



Helsingin kaupungin

ympäristökeskuksen julkaisuja

2/95

Huokoskaasu maaperän ja pohjaveden saastuneisuuden kuvaajana



Erkki Paatonen
Helsinki 1995

Kannen valokuva: Kirsi Sihvonen
Julkaisu on painettu sataprosenttiselle uusiopaperille.

Erkki Paatonen

Huokoskaasu maaperän ja
pohjaveden saastuneisuuden
kuvaajana

SISÄLLYSLUETTELO

YHTEENVETO

SAMMANDRAG

1. ASUNTOJA SAASTUNEILLE MAA-ALUEILLE?

- 1.1 Helsingin saastuneet maa-alueet
- 1.2 Huokoskaasututkimukset
- 1.3 Tämän tutkimuksen rakenne ja tavoitteet

2. KESKEISIÄ MAAPERÄN OMINAISUUKSIA

- 2.1 Huokoisuus
- 2.2 Läpäisevyys
- 2.3 Ominaispinta-ala
- 2.4 Pohjavesi
- 2.5 Humuspitoisuus

3. HAIHTUVAT ORGAANISET YHDISTEET (VOC) MAAPERÄSSÄ

- 3.1 Mitä tapahtuu VOC:lle maaperässä?
 - 3.1.1 VOC-saastuman lähteet
 - 3.1.2 Kulkeutumiseen vaikuttavat monet tekijät
 - 3.1.3 VOC:den liikkuminen vedellä kyllästymättömässä maaperässä
- 3.2 Adsorptio ja desorptio maaperässä
 - 3.2.1 Orgaanisten yhdisteiden adsorboituminen maaperään
 - 3.2.2 Yhdisteiden ominaisuudet
 - 3.2.3 Veden vaikutus adsorboitumiseen
 - 3.2.4 Maaperän orgaanisen aineksen vaikutus adsorptioon
 - 3.2.5 Raekokajakautuma ja ominaispinta-ala
 - 3.2.6 Mineraalikoostumus
 - 3.2.7 Desorptio ei ole käänteinen adsorptio
- 3.3 Pidättyminen kapillaarivoimien vaikutuksesta
 - 3.3.1 Veden kapillaarinen pidättyminen
 - 3.3.2 Nestemäisten orgaanisten yhdisteiden pidättyminen maaperään
- 3.4 Orgaanisten yhdisteiden haihtuminen maaperässä
 - 3.4.1 Haihtumiseen vaikuttavat tekijät
 - 3.4.2 Kiehumispiste ja molekyylipaino
 - 3.4.3 Höyrynpaine
 - 3.4.4 Henryn lain vakio
 - 3.4.5 Lämpötila ja suhteellinen kosteus
- 3.5 Orgaanisten yhdisteiden biologinen hajoaminen maaperässä
 - 3.5.1 Mikrobitoiminnan merkitys huokoskaasututkimuksissa
 - 3.5.2 Mikrobitoiminnan syvyyssulottuvuus
 - 3.5.3 Yhdisteiden kemiallisten ominaisuuksien muutokset
 - 3.5.4 Mikrobitoiminnan vaikutus huokoskaasun näytteenottoon

4. HUOKOSKAASU JA SEN LIIKKUMINEN MAAPERÄSSÄ

- 4.1 Huokoskaasun koostumuksesta
- 4.2 Huokoskaasu on maaperän saastumisen nopein indikaattori
- 4.3 Matemaattisista malleista
- 4.4 Huokoskaasun liikkumiseen vaikuttavat tekijät
- 4.5 Kulkeutumismekanismit
- 4.6 Kulkeutumisnopeus ja siihen vaikuttavat tekijät

5. NÄYTTEENOTTO HUOKOSKAASUSTA

5.1 Näytteenottorakenteet

5.1.1 Näytteenottoputket

5.1.2 Näytteenottosondit

5.1.3 Muut näytteenottorakenteet ja välilliset menetelmät

5.2 Näytteenotto

5.2.1 Aktiivinen näytteenotto

5.2.2 Passiivinen näytteenotto

5.2.3 Näytteenoton vaikutus huokoskaasun tasapainotilaan

5.3 Näytteenottosyvyys

5.3.1 Geologiset tekijät

5.3.2 Säätila

5.3.3 Biologinen hajoaminen

5.3.4 Vertikaaliset konsentraatioerot

5.3.5 Mikä on oikea näytteenottosyvyys?

5.4 Näytteenoton kohdentaminen

5.4.1 Esitutkimukset

5.4.2 Otantamenetelmä ja pistetiheys

5.5 Näytteenottomenetelmien vertailu

5.5.1 Aktiivinen vai passiivinen näytteenotto?

5.5.2 Näytteenottorakenteet

5.5.3 Näytteenkeräimet

6. KOKEILU

6.1 Tutkimuskohde

6.1.1 Ongelma

6.1.2 Alkuperä ja mahdolliset kulkeutumisreitit

6.2 Menetelmä

6.2.1 Näytteenottorakenne

6.2.2 Asennus

6.2.3 Näytteenotto ja analyysimenetelmä

6.3 Aluekuvaus

7. HAVAINTOJA MENETELMÄN TOIMIVUUDESTA

7.1 Menetelmä

7.1.1 Näytteenottorakenne

7.1.2 Asennus

7.1.3 Näytteenotto ja analyysimenetelmä

7.2 Huokoskaasun VOC-pitoisuudet tutkimuskohteessa

8. JOHTOPÄÄTÖKSET

8.1 Huokoskaasututkimusten soveltuvuus Suomen olosuhteisiin

8.1.1 Optimiolosuhteet

8.1.2 Suomen ilmaston vaikutus

8.1.3 Suomen maaperän soveltuvuus huokoskaasututkimuksiin

8.2 Huokoskaasututkimusten soveltuvuus Helsingin olosuhteisiin

8.2.1 Ilmasto

8.2.2 Maaperä

8.3 Jatkotutkimuksista

9. KIRJALLISUUS

YHTEENVETO

Helsingissä asuin- ja virkistysalueiden rakentaminen painottuu alueille, joiden maaperä on usein saastunutta. Tällaisia alueita ovat mm. vanhat teollisuus-, varasto- ja satama-alueet sekä jäte- ja energiahuollon alueet, jätevedenpuhdistamot, huoltoasemat ja ampumaradat. Tavallisimmin maaperän saastumisen ovat aiheuttaneet erilaiset hiilivedyt, kuten öljyt, polttoaineet ja liuottimet, sekä raskasmetallit.

Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelmaan vuosille 1994-1998 on esitetty maaperään liittyviksi tavoitteiksi mm. kaupungin saastuneiden maa-alueiden tunteminen ja saastuneen maaperän tutkimusmenetelmien kehittäminen.

Maaperän huokoskaasun koostumuksen on todettu kuvaavan hyvin eräitä maaperän ja pohjaveden kemiallisia ominaisuuksia, erityisesti em. ympäristöille vieraiden haihtuvien orgaanisten yhdisteiden läsnäoloa, levinneisyyttä ja jossakin määrin myös pitoisuutta.

Tämä tutkimus koostuu maaperän huokosilmatutkimuksia käsittelevästä kirjallisuusselvityksestä ja pienimuotoisesta käytännön huokoskaasututkimuksesta. Kirjallisuusselvityksen tarkoituksena oli selvittää huokoskaasutkimusten teoriaa ja yleistä soveltuvuutta Suomen ja erityisesti Helsingin olosuhteisiin sekä tarkastella huokoskaasututkimusten käytännön toteuttamistapoja. Pienimuotoisessa huokoskaasututkimuksessa kirjallisuustutkimuksen perusteella valittua huokoskaasumenetelmää sovellettiin käytännön kohteeseen.

Valitussa menetelmässä muoviset 1,5 metriä pitkät näytteenottoputket asennettiin maaperään kairattuihin noin 1,45 metriä syviin reikiin. Putkien ympäryks eristettiin bentoniittipastalla pintavirtauksen estämiseksi. Näytteet otettiin pumpaamalla huokoskaasua 80 ml/min 10 minuutin ajan Tenax-adsorbtioputkiin. Näytteet analysoitiin termodesorptio/kaasukromatografi/massaspektrometri-menetelmällä.

Valittu menetelmä todettiin käytännössä toimivaksi. PVC-muovi todettiin huonoksi huokoskaasututkimusten materiaaliksi, koska siitä vapautuu vähäisiä määriä tutkimustuloksia vääristäviä kemikaaleja putkeen. Menetelmän toimivuuden varmistamiseksi on kuitenkin syytä tehdä lisää kokeiluja. Tutkitussa kohteessa ei todettu maaperän huokoskaasussa ulkoilmasta poikkeavia pitoisuuksia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä.

Suomen ilmasto on kylmä ja verrattain kostea, mikä vähentää huokosilmatutkimusten käyttökelpoisuutta. Erityisesti roudan vaikutus on merkittävä. Ilmastolliset seikat eivät kuitenkaan estä huokosilmatutkimusten käyttöä Suomessa. Suomen maaperästä vain pieni osa soveltuu hyvin huokosilmatutkimusten kohteeksi, ja sama koskee Helsinkiä. Täyttömaat muodostavat Helsingissä erityisen ongelman huokosilmatutkimusten soveltamisen kannalta. Täyttömaiden heterogeenisuuden takia niiltä huokosilmatutkimusten avulla saatava informaatio on käyttökelpoista vain pistekohtaisena.

SAMMANDRAG

I Helsingfors koncentreras utbyggnaden av bostads- och rekreationsområden på områden, där marken ofta är nedsmutsad. Dylika områden är bl.a. gamla industri-, lager- och hamnområden samt områden för avfallshantering och energiförsörjning. I allmänhet har markens nedsmutsning förorsakats av olika kolväten, såsom oljor, bränslen och lösningsmedel samt tungmetaller.

I målsättnings- och åtgärdsprogrammet för miljövården i Helsingfors stad för åren 1994-1995 framförs som målsättningar i anslutning till marken bl.a. att känna till stadens nedsmutsade markområden och att utveckla undersökningsmetoderna för nedsmutsad mark.

Sammansättning av markens porgas har konstaterats avbilda vissa av markens och grundvattnets kemiska egenskaper väl, speciellt närvaron, utbredningen och i viss mån även halten av miljöfrämmande, avdunstande organiska föreningar.

Denna undersökning består av en litteraturundersökning av forskningen i markens porluft och av en praktisk porgasundersökning i liten skala. Avsikten med litteraturundersökningen är att klargöra teorin bakom och den allmänna lämpligheten för porgasundersökningar i Finlands och speciellt i Helsingfors förhållanden samt att granska praktiska sätt att genomföra porgasundersökningar. Vid porgasundersökningen i liten skala tillämpades en porgasmetod, som valts på basen av litteraturundersökningen, på ett objekt i praktiken.

Enligt den valda metoden monterades 1,5 meter långa provtagningsrör av plast i 1,45 meter djupa hål, som borrats i marken. Rören isolerades från utsidan med betoneitpasta för att förhindra ytströmning. Proven togs genom att pumpa 80 ml/min porgas under 10 minuters tid in i Tenax-adsorptionsrör. Proverna analyserades med termodesorption/gaskromatografi/masspektrometri-metoden.

Den valda metoden konstaterades fungera i praktiken. PVC-plast konstaterades vara ett dåligt material för porgasrören, eftersom det avger små mängder kemikalier, som förvränger undersökningsresultaten. För att försäkra sig om att metoden fungerar är det dock skäl att göra fler experiment. På den undersökta platsen konstaterades inga från uteluften avvikande halter av avdunstande organiska föreningar i markens porgas.

Klimatet i Finland är kallt och relativt fuktigt, vilket minskar användbarheten av porluftsundersökningar. Klimatomständigheterna hindrar dock inte användningen av porluftsundersökningar i Finland. Av den finländska marken lämpar sig endast en liten del för porluftsundersökningar och detta gäller även Helsingfors. Fyllnadsjord utgör i Helsingfors ett problem med tanke på att tillämpa porluftsundersökningar. På grund av fyllnadsjordens heterogena karaktär är informationen som erhålls med porluftsundersökningar användbar endast platsspecifikt.

1. ASUNTOJA SAASTUNEILLE MAA-ALUEILLE?

1.1 Helsingin saastuneet maa-alueet

Helsingissä asuin- ja virkistysalueiden rakentaminen painottuu alueille, joiden maaperä on usein saastunutta. Tällaisia alueita ovat mm. vanhat teollisuus- ja varasto- ja satama-alueet sekä jäte- ja energiahuollon alueet, jätevedenpuhdistamot, huoltoasemat ja ampumaradat. Tavallisimmin maaperän saastumisen ovat aiheuttaneet erilaiset hiilivedyt, kuten öljyt, polttoaineet ja liuottimet, sekä raskasmetallit.

Ennen kuin tällaisia alueita voidaan ottaa asuin- tai virkistyskäyttöön, on niiden maaperä tutkittava ja saastumisesta aiheutuvat riskit arvioitava. Tarvittaessa maaperä on kunnostettava. Näin vältetään saastuneesta maaperästä aiheutuville päästöiltä, jotka voivat vähentää asumisviihtyvyyttä, aiheuttaa terveydellistä haittaa tai jopa onnettomuuksien vaaraa (Assmuth 1992a). Helsingissä on 1980- ja 1990-luvuilla tutkittu huomattava määrä saastuneita maa-alueita, joista Leminen ym. (1993) ovat laatineet yhteenvedon.

Helsingin kaupungin ensimmäiset maaperähygieeniset tutkimukset kohdistuivat 1980-luvun alkupuolella viljelymaiden ja niillä kasvatettujen kasvien raskasmetallipitoisuuksiin (Ahonen ja Forss 1981, Forss ja Ahonen 1982, Sinervo ja Ahonen 1990). Erilaisten jätteenkäsittelyalueiden ympäristövaikutuksia alettiin tutkia 1980-luvun puolivälin tienoilla, ja tutkimukset kohdistuivat niin maaperään kuin pohjaveteenkin. Tämän jälkeen maaperähygieenisten tutkimusten tarve ja määrä on Helsingissä lisääntynyt kiihtyvällä vauhdilla (esim. Pitkänen ym. 1990, Salo ym. 1992).

Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelmaan vuosille 1994-1998 on esitetty maaperään liittyviksi tavoitteiksi mm. kaupungin saastuneiden maa-alueiden tunteminen ja saastuneen maaperän tutkimusmenetelmien kehittäminen. Erityisesti ohjelmassa mainitaan huokosilmanäytteiden analytiikan kehittäminen (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1994).

1.2 Huokoskaasututkimukset

Saastuneen maaperän ja pohjaveden tutkimus- ja kunnostusmenetelmät ovat olleet maailman laajuisesti voimakkaan tutkimus- ja kehitystyön kohteena viime vuosikymmeninä. Uutena tutkimuskohteena on erityisesti 1980-luvun puolivälin jälkeen noussut esille maaperän huokoskaasu. Aikaisemmin, jo 1920- 1930-luvuilla, maa- ja kallioperän huokoskaasun koostumusta käytettiin öljy- ja kaasuesiintymien paikallistamiseen (Horvitz 1985). Huokoskaasun koostumukseen on kiinnitetty huomiota myös malminetsinnässä (Ball ym. 1985) ja ydinjätteiden loppusijoitukseen liittyvissä tutkimuksissa (Montazer ym. 1988). Lisäksi huokoskaasua on käytetty kalliopohjaveden liikkumisen selvittämiseen (Gregory ja Durrance 1987) ja maanjäristysten ennustamiseen (Reimer 1980).

Huokoskaasun koostumuksen on todettu kuvaavan hyvin eräitä maaperän ja pohjaveden kemiallisia ominaisuuksia, erityisesti em. ympäristöille vieraiden haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (volatile organic compounds, VOC) läsnäoloa, levinneisyyttä ja jossakin määrin myös pitoisuutta. Huokoskaasututkimuksia pidetään erityisesti muita tarkempia, hitaampia ja kalliimpia tutkimuksia ohjaavina, nopeasti toteutettavina esitutkimuksina (Kerfoot 1988, Kirschner ja Bloomsburg 1988).

Helsingissä on maaperän huokosilmaa tutkittu eri konsulttien toimesta saastuneiden maa-alueiden paikallistamiseksi Talin jätevedenpuhdistamon alueella (v. 1989) ja Herttoniemen öljysataman alueella (v. 1990 ja 1993).

1.3 Tämän tutkimuksen rakenne ja tavoitteet

Tämä tutkimus koostuu maaperän huokosilmatutkimuksia käsittelevästä kirjallisuusselvityksestä ja pienimuotoisesta käytännön huokoskaasututkimuksesta. Kirjallisuusselvityksen tarkoituksena oli selvittää huokoskaasututkimusten yleistä soveltuvuutta Suomen ja erityisesti Helsingin olosuhteisiin sekä tarkastella huokoskaasututkimusten käytännön toteuttamistapoja. Toteutetun pienimuotoisen huokoskaasututkimuksen tarkoituksena oli kokeilla kirjallisuusselvityksen perusteella valitun tutkimuksen toteuttamistavan toimivuutta todellisessa kohteessa.

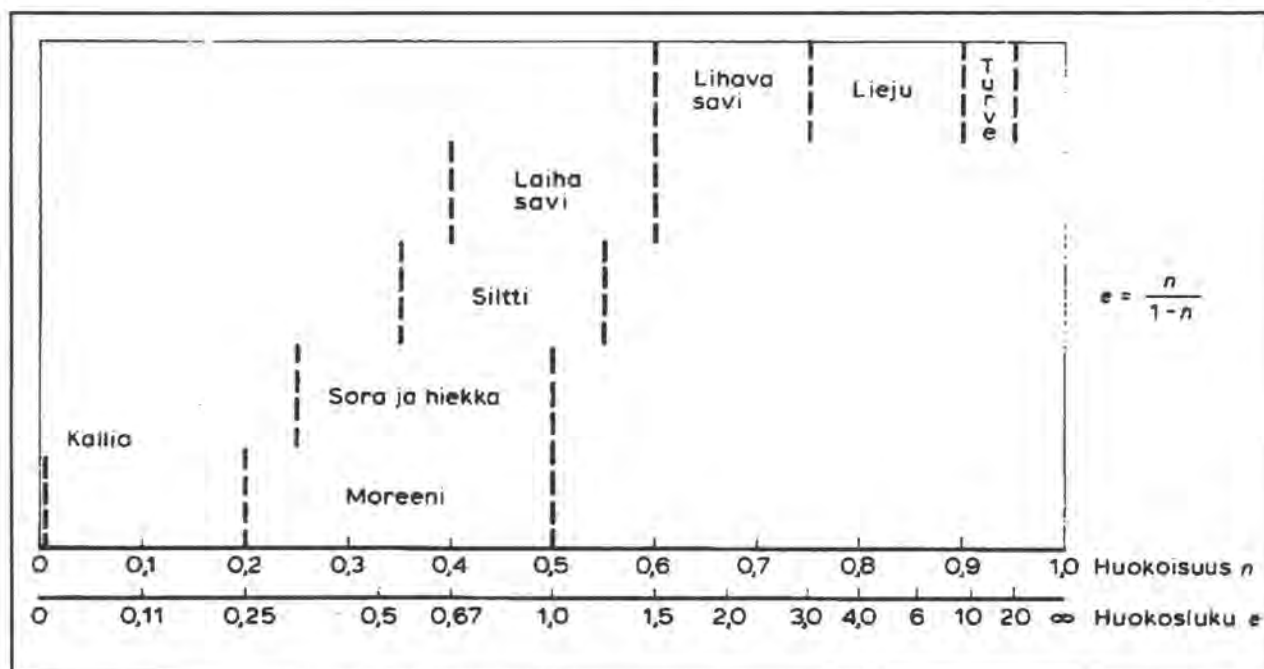
Aihetta käsittelevää aineistoa oli saatavilla runsaasti; kirjallisuusselvitykseen on käytetty lähes kahtasataa tieteellistä artikkelia ja noin viittäkymmentä muuta kirjallista lähdettä.

Marrinin ja Kerfootin (1988) mukaan huokoskaasututkimusten suunnittelussa ja toteutuksessa sekä tulosten tulkinnassa on keskeistä ymmärtää, miten VOC:et käyttäytyvät ja kulkeutuvat maaperässä. Tässä raportissa käsitelläänkin kirjallisuuteen perustuen huokoskaasututkimusten kannalta keskeisiä maaperän, pohjaveden ja VOC:den ominaisuuksia, VOC:den käyttäytymistä ja kulkeutumista maaperässä sekä huokoskaasututkimusten käytännön toteutukseen ja tulosten tulkintaan liittyviä näkökohtia. Käytännön huokoskaasututkimus suunniteltiin ja toteutettiin kirjallisuusselvityksen perusteella. Raportin lopussa tarkastellaan huokoskaasumenetelmän soveltuvuutta Suomen ja erityisesti Helsingin oloihin kirjallisuusselvitykseen ja saatuihin käytännön kokemuksiin perustuen.

2. KESKEISIÄ MAAPERÄN OMINAISUUKSIA

2.1 Huokoisuus

Maaperän huokoisuudella tarkoitetaan maaraakeiden väleihin jäävää tilaa. Huokoisuus ilmoitetaan yleensä huokosten prosenttiosuutena maaperäyksikön kokonaistilavuudesta tai huokoslukuna (e), joka kuvaa huokosten tilavuuden suhdetta kiinteän aineksen tilavuuteen. Luonnontilaisen maaperän huokoisuus vaihtelee Suomessa tiiviiden moreenien runsaasta 10 prosentista nuorten postglasiaalisten savien jopa yli 60 prosenttiin maaperän koko tilavuudesta. Huokoisuuden määrä riippuu maalajien raekokojakautumasta ja tiivyydestä. Karkearakeisten maalajien huokoisuus on yleensä pienempi kuin hienorakeisten maalajien. Huonosti lajittuneiden maalajien, kuten moreenien, huokoisuus on pienempi kuin lajittuneiden maalajien. Myös maalajien syntytyapa vaikuttaa niiden huokoisuuteen. Jäätikön paineen alla kerrostuneet pohjamoreenit ovat tiiviitä ja paljon vähemmän huokoisia kuin löyhemmät pintamoreenit. Suolaiseen veteen kerrostuneiden levymäisten savimineraalien muodostama korttitalomainen rakenne on esimerkki hyvin huokoisesta maalajista. Kuvassa 1. on esitetty eri maalajien huokoisuuksia. (Head 1982, s. 398, Lojander 1985)

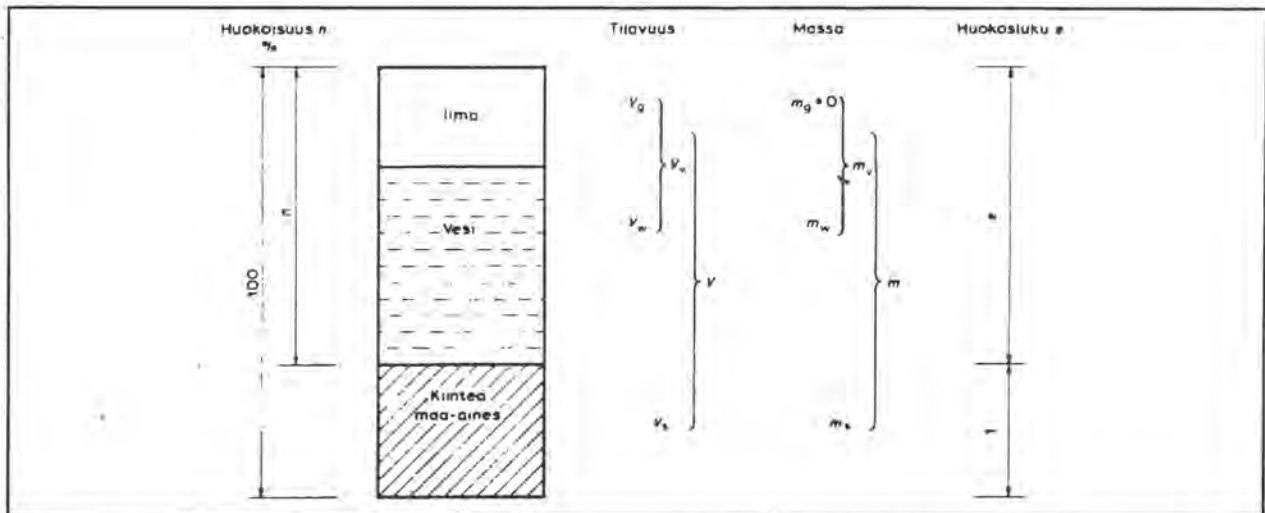


Kuva 1. Maalajien huokoisuuksia (Lojander 1985).

Maarakeilla voi olla myös sisäistä huokoisuutta (engl. intraparticle porosity) eli yksittäiset rakeet voivat olla rakoilleita tai huokoisia kuten pesusieni. Rakeiden sisäisen huokoisuuden, erityisesti mikrohuokosten merkitys maa-aineksen adsorptio- ja desorptio-ominaisuuksien kannalta on Bellin ym. (1991 a ja b), Grathwohlin ja Reinhardin (1993), Farrellin ja Reinhardin (1994 a ja b) ja Linin ym. (1994) mukaan huomattava. Osa rakeiden sisäisistä huokosista voi olla suljettuja, eli niillä ei ole yhteyttä rakeen ulkopuolelle.

Huokosten koko on huokoskaasututkimusten kannalta tärkeä parametri. Karkearakeisissa maalajeissa huokokset ovat kooltaan suurempia kuin hienorakeisissa maalajeissa, vaikka kokonaishuokoisuus onkin karkearakeisissa maalajeissa yleensä selvästi pienempi. Maaperän huokokset ei-

vät ole kooltaan samanlaisia, vaan erikokoisten huokosten suhteelliset osuudet kokonaishuokoisuudesta vaihtelevat maalajeittain. Huokoskokojakautuma riippuu maalajin raekokojakautumasta. Pohjavesivyöhykkeessä huokostila on kokonaan veden täyttämää eli maaperä on vedellä kyllästynyt. Pohjaveden pinnan ja maanpinnan välisessä vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä vesipitoisuus vaihtelee. Thompsonin ja Marrinin (1987) mukaan maaperän kaasun täyttämän huokoisuuden täytyy olla vähintään 5 % jotta huokoskaasunäytteitä voidaan ottaa.



Kuva 2. Maan eri komponenttien väliset tilavuus- ja massasuhteet (Lojander 1985).

2.2 Lämpäisyys

Maaperän läpäisevyydellä tarkoitetaan sen kykyä läpäistä juoksevaa ainetta, joka voi olla kaasua tai nestettä. Yleensä maaperän läpäisevyydellä tarkoitetaan vedenläpäisevyyttä (Head 1982, s. 398). Maaperä läpäisee ilmaa huomattavasti paremmin kuin paljon viskoosimpaa vettä. Maaperän kaasun- ja vedenläpäisevyyteen vaikuttavat kuitenkin siinä määrin samat maaperän ominaisuudet, että vedenläpäisevyyttä voidaan kohtuullisella tarkkuudella arvioida kaasunläpäisevyyttä mittaavien menetelmien avulla (Weeks 1978, Stephens ym. 1988) ja päinvastoin. Huokoisuus on tärkein läpäisevyyteen vaikuttava maaperän ominaisuus. Lämpäisyyden kannalta on tärkeitä erityisesti huokostilan jatkuvuus; umpikujaan päättyvät huokokset ja suljetut huokokset eivät vaikuta läpäisevyyteen. Lämpäisyyteen vaikuttavat myös huokoskanavien pituus (engl. path length) ja mutkikkuus (engl. tortuosity), jotka kasvavat huokoskoon pienentyessä (Millington 1959, Millington ja Quirk 1960).

Luonnontilaisen maaperän kaasunläpäisevyyteen vaikuttaa kuitenkin suuressa määrin myös vesipitoisuus (Millington 1959). Vesi tukkii huokosia ja vähentää siten kaasunläpäisevyyttä. Myös maaperän pintaosissa elävät mikrobit voivat eräissä tapauksissa vähentää kaasunläpäisevyyttä omalla volyyymillaan (Baek ym. 1989). Maaperän läpäisevyys, niin veden kuin kaasunkin, ilmoitetaan yleensä pituusyksikköinä aikayksikköä kohti (esim. m/s tai m/vrk), ja sitä kuvaamaan käytetään läpäisevyyskerrointa (k). Hienorakeisten maalajien läpäisevyys on yleensä pienempi kuin karkearakeisten maalajien. Primäärin huokoisuuden lisäksi läpäisevyyteen voivat vaikuttaa myös halkeamat, joita syntyy esim. savikerroksen pintaosiin sen kuivuessa (De Jong ym. 1983, Shikaze ym. 1994).

Taulukko 1. Eräiden maalajien vedenläpäisevyyksiä (Aalton 1985 mukaan).

Maalaji	Vedenläpäisevyyskerroin (m/s)
<i>Lajittumattomat maat</i>	
Soramoreeni	$1 - 10^{-2}$
Hiekkamoreeni	$10^{-1} - 10^{-3}$
Silttimoreeni	$10^{-2} - 10^{-4}$
<i>Lajittuneet maat</i>	
Sora	$10^{-1} - 10^{-3}$
Hiekka	$10^{-2} - 10^{-6}$
Siltti	$10^{-5} - 10^{-9}$
Savi	$<10^{-9}$

2.3 Ominaispinta-ala

Maa-aineksen ominaispinta-alalla tarkoitetaan aineksen rakeiden pinta-alaa. Ominaispinta-ala on merkittävä parametri arvioitaessa maa-aineksen adsorptio-ominaisuuksia (aiheesta enemmän kappale 3.2). Ominaispinta-ala ilmoitetaan yleensä pinta-alayksikköinä massayksikköä kohti (esim. m^2/g). Maanäytteen ominaispinta-ala voidaan määrittää laskennallisesti tai kokeellisesti.

Laskennallinen menetelmä perustuu tunnettuun raekokojakautumaan ja oletukseen, jonka mukaan kaikki rakeet ovat sileitä ja pallonmuotoisia. Maapartikkelit, varsinkin saveksen kokoluokkaa olevat, ovat kuitenkin harvoin pallonmuotoisia ja niiden pinnan epäsäännöllisyys lisää pinta-alaa verrattuna sileään pintaan. Laskennallista ominaispinta-alaa voidaankin pitää vain suuntaa antavana parametrinä. Kokeelliset ominaispinta-alan määritykset perustuvat yleensä näytteen adsorptioon tai ilmanläpäisyyseen. Varsin yleisesti käytössä on typpi-adsorptioon perustuva menetelmä. Typpi-adsorptiomenetelmässä näytteen rakeiden pinnalle adsorboidaan tunnetuissa paine- ja lämpötilaolosuhteissa yhden molekyylikerroksen paksuinen N_2 -molekyylien kerros. Näytteeseen adsorboituneen ja siitä desorboituvan typen määrästä voidaan laskea näytteen pinta-ala.

Hienorakeisten maalajien ominaispinta-ala on yleensä huomattavasti suurempi kuin karkearakeisten maalajien. Rakeiden pinnan rapautuminen saattaa lisätä merkittävästi karkearakeistenkin maa-ainesten ominaispinta-alaa. Lisäksi rakeiden sisäiset erikokoiset huokokset saattavat lisätä pinta-alaa merkittävästi.

2.4 Pohjavesi

Pohjavesi on maaperän huokosissa esiintyvää vettä. Pohjaveden pinta on se taso maaperässä, jonka alapuolella maaperän koko huokostila on veden täyttämää. Pohjavesi virtaa maaperässä gravitaation vaikutuksesta suuremmasta painekorkeudesta pienempään. Virtausnopeus riippuu maaperän läpäisevyydestä ja painekorkeuserosta. Maaperän rakenteen ollessa sopiva saattaa pohjaveden pinnan yläpuolella esiintyä orsivettä. Orsivesi on ympäröivää maaperää huonommin vettä läpäisevän maakerroksen päälle syntynyt pohjavesiesiintymä, joka ei ole yhteydessä alapuolella olevaan varsinaiseen pohjaveteen. Orsivesikerrokset toimivat huokoskaasun liikkumista rajoittavina ja ohjaavina kerroksina.

Huokoskaasututkimusten kannalta keskeisellä maaperän vedellä kyllästymättömällä kerroksella tarkoitetaan pohjaveden pinnan ja maanpinnan välistä maakerrosta. Suomessa pohjavesi on yleensä varsin lähellä maanpintaa ja vedellä kyllästymättömän maakerroksen paksuus on siten yleensä varsin vähäinen. Vesi- ja ympäristöhallituksen säännöllisesti seuraamalla 14 pohjavesiasemalla on suurin todettu vedellä kyllästymättömän kerroksen paksuus ollut vuosina 1962-1986 8,6 m, keskiarvon ollessa vähemmän kuin neljä metriä (Leppäjärvi 1990, s. 186-187). Vastaavasti myös pohjaveden pinnan korkeuden vaihtelut ovat Suomessa varsin vaatimatonta luokkaa, suurimmillaankin (em. aineistossa) noin 3,5 metriä keskimääräisen vaihtelun jäädessä huomattavasti pienemmäksi. Vertailukohtaksi mainittakoon esimerkki toisesta äärimmäisyydestä: Idahossa, Yhdysvalloissa voitiin huokoskaasututkimuksessa todeta pohjavedestä peräisin olevia VOC:tä vedellä kyllästymättömän maakerroksen paksuuden ollessa 177 m (Falta ym. 1989).

Kirschenerin ja Bloomsburgin (1988) mukaan yksi huokoskaasututkimusten suurimpia ongelmia on tutkimusalueen hydrogeologian puutteellinen ymmärtäminen!

2.6 Humuspitoisuus

Humus on maalajien sisältämää kasvien ja eläinten maatumisjätettä. Vaikka suomalaisessa maaperässä, etenkin karkearakeisissa maalajeissa, humusta on yleensä varsin vähän, on sen vaikutus maalajien ominaisuuksiin hyvin merkittävä. Humus lisää maaperän vedensitomiskykyä, alentaa tilavuuspainoa ja vaikuttaa adsorptio-ominaisuuksiin ja geoteknisiin ominaisuuksiin. Maa-aineksen humuspitoisuudella tarkoitetaan orgaanisen aineksen suhteellista osuutta koko maa-aineksesta. Humuspitoisuus määritetään polttamalla maanäytteen humus lämpötilassa 800 °C ja punnitsemalla näytteen massahäviö. Yleensä humuspitoisuus ilmoitetaan painoprosentteina kuivan maa-aineksen massasta.

Huokoskaasututkimuksissa humuksen merkitys liittyy sen kykyyn toimia adsorptioaineena. Vesisysteemeissä ja huokoskaasun suhteellisen kosteuden ollessa korkea, humuksen merkitys adsorptioaineena korostuu. Enemmän aiheesta kappaleessa 3.2.

3. HAIHTUVAT ORGAANISET YHDISTEET (VOC) MAAPERÄSSÄ

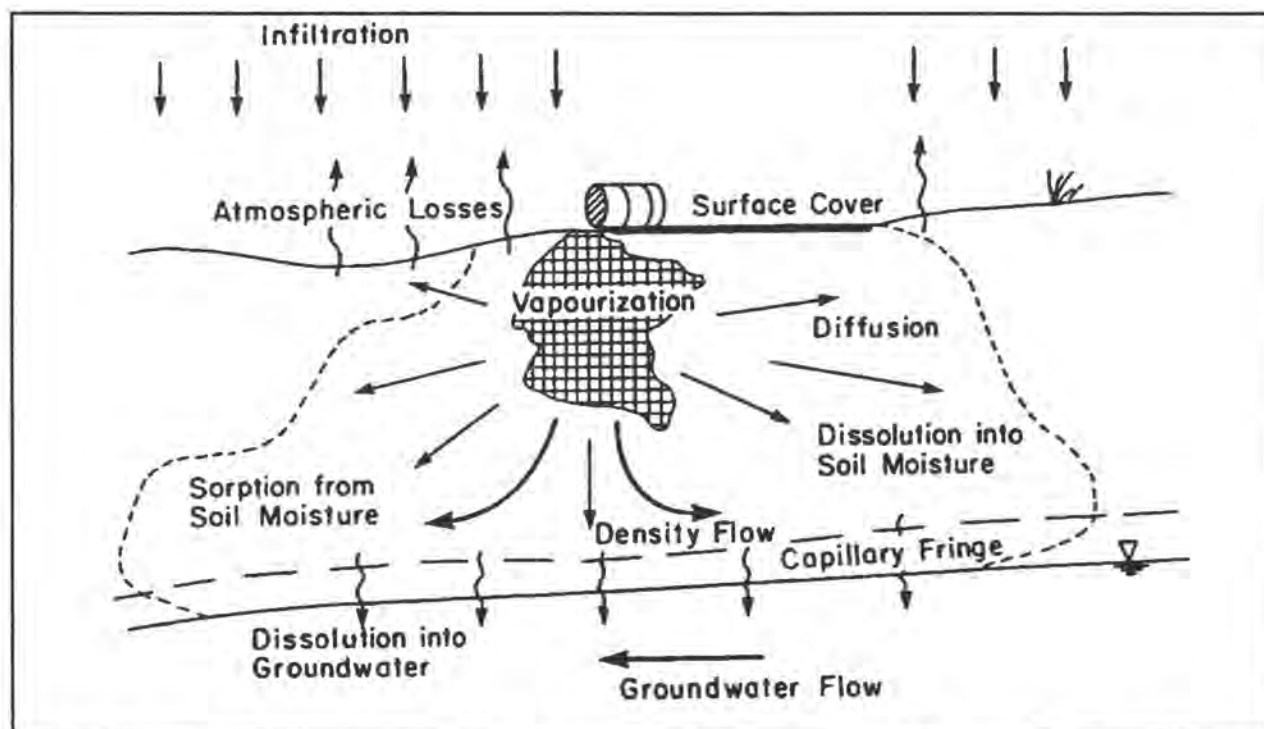
3.1 Mitä tapahtuu VOC:lle maaperässä?

3.1.1 VOC-saastuman lähteet

Tavallisimmat ja tutkituimmat maaperästä havaittavat haihtuvat orgaaniset epäpuhtaudet ovat poltto- ja voiteluaineiden komponentteja, kasvinsuojeluaineita sekä erilaisia liuottimia. Syy öljyjen, polttoaineiden ja liuottimien pääsyyn maaperään on yleensä maan pinnalla tapahtunut vahinko tai maanalaisten putkien, säiliöiden tai viemärointijärjestelmien toimintahäiriö. VOC:den käyttäytyminen maaperässä riippuu sekä maaperän ominaisuuksista että ko. epäpuhtauksien kemiallis-fysikaalisista ominaisuuksista.

3.1.2 Kulkeutumiseen vaikuttavat monet tekijät

Pohdittaessa maaperään päässeen orgaanisen yhdisteen kulkeutumista maaperässä neste- tai kaasumuodossa tai suunniteltaessa huokoskaasutkimuksia tai kunnostustoimenpiteitä on tarpeen pystyä arvioimaan kuinka suuri osa päästöstä adsorboituu maakeiden pinnalle, liukenee kapillaariveteen ja pidättyy kapillaarivoimien vaikutuksesta vahinkoalueen maaperään ja kuinka suuri osa kulkeutuu edelleen vapaana nesteinä, pohjaveteen liuenneena tai kaasuna vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä (Hoag ja Marley 1986, Rao 1990, Puolanne ym. 1994).



Kuva 3. Maaperään päässeen VOC:n leviäminen ja siihen vaikuttavia tekijöitä (Mendoza ja Frind 1990a).

Maaperään, kallioperään tai niissä esiintyvään pohjaveteen joutuneista kemiallisista epäpuhtauksista haihtuvat yhdisteet ovat havaittavissa ja tunnistettavissa huokoskaasusta. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden käyttäytymistä maaperässä on tutkittu 1980- ja 90-luvuilla runsaasti. Eri-tyisesti mielenkiinnon kohteena ovat olleet VOC:den sitoutuminen maaperään, erityisesti ad-

sorptio ja desorptio maarakeiden pinnalle/pinnalta ja kaasumaisten VOC:den liikkuminen maaperässä sekä liikkumisen mallintaminen.

3.1.3 VOC:den liikkuminen vedellä kyllästymättömässä maaperässä

Maaperään joutunut nestemäinen VOC leviää huokosissa kapillaarivoimien ja gravitaation vaikutuksesta hitaasti alaspäin kohti pohjavettä. Maaperässä olevan veden määrä vaikuttaa merkittävästi öljyn suotautumisnopeuteen maaperässä; vesi syrjäyttää öljyn pienemmistä huokosista suurempiin, jolloin suotautumisnopeus kasvaa (Cary ym. 1989). Dexterin (1993) tekemien laboratorioskokeiden mukaan karkearakeiseen maaperään suotautuva neste ei jakaudu homogeenisesti vaan suotautuminen keskittyy muutamaisiin "huokoskanaviin". Myös Cary ym. (1989) ovat havainneet vastaavan ilmiön. Lehrin (1988) mukaan kapillaarivoimat ovat tärkein vaikuttaja tarkasteltaessa nesteiden liikkumista vedellä kyllästymättömässä maaperässä. Gravitaation vaikutus on Lehrin (1988) mukaan vain vähäinen, ja neste liikkuu yhtä helposti vaakatasossa kuin alaspäinkin.

Osa VOC:stä pidättyy maaperän huokosiin kapillaarivoimien vaikutuksesta, osa adsorboituu maarakeiden pinnalle, osa liukenee kapillaariveteen ja osa suotautuu aina pohjaveteen asti. VOC:n huonosti vesiliukoiset komponentit muodostavat faasin pohjaveden pinnalle, kun taas vesiliukoiset komponentit sekoittuvat pohjaveteen ja kulkeutuvat edelleen veden mukana. Gierken ym. (1990) mukaan merkittävä VOC:den kulkeutumismuoto on diffuusio maarakeita ympäröivässä adsorptiovesikalvossa. Osa VOC:stä pysyy nestemuodossa maaperässäkin ja osa haihtuu ja sekoittuu huokoskaasuun. Kemialliset ja biologiset reaktiot, haihtuminen ja adsorptio maaperässä saattavat muuttaa VOC:n koostumusta ja ominaisuuksia siten, että esim. liukoisuus veteen, desorptio-ominaisuudet, haihtuvuus tai toksisuus muuttuvat. (Bouchard ym. 1990, Gierke 1990)

3.2 Adsorptio ja desorptio maaperässä

3.2.1 Orgaanisten yhdisteiden adsorboituminen maaperään

Adsorboituminen maaperän eri komponentteihin vaikuttaa merkittävästi sekä orgaanisten epäpuhtauksien kulkeutumiseen maaperässä että niiden biologiseen muuntumiseen (Rao 1990). Culvertin ym. (1991) mukaan maaperässä, jonka adsorptiokyky on suuri ja vesipitoisuus alhainen, adsorptio voi olla erittäin merkittävä VOC-höyryjen liikkumista rajoittava tekijä.

Termejä adsorptio ja sorptio käytetään aihepiiriä käsittelevässä kirjallisuudessa kirjavasti, ja yleensä niillä tarkoitetaan samaa ilmiötä (Buchter ym. 1989, Setälä 1992). Tässä raportissa käytetään johdonmukaisesti termiä adsorptio seuraavaan määritelmään nojautuen. Pennellin ym. (1992) ja Farrellin ja Reinhardin (1994 a ja b) mukaan VOC:den adsorptio maaperässä muodostuu seuraavista komponenteista: adsorptio mineraalirakeiden pinnoille (sisältää myös isot huokokset), mineraalirakeita ympäröivän adsorptiovesikalvon pinnalle, orgaaniseen ainekseen ja partikkeleiden mikrohuokosiin sekä lisäksi liukeneminen partikkeleihin sitoutuneeseen vesikalvoon.

Maaperän adsorptio-ominaisuuksia on tutkittu paljon laboratorio-olosuhteissa. Laboratoriossa voidaan maaperän varsin monimutkaisesta adsorptiosysteemistä eristää tutkittaviksi haluttuja osatekijöitä. Tätä aihepiiriä käsitteleviä tutkimuksia on julkaistu runsaasti jo 1970-luvun lopulla ja 1980 ja 1990-luvuilla. Viime vuosina tutkimuksen painopiste näyttää siirtyneen adsorptiomekanismien tutkimuksesta myös desorption ja partikkeleiden sisäisten adsorptio- ja desorptioilmi-

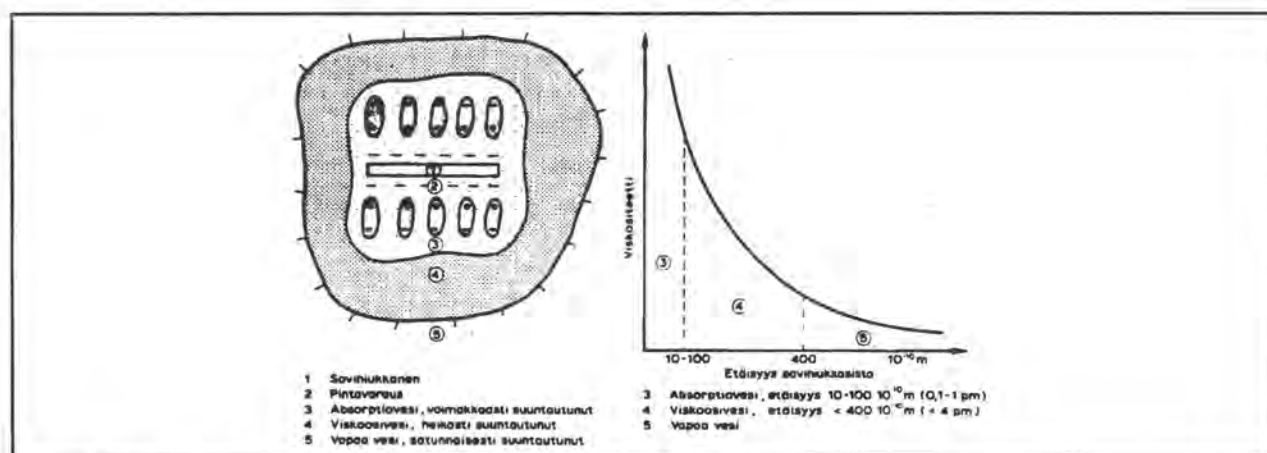
öiden tutkimiseen.

3.2.2 Yhdisteiden ominaisuudet

Adsorboituminen riippuu paitsi maaperän ominaisuuksista, myös adsorboituvien yhdisteiden ominaisuuksista. Tästä syystä aihetta käsittelevät tutkimukset koskevat yleensä vain joitakin tiettyjä yhdisteitä. Yleisimpiä tutkimuskohteita ovat olleet tolueni, ksyleeni, tri- ja tetrakloorieteeni ja bentseeni. Tuloksia ei voi suoraan yleistää koskemaan muita yhdisteitä. Monista erilaisista yhdisteistä muodostuvien seosten, kuten bensiinin, adsorboitumista on tutkittu vähemmän. Crittenden ym. (1985) tutkivat keinotekoisten yhdisteseosten adsorptiota, ja totesivat, että seoksen adsorptio-ominaisuuksia voidaan kuvata kuten yksittäisen "pseudoyhdisteen". Yhdistekohtaista adsorptio-ominaisuuksia koskevaa tietoa suuresta määrästä eri yhdisteitä löytyy julkaisuista: Goss (1992, 1993, 1994), Haderlein ja Schwarzenbach (1993, erityisesti nitrobentseenin ja nitrofenolit) ja Hoff ym. (1993).

3.2.3 Veden vaikutus adsorboitumiseen

Chiou ja Shoup (1985), Amali ym. (1988), Peterson ym. (1988), Rao ym. (1989) ja Goss (1992, 1993, 1994) ovat tutkineet laboratorio-olosuhteissa erilaisten VOC-höyryjen adsorboitumista maarakeiden pinnalle ja huokoskaasun suhteellisen kosteuden vaikutusta adsorboitumiseen. Kaikki em. tutkimukset osoittavat, että huokoskaasun suhteellinen kosteus vaikuttaa ratkaisevasti maarakeiden pinnalle adsorboituvan VOC:n määrään. VOC-molekyylit "kilpailevat" keskenään ja vesimolekyylin kanssa maarakeiden pinnalla olevista adsorptiopaikoista (engl. adsorption sites, Thoms ja Lion 1992, Amali ym. 1994). Erilaisten VOC-molekyylin adsorptioherkkyys riippuu niiden polaarisuudesta. Vesimolekyyli on voimakkaasti polaarinen, ja siksi se adsorboituu maarakeiden pinnalle helpommin kuin ei polaariset tai heikosti polaariset VOC-molekyylit. Myös Rossin (1992) tutkimuksen mukaan polaariset yhdisteet adsorboituvat voimakkaammin mineraalirakeiden pinnalle kuin ei polaariset yhdisteet.



Kuva 4. Veden sitoutuminen savipartikkeliin (Lappalainen ym. 1985).

Maaperän kosteuden ollessa niin suuri, että mineraalirakeiden pinnalle adsorboituu yhtenäinen vesimolekyylin kerros, adsorboituvat VOC-molekyylit vesimolekyylikerroksen päälle (Goss 1992, Hoff ym. 1993). Steinbergin ja Creamerin (1993) mukaan veden lisäys tilanteessa, jossa mineraalit ovat jo yhtenäisen vesimolekyylikerroksen peitossa, saattaa vähentää maanäytteen

adsorptiokykyä yksinkertaisesti täyttämällä pienimpiä huokosia ja vähentämällä siten adsorptiopinta-alaa.

Käytännössä Suomen maaperässä vallitsevat lähes aina olosuhteet, joissa vesimolekyylit dominoivat adsorptioilmiöitä voimakkaamman polaarisuutensa vuoksi.

3.2.4 Maaperän orgaanisen aineksen vaikutus adsorptioon

Chioun ja Shoupin (1985) ja Poen ym. (1988) mukaan vedellä kyllästymättömässä maa-aineksessa VOC-molekyylit adsorboituvat lähinnä mineraalirakeiden pinnalle ja vähemmässä määrin orgaaniseen aineeseen. Orgaanisen aineksen merkitys adsorptioaineena suurenee huokoskaasun suhteellisen kosteuden lisääntyessä. Gossin (1992, 1993, 1994) mukaan mineraaliaineksen adsorptiokyky vähenee, kun mineraalirakeiden pinnalle muodostuu kattava vesimolekyylien kerros. Vedellä kyllästyneessä systeemissä orgaanisen aineen määrällä on merkittävä vaikutus adsorboitumiseen (Gabarini ja Lion 1986). Huokoskaasun suhteellisen kosteuden ollessa yli 90 % adsorptio-olosuhteet vastaavat vesisysteemiä (Chiou ja Shoup 1985). Gabarinin ja Lionin (1986), Grathwohlin (1990) ja Rutherfordin ym. (1992) mukaan myös orgaanisen aineksen alkuperä ja ominaisuudet, kuten maatuneisuusaste, vaikuttavat sen kykyyn adsorboida orgaanisia yhdisteitä vedestä. Orgaaninen aines saattaa kuitenkin vaikuttaa kuivankin maa-aineksen adsorptio-ominaisuuksiin peittämällä maarakeita ja poistamalla siten adsorptiopaikkoja molekyylien käytöstä (Poe ym. 1988).

3.2.5 Raekokojakautuma ja ominaispinta-ala

Sekä Chiou ja Shoup (1985), Poe ym. (1988), Mathews ja Zayas (1989) että Amali ym. (1994) ovat todenneet maa-aineksen raekokojakautuman vaikutuksen VOC:den adsorboitumisen määrään. Hienorakeiseen, savipitoiseen materiaaliin adsorboituu enemmän VOC:tä suhteessa massaansa (esim. $\mu\text{g VOC:tä/g maata}$) kuin karkearakeiseen. Amalin ym. (1994) ja Poen ym. (1988) mukaan tämä johtuu hienorakeisen materiaalin suuremmasta ominaispinta-alasta. Rakeiden sisäisten huokosten ja halkeamien on todettu merkittävästi lisäävän adsorptiopinta-alaa (Grathwohl ja Reinhard 1993, Stewart ym. 1993, Lin ym. 1994). Ball ja Roberts (1991 a ja b) ja Farrell ja Reinhard (1994a) korostavat mikrohuokosten (halkaisijaltaan vain muutamia kertoja adsorboituvia molekyylejä isompia huokosia) merkitystä adsorptiopinta-alan lisääjänä.

3.2.6 Mineraalikoostumus

Mineraalikoostumus vaikuttaa maa-aineksen adsorptio-ominaisuuksiin sekä raekoostumuksen että mineraalien ominaisuuksien kautta. Suomen karkearakeisissa maalajeissa yleisimpiä mineraaleja ovat kvartsi ja erilaiset maasälvät. Raekoostumuksen muuttuessa hienommaksi lisääntyy savimineraalien ja kiilteiden suhteellinen osuus mineraaleista. Suomalaisissa savissa kvartssia ja maasälpä on yhteensä alle 30 %:a savimineraalien ja kiilteiden ollessa vallitsevia (Soveri 1956). Tolppasen (1989) mukaan kvartsi ja maasälvät ovat vähemmän reaktiivisia kuin savimineraalit, ja pidättävät siten vähemmän VOC:tä.

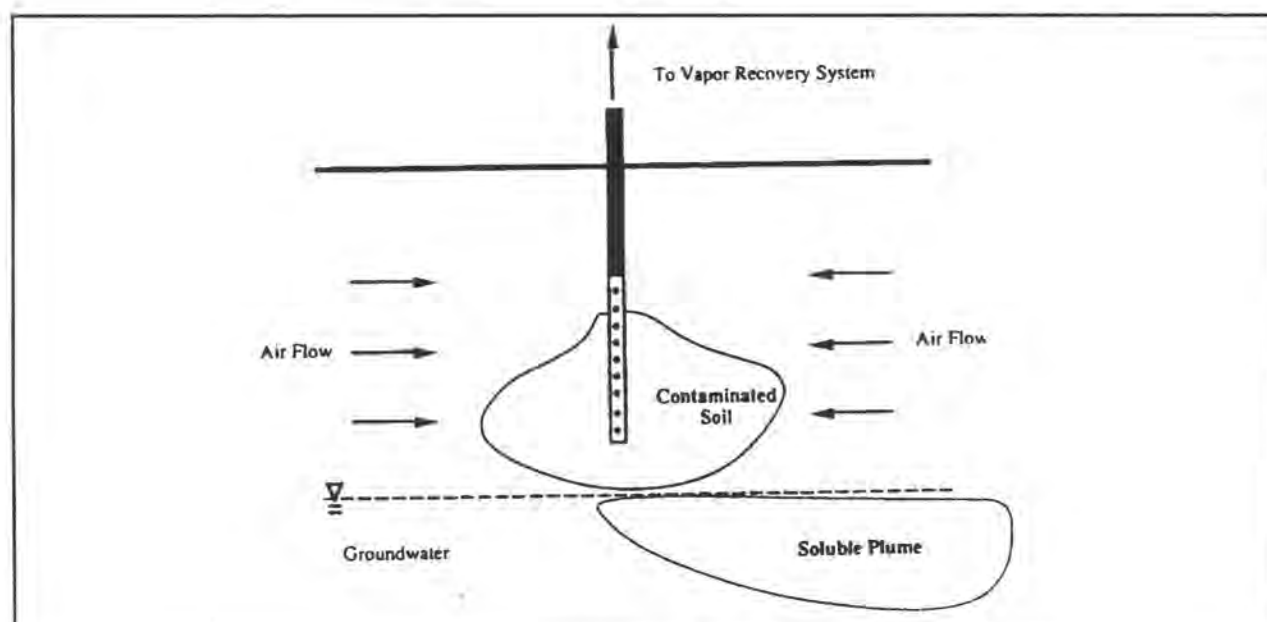
Goss (1992, 1993, 1994) on tutkinut erilaisten VOC:den adsorboitumista kvartsihiekan ja savi-mineraalien pinnalle. Hänen tutkimustensa mukaan mineraalien väliset erot ovat selvästi riippuvaisia suhteellisesta kosteudesta ja vaihtelevat lisäksi eri yhdisteiden välillä. Kvartsihiekan ja kaoliinin välillä ei adsorptio-ominaisuuksissa ole merkittäviä eroja kun mineraalirakeiden pinnalla on kattava vesimolekyylien kerros. Olosuhteissa, joissa suhteellinen kosteus on niin alhai-

nen, että vesimolekyylit eivät peitä enää mineraalirakeita kokonaan, ovat mineraalien, esim. kvartsin ja kaoliinin, väliset pienet adsorptioerot mitattavissa. Yleisesti voidaan kuitenkin Gossin (1992, 1993, 1994) tulosten perusteella sanoa, että mineraalien väliset erot adsorptio-ominaisuuksissa ovat hyvin pieniä ja suhteellisen kosteuden ollessa yli 30% eroja ei ole. Poikkeuksen muodostavat paisuvahilaiset savimineraalit, joiden adsorptiokyky on huomattavan suuri suhteellisen kosteuden ollessa alhainen, mutta merkittävästi pienempi kuin esim. kaoliinin suhteellisen kosteuden ollessa korkea. Rhuen ym. (1988) mukaan mineraalien adsorptio-ominaisuuksissa on yhdistekohtaisia eroja.

3.2.7 Desorptio ei ole käänteinen adsorptio

Maaperässä vallitsevien olosuhteiden muuttuessa saattaa adsorboituneita yhdisteitä vapautua ja desorboitua takaisin huokoskaasuun. Maaperän olosuhteiden muutoksia, jotka johtavat desorptioon ovat kosteuden lisääntyminen, lämpötilan nousu ja huokoskaasun konsentraatioiden aleneminen. Huokoskaasun pumppausta, joka alentaa konsentraatioita huokoskaasussa ja lisää siten desorptiota, käytetäänkin nykyään VOC:llä saastuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamiseen (Ettala 1992, Marley ym. 1992, Hirata ja Nakasugi 1993, Wehrle 1993, Armstrong ym. 1994).

Connaughtonin ym. (1993) ja Farrellin ja Reinhardin (1994 a ja b) mukaan desorptio ei kuitenkaan ole suoraan käänteinen ilmiö adsorption kanssa. Desorptio esim. pumpattaessa huokoskaasua pois näytteestä tai maaperästä on aluksi hyvin runsasta, mutta se vähenee ja hidastuu varsin pian jatkuen kuitenkin hyvin pitkään. Farrellin ja Reinhardin (1994 a ja b) laboratoriotuloksissa suurin osa maanäytteisiin adsorboituneesta trikloorieteenistä desorboitui näytteistä kymmenen minuutin kuluessa pumpattaessa tyypeä näytteiden läpi. Vähäisempi, mutta kuitenkin merkittävä desorptio jatkui jopa kuukausia. Saman ilmiön ovat todenneet myös Rogers ym. (1980), Grathwohl ja Reinhard (1993), Wehrle (1993), Harmon ja Roberts (1994), Kan ym. (1994) ja Keyes ja Silcox (1994). Ballin ja Robertsin (1991 a ja b) sekä Farrellin ja Reinhardin (1994 a ja b) mukaan hidas ja pitkään jatkuva desorptio johtuu rakeiden sisäistä mikrohuokosista tapahtuvan desorption hitaudesta. Wehrlen (1993) mukaan tämä ilmiö vähentää huokoskaasun pumppauksen käyttökelpoisuutta saastuneen maanperän puhdistamisessa.



Kuva 5. Kaavamainen esitys huokoskaasun pumppauksen käytöstä saastuneen maaperän puhdistamiseen (Johnson ym. 1990).

3.3 Pidättyminen kapillaarivoimien vaikutuksesta

3.3.1 Veden kapillaarinen pidättyminen

Maaperään kapillaarivoimien vaikutuksesta pidättyvän veden määrä (engl. residual saturation) on ollut tutkijoiden mielenkiinnon kohteena jo vuosisadan vaihteesta alkaen (esim. King 1899, Versylus 1917, Meinzer 1923 a ja b). Syynä mielenkiintoon on ollut tarve arvioida akvifereista saatavan pohjaveden määrää ja koepumppauksissa luotettavien tuloksien saantiin tarvittavaa pumppausaikaa (Johnson ym. 1963, Hoag ja Marley 1986, Prill ym. 1965).

Kapillaarivoimat pyrkivät pidättämään gravitaation vaikutuksesta alaspäin suotautuvaa vettä vedellä kyllästymättömän maaperän huokosissa. Kapillaarivoimat johtuvat veden pintajännityksestä ja ovat sitä suurempia, mitä pienempiä ovat huokokset. Vedellä kyllästymättömässä maaperässä olevan veden määrä riippuu siis kapillaarivoimien ja gravitaation välisestä suhteesta (Dombrowski 1954, Hoag ja Marley 1986, Vakkilainen ja Soveri 1986).

Prillin ym. (1965) sekä Hoagin ja Marleyn (1986) mukaan maaperän vedellä kyllästymätön vyöhyke voidaan jakaa kolmeen vyöhykkeeseen veden esiintymistavan mukaan. Ylimmässä vyöhykkeessä (engl. pendular zone) vesi muodostaa renkaita maarakeiden kontaktipisteiden ympärille. Renkaiden vesipinta on kaareva kohti rakeiden kontaktipisteitä. Tässä muodossa esiintyvän veden vapaa energia on minimissään. Alapuolella olevassa vyöhykkeessä (engl. funicular zone) renkaiden koko kasvaa ja ne yhdistyvät toisiinsa renkaisiin. Tällöin kaksi tai useampia rakeiden kontaktipisteitä on saman vesimassa sisällä. Alimpana olevassa vyöhykkeessä (engl. capillary zone tai capillary fringe) veden määrä lisääntyy ja muutamien renkaiden muodostamista vesimassoista syntyy suurempia massoja, jotka lopulta täyttävät koko huokostilan. Vyöhykkeiden välillä ei ole selvää rajaa, vaan ne vaihtuvat toisikseen vähitellen.

Maaperään kapillaarivoimien vaikutuksesta pidättyvän veden määrä riippuu huokoskokojakautuman ohella myös humuspitoisuudesta (Vakkilainen ja Soveri 1986) ja etäisyydestä pohjaveden pintaan (Prill ym. 1965). Humus lisää maa-aineksen vedenpidätyskykyä lisäämällä pinta-alaa ja huokoisuutta sekä edesauttamalla savimaiden mururakenteen syntymistä. Kapillaariveden määrä on sitä suurempi mitä lähempänä on pohjaveden pinta.

Ferrandin ja Celian (1992) mukaan maa-aineksen yleinen heterogeenisuus aiheuttaa virheitä arvioitaessa yksittäisten mittaustulosten perusteella maa-ainekseen kapillaarisesti pidättyvän nesteen määrää. Heidän mukaansa pidättyvän nesteen määrä on käytännössä yksittäisten mittausten perusteella tehtyjä yleistyksiä pienempää.

3.2.2 Nestemäisten orgaanisten yhdisteiden pidättyminen maaperään

Maaperän huokosiin kapillaarisesti pidättynyt VOC aiheuttaa pitkäaikaisen ongelmatilanteen, koska VOC:een eri komponentit vapautuvat hitaasti ja likaavat pohjavettä ja huokoskaasua pitkään maaperän saastumisen jälkeen (Baehr 1987, Mendoza ja Frind 1990).

Veden ja orgaanisten nesteiden käyttäytymistä maaperässä säätelevät samat, edellä mainitut maaperän ominaisuudet ja fysiikan lait. Suoria johtopäätöksiä orgaanisten nesteiden käyttäytymisestä maaperässä ei kuitenkaan voida tehdä vettä käsittelevien tutkimusten perusteella. Tämä johtuu ko. nesteiden fysikaalisista ja kemiallisista eroista. Keskeisiä eroavuuksia ovat orgaanisten nesteiden huono liukoisuus veteen ja parempi haihtuvuus. Lisäksi veden voimakkaampi polaaraisuus aiheuttaa eroja ko. nesteiden käyttäytymisessä.

Galín ym. (1990) tutkivat kerosiinien pidättymistä ja haihtumista lasisylintereihin sulloituissa maanäytteisissä. He vertasivat myös maanäytteiden kykyä pidättää kapillaarisesti kerosiinia ja vettä. Tuloksista (Galín ym. 1990) voidaan havaita, että näytteet maalajista riippumatta pidättivät noin 3-6 %:a enemmän (verrattuna kokonaishuokostilavuuteen) vettä kuin kerosiinia. Edelleen Galínin ym. (1990) mukaan maa-aineksen kyky pidättää kerosiinia kasvaa aineksen tullessa hienorakeisemmaksi. Erot eri maalajien välillä olivat huomattavat; dyynihiekka pidätti vain alle puolet siltin pidättämästä määrästä.

Hoag ja Marley (1986) tutkivat moottoribensiinin pidättymistä muovisylintereihin sulloituissa hiekkänäytteisissä. He tutkivat neljää rakeisuudeltaan erilaista näytettä. Tutkituista hiekkänäytteisistä kolme oli tasarakeista, keskimääräisten raekokojen ollessa 2,189 mm, 0,890 mm ja 0,225 mm. Neljäs näyte oli kolmen em. sekoitus suhteessa 1:1:1. Näytteiden mineraalikoostumus oli sama; päämineraaleina kvartsi, maasälvät, karbonaatit, kiilteet, kyaniitti, augiitti ja illiitti. Rakeisuuden lisäksi Hoagin ja Marleyn (1986) tutkimuksessa olivat muuttujina kosteus (dry/field capacity) ja kuivatilavuuspaino (g/cm^3). Kuivien maanäytteiden pidätyskyky vaihteli hienon hiekan 60 %:sta karkean hiekan 14 %:iin. Ero rakeisuuksien välillä johtuu huokoskoon pienentymisestä sekä huokostilan ja ominaispinta-alan lisääntymisestä rakeisuuden muuttuessa hienommaksi. Näytteen kastelu vedellä ennen bensiiniä vähensi pidättyvän bensiinin määrää keskirakeisella hiekalla 20-30 %:a ja hienorakeisella hiekalla jopa 60 %:a. Vesi täyttää osan huokosista, jolloin bensiinille jää vähemmän tilaa.

Kuivatilavuuspainon vaikutusta lukuunottamatta Hoagin ja Marleyn (1986) tulokset olivat oletusten mukaisia ja ennustettavissa veden kapillaarista pidättymistä käsitellessä tutkimusten perusteella.

3.4 Orgaanisten yhdisteiden haihtuminen maaperässä

3.4.1 Haihtumiseen vaikuttavat tekijät

Maaperässä vapaana nesteinä olevasta, maapartikkeleihin eri tavoin sitoutuneesta ja/tai pohjaveteen liuenneesta VOC:stä haihtuu yhdisteitä maaperän huokostilaan. Erot haihtumisen määrässä eri yhdisteiden välillä ovat Juryn ym. (1990) ja Lindhardtin ym. (1993) mukaan huomattavat. Haihtumiseen vaikuttavat yhdisteiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja konsentraatiot huokoskaasussa sekä maaperässä vallitsevat olosuhteet ja maaperän läpäisevyys. Tärkeimpiä fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia ovat liukoisuus veteen, kiehumispiste, molekyylipaino, höyrönpaine ja molekyylipolaarisuus. Molekyylipolaarisuuden merkitystä on käsitelty adsorptio-ominaisuuksien yhteydessä kappaleessa 3.2. Maaperässä vaikuttavista olosuhteista tärkeimpiä ovat lämpötila ja kosteus. Maaperän fysikaalisten ominaisuuksien osalta aihepiiriä on käsitelty kappaleessa 4 (Verchueren 1983 s. 4-7, Falta ym. 1989, Jury ym. 1990).

Huomattava määrä erilaisten VOC:den ominaisuuksia on listattu teoksessa Verschueren (1983): *Handbook of environmental data on organic chemicals*, 2. edition.

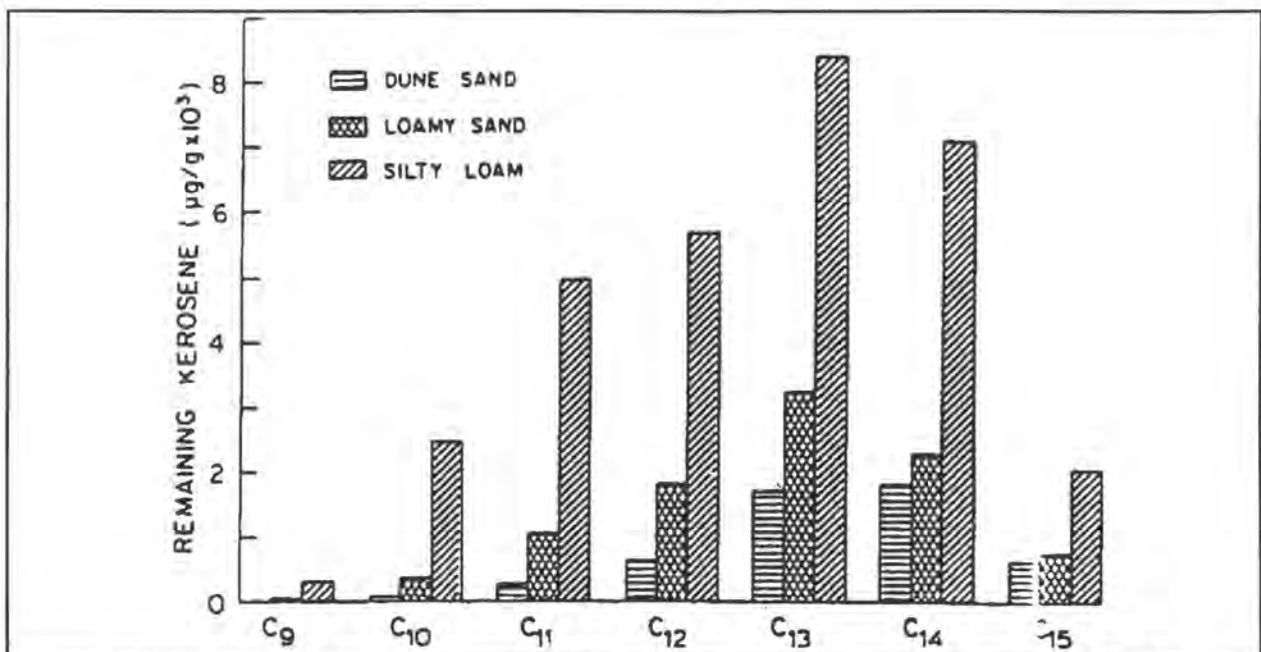
3.4.2 Kiehumispiste ja molekyylipaino

Thompsonin ja Marrinin (1987) mukaan ne yhdisteet, joiden kiehumispiste on alle 110 °C, liikkuvat helpoimmin huokoskaasussa ja ovat siten helpoimmin myös havaittavissa. Ne yhdisteet, joiden kiehumispiste on yli 150 °C, ovat yleensä havaittavissa vain saastuman välittömässä läheisyydessä, koska niiden diffuusio-ominaisuudet ovat alhaisia ja ne adsorboituvat helposti maa-

rakeiden pinnoille. Lindmarkin (1994) mukaan huokoskaasututkimuksiin soveltuvan yhdisteen kiehumispisteen tulee olla alle 150 °C.

Kiehumispiste riippuu yhdisteen molekyylipainosta ja on sitä korkeampi mitä suurempi on molekyylipaino (Verchueren 1983, s. 4). Pitkäketjuiset hiilivedyt, joiden kiehumispiste on korkea, soveltuvat siten huonosti huokoskaasututkimuksiin, ja saattavat aiheuttaa tilanteen, jossa orgaanisia yhdisteitä on runsaasti maaperässä, mutta ne eivät ole havaittavissa huokoskaasusta. Tällainen tilanne syntyy kun hiilivetyseoksen, esim. bensiinin, lyhytketjuiset komponentit ovat haihtuneet ja jäljellä ovat korkeamman kiehumispisteen ja suuren molekyylipainon omaavat komponentit.

Hiiliketjun pituuden vaikutus kerosiinin komponenttien haihtumiseen maa-aineksesta on osoitettu myös kokeellisesti. Galin ym. (1990) tutkivat kerosiinin haihtumista lasisylintereihin sullotuista maanäytteistä. Pitkäketjuiset hiilivedyt haihtuivat huomattavasti lyhytketjuisia hitaammin; 50 vuorokauden kokeen jälkeen 15 hiiliatomin yhdisteestä oli jäljellä hiekkänäytteessä 37,9 %, kun 9 hiiliatomin yhdisteestä oli jäljellä vain 0,5 % (Kuva 6.).



Kuva 6. Hiiliketjun pituuden vaikutus maanäytteestä haihtuviin kerosiinin komponentteihin (Galin ym. 1990).

3.4.3 Höyrynpaine

Höyrynpaine kuvaa yhdisteen taipumusta siirtyä nestefaasista kaasufaasiin. Lindmarkin (1994) mukaan huokoskaasututkimuksiin sopivan yhdisteen höyrynpaine on korkea; suurempi kuin 0,002 atm (0,20 kPa). Kerfootin (1988) mukaan em. sopivuutta kuvaava minimiarvo on suihkukoneiden käyttämän polttoaineen JP-4:n höyrynpaine, joka on noin 3 psi (20,68 kPa). Marrinin (1988) mukaan höyrynpaineen tulee olla vähintään 1,0 mmHg (0,13 kPa) lämpötilassa 20 °C. Ne yhdisteet joiden höyrynpaine on tätä pienempi, eivät Marrinin (1988) mukaan liiku diffuusion vaikutuksesta riittävästi maaperän huokostilassa. Lämpötila vaikuttaa höyrynpaineeseen; Liun ja Dickhutin (1994) tutkimuksen mukaan bentseenin ja eräiden kloorattujen bentseenien höyrynpaineessa on yli kymmenkertainen ero lämpötilojen -15 ja 40 °C välillä.

3.4.4 Henryn lain vakio

Henryn laki kuvaa neste/kaasu-systeemin kvantitatiivista tasapainotilaa. Henryn lain vakio lasketaan jakamalla yhdisteen höyrynpaine sen liukoisuudella veteen, ja se kuvaa siten useita huokoskaasututkimusten kannalta tärkeitä yhdisteiden kemiallisia ominaisuuksia. Henryn lain vakiota käytetäänkin yleisesti kuvaamaan yhdisteiden käyttökelpoisuutta huokoskaasututkimuksiin (esim. Marrin ja Kerfoot 1988, Thompson ja Marrin 1987). Marrinin (1988) mukaan ne yhdisteet, joiden Henryn lain vakio on alhainen, eivät kaasuunnu riittävän helposti vesiliuokista, jotta niiden esiintymistä huokoskaasussa voitaisiin käyttää osoittamaan pohjaveden saastumista. Henryn lain vakion on Marrinin (1988) mukaan oltava vähintään 0,05 (kPa*m³/mol), jotta yhdiste soveltuisi em. kaltaisiin huokoskaasututkimuksiin. Kerfootin (1988) mukaan vastaava arvo on 1,0 (µg litrassa huokoskaasua/µg litrassa vettä). Henryn lain vakion arvoja eri yhdisteille löytyy esim. seuraavista julkaisuista: Burkhard ym. (1985), Thompson ja Marrin (1987), Betterton ja Hoffmann (1988), Thompson ja Marrin (1987), Dunnivant ym. (1988), Marrin ja Kerfoot (1988), Silka (1988), Hawker (1989) ja Sabljic ja Gusten (1989).

Taulukko 2. Huokoskaasututkimusten kannalta positiivisia ja negatiivisia maaperän ja yhdisteiden ominaisuuksia (Lindmarkin 1994 mukaan).

Positiivinen ominaisuus	Negatiivinen ominaisuus
Helposti haihtuva yhdiste	Vaikeasti haihtuva yhdiste
Huonosti vesiliukoinen yhdiste	Helposti vesiliukoinen yhdiste
Heikosti biohajoava yhdiste	Helposti biohajoava yhdiste
Karkearakeinen, huokoinen maaperä	Hienorakeinen, tiivis maaperä
Vähän humusta maaperässä	Paljon humusta maaperässä
Kuiva maaperä	Kostea maaperä
Homogeeninen maaperä	Heterogeeninen maaperä
Lämmin maaperä	Kylmä maaperä

3.4.5 Lämpötila ja suhteellinen kosteus

Maaperän pintaosien lämpötila vaihtelee vuodenaikojen ja vuorokaudenaikojen mukaan (Ball ym. 1983, Camillo ym. 1983, Hinkle 1994). Huokoskaasun suhteellinen kosteus on riippuvainen mm. lämpötilasta. Shonnard ja Bell (1993) tutkivat lämpötilan ja näytteen yli kulkevan ilmavirran suhteellisen kosteuden vaikutusta maanäytteestä haihtuvan bentseenin määrään. He toteivat selkeän yhteyden lämpötilan ja näytteestä haihtuvan bentseenin määrän välillä. Lämpötilan kohotessa lisääntyi myös haihtuvan bentseenin määrä, ja päinvastoin. Johnson ym. (1990) ovat havainneet samansuuntaisen riippuvuuden bentseenin höyrynpaineen ja lämpötilan välillä.

Näytteen yli kulkevan ilmavirran suhteellisen kosteuden muutosten vaikutus näkyi Shonnardin ja Bellin (1993) mukaan näytteestä haihtuvan bentseenin määrässä. Suhteellisen kosteuden muuttuessa n. 18 %:sta lähelle nollaa väheni myös näytteestä haihtuvan bentseenin määrä huomattavasti. Suhteellisen kosteuden palautuessa ennalleen näytteestä haihtuvan bentseenin määrä lisääntyi, mutta ei palautunut alkuperäiselle tasolle. Shonnardin ja Bellin (1993) mukaan tämä ilmiö johtui bentseeni-molekyyliden adsorboitumisesta kuivumisen yhteydessä vesimolekyyleiltä vapautuneisiin adsorptiopaikkoihin. Van de Greindin ja Owen (1994) mukaan kuivuvan maakerroksen noin yhden cm:n paksuisessa pintaosassa esiintyy pintavastus (engl. surface resistance), joka vähentää haihtumista maasta em. pintakerroksen läpi kuivumisen aikana.

Harkittaessa maaperästä haihtuvien VOC:den mittaamista maan pinnalta (menetelmiä ovat kuvanneet esim. Majewski ym. 1990, Batterman ym. 1992), on edellä kuvattu ilmiö otettava huomioon tutkimusta suunniteltaessa.

Edellä esitetyn perusteella voidaan todeta, että lämpötilan ja kosteusolojen muutoksilla on ilmeisen selvä vaikutus huokoskaasun liikkumiseen ja koostumukseen. Kun lisäksi otetaan huomioon, mitä kappaleessa 6.3.2 on sanottu säätilan muiden muutosten vaikutuksista, on näytteenottoa, mikäli käytännössä mahdollista, syytä välttää voimakkaiden ilmanpaineen ja lämpötilan vaihteluiden sekä kosteusolojen muutosten jälkeen. Säätilan dokumentointi näytteenoton aikana ja muutamia päiviä sitä ennen saattaa auttaa tulosten tulkinnassa.

3.5 Orgaanisten yhdisteiden biologinen hajoaminen maaperässä

3.5.1 Mikrobitoinnin merkitys huokoskaasututkimuksissa

Maaperän pintaosissa elävä aerobinen mikrobikanta hajottaa tehokkaasti maaperään joutuvia tai pohjavedestä haihtuvia vieraita orgaanisia yhdisteitä, kuten bensiiniä, öljyä ja orgaanisia liuottimia (Madsen 1991). Maaperän pH ja redoxpotentiaali sekä yhdisteen konsentraatio ja mikrobiflooran laatu vaikuttavat orgaanisten yhdisteiden hajoamisen nopeuteen. Tavanomaista voimakkaamman mikrobitoinnin seurauksena on kohonnut hiilidioksidipitoisuus ja alentunut happipitoisuus maaperän huokoskaasussa (Alexander 1985, Kerfoot 1988, Marrin ja Kerfoot 1987).

Ostendorfin ja Kampbellin (1991) mukaan mikrobitoinninta voi olla niin voimakasta, että maan pinnalla ei ole havaittavissa lainkaan maaperässä runsaana esiintyviä kaasumaisia orgaanisia yhdisteitä, vaan biologinen toiminta riittää hajottamaan kaikki maaperän pintakerrokseen kulkeutuvat hiilivedyt. Vastaavasti Ostendorfin ja Kampbellin (1991) mukaan em. kaltaisessa tilanteessa vapaata happea ei juurikaan kulkeudu pohjaveden pintaan asti vaan mikrobitoinninta maaperän pintaosissa kuluttaa lähes kaiken huokoskaasun hapen.

Mikrobitoinnin vaikutukset on otettava huomioon suunniteltaessa huokoskaasututkimuksia. Mikrobitoinnin huokoskaasun koostumuksessa aiheuttamat muutokset vaikuttavat sekä positiivisesti että negatiivisesti huokoskaasututkimuksiin. (Kerfoot 1988, Marrin ja Thompson 1987)

3.5.2 Mikrobitoinnin syvyyssulottuvuus

Mikrobeja on menestyksekkäästi käytetty myös VOC:llä saastuneen maan puhdistamiseen, ja tässä yhteydessä Borden ym. (1989) ovat todenneet happipitoisuuden olevan mikrobitoinnin määrää ja nopeutta rajoittava tekijä. Suchomelin ym. (1990) toteamat alhaiset happipitoisuudet saastuneessa maaperässä viittaavat siihen, että happipitoisuus saattaa rajoittaa mikrobitoinninta myös saastuneessa maaperässä. Koska huokoskaasun happi on peräisin ilmakehästä, voidaan mikrobitoinnin syvyyssulottuvuutta arvioida maaperän läpäisevyyden avulla. Thomasin ja Wardin (1989) mukaan maaperän vedenläpäisevyyden on oltava vähintään luokkaa 10^{-4} cm/s, jotta happi ja ravinteet kulkeutuvat riittävän tehokkaasti. Lisäksi Baekin ym. (1989) tekemän mallinnuksen mukaan maaperän huokosiin kertyvä mikrobimassa saattaa vähentää huokostilaa ja läpäisevyyttä. Myös Carberry ja Leen (1990) tekemissä laboratoriokokeissa maaperän läpäisevyys vaikutti mikrobitoinnin syvyyssulottuvuuteen: hiekkaisessa näytteessä mikrobitoinninta levisi koko näytesylinteriin kun taas savisessa näytteessä leviäminen oli vähäisempää. Baekin ym. (1989) tekemän mallinnuksen perusteella voidaan olettaa mikrobien määrän

saastuneessa maaperässä vähenevän huomattavasti syvyyden funktiona, ja olevan merkittävästi alentunut jo noin 75 cm:n syvyydessä. Suarezin ja Simúnekin (1993) kenttäkokeissa hiilidioksidipitoisuudet maaperän huokoskaasussa olivat 70 cm:n syvyydellä noin puolet vastaavasta pitoisuudesta 10 cm:n syvyydellä.

3.5.3 Hiilidioksidi- ja happipitoisuudet saastuman osoittajina

Maaperän pintaosien huokoskaasun happi- ja hiilidioksidipitoisuuksia voidaan käyttää kuvaamaan mikrobitoiminnan aktiivisuutta ja samalla epäsuorasti orgaanisten epäpuhtauksien läsnäoloa maaperässä. Ero em. pitoisuuksien välillä on selkeä mikäli maaperä on saastunut orgaanisilla yhdisteillä. Suchomelin ym. (1990) esittämien tuloksien mukaan "puhtaan" alueen huokoskaasun hiilidioksidipitoisuus vaihteli syvyydestä riippuen välillä 1,45-3,04 %:a, happipitoisuuden ollessa välillä 17,1-19,3 %:a. Orgaanisella liuottimella saastuneen pohjaveden yläpuolisessa maaperässä huokoskaasun hiilidioksidipitoisuus ylitti 15 %:a ja happipitoisuus saattoi olla vain 1 %. Deyon ym. (1993) mukaan huokoskaasun happi- ja hiilidioksidipitoisuudet ovat voimakkaasti riippuvaisia lämpötilasta. Maaperän lämpötilan vuodenaikaisvaihtelut näkyivät selvästi Deyon ym. (1993) ja Hinklen (1994) tuloksista: lämpimänä aikana hiilidioksidipitoisuudet olivat korkeita ja happipitoisuudet alhaisia ja kylmänä aikana päinvastoin.

Orgaanisia yhdisteitä hajottavan mikrobitoiminnan lisäksi maaperässä esiintyy muita hiilidioksidin määrään vaikuttavia ilmiöitä. Kasvien juurten "hengitys" ja sulfidi- ja karbonaattimineraalien reaktiot saattavat vaikuttaa oleellisesti hiilidioksidin määrään (Ball ym. 1983, Suchomel ym. 1990, Simúnek ja Suarez 1993). Tätä menetelmää ovat maaperän ja pohjaveden saastumisen osoittamiseen menestyksellisesti käyttäneet esim. Deyo ym. (1993), Kerfoot ym. (1988) ja Pyka ym. (1993).

3.5.4 Yhdisteiden kemiallisten ominaisuuksien muutokset

Orgaaniset yhdisteet eivät välttämättä hajoa maaperän mikrobitoiminnan vaikutuksesta kokonaan hiilidioksidiksi ja vedeksi. Mikrobitoiminta voi myös muuttaa yhdisteitä katkaisemalla molekyylin sisäisiä kemiallisia sidoksia (Madsen 1991), jolloin yhdisteiden kemialliset ominaisuudet muuttuvat huokoskaasututkimusten kannalta merkittävästi. Yhdisteiden vesiliukoisuus saattaa parantua, mikä lisää pohjavesikulkeutumisen mahdollisuutta ja vaikeuttaa havaitsemista huokoskaasusta. Haihtuvat yhdisteet saattavat muuttua haihtumattomaan muotoon. Tällöin niiden havaitseminen huokoskaasusta ei enää onnistu, vaikka pitoisuudet maaperässä eivät välttämättä ole merkittävästi muuttuneet. Lisäksi yhdisteet voivat muuttua biologisesti hajoamattomaan tai ympäristölle aikaisempaa myrkyllisempään muotoon. (Kerfoot 1988, Marrin ja Kerfoot 1988, Valo 1992)

Orgaanisten yhdisteiden kyky vastustaa mikrobien hajotustoimintaa vaihtelee eri yhdisteiden välillä. Yleisenä trendinä on, että tavanomaiset poltto- ja voiteluaineiden komponentit hajoavat helposti aerobisen mikrobitoiminnan kautta. Halogenoidut hiilivedyt ovat sen sijaan vastustuskykyisempiä aerobista mikrobitoimintaa vastaan, mutta hajoavat helpommin anaerobisen mikrobitoiminnan vaikutuksesta. Anaerobiset prosessit ovat hitaita verrattuna aerobisiin, eivätkä ne pysty poistamaan kokonaan epäpuhtauksia maaperästä tai pohjavedestä. Anaerobinen mikrobitoiminta voi kuitenkin merkittävässä määrin muuttaa yhdisteiden koostumuksia. (Kerfoot 1988, Thompson ja Marrin 1987)

3.5.5 Mikrobitoiminnan vaikutus huokoskaasun näytteenottoon

Suunniteltaessa huokoskaasun näytteenottoa on mahdollisuus huokoskaasun koostumusta muuttavaan mikrobitoimintaan otettava huomioon. Ratkaisuna on ulottaa näytteenotto sellaiseen syvyyteen, että mikrobitoiminnan vaikutuksen voidaan olettaa olevan vähäinen. Näytteenotussyvyyden valintaa on tarkemmin käsitelty kappaleessa 6.3. Seuraavissa julkaisuissa on otettu kantaa mikrobitoiminnan merkitykseen huokoskaasun näytteenotossa: Kerfoot (1988), Marrin ja Kerfoot (1988), Thompson ja Marrin (1988).

4. HUOKOSKAASU JA SEN LIKKUMINEN MAAPERÄSSÄ

4.1 Huokoskaasun koostumuksesta

Pohjaveden pinnan ja maan pinnan välillä maaperän huokosissa on koostumukseltaan vaihtelevaa huokoskaasua ja vettä eri muodoissaan. Vesi esiintyy höyrynä, nesteinä ja maarakeisiin eri tavoin sitoutuneena. Kaasun ja veden määräsuhteet vaihtelevat, samoin huokoskaasun suhteellinen kosteus. Suhteellinen kosteus vaihtelee säästä ja pohjaveden korkeudesta riippuen. (Kohnke 1968 s. 160-170)

Ilmanpaineen normaalit lyhyen aikavälin vaihtelut ja lämpötilaerot maaperän ja ilmakehän välillä aiheuttavat ilman tunkeutumista maaperään (Weeks 1978, Goldman ym. 1992, Massaman ja Farrier 1992, Hinkle 1994). Maaperän huokoskaasu onkin pääosin peräisin ilmakehästä, ja huokoskaasun "normaali" koostumus on siten lähellä ilmakehän koostumusta ja kiinteästi riippuvainen ympäristön ilmanlaadusta. Yhdysvalloissa kootun laajan ilman VOC-pitoisuuksia käsittelevän aineiston (Shah ja Singh 1988) mukaan kaupunkialueiden ilmassa on lähes aina havaittavia VOC-pitoisuuksia. Alhaisia VOC-pitoisuuksia on todettu myös kaupunkialueiden ulkopuolelta. Maaperän huokoskaasusta, varsinkin kaupunkialueilla, voidaan siis olettaa lähes aina löytyvän mitattavissa olevia VOC-pitoisuuksia. Huokoskaasun koostumusta on aina verrattava tutkimusalueen ilman koostumukseen.

Maaperän mikrobitoiminta ja kasvien juurten "hengitys" vaikuttavat jossakin määrin huokoskaasun koostumukseen siten, että hiilidioksidin määrä on hieman ilmakehää suurempi ja vastavasti hapen määrä hieman alhaisempi (Suchomel 1990, Hinkle 1994). Hiilidioksidin ja hapen määrässä on myös vuodenaikaista ja alueellista vaihtelua (Boynton ja Compton 1944, Hinkle 1991, 1994 Terhune ja Harden 1991). Maaperän anaerobinen bakteeritoiminta voi lisäksi sopivissa oloissa esim. suossa tuottaa metaania, hiilidioksidia, rikkivetyä, ammoniakkia ja typpioksiduulia (Kohnke 1968 s. 162, Grantham ja Eddis 1990, Kanninen 1992 s. 86), jotka nekin siis kuuluvat maaperän luontaiseen kaasukoostumukseen.

Sulfidi- ja karbonaattimineraalien reaktiot saattavat vaikuttaa hiilidioksidin hapen määrään huokoskaasussa. Ballin ym. (1983) mukaan sulfidien rapautumisesta syntyvät happamat liuokset reagoivat karbonaattien kanssa kuluttaen happea ja tuottaen hiilidioksidia jopa siinä määrin, että huokoskaasun happi/hiilidioksidi-suhde saattaa riippua vain näistä reaktioista. Suomen maaperässä sekä sulfidien että karbonaattien määrät ovat niin alhaisia, että em. ilmiö on hyvin epätodennäköinen mutta ei kuitenkaan mahdoton.

Kuriositeettina voidaan lisäksi mainita, että vulkaanisesti ja geotermisesti aktiivisilla alueilla voi maa- ja kallioperän huokoskaasussa esiintyä luontaisesti esim. bentseeniä ja toluenia pieninä pitoisuuksina (Capaccioni ym. 1993).

4.2 Huokoskaasu on maaperän saastumisen nopein indikaattori

Huokoskaasua pidetään tehokkaana maaperän VOC-päästöjen osoittajana, koska huokoskaasunäytteistä VOC:et ovat havaittavissa huomattavasti aikaisemmin kuin vesi- tai maaperänäytteistä (Kerfoot 1987a, Kirschener ja Bloomsburg 1988). Huokoskaasu liikkuu nopeammin kuin neste, ja ensimmäinen varoitus esim. maaperään vuotavasta maanalaisesta bensiniäsiiliöstä saadaan huokoskaasun kautta (Springer ym. 1991). Toisaalta huokoskaasun liikkumisen myötä VOC:t leviävät sopivissa olosuhteissa nopeasti laajalle alueelle, jolloin kaasufaasin kautta

tapahtunut saastuminen saattaa olla jopa suurempi ongelma kuin alkuperäinen VOC-lähde (Sleep ja Sykes 1989).

4.3 Matemaattisista malleista

Maaperän huokoskaasun ja kaasumaisten ja nestemäisten VOC:den liikkumista maaperän vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä on pyritty mallintamaan matemaattisesti, jotta voitaisiin ennustaa kaasun liikkeitä ja VOC:den leviämistä maaperässä. Aihetta käsitteleviä tutkimuksia on julkaistu 1980-luvun lopulla ja 1990-luvun alussa runsaasti: Baehr (1987), Silka (1988), Barnes (1989), Falta ym. (1989), Gierke (1989), Sleep ja Sykes (1989), Weir (1989), Mendoza ja Frind (1990 a ja b), Amali ja Rolston (1993), McCarthy ja Johnson (1993) Zaidel ja Russo (1993), Johnson ja Kreamer (1994), Moldrup ym. (1994), Shikaze ym. (1994).

Suurin osa malleista on puhtaasti teoreettisia, eikä niiden toimivuutta ole testattu laboratorio-olosuhteissa tai kentällä (Baehr 1987, Falta ym. 1989, Sleep ja Sykes 1989, Amali ja Rolston 1993, Zaidel ja Russo 1993). Osalle teoreettisista malleista on tehty edelleen matemaattinen herkkyysanalyysi (Silka 1988, Mendoza ja Frind 1990 a ja b). Osa malleista on testattu laboratorio-olosuhteissa (Gierke ym. 1990, Mendoza ja Frind 1990 a ja b, McCarthy ja Johnson 1993, Johnson ja Kreamer 1994). Myös pohjaveden mallintamiseen tarkoitettujen mallien soveltuvuutta huokoskaasun liikkumisen mallintamiseen on tutkittu (Massmann 1989).

Puhtaasti teoreettisten tai vain laboratorio-olosuhteissa testattujen mallien soveltaminen luontoon ei ole yksiselitteistä. Luonnon olosuhteissa monet teoreettisten mallien kannalta keskeiset parametrit, kuten läpäisevyys ja vesi- ja humuspitoisuus sekä mikrobitoiminnan levinneisyys eivät ole vakioita, vaan ne vaihtelevat sekä horisontaali- että vertikaalisuunnassa ja vaihtelu on lisäksi luonteeltaan erilaista erilaisissa geologisissa ympäristöissä. Tämä vaihtelu ei aina ole tilastolliselta kannalta satunnaista, mutta ei myöskään välttämättä noudata mitään matemaattisesti ilmaistavaa logiikkaa. Näin ollen luonnon olosuhteiden vaihtelun ottaminen huomioon matemaattisissa malleissa on hankalaa. Mallien toimivuuden kannalta tarpeellisen informaation kerääminen maastosta saattaa olla työlästä ja kallistakin. Kun otetaan huomioon huokoskaasututkimusten luonne halpoina ja nopeina esitutkimuksina voidaan huokoskaasun liikkumista kuvaavien matemaattisten mallien käyttökelpoisuus huokoskaasututkimusten yhteydessä kyseenalaistaa.

4.4 Huokoskaasun liikkumiseen vaikuttavat tekijät

Huokoskaasun liikkumiseen vaikuttavat maaperän ja kaasun ominaisuudet. Amalin ja Rolstonin (1993) mukaan useista diffuusiokertoimeltaan likimäärin samanlaisista komponenteista koostuvaa VOC-seosta voidaan käsitellä yhtenä "yhdisteenä" tarkasteltaessa VOC-höyryjen liikkumista maaperässä diffuusion vaikutuksesta. Molekyylipainosta johtuvat erot kaasujen käyttäytymisessä saattavat johtaa eroihin myös maaperäkulkeutumisessa. Huokoskaasututkimusten suunnittelun ja toteutuksen kannalta on tärkeätä ymmärtää, miten kaasu liikkuu maaperässä.

4.5 Kulkeutumismekanismit

VOC-höyryt liikkuvat vedellä kyllästymättömässä maaperässä diffuusion ja advektion vaikutuksesta (Johnson ja Kreamer 1994). Silkan (1988) mukaan diffuusio on merkittävin VOC-molekyylin liikkumismekanismi huokoskaasussa, mutta olosuhteista riippuen myös advektio

saattaa vaikuttaa merkittävästi VOC:den liikkumiseen (Falta ym. 1989, Mendoza ja Frind 1990 a ja b, Shikaze ym. 1994).

Diffuusio on molekyylien liikettä väliaineessa (esim. huokoskaasussa tai pohjavedessä), mikä johtuu pyrkimyksestä ko. molekyylien konsentraatio- ja osapaine-erojen tasoittumiseen. Diffuusion vaikutuksesta VOC-molekyylit liikkuvat huokoskaasussa suuremmasta konsentraatiosta pienempään eli pois päin saastelähteestä. VOC-molekyylien maaperäkulkeutumisen kannalta diffuusio voidaan jakaa molekyylien välisistä törmäyksistä johtuvaan diffuusiioon (engl. molecular diffusion) ja molekyylien ja huokoskanavien seinämien välisistä törmäyksistä johtuvaan diffuusiioon (engl. Knudsen diffusion). Bruclerin ym. (1989) mukaan diffuusiota voidaan parhaiten kuvata diffuusiokertoimella (D , laatu esim. m^2/vrk). Diffuusiokerroimen arvo vaihtelee väliaineesta riippuen. Amalin ja Rolstonin (1993) mukaan veden diffuusiokerroin on neljä kertaluokkaa pienempi kuin kaasun vastaava kerroin. Diffuusion vaikutuksesta tapahtuvan VOC-molekyylien liikkumisen nopeus ja volyyymi riippuvat voimakkaasti maaperän läpäisevyydestä, erityisesti huokoskanavien mutkikkuudesta (engl. tortuosity), jatkuvuudesta ja halkaisijasta. Huokoskanavien halkaisijan pienentyessä kulkeutuminen hidastuu ja Knudsen diffuusion merkitys kulkeutumismekanismina kasvaa. (MacKay ym. 1985, Clifford ja Hillel 1986, Kerfoot 1988, Silka 1988, Shimamura 1992, Voudrias ja Li 1992, Goldman ja Minkin 1993, Washington ym. 1994)

Advectiolla tarkoitetaan tässä tapauksessa kaasun liikettä paine-, lämpötila- tai tiheyserojen tai pohjaveden pinnan muutosten vaikutuksesta. Maaperän huokostilaan haihtuva VOC voi olla molekyyli painoltaan muusta huokoskaasusta poikkeavaa. Tällöin muuta huokoskaasua raskaampi kaasu kulkeutuu alaspäin ja kevyempi ylöspäin. Kaasujen tiheyksien suhteen tulee olla vähintään 1,2, jotta tiheyseroon perustuvaa kulkeutumista tapahtuisi. Kun alaspäin tiheyseron vuoksi kulkeutuva VOC-höyry kohtaa läpäisemättömän tai huonosti läpäisevän pinnan (esim. savikerros, pohjaveden, orsiveden tai kallion pinta), se alkaa kulkeutua vaakatasossa ko. pintaa pitkin. Tiheyserosta johtuva kulkeutuminen voi olla merkittävin kulkeutumisen muoto hyvin läpäisevässä maaperässä (esim. hiekka, sora). Jos ko. pinta on kalteva, kuten pohjaveden pinta usein on, kaasu virtaa "alamäkeen". Paine-erot huokoskaasussa voivat johtua ilmanpaineen tai lämpötilan vaihtelusta, maaperään suotautuvasta nesteestä tai maaperän pintaosissa tuulesta. Huokoskaasu virtaa suuremmasta paineesta pienempään. Pohjaveden pinnan nousu aiheuttaa huokoskaasun purkautumista maanpinnalle ja pohjaveden pinnan lasku ilman imeytymistä ilmakehästä maaperään. (Kohnke 1968, s. 63, Falta ym. 1989, Mendoza ja Frind 1990 a ja b, Guo ym. 1994, Johnson ja Creamer 1994)

4.6 Kulkeutumisenopeus ja siihen vaikuttavat tekijät

Huokoskaasun liikkumisenopeuteen vaikuttaa ennen kaikkea maaperän läpäisevyys. Karkearakeisessa maaperässä huokokset ovat suurikokoisia ja huokoskanavat lyhyitä ja läpäisevyys hyvä verrattuna hienorakeisiin maalajeihin ja moreeneihin. Huokoskaasun viskositeetti vaikuttaa myös liikkumisenopeuteen. Kirschenerin ja Bloomsburgin (1988) kokemusten mukaan huokoskaasu liikkuu maaperässä noin kertaluokkaa nopeammin kuin pohjavesi. Tämä arvio on varsin karkea, mutta nyrkkisääntönä käyttökelpoinen. McNereneyn (1989) mukaan VOC-kaasu liikkuu maaperässä 50 kertaa nopeammin kuin vastaava neste. VOC-molekyylien kulkeutumista hidastavat adsorbtio maarakeiden pinnalle ja orgaaniseen ainekseen sekä liukeneminen kapillaariveteen. Hidas kulkeutuminen rakeiden sisäisissä huokosissa hidastaa kulkeutumista. (Baehr 1987, Silka 1988, Sleep ja Sykes 1989, Gierke ym. 1990) .

5. NÄYTTEENOTTO HUOKOSKAASUSTA

5.1 Näytteenottorakenteet

Maaperän huokoskaasun koostumusta kuvaavia kaasunäytteitä voidaan ottaa monilla eri tavoilla ja monenlaisista kohteista. Yleisimmin huokoskaasunäyte otetaan suoraan maaperän vedellä kylästymättömästä vyöhykkeestä maaperään upotettavan putken tai sondin kautta. Näytteenottoputket asennetaan yleensä maaperään pysyvästi ja niitä voidaan käyttää toistuvaan näytteen ottoon. Sondit asennetaan maaperään yhtä mittausta varten, ja ne siirretään näytteenoton jälkeen uuteen paikkaan.

5.1.1 Näytteenottoputket

Materiaali ja siiviläosa

Näytteenottoputkien materiaali voi olla muovia (esim. Ettala ja Winqvist 1991) tai metallia (esim. Ball ym. 1983, Deyo ym. 1993, Hinkle 1994). Materiaalin valinta riippuu käytännön seikoista, kuten mekaanisesta ja pakkaskestävyydestä. Materiaalin tulee olla sellaista, että siitä ei vapaudu yhdisteitä, jotka aiheuttavat virhettä analyysituloksiin.

Putkien alaosassa on yleensä siiviläosa, jonka kautta huokosilma pääsee putkeen paremmin kuin vain avoimesta putken alapäästä. Maahan upotetun putken siiviläosan läpäisykyvyn tulee olla sellainen, että putki ei rajoita maaperän huokoskaasun virtausta putkeen näytteenoton aikana. Siiviläosan reikien kokoa on käsitelty vain harvoissa huokoskaasun näytteenottoa kuvaavissa julkaisuissa. Smithin ym. (1990) näytteenottoputkissa 6 cm pitkä siiviläosa oli peitetty teräsverkollla, jonka reikien läpimitta oli 0,25 mm. Myös Cho ym. (1993) käyttivät teräsverkkoa siiviläosan peittämiseen. Kerfootin (1987 a ja b) käyttämässä näytteenottoosondissa reikien halkaisija oli 3 mm ja reikien määrä 6. Vesi- ja ympäristöhallituksen käyttämissä muovisissa näytteenottoputkissa reikien halkaisija on 1,5 mm (FM Tapio Strandberg, suullinen tiedonanto 13.9.1994). Hötzl ja Sass (1993) ja Sass ym. (1993) ovat kokeilleet hyvin tuloksin huokoista polyeteeni-muovista (huokoskoko keskimäärin 80 µm) putkea korvaamaan perinteistä siiviläosaa. Nämä tutkimukset käsitelivät kuitenkin VOC:den poistamista maaperästä huokosilmatekniikalla, eivätkä vain näytteenottoa huokoskaasusta. Huokosilmanäytteenottoon sopivasta siiviläosan pituudesta tai reikien määrästä ei tässä selvityksessä käytetystä kirjallisuudesta löydy tietoa, lukuunottamatta em. julkaisua Smith ym. (1990).

Putken halkaisija ja pumppausteho

Eri tutkijoiden käyttämien näytteenottoputkien halkaisijat ja huokoskaasun pumppaustehot (l/min) vaihtelevat huomattavasti. Hirata ja Nakasugi (1993) käyttivät näytteenottoputkea, jonka halkaisija oli vain 3 mm pumppaustehon ollessa 0,5 l/min. Smithin ym. käyttämien putkien sisähalkaisija oli 3 mm ja pumppausteho 225 ml/min. Lindmarkin (1994) mukaan sopiva näytteenottoputken halkaisija on 0,5-1 tuumaa ja pumppaustehon tulee olla tasainen ja tunnettu. Sopiva pumppausteho tulee Lindmarkin (1994) mukaan valita tutkittavan epäpuhtauden pitoisuuden perusteella. Lindmark ei julkaisussaan kuitenkaan kerro miten pumppaustehon valinta tapahtuu. Ettalan ja Winqvistin (1991) tutkimuksessa käytettyjen putkien halkaisijat olivat 20 mm ja 100 mm. Pumppausteho 20 mm:n putkelle oli 1 l/min ja 100 mm:n putkelle pumppaustehoa ei em. julkaisussa ilmoitettu. Vesi- ja ympäristöhallituksen käytännön mukaan pumppausteho on

5 l/min (FM Tapio Strandberg, suullinen tiedonanto 13.9.1994).

Asennus

Näytteenottoputket, niin muoviset kuin metallisetkaan, eivät yleensä kestä painamista tai lyömistä maaperään; niiden siiviläosa saattaa vaurioitua tai mennä tukkoon mikäli niitä työnnetään väkisin maahan. Asennettaessa näytteenottoputkia kairataan maahan ensin sopivan kokoinen ja syvyinen reikä. Putki työnnetään reikään varovasti käyttäen tarvittaessa tukena putken sisällä olevaa tankoa tai vaijeria, joka myös estää maa-aineksen tunkeutumisen putkeen (esim. Deyo ym.1993). Sopiva kairausmenetelmä valitaan maaperän laadun mukaan. Edellytyksenä on, että käytettävällä menetelmällä saadaan halkaisijaltaan ja syvyydeltään riittävä reikä taloudellisesti ja luotettavasti. Tietoa kairausmenetelmistä on saatavissa esim. Suomen geoteknisen yhdistyksen julkaisemista kairausoppaista (SGY 1980).

Kontaminaatio kairauksen ja näytteenoton yhteydessä

Kairauksen ja näytteenoton yhteydessä on kiinnitettävä huomiota kontaminaation mahdollisuuteen. Siirryttäessä kairauspisteestä toiseen on varmistuttava siitä, että kairaustankojen ja näytteenottimien mukana ei siirry epäpuhtauksia saastuneelta alueelta puhtaalle alueelle. Wallingford ym. (1988) puhdistivat käyttämänsä näytteenottosondin huuhtelemalla ensin asetonilla ja sitten ilmalla. Mikäli käytetään polttomoottorikäyttöistä laitetta, on varovaisuutta noudatettava esim. tankkauksen yhteydessä. Kairausmenetelmät, joissa kairatun reiän huuhteluun käytetään moottorin pakokaasua, eivät sovellu huokoskaasun näytteenottoputkien asennukseen. (Hix 1992, Mickham ym. 1989)

Suomessa ollaan laatimassa maaperän ympäristönäytteenottoa käsitteleviä käytännön kenttätöohjeita kahdella eri taholla: Suomen geoteknillisen yhdistyksen ympäristögeotekninen toimikunta suunnittelee ohjetta työnimeltään "Ympäristögeotekninen kenttätöopas" ja Jätehuoltoyhdistys opasta "Saastuneiden maiden puhdistamisen laatuopas", jossa otetaan kantaa myös näytteenottoon (FM Pasi Vahanne, suullinen tiedonanto 25.11. 1994).

Pintavirtaus ja eristys

Ilmavirtaus putken ulkopintaa pitkin maan pinnalta reikään estetään tiivistämällä putken ympärys huolellisesti. Hirata ja Nakasugi (1993) käyttivät putken tiivistämiseen reiästä pois kairattua maata. Deyo ym. (1993) tiivistivät putket bentoniitilla. Bentoniittia suosittelee käytettäväksi myös Lindmark (1994). Bentoniitti on savimineraaleista, lähinnä montmorilloniitista (70-80%) koostuvaa hienojakoista jauhoa, jota käytetään maaperän eristerakenteissa.

Joutuessaan kosketuksiin veden kanssa bentoniitti imee voimakkaasti vettä ja paisuu samalla tiiviiksi täyttämällä rakeiden väliset huokostilat. Bentoniitin tärkeä ominaisuus onkin sen alhainen veden ja kaasun läpäisevyys. Huokosilmaputkien ympäristön tiivistämiseen soveltuu myös bentoniitin ja hiekan seos, joka on kosteana helpommin käsiteltävää kuin pelkkä bentoniitti. Sekoitussuhdetta valittaessa on arvioitava seoksen ilmanläpäisevyyttä. Putken ympärillä olevan eristyskerroksen läpäisevyyden on oltava pienempi kuin ympäröivän maaperän. Asennuksen jälkeen putki suljetaan ilmatiiviisti.

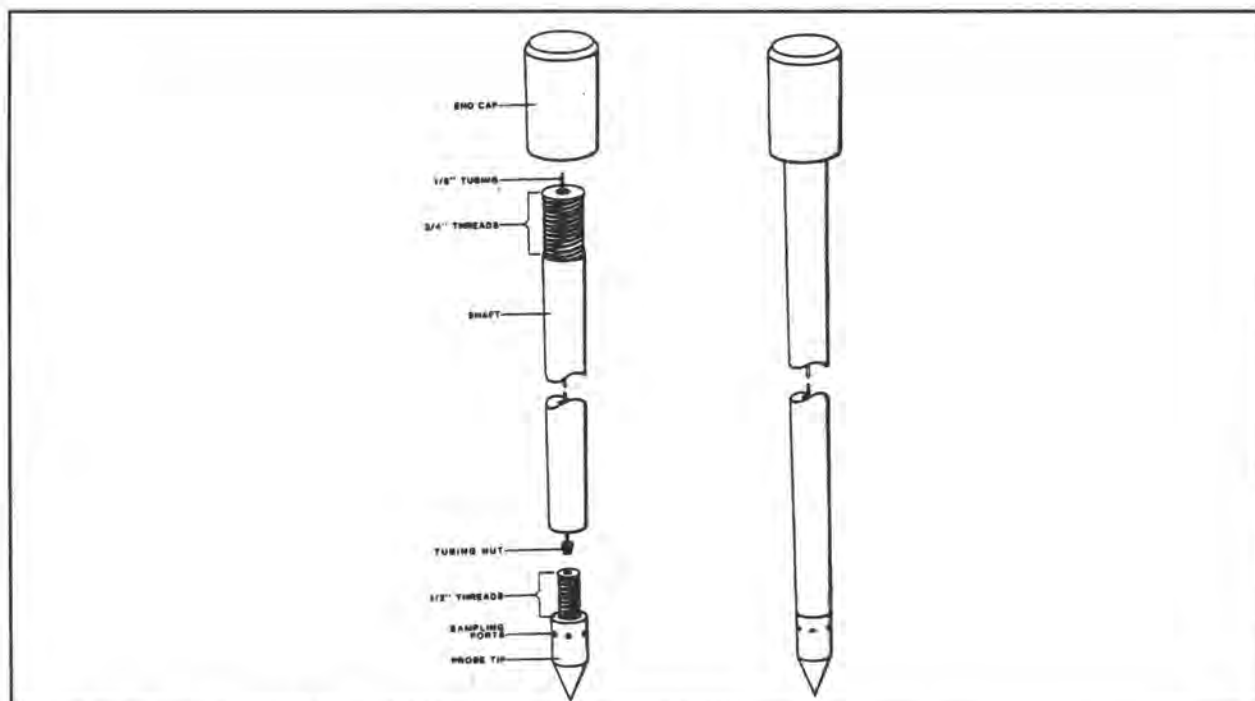
Bentoniitin on todettu adsorboivan tehokkaasti orgaanisia yhdisteitä (Hermosin ym. 1993, Goss

1993). Tämän ilmiön vaikutus huokoskaasunäytteiden edustavuuteen käytettäessä bentoniittia putkien eristämiseen ei ole selvillä. Selvää kuitenkin on, että maaperän ja näyteputken välisessä tilassa huokoskaasu liikkuu helposti ja siitä saattaa adsorboitua yhdisteitä bentoniittiin. Tämä adsorboituminen saattaa teoriassa vaikuttaa huokoskaasun kemialliseen tasapainotilaan. Veden läsnäolo vähentää kuitenkin merkittävästi bentoniittiin adsorboituvaa orgaanisten yhdisteiden määrää. Adsorptio-ominaisuuksia on tarkemmin käsitelty kappaleessa 3.2. Mahdollista haitallista vaikutusta näytteiden edustavuuteen voitaneen lieventää pidentämällä putkien asennuksen ja ensimmäisen näytteenoton välistä aikaa vähintään 24 tuntiin. Hermosinin ym. (1993) tekemissä laboratoriokokeissa yli 95 %:a savimineraalien pinnalle adsorboituvasta monobutyliinistä adsorboitui 24 tunnin aikana. Suoria johtopäätöksiä ei em. laboratoriokokeiden perusteella asiasta kuitenkaan voida tehdä.

5.1.2 Näytteenottosondit

Kirjallisuudessa on kuvattu useita erilaisia huokoskaasun näytteenottoon tarkoitettuja sondeja (esim. Brooks ja Young 1983, Kerfoot 1987 a ja b, Kirkegaard 1988, Thompson ja Marrin 1988, Wallingford ym. 1988). Kirkegaard (1988) on kuvannut hyvin yksinkertaisen sondin, mutta sondit voivat olla myös teknisesti varsin monimutkaisia. Sondien materiaali on yleensä korkealaatuista ja lujaa ruostumatonta terästä, ja ne on tarkoitettu siirrettäviksi näytteenottopisteestä toiseen. Näytteenotto tapahtuu tällöin välittömästi sondin asennuksen jälkeen.

Sondilla voidaan ottaa näytteitä useista syvyyksistä samasta kairauspisteestä työntämällä sondi uuteen syvyyteen näytteenoton jälkeen. Sondit ovat rakenteeltaan hyvin kestäviä, ja asennus tapahtuu painamalla tai lyömällä käsivoimin tai koneellisesti. Sondeilla tapahtuvaa näytteenottoa käytetään yleensä yhdessä kenttäkelpoisten analyysilaitteiden kanssa (esim. Kerfoot 1987b, Rapaport 1992)

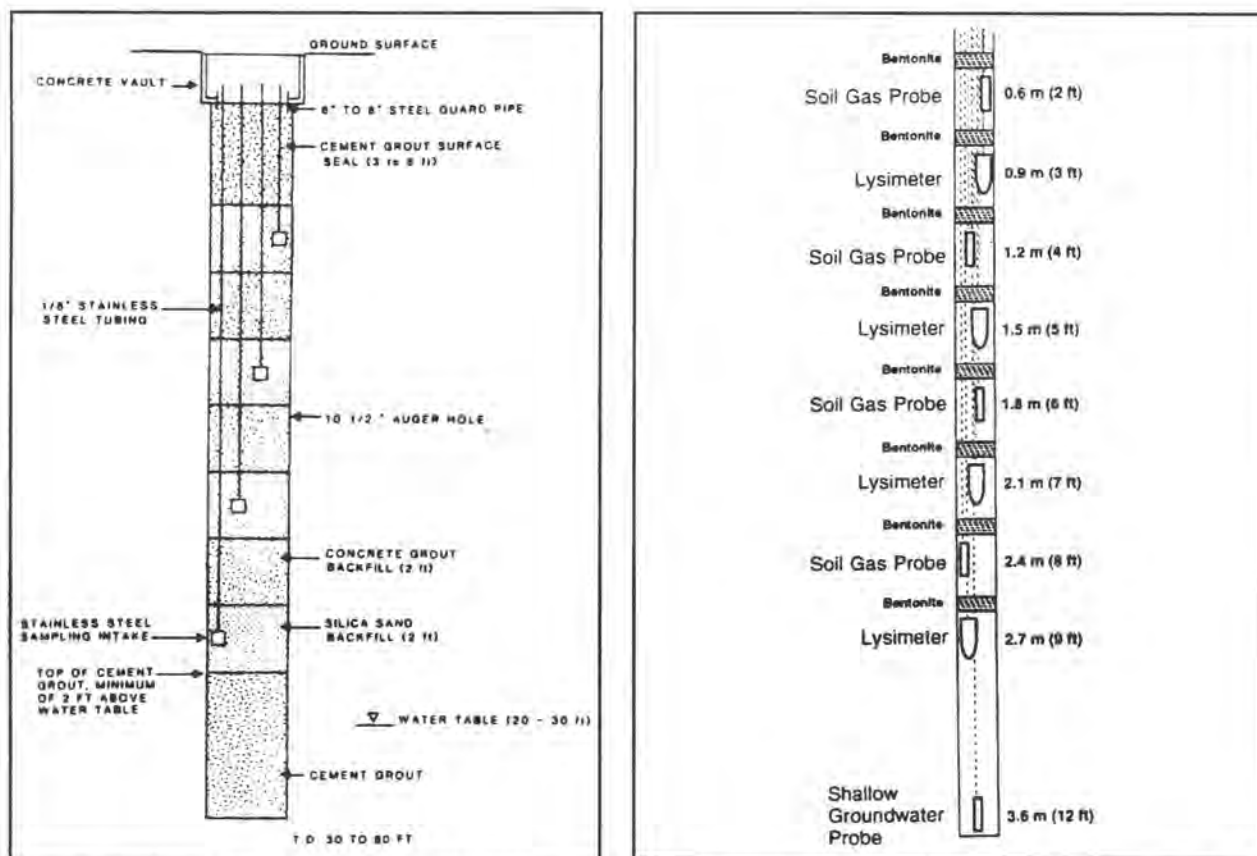


Kuva 7. Kerfootin (1987a) sondi.

5.1.3 Muut näytteenottorakenteet ja välilliset menetelmät

Muut näytteenottorakenteet

Weeks (1978), Suchomel ym. (1990), Cho ym. (1993) ja Guo ym. (1994) ovat kuvanneet erityisiä huokoskaasun näytteenottoa varten rakennettuja kaivoja, josta näytteitä voidaan ottaa toistuvasti useilta eri syvyyksiltä. Kaivot ovat kalliita verrattuna muihin näytteenottorakenteisiin, ja ne ovatkin tarkoitettu pitkäaikaisiin ja erityistä tarkkuutta vaativiin tutkimuksiin.



Kuva 8, Huokoskaasun näytteenottoon rakennettuja kiinteitä näytteenottokaivoja (vas. Suchomel ym. 1990, oik. Cho ym. 1993).

Käyttökelpoinen kaasunäyte voidaan ottaa myös epäsuorasti esim. rakennuksen kellarista tai ryömintätilasta, kaivosta, kaapeli- tai putkikaivannosta, pohjavesiputkesta, tai maaperään kaivetusta katetusta kuopasta (Assmuth ym. 1992, Lindmark 1994), ja suoraan maanpinnaltakin voidaan ottaa huokoskaasun koostumusta kuvaavia näytteitä (esim. Majewski ym. 1990, Batterman ym. 1992).

Nazaroffin ym. (1987) ja Littlen ym. (1992) mukaan normaaleista säätilan vaihteluista, kuten tuuliolosuhteiden ja lämpötilan muutokset, aiheutuu rakennusten kellareihin alipaine ulkoilmaan verrattuna. Alipaineen vaikutuksesta maaperästä virtaa huokoskaasua kellariin. Garbesin ym. (1993) mukaan edellä mainittujen tekijöiden lisäksi koneellinen tuuletus, ilmanpaineen vaihtelut ja routa vaikuttavat maaperän huokoskaasun tunkeutumiseen kellaritiloihin. Loureiron ym. (1990) mukaan kellaritiloihin kulkeutuvan huokoskaasun määrää kontrolloivat konsentraatio maaperässä, maaperän läpäisevyys ja paine-ero maaperän ja kellarin välillä. Arvelan ja Winqvistin (1986) ja Winqvistin (1990) mukaan rakennusten huoneilmasta 5-10 % saattaa olla peräisin maaperästä. Johnsonin ja Ettingerin (1991) mukaan epäpuhtaudet kulkeutuvat maaperästä rakennuksiin sekä konvektion että diffuusion avulla; diffuusio on merkittävä etäällä rakennukses-

ta sijaitsevien lähteiden kohdalla, kun taas konvektio on merkittävämpi kulkeutumismuoto lähellä rakennusta.

Välilliset menetelmät

Huokoskaasututkimuksissa tarvittavaa tietoa maaperän vedellä kyllästymättömästä kerroksesta ja huokoskaasusta voidaan saada myös epäsuorilla menetelmillä, esim. geofysiikan keinoin. Assmuth ym. (1992) ovat laatineet lyhyen yhteenvedon välillisten menetelmien käytöstä saastuneen maaperän tutkimisessa. Neutronisirontamenetelmällä saadaan tietoa huokoskaasututkimuksissa oleellisen tärkeistä maaperän kosteussuhteista (Vakkilainen ja Soveri 1986). Neutronisirontamenetelmää voidaan käyttää myös vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä olevien nestemäisten orgaanisten yhdisteiden määrän tutkimiseen (Kramer ym. 1992). Aihepiirin liiallisen laajenemisen välttämiseksi epäsuorat menetelmät rajataan kuitenkin tämän selvityksen ulkopuolelle.

5.2 Näytteenotto

Huokoskaasun näytteenotto voidaan yleisesti jakaa kahteen toisistaan poikkeavaan menetelmään: aktiivinen (engl. dynamic- tai grab-sampling) menetelmä ja passiivinen (engl. passive tai diffusive sampling) menetelmä (esim. Kerfoot 1988, Marrin ja Kerfoot 1988, Thompson ja Marrin 1988). Aktiiviset menetelmät ovat Assmuthin ym. (1992) mukaan vallitsevia saastuneita maa-alueita tutkittaessa.

5.2.1 Aktiivinen näytteenotto

Aktiivisella näytteenotolla tarkoitetaan menettelyä, jossa ulkoisella voimanlähteellä, yleensä sähköpumpulla, imetään huokoskaasua näytteenottorakenteesta näytteenkeräimeen. Näytteenotto-putkista tai -sondeista näyte voidaan pumpata joko suoraan putken päästä tai putkeen laskettavan letkun kautta. Mikäli käytetään letkua, sen tulisi Lindmarkin (1994) mukaan mieluiten olla teflonia. Myös Brooks ja Young (1983) käyttivät näytteenotossa teflonletkua. Käytettävät pumput ovat yleensä työsuojelu- ja teollisuusmittauksissa käytettyjä laitteita (Kerfoot ja Mayer 1986). Pumpun tulee olla kalibroitavissa, ja sillä tulee voida pumpata tietty tilavuus kaasua tietyssä ajassa, esim. haluttu määrä litroja minuutissa (Assmuth ym. 1992).

Näyte voidaan ottaa myös ilmatiiviillä injektioruiskulla, josta se siirretään näytteenkeräimeen tai suoraan analyysilaitteeseen (Kerfoot 1987 a ja b). Injektioruisku voidaan laskea näytteenottoputkeen tai -sondiin ja imeä täyteen huokoskaasua siellä (Assmuth ym. 1992). Injektioruiskua voidaan käyttää myös näytteenottoon pumpulla aikaan saadusta huokoskaasuvirrasta (Thompson ja Marrin 1987).

Näytteenkeräimet

Näytteenkeräimiä on olemassa monia eri tyyppisiä, jotka toimivat monilla eri toimintaperiaatteilla. Näytteenkeräimet voidaan jakaa karkeasti adsorptiokeräimiin ja kaasukeräimiin. Kaasukeräimiin kerätään huokoskaasua sellaisenaan ja adsorptiokeräimiin adsorboidaan molekyyliä huokoskaasusta.

Näytepussi ja kokoomaputki

Yksinkertaisin tapa on kerätä huokoskaasua pussiin, joka voi olla esim. teflonilla tai tedlarilla päällystettyä laminaattia (Assmuth ym. 1992, Deyo ym.1993) tai alumiinia (Helden 1991). Pussin tulee kuitenkin olla erityisesti kaasunäytteenottoon tarkoitettu. Pussista näyte siirretään analyysilaitteeseen yleensä injektioruiskulla.

Kerfoot (1987 a ja b) käytti näytteenkeräimenä ruostumattomasta teräksestä erityisesti kaasunäytteenottoon valmistettua kokoomaputkea, jonka tilavuus oli 75 cm³. Smith ym. (1990) keräsivät näytteitä vastaavan tapaisiin lasisiin kokoomaputkiin.

Injektioruisku ja pasteurpipetti

Suoraan maaperästä tai kaasuvirrasta ilmatiiviiseen injektioruiskuun otettu näyte siirretään pasteurpipettiin laboratorioon kuljettamista varten (Assmuth ym. 1992). Injektioruiskuun otettu näyte voidaan myös siirtää ruiskusta suoraan kenttäkelpoiseen analyysilaitteeseen (Kerfoot 1987a, Rapaport 1992). Kerfootin (1987a) tutkimuksessa injektioruiskuista tapahtunut vuoto aiheutti tilastollisesti merkittävää hajontaa analyysituloksiin.

Kylmäloukku

Brooks ja Young (1983) ovat kuvanneet menetelmän, jossa kaasunäyte imetään kylmäloukun läpi. Näyte kondensoituu kylmäloukkuun. Kylmäloukun lämpötila on -80°C ja kaasun virtausnopeus 0,25 l/min. Näytteen tilavuus on 7,5 l. Kylmäloukku säilytetään analyysiin asti näytteenotolämpötilassa.

Ilmaisinputket

Työsuojelumittauksissa käytetään usein ainespesifisiä, kenttäkelpoisia Dräger-ilmaisinputkia osoittamaan kaasujen läsnäoloa tai pitoisuuksia ilmassa. Mittauksessa kaasua pumpataan vakionopeudella vakiomäärä ilmaisinputken läpi. Sekä määrä että nopeus ilmoitetaan putken valmistajan toimesta kullekin putkityypille. Tutkittavan kaasun pitoisuus ilmassa (tai kvantitatiivisissa mittauksissa läsnäolo ilmassa) on havaittavissa putken värinmuutoksesta tai muusta vastaavasta muutoksesta putkessa heti mittauksen jälkeen (Assmuth ym. 1992). Kerfoot ym. (1988) käyttivät Dräger-putkia huokoskaasun hiilidioksidipitoisuuden mittaamiseen kentällä hyvällä menestyksellä.

Adsorptioputket

Adsorptioputket ovat lasisia tai metallisia putkia, joihin on pakattu tunnettu määrä adsorptioainetta. Yleisimpiä adsorptioaineita ovat aktiivihiehen ohella Porapak, Chromosorb 100, Amberlite XAD ja Tenax (poly-2,6-difenyylipara-fenyleenioksidi) (Andersson ym. 1984). Myös kemiallisesti käsiteltyä montmorilloniitti-savea (Harper ja Purnell 1990) ja polyuretaanivaahtoa (Billings ja Bidleman 1980, You ja Bidleman 1984) voidaan käyttää adsorptioaineena. Adsorptioaineiden keräystehokkuuksissa on kerättävien yhdisteiden ominaisuuksista riippuvia eroja. Brookes ja Young (1983) käyttivät kaatopaikkakaasun näytteenottoon 6 mm halkaisijaltaan olevia lasinputkia, joihin oli pakattu 0,13 g tiettyä raekokoa olevaa Tenax CG-adsorptioainetta.

Tenax on yleisemmin käytössä sisäilman laadun tutkimiseen tarkoitetuissa näytteenkeräimissä (esim. Crist ja Mitchell 1986). Ettala ja Winqvist (1991) ja Wallinford ym. (1988) käyttivät maaperän huokoskaasun näytteenottoon adsorptioaineena aktiivihiihtä.

Huokoskaasua pumpataan tietyllä nopeudella tietty määrä adsorptioputken läpi. Näytteenoton jälkeen adsorptioputket suljetaan huolellisesti ja kuljetetaan laboratorioon, jossa niihin huokoskaasusta adsorboituneet aineet desorpoidaan uuttamalla tai termisesti ja analysoidaan yleensä kaasukromatografilla tai kaasukromatografi-massaspektrometrilla. Wallingfordin ym. (1988) mukaan adsorptioputkia, joissa on adsorptioaineena aktiivihiihtä voidaan säilyttää kaksi viikkoa ilman merkittävää virhettä analyysituloksiin. Assmuthin (1992b) mukaan kaikentyypiset huokoskaasunäytteet tulee säilyttää kylmässä tai pakastettuna.

Adsorptioaineen kyky adsorboida yhdisteitä on rajallinen, ja adsorptiokeräimen teoreettinen maksimi keräytehokkuus voidaan laskea (Grubner ja Burgess 1981, Senum 1981). Liian suurella nopeudella tapahtuva pumppaus tai liian suuri pumpattu volyymi saattavat aiheuttaa ns. läpilyönnin eli putken läpi kulkeutuu huomattavia määriä molekyyliä, joiden pitäisi adsorboitua putkeen. Tällöin analyysistä saatu tulos ei kuvaa huokoskaasun kvantitatiivista koostumusta. Läpilyönnin mahdollisuus voidaan sulkea pois käyttämällä näytteenotossa kahta peräkkäistä adsorptioputkea. Tällöin ensimmäiseen putkeen adsorboituu tutkittava näyte, ja jälkimmäisen putken tulisi olla "puhdas" eli siihen ei tulisi adsorboitua merkittäviä määriä tutkittavia yhdisteitä. Mikäli jälkimmäisestä putkesta löytyy tutkittavia yhdisteitä on tapahtunut "läpilyönti" eli näytteenotto on epäonnistunut. (Pellizzari ym. 1975a, Seshardi ja Bozzelli 1983, Wallingford 1988, Keith 1990)

5.2.2 Passiivinen näytteenotto

Toimintaperiaate

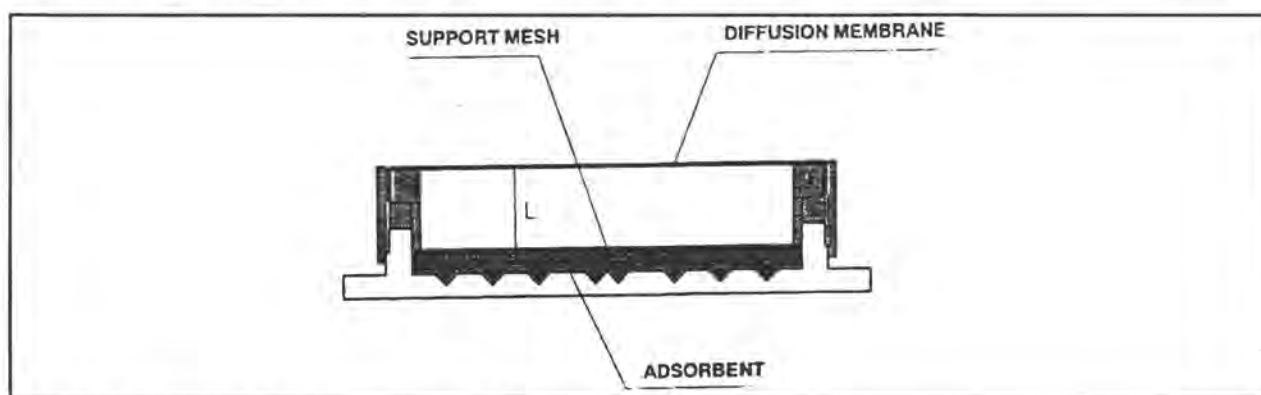
Passiivisia näytteenkeräimiä käytetään yleisesti sisäilman laadun tutkimisessa (Ballesta ym. 1992) ja niitä voidaan käyttää myös henkilökohtaisen altistuksen tutkimisessa (Coutant ja Scott 1982). Passiivinen näytteenkeräin on toisesta päästään avoin putki tai rasia, jonka pohjalla on adsorptioainetta. Adsorptioaineen ja keräimen ulkopuolisen ilman välissä, putken tai rasian sisällä, on staattisen ilman kerros ja putken päässä ilmaa läpäisevä verkko tai kalvo esim. teflonista tai teräksestä. Adsorboituminen aiheuttaa näytteenkeräimessä olevaan staattiseen ilmaan molekyyli-vajauksen. Näytteenkeräimen ulkopuolella olevasta ilmasta epäpuhtaudet diffundoituvat kalvon ja keräimessä olevan staattisen ilman läpi ja adsorboituvat adsorptioaineseen. Passiivisten keräimien keräysnopeudet (engl. sampling rate) huone- ja ulkoilmassa voivat olla huomattavia: Ballesta ym. (1993) 50 ml/min tolueenille, Levin ym. (1986) 61 ml/min formaldehydille. Keräysnopeudet riippuvat siis myös yhdisteestä.

Maaperän huokoskaasun passiivisessa näytteenotossa adsorptioainetta sisältävä näytteenkeräin sijoitetaan näytteenottorakenteeseen tai haudataan maaperään tietyksi ajaksi. Lindmarkin (1994) mukaan näytteenkeräin sijoitetaan peltipurkissa maahan kaivettuun 0,3-0,5 metriä syvään kuoppaan ja peitetään maa-aineksella. Myös Marrinin ja Kerfootin (1988) ja Kerfootin (1988) mukaan passiivikeräin haudataan matalaan kuoppaan maaperässä. Passiivinen näytteenkeräin voidaan sijoittaa myös näyteputkeen tai muuhun näytteenottorakenteeseen. Halutun keräysajan jälkeen näytteenkeräin kaivetaan esiin, suljetaan tiiviisti ja kuljetetaan laboratorioon analyysia varten.

Passiivisen näytteenoton kesto

Edustavan näytteen saamiseen tarvittava aika vaihtelee eri tutkijoiden mukaan melko paljon. Kerfootin (1988) mukaan näytteen keräimen tulee olla maaperässä useista tunneista vuorokausiin. Lindmarkin (1994) mukaan näytteenotto kestää yhdestä neljään viikkoa riippuen tutkittavien epäpuhtauksien konsentraatiosta huokoskaasussa. Marrinin ja Kerfootin (1988) mukaan passiivisen aktiivihiihtä adsorptioaineena käyttävän keräimen tulee olla jopa kuukauden maaperässä näytteen saamiseksi, kun taas Thompsonin ja Marrinin (1987) mukaan tarvittava aika on muutamista päivistä viikkoihin.

Edellä mainitut huomattavan pitkät näytteen keräämiseen tarvittavat ajat (lukuun ottamatta Kerfootia 1988) ovat ristiriidassa Ballestan ym. (1993) ja Levinin ym. (1993) raportoimien passiivisten keräimien tehokkuuksien kanssa kun otetaan huomioon aktiivisessa näytteenotossa käytetyt nopeudet ja näytemäärät; Ettala ja Winqvist (1992) 1 l/min, 50 l. Ballestan ym. (1993) keräimellä 50 l:n näyte (tolueenista) saadaan alle 17 tunnissa. Battermanin ym. (1993) kuvaamalla maan pinnalta keräävällä laitteella voi keräysaika olla vain yksi tunti tuloksien ollessa lyhyestä keräysajasta huolimatta käyttökelpoisia.



Kuva 9. Erään passiivikeräimen rakenne (Ballesta ym. 1993).

5.2.3 Näytteenoton vaikutus huokoskaasun tasapainotilaan

Näytteenottoputken tai -sondin asennuksen yhteydessä reikään pääsee maan pinnalta ilmaa, jonka koostumus poikkeaa huokoskaasun koostumuksesta. Tämä häiritsee maaperän huokostilassa vallitsevaa kemiallista tasapainoa. Samasta syystä mahdollisesti aiheutuvat paineen ja lämpötilan tilapäiset muutokset häiritsevät myös maaperässä vallitsevaa tasapainotilaa. Marrinin ja Kerfootin (1988) mukaan huokoskaasun pumppaaminen pois maaperästä aiheuttaa paikallista konsentraatioiden häiriintymistä. Kerfootin (1987b) arvion mukaan 75 ml:n huokoskaasunäytteitä voitiin ottaa hiekkaisesta ja soraisesta siltistä 0,3 metrin syvyysvälein aiheuttamatta häiriöitä seuraavaan näytestä.

Asennuksesta aiheutuvan häiriintymisen vuoksi näytteenottoputkista ei yleensä oteta näytteitä heti putken asennuksen jälkeen, vaan tilanteen maaperässä annetaan tasaantua jonkin aikaa. Hirtan ja Nakasugin (1993) mukaan huokoskaasun koostumus palautui tasapainotilaan (engl. steady-state) kuuden tunnin kuluttua putken asennuksesta soraiseen maaperään. Strandbergin mukaan näytteet voidaan ottaa putkien asennusta seuraavana päivänä (FM Tapio Strandberg, suullinen tiedonanto 13.9.1994). Johnsonin ym. (1988) mukaan pumpattaessa huokoskaasua hiekkaisesta maaperästä jatkuvasti tasaisella nopeudella kaasun virtauksen tasapainotilan saavuttaminen kestää vuorokaudesta viikkoihin ja vaikutus saattaa ulottua jopa kymmenien metrien päähän pumppauspisteestä riippuen maaperän läpäisevyydestä, pumppaustehosta ja putken halkaisijasta.

Näytteenottosondien toimintaperiaatteen mukaisesti näyte on otettava välittömästi sondin asennuksen jälkeen. Edellä mainittujen häiriötekijöiden vaikutusten eliminoimiseksi huokoskaasua pumpataan ennen näytteenottoa sondin kautta muutamia sondin ja näytteenottolaitteiston tilavuuksia (Lindmark 1994). Raparortin (1992) mukaan sopiva määrä on viisi kertaa sondin tilavuus. Pumpkauksen jälkeen otettavan näytteen oletetaan edustavan sondin lähiympäristön maaperän huokoskaasua.

5.3 Näytteenottosyvyys

Näytteenottosyvyys vaikuttaa oleellisesti huokoskaasututkimusten tuloksiin. Näytteenottosyvyyttä valittaessa on Marrinin ja Kerfootin (1988) ja Kerfootin (1988) mukaan otettava huomioon sekä tutkimusalueen geologiset ominaisuudet että tutkittavien epäpuhtauksien kemiallis-fysikaaliset ominaisuudet. Lindmarkin (1994) mukaan näytteenottosyvyyden valinta on kompromissi näytteenoton kustannusten ja parhaan mahdollisen näytteenottosyvyyden välillä. Julkaistuissa tutkimuksissa huokoskaasunäytteet on yleensä otettu melko läheltä maanpintaa, syvyydeltä 0,5-3,1 metriä riippumatta esim. pohjaveden korkeudesta ja mahdollisista säättekijöistä: Ball ym. (1983) ja (1985) 0,5 m; Gregory ja Durrance (1987) 0,5 m; Kerfoot (1987 a ja b) 1,3 m; Thompson ja Marrin (1987) 1,0-1,5 ja 2,5 m; Marrin ja Kerfoot (1988) 1,5 ja 2,2 m; Smith ym. (1990) 0,46-3,1 m; Hinkle (1991) 0,75 m ja (1994) 0,6-0,7 m; Hirata ja Nakasugi (1993) 2,0 m. Syynä tähän lienee Lindmark (1994) mainitsema taloudellinen näkökulma ja kairauksen ja näytteenoton käytännön suorituksen vaikeutuminen ja hidastuminen syvemmälle mentäessä.

5.3.1 Geologiset tekijät

Tutkimusalueen geologisista ja hydrogeologisista ominaisuuksista erityisen tärkeitä ovat maaperän laatu ja rakenne sekä pohjaveden pinnan korkeus.

Huokoskaasututkimuksien kannalta otollisin maaperä on hyvin läpäisevää ja kuivaa karkeaa hiekkaa ja soraa. Lisäksi maaperän tulisi olla rakenteeltaan homogeeninen ja isotrooppinen. Tällaisia ympäristöjä on Suomessa löydettävissä yleensä glasifluviaalisista muodostumista ja niissäkin kosteus voi olla toivottavaa suurempi ja rakenne saattaa olla suuntautunut, jolloin myös läpäisevyys vaihtelee eri suunnissa. Huokoskaasun kulkeutumista rajoittavat ja ohjaavat hienorakeiset kerrokset ja linssit, joiden vesipitoisuus on yleensä muuta maaperää suurempi, ja jotka vaikuttavat huokoskaasun kulkeutumiseen ja siten myös näytteistä havaittaviin pitoisuuksiin. Maaperän läpäisevyyden ja vesipitoisuuden vaihtelu on pyrittävä ottamaan huomioon näytteenottoa suunniteltaessa; näytteitä ei tule ottaa siten, että oletetun saastuman ja näytteenottopisteen välillä on muuta maaperää huomattavasti huonommin läpäisevä tai vesipitoisempi kerros tai linssi. (Thompson ja Marrin 1987, Marrin ja Kerfoot 1988, Silka 1988)

Pohjaveden pinnan korkeus ja vaihtelu vaikuttavat sekä näytteenottosyvyyden valintaan että tulosten tulkintaan. Mikäli tutkittava epäpuhtaus on peräisin pohjavedestä, on sen konsentraatio huokoskaasussa riippuvainen mittauspisteen etäisyydestä pohjaveden pintaan. Konsentraatio on sitä suurempi, mitä lähempänä on pohjaveden pinta. Kun tarkastellaan epäpuhtauden konsentraatioiden horisontaalista jakautumista analyysitulosten vertailukelpoisuus riippuu em. seikasta. Epäpuhtauden konsentraatioerot pohjavedessä tulevat esille sitä paremmin, mitä lähempää pohjaveden pintaa huokoskaasunäytteet on otettu. Jos pohjaveden pinta on lähellä maanpintaa, kuten on tilanne Suomessa hyvin usein, muodostuu epäpuhtauksien konsentraatiogradientti huokoskaasussa hyvin jyrkäksi (useita kertaluokkia muutamien metrien matkalla). Tällöin näytepisteen ja pohjaveden pinnan välisen etäisyyden merkitys tulosten tulkinnassa korostuu. Lisäksi em.

tapaisessa tilanteessa pohjaveden pinnan korkeuden luontaiset vaihtelut vaikuttavat oleellisesti tuloksiin. Orsivesikerrokset estävät VOC:den kulkeutumista ja saattavat aiheuttaa virheellisen negatiivisen anomalian jos huokoskaasunäyte otetaan orsiveden yläpuolelta ja saastunut maaperä tai pohjavesi on sen alapuolella. (Kerfoot 1988, Marrin 1988)

5.3.2 Säätila

Lindmarkin (1994) mukaan lyhytaikaiset säätilan vaihtelut vaikuttavat huokoskaasunäytteisiin mikäli näytteenotto syvyys on liian pieni. Hänen mukaansa säätilan vaikutusten eliminoimiseksi näytteet on otettava vähintään 0,7 metrin syvyydestä. Mikäli huokoskaasunäytteitä otetaan heti sateen jälkeen, voi alaspäin suotautuva vesi toimia esteenä, jonka läpi huokoskaasun epäpuhtaudet eivät ole havaittavissa. Edelleen Lindmarkin mukaan näytteet tulisi kuitenkin ottaa alle kahden metrin syvyydestä, koska syvemmälle mentäessä kustannukset kasvavat oleellisesti.

Massmannin ja Farrierin (1992) mukaan normaaleissa ilmanpaineen vaihtelurajoissa oleva korkeapaine saattaa aiheuttaa "puhtaan" ilman tunkeutumista useiden metrien syvyyteen maaperään. Edelleen Massmannin ja Farrierin mukaan "puhdas" ilma saattaa tunkeutua jopa muutamia kymmeniä metrejä vaakatasossa ilmaa huonosti läpäisevän pinnan (esim. asfalttipäällyste) alla. Ilmanpaineen muutosten vaikutus on sitä suurempi, mitä paksumpi on vedellä kyllästymätön vyöhyke, ja mitä suurempi on maaperän läpäisevyys. Myös Weeks (1978) on todennut ilman tunkeutuvan maaperään ilmanpaineen vaihtelujen takia. Nilsonin ym. (1991) mukaan ilmanpaineen vaihtelut liikuttavat maa- ja kallioperän halkeamissa olevaa saastunutta huokoskaasua; ilmanpaineen nousu painaa huokoskaasua alaspäin halkeamissa ja vastaavasti paineen aleneminen aiheuttaa huokoskaasun vapautumista maaperästä ilmakehään. Tämä ilmiö saattaa aiheuttaa keskimääräisestä poikkeavia epäpuhtauksien pitoisuuksia huokoskaasunäytteissä.

Massmannin ja Farrierin (1988), Nilsonin ym. (1991) ja Lindmarkin (1994) esittämien säätilan vaikutusten perusteella voidaan todeta, että säätilan muutosten huomioon ottaminen saattaa olla tarpeen suunniteltaessa huokoskaasunäytteiden ottoa. Erityisesti tulisi välttää näytteenottoa ilmapaineen äkillisen ja voimakkaan kohoamisen tai runsaiden sateiden jälkeen. Ilmanpaineen muutosten vaikutusta lieventää Suomen olosuhteissa yleensä suhteellisen ohut maaperän vedellä kyllästymätön vyöhyke. Sateiden vaikutusten arvioinnissa tulee ottaa huomioon tutkimusalueen maaperän läpäisevyys.

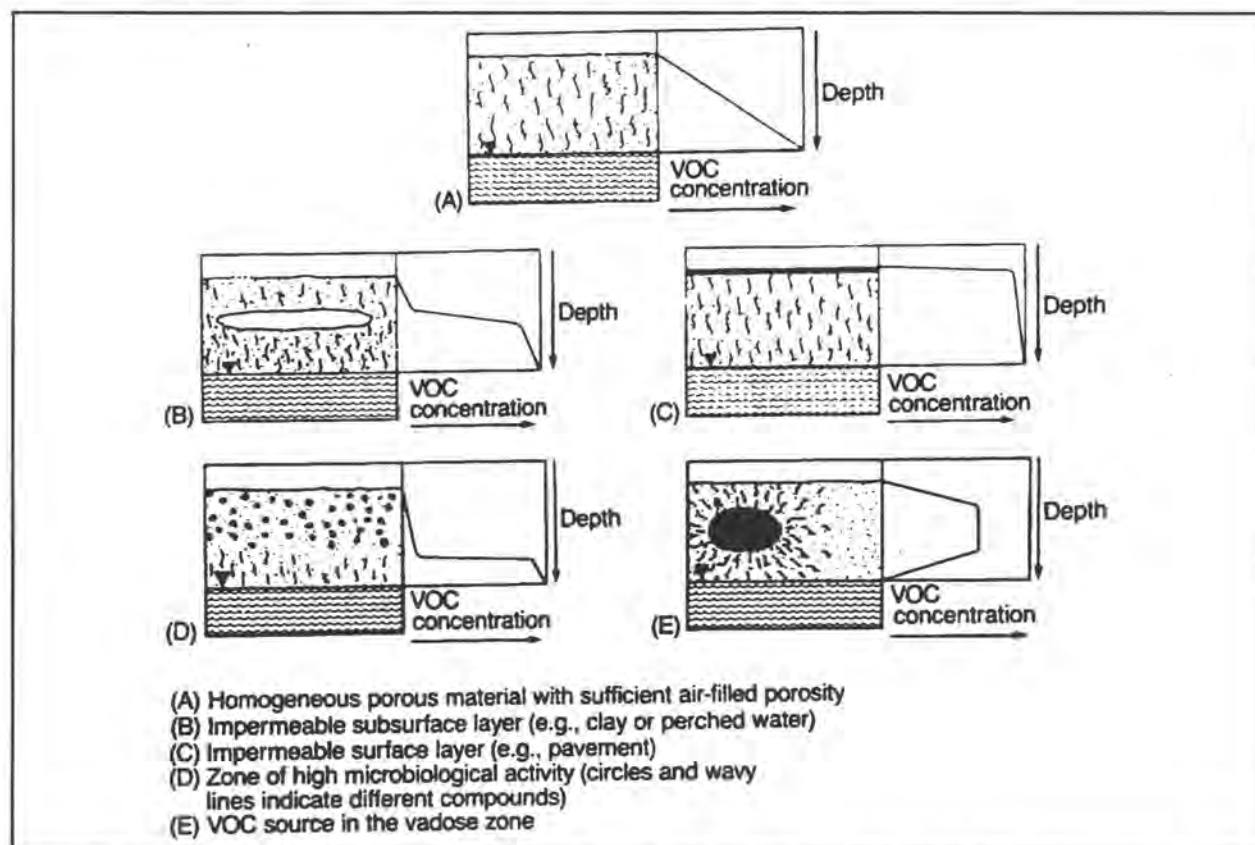
5.3.3 Biologinen hajoaminen

Useat maaperän ja pohjaveden saastuttajina tavalliset orgaaniset epäpuhtaudet hajoavat helposti biologisen toiminnan vaikutuksesta (kts. kappale 3.4). Maaperässä aerobinen mikrobitoiminta on keskittynyt pintaosiin. Tästä syystä huokoskaasunäytteet on otettava niin syvältä, että biologinen hajoaminen ei merkittävästi vaikuta epäpuhtauksien konsentraatioihin. Myös tutkittavien epäpuhtauksien laatu vaikuttaa niiden biologiseen hajoamisherkkyyteen. Halogenoidut hiilivedyt ovat tavallisia vastustuskykyisempiä biologista hajotustoimintaa vastaan. (Marrin ja Kerfoot 1988, Rapaport 1992)

Kappaleissa 3.4 ja 6.3.3 esitetyn perusteella voidaan todeta, että mikrobitoiminnan haitallisten vaikutusten eliminoimiseksi huokoskaasunäytteet on otettava vähintään 0,8 metrin syvyydestä tai jos käytännössä on mahdollista niin yli yhden metrin syvyydestä.

5.3.4 Vertikaaliset konsentraatioerot

Epäpuhtauksien konsentraatiot huokoskaasussa riippuvat etäisyydestä niiden lähteeseen. Konsentraatio on sitä pienempi, mitä kauempana saastunut maaperän osa tai pohjavesi on. Mikäli huokoskaasunäytteitä otetaan useilta eri syvyyksiltä voidaan epäpuhtauksien konsentraatioeroja syvyyksien välillä käyttää hyväksi epäpuhtauksien lähteen tunnistamisessa ainakin tarkkuudella lähde pohjavedessä/lähde vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä. Pohjavedestä peräisin olevien yhdisteiden pitoisuus kasvaa lähestyttäessä pohjaveden pintaa. Vedellä kyllästymättömässä maaperässä olevan saastuman aiheuttamat konsentraatiot kasvavat lähestyttäessä saastunutta kohtaa. (Rapaport 1992, Marrin ja Kerfoot 1988, Lindmark 1994)



Kuva 10. Vertikaalisia konsentraatioprofiileja ja niiden aiheuttajia. (Marrin ja Kerfoot 1988)

5.3.5 Mikä on oikea näytteenottosyvyys?

Näytteenottosyvyyden valinta tulisi tehdä tapauskohtaisesti. Liian läheltä maanpintaa otettu näyte saattaa olla monestakin syystä kelvoton, eikä edusta todellista tilannetta maaperässä. Näytteenottosyvyyden tulisikin kappaleissa 3.5 ja 5.3 esitettyjen seikkojen perusteella olla vähintään 0,8 m ja mieluiten enemmän kuin 1,0 metriä.

5.4 Näytteenoton kohdentaminen

Huokoskaasun näytteenoton kohdentaminen on monitahoinen geokemiallinen otantaongelma, jonka ratkaisussa on yhdistettävä käytettävän tutkimusmenetelmän sekä tutkimuskohteen ja ongelman ominaisuudet siten, että tulos on teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoinen ja tuottaa ongelman ratkaisuun tarvittavat tulokset. Huokoskaasun näytteenotto poikkeaa tavanomai-

sesta esim. moreenin geokemiallisesta näytteenotosta siinä, että näytteiden koostumuksessa esiintyy lyhyen aikavälin vaihtelua esim. säätilan muutoksista ja saatepäästöjen satunnaisuudesta johtuen, ja tutkittavien aineiden leviämistapa on erilainen.

5.4.1 Esitutkimukset

Näytteenoton kohdentamisessa ensimmäinen vaihe on olemassa olevan tiedon kerääminen. Oleellisia ovat tiedot maaperän rakenteesta ja pohjavesiolosuhteista, rakenteista ja rakennuksista sekä aikaisemmat tutkimustulokset, mutta myös kuvaukset tutkimusalueen historiasta ja kaikesta toiminnasta alueella jopa muutamien satojen vuosien ajalta. Laajoissa hankkeissa tutkimusalueen historian selvitys tulisi Bosmanin (1993) mukaan raportoida erikseen. Esitutkimuksen avulla voidaan arvioida tutkimusongelman luonnetta, kuten epäpuhtauksien kemiallista laatua, ja suunnitella otantamenetelmää ja pistetiheyttä. Käynti tutkimusalueella kuuluu myös välttämättömiin huokoskaasututkimuksen valmisteleviin tehtäviin. (Bosman ym. 1990, Hortensius 1990, Kerr 1990, Assmuth ym. 1992, Bosman 1993)

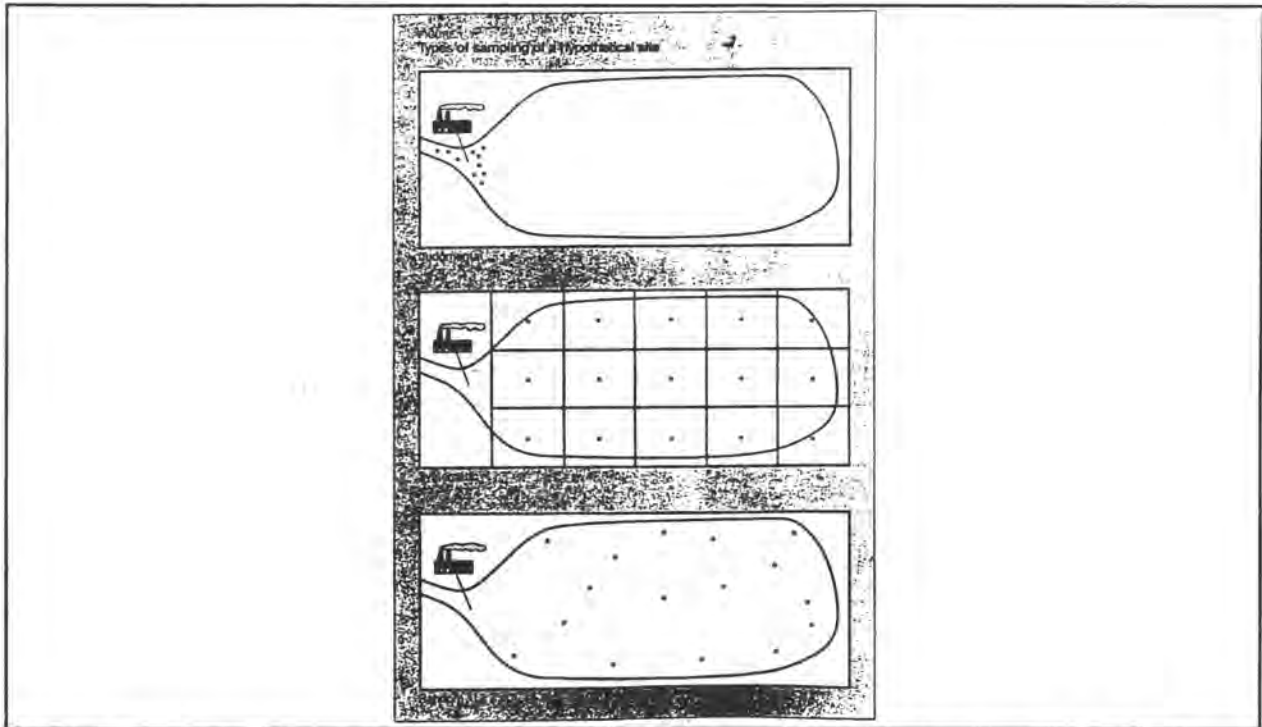
Laajoissa huokoskaasututkimuksissa käytetään yleensä suppeaa esitutkimusta varsinaisen tutkimuksen suunnittelussa. Bosman (1993) on kuvannut menettelytavan, jossa ennakkotietojen perusteella laadittua kvantitatiivista asiantuntija-arviota (engl. a guess-field) käytetään ympäristögeokemiallisten tutkimusten suunnitteluun ja kohdentamiseen. Thompsonin ja Marrinin (1987) mukaan huokoskaasututkimus aloitetaan tutkimusalueen poikki ulottuvalla alustavalla näytteenotolla. Alustavan näytteenoton tulosten perusteella laaditaan tarkempi tutkimusohjelma. Tämä menettelytapa hyödyntää kentällä tehtävien analyysien ja sondilla tapahtuvan näytteenoton nopeutta ja joustavuutta. Passiivikeräimillä tai kiinteistä näytteenottorakenteista, kuten putkista tehtävissä tutkimuksissa ennakkotietojen merkitys tutkimuksen suunnittelussa ja ohjelmoinnissa korostuu.

5.4.2 Otantamenetelmät ja pistetiheys

Käytännössä näytteenoton kohdentaminen realisoituu otantamenetelmän valintaan ja näytepisteiden lukumäärän ja sijainnin määräämiseen. Keihtin (1990) mukaan näytepisteet voidaan sijoittaa kolmea eri otantamenetelmää soveltaen. Harkinnanvaraisessa otannassa sijoitetaan näytepisteet alueille, joilta voidaan ennakkotietojen perusteella olettaa todennäköisimmin löytyvän tutkittavia epäpuhtauksia. Tällaisia kohteita ovat esim. sahojen kastelualtaiden pohjat ja pintavesiuomat. Systemaattisessa otannassa näytepisteet sijoitetaan tutkimusalueelle tasavälisesti esim. nelikulmaiseen tai kolmikulmaiseen pisteverkkoon. Parkhurstin (1984) mukaan kolmikulmainen pisteverkko kattaa tutkimusalueen tehokkaammin kuin nelikulmainen. Satunnaisotannassa näytepisteet jaetaan tutkimusalueelle satunnaisesti arvottujen koordinaattiparien mukaan. Pisterasteri ja satunnaisotanta ovat tilastolliselta edustavuudeltaan samanlaisia. (Keith 1990, Assmuth ym. 1992)

Otantamenetelmän ja pistetiheyden valinta riippuu tutkittavan ongelman luonteesta. Bosmanin (1993) mukaan otantamenetelmää valittaessa tulee pohtia epäpuhtauksien jakautumista tutkimusalueella. Systemaattinen otantamenetelmä on sopiva jos epäpuhtauden oletetaan olevan tasaisesti jakautunut tutkimusalueelle. Jos epäpuhtauden oletetaan olevan peräisin suppea-alaisista pistelähteistä on harkinnanvarainen tutkimusalueen käyttöhistoriaan perustuva otanta todennäköisesti tuloksellisempi, ja sillä voidaan supistaa tarkempaan tutkimukseen valittavaa aluetta.

Marrinin (1988) mukaan tutkittaessa pohjavedestä peräisin olevaa epäpuhtautta huokoskaasusta sopiva näytepisteiden väli on noin kaksi tai kolme kertaa vedellä kyllästymättömän kerroksen paksuus. Suurempi näyteriheys antaa Marrinin (1988) mukaan tietoa vain vedellä kyllästymättömän maaperän pienimittakaavaisesta heterogeenisyydestä, ei tutkittavasta ongelmasta. Assmuthin ym. (1992) mukaan pistetiheys ja näytemäärä voi vaihdella kymmenkertaisesti riippuen tutkimuksen vaiheesta, tutkittavasta epäpuhtaudesta ja tutkimuskohteesta. McKee ja Bumb (1988) ovat kuvanneet vedellä kyllästymättömän maaperän kosteuteen ja sen jakautumiseen perustuvan kolmiulotteisen tietokonemallin jolla voidaan käyttää apuna määrittäessä näytepisteiden sijaintia.



Kuva 11. Ylimpänä harkinnanvarainen, keskellä systemaattinen ja alhaalla satunnainen otanta (Keith 1990).

5.5 Tutkimusmenetelmien vertailu

Kullakin edellä kuvatuista näytteenottomenetelmistä ja -rakenteista on hyviä ja huonoja puolia. Vertailtaessa näytteenottomenetelmiä tulee ottaa huomioon kullakin menetelmällä saatavien näytteiden laatu ja edustavuus, menetelmän nopeus ja kustannukset sekä kentäkelpoisuus ja joustavuus.

Analytiikan kohdalla keskeinen kysymys on kentällä tapahtuvan analytiikan vertailu laboratorioissa tapahtuvaan. Kentäkelpoiset analyysilaitteet ovat Lanen (1982), Matzin ym. (1990) ja Rosenbergerin ja Kochin (1990) mukaan luotettavuudeltaan ja tarkkuudeltaan kilpailukykyisiä laboratorioissa tapahtuvaan analytiikkaan verrattuna.

5.5.1 Aktiivinen vai passiivinen näytteenotto?

Vertailtaessa näytteenottomenetelmiä on lähtökohtana jako aktiivisiin ja passiivisiin menetelmiin. Julkaistujen käytännön esimerkkitutkimusten perusteella voidaan todeta, että aktiivinen näytteenotto siirrettävistä näytteenottosondeista yhdistettynä kentällä tapahtuvaan analytiikkaan on varsin yleisesti käytetty menetelmä (esim. Kerfoot 1987 a ja b, Thompson ja Marrin 1987,

Moseley ja Meyer 1992, Rapaport 1992, Deyo ym. 1993). Harvinaisempi, mutta myös käytetty menetelmä on aktiivinen näytteenotto yhdistettynä adsorptionäytteenkeräimiin, joiden analysointi tehdään laboratoriossa (esim. Wallingford 1988, Ettala ja Winqvist 1992). Aktiivisilla menetelmillä kaasukeräimiin otettujen näytteiden kuljettaminen laboratorioon on myös osoittautunut käyttökelpoiseksi menetelmäksi (esim. Smith ym. 1990, Hirata ja Nakasugi 1993). Aktiivista näytteenottoa yhdistettynä Dräger-putkiin ovat käyttäneet Kerfoot ym. (1988). Passiivikeräimien käytöstä maaperän huokoskaasun tutkimiseen ei tässä tutkimuksessa käytetystä kirjallisuudesta löydy käytännön esimerkkejä, vaikka useissa julkaisuissa viitataan passiivikeräimiin potentiaalisenä menetelmänä.

Aktiivisen näytteenoton ja kentällä tapahtuvan analytiikan merkittäviä etuja ovat nopeus ja muunneltavuus; tutkimuksia voidaan ohjata tulosten perusteella kentällä (Rosenberger ja Koch 1990). Kuljettaessa näytteet laboratorioon tai käytettäessä kiinteitä näytteenottoputkia menetetään nämä edut. Laitteiden kalleus ja tarvittavan henkilökunnan korkea koulutus tekevät kenttäanalytiikasta kuitenkin kalliin. Laitteongelmien mahdollisuus on suurempi aktiivisessa kuin passiivisessa näytteenotossa. Aktiivisen näytteenoton huokoskaasun kemiallista tasapainotilaa häiritsevä vaikutus saattaa vaikuttaa tuloksien luotettavuuteen erityisesti konsentraatioiden osalta; tästä ongelmasta ei ole tehty perusteellista selvitystä.

Mayerin (1990) mukaan kenttä- ja laboratorioanalytiikan soveltuvuutta verrattaessa myös tehtävien analyysien ajantarve on merkityksellinen tekijä. Jos itse analyysi on tutkimuksen aikaa vievin vaihe, ei kenttäanalytiikalla saavuteta merkittävää ajansäästöä. Jos näytteiden pakkaus ja kuljetus ovat tutkimusten etenemisen kannalta keskeinen vaihe voi kenttäanalytiikka merkittävästi nopeuttaa tutkimusta.

Passiivisen näytteenoton etuja ovat tarvittavien välineiden ja laitteiden yksinkertaisuus ja vähäinen laiteongelmien mahdollisuus sekä näytteenottohenkilökunnan vähäinen koulutuksen tarve. Näytteenoton yksinkertaisuus vähentää virhemahdollisuuksia. Passiivikeräimellä saatava kumulatiivinen näyte edustaa pitkää aikaväliä. Näin samalle alueelle sijoitettujen passiivikeräimien välille ei tule esim. säätilan vaihtelun tai muiden ympäristön muutosten aiheuttamia eroja. Vaikka näytteiden kuljettaminen muualle kuin tutkimusalueella sijaitsevaan laboratorioon on aikaa vievää, saattaa siitä olla myös hyötyä, koska kiinteän laboratorion laitteet ovat yleensä tarkempia, monipuolisempia ja luotettavampia kuin kenttälaboratorion laitteet. Passiivikeräimet ovat käyttökelpoisia tilanteissa, jossa tutkittavasta alueesta ja ongelmasta on riittävästi tietoa tutkimuksen huolelliseen suunnitteluun etukäteen. Passiivikeräimien edut tulevat esille esim. toistuvissa tarkkailumittauksissa. (Levin ym. 1986, Kerfoot 1988, Marrin ja Kerfoot 1988)

Näytteenottoon ja muualla tapahtuvaan analyysiin tarvittavaa pitkäköö aikaa pidetään yleisesti passiivisen näytteenoton suurimpana ongelmana (Marrin ja Kerfoot 1988, Kerfoot 1988). Mikäli näytteenottoon tarvittava aika voidaan supistaa tunteihin tai korkeintaan muutamiin vuorokausiin, kuten on asia Kerfootin (1988) mukaan, paranee passiivisen näytteenoton käyttökelpoisuus huomattavasti. Lindmarkin (1994) mukaan passiivisen näytteenoton ongelmana on adsorptioaineen adsorptiokyvyn mahdollinen ylittyminen liian pitkän näytteenottoajan vuoksi, ja huokosilman korkean suhteellisen kosteuden mittausta häiritsevä vaikutus. Pellizzarin ym. (1975 a ja b), Anderssonin ym. (1984), Levinin ym. (1986) ja Henriks-Eckermanin (1990) mukaan huokosilman suhteellinen kosteus ei vaikuttanut merkittävästi adsorbtiokeräimien tehokkuuteen käytettäessä seuraavia adsorbtiointeja: Tenax CG, XAD ja aktiivihili. Anderssonin ym. (1984) mukaan eräät VOC:eet hajoavat tai regoivat aktiivihillessä. Canon ja Hewittin (1994) mukaan otsoni saattaa aiheuttaa Tenax-adsorbtiointeissa muutoksia, jotka aiheuttavat virheitä analyysituloksiin. Hansonin ym. (1981) mukaan sekä XAD-2 että Tenax-GC hajoavat typen oksidien vaikutuksesta ja XAD-2:den ja typpidioksidin reaktiotuotteet vaikuttavat kaasukromatogra-

fianalyysin tuloksiin.

5.5.2 Näytteenottorakenteet

Näytteenottoputkien ja -sondien keskeinen ero on näytteenottoperiaatteessa. Sondin asennus tapahtuu nopeasti ja näytteenotto tehdään aktiivisesti heti asennuksen jälkeen. Näytteenottoputket asennetaan pysyvästi ja niistä voidaan ottaa näytteitä toistuvasti passiivisilla tai aktiivisilla menetelmillä. Sondien ja putkien väliset edut ja haitat ovat siten läheisesti sidoksissa näytteenottomenetelmien vastaaviin ominaisuuksiin.

Putkien asennus on sondien asennusta hitaampaa. Kaupunkialueella erilaisten maanalaisten kaapelien ja kanavien paikallistaminen ja huomioon ottaminen hidastaa asennustyötä yleisesti ja kaventaa sondien ja putkien asennuksen suhteellista eroa. Jos lisäksi näytteet analysoiva laboratorio on lähellä ja putkista aktiivisesti otetut näytteet voidaan nopeasti kuljettaa laboratorioon, kaventuu ajallinen ero sondien ja putkien käytön välillä edelleen.

Muoviset näytteenottoputket ovat hinnaltaan niin edullisia, että niitä voidaan pitää kertakäyttöisinä, vaikka tarvittaessa ne voidaan poistaa maasta, puhdistaa ja käyttää uudelleen. Sondien hinta riippuu rakenteesta, mutta yksinkertaisimmillaan sonditkin ovat edullisia, joskin hinnaltaan huomattavasti muoviputkia kalliimpia. Jo pelkästään Thompsonin ja Marrinin (1987) ja Kirkegardin (1988) sondeissa käytetty maaperään kairauksen jälkeen jäävä irtokärki maksaa lähes yhtä paljon kuin muovinen huokoskaasuputki.

Huokoskaasun näytteenottoon rakennetut kaivot (Weeks 1978, Suchomel ym. 1990, Cho ym. 1993, Guo ym. 1994) toimivat teknisesti hyvin ja niistä saadaan edustavia näytteitä. Huomattavan korkean hinnan ja hitaan asennuksen lisäksi negatiivisena yksityiskohtana voidaan mainita kaivon sementtirakenteiden toimiminen hiilidioksidia sitovana aineena.

Kuten kappaleessa 5.1.3 on todettu, huoneilman, erityisesti kellaritilojen ilman koostumus kuvaa maaperän huokoskaasun koostumusta. Maaperän ollessa roudassa yhteys huokoskaasun ja huone- ja kellaritilojen ilman välillä korostuu. Näytteenotto valmiista rakenteista on helppoa ja halpaa verrattuna putkien tai sondien käyttöön. Maaperän tai pohjaveden saastuneisuutta tutkittaessa liian monimutkainen kytkentä alkuperäiseen epäpuhtauksien lähteeseen saattaa kuitenkin aiheuttaa ylimääräisiä tulkintavaikeuksia ja virhemahdollisuuksia. Rakenteiden sisältä otetut näytteet sopivatkin paremmin maaperän kaasumaisten epäpuhtauksien aiheuttaman terveydellisen haitan arviointiin kuin maaperän tai pohjaveden saastuneisuuden tutkimiseen.

5.5.3 Näytteenkeräimet

Näytteenkeräimien välisessä vertailussa on huomiota kiinnitettävä käytännön toimintavarmuuteen vaihtelevissa olosuhteissa ja yhteensopivuuteen käytettävän analyysimenetelmän kanssa. Kaasunäytteenottoon tarkoitetut pussit ja erityiset kaasun keräykseen suunnitellut säiliöt ovat tilaa vieviä ja kömpelöitä, mutta ilmeisen toimintavarmoja (Kerfoot 1987 a ja b, Smith 1990, Hirata ja Nakasugi 1993). Teflonilla ja tedlarilla päällystetyissä näytekammioissa ja -pusseissa on todettu yhdisteiden välisistä kemiallisista reaktioista, seinämän läpi tapahtuvasta vuodosta ja seinämiin adsorboitumisesta johtuvia virheellisiä tuloksia (Grosjean 1985, MacMurry ja Grosjean 1985, Andino ja Butler 1991). Myös Keithin (1990) mukaan tutkittavien yhdisteiden adsorboituminen pussin tai putken seinämiin saattaa aiheuttaa merkittäviä virheitä tuloksiin. Kerfoot (1987a) totesi injektioruiskujen vuodon aiheuttaneen tilastollisesti havaittavaa virhettä analyysituloksiin. Lisäksi injektioruiskujen kaasutiivyyttä esim. kylmissä olosuhteissa tai lämpötilan

vaihdellessa voidaan epäillä.

Kaasukeräimiin otettava näyte edustaa huokoskaasun koostumusta ja konsentraatioita sellaisenaan. Adsorptioputkiin tapahtuvassa näytteenotossa kaasua voidaan tarvittaessa pumpata suuria määriä putken läpi, jolloin voidaan tutkia alhaisempina pitoisuuksina esiintyviä yhdisteitä. Adsorptio- ja ilmaisinputkien huonona puolena on "läpilyönnin" mahdollisuus, ja sen eliminoimisen aiheuttama analyysien määrän kaksinkertaistuminen. Adsorptioputkien keräystehokkuus saattaa olla myös riippuvainen lämpötilasta (Pellizzari ym. 1975a). Näytteiden säilytyksen ja kuljetuksen kannalta on adsorptioputkien vähäinen tilantarve ilmeinen etu.

6. KOKEILU

6.1 Tutkimuskohde

6.6.1 Ongelma

Huokoskaasumenetelmää haluttiin kokeilla todellisessa kohteessa, jossa on todettu vakava ongelma, jonka selvittäminen kuuluu ympäristökeskuksen tehtäviin. Kohteeksi valittiin Helsingin Ruskeasuon kaupunginosassa sijaitseva kerrostalo, jossa on tammikuusta 1993 alkaen havaittu voimakasta bensiinin hajua kellaritiloissa ja asunnoissa. Talossa on ympäristökeskuksen, pelastuslaitoksen ja vesilaitoksen toimesta tehty useita tarkastuksia, joissa on todettu bensiinin haisevan erityisesti kellarissa sijaitsevilla saunatiloissa ja tyhjissä asunnoissa. Hajun on oletettu tulevan em. tiloihin viemärien kautta. Tehdyissä mittauksissa on sekä asunnoista että kellaritiloista todettu alifaattisia ja aromaattisia hiilivetyjä niin korkeina pitoisuuksina, että ne ovat terveydelle haitallisia. Mittauksissa todettuja yhdisteitä ovat mm. bentseeni ja tolueni, jotka ovat tyypillisiä bensiinin komponentteja. Bentseeni on karsinogeeni ja tolueni neurotoksinen aine.

6.6.2 Alkuperä ja mahdolliset kulkeutumisreitit

Bensiinin komponenttien kulkeutumisreittiä taloon tai niiden alkuperää ei ole voitu luotettavasti osoittaa. Tien toisella puolella, ko. taloa vastapäätä sijaitsee huoltoasema, jonka on epäilty olevan ongelman aiheuttaja. Mahdollisia kulkeutumisreittejä ovat ilma, viemäriverkosto sekä maa- ja kallioperä.

Ilmakulkeutumista ei pidetä mahdollisena, koska asunnoista havaitut pitoisuudet olivat hyvin korkeita ja ilmaan huoltoasemalta vapautuvat bensiinihöyryt laimenevat ilmakulkeutumisen aikana. Alkuperäisen päästön tulisi olla hyvin suuri asunnosta havaittujen pitoisuuksien aikaansaamiseksi. Ilmakulkeutumiseen tarvittavan suuruisia päästöjä ei huoltoasemalla ole havaittu. Viemäriverkостosta ei tehdyissä tarkastuksissa ole aistinvaraisesti havaittu mitään bensiiniin viittaavaa. Tämä ei kuitenkaan kokonaan sulje pois viemärikulkeutumisen mahdollisuutta. Maaperäkulkeutumisen mahdollisuuden toteamiseksi talon ympäristöön asennettiin seitsemän huokoskaasuputkea. Lisäksi asennettiin yksi putki huoltoaseman pohjoispuolelle. Kallioperäkulkeutumisen mahdollisuutta ei toistaiseksi ole tutkittu.

6.2 Menetelmä

Huokoskaasututkimus suunniteltiin ja toteutettiin kirjallisuustutkimuksen perusteella.

6.2.1 Näytteenottorakenne

Näytteenottorakenteeksi valittiin huokoskaasuputket halvan hinnan ja helpon saatavuuden vuoksi. Putkien ulkohalkaisija oli 25 mm ja sisähalkaisija 22 mm. Putkimateriaali oli PVC. Putkien kokonaispituus oli 150 cm. Alimpaan 50 cm:iin tehtiin siiviläosa jossa oli yli sata 2,5 mm halkaisijaltaan olevaa reikää. Lisäksi putken alapää oli avoin. Putket suljettiin muovikalvolla ja kumikorkilla. Näytteitä otettiin myös sisältä tutkimuskohteena olevasta rakennuksesta samalla menetelmällä kuin putkista.

6.6.2 Asennus

Putkia varten kairattiin maaperään reikä traktorin lisälaitteena olevalla heijarikairalla ja tangolla, jonka halkaisija oli 32 mm. Kairaustanko puhdistettiin kuumalla vedellä kairausten välillä. Putket asennettiin siten, että siiviläosa tuli suurin piirtein syvyydelle 0,95-1,45 metriä. Pintavirtauksen estämiseksi putkien ympärys eristettiin bentoniitilla.

6.6.3 Näytteenotto ja analyysimenetelmä

Näytteenoton yhteydessä putken sulkemiseen käytetty kumikorkki vaihdettiin toiseen vastaavaan korkkiin, johon oli tehty n. 5 mm halkaisijaltaan oleva reikä. Korkissa olleen reijän ja putkea sulkeneen muovikalvon läpi työnnettiin terävä lasiputki, joka oli yhdistetty tefonletkulla adsorptioputkiin ja pumppuun. Näytteet otettiin lasisiin Tenax-adsorptioaineella täytettyihin adsorptioputkiin aktiivisesti pumppaamalla 10 minuutin ajan teholla 80 ml/min. Ennen näytteenottoa putket olivat olleet maaperässä useita vuorokausia. Putkista ei pumpattu pois kaasua ennen näytteenottoa. Näytteet analysoitiin termodesorptio/kaasukromatografia/massa-spektrometrialla.

6.3 Aluekuvaus

Maaperä

Tutkimusalue sijaitsee loivassa rinteessä, joka laskee etelässä olevalta kalliomäeltä kohti pohjoista. Alueen maaperä muodostuu kallion pintaa peittävästä kitkamaalajeista ja savesta. Savikerroksen paksuus lisääntyy pohjoista kohti. Tutkitun talon kohdalla maaperän pintaosa on savea 0-2 metrin paksuudelta. Saven alla on kitkamaalajeja, maaperän kokonaispaksuuden ollessa 3-4 metriä. Maaperä ohenee etelää kohti, ja huoltoaseman kohdalla maaperän paksuus on 1-2 metriä; maalajeina kitkamaalajit. Huoltoaseman eteläpuolella on kalliomäki, jonka korkeus on noin 20-30 m mpy. Myös tutkimusalueen itäpuolella kallionpaljastumat nousevat 20-25 metrin korkeuteen (GEO 1989). Kalliota on jouduttu louhimaan huoltoasemaa rakennettaessa. Tutkitun kiinteistön rakennustöiden yhteydessä on tehty maasiirtoja ja täyttöjä, joten on syytä olettaa, että maaperän pintaosa on häiriintynyt.

Pohjavesi

Pohjaveden virtaussuunta on likimäärin etelästä pohjoisen ja koillisen suuntaan; virtausta ohjaa kallion pinnan topografia. Pohjaveden virtausta tapahtuu lähinnä kallion pintaa peittävässä kitkamaalajikerroksessa osittain savikon alla. Kitkamaalajikerroksen vedenläpäisevyys ei käytettävissä olevien tietojen perusteella ole erityisen hyvä.

7. HAVAINTOJA MENETELMÄN TOIMIVUUDESTA

7.1 Menetelmä

Käytetty menetelmä osoittautui pääosin Helsingin olosuhteissa käyttökelpoiseksi. Huokoskaasututkimuksia voidaan suunnitella ja toteuttaa tässä raportissa esitetyn menetelmän mukaisesti, kun otetaan huomioon kappaleissa 6 ja 7 ehdotetut muutokset.

7.1.1 Näytteenottorakenne

Käytetty PVC-putki ei ole paras mahdollinen näytteenottoputki. PVC:sta todettiin huoneenlämpötilassa vapautuvan suljettuun putkeen sellaisia pitoisuuksia orgaanisia yhdisteitä, että ne vähentävät tuloksien luotettavuutta ja vaikeuttavat tulkintaa tarpeettomasti erityisesti pienien maaperäpitoisuuksien ollessa kyseessä. Putkimateriaaliksi tulee valita jatkossa sellainen muovi, josta ei vapaudu tuloksia vääristäviä yhdisteitä putkessa olevaan kaasuun.

Bentoniitti osoittautui käyttökelpoiseksi eristysmateriaaliksi; bentoniitti ja vesi (ja haluttaessa hiekka) kannattaa kuitenkin sekoittaa etukäteen sopivaan astiaan.

7.1.2 Asennus

Putkien asennus onnistui käytetyllä kalustolla nopeasti ja vaivattomasti. Kaikkiaan kahdeksasta putkesta viiden siiviläosa ulottui kairausvastuksen perusteella arvioiden savikerroksen alla olevaan kitkamaakerrokseen. Kolmen putken osalta ei kairausvastuksen perusteella voitu tehdä johtopäätöksiä maalajista. Kevyempääkin kairauskalustoa (esim. painokairaa tai käsikäyttöistä tärykairaa) voidaan harkita käytettäväksi mikäli maaperän kairausvastus arvioidaan sopivaksi. Nyt tutkitussa kohteessa heijarikaira oli kuitenkin tarpeen kitkamaakerroksen suuren kairausvastuksen vuoksi. Kairatangon halkaisijan tulisi olla lähempänä putken halkaisijaa. Kaluston hyvä liikkuvuus nopeutti selkeästi työskentelyä verrattuna esim. tela-alustalla liikkuviin kairauslaitteisiin tai käsikäyttöiseen painokairaan. Kaapelien, putkien ja kanaalien paikallistaminen ennen kairauksia on kaupunkiolosuhteissa ehdottoman välttämätöntä, vaikka se vie aikaa ja lisää kustannuksia.

7.1.3 Näytteenotto ja analyysimenetelmä

Adsorptioputket sopivat hyvin maaperän huokoskaasun näytteenottoon. Vähän tilaa vievien putkien käsittely kentällä on helppoa ja nopeaa. Putkien kuljettaminen laboratorioon on Helsingin ympäristökeskuksen tapauksessa vaivatonta ja nopeaa, eikä aiheuta tarpeetonta viivästystä. Pumppaustehon- ja tavan merkitystä ei tässä tutkimuksessa voitu ajan puutteen vuoksi selvittää.

Käytetty analyysimenetelmä on nopea ja sen tarkkuus on suuri. Tämän kaltainen korkealaatuinen analytiikka soveltuu huokoskaasututkimuksiin, mutta tarkkuudeltaan heikompikin analytiikka voi olla riittävä huokoskaasututkimuksien tarpeisiin (esim. Moseley ja Meyer 1992). Analyysimenetelmän valinta onkin tehtävä kustannuksia vertaillen.

7.2 Huokoskaasun VOC-pitoisuudet tutkimuskohteessa

Tutkituissa maaperästä pumpatuissa näytteissä havaittiin VOC:tä vain sellaisina pitoisuuksina, jotka ovat tavallisia runsaasti liikennöityjen katujen varsilla ulkoilmassa. Tuloksen mukaan maaperäkulkeutuminen kaasuna tai veteen liuenneena ei ole syy talon sisäilman VOC-pitoisuuksiin. Saven alapuolella olevan kitkamaalajikerroksen todennäköisesti korkea vesipitoisuus vähentää huokoskaasun liikkumista ja siten tukee edellistä johtopäätöstä. Talon kellarista ja ylimmän kerroksen asunnosta adsorptioputkiin samalla menetelmällä otetuissa näytteissä havaittiin huomattavasti suurempia pitoisuuksia. Jäljelle jäävät mahdollisuudet ovat kallioperäkulkeutuminen, viemärikuulkeutuminen ja talon sisäiset päästöt.

Bensiinin ja sen höyryjen kallioperäkulkeutuminen huoltoasemalta tutkittuun kiinteistöön on mahdollista, mikäli kallioperässä on huoltoaseman bensiinisäiliöiden kohdalla hyvin läpäisevä ruhje tai rakotihentymä, jonka suunta on likimäärin bensiinisäiliöiden ja talon välinen. Kallioperäkulkeutumisen mahdollisuus on suurempi, mikäli bensiinisäiliöt on louhittu kallioon. Huoltoaseman alla kulkee likimäärin pohjois-etelä-suuntaisena yhteiskäyttötunneli. Tunneliin suotautuvasta vedestä (näyte tunneliin vuotavasta vedestä huoltoaseman alapuolelta) on todettu bensiinin komponentteja, mm. MTBE:tä (FT Risto Kostiainen, suullinen tiedonanto 15.1.1995). VOC:den on todettu fraktioituvan mineraaliainekseen adsorboitumisen vaikutuksesta (Igari ja Sakata 1992). Säiliöstä kallioperään vuotavasta bensiinistä alla olevaan tunneliin kulkeutuisivat siksi nopeimmin juuri vesiliukoisimmat komponentit, kuten MTBE.

Yhteiskäyttötunnelin rakentamisen aikana alueen kallioperästä ja heikkousvyöhykkeiden esiintymisestä on tehty tarkka kartoitus. Yhteiskäyttötunneliin liittyviä tietoja kallioperän heikkousvyöhykkeiden suunnasta ja laadusta on saatavissa Helsingin kaupungin geoteknisestä toimistosta. Lisäksi kallioperästä ja sen rakoilusta voi tehdä havaintoja paljastumista huoltoaseman ympärillä.

8. JOHTOPÄÄTÖKSET

8.1 Huokoskaasututkimusten soveltuvuudesta Suomen olosuhteisiin

8.1.1 Optimiolosuhteet

Huokoskaasututkimukset soveltuvat parhaiten olosuhteisiin, joissa maaperä on kuiva ja lämmin. Maaperän tulee myös olla hyvin kaasua läpäisevää; Thompsonon ja Marrinin (1987) mukaan kaasuntäyttämän huokoisuuden tulisi olla vähintään 5%. Humuspitoisuuden olisi mielellään oltava alhainen. Näiden ominaisuuksien tulisi pysyä vakioina koko tutkimusalueella, eli maaperän tulisi lisäksi olla homogeenista ja isotrooppista.

8.1.2 Suomen ilmaston vaikutus

Suomen ilmastossa maaperän kuivuuden ja lämpimyyden vaatimukset toteutuvat harvoin. Maaperä on suuren osan vuotta roudassa ja roudan sulamisen aikana ja jonkin aikaa sen jälkeen maaperän vedellä kyllästymättömän vyöhykkeen vesipitoisuus on maalajista riippumatta korkea. Mitä alhaisempi on maaperän lämpötila, sitä pienempiä ovat huokoskaasun VOC-pitoisuudet. Korkea vesipitoisuus vähentää maaperän kaasunläpäisevyyttä ja vaikeuttaa siten huokoskaasututkimuksia. Alhainen lämpötila ja suuri kosteus eivät estä huokoskaasututkimuksia, mutta ne lisäävät tulkinnan virhemahdollisuuksia. Kesäkuukaukusten pitkinä kuivina jaksoina saattavat kuivuuden ja lämpivyyden vaatimukset täytyä Suomankin oloissa.

8.1.3 Suomen maaperän soveltuvuus huokoskaasututkimuksiin

Suomen maaperästä

Suomen maaperä on pääosin syntynyt jääkauden aikana ja sen jälkeen, ja on siten iältään varsin nuorta. Maaperän kerrospaksuus on keskimäärin vain 8,64 metriä (Okko 1964). Kallion ja maaperän rajapinta on selkeä kaikkien huokoskaasututkimusten kannalta keskeisten ominaisuuksien kannalta. Pohjaveden pinta on varsin lähellä maanpintaa.

Huokoskaasututkimukset kohdistuvat yleensä pinta-alaltaan melko pieniin kohteisiin; tavallisimpia kohteita ovat teollisuustontit. Suunniteltaessa huokoskaasututkimusta ja tulkittaessa sen tuloksia on pohdittava tutkimuskohteen geologisen ympäristön yleistä soveltuvuutta huokoskaasututkimuksiin. Seuraavassa tarkastellaan huokoskaasumenetelmän yleistä soveltuvuutta Suomessa tavallisimpien geologisten ympäristöjen tutkimiseen. Käytetty jako erilaisiin maaperämuodostumiin samoin kuin maaperämuodostumien suhteelliset osuudet Suomen maa-alasta ovat Kujansuun ja Niemelän (1990) esittämiä, ellei toisin erikseen mainita.

Jäätikköjokikerrostumat

Karkearakeisia, hyvin kaasua läpäiseviä ja siten huokoskaasututkimusten kannalta otollisimpia materiaaleja ovat Suomessa hiekka- ja sora. Hiekkaa ja soraa sisältäviä harju-, delta-, reuna- ja saumamuodostumia on Suomen maa-alasta vain 5 %. Näissä muodostumissa myös vedellä kyllästymättömän kerroksen paksuus on yleensä Suomen mittakaavassa suuri, mikä on edullista huokoskaasututkimusten kannalta.

Joki-, ranta- ja tuulikerrostumat

Suomen maa-alasta on alle kolme prosenttia joki-, ranta- ja tuulimuodostumia. Näiden muodostumien materiaali on yleensä karkearakeista siksi niiden kaasunläpäisevyys on todennäköisesti huokoskaasututkimuksiin soveltuva.

Moreenit

Erilaisia moreeneita on Suomen maa-alasta keskimäärin yli 50 % (Helenelund 1964, Kujansuu ja Niemelä 1990). Moreenien soveltuvuutta huokoskaasututkimuksiin voidaan tarkastella kahdella eri tavalla: materiaaliominaisuuksien kannalta, erityisesti raekokojakautuma on tärkeä parametri sekä syntyvän kannalta.

Karkearakeiset, hyvin läpäisevät moreenit sopivat tyydyttävästi huokoskaasututkimusten kohteeksi, kun taas hienoainespitoisten moreenien läpäisevyys on pienempi ja soveltuvuus huokoskaasututkimuksiin huonompi. Hienoainespitoisuuden kasvun myötä huokosten koko pienenee ja kapillaarisesti pidättyvän veden määrä lisääntyy, mikä vähentää kaasunläpäisevyyttä edelleen. Helenelundin (1964) mukaan Suomen moreeneista 44,7 % on hiekka- tai soramoreeneja. Näiden moreenien kaasunläpäisevyys on rakeisuuden perusteella arvioituna huokoskaasututkimusten kannalta vähintään tyydyttävä.

Pohjamoreenit, joita Suomen maa-alasta on 48,2 %, ovat syntyneet mannerjäätikön pohjalla suuren paineen alaisina, ja ovat rakenteeltaan tiiviitä ja raekokojakautumasta riippumatta läpäisevyydeltään yleensä muita löyhempiä moreeneja huonompia. Tästä syystä pohjamoreenit eivät ole huokoskaasututkimusten kannalta otollisia. Pohjamoreenien tiiviys asettaa vaatimuksia myös huokoskaasun näytteenottokalustolle; pohjamoreenin kairausvastus on suuri verrattuna muihin maalajeihin, joten putkien ja sondien asennukseen käytettävältä kalustolta vaaditaan myös enemmän.

Ablaatiomoreeni on mannerjäätikön sulaessa syntyntä rakenteeltaan löyhää ja usein pohjamoreenia karkearakeisempaa ainesta. Ablaatiomoreeni sisältää usein myös lajittunutta ainesta. Ablaatiomoreenia on Suomen maa-alasta 5,1 %. Karkearakeisuuden ja löyhyyden vuoksi ablaatiomoreeni on vähintään tyydyttävästi kaasua läpäisevää. Yleensä vähäinen kerrospaksuus ja aineksen heterogeenisuus (Helenelund 1964) vaikeuttavat huokoskaasututkimuksia ablaatiomoreenissa.

Savikot, turvekerrostumat ja kalliomaat

Rannikkoseuduilla yleisten savikkojen (8,3 % koko Suomen maa-alasta) pintaosassa oleva, vain osittain vedellä kyllästynyt kuivakuori soveltuu huokoskaasututkimuksiin huonosti pienen kerrospaksuutensa ja korkean vesi- ja humuspitoisuutensa takia. Kuivakuoren läpäisevyys saattaa kuivumiskutistuman ja murumaisen routaantumisen aiheuttaman rakenteen vuoksi olla tyydyttävä huokoskaasututkimusten kannalta.

Turve, joka on yleinen pintamaalaji Pohjois- ja Keski-Suomessa (Suomen maa-alasta 15,5 %) ei sekään sovellu huokoskaasunäytteiden ottoon, koska pohjaveden pinta on turvekerrostumissa lähes maanpinnan tasalla eikä kaasun täyttämää huokostilaa siten ole. Lisäksi turpeen suuri adsorptiokapasiteetti estää sekä kaasumaisten että veteen liuenneiden VOC:den leviämistä tehokkaasti.

Huomattava osa Suomen maa-alasta (13,4 %) luokitellaan kalliomaaksi. Kalliomaat ovat alueita joilla kallio on paljastuneena tai alle yhden metrin paksuisen maakerroksen peitossa. Kalliomaiden ohut maapeite soveltuu maalajista riippumatta huonosti huokoskaasututkimuksiin koska ohuessa maapeitteessä huokoskaasun koostumus vastaa ilmakehän koostumusta.

Maankäytön merkitys

Hiekka, sora ja karkearakeiset moreenit ovat kantavuudeltaan hyviä (Helenelund 1964, 1966, Tammirinne 1969), vähän tai ei ollenkaan routivia maalajeja. Näiden ominaisuuksien vuoksi ko. maalajit ovat hyvää rakennuspohjaa, ja kun ne vielä koetaan yleisesti miellyttäviksi ympäristöiksi, on niille keskittynyt paitsi paljon asutusta myös paljon teollisuutta. Harjuille ja reunamuodostumilla on niiden hyvän kulkukelpoisuuden vuoksi keskittynyt perinteisesti myös paljon liikenneväyliä. (Kontturi 1984, Kontturi ja Lyytikäinen 1985, 1987 a ja b).

Hyvin huokoskaasututkimuksiin soveltuvia alueita on vähän!

Huokoskaasututkimuksiin hyvin soveltuvia maaperämuodostumia on siis Suomessa alueellisesti melko vähän, noin 9 %, mutta ne ovat yleensä yhteiskunnalle tärkeitä alueita, ja niille on sijoittunut paljon mahdollisesti huokoskaasututkimusten tarvetta aiheuttavia toimintoja. Huokoskaasututkimuksiin vaihtelevasti soveltuvia moreenimuodostumia sen sijaan on huomattavasti enemmän. Huokoskaasututkimuksiin soveltumattomia alueita (suot, savikot ja kalliomaat) on yhteensä noin 38 %.

Pohjavesi

Vedellä kyllästymättömän maaperän paksuus on Suomessa yleensä vain muutamia metrejä, mikä on varsin vähän verrattuna sellaisiin maihin, joissa huokoskaasumenetelmää on kehitetty ja sitä käytetään runsaasti. Ohut vedellä kyllästymätön kerros vaikeuttaa monin tavoin huokoskaasututkimuksia. Pohjavedestä maaperään vapautuvan VOC:den konsentraatiogradientti muodostuu ohuessa vedellä kyllästymättömässä kerroksessa jyrkäksi ja konsentraatiot häiriintyvät herkästi. Tämä asettaa näytteenotolle erityisiä vaatimuksia: näytteet on otettava likimäärin samalta etäisyydeltä pohjaveden pinnasta ja huokoskaasun tasapainotilan häiriintymistä on erityisesti vartottava. Maan pinnalta tai vedellä kyllästymättömästä vyöhykkeestä vapautuva VOC:n leviämistä on syytä tarkastella lähinnä horisontaalisuunnassa, koska leviämisen merkitys vertikaalisuunnassa on vähäinen; VOC savuttaa lähes kaikissa tapauksissa nopeasti pohjaveden pinnan koska suhteellisen ohuen vedellä kyllästymättömän kerroksen adsorptiokapasiteetti ja kapillaarinen pidätyskyky riittävät pysäyttämään vain suhteellisen pienen VOC-määrän.

8.2 Huokoskaasututkimusten soveltuvuus Helsingin olosuhteisiin

8.2.1 Ilmasto

Helsingissä vaikuttavat samat edellisessä kappaleessa mainitut ilmastolliset tekijät kuin muuallakin Suomessa. Joskin routa on Etelä-Suomessa keskimäärin ohuempaa kuin Suomessa yleisesti ja maa on roudassa lyhyemmän osan vuotta (Leppäjarvi 1990 s.223-226). Helsingin ilmasto on kuitenkin suuren osan vuotta huokoskaasututkimusten kannalta yhtä epäsuotuisa kuin Suomessa yleensä.

8.2.2 Maaperä

Luonnontilainen maaperä

Helsingin maaperää luonnehtivat ohuen kitkamaakerroksen peitossa olevat kallioalueet, avokalliot, joita esim. Vantaanjoen valuma-alueella on 10 % maa-alasta ja laajat savikot, joita Helsingin seudun maaperästä on noin kolmannes (Helsingin seutukaavaliitto 1987, GEO 1989). Ne kitkamaa-alueet, joiden läpäisykyky on riittävä ja joiden kerrospaksuus on enemmän kuin kaksi metriä soveltuvat tyydyttävästi huokoskaasututkimuksiin. Suurimpia yhtenäisiä tällaisia alueita ovat Santahamina ja Kallahdenniemi, jotka on myös luokiteltu arvokkaiksi harjualueiksi (Helsingin seutukaavaliitto 1987). Kallioalueita peittävät alle yhden metrin paksuiset kitkamaat, joita Helsingissä on geoteknisen kartan perusteella varsin runsaasti (Helsingin seutukaavaliitto 1987, GEO 1989), eivät sovellu huokoskaasututkimuksiin. Luonnontilaiset savikkoalueet eivät myöskään sovellu huokoskaasututkimuksiin.

Täyttömaat ovat erityinen ongelma

Ihmisen pitkään jatkunut vilkas toiminta näkyy Helsingin maaperässä täyttömaa-alueiden laajuutena ja runsautena. Rakennuspaineet kohdistuvat usein juuri täyttömaa-alueisiin. Täyttömaa-alueiden aikaisempi käyttö on kuitenkin varsin usein ollut sellaista, että maaperän voidaan olettaa saastuneen, ja ympäristöhygieenisten tutkimusten tarve on ilmeinen. Huokoskaasututkimukset soveltuvat kuitenkin huonosti täyttömaa-alueiden VOC-saastumien tutkimiseen. Syynä tähän on täyttömaiden yleinen heterogeenisuus. Täyttömaiden aines vaihtelee erilaisista puhtaista mineraalimaa-aineksista orgaaniseen ainekseen ja rakennus- ja yhdyskuntajätteeseen asti. Ainesten keskinäinen jakautuminen on satunnaista ja läpäisevyys samoin kuin vesi- ja humuspiitoisuus vaihtelevat satunnaisesti. Systemaattisella tai satunnaisella huokoskaasun näytteenotolla tämän kaltaisesta materiaalista ei saada käyttökelpoista kuvaa huokoskaasun VOC-pitoisuuksista tai saastuneista alueista.

Harkinnanvaraisesti rakennettavaksi suunniteltujen talojen tai muiden rakenteiden kohdalta otetut huokoskaasunäytteet antavat käyttökelpoista informaatiota mahdollisen maa- ja pohjavesinäytteenoton kohdentamisen pohjaksi. Lisäksi huokoskaasun VOC-pitoisuudet kuvaavat suhteellisesti maaperästä rakennuksiin kulkeutuvia VOC-määriä; mitä suurempia ovat maaperän huokoskaasun VOC-pitoisuudet sitä suurempia määriä VOC:ä kulkeutuu huonetiloihin. Huokoskaasun pitoisuuksien perusteella ei voida kuitenkaan ennustaa huonetilojen VOC-pitoisuuksia koska niihin vaikuttavat rakennusten tekniset ratkaisut ja tarkasteluhetken säätila. Kaikki tämän kaltaisista tutkimuksista ja kohteista saatava informaatio on kuitenkin vain pistekohtaista, eikä tuloksia voida yleistää koskemaan tutkimuspisteiden välisiä alueita.

8.3 Jatkotutkimuksista

Huokoskaasututkimuksia voidaan suunnitella ja toteuttaa tässä raportissa kuvatulla tavalla edellä mainituin edellytyksin. Tutkimusten onnistumisen varmistamiseksi ja luotettavuuden parantamiseksi tulisi kuitenkin seuraaviin seikkoihin kiinnittää jatkossa huomiota:

Näytteen pumppaustehon- ja tavan vaikutusta havaittuun huokoskaasunäytteen koostumukseen tulee selvittää edelleen, jotta voitaisiin todeta, edustaako näyte huokoskaasun koostumusta vai vaikuttaako liian suuri pumppausteho- tai määrä konsentraatioihin alentavasti. Samalla tulisi var-

mistaa bentoniittieristyksen toimivuus; voimakkaan pumppauksen tulisi aiheuttaa putkeen alipaine melko nopeasti. Raportin (1992) mukaan alipaineen syntymisen ja suuruuden perusteella voidaan myös varmistaa, että maaperän ilmanläpäisevyys on riittävä huokoskaasututkimuksiin.

Passiivikeräimien käyttökelpoisuutta tulisi tutkia käytännön kokeilujen avulla. Passiivikeräimen käyttö yksinkertaistaisi huokoskaasututkimuksia merkittävästi. Lisäksi toimiva passiivikeräin olisi tehokas väline ongelmallisten kohteiden jatkuvaan seurantaan.

Lisäksi huokoskaasututkimusten yleisen Suomen olosuhteisiin soveltuvuuden selvittämiseksi tulisi selvittää huokoskaasunäytteiden otto roudan alapuolelta sekä roudan ja talvisten olosuhteiden yleistä vaikutusta huokoskaasututkimusten käyttömahdollisuuksiin.

9. KIRJALLISUUS

Aalto, J. 1985. Veden virtaus maassa. Teoksessa: Korhonen, K-H., Hartikainen, J., Hitunen, R., Jääskeläinen, H. ja Kleemola, J. (toim.): RIL 157-I Geomekaniikka I. Suomen rakennusinsinööri-liitto, Helsinki, s. 413-479.

Ahonen, S. ja Forss, P. 1981. Viljelymaan lyijy- ja kadmiumpitoisuuksista Helsingin kaupungin alueella. Helsingin kaupunki, terveydellisten tutkimusten laboratorio.

Alexander, M. 1985. Biodegradation of organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 18, No. 2. s. 106-111.

Amali, S., Petersen, L.W. ja Rolston, D.E. 1994. Modelling multicomponent volatile organic and water adsorption on soils. *J. Hazardous Materials*, Vol. 36, s. 88-108.

Amali, S. ja Rolston D.E. 1993. Theoretical investigation of multicomponent organic vapor diffusion: steady-state fluxes. *J. Environ. Qual.* Vol. 22, s. 825-831.

Andersson, K., Levim, J-O., Lindahl, R. ja Nilsson, C-A. 1984. Influence of air humidity on sampling efficiency of some solid adsorbents used for sampling organics from work-room air. *Chemosphere* Vol. 13, No. 3, s. 437-444.

Andino, J.M. ja Butler, J.W. 1991. A study of the stability of metanol-fueled vehicle emissions in tedlar bags. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 25, No. 9, s. 1644-1646.

Armstrong, E.J., Frind, E.O. ja McCellan, R.D. 1994. Nonequilibrium mass transfer between the vapour, aqueous, and solid phases in unsaturated soils during vapor extraction. *Water Resources Res.* Vol. 30, No. 2, s. 355-368.

Arvela, H. ja Wiqvist, K. 1986. Influence of source type and air exchange on variations of indoor radon concentration. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety. STUK-A51, 31 s.

Assmuth, T. 1992a. Saastuneiden maa-alueiden riskinarviointi. *Ympäristö ja Terveys*, vsk. 23, No. 2-3, s. 120-131.

Assmuth, T. 1992b. Saastuneiden maa-alueiden tutkimuksen yleinen toteutus ja kenttämenetelmät. *Ympäristö ja Terveys*, vsk. 23, No. 2-3, s. 105-119.

Assmuth, T., Strandberg, T., Joutti, A. ja Kalevi, K. 1992. Kemiallisesti saastuneen maaperän tutkimusmenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 97 - sarja A. 103 s. ISBN 951-47-5716-5.

Baehr, A.L. 1987. Selective transport of hydrocarbons in the unsaturated zone due to aqueous and vapor phase partitioning. *Water Resources Res.* Vol. 23, 10 s. 1926-1938.

Baek, N.H., Clesceri, L.S. ja Clesceri, N.S. 1989. Modeling of enhanced biodegradation in unsaturated soil zone. *J. Environ. Eng.* Vol. 115, No. 1, s. 150-172.

Ballesta, P.P., Ferradàs, E.G. ja Aznar, A.M. 1992. Simultaneous passive sampling of volatile organic compounds. *Chemosphere*, Vol. 25, No. 12, s. 1797-1809.

- Ballesta, P.P., Ferradàs, E.G. ja Aznar, A.M. 1993. Effects of the diffusion membrane on passive sampling. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 10. s. 2031-2034.
- Ball, K.T., Nicholson, R.A. ja Peachley, D. 1983. Effects of meteorological variables on certain soil gases used to detect buried ore deposits. *Trans. Instn. Min. Metall. (Sect. B)* Vol 92, November 1983, s. 183-190.
- Ball, K.T., Nicholson, R.A. ja Peachley, D. 1985. Gas geochemistry as an aid to detection of buried mineral deposits. *Trans. Instn. Min. Metall. (Sect. B)* Vol 94, November 1985, s. 181-188.
- Ball, W.B. ja Roberts, P.V. 1991. Long termn sorbtion of halogeneted organic chemicals by aquifer material. 1. Equilibrium. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 25, No. 7, s. 1223-1237.
- Ball, W.B. ja Roberts, P.V. 1991. Long termn sorbtion of halogeneted organic chemicals by aquifer material. 2. Intraparticle diffusion. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 25, No. 7, s. 1237-1249.
- Barnes, C.J. 1989. Solute and water movement in unsaturated soils. *Water Resources Res.* Vol. 25, No. 1, s. 38-42.
- Batterman, S.A., McQuown, B.C., Murthy, P.N. ja McFarland, A.R. 1992. Design and evaluation of a long-termn soil gas flux sampler. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 4, s. 709-714.
- Betterton, E.A. ja Hoffmann, M.R. 1988. Henry's law constants of some environmentally important aldehydes. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 22, No. 12, s. 1415-1418.
- Billings, W.N. ja Bidleman, T.F. 1980. Field comparison of polyuretan foam and Tenax-GC resin for high-volume air sampling of chlorinated hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 14, No. 6, s. 679-683.
- Borden, R.C., Lee, M.D., Thomas, L.J., Bedient, P.B. ja Ward, C.H. 1989. In situ measurement and numerical simulation of oxygen limited biotransformation. *Ground Water Monitorin Rew.* Vol. 9, No. 1, s. 83-91.
- Bosman, R. 1993. Sampling strategies and the role of geostatistics in the investigation of soil contamination. Teoksessa: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J. (toim.). *Contaminated soil-93. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin.* Vol. 1 s. 587-597.
- Bosman, R. ja Lame, F.P.J. 1990. Systematic sampling strategies for the investigation of soil and waterbottom contamination. Teoksessa: Arendt, F., Hinsenveld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). *Contaminated soil-90. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe.* Vol. 1 s. 746-745.
- Bouchard, D.C., Mravik, S.C. ja Smith, G.B. 1990. Benzene and naphtalene sorption on soil contaminated with high molecular weight residual hydrocarbons from unleded gasoline. *Chemosphere* Vol. 21, No. 8, s. 975-989.
- Boynton, D. ja Compton, O.C. 1944. Normal seasonal changes of oxygen and carbondioqide percentages in gas from the larger pores of three orchard subsoils. *Soil Sci.* Vol. 57, s. 107-117.

Brookes, B.J. ja Young, P.J. 1983. The development of sampling and gas chromatography-mass spectrometry analytical procedures to identify and determine the minor organic components in landfill gas. *Talanta* Vol. 30 s. 665-676.

Bruckler, L., Ball, B.C. ja Renault, P. (19??) Laboratory estimation of gas diffusion coefficient and effective porosity in soils. *Soil Sci.* Vol. 147, No. 1, s. 1-10.

Buchter, B., Davidoff, B., Amache, M.C., Hinz, C., Iskandar, I.K. ja Selim, H.M. 1989. Correlation of Freundlich k_d and n retention parameters with soils and elements. *Soil Sci.* Vol. 148, No. 5, s. 370-379.

Burkhard, L.P., Armstrong, D.E. ja Andren, A.W. 1985. Henry's law constants for the polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 19, No. 7, s. 590-596.

Camillo, P.J., Gurney, R.J. ja Schmutge, T.J. 1983. A soil atmospheric boundary layer model for evapotranspiration and soil moisture studies. *Water Resources Res.* Vol. 19, No. 2, s. 371-380.

Cao, X-L. ja Hewitt, C.N. 1994. Study of the degradation by ozone of adsorbents and of hydrocarbons adsorbed during the passive sampling of air. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 5, s. 757-762.

Capaccioni, B., Martini, M., Mangani, F., Giannini, L., Nappi, G. ja Prati, F. 1993. Light hydrocarbons in gas-emissions from volcanic areas and geothermal fields. *Geochemical J.* Vol. 27, s. 7-17.

Carberry, J.B. ja Lee, S.H. 1990. Fate and transport of petroleum in the unsaturated soil zone under biotic and abiotic conditions. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 22, No. 6. s. 45-52.

Cary, J.W., McBride, J.F. ja Simmons, C.S. 1989. Observations of water and oil infiltration into soil: some simulation challenges. *Water Resources Res.* Vol. 25, No. 1, s. 73-80.

Chiou, C.T. ja Shoup, T.D. 1985. Soil sorption of organic vapours and effects of humidity on sorptive mechanism and capacity. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 19, s. 1196-1200.

Cho, H.J., Jaffé, P.R. ja Smith, J.A. 1993. Simulating the volatilization of solvents in unsaturated soils during laboratory and field infiltration experiments. *Water Resources Res.* Vol. 29, No. 10, s. 3329-3342.

Clifford, S.M. ja Hillel, D. 1986. Knudsen diffusion: the effect of small pore size and low gas pressure on gaseous transport in soil. *Soil Sci.* Vol. 141, No. 4, s. 289-297.

Connaughton, D.F., Stedinger, J.R., Lion, L.W. ja Shuler, M.L. 1993. Description of time-varying desorption kinetics: release of naphthalene from contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 12, s. 2397-2403.

Coutant, R.W. ja Scott, D.R. 1982. Applicability of passive dosimeters for ambient air monitoring of toxic organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 16, No. 7, s. 410-413.

Crittenden, J.C., Luft, P., Hand, D.W., Oravitz, J.L., Loper, S.W. ja Arl, M. 1985. Prediction of multicomponent adsorption equilibria using ideal adsorbed solution theory. *Environ. Sci.*

Technol. Vol. 19, No. 11, s. 1037-1043.*

Crist, H.L. ja Mitchell, W.J. 1986. Field audit results with organic gas standards on volatile organic ambient air samplers equipped with Tenax GC. Environ. Sci. Technol. Vol. 20, No. 12, s. 1260-12162.

Culvert, T.B., Shoemaker, C.A. ja Lion, L.W. 1991. Impact of vapor sorbtion on the subsurface transport of volatile organic compounds: A numerical model and analysis. Water Resources Res. Vol. 27, No. 9, s. 2259-2270.

De Jong, E., Douglas, J.T. ja Goss, M.J. 1983. Gaseous diffusion in shrinking soils. Soil. Sci. Vol. 136, No. 1, s. 10-18.

Deyo, B.G., Robbins, G.A. and Binkhorst, G.K. 1993. Use of portable oxygen and carbon dioxide detectors to screen soil gas for subsurface gasoline contamination. Ground Water, Vol. 3, No 4 s. 598-604, July-August 1993.

Dexter, A.R. 1993. Heterogenity of unsaturated, gravitional flow of water through beds of large particles. Water Resources Res. Vol. 29, No. 6, s. 1859-1862.

Dombrowski, H.S. ja Brownell, L.E. 1954. Residual equilibrium saturation of porous media. Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 46, No. 6. 2. 1207-1219.

Dunnivant, F.M., Coates, J.T. ja Elzerman, A.W. 1988. Experimentally determined henrys's law constants for 17 polychlorobiphenyl congeners. Environ. sci. Technol. Vol. 22, No. 4, s. 448-453.

Ettala, M. 1992. Haihtuvien yhdisteiden poisto maaperästä huokosilmatekniikalla. Ympäristö ja Terveys, vsk. 23, No. 2-3, s. 160-164.

Ettala, M. ja Winqvist, K. 1991. Huokosilman laadun käyttö arvioitaessa likaantuneiden maa-alueiden soveltuvuutta asuntotuotantoon. Teoksessa: Pelkonen, M. (toim.). Toinen jätehuollon tutkimusseminaari 1991, s. 163-169. Helsingin teknillinen korkekoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio, Julkaisu 9. ISBN 951-22-0516-5.

Falta, R.W., Javandel, I., Pruess, K. ja Witherspoon, P.A. 1989. Density-driven flow of gas in the unsaturated zone due to the evaporation on volatile organic compounds. Water Resour. Res. 25, s. 2159-2169.

Farrell, J. ja Reinhard, M. 1994a. Desorbtion of halogenated organics from model solids, sediments, and soil under unsaturated conditions. 1. Isotherms. Environ. Sci. Technol. Vol. 28, No. 1, s. 53-62.

Farrell, J. ja Reinhard, M. 1994b. Desorbtion of halogenated organics from model solids, sediments, and soil under unsaturated conditions. 2. Kinetics. Environ. Sci. Technol. Vol. 28, No. 1, s. 63-72.

Ferrand, L.A. ja Celia, M.A. 1992. The effect of heterogenity on the drainage capillarity pressure-saturation relation. Water Resources Res. Vol. 28, No. 3, s. 859-870.

Forss, P. ja Ahonen, S. 1982. Viljelymaan lyijy- ja kadmiumpitoisuuksista Helsingin kaupungin

alueella. Ympäristö ja Terveys, No. 8-9, s. 647-654.

Gabarini, D.R. ja Lion, L.W. 1986. Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 20, No. 12, s.1263-1269.

Galim, Ts., Gerstl, Z. ja Yaron B. 1990. Soil pollution by petroleum products, III, Kerosene stability in soil columns as affected by volatilisation. *J. Contaminant Hydrology*, Vol.5, s. 375-385.

Garbesi, K., Sextro, R.G., Fisk, W.J., Modera, M.P. ja Revzan, K.L. 1993. Soil-gas entry into an experimental basement: model measurement comparisons and seasonal effects. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 3, s. 466-473.

GEO 1989. Geotekninen kartta, 1:10 000. Helsingin kaupunki, Geotekninen osasto.

Gierke, J.S., Hutzler, N.J. ja Crittenden, J.C. 1990. Modeling the movement of volatile organic chemicals in columns of unsaturated soil. *Water Resources Res.* Vol. 26, No. 7, s. 1529-1547.

Goldman, S. ja Minkin, L.M. 1993. Diffusion waves in the soil. *Chemosphere* Vol. 27, No. 9, s. 1763-1776.

Goldman, S., Minkin, L.M. ja Makarov, V.P. 1992. Non-isothermal gaseous exchange between soil and atmosphere. *Chemosphere*, Vol. 24, No. 12, s. 1961-1988.

Goss, K-U. 1992. Effects of temperature and relative humidity on the sorption of organic vapors on quartz sand. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 11, s. 2287-2294.

Goss, K-U. 1993. Effects of temperature and relative humidity on the sorption of organic vapors on clay minerals. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 10, s. 2127-2132.

Goss, K-U. 1994. Adsorption of organic vapors on polar mineral surfaces and on a bulk water surface: development of an empirical predictive model. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 4, s. 640-645.

Grantham, G. ja Eddis M.K.D. 1990. Contamination of soils by hazardous gases: investigation, monitoring, diagnosis and treatment. Teoksessa: Arendt, F., Hinsenveld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). Contaminated soil-90. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe. Vol. 1 s. 681-689.

Grathwohl, P. ja Reinhard, M. 1993. Desorption of trichloroethylene in aquifer material: Rate limitation at the grain scale. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 12, s. 2360-2366.

Gregory, R.G. ja Durrance, E.M. 1987. Helium in soil gas: a method of mapping groundwater circulation systems in fractured plutonic rock. *Appl. Geochemistry* Vol. 2, No. 1, s. 11-23.

Grosjean, D. 1985. Wall loss of gaseous pollutants in outdoor teflon chambers. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 19, No. 11, s. 1059-1065.

Grubner, O. ja Burgess, W.A. 1981. Calculation of adsorption breakthrough curves in air cleaning and sampling devices. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 15, No. 11, s. 1346-1351.

- Guo, W., Parizek, R.R. ja Rose, A.W. 1994. The role of thermal convection in resuppling O₂ to strip coal-mine spoil. *Soil. Sci.* Vol. 158, No. 1, s. 47-55.
- Haderlein, S.B. ja Schwarzenbach, R.P. 1993. Adsorption of substituted nitrobenzens and nitrophenols to mineral surfeces. *Environ. Sci. Technol.* Vol 27, No. 2, s. 316-326.
- Hanson, R.L., Clark, C.R., Carpenter, R.L. ja Hobbs, C.H. 1981. Evaluation of Tenax-GC and XAD-2 as polymer adsorbents for sampling fossil fuel combustion products containing nitrogen oxides. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 15, No. 6, s. 701-705.
- Harmon, T.C. ja Roberts, P.V. 1994. Comparision of intraparticle sorption and desorption for a halogenated alkane in a sandy aquifer material. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 9, s. 1650-1660.
- Harper, M. ja Purnell, C.J. 1990. Alkylammonium montmorillonites as adsorbents for organig vapors from air. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 1, s. 55-62.
- Hawker, D.W. 1989. Vapor pressures and henry's law constants of polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 23, No. 10, s. 1250-1253.
- Head, K.H. 1982. Manual of soil laboratory testing. Volume 2: Permeability, shear strenght and compressibility tests. Pentech Press, Plymouth, 1982, s. 335-747.
- Helden, J. 1991. Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord. Metodik vid provtagning, analys och utvärdering. Byggeforskningsrådet, rapporter 55.
- Helenelund, K.V. 1964. Moreenimaalajien kantavuusominaisuuksista. Valtion teknillinen tutkimuslaitos, tiedotus, sarja III-rakennus, 79, 113 s.
- Helenelund, K.V. 1966. Kitkamaalajien kantavuusominaisuuksista. Valtion teknillinen tutkimuslaitos, tiedotus, sarja III-rakennus, 97, 113 s.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993. Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 1993. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 10/93, 75 s.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1994. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelma vuosille 1994-1998. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/94, 58 s.
- Helsingin seutukaavaliitto 1987. Helsingin seudun seutukaava. Arvokkaat harjumaisemat. Luonnos 14.9.1987. Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja, 58 s.
- Henriks-Eckerman. M-L. 1990. Sampling efficiency of Amperlite XAD-2 with glassfiber prefilter and charcoal as back-up section for collection of mixtures of organig air pollutants at the µg/m³ level. *Chemosphere* Vol. 21, No. 7, s. 889-904.
- Hermosin, M.C., Martin, P. ja Cornejo, J. 1993. Adsorption mechanisms of monobutylin in clay minerals. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 12, s. 2606-2611.
- Hinkle, M.E. 1991. Seasonal and geothermal production variations in concentrations of He and CO₂ in soil gases, Roosevelt Hot Springs known geothermal resource area, Utah, U.S.A. *App.*

Geochemistry Vol. 6, s. 35-47.

Hinkle, M.E. 1994. Environmental conditions affecting concentrations of He, CO₂, O₂ and N₂ in soil gases. *App. Geochemistry* Vol. 9, s. 53-66.

Hirata, T ja Nakasugi, O. 1993. Remedial operation for subsurface pollution due to volatile organochlorine using soil ventilation and ground water extraction. Teoksessa: Arendt, F., Annok-kee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J (toim.). *Contaminated soil-93*. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin. Vol. 1 s. 1019-1028.

Hix, G.L. 1992. Squeaky clean drill rigs. *Ground Water monitoring Rew.* Vol. 7, No. 3, s. 94-97.

Hoag G.E. ja Marley, M.C. 1986. Gasoline residual saturation in unsaturated uniform aquifer materials. *J. Environ. Eng.* Vol. 112, s. 586-604.

Hoff, J.T., Gillham, R., Mackay, D. ja Shiu, W.Y. 1993. Sorption of organic vapors at the air-water interface in a sandy aquifer material. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 13, s. 2789-2794.

Hortensius, D., Bosman, R., Harmsen, J. ja Wever, D. 1990. Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands. Teoksessa: Arendt, F., Hinsenveld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). *Contaminated soil-90*. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe. Vol. 1 s. 713-720.

Horvitz, L. 1985. Geochemical exploration for petroleum. *Science*, Vol. 229, No. 4716, s. 821-827.

Hötzl, H ja Sass, I. 1993. Remediation wells equipped with porous polyethylen filters. Teoksessa: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J (toim.). *Contaminated soil-93*. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin. Vol. 1 s. 1403-1404.

Igari, I-S ja Sakata, S. 1992. Fractionation of light hydrocarbons through GC columns packed with rocks and minerals - Implications for natural gas migration. *Geochemical J.* Vol. 26, s. 37-43.

Johnson, P.C. ja Ettinger, R.A. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 25, No. 8, s. 1445-1452.

Johnson, P.C., Kemblowski, M.W. ja Colthardt, J.D. 1990. Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in situ soil venting. *Ground Water*, Vol. 28, No 3, 413-429.

Johnson, T.E. ja Kreamer, D.K. 1994. Physical and mathematical modeling of diesel fuel liquid and Vapor movement in porous media. *Ground Water* Vol. 22, No 4, s. 551-560.

Johnson, A.I., Prill, R.C. ja Morris, P.A. 1963. Specific yield-column drainage and centrifuge moisture content. *USGS Water Supply Paper 1662-A*, 60 s.

- Jury, W.A., Russo, D., Streile, G. ja El Abd, H. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals below the soil surface. *Water Resour. Res.* Vol. 26, s. 13-20.
- Kan, A.T., Fu, G. ja Tomson, M.B. 1994. Adsorptio/desorption hysteresis in organic pollutant and soil/sediment interaction. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 5, s. 859-867.
- Kanninen, M. (toim.) 1992. Muuttuva ilmakehä. Katsaus ilmakehämuutosten peruskysymyksiin. VAPK-kustannus, Helsinki, 163 s.
- Keith, L.H. 1990. Environmental sampling: a summary. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 5, s. 610-617.
- Kelly, T.J., Callahan, P.J., Piell, J. ja Evans, G.F. 1993. Method development and field measurement for polar volatile organic compounds in ambient air. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 6, s. 1146-1153.
- Kerfoot, H.B., 1987a. Shallow-probe soil-gas sampling for indication of ground-water contamination by chloroform. *Inter. J. Anal. Chem.* Vol. 30, s. 167-181.
- Kerfoot, H.B. 1987b. Soil-gas measurement for detection of groundwater contamination by volatile organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 21, No 10. s. 1022-1024.
- Kerfoot, H.B. 1988. Is soil gas analysis an effective means of tracking contaminant plumes in ground water? What are the limitations of the technology currently employed? *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2, s. 54-57.
- Kerfoot, H.B. ja Mayer, L.M. 1986. The use of industrial hygiene samplers for soilgas surveying. *Ground Water Monitoring Rewiew*, Vol. 1, No. 4, s. 76-78.
- Kerfoot, H.B., Mayer, C.L., Durgin, P.B. ja D'Lugosz, J.J. 1988. Measurement of carbon dioxide in soil gases for indication of subsurface hydrocarbon contamination. *Ground Water Monitoring Rewiew*, Vol. 8, No. 2, s. 67-71.
- Kerr, J.M. 1990. Investigation and remediation of VOCs in soil and groundwater. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 2, s. 172-173.
- Keyes, B.R. ja Silcox, G.D. 1994. Fundamental study of the thermal desorption of toluene from montmorillonite clay particles. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 5, s. 840-849.
- King, F.H. 1899. Principles and conditions of the movement of ground water. USGS 19th ann. Rept. pt. 2. s. 85-91.
- Kirkegaard, C. 1988. Provetagning af poreluft i den umaettede zone for forureningsbedømmelse. Indlaeg ved ATV-Vintermødet om grundvandsforurening.
- Kirschner Jr, F.E. ja Bloomburg, G.L. 1988. Vadose zone monitorin: An early warning system. *Ground Water Monitoring Rewiew*, Vol. 8, No. 2, s. 49-50.
- Kohnke, H. 1968. Soil physics. McGraw-Hill Book Company, New York 1968, 224 s.
- Kontturi, O. The development of the state of glasiofluvial landscape in Finland. *Fennia*, Vol.

162, No. 1, s. 63-80.

Kontturi, O ja Lyytikäinen, A. 1985. Kymenlaakson harjuluonto. Valtakunnallinen harjututkimus, raportti 34. Kymenlaakson seutukaavaliiton julkaisu A:22, 159 s.

Kontturi, O ja Lyytikäinen, A. 1987a. Etelä-Karjalan harjuluonto. Valtakunnallinen harjututkimus, raportti 36. Etelä-Karjalan seutukaavaliitto 3-87, 130 s.

Kontturi, O ja Lyytikäinen, A. 1987b. Varsinais-Suomen harjuluonto, valtakunnallinen harjututkimus, raportti 36. Varsinais-Suomen seutukaavaliitto 1987, 178 s.

Kramer, J.H., Cullen, S.J. ja Everett, L.G. 1992. Vadose zone monitoring with the neutron moisture probe. *Ground Water Monitoring Rev.* Vol. 7, No. 3. s. 177-187.

Kujansuu, R., ja Niemelä, J. 1990. 1. Maaperämuodostumat. Suomen kartasto, vihko 123-126, Geologia. Suomen kartasto ja Suomen maantieteellinen seura, Helsinki, s. 9-10.

Lehr, J.H. 1988. The misunderstood world of unsaturated flow (editorial). *Ground Water Monitoring Rev.* Vol. 8, No. 2, s. 4-6.

Laird, D.A., Yen, P.Y., Koskinen, W.C., Steinheimer, T.R. ja Doedy, R.H. 1994. Sorption of atrazine on soil clay components. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 6, s. 1054-1061.

Lamè, F.P.J. ja Defize, P.R. 1993. Sampling of contaminated soil: Sampling error in relation to sample size and segregation. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 10, s. 2035-2044.

Lane, D.A. 1982. Mobile mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 16, No. 1, s. 38A-46A.

Lappalainen, V., Eerola, M. ja Patrikainen, P. 1985. Katsaus geologiaan. Teoksessa: Korhonen, K.-H., Hartikainen, J., Hitunen, R., Jääskeläinen, H. ja Kleemola, J. (toim.): RIL 157-I Geomekaniikka I. Suomen rakennusinsinöörien liitto, Helsinki, s. 19-74.

Leminen, K., Pitkänen, E., Puntti, E. ja Forss, P. 1993. Maaperähygieeniset tutkimukset Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/1993, 126 s.

Leppäjärvi, R. (toim.) 1990. Hydrologinen vuosikirja 1984-1986. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki, 235 s.

Levin, J.-O., Lindahl, R. ja Anderson, K. 1986. A passive sampler for formaldehyde in air using 2,4-dinitrophenylhydrazine-coated glass fiber filters. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 20, No. 12, s. 1273-1276.

Lindhardt, B., Andersen, L. ja Christensen, T.H. 1993. Experimental determination of organic vapour fluxes from coal tar polluted soil. Teoksessa: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J (toim.). Contaminated soil-93. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin. Vol. 1 s. 247-255.

Lindmark, P. 1994. Miljögeotekniska fältundersökningsmetoder, Provtagning av porgas. Statens geotekniska institut, Varia 416, s. 64-71.

Lin, T.-F., Little, J.C. ja Nazaroff, W.W. 1994. Transport and sorption of volatile organic

- compounds and water vapor within dry soil grains. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28, No. 2, s. 322-330.
- Little, J.C., Daisey, J.M. ja Nazaroff, W.W. 1992. Transport of subsurface contaminants into buildings. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 11, s. 2058-2066.
- Liu, K. ja Dickhut, R.M. 1994. Saturation vapor pressures and thermodynamic properties of benzene and selected chlorinated benzenes at environmental temperatures. *Chemosphere* Vol. 29, No. 3, s. 581-589.
- Lojander, M. 1985. Geomekaaniset ominaisuudet. Teoksessa: Korhonen, K-H., Hartikainen, J., Hitunen, R., Jääskeläinen, H. ja Kleemola, J. (toim.): RIL 157-I Geomekaniikka I. Suomen rakennusinsinöörien liitto, Helsinki, s. 91-124.
- Loureiro, C.O., Abriola, L.M., Martin, J.E. ja Sestro, R.G. 1990. Three-dimensional simulation of radon transport into houses with basements under constant negative pressure. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 9, s. 1338-1348.
- MacKay, D.M., Roberts, P.V. ja Cherry, J.A. 1985. Transport of organic contaminants in groundwater. Distribution and fate of chemicals in sand and gravel aquifers. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 19, No. 5, s. 384-392.
- MacMurry, P.H., ja Grosjean, D. 1985. Gas and aerosol wall losses in teflon film smog chambers. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 19, No. 12, s. 1176-1182.
- Madsen, E.L. 1991. Determining in situ biodegradation. Facts and challenges. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 25, No. 10, s. 1663-1673.
- Majewski, M.S., Glotfelty, D.E., Paw, K.T. ja Seiber, J.N. 1990. A field comparison of several methods for measuring pesticide evaporation rates from soil. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 10, s. 1490-1497.
- Marley, M.C., Hazebrouck, D.J. ja Walsh, M.T. 1992. The application of in situ air sparging as an innovative soils and ground water remediation technology. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 12, No. 2, s. 137-154.
- Marrin, D.L. 1988. Soil-gas sampling and misinterpretation. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2, s. 51-54.
- Marrin, D.L. ja Kerfoot, H.B. 1988. Soil-gas surveying techniques. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 22, No. 7, s. 740-745.
- Massmann, J.W. 1989. Applying groundwater flow models in vapor extraction system design. *J. Environmental Eng.* Vol. 115, No. 1, s. 129-149.
- Massmann, J. ja Farrier, D.F. 1992. Effects of atmospheric pressure on gas transport in vadose zone. *Water Resour. Res.* Vol. 28, No. 3, s. 777-791.
- Mathews, A.P. ja Zayas, I. 1990. Particle size and shape effects on adsorption rate parameters. *J. Environ. Eng.* Vol. 115, No. 1, s. 41-55.

- Matz, G., Schröder, W. ja Kesners, P. 1990. Fast on-site analysis: a mobile GC/MS system in comparison with laboratory analytics. Teoksessa: Arendt, F., Hinsenveld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). Contaminated soil-90. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe. Vol. 1 s. 767-774.
- McCarthy, K.A. ja Johnson, R.L. 1993. Transport of volatile organic compounds across the capillary fringe. *Water Resources Res.* Vol. 29, No. 6. s. 1675-1683.
- McKee, C.R. ja Bumb, A.C. 1988. A three-dimensional analytical model to aid in selecting monitoring locations in the vadose zone. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2. s. 124-136.
- McNerney, R.T. 1989. Continuous vapor monitoring of leaks. *Pollution Engineering*, September 1989, s.96-102.
- Meijer, D.H. 1990. On-site analysis, future or fantasy? Teoksessa: Arendt, F., Hinsenveld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). Contaminated soil-90. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe. Vol. 1 s. 780-791.
- Meinzer, O.E. 1923a. The occurrence of ground water in the United States. USGS Water-supply paper No. 489, 321 s.
- Meinzer, O.E. 1923b. Outline of ground-water hydrology. USGS Water supply paper No. 494, 71 s.
- Mendoza, C.A. ja Frind, E.O. 1990. Advective-dispersive transport of dense organic vapors in the unsaturated zone. 1. Model development. *Water Resources Res.* Vol. 26, No. 3, s. 379-387.
- Mendoza, C.A. ja Frind, E.O. 1990. Advective-dispersive transport of dense organic vapors in the unsaturated zone. 2. Sensitivity analysis. *Water Resources Res.* Vol. 26, No. 3, s. 388-398.
- Mickham, J.T., Bellandi, R. ja Tiffet Jr, E.C. 1989. Equipment decontamination procedures for ground water and vadose zone monitoring programs, status and prospects. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 9, No. 3, s. 100-121.
- Millington, R.J. 1959. Gas diffusion in porous media. *Science* Vol. 130, s. 100-102.
- Millington, R.J. ja Quirk, J.P. 1960. Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.* Vol. 57, Part 12, s. 1200-1207.
- Moldrup, P., Poulsen, T.G., Rolston, D.E., Yamaguchi, T. ja Hansen, A.A. 1994. Integrated flux model for unsteady transport of trace organic chemicals in soils. *Soil. Sci.* Vol. 157, No. 3, s. 137-152.
- Montazer, P., Weeks, E.P., Thamir, F., Hammermeister, D., Yard, S.N. ja Hofrichter, P. 1988. Monitoring the vadose zone in fractured tuff. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2. s. 72-88.
- Moseley, C.L. ja Meyer, M.R. 1992. Petroleum contamination of an elementary school: a case history involving air, soil-gas and groundwater monitoring. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 1, s. 185-192.

- Mälkki, E. ja Soveri, J. 1986. Pohjavesi. Teoksessa: Mustonen, S., Kuusisto, E., Leskelä, H. ja Vakkilainen, P. (toim.): Sovellettu hydrologia. Vesiyhdistys ry. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä, 1986. s. 101-151.
- Nazaroff, W.W., Lewis, S.R., Doyle, S.M., Moed, B.A. ja Nero A.V. 1987. Experiments on pollutant transport from soil into residential basements by pressure-driven airflow. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 21, No. 5, 459-466.
- Nilson, R.H., Peterson, E.W., Lie K.H., Burkhard, N.R., ja Hearst, J.R. 1991. Atmospheric pumping, a mechanism causing vertical transport of contaminated gases through fractured permeable media. *J. Geophys. Res.* Vol. 96, s. 21933-21948.
- Okko, V. 1994. Maaperä. Rankama, K. (toim.): Suomen geologia. Kirjayhtymä, Helsinki, 1964.
- Ostendorf, D.W. 1990. Long term fate and transport of immiscible aviation gasoline in the subsurface environment. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 22, No. 6, s. 37-44.
- Ostendorf, D.W. ja Kampbell, D.H. 1991. Biodegradation of hydrocarbon vapors in the unsaturated zone. *Water Resources Res.* Vol. 27, No. 4, s. 453-462.
- Parkhurst, D.F. 1984. Optimal sampling geometry for hazardous waste sites. *Environ Sci. Technol.* Vol. 18, No. 7, s. 521-523.
- Pellizzarri, E.D., Carpenter, B.H., Bunch, J.E. 1975a. Collection and analysis of trace organic vapor pollutants in ambient atmospheres. Thermal desorption of organic vapors from sorbent media. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 9, No. 6, s. 552-555.
- Pellizzarri, E.D., Bunch, J.E., ja Carpenter, B.H. 1975b. Collection and analysis of trace organic vapor pollutants in ambient atmospheres. Technique for evaluating concentration of vapor sorbent media. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 9, No. 6, s. 555-560.
- Pennell, K.D., Rhue, R.D., Rao, P.S.C. ja Johnston, C.T. 1992. Vapor-phase sorption of p-xylene and water on soil and clay minerals. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 4, s. 756-763.
- Peterson, M.S., Lion, L.W. ja Shoemaker, C.A. 1988. Influence of vapor-phase sorption and diffusion on the fate of trichloroethylene in an unsaturated aquifer system. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 22, No. 5, s. 571-578.
- Petty, J.D., Huckins, J.N. ja Zajicek, J.L. 1993. Application of semipermeable membrane devices (SPMDs) as passive air samplers. *Chemosphere* Vol. 27, No. 9, s. 1609-1624.
- Pitkänen, E., Forss, P. ja Sihvonen, K. 1990. Ruoholahden maaperähygieeninen tutkimus. Helsingin kaupunki, terveystoimi, valvontaosasto, 18 s.
- Poe, S.H., Valsaraj, K.T., Thibodeaux, L.J. ja Springer, C. 1988. Equilibrium vapor phase adsorption of volatile organic chemicals on dry soils. *J. Hazardous Materials*, Vol. 19, s. 17-32.
- Prill, R.C., Johnson, A.I. ja Morris, D.A. 1965. Specific yield-laboratory experiments showing the effect of time on column drainage. USGS Water Supply Paper 1662-B, 55 s.
- Puolanne, J., Pyy, O. ja Jeltsch, U. (toim.) 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely

- Suomessa. Saastuneiden maa-aluiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, Muistio 5/1994, 218 s.
- Pyka Y.M. 1993. Investigation of subsurface contaminations by hydrocarbons, using CO₂-, CH₄- and O₂-measurement in soil gas. Teoksessa: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J. (toim.). Contaminated soil-93. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin. Vol. 1 s. 943-974.
- Rao, P.S.C. 1990. Sorption of organic contaminants. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 22, No. 6, s. 1-6.
- Rao, P.S.C., Ogwada, R.A. ja Rhue, R.D. 1989. Adsorption of volatile organic compounds on anhydrous and hydrated sorbents: equilibrium adsorption and energetics. *Chemosphere* Vol. 18, Nos. 11/12, s. 2177-2191.
- Raport, D. 1992. Soil gas surveys evaluate contamination on site. *Pollution prevention*, February 1992, s. 59-63.
- Reimer, G.M. 1980. Use of soil-gas helium concentrations for earthquake prediction: Limitations imposed by diurnal variation. *J. Geophys. Res.* 85B, s. 3107-3114.
- Rhue, R.D., Rao, P.S.C. ja Smith, R.E. 1988. Vapor-phase adsorption of alkylbenzenes and water on soils and clays. *Chemosphere* Vol. 17, No. 4, s. 727-741.
- Rich, C.A. ja Beck, B.M. 1990. Experimental screen design for more sediment-free sampling. s. 76-81 teoksessa: Nielsen, D.M. ja Johnson, A.I. (toim.) 1990. Ground water and vadose zone monitoring. American society for testing and materials, special technical publication 1053, 313 s.
- Rogers, R.D., McFarlane, J.C. ja Cross, A.J. 1980. Adsorption and desorption of benzene in two soils and montmorillonite clay. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 14, No. 4, s. 457-460.
- Rosenberger, A. ja Koch, M. 1990. Extensive on-site analysis of light aromatic and chlorinated hydrocarbons in soil gas by means on mobile gas chromatograph (GC). Teoksessa: Arendt, F., Hinsenfeld, M. ja van der Brink, W.J. (toim.). Contaminated soil-90. Kulwert Academic Publ. Proc. 3rd Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 10.-14.12. 1993, Karlsruhe. Vol. 1 s. 807-810.
- Rounds, S.A. , Tiffany, B.A. ja Pankow, J.F. 1993. Description of gas/particle kinetics with an intraparticle diffusion model: Desorption experiments. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 2, s. 366-377.
- Rutherford, D.W., Chiou, C.T. ja Kile, D.E. 1992. Influence of soil organic matter composition on the partition of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 2, s. 336-340.
- Sabaljic, A. ja Gusten, H. 1989. Predicting henry's law constants for polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* Vol. 19, No. 10/11, s. 1503-1511.
- Salo, V., Pitkänen, E., Puntti, E. ja Forss, P. 1992. Selvitys Helsingin kaupungin rakennusviraston Veräjämäen keskusvaraston maaperästä ja pohjavedestä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/1992, 14 s.
- Sass, I., Frank, K. ja Bruckner, F. 1993. Comparison between porous polyethylene filters and

conventional slot-screens in soil gas extraction wells. Teoksessa: Arendt, F., Annokke, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J (toim.). Contaminated soil-93. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5. 1993, Berlin. Vol. 1 s. 1437-1447.

Schalla, R. ja Walters, W.H. 1990. Rationale for the design of monitoring well screens and filter packs. s. 64-75 teoksessa: Nielsen, D.M. ja Johnson, A.I. (toim.) 1990. Ground water and vadose zone monitoring. American society for testing and materials, special technical publication 1053, 313 s.

SGY 1980. Kairausopas I, painokairaus, tärykairaus, heijarikairaus. Suomen Geoteknillinen yhdistys r.y. ja Rakentajain Kustannus Oy, Helsinki, 40 s.

Senum, G.I. 1981. Theoretical collection efficiencies of adsorbent samplers. Environ. Sci. Technol. Vol. 15, No. 9, s. 1073-1075.

Seshardi, S. ja Bozzelli, J.W. 1983. Collection of vapors of selected cholorocarbons and benzene on Tenax GC. Chemosphere Vol. 12, No. 6, s. 809-820.

Setälä, A. 1992. Kemikaalien maaperäkäyttämisen arvioimisessa merkittäviä tekijöitä. Ympäristö ja Terveys, vsk. 23, No. 2-3, s. 132-138.

Shah, J.J. ja Singh, H.B. 1988. Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air. A national VOCs data base. Environ. Sci. Technol. Vol. 22, No.12, s. 1381-1388.

Shikaze, S.G., Sudicky, E.A. ja Mendoza, C.A. 1994. Simulation of dense vapor migration in discretely fractured geologic media. Water Resources Res. Vol. 30, No. 7, s. 1993-2009.

Shimamura, K. 1992. Gas diffusion through compacted sands. Soil Sci. Vol. 153, No. 4, s. 274-279.

Shonnard, D.R. ja Bell, R.L. 1993. Benzene emissions from a contaminated air-dry soil with fluctuations of soil temperature or relative humidity. Environ. Sci. Technol. Vol. 27, No. 13, s. 2909-2913.

Shonnard, D.R., Bell, R.L. ja Jackman, A.P. 1993. Effects of nonlinear sorption on the diffusion of benzene and dichloromethane from two air-dry soils. Environ. Sci. Technol. Vol. 27, No. 3, s. 457-466.

Silka, L.R. 1988. Simulation of vapor transport through the unsaturated zone-Interpretation of soil-gas surveys. Ground Water Monitoring Rew. Vol. 8, No. 2, s. 115-123.

Simunek, J. ja Suarez, D.L. 1993. Modelling of carbon dioxide transport and production in soil. 1. Model development. Water Resour. Res. Vol. 29, No 2, s. 487-497.

Sinervo, T. ja Ahonen, S. 1990. Viljelymaan ja kasvisten raskasmetallipitoisuudet Helsingin alueella 1985. Helsingin kaupunki, terveysvirasto, valvontaosasto, ?? s.

Sleep, B.E. ja Sykes, J.F. 1989. Modeling the transport of volatile organics in variably saturated media. Water Resources Res. Vol. 25, No. 1, s. 81-92.

Smith, J.A., Chiou, C.T., Kammer, J.A. ja Kile, D.E. 1990. Effects of soil moisture on the

- sorption of trichloroethylene vapor to vadose-zone soil at Picatinny Arsenal, New Jersey. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 5, s. 676-683.
- Soveri, U. 1956. The mineralogical composition of argillaceous sediments of Finland. *Suomalaisen tiedeakatemian toimituksia, sarja A III, geologica-geographica*, 48, 32 s.
- Spalding, R.F. ja Kitchen, L.A. 1988. Nitrate in the intermediate vadose zone beneath irrigated cropland. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2, s. 89-95.
- Springer, D.S., Keller, E.A., Everett, L.G. ja Eccles, L.A. 1991. Laboratory demonstration of hydrocarbon migration in the vadose zone: Effectiveness of the U-tube design for underground storage tank leak detection monitoring. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 11, No. 4, s. 133-138.
- Steinberg, S.M. ja Kreamer, D.K. 1993. Evaluation of the sorption of volatile organic compounds by unsaturated calcareous soil from Southern Nevada using inverse gas chromatography. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 27, No. 5, s.883-888.
- Stephens, D., Unruh, M., Havlena, J., Knowlton Jr, R.G., Mattson, E. ja Cox, W. 1988. Vadose zone characterization of low-permeability sediments using field permeameters. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 2, s. 59-66.
- Suarez, D.L. ja Simunek, J. 1993. Modelling of carbon dioxide transport and production in soil. 2. Parameter selection, sensitivity analysis, and comparison of model predictions to field data. *Water Resources Res.* Vol. 29, No 2, s. 499-513.
- Suchomel, K.H., Kreamer, D.K. ja Long, A. 1990. Production and transport of carbon dioxide in a contaminated vadose zone: A stable and radioactive carbon isotope study. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, No. 12, s. 1824-1831.
- Tammirinne, M. 1969. Kitkamaalajien rakenne ja kokoonpuristuvuus. Valtion teknillinen tutkimuslaitos, tiedotus, sarja III-rakennus 136, 128 s.
- Terhune, C.L. ja Harden, J.W. 1991. Seasonal variations of carbon dioxide concentrations in stony, coarse-textured desert soils of southern Nevada, USA. *Soil Sci.* Vol. 151, No. 6, s. 417-429.
- Thomas, J.M. ja Ward, C.H. 1989. In situ bioremediation of organic chemicals in the subsurface. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 23, No. 7. s. 760-766.
- Thompson, G.M. ja Marrin, D.L. 1987. Soil gas contaminant investigations: a dynamic approach. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 7, No. 3, s. 88-93.
- Thoms, S.R. ja Lion, L.W. 1992. Competition and enhancement of VOC sorption at low sorbent moisture contents. *Chemosphere* Vol. 25, No. 11, s. 1707-1719.
- Tolppanen, J. 1989. Saastuneiden maa-alueiden aiheuttaman pohjavesien likaantumisen arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisusarja No. 197, 72 s.
- Vakkilainen, P. ja Soveri, J. 1986. Maavedet. Teoksessa: Mustonen, S., Kuusisto, E., Leskelä, H. ja Vakkilainen, P. (toim.): Sovellettu hydrologia. Julkaisija: Vesiyhdistys ry. Mäntän Kir-

Japaino Oy, Mänttä, 1986. s. 82-100.

Valo, R. 1992. Saastuneiden maa-alueiden kunnostus biotekniikalla. Ympäristö ja Terveys, vsk. 23, No. 2-3, s. 139-143.

van der Griend, A.A. ja Owe, M. 1994. Bare soil surface resistance to evaporation by vapor diffusion under semiarid conditions. *Water Resources Res.* Vol. 30, No. 2, s. 181-188.

Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals, 2. edition. Van Nostrand Reinhold Company, New York. 1310 s. ISBN 0-442-28802-6.

Versylus, J. 1917. Die kapillarität der boden. *Inst. Mitt. F. Bodenn.* Vol. 7, s. 117-140.

Voudrias, E.A. ja Li, C. 1992. Importance of Knudsen diffusion on benzene vapor transport in unsaturated soil. *Chemosphere* Vol.25, No. 5, s. 651-633.

Wallingford, E.D., DiGiano, F.A. ja Miller, C.T. 1988). Evaluation of Carbon adsorption method for sampling gasoline vapors in the subsurface. *Ground Water Monitoring Rew.* Vol. 8, No. 4, s. 85-92.

Washington, J.W., Rose, A.W., Ciolkosz, E.J. ja Dobos, R.R. 1994. Gaseous diffusion and permeability in four soil profiles in Central Pennsylvania. *Soil Sci.* Vol. 157, No. 2, s. 65-76.

Weeks, E.P. 1978. Field determination of vertical permeability to air in the unsaturated zone. *U.S. Geol. Surv. Prof. Pap.*, 1051, s. 1-41.

Wehrle, K. 1993. Soil vapor extraction (SVE): Limitations. Teoksessa: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. ja van der Brink, W.J (toim.). Contaminated soil-93. Kulwert Academic Publ. Proc. 4th Int. KfK/TNO Conf. Contaminated Soil, 3.-7.5.1993, Berlin. Vol. 1 s. 1463-1465.

Weir, G.J. 1989. Unsaturated vertical flows above a water table. *Water Resources Res.* Vol. 25, No. 1, s. 55-60.

Winqvist, K. 1990. Huoneilman radonpitoisuuden ennustaminen maaperän ominaisuuksien perusteella. Raportti, Ympäristöministeriö.

You, F. ja Bidleman, T.F. 1984. Influence of volatility on the collection of polycyclic aromatic hydrocarbon vapors with polyurethane foam. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 18, No. 5, s. 330-333.

Zaidel, J. ja Russo, D. 1993. Analytical Models of steady state organic species transport in the vadose zone with kinetically controlled volatilization and dissolution. *Water Resources. Res.* Vol. 29, No 10, s. 3343-3356.

HELSINGIN KAUPUNGIN
YMPÄRISTÖKESKUS
Sturenkatu 25
00510 HELSINKI

KUVAILULEHTI

Tekijä(t)			
Erkki Paatonen			
Nimike			
Huokoskaasu maaperän ja pohjaveden saastuneisuuden kuvaajana			
Julkaisija	Julkaisu-aika	Sivumäärä	Litteet
Helsingin kaupungin ympäristökeskus	1995	64	
Sarjan nimike		Osanumero	
Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja		2/95	
ISSN-numero 1235-9718	Kieli		
ISBN-numero 951-772-643-0	Koko teos	Tiivistelmä	Taulukot
	fin	fin, swe	Kuvatestit
Avainsanat			
huokoskaasu, saastunut maaperä, VOC, maaperä, pohjavesi			
UDK			
Lisätietoja:			
Eeva Linkola, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, ympäristövalvontayksikkö Viipurinkatu 2 00510 Helsinki puh. 7099 2457			

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 1994

1. Lasten sairastuvuus päiväkodeissa ja ryhmäperhepäiväkodeissa Helsingissä ja Mäntsälässä
2. Jauhelihan laatu Helsingissä vuosina 1990 - 1993
3. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelma vuosille 1994 - 98
4. Terveystieteiden toimipisteiden jätehuolto
5. Review of the state of the environment in Helsinki
6. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1993
7. Saastuneiden maa-alueiden kunnostusmenetelmät Helsingissä
8. Ääneneristävyys helsinkiläisissä kerrostaloissa
9. Miljövärdn i Helsingfors stad
Målsättnings- och åtgärdsprogram för åren 1994 - 1998
10. Pohjaeläimistö ja pohjasedimentti Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1991
11. Korujen nikkelpitoisuuden valvonta
12. Ilmansaasteet, iskeemiset sydänsairaudet ja aivoverenkiertohäiriöt Helsingissä
13. Haihtuvat orgaaniset yhdisteet huoneilmassa
14. Helsingin herkkien väestöryhmien toimipisteiden pihapiirin ilmanlaatu ja melutasot
15. Pikkulapsille tarkoitettujen leikkikalujen mekaaninen ja fyysinen turvallisuus
16. Ilmansaasteiden vaikutus poissaoloihin ja hengitystieinfektioihin Helsingissä 1987 - 1991

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 1995

1. Töölönlahden sedimentin kunto ja sisäinen kuormitus
2. Huokoskaasu maaperän ja pohjaveden saastuneisuuden kuvaajana

Julkaisujen tilaus:

ympäristökeskuksen tiedotus
Sturenkatu 25, 00510 HELSINKI
puh. 7099 2815, fax 7099 2842

ISSN 1235-9718
ISBN 951-772-643-0