötlemisele ja analüüsile. Tavaliselt on nii, et mida keerulisem on analüüs, seda suuremad on kulud ja positsioon pingereas. Peaaegu kõigi veeparameetrite kindlaksmääramine liigitatakse „kõrgete kulude“ alla, sealhulgas sellised koondparameetrid nagu KHT, TOC ja AOX [120, CONCAWE 2013].

6 LÕPPSÕNA JA SOOVITUSED EDASISEKS TÖÖKS

Koostamisprotsessi ajakava

Käesoleva dokumendi koostamisprotsessi peamised vahe-eesmärgid on võetud kokku tabelis 6.1.

Tabel 6.1. Tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärit õhku ja vette suunatava heite seiret käsitleva Teadusuuringute Ühiskeskuse võrdlusaruande koostamisprotsessi peamised vahe-eesmärgid

Peamine vahe-eesmärk	Kuupäev
Tehnilise töörühma ennistamine MON REFi läbivaatamiseks	Detsember 2009
Üleskutse soovide esitamiseks	7. aprill 2010
Arutelu tööprogrammi ja MON REFi üle tööstusheidete direktiivi artikli 13 kohasel koosolekul	12.-13. september 2011
Euroopa Komisjoni otsus koostada Teadusuuringute Ühiskeskuse võrdlusaruanne seire kohta (ROM) ja tehnilise töörühma muutmine seire ekspertrühmaks MEG)	12. märts 2012
ROMi kavandi struktuur	9. aprill 2012
Struktuuri käsitlevate märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 97 märkust)	25. aprill 2012
ROMi kavandi kohaldamisala	21. juuni 2012
Kohaldamisala käsitlevate märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 14 märkust)	13. juuli 2012
Peatüki kavand seire üldiste aspektide kohta	13. veebruar 2013
Üldist peatükki käsitlevate märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 126 märkust)	8. märts 2013
Õhkuheidet käsitleva peatüki kavand	15. mai 2013
Õhkuheidet käsitleva peatükiga seotud märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 363 märkust)	14. juuni 2013
Vetteheidet käsitleva peatüki kavand	1. august 2013
Vetteheidet käsitleva peatükiga seotud märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 123 märkust)	September 2013
Lõplik kavand	24. oktoober
Lõplikku kavandit käsitlevate märkuste esitamise perioodi lõpp (saadi 377 märkust)	15. november 2013
Esimene töödokument pärast lõplikku kavandit	16. veebruar 2015
Teine töödokument pärast lõplikku kavandit	23. juuli 2015
Kolmas töödokument pärast lõplikku kavandit	22. juuli 2016
Läbivaadatud lõplik kavand	5. juuni 2017
ROMi esitlus tööstusheidete direktiivi artikli 13 kohasel koosolekul	19.–20. detsember

Teabeallikad

ROM teeb kokkuvõtte üldisest ja laiemalt kättesaadavast teabest, mille Euroopa IPPC büroo on kogunud erinevatest allikatest, näiteks rahvusvahelistest ja riiklikest standarditest, aga ka teaduslikest väljaannetest. Oma erilise panuse andsid oma seiretavade kokkuvõttena ka mõned liikmesriigid. Kokku on ROMis rohkem kui 240 viidet. Kogu kogutud teave tehti kättesaadavaks MEGile, välja arvatud juhul, kui see oli autoriõigusega kaitstud.

Lisaks esitasid Euroopa Standardikomitee tehnilised komiteed CEN/TC 230 „Veeanalüüs“ ja CEN/TC 264 „Õhukvaliteet“ teavet vastavalt õhkuheite (A.1) ja vetteheite (A.2) mõõtmist käsitlevate lisade koostamiseks. Lisas A.5 „Õhuheite seirekulud“ toodud teabe esitas Ühendkuningriigi allikate katsetamise ühing (Source Testing Association of the United Kingdom).

Soovitused edasiseks tööks

Käesolev dokument hõlmab üksnes õhku- ja vetteheite seiret. Huvi pakub seire ka muudes keskkonnaküsimustes, nagu müraheide, heide pinnasesse ja põhjavette, jäätmete tekitamine ja energiatõhusus. See õigustab ilmselt täiendava teabe kogumist ja ROMi kohaldamisala laiendamist tulevikus.

Veel üks mõte on lisada teavet analüütiliste meetodite kohta seoses rohkemate saasteainete/parameetritega (nt nende kohta, mille kohta on PVT-AEPL PVT-järeldustes sätestatud). Lisaks võiks otsida teavet vetteheite seirega seotud kulude kohta.

7 LISAD

A.1. ÕHKUHEITE MÕÕTMISE STANDARDID JA MEETODID

Tabel 7.1. Õhkuheite perioodilise mõõtmise standardid ja meetodid

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard (1)**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmisvahemikud ja/või mõõtmispiirid** ([2])	**Märkused**
Ammoniaak (NH_3)	EN või ISO standard puudub	Ei kohaldata	Ei kohaldata	Koostamisel ISO standard (ISO/DIS 21877:2018); saadaval on mitu riiklikku/tööstusharupõhist standardit, nt IS 11255-6; NF X43-303; SCAQMD 207.1; UNICHIM 632; US EPA CTM-027; VDI 3878
Süsinikmonooksiid (CO)	EN 15058:2017	Ekstraheerimine, filtreerimine ja konditsioneerimine, seejärel mittedispersiivne infrapunaspektromeetria	Kuni 400 mg/m^3 suurtes põletusseadmetes (proovivõtu kestus 30 minutit); Kuni 740 mg/m^3 jäätme-(koos)põletustehastes (proovivõtu kestus 30 minutit)	–
Dilämmastikoksiid (N_2O)	EN ISO 21258:2010	Ekstraheerimine, filtreerimine ja konditsioneerimine, seejärel mittedispersiivne infrapunaspektromeetria	Kuni 200 mg/m^3 ([3])	–
Tolm	EN 13284-1:2017	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel gravimeetria	Kuni 50 mg/ m^3, mõõtmised tavaliselt väärtusel 5 mg/ m^3; LoD: ~ 0,3 mg/ m^3 (kuivgaasid, proovivõtu kestus 30 min), ~ 2 mg/ m^3 (auruga küllastunud gaasid, proovivõtu kestus 30 min) ([3])	–
Voolukiirus	EN ISO 16911-1:2013	- Rõhu diferentsiaal (Pitot toru) - Tiivikanemomeeter - Märgistusaine lahjendamine - Märgistusaine ülekandeaeg - Arvutamine energiatarbimise põhjal	NS	CEN/TR 17078:2017 annab juhiseid standardi EN ISO 16911–1:2013 kohaldamiseks.
Formaldehüüd (CH_2O)	EN või ISO standard puudub	Ei kohaldata	Ei kohaldata	On olemas mitu riiklikku/tööstusharupõhist standardit, nt CARB M 430; FD X43–319; NCASI CI/WP-98.01; US EPA M 0011 ja M 316; VDI 3862–2 ja -6

Parameeter/aine(d) ([1])	EN või ISO standard ([1])	Seiremeetodid	Mõõtmisvahemikud ja/või mõõtmispiirid ([2])	Märkused
Gaasilised kloriidid	EN 1911:2010	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel imendumine vees, seejärel kloriidi määramine a) hõbeda potentsiomeetrilise tiitrimise teel, b) elavhõbe(II) tiotsüanaadi spektrofotomeetria või c) ioonkromatograafia	1 mg/m3 kuni 5 000 mg/m^3 ([3]); LoD: ~ 0,2 mg/ m^3 (proovigaasi maht 0,4 m^3 kuni 0,5 m^3, proovivõtu kestus 2 h, meetod A). Veeanalüüs: a) LoD: 0,5 mg/l kuni 1 mg/l b) ja c) LoD: 0,05 mg/l kuni 0,1 mg/l	–
Gaasilised fluoriidid	ISO 15713:2006	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel imendumine vedelas faasis, seejärel ioonselektiivse elektroodi kasutamine	Kuni 200 mg/m^3 LoD: ~ 0,1 mg/m^3 (proovigaasi maht 0,1 m^3)	–
Orgaanilised gaasilised ühendid	EN või ISO standard puudub	Ei kohaldata	Ei kohaldata	CEN/TS 13649:2014 kirjeldab üksikute orgaaniliste gaasiliste ühendite massikontsentratsiooni määramist.
Elavhõbe (Hg)	EN 13211:2001	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel imendumine vedelas faasis ($KMnO_4/H_2SO_4$ või $K_2Cr_2O_7/HNO_3$lahus); filtri järgnev kääritamine; lõplik veeproovide analüüs AASiga	1 µg/ m^3 kuni 500 µg/m^3 ([3]); LoD: 2,6 µg/m^3 (gaasiproovi maht 0,05 m^3)	AC:2005 (tehniline parandus)
Metallid (As, Cd, Tl, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	EN 14385:2004	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel imendumine vedelas faasis (lahus H_2O_2/HNO_3); filtri järgnev kääritamine; veeproovide lõplik analüüs AASi, ICP-OESi või ICP-MSi abil	5 µg/m^3 kuni 500 µg/m^3 (iga elemendi kohta) ([3]); nõutav tootekirjeldus: ≤1 µg/m^3 iga elemendi ja proovivõturea kohta; Tulemus LoD: 5 µg/m^3 kogu proovivõturea kohta	–
Metaan (CH_4)	EN ISO 25139:2011	Ekstraheerimine, filtreerimine ja konditsioneerimine, seejärel leekionisatsioonidetektor	Kuni 1500 mg/m^3	–
Lämmastik-oksiidid (NO_x)	EN 14792:2017	Ekstraheerimine, filtreerimine ja konditsioneerimine, seejärel kemoluminestsents (pärast NO-ks muundamist ja osooniga reaktsiooni)	Kuni 1300 mg/m^{3}suurtes põletusseadmetes; kuni 400 mg/m^3 jäätme- (koos)põletustehastes	–
Lõhn	EN 13725:2003	Dünaamiline olfaktomeetria	Mõõtmised tavaliselt vahemikus 10^1 ou$_E$/m^3 kuni 10^7 ou$_E$//m^3 (kaasa arvatud eellahjendus); avastamispiir: 1 ou$_E$/m^3	AC:2006 (tehniline parandus)
Hapnik (O_2)	EN 14789:2017	Ekstraheerimine, filtreerimine ja konditsioneerimine, seejärel	3 mahu% kuni 21 mahu% (proovivõtu kestus 30 min) ([3]) ([4]) ([5])	–

$PM_{10}/PM_{2.5}$	EN ISO 23210:2009	Tolmumõõtur, seejärel gravimeetria	LOD: PM_{10}: 0,4 mg/m^3 (gaasiproovi maht: 1 m^3, proovvõtu kestus ~ 30 min) LOD: $PM_{2.5}$: 0,3 mg/m^3 (gaasiproovi maht: 1 m^3, proovivõtu kestus ~ 30 min)	–

Parameeter/ aine(d) ([1])	EN või ISO standard ([1])	Seiremeetodid	Mõõtmisvahemikud ja/või mõõtmispiirid ([2])	Märkused
Dioksiinitaolised PCBd	EN 1948–4:2010	Proovivõtmine vastavalt standardile EN 1948–1, seejärel ekstraheerimine ja puhastamine vastavalt standardile EN 1948–2, seejärel identifitseerimine ja kvantifitseerimine isotooplahjendusgaasikromatograafia abil koos massispektromeetriaga	LoD: 0,11 pg WHO-TEQ/m^3 kuni 0,57 pg WHO–TEQ m^3, LoQ: 0,20 pg WHO-TEQ/m^3 kuni 1,37 pg WHO-TEQ/m^3 (sõltuvalt proovivõtumeetodist) ([3])	A1:2013 (muudatusettepanek 1)
PCDDd/PCDFid	EN 1948–1:2006 EN 1948–2:2006 EN 1948–3:2006	EN 1948–1. Proovivõttmine filtri/kondensaatori meetodil, lahjendusmeetodil või jahutatud proovivõtturi meetodil EN 1948–2. Ekstraheerimine ja puhastamine EN 1948–3. Identifitseerimine ja koguse määramine isotooplahjendusgaasikromatograafia abil koos massispektromeetriaga	Mõõtmised on tavaliselt 0,1 ng I-TEQ/m^3; LoQ: 0,1 pg/m^3 –8,8 pg/m^3 üksikute analoogide ([3]) puhul (vastab kogusele 1,2 pg I-TEQ/m^3 kuni 3,7 pg I-TEQ/m^3)	CEN/TS 1948–5:2015 kirjeldab PCDDde/PCDFide ja PCBde pikaajalist proovivõttu
Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH)	ISO 11338–1:2003 ISO 11338–2:2003	ISO 11338–1: Proovivõtmine lahjendusmeetodil, kuumutatud filtri/kondensaatori/adsorberi meetodil või jahutatud proovivõtturi/adsorberi meetodil ISO 11338–2. Proovide ettevalmistamine, puhastamine ja määramine kõrgefektiivse vedelikkromatograafia (HPLC) või gaasikromatograafia massispektromeetria (GC-MS) abil	LoD (16 US EPA PAH): 0,1 µg/m^3 kuni 1 µg/m^3 proovimahu 6 m^3 ja lahjendusteguri 100 puhul	–
Väävel-oksiidid (SOx)	EN 14791:2017	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel imendumine vesilahuses H_2O_2koos järgneva sulfaadi määramisega a) ioonkromatograafia või b) tiitrimise teel	a)ioonkromatograafia: 0,5 mg/m^3 kuni 2 000 mg/m^3 (proovivõtu kestus 30 min) ([3])([4]); LOQ: ≥ 0,1 mg/m^3 (voolukiirus 1 l/min, 100 ml absorptsioonilahust, proovivõtu kestus 30 minutit) b) tiitrimine: 5 mg/m^3 kuni 2000 mg/m^3 (proovivõtu kestus 30 minutit) ([3])([4]); LoQ ≥2,2 mg/m^3 (voolukiirus 1 l/min, 100 ml absorptsioonilahus, proovivõtu kestus 30 min)	–
Temperatuur	EN või ISO standard puudub	Ei kohaldata	Ei kohaldata	–

Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TVOC)	EN 12619:2013	Ekstraheerimine ja filtreerimine seejärel leekionisatsioon	Kuni 1000 mg/m^3	–
	EN ISO 13199:2012	Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel katalüütiline muundamine ja NDIR	Umbes 70 mg/m^3 kuni 600 mg/m^3	Ei kohaldata põlemisprotsesside suhtes

Parameeter/ aine(d) ([1])	EN või ISO standard ([1])	Seiremeetodid	Mõõtmisvahemikud ja/või mõõtmispiirid ([2])	Märkused
Veeaur	EN 14790:2017	- Ekstraheerimine ja filtreerimine, seejärel adsorptsioon või kondensatsioon /adsorptsioon koos järgneva gravimeetriaga - Auruga küllastunud gaaside temperatuurimeetod	4 mahu% kuni 40 mahu%	–

(1) Mittetäielik loetelu.
(2) Standardtingimustel, st kuiv gaas, 273,15 K, 101,3 kPa, O_2 võrdluskontsentratsiooni juures.
(3) Valideeritud välikatsete käigus jäätmete(koos)põletustehastes.
(4) Valideeritud välikatsete käigus suurtes põletusseadmetes.
(5) Valideeritud tunnustatud katsestendil.

NB! AAS = aatomabsorptsioonspektromeetria; GC-MS = gaasikromatograafia massispektromeetria; HPLC = kõrgefektiivne vedelikkromatograafia; ICP-OES = induktiivsidestatud plasma optiline emissioonspektromeetria; ICP-MS = induktiivsidestatud plasma massispektromeetria; I-TEQ = rahvusvaheline toksilisuse ekvivalentfaktor; LoD = avastamispiir; LoQ = määramismispiir; NDIR = mittedispersiivne infrapunaspektromeetria; NS = täpsustamata.

Allikas: [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]

Tabel 7.2. Sertifitseeritud AMSi meetodid õhkuheite määramiseks

Parameeter /aine(d)	Seiremeetodid	Sertifitseeritud mõõtmisvahemikud ja -piirid (1) (2) (3)	Sertifitseerimis- ja kalibreerimisstandardid	EN või ISO standard SRMile
Ammoniaak (NH_3)	FTIR, NDIR koos GFC, TDL	Väikseim vahemik: ≤0,4 mg/m³ (LoQ req) kuni 5 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 500 mg/m³	Üldised standardid (4)	EN või ISO standard puudub
Süsinikmonooksiid (CO)	FTIR, NDIR	Väikseim vahemik: ≤ 4 mg/m³ (LoQ req.) kuni 50 mg/m³ Suurim vahemik: kuni 10 g/m³	Üldised standardid (4)	EN 15058:2017
Dilämmastikoksiid (N_2O)	FTIR, NDIR	Väikseim vahemik: ≤ 1,6 mg/m³ (LoQ req.) kuni 20 mg/m³ Suurim vahemik: kuni 9,8 g/m³ (kuni 5 000 ppm)	Üldised standardid (4)	EN ISO 21258:2010
Tolm	Valgus sumbumine või hajumine, triboelektriline efekt	Väikseim vahemik: ≤ 0,12 mg/m³ (LoQ req.) kuni 1,5 mg/m³ (arvestatuna 5 hajutatud valgusühikuna) (5) Suurim vahemik: kuni 300 mg/m³ (arvestades 20 000 hajutatud valgusühikut)	Üldised standardid (4) ja EN 13284–2:2017	EN 13284–1:2017
Voolukiirus	Ultraheli, rõhkude vahe (Pitot toru), turbulentsi Infrapuna-ristkorrelatsioon, termiline massivool	Väikseim vahemik: 1,6 m/s (LoQ req.) kuni 20 m/s Suurim vahemik: kuni 60 m/s	Üldised standardid (4)ja EN ISO 16911–2:2013	EN ISO 16911–1:2013
Vesinikkloriid (HCl)	FTIR, NDIR koos GFC, TDL	Väikseim vahemik: ≤ 0,8 mg/m³ (LoQ req.) kuni 10 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 5,0 g/m³	Üldised standardid (4)	EN 1911:2010
Vesinikfluoriid (HF)	FTIR, TDL	Väikseim vahemik: ≤ 0,08 mg/m³ (LoQ req.) kuni 1 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 300 mg/m³	Üldised standardid (4)	ISO 15713:2006
Metaan (CH_4)	FID, FTIR, NDIR	Väikseim vahemik: ≤ 0,6 mg/m³ (LoQ req.) kuni 7,5 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 500 mg/m³	Üldised standardid (4) ja EN ISO 25140:2010	EN ISO 25139:2011
Elavhõbe (Hg)	AAS, DOAS	Väikseim vahemik: ≤ 0,4 µg/m³ (LoQ req.) kuni 5 µg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 1 mg/m³	Üldised standardid (4) ja EN 14884:2005	EN 13211:2001
Lämmastikoksiidid (NO_X) (6)	Kemoluminestsents, FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Väikseim vahemik: ≤ 1,6 mg/m³ (LoQ req.) kuni 20 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 7,5 g/m³	Üldised standardid (4)	EN 14792:2017
Hapnik (O_2)	Paramagnetism, elektrokeemilised rakud, tsirkooniumoksiid (ZrO_2)	Väikseim vahemik: ≤ 0,8 mahu% (LoQ req.) kuni 5 vol-% Kõrgeim vahemik: kuni 25 mahu%	Üldised standardid (4)	EN 14789:2017

Parameeter /aine(d)	Seiremeetodid	Sertifitseeritud mõõtmisvahemikud ja -piirid (1) (2) (3)	Sertifitseerimis- ja kalibreerimisstandardid	Ühtse kriisilahenduskorra EN või ISO standard
Vääveldioksiid (SO_2)	FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Väikseim vahemik: ≤ 0,8 mg/m³ (5) (LoQ req.) kuni 10 mg/m³ (5) Suurim vahemik: kuni 8,0 g/m³	Üldised standardid (4)	EN 14791:2017
Temperatuur	Termopaarid, püromeetria	400 °C kuni 1300 °C (üks sertifitseeritud AMS)	Üldised standardid (4)	Õhus tehtavate mõõtmiste kohta ei ole olemas spetsiaalset EN või ISO standardit
Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TVOC)	FID	Väikseim vahemik: ≤ 1,2 mg/m³ (LoQ req.) kuni 15 mg/m³ Suurim vahemik: kuni 2,0 g/m³	Üldised standardid (4)	EN 12619:2013
Veeaur	FTIR, NDIR koos GFC, TDL	Väikseim vahemik: ≤ 2 mahu% (LoQ req.) kuni 25 mahu% (5) Suurim vahemik: kuni 50 mahu%	Üldised standardid (4)	EN 14790:2017

(1) Sertifitseerimismenetlust on kirjeldatud punktis 4.3.2.2.1.

(2) Standardtingimustel, st kuiv gaas, 273,15 K, 101,3 kPa, O_2 võrdluskontsentratsiooni juures.

(3) LoQ on määratletud toimivuskriteeriumina ja tuletatakse neljakordsest toimivuskriteeriumist korratavuse standardhälbe (RSD) jaoks nulli juures laborikatsetes vastavalt standardile EN 15267–3:2007. Voolukiiruse, tahkete osakeste ja gaasiliste ühendite (v.a hapnik) puhul on RSD toimivuskriteerium ≤ 2,0% sertifitseerimisvahemiku ülempiirist. Hapniku puhul on RSD toimivuskriteerium ≤ 0,20 mahuprotsenti. Vooluhulga puhul kohaldatakse RSD-d alumises võrdluspunktis (nullväärtuse rakendamise asemel). Tegelik LoQ võib olla (palju) madalam kui nõutud toimuvus.

(4) EN15267–1:2009, EN15267–2:2009, EN15267–3:2007 ja EN 14181:2014.

(5) 2018. aasta alguses sertifitseeriti see mõõtepiirkond ühe AMSi jaoks. Teine AMS oli sertifitseeritud kõrgemate vahemike jaoks.

(6) Saadaval on ka AMSid NO ja NO_2 eraldi mõõtmiseks kasutatavad.

NB! AAS = aatomabsorptsioonspektromeetria; DOAS = optilise neeldumise diferentsiaalspektroskoopia; FID = leekionisatsiooni tuvastamine; FTIR = Fourier' teisenduse infrapunaspektromeetria; GFC = gaasifiltri korrelatsioon; LoQ = määramispiir; NDIR = mittedispersiivne infrapunaspektromeetria; NDUV = mittedispersiivne UV-spektromeetria; req. = nõutav; SRM = standardne võrdlusmeetod; TDL = timmitav dioodi laserabsorptsioonspektromeetria.

Allikas: [59, CEN 2018], [104, MCERTS 2018], [112, ISO 2018], [129, DE UBA ja TÜV 2018]

A.2. STANDARDID VETTEHEITE MÕÕTMISE

Tabel 7.3. Eristandardid vetteheite mõõtmiseks

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard** ([1])	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** ([2])	**Märkused**
Adsorbeeruvad halogeenorgaanilised ühendid (AOX)	EN ISO 9562:2004	Perioodiline	Aktiivsöel adsorbeeruva orgaaniliselt seotud kloori, broomi ja joodi (väljendatud kloriidina) määramine	**10 µg/l kuni 300 µg/l**	–
Ammoonium	ISO 15923–1:2013	Perioodiline	Diskreetne analüüsisüsteem spektrofotomeetrilise ja turbidimeetrilise määramisega	NI	–
Ammoonium-lämmastik (NH_4-N)	EN ISO 11732:2005	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA) ja spektrofotomeetriline määramine	0,1–10 mg/l	–
	ISO 5664:1984	Perioodiline	Destilleerimine ja tiitrimine	Kuni 10 mg katsekoguses	
	ISO 6778:1984	Perioodiline	Potentsiomeetriline meetod ammoniaagitundliku membraanisondiga	~ 0,2 mg/l (LoD) kuni 50 mg/l	
	ISO 7150–1:1984	Perioodiline	Manuaalne spektrofotomeetria	Kuni 1 mg/l, kasutades maksimaalset 40 ml uuritavat kogust	
Anioonid	EN ISO 10304–1:2009	Perioodiline	Ioonkromatograafia: bromiid, kloriid, fluoriid, nitraat, nitrit, ortofosfaat ja sulfaat	LLoA: BR^-, NO_2^-: ≥ 0,05 mg/l CL^-, F^-, NO_3^-, PO_3^-, SO_4^{2-}: ≥0,1 mg/l (Br^-, NO_2^- ja NO_3^- puhul LLoA puhul võib vähendada spetsiaalse eeltöötluse ja/või UV-detektori abil)	AC:2012 (tehniline parandus)
	EN ISO 10304–3:1997	Perioodiline	Ioonkromatograafia: kromaat, jodiid, sulfit, tiotsüanaat ja tiosulfaat	≥ 0,05 mg/l kuni 50 mg/l (sõltuvalt ioonist ja detektorist)	–
	EN ISO 10304–4:1999	Perioodiline	Ioonkromatograafia: kloraadid, kloriidid ja kloritid	≥ 0,01 mg/l kuni 50 mg/l (sõltuvalt ioonist ja detektorist)	–
	ISO 15923–1:2013	Perioodiline	Diskreetne analüüsisüsteem spektrofotomeetrilise ja turbidimeetrilise määramisega: kloriid, nitraat, nitrit, ortofosfaat, räniooksiid ja sulfaat	NI	–
Biokeemiline hapnikutarve (BHT_n)	EN 1899–1:1998 ISO 5815–1:2003	Perioodiline	Lahjendamis- ja külvamismeetod koos allüültiokarbamiidi	3 mg/l (LoQ) kuni 6000 mg/l	Euroopas kohaldatakse standardit EN 1899–1
	EN 1899–2:1998 ISO 5815–2:2003	Perioodiline	Lahjendamata proovide meetod	0,5 mg/l (LoQ) kuni 6 mg/l	Euroopas kohaldatakse standardit EN 1899–2

Parameeter/ aine(d) (1)	**EN või ISO standard** (1)	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** (2)	**Märkused**
Katioonid	EN ISO 14911:1999	Perioodiline	Ioonkromatograafia: ammoonium, baarium, kaltsium, liitium, magneesium, mangaan, kaalium, naatrium ja strontsium	Li^+: 0,01 mg/l kuni 1 mg/l Na^+, NH_4^+, K^+: 0,1 mg/l kuni 10 mg/l Ca^{2+} Mg^{2+}, Mn^{2+}, Sr^{2+}: 0,5 mg/l kuni 50 mg/l BA^{2+}: 1 mg/l kuni 100 mg/l (madalamad mõõtevahemikud on võimalikud suurema proovi süstimisel)	–
Keemiline hapnikutarve (KHT)	ISO 15705:2002	Perioodiline	Oksüdeerimine dikromaadiga väikesemahulise suletud toru meetodil ja: a) spektrofotomeetriline tuvastamine b) titrimeetriline tuvastamine	a) 6 mg/l (LoD) kuni 1000 mg/l b) 15 mg/l (LoD) kuni 1000 mg/l	EN standard puudub; mitu liikmesriiki kasutavad regulatiivsel eesmärgil riiklikke standardeid (nt DIN 38409–41 Saksamaal, SFS 5504 Soomes, NF T90–101 Prantsusmaal, APAT 5130 Itaalias või NEN 6633 Madalmaades
	ISO 6060:1989	Perioodiline	Oksüdeerimine dikromaadiga avatud tagasijooksumeetodil ja tiitrimine	30 mg/l kuni 700 mg/l	
Kloor	EN ISO 7393–1:2000	Perioodiline	Titrimeetriline määramine *N*,*N*-dietüül-1,4-fenüleendiamiiniga	0,03 mg/l kuni 5 mg/l	–
	EN ISO 7393–2:2018	Perioodiline	Kolorimeetriline meetod *N*,*N*-dietüül-1,4-fenüleendiamiiniga, rutiinseks kontrolliks	0,03 mg/l kuni 5 mg/l	–
	EN ISO 7393–3:2000	Perioodiline	Jodomeetriline tiitrimine	0,71 mg/l kuni 15 mg/l	–
Kloriid	EN ISO 15682:2001	Perioodiline	Vooluanalüüs (CFA ja FIA) ja spektrofotomeetriline või potentsiomeetriline määramine	1 mg/l kuni 1000 mg/l	–
	ISO 9297:1989	Perioodiline	Hõbenitraadiga tiitrimine kromaadi indikaatoriga (Mohr)	5 mg/l kuni 150 mg/l	–
Kroom (VI)	EN ISO 23913:2009	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA) ja spektrofotomeetriline määramine	**FIA: 20 µg/l kuni 2000 µg/l** **CFA: 2 µg/l kuni 200 µg/l**	–
	EN ISO 18412:2006	Perioodiline	Spektrofotomeetriline meetod 1,5-difenüülkarbasiidiga	**2 µg/l kuni 50 µg/l**	Nõrgalt saastunud vee jaoks
	ISO 11083:1994	Perioodiline	Spektrofotomeetriline meetod 1,5-difenüülkarbasiidiga	NI	–

Elektrijuhtivus	EN 27888:1993 ISO 7888:1985	Pidev/perioodiline	Elektrijuhtivuse mõõtmine	NS	Euroopas kohaldatakse standardit EN 27888

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard** ([1])	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** ([2])	**Märkused**
Tsüaniid	EN ISO 14403–1:2012	Perioodiline	Tsüaniidi üldsisaldus: FIA järjekorras UV-kiirgusega lagundamine, destilleerimine/gaasi difusiooni pH 3,8 juures ja SF määramisega. Vaba tsüaniid: FIA destilleerimise/gaasi difusiooniga pH 3,8 juures ja spektrofotomeetriline määramine	**2 µg/l kuni 500 µg/l**	–
	EN ISO 14403–2:2012	Perioodiline	Tsüaniidi üldsisaldus: CFA järjekorras UV-kiirgusega lagundamine, destilleerimine/gaasi difusiooni pH 3,8 juures ja SF määramisega. Vaba tsüaniid: CFA koos destilleerimise/gaasi difusiooniga pH 3,8 juures ja spektrofotomeetriline	**2 µg/l kuni 500 µg/l**	–
	ISO 6703–1:1984 ISO 6703–2:1984	Perioodiline	Osa 1: Tsüaniidi üldsisaldus Osa 2: Kergesti vabanev tsüaniid. Meetodid, mis põhinevad vesiniktsüaniidi vabanemisel erinevates tingimustes, seejärel imendumine ja: a) spektrofotomeetriline määramine püridiini/barbituurhappe abil b)tiitrimine Tyndalli efekti abil c) tiitrimine indikaatori abil	a) 2 µg kuni 25 µg (absoluutne) b) >5 µg (absoluutne) c) >50 µg (absoluutne)	–
	ISO 6703–3:1984	Perioodiline	Osa3 : Tsüanogeenkloriid	0,02 mg/l kuni 15 mg/l	–
	ISO 17690:2015	Perioodiline	Vaba tsüaniid (pH 6): FIA gaasi difusiooni ja amperomeetrilise määramisega	**5 µg/l kuni 500 µg/l**	–
Ekstraheeritavad halogeen-orgaanilised ühendid (EOX)	EN või ISO standard puudub	Perioodiline	Vedeli-vedelik ekstraktsioon mittepolaarse lahustiga (nt heksaan), seejärel põlemine hapnikupõletis, põlemisgaaside neeldumine ja argentomeetria	EI	Mõned liikmesriigid kasutavad riiklikke standardeid (nt OENORM M 6614 Austrias, NEN 6402 Madalmaades)
Voolukiirus	Saadaval on mitu EN ja ISO standardit	Pidev/perioodiline	Erienvad	EI	Lisaks EN ja ISO standarditele kasutavad mitmed liikmesriigid regulatiivsel eesmärgil riiklikke standardeid
Nafta süsivesinike indeks	EN ISO 9377–2:2000	Perioodiline	Lahusti ekstraktsioon ja gaasikromatograafia	LLoA: 0,1 mg/l	–

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard** ([1])	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** ([2])	**Märkused**
Metallid ja poolmetallid	EN ISO 11885:2009	Perioodiline	Induktiivsidestatud plasma optiline emissioonspektromeetria (ICP-OES)	**LoQ: As: ~5 µg/l; Cd: ~0,2 µg/l; Cr: ~2 µg/l; Cu: ~2 µg/l; Ni: ~2 µg/l; Pb: ~5 µg/l; Zn: ~1 µg/l**	–
	EN ISO 15586:2003	Perioodiline	Aatomabsorptsioonspektromeetria (AAS) grafiitahjuga	**LoD: As: ~1 µg/l; Cd: ~0,1 µg/l; Cr: ~0,5 µg/l; Cu: ~0,5 µg/l; Ni: ~1 µg/l; Pb: ~1 µg/l; Zn: ~0,5 µg/l**	–
	EN ISO 17294–2:2016	Perioodiline	Induktiivsidestatud plasma massispektromeetria (ICP-MS)	**LLoQ: As: ~0,1 µg/l; Cd: ~0,1 µg/l; Cr: ~0,1 µg/l; Cu: ~0,1 µg/l; Ni: ~0,1 µg/l; Pb: ~0,1 µg/l; Zn: ~1 µg/l**	–
Elavhõbe (Hg)	EN ISO 12846:2012	Perioodiline	Aatomiabsorptsioonspektromeetria (AAS)	**Rikastamisega: 0,01 µg/l kuni 1 µg/l; LoQ 0,008 µg/l** **Ilma rikastamiseta: LLoA: ~0,05 µg/l; LoQ: 0,024 µg/l**	–
	EN ISO 17852:2008	Perioodiline	Aatomfluorestsentsspektromeetria (AFS) ilma rikastamiseta	**~1 ng/l kuni 100 µg/l; LoQ: <1 ng/l**	–
	EN ISO 17294–2:2016	Perioodiline	Induktiivsidestatud plasma massispektromeetria (ICP-MS)	**LLoQ: ~0,05 µg/l**	–
Nitritlämmastik (NO_2-N)	EN 26777:1993 ISO 6777:1984	Perioodiline	Molekulaarne neeldumisspektromeetria	NI	–
Nitritilämmastik (NO_2-N), nitraatlämmastik (NR_3-N)	EN ISO 13395:1996	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA) ja spektrofotomeetriline määramine	NR_2-N: 0,01 mg/l kuni 1 mg/l NR_3-N: 0,2 mg/l kuni 20 mg/l	–
Nitraatlämmastik (NO_3-N)	ISO 7890–3:1988	Perioodiline	Spektrofotomeetria, kasutades sulfosalitsüülhapet	**LoD: 3–13 µg/l, kasutades elemente teepikkusega 40 mm ja maksimaalse katsekogusega 25 ml**	–
Ortofosfaat (PO_4-P)	EN ISO 6878:2004	Perioodiline	Spektrofotomeetria ammooniummolübdaadi abil	0,005 mg/l kuni 0,8 mg/l	–
	EN ISO 15681–1:2004 EN ISO 15681–2:2004	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA)	0,01 mg/l kuni 1,0 mg/l	–
Hapnik	EN ISO 5814:2012	Pidev/perioodiline	Määramine elektrokeemilise elemendi abil	hapniku küllastus 1–100%	–
	EN 25813:1992 ISO 5813:1992	Perioodiline	Jodomeetriline tiitrimine (Winkleri meetod)	0,2 mg/l topeltküllastuseni	Euroopas kohaldatakse standardit EN 25813
	ISO 17289:2014	Pidev/perioodiline	Määramine fluorestsentsi summutamisel põhineva optilise anduriga	~ 0,1/0,2 mg/l (LoD) kuni > 100% (üleküllastus)	–

Parameeter/ aine(d) (1)	EN või ISO standard (1)	Seiresagedus	Seiremeetodid	Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid (2)	Märkused
pH	EN ISO 10523:2012	Pidev/perioodiline	Elektrokeemiliste elementide võimaliku erinevuse mõõtmine	pH 2 kuni pH 12	–
Fenooliindeks	EN ISO 14402:1999	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA)	0,01 mg/l kuni 1,0 mg/l	–
	ISO 6439:1990	Perioodiline	Destilleerimine ja seejärel a) reaktsioon 4-aminoantipüriini ja spektrofotomeetriaga b) reaktsioon 4-aminoantipüriiniga, seejärel kloroformi ekstraktsioon ja spektrofotomeetria	a) LLoA: 0,1 mg/l b) LLoA: ~0,002 mg/l kuni ~0,1 mg/l	–
Sulfiid, lahustunud	ISO 10530:1992	Perioodiline	Filtreerimine, eraldamine ja imendumine tsinkatsetaadi lahuses, seejärel metüleensinisega ja spektrofotomeetriline määramine	0,04 mg/l kuni 1,5 mg/l	–
Sulfiid, kergesti vabanev	ISO 13358:1997	Perioodiline	Eraldamine pH 4 juures ja imendumine tsinkatsetaadi lahuses, seejärel metüleensinisega ja spektrofotomeetriline määramine	0,04 mg/l kuni 1,5 mg/l	–
Temperatuur	Vees tehtavate mõõtmiste kohta ei ole olemas konkreetset EN	Pidev/perioodiline	EI	EI	–
Lämmastiku ülds Kjeldahli järgi	EN 25663:1993 ISO 5663:1984	Perioodiline	Seleeni katalüüsitud kääritamine kontsentreeritud väävelhappega, seejärel ammoniaagi eraldamine ja imendumine, seejärel tiitrimine või spektrofotomeetriline määramine	LoD: 1 mg/l	Euroopas kohaldatakse standardit EN 25663
Lämmastiku üldisaldus (TN)	EN 12260:2003	Perioodiline	Seotud lämmastiku üldsisaldus (TN_b): oksüdeerimine katalüütilise põlemise teel, seejärel lämmastikoksiidide määramine kemoluminestsentsiga (pärast NO-ks muundamist ja osooniga reageerimist)	~1 mg/l kuni 200 mg/l; LoD: ~0,5 mg/l	–
	EN ISO 11905–1:1998	Perioodiline	Oksüdeerimine peroksosulfaadiga, seejärel nitraadi taandamine nitritiks vasestatud kaadmiumiga ja seejärel vooluanalüüs spektrofotomeetrilise määramisega	LoD: 0,02 mg/l	–

	ISO 29441:2010	Perioodiline	Järjekorras UV-kiirgusega lagundamine koos järgneva vooluanalüüsiga (CFA ja FIA) ja spektrofotomeetriline määramine	2 mg/l kuni 20 mg/l; (0,2 mg/l kuni 2 mg/l on võimalik)	–

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard** ([1])	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** ([2])	**Märkused**
Orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC)	EN 1484:1997 ISO 8245:1999	Perioodiline	Orgaanilise süsiniku oksüdeerimine põlemise, oksüdantide lisamise, UV-kiirguse või muu suure energiasisaldusega kiirguse abil, millele järgneb süsinikdioksiidi määramine (nt infrapuna spektromeetria abil)	0,3 mg/l kuni 1000 mg/l (madalam ots erijuhtudel, nt joogivee puhul)	Euroopas kohaldatakse standardit EN 1484.
Fosfori üldsisaldus (TP)	EN ISO 6878:2004	Perioodiline	Spektrofotomeetria ammooniummolübdaadiga pärast lagundamist perokodisulfaadi või lämmastikhappega	0,005 mg/l kuni 0,8 mg/l	–
	EN ISO 15681–1:2004 EN ISO 15681–2:2004	Perioodiline	Vooluanalüüs (FIA ja CFA) pärast manuaalset lagundamist perokodisulfaadiga	0,1 mg/l kuni 10 mg/l	–
	EN ISO 11885:2009	Perioodiline	Induktiivsidestatud plasma optiline emissioonspektromeetria (ICP-OES)	LoQ: ~0,013 mg/l	–
Hõljuvaine üldsisaldus (TSS)	EN 872:2005 ISO 11923:1997	Perioodiline	Filtreerimine läbi klaaskiudfiltri ja gravimeetria	LoQ: ~2 mg/l	Euroopas kohaldatakse standardit EN 872.
Toksilisus – vetikad	EN ISO 8692:2012	Perioodiline	Mageveevetikate kasvu pärssimise katse üherakuliste roheliste vetikatega	EI	–
	EN ISO 10253:2016	Perioodiline	Merevetikate kasvu pärssimise test *Skeletonema sp. ja Phaeodactylum tricornutum*'iga	EI	–
	EN ISO 10710:2013	Perioodiline	Kasvu pärssimise katse mere- ja riimvee makrovetikaga Ceramium *tenuicorne*	EI	–
Toksilisus – bakterid	EN ISO 11348–1:2008 EN ISO 11348–2:2008 EN ISO 11348–3:2008	Perioodiline	Pärssiv mõju *Vibrio fischeri* valguskiirgusele (katse bioluminestseeruvate bakteritega) Osa 1: Värskelt ettevalmistatud bakterid Osa 2:Vedelikkuivatatud bakterid Osa 3: Külmkuivatatud bakterid	EI	–
	EN ISO 10712:1995	Perioodiline	*Pseudomonas putida* kasvu pärssimise katse (*Pseudomonas* rakkude paljunemise pärssimise katse)	EI	–

Toksilisus - vesikirbud	EN ISO 6341:2012	Perioodiline	Akuutne toksiline mõju (liikuvuse pärssimine) *Daphnia magna* Strausile	EI	–

Parameeter/ aine(d) ([1])	**EN või ISO standard** ([1])	**Seiresagedus**	**Seiremeetodid**	**Mõõtmispiirkonnad ja/või -piirid** ([2])	**Märkused**
Toksilisus – lemled	EN ISO 20079:2006	Perioodiline	Lemle (*Lemna minor)* kasvu pärssimise katse	EI	–
	EN ISO 20227:2017	Perioodiline	Lemle (*Spirodela polyrhiza*) kasvu pärssimise katse	EI	–
Toksilisus – kalad	EN ISO 7346–1:1997 EN ISO 7346–2:1997 EN ISO 7346–3:1997	Perioodiline	Ainete akuutne letaalne toksilisus sebrakalale (*Danio rerio*) Osa 1: Staatiline meetod Osa 2: Poolstaatiline meetod Osa 3: Läbivoolumeetod	EI	Standardid määravad kindlaks üksikute ainete toksilised omadused
Toksilisus – kalamari	EN ISO 15088:2008	Perioodiline	Akuutne toksiline mõju sebrakala (*Danio rerio*) mariale	EI	–
Toksilisus – genotoksilisus	EN ISO 21427–2:2009	Perioodiline	Genotoksilisus mikrotuumade induktsiooni mõõtmisel. Osa 2: Segapopulatsiooni meetod rakuliini V79 kasutades	EI	AC:2009 (tehniline parandus)
	ISO 11350:2012	Perioodiline	Genotoksilisus salmonella/mikrosoomi kõikumiskatse järgi (Ames'i kõikumiskatse)	EI	–
	ISO 13829:2000	Perioodiline	Genotoksilisus umu-katse abil	EI	–
Hägusus	EN ISO 7027–1:2016	Pidev/perioodiline	a) Vähese hägususega vee (nt joogivee) suhtes kohaldatav hajukiirguse (nefelomeetria) mõõtmine b) Kiirgusvoo (turbidimeetria) sumbumise mõõtmine, mida saab paremini kohaldada väga häguse vee suhtes (nt reovesi)	a) <0,05–400 FNU (formasiini nefelomeetrilised ühikud) b) 40 kuni 4000 FAU (formasiini absorptsiooniühikud)	–

([1]) Mittetäielik loetelu.

([2]) Nagu on sätestatud standardites. Määramispiirid on loetletud kasutusjuhenditena.

NB! CFA = pidevvoolu analüüs; FIA = voolu sissepritse analüüs; LLoA = alumine kasutuspiir; LLoQ = alumine määramispiir; LoD = avastamispiir; LoQ = määramispiir; Ei = ei kohaldata; NI = teave puudub; NS = täpsustamata.

Allikas: [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]

A.3. NÄITEID MASSIVOOLU LÄVIVÄÄRTUSTE KOHTA ÕHKUHEITE PIDEVAL MÕÕTMISEL

Tabel 7.4. Näiteid massivoolu läviväärtuste kohta õhkuheite pideval mõõtmisel

Parameeter/aine	Massivoolu läviväärtus (kg/h)				
	Belgia (Flandria) (1) (2)	**Taani** (1) (3)	**Prantsusmaa** (2) (4)	**Saksamaa** (2) (4)	**Portugal** (2)
Ammoniaak	–	–	10	–	–
Broom	–	–	1	–	–
Süsinikmonooksiid	–	–	50	5 (5) 100 (6)	100
Kloori	–	–	1	0,3	–
Tolm	5 (7)	200 (8) (9)	5–50 (10) > 50 (9) (11)	3 (8) (9)	5
Orgaanilised gaasilised ja aurustunud ühendid, tähis TVOC	–	25 (8) 2 (12) (13)	15 (7) (8) (14) 10 ((7) (14) (15) 2 (7) (12) (13)	2,5 (8) 1 (12)	–
Gaasilised kloriidid, väljendatud HCl-na	–	–	20	1,5	3
Gaasilised fluoriidid, väljendatud HF-na	–	–	5	0,3	0,5
Vesiniktsüaniid	–	–	1	–	–
Vesiniksulfiid	–	–	1	0,3	–
Elavhõbe ja selle ühendid, väljendatud Hg-na	–	2	–	0,0025 (16)	–
Lämmastikoksiidid NO_2-na	30 (7)	200	150	30	30
Vääveldioksiid	50 (7)	200	150	30	50
Väävelhape	–	–	–	–	1

(1) Läviväärtust kohaldatakse üksikute heiteallikate suhtes.
(2) Läviväärtus viitab keskkonda eraldumise kohale.
(3) Läviväärtus viitab massivoolule enne püüdeseadet.
(4) Läviväärtust kohaldatakse käitise kõigi kombineeritud heiteallikate suhtes.
(5) Põlemise tõhususe hindamiseks.
(6) Kõigil muudel juhtudel.
(7) Pideva mõõtmise võib asendada, kui jälgitakse teist tüüpilist heitega korrelatsioonis olevat parameetrit.
(8) Üldjuhtum.
(9) Madalamaid läviväärtusi kohaldatakse suurema keskkonnariskiga ainete tolmuheite suhtes.
(10) Vajalik on pidev hindamine (nt suitsususe mõõturiga).
(11) Vajalik on gravimeetrilisel meetodil põhinev pidev mõõtmine.
(12) Suurema keskkonnariskiga orgaaniliste ainete loetelu puhul.
(13) Läviväärtus viitab üksikule ühendile.
(14) Läviväärtus viitab metaanivabale LOÜ-le.
(15) Kui kasutatakse eriseadmeid heite vähendamiseks.
(16) Elavhõbedat ei ole vaja pidevalt mõõta, kui on usaldusväärselt tõestatud, et heite kontsentratsioon on alla 20% heite piirväärtustest.

Allikas: [24, EL 2010, VII lisa 6. osa], [57, BE (Flandria) 2014, punkt 4.4.4.1], [58, DK 2002, punkt 5.3.3.3], [60, FR 2016, artikkel 59], [61, DE 2002, punkt 5.3.3], [137, PT 1993, Anexo VII]

A.4. PCDDde/PCDFide TOKSILISUSE EKVIVALENTFAKTORID

Tabel 7.5: PCDDde/PCDFide toksilisuse ekvivalentfaktorid

Ühend	Toksilisuse ekvivalentfaktor				
	I-TEF	WHO-TEF 1998			WHO – TEF 2005
	Täpsus-tamata	Inimesed ja imetajad	Kalad	Linnud	Inimesed ja imetajad
Klooritud dibenso-*p*-dioksiinid					
2,3,7,8-tetraklorodibenso-*p*-dioksiin (TCDD)	1	1	1	1	1
1,2,3,7,8-pentaklorodibenso-*p*-dioksiin (PeCDD)	0,5	1	1	1	1
1,2,3,4,7,8-heksaklorodibenso-*p*-dioksiin (HxCDD)	0,1	0,1	0,5	0,05	0,1
1,2,3,6,7,8-heksaklorodibenso-*p*-dioksiin (HxCDD)	0,1	0,1	0,01	0,01	0,1
1,2,3,7,8,9-heksaklorodibenso-*p*-dioksiin (HxCDD)	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-Heptaklorodibenso-*p*-dioksiini (HpCDD)	0,01	0,01	0.001	<0,001	0,01
Oktaklorodibenso-*p*-dioksiin (OCDD)	0,001	0,0001	<0,0001	0,0001	0,0003
Klooritud dibensofuraanid					
2,3,7,8-tetraklorodibensofuraan (TCDF)	0,1	0,1	0.05	1	0.1
2,3,4,7,8-pentaklorodibensofuraan (peCDF)	0,5	0,5	0,5	1	0,3
1,2,3,7,8-pentaklorodibensofuraan (peCDF)	0,05	0,05	0,05	0,1	0,03
1,2,3,4,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heksaklorodibensofuraan (HpCDF)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-heksaklorodibensofuraan (HpCDF)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Oktaklorodibensofuraan (OCDF)	0,001	0,0001	<0,0001	0,0001	0,0003
Orto-asendamata PCBd					
3,3„,4,4“-tetraklorobifenüül (PCB 77)	–	0,0001	0,0001	0,05	0,0001
3,4,4’,5-tetraklorobifenüül (PCB 81)	–	0,0001	0,0005	0,1	0,0003
3,3„,4,4“,5-pentaklorobifenüül (PCB 126)	–	0,1	0,005	0,1	0,1
3,3„,4,4“,5,5’-heksaklorobifenüül (PCB 169)	–	0,01	0,00005	0,001	0,03
Ühe orto-*orto-asendatud*PCBd					
2,3,3„,4,4“-pentaklorobifenüül (PCB 105)	–	0,0001	<0,000005	0,0001	0,00003
2,3,4,4’,5-pentaklorobifenüül (PCB 114)	–	0,0005	<0,000005	0,0001	0,00003
2,3„,4,4“,5-pentaklorobifenüül (PCB 118)	–	0,0001	<0,000005	0,00001	0,00003

Ühend	Toksilisuse ekvivalentfaktor				
	I-TEF	WHO-TEF 1998			WHO – TEF 2005
	Täpsus-tamata	Inimesed ja imetajad	Kalad	Linnud	Inimesed ja imetajad
2„,3,4,4“,5-pentaklorobifenüül (PCB 123)	–	0,0001	<0,000005	0,00001	0,00003
2,3,3„,4,4“,5-heksaklorobifenüül (PCB 156)	–	0,0005	<0,000005	0,0001	0,00003
2,3,3„,4,4“,5’-heksaklorobifenüül (PCB 157)	–	0,0005	<0,000005	0,0001	0,00003
2,3„,4,4“,5,5’-heksaklorobifenüül (PCB 167)	–	0,00001	<0,000005	0,00001	0,00003
2,3,3„,4,4“,5,5’-hepttaklorobifenüül (PCB 189)	–	0,0001	<0,000005	0,00001	0,00003
NB! I-TEF = rahvusvaheline toksilisuse ekvivalentfaktor; WHO-TEF = Maailma Terviseorganisatsiooni toksilisuse ekvivalentfaktor.					
Allikas: [24, EL 2010] [50, Van den Berg et al. 2006] [228, Van den Berg et al. 1998]					

A.5. KULUNÄITEID ÕHKUHEITE SEIRE KOHTA

Tabel 7.6. Käitiste esitatud kulunäited gaasikäigust pärit heite seirel Ühendkuningriigi erinevates tööstusharudes

Käitis	Pidevad mõõtmised								Perioodilised mõõtmised		
	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Investeerimiskulud (inglise naeltes) (1)			Tegevuskulud (inglise naeltes) (1)			Jälgitav parameeter/ aine(d)	Katsetus-sagedus	Kulud katseko mplektile
			Süsteemi ostmine	Paigaldus (2)	Muud esemed	Hooldus, teenindus ja kalibreeri-mine	QAL2	AST			
Gaasiküttel põletus-seade	NO_X, CO, O_2	Infrapuna, UV, elektrokeemiline	175 000 (5 süsteemi)	21 000 (5 süsteemi)	Varuosad: 24 000; Koolitus: 3500	9000	22 000 (5 süsteemi)	7000 (5 süsteemi)	NO_X, CO, O_2	Üks kord aastas	7000 (5 süsteemi)
Söeküttel põletus-seade (4 üksust)	Tolm, NO, SO_2, H_2O, CO, O_2	Valguse hajumine, *in situ* NDIR, tsirkooniumoksiid	25 500 (ühe AMSi ajakoha stamine)	NI (olemas-oleva süsteemi min uuendus)	Õhukomp-ressor: 9000 Aruandlus-tarkvara: 20 000 Tarkvara-litsents: 3500	7000	7500 (ühe süsteemi jaoks)	3000 (1 süsteem)	Tolm, NO, SO_2, H_2O, CO, O_2	NI	NI
Söeküttel põletus-seade ilma FGD-ta	Tolm, NO_X, SO_2, O_2	Ekstraktiivne infrapuna, suitsusus	257 000 (4 süstee-mile)	NI	Tarkvara: 16 000 Koolitus: 3000	16 500	24 000 (4 süsteemi)	18000 (4 süsteemi)	NI	NI	NI
Põletus-seade	HCl, CO, NO_X, SO_2, O_2, H_2O, TVOC	FTIR	160 000	32 000	Andmehõive 20 000 Varusüsteem: 141 000	NI	NI	NI	NI	NI	NI

Käitis	Pidevad mõõtmised								Perioodilised mõõtmised		
	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Investeerimiskulud (inglise naeltes) ([1])			Tegevuskulud (inglise naeltes) ([1])			Jälgitav parameeter/ aine(d)	Katsetus-sagedus	Kulud katsekomplektile
			Süsteemi ostmine	Paigaldus ([2])	Muud esemed	Hooldus, teenindus ja kalibreeri-mine (aastas)	QAL2	AST			
Tsemendi-tehas 1	H_2O, O_2, TVOC, NO, NO_2,N_2O, NH_3, HCl, CO, SO_2, CO_2	FTIR, FID, tsirkooniumoksiid	70 000 (1 süsteem)	6500	14 000	10 000	Gaasid: 5000 Tolm: 4000	Gaasid: 3200 Tolm: 1600	SO_2, NO_X, TVOC, CO_2, CO, HCl, HF, NH_3, N_2O, metallid, PCBd, polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud, O_2,H_2O, vooluhulk, C_6H_6, C_8H_8, CH_3Cl, C_4H_6, CH_4, C_2H_6, C_2H_4, C_3H_8, MVOC, PCDD/PCDF	Kaks korda aastas	4500 (katse kohta) 200 (tolmu-katse)
Tsemendi-tehas 2	Tolm, NO_X, SO_X, CO, TVOC, HCl, O2	FTIR	136 000	20 000	NI	20 000	6500	1700	HF, metallid, PCDD/PCDF, PCB, PAF, NH_3,CH_4	Kaks korda aastas	26 500
Lubjatehas	Tolm (mitu gaasikäi	Triboelektriline	40 000	15 000	NI	10 000	NI	900	Tolm, SO_X, NO_X, CO	Üks kord kvartalis	6500
Jäätmepõle-tusjaam, elektritoot-misega	HCl, CO, NO_X, SO_2, H_2O, TVOC, tolm	FTIR, FID, Tsirkoonium-oksiid,, triboelektriline	115 000	5000 (hinnan-guline)	4500	10 000	18 000 (esmane QAL2)	NI	HCl, CO, NO_X, SO_2, O_2, H_2O, TVOC, tolm, HF, metallid, PCDD/PCDF	Üks kord aastas	27 000
Valukojad	Tolm (räni-dioksiid)	Triboelektriline	4000 (1 gaasikäik)	4500	Puudub	2000	EI	EI	Tolm (räni-oksiid)	Üks kord aastas	2000
Metalli viimistlus	Tolm	Triboelektriline	10 000 (2 gaasikäiku)	3000	Puudub	4500	EI	EI	Tolm (Zn, Cu, Ni)	Üks kord aastas	2000

Patareid (viimistlus)	Tolm	Triboelektriline	7200 (1 gaasikäik)	2500	Puudub	6000	EI	EI	Tolm	Üks kord aastas	2 000

Tehas	Pidevad mõõtmised								Perioodilised mõõtmised		
	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Investeerimiskulud (inglise naeltes) (1)			Tegevuskulud (inglise naeltes) (1)			Jälgitav parameeter/ aine(d)	Katsetus-sagedus	Kulud katsekomplektile
			Süsteemi ostmine	Paigaldus (2)	Muud esemed	Hooldus, hooldus ja kalibreeri-mine (aastas)	QAL2	AST			
Alumiiniumi ringlussevõtt/ümbersulatamine	Tolm	Triboelektriline	5000 (1 gaasikäik)	1 000	Puudub	2000	EI	EI	TVOC, metallid (Pb, Cd), HCl	Üks kord aastas	1 000
Metallide rafineerimine ja kemikaalid	Tolm, TVOC, NO_x, Cl_2	Tolmu seire *in situ*, ekstrakteeriv FID, kemoluminestsents ja kloori seire	Tolm: 15 000 FID: 20 000 CL_2: 24 000 NO_x: 18 000–26 000	Tolm: 1500 FID: 1500 CL_2: 6000 NO_x: 10 000	NO_x algvarud: 20 000 Koolitus: 900/päev	Tolm: 4500 FID: 1800 CL_2: 11 000 NO_x: 22 000	EI	EI	NI	NI	NI
Kummitootmine	Tolm	Triboelektriline	8500 (2 gaasikäiku	4000	4000	3000	EI	EI	Tolm (kaoliin)	Üks kord aastas	3 000
Pigmenditootmine	Filtri leke	Triboelektriline	15 000 (10 silotorni)	6000	Puudub	3500	EI	EI	Puudub	EI	EI
Keemiatööstus	NO_x, CO	Ekstraktiivne infrapuna	NI	NI	NI	2500 (aastas) 1500 (kord ndl kalibr)	8400	6500	EI_x, CO	NI	NI
Suhkrupeedi kuivatamine (loomasööt)	Tolm	Triboelektriline	12 000 (3 gaasikäiku)	4300	4300	4500	EI	EI	Tolm	Üks kord aastas	4 500

(1) Esialgsed kulud on esitatud naelsterlingites. 1 euro võrdub 0, 8124 GBP (2012. aasta keskmine valuuta konverteerimiskurss).
(2) Ei hõlma ehitustööde (nt platvormi paigaldamise) kulusid [245, Cefic ja CONCAWE 2013].

NB! AMS = automatiseeritud mõõtesüsteem; FGD = suitsugaasi väävlitustamine; FID = leekionisatsiooniga tuvastamine; FTIR = Fourier' teisenduse infrapunaspektromeetria; IR = infrapunaspektromeetria; Ei = ei kohaldata; NDIR = mittedispersiivne infrapunaspektromeetria; NI = teave puudub; QAL = kvaliteedikontrolli tase; UV = ultraviolettspektromeetria.

Allikas: [68, ÜHENDKUNINGRIIGI 2012. AASTA STA]

Tabel 7.7. Seadmete tootjate ja tarnijate esitatud kulunäited gaasikäigust pärit heite pidevaks mõõtmiseks Ühendkuningriigis

Tüüpiline rakendus	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Heakskiitude ja sertifitseerimise vahemikud	Seadme tüüpiline eluiga	Kalibreerimiste vaheline ajavahemik	Investeerimiskulud (inglise naeltes) (1)		Hoolduskulud (inglise naeltes) (1)	
						Süsteemi ostmine, v.a tööd	Mis tahes oluline variant	Iga-aastased teenuse-lepingud	Perioodi mõõtmiste manuaal-sed proovivõtu-kulud
Gaaside mitmekomponendiline seire									
Söeküttel põletusseade	$NII_{ET\,2}$, EI, EI_2, O_2	Ekstraktiivne UV ja IR	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	25 000–40 000	Analüsaatori maja või varjupaik:	4 000	3000
		In situ IR	MCERTS	NI	NI	20 000	Happelise gaasi kaitse: 5000 Kompressoriõhk: 4500	NI	
		Ekstraktiivne IR ja paramagnetism	MCERTS	NI	1 nädal	40 000–50 000 k.a analüsaatori korpus	Automaatne QAL3: 7 500	NI	
Söeküttel põletusseade SCRiga	$NII_{ET\,2}$, EI, EI_2, O_2, NH_3, CO, CO_2	Ekstraktiivne UV ja IR	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	30 000–50 000	Analüsaatori korpus või kate: 6000–40 000	4 000	4000
		FTIR ja tsirkooniumoksiid	MCERTS	NI	NI	82 000	Automaatne QAL3: 7 500	NI	
		Ekstraktiivne IR, paramagnetism ja TDL gaasikäigu kohal NH_3 jaoks	MCERTS	10 a (min. laserite jaoks)	6-12 kuud laseri jaoks	50 000 ja 28 000 laser- ja puhastus-paneelile	Laserpuhastus-paneel: 2 500	NI	
Tsemendi tootmine	CO, EI_X, $NII\ ET_2$. O_2	Ekstraktiivne UV ja IR	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	30 000–50 000	Analüsaatori korpus või kate: 6000–40 000 Vesijahutusega sond: 10 000	NI	4500
		Ekstraktiivne IR ja paramagnetism	MCERTS	NI	NI	40 000–50 000	Automaatne QAL3: 7 500	NI	

Tüüpiline rakendus	Parameeter/aine(d)	Seiremeetod	Heakskiitude ja sertifitseerimise vahemikud	Seadme tüüpiline eluiga	Kalibreerimiste vaheline ajavahemik	Investeerimiskulud (inglise naeltes) ([1])		Hoolduskulud (inglise naeltes) ([1])	
						Süsteemi ostmine, v.a tööd	Mis tahes oluline variant	Iga-aastased teenuse-lepingud	Perioodi mõõtmiste manuaalsed proovivõtu-kulud
Jäätmete (kooss)põletamine	CO, NO_X, SO_2 O_2, HCl, TVOC	Ekstraktiivne FTIR ja FID	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	80 000–110 000	Analüsaatori korpus või kate: 30 000–40 000 Automaatne QAL3: 7500	7000	12 000-20 000
		Ekstraktiivne IR, paramagnetism ja gaasikäigu kohal TDL HCl jaoks	MCERTS	10 a (min laserite jaoks)	6-12 kuud laseri jaoks	50000 ja 28000 laser- ja puhastusp.	Laserpuhastus-paneel: 2500	NI	
	CO, NO_X, SO_2 O_2, HCl	Ekstraktiivne FTIR ja tsirkooniumoksiid	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	82 000	Automaatne QAL3: 7500	7000	7000
		Ekstraktiivne IR ja paramagnetism	MCERTS	10 a (min laserite jaoks)	6-12 kuud laseri jaoks	56 000	Automaatne QAL3: 7500	NI	
Gaasiturbiin	NO, NO_2, CO, O_2	Ekstraktiivne UV ja IR	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	25 000–40 000	Analüsaatori korpus või kate: 6000–30 000	NI	4 000
	NO, NO_2,CO_2, CO, O_2	Ekstraktiivne NDIR, kemoluminestsents ja paramagnetism	MCERTS	NI	NI	43 000	Automaatne QAL3: 7500	NI	
ATEXi kohaldusala rakendused	SO_2, NO, NO_2, O_2, NH_3, CO, CO_2	Ekstraktiivne UV ja IR	MCERTS	10-15 aastat	12 kuud	40 000–60 000	Analüsaatori korpus või kate: 30 000–80 000	4000	NI
Gaaside ühekomponendiline seire									
Alumiinium, keemiatööstus, tuhastamine	HCl või HF	Gaasikäigu kohal TDL	MCERTS	NI	NI	18 000–28 000	NI	NI	3000-5000
Põletamine	O_2	*In situ* tsirkoonium, gaasikäigu kohal TDL	**MCERTS/TÜV**	3-10 aastat	3–6 kuud	5000–12 000	NI	NI	1000
Krematooriumid	O_2, CO	Elektrokeemiline	**MCERTS/TÜV**	2-6 aastat	3–6 kuud	5000–8000	NI	NI	1000-2000

Keemitööstus, lahustite kasutamine, tuhastamine	TVOC	FID	**MCERTS/TÜV**	NI	NI	24 000	NI	NI	1000-3000

Tüüpiline rakendus	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Heakskiitude ja sertifitseerimise vahemikud	Seadme tüüpiline eluiga	Kalibreerimiste vaheline ajavahemik	Investeerimiskulud (inglise naeltes) ([1])		Hoolduskulud (inglise naeltes) ([1])	
						Süsteemi ostmine, v.a tööd	Mis tahes oluline variant	Iga-aastased teenuse-lepingud	Perioodi mõõtmiste manuaalsed proovivõtu-kulud
Peagaasikäigud	Elavhõbe (Hg)	Poolpidev	NI	5-10 aastat	3-6 kuud	38 000–57 000	NI	1000	3000–15 000
Tuhastamine	PCDDd/PCDFid pikaajalise proovivõtuga	Poolpidev	NI	7-10 aastat	NI	100 000	NI	NI	3000–15 000
Ammoniaagi läbipääsemine SCR	NH_3	TDL	Puudub	10-15 aastat	6 kuud	25 000	Puhastus: 2000	2000	3000
Tolmu ühekomponendiline seire									
Põletusrajatis/ tsemendiahi	Tolm	*In situ* hajutamine	MCERTS/TÜV 0–15 0-100 mg/m^3	10 aastat	12 kuud	8500 k.a puhur	Sondipikendus: 1000	2000	1500
Põletusseade ja suur gaasikäik elektrifiltriga	Tolm	Ülekanne gaasikäigu kohal	**MCERTS/TÜV** 0-150 mg/m^3	10 aastat	12 kuud	7500 ja 1000 puhur	NI	2000	1500
Põletusseade kuiva FGD-ga	Tolm	*In situ* tagasihajumine	0-50 mg/m^3	10 aastat	12 kuud	6000 ja 1000 puhur	NI	2000	1500
Gaasikäik märgkollektoriga (nt märg FGD, lubjaahji)	Tolm	Ekstraktsioonisüsteem küttekambri ja hajumissondiga	**TÜV** 0-15 mg/m^3	10 aastat	12 kuud	32 000 (täissüs-teem koos puhuriga)	Korrosiooni kindlus SO_2 suhtes: 10 000	7000	1500
Suur gaasikäik	Tolm	*In situ* laser/hajutamine	MKERTS	5-15 aastat	3-6 kuud	8000-12 000	Kahekordne vahemik: 5000-8000	NI	2000
Kottfiltriga gaasikäigud (nt terase-, värviliste metallide ja keemiatööstus)	Tolm	*In situ* triboelektriline	**MCERTS/TÜV** 0-15 mg/m^3	10 aastat	12 kuud	6000	Lisaandurid mitme gaasikäiguga rakenduste jaoks: 4000	1400	1500
Tolmu seire plahvatustsoonis	Tolm	*In situ* hajutamine	**MCERTS/TÜV** ATEX-kat 1, 2, 3	10 aastat	12 kuud	9500	NI	1400	2000

Tüüpiline rakendus	Parameeter /aine(d)	Seiremeetod	Heakskiitude ja sertifitseerimise vahemikud	Seadme tüüpiline eluiga	Kalibreerimiste vaheline ajavahemik	Investeerimiskulud (inglise naeltes) ([1])		Hoolduskulud (inglise naeltes) ([1])	
						Süsteemi ostmine, v.a tööd	Mis tahes oluline variant	Iga-aastased teenuse-lepingud	Perioodi mõõtmiste manuaalsed proovivõtu-kulud
Ühekomponendilise filtri lekke seire									
Kottfilter kõigis tööstusharudes	Filtri leke	*In situ* triboelektriline	**TÜV EN 15859**	10 aastat	12 kuud	3000	Keraamiliste filtrite laiendatud töövahemik (250-800 °C): 1000	700	Ei ole nõutav
Mitmekambrilises kotifiltri kamber	Kambri leke	*In situ* triboelektriline	NI	10 aastat	12 kuud	1500	NI	600	Ei ole nõutav
Ühe komponendi voolukiiruse jälgimine									
Söeküttel põletusseade ja suured gaasikäigud	Vooluhulk	Ultraheli gaasikäigu kohal	MCERTS	NI	NI	15 000	NI	NI	1000-3000
		Keskmine Pitot toru	MCERTS	NI	NI	10 000-15 000	NI	NI	1000-3000
Punkt väiksemate gaasikäikude mõõtmine	Vooluhulk	Ultraheli	**MCERTS/TÜV**	NI	NI	5000-12 000	NI	NI	1000-3000
		Termiline mass	**MCERTS/TÜV**	NI	NI	5000	NI	NI	1000-3000
		Pitot toru	**MCERTS/TÜV**	NI	NI	3000	Suure tolmu puhastus: 2000	NI	1000-3000
		Tiivikanemomeeter	**MCERTS/TÜV**	NI	NI	4000	NI	NI	1000-3000
Andmete kogumine									
DAHS AMSi jaoks	DAHS	Andmete salvestamine	MCERTS	NI	NI	10 000–20 000	Aastane luba, registreeritavate ainete arv: 3500	NI	EI
DAHS tolmu jaoks	Tolm	Salvestamine mitmest tolmumonitorist	**MCERTS/TÜV**	3-10 aastat.	3-6 kuud	1000-5000	NI	NI	EI

Lisad

(1) Esialgsed kulud on toodud naelsterlingites. 1 euro võrdub 0,8124 GBP (2012. aasta keskmine valuuta konverteerimiskurss).

NB! AMS = automatiseeritud mõõtesüsteem; DAHS = andmete kogumise ja käitlemise süsteem; FGD = suitsugaasi väävlitustamine; FID = leekionisatsiooni tuvastamine; FTIR = Fourier' teisenduse infrapunaspektromeetria; MCERTS = seire sertifitseerimissüsteem; IR = infrapunaspektromeetria; SCR = selektiivne katalüütiline redutseerimine; EI = ei kohaldata; NI = teave puudub; QAL = kvaliteedikontrolli tase; TDL = reguleeritav dioodi laserabsorptsioonspektromeetria; TÜV = Technischer Überwachungsverein (tehniline kontrolliasutus); UV = ultraviolettspektromeetria.

Allikas: [68, ÜHENDKUNINGRIIGI 2012. AASTA STA]

Tööstusheidete direktiiviga hõlmatud käitistest pärineva õhku- ja vetteheite seire

Tabel 7.8. Kulunäited gaasikäigust pärit heite perioodiliste mõõtmiste puhul Ühendkuningriigis, andmed on esitanud katselaborid

Parameeter /aine(d)	EN standard	Kulud (1) (2)		
		Üks katse	Kolmekordsed	QAL2
Tolm	EN 13284–1	600-3000 naela (700-3700 eurot)	1000-4000 naela (1200-4900 eurot)	5000-15 000 naela (6200-18 500 eurot)
Põlemisgaasid (st O2, H_2O, SO_2, EIx, CO)	EN 14789 EN 14790 EN 14791 EN 14792 EN 15058	Kogusummas kuni 3000 naela (3700 eurot)	Kogusummas kuni 1000–4000 naela (1200–4 900 EUROT)	Kogusummas kuni 5000 (6200 eurot)
TVOC	EN 12619	Kogusummas kuni 2000 naela (2500 eurot)	Kogusummas kuni 1000-4000 naela (1200–4 900 eurot)	Kogusummas kuni 5000 naela (6200 eurot)
Gaasilised kloriidid, väljendatud HCl-na	EN 1911	Kogusummas kuni 2000 naela (2500 eurot)	Kogusummas kuni 1000-4000 naela (1200-4900 eurot)	Kogusummas kuni 5000 naela (6200 eurot)
PCDDd/PCDFid	EN 1948	Kogusummas kuni 3000 naela (3700 eurot)	Kogusummas kuni 3000-6000 naela (3700-7400 eurot)	NI
Metallid	EN 14385	Kogusummas kuni 3000 naela (3700 eurot)	Kogusummas kuni 3000-5000 naela (3700-6200 eurot)	NI

(1) Esialgsed kulud naelsterlingites. 1 euro võrdub 0,8124 GBP (2012. aasta keskmine valuuta konverteerimiskurss).
(2) Kulud põhinevad tööstusheidete direktiiviga reguleeritud katseplatsil, mis jääb 160 km kaugusele järelevalveorganisatsiooni peakontorist/laborist. Tolmuseire kulud hõlmavad kõiki reisi- ja seadmete paigaldamise kulusid. Iga järgneva parameetri/aine seire kulud lisanduvad tolmuseirega seotud kuludele.

NB! NI = teave puudub.

Allikas: [68, UK STA 2012]

A.6. NÄITED VOOLUHULGAGA KAALUTUD KESKMISTE KONTSENTRATSIOONIDE JA KESKMISE ERIKOORMUSE ARVUTAMISE KOHTA HEITVEES

Tabel 7.9. Kuu keskmiste väärtuste arvutamine iga päev mõõdetava parameetri puhul - vooluhulgaga kaalutud KHT keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus kuus suhteliselt stabiilse vooluhulga puhul

Kuupäev	Voolu kiirus (päev)	Toodang (päev)	KHT kontsentratsioon (päeva keskmine)	KHT erikoormus (päeva keskmine)
	qi	p_i	c_i	$\frac{c_i q_i}{p_i}$
	[m^3]	[t]	[mg/l]	[kg/t]
01.03.2011	7950	1530	269	1,40
02.03.2011	8503	1432	265	1,57
03.03.2011	7364	1516	261	1,27
04.03.2011	7986	1388	256	1,47
05.03.2011	7315	1503	245	1,19
06.03.2011	7797	1517	252	1,30
07.03.2011	7678	1588	247	1,19
08.03.2011	7035	1508	232	1,08
09.03.2011	7827	1474	244	1,30
10.03.2011	7917	1515	240	1,25
11.03.2011	7028	1477	237	1,13
12.03.2011	7149	1492	237	1,14
13.03.2011	7476	1511	239	1,18
14.03.2011	7664	1080	229	1,63
15.03.2011	7133	1540	242	1,12
16.03.2011	7764	1575	227	1,12
17.03.2011	7622	1579	231	1,12
18.03.2011	7663	1499	251	1,28
19.03.2011	7574	1587	254	1,21
20.03.2011	7579	1540	237	1,17
21.03.2011	8228	1546	254	1,35
22.03.2011	7095	1527	248	1,15
23.03.2011	8026	1301	241	1,49
24.03.2011	7442	1541	241	1,16
25.03.2011	7830	1544	233	1,18
26.03.2011	7098	1582	235	1,05
27.03.2011	8156	1573	230	1,19
28.03.2011	7375	1586	246	1,14
29.03.2011	7744	1579	250	1,23
30.03.2011	7559	1501	241	1,21
31.03.2011	8141	1520	245	1,31

Kuu keskmine (kaalutud)	$Cw = \frac{\sum_{i=1}^{n} ciqi}{\sum_{i=1}^{n} qi}$	**244**	**Kuu keskmine (kaalumata)**	**124**
Kuu keskmine (kaalumata)	$Ci = \frac{\sum_{i=1}^{n} ci}{n}$	**244**	$L\ eri = \frac{\sum_{i=1}^{n} ciqi}{n} pi$	

Tabel 7.10. Kuu keskmiste väärtuste arvutamine iga päev mõõdetava parameetri puhul - vooluhulgaga kaalutud KHT keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus kuus muutuva vooluhulga korral

Kuupäev	Voolu-kiirus (päev)	Toodang (päev)	KHT kontsentratsioon (päeva keskmine)	KHT erikoormus (päeva keskmine)
	q_i	p_i	c_i	$\frac{c_i q_i}{p_i}$
	[m^3]	[t]	[mg/l]	[kg/t]
01.05.2011	7656	127	223	1,12
02.05.2011	7358	1575	235	1,10
03.05.2011	7554	1453	237	1,23
04.05.2011	7303	1425	226	1,16
05.05.2011	7474	1534	220	1,07
06.05.2011	8038	1345	219	1,31
07.05.2011	7275	1585	233	1,07
08.05.2011	8028	1224	244	1,60
09.05.2011	8012	1291	235	1,46
10.05.2011	6453	1465	235	1,03
11.05.2011	8566	1434	232	1,39
12.05.2011	8085	1478	276	1,51
13.05.2011	7141	1532	232	1,08
14.05.2011	7294	1532	236	1,12
15.05.2011	8596	785	247	2,71
16.05.2011	7104	577	194	2,39
17.05.2011	4208	554	146	1,11
18.05.2011	2899	975	117	0,35
19.05.2011	7606	1408	174	0,94
20.05.2011	6904	1071	184	1,19
21.05.2011	6172	1454	189	0,80
22.05.2011	7242	1422	194	0,99
23.05.2011	6585	1504	201	0,88
24.05.2011	7083	1536	217	1,00
25.05.2011	768	1294	230	1,26
26.05.2011	7307	1554	229	1,08
27.05.2011	6577	1504	224	0,98
28.05.2011	7171	1460	241	1,18
29.05.2011	6717	1530	239	1,05
30.05.2011	7449	1541	240	1,16
31.05.2011	7069	1325	251	1,34
			Kuu keskmine (kaalutud) $Cw = \frac{\sum_{i=1}^{n} ciqi}{\sum_{i=1}^{n} qi}$	**223**
			Kuu keskmine (kaalumata) $Ci = \frac{\sum_{i=1}^{n} ci}{n}$	**219**

Kuu keskmine (kaalumata) $L\,eri = \frac{\sum_{i=1}^{n} ciqi}{n}\,pi$ **1.21**

Tabel 7.11. Ühe aasta jooksul võetud proovidest perioodiliselt mõõdetud parameetri keskmise väärtuse arvutamine. AOXi vooluhulgaga kaalutud keskmine kontsentratsioon ja keskmine erikoormus suhteliselt stabiilse vooluhulga korral

Kuupäev	**Voolu-kiirus (päev)**	**Toodang (päev)**	**AOX kontsentratsioon (päeva keskmine)**	**AOX erikoormus (päeva keskmine)**
	q_i	P_i	c_i	$\frac{ciqi}{pi}$
	[m3]	[t]	[mg/l]	[kg/t]
04.01.2011	7857	1413	0,13	0,00072
11.01.2011	8405	1552	0,28	0,00152
19.01.2011	7445	1378	0,24	0,00130
27.01.2011	7642	1526	0,15	0,00075
02.02.2011	8351	1411	0,13	0,00077
10.02.2011	8218	1576	0,20	0,00104
14.02.2011	6764	934	0,12	0,00087
20.02.2011	6517	1393	0,14	0,00066
08.03.2011	7035	1508	0,22	0,00103
16.03.2011	7764	1575	0,35	0,00173
24.03.2011	7442	1541	0,32	0,00155
31.03.2011	8141	1520	0,36	0,00193
03.04.2011	7461	1510	0,24	0,00119
12.04.2011	7455	1424	0,18	0,00094
19.04.2011	8331	1388	0,22	0,00132
27.04.2011	8038	1327	0,28	0,00170
05.05.2011	7474	1534	0,06	0,00029
24.05.2011	7083	1536	0,68	0,00314
08.06.2011	7493	1366	0,24	0,00132
16.06.2011	7790	1524	0,22	0,00112
24.06.2011	7868	1476	0,30	0,00160
27.06.2011	7873	1554	0,18	0,00091
04.07.2011	8258	1581	0,21	0,00110
12.07.2011	7704	1446	0,28	0,00149
20.07.2011	7871	1534	0,34	0,00175
23.08.2011	7573	1577	0,25	0,00120
30.08.2011	8512	1498	0,23	0,00131
06.09.2011	7527	1397	0,32	0,00172
19.09.2011	7881	933	0,29	0,00245
04.10.2011	8485	1561	0,25	0,00136
11.10.2011	7462	1452	0,22	0,00113
18.10.2011	7971	1554	0,19	0,00097
25.10.2011	7371	1298	0,26	0,00148
02.11.2011	6873	1565	0,24	0,00105
07.11.2011	7858	1537	0,25	0,00128
16.11.2011	8591	1070	0,23	0,00185
01.12.2011	8318	1550	0,34	0,00182
07.12.2011	8418	1385	0,17	0,00103
12.12.2011	7899	1508	0,25	0,00131
21.12.2011	7472	1243	0,24	0,00144
			Ühe aasta jooksul võetud proovide keskmine (kaalutud) $Cw = \frac{\sum_{i=1}^{n} ciqi}{\sum_{i=1}^{n} qi}$	**0,24**
			Ühe aasta jooksul võetud proovide keskmine (kaalumata)	**0,00133**

Ühe aasta jooksul võetud proovide keskmine (kaalumata)	$Ci = \frac{\sum_{i=l}^{n} ci}{n}$	**0,25**	$L\ eri = \frac{\sum_{i=l}^{n} ciqi}{n}$

SELETUSSÕNASTIK

Selle sõnastiku eesmärk on hõlbustada käesolevas dokumendis sisalduva teabe mõistmist. Seletussõnastikus toodud mõistete määratlused ei ole õiguslikud määratlused (isegi kui mõned neist võivad kattuda Euroopa õigusaktides esitatud mõistetega); need mõeldud selleks, et aidata lugejal mõista mõningaid põhimõisteid seoses nende kasutamisega käesoleva dokumendiga hõlmatud konkreetses valdkonnas.

Seletussõnastik on jagatud järgmisteks osadeks:

I. ISO riigikoodid
II. Rahaühikud
III. Ühikute eesliited
IV. Ühikud
V. Keemilised elemendid
VI. Selles dokumendis sageli kasutatavad keemilised valemid
VII. Akronüümid ja tehnilised mõisted

I RIIGIKOODID

Kood	Riik
Liikmesriigid (*)	
BE	Belgia
DK	Taani
DE	Saksamaa
IE	Iirimaa
FI	Soome
FR	Prantsusmaa
NL	Madalmaad
AT	Austria
PL	Poola
PT	Portugal
UK	Ühendkuningriik
Kolmandad riigid	
AU	Austraalia
US	Ühendriigid
(*) liikmesriikide protokolliline järjestus põhineb riikide geograafiliste nimede tähestikulisel järjekorral algkeel(t)es.	

II RAHAÜHIKUD

Kood (1)	Riik/territoorium	Valuuta
Liikmesriikide vääringud		
EUR	Euroala (2)	euro (pl. eurod)
GBP	Ühendkuningriik	naelsterling (pl. naelsterlingid)

(1) ISO 4217 koodid.

(2) Sealhulgas Austria, Belgia, Küpros, Eesti, Soome, Prantsusmaa, Saksamaa, Kreeka, Iirimaa, Itaalia, Läti, Leedu, Luksemburg, Malta, Madalmaad, Portugal, Slovakkia, Sloveenia ja Hispaania.

III ÜHIKUTE EESLIITED

Sümbol	Eesliide	Tähis	Number
G	giga	10^9	1 000 000 000
M	mega	10^6	1 000 000
k	kilo	10^3	1 000
h	hekto	10^2	100
da	deka	10^1	10
–	–	1 ühik	1
d	detsi	10^{-1}	0,1
c	senti	10^{-2}	0,01
m	milli	10^{-3}	0,001
µ	mikro	10^{-6}	0,000 001
n	nano	10^{-9}	0,000 000 001
p	pico	10^{-12}	0,000 000 000 001

IV ÜHIKUD

Tähis	Tähendus
°C	Celsiuse kraad, Celsiuse skaala järgi
d	päev
g	gramm
h	tund
I-TEQ	rahvusvaheline toksilisuse ekvivalentfaktor
K	Kelvin
kg	kilogramm
kPa	kilopaskal (1 kPa = 10 mbar)
l	liiter (1 l = 0,001 m^3)
m	meeter
m^3	kuupmeeter
mg	milligrammi (1 mg = 10^{-3} g)
mol	mool (1 mol = 6,022 × 10^{23} aine struktuurielementi)
min	minut
ou_E	Euroopa lõhnaühik (standardis EN 13725:2003 määratletu kohaselt)
Pa	paskal (rõhk; 1 Pa = 1 N/m^2)
s	sekund
t	tonn (1 t = 1000 kg)
mahu%	mahuprotsent
WHO-TEQ	Maailma Terviseorganisatsiooni toksilisuse ekvivalentfaktor
massi%	massiprotsent
Y	aasta

V KEEMILISED ELEMENDID

Sümbol	Nimetus	Sümbol	Nimetus
Ac	Aktiinium	Mn	Mangaan
Ag	Hõbe	Mo	Molübdeen
Al	Alumiinium	N	Lämmastik
Am	Ameriitsium	Ei	Naatrium
Ar	Argoon	Nb	Nioobium
As	Arseen	Nd	Neodüüm
At	Astaat	Ne	Neoon
Au	Kuld	Ni	Nikkel
B	Boor	Ei	Nobeelium
Ba	Baarium	Np	Neptuunium
Be	Berüllium	O	Hapnik
Bi	Vismut	Os	Osmium
Bk	Berkeelium	P	Fosfor
Br	Broom	Pa	Protaktiinium
C	Süsinik	Pb	Plii
Ca	Kaltsium	Pd	Pallaadium
Cd	Kaadmium	Pm	Promeetium
Ce	Tseerium	Po	Poloonium
Cf	Kalifornium	Pr	Praseodüüm
Cl	Kloor	Pt	Plaatina
Cm	Kurium	Pu	Plutoonium
Co	Koobalt	Ra	Raadium
Cr	Kroom	Rb	Rubiidium
Cs	Tseesium	Re	Reenium
Cu	Vask	Rf	Rutherfordium
Dy	Düsproosium	Rh	Roodium
Er	Erbium	Rn	Radoon
Es	Einsteinium	Ru	Ruteenium
Eu	Euroopium	S	Väävel
F	Fluor	Sb	Antimon
Fe	Raud	Sc	Skandium
Fm	Fermium	Se	Seleen
Fr	Frantsium	Si	Räni
Ga	Gallium	Sm	Samaarium
Gd	Gadoliinium	Sn	Tina
Ge	Germaanium	Sr	Strontsium
H	Vesinik	Ta	Tantaal
Ta	Heelium	Tb	Terbium
Hf	Hafnium	Tc	Tehneetsium
Hg	Elavhõbe	Te	Telluur
Ho	Holmium	Th	Toorium
I	Jood	Ti	Titaan
In	Indium	Tl	Tallium
Ir	Iriidium	Tm	Tuulium
K	Kaalium	U	Uraan
Kr	Krüpton	V	Vanaadium
La	Lantaan	W	Volfram
Li	Liitium	Xe	Ksenoon
Lr	Laurentsium	Y	Ütrium
Lu	Luteetsium	Yb	Ütterbium
Md	Mendeleevium	Zn	Tsink
Mg	Magneesium	Zr	Tsirkoonium

VI SELLES DOKUMENDIS ENAM KASUTATUD KEEMILISED VALEMID

Keemiline valem	Nimetus
BA^{2+}	Baariumioon
BR^{-}	Bromiidioon
Ca^{2+}	Kaltsiumioon
CH_2O	Formaldehüüd
CH_4	Metaani
C_3H_8	Propaan
$C_{10}H_{22}$	*N* –dekaan
$C_{40}H_{82}$	*N* –tetrakontaan
CN^{-}	Tsüaniidioon
CO	Süsinikmonooksiid
CO_2	Süsinikdioksiid
CL^{-}	Kloriidioon
CL_2	Kloor
CrO_4^{2-}	Kromaatioon
$Cr_2O_7^{2-}$	Dikromaatioon
F^{-}	Fluoriidioon
Fe^{2+}	Raud(II)ioon
HCN	Vesiniktsüaniid
HCl	Vesinikkloriid
$HCrO_4^{-}$	Vesinikkromaatioon
HF	Vesinikfluoriid
$HgCl_2$	Elavhõbedikloriid/elavhõbe(II)kloriid/elavhõbekloriid
HG2Cl2	Dielavhõbedikloriid/elavhõbekloriid
HNO_3	Lämmastikhape
H_2O_2	Vesinikperoksiid
HPO_4^{2-}	Vesinikfosfaatioon
$HP_2O_7^{3-}$	Vesinikdifosfaatioon
$H_2PO_4^{-}$	Divesinikfosfaatioon
$H_2P_2O_7^{2-}$	Divesinikdifosfaatioon
H_2S	Vesiniksulfiid
H_2SO_4	Väävelhape
K^{+}	Kaaliumioon
$K_2Cr_2O_7$	Kaaliumdikromaat
$KMnO_4$	Kaaliumpermanganaat
Li^{+}	Liitiumioon
Mg^{2+}	Magneesiumioon
MN^{2+}	Mangaan(II)ioon
Na^{+}	Naatriumioon
NH_3	Ammoniaak
NH_4^{+}	Ammooniumioon
N_2O	Dilämmastikmonooksiid (lämmastikoksiid)
NO	Lämmastikoksiid
NO_2	Lämmastikdioksiid
NO_2^{-}	Nitritioon
NO_3^{-}	Nitraatioon

Keemiline valem	Nimetus
NO_X	Lämmastikoksiidid (NO ja NO_2 segu)
O_2	Hapnik
PO_4^{3-}	Fosfaatioon
SO_2	Vääveldioksiid
SO_3	Vääveltrioksiid
SO_4^{2-}	Sulfaatioon
SO_X	Väävеloksiidid (SO_2 ja SO_3segu)
Sr^{2+}	Strontsiumioon

VII AKRONÜÜMID

Akronüüm	Kirjeldus
AAS	Aatomabsorptsioonspektromeetria
AFNOR	Association Française de Normalisation (Prantsuse standardiseerimisühing)
AM	Alternatiivne meetod
AMS	Automatiseeritud mõõtesüsteem(id)
AOX	Adsorbeeruvad halogeenorgaanilised ühendid
APHA	Ameerika Tervishoiuamet
API	Ameerika Naftainstituut
ASI	Austria Standardiinstituut
AST	Iga-aastane automaatsete mõõdistussüsteemide kontrollimine ja kalibreerimine
ASTM	Ameerika Testimise ja Materjalide Ühing
ATEX	Direktiiv 94/9/EÜ plahvatusohtlikus keskkonnas kasutatavate seadmete ja kaitsesüsteemide kohta (ATEX)
PVT	Parim võimalik tehnika
PVT-AEL	Parima võimaliku tehnikaga seotud heitetase
PVT-AEPL	PVTga saavutatav keskkonnatoime tase. PVT-AEPL hõlmab PVT-AELi
BHT_n	Biokeemiline hapnikutarve pärast *n* päeva möödumist
BREF	PVT-viitedokument
CAK BREF	Kloorleeliste tootmise PVT-viitedokument
CEFIC	Euroopa Keemiatööstuse Nõukogu (prantsuskeelsest nimest Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique)
CEMBUREAU	Euroopa Tsemendiühendus
CEN	Euroopa Standardikomitee
CENELEC	Euroopa Elektrotehnika Standardikomitee
CEN/TC	Euroopa Standardikomitee/Tehniline komitee
CEN/TR	CENi tehniline aruanne
CEN/TS	CENi tehniline kirjeldus
Cerame-Unie	Euroopa Keraamikatööstuse Liit
CEWEP	Euroopa jäätmepõletustehaste konföderatsioon
CFA	Pidev vooluanalüüs
CITAC	Koostöö rahvusvahelise jälgitavuse alal analüütilises keemias
CLM BREF	Tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmise PVT-viitedokument
KHT	Keemiline hapnikutarve
CONCAWE	Euroopa naftafirmade keskkonna-, tervise- ja ohutusalane organisatsioon
CWW BREF	Heitvete ja heitgaaside ühiseid käitlemis- ja juhtimissüsteeme keemiatööstuses käsitlev PVT-viitedokument
DAHS	Andmekogumis- ja töötlussüsteem(id)
DEFRA	Keskkonna-, toidu- ja maaeluministeerium
DIAL	Selektiivse neeldumise LIDAR
DIN	Deutsches Institut Für Normung (Saksamaa Standardiseerimisinstituut)
DOAS	Diferentsiaal optiline neeldumisspektroskoopia
DOC	Lahustunud orgaaniline süsinik
EA	Euroopa akrediteerimiskoostöö
EÜ	Euroopa Ühendus
ECGA	Euroopa Söe- ja Grafiidiühendus
ECVM	Euroopa Vinüülitootjate Nõukogu
EC_X	Efektiivne kontsentratsioon
EEA	Euroopa Keskkonnaagentuur

Akronüüm	Kirjeldus
EEB	Euroopa Keskkonnabüroo
EMÜ	Euroopa Majandusühendus
EIPPCB	Euroopa saaste kompleksse vältimise ja kontrolli büroo
ELV	Heite piirväärtus
EMEP	Euroopa seire ja hindamise koostööprogramm
EN	Euroopa standard
EPA	Keskkonnakaitseamet
EPF	Euroopa puitpaneelide föderatsioon
E-PRTR	Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegister
EROM	Euroopa võrdlusetalon lõhna massile
ESWET	Euroopa jäätmetest energia tootmise tehnoloogia tarnijad
ETSI	Euroopa Telekommunikatsioonistandardite Instituut
EL	Euroopa Liit
EuLA	Euroopa lubjaühendus
Eurachem	Euroopa organisatsioonide võrgustik, mille eesmärk on luua keemiliste mõõtmiste rahvusvahelise jälgitavuse süsteem ja edendada häid kvaliteeditavasid
Eurelectric	Elektritööstuse Liit
EUROFER	Euroopa teraseühendus
Eurometaux	Euroopa värviliste metallide tootjate ühendus
Euromines	Euroopa kaevandustööstuse, metallimaakide ja tööstuslike mineraalide tootjate assotsiatsioon
FGD	Suitsugaasi väävlitustamine
FIA	Voolu sissepritse analüüs
FID	Leekionisatsioondetektor/tuvastamine
FTIR	Fourier' teisendus infrapunaspektromeetria
FprCEN/TS	CENi tehnilise kirjelduse lõplik kavand
GC-MS	Gaasikromatograafia massispektromeetria
GFC	Gaasifiltri korrelatsioon
GLS BREF	Klaasitootmise PVT-viitedokument
GPS	Globaalne positsioneerimissüsteem
GUM	Mõõtemääramatuse väljendamise juhend
HOI	Nafta süsivesinike indeks
HpCDD	Heptaklorodibenso-*p*-dioksiin
HpCDF	Heptaklorodibensofuraan
HPLC	Kõrgefektiivne vedelikkromatograafia
HxCDD	Heksaklorodibenso-*p*-dioksiin
HxCDF	Heksaklorodibensofuraan
IC	Anorgaaniline süsinik
ICP-OES	Induktiivsidestatud plasma optiline emissioonspektromeetria
ICP-MS	Induktiivsidestatud plasma massispektromeetria
ICS BREF	Pööstuslike jahutussüsteemide PVT-viitedokument
IEC	Rahvusvaheline Elektrotehnikakomisjon
IED	Tööstusheidete direktiiv
IMPEL	Keskkonnaõiguse rakendamise ja jõustamise Euroopa Liidu võrgustik
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (Prantsusmaa tööstusohutuse ja keskkonnakaitse riiklik pädevuskeskus)
IPCC	Valitsustevaheline Kliimamuutuste Nõukogu
IPPC	Saastuse kompleksne vältimine ja kontroll
IPTS	Tulevikutehnoloogiate Instituut (praegune JRC Seville)
IR	Infrapuna (spektromeetria)
IRPP	Kodulindude või sigade intensiivkasvatuse PVT-viitedokument

Akronüüm	Kirjeldus
IS BREF	Raua- ja terasetootmise PVT-viitedokument
ISO	Rahvusvaheline Standardiorganisatsioon
ISO/DIS	ISO rahvusvahelise standardi eelnõu
I-TEF	Rahvusvaheline toksilisuse ekvivalentfaktor
IUPACI	Rahvusvaheline Puhta ja Rakenduskeemia Liit
JRC	Teadusuuringute Ühiskeskus
LCP BREF	Suurte põletusseadmete PVT-viitedokument
LC_X	Surmav kontsentratsioon
LDAR	Pihkumise avastamine ja kõrvaldamine (programm)
LID	Madalaim ebaefektiivne lahjendus
LIDAR	Laserlokaatorseadmed ehk valguse identifitseerimine, avastamine ja ulatuse määramine
LLoA	Alumine kohaldamispiir
LLoQ	Alumine määramispiir
LoD	Avastamispiir
LoQ	Määramispiir
LUA NRW	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Nordrhein-Westfaleni Liidumaa keskkonnaamet)
LVOC BREF	Orgaaniliste kemikaalide suuremahulise tootmise PVT-viitedokument
MCERTS	Seire sertifitseerimissüsteem (Inglismaa Keskkonnaagentuur)
MEG	Järelevalve eksperdirühm
NDIR	Mittedispersiivne infrapuna (spektromeetria)
NDUV	Mittedispersiivne UV (spektromeetria)
NEN	Nederlands Normalisatie-instituut (Hollandi standardimisinstituut)
NFM BREF	Värviliste metallide tootmise PVT-viitedokument
NH4-N	Ammooniumlämmastik (sh NH_3 ja NH_4^+)
N_{anorg}	Anorgaanilise lämmastiku üldsisaldus
NIST	Riiklik standardite ja tehnoloogia instituut
NMVOC	Lenduv orgaaniline süsinikuühend (v.a metaan)
NO_2 –N	Nitritilämmastik
NR_3 –N	Nitraatlämmastik
NOC	Tavapärased käitamistingimused
NOEC	Täheldatava toimeta kontsentratsioon
NPOC	Mittepuhastatav orgaaniline süsinik
NTA	Madalmaade tehniline kokkulepe
OCDD	Oktaklorodibenso-*p*-dioksiin
OCDF	Oktaklorodibensofuraan
OFC BREF	Rafineeritud orgaaniliste kemikaalide tootmise PVT-viitedokument
OGI	Optiline gaasikuvamismeetod (tehnikad)
OMA	Käitaja seire hindamine
OTNOC	Muud kui tavapärased käitamistingimused
PAH	Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud
P-AMS	Kaasaskantav AMS
PBDE	Polübroomitud difenüüleeter
PBT	Püsivus, bioakumulatsioon, toksilisus
PCB	Polüklooritud bifenüül
PCDD	Polüklooritud dibenso-*p*-dioksiin
PCDF	Polüklooritud dibensofuraan
PeCDD	Pentaklorodibenso-*p*-dioksiin
PeCDF	Pentaklorodibensofuraan
PEMS	Ennustav seiresüsteem
PID	Fotoionisatsioonidetektor

Akronüüm	Kirjeldus
$PM_{2,5}$	Osake, mis läbib 2,5 µm aerodünaamilise diameetriga mõõduselektiivse ava 50 protsendil juhtudest
PM_{10}	Tahsake, mis läbib 10 µm aerodünaamilise diameetriga mõõduselektiivse ava 50 protsendil juhtudest
PP BREF	Puitmassi, paberi ja papi tootmise PVT-viitedokument
prEN	Euroopa standardi eelnõu
QAL	Kvaliteedikontrolli tase
REF BREF	Mineraalõli ja gaasi rafineerimise PVT-viitedokument
RDM	Hajumise pöördmodelleerimine
ROM	Teadusuuringute Ühiskeskuse võrdlusaruanne seire kohta
SCR	Selektiivne katalüütiline redutseerimine
SEPA	Šotimaa Keskkonnakaitse Agentuur
SNCR	Selektiivne mittekatalüütiline redutseerimine
SOF	Valgusvoo-varjutuse meetod
SPE-AOX	Lahustunud adsorbeeritavad halogeenorgaanilised ühendid pärast tahke faasi ekstraktsiooni
SPME	Tahkefaasiline mikroekstraktsioon
SRM	Standardne võrdlusmeetod
SRU	Väävli taaskasutusüksused
STA	Allikate katsetamise ühing
TAN BREF	Nahaparkimise PVT-viitedokument
TC	Süsiniku üldsisaldus või tehniline komitee
TCDD	Tetraklorodibenso-*p*-dioksiin
TCDF	Tetraklorodibensofuraan
TDL	Reguleeritav dioodi laserabsorptsioon (spektromeetria)
TKN	Lämmastiku üldisisaldus Kjeldahli järgi
TN	Lämmastiku üldsisaldus
TN_b	Seotud lämmastiku üldsisaldus
TOC	Orgaanilise süsiniku üldsisaldus
TOD	Üldine hapnikutarve
TP	Fosfori üldsisaldus
TSS	Hõljuvaine üldsisaldus
TU	Toksilisuse ühik
TÜV	Technischer Überwachungsverein (Saksamaa tehnilise kontrolli asutus)
TVOC	Lenduva orgaanilise süsiniku üldsisaldus
TWG	Tehniline töörühm
DE UBA	Umweltbundesamt (Saksamaa Föderaalne Keskkonnaamet)
UV	Ultraviolettkiirgus (spektromeetria)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Saksamaa Inseneride Liit)
VOC/LOÜ	Lenduv orgaaniline ühend
WBP BREF	Puitpaneelide tootmise PVT-viitedokument
WEA	Kogu heitvee hindamine
WHO	Maailma Terviseorganisatsioon
WHO-TEF	Maailma Terviseorganisatsiooni toksilisuse ekvivalentfaktor
WT BREF	Jäätmekäitluse PVT-viitedokument

VIITED

[1] CEN, EN ISO/IEC 17025:2017 Katse- ja kalibreerimislaborite pädevuse üldnõuded (ISO/IEC 17025:2017), 2017.

[2] Impel, parim tava nõuete täitmise järelevalves (muudetud), Euroopa Liidu keskkonnaõiguse rakendamise ja jõustamise võrgustik, 2001.

[3] KOM, viitedokument järelevalve üldpõhimõtete kohta (MON REF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2003.

[4] NL, Madalmaade õhuheite suuniste punkt 3.7, heitkoguste seire, juuni 2012, 2012.

[5] CEN, EN ISO 11771:2010 Õhukvaliteet. Ajakeskmise heite massi ja heitekoefitsientide määramine. Üldine lähenemisviis (ISO 11771:2010), 2010.

[6] EEA, EMEP/EEA õhusaasteainete heitkoguste inventuuri juhend 2013. Tehnilised suunised riiklike heiteinventuuride koostamiseks. EEA tehniline aruanne nr 12/2013, 2013.

[7] US EPA, AP 42, Viies väljaanne, Air Pollutant Emission Factors'i kogumik, 1. köide: Statsionaarsed punktid ja alaallikad, 2013.

[8] VDI, VDI 3790, osa 3:2010 Keskkonnameteoroloogia – gaaside, lõhnade ja tolmu heide hajureostusallikatest – puistmaterjalide ladustamine, ümberlaadimine ja transport, 2010.

[9] EA, Euroopa akrediteerimiskoostöö veebisait, 2013.

[10] Euroopa Parlamendi ja nõukogu 9. juuli 2008. aasta määrus (EÜ) nr 765/2008, millega sätestatakse akrediteerimise ja turujärelevalve nõuded seoses toodete turustamisega ja tunnistatakse kehtetuks määrus (EMÜ) nr 339/93, Euroopa Liidu Teataja, L 218, 13.8.2008, 2008, lk 30–47.

[11] JCGM, JCGM 100:2008 (GUM 1995 väikeste parandustega) Mõõtmisandmete hindamine – mõõtemääramatuse väljendamise juhend, metroloogia ühiskomitee, 2008.

[12] CEN, EN ISO 20988:2007 Õhukvaliteet – Mõõtmismääramatuse hindamise suunised (ISO 20988:2007), 2007.

[13] AU, Emission Assessment techniques manual for Fossil Fuel Electric Power Generation, Austraalia valitsus – jätkusuutlikkuse, keskkonna, vee, elanikkonna ja kogukondade osakond, 2012.

[14] BE (Flandria), VLAREL – Flaami valitsuse 19. novembri 2010. aasta määrus, millega kehtestatakse Flaami määrus keskkonnaga seotud tunnustuste kohta, 2010.

[15] CEN, EN ISO/IEC 17024:2003: Vastavushindamine – isikute sertifitseerimist teostavatele asutustele esitatavad üldnõuded (ISO/IEC 17024:2003), 2012.

[16] IE EPA, Air Emissions Monitoring Guidance Note (AG2), 2017.

[17] MCERTS, Manuaalne gaasikäigu heitkoguste seire – organisatsioonide tulemuslikkuse standard, 2011.

[18] MCERTS, „Personnel Competency Standard for Manual Stack-Emission Monitoring" (Personnel Competency Standard for Manual Stack-Emission Monitoring), 2016.

[19] VDI, VDI 4220:2011 Kvaliteedi tagamine – paiksetes ja välisõhus saasteainete määramise asutustele esitatavad nõuded, 2011.

[20] CEN, EN ISO/IEC 17043:2010 Vastavushindamine – tasemekatsete üldnõuded (ISO/IEC 17043:2010), 2010.

[21] UKAS, The Route to Accreditation, United Kingdom Accreditation Service, 2013.

[22] DAkkS, veebisait: Kuidas akrediteerimismenetlus toimib?2015.

[23] MCERTS, „Suunised käitajate seire hindamise kohta – OMA – tööstuskäitised, mida reguleeritakse keskkonnalubade määrustega – õhkuheide", 2013.

[24] EU, „Euroopa Parlamendi ja nõukogu 24. novembri 2010. aasta direktiiv 2010/75/EL tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll)“, Euroopa Liidu Teataja, L 334, 17.12.2010, 2010, lk 17–119.

[25] EÜ „Euroopa Parlamendi ja nõukogu 22. juuni 1998. aasta direktiiv 98/34/EÜ, millega nähakse ette tehnilistest standarditest ja eeskirjadest teatamise kord“, Euroopa Ühenduste Teataja, L 204, 21.7.1998, 1998, lk 37–48.

[26] Euroopa Standardikomitee (CEN) juhend 13:2008 Keskkonnakatsemeetodite valideerimine, 2008.

[27] CEN, EN 14793:2017 – Alternatiivse meetodi ja standardmeetodi samaväärsuse tõendamine, 2017.

[28] DE UBA, õhusaaste vältimise käsiraamat – heitkoguste käsiraamat, Umweltbundesamt (Saksamaa föderaalne keskkonnaamet), 2008.

[29] DE, Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser Gewässeris (Abwasserverordnung – AbwV) (määrus reovee vettejuhtimise nõuete kohta (jäätmevee määrus – AbwV)), 2014.

[30] NL InfoMil, Õhuheite mõõtmise käsiraamat- InfoMil – Madalmaad, juuni 2012, Kenniscentrum InfoMil, 2012.

[31] PL, „Märkused, mis on esitatud tulemustele suunatud järelevalve koostamise käigus“, isiklik teatis, 2012.

[32] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M3 – Kuidas hinnata õhkuheite seire korda EPR-loa taotlustes, 2016.

[33] SEPA, Scottish Release Inventory (SPRI) Operator Guidance on Release Estimation Techniques, 2011.

[34] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M2 – gaasikäigu õhkuheite seire, 2017.

[35] EMÜ 21. mai 1991. aasta direktiiv 91/271/EMÜ asulareovee puhastamise kohta, Euroopa Ühenduste Teataja, L 135, 30.5.1991, 1991, lk 40.

[36] CEN, EN 14181:2014 Stabiilne allikas. Automaatsete mõõtesüsteemide kvaliteedi tagamine, 2014.

[37] VDI, VDI 4219:2009 Heitkoguste mõõtmise mõõtemääramatuse määramine tsükliliste mõõtmismeetodite abil, 2009.

[38] DK EPA, ROMi koostamiseks esitatud teave: Ülevaade Taani tööstusreovee heitekontrollist, 2012.

[39] EL, „komisjoni 10. veebruari 2012. aasta rakendusotsus (2012/119/EL), millega kehtestatakse eeskirjad Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivis 2010/75/EL tööstusheidete kohta osutatud andmete kogumise, PVT-viitedokumentide koostamise ja nende kvaliteedi tagamise suuniste kohta“, Euroopa Liidu Teataja, L 63, 2.3.2012, 2012, lk 1–39.

[40] Komisjoni 31. juuli 2009. aasta direktiiv 2009/90/EÜ, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad, Euroopa Liidu Teataja, L 201, 1.8.2009, 2009, lk 36–38.

[41] CEN, EN 1948–3:2006 Stabiilne allikas. PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde massikontsentratsiooni määramine – 3. osa: PCDDde/PCDFide identifitseerimine ja kvantifitseerimine, 2006.

[42] AT, „Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Messung der von Dampfkesselanlagen und Gasturbinen ausgehenden Emissionen in die Luft (Emissionsmessverordnung-Luft – EMV-L)“, Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Vol. BGBl. II, nr 153, 9.5.2011, 2011.

[43] DIN, DIN 38402–71:2002 Saksamaa standardmeetodid vee, reovee ja reoveesetete uurimiseks. Üldteave (rühm A) – osa 71: Tulemuste võrdlemisel ja nende statistilisel hindamisel põhineva kahe analüüsimeetodi samaväärsus; Pideva väärtuste kogumiga kvantitatiivsete näitajate menetlus, 2002.

[44] MCERTS, „Monire Quick Guide 14 – Dealing with data points and overliers in monitoring data“ (Monitoring Quick Guide 14 – Dealing with data points and overliers in monitoring data, 2012).
[45] CEN, EN 15259:2007 Õhukvaliteet – paiksete allikate heitkoguste mõõtmine. Nõuded mõõtmislõikudele ja -kohtadele ning mõõtmiseesmärgile, kava ja aruanne, 2007.
[46] CEN, EN ISO 5667–1:2006 „Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 1: Juhised proovivõtuprogrammide ja proovivõtumeetodite kavandamiseks (ISO 5667–1:2006), 2006.
[47] CEN, EN 14385:2004 – As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl ja V koguheidete määramine.
[48] CEN, EN 12619:2013 Püsiallikate heitkogused – gaasilise orgaanilise süsiniku massikontsentratsiooni määramine – pideva leegi ionisatsiooni detektori meetod, 2013.
[49] CEN, EN 1948–1:2006 – Püsiallikate heitkogused. PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde massikontsentratsiooni määramine. Osa 1: PCDDde/PCDFide valimi moodustamine, 2006.
[50] Van den Berg et al., „The World Health Organization Reevaluation of Human and imemalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds“ („The World Health Organization Reevaluation of Human and imemalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds“, „The World Health Organization Reevaluation of Human and imemalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds“ („The World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds“, Toxicological Sciences, 93 kd, nr 2, 2006, lk 223–241.
[51] CEN, EN 1948–4:2010 – Püsiallikate heited. PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde massikontsentratsiooni määramine – 4. osa: Dioksiinitaoliste PCBde proovide võtmine ja analüüsimine, 2010.
[52] CEN, EN 13725:2003 „Õhukvaliteet – lõhna kontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria abil“, 2003.
[53] INERIS, ROMi koostamiseks esitatud teave: Prantsuse lõhna reguleerimine,
Institut National de l’Environnement Industriel et des Risques, 2013.
[54] DE, Odour in Ambient Air (Guideline on Odour in Ambient Air – GOAA), 2008.
[55] NEN, NTA 9065:2012 Luchtkwaliteit – Geurmetingen – Meten en rekenen geur (õhukvaliteet – lõhna mõõtmised – hapniku mõõtmine ja arvutamine), 2012.
[56] Ühendkuningriik, täiendavad juhised H4 Odour Management – Kuidas täita oma keskkonnaluba, 2011.
[57] BE (Flandria), Titel II van het VLAREM – gecoördineerde versie 04/10/2014, 2014.
[58] DK, keskkonnasuunised nr 1: Suunised õhusaaste reguleerimiseks – käitistest tuleneva õhusaaste piiramine, 2002.
[59] CEN, tehniline komitee CEN/TC 264 „Õhukvaliteet“ – avaldatud standardid, 2018.
[60] FR, Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d’eau ainsi qu’aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l’environnement soumises à autorisation – Version consolidée du 10/06/2016, 2016.
[61] DE, 24. juuli 2002. aasta esimene üldine haldusregulatsioon, mis käsitleb föderaalset immissioonikontrolli seadust (õhu kvaliteedikontrolli tehnilised juhised – TA Luft 2002).
[62] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN 13284–2:2017 Püsiallikate heide. Tolmu väikese massikontsentratsiooni määramine. Osa 2: Automatiseeritud mõõtesüsteemide kvaliteedi tagamine, 2017.
[63] CEN, EN 15859:2010 „Õhukvaliteet – paiksetes allikates kasutatavate tolmu summutamise automatiseeritud monitoride sertifitseerimine. Tulemuskriteeriumid ja katsemenetlused“, 2010.
[64] CEN, EN 15267–1:2009 Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 1: Üldised põhimõtted, 2009.
[65] CEN, EN 15267–2:2009 Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 2: AMSi tootja kvaliteedijuhtimissüsteemi esialgne hindamine ja tootmisprotsessi sertifitseerimisjärgne järelevalve, 2009.

[66] CEN, EN 15267–3:2007 Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 3: Paiksetest allikatest pärit heitkoguste seire automatiseeritud mõõtesüsteemide tulemuslikkuse kriteeriumid ja katsemenetlused, 2007.

[67] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M20 – Heitkoguste pideva seire süsteemide kvaliteedi tagamine – standardite EN 14181 ja BS EN 13284–2 kohaldamine, 2015.

[68] Ühendkuningriigi STA, Uuring tööstusheidete direktiiviga reguleeritud kohtade heitkoguste seirekulude kohta (varem IPPCD, WID ja LCPD) (detsember 2012), United Kindom Source Testing Association, 2012.

[69] CEN, EN ISO 23210:2009 Püsteallikate heitkogused – PM10/PM2,5 massikontsentratsiooni määramine suitsugaasis. Mõõtmine madalatel kontsentratsioonidel löökkatsekehade abil (ISO 23210:2009), 2009.

[70] CEN, EN 1948–2:2006 Stabiilne allikas – PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde massikontsentratsiooni määramine – 2. osa: PCDDde/PCDFide ekstraheerimine ja puhastamine, 2006.

[71] CEN, EN 1911:2010 Stabiilne allikas – gaasiliste kloriidide massikontsentratsiooni määramine, väljendatud HCl – Standardne standardmeetod, 2010.

[72] CEN, EN 15058:2017 Püsiallikate heide – süsinikmonooksiidi massikontsentratsiooni määramine. Standardne standardmeetod: mittedispersiivne infrapunaspektromeetria, 2017.

[73] CEN, EN 14789:2017 Püsiallikate heide. Hapniku mahukontsentratsiooni määramine. Standardne standardmeetod: Paramagnetism, 2017.

[74] CEN, EN 14790:2017 Stabiilsete allikate heide. Veeauru määramine kanalites. Standardne standardmeetod, 2017.

[75] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN 13284–1:2017 Püsiallikate heide. Tolmu väikese massikontsentratsiooni määramine. Osa 1: Manuaalne gravimeetriline meetod, 2017.

[76] CEN, CEN/TS 15674:2007 Õhukvaliteet – paiksete allikate heitkoguste mõõtmine – Standardsete meetodite väljatöötamise suunised, 2007.

[77] NEN, NTA 7379:2014 Richtlijnen „Predictive Emission Monitoring System“ (PEMS) – Realisatie en kwaliteitsborging (Guidelines for Predictive emissions monitoring systems (PEMS) – Täitmine ja kvaliteedi tagamine), 2014.

[78] CEN, „Technical Committee CEN/TC 264„Air quality“ – Status of the Work Programme“ (Tehniline komitee CEN/TC 264 „Õhukvaliteet – tööprogrammi staatus“), isiklik kommunikatsioon, 2017.

[79] ISO, ISO/IEC juhend 98–3:2008 Mõõtmiskindlus. Osa 3: Mõõtemääramatuse väljendamise juhend (GUM:1995), 2008.

[80] VDI, VDI 3882 Osa 1:1992 Olfaktomeetria – Odour Intensity määramine, 1992.

[81] VDI, VDI 3882 Osa 2:1994 Olfaktomeetria – hedoonilise lõhna määramine, 1994.

[82] AFNOR, NF X43–103:1996 Qualité de l’air – Mesurage olfactométriques – Mesurage de l’odeur d’un effluent gazeux – Méthodes supraliminaires (Õhukvaliteet – Olfaktomeetrilised mõõtmised – gaasilõhna eraldumise mõõtmine – Suprathreshold meetodid), 1996.

[83] VDI, VDI 3940, osa 3:2010 Lõhna mõju mõõtmine põldtunnustamise abil – lõhna intensiivsuse ja hedoonilise lõhna toonuse määramine, 2010.

[84] VDI, VDI 3940 Osa 4:2010 Hedonicu lõhnatooni määramine – Polarity profiilid, 2010.

[85] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN 16841–1:2016 – Välisõhu lõhna määramine põldtunnustamise abil. Osa 1: Võrgumeetod, 2016.

[86] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN 16841–2:2016 – Välisõhu lõhna määramine põldtunnustamise abil. Osa 2: Plume meetod, 2016.

[87] MCERTS, Stack Emissions Monitoring – Method Implementation Document for EN 13725 (Õhukvaliteet – lõhnasisalduse määramine dünaamilise olfaktomeetria abil – lõhna mõõtmine gaasikäigust pärit gaasi heitkogustes), 2015.

[88] Braun et al., Verbesserung der Einleiterüberwachung durch die Einführung der Meßgrößen TOC, TN_b und P_{ges} -ICP (heiteseire parandamine, kehtestades parameetrid TOC, TN_b ja TP-ICP), Umweltbundesamt (Saksamaa keskkonnaamet), 1999.

[89] VDI, VDI 3884 Osa 1:2015 Olfaktomeetria – lõhna kontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria abil – täiendavad juhised standardi DIN EN 13725, 2015 kohaldamiseks.

[90] VDI, VDI 3880:2011 Olfactomeetria – Staatiline proovide võtmine, 2011.

[91] Both, „Teave on ette nähtud ROMi koostamiseks“, isiklik kommunikatsioon, 2013.

[92] VDI, VDI 3940 Osa 5:2013 Lõhnamõju mõõtmine põldtunnustamise abil. Lõhna intensiivsuse ja hedoonilise lõhna toonuse määramine – kasutusjuhendid ja näited, 2013.

[93] DEFRA, Odour Guidance for local authorities, Environment, Food and Rural Affairs, Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2010

[94] VDI, VDI 3957 Osa 10:2004 Bioloogilised mõõtmismeetodid õhusaasteainete mõju määramiseks ja hindamiseks taimedele (bioindication) – Välisõhu kvaliteedi allikatega seotud mõõtmised bioindikaatorite abil, 2004.

[95] VDI, VDI 3957 Osa 15:2014 Bioloogilised mõõtmismeetodid õhusaasteainete mõju määramiseks ja hindamiseks taimedele (bioseire) – Ohtlike vahejuhtumite järgsed uurimisstrateegiad (passiivne bioseire), 2014.

[96] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 9562:2004 „Vee kvaliteet – adsorbeeruvate orgaaniliselt seotud halogeenide (AOX) määramine“ (ISO 9562:2004), 2004.

[97] CEN, EN ISO 9377–2:2000 Vee kvaliteet. Süsivesinikõliindeksi määramine. Osa 2: Lahusti ekstraheerimise ja gaasikromatograafia meetod (ISO 9377–2:2000), 2000.

[98] CEN, EN ISO 14402:1999 Vee kvaliteet – fenooli indeksi määramine vooluanalüüsi abil (FIA ja CFA) (ISO 14402:1999), 1999.

[99] CEN, EN 12260:2003 Vee kvaliteet – lämmastiku määramine. Seotud lämmastiku (TN_b) määramine pärast oksüdeerumist lämmastikoksiidideks, 2003.

[100] CEN, EN ISO 11905–1:1998 Vee kvaliteet – lämmastiku määramine. Osa 1: Oksüdatiivse seedimise meetod peroksosulfaadiga (ISO 11905–1:1997), 1998.

[101] CEN, EN 25663:1993 Vee kvaliteet – Kjeldahli lämmastiku määramine – seleeniga mineraliseerumise järgne meetod (ISO 5663:1984), 1993.

[102] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M1 – Proovivõtunõuded gaasikäigu heite seireks, 2016.

[103] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M18 – Vee- ja kanalisatsiooniheidete seire, 2017.

[104] MCERTS, MCERTS sertifitseeritud tooted: Heitkoguste pideva seire süsteem (CEMS), 2018.

[105] NL, „Märkused, mis esitati tulemustele suunatud järelevalve koostamise käigus“, isiklik teatis, 2013.

[106] CEN, EN ISO 15839:2006 Vee kvaliteet – Veeandurid/analüüsiseadmed
– Spetsifikatsioonid ja jõudluskatsed (ISO 15839:2003), 2006.

[107] MCERTS, talitlusstandardid ja pideva veeseire seadmete katsemenetlused – 2. osa. Veebimonitoride toimivusstandardid ja katsemenetlused: Ammoniaak; TURSK; Elektrijuhtivus; Lahustunud hapnik; Vaba tsüaniid; Nitraadid; Ortofosfaat; pH; Temperatuur; ORGAANILISE SÜSINIKU KOGUSISALDUS; Arseeni üldsisaldus; Kaadmium kokku; Kloori üldsisaldus; Vase üldkogus; Kogu plii; Elavhõbeda kogusisaldus; Nikkel kokku; Oksüdeeritud lämmastik kokku; Fosfori üldsisaldus; Hägusus, 2010.

[108] MCERTS, Performance Standards and Test Procedures for Ptinuous Water Monitoring Equipment – Part 3 – Performance Standards and Test procedures for Water flowmeters, 2013

[109] MCERTS, Minimum Requirements for the Self-Monitoring of Flow, 2014

[110] Euroopa Standardikomitee, EN 1484:1997 Veeanalüüs – Üldine orgaaniline süsinik (TOC) ja lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), 1997.
[111] MCERTS, Performance Standards and Test Procedures for Ptinuous Water Monitoring Equipment – Part 1 – Performance Standards and Test procedures for automatic water sampling equipment, 2017.
[112] ISO, tehniline komitee ISO/TC 146 „Õhukvaliteet“ – avaldatud standardid, 2018.
[113] Kirde-Atlandi merekeskkonna kaitse konventsioon, „Praktiline juhenddokument kogu heitvee hindamise kohta“, Kirde-Atlandi merekeskkonna kaitse konventsioon, 2007.
[114] EL, „Euroopa Parlamendi ja nõukogu 22. septembri 2010. aasta direktiiv 2010/63/EL teaduslikel eesmärkidel kasutatavate loomade kaitse kohta“, Euroopa Liidu Teataja, L 276, 20.10.2010, 2010, lk 33–79.
[115] Kirde-Atlandi merekeskkonna kaitse konventsioon, OSPARi 2005. aasta merekeskkonna kaitse konventsioon.
[116] KOKKU, panus CWW BREF-dokumendi esimesse läbivaatamisse: Kogu keskkonnaseisundi hindamine (WEA), TOTAL Petrochemicals France, 2009.
[117] COHIBA, Kogu heitvee hindamine – kavandatud soovitused mürgisuse piirnormide kasutamiseks, ELi rahastatud projekt: Ohtlike ainete tõrje Läänemere piirkonnas (COHIBA), 2010.
[118] OECD suunised kemikaalide katsetamiseks – 2. jagu: Mõju bioloogilistele süsteemidele, 2013.
[119] KOM, parima võimaliku tehnika (BAT) viitedokument orgaaniliste peenkemikaalide tootmise kohta (OFC BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2006.
[120] CONCAWE, „Refininery fluent analysis analysis methods for relevant parameters from EU – regulatory regime“ (ELi reguleerimiskordade asjakohaste parameetrite rafineerimise heitvee analüüsi metoodika), 2013.
[121] CEN, tehniline komitee CEN/TC 230 „Veeanalüüs“ – avaldatud standardid, 2018.
[122] ISO, tehniline komitee ISO/TC 147 „Vee kvaliteet“ – avaldatud standardid, 2018.
[123] ADEME, panus CWW BREF-dokumendi esimesse läbivaatamisse: Kokkuvõte teemal „Toidureostus“, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2009.
[124] IE EPA, Air Guidance Note 5 (AG5) – Odour Impact Assessment Guidance for EPA Litsentsed Sites, 2010.
[125] NEN, NTA 9055:2012 Luchtkwaliteit – Elektronische luchtmonitoring – GEUR(overlast) en veiligheid (õhukvaliteet – elektrooniline õhuseire – lõhn (kahjustamine) ja ohutus), 2012.
[126] INERIS, Panus CWW BREF-dokumendi esimesse läbivaatamisse: Lõhnaheite seire – elektroonilised ninad,Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
[127] Peris ja Escuder-Gilabert, "21. sajandi toidukontrolli tehnika: Elektroonilised ninad“, Analytica Chimica Acta, 638, nr 1, 2009, lk 1–15.
[128] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 5667–3:2012 Vee kvaliteet. Proovivõtt – 3. osa: Veeproovide säilitamine ja käitlemine (ISO 5667–3:2012), 2012.
[129] DE UBA ja TÜV, Zertifizierte Mess- und Auswerteeinrichtungen, Übersicht (sertifitseeritud mõõtmis- ja andmehindamissüsteemide loetelu), Umweltbundesamt (Saksamaa Keskkonnaamet) ja TÜV Rheinland, 2018.
[130] EL, „komisjoni 21. juuni 2012. aasta määrus (EL) nr 601/2012 Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2003/87/EÜ kohase kasvuhoonegaaside heite seire ja aruandluse kohta“, Euroopa Liidu Teataja, L 181, 12.7.2012, 2012, lk 30–104.
[131] KOM, juhenddokument Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegistri rakendamise kohta (31. mai 2006), 2006.
[132] MCERTS, „Guidance on undertaking the Operator Monitoring Assessment – OMA – Tööstuskäitised, mis on reguleeritud keskkonnalubade määrustega – vettejuhtimine“, 2013.

[133] FR, „Märkused, mis esitati tulemustele suunatud järelevalve koostamise käigus“, isiklik teatis, 2013.
[134] NEN, NTA 8399:2015 Luchtkwaliteit – Richtlijnen voor de detectie van diffuus vrijkomende vluchtige organische stoffen vastas „optilise gaasi piltdiagnostikale“ (Õhukvaliteet – suunised hajusate lenduvate orgaaniliste ühendite heitkoguste avastamiseks optilise kuvamisega), 2015.
[135] Chambers et al., „Otsenevate süsivesinike heitkoguste mõõtmine rafineerimistehasest“, Journal of the Air & Waste Management Association, kd 58, nr 8, 2008, lk 1047–1056.
[136] US EPA, EPA käsiraamat: Optiline kaugseire heitkoguste mõõtmisel ja seirel, 2011.
[137] PT, „Portaria n.° 286/93, de 12 de Março“, Diário da República – I Série-B, 60. kd, 12.3.1993, 1993, lk 1169–1177.
[138] MCERTS, MCERTS sertifitseeritud tooted: Keskkonnaandmete haldamise tarkvara, 2018.
[139] Saarinen, „Andmete tootmisahel heitkoguste seires“, Soome Keskkonnainstituut, 1999.
[140] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument kloorleeliste tootmise kohta (CAK BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2014.
[141] AU, heitkoguste hindamise tehnika käsiraamat raua ja terase tootmiseks, keskkond Austraalia, 1999.
[142] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument raua ja terase tootmise kohta (IS BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2013.
[143] KOM, Parim võimalik tehnika (PVT) viitedokument mineraalõli ja gaasi rafineerimiseks (REF BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2015.
[144] ISO ja CEN, Guidelines for the implementation of the Technical Cooperation between ISO and CEN (Viinide kokkulepe), 7. väljaanne, 2016.
[145] CEN, EN 1899–1:1998 „Vee kvaliteet – biokeemilise hapnikutarbe määramine n päeva pärast“ (BHT_n) – 1. osa: Lahjendamise ja külvamise meetod koos allüültiourea lisamisega (ISO 5815:1989, muudetud), 1998.
[146] Euroopa Standardikomitee, EN 1899–2:1998 „Vee kvaliteet – biokeemilise hapnikutarbe määramine n päeva pärast“ (BHT_n) – 2. osa: Lahjendamata proovide meetod (ISO 5815:1989, muudetud), 1998.
[147] Euroopa Parlamendi ja nõukogu 18. jaanuari 2006. aasta määrus (EÜ) nr 166/2006, mis käsitleb Euroopa saasteainete heite- ja ülekanderegistri loomist ning millega muudetakse nõukogu direktiive 91/689/EMÜ ja 96/61/EÜ, Euroopa Liidu Teataja, L 33, 4.2.2006, 2006, lk 1–17.
[148] Seitzinger jt, „Jõgede lahustunud orgaanilise lämmastiku panus estuariini eutrofeerumisse“, Marine Ecology Progress Series, kd 159, nr 1, 1997, lk 1–12.
[149] CEN, EN 1085:2007 Reoveepuhastus – Sõnavara, 2007.
[150] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 5667–16:2017 Vee kvaliteet. Proovivõtt – osa 16: Proovide biotestimise suunised (ISO 5667–16:2017), 2017.
[151] CEN, EN 16479:2014 Vee kvaliteet. Veeseireseadmete toimivusnõuded ja vastavuskatsemenetlused – Vee ja reovee automatiseeritud proovivõtuvahendid (proovivõtuseadmed), 2014.
[152] ISO, ISO 5667–10:1992 Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 10: Reoveeproovide võtmise juhend, 1992.
[153] Briti Columbia, "E osa: Vee- ja reoveeproovide võtmine: Heitvee voolu mõõtmine“, British Columbia Field Sampling Manual, 2003.
[154] KOM, Parim võimalik tehnika (PVT) viitedokument ühiste reovee ja heitgaaside puhastamise/juhtimissüsteemide kohta keemiasektoris (CWW BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2016.

[155] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 11348–1:2008 „Vee kvaliteet. Veeproovide inhibeeriva mõju määramine *Vibrio fischeri (Luminestsentsbakterite* test)“ – 1. osa: Värskelt valmistatud bakterite kasutamise meetod (ISO 11348–1:2007), 2008.

[156] CEN, EN ISO 11348–2:2008 „Vee kvaliteet. Veeproovide inhibeeriva mõju määramine *Vibrio fischeri* valguse eraldumisele (Luminestsentsbakterite test) – 2. osa: Vedelikkuivatatud bakterite kasutamise meetod (ISO 11348–2:2007), 2008.

[157] CEN, EN ISO 11348–3:2008 „Vee kvaliteet. Veeproovide inhibeeriva mõju määramine *Vibrio fischeri (Luminestsentsbakterite* test)“ – 3. osa: Külmkuivatatud bakterite kasutamise meetod (ISO 11348–3:2007), 2008.

[158] CEN, EN ISO 10712:1995 Veekvaliteet – *Pseudomonas putida* kasvu pärssimise test (pseudomonas rakkude paljundamise inhibitsiooni test) (ISO 10712:1995), 1995.

[159] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 8692:2012 „Vee kvaliteet – mageveevetikate kasvu pidurdamise katse üherakuliste roheliste vetikatega“ (ISO 8692:2012), 2012.

[160] KOM, Parim võimalik tehnika (PVT) viitedokument paberi, paberi ja juhatuse tootmise kohta (PP BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2015.

[161] CEN, EN ISO 10253:2016 Vee kvaliteet – merevetikate kasvu pidurdamise katse ***Skeletonema sp. ja* Phaeodactylum *tricornutum (* ISO 10253:2016), 2016.**

[162] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 10710:2013 „Vee kvaliteet – kasvu pidurdumise katse mere- ja riimvee makroalga Ceramium tenuicorne *'iga“ (* ISO 10710:2010), 2013.

[163] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 21427–2:2009 Vee kvaliteet – genotoksilisuse hindamine mikrotuumade induktsiooni mõõtmise teel – 2. osa: Segapopulatsiooni meetod, kasutades rakuliini V79 (ISO 21427–2:2006), 2009.

[164] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 20079:2006 „Vee kvaliteet. Vee koostisosade ja heitvee toksilise mõju määramine pardivetikatele (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test“ (ISO 20079:2005), 2006.

[165] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 6341:2012 Vee kvaliteet – *Daphnia magna* Straus'e (Cladocera, Crustacea) liikuvuse pärssimise määramine – ägeda mürgisuse katse (ISO 6341:2012),

2012.

[166] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 15088:2008 „Vee kvaliteet. Reovee ägeda mürgisuse määramine sebrakala marjadele“ (*Danio rerio*) (ISO 15088:2007), 2008.

[167] CEN, EN ISO 7346–1:1997 „Vee kvaliteet – ainete ägeda surmava mürgisuse määramine mageveekaladele“ [Barchydanio*rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – Osa 1: Staatiline meetod (ISO 7346–1:1996), 1997.

[168] CEN, EN ISO 7346–2:1997 „Vee kvaliteet – ainete ägeda surmava mürgisuse määramine mageveekaladele“ [Barchydanio*rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – Osa 2: Poolstaatiline meetod (ISO 7346–2:1996), 1997.

[169] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 7346–3:1997 „Vee kvaliteet – ainete ägeda surmava mürgisuse määramine mageveekaladele“ [Barchydanio*rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – 3. osa: Läbivoolumeetod (ISO 7346–3:1996), 1997.

[170] AT, Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV), Fassung vom 21.7.2015, Bundeskanzleramt – Rechtsinformationssystem (RIS), 2015.

[171] Enterprise Ireland, Aquatic Toxicity Testing in Ireland aastal 2012, 2012.

[172] IT, "Decreto Legislativo 3 aprile 2006, nr 152. Norme in materia ambientale.", Gazzetta Ufficiale Della Repubblica Italiana, 88 kd, 14.4.2006, 2006.

[173] Euroopa Parlamendi ja nõukogu 16. detsembri 2008. aasta määrus (EÜ) nr 1272/2008, mis käsitleb ainete ja segude klassifitseerimist, märgistamist ja pakendamist ning millega muudetakse direktiive 67/548/EMÜ ja 1999/45/EÜ ja tunnistatakse need kehtetuks ning muudetakse määrust (EÜ) nr 1907/2006, Euroopa Liidu Teataja, L 353, 31.12.2008, 2008, lk 1–1355.

[174] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN ISO 8192:2007 „Veekvaliteet – katse hapnikutarbimise pidurdamiseks aktiivmuda abil süsinik- ja ammooniumoksüdatsiooni korral“ (ISO 8192:2007), 2007.

[175] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 9509:2006 „Veekvaliteet – mürgisuse katse aktiivmuda mikroorganismide nitrifikatsiooni inhibeerimise hindamiseks“ (ISO 9509:2006), 2006.
[176] CEN, CEN ISO/TR 15462:2009 Vee kvaliteet – biolagunevuse katsete valik (ISO/TR 15462:2006), 2009.
[177] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument suurte orgaaniliste kemikaalide tootmise kohta (LVOC BREF), Euroopa Komisjon, JRC Sevilla EIPPCB, 2017.
[178] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument tööstuslike jahutussüsteemide kohta (ICS BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2001.
[179] KOM, Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Tanning of Hides and Skins (TAN BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2013.
[180] ISO, ISO 15713:2006 Staatsionary source emissions – Proovide võtmine ja gaasilise fluoriidi sisalduse määramine, 2006.
[181] CEN, EN 14791:2017 Stabiilne allikas – vääveloksiidide massikontsentratsiooni määramine. Standardne standardmeetod, 2017.
[182] KOM, parima võimaliku tehnika (BAT) viitedokument klaasitootmise kohta (GLS BREF), Euroopa Komisjon, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
[183] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument tsemendi, lubja ja magneesiumoksiidi tootmise kohta (CLM BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2013.
[184] CEN, EN ISO 6878: 2004 Vee kvaliteet – fosfori määramine – ammooniummolübdaadi spektromeetriline meetod (ISO 6878:2004), 2004.
[185] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 15681–1:2004 Vee kvaliteet. Ortofosfaadi ja fosfori üldsisalduse määramine vooluanalüüsi teel (FIA ja CFA) – 1. osa: Voolu sissepritse analüüs (FIA) (ISO 15681–1:2003), 2004.
[186] CEN, EN ISO 15681–2:2004 Vee kvaliteet. Ortofosfaadi ja fosfori üldsisalduse määramine vooluanalüüsi abil (FIA ja CFA) – 2. osa: Pideva voolu analüüsi meetod (CFA) (ISO 15681–2:2003), 2004.
[187] CEN, EN ISO 11885:2009 Vee kvaliteet – valitud elementide määramine induktiivsidestatud plasma optilise emissioonispektromeetria (ICP-OES) abil (ISO 11885:2007), 2009.
[188] CEN, EN 872:2005 „Vee kvaliteet – hõljuvate tahkete ainete määramine – Klaaskiudfiltrite kaudu filtreerimise meetod“, 2005.
[189] Kullwatz jt, „Untersuchungen zur Phosphorbestimmung im Rahmen der Abwasserverordnung und des Abwasserabgabengesetzes (fosfori määramise uuringud reoveemääruse ja reoveemaksu seaduse alusel)“, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55 kd, nr 7, 2008, lk 771–776.
[190] Wilford, „LOÜde avastamise ja mõõtmise meetodid – lenduvaid orgaanilisi ühendeid käsitlevate õigusaktide kohaldamise ülevaade“, AWE International, 7. kd, 1. juuni 2006, 2006.
[191] CEN, EN ISO 7027–1:2016 Vee kvaliteet – hägususe määramine. Osa 1: Kvantitatiivsed meetodid (ISO 7027–1:2016), 2016.
[192] Honeywell, Fotoionisatsioonidetektorite (PID) ja leegiionisatsioonidetektorite võrdlus, 2004.
[193] Euroopa Standardikomitee (EN), EN 14792:2017 Püsiallikate heited – lämmastikoksiidide massikontsentratsiooni määramine. Standardne standardmeetod: kemiluminestsents, 2017.
[194] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 13199:2012 – Püsiallikate heitkogused – lenduvate orgaaniliste ühendite (TVOC) määramine mittepõlemisprotsesside heitgaasides – katalüüsmuunduriga varustatud mittedispersiivne infrapunaanalüsaator (ISO 13199:2012), 2012.
[195] KOM, Parim võimalik tehnika (BAT) viitedokument puidupõhiste paneelide tootmise kohta (WBP BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskuse IPTS EIPPCB, 2016.
[196] EPF ja Eurofins Italy, „Proovide võtmine ja analüüs E.P.F. Plant Emission Project“ jaoks. 28/03/2014, 2014.

[197] CEN, EN 13211: Õhukvaliteet – statsionaarsed heited – elavhõbeda kogusisalduse määramise käsitsimeetod, 2001.
Boneß ja Greiter, „Pidev elavhõbedaheite mõõtmine põletusseadmetes (ülevaade ja uus mõõtmismeetod)“, CEM 2011–10. rahvusvaheline heitkoguste seire konverents ja näitus, 2011, Praha, Tšehhi Vabariik.

[199] ÜRO Keskkonnaprogrammi (UNEP) tehniliste ekspertide rühma aruanne konventsiooni artikli 8 kohaselt nõutavate suuniste väljatöötamise kohta – parima võimaliku tehnika ja parimate keskkonnatavade suuniste kavand, ÜRO Keskkonnaprogramm (UNEP), 2015.

[200] Sawyer et al., Chemistry for Environmental Engineering and Science (5.väljaanne), McGraw Hill, 2003.

[201] CEN, EN ISO 11732:2005 „Vee kvaliteet – ammooniumlämmastiku määramine – vooluanalüüsi meetod CFA ja FIA“) ja spektromeetriline määramine (ISO 11732:2005), 2005.

[202] Põhjamaade Nõukogu, osoonikihti kahandavate ainete kasutamine laborites, 2003.
[203] ISO, ISO 6439:1990 Veekvaliteet – fenooliindeksi määramine – 4-aminoantipüriini spektromeetrilised meetodid pärast destilleerimist, 1990.
[204] ISO, ISO 10530:1992 Vee kvaliteet – lahustunud sulfiidi määramine – fotomeetriline meetod metüleensinise abil, 1992.

[205] ISO, ISO 13358:1997 Vee kvaliteet – kergesti vabaneva sulfiidi määramine, 1997.

[206] CEN, EN ISO 12846:2012 Vee kvaliteet – elavhõbeda määramine.
aatomabsorptsioonspektromeetria (AAS) rikastamisega ja rikastamiseta (ISO 12846:2012), 2012.
[207] CEN, EN ISO 17852:2008 „Veekvaliteet – elavhõbeda määramine. Aatomfluorestsentsspektromeetria meetod“ (ISO 17852:2006), 2008.
[208] CEN, EN ISO 17294–2:2016 Vee kvaliteet – induktiivsidestatud plasma massispektromeetria (ICP-MS) rakendamine – 2. osa: Valitud elementide, sealhulgas uraani isotoopide määramine (ISO 17294–2:2016), 2016.

[209] CEN, EN ISO 15586:2003 „Veekvaliteet – mikroelementide määramine aatomabsorptsioonspektromeetria abil grafiitahjuga“ (ISO 15586:2003), 2003.

[210] CEN, EN ISO 14911:1999 Vee kvaliteet – lahustunud Li^{+}, Na^{+}, NH_4, K^{+}, Mn^{2+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Sr^{2+} ja Ba^{2+} määramine ioonkromatograafia abil – Vee ja reovee meetod (ISO 14911:1998), 1999.

[211] CEN, CEN/TS 17021:2017 Stabiilne allikas – vääveldioksiidi massikontsentratsiooni määramine instrumentaaltehnikate abil, 2017.
[212] CEN, EN ISO 23913:2009 Water Quality – Determination of chromium(VI) – Method using flow analysis (FIA ja CFA) ja spektromeetriline määramine (ISO 23913:2006), 2009.
[213] Resano et al., "High-resolutsiooniga kontinuum allikas aatomabsorptsioonspektromeetria samaaegseks või järjestikuseks seireks mitu liini. „Praeguste võimaluste kriitiline ülevaade“, Spectrochimica Acta B osa, 88. kd, 2013, lk 85–97.
[214] Euroopa Standardikomitee (CEN), EN ISO 15587–1:2002 „Vee kvaliteet. Digestsioon valitud elementide määramiseks vees. Osa 1: Aqua regia kääritamine (ISO 15587–1:2002), 2002.
[215] CEN, EN ISO 15587–2:2002 „Vee kvaliteet. Digestsioon valitud elementide määramiseks vees. Osa 2: Lämmastikhappe kääritamine (ISO 15587–2:2002), 2002.
[216] CEN, CEN/TS 1948–5:2015 Püsiallikate heitkogused. PCDDde/PCDFide ja dioksiinitaoliste PCBde massikontsentratsiooni määramine – 5. osa: PCDDde/PCDFide ja PCBde pikaajaline proovide võtmine, 2015.
[217] Euroopa Standardikomitee, EN ISO 25139:2011 „Stabiilne kiirgusallikas – metaani kontsentratsiooni määramise käsiraamat gaasikromatograafia abil“ (ISO 25139:2011), 2011.
[218] ISO, ISO 11338–1:2003 paiksete allikate heitkogused. Gaasi ja osakeste faasi polütsükliliste aromaatsete süsivesinike määramine. Osa 1: Proovide võtmine 2003. aastal.

[219] ISO, ISO 11338–2:2003 statsionaarsete allikate heitkogused. Gaasi ja osakeste faasi polütsükliliste aromaatsete süsivesinike määramine. Osa 2: Proovide ettevalmistamine, puhastamine ja määramine, 2003.

[220] Laudal, „Continuous Mercury Monitors for Fossil Fuel-Fired Utilities“, „Continuous Mercury Monitors for Fossil Fuel-Fired Utilities“, Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams, 2015, lk 71–89.

[221] Senior, „Batch Methods for Mercury Monitoring“, Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams, 2015, lk 91–107.

[222] KOM, komisjoni talituste töödokument Euroopa standardimist käsitlevates liidu 2015. ja 2016. aasta tööprogrammides, sealhulgas Euroopa standardiorganisatsioonidele saadetud rakendusaktides ja volitustes ette nähtud meetmete rakendamise kohta (SWD(2015) 301 final), Euroopa Komisjon, 2016.

[223] US EPA, Method 30B – Determination of Total aurpor phase mercury emissions from coal-burn sources using carbon sorbent traps, United States Environmental Protection Agency, United States Environmental Protection Agency, 2014 (Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitse Agentuur, 2014).

[224] US EPA, Performance specifications 12 B – Spetsifikatsioonid ja katsemenetlused paiksetest allikatest pärit elavhõbeda koguheite jälgimiseks sorbentpüünise seiresüsteemi abil, Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitse Agentuur, 2014.

[225] Safe, „Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures using the Toxic Equivalency Factor Approach“ (Keemilise segu ohtlikkus ja riskihindamine, kasutades toksilise ekvivalentfaktori lähenemisviisi), keskkonnatervise väljavaated, kd 106, 1998, lk 1051–1058.

[226] Jung et al., „Assessment of Benzo(a)pyrene-ekvivalentne kartsinogenity and Mutageencity of Residential Indoor versus Outdoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Exposing Young Children in New York City“, International Journal of Environmental Research and Public Health, 7. kd, nr 5, 2010, lk 1889–1900.

[227] MDH, Guidance for Evaluating the Cancer Potency of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures in Environmental Samples, Minnesota terviseosakond, 2016.

[228] Van den Berg jt, „Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife“, Environmental Health Perspectives, 106. kd, nr 12, 1998.

[229] KOM, Parim võimalik tehnika (PVT) viitedokument värviliste metallide tööstuse jaoks (NFM BREF), Euroopa Komisjon, JRC Sevilla EIPPCB, 2017.

[230] Dietz, „Response factors for gas chromatographic analysis“, Journal of Chromatographic Science, 5. kd, nr 2, 1967, lk 68–71.

[231] MCERTS, Technical Guidance Note (Monitoring) M16 – lenduvate orgaaniliste ühendite ja metaani seire gaasikäigust pärit gaaside heites, 2016.

[232] CEN, EN 14884:2005 Õhukvaliteet – statsionaarsete allikate heitkogused – elavhõbeda kogusisalduse määramine: automaatsed mõõtesüsteemid, 2005.

[233] CEN, EN ISO 25140:2010 – Automaatne meetod metaani kontsentratsiooni määramiseks leekionisatsioondetektoriga (FID) (ISO 25140:2010), 2010.

[234] CEN, EN ISO 16911–2:2013 statsionaarse allika heited. Kiiruse ja mahulise voolukiiruse käsitsi ja automaatne määramine kanalites. Osa 2: Automaatsed mõõtesüsteemid (ISO 16911–2:2013), 2013.

[235] VDI, VDI 4285 Osa 1:2005 Difuusiivsete heidete määramine mõõtmiste teel – Põhimõisted, 2005.

[236] VDI, VDI 4285 Part 2:2011 Diffusive emissions by measurement – Industrial halls and loomakasvatus, 2011

[237] CONCAWE, An Assessment of a Optiline gaasi piltdiagnostikasüsteem väljapääsevate süsivesinike heitkoguste kvantifitseerimiseks, aruanne nr 2/17, 2017.

[238] VDI, VDI 3883, osa 1:2015 „lõhnade mõjud ja hindamised – lõhnade ärrituse hindamine – küsimustikud“, 2015.

[239] VDI, VDI 3883 Osa 2:1993 Mõjude mõju ja hindamine. Müügiparameetrite kindlaksmääramine küsitlemise teel – naabrite paneelarutelude korduvad lühiküsitlused, 1993.

[240] CEN, EN 16413:2014 Ambient air – Biomonitooring samblikega – epifüütilise samblike mitmekesisuse hindamine, 2014.
[241] CEN, EN 16414:2014 Ambient air – Biomonitooring samblaga – atmosfääri saasteainete kogunemine samblasse kohapeal: alates kogumisest kuni proovide ettevalmistamiseni, 2014.
[242] CEN, EN 16789:2016 „Ambiient air – Biomonitoring with Higher Plants – Method of the standard kokkupuude tubakaga“, 2016.
[243] DE UBA, ROMi koostamiseks esitatud pildid, Umweltbundesamt (Saksamaa föderaalne keskkonnaamet), 2016.
[244] LUA NRW, Merkblätter – Nr. 31 – Leitfaden zur Durchführung der Abwasserprobenahme NRWs (Reoveeproovide võtmise juhend Nordrhein-Westfaleni liidumaal), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Nordrhein-Westfaleni liidumaa keskkonnaamet), 2001.
[245] Cefic ja CONCAWE, „Comment submitted during the preparation of the ROM“, Personal Communication, 2013.
[246] UK, „Comment submitted during the preparation of the ROM“, Personal Communication, 2013.
[247] CEN, EN 15445:2008 – Tööstussektoritele ühist huvi pakkuvad väljapääsetavad ja hajunud heitkogused – Väljapääsmatu tolmuallikate kvalifitseerimine pööRddispersiooni modelleerimise abil, 2008.
[248] CEN, EN 15446:2008 – Tööstussektoritele ühist huvi pakkuvad väljapääsetavad ja hajusheide – seadmetest ja torustikest tekkivate aurude kontrollimatu heite mõõtmine, 2008.
[249] CEN, EN 16253:2013 Õhukvaliteet – atmosfääri mõõtmine maapinna lähedal aktiivse diferentseeritud optilise absorptsioonispektroskoopiaga (DOAS) – välisõhu ja hajuheite mõõtmine, 2013.
[250] KOM, M/513 – Standardimisvolitused CENile, CENELECile ja ETSI-le vastavalt direktiivile 2010/75/EL Euroopa standardmeetodi kohta gaasilise vesinikkloriidi (HCl) automaatseks määramiseks tööstuskäitiste õhku paisatavates heitgaasides, 2012.
[251] KOM, M/514 – Standardimisvolitused CENile, CENELECile ja ETSI-le vastavalt direktiivile 2010/75/EL seoses Euroopa standardmeetodiga lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) kontrollimatu ja hajuheite määramiseks teatavatest tööstuslikest allikatest atmosfääri, 2012.
[252] Robinson jt, „Infrapuna diferentsiaalabsorptsioon Lidar (DIAL) measurement of hydrocarbon emissions“, Journal of Environmental Monitoring, 13 kd, nr 8, 2011, lk 2213–2220.
[253] INERCO, „Control eficaz de emisiones mediaante sistemas automáticos de medida (efektiivne heitkoguste kontroll automatiseeritud mõõtesüsteemide kaudu)“, Ingeniería Química, nr 507, 2012, lk 94–97.
[254] CEN, EN ISO 16911–1:2013 statsionaarse allika heited. Kiiruse ja mahulise voolukiiruse käsitsi ja automaatne kindlaksmääramine kanalites. Osa 1: Manuaalne standardmeetod (ISO 16911–1:2013), 2013.
[255] EURELECTRIC, „Märkused esitatud ROMi koostamisel“, isiklik kommunikatsioon, 2013.
[256] CONCAWE, „Märkused esitatud ROMi koostamisel“, isiklik kommunikatsioon, 2013.
[257] CEN, EN 15267–4:2017 Õhukvaliteet. Automatiseeritud mõõtesüsteemide sertifitseerimine. Osa 4: Paiksetest allikatest pärineva heite perioodiliseks mõõtmiseks kasutatavate automatiseeritud mõõtesüsteemide tulemuslikkuse kriteeriumid ja katsemenetlused, 2017.
[258] CEN, EN ISO 10304–3:1997 Vee kvaliteet – lahustunud anioonide määramine ioonide vedelikkromatograafia abil. Osa 3: Kromaadi, joodiidi, sulfiti, tiotsüanaadi ja tiosulfaadi määramine (ISO 10304–3:1997), 1997.

[259] APHA, vee ja reovee kontrollimise standardmeetodid: Meetod 2540F. Setable Solids, American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, 1999

[260] CEN, EN ISO 14403–1:2012 Vee kvaliteet. Kogu tsüaniidi ja vaba tsüaniidi määramine vooluanalüüsi abil (FIA ja CFA) – 1. osa: Voolu sissepritse analüüsi meetod (FIA) (ISO 14403–1:2012), 2012.

[261] CEN, EN ISO 14403–2:2012 Vee kvaliteet. Kogu tsüaniidi ja vaba tsüaniidi määramine vooluanalüüsi abil (FIA ja CFA) – 2. osa: Pideva voolu analüüsi meetod (CFA) (ISO 14403–2:2012), 2012.

[262] ISO, ISO 17179:2016 statsionaarsed allikad – ammoniaagi massikontsentratsiooni määramine suitsugaasis – automaatsete mõõtesüsteemide jõudlusnäitajad, 2016.

[263] ISO, ISO/TS 16489:2006 „Vee kvaliteet – juhised tulemuste samaväärsuse kindlaksmääramiseks“, 2006.

[264] CEN, CEN/TS 16800:2015 Suunised füüsikalis-keemiliste analüüsimeetodite valideerimiseks, 2015.

[265] INERIS, uuring AMSi ja SRMi tulemuslikkuse kohta ning nende mõju õhusaasteainete heite piirväärtuste vähendamise teostatavusele PVT-viitedokumentide ja parima võimaliku tehnika läbivaatamise kontekstis ning PVT-tasemete väljatöötamisele tööstusheidete direktiivi kohaselt,Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2016.

[266] IPCC, IPCC suunised kasvuhoonegaaside riiklike inventuuride kohta – 5. köide: Jäätmed, 2006.

[267] CEN, EN ISO 9169:2006 Õhukvaliteet. Automaatse mõõtesüsteemi jõudlusnäitajate määratlemine ja kindlaksmääramine (ISO 9169:2006), 2006.

[268] CEN, EN ISO 14956:2002 Õhukvaliteet – Mõõtmisprotseduuri sobivuse hindamine võrreldes nõutava mõõtemääramatusega (ISO 14956:2002), 2002.

[269] Eurachem/CITAC, Eurachem/CITAC juhend: Kvantitatiivne ebakindlus analüütilises mõõtmises, kolmas väljaanne, 2012.

[270] ISO, ISO/DIS 21877:2018 Staatsary source emissions – Determination of the mass concentration of ammoniaak – Manual method, 2018.

[271] ISO, ISO 5725–1:1994 Mõõtmismeetodite ja tulemuste täpsus (tõesus ja täpsus). Osa 1: Üldised põhimõtted ja määratlused, 1994.

[272] CEN, CEN/TR 15983:2010 „Püsteallikate heited – suunised standardi EN 14181:2004, 2010 kohaldamise kohta“.

[273] CEWEP ja ESWET, „Comment submitted during the preparation of the ROM“, Personal Communication, 2016.

[274] NIST/SEMATECH, NIST/SEMATECH e-Handbook of Statistical Methods, 2017.

[275] IUPAC, Comendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (edaspidi „kuldraamat“), 2017.

[276] VDI, VDI 2442:2014 Jäätmegaaside puhastamine – termilise heitgaasi puhastamise meetodid, 2014. [277] KOM, parima võimaliku tehnika (PVT) viitedokument suuremahulise põletamise kohta
Tehased (LCP BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskus Sevilla EIPPCB, 2017.

[278] Janicke, Chemische Oxidierbarkeit organischer Wasserinhaltsstoffe (orgaaniliste ühendite keemiline oksüdeeritavus vees), Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Dietrich Reimer Verlag, 1983.

[279] CEN, EN ISO 8467:1995 „Veekvaliteet – permanganaadiindeksi määramine“ (ISO 8467:1993), 1995.

[280] KOM, läbivaadatud parima võimaliku tehnika (PVT) viitedokumendi lõplik kavand jäätmekäitluse kohta (WT BREF), Euroopa Komisjon, JRC Sevilla EIPPCB, 2017.

[281] Analytik Jena, Grundlagen – Instrumentation und Techniken der Summenparameteranalytik (Fundamentals – Instrumentation and Techniques for the Analysis of Sumparameters, 2007).

[282] Wasserchemische Gesellschaft, Validierungsdokument zur Norm DIN 38409–22 (SPE-AOX) (Saksa standardi DIN 38409–22 (SPE-AOX) valideerimisdokument), 1999.
[283] CEN, CEN/TS 13649:2014 Püsiallikate heide – üksikute gaasiliste orgaaniliste ühendite massikontsentratsiooni määramine – Sorpatiivne proovivõtumeetod, millele järgneb lahusti ekstraheerimine või termiline desorptsioon, 2014.
[284] KOM, Best Available Techniques (BAT) Viitedokument kodulindude või sigade intensiivseks taastamiseks (IRPP BREF), Euroopa Komisjon, Teadusuuringute Ühiskeskus Sevilla EIPPCB, 2017.
[285] CEN, EN ISO 5667–14:2016 Vee kvaliteet. Proovivõtt – Osa 14: Keskkonnaveeproovide võtmise ja käitlemise kvaliteedi tagamise ja kvaliteedikontrolli suunised (ISO 5667–14:2014), 2016.
[286] Sterlitech, klaaskiu võrdlustabel, 2017.
[287] Oleksy-Frenzel et al., „ioonkromatograafia kasutamine orgaaniliste rühmade parameetrite AOCl, AOBr ja AOI määramiseks vees“, Fresenius Journal of Analytical Chemistry, kd 366, nr 1, 2000, lk 89–94.
[288] Kinani et al., „Adsorbeeritavate orgaaniliste halogeenide määramine pinnaveeproovides põlemismikrokulomeetriaversus põlemisioonkromatograafia tiitrimise teel“, Journal of Chromatography A,kd 1539, 2018, lk 41–52.
[289] Wagner et al., „Adsorbeeritava orgaanilise fluori määramine vesikeskkonna proovidest adsorptsiooni teel polüstüreeni-divinüülbenseeni baasil aktiivsöele ja põlemisioonkromatograafiale “, Journal of Chromatography A, kd 1295, 2013, lk 82–89.
[290] Willach et al., „Valitud perfluoroalküül- ja polüfluoroalküülainete mõju adsorbeeritavale orgaaniliselt seotud fluorile Saksa jõgedes ja väga saastunud põhjavees“, Chemosphere, 145, 2016, lk 342–350.
[291] CEN, EN ISO 20227:2017 „Vee kvaliteet. Reovee, loodusliku vee ja kemikaalide kasvu pidurdava mõju määramine pardivetika *Spirodela polyrhiza'le – Meetod*, mille puhul kasutatakse varukultuurist sõltumatut mikrobiotesti“ (ISO 20227:2017), 2017.
[292] CEN, FprCEN/TS 17198:2017 Püsiallikate heitkogused – heitkoguste prognoosimise süsteemid (PEMS) – Kohaldatavus, täitmine ja kvaliteedi tagamine, 2017.
[293] KOM, komisjoni teatis Euroopa Parlamendile, nõukogule, Euroopa Majandus- ja Sotsiaalkomiteele ning Regioonide Komiteele „Euroopa standardimist käsitlev liidu 2018. aasta tööprogramm“ (SWD(2017) 284 final), 2017.
[295] Kolb jt, „Keemilise hapnikutarbe (KHT) määramine alternatiivse märgmeetodiga, mis ei sisalda elavhõbedat ega dikromaati“, Water Research, kd 122, 2017, lk 645–654.
[296] Genthe and Pliner, Water Online – Total Oxygen Demand (TOD) – alternatiivne parameeter reovee orgaaniliste ainete reaalajas seireks, 2015.
[297] ASTM, ASTM D6238–98:2017 Standard Test Method for Total Oxygen Demand in Water, American Society for Testing and Materials, 2017.

ELiga ÜHENDUSE VÕTMINE

Isiklikult

Üle kogu Euroopa Liidu on sadu Europe Directi teabekeskusi. Lähima keskuse aadressi leiate aadressilt: http://europea.eu/contact

Telefoni või e-posti teel

Europe Direct on teenus, mis vastab teie küsimustele Euroopa Liidu kohta. Võite selle teenusega ühendust võtta:

- tasuta telefoni teel: 00 800 6789 1011 (teatavad operaatorid võivad nende kõnede eest tasu võtta),

- järgmisel standardnumbril: + 32 2299 9696 või

- e-posti teel: http://europa.eu/contact

TEABE LEIDMINE ELi KOHTA

Internetis

Teave Euroopa Liidu kohta kõigis ELi ametlikes keeltes on kättesaadav Europa veebisaidil: http://europa.eu

ELi väljaanded

Tasuta ja tasulisi ELi väljaandeid saate alla laadida või tellida veebisaidilt EU Bookshop: http://bookshop.europa.eu. Tasuta väljaannetest saab mitu koopiat, võttes ühendust Europe Directi või oma kohaliku teabekeskusega (vt http://europa.eu/contact).

KJ-NA-29261-EN-N

JRC Mission

As the science and knowledge service of the European Commission, the Joint Research Centre's mission is to support EU policies with independent evidence throughout the whole policy cycle.

EU Science Hub
ec.europa.eu/jrc

@EU_ScienceHub

EU Science Hub - Joint Research Centre

Joint Research Centre

EU Science Hub

DOI:10.276
0/344197
ISBN 978–
92–79–
86853–5

Publications Office