

Marko Kaasik (Tartu Ülikool), 2011



E-kursuse "Õhu saasteseire korraldamine" materjalid

Aine maht 3 EAP

Marko Kaasik (Tartu Ülikool), 2011

1. Sissejuhatus

1.1. Mis on seire?

Eesti mõistele 'seire' on kolm inglisekeelset vastet:

1. *monitoring* — on teada, kuidas ja milleks mõõta ning on antud kindlad kriteeriumid aparatuurile, sagedusele jms. Näiteks Euroopa Liidu õhuseire nõuded mõõtmiste täpsusele ja kesusele (pidevmõõtmistel 95 %, pistelistel 14 % ajaline kaetus).
2. *survey* — on kindlad kriteeriumid mõõtmistele, kuid programm ei ole nii kindlalt paigas.
3. *surveillance* — on selgitamisel, kas, mida ja kuidas seirata.

Lisaks hõlmab eesti mõiste 'seire' ka kaugseiret, kuigi inglisekeelsel vastel *remote sensing* puudub seos monitooringuga. Kaugseiret kui tehnoloogiat või meetodit saab kasutada kolme loetletud tegevuse toetamiseks.

Antud kursus annab aluse õhku kui elukeskkonda iseloomustavate näitajatega opereerimiseks aruka seire kavandamisel, keskendudes põhiliselt selle mõiste raangeimale tähendusele (*monitoring*).

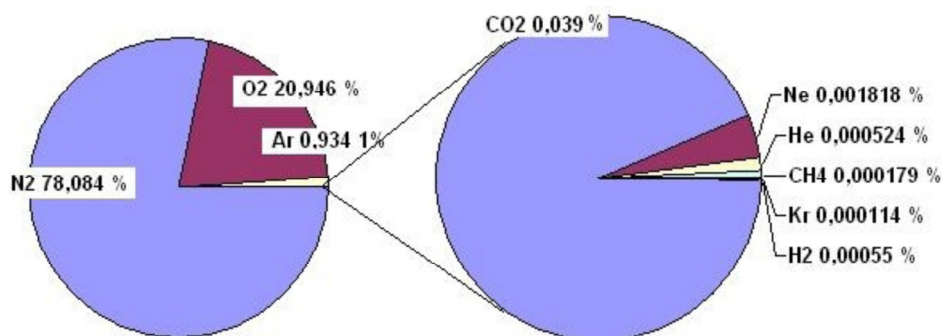
1.2. Milleks õhu saasteseire korraldamine?

Inimene võib söömata olla nädalaid, joomata päevi, *hingamata vaid minuteid*. Puhas ja värske õhk tõstab eluslooduse toonust, õhu saastamine võib aga viia ülemaailmsete hädadeni.

Saastega toime tulemiseks on kolm viisi: (a) selle teket vältida, (b) seda lahjendada keskkonnas ohutu sisalduseni või (c) seda neutraliseerida. Õhusaaste ohjamiseks jääb alatiseks vajadus osata õhu seisundit pädevalt hinnata ja kaitsta. Selleks on vajalik õppida õhu saasteainete liigitamist ja mõõtemetodeid ning piiramise vahendeid, saaste leviku protsesse atmosfääris ning saastelevi modelleerimist — mida antud kursuse raames tehaksegi.

1.3. Õhk ja atmosfäär

Õhk on gaaside segu, millest koosneb Maad ümbritsev keskkond — atmosfäär. Seda võib kujutleda õhuokeanina, mille sügavas põhjas toimub maapealne elu. Atmosfääri põhikomponendid lämmastik, hapnik ja argoon moodustavad üle 99,9 % atmosfääri massist ning määravad õhu keskmise molekulmassi (u. $29 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$) ning vastavalt gaasi olekuvõrrandile ka õhu tiheduse (normaalingimustel $1,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$). Ülejäänud koostisosi nimetatakse lisandgaasideks. Alumise 90-100 km piires on õhu keskmine koostis ja molekulmass küllaltki hea läbisegunemise tõttu püsivad (Joonis 1.1).



Joonis 1.1. Maapinnalähedase kuiva atmosfääriõhu keskmine koostis

Süsinikdioksiidi kontsentratsioon atmosfääris on võrreldes tööstusajastu eelse ajaga tõusnud umbes 30 %, tõus jätkub. Sama tendents kehtib ka metaani puhul. Veeauru kontsentratsioon atmosfääris, s.o. õhu absoluutne niiskus, sõltub temperatuurist. Absoluutne niiskus on keskmiselt 0,03 % Antarktikas ja kuni 4 % niiskes troopikas (vastavalt grammi murdosa ja mõnikümne grammi veeauru m^3 -s). Veeauru ei arvata suure varieeruvuse tõttu atmosfääri püsikoostisosade hulka, vaid antakse kuiva õhu keskmine koostis.

Atmosfääris eristatakse mitut kihti.

1. Alumist 10-12 km kihti (kuni 18 km troopikas) nimetatakse troposfääriks — selles kujuneb ilm. Maapinna lähedal on õhusaaste hajumisele mõjuvate jõudude osas oluline eristada veel

(a) planetaarset piirkihti (u 1 km maapinnast) — vahetult pinnahõõrdejõudude tugeva mõju all olev õhu kiht;

(b) pinnakihti — u 1/10 piirkihist (vt ptk. 3).

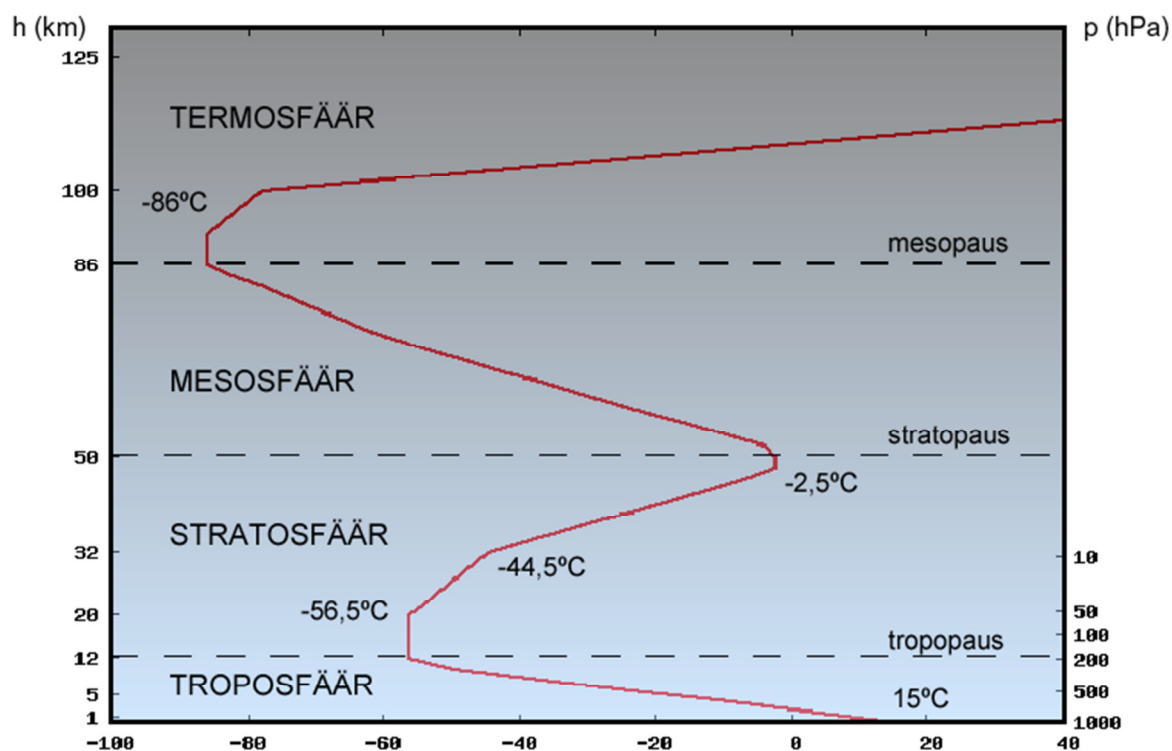
Troposfäär lõpeb tropopausiga, kus temperatuur on u. -50 C (Joonis 1.2). Õhk troposfääri ja stratosfääri vahel vahetub aeglaselt, kuna tropopaus on põhimõtteliselt püsiv inversioonikiht.

4. Stratosfääris asub suurem osa atmosfääriosoonist (osoonikiht), mis neelab Päikese ultraviolettkiirgust, mis on temperatuuri tõusu põhjuseks kõrgusega.

5. Mesosfääris temperatuur Maast kaugenemise tõttu taas langeb, sest seal ei neeldu oliuliselt päikese kiirgust.

6. Termosfäär on nimetuse saanud temperatuuri tõusu järgi — kuni 1000 °C mõnesaja kilomeetri kõrgusel, kuna intensiivsem Päikese korpuskulaarkiirgus (kiired osakesed) lõhub molekule ja ioniseerib aatomeid. Samas on õhk termosfääris miljoneid kordi hõredam kui maapinna lähedal.

Homosfääris (kuni 100 km kõrgusel asuva turbopausini – see hõlmab niisid troposfääri, stratosfääri ja mesosfääri) on turbulentsse segunemise tõttu tõttu õhu molekulaarmass jääv.



Joonis 1.2. Atmosfääri termiline kihistus. Õhurõhk langeb kõrgusega eksponentsiaalselt: 5 km kõrgusel on õhk ligi 2 korda ja 100 km kõrgusel ligi 1000 000 korda hõredam kui aluspinnal.

Troposfääri profiili mõõdetakse traditsiooniliselt raadiosondidega. Eestis saadab sonde üles Harku Aeroloogiakeskus. Kogu maailmas tehtavate sondeeringute jooksev ja ajalooline andmebaas on kättesaadav USA Wyomingi ülikooli kodulehelt:

<http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (Tallinn-Harku jaama kood: 26038).

1.4. Atmosfäär kui eluks vajalik keskkond

Vaba hapnik atmosfääris on miljardite aastate fotosünteesi tulemus. Nagu elu sai alguse vees (esmane atmosfäär UV-kiirgust ei neelanud), levis esmalt ka hapnik hüdroosfääris. Kambriumi plahvatus ehk spurt loomariigi arengus toimus tänu O_2 sisalduse kiirele tõususe atmosfääris. Kõik tänapäeva eluvormid vajavad eluks hapnikku. Üks keskmine 100-aastane 200 000 lehega puu pinnalaotusega $1200 m^2$ tarbib ühe päikeselise päeva jooksul 9000 liitrit CO_2 ja toodab 1200 kg süsivesikuid, vabaneb 9000 liitrit O_2 mis vastab u. 45 000 liitrile hapnikurikkale õhule – päevane hingamine 2-3 inimese jaoks. Fotosünteesitud glükoosi tarvitab puu ka ise ära energia tootmiseks.

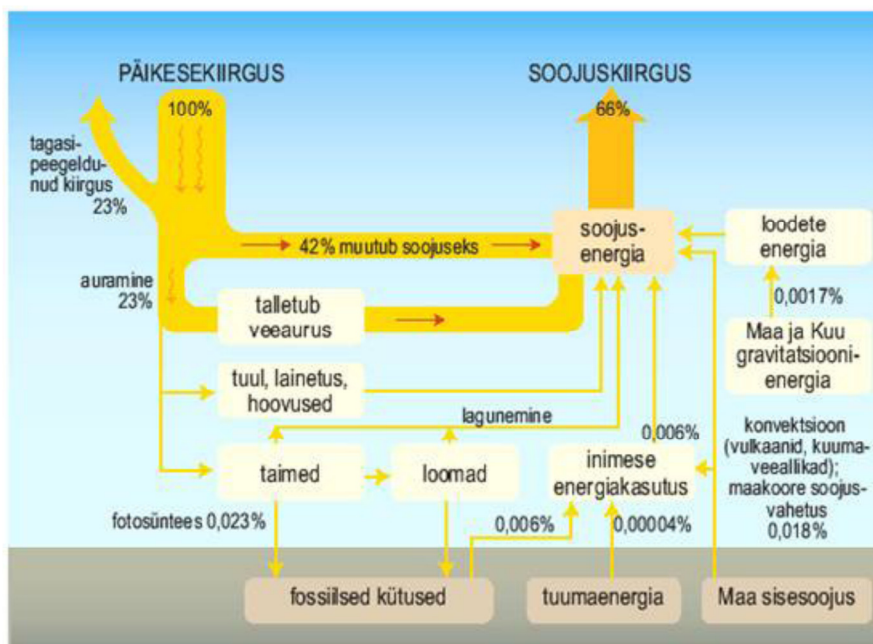
Süsinikdioksiid CO_2 vabaneb põlemisel ja hingamisel. Atmosfääri CO_2 neelab Maa soojuskiirgust ja hoiab seega maapinnal sooja: atmosfääri puudumisel oleks Maa keskmine temperatuur - 18 °C, tegelikult on +15 °C.

Stratosfääriosoon kaitseb maapinda Päikese UV-kiirguse (UV-B diapsoon $\lambda = 280-315$ nm) eest. Veel lühema lainepikkusega UV-C (nn kalk UV-kiirgus) neelavad atmosfääri põhigaasid.

Teisisõnu — elu Maal on evolutsiooniliselt kohandunud Maa atmosfääriga. See on meie elukeskkond, mida tuleb kaitsta.

1.5. Kiirgusülekanne atmosfääris ja kasvuhooneefekt

Joonisel 1.3 on kujutatud peamised energiavood atmosfääris.



Joonis 1.3. Energiavood Maal (osatähtsus atmosfääri ülapiirile langevast päikesekiirgusest)

Ainsaks arvestatavaks Maa energiaallikaks on päikesekiirgus (lainepikkus $\lambda_{max} = 550$ nm). Peamiselt Maa ja atmosfääri vahetu soojenemise ja aurustunud vee kondenseerumise läbi

muutub peaaegu kogu neeldunud kiirgus Maa enda soojuskiirguseks (lainepikkuse maksimumiga u. 10 μm). Maale saabuva ja siit lahkuva kiirguse vahel valitseb üsna täpne tasakaal kiirgustemperatuuril 255 K ehk -18 C kosmosest vaatleja jaoks. Keskmine temperatuur maapinnal on aga 288 K (+15 C). Erinevus tuleneb gaasidest atmosfääris (veeaur, CO_2 , CH_4 jt.), mis neelavad soojuskiirgust ja muudavad atmosfääri ning maapinna soojemaks eemalt mõõdetud kiirgustemperatuurist. Seda nähtust nimetatakse kasvuhooneefektiks (*greenhouse effect*). Atmosfääris soojuskiirgust neelavad gaasid tõstavad aluspinna temperatuuri ja eemalt mõõdetava kiirgustemperatuuri vahet. Kiirgustemperatuur oluliselt muutuda ei saa (see on määratud energiaga, mida Maa saab Päikeselt), muutuvad aluspinna ja atmosfääri temperatuur. Seega eespool nimetatud nn. kasvuhoonegaaside lisamisest atmosfääri tuleneb inimtekkeline mõju kasvuhooneefektile.

1.6. Atmosfääri tsirkulatsioon

1.6.1. Globaalne troposfääri tsirkulatsioon

Kuna Maa ekvatoriaalvöönd saab polaaraladest rohkem päikesekiirgust, moodustub ekvaatori lähedal tõusev ja polaaraladel laskuv õhuvool. Troposfääri tsirkulatsioon on veelgi keerulisem, koosnedes kokku kolmest rakust kummalgi poolkeral (Joonis 1.4). Laskuva õhuvooluga ala moodustub ka troopiliste laiuste (30° ümbruses) kohale. Seetõttu valitseb seal valdavalt kõrgrõhuala ja kuiv ilm — kõrbevöönd. Teine tõusva õhuvooluga ala on 60° ümbruses. Kuna tõusva õhuvooluga kaasneb õhu jahtumine ja veeauru kondenseerumine, on selles vööndis küllaltki palju sademeid.

Coriolise jõu mõjul kaldub tuul paremale. Seetõttu puhuvad püsivad tuuled ekvaatori lähedal (passaadid) põhjapoolkeral kirdest edelasse. Parasvöötmes on Coriolise jõud tugevam ja põhivool suundub peaaegu otse läände, lõuna-põhjasuunaline komponent on sellega võrreldes üsna väike. *Coriolise* jõu mõjul moodustuvad ka tsüklonid (vastupäeva pöörised) madalrõhkkondade ja antitsüklonid (päripäeva pöörised) kõrgrõhkkondade ümber.

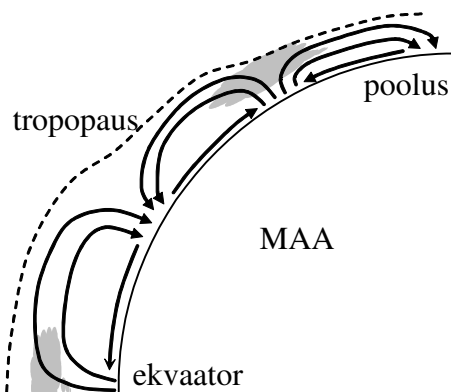


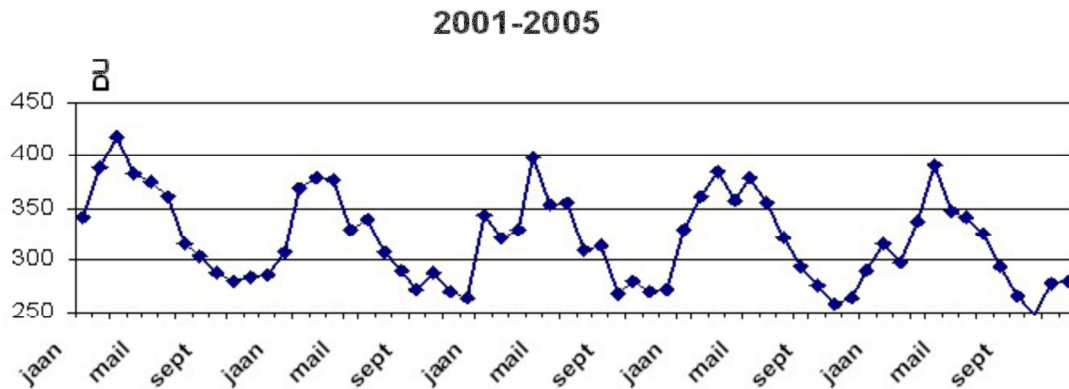
Figure 1.4. Troposfääri globaalne (Hadley) tsirkulatsioon

1.6.2. Tropopausi kõrgus ja osoonikiht

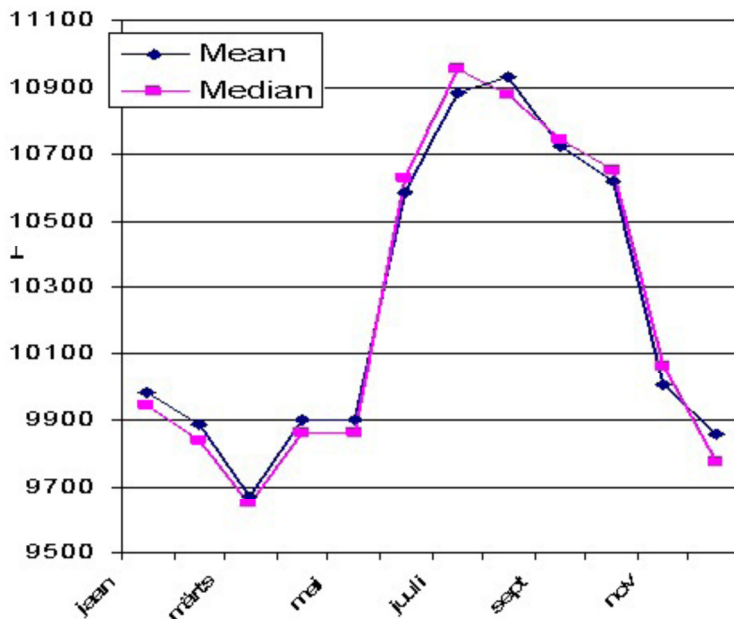
Suurem osa atmosfääris leiduvast osoonist paikneb 10-30 km kõrgusel stratosfääris. Atmosfääriosooni koguhulga ehk osoonikihi paksuse all mõistetakse kujuteldava vaid osoonist koosneva kihi paksust, kui kõik atmosfääris leiduvad osoonimolekulid tuua merepinna tasandile nn normaaltingimustele. Üle Maa keskmiselt oleks selline osoonikiht kõiges umbes 3 mm paks. Osoonikihi paksust väljendatakse dobsoni ühikutes (DU): 1 mm paksusele osoonikihile vastab 100 DU. Maksimaalse maailmas registreeritud osoonikihi paksus on 675 DU ja minimaalne Antarktika kevadises osooniaugus alla 100 DU. Eesti

keskmine on 350 DU (piirid umbes 200 – 550).

Osoonikihi paksusel põhjapoolkera parasvöötme kohal on tüüpiline aastane käik (Joonis 1.5). Kõige paksem on ta märtsis/aprilli alguses ja seejärel langeb tasapisi kuni kõige õhema seisuni oktoobris/novembris. Osoon tekib massiliselt troopilise stratosfääri ülakihis, kust meridionaalne õhuringlus kannab seda pooluse suunas, suhteliselt madalamal lasuvaisse kihtidesse. Osoonikihi paksus sõltub ka ilmast: kõrgrõhkkond surub tropopausi ülespoole ja statosfääri osoon selle peal valgub kõrvale. Nii on selge ilmaga stratosfäärosooni tavaliselt vähem. Tropopausi kõrguse käiku Tallinna kohal näeb joonisel 1.6.



Joonis 1.5. Osoonikihi paksus (DU) aastatel 2001-2005 Tallinna kohal raadiosondi mõõtmiste järgi



Joonis 1.6. Tropopausi keskmine kõrgus (hPa) 1979-2002 Tallinna kohal raadiosondi mõõtmiste järgi

Teatud inimtekkeliste ainete (peamiselt kloorfluoorsüsinikud — CFC-d) lagunemisel Päikese UV-kiirguse toimet stratosfääris tekivad vabad klooriradikaalid, mis reageerivad osooniga, lagundades selle tavaliseks hapnikuks. Kloori aatom vabaneb uuesti. Nii võib üks Cl aatom lagundada sadu tuhandeid osoonimolekule enne kui mõnes muus reaktsioonis moodustab stabiilsema ühendi. Õhust raskemate CFC-de difundeerumine stratosfääri võtab aastaid. Teravaim on osooniprobleem polaaraladel: päikesepaisteta talvedel koguneb sinna suurel hulgal potentsiaalselt ohtlikke aineid, mis kevadel päikese tõusuga kiiresti lagunevad ning

vabanenud radikaalid alustavad osooni lagundamist, viies suve lõpuks osooniauguni. Lisaks on lõunapooluse lähedal osooniauk sügavam kui põhjapooluse lähedal: seal on antitsükloonaalne õhukeeris, mis takistab õhu läbisegunemist väiksemate laiuste õhuga, tugevam.

Selles kursuses on tähelepanu koondatud troposfääris ja eriti planetaarses piirkihis toimuvatele protsessidele, mis on otseselt mõõdetavad ning jälgitavad maapealsete sensoritega. Ka enamik õhusaastest levib planetaarses piirkihis.

1.7. Atmosfääriseire iseära

Võrreldes teiste Maa sfäärade ja keskkondadega muutub atmosfääri seisund õhu väiksema tiheduse (ja seetõttu suurema liikuvuse) tõttu kiiremini, nii peab ka seire kiirelt toimima. Ilmavaatluste üldlevinud samm on 3 h, pideva õhuseire jaamad registreerivad kontsentratsioone õhus mitmel korral tunnis, sageli mitmel korral minutis, väljundandmetena antakse tavaliselt tunnikeskmsed.

2. Õhusaaste

2.1. Saasteained

Saasteaineks nimetakse gaasi või aerosooli siis, kui see häirib inimeste, loomade või taimede elutegevust. Aine, mis teatud kontsentratsioonides on atmosfääri loomulik koostisosa (kahjutu või eluks vajalik, näiteks CO_2 taimede bioproduksiooniks), võib suuremas kontsentratsioonis osutada otseselt või kaudselt ohtlikuks (CO_2 kliima mõjutajana). Lisandi määratlemine saasteaineks sõltub kontekstist. Sageli käsitletakse saasteainena ainult neid lisandeid, mis inimtegevuse tulemusena ületavad ajuti või kohati looduslikku fooni ja saavutavad ohtlike tasemeid.

Üldjuhul ei ole õhusaaste piiritlemine ainult inimtekkeliste allikatega siiski mõistlik. Ohtlike saastetasemeid tekitavad ka looduslikud allikad, nt tuhk, SO_2 jm. vulkaanipursetest pärinevad gaasid. Sarnased on ka mõõtmis- ja arvutusmeetodid, millega loodusliku õhusaaste levikut jälgitakse, samuti kaitsemeetmed (individuaalsed kaitsevahendid; evakuatsioon).

Teine äärmuslik käsitus määratleb kõiki atmosfääri lisandeid peale põhigaaside (N_2 , O_2 , Ar) saasteainetena. Geniaalselt lihtne, kuid kas on taolisest määratlusest kasu?

Tavaliselt piirduakse kitsama hulga lisanditega, mis mängivad atmosfääri ja eluslooduse seostes tähtsat rolli. Vaatleme peamisi neist lähemalt.

On kolm lisandgaaside gruppi, mille jälgimisel õhus on aastakümnete pikkused traditsioonid:

1. vääveldioksiid SO_2
2. lämmastiku oksiidid: lämmastikoksiid (NO), lämmastikdioksiid (NO_2)
3. osoon O_3

SO_2 ja NO on primaarsed saasteained õhus, st sattuvad õhku sellisel kujul otse saasteallikatest. O_3 aga tekib õhus keemilistel reaktsioonidel, milles etendab kindlat osa päikesekiirgus. Siin ja edaspidi peame silmas troposfääriosooni, mis erinevalt stratosfääri osoonikihist on käsitletav saasteainena. NO_2 osakaal primaarsetes heitmetes on reeglina väike, suurem osa sellest moodustub N_2 oksüdeerumisel atmosfääris (taas on oluline osa päikesekiirgusel).

2.1.1. Vääveldioksiid

Põhiliseks SO_2 inimtekkeliseks allikaks on fossiilsete kütuste põletamine (energeetika, metallurgia). Väävlisisaldus kivisöes on 0,1-4 %, naftaproduktides kuni 3 % (raske kütteõli). Eesti põlevkivis on väävlit enamasti 1-2 %. Autobensiinis ei sisaldu arvestataval hulgal väävlit, samuti looduslikus gaasis, mida puhastatakse väga efektiivselt H_2S -st.

Vääveldioksiidi emissioonid lähtuvad peamiselt tööstuspiirkondadest ja kanduvad sealt tuhandete kilomeetrite taha, moodustades happelisi sademeid (reaktsioonil atmosfääriveega tekib väävelhape H_2SO_4). Kuni 1970-ndate aastateni kasvasid SO_2 heitkogused maailmas pidevalt, hiljem on tööstuslikult arenenud maades heitkogused oluliselt vähenenud. Arengumaades (eriti Hiina) heitkoguste kasv jätkub. Praegu annavad inimtekkelised allikad umbes 3/4 õhku paisatavast SO_2 kogusest. Looduslikest SO_2 allikatest onpeamised fütoplankton (paiskab õhku dimetüülsulfiidi, mis oksüdeerub vääveldioksiidiks) ja vulkaanipursked.

Eestis on SO_2 õhuheitmeid kõige rohkem Ida-Virumaal (u 20 000 $t \cdot a^{-1}$) ja umbes kolm korda vähem Harjumaal, tunduvalt vähem mujal.

2.1.2. Lämmastiku oksiidid (NO_x)

NO põhiliseks inimtekkeliseks allikaks on põlemine:

1. otsepõlemine - kütuses sisalduva lämmastiku oksüdeerumine (lämmastikku on kivisöes ja naftaproduktides enamasti 0,5-1,5 %, maagaasis palju vähem)

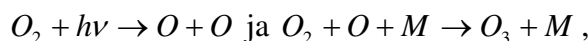
2. õhulämmastiku oksüdeerumine.

Viimane toimub igasugusel põlemisel, kuid kõrgemal põlemistemperatuuril tekib rohkem NO . Otsepõlemisel tekkiva NO_2 osakaal NO_x -ide (põhiliselt NO_2 ja NO) hulgas on enamasti alla 10 %, aja jooksul oksüdeerub NO atmosfääris NO_2 -ks. Päikesekiirguse käes laguneb NO_2 NO -ks, kusjuures monohapniku ühinemisel molekulaarse hapnikuga tekib O_3 . NO_2 -st moodustub atmosfääris lämmastikhape HNO_3 , mis sademetega kiiresti välja pestakse (tegemist on teise olulise happeliste sademete tekkemehhanismiga, mis lähtub nii tööstuspiirkondadest kui linnadest (liiklus, olmekülmine)). NO_2 annab õhule pruunikat värvust. Umbes 70 % NO_x heitkogusest maailmas on inimtekkelised (tööstuslikule põlemisele lisaks ka põllumajandus). Looduslikest allikatest on olulisemad välgulöögid ja biomassi põlemine.

Suurimad on n.ö. 'nokside' heitkogused Eestis Ida-Virumaal (u 10 000 $t \cdot a^{-1}$), veidi vähem Harjumaal ning mujal hoopis vähem. Suures koguses nokse õhus ärritab hingamiselundeid ja tekitab mürgitusnähte.

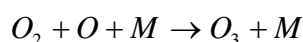
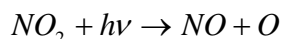
2.1.3. Osoon

Osoon on äärmiselt aktiivne sekundaarne saasteaine (nagu ka sudu, happevihm): tekib reaktsioonidel atmosfääris. Troposfääris osoon hapniku lagunemise teel moodustuda ei saa, vaid ainult kõrgemal stratosfääris:

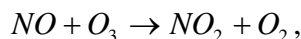


kus M on kolmas molekul, enamasti N_2 või O_2 , mis võtab vastu energiat. Osa stratosfääriosoonist difundeerub troposfääri, moodustades foonikontsentratsiooni (kuni kümnekond $\mu g \cdot m^{-3}$), nii on osoonil ka troposfääri saasteainena sarnane aastane käik osoonikihi kogupaksusega (vt. Joonis 1.5).

Maapinnale jõudval UV-kiirgusel (lainepikkus > 280 nm) ei jätku O_2 -molekuli lõhkumiseks energiat. Küll aga laguneb NO_2 molekul:



Seda tasakaalustab osooni enese lagunemine NO abiga:



mis stabiliseerib O_3 kontsentratsiooni küllaltki madalale tasemele (foon 15-30 $\mu g m^{-3}$). Kui aga NO_2 on õhus palju (NO_2 moodustumist NO -st kiirendavad erinevad orgaanilised ained), siis võib [O_3] õhus tõusta rohkem kui suurusjärgu võrra. Alates 20. sajandi keskpaigast on sellist nähtust (nn Los Angelese sudu) täheldatud suurlinnades, kus NO ja $LOÜ$ -de peamiseks allikaks on autoliiklus. Arvatavasti ka taimsed lenduvad ühendid (isopreen lehtpuudest, terpeenid okaspuudest) soodustavad O_3 teket: 20. sajandi lõpus Euroopas massiliselt käiku läinud foonijaamad näitavad aeg-ajalt kõrgeid kontsentratsioone ka tööstusest ja arvestatavast liiklusest kauges piirkondades. Paljudel juhtudel (nt. Soomes) on tuvastatud, et kõrgeid O_3 kontsentratsioonid ilmnevad suhteliselt kõrge NO_2 sisaldusega õhu levimisel *metsarikkasse* piirkonda, kus ülekaalus on osooni tekkereaktsioon. Lisaks esineb linnaõhus palju osooniga

reageerivaid (seda lagundavaid) keemilisi ühendeid ja sadenemine tehispindadele on aktiivsem, mis samuti vähendab osooni kontsentratsiooni linnas.

Osooni hävitab küll õhus baktereid, kuid vastav kontsentratsioon on juba ka inimese tervist kahjustav (päeva keskmisena 0,1 ppm ehk 0,2 mgm⁻³).

2.1.4. Lenduvad orgaanilised ühendid

LOÜ, inglisekeelne lühend *VOC*, on lai aineterühm:

7. metaansed ja mitte-metaanseted süsivesinikud (i. k. *NMHC*);
8. halogeen-süsinikuühendid (ingl k *halocarbons*);
9. oksügenaadid (ingl k *oxygenates*) nagu alkoholid, aldehüüdid ja ketoonid.

LOÜ-de inimtekkelised allikad on mootori- ja energeetiliste kütuste mittetäielik põlemine, naftatöötlemine, kütusemahutite (ka sõidukite kütusepaakide) täitmine, värvide ja lakkide tootmine ja kasutamine, alkoholi tootmine, põllumajandus. Sageli on *LOÜ*-de tase kõrge halva õhuringlusega kontorites, kus on uus mööbel, seinaviimistlus või nt. koopiamašinaid. Looduses lendub orgaanilisi ühendeid taimede (Eestis peamiselt okaspuud ja kask) elutegevuse tulemusena. Looduslike taimsete heitkoguste kohta on andmeid veel ebapiisavalt, kuid ilmselt on need palju suuremad kui inimtekkelised. Samas — sellised tekkealad on hajutatamad ja keemiline koostis väga erinev inimtekkelisest.

Levinuim orgaaniline saasteainete rühm on *PAH* — polüaromaatsed süsivesinikud — kütuste põletamisel, suitsetamisel lenduvad kantserogeensed ühendid, mida leidub ka tahkete osakeste (*PM*, vt. allpool) koostises.

Metaani kui olulist kasvuhooneefekti põhjustajat vaadeldakse eraldi.

2.1.5. Ammoniaak

Tänapäeval paiskub NH_3 õhku peamiselt inimtekkelistest allikatest: loomakasvatuse (uriinis sisalduva karbamiidi lagunemine), orgaanilise ja mineraalväetise kasutamine, kohalik puiduküte. Seega haritava maa pindala, väetiste kasutamine ning loomade kasvatamine suurendavad [NH_3] õhus. Põhiosa Eestis õhkupaisatavast NH_3 -st pärineb loomakasvatusest. Umbes 30 % pärineb looduslikest allikatest: looduslikud mere- ja maismaakooslused. Seega lähtuvad ammoniaagiheitmed õhku laialdastelt aladelt, kõige enam intensiivsest põllumajandusest Lääne-Euroopas, Kagu-Aasias ning mõningaist piirkonnist Põhja-Ameerikas.

2.1.6. Süsinik(mono)oksiid

CO tekib kõigi süsinikku sisaldavate kütuste (nii fossiilsete kui biomassi) mittetäielikul põlemisel. Tihe autoliiklus linnas võib halbadel hajumistingimustel põhjustada ohtlikke kontsentratsioone, kuid viimasel paaril aastakümnel on katalüsaatorite kasutuselevõtt bensiinimootoriga autodel oluliselt parandanud. Alates 2000. aastast on teatud paranemist märgata ka Eestis. Looduses tekib süsinikoksiidi samuti põlemisel (metsapõlengud), rohkem aga metaani jt. Orgaaniliste ühendite oksüdeerumisel. Inimtekkelised allikad moodustavad hinnanguliselt 20-30 % maailma heitkogusest.

2.1.7. Süsinikdioksiid

CO_2 ei kujuta endast ohtu saasteainena, vaid mõjutab Maa kiirgusbilanssi siit lähtuvat soojuskiirgust neelates (vt. ptk. 1.5). Kuigi inimtekkelised CO_2 allikad moodustavad praegu umbes 3 % atmosfääri sisenevatest kogustest, on see mõju tasakaalustamata ja seetõttu on CO_2 hulk atmosfääris tõusnud võrreldes tööstusajastu eelse ajaga kokku üle 30 %, tõus

jätkeb. Globaalse kliima seisukohalt on CO_2 kontsentratsiooni jälgimine atmosfääris väga oluline. Vaja pole tihedat vaatlusvõrku, kuna CO_2 on poolkera kohal üsna hästi segunenud. Aluspinnal lähedal [CO_2] öö jooksul tõuseb, kuna siis ei toimu fotosünteesist. Niisamuti tõuseb see põhjapoolkeral talvel.

2.1.8. Raskmetallid

Raskmetallid eralduvad välisõhku neid sisaldavate kütuste (kivisüsi, põlevkivi, puitkütused, turvas, raske kütteõli) põletamisel. Keskkonnale ohtlikumad on arseen, elavhõbe, kaadmium, kroom, nikkel, plii, tsink. Kuna tänapäeval kasutatakse peamiselt pliivaba (etüleerimata) bensiini, ei tule enam rääkida pliühenditest autokütuses.

2.1.9. Tahked osakesed

Kütuse põlemisel eralduvad tahked osakesed (*particulate matter*) ehk PM koosnevad tahma (mittetäielikult põlenud kütus) ja tuha (metallide oksiidid) osakestest suurusjärgus 10 nm kuni 10 μm (aerodünaamiline diameeter, st osake liigub gaasis nagu vastava läbimõõduga sfäär tihedusega 1 ($g \cdot cm^{-3}$)). 10 μm -st suuremad osakesed sadenevad gravitatsiooni mõjul aluspinnale kiirusega mitmeid sentimeetreid sekundis ja seega ei püsi õhus kauem kui mõni tund. Suuremaks probleemiks on tänapäeval eriti peened tahked (alla 0,2 μm) osakesed, mida heitgaasidest on raskem eemaldada ja mis tungivad kopsudest vere kaudu edasi ka muude elunditeni. Tahketed (või ka vedelad) osakesed gaasikeskkonnas moodustavad aerosooli. Suuremad on tahkete osakeste heited tahkete kütuste põlemisel, neid peaaegu ei teki maagaasi põlemisel. Tahked osakesed võivad olla looduslikku päritolu — vulkaanid, loodustulekahjud, tolmutormid. Olulise osa globaalsest aerosoolist moodustab meresool, peamiselt $NaCl$ -st.

2.2. Fossiilsete kütuste põletamine — peamine inimtekkeline saasteallikas

Fossiilsed kütused ehk *ürgkütused* moodustavad üle 85 % inimkonna primaarenergia tarbest, <http://www.eia.doe.gov/emeu/aer/>). Suurem osa naftaproduktidest ning teatud osa maagaasist kulub mootorikütusteks (ka lennundus!), mille osakaal energiatarbimises on $\frac{1}{3}$ ringis; ülejäänud (peamiselt kivisüsi) jaguneb elektri- ja soojatootmise (sh. nende koostootmise) vahel. Kõigi fossiilsete kütuste peamiseks põlevaks koostisosaks on süsinik. Maagaasis on aga mõnevõrra rohkem vesinikku kui naftas, mistõttu ta annab fossiilsetest kütustest kõige vähem CO_2 -e, samas kui erinevus kütusena pole suur.

Tabelis 2.1 näidatud keskmised süsinikuheitmed energiaühiku kohta põhinevad keskkonnaministri 16. juuli 2004. a määrusega nr. 94 kehtestatud arvutuseeskirjal, põlevkivi eriheitmed on hinnatud samas eeskirjas toodud valemist kütteväärtuse ja süsinikusisalduse põhjal. Üldiselt on põlevkivi üks keskkonnavaenulikumaid kütuseid ja seda mitte ainult süsinikuheitmete mõttes. Paraku moodustab põlevkivi Eestis umbes 2/3 elektri ja soojuse tootmiseks kasutatavast primaarenergiast. Puidu süsinikuheide on veel mõnevõrra suurem, kuid tegemist on taastuva loodusvaraga, st. see süsinik on seotud atmosfäärist hiljutiste aastakümnete jooksul. Eeldusel, et metsa juurdekasv on tasakaalus tarbimisega, puiduküte atmosfääri süsinikdioksiidi ei lisa.

Lisaks kütuste põletamisele sattub saasteaineid õhku inimtegevustest nagu kemikaalide kasutamine põllu- ja metsamajanduses, tööstuslik tootmine, biomassi põletamine, jäätmetekäitlus ja ladestamine, ehitus- ja lammutus tööd, olmekeemia kasutamine.

Tabel 2.1. Süsiniku eriheitmed õhku kütuste põletamisest. 1 $TJ = 10^{12}$ J

Kütus	Süsiniku heide, tonni C / TJ %
Maagaas	15,3
Kerge kütteõli	17,2
Bensiin	18,9
Toornafta	20,0
Diiselmootor	20,2
Raske kütteõli	21,1
Kivisöe eri sordid	25,8 - 27,6
Turvas	28,9
Põlevkivi	26,9-29,1
Puit	29,9

2.3. Õhusaastest põhjustatud lokaalsed ja regionaalsed probleemid

CO_2 -e emissioonid on globaalne õhusaasteprobleem. CO_2 kontsentratsiooni mõnekordne kasv atmosfääris (nagu näevad ette kõige mustemad tulevikutsenaariumid) ei kahjustaks otseselt inimest ega elusloodust, pigem soosides taimekasvu. Kasvuhooneefekti tugevnemine aga lisaks Maa kliima muutmisele tõstab ookeani veetaset ja nihutab paigast kliimavöötmel. Järgnevalt on juttu õhusaasteprobleemidest, mida tekitavad saasteallikad enda lähemas või kaugemas ümbruses.

2.3.1. Happevihmad

Loodusliku sadevee pH on umbes 5,5-5,6. Erinevus keemiliselt puhtast veest ($pH = 7,0$) tuleneb sadevees lahustunud CO_2 -st, mis lahuses moodustab süsihappe (kirjutatakse H_2CO_3 , kuid tegelikkuses selline molekul koos ei püsi). Sademeid, mille pH on oluliselt madalam kui looduslik (piiriks 5-5,5), nimetatakse happelisteks sademeteks. Enamasti on sademete hapestumine inimtekkeline. Enim hapestumist põhjustab SO_2 , reageerides pilvetilgakstes leiduva peroksiidradikaaliga: $SO_2 + H_2O_2 \rightarrow H_2SO_4$.

Teine happeline oksiid saastunud õhus on NO_2 , mis moodustab lämmastikhappe (HNO_3), aga ka kloor, millest moodustub vesinikkloriidhape HCl .

Happevihmad kahjustavad taimi kahel moel: otseselt peale sadades lehepinna kaudu ja mulla kaudu. Mõju mulla kaudu ilmneb järjekindlalt normaalsest madalama pH-ga sademete korral. Kui pinnasevesi ja muld osutuvad happeliseks, siis vabanevad pinnasest Al^{3+} ioonid, mis on taimedele mürgised. Kui suhe $(Ca + Mg) / Al$ kaldub alumiiniumi kasuks, siis kahjustuvad taimede narmasjuured.

Üldiselt on parasvöötmes okaspuud happevihmadele palju tundlikumad kui lehtpuud ja põllukultuurid: mitmeaastased okkad jõuavad saada rohkem kahjustusi üheaastastest lehestikest. Eriti raskelt kahjustab happeline atmosfäärivesi metsi mägedes, kus vahel ulatuvad pilved maapinnale — pilvetilkades on üldiselt happe kontsentratsioon kõrgem kui sademetes, madalaimad teadaolevad pH väärtused on 2 ringis. Happelised sademed kahjustavad ka veekogusid, hävitades happete tundlikumaid taime- ja loomaliike.

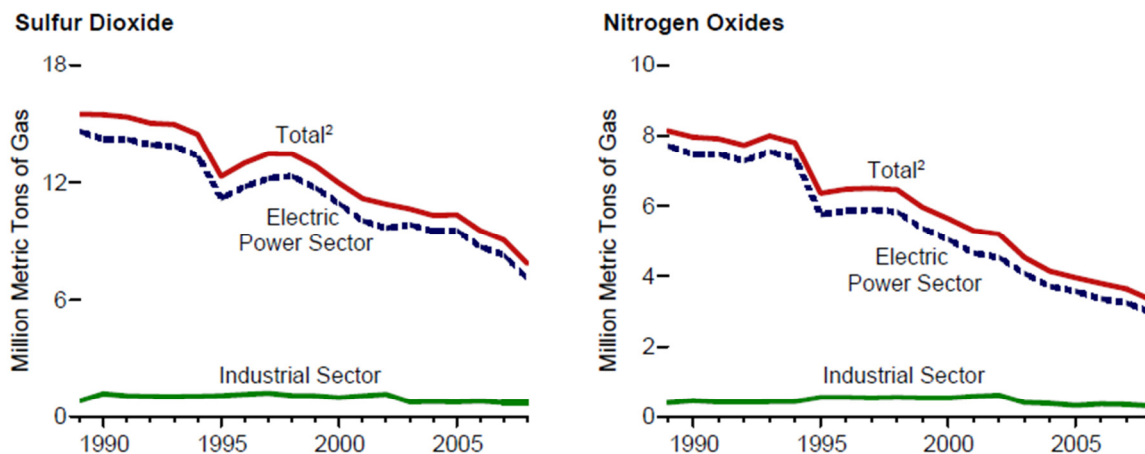
Happevihmad kivisütt põletavates tööstuspiirkondades on tuntud juba poolteist sajandit. Termin *acid rain* võttis 1870. aasta paiku kasutusele inglise keemik R. A. Smith. Happevihmad muutusid karjuvaks keskkonnaprobleemiks Euroopas ja USA idarannikul

1950-ndatel ja 60-ndatel kasvava energiatootmise tõttu, milleks kasutati peamiselt kivisütt. Eri maardlate kivisöe väävlisisaldus on küllaltki erinev, enamasti alla 1 %, kuid halvimatel juhtudel 3-4 %. Kohaliku saaste vähendamiseks ehitati sadade meetrite kõrgusi korstnaid, mis suunasid SO_2 ja NO_x vood pilvedesse ja soodustasid levimist kaugemale maa taha.

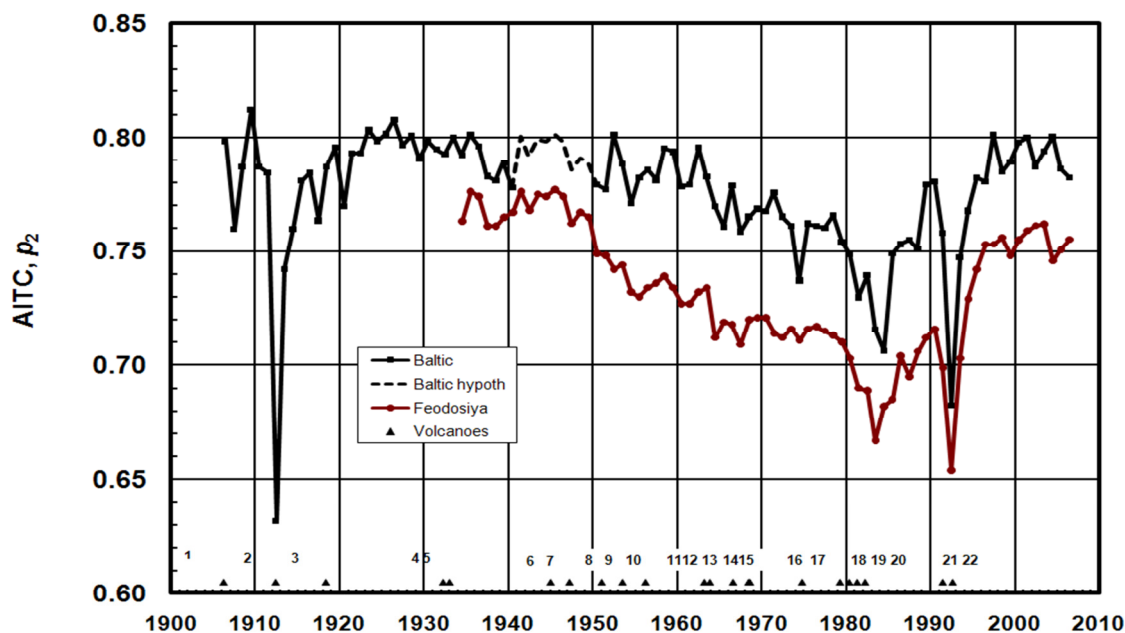
Probleem tõstatati Euroopas kuuekümnendatel aastatel Rootsi mullateadlase S. Odeni Skandinaavia pinnavete kohta käivate uurimuste põhjal ja umbes samal ajal ka USA-s. Kaugkanne Kesk-Euroopast (Saksamaa, Poola) oli ilmne, sest veekogude ja metsa kahjustused ilmsid Rootsis ja Norras, kus suuri kohalikke tööstuskeskusi ei ole, kuid graniidil paiknevad kooslused on kergesti haavatavad. Happevihmakahjustused olid suured ka mägimetsades Saksamaal ja mujal Kesk-Euroopas. Eesti jäi happevihmadest peaaegu kahjustamata tänu meie paksudel settekivimitel lasuvatele muldadele. Põhja-Eestis tagab paekivi praktiliselt täieliku kaitse happevihma juuremõjude vastu.

Happevihm oli esimene keskkonnaprobleem, mille lahendamiseks tehti tihedat rahvusvahelist koostööd: sündis piiriülese saastelevi (Genfi) konventsioon ja *EMEP* (vt ptk 2.6). 80-ndatel töötati välja ja võeti järk-järgult kasutusele tehnoloogiad väävli- ja osalt lämmastikusaaste vähendamiseks: väävliärastus suitsugaasidest, maagaasi põletamine kivisöe asemel. Alates üheksakümnendate aastate algusest on tehnoloogiliselt arenenud maades väävli heitkogused järjekindlalt vähenenud (Joonis 2.1), kahjustuste ulatus ei ole eam suurenenud ja osad kahjustatud kooslused on hakanud taastuma. Happevihmaprobleemi raskuspunkt on kandunud arengumaadesse (eelkõige Kagu-Aasia), kus vaesuse vähendamiseks arendatakse tööstust, kuid hoidutakse investeerimast keskkonnakaitseks. Taoline on vaimsus ka Venemaal. Sealset metallurgiatööstust vajab kogu maailm, kuid selle toodangu hind on hävinud taiga Koola poolsaarel ja Taimõril.

Väävelhappe edasisel reageerimisel atmosfääris tekib sulfaatne aerosool, mis vähendab atmosfääri läbipaistvust. Joonisel 2.2 on näidatud atmosfääri läbipaistvuskoeffitsiendi käik Tõraveres (30-ndatel Tartus). Näha on tõus 90-ndatel umbes samale tasemele 30-ndatega. 2-3 järsku väljalööki alla seostuvad vulkaanipursetega.



Joonis 2.1. Vääveldioksiidi ja lämmastiku oksiidide heitkoguste vähenemine USA elektritootmisest ja tööstusest alates 1990. a (ei hõlma transporti). Annual Energy Review, <http://www.eia.doe.gov/emeu/aer/>.



Joonis 2.2. Atmosfääri läbipaistvuskoeffitsiendi käik Tõraveres (30-ndatel Tartus, varem Pavlovskis St. Peterburgi lähedal) ja Feodosijas (Krimm, Ukraina). Näidatud on vulkaanipursete (vähendavad stratosfääri läbipaistvust) ajad. Hanno Ohvrili andmed.

2.3.2. Transpordisaaste linnades

Peamiseks õhusaaste probleemiks linnades on sudu (suits + udu, ingl. k *smog* = *smoke* + *fog*). Nn. Londoni sudu on lähisuguluses happevihmaga. See tekib suure õhuniiskuse korral väevli- ja tahmarikastest heitmetest õhku. Moodustuv happeline aerosool tekitab hingamisvaevusi ja võib põhjustada hingamisteede haigustega inimeste enneaegset surma. Seda tüüpi sudu esines sageli Londonis 19. sajandil ja 20. sajandi esimesel poolel, mil koldeid köti kivisöega. Tänapäeval on enamikus tihedalt hoonestatud piirkondades üle mindud keskküttele, mistõttu seda tüüpi sudu esineb harva.

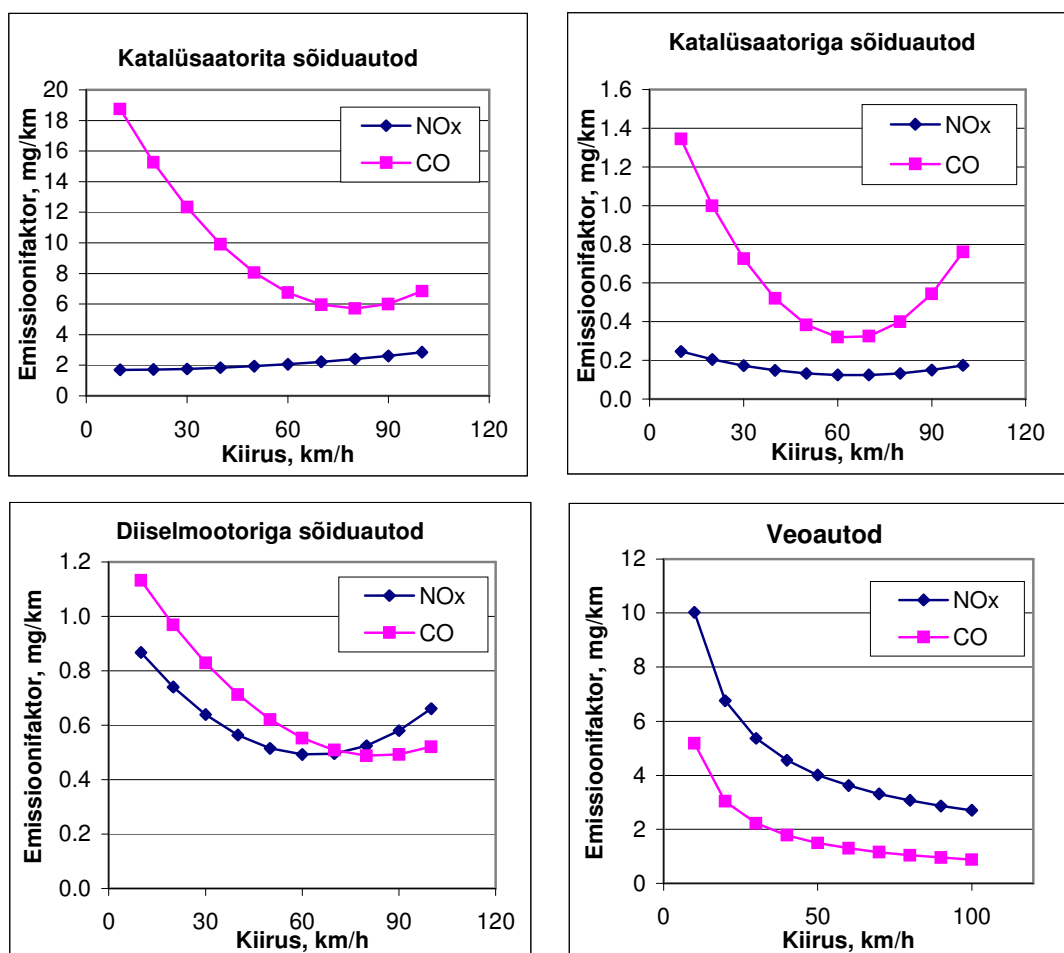
Teine sudu tüüp on fotokeemiline ehk nn. Los Angelese sudu (USA linn, kus probleemi esimesena märgati). See tekib peamiselt linnaliikluses eralduvatest NO_x -dest ja $LOÜ$ -dest otsese päikesekiirguse toimel. Seetõttu on probleem seda teravam, mida rohkem on antud piirkonnas päikesepaistet (Euroopa linnadest paistab silma Ateena). Samas on leitud, et südasuvel moodustub sudu intensiivselt ka põhja-Euroopa linnades, kus mõnevõrra nõrgema päikesekiirguse kompenseerib päeva pikkus. Autor (Marko Kaasik) on märganud Tallinna kohal selget kollakat allatuult hajuvat pilve, vaadeledes Soome lahelt praami tekilt.

Fotokeemilise sudu tekkemehhanism seisneb paljudes valguskvantide toimel vallanduvates reaktsioonides, mille tulemusena tekib osoon ja palju toksilisi orgaanilisi ühendeid (vt. ptk. 2.1.2).

NO_2 on kütuse põlemisproduktides küllaltki vähe, kuid aja jooksul oksüdeerub NO õhus NO_2 -ks. Seetõttu on värskest atmosfääri paisatud saastes tiheda liiklusega tänavatel NO_2 osakaal NO_x üldhulgas 20-30 %, linnaõhu keskmisena umbes 50 %, foonialadel veelgi suurem (Eestis tavaliselt 70-90 %).

Joonisel 2.3 on antud heitkogused sõidukitüüpide kaupa läbisõidukilomeetri kohta. Need on heitgaasinormide ja mõõtmisandmete põhjal välja töötatud Soome jaoks 2000. aasta seisuga. Näeme, et katalüsaator on parim vahend õhusaaste vähendamiseks, odavam alternatiivina on

diiselmootor tõsiseltvõetav, eriti arvestades biokütuse kasutamise võimalust. Lisaks ei ole katalüsaatorite tootmise tehnoloogia kuigi keskkonnasäästlik: haruldaste metallide eraldamine maagist nõuab palju loodusressursse. Suured diiselmootorid (veoautodel) töötavad püsival režiimil üsna ökonoomselt, kuid kiirendused ja järsud tõusud suurendavad heitkoguseid kordades. Suurte liiklustiheduste tõttu peetakse siiski mõnedes Euroopa Liidu linnades ka diiselmootorit liiga saastavaks. Näiteks Berliini kesklinna on alates 2008. aastast diiselmootoriga sõiduautodele sissesõit keelatud.

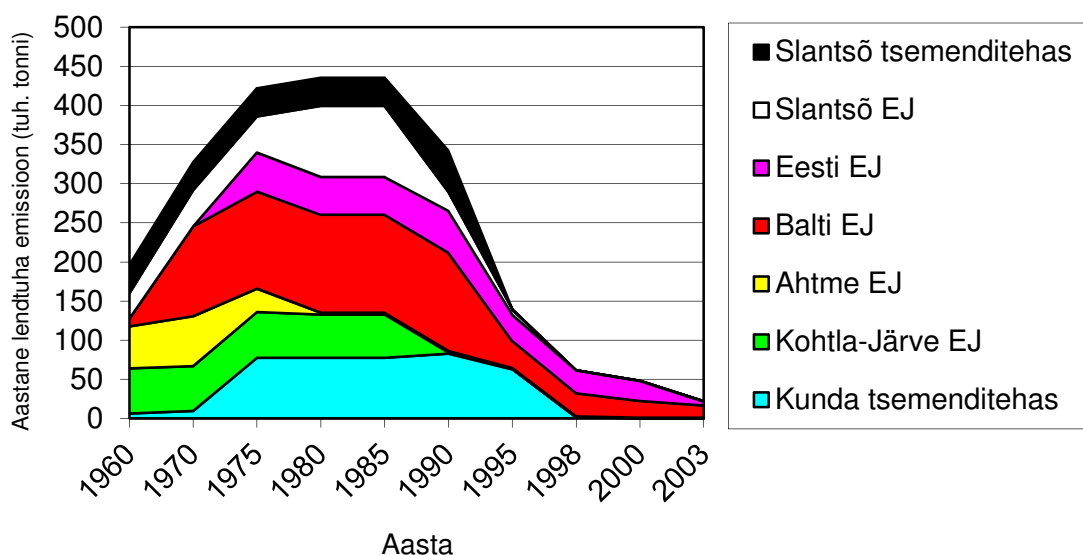


Joonis 2.3. Õhusaaste arvutustes kasutatavad emissioonifaktorid (heitkogus läbitud kilomeetri kohta), Soome Meteoroloogiateadusliku instituudi, 2002.

2.3.3. Lentuhasaaste ja leelistumine

Üksikutes kohtades Maal on inimtegevus tekitanud hapestumisele vastupidise protsessi — leelistumise. See toimub seal, kus aluselise lendtuha või ka näiteks tsemenditolmu heitkogused on happeliste oksiidide suhtes ülekaalus, neutraliseerivad happe sademetes ja tõstavad nende pH koguni üle 5,6. Probleem oli tuntud endise Saksa DV pruunsöetööstuse piirkonnas (nüüdseks on need ettevõtted suletud), kuid ilmselt maailma kõige drastilisem inimtekkeline leelistumine toimus Kirde-Eesti ja Venemaal paiknevas Slantsõ põlevkivitööstuse piirkonnas. Põlevkivi lendtuhas on kaltsiumoksiidi (peamiselt seotud kujul karbonaadi ja sulfaadina) umbes 30 % ja Kunda tsemenditolmus üle 40 %. Oluline lendtuhakoormus selles piirkonnas algas 1960. aasta paiku, mil lisaks 40ndatest ja 50ndatest pärinevatele väikestele elektrijaamadele läks käiku kõrgemate korstnatega Balti EJ ja seitsmekümnendatel aastatel Eesti EJ (Joonis 2.4). Heitkogused olid suurimad aastatel 1975-

1990, mil rööbiti puhastusseadmete paigaldamisega Ahtme ja Kohtla-Järve elektriyaamale kasvasid tootmismahud kahes suures elektriyaamas ja Slantsõs. Aastad 1990-1995 tõid kaasa tootmise languse, samal ajal viidi ka Slantsõ EJ üle gaasiküttele. Alates 1995. aastast on heitkogused vähenenud plaanipäraste keskkonnameetmete rakendamise tõttu: uued elektrifiltrid Kunda tsemenditehasele 1997, Eesti Elektriyaamale 2002, Eesti ja Balti EJ osaline üleviimine uuele põletamistehnoloogiale — tsirkuleeriva keevkihi tehnoloogia senise tolmpõletamise asemel, 2003-2004.



Joonis 2.4. Aastased leeliselise lendtuha ja tsemenditolmu heitkogused Kirde-Eestist ja Slantsõ piirkonnast Venemaal.

Põlevkivi põletamise ajaloo vältel on Kirde-Eesti enim saastunud piirkondades maha sadenenud koostiselt lubjakiviga sarnanevat tuhka ja tolmu üle 2 kg igale ruutmeetrile (Joonis 2.5). See on kümneid kordi suurem hinnatud foonilisest tahkete osakeste sadenemisvoost. Sademete aluselise vähenemine on viimasel paarikümnel aastal selgesti jälgitav sademetes (Joonis 2.6).

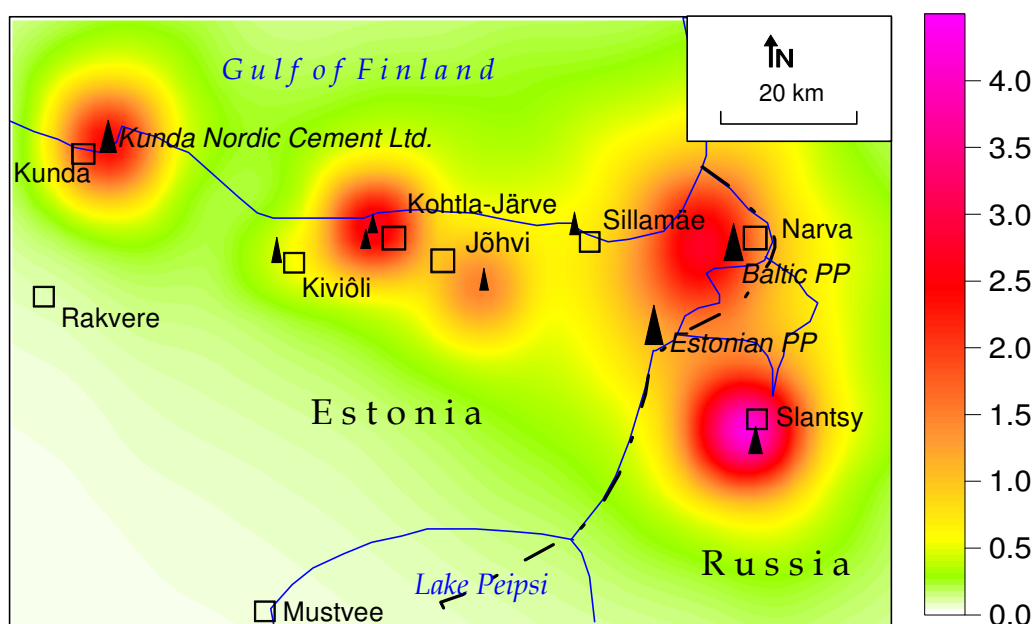
Kuigi hingamisteede haiguste sagenemine elanikel, puuokaste väljalangemine ja muud rängad tagajärjed on praeguseks taandunud, on leelissaaste jätnud tugevad jäljed piirkonna loodusesse.

Raba on õhusaaste suhtes eriti tundlik: taimi eraldab mineraalsest pinnasest paks turbakiht ning ainsad toitainete allikad ongi õhust sadenev mineraalne tolmu ja vihmavesi. Kui seda on lausa suurusjärkude võrra looduslikust rohkem (nagu Kirde-Eestis aastail 1975-1995), siis hakkavad turbasammalde asemel kasvama pärislehtsamblad ning mineraalmaataimed, raba kasvab metsa ja roostikku. Kui turbasambla elutegevuse tulemusena on looduslik rabavesi happeline, siis lubjarikas lendtuhk muudab keskkonna aluseliseks ja kaltsiumirikkaks, turbasamblad hävivad, turbakihi kasv lakkab, raba ei seo enam atmosfäärist süsinikku ning võib seda hoopis eraldama hakata. Rabavee pH sõltuvalt lendtuha põhilise leelismetalli kaltsiumi sissekandest on antud Joonisel 2.7. Looduslikus seisundis rabavee pH on umbes 3,5-4,5. pH > 5 korral hakkab turbasammal hävima, umbes 5,5 juures on suurem osa rabast turbasambla katteta. Kui mitmete aastate vältel on lendtuha sissekanne 10-20 mg · m⁻² ööpäevas, hakkavad koosluses toimuma nähtavad muutused, turbasambla hävitamise põhjustab voog 50-100 mg · m⁻² ööpäevas.

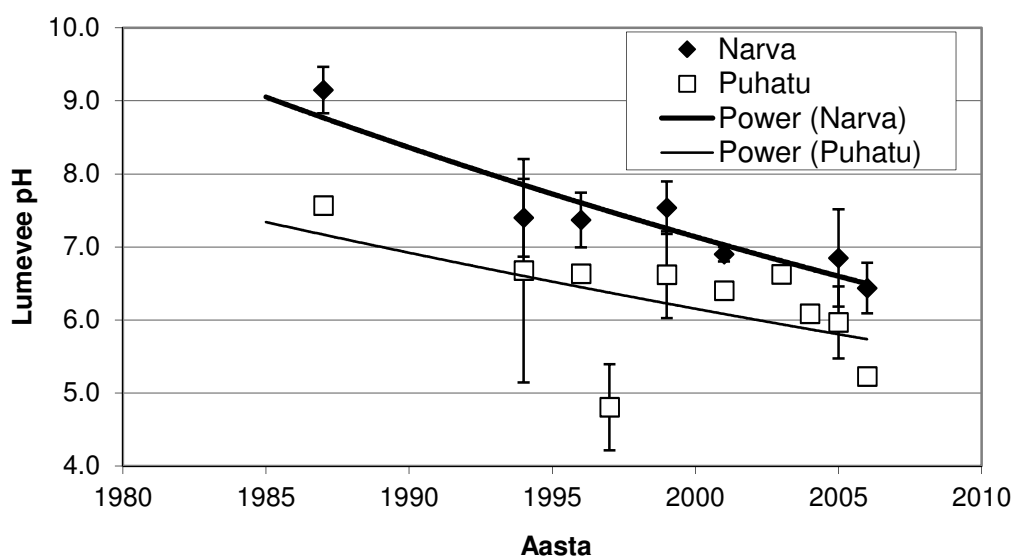
Kõrgesoos (Eesti ja Balti EJ vahel) ja Varudi rabas (Kunda lähedal) on kadunud

turbasamblakate ja endisel lagerabal vohab noor männik. Laukaservad on tihedalt roogu täis kasvanud, taimkatte koosseis on muutunud rabale mitteomaseks (Joonis 2.8).

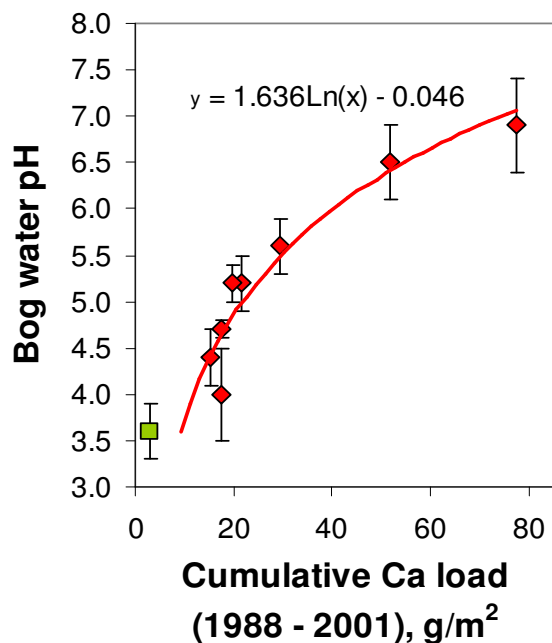
Hiljutised uuringud on siiski näidanud, et rabakooslus on võimeline pärast leelissaaste lakkamist vähemalt osaliselt taastuma. Juba kaheksakümnendatel aastatel, peale Ahtme Elektri jaamale tuhafiltri paigaldamist, märgati turbasamblakatte osalist taastumist Kurtna mõhnastikus Niinsaare rabas. Praeguseks on aluselised saasteveod kõikjal langenud enamiku turbasamblaliikide jaoks talutavale tasemele, kuid taastumiseks kulub ilmselt aastakümneid.



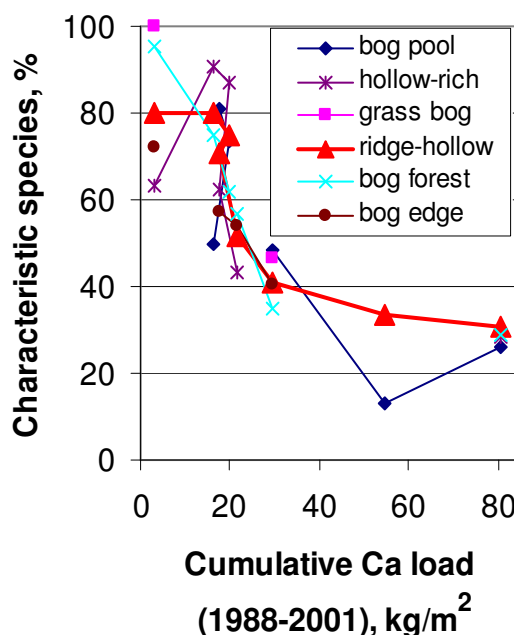
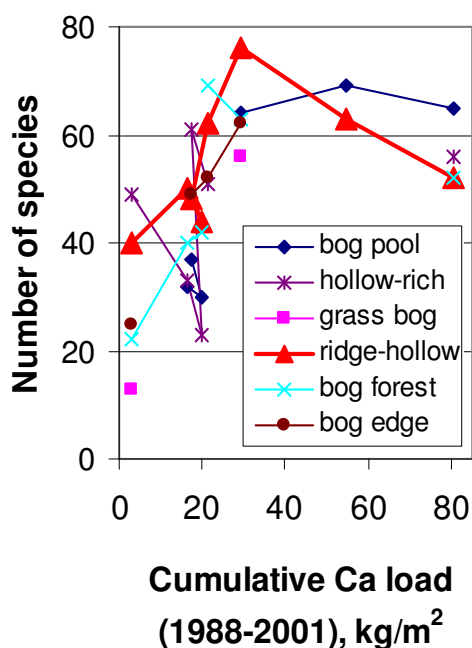
Joonis 2.5. Põlevkivituha ja tsemenditolmu arvutatud kogusadenemiskoormused ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) Kirde-Eestis aastatel 1960-2000 (mudel AEROPOL).



Joonis 2.6. Lumevee pH muutused viimasel kahel aastakümnel Narva ümbruses (Eesti ja Balti EJ vahetu lähedus) ja Puhatu soo piirkonnas (10-20 km edelas). Andmed: 1985-87 M. Voll jt, ökoloogia Instituut; alates 1994 M. Kaasik).



Joonis 2.7. 2000 - 2001. A. paiku mõõdetud rabavee pH sõltuvalt hinnatud kaltsiumi (leelistumise peapõhjuse) summaarsest sissekandest. Meenikunno raba Põlvamaal esindab fooniala.



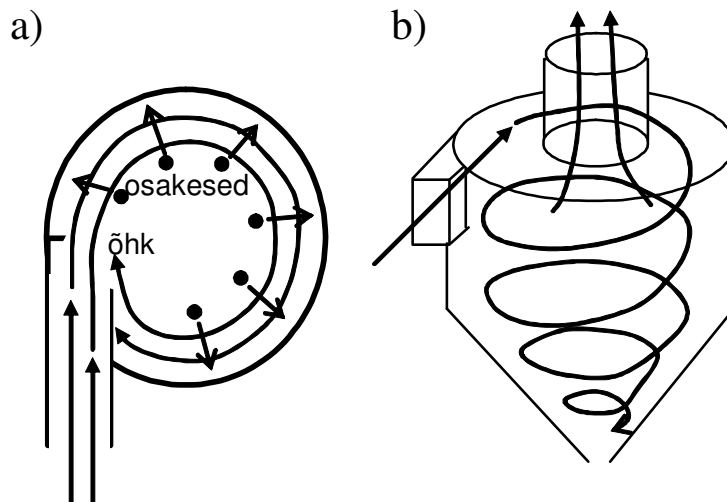
Joonis 2.8. Liikide üldarv (A) ja rabale iseloomulike nn karakterliikide osakaal (B) sõltuvalt põlevkivitööstuse leelismõju tugevusest (tõuseb vasakult paremale). Eri kõverad on raba eri tüüpide kohta.

Euroopa Keskkonnaagentuuri (EEA) regulaarselt uuendatavad ülevaated õhusaastest ja selle päritolust: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/>; valida, mis tüüpi infot (andmeid, kaarte jm.) kuvada, siis paremalt menüüst „air pollution“.

2.4. Puhastusseadmed

2.4.1. Tsüklon

Tsüklon (*cyclone separator*) on seade tahkete osakeste ja raskmetallidege eemaldamiseks gaasist või vedelikust. Tegemist on kõige lihtsama ja odavama seadmega suitsugaaside puhastamiseks lendtuha-st. tööpõhimõte seisneb selles, et õhk sunnitakse silindrilises mahutis liikuma ringi ümber silindri telje. Tsentrifugaaljõu mõjul liiguvad osakesed silindri seintele, mille lähedal õhk liigub hõõrdejõu mõjul aeglasemalt. Seetõttu tahked osakesed vajuvad spiraalselt keereldes alla. Seadme alaosa on kooniline, osakesed sadenevad põhja ja nad väljutatakse põhjas paiknevast väikesest avast. Puhastatud õhk väljub suuremast avast silindri ülaosas. Tsüklonil on mitmeid konstruktsioonitüüpe, Joonisel 2.9 on kujutatud kõige lihtsam neist — tangentsiaalsüklon, millesse gaas siseneb küljelt (siseneva õhu liikumissuund määrabki pöörlemise) ja väljub ülalt. Enam levinud on tänapäeval aksiaalsüklon, millese gaas siseneb ülalt, pöörlemine tekitatakse voolusuunda määravate ribidega sissevooluavas, ja puhastatud gaas väljub kas küljel või ülal keskel paiknevast avast. tsüklon on odav ja töökindel puhastusseade, sest tal ei ole liikuvaid osi (kulumine seetõttu aeglane).



Joonis 2.9. Tangentsiaalsüklon läbilõikes: pealtvaade (a) ja pool-külgvaade (b).



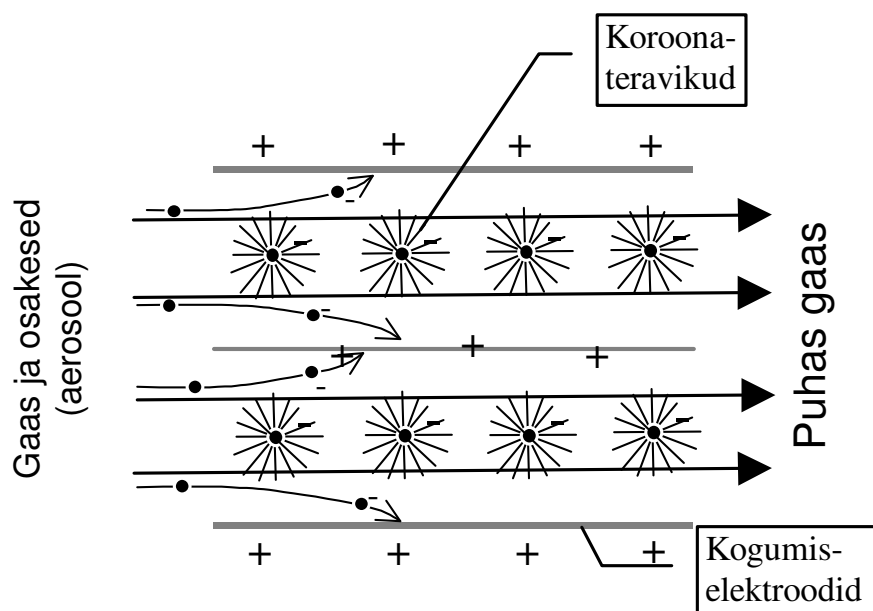
Joonis 2.10. Kambja katlamaja multitsüklon (<http://www.kambja.ee/fotod/varia/multitsyklon>)

Tsükloniga (vt. ka Joonis 2.10) saab tööstusheitmetest efektiivselt eraldada osakesi umbes diameetriga 10 μm . Voolukiirust suurendades võib saavutada isegi 98 % efektiivsuse 0,1 μm

osakeste jaoks, kuid selleks tuleb palju kordi suurendada õhu pöörlemiskiirust, mis omakorda nõuab, et õhk siseneks tsüklonisse atmosfäärirõhust oluliselt kõrgemal rõhul. See eeldab suurt energiakulu õhu pumpamiseks ja seadme tugevdatud konstruktsiooni. Elektrifiltrid on peente osakeste püüdmiseks töökindlamad ja tasuvamad.

2.4.2. Elektrifilter

Elektrifilter (electrostatic/electric precipitator) on seade, mis võimaldab efektiivselt eemaldada suitsugaasidest ka $1 \mu\text{m}$ suurusjärgus ja väiksemaid osakesi. Ajalooliselt esimesena kasutati selleks tekstiilfiltreid, mis kulusid läbi keskmiselt paarikümne kuuga, nõudsid küllaltki madalat töötemperatuuri ja põhjustasid suure rõhulanguse suitsugaasitraktis, seega suure energiakulu. Elektrifiltri tööpõhimõte seisneb selles, et suitsugaas suunatakse läbi koroonateravike vahelt, millele on rakendatud negatiivne kõrgepinge. Teravikest väljuvad elektronid sadestuvad tuhaosakestele ja annavad neile negatiivse laengu. Suitsukäik on ümbritsetud metallplaatidega, millele osakesed elektrivälja mõjul sadestuvad, annavad ära oma laengu ja jäävad plaatidele (Joonis 2.11). Plaatidelt eemaldatakse paakunud tuha- või tolmukiht mehaaniliselt, raputades või vasaraga tagudes.



Joonis 2.11. Elektrifiltri tööpõhimõte.

2.4.3. Skraber

Skraber (*scrubber*) on seade gaasi või tahkete osakeste eemaldamiseks suitsugaasidest. Tahkete osakeste eemaldamiseks pihustatakse vett ruumi, mida läbivad suitsugaasid. Osakesed adsorbeeruvad veetilgadel, väljasadenenud vesi voolab välja ruumi alaosast.

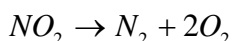
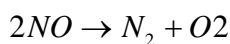
Mingi kindla gaasi adsorbeerimiseks pihustatakse reagenti lahust, mis seob vastavat gaasi. See meetod on üldlevinud suitsugaaside puhastamiseks vääveldioksiidist. Selleks on märg- ja kuivskraber.

Märkskraberis (*wet scrubber*) segatakse lubi veega püdelaks massiks ja pihustatakse suitsugaasidesse. Moodustub CaSO_4 ehk kips, mida saab kasutada ehitusmaterjalide tootmiseks.

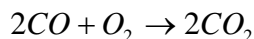
Kuivskraberis (*dry scrubber*) lastakse lubjakraanulitel (läbimõõt mõni mm) kukkuda läbi suitsugaasi. Graanulite pinnal toimub sarnane reaktsioon märgsktaberiga. Seejärel suunatakse graanulid seadmesse, mis koorib nende pinnalt ära kipsikihi ja korratakse protsessi. Skarberit kasutatakse ka mitmete metalliaurude, näiteks elevhõbeda, eemaldamiseks suitsugaasidest. Sõltuvalt sellest, milliseid saasteaineid leidub suitsugaasides, võidakse puhastusseadmeid kasutada kombineeritult. Väga levinud on süsteem, milles esmalt eemaldatakse jämedad osakesed tsükloniga, siis peenemad elektrifiltriga, millele võib järgneda veel skraber gaaside ja aurude eemaldamiseks.

2.4.4. Katalüsaator

Katalüsaator (*catalytic converter*) on seade, mida kasutatakse peamiselt automootorite NO_x , CO ja $LOÜ$ heitmete vähendamiseks. NO_x heitkoguste vähendamise tööpõhimõte (redutseeriv katalüsaator) seisneb selles, et mõnedel väärismetallidel (plaatina ja roodium koos) on omadus siduda ajutiselt lämmastiku oksiididest lämmastikku (selle tulemusena vabaneb hapnik), mis seejärel vabaneb gaasilise lämmastikuna:



CO ja $LOÜ$ heitkoguste vähendamise tööpõhimõte (oksüdeeriv katalüsaator) seisneb selles, et plaatinast ja pallaadiumist koosneval pinnal toimub kiire oksüdeerumisreaktsioon:



Tänapäevane katalüsaator koosneb järjestikku paigutatud redutseerivast ja oksüdeerivast osast, millele järgneb hapnikusensor. Viimase näidu põhjal reguleerib sissepritset juhtiv protsessor õhu ja kütuse vahekorda: hapnikku peab olema nii palju, et kütus põleks optimaalselt ja hapniku jätkuks veel nii palju, et katalüsaatoris saaks toimuda CO oksüdeerumisreaktsioon. Bensiini puhul on parim suhe 14,7 osa õhku ühe osa kütuse kohta.

Kuna katalüsaatoris kasutatavad metallid on väga kallid, siis kaetakse õhukese metallikihi keraamiline pind, mis maksimaalse kokkupuute saavutamiseks heitgaasiga tehakse kärjekujuline. Kuna katalüsaator töötab hästi küllalt kõrgetel temperatuuridel, siis ei avalda ta mõju esimestel minutitel auto käivitamisest (n.-ö külma mootoriga), selle vastu aitab tõhus elektriline eelsoojendus, mis kiireks toimimiseks vajab palju voolu (parim suure akuga nn. hübriidautodel).

2.5. Õhu saastamise administratiivne reguleerimine

2.5.1. Saasteained õhus

Saasteainetele õhus on kehtestatud kontsentratsiooni piirväärtused. Iga konkreetse aine jaoks võib olla kehtestatud mitu piirväärtust eri ajavahemiku keskmisena. Eestis kehtivad Euroopa Liidu ühtsed piirnormid.

Enamiku saasteainete jaoks õhus on olemas ühe tunni keskmised ja aasta keskmised piirväärtused, mõnede jaoks ka 24 tunni keskmised. Euroopa Liidu norm lubab siiski ühe tunni piirväärtuse ületamist teatud arvul juhtudest, st. kui ületamine toimub vähem kui N (etteantud arv) tunnil aastas, siis on olukord veel lubatav. Sellise möönduse mõte on selles, et esineb harvu ekstreemseid, loodusõnnetusele sarnase iseloomuga, sündmusi (nt. väga halvad hajumistingimused), mille puhul kontsentratsioonid on raskesti prognoositavad ja tavaseisundist oluliselt kõrgemad. Niisugustes olukordades on kohalikul omavalitsusel

lubatud võtta kasutusele erimeetmed: sulgeda kriitilised teelõigud liikluseks, piirata ettevõtete tööd.

Saasteainete normeerimine muutub keerulisemaks teadmiste avarumisega nende toimest. Esimestena normeeriti õhu saasteainetena SO_2 , NO_x ja tahked osakesed. 2004. a 7. septembri Eesti keskkonnaministri määrusega on kehtivaid piirväärtuseid juba rohkem kui 80 ainele või ainerühmale. Lisaks on osadele ainetele kehtestatud veel

1. saastetaluvuse piirmäär — selle võrra tohib ajutiselt piirväärtust ületada (mõeldud üleminekuks karmimale piirväärtusele)
2. häiretase — kontsentratsioon, millest alates tuleb kohe rakendada meetmeid inimeste tervise kaitseks (praegu kehtib SO_2, NO_x jaoks (vastavalt 500 ja 400 $\mu g / m^3$ kolme järjestikuse tunni keskmisena))
3. sihtväärtus — norm, mis hakkab kehtima kindlaksmääratud ajal tulevikus (nt juba aastaid tagasi kehtestati osooninormid taimestiku kaitseks, mis jõustusid 2010. aastal.)

Määruses on öeldud, mis eesmärgil (inimese tervise kaitse, taimestiku kaitse) normid on kehtestatud. Normid võivad erineda sõltuvalt eesmärgist — nt NO_2 aasta keskmisena taimestiku kaitseks 30 ja inimese kaitseks 40 $\mu g \cdot m^{-3}$. Nähtub et olulise taimestikuta paigus võivad olla lubatud mõnevõrra kõrgemad saastetasemed kui haljasalal.

Õhu saasteainete piirnorme näeb Tabelist 2.2. Normid võivad sageli muutuda ning tuleb neid vajadusel vaadata riiklikust seadusandlusest!

Piirnormide ületamisel (nt. aasta keskmine ületab piirväärtuse või rohkem kui N tundi ületavad ühe tunni piirväärtuse) rakendatav praktika — ei lubata avada uusi ettevõtteid, mille vastava saasteaine mõjupiirkond ulatub ületamise kohani (otsustatakse saasteloa hajumisarvutuse põhjal). Maa-ala planeerimisel (üld- ja detailplaneeringud) tuleb ette näha liikluse ümbersuunamine, tootmise väljaviimine jm. meetmed, mis vähendavad saasteainete emissioone.

Õhusaaste kontsentratsioonide määramist mõõtmise ja modelleerimise teel käsitleme järgnevatel peatükkides.

Tabel 2.2. Saasteainete piirväärtused välisõhus

Saasteaine	Keskmistamisaeg	Piirnorm ($\mu g \cdot m^{-3}$)	Lubatud ületamisi aastas
SO_2	1 tund	350	24 tundi
	24 tundi	125	3 päeva
	1 aasta	20	
NO_2	1 tund	200	18 tundi
	1 aasta	40	
NO_x	1 aasta	30	
O_3	8 tundi	120	25 päeva
CO	8 tundi	10 $mg \cdot m^{-3}$	
Pb	1 aasta	0,5	
PM_{10}	24 tundi	50	35 päeva
	1 aasta	40	
$PM_{2,5}$	1 aasta	25	
NH_3	1 tund	200	
	24 tundi	40	18 päeva
H_2S	1 tund	8	
	24 tundi	8	18 päeva

2.5.2. Nõuded seire(võrgu)le

Euroopa Liidu direktiivides on sätestatud seiretingimused järmistele saasteainetele õhus: SO_2 , NO_2 , NO_x , PM_{10} , Pb, O_3 . Nende puhul on soovitatav kõik piirnormide ületamised tuvastada.

PM foonijaama nõub EL-i direktiiv iga 100 000 km^2 või ühe liikmesriigi kohta (erandina lubatakse ka ühisjaamu). Muude saasteainete foonijaamu olema keskmiselt 200 km tagant.

2.5.3. Saasteallikad — saastetasud

Põhimeetod saasteainete heitkoguste reguleerimiseks on igale paiksele saasteallikale saasteainete maksimaalse lubatud heitkoguse (keskmine: tonni aastas ($t \cdot a^{-1}$) ning max: grammi sekundis, ($g \cdot s^{-1}$)) määramine saasteloaga, mille väljastab Eestis keskkonnaministeeriumi piirkondlik teenistus kooskõlastatult kohaliku omavalitsusega. Saasteluba tuleb perioodiliselt uuendada — Eestis iga 5 aasta järel.

Igas kvartalis peab saasteallika valdaja esitama aruande nimetatud teenistusele heitkoguste kohta, mis on määratud kas nõuetekohase mõõtmisega või arvutuse teel: põletusseadmete korral keskkonnaministri määrusega kinnitatud arvutuseeskirja põhjal (kütuse koostise ja hulga järgi), muudes tehnoloogilistes protsessides lenduvate ainekoguste järgi. Heitmetele kehtivate saastetasumäärade järgi arvutatakse saastetasud. Kui heitkogused on saasteloaga lubatust suuremad, võetakse üle normi ulatuva osa pealt kordades suuremat saastetasu vastavalt saasteaine ohtlikkusele. Saasteloaga ette nähtud puhastusseadme rikke korral tuleb teha kontrollmõõtmisi keskkonnateenistuse ettekirjutuse alusel, kuni mõõtmised näitavad normaalse olukorra taastumist.

Lisaks lubatud heitkoguste määramisele tuleb saasteloa saamiseks teha õhusaaste hajumise mudelarvutus hindamaks, kas saasteallikas võib põhjustada piirnorme ületavaid saastetasemeid (vt järgmine alapunkt) nii eraldi kui ka koosmõjus teiste olemasolevate või ka kavandatavate saasteallikatega. Lubatust kõrgema kontsentratsiooni ilmnemisel tuleb lubatud heitkogust piirata. Lubatud on arvutiprogrammid, mis võimaldavad saada andmeid vaadeldava piirkonna eri punktides vähemalt 2 km raadiuses saasteallikatest. Saadud tulemused kaardil näitavad, kui kaugel tootmisterritooriumi piirist on saastatuse taseme piirväärtus saavutatud.

Eestis müüdavate vedelkütuste kvaliteedi ja koguste seiret korraldab Keskkonnaministeerium. Küllaltki efektiivne heitkoguste kontroll toimub sõidukite puhul ka tehnilisel ülevaatusel (NO_x ja CO sisaldus heitgaasides).

Kontrollimatud on heitkogused väikestest paiksetest saasteallikatest, mis jäävad alla normi, millest alates saasteloa taotlemine on vajalik. Valdav enamik neist on küttekolded inimeste kodudes. Neid heitkoguseid saab hinnata vaid suurusjärgulise täpsusega, tuginedes sotsioloogilistele uuringutele kütusekoguste ja tarbimisharjumuste kohta (hinnangud müüdüd kütusekoguste põhjal on lihtsamad, kuid veelgi ebatäpsemad) ja normeerimine pole vähemalt praegustes oludes üldse võimalik. Samas võivad küttekolletest põhjustatud saastetasemed (eeskätt tahked osakesed ja CO) olla olulised, seda eramupiirkondades ja veelgi rohkem madaltiheda hoonestusega ahjuküttega piirkondades (nt. Tartus Karlova ja Supilinn, Tallinnas Kalamaja).

Lõhna esinemist välisõhus määrab selleks moodustatud ekspertrühm.

2.5.4. Sadenemine õhust

Kõik õhusaastetasemete piirnormid Eestis on kehtestatud kontsentratsioonidele õhus. Maailmapraktikas tuleb ette ka norme, mis on kehtestatud sadenemisvoole õhust, so ajähikis

pindalaühikule sadenevale massile — tüüpilisemad ühikud on näiteks $mg \cdot m^{-2}$ ööpäevas ja $t \cdot km^{-2}$ aastas. Suurbritannias kehtib tahkete osakeste sadenemisele õhust norm $200 mg \cdot m^{-2}$ ööpäevas: selline kogus sadenenud ainet (tahm, tolm jms) määrab aknaid, kuivama riputatud pesu jms. Taoline kuid rangem norm (nt. $20 mg \cdot m^{-2}$) oleks kasuks tulnud ka põlevkivituha leelistolmule rabataimestiku kaitseks. Praeguseks on olukord lahenemas tänu elektrijaamade rekonstrueerimisele.

Rahvusvahelise organisatsiooni *EMEP* raames on välja töötatud aastased kriitilised saastekoormused sulfaatse väävlü jaoks kogu Euroopas, koordineerimaks rahvusvahelist tegevusest happevihmade mõju vähendamal. Sealjuures on arvestatud iga piirkonna taimestiku hapestumistaluvust ning pinnase puhverduvõimet.

2.6. Rahvusvahelised initsiatiivid ja saasteallikate inventariseerimine

2.6.1. Piiriülese õhusaaste konventsioon ja *EMEP*

Happevihmade, raskemetallide ja püsivate orgaaniliste ühendite piiriülese mõju tõkestamiseks kirjutati 1979. aastal Genfis alla Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, LRTAP*). Eesti iseseisva riigina liitus selle konventsiooniga 2002. aastal. Põhiline konventsiooni elluviimise tööriist on valitsusetavaheline programm *EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe, http://www.emep.int/)*. *EMEP*-programm koosneb peamiselt kahest tegevusest.

1. Õhusaaste kontsentratsioonide ja sademete keemia kõrgkvaliteetsed mõõtmised umbes 180 vaatlusjaamaga võrgus (Eestist Vilsandi ja Lahemaa jaam). Programmi koordinaator on Norra Õhu-Uuringute Instituut (*NILU*). Algne rõhuasetus on hapestavad ja eutrofeerivad ained (eriti väävlühendid), kuid mõõdetakse ka osooni, tahkete osakeste, raskemetallide ja lenduvate orgaaniliste ühendite kontsentratsioone ning märgsadenedamist.
2. Õhusaaste leviku mudelarvutused. Teostab *Meteorological Synthesizing Centre - West*, mis baseerub Norra Meteoroloogiainstituudil (*Met No*). Mudelarvutused on ainuke korrektne meetod riikidevaheliste õhusaastevoogude hindamiseks, kuna üksi mõõtmised ei anna teavet saastatud õhumassi liikumise kohta. Selleks on vaja kasutada ka ilmaennustuse aluseks olevaid meteoroloogilise modelleerimise algandmeid õhumasside liikumise kohta.

Õhusaaste heitkoguste andmed koondatakse mudelarvutuste tarbeks andmebaasi, mis katab kogu Euroopa ja mõned lähedased alad (Põhja-Atlant, Vahemeri, Põhja-Aafrika) umbes 50 km võrgusammuga. Riikidelt laekuvast aruandlusest (nn *CORINAIR*-metoodika, Co-ordination Information Environmental and AIR Emission Inventory) eristatakse 11 põhikategooriat (Tabel 2.2), mis jaotatakse 76 alakategooriaks ja 375 tegevuseks. Kogu *EMEP*-i ala hõlmav *ASCII*-andmefail ühe saasteaine emissioonide kohta jaotatuna riikide ja peamiste sektorite vahel moodustab umbes 20 MB.

2.6.2. Rio de Janeiro lepe ja Kyoto protokoll

1992. aastal Rio de Janeiro all kirjutatud ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooniga kohustusid riigid aastaks 2000 stabiliseerima oma kasvuhoonegaaside heitkogused 1990. aasta tasemel ja tegema inimtekkeliste kliimamuutuste takistamiseks edaspidi koostööd. Eesti ratifitseeris selle konventsiooni kaks aastat hiljem.

1997. aasta detsembris toimus Kyotos konventsiooni osapoolte konverents, kus konkretiseeriti riikide kohustusi: nn. Kyoto protokolliga lepiti kokku 6 kasvuhoonegaasi ($CO_2, CH_4,$

N_2O , HFC , PFC , SF_6) edasise vähendamise konkreetsetes protsentides. Eesti (nagu ka Euroopa Liit) kohustus 2008-2012 (viie aasta keskmisena) vähendada oma heitkoguseid 8 % võrra võrreldes 1990. aastaga. Eesti kirjutas protokollile alla 3. detsembril 1998, kuid kummatigi venitas ratifitseerimisega 2002. aastani, oodates ära Euroopa Liidu sellekohase soovitusena oma liikmesriikidele. Iseseisvumisjärgsete muutuste tõttu majanduses vähenesid CO_2 heitkogused vähem kui poole peale 1990. aasta tasemest. Protokoll võimaldab müüa CO_2 saastekvoote (lubatud heitkoguseid). Lähtudes kasvuhoonegaaside emissioonide edasise piiramise vajadusest, on Euroopa Liit kehtestanud Eestile palju rangemad nõuded, mis avaldavad survet põlevkivienergeetikale ja täienäoliselt hakkavad järjest enam soodustama taastuvate energiaallikate kasutuselevõttu.

Tabel 2.3. CORINAIR põhikategooriad

Kategooria	Näited	Majandussektorid
I	Kütuste põlet. ja en. tootm.	Elektrijaamad, kütuste (koks, gaas) tootmine
II	Mittetööstuslik kütuste põletamine	Põllumajanduslik, kodune, avalikud teenused
III	Põletamine tööstuslikus tootmises	Tsemendi, klaasi, lubja tootmine
IV	Tootmisprotsessid	Keemia; toidu, asfaldi, tekstiili tootmine
V	Fossiilsete kütuste hankimine	Torujuhtmed, bensiinikaubandus
VI	Lahustite jm. toodete kasutamine	Aerosoolid, autokummitööstus
VII	Autotransport	Bussid, autod jm. sõidukid
VIII	Muud liikuvad allikad	Põllumajandusmasinad, lennukid, raudtee, laevandus
IX	Jäätmete käitlus, ladestamine	Prügimäed, reoveepuhastite jääkmuda käitlemine
X	Põllumajandus	Põllumuld, pestitsiidid, põletamine põllul
XI	Muud	Metsad, looduslikud põlengud

Kyoto protokoll jõustus vähemalt 55 riigi allakirjutamisel, kelle kasvuhoonegaaside heitkogus moodustab kokku vähemalt 55 % tehnoloogiliselt arenenud ja üleminekumajandusega riikide (viimased on ÜRO Kliimamuutuste Raamkonventsioonis määratletud kui G77) summaarset heitkogusest. 2002. aasta lõpuks olid protokollile ratifitseerinud paljud väikeriigid ja arengumaad, tööstuslikult arenenud suurriikidest aga peamiselt Euroopa Liidu liikmesriigid. Seda oli liiga vähe, USA avaldas otsust vastuseisu leppele ja survet teistele riikidele, et seda ei ratifitseeritaks, lootes fossiilsete energiaallikate kasvava kasutamise teel oma majandust tugevdada. 2005. aastal ratifitseeris protokollile Venemaa — protokoll jõustus. Kuigi Venemaa on hädas oma heitkogustest täpse ülevaate saamisega, ei ole seal üldjoontes raske protokollile põhinõudmisi täita: nõukogudeaegse majanduse lagunemine, hiiglasliku sõjatööstustootmise langus on vähendanud heitkoguseid sedavõrd, et tõusu referentstasemele pole ette näha. Ratifitseerimist kaaluvad ka Hiina ja Jaapan, USA jätkab vastuseisu. 2007. aasta novembris avaldatud enam kui 100 teadlase koostöös valminud Rahvusvahelise Kliimamuutuste Paneeli (ICCP) raport tõdeb, et inimtekkeline kliima soojenemine

kasvuhoonegaaside emissiooni tõttu on reaalsus, seda ei saa enam täielikult ära hoida ja minimaalne globaalse keskmise temperatuuri tõus 2050. aastaks on 2-3 kraadi, juhul kui inimkond kohandub kiiresti reaalsete võimaluste piires ümber mittefossiilsetele energiaallikatele (ilmsiks tulnud teatud ICCP ettekande aluseks olnud tulemuste võltsimine, nn. *climategate*, ei muuda siiski põhilisi järeldusi küsitavaks). Sellele järgnenud ÜRO riikide kohtumisel Bali saarel Indoneesias tegi Euroopa Liit ettepaneku, et tööstuslikult arenenud maad peavad 2020. aastaks vähendama heitkoguseid 30-40 %. USA, Jaapani ja Kanada survele asendati see lõppresolutsioonis ebamäärasema formuleeringuga *deep cuts*. Hilisemad tippkohtumised on andnud vähem tulemusi.

Keskkonnapoliitika kuulumisest n.ö suurede poliitikasse andis märku ka 2007. aastal Nobeli rahupreemia määramine ühiselt ICCP-le ja Al Gore'le — maailma keskkonnajulgeolekusse antud panuse eest.

"for their efforts to build up and disseminate greater knowledge about man-made climate change, and to lay the foundations for the measures that are needed to counteract such change"

3. Õhusaaste levik

3.1. Õhusaaste leviku meteoroloogilised alused

Kui palju saasteaineid levib allikast *A* kohta *B* on peamine küsimus, mille vastusest otsustajad huvituvad. Vastust saab otsida mitmel põhimõtteliselt erineva moel.

Teades allika signatuuri (iseloolumulik heitmete koostis kvalitatiivselt ja kvantitatiivselt), saab mõõtmiste põhjal otsustada, millal ja kui palju saastet pärineb sellest allikast. Tulemus on statistilise iseloomuga: me teame, kui sageli (missuguse täienäosusega) kui tugevalt see allikas antud kohta mõjutab, kuid me ei tea, millal ja kui tugev on järgmine saasteepisood. Parimal juhul võime seda ligikaudu arvata korralatsioonide (enamasti üsna nõrkade) põhjal ilmastikutingimuste, päeva- ja aastaegade ja muu taolisega.

Selleks, et vastata eespool toodud küsimusele täpsemini, on vaja teada, kuidas õhusaaste levib. Edasikanne atmosfääris on füüsikaline protsess, millesse põimuvad keemilised muundumised õhus. Füüsika haru, mis uurib õhumasside liikumise seaduspärasusi atmosfääris, nimetatakse dünaamiliseks meteoroloogiaks. Seda ei tohi ära segada tavateadvuses meteoroloogiaga samastatavate meteoroloogiliste vaatlustega, mis on dünaamilise meteoroloogia mudelite tööks vajalik, kuid seos kahe valdkonna vahel on küllaltki kaudne.

Dünaamiline meteoroloogia (ka atmosfääri dünaamika) on kaasaegse lühi- ja keskpikkusega ilmaennustuse (kuni 15 päeva ette) alus. Ilma ennustamiseks on olulised protsessid kogu troposfääri ulatuses, kuid õhusaasteleviku meteoroloogia keskendub rohkem piirkihile (keskmiselt umbes 1 km paksune üleminekukiht aluspinna lähedal) ja turbulentsile, mis on maapinnal paiknevate saasteallikate, inimeste ja koosluste seisukohalt esmatähtis. Kõik õhusaastemudelid vajavad meteoroloogilisi algandmeid. Mida detailsem ja seetõttu täpsem on mudel, seda üksikasjalikumaid ja mitmekesisemaid meteoandmeid ta vajab.

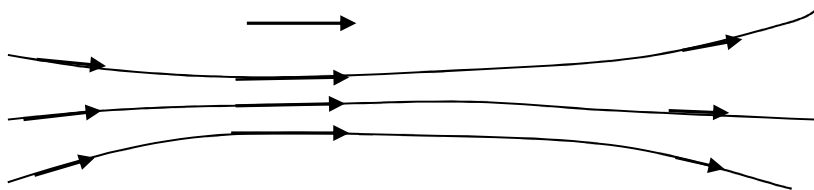
3.1.1. Levik allatuult ehk adveksioon

Õhu lisandite (aga ka temperatuuri jt. õhu omaduste) levikut koos õhumassiga nimetatakse adveksiooniks. See on kõige kiirem õhusaaste leviku viis. Maapinna lähedal on tuule kiirus harilikult mõnest meetrist sekundis kuni u 20-30 m/s (üle selle on orkaan). Troposfääri ülaosas (5 - 10 km kõrgusel) ulatub tuule kiirus sageli 50 m/s, üksikjuhtudel kuni 110 m/s. Seega levivad (nt. tõusvate õhuvooludega) kõrgemale kantud lisandid kiiremini kui maalähedases kihis. Ajapikku sattuvad saasteained kõrgematest õhukihtidest maapinnale tagasi (nt. sademete või laskuvate õhuvooludega), mistõttu õhusaaste kauglevi toimub kiiremini kui meteojaamades mõõdetud tuulte järgi arvata võiks.

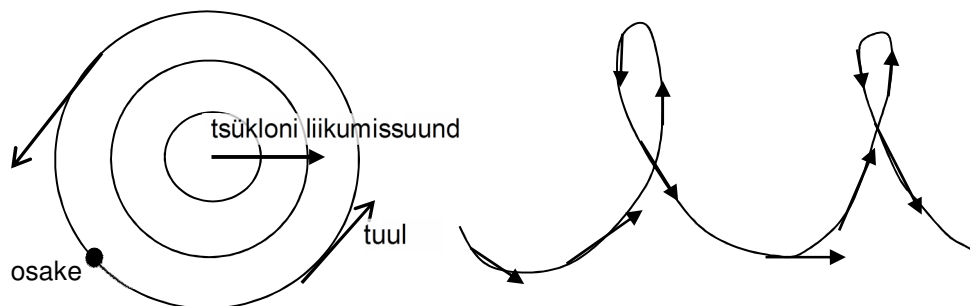
Kui leviku kaugus on võrreldav madal- ja kõrgrõhkkondade mõõtmetega, siis tuleb arvestada, et õhuosakeste trajektoorid ei ole sirged (tuule suund ja kiirus eri ruumipunktides on erinev). Saasteaine osakesed liiguvad koos õhuga piki voolujooni. Voolujoonte koondumist nimetatakse konvergensiks (selles piirkonnas tuule kiirus suureneb), lahkumist divergensiks (tuule kiirus väheneb), Joonis 3.1. Üldjuhul on tuulel lisaks horisontaalsele komponendile ka vertikaalne komponent, mis tuleneb tõusvatest ja laskuvatest õhuvooludest vastavalt madal- ja kõrgrõhkkondades. See on enamasti horisontaalkomponendist palju nõrgem, harva üle mõne cm/s.

Kuni tuule kiiruste väli püsib muutumatuna, jälgib lisandi levik voolujooni. Kui aga tuulte suunad ja kiirused muutuvad, ei sarnane lisandiosakese trajektoor ühelgi hetkel valitsenud voolujoontega. Seda tuleb arvestada nt. lisandi liikumisel koos kõrg- võimadalrõhkkonnaga (Joonis 3.2).





Joonis 3.1. Tuule suunad ja voolujooned. Tuulevektori pikkus vastab tuule kiirusele.



Joonis 3.2. Õhusake liikuv tsüklonis (madalrõhkkonnas) ja selle trajektoor maapinna suhtes (horisontaalne komponent).

Lisaks horisontaalsele liikumisele osake madalrõhkkonna keskme lähedal tõuseb koos õhuvooluga ja kõrgrõhkkonna keskme lähedal langeb, joonistades nii ruumilise trajektoori.

3.1.2. Turbulentne hajumine (difusioon, dispersioon)

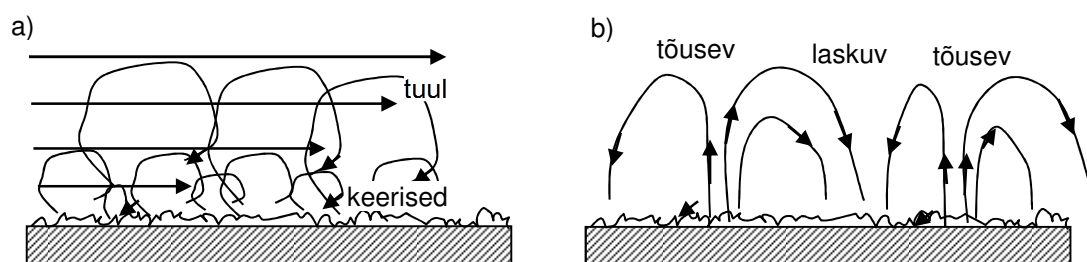
Lisaks suhteliselt püsivale keskmisele tuulele on atmosfääris alati keerised, mille mõõtmed ulatuvad mõnest sentimeetrist sadade meetriteni. Keeriste tekkimist ja arengut gaasis või vedelikus nimetatakse turbulentsiks. Tuule täppismõõtmised näitavad lühiajalisi muutusi (fluktuatsioonid), mis toimuvad sekundi murdosade kuni minutite jooksul. Fluktuatsioonideks loetakse tavaliselt muutusi, mille periood on alla tunni. Sellest pikema perioodiga on ööpäevased muutused (24 tundi), tsükloonaalse tegevusega seotud muutused (5 - 10 ööpäeva), sempoonsed muutused (aasta) ja pikaajalised kliimaatilised kõikumised.

Tuule kiiruse fluktuatsioonid on põhjustatud turbulentsetest keeristest, mis on atmosfääris alati olemas. Pildistades näiteks õhus levivat suitsu, näeme üksteisega läbipõimunud keeriste mustrit ühel ajahetkel. Mõõtes ühes kindlas punktis kõiki kolme tuulekomponenti (nt. keskmise tuule suunas, sellega risti ja vertikaalsuunas või aluspinda suhtes fikseeritud süsteemis), näeme kiireid muutusi kõigis komponentides: tuulevektor muudab ajas juhuslikult suunda. Turbulents võib atmosfääris tekkida kahel viisil: õhu voolamisel üle aluspinda konaruste ja õhu konvektiivsest liikumisest soojenenud aluspinda kohal. Mõlemad mehhanismid esinevad sageli koos.

Kareda aluspinda kohal voolava õhu alumisele kihile mõjub takistusjõud, mistõttu see ei saa liikuda nii kiiresti nagu tuul vabas atmosfääris (ülalpool, kus aluspinda otsest mõju pole). Tekkiv nihkepinge kiiresti ja aeglaselt liikuva õhu vahel haarab alumisest kihist kaasa osakesi, mis kanduvad keeristena ülespoole, pidurdades mõnevõrra ka vahepealsete õhukihtide liikumist. Nii tekib tuulest tingitud turbulents. Kujuneb kiiruste profiil (tuule kiirus kasvab sujuvalt kõrgusega).

Kui Päike soojendab aluspinda, siis tekkivad aluspinda kohal konvektsioonivoolud: kohati õhk tõuseb sammastena üles, suurematel aladel aga laskub. tõusvad õhuvoolud tekivad kergemini soojenevate alade (tumedamad maastikud, päikese suunas kaldu mäenõlvad) kohal,

kuid olukord ei ole ajas püsiv. tõusvatest ja laskuvatest õhuvooludest tekivad suured keerised, mis õhu sisehõõrde toimel "pihustuvad" väiksemateks. Nii tekib konvektiivne turbulents (Joonis 3.3).



Joonis 3.3. Tuulest tingitud (vasakul) ja konvektiivse (paremal) turbulentsi tekkemehanism.

Reaalne atmosfäär on alati turbulentne. Laminaarset (keeristeta) voolamist esineb vaid mikromastaabis, siledate pindade (nagu puulehed, jää või rahuliku vee pind) vahetus läheduses.

3.2. Troposfääri profiil

Troposfäär, mille iseloomulik omadus on kõrgusega keskmiselt (mitte alati ja igal kõrgusel!) $6\text{ }^\circ\text{C}$ iga kilomeetri kohta langev temperatuur, ei ole oma omadustelt ühtlane maapinnast kuni tropopausini, vaid selles eristatakse kihte, mis on väga ebahütlase paksusega — maapinna lähedal õhemad. Peamisi kihte on kolm (alt arvates): pinnakiht (käsitletakse tavaliselt piirkihi osana), piirkiht ja vaba atmosfäär.

Vaba atmosfäär on kiht, milles õhk liigub suhteliselt lihtsate hüdrodünaamika seaduste järgi aluspinna vahetu mõjuta. Siin kujunevad tsüklonid, antitsüklonid, fronidid, äikesepilved — suures ja keskmises mastaabis ilma kujundavad nähtused. Vaba atmosfäär algab piirkihi ülapiinl. Stratosfääril ja kõrgematel kihtidel ei ole teadaolevalt olulist mõju ilma kujunemisele, seega piirduakse dünaamilises meteoroloogias troposfääriga, kohati hõlmates stratosfääri omadusi.

Planetaarseks piirkihiks (sageli lihtsalt piirkihiks — *boundary layer*) nimetatakse maapinnalähedast kihti atmosfääris, mida mõjutab oluliselt aluspinnal tekkiv turbulents, või ka segunenud kihiks (*mixing layer*). Tuul, mida põhjustavad rõhuerinevused vabas atmosfääris, kohtab piirkihis turbulentset hõõrdejõudu. Tuule kiirus on seetõttu madalamal väiksem. Atmosfääri ülemised kihid saavad suurema osa soojusest läbi piirkihi turbulentsete voogude maapinnalt. Piirkiht on parasvöötmes tüüpiliselt u. 1 km, troopikas 2-3 kilomeetrit paks.

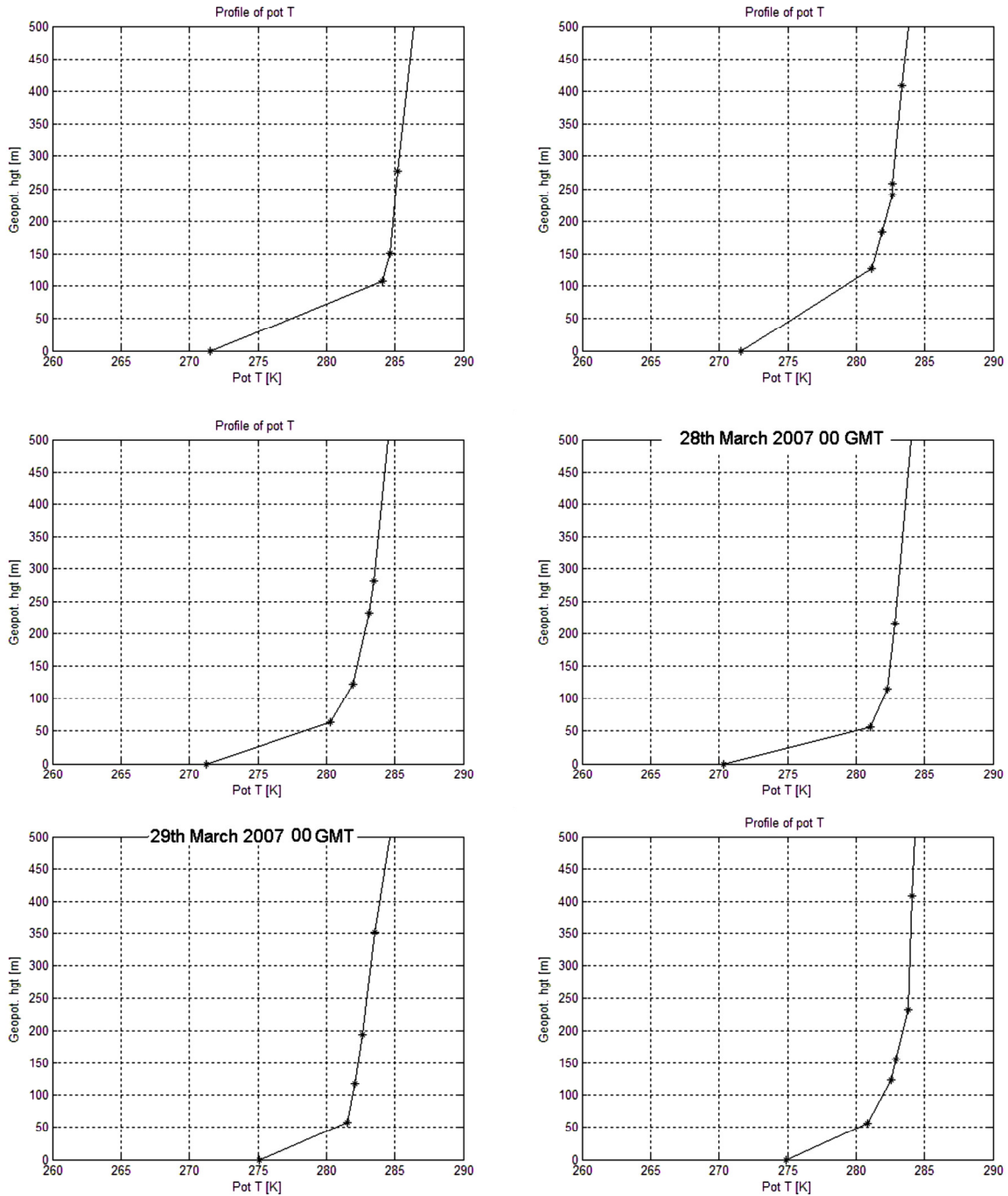
Eristatakse veel piirkihi kõige alumist osa pinnakihti (paksus tüüpiliselt u. 100 meetrit ehk 1/10 piirkihist), kus tuulehõõre põhjustab tuule kiiruse järsu kasvu kõrgusega, tüüpiliselt on tuule kiirusel u logaritmiline kõrguskäik:

$$u = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z}{z_0}, \quad (3.1)$$

kus u^* on nn hõõrdekiirus (iseloomustab õhu turbulentsi tugevust) ja $k = 0.4$ on von Karmani konstant. z on kõrgus maapinnast, z_0 karedusparameeter: mida karedam aluspind, seda suurem see on — suurusjärguliselt 1/10 aluspinna konaruste (kivid, ehitised, taimed vms) kõrgusest. Täpselt kehtib valem (1) vaid neutraalse stratifikatsiooni (vt. järgmine alapunkt) puhul. Stabiilse stratifikatsiooni korral on hõõrdumine väiksem ja tuul kasvab valemiga (1) näidatust kiiremini, labiilse stratifikatsiooni korral aga aeglasemalt.

3.2.1. Piirkihi termiline stratifikatsioon

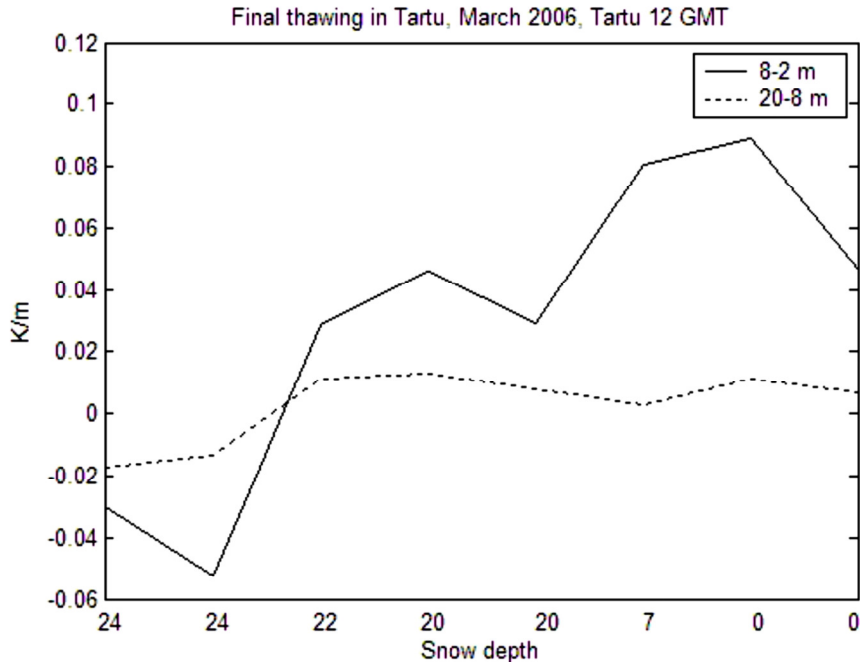
Termiliseks stratifikatsiooniks nimetatakse temperatuuri muutumist kõrgusega, mis väga sageli ei ole aluspinna lähedal pidevalt kahanev. Vastavalt sellele liigitatakse piirkihi seisundid labiilseks, stabiilseks ja neutraalseks. Konvektiivne turbulents on ülekaalus labiilse piirkihis, kus aluspinna soojenemise tõttu alumised õhukihid on tunduvalt soojemad ülemistest. Neutraalses piirkihis, kus temperatuur langeb kõrgusega aeglaselt, ei teki konvektsioonivoole, küll aga mõjutab atmosfääri seisundit tuulest tingitud turbulents (pilvise taeva ja suhteliselt tugeva tuule korral).



Joonis 3.4. Õhuke piirkiht 25.-30. märtsil 2007. aastal 00 GMT Tallinnas tugeva kõrgrõhkonna tingimustes.

Kui aluspind on tugevasti jahtunud, nii et aluspinnalähedane õhk on külmem kui kõrgemad

kihid (nt. nõrga tuulega ööl), siis on turbulents kõige nõrgem. Seda olukorda nimetatakse temperatuurinversiooniks ja vastavat piirkihi olekut stabiilseks piirkihiks. Piirkihi ja pinnakihi paksused sõltuvad tugevalt termilisest stratifikatsioonist — väga stabiilne piirkiht võib olla vaid mõnekümmend meetrit maapinnast (Joonis 3.4).



Joonis 3.5. Temperatuurigradiendi väärtused õhukihis 2-8 ja 8-20 m intensiivest lume sulamisest tekkinud inversioonikihis.

Lumekatte olemasolu, eriti aga selle kiirel sulamisel neelduv soojus põhjustavad eriti õhukest ja tugevat pinnainversioonikihti, milline võib pärssida aluspinnal asuvaist allikatest pärit õhusaaste hajumist (Joonis 3.5).

3.3. Lisandite hajumine atmosfääris

3.3.1. Turbulentne difusioon

Esimeses lähenduses sarnaneb lisandi turbulentne ülekande difusioonile (gaaside või vedelike segunemisele molekulide kaootilise liikumise tõttu). Turbulentsi korral segavad õhku keerised ja teevad seda palju kiiremini. Enamasti võib turbulentses keskkonnas segunemist uurides molekulaarse difusiooni arvestamata jätta. Molekuli vaba tee pikkuse analoogiks on siin keeriste tüüpiline läbimõõt. Ühes mõõtmes (näiteks pikkuse suhtes peenes torus) toimuvat difusiooni kirjeldab diferentsiaalvõrrand, mis on analoogiline molekulaarse difusiooni võrrandiga:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{d}{dz} \left(K \frac{dC}{dz} \right), \quad (3.2)$$

kus C on lisandi kontsentratsioon õhus, t aeg, z ruumikoordinaat (nt. vertikaalne) ja K turbulentse difusiooni koefitsient ehk ülekandekoefitsient. võrrandi paremal poolel on kahekordne tuletis: kõigepealt on võetud tuletis kontsentratsioonist, see korrutatud

difusioonikoefitsiendiga ja siis väetud uuesti tuletis. Erinevalt molekulaarsest difusioonist võib turbulentsi korral koefitsient K sõltuda ruumikoordinaadist (meie näitel z), mistõttu seda ei saa tuua tuletise märgi alt välja — see muutub atmosfääris vertikaalsuunas eriti palju. Ka on difusioonikoefitsiendid eri koordinaatide suunas (tuule suund, ristsuund, vertikaalsuund) üldjuhul erinevad. See teeb turbulentse difusiooni molekulaarsest analoogist palju keerukamaks. Kui difusioon saab toimuda igas ruumimõõtmes (nii on ka atmosfääris), siis lisandub võrrandi paramale poolele veel kaks analoogilist liiget (iga koordinaadi jaoks). Kirjeldatud teooriat nimetatakse gradient-ülekandeteooriaks, sest selle põhielementideks on gradient (kontsentratsiooni kasvukiirus ruumis kiireima kasvu suunas) ja juba nimetatud ülekandekoefitsient. Turbulentse difusiooni koefitsiendi (nagu ka molekulaarse) SI ühikuks on $m^2 \cdot s^{-1}$. Atmosfääris on turbulentse difusiooni koefitsient mitu suurusjärku suurem kui molekulaarne analoog, muutudes sõltuvalt atmosfääri seisundist vahemikus umbes 0,1 - 100 $m^2 \cdot s^{-1}$.

3.3.2. Gaussi jaotusega hajumine

Eelmises alapunktis toodud turbulentse difusiooni võrrandit saab lihtsustada, eeldades et difusioonikoefitsient (seega turbulents üldse) on vaadeldava koordinaadi sihis kõikjal sama (konstantne). Siis saab K tuletise ette tuua ja võrrand muutub täiesti sarnaseks molekulaarse difusiooni võrrandiga:

$$\frac{dC}{dt} = K \frac{d^2 C}{dz^2} \quad (3.3)$$

See on suur lihtsustus, kuid annab sageli rahuldavaid tulemusi. Eeldades, et ajahetkel $t = 0$ paiskus õhku lisandit kogumassiga M , saame selle võrrandi lahendiks Gaussi jaotuse:

$$C = \frac{M}{\sqrt{2\pi\sigma}} \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma^2}\right), \quad (3.4)$$

kus

$$\sigma = \sqrt{2Kt}. \quad (3.5)$$

Seega käitub lisandi kontsentratsioon vastavalt ajas laienevale Gaussi jaotusele. Kuna Gaussi jaotuse standardhälve σ on võrdeline ruutjuurega ajast, siis aja jooksul jaotuse laienemine aeglustub. Kui lisand hajub samaaegselt kolmes mõõtmes, nagu see atmosfääris tavaline on, siis moodustub pilv, mis kirjeldub kolmemõõtmelise Gaussi jaotusega. Kui meil on allikas, mis paiskab lisandit välja pidevalt, siis allatuult levides need pilved liituvad ja moodustub saastelevik (*pollution plume*), mis kahes mõõtmes kirjeldub Gaussi jaotusega, allatuult aga omandab koonusetaolise vormi:

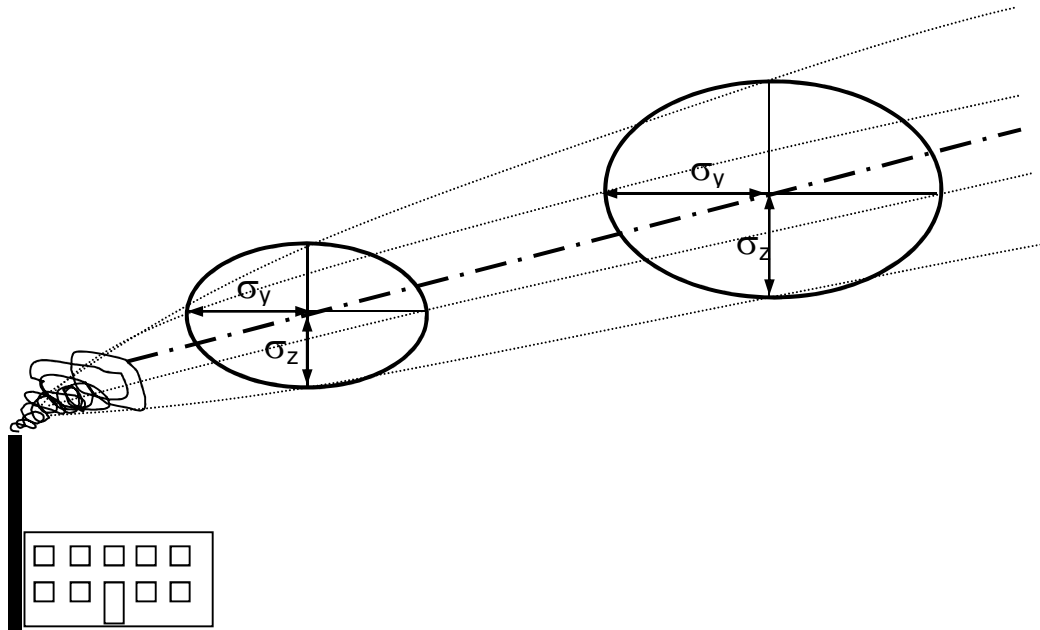
$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z-H}{2\sigma_z^2}\right), \quad (3.6)$$

kus Q on allika tugevus (ajauhikus väljapaisatava aine kogus), H allika (nt korstnaava) kõrgus maapinnast, u keskmine tuule kiirus ning σ_y ja σ_z vastavalt standardhälbed rist- (y) ja vertikaalsihis (z), vt Joonis 3.6. Gaussi jaotuse standardhälbeid nimetatakse õhusaaste leviku arvutustes ka hajumisparameetriteks (*dispersion parameters*). Nende arvutamiseks kehtib valem (5), kusjuures $t = x/u$ (levikuaeg allatuult).

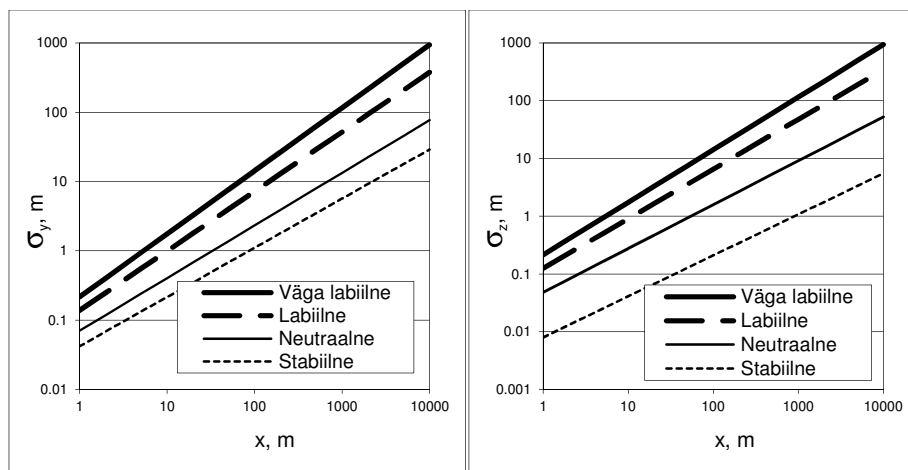
Kompenseerimaks vigu, mis tulenevad kitsendavatest eeldustest (nt. eespool mainitud difusioonikoefitsientide konstantsusest), arvutatakse paljudes rakendustes σ_y ja σ_z

empiiriliste valemite järgi, milles ajaline sõltuvus ei vasta ruutjuurele, vaid on mingi muu funktsioon (Joonis 3.7).

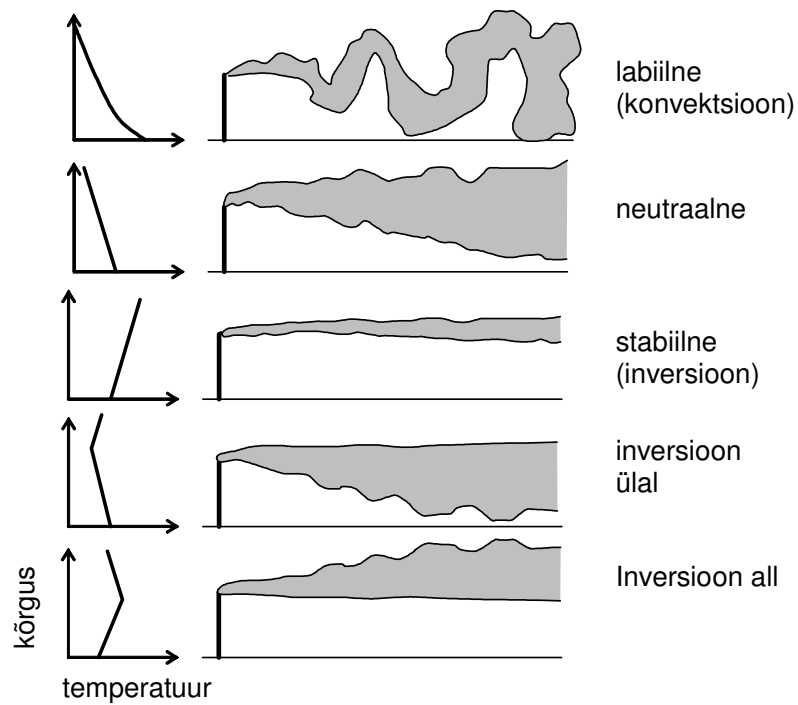
Saastelehviku kuju sõltub tugevasti atmosfääri stabiilsusest. Labiilses piirkihis on tüüpiline tugevalt vonklev juga, neutraalses ühtlane üsna kiire hajumine ja stabiilisel juhul väga aeglane hajumine vertikaalsihis, mistõttu juga moodustab allikast kaugenedes õhukese lehviku (Joonis 3.8). Juhul kui stabiilne kiht ei paikne otse maapinnal vaid allika kohal, on olukord kõige ohtlikum: saasteaine hajub maapinnale, suutmata tungida läbi inversioonikihi. See tähendab kõrgeid kontsentratsioone maapinna lähedal, mis alanevad aeglaselt kaugusega allikast. Mõned fotod suitsujugadest on toodud Joonistel 3.9 ja 3.10.



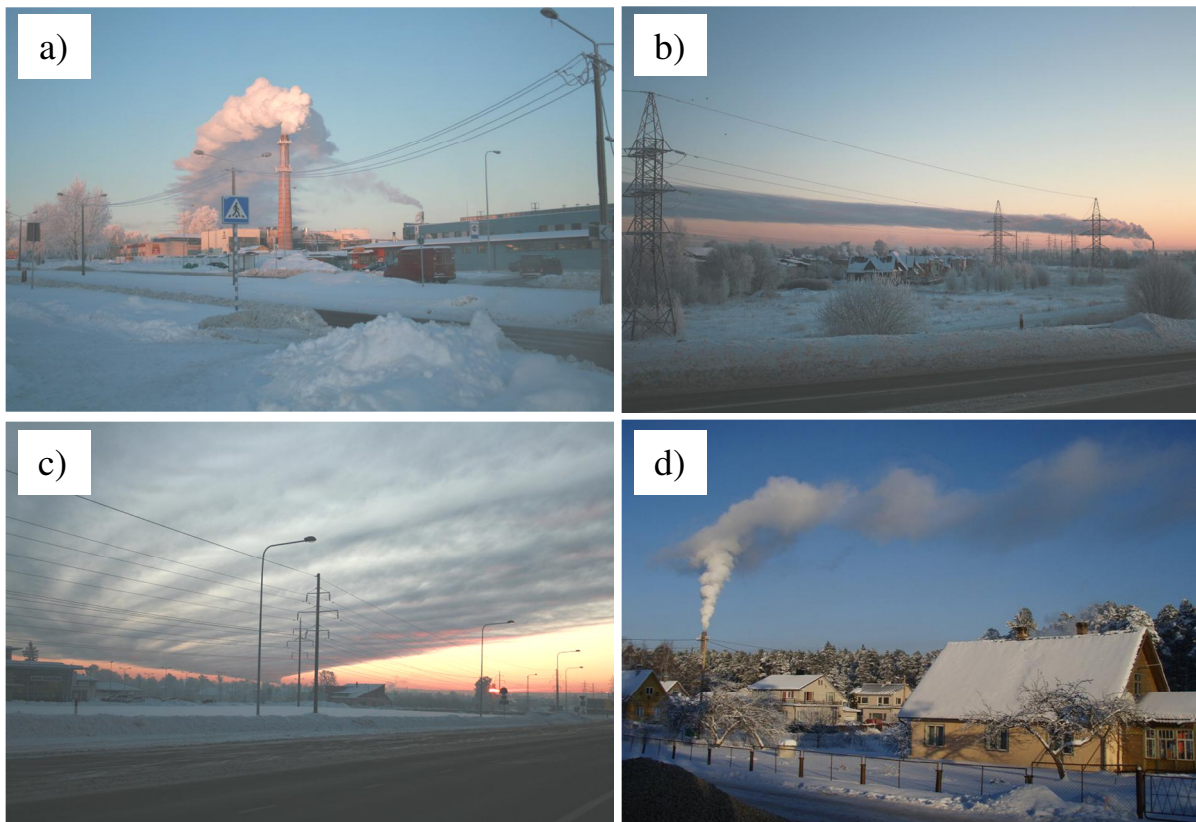
Joonis 3.6. Gaussi jaotuse kasutamine hajumisarvutuses: σ_y ja σ_z on hajumisparameetrid (sisuliselt Gaussi jaotuse standardhälbed).



Joonis 3.7. Gaussi jaotuse hajumisparameetrid erinevate atmosfääri piirkihi stabiilsussituatsioonide jaoks: heitmed väiksest madalast korstnast (Smith, 1968).



Joonis 3.8. Korstnast väljuva suitsujoa käitumine erinevatel hajumistingimustel. Vasakul on toodud temperatuuri käik kõrgusega iga juhu jaoks.



Joonis 3.9. Suitsujuga stabiilses piirkihis: a) vaade allatuult; b) vaade kõrvalt; c) vaade vastutuult u. 3 km samast korstnast (Ropka katlamaja, Tartu); d) stabiilne kiht korstnast kõrgemal (Elva). Autori fotod, jaanuar 2010.



Joonis 3.10. Olmekütmise heitmete pärsitud hajumine kõrgemal paikneva inversioonikihi korral: esineb peamiselt talvel (a), kuid saunade kütmise tõttu ka suvel (b). Autori fotod, pildistatud Nõo vallas Tartumaal.

4. Saasteleviku modelleerimine

4.1. Mudelid õhuseires

Tavateadvuses seostub seire mõiste mõõtmise ja jälgimisega. Seire eesmärk on igakülgselt andmete saamine keskkonna seisundist ja nende üldistamise lõpptulemus peaks olema arusaamine sellest, kuidas ühiskonna suhteid elukeskkonnaga paremini korraldada. Ei olukorrast ülevaate saamiseks ega ka selle prognoosimiseks ei piisa üksnes mõõtmistest.

1. Kõigi õhu kvaliteedi näitajate kohta ei ole kõrge ruumilise lahtusega mõõtmisandmeid, mida vajatakse nt. elanike ekspositiooni arvutamiseks. Need tuleb kaardistada arvutusliku mudeli abil, mille täpsus on mõõtmiste alusel kontrollitud.
2. Mõõtmised üksi ei ütle, kust kuhu ja kui kiiresti saasteained levivad. Sõltuvalt mõõtmiste tihedusest ja iseloomust on vaja lihtsamaid või keerukamaid arvutusi, et välja selgitada saasteainete kogused, mis levivad ühest riigist või maavalduselt teise. Kuna sellest sõltuvad sageli poliitilised ja administratiivotsused (rahvusvaheliste konventsioonide täitmine, saasteload) või rahalised kohustused (keskkonnamaksud, trahvid, kompensatsioonid), siis esitatakse mudelarvutustele sama kõrgeid nõudmisi kui mõõtmistele.
3. Ainult mudelarvutus võimaldab teha enam-vähem põhjendatud prognoose. See hõlmab nii ekstreemsetest keskkonnaoludest (nt. nõrk hajumine) tulenevate riskide hindamist kui ka inimtegevuse tulevikutsenaariumide (nt. tootmise laiendamine või piiramine, liikluskorraldus) läbimängimist.
4. Mudelarvutused on reeglina palju odavamad kui mõõtmised.

Rahvusvahelisel tasandil on märgata, et mudelarvutused omandavad järjest suuremat autoriteeti seadusandja silmis. Euroopa Liidu õhu kaitsele suunatud direktiivid näevad ette järjest rohkem rakendusi ning hajumismudelite senisest suuremat kasutamist otsuste tegemisel ja kehtestavad detailsemaid nõudmisi mudelitele.

4.2. Mudelite liigitus

Sõltuvalt käsitletavatest protsessidest mõistetakse termini 'õhusaaste mudel' all erinevaid asju:

1. atmosfääri keemiliste protsesside mudeleid;
2. aerosooli dünaamika (kondensatsioon, koagulatsioon, sadenemine) mudelid;
3. saasteainete klassifitseerimise, statistilise uurimise ja allikasignatuuri (*source signature*) kaudu päritolu määramise mudelid;
4. õhusaaste transpordi ja hajumise mudelid.

Need tüübid võivad olla ühes mudelis kombineeritud, nt. keemia- ja transpordimudel, mis lahendab keemiliste muundumiste võrrandeid ajas liikuvast õhumassis, võttes arvesse ka turbulentsset hajumist. Aerosooli leviku detailseks uurimiseks on vaja mudelit, milles on lisaks aerosooli dünaamikale atmosfääri keemia ja transport. Lähtuvalt sellest, mis on mudeli sisend ja väljund, eristatakse kaht põhilist mudelitüüpi:

1. Allikale orienteeritud mudelid on niisugused, mis lähtuvad allika emissioonidest ja atmosfääri dünaamikale toetudes arvutavad välja kontsentratsioonid ja sadenemisvood etteantud ruumipunktide (regulaarne võrk või mitte) jaoks.
2. Vastuvõtjale orienteeritud mudelid lähtuvad kindlates kohtades mõõdetud kontsentratsioonidest (võimalik ka sadenemisvoogudest) ja hindavad selle järgi allika(te) emissioone ja asukohti. Tegemist on allikale orienteeritud mudeli pöördülesandega.

Allikale orienteeritud mudelid lähtuvad enamasti atmosfääri dünaamikast. Vastuvõtjale orienteeritud mudeli aluseks võib olla ka statistiline analüüs. mõningaid

modelleerimisalgoritme saab kasutada nii allikale kui vastuvõtjale orienteeritud režiimis. Atmosfääri dünaamikal põhineva modelleerimise põhivõtted sõltuvad palju leviku ruumilisest ulatusest.

1. Globaalse ja sünoptilise skaala transpordimudelid (kauglevimudelid) — levik koos õhumassiga piki selle trajektoori, arvestades ka turbulentset hajumist;
2. Lokaalsed hajumismudelid — saasteaine leviku allatuult määrab kohalik tuulteväli, modelleerimise põhiohk on turbulentsel hajumisel;
3. Mikroskaalamudelid — levik hoonete, järskude reljeefivormide, puude jms vahel ja kohal, tänavakanjonid.

Lokaalsete mudelite modelleerimisala mõõtmed on tüüpiliselt mõni kuni mõnikümmend kilomeetrit (üksiku ettevõtte, liiklussõlme või linna mõõtmed) võrgulahutusega alla 1 km, sageli vaid mõnikümmend meetrit. Lokaalse ja kauglevimudeli vahel võib eristada mesoskaalamudeleid, milles on võrdselt oluline tähtsus nii trajektooride geometrial kui ka turbulentsel hajumisel. Kõrgete mägede, sügavate orgude korral võivad mikroskaalale tüüpilised nähtused ulatuda lokaalsesse või isegi mesoskaalasse. Tüüpiline mesoskaala nähtus on mere- ja maabriis, mis mõjutab rannikualadel tugevalt saastelevi.

4.3. Numbrilise modelleerimise alused

Nagu nägime ptk 3.3.2, on nn Gaussi mudel kergesti mõistetav kuid primitiivne, eriti mesoskaala- ja kauglevimudelites, kus tuulteväli ja turbulents on ajas ja ruumis tegelikult väga muutlikud. Turbulentsse difusiooni ja adveksiooni võrrand üldkujul on:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(uC) + \frac{\partial}{\partial y}(vC) + \frac{\partial}{\partial z}(wC) - \frac{\partial}{\partial x}\left(K_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) = S \quad (4.1)$$

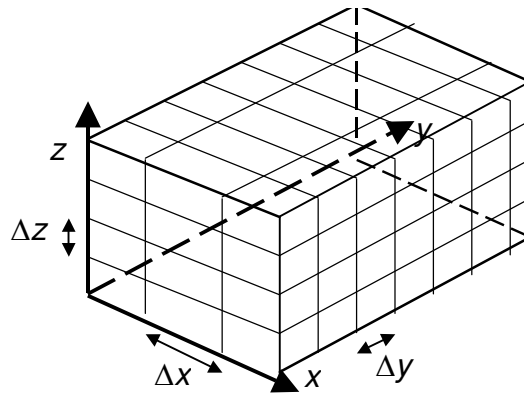
kus C on saasteaine kontsentratsioon õhus, u, v, w kiirusvektori komponendid vastavalt x, y, z sihis ja $S(x, y, z, t)$ kõik saasteallikaid ja -neelud. Nii keerulisel võrrandil ei ole lõplikust arvust elementaarfunktsioonidest koosnevat üldlahendit, aga just seda võrrandit on vaja lahendada kogu tema keerukuses, arvestades ajast ja kõigist ruumikoordinaatidest sõltuvaid kiiruse komponente ja ülekandekoefitsiente.

Võrrandit (4.1) nagu ka teisi keerukamaid diferentsiaalvõrrandeid (nt. atmosfääridünaamika võrrandid ilmaprognoosimudelites) lahendatakse numbriliste meetoditega. Õhusaastemudelites käsitletakse kiiruse komponentide u, v, w ja ülekandekoefitsiente K_x, K_y, K_z etteantud suurustena, mis saadakse atmosfääri dünaamika mudeli väljundist või arvutatakse teiste väljund-andmete põhjal.

Numbrilise lahendusmeetodi põhialus on tuletiste asendamine lõplike vahedega sisuliselt tuletise definitsiooni järgides, näiteks:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right)_i \approx \frac{C_{i+1} - C_{i-1}}{2\Delta x} \quad (4.2)$$

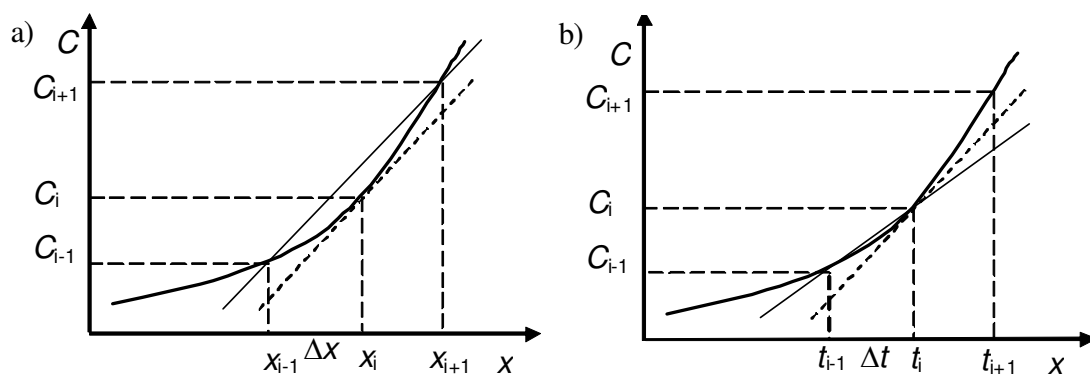
kus indeksid $i, i-1, i+1$ tähistavad vastavalt jooksvat, sellele eelnenud ja sellele järgnevat võrgupunkti ja Δx võrgusammu piki x -telge (Joonis 4.1). Teist järku tuletiste arvutamiseks rakendatakse saadud tuletistele sama skeemi uuesti. Kuna tuletis jooksvas punktis arvutatakse sümmeetriliselt kahe naaberpunkti põhjal, siis nimetatakse arvutuskeemi (4.2) tsentreeritud diferentsiks.



Joonis 4.1. Numbrilise mudeli koordinaatvõrk.

Sarnaselt ruumilise võrguga jagatakse arvutus ajasammudeks. Igal ajasammul arvutatakse kõik ruumilised tuletised kõikides punktides. Nende kaudu saab leida ajalise tuletise $\frac{\partial C}{\partial t}$ vastavalt võrrandile ja minna üle järgmisele ajasammule, liites jooksva sammu kontsentratsioonile ajasammu ja ajatuletise korrutise. Seda nimetatakse võrrandite numbriliseks integreerimiseks (on ka keerukamaid ja täpsemaid skeeme). Tulemuseks on otsitavate suuruste väärtused igas võrgupunktis igal ajasammul, mida nimetatakse numbriliseks lahendiks. Vigade kuhjumise vähendamiseks tuleb võtta ajasamm tavaliselt tunduvalt väiksem kui väljundis vajatakse. Näiteks atmosfääri dünaamika mudel annab väljundi iga mõne tunni järel, kuid arvutada tuleb ajasammugamõni minut. Kuna otsitavate suuruste väärtused järgmisel ajahetkel $t+\Delta t$ ei ole teada (seda me just arvutame), siis ei saa ajalise tuletise arvutada tsentreeritud diferentsi (4.3) põhjal, vaid peab kasutama ühepoolset (tagumist, *backward*) diferentsi:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right)_i \approx \frac{C_{i+1} - C_{i-1}}{2\Delta x} \quad (4.3)$$



Joonis 4.2. Ruumituletise arvutamine tsentreeritud diferentsiga (a) ja ajatuletise arvutamine ühepoolse diferentsiga (b). Täpne puutuja on antud peene pideva joonega ja numbriline lähend katkendjoonega.

Jooniselt 4.2 näeme, et valem (4.3) annab nõrgusa funktsiooni puhul järjekindlalt tegelikust väiksema ja kumera funktsiooni puhul tegelikust suurema tuletise. Seetõttu hakkab iga ajasammu järel arvutatud väärtus tegelikust järjest enam lahknema. See on üks lihtsamaid näiteid numbrilisest häirest. Häireid saab vähendada ajasammu vähendamisega, kuid

vaatamata sellele teatud numbrilised skeemid ei sobi teatud võrrandite lahendamiseks. Kui numbriline häire läheb nii suureks, et varjutab täielikult tegeliku muutuse, räägitakse modelleerijate slängis mudeli *exploding*'st, *blow-up*'st, ligikaudne vaste korrektses teaduskeeles on numbriline ebastabiilsus (*numerical instability*). Eesti slängis öeldakse vahel, et mudel „läheb lõhkuma“. Selle ületamiseks ajatuletise puhul kasutatakse mitmesuguseid tagasipöörduvaid skeeme: esmalt arvutatakse tagumise diferentsi abil väärtus järgmisel ajasammul, hiljem korrigeeritakse uue lähendiga.

4.4. Turbulentse difusiooni võrrandi rakendamine Monte-Carlo meetodil

Kirjutame võrrandi (4.1) veidi kompaktsemal kujul:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x_i} u_i - \frac{\partial}{\partial x_i} K_i \frac{\partial C}{\partial x_i} + \zeta C = E \quad (4.4)$$

võrrandis (4.4) on tähistatud $u_i = (u, v, w)$ ja $x_i = (x, y, z)$ ning vasakul teises ja kolmandas liikmes on eeldatud, et üle korduva indeksi i summeeritakse (nn. Einsteini summeerimiskokkulepe, võrdle võrrand (4.1)). Allikate ja neelude liige S on võrrandis (4.4) eraldatud allikaliikmeks E (allikad võivad paikneda igas ruumpunktis) ja neelude liikmeks ζC , kasutades tõsiasi, et tähtsamad neelud (lisandi väljapesemine, aluspinna lähedal väljasadenemeine jaosad keemilised reaktsioonid) on võrdelised kontsentratsiooniga C kohas, kus neel toimib. Nende protsesside puhul sõltub võrdetegur ζ ruumikoordinaatidest ja ajast, aga mitte kontsentratsioonist.

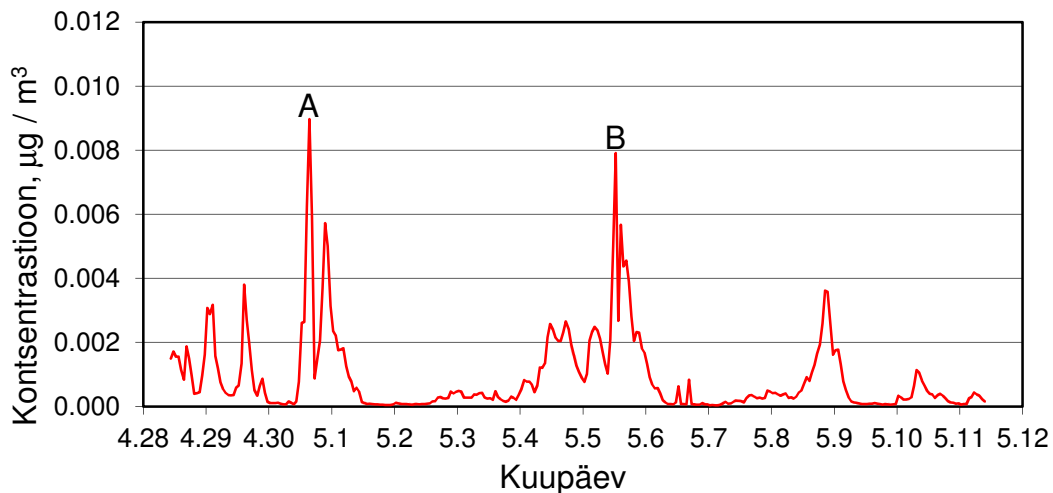
Võrrandi (4.4) lahendamisel põhinevad lõppkokkuvõttes kõik allikale orienteeritud mudelid. Erinevused (sageli arvutatud saasteleviku suhtes väga olulised) tulenevad võimalikest lihtsustustest ja sellest, milliseid numbrilisi skeeme kasutatakse, aga ka u_i ja K_i arvutamiseks kasutatud meteoroloogilistest väljadest (atmosfääridünaamikamudeli väljundist) ja neelude ζ kohta tehtud eeldustest.

Punktis 4.3 kirjeldatud arvutusskeemist erinev numbriline meetod on nn Monte Carlo meetod (õhusaaste leviku arvutustes nimetatakse ka Lagrange'i osakeste meetodiks või juhuslike nihete meetodiks): lähtudes otse turbulentsi stohhastilisest iseloomust, genereeritakse võrrandi (4.4) põhjal nn. prooviosakeste juhuslikud nihked ja jälgitakse allika(te)st väljuvate prooviosakeste teekonda ning väljasadenemist, mis on samuti iga konkreetse osakese jaoks juhuslik protsess. Prooviosake ei ole reaalne lisandi osake (gaasimolekul, lendtuhakübe) vaid kujuteldav väike õhuruumala koos lisanditega. Ühe prooviosakese koosseisus võib mudel arvestada mitme komponendi edasi-kandumist, kusjuures neelude tõttu võivad nende lisandite osakaalud prooviosakeses muutuda.

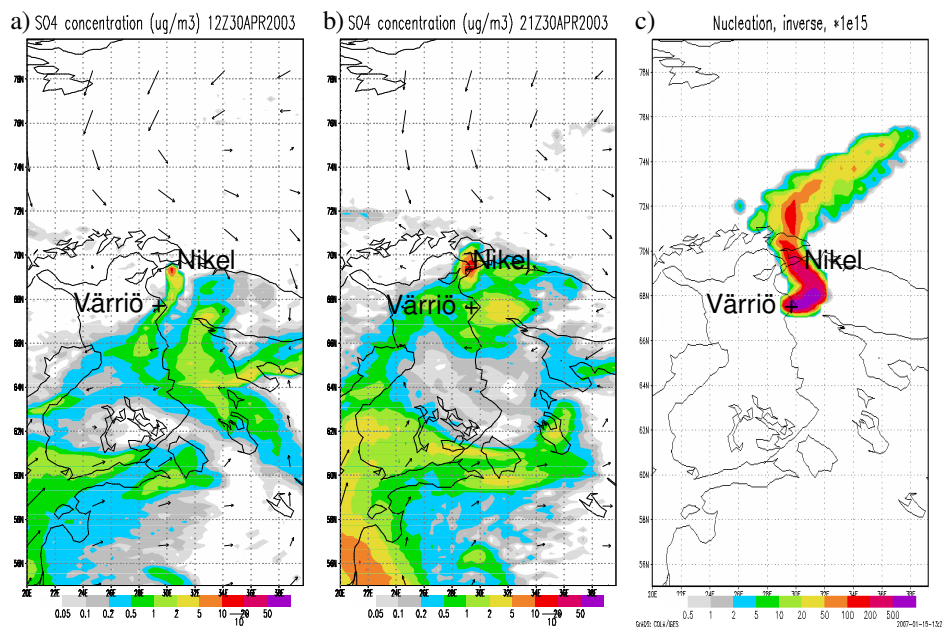
Monte Carlo meetodi eelis võrrandi (4.1) deterministliku lahendamise (punkt 4.3) ees on see, et osakeste asukohad on määratud võrgurakust sõltumatult, mistõttu arvutuskiirus ei sõltu nii palju võrgupunktide arvust (deterministliku lahenduskäigu puhul on see karm piirang). Teiselt poolt ei võimalda prooviosakesed arvestada mittelineaarseid protsesse (neelud, kus ζ sõltub kontsentratsioonist C , nt. paljud keemilised reaktsioonid), sest kontsentratsioon ei ole prooviosakese alaline omadus, vaid on võrdeline prooviosakeste kontsentratsiooniga õhus.

Soome Meteoroloogiainstituudis välja töötatud mesoskaala õhusaaste leviku mudel *SILAM* kasutab kahe alternatiivvariandina otsest numbrilist lahendusskeemi ja Lagrange'i osakeste (ehk Monte Carlo meetodit). Esimest meetodit nimetatakse ka Euleri meetodiks – nii Lagrange kui Euler olid 19. sajandi metemootikud, kes esimesena tulid pideva keskkonna protsesside kirjeldamise peale vastavalt selle keskkonnaga kaasaliikuva ja paigalseisva

(atmosfääri korral aluspinna suhtes) vaateleja positsioonilt. Ka diferentsiaalvõrrandite numbrilise integreerimise põhivõtted loodi umbes samal ajal – rohkem kui sajand enne elektronarvutite ja numbriliste mudelite võidukäiku. Mudeliga SILAM tehtud arvutusi võrreldi 2003. aasta 28. aprillist 11. maini Soome Lapimaal Värriös tehtud aerosoolimõõtmistega. Joonisel 4.3 on näidatud eriti peene nn nukleatsioonimoodi aerosooli (läbimõõt 3-24 nm) kontsentratsioon selle aja jooksul. Silma torkavad kaks kõige kõrgemat tippu: 30. aprilli (A) ja 5. mai (B) õhtupoolikud.



Joonis 4.3. Nukleatsioonimoodi aerosooli (läbimõõt 3 – 24 nanomeetrit) kontsentratsioon Värriõ mõõtekampania jooksul, 2003.



Joonis 4.4. Sulfaatiooni arvutatud kontsentratsioonid õhus 30. aprillil 2003: a) kell 12 GMT (nukleatsiooniaerosooli tiptaseme eel) ja 21 GMT (ligikaudu tiptaseme ajal). c) Difusiooni-adveksiooni pöördülesande lahendamise teel saadud mõõtmiste jälg, vt. p. 4.5 (mudel SILAM).

Kuna peene aerosooli üheks olulisemaks komponendiks on sulfaat, siis võeti modelleerimise

algandmeteks *EMEP*-i andmed Euroopa vääveldioksiidi heitkoguste kohta. *SILAM* arvestab vääveldioksiidi muundumist sulfaadiks atmosfääris. Arvutatud kontsentratsioonid tipu A eel ja ajal on näidatud Joonisel 4.4 – sellest nähtub, et sulfaadi kontsentratsioonid õhus olid enne nukleatsioonierosooli tipptaset väga madalad ja kasvasid ligi kaks suurusjärku selle ajal, sest mõõtekohta jõudis saastatud õhk Venemaalt Koola poolsaare Nikeli meteallurgiatööstuse piirkonnast. Sulfaatiooni on õhus üle kahe suurusjärgu rohkem kui nukleatsioonierosooli, sest suurem osa ainek on jämedamates ($> 100 \text{ nm} - 1 \text{ } \mu\text{m}$) aerosooliosakestes. Seda kinnitas ka mõõtmine.

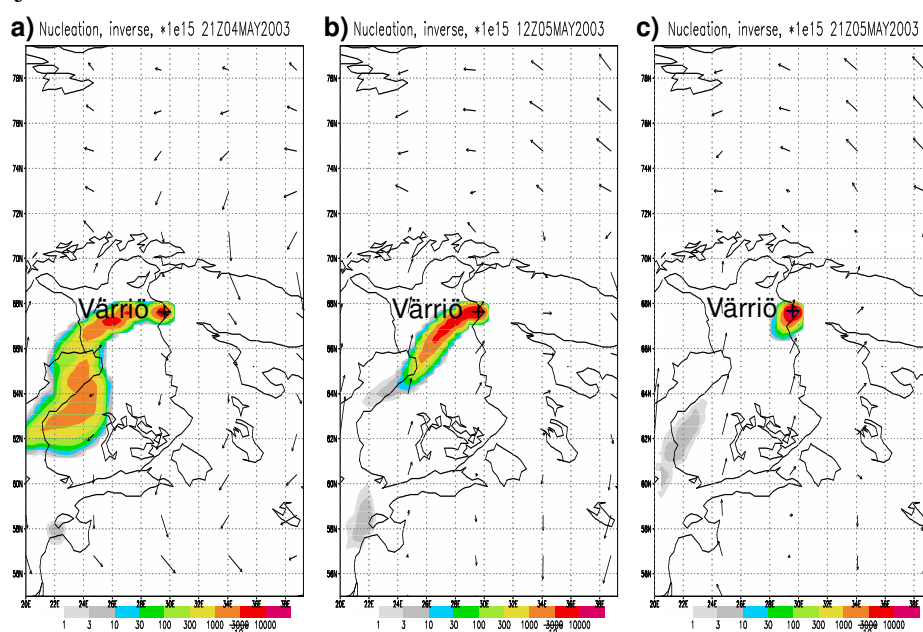
Tippkontsentratsiooni B ajaks näitab mudelarvutus madalaid sulfaadi kontsentratsioone, samal ajal kui ka suuremate aerosooliosakeste mõõdetud kontsentratsioonid on väga madalad. Nähtavasti on selle tekkemehhanism teistsugune.

4.5. Turbulentse difusiooni võrrandi rakendamine vastuvõtjale orienteeritud mudelis

Võrrandiga (4.4) sarnast matemaatilist lähenemist saab rakendada ka vastuvõtjale orienteeritud mudelis, mille vastav võrrand on oma kujult samasugune:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \frac{\partial \phi}{\partial x_i} u_i - \frac{\partial}{\partial x_i} K_i \frac{\partial \phi}{\partial x_i} + \xi \phi = F \quad (4.5)$$

Kontsentratsiooni C asemel on võrrandis (4.5) tundlikkusjaotus (*sensitivity distribution*) ϕ ja allikalikme E asemel tundlikkusallikafunktsioon (*sensitivity source function*) F . ϕ ja F konkreetne tähendus sõltub mõõtmisandmetest. Kui oleme mõõtnud kontsentratsiooni teatud punktis, saame tundlikkusallikafunktsiooniks võtta mõõdetud kontsentratsioonid. Sel juhul ϕ on tõenäosusjaotus, et antud hetkel ja ruumpunktis asuv prooviosake jõuab vastuvõtjasse ehk mõõteseadmesse. Tegelikult käib arvutus Lagrange'i mudelis tagurpidi: prooviosakesed lastakse välja vastuvõtja punktist ja jälgitakse nende liikumist ajas tagasi. Kui mõõdetud suurus F on näiteks elanike või ökosüsteemi ekspositsioon, tuleb teistmoodi käsitleda ka tundlikkusjaotust.



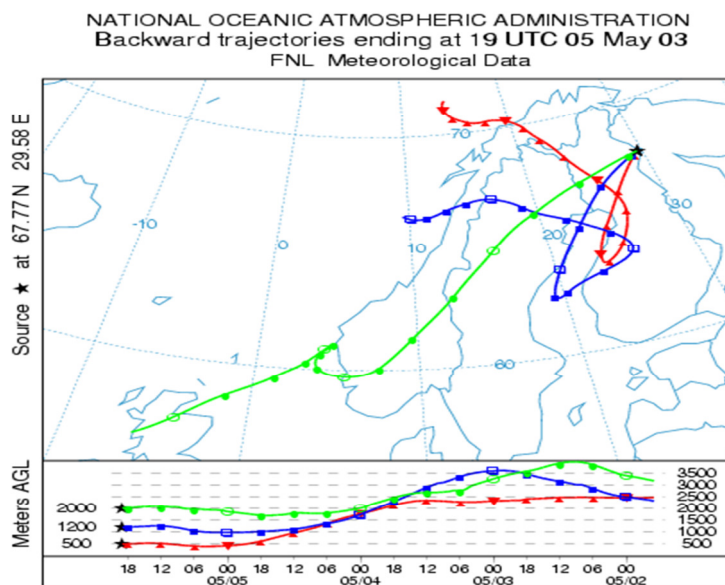
Joonis 4.5. Tundlikkusjaotus Värrio nukleatsioonierosooli mõõtmiste jaoks: a) 4. mail kell 21.00 GMT, b) 5. mail kell 12.00 GMT (tippkontsentratsiooni moodustumise algus) ja 5. mail

kell 21 GMT (kontsentratsiooni tippaseme lõpus).

SILAM töötab ka vastuvõtjale orienteeritud režiimil. See aitab meil paremini selgust saada sellest, kust võis pärineda 2003. aasta 5. mail Värriös mõõdetud aerosool. Joonisel 4.5 on vastavad tundlikkusjaotused 4. mai õhtul, 5. mai keskpäeva paiku (tippkontsentratsiooni moodustumise alguses) ja ööl vastu 6. maid, mil kõrge kontsentratsioon selles suurusvahemikus mööda sai. On näha, et Värriös kinni püütud õhumass oli veetnud eelneva päeva Lõuna-Soome kohal. Et sel ajal valitses selle metsase ala kohal Päikesepaisteline ja küllaltki soe ilm, siis võib oletada fotokeemilise aerosooli tekkimist taimsetest lenduvatest orgaanilistest ühenditest, mis on tuntud aerosoolitekke mehhanism. Kuna nanomeeteraerosooli eluiga atmosfääris on mõni tund, siis pidi mõõdetud aerosool tekkima 5. mai päeval prekursoritest (aerosooli moodustavatest ühenditest), mis sattusid õhku sel või eelnevatel päevadel õhumassi teekonnal. Veelgi pikem tagasiarvutus näitab, et õhk ei läbinud olulisi tööstus- ja linnasaaste piirkondi vähemalt kolme eelnenud ööpäeva jooksul.

4.5. Difusiooni-adveksiooni pöördüleasne kui trajektoori tagasijälituse täiustus

Võrrandi (4.5) lahendamisest palju vanem ja tuntum meetodika õhusaaste päritolu jälgimiseks on trajektoori tagasijälitus (*trajectory backward tracing*). Matemaatiliselt tähendab see võrrandi (4.5) vasakul poolel kahest viimasest liikmest (difusioon ja neelud) loobumist ja piirdumist punktvastuvõtjaga. Tulemuseks on ajas muutuv joon kaardil, mis näitab, kust õhusaaste tuli, nagu see on antud Värriö mõõtmiste 5. mai nukleatsiooniosakeste kohta Joonisel 4.6. Võrreldes seda joonisega 4.5, on näha, et kahe madalama taseme (500 ja 1200 m maapinnast) õhumassi liikumine kahel eelneval ööpäeval on märkimisväärselt sarnased tundlikkusjaotuse maksimumi asukohaga, kuid üks trajektoor ei võimalda otsustada selle üle, kui suurelt alalt selle ümber mõõdetud lisand pärineb. Seega sisaldab difusiooni-adveksiooni pöördüleasne tunduvalt rohkem informatsiooni lisandi võimaliku päritolu kohta. Antud juhul jääb trajektoori põhjal üksi segaseks, kas aerosool on tõenäolisemalt taimset või merelist (soolakristallid) päritolu. Tundlikkusjaotuse 4.5 põhjal on näha, et taimne (kontinentaalne) aerosool on ilmselt ülekaalus.

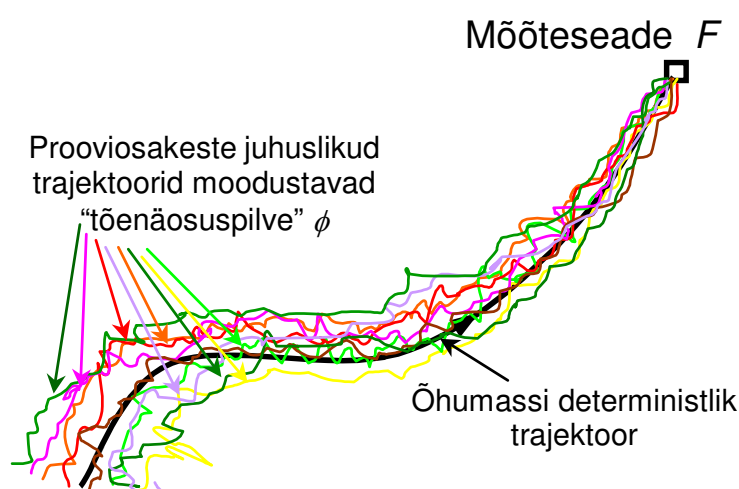


Joonis 4.6. Õhumassi trajektoorid, mis jõuavad Värriö mõõtepaiga kohale 5. mail 2003 kell 19

(nukleatsiooniosakeste tippkontsentratsiooni ajal). Trajektoorid: roheline — kõrgusel 500 m, sinine — 1200 m ja roheline — 2000 m maapinnast kõrgemal. Alumisel graafikul õhumassi vertikaalne liikumine ja aeg.

Trajektooride jälitus võib näidata kõrgelt troposfäärist maapinnale laskunud õhumassi, kuid lisandid pärinevad siiski enamuses maapinna lähedalt. See tuleneb horisontaalsest ja vertikaalsest turbulentsest difusioonist, mida lihtne tagasijälitus ei arvesta.

Trajektoori tagasijälituse ja difusiooni-advektsiooni pöördülesande sarnasust ning erinevust illustreerib Joonis 4.7. Protsessi täielikuks mõistmiseks tuleb sellele juurde kujutleda kolmas mõõde — kõrgus.



Joonis 4.7. Tundlikkusjaotus ϕ — osakeste tegelikud trajektoorid moodustavad tõenäosuspilve deterministliku tagasijälitustrajektoori ümber.

4.6. Sadenemise modelleerimine

Mudelis väljasadenemise arvesse võtmine on oluline, kuna:

1. sadenemise tõttu väheneb õhus oleva saasteaine hulk;
2. sadenenud ainekogustel on mõnikord oluline mõju ökosüsteemidele (hapestumine, leelistumine) või olmele (vt tahkete osakeste sadenemine, ptk 2.5.4).

Väljasadenemine toimub kahe põhimõtteliselt erineva mehhanismi kaudu: märgsadenemine ja kuivsadeneamine.

Märgsadenemine toimub kogu õhukihis, mida sademed läbivad — saasteaine pestakse välja sademetega. Piisavalt detailsed mudelid eristavad kahte eraldi protsessi märgsadenemise sees:

1. Sademete pilvesisene saastumine (*rainout*) toimub pilves piiskade kujunemise ja ühinemise ajal. Esmalt pilvetilkadesse jäävad kondensatsioonituumad enamasti lahustuvad gaasideks (NO_2, SO_3 jt). Lahustunud gaase on vähem, kui pilves on suur osakaal jääkristallidel.
2. Väljapesemine (*washout*) toimub pilve all, kui vihmapiisad või lumehelbed langedes haaravad endaga kaasa saasteaineid. Aerosooli puhul on suuremate osakeste väljapesemine palju efektiivsem kui väiksemate puhul, sest nende pidurdusteed on pikem. Väiksemad osakesed liiguvad eelistatult koos õhuvooluga ümber vihmapiisa, suuremad sadestuvad sellele inertsitõttu.

Jämedas lähenduses väheneb saasteaine kontsentratsioon õhus püsiva saju korral eksponentsiaalselt:

$$C = C_0 e^{-\lambda t} \quad (4.6)$$

Samasugust seost kasutatakse nii aerosooli kui gaaside väljapesemise arvutamiseks, kuid λ jaoks ei ole lihtsalt põhjendatavat valemit.

Kuivsadene mine toimub aluspinnal ning sadenemisvoog F (ajaühikus pindalaühikule sadenev mass) on võrdeline kontsentratsiooniga aluspinna lähedal:

$$F = v_s C \Big|_{z=0} \quad (4.7)$$

Võrdetegur v_s on kiiruse dimensiooniga sadenemiskiirus. Selle arvutamiseks ei ole ühte lihtsat algoritmi, sest gaaside ja väikeste osakeste puhul sõltub see tugevalt atmosfääri turbulentsest seisundist. 10 μm suurusjärgus ja suuremate osakeste puhul muutub määravaks sadenemine raskusjõu mõjul, mis 10 μm osakeste puhul on suurusjärgus mõni millimeeter sekundis ja kasvab võrdeliselt osakese diameetri ruuduga.

4.7. Saasteallikate andmed mudelarvutuste jaoks

Matemaatilisele mudelile tuleb allikaandmed ette anda teisel kujul, kui inimesele arusaamiseks optimaalne on. Allika asukoht tuleb fikseerida mudelile arusaadavates koordinaatides. Nendeks võivad olla geograafiline pikkus ja laius, meeterkoordinaadistik mingist kindlast pikkus- ja laiuskraadist arvestades (nagu Eesti baaskaardi nn L-Est koordinaadid) või mingist suvalisest punktist arvestatav kohalik koordinaatsüsteem. Enne koordinaatide sisestamist tuleb välja selgitada, missuguseid koordinaatsüsteeme mudel suudab käsitleda ja vajaduse korral teha vastavad teisendused. Oluline võib olla ka kohaliku koordinaatsüsteemi asend põhja-lõuna suuna suhtes, nt. tuule suuna määramiseks.

4.7.1. Allikate liigid

Asukoha ja muude parameetrite määramise põhimõtete seisukohalt jagunevad allikad nelja põhikategooriasse.

1. Punktallikad — korstnad ja muud väljalasud; suurema skaala mudelite jaoks kõik allikad, mille mõõtmed on võrgurakust oluliselt väiksemad. Allika asukoht on määratud horisontaalkoordinaatidega (pikkusühikutes harilik tähistus x ja y) ja kõrgusega maa- või merepinnast. Korstnate ja väljalaskude jaoks vajatakse harilikult veel väljundava läbimõõtu, gaaside voolukiirust ja temperatuuri — väljuva joa tõusu (soe juga tõuseb esmalt üles) arvutamiseks. Võivad lisanduda andmed lähedal paiknevate hoonete mõõtmete kohta — mõju arvestamiseks levikukõrgusele ja hajumisele. Täpsemad mudelid võivad nõuda allikaandmetest eraldi andmeid aluspinna topograafia, hoonestuse, kareduse jms. kohta, mis võiva olla eraldi või sisalduda dünaamilise meteoroloogia (ilmaprognosi) mudeli väljundis.
2. Joonallikad — peamiselt teed ja tänavad. kõigi mudelite v.a. mikroskaalamudelid jaoks tuleb need esitada joontena. Tavaline viis on murdjoontena, kirjeldades iga osa sirglõiguna, mille kohta antakse mõlema otspunkti koordinaadid. Sõltuvalt mudelist tuleb anda kas heitkogused igal lõigul või liiklustihedused (sõidukit tunnis, ööpäevas vms. sõidukiliikide kohta eraldi või kokku), mille järgi mudel arvutab heitkogused. Nn tänavakanjoni (kõrgete hoonete vahele suletud kitsa tänav) võtavad osad mudelid arvesse hajumise arvestamisel, selle tarbeks tuleb anda enamasti tänavalaaius ja hoonete kõrgus. Mudel kas lahutab joonallika üksikuteks punktallikateks või haarab mingi

arvutusalgortimiga lõigu kui terviku (tavaliselt kiirem kuid vähem täpne variant).

3. Pindallikad — lahtised mahutid ja settetiigid, suuremas mastaabis ka elamurajoonid kohtküttega ja andmeteta üksikute korstnate kohta. Heitkogused antakse võrguruutude kaupa (võrguruudu asukoha koordinaadid).
4. Ruumallikad — allikas kujutab endast ruumala, millest ühtlaselt või mingi teadaoleva jaotusfunktsiooni järgi eraldub saasteainet. Nii saab kirjeldada lisandi tekkimist keemilisel reaktsioonil, aga ka emissioone teatud pindalalt eri kõrgusega korstnatest. Tavakasutajal enamasti ruumallikate määratlemisega tegemist ei tule.

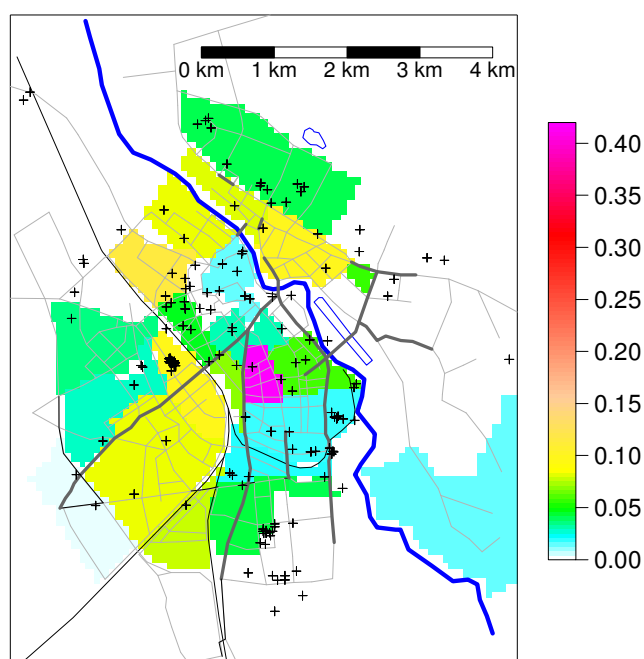
4.7.2. Emissioonide hindamine mudelarvutuse jaoks

Ka heitkoguste määramisel mudelarvutuse tarbeks tuleb silmas pidada, et kõigil heitmetel peab olema konkreetne geograafiline väljumiskoht. Tööstusallikate, sh. energeetika (enamasti punktallikad) heitmed on tavaliselt hästi dokumenteeritud saastelubade ja statistilise aruandlusega, nii et konkreetsete andmete saamine ei valmista raskusi.

Liiklussaaste andmed põhinevad liiklustihedustel, mis saadakse kas liiklusloendustest või liiklusvoogude mudelist. Mõlemad andmed võivad olla kas sõidukiliikide (sõiduaudod, sh. bensiini- ja diiselmootoriga, katalüsaatoriga ja ilma, veoautod, bussid jm.) kohta eraldi või kõik kokku. Viimasel juhul tuleb teha mingid eeldused sõidukiliikide osakaalude kohta, näiteks üldisema statistika alusel.

Olmekütamise heitkoguste määramine on kõige ebatäpsem. Eksisteerib kaks põhimõtteliselt erinevat lähenemist:

1. ülalt alla (top-down) lähenemine. Heitkogused määratakse mõõdud kütusekoguste põhjal, arvestades piirkondlikke elanike arve, hoonete elamispinda jms. Sellised arvutused on statistilise materjali olemasolul kaunis lihtsalt teostatavad, kuid (1) müügi koht ei määra üheselt tarbimise kohta ja (2) kõik tarbitud kütusekogused ei pruugi kajastuda müügistatistikas — Eestis eriti puuküte, mis annab ligi poole eramute külmiseks kasutatavast energiast.
2. alt üles (bottom-up) lähenemine annab täpsemaid tulemusi, kuid on töömahukam. Saamaks teada kütusekulu piirkonnas, tuleb läbi viia elanike küsitlus tarbitavate kütusekoguste kohta (küsitletavate majapidamiste arv peab lubama teha piirkonna kohta statistiliselt usaldusväärseid järeldusi).



Joonis 4.8. Tartu linna joonallikad (liiklusloendusega hõlmatud peamised tänavad: hall joon, liiklusvoogu üle 1000 sõiduki tunnis: jäme joon) ja pindallikad (olmekülmimine, liiklus sissesõiduteedel). Pindallikate heitkogused – $g/s NO_x$ võrguraku (200 m) kohta. Punktallikad (katlamajad, tööstus): mustad ristid. Andmed 2003. aasta seisuga, 'alt üles' meetod.

Ülalt alla lähenemine annab üldiselt paremaid tulemusi suuremate piirkondade puhul (mudel-
arvutuste seisukohalt — suure geograafilise ulatusega mudelite jaoks). Suuremate linnade ja
maakondade tasandil annab seda kasutada ka liiklusloenduse asemel hindamaks liiklussaastet.
Linnaosa tasandil aga on alt üles meetodika eelised juba väga tajutavad (Joonis 4.8).

4.8. Õhusaaste leviku modelleerimine linnamastaabis

Linnaõhu kvaliteedi modelleerimisel on teatud iseärasused võrreldes tööstussaaste leviku
modelleerimisega sama suurel alal.

1. Peamised allikad (liiklus, olmekülmine) paiknevad samas kihis, kus hooned ja taimestik,
seega ei toimu levik mitte ainult kareda aluspinna kohal, vaid kareduskihi sees. Seda
arvestatakse kas detailse mikroskaalamudeli abil (väga kulukas) või lihtsustatud ja
üldistatud poorse keskkonna käsitluse kaudu.
2. Linnas on väga palju suhteliselt väikseid punkt-, joon- ja pindallikaid, mistõttu allikate
inventuurile kulub väga palju ressursse. Liikluse ja kütmise emissioonidest tõepärase pildi
saamine võib olla veelgi keerulisem ja mahukam töö kui hajumisarvutus ise.
3. Meteoroloogilised väljad (tuul, temperatuurijaotus jms.) on linnas nii muutlikud, et ei ole
lootustki mõõtmiste teel saada andmeid, mis kirjeldaksid kogu seda muutlikkust ruumis ja
ajas – tuleb teha statistilisi lähendusi.

Allika- ja meteoandmete suure määramatuse tõttu ei anna detailsed numbrilised mudelid
linnas palju paremaid tulemusi kui lihtsam, nt. Gaussi mudel. Viimase eelis on aga tublisti
suurem töökiirus. Alternatiiv oleks õhuvoolu detailne modelleerimine, arvestades üksikuid
hooneid, puid ja rajatisi, kuid tervete suurte linnade mastaaabis on see seni veel liiga
arvutusmahukas, et laialt praktikas kasutada.

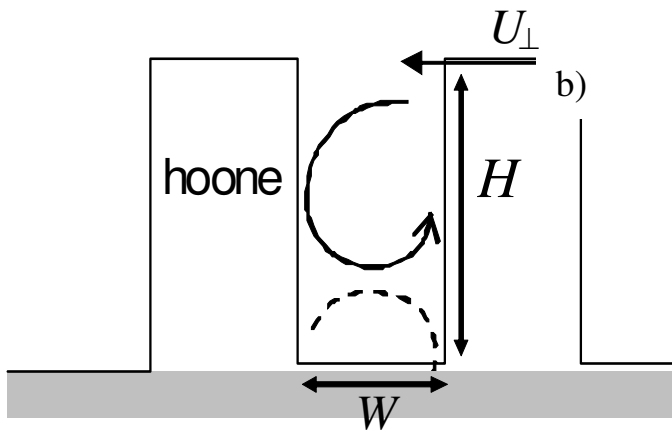
4.8.1. Tänavakanjon

Mikroskaala mudelid on kiiresti arenenud ja levinud 90ndate aastate algusest. Eriti palju on
tööd tehtud hajumisarvutusteks linnamajade vahel. Levinud ideaaljuht, millele otsitakse
lahendeid, on tänavakanjon — ühtlase kõrgusega fassaadiga mõlemalt poolt ääristatud
sõidetav tänav. Liiklussaaste kontsentratsioonid kanjoni põhjas on seda kõrgemad, mida
suurem on aspektisuhe. Tavaliselt loetakse tänavakanjoniks niisugust tänavat, mille
aspektisuhe (*aspect ratio*, hoonete kõrguse ja tänava laiuse suhe) > 1 (Joonis 4.9), mõned
autorid nimetavad kanjoniks ka juba tänavat aspektisuhtega $1/2$. Kanjoniga ristuv tuul
põhjustab selles õhukeerise, mistõttu õhuvahetus on aeglane. Kui aspektisuhe on oluliselt
suurem kui 1, moodustub kanjoni põhjas veel teine vastassuunaline ja nõrgem keeris, mis
halvendab segunemist välisõhuga veelgi. Tänavakanjonis toimuva täpseks modelleerimiseks
on vaja kolmedimensionaalset mikroskaalamudelit, mis kirjeldab detailselt õhuvoolu
takistuste ümber mõnemeetrise võrgulahutusega. Mõnest kvartalist suuremas alas nõuab see
väga suuri arvutiressursse ja seetõttu ei ole rakenduslikes arvutustes kuigi levinud. Detailsete
numbriliste mudelite kõrval leidub ka lihtsaid empiirilisi valemeid. Mitmetest varasematest
valemitest füüsikaliselt paremini põhjendatud on 2001. aastal Belgias C. Mensinki ja N.
Levycky poolt välja pakutud seos liikusest põhjustatud kontsentratsiooni C jaoks:

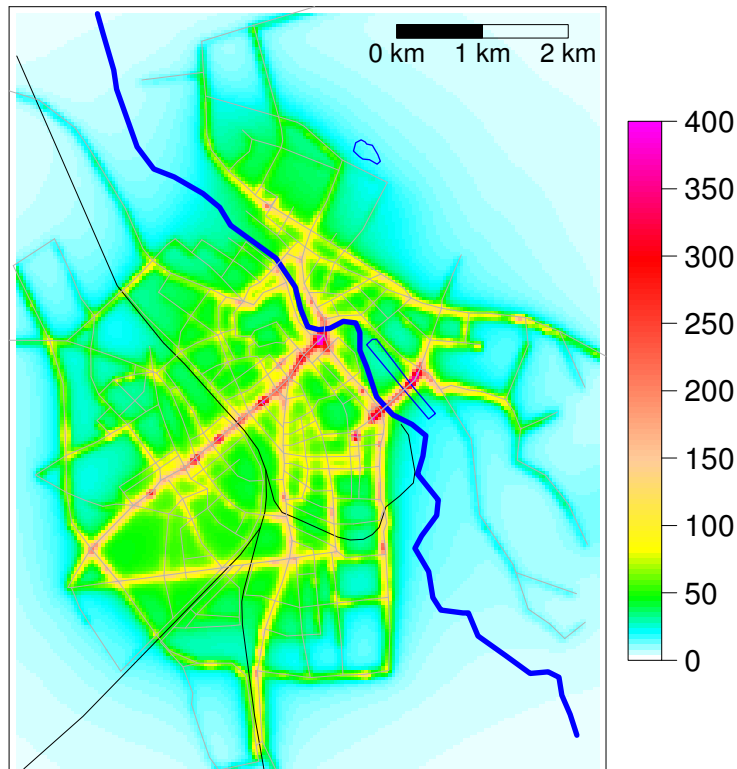
$$C = \frac{Q}{U_{\perp} \left(\frac{H}{L} \right) W + (K_o + lU_{\perp}) \left(\frac{W}{H} \right)} \quad (4.8)$$

kus Q on emissioon ühikuliselt teelõigult ajaühikus (nt. $g \cdot (ms)^{-1}$), W kanjoni laius fassaadist fassadini, H hoonete kõrgus ehk kanjoni sügavus, L kanjonis asuva sirge teelõigu pikkus ning U_{\parallel} ja U_{\perp} ja tuule kiiruse komponent vastavalt piki kanjoni ja kanjoniga risti. K_0 on turbulentsse difusiooni koefitsient väikestel tuule kiirustel — väga nõrga tuule korral valdab läbisegamine konvektsiooni teel (vt. ka joonis 3.3). l on parameeter, mida nimetatakse iseloomulikuks segunemispikkuseks (*characteristic length of exchange*). Metoodika autorid pakuvad K_0 ja l konstantseteks väärtusteks vastavalt $1,5 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ja 1 m.

a)



Joonis 4.9. a) Tänavakanjoni ristlõige. Aspektisuhe avaldub H / W . b) Tänavakanjon Firenzes aspektisuhtega umbes 2. (M. Kaasiku foto).



Joonis 4.10. CO arvatud aasta keskmine kontsentratsioon ($\mu\text{g m}^{-3}$), Tartu, 2003.

4.8.2. Allikate koosmõju

Saastetasemed linnaõhus kujunevad paljude allikate koosmõjus. Niikaua kui ei toimu keemilisi reaktsioone kahe saasteaine vahel (saasteaine ja õhu makrokomponendi vahel toimuv reaktsioon ei sega), võib arvutada iga saasteaine hajumist eraldi ja leviku jaoks kehtib superpositsiooniprintsiip: igast allikast pärineva kontsentratsiooni või sadenemisvoo võib arvutada eraldi ja pärast kokku liita. Ühe näitena taolisest arvutusest on Joonisel 4.10 antud mudeliga AEROPOL (algselt välja töötatud Tartu Observatooriumis, nüüd arendakse Tartu Ülikoolis) arvatud süsinikoksiidi aasta keskmised kontsentratsioonid Tartus.

4.8.3. Eesti õhukvaliteedi juhtimissüsteem

Eesti õhukvaliteedi juhtimissüsteem käivitus Euroopa Liidu õhukvaliteedi raamdirektiivi 96/62/EC ja selle tütaraktiivide nõuete täitmiseks 2005. aastal Rootsi Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudis väljatöötatud mudeli AirViro baasil. Süsteem on ka maailma mõistes üsnagi unikaalne seetõttu, et loodi korraga terviklikult ja tervet riiki hõlmavana. Tarkvara AirViro on installeeritud kahte identsesse serverisüsteemi, millest üks paikneb Eesti Keskkonnauuringute Keskuses ja teine Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuses. Serverisüsteemid on omavahel ühendatud valguskaabli abil, mille kaudu toimub süsteemide peegeldamine.

Modelleerimise süsteem koosneb mitmetest osadest:

1. Retseptormudel (vastuvõtjale orienteeritud mudel) – õhusaaste päritolu kindlakstegemine välisõhu seire andmete põhjal;
2. Gaussi mudel (AirViro klassika) – õhusaaste modelleerimine lokaalses skaalas (mõned kilomeetrid);
3. Võrgustikmudel – õhusaaste modelleerimine kohalikus skaalas (kuni mõnikümmend kilomeetrit);
4. Raske gaasi mudel – Gaussi difusioonivõrrandil põhinev mudel raskete aurude leviku hindamiseks;
5. Tänavakanjoni mudel – linnatänavate õhusaaste arvutamine
6. MATCH mudel – suureskaalaline numbriline mudel, Näiteks terve Eesti õhukvaliteedi arvutusteks (sajad kilomeetrid).

Veebileht <http://mail.klab.ee/seire/airviro/> annab päris korralikku teavet juhtimissüsteemi kohta. AirViro Gaussi mudeli arvutused Eesti suuremate linnade (Tallinn, Tartu, Kohtla-Järve, Narva, Pärnu) jaoks on reaajas kättesaadavad. Regionaalmodell MATCH on Euleri mudel, mida hakati Rootsi Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudis arendama üheksakümnendate aastate alguses. Selle mudeli tugevaks küljeks on see, et ta on hästi läbi testitud, sh rakendused Rootsi abiprojektide käigus mitmetes arengumaades. Mudeli puuduseks on (nt. võrreldes SILAM-iga) suhteliselt konservatiivne arvutuskeem. Eksisteerib eraldi tagasiarvutuse versioon, mida saab kasutada vastuvõtjale orienteeritud modelleerimiseks.

Lisaks mudelitele sisaldab õhukvaliteedi juhtimise süsteem seireandmete arhiveerimist, nende kasutamist mudelite testimiseks ja andmete edastamist otsustajatele (veebilink eespool). Samas kohas on toodud viimaste aastate õhuseire aruanded ja asjassepuutuvad uurimused.

5. Õhusaaste mõõtmise meetodid

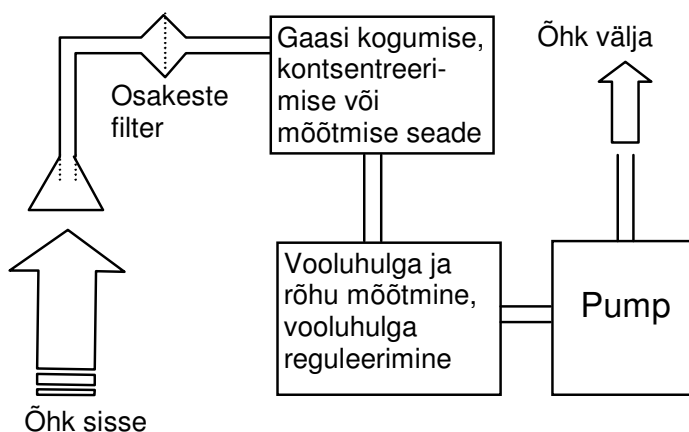
5.1. Lisandgaaside mõõtmine

5.1.1. Gaasikogumine

Gaasikogumine (i. k. *gas sampling*) hõlmab *a*) proovide kogumist hilisemaks analüüsiks ja *b*) õhuvoo ettevalmistamist analüüsiks reaajas, mis on üldjuhul nõutav tänapäeva õhuseirejaamades.

Kõige paremini rahuldavad pideva õhuseire vajadusi pumbatavad süsteemid (Joonis 5.1). Süsteemi põhiosad õhu liikumise suunas: õhusisend, aerosoolifilter, gaasi analüüsimise, kontsentreerimise või kogumise seade, õhu vooluhulga mõõtmise ja juhtimise seade ning pump.

Et aerisooliosakesed ei tekitaks valesignaali ega mõjutaks sensori töörezhiimi, eemaldatakse need õhust. Filter ei tohi uuritavaid gaasilisi lisandeid adsorbeerida. Automaatika mõõdab ja enamasti ka stabiliseerib vooluhulka. Pump on paigutatud ahela lõppu, sedasi et võimalikud sellest lenduvad ained ei saastaks analüüsivat õhku. Seetõttu töötab kogu süsteem väikesel alarõhul ja peab olema hästi tihendatud ära hoidmaks saastunud õhu lekkeid aparatuurist mõõtetrakti. Õhust kondenseeruv niiskus võib rikkuda tundlikku aparatuuri. Kondenseerumise ärahoidmiseks hoitakse mõõtetrakti välisõhust kümnekond kraadi kõrgemal temperatuuril. Õhutrakti materjalide valikul tuleb vältida adsorptsiooni pindadel. Kui see pole võimalik, siis arvestada adsorptsiooni matemaatiliselt. Õhu keemiline koostis võib mõõtetrakti läbides muutuda ka välise keskkonna teguritest eraldamise tõttu. Näiteks $[O_3]$ hakkab ühinemisreaktsioonide tõttu kiiresti langema, kui ultraviolettkiirguse juurdepääs katkeb. Ka adsorbeerub osoon paljudel materjalidel, mistõttu tuleb kasutada klaasist või spetsiaalsest plastist torusid.



Joonis 5.1. Pumbatava mõõtesüsteemi põhimõtteskeem.

5.1.2. Detektorid reaalaja-analüüsis

Selleks on enamasti optilised, nähtava või sellele lähedase kiirguse neeldumisel või kiirgumisel põhinevad detektorid. Optilised meetodid on piisavalt kiired ja töökindlad, et usaldusväärselt ja operatiivselt määrata tunni ja tunduvalt lühemagi aja keskmisi kontsentratsioone ja ühtlasi mõõta peaaegu katkematult aastate jooksul. Iga konkreetse gaasi jaoks on välja töötatud meetodika. SO_2 mõõdetakse UV-kiirguse luminesentsi järgi lainepikkusel 340 nm, mida tekitab selles gaasis lühema lainepikkusega UV-kiirgus (214 nm).

Osooni määramiseks kasutatakse UV-kiirguse (254 nm) neeldumist. *NO* saab määrata footonite järgi, mis kiirgavad mõteseadmes tekitataval reaktsioonil. Footonid registreerib fotokordisti. Samal põhimõttel saab määrata ka *NO*₂, seda eelnevalt *NO*-ks redutseerides. *CO*₂ ja paljusid teisi gaase saab mõõta infrapunase kiirguse adsorptsiooni abil. Erinevad gaasid neelavad eri spektriribades, mis teeb nad üksteisest eristatavaks, kuid madala tundlikkuse tõttu (väikseim mõõdetav kontsentratsioon umbes 1 ppm) ei ole see meetod enamiku atmosfääri lisandgaaside puhul rakendatav.

5.1.3. Gaasiproovide kogumine

1. Mahutisse kogutakse või eelkontsentreeritakse õhuproov, kui gaasi analüüs reaajas ei ole teostatav (väga sageli rahalistel põhjustel, sest usaldusväärse gaasianalüsaatori hind algab u 10 000 EUR) ning analüüsimatakse hiljem laboris. See on levinud ekspeditsioonimõõtmistel, kus aparatuuri kergus ja lihtsus on eriti olulised.
2. Gaasikogumine toimub kas jääkade seinadega mahutitesse (balloonidesse) või pehmetesse padjakestesse (kilekottidesse). Välitingimustes mõõtmisel on lihtsasti kasutatavad laboris vakumeeritud balloonid — õhuga täitmiseks on vaja avada ventiil. Pehmete seintega mahuti võimaldab koguda õhu hulga sõltuvalt vajadusest, kuid mahuti täitmiseks peab õhk esmalt liikuma läbi pumba — peab olema kindel, et pump ei saasta õhku mõõdetavate gaasidega!
3. Mullitaja (*bubbler*) imetab gaasijoja läbi adsorbeeriva lahuse. Kuna adsorbeerumise kiirus on võrdeline mullide pindalaga, imetakse gaas enne vedelikku sisenemist läbi peenikeste aukudega võre, mis tekitab palju väikesi mulle. Meetod on edukas, kui uuritav gaas adsorbeerub lahuses peaaegu täielikult või on teada adsorbeerunud aine osakaal (näiteks võrdluskatsete põhjal reaalaja-mõõteriistaga).
4. Immutatud filtrid on kasutusel paljude gaaside kogumisel õhust. Immutusmaterjal peab efektiivselt siduma uuritavat gaasi ja tekkinud keemiline ühend olema pärast hästi identifitseeritav. Ühele filtrile võib adsorbeerida mitut gaasi, eeldusel et nendest moodustunud ühendid on laboris üksteisest eristuvad, ühte mõõtetrakti võib ühendada järjestikku mitu filtrit erinevate lisandgaaside jaoks.
5. Denuudertorud (*denuder tubes*) on kasutusel selleks, et eristada võimalikke keemiliselt sarnaseid aerosoolseid ja gaasilisi lisandeid (näiteks lämmastikhappe aur ja nitraatne aerosool). Õhk imetakse läbi toru, mille seinad on kaetud gaasi adsorbeeriva kihiga (nt. reaktiiviga immutatud filter). Toru läbimõõdu ja voolukiiruse valikuga tagatakse, et vool torus on laminaarne (ei ole turbulentseid keeriseid). Siis on ainsaks pinnale sadenemise mehhanismiks molekulaarne e. Browni difusioon. Gaasimolekulid difundeeruvad palju kiiremini kui mitu suurusjärku raskemad aerosooliosakesed. Kui toru on paraja pikkusega, siis sadestub peaaegu kogu gaas, aerosoolsest faasist aga vaid tühine osa. Pärast seda saab aerosooli vajaduse korral koguda eraldi filtrile (p. 5.2.2).
6. Passiivsed kogujad (difusioonitorud). Adsorbeeriva filtri põhimõtet saab rakendada ka ilma õhku läbi pumpamata. Sel juhul sadeneb gaas filtrile difusiooni teel. Õhus olnud kontsentratsiooni arvutamiseks tuleb teada difusiooni kiirust. Kui filter on paigutatud toru (pikkus z , ristlõike pindala A) suletud otsa ja teine ots vaba, siis aja t jooksul sadeneb Q mooli gaasi:

$$Q = DA t (C_z - C_0) / z , \quad (4.1)$$

kus C_z on gaasi kontsentratsioon toru lahtises otsas ja C_0 filtri pinnal (moolides). D on molekulaarse difusiooni koefitsient õhus. Eeldades, et filter neelab iga pinnale sattunud molekuli (ideaaljuht), saame et $C_0 = 0$, järelikult võime arvutada valemist (4.1) C_z .

Passiivseid kogujaid on odavad ja töötavad ilma elektrita. Seetõttu saab neid kasutada paljusid punkte hõlmavatel välimõõtmistel, ka foonialadel. Passiivne koguja ei võimalda registreerida tippsaastetasemeid ja lühiajalisi muutusi, kuid annab küllaltki usaldusväärset keskmised kontsentratsioonid ekspositsioonija (mõni päev kuni umbes üks kuu) jooksul. Algselt, seitsmekümnendatel aastatel, hakati passiivseid kogujaid kinnitatuna töötaja riiete kasutama töötaja ekspositsiooni mõõtmiseks tootmisettevõtetes. Hiljem selgus, et meetod on küllalt tundlik ja töökindel ka mõõtmiseks atmosfääris. Torukujulise koguja puuduseks on asjaolu, et tugev tuul võib tekitada torus turbulentsi, mistõttu gaasi ülekanne torus kiireneb väga palju. Seetõttu on näiteks Norra õhu-uuringute Instituut (NILU) välja töötanud tabletikujulised kogujad, mille immutatud filter on kaetud peene metallvõrega, mis summutab tuulest tingitud turbulentsi paremini.

5.1.4. Laboratoorsed meetodid

Proovide laboratoorses analüüsiskis on füüsikalise-keemilised meetodid viimastel aastakümnetel saanud valdavaks — põhjuseks kiirus, standardiseeritavus ja automatiseeritavus.

1. Gaas- ja vedelikkromatograafia on väga universaalne keemiline meetod, mis põhineb ainete (ioonid, ühendid) erinevatel liikumiskiirustel adsorbendiga täidetud kolonnis. Seetõttu nad väljuvad kolonnist üksteisest eristununa, väljumise aja järgi identifitseeritakse aine ja signaali tugevuse ajaline integraal määrab aine hulga. Detekteerimiseks kasutatakse füüsikalisi meetodeid, millest peamised on leekionisatsioonidetektor (*FID*) ja *electron capture detector (ECD)*.
2. Mass-spektromeetria on võimas meetod vedelikkromatograafia eristatud ainete element- ja isotoopkoostise lõplikuks detekteerimiseks. Aatomid ioniseeritakse ja 'tulistatakse' suurel kiirusel magnetvälja. Nende kõrvalekalde järgi, mis sõltub nii laengust kui massist, saab eristada mitte ainult elemente, vaid ka sama elemendi isotoope, mis erinevad üksteisest ainult aatommassi poolest.
3. Induktiivselt ühendatud plasmaspetspektroskoopia (i. k. *inductively coupled plasma-spectroscopy, ICP*) on meetod tahke või vedela aine aatomkoostise määramiseks. Teatud piirkond inertgaasi (näiteks argoon) keskkonnas kuumutatakse elektrilahendusega väga kõrgete temperatuurideni (u 8000C), mille tulemusena tekib ioniseeritud gaas — plasma. Plasmas aurustatakse analüüsitav tahkisetükk või vedelikutilk. ICP meetodit saab kasutada kombineerituna aatomabsorptsioonspektromeetriaga: läbi plasma lastakse valguskiir ja mõõdetakse, milliste elementide spektrihood ja kui tugevalt plasmas neelduvad. Teise võimalusena võib plasma koostise määrata mass-spektromeetriga. Plasma on universaalne keskkond selleks, et lammutada mistahes aine ioniseeritud aatomiteks.
4. Optilised meetodid, mida rakendatakse laboratoorsetes mõõtmistes, on üldjoontes sarnased gaasianalüsaatoreis kasutatavatega, põhinedes valguse kiirgumisel, neeldumisel, fluorestsentsil ja hajumisel. Optilisi meetodeid saab kasutada teatud määral ka lahustunud ainete määramiseks vedelikeskkonnas, vastavat meetodit nimetatakse kolorimeetriaks, st. värvuse mõõtmiseks: mitmed ühendid annavad vesilahusele teatud intensiivse värvuse, mistõttu nende kontsentratsiooni saab määrata teatud lainepikkusega valguse neeldumise põhjal. Nii saab määrata näiteks sulfaatiooni, kuid tundlikkus ei ole paljudel keskkonnaseires ettetulevatel juhtudel piisav.

5.2. Aerosooli mõõtmine

Seires jaotatakse aerosooliosakesed suuruse järgi:

1. PM10 — osakesed, mis läbivad osakese suuruse suhtes selektiivse sisendi, mille

efektiivsus $10 \mu\text{m}$ aerodünaamilise diameetri juures on 50 %.

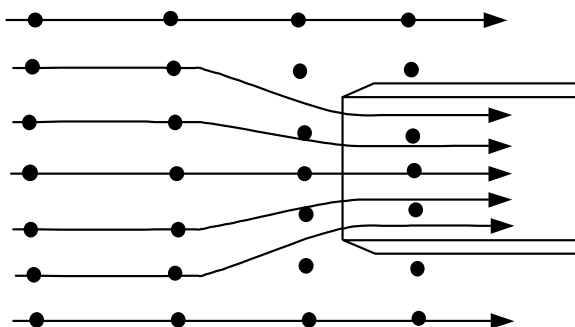
2. PM_{2,5} — sama $2,5 \mu\text{m}$ juures.

3. PM₁ — sama $1 \mu\text{m}$ juures.

Juba definitsioonis on arvestatud mõõtmisprotsessiga. Niisuguse suurusega osakestele pööratakse suuremat tähelepanu seetõttu, et $2,5\text{--}10 \mu\text{m}$ osakesed on põhiliselt mehaanilist päritolu (tolm) ja sadenevad välja suhteliselt kiiresti. Alla $1 \mu\text{m}$ osakesed tekkivad rohkem keemilistes protsessides ja kondensatsioonil ning püsivad atmosfääris ööpäevi.

5.2.1. Isokineetiline proovivõtt

Lisandgaaside molekulide mõõtmed ja mass on lähedased õhu molekulidele — nad liiguvad proovivõtul õhuga kaasa. Aerosooliosakesed on aga õhu molekulidest mitu suurusjärku raskemad ning järskudel õhu voolukiiruse ja -suuna muutustel jätkavad nad inertsist mõnda aega vana liikumist. See põhjustab kontsentratsiooni moonutusi. Seetõttu tuleks aerosooli uurimisel ideaalis suunata õhuvool mõõteriista välise voolukiirusele, st tuule kiirusele. Praktikas ei ole see tavaliselt võimalik, sest tuleb tagada mõõteriista stabiilne töörežiim ning ka aparaat iseenesest moonutab õhu voolu enda ümber. Tavaliselt tekitatakse mõõteriista sisendis sunnitud õhuvool (õhk pumbatakse sisse); ava läbimõõdu suhtes liiga suure massiga osakesed lendavad suure tõenäosusega avast mööda (Joonis 5.2).



Joonis 5.2. Osakeste kõrvalekaldumine kiirenevas õhuvoos inertsit tõttu: õhk ülalt teisel ja alt teisel voolujoonel imetakse sisendisse, kuid osakesed jäävad väljapoole, seetõttu on mõõdetav kontsentratsioon väiksem kui tegelik välisõhus.

Isokineetiliseks proovivõtuks on tarvis seda suurema läbimõõduga sisendit, mida suurem on mõõteriista õhukulu (mida väiksem sensori tundlikkus). Ülevaate osakese läbimõõdu, relaksatsiooniajast (aeg, mille jooksul osakese kiirus ühtlustub õhu voolukiirusega) ja vajalikust sisendi diameetrist annab 4.

Table 4. Relaksatsiooniajad ja isokineetiliseks proovivõtuks vajalikud sisendava diameetrid sõltuvalt osakese diameetrist. Õhukulu Q on fikseeritud 20 l/min ($3,33 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 / \text{s}$).

Osakese diameeter d (μm)	0,1	1	10	100
Relaksatsiooniaeg τ (s)	$8,99 \cdot 10^{-8}$	$3,54 \cdot 10^{-6}$	$3,12 \cdot 10^{-4}$	$3,07 \cdot 10^{-2}$
Sisendi diameeter D_s (mm)	2	6	28	129

5.2.2. Filtreerimine

Osakeste kogumine filtrile on kõige vanem aerosooliseire meetod (Suurbritannia 1920. aasta paiku). Varaseimad mõõtmised on tuntud musta süsiniku (*black carbon*) mõõtmistena, sest meetod võimaldab detekteerida peamiselt tahma filtri tumenemise järgi. Mõõduks oli filtrilt peegeldunud valguse vähenemine võrreldes puhta filtriga. Otseselt kaalumise teel filtrile kogunenud osakeste massi mõõta on tülikas, sest näiteks ööpäeval ekspositsioonil õhu vooluhulgaga 1,5 l/min üsna kõrgel aerosooli kontsentratsioonil $50 \mu\text{g} \cdot \text{m}^3$ on kogutud mass ainult 0,1 mg. Filtri hügroskoopsusest ja võimalikest keemilistest reaktsioonidest tingitud kõrvalekalded võivad olla oluliselt suuremad. Filterpaberi tselluloosikiud paiknevad nii, et efektiivselt peetakse kinni umbes $5 \mu\text{m}$ -st suuremad osakesed.

Kaasaegsem filtreerimismeetod on USA-s välja töötatud suure ruumala kogumine (*high volume sampling*). Umbes 50 cm läbimõõduga pealt vihmakattekaanega kaetud sisendi servade alt imetakse õhk vertikaalselt alla läbi 254-203 mm suuruse filterpaberi. PM10 detekteerimiseks võib kogujas olla eelseparaator, mis eraldab suuremad osakesed. Filtrimaterjalile jäävad 99 % tõenäosusega üle $0,3 \mu\text{m}$ osakesed. Ööpäeva jooksul imetakse läbi filtri 1400 m^3 õhku, mistõttu masskontsentratsioonil $50 \mu\text{g} / \text{m}^3$ jääb filtrile 70 mg osakesi. Kaalumise võimaldab määrata masskontsentratsiooni õhus mõne $\mu\text{g} \cdot \text{m}^3$ täpsusega. Filterpaber ise kaalub 2,7 g.

Erinevaks otstarbeks on välja töötatud väga erinevaid filtreid. Kui eesmärgiks on määrata osakeste keemilist koostist, siis peab filtri materjal olema niisugune, mis on eeltötlusel hästi eraldatav kogutud proovist. Tuhavabale filterpaberile kogutud inertse mineraalse materjali saab kätte filtri tuhastamisel. Mõned orgaanilised filtrimaterjalid lahustuvad hästi teatud orgaanilistes lahustites. Orgaanilised ja paljud anorgaanilised ained saab klaaskiust filtrilt eraldada vastava lahustiga töötlemise teel. Üldiselt tuleb jälgida, et filtri materjal ei sisaldaks märkimisväärtes kogustes neid samu aineid, mida tahetakse määrata (filtri mass on reeglina palju suurem kui proovi mass!) ja ei adsorbeeriks õhust gaase, mis moodustavad sama keemilise aine.

Filtri füüsikalised omadused on sama tähtsad kui keemilised. Filtreerimine ei ole sõelumine, kus sõela peale jäävad ainult august suuremad osakesed. Difusiooni tõttu sadestub filtrile ka agu läbimõõdust palju väiksemaid osakesi. Kuna filtril on teatud aerodünaamiline takistus, tekib selle järel mõõtesüsteemis rõhulangus. Suurema takistusega filtri jaoks on vaja võimsamat pumpa. Filtri omadused muutuvad sellele kogunenud osakeste mõjul. Filter võib osakestest ummistuda, takistus suureneb. Kaasaja mõõtesüsteemides kontrollitakse vooluhulka, kuid tugevamal pumpamisel (säilitamaks vooluhulka) võib rõhuvahe suruda filtrist läbi eeldatavast suuremaid osakesi või filtri katkigi rebida. Seepärast tuleb jälgida, et kasutatavad materjalid ja töörezhiim sobiks ka kõrgeima eeldatava kontsentratsiooniga — muidu võib just seire eesmärkide seisukohalt väga oluline tiptase tehnilise rikke tõttu mõõtmata jääda.

Kõrgtehnoloogiline meetod viimast tüüpi (*Nuclepore*) filtrite tootmiseks põhineb teatud sorti plastiku kiiritamisel ioniseeriva kiirgusega, mis muudab „tabamuse“ saanud kohas aine keemilisi omadusi, seejärel söövitatakse happega materjalisse augud. Nii saadakse kindla suurusega augud (läbimõõtu, mis on mõne mikromeetri suurusjärgus, saab tootmisprotsessis peenelt reguleerida). Kogutavad aerosooliosakesed jäävad filtri pinnale. See võimaldab osakesi valgus- või elektronmikroskoobi all uurida ja loendada. Niisuguse filtri puuduseks on suur rõhulangus ja kõrge hind. Paber- ja klaaskiust filtrid on suhteliselt odavad ja väikese õhutakistusega, kuid osakesed jäävad filtri kiudude vahele ja kogumise efektiivsus ei ole nii üheselt määratud osakese suurusega kui augustatud filtritel.

Üldiselt eeldatakse tänapäeval filtritelt 99 % kogumise efektiivsust nende osakeste puhul,

mille jaoks nad on ette nähtud. Filtreerimine on põhiliselt siiski jämedamate osakeste kogumassi ja keemilise koostise määramiseks ning nanoosakeste jaoks hästi ei kõlba.

5.2.3. Lihtsamad meetodid aerosooli detekteerimiseks õhus

1. Nefelomeeter on optiline seade, mis põhineb osakeste omadusel hajutada valgust. Õhk imetakse ühest küljest valgustatud silindrisse. Mõõdetakse koguhajumist $5-175^\circ$ nurga all, st. peaaegu otse edasi kuni otse tagasi. Ühe lainepikkusega (monokroomse) nefelomeeteriga mõõdetakse atmosfääri läbipaistvust. Valguse hajumine sõltub osakese diameetrist ja valguse lainepikkusest. Mitme erineva lainepikkusega nefelomeetreid kasutatakse osakeste kontsentratsiooni määramiseks eri suurusvahemikes.
2. Etalomeeter (*aethalometer*) on optiline seade osakeste kontsentratsiooni määramiseks reaalajas. Filtrilt, millest imetakse läbi õhku, peegeldub valgus, mida jälgitakse automaatselt ja määratakse selle nõrgenemist. Üleminekukoefitsient filtri tumeduselt osakeste massile sõltub osakeste omadustest, mistõttu iga geograafilise piirkonna kohta on välja töötatud eri koefitsiendid (töötab kõige paremini musta süsiniku ehk tahma korral). Probleemaatiline on üleminek valguse nõrgenemiselt filtril valguse nõrgenemisele atmosfääris, sest osakeste tihe paiknemine filtril tekitab mitmekordseid hajumisi.
3. Beeta-nõrgenemine (*beta-attenuation*). Beetaosakesed (u 0,1 MeV energiaga elektronid ^{85}Kr või ^{14}C lagunemisest) suunatakse läbi filtri ja mõõdetakse kiirguse nõrgenemist Geiger-Mülleri loenduriga. Kiirgus nõrgeneb filtril ja sellele sadestunud osakestel. Meetodi eelis on see, et see nõrgenemine sõltub ainult kiire tee jäävast massist, mitte osakeste diameetrist. Ka sõltuvus keemilisest koostisest on väike, enamiku keemiliste elementide puhul 10 % vahemikus, mis on vastuvõetav viga. Vaid palju vesinikku sisaldavate ainete (nt. ammooniumiühendid) puhul on vaja eraldi kalibratsiooni. Meetod on automatiseeritud, kogudes tüüpiliselt 30-minutilise sammuga proove filterlindile. Tunnikeskmise kontsentratsiooni määramise tundlikkus on umbes $5 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$. Beeta-nõrgenemine on tänapäeva seires laialt kasutuses, ka põhimeetodine Eesti seirejaamades.
4. Resoneeriv mikrotasakaal (resonating microbalance) põhineb võnkuva elemendi (näiteks pieosoelektriline kristall sagedusel u. 10 MHz) resonantssageduse muutumisel, kui selle mass suureneb sadestuvate aerosooliosakeste tõttu. Ka see meetod on tundlik kogumassile ja võimaldab jälgida muutusi isegi ühe minuti ajaskaalas, kuid piesokristalli on vaja aeg-ajalt puhastada.

5.2.4. Osakeste suurusjaotuse mõõtmise meetodid

Suurusjaotuse uurimise suurimaks praktiliseks tõukejõuks viimastel aastakümnetel on asjaolu, et autode heitgaasides sisaldub palju osakesi diameetriga alla $1 \mu\text{m}$, mis ei ole mõõdetavad lihtsate ja odavate meetoditega. Samas püsivad just need osakesed kaua atmosfääris ja jõuavad sügavale hingamisteedesse, põhjustades terviseriske.

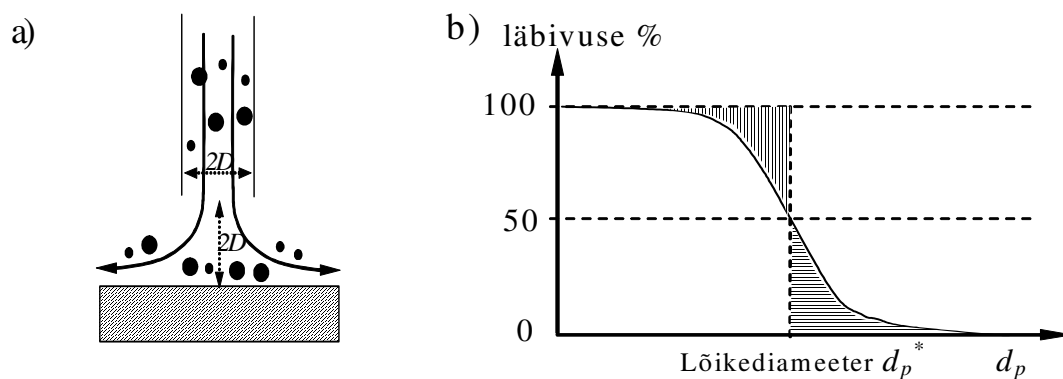
Erinevate meetodite koosrakendamine, tulemuste võrdlemine ja kokkuviiimine võimaldab mõõta aerosooli spektreid ehk suurusjaotusi täpsusega mitukümmend fraktsiooni suurusvahemikus mõnest nanomeetrist (peaaegu molekulaarmõõtmed) kuni mõnekümne mikromeetrini (suurimad, mis kuigivõrd õhus püsivad).

1. Impaktor on mõõteriist, milles kasutatakse ära osakese inertsi. Impaktoris sunnitakse õhuvoolu kiiresti oma liiklumisruunda muutma — mis ühtlasi teeb raskeks korrekse proovivõtu välisõhust. Ükski impaktor ei suuda suuremaid ja väiksemaid osakesi täiesti üheselt eristada, alati jääb kummassegi fraktsiooni mingi hulk teisest. Osakese diameetrit, mille juures 50 % osakestest sadestub ja ülejäänud 50 % jääb õhku, nimetatakse impaktori lõikediametriks (*cut-off diameter*, Joonis 5.3).

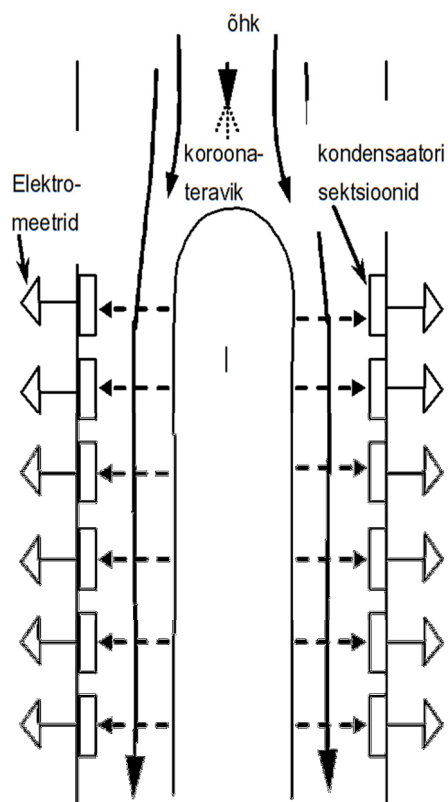
2. Kaskaadimpaktoris on mitu järjest väheneva ava suurusega (järelkult väheneva löikediameetriga) impaktorit järjestikku. Nii saab eraldada fraktsioone kõige jämedamatest osakestest kuni läbimõõduni umbes $0,3 \mu\text{m}$. Veelgi peenemaid osakesi eraldamast takistab liiga suur rõhulangus, mis nõuab võimsat pumpa ja veelgi enam liiga suur voolukiirus, mis hakkab endaga impaktori pinnalt kaasa vedama juba sadestunud osakesi. Kasutades elektrostaatilisest sadestamist madalal õhurõhul, saab minimaalse löikediameetri alandada 30 nanomeetrit (*electrostatic low pressure impactor, ELPI*), kuid seegi ei ole piisav madala väävlisisaldusega kütuste põlemisel ja looduses nukleatsiooni teel moodustuva aerosooli jälgimiseks. Impaktori põhimõte eeldab aeg-ajalt operatsioone sadestunud aerosooli määramiseks ja pindande puhastamist. Seetõttu ei saa mõõta päris pidevas režiimis. Teiselt poolt saab impaktoriga kogutud proovi keemiliselt analüüsida. Kitsenduseks on see, et aerosool peab olema keemiliselt ja aurustumise suhtes piisavalt stabiilne, säilitama oma omadused kuni analüüsimiseni. Kui tahetakse teada ainult aerosooli massi, siis saab impaktorit kombineerida resonanceeriva mikrotasakaalu anduriga, vt ptk 5.2.3.
3. Difusioonipatareis juhitakse õhk läbi lähestikku paiknevate plaatide või peene toru. Eri läbimõõduga osakesed difundeeruvad seintele eri kiirusega. Nii saab eristada osakesi suurusvahemikus 5-500 nm ja võtta ka proovi keemiliseks analüüsiks, kuid atmosfääris esinevast kontsentratsioonist piisavalt suure proovi kogumiseks on meetod liiga aeglane.
4. Elektrilise liikuvuse analüsaator (*electrical mobility analyser*) põhineb laetud osakeste triivimisel õhus elektrostaatiliselt välja toimet. Sama tugevas elektriväljas liigub osake seda aeglasemalt, mida suurem on ta ristlõike pindala ja seda kiiremini, mida rohkem on tal elementaarlaenguid. Väga väikestel (nm suurusjärgus) osakestel on ainult üks elementaarlaeng. Suurematel võib neid olla mitu (tõenäosusjaotus on laadumise teooriast arvatav). Seega saab triivikiiruse järgi mõõta osakese diameetrit.
5. Osakesi saab detekteerida kas pärast elektrilist eraldamist optilise loenduriga (vt. allpool) või elektrivoolu järgi kondensaatori katetel. Mõlemal juhul laetakse aerosool mõõteriista sisendisse (tavaliselt ka ioniseeriva kiirguse või koroonalahendusega) ja juhitakse kontsentriselt paiknevate kondensaatori katete vahele. Erineva läbimõõduga osakesed kalduvad kõrvale erineva nurga all. Optiliseks detekteerimiseks valitakse elektrivälja niisuguse tugevusega, et kitsa kimbuna sissejuhitud aerosoolist jõuab väljundis paiknevasse optilise loenduri sisendisse soovitava osakese läbimõõduga fraktsioon. Kondensaatori katetele antavat pinget (seega väljatugevust) muutes saab suunata loendurisse erineva suurusega osakesi.
6. Elektriline aerosooli spektromeeter (analüsaator, EAS, EEA) on liikuvusanalüsaatori põhimõttel töötav mõõteriist, milles osakesi detekteeritakse kondensaatori kattele kantud laengute (s.o elektrivoolu) järgi (Joonis 5.4). Välimine kondensaatori kate on jagatud üksteisest elektriliselt isoleeritud sektsioonideks, millest igäühel mõõdetakse eraldi voolutugevust. Väiksemad osakesed sadestuvad eelistatult sisendavale lähemal ja suuremad kaugemal, kuid osakeste esialgse juhusliku jaotumise tõttu kondensaatori ristlõikes satub sarnaselt impaktorile siingi suuremaid osakesi väiksemate hulka ja vastupidi. Suured aerosooliosakesed saavad laadumisel tunduvalt rohkem kui ühe elementaarlaengu, kuid laengute jaotus on laaduri parameetritest lähtuvalt arvatav. Arvutuseeskirja, mis võimaldab kondensaatori kattel mõõdetud elektrilise signaali järgi arvutada aerosooli suurusjaotuse ehk spektri, nimetatakse aparaadifunktsiooniks, praktikas kasutatavate kondensaatori sektsioonide ja diskreetsete osakeste suuruse fraktsioonide korral aparaadimaatriksiks. Selle määramine ehk aparatuuri kalibreerimine on keerukas eksperimentaalne ja matemaatiline töö, millest sõltub mõõtmiste täpsus ja usaldusväärsus. Kasutatakse tuntud suurusjaotusega (eelistatult ühtlase diameetriga ehk monodispersiid) aerosooli, mille genereerimine on omaette tõsine uurimisvaldkond.

Aerosooli elektriline fraksioneerimine võimaldab määrata osakeste suurusjaotust laias vahemikus alates 3 nm kuni $10 \text{ }\mu\text{m}$. Meetod on piisavalt kiire atmosfäärimõõtmiste jaoks, võimaldades väljastada spektri iga mõne minuti tagant. Põhimõtteliselt saab kondensaatori kattelt koguda proove keemiliseks analüüsiks, kuid kogused on nii väikesed, et atmosfäärimõõtmiste puhul vajatakse tänapäeva võimaluste piiiril tundlikku analüüsiaparatuuri. Meetodi puudusteks on küllaltki mahukas ja kallis aparatuur ja kõrgelt kvalifitseeritud hoolduse vajadus.

7. Optiline osakeste loenduri (*optical single particle counter*) mõõdab laserkiire hajumist väikeses ruumalas (mõni mm^3), millest õhku läbi juhitakse. Kui soovitatult on vaadeldavas ruumalas korraga üks osake, mis tekitab ühe hajunud kiirguse impulsi. Vastavalt valguse lainepikkusele on detekteeritavate osakeste min diameeter u 300 nm . Meetodit võib rakendada diameetri järgi elektriliselt eristatud osakeste detekteerimiseks. Suureks eeliseks on väga lai kontsentratsioonivahemik: sama aparaadiga saab mõõta kontsentratsioone alates umbes 10 osakesest (puhastatud õhuga ruum) kuni miljonite osakesteni (saastatud õhk) m^3 -s. Alumise piiri seab aeg statistiliselt usaldusväärse osakeste arvu detekteerimiseks, ülemise mitme osakese sattumine korraga detektorisse (aitab proovi lahjendamine).
8. Kondensatsiooniosakeste loendur (*condensation particle counter, CPC, condensation nucleus counter, CNC*) võimaldab määrata osakeste kontsentratsiooni suurusvahemikus mõni nm kuni u $1 \text{ }\mu\text{m}$. Osakesed juhitakse kambrisse, milles on üleküllastunud vee- või alkoholiaur, mis hakkab nendele kondenseeruma. Seetõttu muutuvad ka algselt $\leq 300 \text{ nm}$ osakesed optilisele loendurile nähtavaks, kuid kaob teave osakeste esialgse diameetri ja keemilise koostise kohta. On risk alahinnata alla 20 nm suuruste osakeste kontsentratsiooni, kui see on liiga kõrge, sest pindpinevusjõu ületamiseks on nii väikeste osakeste korral vaja suuri üleküllastusi, samas kui nende kasvatamiseks kulub palju auru. Küllastustase võib langeda alla kriitilise piiri. See meetod on veel üheks täienduseks väikeste osakeste lõplikul detekteerimisel — nii saab juba eelnevalt elektrilise meetodiga diameetri põhjal eristatud osakesi optilisele loendurile nähtavaks muuta.



Joonis 5.3. a) Impaktori põhimõtteskeem, D on ava poollaius. b) impaktori läbivuskõver ja lõikediameter. Püstviirutus – lõikediametrist väiksemad osakesed, mis sadestuvad; rõhtviirutus – lõikediametrist suuremad osakesed, mis läbivad impaktori. c) Kaskaadimpaktorid (autori foto).



Joonis 5.4. Elektrilise aerosooli spektromeetri põhimõtte skeem.

5.2.5. Jämedate osakeste sadenemise mõõtmine

Jämedad osakesed läbimõõduga u 10-100 μm lenduvad õhku mineraalse materjali purustamisel (karjäärid, sõiduteed) ning tuharikaste (kivisüsi, turvas, raske kütteõli, eriti põlevkivi) põletamisel ja tsemendi tootmisel, kui puhastusseadmed ei ole küllalt efektiivsed. Need osakesed sadenevad raskusjõu mõjul kiirusega umbes $0,1-10 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, mistõttu lokaalsed sadenemisvood allika ümbruses võivad olla päris suured. Need osakesed ei tekita atmosfääris esinevates kontsentratsioonides inimesele tervisekahjustusi, sest sadenevad limaskestadele juba ülemistes hingamisteedes, nende põhiline saastav mõju ilmneb sadenemisel.

Kuna esmatähtis keskkonnamõjur on just niisuguste osakeste sadenemisvoog, püütakse mõõta otseselt seda. Kõige levinum mõõteriist on proovikoguja, mis koosneb lehtrist, kuhu osakesed sadenevad, ja pudelist, kuhu vihmavesi või kogumisperioodi lõpul lehtri pesemiseks spetsiaalselt kasutatav keemiliselt puhas vesi koguneb. Proovi keemilise puhtuse tagamiseks (kui lisaks mineraalne kogusele on eesmärgiks määrata ka selle keemiline koostis) on lehter ja pudel plastmassist (polüetüleen, teflon).

Kogumisperioodi (küllalt erinev sõltuvalt mõõdetavast voost ja eesmärkidest: päev, nädal, kuni kuu; EMEP-i seires reeglina ööpäev) lõppedes määratakse kogunenud sadevee keemiline koostis (põhilised lahustunud anioonid ja katioonid, sõltuvalt vajadustest raskemetallid jm.) ja mineraalne jääk, ning arvutatakse lehtri pindala ja kogumise aja põhjal sadenemisvood. See meetod ei võimalda vahet teha kuivsadenenud ja sademetega atmosfäärist väljapestud aine vahel, välja arvatud juhul kui ilma pidevalt jälgides eksponeeritakse kuiv- ja märgsadene mis mõõtmiseks ette nähtud kogujad eraldi. Sel juhul tuleb kuivsadene mis koguja lehter loputada lõpuks keemiliselt puhta veega, et lehtrile sadenenud aine koguneks pudelisse.

Ei ole välja kujunenud ühest arvamust leetri parima kuju osas. Kui leetri läbimõõdu määrab eelkõige vajalik proovi hulk, siis leetri kõrguse osas on erinevaid arvamusi. Kuna tuule kiirus on vähemalt 10 (sageli 100-1000) korda suurem kui osakese langemiskiirus, siis osakesed sadenevad peaaegu horisontaalselt ja pisimgi moonutus, mida lehter õhuvoolus põhjustab, võib oluliselt mõjutada sadenemist. *EMEP*-i standardmetoodika nõuab, et leetri vertikaalne osa oleks vähemalt 15 cm kõrge. Niisuguse leetri põhi on tuule eest varjatud, mis peaks vähendama võimalust, et tuul sadenenud tolmu taas õhku tõstab. Kuid aerodünaamilise tunneli katsetused näitavad, et niisuguse koguja efektiivsus sõltub tugevasti tuule kiirusest. On kasutatud ka laia madalat kaarduvate servadega letrit (näiteks Suurbritannia linnaseirevõrgus), mille puhul on võimalus tugeve tuulega osakesed lehtrist kaotada väiksem. Ehkki laia madala filtri puhul on oht, et tuul juba sadenenud osakesed õhku tõstab. *EMEP*-i standard näeb ette koguja paigaldamist 1-2 m kõrgusele maapinnast vältimaks pinnase erosiooni (tolmu) mõjusid, ent kõrgemal on tuul tugevam ja põhjustab suuremaid moonutusi. Tiheda samblakattega metsa- või rabapinnasel, kus erosioon on praktiliselt välistatud, on soovitatav kogujad paigutada maapinnale letriga umbes puhmarinde kõrgusel, siis toimub sadenemine lehtrisse kõige sarnasemalt sadenemisega maapinnale (Joonis 5.5).

Püsiva lumikatte korral saab proovi võtta tasasele looduslikule pinnale kogunenud lumest. See meetod ei nõua eelnevat koguja paigaldamist, mistõttu tööviljakus paljude proovide kogumisel on suur. Proovid võetakse plastmassist toruga läbi lumekihi, mille kogunemise aeg on teada. Seda aega saab piiritleda näiteks jääkoorikutega, mis on kokku viidavad teadaolevate sulaperioodidega. Lumekiht, millest proov on võetud, et tohi olla läbi vettinud, sest siis ei tea, kui palju saasteaineid lumest välja pesti. Lume võib sulatada plastikpudelis või kilekotis, edasine töötlus sarnaneb proovikoguja omale. Maastikku paremini iseloomustava proovi saamiseks on soovitatav panna kokku torutäied 3-10 lähestikku asuvast punktist. Nagu sademekogujaga, nii ka lume kogumisel saab eristada kuiv- ja märgsadenemist ainult siis, kui kogutakse eraldi saju- ja kuivaperioodi kohta. Lume puhul saab mõnikord neid tagantjärele eristada. Peamiselt märgsadenemist saab mõõta, võttes proovi tugeva lumesaju ajal kogunenud tüsedast kihist, kuivsadenemise annab õhuke pinnakiht pikal sajuta ajavahemikul. Märgatava õhusaastega piirkonnas on see eristatav tumeda viiruna lumikattes.



Joonis 5.5. a) Kõrge lehtriga sademekoguja (EMEP-i standard). b) Madalama lehtriga sademekoguja, paigutatud madalale.

6. Kokkuvõte

6.1. Seiremõõtmiste kavandamine

Õhusaaste seire kavandamisel tuleb välja selgitada:

1. Mis on kahjustav faktor → mida mõõta?
2. Mis (kui üldse) neutraliseerib selle mõju? Ka seda tuleb mõõta.

NÄIDE: *EMEP*-i esialgne eesmärk — happelise saaste seire:

1. Kahjustav faktor – hapestumine. Mõõdetakse happelisi oksiide (SO_3 , NO_2) õhus ja anioone sademetes (SO_4^{2-} , NO_3^-).
2. Neutraliseeriv (aluseline) mõju on katioonidel (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+).

Järgmisena tuleb hinnata seire ajalist ja ruumilist tihedust — kui palju mõõtepunkte ja kui tihedalt mõõtmisi on vaja, et saada olukorrast ülevaade. Saasteallikaist kaugel võib mõõtepunkt esindada sadu, tuhandeid, isegi kümneid tuhandeid ruutkilomeetreid. Näiteks *EMEP*-i jaama puhul on keskmine esindatava ala 50000 km², mille põhjal piisaks Eestile ühest jaamast. Tegelikult on Eesti kliima- ja õhusaastetingimused erinevamad kui sama suurel tüüpilisel alal Euroopas ja jaamu on kaks — Vilsandil ja Lahemaal.

Teisalt tiheda liiklusega magistraaltänava ääres paiknev seirejaam (Eestis ainuke niisugune Liivalaia jaam Tallinnas) esindab ainult seda tänavat. Ta on vajalik selgitamaks, kui kõrgeid saastetasemeid liiklus maksimaalselt tekitab; kas on normiületamisi; kas on vaja kaitsemeetmeid?

Linnafoonijaam paikneb liiklussõlmedest kaugemal ja esindab tüüpilisi saasteatasemeid linnas. Tähtis tulem — elanike ekspositsioon.

Kui sageli mõõta ajalisel plaanis: kas kahjustav mõju ilmneb vaid pikaajalise keskmisena (aasta, kuu, nädala) või on olulised ka tipptasemed (päev, tund)?

Kui äärmuslikud olukorrad (nt tööstusavariid) välja arvata, ilmeneb mõju biosfäärile peamiselt pikema aja jooksul. Seetõttu võetakse sademete seires proove kuu või nädala keskmisena (*EMEP*-i jaamades enamasti ööpäeva keskmisena).

Peamiselt inimese tervist mõjutavas linnasaastes võivad tipp-kontsentratsioonid (tunnikeskmised) kutsuda esile ägedaid haigusnähte, seetõttu seiratakse linnaõhu kontsentratsioone pidevalt, andmed laekuvad reaajas. Pidevat seiret on vaja piirnormide ületamiste tuvastamiseks. Väikemates linnades, kus saastetasemed on selgelt allpool piirnorme, võib teha pistelist seiret (passiivsed kogujad, liikuva seirejaama mõõtmised). Euroopa Liit nõuab pidevat seiret linnades ühe mõõtejaamaga 250 000 elaniku kohta, vähem kui 250 000 elanikuga linnades piisab üldjuhul pistelisest seirest. Linnaõhu kvaliteedi muutlikkusest annab ülevaate joonis 6.1. Kuna Eestis on olmekütmise ja kevadise teetolmu tõttu PM10 ja PM2.5 piirväärtuste ületamised sagedased, siis on linnafoonijaamu Tallinnas kaks (Rahu ja Õismäe), üks Tartus, Kohtla-Järvel ja Narvas (viimased kaks suuresti ka tööstussaadet silmas pidades), Joonis 6.2.

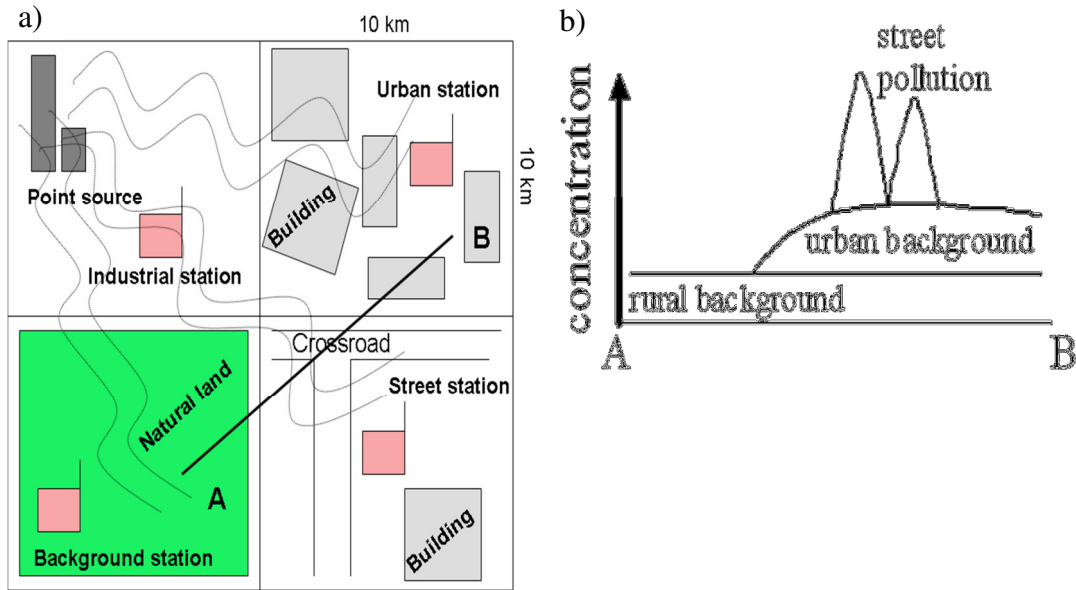
6.2. Õhusaaste seire — süsteemne ülevaade

Õhusaaste seire programmi kavandamise põhiküsimused:

1. Kui palju ja millist saastet on õhus ja sademetes?
2. Kust saaste pärineb? Et teaksime, kus vajaduse korral saastamist vähendada.
3. Kui palju saastet levib ühelt alalt teisele?
4. Mis saab tulevikus, kui muutuvad allikate asukohad, heitkogused, kliima vms? (Joonis 6.3).

Mõõdetakse nii palju kui palju tehniliselt või ressursiliselt võimalik. Lüngad mõõtmistes ja

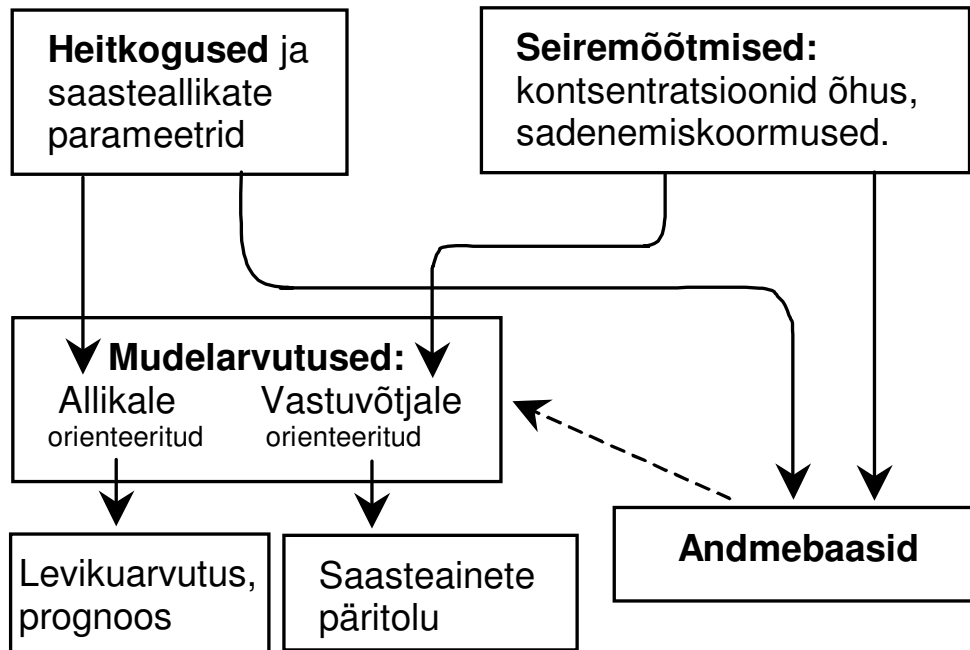
teadmistes (milleni mõõtmine üksi põhimõtteliselt ei küüni) tuleb täita mudelarvutustega.



Joonis 6.1. Paremalt: erinevat tänava- linna- tööstus- ja foonijaamade paiknemine. Vasakul: liiklusheitmete (näiteks NO_x , CO , $LOÜ$, PM_{10}) kontsentratsioon õhus lõigul AB (vt. parempoolne joonis). Joonis pärineb Kaisa Kesnurme magistritööst (kaitstud TÕ, keskkonnatehnoloogia, 2009.a.).



Joonis 6.2. a) Tartu (Karlova) seirejaam, b) Kohtla-Järve (Kalevi tn.) seirejaam.



Joonis 6.3. Õhusaaste seire peamised elemendid ja seosed nende vahel.

Tänuavaldused

Autor on tänulik Eva-Stina Kernerile täienduste eest nendes kursuse materjalides.

Kasutatud kirjandus

Boeker, E., van Grondelle, R. Environmental Science. Physical Principles and Applications. Wiley, 2001, 362 lk.

Boeker, E., van Grondelle, R. Environmental Physics. Wiley, 1995, 448 lk.

Colls, J. Air Pollution. Spon Press, 2002, 560 lk.

Jürissaar, M. Meteoroloogia. Õpik era- ja ametlenduritele. Tartu Lennukolledž, 1998., 187 lk.

Meishner P. Weather Radar, Springer 2004, 337 lk.

Männik, A. Üldmeteoroloogia (loenguslaidid), Eesti Lennuakadeemia (autori loal).

Rinehart, R. E. Radar for Meteorologists, Rinehart Publications, 2004, 482 lk.